

Program **Prostředí pro život**

Projekt SS06010441

**Emise skleníkových plynů z čistíren odpadních vod
a možnosti jejich snížení**

Souhrnná výzkumná zpráva



Praha, březen 2026

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.

Česká informační agentura životního prostředí

- Mgr. Miroslav Havránek
- RNDr. Ivana Kopecká Ph.D.
- Ing. Petr Bažil

Odborní garanti pracovního balíčku:

Ministerstvo životního prostředí

- Mgr. Michal Daňhelka

Souhrnná 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. SS02030027-V2.



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.

Abstrakt

V průběhu tří let (2023-2026) jsme testovali vliv provozních parametrů na produkci a emise skleníkových plynů (oxidu uhličitého, metanu a oxidu dusného) na modelové (domovní) čistírně odpadních vod. Zároveň jsme měřili emise plynů z otevřených provzdušňovaných nádrží reálných komunálních čistíren odpadních vod (ČOV). Měření jsme prováděli na hladině nádrží v plovoucí průtokové komoře. Z provedených měření vyplývá, že pozornost je třeba zaměřit primárně na oxid dusný – i když hmotnostní koncentrace N_2O je v porovnání s ostatními plyny nízká, jeho potenciál globálního oteplování je násobně vyšší. Navíc produkce N_2O velmi citlivě reaguje na změny provozních parametrů v technologii čištění odpadních vod. Z dat naměřených v reálných provozech byly stanoveny emisní faktory pro komunální ČOV a byl stanoven nový emisní faktor metanu pro odpadní vody čištěné na ČOV pro vykazování v rámci Národního inventarizačního systému (NIS) České republiky.

Klíčová slova: skleníkové plyny, čistírna odpadních vod, plovoucí průtoková komora, oxid dusný, emisní faktor, NIS

Abstract

Over a three-year period (2023–2026), we investigated the influence of operational parameters on the production and emission of greenhouse gases (carbon dioxide, methane, and nitrous oxide) using a model (domestic) wastewater treatment plant. Concurrently, gas emissions from open aeration tanks at full-scale municipal wastewater treatment plants (WWTPs) were measured. These measurements were conducted at the water surface using a floating flux chamber. The results indicate that primary attention should be focused on nitrous oxide; although its mass concentration is low compared to other gases, its global warming potential (GWP) is several times higher. Furthermore, N_2O production is highly sensitive to changes in operational parameters within the wastewater treatment technology. Based on the data collected from full-scale operations, emission factors for municipal WWTPs were determined, and a new methane emission factor for wastewater treated at WWTPs was established for reporting within the National Inventory System (NIS) of the Czech Republic.

Keywords: greenhouse gases, wastewater treatment plant, floating flux chamber, nitrous oxide, emission factor, NIS

Obsah

1. Úvod a cíle	1
2. Testování na modelovém/poloprovozním zařízení	5
2.1 Metodika testů	5
2.2 Výsledky	5
2.3 Zjištění na základě provedených testů	18
3. Měření emisí na reálných komunálních čistírnách odpadních vod	20
3.1 Metodika výběru ČOV a měření emisí	20
3.2 Výsledky měření emisí na reálných ČOV	21
3.3 Zjištění na základě provedených měření na reálných komunálních ČOV	26
3.3.1 Statistická analýza	26
3.3.2 Měrné výrobní emise a emisních faktory pro velikostní kategorie ČOV	36
3.3.3 Stanovení emisního faktoru pro metan	37
4. Závěry	39
5. Literatura	41

1. Úvod a cíle

Tato souhrnná výzkumná zpráva vznikla jako výstup projektu SS06010441 „Emise skleníkových plynů z čistíren odpadních vod a možnosti jejich snížení“, který byl financován se státní podporou Technologické agentury ČR a Ministerstva životního prostředí ČR v rámci Programu Prostředí pro život.

Hlavním cílem projektu 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. Dílčím cílem projektu bylo měřením stanovit emise CH_4 a N_2O z reálných komunálních čistíren odpadních vod (ČOV) a na základě takto naměřených hodnot stanovit emisní faktory pro jednotlivé plyny, které následně přispějí ke zpřesnění národních inventur skleníkových plynů pro příslušnou zdrojovou kategorii. Měření byla provedena zejména na technologiích, které jsou v ČR nejvíce zastoupeny a mají významné podíly na objemu zpracovávaných odpadních vod v ČR.

Nadměrné emise skleníkových plynů do atmosféry přímo přispívají ke globálnímu 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, slouží ukazatel GWP (Global Warming Potential). GWP je poměr tepla zachyceného jednotkou hmoty plynu ve srovnání s jednotkou hmoty CO_2 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 (CO_2e), zatímco 1 kg oxidu dusného odpovídá účinku 273 kg oxidu uhličitého (CO_2e) [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.

Česká republika v rámci závazků vyplývajících z Rámcové úmluvy OSN o změně klimatu (UNFCCC), Kjótského protokolu a Pařížské dohody každoročně reportuje emise skleníkových plynů v jednotlivých sektorech ekonomiky. Koordinaci národní inventarizace zajišťuje Český hydrometeorologický ústav, přičemž sektor odpadů je vykazován v kategorii 5 a čištění komunálních odpadních vod je zařazeno do podkategorie 5.D.1. V této kategorii jsou v současnosti vykazovány emise metanu (CH_4) a oxidu dusného (N_2O), zatímco oxid uhličitý vznikající při biologickém rozkladu organických látek je považován za biogenní a není do inventarizace zahrnován. Používaný přístup vychází z metodických pokynů IPCC pro inventarizaci skleníkových plynů, které definují více úrovní přesnosti výpočtu (Tier 1 – Tier 3). Stávající národní metodika pro komunální čistírny odpadních vod využívá přístup založený na bilančním odhadu množství organického znečištění vstupujícího do systému a aplikaci emisních faktorů. Výchozím parametrem je celkové množství organického zatížení produkovaného populací (TOW, Total Organic Waste), které je stanoveno jako součin počtu

obyvatel a průměrné hodnoty biochemické spotřeby kyslíku na obyvatele. Takto stanovené množství organického znečištění je následně rozděleno podle způsobu nakládání s odpadními vodami na část napojenou na kanalizační systém a část nezachycenou kanalizací, která zahrnuje lokální systémy jako septiky, žumpy nebo domovní čistírny odpadních vod.

Pro nezachycené odpadní vody jsou emise metanu odhadovány pomocí emisního faktoru vycházejícího z maximální kapacity produkce metanu (B_0) a korekčního faktoru pro metan (MCF), který reprezentuje míru anaerobních podmínek v daném systému. V případě vod zachycených kanalizačním systémem je nejprve zohledněno dodatečné organické zatížení z průmyslových a komerčních zdrojů a následně je odečteno množství organické hmoty využité pro produkci bioplynu na komunálních čistírnách odpadních vod. Upravený tok organického znečištění je poté rozdělen na část zpracovanou na čistírnách odpadních vod a část vypouštěnou bez čištění. Pro jednotlivé toky jsou aplikovány specifické emisní faktory definované jako součin parametrů B_0 a MCF, přičemž pro odpadní vody zpracované na komunálních čistírnách je v národní metodice použita specifická hodnota MCF pro Českou republiku. Celkové emise methanu jsou následně stanoveny jako součet emisí ze tří dílčích toků – odpadních vod nezachycených kanalizací, vod zpracovaných na čistírnách odpadních vod a vod zachycených kanalizačním systémem, avšak dále nečištěných. Tento přístup představuje bilanční metodu založenou na agregovaných aktivních datech na národní úrovni a standardizovaných emisních faktorech. Metodika umožňuje konzistentní a mezinárodně srovnatelné vykazování emisí, avšak současně nezohledňuje technologickou variabilitu jednotlivých čistíren odpadních vod, rozdílné provozní podmínky ani časovou dynamiku emisí. Emise skleníkových plynů z biologického čištění odpadních vod vznikají v důsledku mikrobiálních transformačních procesů uhlíku a dusíku a vykazují významnou prostorovou i časovou variabilitu, která není bilanční metodou plně postížena. Používané emisní faktory proto představují zjednodušení skutečných procesů a mohou být zatíženy významnou nejistotou. Tyto skutečnosti byly zohledněny při návrhu výzkumné metodiky projektu, která vycházela ze stávajícího inventarizačního přístupu a směřovala k jeho zpřesnění a lepší reprezentaci reálných emisí z komunálních čistíren odpadních vod.

Nejběžněji se v České republice pro čištění komunálních odpadních vod používá systém centralizované čistírny odpadních vod (ČOV), kam je odpadní voda přiváděna gravitačním nebo tlakovým kanalizačním systémem. Na kanalizaci s čistírnou odpadních vod je připojeno přibližně 82 % obyvatel. To znamená, že odpady jejich metabolismu (kromě vydýchaného CO_2) odcházejí jako komunální odpadní vody do kanalizace a jsou centrálně čištěny. Bilančně (podle dat z roku 2024 pro cca 4100 ČOV) to představuje roční přísun 235 tisíc tun BSK_5 , resp. 550 tisíc tun CHSK_{Cr} . Úkolem čistíren odpadních vod je převést splašky na jednoduché produkty, především mineralizovat organický uhlík na CO_2 a dusík na N_2 (nebo alespoň na N-NO_3^-). K tradičnímu úkolu ČOV – co nejlépe čistit odpadní vody a chránit recipienty – přibývá požadavek na ochranu atmosféry.

Čistírny odpadních vod produkují:

- 1) vyčištěnou odpadní vodu, vypouštěnou na definovaném místě do vodního toku/recipientu;
- 2) kaly, odvážené z ČOV k dalšímu využití či likvidaci;
- 3) plyny, odváděné nebo unikající do atmosféry. Ty jsou předmětem tohoto projektu.

ČOV produkují především tři plyny – oxid uhličitý (CO_2), metan (CH_4) a oxid dusný (N_2O), standardně označované jako skleníkové plyny (GHG). Uvedený roční přísun organického uhlíku lze přepočítat

na teoretickou produkci CO₂, tj. cca 350 tisíc tun CO₂ za rok podle přiváděného BSK₅. Výpočet z přísunu CHSK je 650 tisíc tun CO₂ za rok, zahrnuje ovšem i produkci kalu. Emise N₂O fakticky jen doplňují produkci (recirkulaci) dusíku (N₂), jehož nekonečný rezervoár je v atmosféře. CO₂ vzniká především respirací - aerobní respirací pokud je akceptorem elektronu vzdušný kyslík, při nedostatku kyslíku pak anaerobní respirací, kdy je akceptorem elektronu dusičnan. Ve striktně anaerobním prostředí (v kalu apod.) pak nastupuje proces fermentace a část fermentací vzniklého CO₂ transformují methanogenní *Archea* na metan. Organicky vázaný (bílkovinný) dusík je heterotrofními bakteriemi mineralizován na amonný iont (amonifikace), který pak autotrofní nitrifikující bakterie postupně oxidují na dusitan a dusičnan. Dusičnan jako poměrně stabilní terminální produkt oxidace dusíku může být v ČOV odstraňován navozením podmínek nitrátové respirace (denitrifikace) omezením přísunu vzduchu (prostorově nebo střídáním fází aerace). Dusík se takto vrací do atmosféry, ovšem obohacený o meziprodukt N₂O, zhruba v řádu procenta uvolněného dusíku [4]. N₂O vzniká a uvolňuje se také při nitrifikaci, i když denitrifikační cesta je zřejmě podstatně výkonnější. Při obou procesech podporuje produkci N₂O pozitivní koncentrace kyslíku v médiu – relativně nízká pro nitrifikaci a relativně vysoká pro denitrifikaci [5,6,7]. Tato situace je typická pro provoz aerované aktivity. Procesy transformace dusíku v aktivacích nádrží jsou zásadně kontrolovány aktuální koncentrací N-NH₄⁺ a N-NO₃⁻, která se mění nezávisle na koncentracích uhlíkatých substrátů pro respiraci, fermentaci a metanogenezi.

Pro mineralizaci organického materiálu v ČOV a tedy pro respiraci (a nitrifikaci) je základním technologickým článkem aktivace, čili intenzivní aerace směsi předčištěných splašků a aktivovaného kalu, většinou v otevřených nádržích [8]. Aerace udržuje v nádržích kal ve vznosu a zajišťuje aerobní podmínky, systém však není homogenní, protože vločky aktivovaného kalu jsou prostorové útvary a hlavně mikrobiální konsorcia, která podle gradientu kyslíku uvnitř vločky provozují současně aerobní i anaerobní procesy. V provozních podmínkách „nitrifikující aktivace“ udržuje aerace koncentraci kyslíku ve vodě na úrovni cca 4 mg/l a plyny odcházející přes hladinu do atmosféry indikují produkci všech tří GHG, tj. CO₂, CH₄ a N₂O. Produkce GHG v anaerobních stupních (vyhňování, kalové hospodářství) není předmětem projektu a plyny, které zde vznikají, lze obecně zachytit a dále využívat.

Měření produkce plynů je možné realizovat řadou přístupů specifických podle typu vlastních měření koncentrace plynů (stacionární, průtokové), ale hlavně s různým přístupem ke vzorkování [9,10,11,12]. Především lze stanovit přímo koncentrace plynů rozpuštěných ve vodě – odběrem statického vzorku a stanovením koncentrace plynů nebo selektivní sondou. Tento způsob je vhodný pro stojaté vody a pro relativně klidně proudící vody tekoucí. Pro měření výstupu plynů do atmosféry lze v těchto podmínkách využít různé „pasti“, tj. komory plovoucí na hladině a akumulaci plynů v nich během expozice. Pro bilancování přísunu GHG do atmosféry je tento způsob použitelný pouze tehdy, pokud je ebulice přes hladinu do atmosféry kontrolována nasycením vody rozpuštěnými plyny (vysokou produkcí GHG). Pro kontinuálně (a intenzivně) provzdušňované aktivační nádrže poskytuje tento přístup jen omezeně aplikovatelné výsledky. Pro měření přímých emisí z otevřených nádrží jsme proto zvolili přístup, který maximálně odpovídá provozu aeračních nádrží. Na hladině nádrže jsou umístěny plovoucí komory s otevřeným dnem, kterými horizontálně prochází vzduch, čerpaný mimo oblast nádrže. Otevřeným dnem do komory přichází směs plynů z hladiny nádrže, tj. směs GHG stripovaná kontinuálně vzduchem z aerátorů, a vzniklá směs je vedena do měřicího přístroje. Od naměřených hodnot se odečítá slepé stanovení – koncentrace GHG v přiváděném vzduchu. Rychlost „horizontálního“ proudění, resp. doba zdržení čerpaného vzduchu v komorách, je podstatně vyšší než únik/produkce plynů z nádrže, takže není třeba dělat korekce na změny objemu - systém

simuluje přirozený výstup plynů z nádrže do atmosféry, vyjádřený po přepočtech na hmotnostní jednotky ($\text{g/m}^2/\text{hod}$).

Poměr koncentrací CO_2 a ostatních plynů je dán, kromě intenzity aerace, především složením aktivační směsi v místě měření, tj. aktuálním stavem degradace splašků, poměrem C:N a stavem mikrobiálních společenstev v kalu. Ve velkých ČOV lze umístěním měřících komor sledovat podélný tok aktivační směsi čistírnou, a odpověď danou složením odcházejících plynů. U menších ČOV většinou není tento gradient z konstrukčních důvodů dostatečně zřetelný, navíc lze na obecné úrovni očekávat problém v nestabilním přítoku do ČOV během denního cyklu.

2. Testování na modelovém/poloprovozním zařízení

2.1 Metodika testů

Cílem dále popsaných testů bylo měřit koncentrace CO_2 , N_2O a CH_4 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. Přebytečný kal je odčerpáván do kalového prostoru. Do čistírny byla přiváděna reálná odpadní voda. Pro modelování koncentrace odpadní vody byla použita akumulací 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-NH_4^+ , N-NO_3^- , N-NO_2^- a N_c).

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. 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.

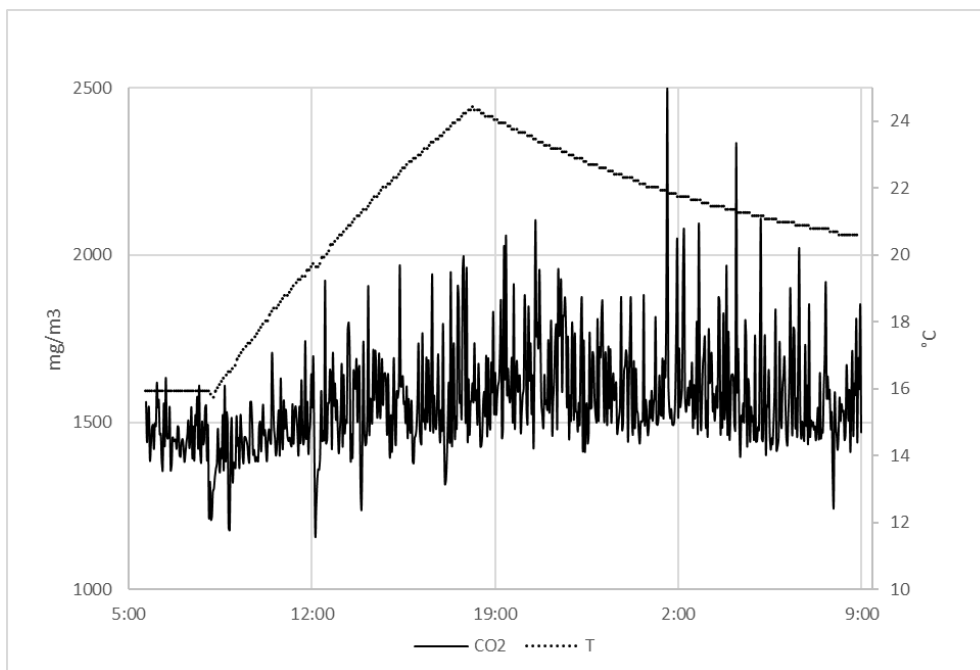
Na modelové ČOV jsme testovali vliv teploty, průtoku odpadní vody (doby zdržení, resp. stáří kalu), intenzity aerace, látkového zatížení a pH. Před zahájením jednotlivých testů byla čistírna vždy provozována beze změny parametrů a byly měřeny koncentrace plynů, abychom získali referenční hodnoty pro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

2.2 Výsledky

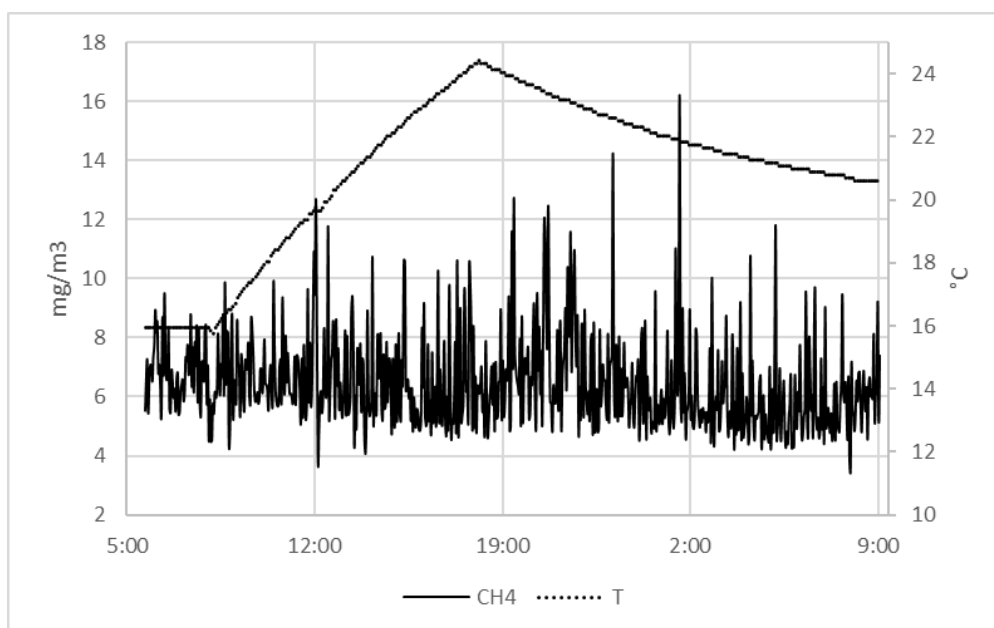
Testování vlivu teploty

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

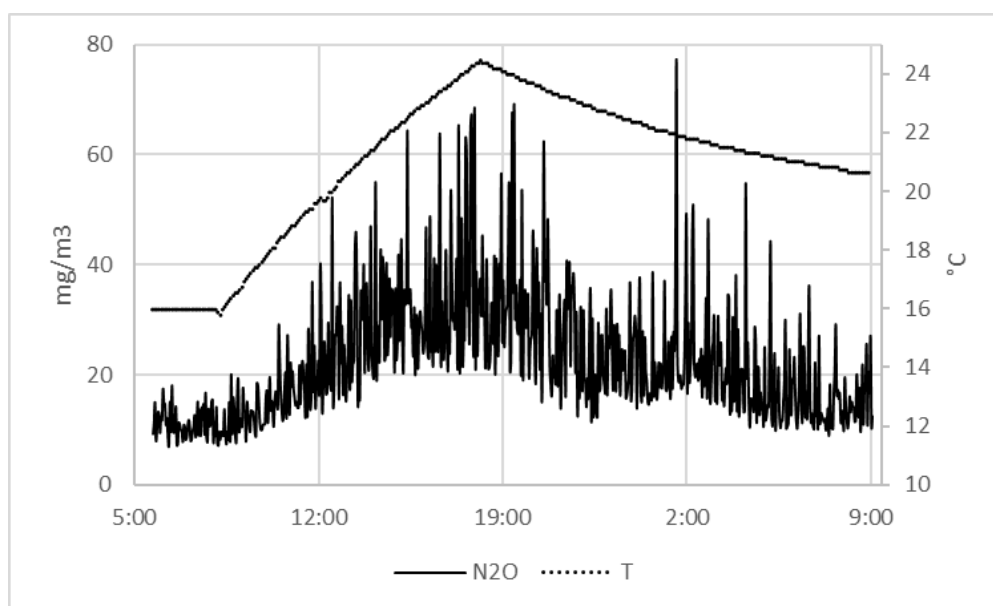
vyneseny koncentrace plynů (CO_2 , CH_4 a N_2O) v měřicí komoře v závislosti na teplotě. Zhruba 12 hodin před tím, než jsme začali nádrž ohřívat, byla čistírna provozována bez změny parametrů a byly měřeny koncentrace plynů, abychom získali hodnoty pro porovnání (referenční hodnoty) a odebírány vzorky 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 CHSKCr 792 mg/l, Nc 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



Obrázek 2 Koncentrace CH_4 v měřicí komoře v závislosti na teplotě



Obrázek 3 Koncentrace N₂O v měřicí komoře v závislosti na teplotě

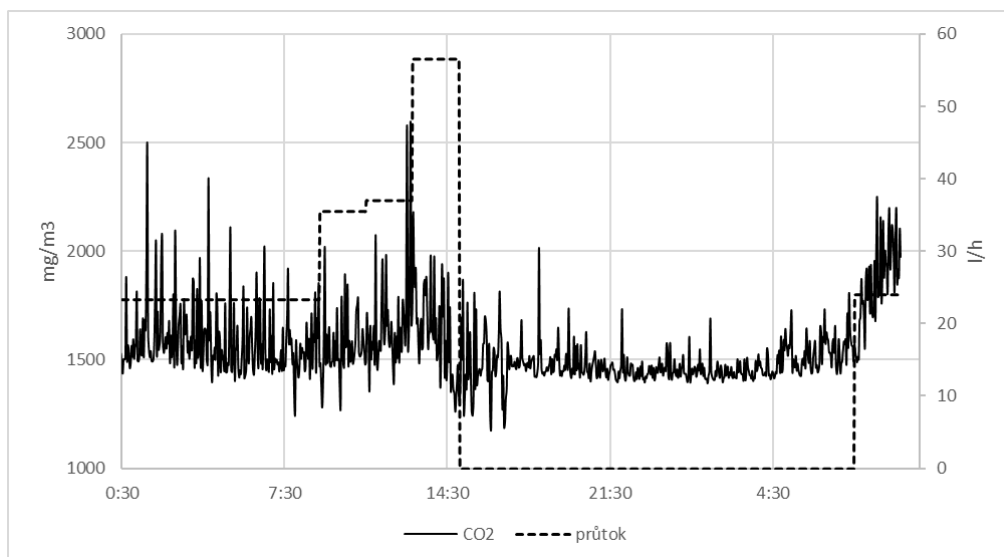
S rostoucí teplotou obecně roste rychlost biologických procesů (respirace, nitrifikace, denitrifikace, fermentace) a klesá rozpustnost plynů ve vodě - plyny mohou být emitovány ve větších množstvích, ale zároveň klesá i koncentrace rozpuštěného kyslíku a tím je ovlivněna degradace organických látek a 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/m³ na 24,46 mg/m³ (s maximem během ohřívání 68,63 mg/m³). Pro CO₂ a CH₄ byly průměrné hodnoty koncentrací během ohřívání nádrže dokonce nižší než referenční hodnoty – průměrně CO₂ klesl z původních 1621,3 mg/m³ na 1514,6 mg/m³ (s maximem 1995,9 mg/m³), resp. CH₄ z původních 8,30 mg/m³ na 6,61 mg/m³ (s maximem 12,69 mg/m³). Průměrná účinnost čištění byla při referenčním provozu čistírny 91,6 % pro CHSK_{Cr}, 98,7 % pro N-NH₄⁺ a 67,5 % pro N_{celk}, v době ohřívání nádrže průměrně 92,8 % pro CHSK_{Cr}, 95,4 % pro N-NH₄⁺ a 74,0 % pro N_{celk}. Při pokusu s ohříváním nádrže nedošlo ke snížení účinnosti čištění.

Testování vlivu průtoku odpadní vody

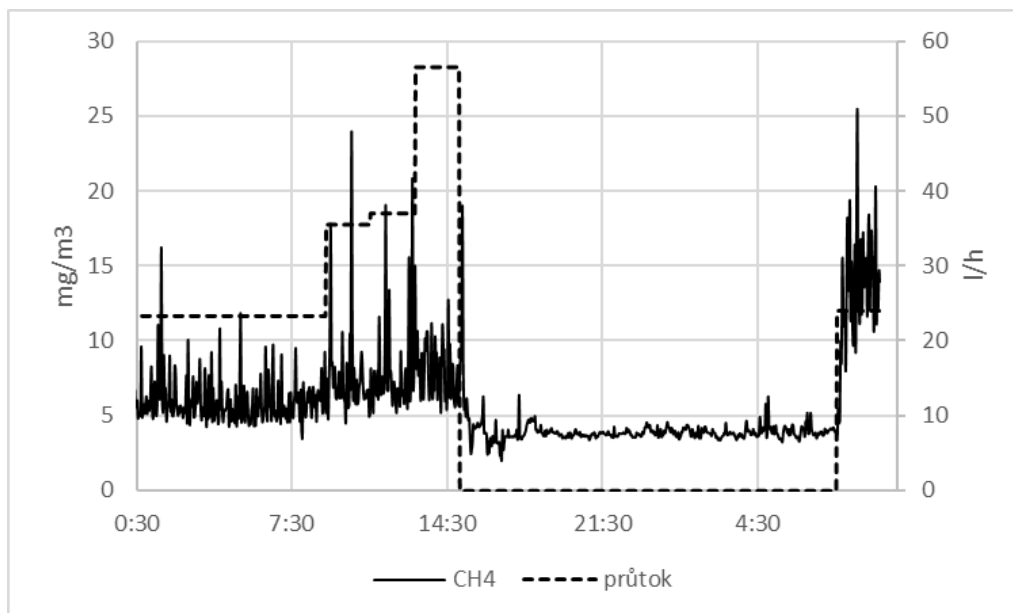
Při testování vlivu průtoku odpadní vody jsme postupně zvyšovali průtok čistírnou (vždy po cca 2 hodinách) z 23 l/h na 56 l/h – maximální průtok byl 1356 l/d, kapacita čistírny 1200 l/d. Po překročení maximální hodnoty byl přítok do čistírny na několik hodin uzavřen a poté byl obnoven na původní (referenční) 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**.

Koncentrace všech plynů se zvyšujícím se průtokem rostly - CO₂ z průměrné koncentrace (při referenčním průtoku) 1603,2 mg/m³ na průměrně 1621,3 mg/m³ při maximálním průtoku, s maximem 2178,5 mg/m³, CH₄ z průměrné koncentrace (při referenčním průtoku) 5,99 mg/m³ na průměrně 7,93 mg/m³ při maximálním průtoku, s maximem 12,72 mg/m³ a N₂O z průměrné koncentrace (při referenčním průtoku) 20,91 mg/m³ na průměrně 39,96 mg/m³ při maximálním průtoku, s maximem

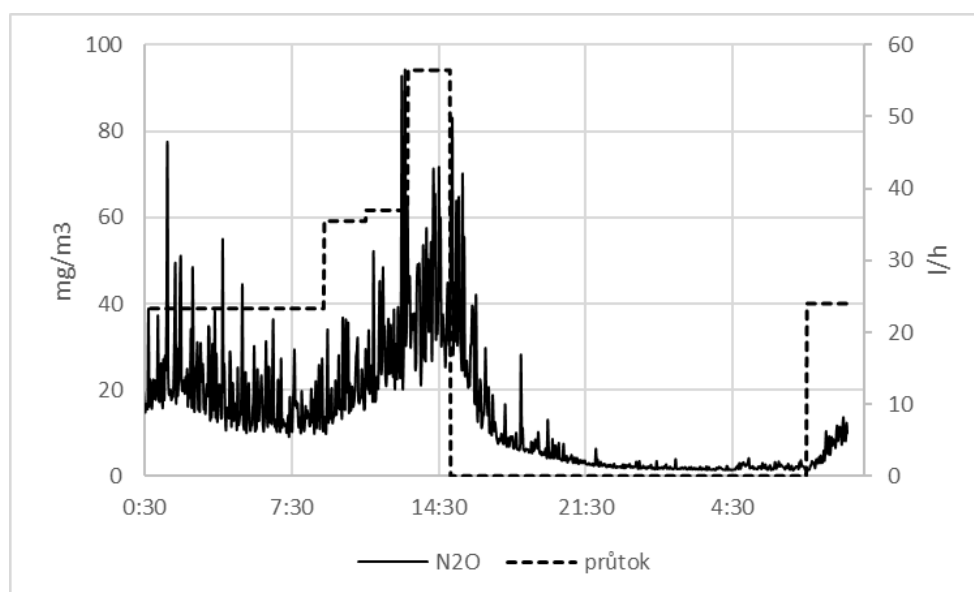
71,57 mg/m³. Průměrná účinnost čištění byla při referenčním provozu čistírny 92,4 % pro CHSK_{Cr}, 97,6 % pro N-NH₄⁺ a 74,4 % pro N_{celk}, v době zvyšování průtoku průměrně 93,9 % pro CHSK_{Cr}, 98,0 % pro N-NH₄⁺ a 74,1 % pro N_{celk}. Při pokusu se zvyšováním průtoku nedošlo ke snížení účinnosti čištění.



Obrázek 4 Koncentrace CO₂ v měřící komoře v závislosti na průtoku odpadní vody



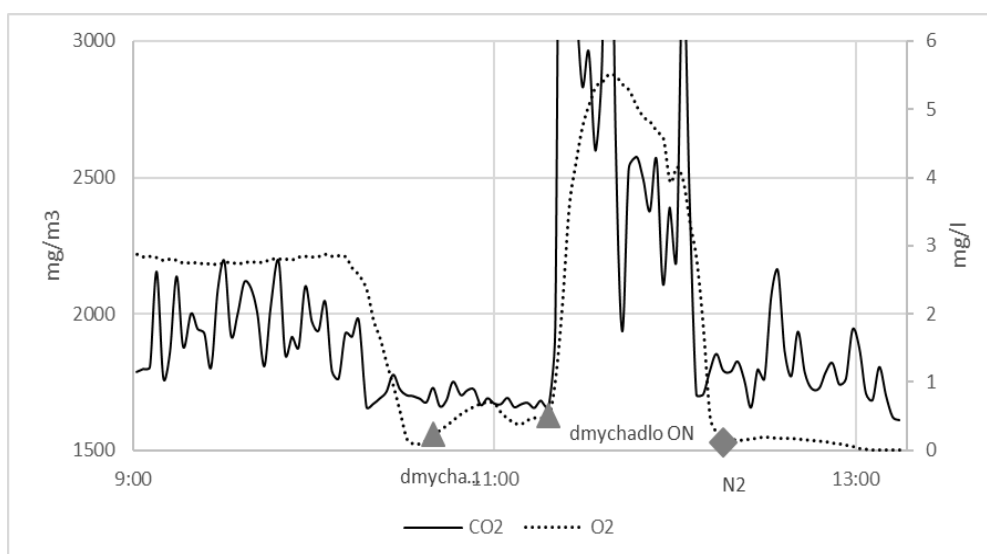
Obrázek 5 Koncentrace CH₄ v měřící komoře v závislosti na průtoku odpadní vody



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

Testování vlivu intenzity aerace

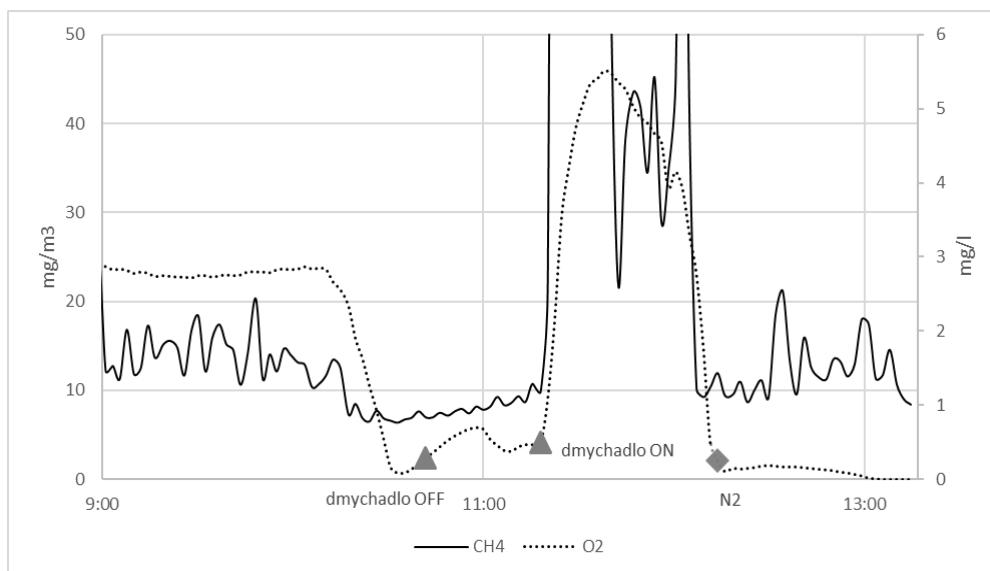
Při testování vlivu intenzity aerace byl postupně snižován výkon dmyhadla, které do aktivační nádrže čistírny vhání vzduch. Po zastavení dmyhadla pracovala čistírna cca 1 hodinu bez přívodu vzduchu (na **Obrázcích 7-9** symbol Δ „dmychadlo OFF“), poté byl přívod vzduchu obnoven na plný výkon dmyhadla (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.



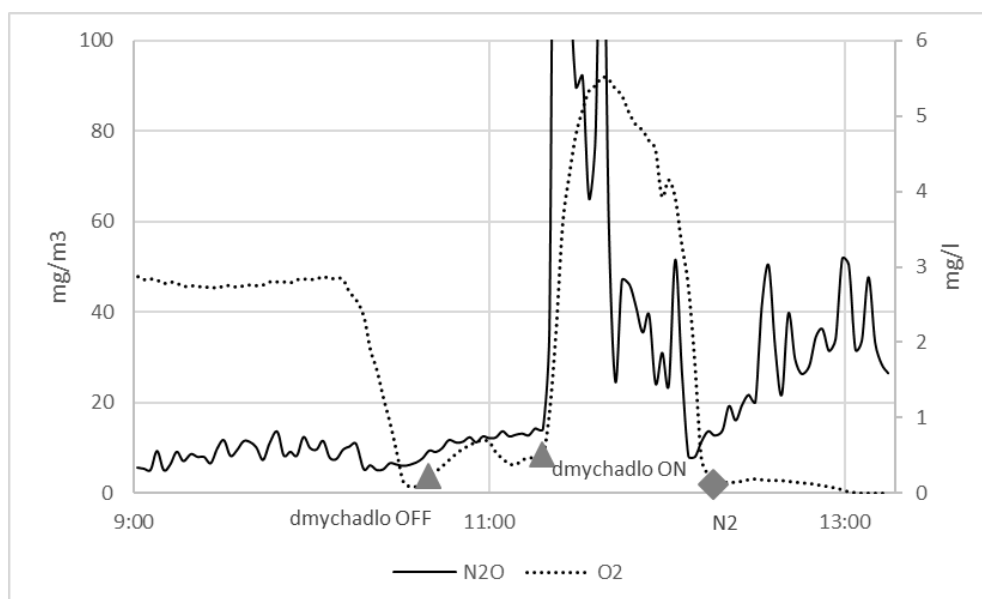
Obrázek 7 Koncentrace CO_2 v měřící komoře v závislosti na intenzitě aerace

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 8 Koncentrace CH_4 v měřící komoře v závislosti na intenzitě aerace



Obrázek 9 Koncentrace N_2O v měřící komoře v závislosti na intenzitě aerace

Se snižující se intenzitou aerace klesaly v měřící komoře koncentrace CO_2 a CH_4 (chybí stripovací efekt), 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 mg/m³ CO_2 před začátkem testu na maximálně 5229,8 mg/m³ CO_2 , resp. z průměrně 14,23 mg/m³ CH_4 na maximálně 194,8 mg/m³ CH_4 , resp. z průměrně 8,71 mg/m³ N_2O na maximálně 243,5 mg/m³ N_2O) – nahromaděné plyny byly vystřikovány z aktivační nádrže. Při stripování plynným dusíkem se zvyšovala koncentrace oxidu dusného (**Obrázek 9**), nitrifikace byla potlačena - oxidace

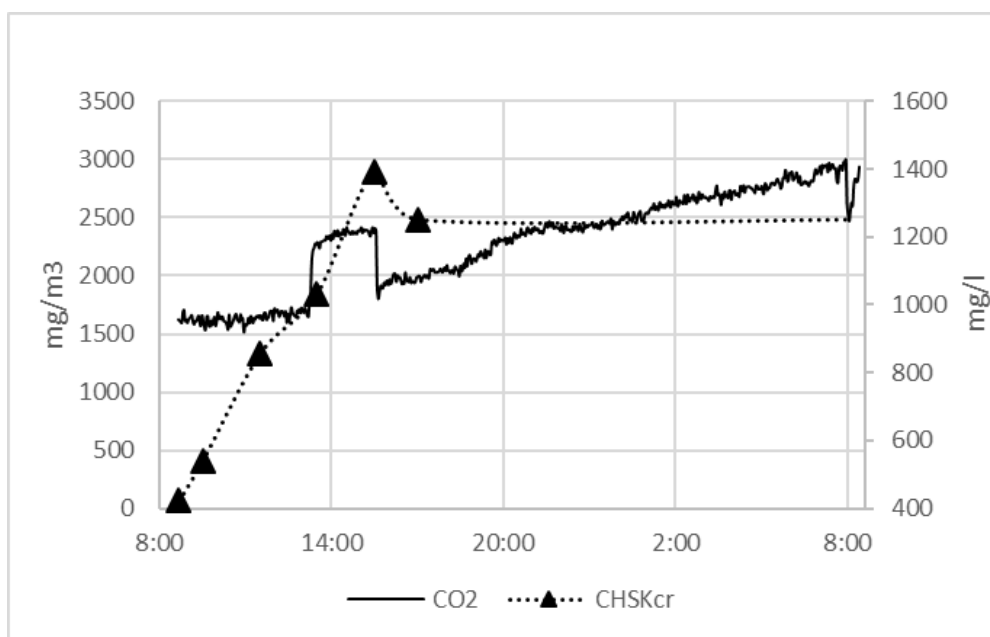
amoniakálního dusíku se zastavila a tím byla zároveň limitována denitrifikace a emise N_2O (vznikajícího jako meziprodukt při neúplné denitrifikaci) rostly.

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).

Testování vlivu látkového zatížení

Zvyšování organického zatížení

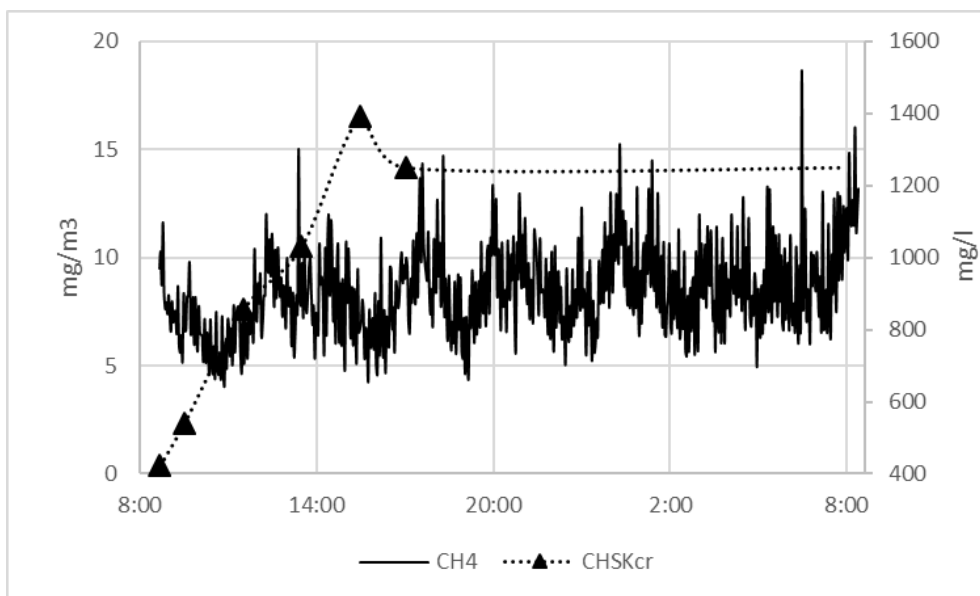
Do zásobní nádrže s odpadní vodou (1 000 litrů) postupně přidávána syrovátka jako zdroj organického substrátu. Koncentrace CHSK_{Cr} v odpadní vodě byla navýšena z počátečních 423 mg/l po přídavicích v intervalu cca 2 hodin na 1390 mg/l, po posledním přídávku a ustálení podmínek v nádrži byla hodnota 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, průtok odpadní vody 25 l/h. 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.



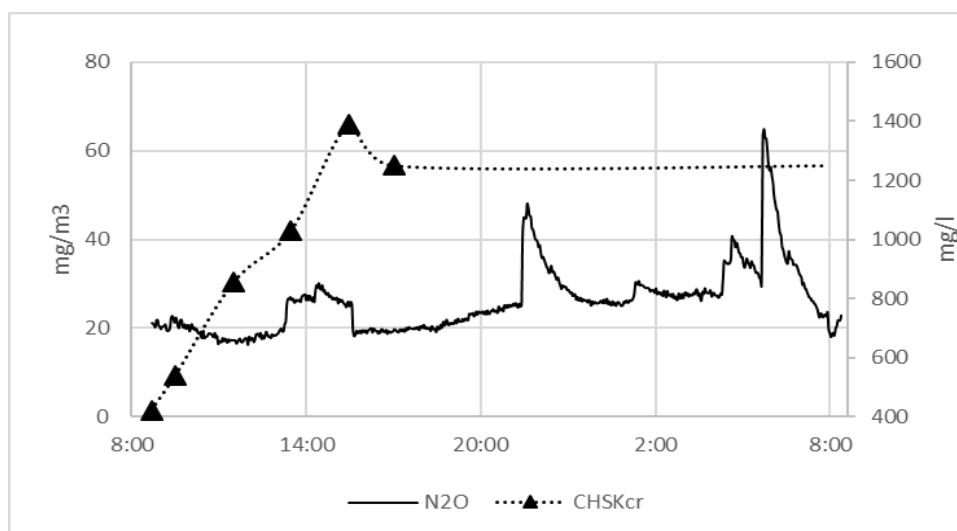
Obrázek 10 Koncentrace CO_2 v měřicí komoře v závislosti na CHSK_{Cr}

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 měřící komoře v závislosti na CHSK_{Cr}

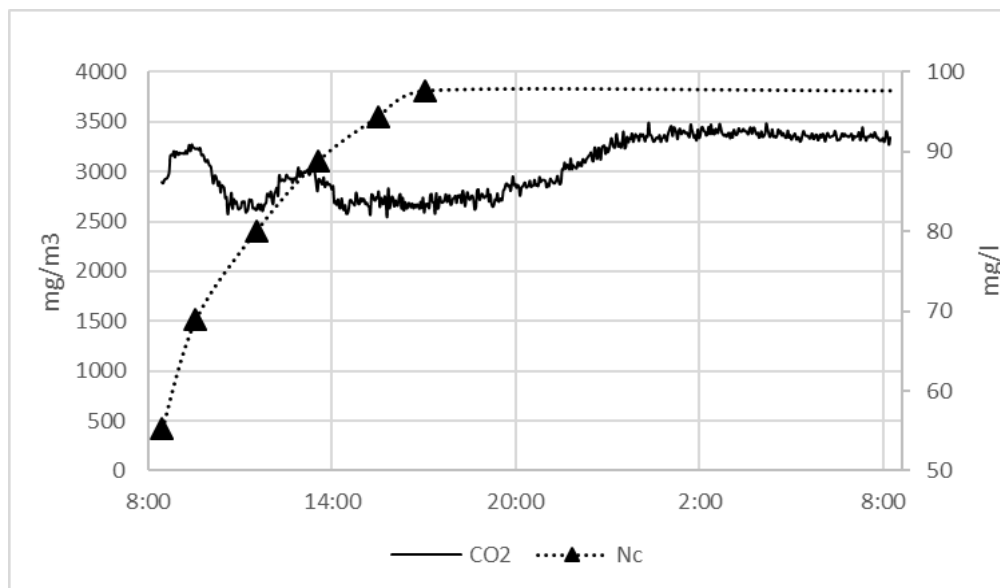


Obrázek 12 Koncentrace N_2O v měřící komoře v závislosti na CHSK_{Cr}

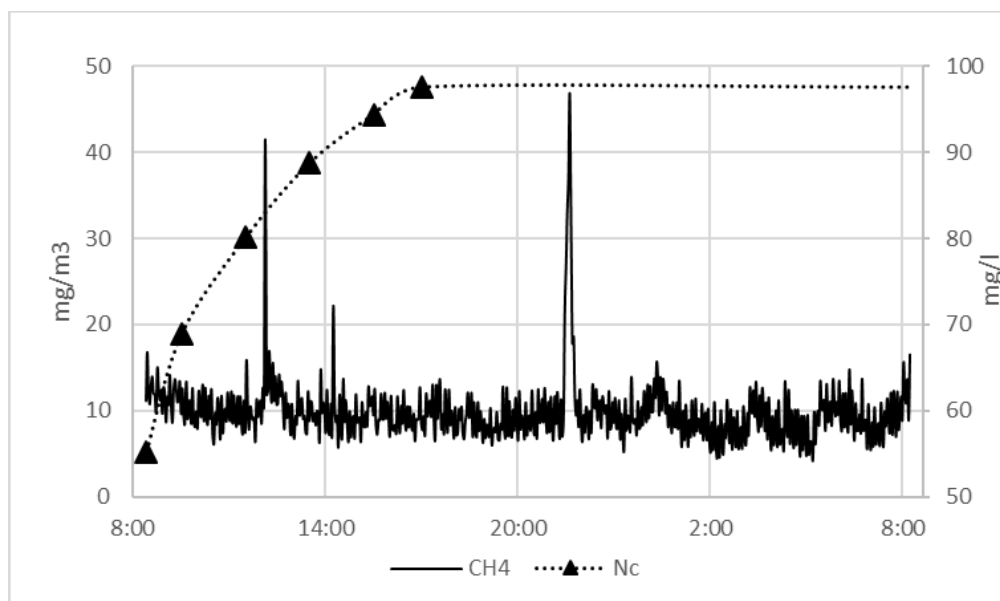
Zvyšování zatížení dusíkem

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 přídavicích 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, průtok 25 l/h. Průběhy koncentrací jednotlivých plynů v měřící 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**).

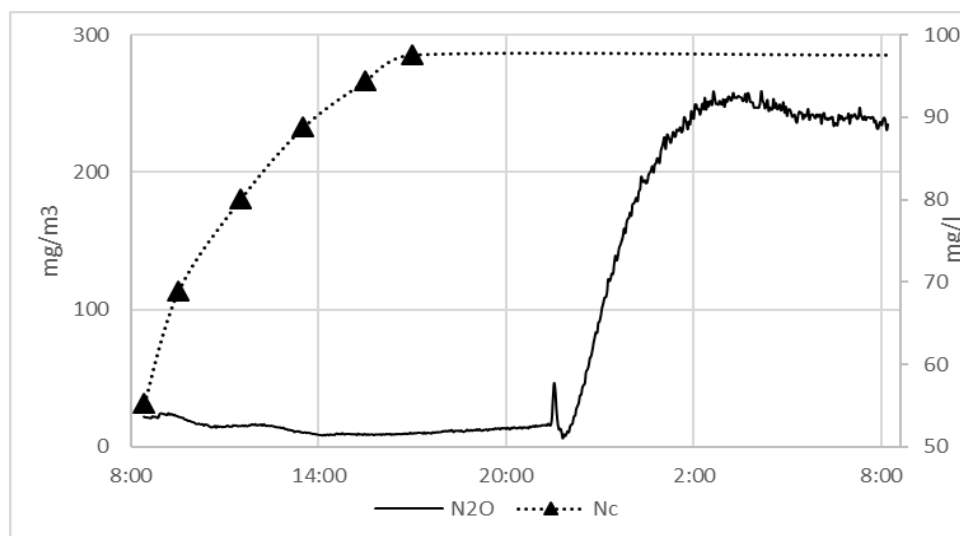


Obrázek 13 Koncentrace CO_2 v měřicí komoře v závislosti na N_c



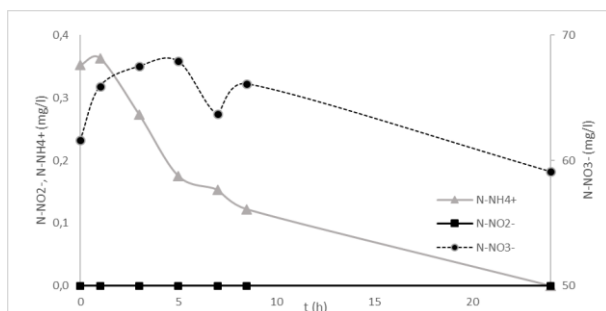
Obrázek 14 Koncentrace CH_4 v měřicí komoře v závislosti na N_c

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 CHSKr , resp. 99 % odstranění N-NH_{4+} .

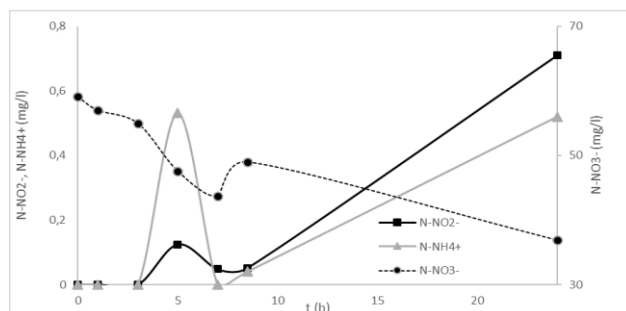


Obrázek 15 Koncentrace N_2O v měřící komoře v závislosti na N_c

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

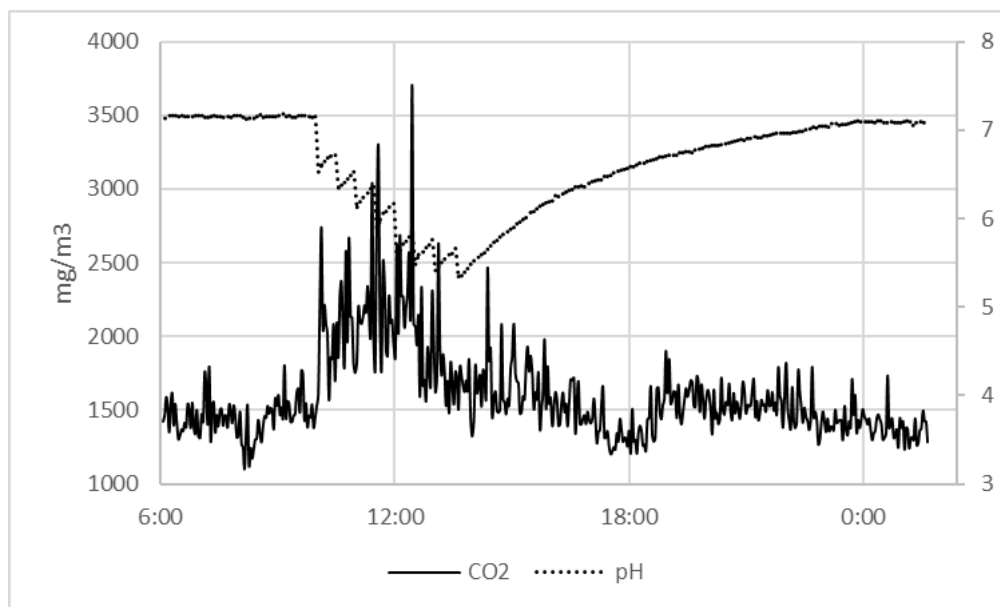


Obrázek 17 Koncentrace forem dusíku v odtékající odpadní vodě při zvyšování zatížení dusíkem

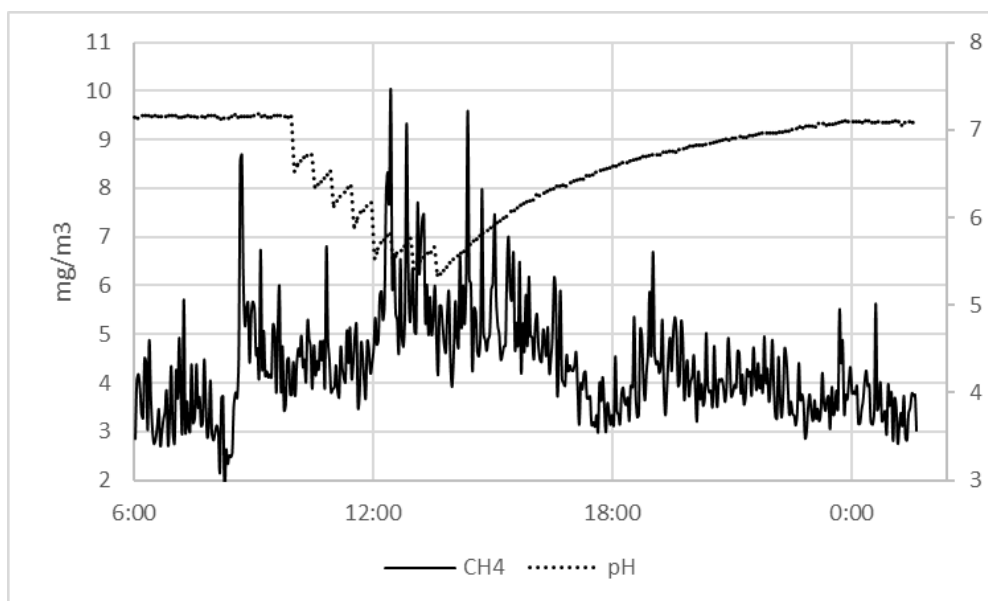
Testování vlivu pH

Při testování vlivu pH byl do aktivační nádrže čistírny nejdříve dávkován roztok kyseliny citronové (200 mg/l). Hodnota pH v aktivační nádrži se snižovala z počátečních 7,2 až na minimální hodnotu 5,3. Teplota v aktivační nádrži během testu byla průměrně 15,5 °C, koncentrace rozpuštěného kyslíku průměrně 4,4 mg/l, průtok 32,8 l/h. Průběhy koncentrací jednotlivých plynů v měřící 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.

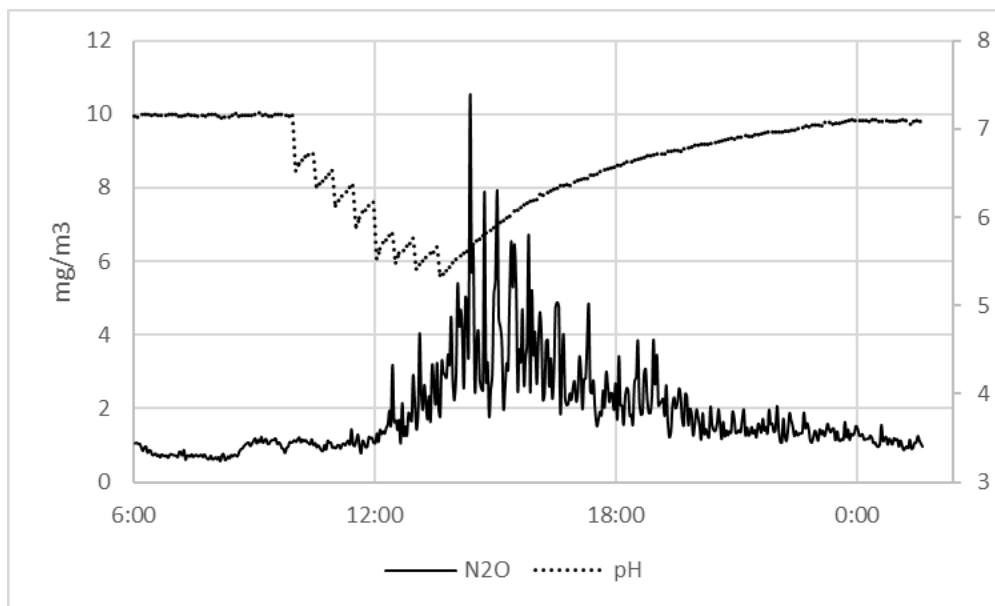


Obrázek 18 Koncentrace CO₂ v měřicí komoře v závislosti na pH (snižování)



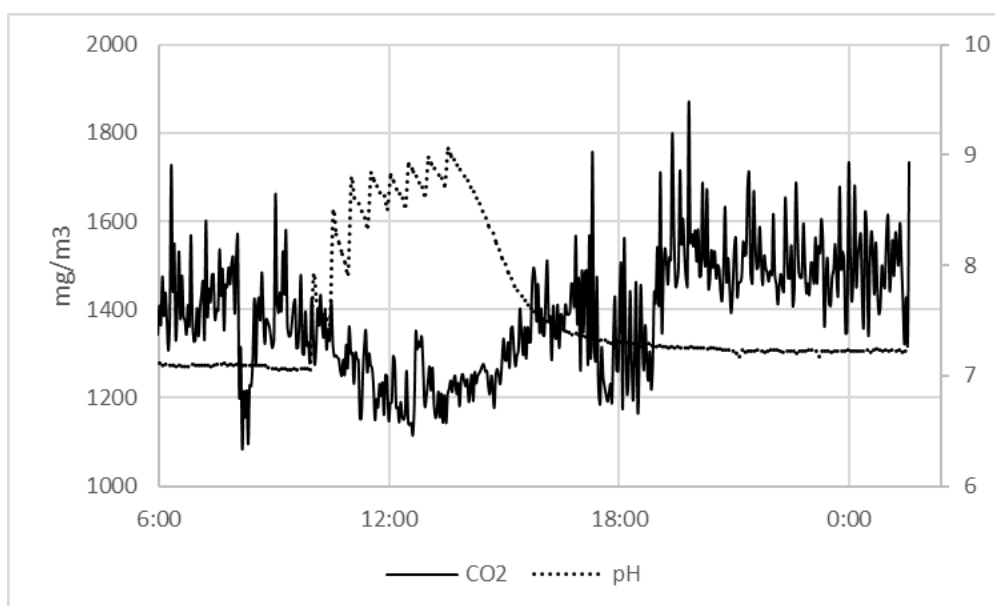
Obrázek 19 Koncentrace CH₄ v měřicí komoře v závislosti na pH (snižování)

Při snižování pH se zvýšila v měřicí komoře koncentrace CO₂ (**Obrázek 18**) z původních průměrně 1453,9 mg/m³ na průměrně 2081,4 mg/m³ při dávkování kyseliny citronové, s maximální hodnotou 3706,2 mg/m³. Po posledním přidavku kyseliny se pH v nádrži samovolně vyrovnávalo a koncentrace CO₂ v měřicí komoře klesaly na původní hodnoty. Ke zvýšení produkce CO₂ v tomto případě ovšem dochází spíše v důsledku posunu chemické rovnováhy uhličitanového systému – při nízkém pH vzniká volný CO₂, který je stripován z nádrže. Koncentrace CH₄ (**Obrázek 19**) se snižujícím se pH mírně vzrostla – z původních průměrně 3,93 mg/m³ na 4,99 mg/m³. Zvýšení koncentrace CH₄ 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 CO₂ snižuje parciální tlak kyslíku v bublinách vzduchu).



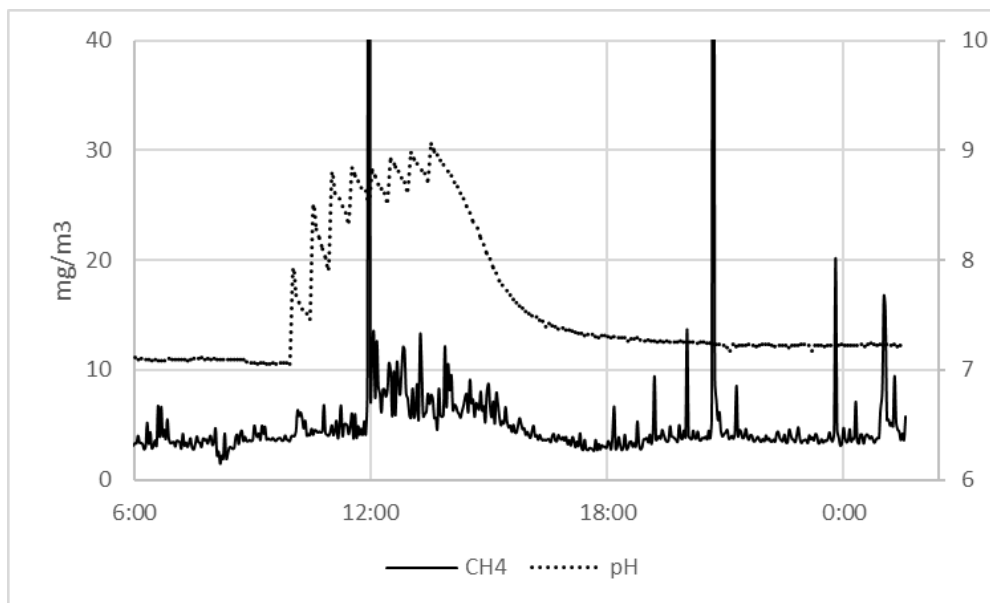
Obrázek 20 Koncentrace N_2O v měřicí komoře v závislosti na pH (snižování)

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.

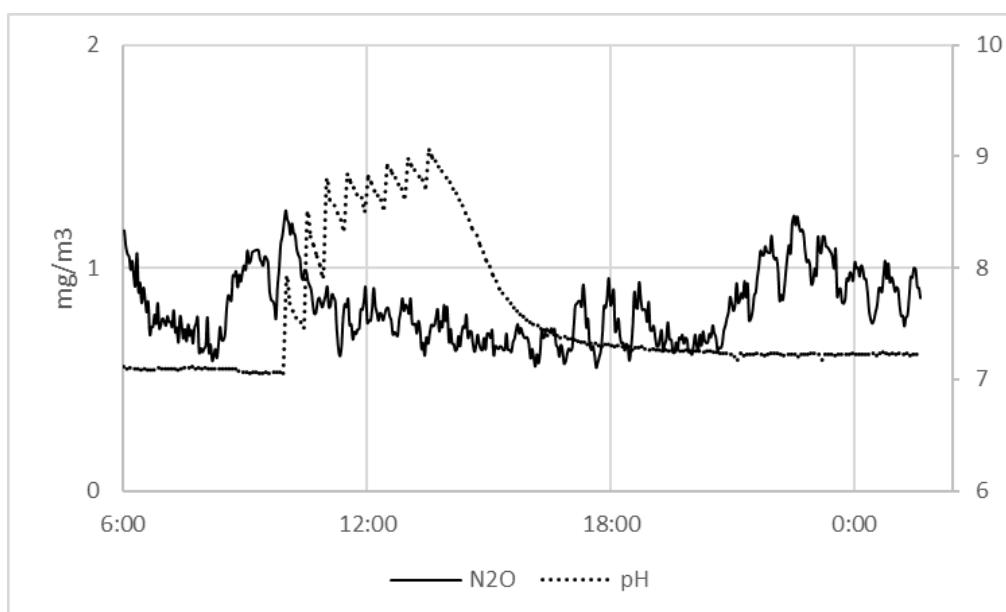


Obrázek 21 Koncentrace CO_2 v měřicí komoře v závislosti na pH (zvyšování)

Po vyrovnání 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 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 mg/m^3 na průměrně 1290,8 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 mg/m³ na průměrně 6,24 mg/m³ při dávkování hydroxidu, ovšem s maximem až 116,8 mg/m³. 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 mg/m³ na průměrně 0,76 mg/m³ při dávkování hydroxidu. Vyšší pH je obecně výhodné pro denitrifikaci, vznikající N_2O je rychle redukován na plyný 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.

2.3 Zjištění na základě provedených testů

Na modelové čistírně odpadních vod jsme ověřovali vliv provozních parametrů na emise CO_2 , CH_4 a N_2O . 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 CO_2 měřené nad hladinou aktivační nádrže byl při testování zásadní vliv pH a chemická rovnováha. Při nízkém pH emise rostou v důsledku posunu uhličitánové rovnováhy směrem k volnému CO_2 , který je následně stripován. Při vysokém pH (nad 8,3) emise CO_2 klesají – volný oxid uhličitý v takovém prostředí není prakticky přítomen. Způsob provzdušňování zásadně ovlivňuje množství emitovaného CO_2 – 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 CO_2 také přímo souvisí s látkovým a hydraulickým zatížením. Při zvýšení organického zatížení vzrostla koncentrace CO_2 v měřicí komoře téměř dvojnásobně, rovněž při zvýšení hydraulického zatížení (průtoku odpadní vody) emise CO_2 rostly. Zvýšení zatížení dusíkem vedlo k mírnému nárůstu emisí CO_2 . Při zvýšení teploty byly emise CO_2 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 CH_4 v provzdušňované aktivační nádrži se simultánní nitrifikací a denitrifikací je limitována přítomností rozpuštěného kyslíku, který potlačuje aktivitu methanogenních mikroorganismů. K emisím CH_4 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 ($\text{pH} > 8$) koncentrace CH_4 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 CH_4 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 CH_4 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 vystřikováním 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.

3. Měření emisí na reálných komunálních čistírnách odpadních vod

3.1 Metodika výběru ČOV a měření emisí

Měření byla realizována na komunálních čistírnách odpadních vod o velikosti 2 000 – >100 000 EO, respektive na provzdušňovaných nádržích těchto ČOV. V kategoriích 2 000 až 10 000 EO a 10 000 až 100 000 EO je v ČR více než 500 čistíren a jsou na nich čištěny dvě třetiny z celkového objemu čištěných odpadních vod. V naprosté většině využívají tyto ČOV mechanicko-biologický (M-B) princip čištění – je to kombinace fyzikálních a biologických procesů, která zajišťuje odstranění nerozpuštěných i rozpuštěných (organických) forem znečištění, dusíku a fosforu. Většina výše zmíněných ČOV využívá tzv. aktivační proces s různými modifikacemi (Ds - anoxický selektor, R – regenerace, D - denitrifikace, N - nitrifikace). Převládají ČOV s postupným/pístovým tokem, kdy odpadní voda prochází čistírnou postupně (jednosměrně) s minimálním zpětným promícháváním. Ve větších a delších nádržích pak koncentrace klesají směrem k odtoku. Jednotlivé nádrže jsou odděleny pevnými přepážkami a mohou v nich být udržovány požadované podmínky (míchání, provzdušňování). Dalším nejběžnějším typem aktivačního procesu je tzv. oběhová aktivace, kde odpadní voda obíhá v biologickém reaktoru, přítok se okamžitě mísí s celým objemem a koncentrační profil je v celém reaktoru podobný (nízký). Pokud jsou v oběhovém reaktoru provzdušňované a neprovzdušňované zóny, nejsou striktně odděleny. Oběhové ČOV jsou odolnější vůči nárazovému přetížení, kvůli nízké koncentraci substrátu však mají nižší reakční rychlosti a vyžadují větší objemy nádrží.

Pro měření byla navržena a otestována měřicí komora, výsledný funkční vzorek komory je jedním z výstupů tohoto projektu. Plyny prostupující nad hladinu nádrže byly jímány v odběrové komoře s otevřeným dnem. Komora s plováky byla umístěna na hladině nádrže. Půdorys komory o objemu cca 48 litrů byl 40 x 60 cm. Na jednom konci komory byl vháněn vzduch tlačnými ventilátory s nastavitelným průtokem trubkami z okolí nádrží. Vzdušina z komory odcházela na protilehlém konci komory. Ze vstupu a výstupu vzduchu z komory byly odebírány hadičkami vzorky vzduchu přes přepínač odběrových míst INNOVA 1409 do plynového analyzátoru INNOVA 1512, který pracuje na fotoakustickém principu. Analyzátor měří současně koncentrace NH_3 , CO_2 , N_2O , CH_4 a H_2O . Stanovení koncentrace všech 5 plynů z jednoho vzorku trvá přibližně 1 minutu. Průtok vzduchu odběrovou komorou byl stanoven měřením rychlosti proudění v přírodním potrubí vrtulkovým anemometrem TESTO 440 v souladu s ČSN 12 4070. Průtok vzduchu v přírodních trubkách se pohyboval okolo 4,5 litru za sekundu. Do celkového průtoku se započítávala i produkce vzdušiny z nádrže, která společně se vzduchem, vháněným do komory tlačným ventilátorem, odcházela výstupním otvorem z komory. Podíl vzdušiny na celkovém průtoku se pohyboval okolo 7 %, v jednom případě dosahoval 15 %. Při každém měření byly použity 2 odběrové komory, které byly rozmístěny tak, aby pokud možno zachytily produkci plynů blízko začátku a konce aeračního procesu. Při měření na ČOV F a jednom měření na ČOV C byla z provozních důvodů použita pouze 1 komora.

Produkce plynů z hladiny nádrže uzavřené odběrovou komorou byla stanovena vynásobením rozdílu naměřených koncentrací na výstupu a vstupu z odběrové komory a průtoku vzduchu komorou. Pro další zpracování byla produkce plynů v gramech přepočítána na 1 m² plochy hladiny za 1 hodinu.

Zároveň byly zjišťovány další provozní charakteristiky – ve sledovaných nádržích byla měřena teplota, pH a koncentrace rozpuštěného kyslíku. Vzorky odpadních vod byly odebírány na přítoku (po primárním předčištění, resp. přímo na přítoku do aktivační nádrže tam, kde to bylo možné), z aktivační nádrže (filtrát po odsazení aktivovaného kalu), kde probíhalo měření a na odtoku z čistírny v intervalu cca 30 minut (analyzovány byly slévané vzorky). Vzorky byly analyzovány v parametrech BSK₅, CHSK_{Cr}, N-NO₂⁻, N-NO₃⁻, N-NH₄⁺ a N_c (a organický a anorganický dusík). Analýzy vzorků byly prováděny ve Zkušební laboratoři technologií a složek životního prostředí VÚV TGM, v.v.i. Od provozovatelů jsme se vždy snažili získat data o průtoku odpadní vody v době měření.

Naměřená data byla dále statisticky vyhodnocena a byla použita jako podklad pro výpočet emisních faktorů pro velikostní kategorie komunálních ČOV. Na základě naměřených dat byl stanoven nový emisní faktor metanu pro odpadní vody čištěné na ČOV, který je plně kompatibilní se strukturou výpočtu používanou v Národním inventarizačním systému. Emisní faktor byl odvozen z přímých měření plošných emisí CH₄ nad biologickými nádržemi a z kvantifikace množství organické hmoty přiváděné na čistírny, stanovené na základě průtoku odpadní vody a koncentrace BSK na přítoku do ČOV. Tento postup umožnil nahradit dosavadní emisní faktor založený na expertním odhadu hodnotou vycházející z reálných provozních dat reprezentativního souboru komunálních čistíren odpadních vod.

3.2 Výsledky měření emisí na reálných ČOV

Od června 2023 do října 2025 provedli 26 měřících kampaní na 24 čistírnách odpadních vod v sedmi krajích České republiky (**Obrázek 24**). Na základě Dohod o mlčenlivosti uzavřených s vodárenskými společnostmi jsou čistírny označeny kódy. Pro další vyhodnocení a výpočty jsme použili data z 24 měřících kampaní a 22 ČOV – na ČOV A a C bylo realizováno po dvou měřeních. Vzhledem k technickým závadám byla data naměřená na ČOV D a ČOV W vyhodnocena jako nepoužitelná.

MAPA KRAJŮ ČESKÉ REPUBLIKY



Obrázek 24: Provedená měření dle krajů (2023-2025)
(GOOGLE. Gemini. Verze ze 17. 1. 2025. Dostupné z: <https://gemini.google.com>)

Stručná charakteristika sledovaných ČOV je uvedena v **Tabulce 1**.

Tabulka 1 Charakteristika sledovaných ČOV

ČOV	Počet EO*	Typ/Uspořádání	Typ OV
A	9 000	M-B, Ds-D-N, 2 linky	převážně splaškové
B	10 000	M-B, R-D-N, 1 linka, 3 stavebně oddělené sekce N	převážně splaškové
C	7 000	M-B, R-D-N, 2 linky	převážně splaškové
E	70 000	M-B, R-D-N, 2 linky	převážně splaškové s menším podílem průmyslových
F	24 000	M-B, oběhová aktivace, simultánně D+N, 2 linky	převážně splaškové
G	26 000	M-B, D-R-D-N, 2 linky	splaškové + průmyslové (cca 3:1)
H	16 000	M-B, D-N, 2 linky	převážně splaškové
I	10 000	M-B, R-D-N, 1 linka	převážně splaškové
J	33 000	M-B, Ds-oběhová aktivace, simultánně D+N, 2 linky	převážně splaškové
K	32 000	M-B, D-R-Ds-D-N, 2 linky,	převážně splaškové s menším podílem průmyslových
L	68 000	M-B, R-D-N, 2 linky	převážně splaškové s menším podílem průmyslových
M	62 000	M-B, R-Ds-D-N, 2 linky	převážně splaškové s menším podílem průmyslových
N	48 000	M-B, R-Ds-D-N, 2 linky	převážně splaškové s menším podílem průmyslových
O	36 000	M-B, A-D-N, 2 linky,	převážně splaškové s menším podílem průmyslových
P	50 000	M-B, A-D-N, 2 linky	převážně splaškové
Q	40 000	M-B, R-Ds-D-N, 2 linky	převážně splaškové
R	18 000	M-B, Ds-D-N, 2 linky	převážně splaškové

ČOV	Počet EO*	Typ/Uspořádání	Typ OV
S	428 000	M-B, R-A-D-N, 4 linky	splaškové s podílem průmyslových vod (objemově převažují splaškové vody)
T	192 000	M-B, R- D-N, 3 linky	splaškové s podílem průmyslových vod (objemově převažují splaškové vody)
U	47 000	M-B, R-D-N, 3 linky oběhové aktivace	převážně splaškové s menším podílem průmyslových
V	44 000	M-B, A-D-N, 2 linky	převážně splaškové s menším podílem průmyslových
X	169 000	M-B, D-R-D-N, 4 linky	splaškové s podílem průmyslových vod (objemově cca 1:1)

* Počet EO v této tabulce byl zaokrouhlen na tisíce.

Na vybraných čistírnách odpadních vod jsme měřili koncentrace CO_2 , CH_4 a N_2O v měřicích komorách na provzdušňovaných aktivačních (nitrifikačních) nádržích (**Obrázek 25**), měření probíhala vždy v řádech hodin. Průměrné hodnoty vybraných ukazatelů pro jednotlivé čistírny jsou uvedeny v **Tabulce 2** a průměrné emise z jednotlivých měření pak v **Tabulce 3**.



Obrázek 25: Měřicí komory na hladině aktivační nádrže

Tabulka 2 Průměrné hodnoty ukazatelů na sledovaných ČOV v průběhu měření emisí plynů

ČOV	průtok	aktivační/nitrifikační nádrž			přítok po primárním předčištění					
		teplota vody	pH	O ₂	BSK ₅	CHSK _{Cr}	N-NO ₂ ⁻	N-NO ₃ ⁻	N-NH ₄ ⁺	N _c
	(l/s)	(°C)	(-)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)
A	16,9	20,2	6,8	1,37	390*	1171	<0,015	0,189	53,8	98,2
A24	11,1	21,7	6,9	0,60	210	321	<0,015	<0,113	40,5	56,8
B	38,5	18,0	6,6	1,67	112*	337	0,811	0,920	41,8	56,9
C1	13,0	21,4	6,9	1,91	295*	886	<0,015	0,160	74,0	109
C2	9,9	18,5	6,7	1,94	407*	1220	0,160	0,283	88,7	120
E	132	21,9	6,9	0,84	191*	574	<0,015	0,252	53,9	64,9
F	36,5	23,1	7,2	0,53	294*	883	0,016	0,198	88,9	119
G	48,7	21,0	7,0	0,42	409*	1228	0,016	0,387	73,7	99,5
H	13,1	21,3	6,6	2,15	333*	999	0,019	0,179	87,7	113
I	16,3	21,8	6,6	0,38	312*	936	<0,015	0,129	66,9	87,8
J	44,0	15,6	6,8	0,67	180	404	<0,015	0,124	73,0	92,2
K	56,1	14,8	7,0	1,49	420	1430	<0,015	0,117	59,7	91,7
L	87,5	16,8	6,5	2,07	160	688	<0,015	<0,113	50,2	69,2
M	55,2	18,1	x	2,50	280	1030	0,143	0,131	24,5	50,3
N	85,0	17,6	7,1	0,17	170	379	<0,015	0,175	57,3	74,8
O	69,6	18,8	6,5	0,22	280	754	2,01	0,380	26,1	45,6
P	68,3	19,3	7,5	0,95	110	270	<0,015	<0,113	50,9	63,9
Q	46,3	22,6	6,4	0,47	330	518	<0,015	0,119	63,8	74,4
R	39,1	21,7	6,6	1,40	140	684	0,337	0,182	32,8	44,7
S	493	18,0	6,9	0,60	350	635	<0,015	0,135	51,1	67,8
T	491	17,6	7,0	0,32	880	7310	0,059	0,394	20,4	24,5

ČOV	průtok	aktivační/nitrifikační nádrž			přítok po primárním předčištění					
		teplota vody	pH	O ₂	BSK ₅	CHSK _{Cr}	N-NO ₂ ⁻	N-NO ₃ ⁻	N-NH ₄ ⁺	N _c
		(l/s)	(°C)	(-)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)
U	70,0	20,6	7,0	0,82	390	886	<0,015	0,240	71,2	104
V	86,8	21,7	7,2	0,04	210	434	<0,015	0,159	42,5	55,1
X	280	18,5	6,9	2,17	230	2120	<0,015	0,529	38,9	54,9

* pro ČOV A až I byly hodnoty BSK₅ vypočteny - jako 1/3 hodnoty reálné CHSK_{Cr}

Všechny ČOV v době měření pracovaly s vysokou účinností – více než 90 % odstranění CHSK_{Cr} a N-NH₄⁺, resp. více než 80 % odstranění N_c.

Tabulka 3 Průměrné emise plynů na sledovaných ČOV

ČOV	CO ₂	CH ₄	N ₂ O
	(g/m ² /h)	(g/m ² /h)	(g/m ² /h)
A	220,1	0,394	0,021
A24	230,0	0,187	0
B	169,8	0,190	0,181
C1	209,8	0,388	0,067
C2	354,4	0,696	0,533
E	281,1	0,426	0,051
F	447,4	0,183	0
G	192,6	0,229	0,018
H	222,8	0,245	0,008
I	155,9	0,083	0,014
J	38,9	0,025	0,140
K	309,9	0,341	0,057
L	402,6	0,294	0,004
M	152,7	0,189	0,011
N	50,4	0,553	0,001
O	173,4	0,101	0
P	407,6	0,496	0,047
Q	140,8	0,211	0,467
R	200,1	0,222	0,005
S	534,4	1,30	0,068
T	169,4	0,087	0,064
U	42,4	0,075	0
V	189,0	0,313	0
X	200,8	0,151	0,093

3.3 Zjištění na základě provedených měření na reálných komunálních ČOV

Průměrné emise plynů z reálných ČOV byly řádově pro CO₂ stovky g/m²/h, pro CH₄ desetiny až jednotky g/m²/h a pro N₂O setiny až desetiny g/m²/h. Data ukazují velký rozptyl zejména u oxidu dusného, což je v souladu s již dříve publikovanými výsledky (např. 13). Emise kolísaly v čase i při jednom měření na jednom místě. Na nádržích s větší plochou (delší nádrži) byly rozdíly i mezi dvěma měřicími komorami v důsledku koncentračního gradientu.

3.3.1 Statistická analýza

Statistické vyhodnocení bylo provedeno v prostředí R studia ve verzi 4.3.1 (2023-06-16 ucrt) – "Beagle Scouts" Copyright (©) 2023 The R Foundation for Statistical Computing.

V prvním kroku byla provedena vizualizace numerických dat s využitím funkcí histogram a boxplot. Jde o jednoduché grafické znázornění distribuce dat a v případě užití histogramu, který je jedním z nejdůležitějších grafických objektů ve statistické praxi [14], lze poukázat na nesymetrii a sešikmenost v datech. Jde o důležitý krok pro správnou interpretaci výsledků krabicového grafu. Protože, jak zmiňují některé studie (např. [15]), neparametrické (tedy šikmé) rozdělení dat vede k velkému množství odlehklých hodnot, které by mohly být chybně považovány za nesprávné. Krabicový graf pak následně zobrazí data dělená do kvartilů (medián, 1. a 3. kvartil), a dále znázorní minimální i maximální hodnoty v datech [16]. Na grafickou část navázala korelační analýza proměnných, která studuje relace dvou, nebo více náhodných veličin (v tomto případě plynů emitovaných z aktivačních nádrží ČOV) a pomocí korelačního koeficientu kvantifikuje sílu jejich vzájemného vztahu [17]. Před vlastní korelační analýzou byla ověřována normalita výběru, která s nižší hodnotou, než testovaná hladina významnosti 0,05, potvrdila výpočet neparametrického Spearmanova korelačního koeficientu [18].

Vizualizace numerických dat s následnou korelační analýzou byla provedena na všechna měření získaná v terénu s výjimkou dvou čistíren, jejichž data byla vyhodnocena jako nepoužitelná a pak následně zvlášť pro vytipovanou čistírnu odpadních vod s označením ČOV S. Šlo o komunální čistírnu odpadních vod s poměrně dlouhou aktivační nádrží. Plyny byly měřeny ve dvou komorách, z nichž jedna byla umístěna blíže přítoku z denitrifikační části biologického čištění, na začátku aktivační nádrže. Druhá komora byla umístěna na opačné straně, blíže odtoku z aktivace. Byl tak hodnocen rozdíl produkce plynů od začátku ke konci nádrže kde mohou být pozorovány gradienty a lze předpokládat, že ve větších a delších nádržích produkce klesá směrem k odtoku.

Posledním bodem statistického vyhodnocení byla metoda kanonické redundantní analýzy (RDA) s následným vyhodnocením za využití analýzy rozptylu s permutací. Redundantní analýza je typem mnohazměrné přímé (omezené) ordinační metody, která studuje vliv prediktoru (vysvětlující proměnné) na závisle proměnnou/proměnné [19]. Jejím předpokladem jsou redundantní data, čili taková, které mají více proměnných. Výsledkem je pak variabilita závisle proměnných rozložená na variabilitu související, ale i nesouvisející s prediktory [20], která je zobrazena ve dvourozměrném prostoru, reprezentovaná osami RDA1 a RDA2. Jako závisle proměnné byly hodnoceny emise skleníkových plynů oxidu uhličitého, metanu a oxidu dusného z aktivačních nádrží. Vysvětlující proměnné byly některé sledované environmentální charakteristiky prostředí (prostředí aktivační nádrže) získané během měření v terénu. Před vlastní analýzou byl datový soubor upraven pomocí

logaritmické transformace, jelikož získaná surová data jsou značně asymetrická. Jde o důležitý krok analýzy heterogenních dat [21].

Hypotézy

Před zahájením statistického vyhodnocení byly na základě povahy dat a cílů studie stanoveny následující nulové (H_0) a alternativní (H_A) hypotézy:

1. Korelační analýza (vzájemné vztahy produkce plynů)

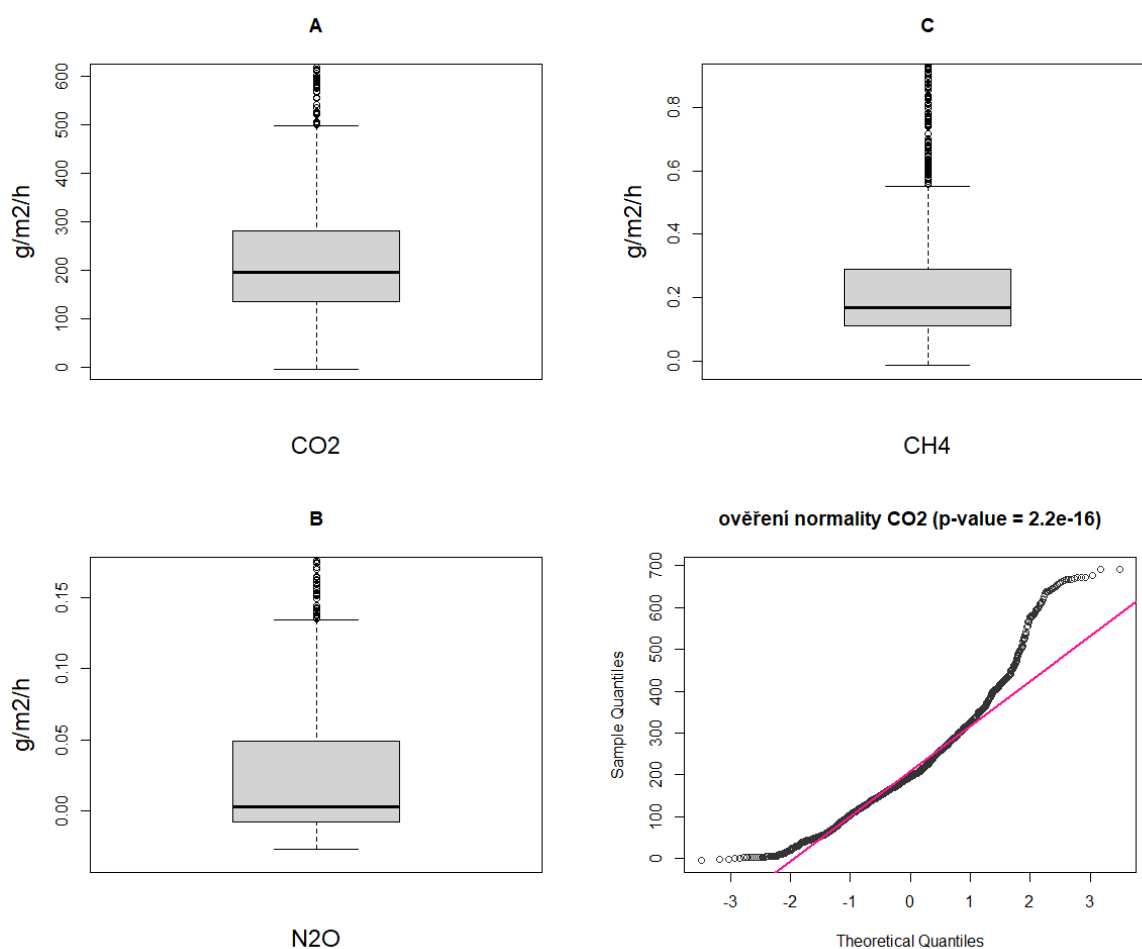
- H_0 : Závislost mezi mírou emisí jednotlivých sledovaných skleníkových plynů (CO_2 , CH_4 , N_2O) z aktivačních nádrží všech čistíren odpadních vod se rovná nule. Jejich produkce probíhá zcela nezávisle na sobě. Totéž platí i pro ČOV S.
- H_A : Mezi emisemi jednotlivých skleníkových plynů existuje významná závislost. Lze předpokládat, že jejich společná produkce je provázána a plyny se navzájem ovlivňují.
- H_{A2} : Produkce jednotlivých skleníkových plynů na ČOV S je vzájemně provázána a plyny se navzájem ovlivňují. Přitom se jejich vazba liší i v odlišné lokalizaci na aktivační nádrži.

2. RDA ordinační analýza a permutační test ANOVA (vliv parametrů prostředí na emise)

- H_0 : Sledované environmentální a provozní parametry (koncentrace celkového rozpuštěného dusíku, dusitanového dusíku, rozpuštěného kyslíku, hodnot pH a prostorová lokalizace/místo měření v rámci nádrže) nevysvětlují významnou část variability v produkci skleníkových plynů.
- H_A : Sledované environmentální a provozní parametry mají signifikantní vliv na produkci a emise skleníkových plynů a fungují jako silné prediktory. Předpokládá se, že specifické podmínky (např. probíhající nitrifikace a s ní spojené koncentrace dusíkatých látek v určitých místech nádrže) budou klíčovým faktorem determinujícím zvýšenou produkci konkrétních plynů.

Výsledky statistické analýzy (všechny ČOV)

Grafická analýza (**Obrázek 26 A-C**) zachycuje distribuci naměřených hodnot produkce skleníkových plynů, konkrétně oxidu uhličitého (CO₂), oxidu dusného (N₂O) a metanu (CH₄), z aktivačních nádrží čistíren odpadních vod. Z vizuálního posouzení krabicových grafů je zřejmé, že data pro všechny tři sledované plyny vykazují silně asymetrické, pravostranně sešikmené rozdělení. Charakteristickým společným znakem je přítomnost značného množství odlehlých hodnot (outlierů) v horní části distribuce, což indikuje občasné epizody skokově zvýšené produkce těchto plynů.



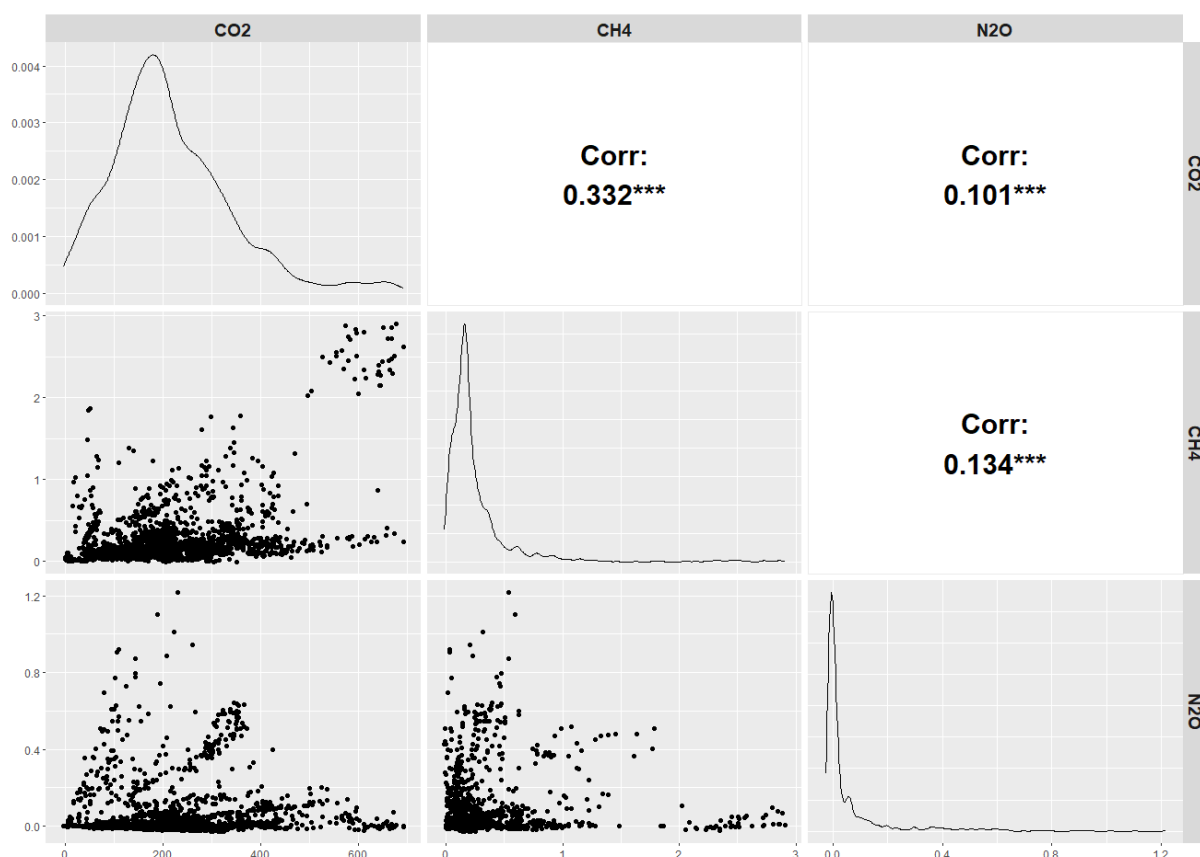
Obr. 26 A-C: Rozptyl naměřených hodnot sledovaných plynů (CO₂, CH₄, N₂O) ukazuje medián hodnot (černá linie uvnitř krabice). Krabice je zdola ohraničena 1. kvantilem a shora 3. kvantilem. Linie vycházející z krabice ukazují minimální (dole) a maximální (nahore) hodnotu v datovém souboru. Odlehlé hodnoty jsou pak body nad horní linií

Obr. 26 D: Test normality není splněn, jelikož empirické kvantily nekopírují linii teoretických kvantilů (což dokazuje velmi nízká p-hodnota)

Nejvyšších absolutních hodnot dosahují plošné emise CO₂ (**Obrázek 26 A**), kde se medián (černá linie uvnitř krabice) pohybuje přibližně na úrovni 200 g/m²/h. Rozptyl dat je zde značný a extrémní měření přesahují hodnotu 600 g/m²/h. V případě metanu (CH₄) leží mediánová hodnota těsně pod

hranicí 0,2 g/m²/h (**Obrázek 26 B**), přičemž mezikvartilové rozpětí je relativně úzké, avšak odlehlá pozorování tvoří dlouhý chvost sahající až k hodnotám okolo 0,9 g/m²/h. Oxid dusný (**Obrázek 26 C**) vykazuje plošně nejnižší emise s mediánem ležícím velmi blízko nule. I přes úzké mezikvartilové rozpětí se zde však objevují výrazné extrémy, které dosahují až k hodnotám 0,18 g/m²/h.

Tento vizuální předpoklad asymetrie a odchylky od Gaussovy křivky je potvrzen diagnostikou normality na příkladu dat pro CO₂ (**Obrázek 26 D**). Kvantil-kvantilový (Q-Q) graf ukazuje zřetelnou neshodu mezi empirickými a teoretickými kvantily, kdy se body výrazně odchylují od referenční přímky [22], a to zejména v pravé horní části grafu. Tento průběh je typický právě pro rozdělení s pravostrannou sešikmeností. Test normality tento závěr potvrzuje s extrémně nízkou p-hodnotou ($p = 2,2e-16$). Jelikož je tato hodnota hluboko pod běžnou hladinou významnosti ($<0,05$), nulová hypotéza o normálním rozdělení dat je striktně zamítnuta. Celkově lze tedy konstatovat, že emise sledovaných skleníkových plynů z aktivačních nádrží nemají normální rozdělení a pro jejich další statistickou analýzu a porovnávání bude nutné aplikovat robustní neparametrické metody.



Obr. 27 na diagonále: Distribuce dat naměřených emisí skleníkových plynů vykazuje pravostranné sešikmení a liší se od normálního rozdělení

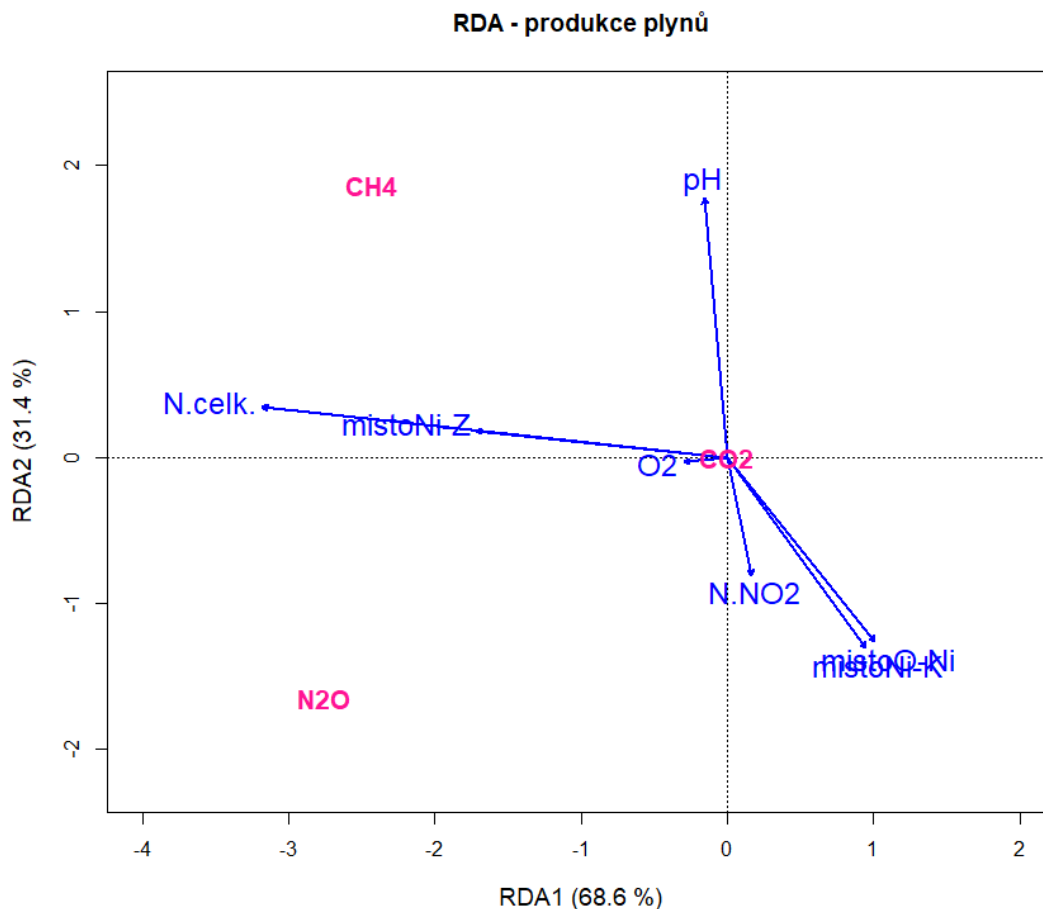
Obr. 27 horní roh: Výsledky neparametrického Spearmanova koeficientu naznačují slabou (CO₂ a N₂O, CH₄ a N₂O) a středně silnou (CO₂ a CH₄) pozitivní korelační závislost

Obr. 27 dolní roh: Vizuální zobrazení korelačních závislostí bez vymezeného trendu v případě CO₂ a N₂O, respektive CH₄ a N₂O

Vzájemné vztahy mezi přímými emisemi skleníkových plynů (CO_2 , CH_4 a N_2O) z aktivačních nádrží byly hodnoceny pomocí neparametrického Spearmanova korelačního koeficientu (**Obrázek 27**). Tento postup byl upřednostněn po analýze distribuce dat (**Obrázek 26 A-D** a **Obrázek 27** na diagonále), kdy odhady hustoty pravděpodobnosti prokázaly u měřených proměnných výrazné odchylky od normálního rozdělení. Výsledná korelační matice (**Obrázek 27** – pravý horní roh) naznačuje, že všechny sledované plyny vykazují vzájemně pozitivní a statisticky vysoce významné závislosti ($p < 0,001$). Nejsilnější zaznamenaná korelace se projevila mezi emisemi oxidu uhličitého a metanu ($\text{corr} = 0,332$), což indikuje slabší až středně silný vztah [23]. Vazby mezi CO_2 a N_2O ($\text{corr} = 0,101$), respektive CH_4 a N_2O ($\text{corr} = 0,134$), jsou sice z hlediska testování hypotéz rovněž statisticky signifikantní, avšak velikost jejich vzájemného vztahu je hodnocena jako velmi slabá závislost. Vizualní posouzení bodových grafů (**Obrázek 27** – levý dolní roh) tento závěr potvrzuje; zobrazená data vykazují značný rozptyl bez úzce vymezeného trendu v případě vazby mezi CO_2 a N_2O , respektive CH_4 a N_2O .

Pro vyhodnocení vlivu environmentálních a provozních parametrů na produkci přímých emisí skleníkových plynů (CH_4 , N_2O , CO_2) z aktivačních nádrží byla použita redundantní analýza (RDA). Výsledky permutačního testu nezávislosti (ANOVA) pro RDA model jednoznačně prokázaly, že celkový model i všechny do něj postupně zahrnuté vysvětlující proměnné jsou statisticky vysoce průkazné ($p < 0,001$). Z hlediska podílu vysvětleného rozptylu je nejdůležitějším faktorem koncentrace celkového rozpuštěného dusíku v aktivaci, která vysvětluje největší část variability v datech. Následuje vliv samotného místa měření v rámci nádrže a hodnota pH. Koncentrace rozpuštěného kyslíku a dusitanového dusíku, ačkoliv jsou rovněž statisticky signifikantní, přispívají k vysvětlení celkové variability v menší míře.

Z grafického výstupu RDA analýzy je patrný silný vztah mezi fyzikálně-chemickými parametry prostředí, prostorovou lokalizací a emisemi konkrétních plynů. První ordinační osa, která determinuje hlavní směr variability, je negativně korelována s koncentrací celkového dusíku (**Obrázek 28**). V levé části ordinačního grafu se nacházejí vektory pro produkci metanu a oxidu dusného, což indikuje jejich vzájemnou vazbu a především závislost na zvýšené koncentraci celkového rozpuštěného dusíku. Z hlediska prostorového uspořádání aktivace je tato situace nejvíce signifikantní pro začátek nitrifikační nádrže v blízkosti přítoku z denitrifikace. Naopak pravá a spodní část ordinačního diagramu, kam směřují vektory pro oběhovou aktivaci a konec nitrifikace před odtokem, je spjata s vyššími koncentracemi dusitanového dusíku a zároveň s absencí emisí metanu a oxidu dusného. Druhá ordinační osa je definována převážně gradientem pH, jehož vektor vykazuje pozitivní korelaci s produkcí metanu. Vektor reprezentující produkci oxidu uhličitého se nachází v těsné blízkosti středu ordinačního diagramu, což naznačuje, že jeho emise nejsou výše popsány hlavními gradienty výrazně a směrově ovlivňovány, případně je jeho produkce v rámci nádrže relativně plošně uniformní. Relativně krátký vektor rozpuštěného kyslíku koresponduje s jeho menším podílem na vysvětleném rozptylu zjištěným v rámci permutačního testu.



Obr. 28 RDA Ordinační analýza

Horizontální osa RDA 1: popisuje největší část vysvětlené variability (68,6 %), která připadá především na celkový dusík (N.celk – 39,9 %). Výrazný vliv určuje délka šipky.

Vertikální osa RDA 2: tento gradient je definován především hodnotou pH. Osa RDA vysvětlila 31,4 % variability.

Metan (CH₄): Jeho produkce je pozitivně korelována s vyšším pH, vyšším obsahem celkového dusíku (N.celk.) a s umístěním snímání plynů na začátku aktivační nádrže (blíže k denitrifikaci). Naopak je negativně korelován s dusitany (N.NO₂) a s umístěním snímání plynů na konci aktivační nádrže (blíže odtoku z aktivační nádrže).

Oxid dusný (N₂O): Jeho produkce souvisí s vysokým obsahem celkového dusíku (N.celk.), ale je v negativní korelaci s pH (šipky míří téměř opačným směrem). To naznačuje, že v kyslejších prostředí s dostatkem dusíku vzniká více N₂O.

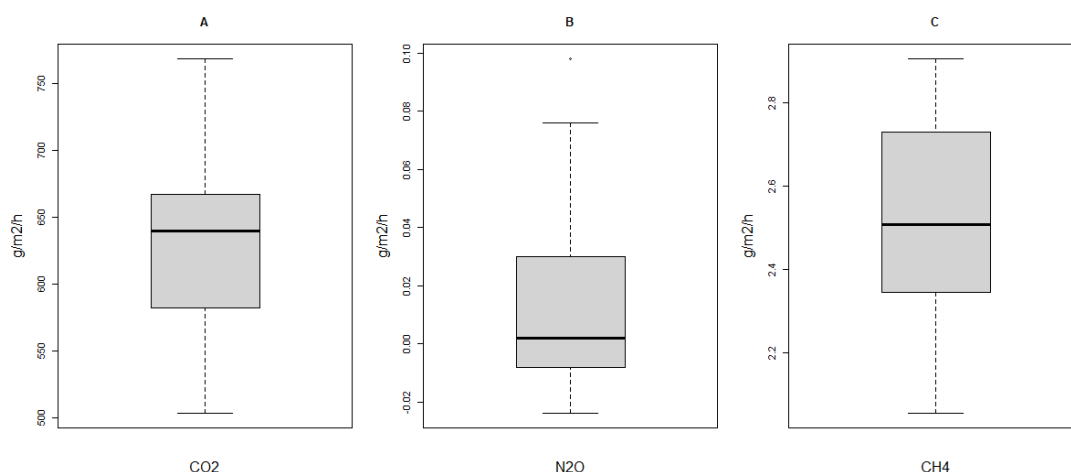
Oxid uhličitý (CO₂): Jeho variabilita (kolísání hodnot) není vysvětlena ani jednou z ordinačních os. Není tedy vysvětlena faktory prostředí (pH, kyslík, dusík). Jeho centrální umístění ukazuje, že produkce je napříč všemi vzorky (lokalitami) víceméně stabilní nebo se mění náhodně bez ohledu na to, zda je v místě hodně kyslíku nebo nízké pH.

Statistická analýza pro ČOV S

Statistické vyhodnocení zaměřené na čistírnu odpadních vod s označením ČOV S posuzovalo distribuci a produkci skleníkových plynů ve dvou odlišných částech aktivační nádrže. Měření produkce plynů probíhala v první komoře (K1), která byla umístěna na začátku aktivační nádrže,

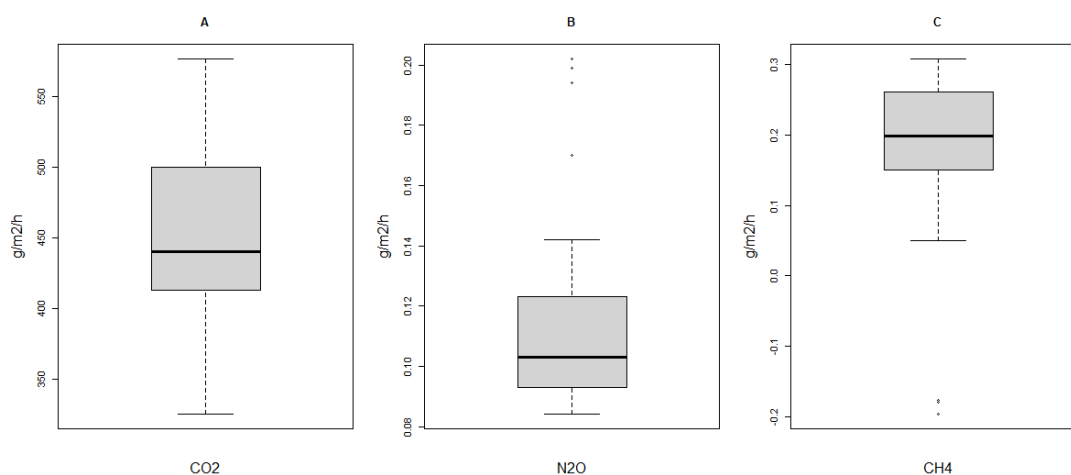
tedy v těsné blízkosti přítoku z denitrifikace. Druhá komora (K2) se nacházela na opačné straně, konkrétně na konci aktivační nádrže blíže jejímu odtoku.

Grafická analýza prostřednictvím krabicových grafů zachycuje distribuci naměřených hodnot plošných emisí oxidu uhličitého (CO_2), oxidu dusného (N_2O) a metanu (CH_4) v obou komorách. Z vizuálního posouzení na **Obr. 29** a **30** je zřejmé, že se rozdělení dat u jednotlivých plynů liší nejen svou asymetrií, ale i značným podílem odlehlých hodnot, což je charakteristické zejména pro produkci N_2O , která naznačuje občasné epizody skokově zvýšené produkce.



Obr. 29: Krabicový graf pro komoru 1 (začátek aktivační nádrže), ČOV S

Rozptyl naměřených hodnot sledovaných plynů (CO_2 , CH_4 , N_2O) ukazuje medián hodnot (černá linie uvnitř krabice). Krabice je zdola ohraničena 1. kvantilem a shora 3. kvantilem. Linie vycházející z krabice ukazují minimální (dole) a maximální (nahore) hodnotu v datovém souboru. Odlehlé hodnoty jsou pak body nad horní linií.

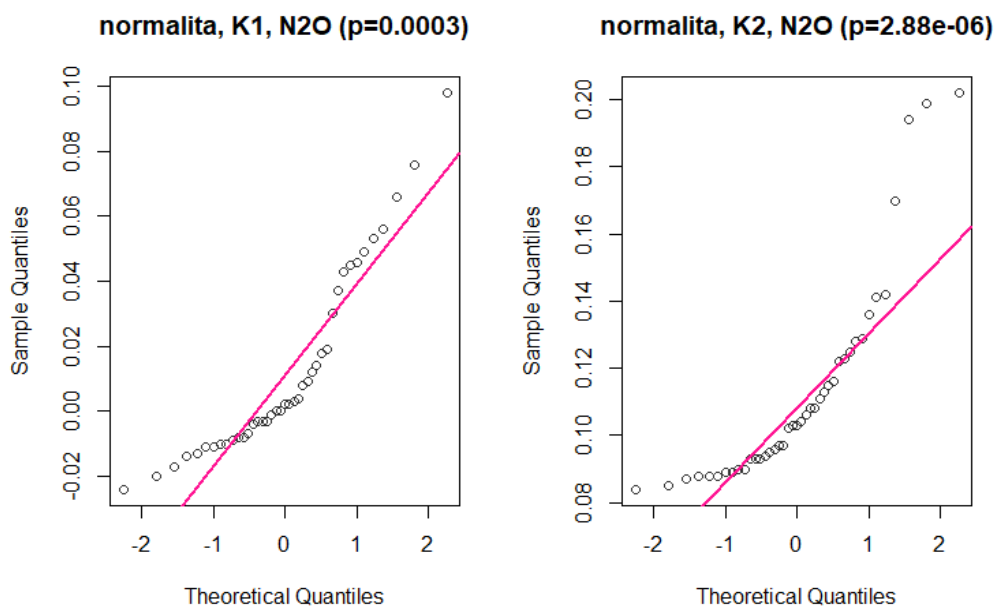


Obr. 30: Krabicový graf pro komoru 2 (konec aktivační nádrže), ČOV S

Rozptyl naměřených hodnot sledovaných plynů (CO_2 , CH_4 , N_2O) ukazuje medián hodnot (černá linie uvnitř krabice). Krabice je zdola ohraničena 1. kvantilem a shora 3. kvantilem. Linie vycházející z krabice ukazují minimální (dole) a maximální (nahore) hodnotu v datovém souboru. Odlehlé hodnoty jsou pak body nad i pod horní, resp. spodní linií.

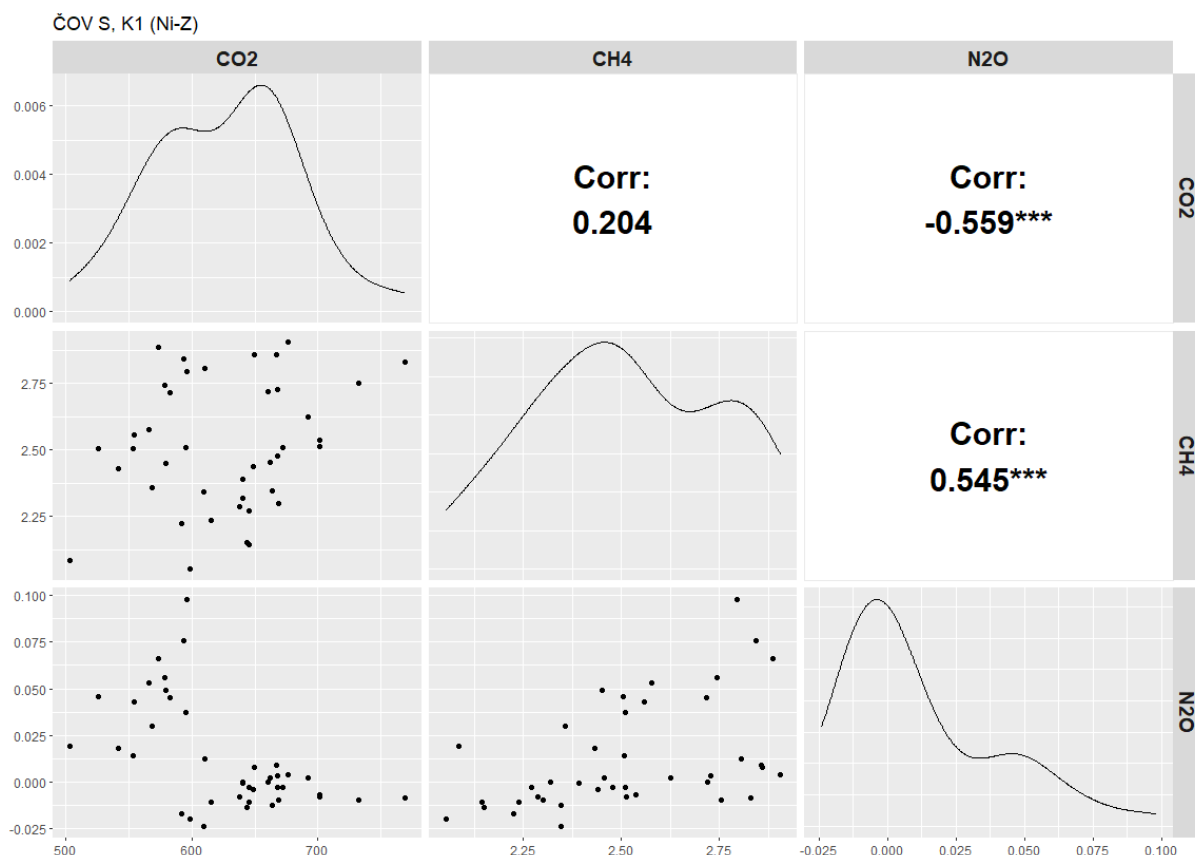
Při porovnání obou komor je zřetelný pokles produkce u některých plynů směrem k odtoku z nádrže. Zatímco na začátku aktivace (K1) dosahuje medián produkce CO_2 (**Obrázek 29 A**) hodnot přibližně $640 \text{ g/m}^2/\text{h}$, na konci nádrže (K2) dochází k jeho poklesu na úroveň okolo $440 \text{ g/m}^2/\text{h}$ (**Obrázek 30 A**). Velmi výrazný rozdíl je pozorován u metanu, jehož mediánová hodnota na začátku nádrže přesahuje $2,5 \text{ g/m}^2/\text{h}$ (**Obrázek 29 B**), ale na jejím konci klesá k hranici $0,2 \text{ g/m}^2/\text{h}$ (**Obrázek 30 B**). Opačný trend však vykazují emise oxidu dusného, u kterého se medián v komoře K1 pohybuje velmi blízko nule s výskytem extrémnějších odlehklých hodnot (**Obrázek 29 C**), avšak v komoře K2 dochází k jeho celkovému nárůstu na hodnoty okolo $0,10 \text{ g/m}^2/\text{h}$ (**Obrázek 30 C**).

Vizuální předpoklad asymetrie a odchylky od běžné Gaussovy křivky byly statisticky ověřeny diagnostikou normality na příkladu dat pro N_2O u obou měřicích komor (**Obrázek 31**). Kvantil-kvantilový (Q-Q) graf ukazuje zřejmou neshodu mezi empirickými a teoretickými kvantily, kdy empirické hodnoty nekopírují referenční linii a body se výrazně odchyľují. Provedené testy normality pro K1 i K2 prokázaly nízké p-hodnoty ($p = 0,0003$ pro K1, respektive $p = 2,88\text{e-}06$ pro K2). Vzhledem k tomu, že jsou obě tyto hodnoty hluboko pod testovanou hladinou významnosti $0,05$, nulová hypotéza o normálním rozdělení dat je jednoznačně zamítnuta. Pro další statistickou analýzu závislosti a vzájemných vazeb bylo proto nezbytné přistoupit k použití robustních neparametrických metod, konkrétně výpočtu Spearmanova korelačního koeficientu.



Obr. 31: Předpoklad normality není splněn (p-hodnota). Empirické kvantily nekopírují linii teoretických kvantilů.

Korelační analýza posuzující sílu vzájemných vztahů produkce jednotlivých plynů odhalila výrazné rozdíly v závislosti na jejich prostorové lokalizaci v rámci nádrže. Korelační matice pro komoru K1 (**Obrázek 32**) ukazuje na statisticky průkaznou negativní závislost ($p < 0,001$) mezi produkcí CO_2 a N_2O ($\text{corr} = -0,559$) se střední silou hodnocenou dle *Asuera et al.* [23] a naopak pozitivní korelaci ($p < 0,001$) mezi emisemi CH_4 a N_2O ($\text{corr} = 0,545$).

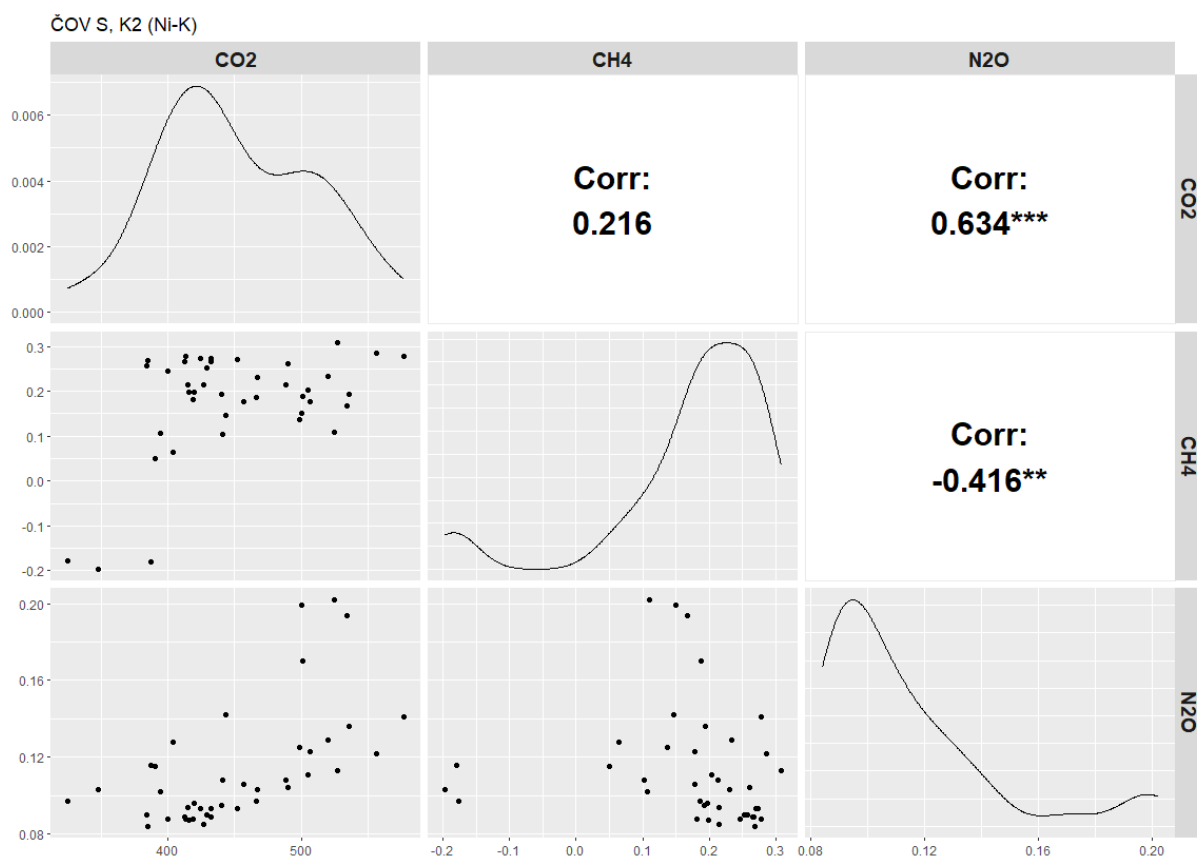


Obr. 32 na diagonále: Distribuce dat naměřených emisí skleníkových plynů vykazuje pravostranné sešikmení (v případě N₂O) a liší se od normálního rozdělení. U ostatních plynů se již blíží Gaussovu rozdělení

Obr. 32 horní roh: Výsledky neparametrického Spearmanova koeficientu naznačují středně silnou negativní (CO₂ a N₂O), a středně silnou pozitivní (CH₄ a N₂O) závislost. V případě CO₂ a CH₄ pozitivní korelační závislost jež ale nebyla signifikantní

Obr. 32 dolní roh: Vizuální zobrazení korelačních závislostí naznačuje trend v případě CO₂ a N₂O, respektive CH₄ a N₂O

Oproti tomu v komoře K2 (**Obrázek 33**) umístěné na konci aktivace dochází ke změně charakteru těchto vazeb. Vztah mezi emisemi CO₂ a N₂O přechází do vysoce signifikantní ($p < 0,001$) středně silné pozitivní korelace ($\text{corr} = 0,634$). To znamená, pokud stoupá produkce oxidu uhličitého, stoupá i produkce oxidu dusného. Změna je patrná i u vazby mezi metanem a oxidem dusným, která se v této části nádrže projevuje jako středně silná negativní závislost ($\text{corr} = -0,416$). Relace mezi CO₂ a CH₄ vykazuje u obou komor pouze slabou pozitivní korelaci (0,204 pro K1 a 0,216 pro K2), která nehraje z hlediska vnitřní dynamiky tak zásadní roli (výsledek nebyl signifikantní).



Obr. 33 na diagonále: Distribuce dat naměřených emisí skleníkových plynů vykazuje pravostranné sešikmení (v případě N₂O) a levostranné (CH₄) a liší se od normálního rozdělení.

Obr. 33 horní roh: Výsledky neparametrického Spearmanova koeficientu naznačují středně silnou pozitivní (CO₂ a N₂O), a středně silnou negativní (CH₄ a N₂O) závislost. V případě CO₂ a CH₄ pozitivní korelační závislost jež ale nebyla signifikantní.

Obr. 33 dolní roh: Vizuální zobrazení korelačních závislostí naznačuje trend v případě CO₂ a N₂O, respektive CH₄ a N₂O

Vyhodnocení statistické analýzy

1. Korelační analýza (vzájemné vztahy produkce plynů)

- H₀: Závislost mezi mírou emisí jednotlivých sledovaných skleníkových plynů (CO₂, CH₄, N₂O) z aktivačních nádrží všech čistíren odpadních vod se rovná nule. Jejich produkce probíhá zcela nezávisle na sobě. Totéž platí i pro ČOV S.
- H_A: Mezi emisemi jednotlivých skleníkových plynů existuje významná závislost. Lze předpokládat, že jejich společná produkce je provázána a plyny se navzájem ovlivňují.

Na základě zjištěných p-hodnot lze H₀ zamítnout, byl tedy zjištěn pozitivní korelační vztah mezi sledovanými plyny. Lze předpokládat, že jejich společná produkce je provázána a plyny se navzájem ovlivňují.

- HA2: Produkce jednotlivých skleníkových plynů na ČOV S je vzájemně provázaná a plyny se navzájem ovlivňují. Přitom se jejich vazba liší i v odlišné lokalizaci na aktivační nádrži.

Produkce skleníkových plynů na ČOV S vykazuje vzájemnou provázanost, která je podmíněna konkrétním umístěním v rámci aktivační nádrže. Výsledky potvrzují prostorovou proměnlivost korelací: zatímco na začátku nádrže existuje mezi CO₂ a N₂O středně silná negativní závislost, v její koncové části se tento vztah mění na pozitivní. Analogický, avšak opačný trend byl zaznamenán u plynů CH₄ a N₂O, kde počáteční pozitivní vztah přechází v závěru nádrže v korelaci negativní.

2. RDA ordinační analýza a permutační test ANOVA (vliv parametrů prostředí na emise)

- H0: Sledované environmentální a provozní parametry (koncentrace celkového rozpuštěného dusíku, dusitanového dusíku, rozpuštěného kyslíku, hodnot pH a prostorová lokalizace/místo měření v rámci nádrže) nevysvětlují významnou část variability v produkci skleníkových plynů.
- HA: Sledované environmentální a provozní parametry mají signifikantní vliv na emise skleníkových plynů a fungují jako silné prediktory. Předpokládá se, že specifické podmínky (např. probíhající nitrifikace a s ní spojené koncentrace dusíkatých látek v určitých místech nádrže) budou klíčovým faktorem determinujícím zvýšenou produkci konkrétních plynů.

Z výsledků ordinačního grafu a permutačního testu byl prokázán vliv koncentrace celkového rozpuštěného dusíku, dusitanového dusíku, rozpuštěného kyslíku, hodnot pH a prostorové lokalizace/místa měření v rámci nádrže na produkci sledovaných plynů. H0 tak byla zamítnutá.

Statistická analýza produkce skleníkových plynů v procesech čištění odpadních vod potvrdila, že emise CO₂, N₂O a CH₄ vykazují značnou prostorovou i procesní variabilitu, která je úzce spjata s dynamikou biochemických přeměn v aktivačních nádržích. Klíčovým zjištěním je, že tyto systémy nelze považovat za homogenní prostředí; naopak vykazují výrazné gradienty, kde se charakter a intenzita emisí mění v závislosti na vzdálenosti od přítoku, organickém zatížení a aktuálních fyzikálně-chemických podmínkách. Diagnostika distribuce dat (zejména u N₂O) prokázala signifikantní odchylky od normálního rozdělení a přítomnost četných odlehlých hodnot, což potvrzuje nelineární a epizodický charakter emisních událostí. Použití neparametrických metod a pokročilých ordinačních technik (jako je RDA) umožnilo identifikovat klíčové environmentální prediktory produkce plynů. Výsledky naznačují, že emise nejsou náhodné, ale jsou statisticky významně ovlivňovány parametry, jako je koncentrace celkového dusíku, pH a přítomnost dusitanů, které v modelu vysvětlují podstatnou část variability dat.

3.3.2 Měrné výrobní emise a emisních faktory pro velikostní kategorie ČOV

Do celkového vyhodnocení bylo zahrnuto měření z 22 ČOV, které byly podle počtu ekvivalentních obyvatel (EO) rozděleny do 3 skupin. Ve skupině do 10 000 EO jsou zahrnuty 2 ČOV. V každé z těchto ČOV byly provedeny 2 měření, přičemž v ČOV A proběhlo jedno 24 hodinové měření. Ve skupině ČOV pro 10 001 až 100 000 EO bylo zahrnuto 17 ČOV. Ve skupině ČOV nad 100 000 EO byly do výpočtu zahrnuty 3 ČOV.

Z vypočtené produkce plynů z 1 m² nádrže za 1 hodinu (viz kapitola 3.1) byly vynásobením plochou hladiny aerační nádrže a vydělením počtem EO stanoveny měrná výrobní emise (MVE) plynů, které udává hmotnost vyprodukovaného plynu na 1 ekvivalentního obyvatele za 1 rok. Průměrná hodnota MVE plynu ze skupiny vyhodnocovaných aeračních nádrží představuje emisní faktor (EF) pro sledovanou skupinu aeračních nádrží (kg.EO⁻¹.rok⁻¹), nebo (g.EO⁻¹.rok⁻¹).

V **Tabulce 4** jsou uvedeny emisní faktory pro skupiny aeračních nádrží ČOV do 10 000 EO, 10 001 až 100 000 EO a nad 100 000 EO na základě provedených měření. Stanovené emisní faktory pro jednotlivé plyny jsou v relativně úzkém intervalu pro všechny 3 kategorie velikosti ČOV. Čistírny do 10 000 EO vykazují vyšší produkci CH₄ a N₂O a naopak nižší produkci CO₂. Vyšší produkce N₂O u menších ČOV mohou souviset s méně stabilním řízením procesů nitrifikace a denitrifikace, zatímco nižší produkce CO₂ může být důsledkem odlišné intenzity aerace nebo specifického zatížení v těchto lokalitách.

Tabulka 4 Emisní faktory pro sledované plyny v závislosti na velikosti ČOV

Kapacita čistírny (EO)	CO ₂ (kg.EO ⁻¹ .rok ⁻¹)	CH ₄ (g.EO ⁻¹ .rok ⁻¹)	N ₂ O (g.EO ⁻¹ .rok ⁻¹)
2 000 - 10 000	36,3	61,7	25,7
10 001 - 100 000	49,3	50,8	13,3
nad 100 000	44,7	56,7	14,0

3.3.3 Stanovení emisního faktoru pro metan

Na základě dat získaných během měřicí kampaně na souboru komunálních čistíren odpadních vod byl stanoven nový emisní faktor methanu pro odpadní vody čištěné na ČOV, který je plně kompatibilní se strukturou výpočtu používanou v Národním inventarizačním systému. Emisní faktor byl odvozen z přímých měření plošných emisí CH₄ nad biologickými nádržemi a z kvantifikace množství organické hmoty přiváděné na čistírny, stanovené na základě průtoku odpadní vody a koncentrace BSK na přítoku do ČOV. Tento postup umožnil nahradit dosavadní emisní faktor založený na expertním odhadu hodnotou vycházející z reálných provozních dat reprezentativního souboru komunálních čistíren odpadních vod.

Z naměřených dat byl postupem uvedeným v metodice stanoven emisní faktor pro komunální odpadní vody čištěné na ČOV ve výši **EF = 0,00245 g CH₄ / g BSK**, z něhož byl následně odvozen odpovídající korekční faktor pro methan **MCF = 0,00409**. Tyto hodnoty reprezentují emisní faktor vycházející z reálných měření na reprezentativním souboru komunálních čistíren odpadních vod zahrnujícím převážně střední a velké čistírny, které zajišťují dominantní podíl čištění komunálních odpadních vod v České republice.

Nově stanovený emisní faktor byl následně začleněn do výpočtu emisí skleníkových plynů v kategorii 5.D.1 – Čištění komunálních odpadních vod a použit pro aktualizaci odhadu emisí metanu z komunálních ČOV. Tento přístup umožňuje zpřesnit národní inventarizaci emisí skleníkových plynů,

protože vychází z reálně naměřených emisí a lépe reprezentuje skutečné provozní podmínky komunálních čistíren odpadních vod než dosavadní expertně odvozené hodnoty.

4. Závěry

Tato výzkumná zpráva shrnuje poznatky o emisích skleníkových plynů z komunálních čistíren odpadních vod, získané na základě modelového testování i měření v reálném provozu.

Na základě provedených testů na modelovém zařízení a analýzy provozních podmínek lze konstatovat, že změna jakéhokoli sledovaného parametru vyvolala změnu v produkci plynů. Emise oxidu uhličitého byly nejvíce ovlivněny hodnotou pH (nízké pH emise zvyšuje kvůli posunu uhličitánové rovnováhy) a intenzitou aerace, která plyn mechanicky vytěsňuje (stripuje). Produkce CO_2 rostla s vyšším látkovým a hydraulickým zatížením. Produkce metanu byla v provzdušňovaných nádržích limitována rozpuštěným kyslíkem. Emise CH_4 rostly při vysokém pH (nad 8), kdy docházelo k rozkladu organických látek a uvolňování metanu z anaerobních zón (i v měřítku vloček aktivovaného kalu). Nejvyšší variabilitu vykazoval oxid dusný. Produkci N_2O nejvíce ovlivňoval nedostatek organického substrátu (nízký poměr CHSK:N) a výkyvy pH (zejména pokles pod 6).

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, 90 % emisí N_2O pochází z aktivačních nádrží, 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 efektivní snížení emisí N_2O u stávajících čistíren odpadních vod je klíčové zaměřit se především na optimalizaci dusíkového cyklu a souvisejících biologických procesů. Zajištěním úplné denitrifikace lze předcházet vzniku oxidu dusného jako nežádoucího meziproductu - k tomu je třeba zajistit dostatečné stáří kalu (alespoň 15 až 20 dní), regeneraci kalu a dostatečný přísun organického substrátu (CHSK:N měl činit alespoň 4:1). Současně je vhodné udržovat pH v denitrifikační fázi v mírně alkalické oblasti (optimálně kolem hodnoty 8). Zásadní roli hraje také řízení kyslíkových poměrů a intenzity aerace. V systémech s přerušovanou aerací je žádoucí obnovovat přívod vzduchu pozvolna pomocí plynulé regulace dmychadel, čímž se zabrání náhlému vystripování plynů do atmosféry. V oddělených nádržích je nutná důsledná kontrola koncentrace rozpuštěného kyslíku, která by v anoxické části neměla překročit 0,2 mg/l a v oxické části by se měla pohybovat mezi 1,5 a 2,0 mg/l. Nadměrná aerace zvyšuje emise plynů, ale i celkovou energetickou náročnost provozu. Celkovou stabilitu procesu a odolnost vůči náhlým výkyvům v přítoku či koncentracích pak významně podporují větší objemy nádrží, které minimalizují riziko provozních nestabilit.

Je třeba zdůraznit, že na rozdíl od modelového zařízení, kde bylo možné cíleně ovlivňovat provozní parametry až do extrémů, naráží reálný provoz čistíren odpadních vod na řadu objektivních omezení, která zásadně limitují možnosti optimalizace produkce a emisí skleníkových plynů. Reálné technologie musí kontinuálně zpracovávat odpadní vody s proměnlivým složením a kolísajícím průtokem, což v praxi značně zužuje prostor pro regulaci doby zdržení nebo látkového zatížení. Vzhledem k tomu, že čištění komunálních vod závisí na stabilitě biologických procesů, nelze s provozními podmínkami volně experimentovat, aniž by došlo k selhání čistícího procesu. Čistírny odpadních vod mají pevně dané uspořádání a velikost nádrží, mohou být limitovány technickým stavem strojního vybavení, omezenou flexibilitou aeračních systémů a absencí on-line monitoringu provozních ukazatelů. Zcela zásadním faktorem pak zůstává skutečnost, že absolutní prioritou provozovatele je vždy dodržení zákonných limitů znečištění na odtoku, což se v mnoha případech dostává do přímého rozporu se snahami o minimalizaci emisí skleníkových plynů.

Na reálných komunálních čistírnách odpadních vod jsme měřili emise oxidu uhličitého, metanu a oxidu dusného z provzdušňovaných biologických (aktivačních) nádrží. Měření byla prováděna v plovoucí komoře s otevřeným dnem s on-line analýzou ve fotoakustickém analyzátoru. Tento přístup je výhodný pro určení emisí z jednotlivých jednotek ČOV. Pro vyhodnocení byla využita data z 24 měřicích kampaní na 22 ČOV. Emise oxidu uhličitého byly řádově desítky až stovky g/m²/h, emise metanu desetiny až jednotky g/m²/h a emise oxidu dusného setiny až desetiny g/m²/h. Přesto, že jsou hmotnostní koncentrace oxidu dusného nejnižší, jedná se o dominantní skleníkový plyn vzhledem k jeho GWP.

Naměřená data vykazují značný rozptyl v čase i prostoru – mezi jednotlivými ČOV, na jednotlivých ČOV v čase a i při opakovaném měření na stejné ČOV. To je způsobeno provozní heterogenitou čistíren odpadních vod – emise plynů závisí nejen na technologii a provozních podmínkách, ale také mj. na aktuálním složení odpadní vody a aktivovaného kalu. Podle statistické analýzy naměřená data nemají normální rozdělení a jsou silně pravostranně sešikmená. Typický je častý výskyt odlehklých hodnot, které indikují epizody skokově zvýšené produkce plynů. Redundantní analýza (RDA) určila jako nejdůležitější faktor ovlivňující variabilitu emisí koncentraci dusíku v nádrži, dalšími významnými prediktory jsou místo měření v rámci nádrže a hodnota pH. Tato zjištění jsou ve shodě s výsledky, které jsme získali při testech na modelové ČOV.

Emise skleníkových plynů z různých ČOV získané při různých měřeních lze porovnávat pomocí emisních faktorů - vyjádřených např. jako produkce v kg nebo g na 1 ekvivalentního obyvatele za rok. Pro velikostní kategorie komunálních ČOV jsou emisní faktory v relativně úzkém intervalu (**Tabulka 4**). U ČOV nad 10 000 EO jsou emise metanu a oxidu dusného nižší, pravděpodobně díky stabilnějšímu provozu. Větší nádrže lépe tlumí výkyvy (hydraulické i látkové) a přísnější legislativní požadavky na kvalitu vyčištěné vody nutí provozovatele k důslednější kontrole celého procesu čištění odpadních vod.

Vykazování emisí skleníkových plynů v sektoru odpadních vod probíhá v České republice v souladu s metodikou IPCC. Výpočty jsou prováděny v rámci Národního inventarizačního systému (NIS) s využitím platných metodických pokynů pro národní inventury skleníkových plynů. Metodika umožňuje konzistentní a mezinárodně srovnatelné vykazování emisí, avšak současně nezohledňuje technologickou variabilitu jednotlivých čistíren odpadních vod, rozdílné provozní podmínky ani časovou dynamiku emisí. Na základě dat získaných během měřicích kampaní na souboru komunálních čistíren odpadních vod byl stanoven nový emisní faktor metanu pro odpadní vody čištěné na ČOV, který je plně kompatibilní se strukturou výpočtu používanou v Národním inventarizačním systému. Emisní faktor byl odvozen z přímých měření plošných emisí CH₄ nad biologickými nádržemi a z kvantifikace množství organické hmoty přiváděné na čistírny, stanovené na základě průtoku odpadní vody a koncentrace BSK na přítoku do ČOV. Tento postup umožnil nahradit dosavadní emisní faktor založený na expertním odhadu hodnotou vycházející z reálných provozních dat reprezentativního souboru komunálních čistíren odpadních vod.

5. 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] DE HAAS, D. a J. ANDREWS. Nitrous oxide emissions from wastewater treatment - Revisiting the IPCC 2019 refinement guidelines. *Environmental Challenges*. 2022, roč. 8, s. 100557. ISSN 2666-4100. DOI: 10.1016/j.envc.2022.100557.
- [5] CZEPIEL, P., P. CRILL a R. HARRIS. Nitrous Oxide Emissions from Municipal Wastewater Treatment. *Environmental Science & Technology*. 1995, roč. 29, č. 9, s. 2352–2356. ISSN 0013-936X. DOI: 10.1021/es00009a030.
- [6] KAMPSCHREUR, M. J., H. TEMMINK, R. KLEEREBEZEM, M. S. M. JETTEN a M. C. M. VAN LOOSDRECHT. Nitrous oxide emission during wastewater treatment. *Water Research*. 2009, roč. 43, č. 17, s. 4093–4103. ISSN 0043-1354. DOI: 10.1016/j.watres.2009.03.001.
- [7] WUNDERLIN, P., J. MOHN, A. JOSS, L. EMMENEGGER a H. SIEGRIST. Mechanisms of N₂O production in biological wastewater treatment under nitrifying and denitrifying conditions. *Water Research*. 2012, roč. 46, č. 4, s. 1027–1037. ISSN 0043-1354. DOI: 10.1016/j.watres.2011.11.080.
- [8] PARRAVICINI, V., K. SVARDAL a J. KRAMPE. Greenhouse Gas Emissions from Wastewater Treatment Plants. *Energy Procedia*. 2016, roč. 97, s. 246–253. ISSN 1876-6102. DOI: 10.1016/j.egypro.2016.10.067.
- [9] DAELMAN, M. R. J., B. DE BAETS, M. C. M. VAN LOOSDRECHT a E. I. P. VOLCKE. Influence of sampling strategies on the estimated nitrous oxide emission from wastewater treatment plants. *Water Research*. 2013, roč. 47, č. 9, s. 3120–3130. ISSN 0043-1354. DOI: 10.1016/j.watres.2013.03.016.
- [10] HE, S., Y. LI, X. CHENG, Z. WANG et al. Quantifying greenhouse gas emissions from wastewater treatment plants: A critical review. *Water Research*. 2025, roč. 268, č. Part A, s. 122645. ISSN 0043-1354. DOI: 10.1016/j.watres.2024.122645.
- [11] CZEPIEL, P. M., P. M. CRILL a R. C. HARRISS. Methane emissions from municipal wastewater treatment processes. *Environmental Science & Technology*. 1993, **27**(12), 2472–2477. ISSN 0013-936X. DOI: 10.1021/es00048a025.
- [12] CZEPIEL, P., P. CRILL a R. HARRISS. Nitrous oxide emissions from municipal wastewater treatment. *Environmental Science & Technology*. 1995, **29**(9), 2352–2356. ISSN 0013-936X. DOI: 10.1021/es00009a030.
- [13] CAMPOS, J. L., D. VALENZUELA-HEREDIA, A. PEDROUSO, A. VAL DEL RÍO, M. BELMONTE a A. MOSQUERA-CORRAL. Greenhouse Gas Emissions from Wastewater

- Treatment Plants: Minimization, Treatment, and Prevention. *Journal of Chemistry*. 2016, vol. 2016, art. ID 3796352. DOI: 10.1155/2016/3796352.
- [14] SCOTT, D. W. Histogram. *WIREs Computational Statistics* [online]. 2010, 2(1), s. 44–48. ISSN 1939-0068. Dostupné z: <https://doi.org/10.1002/wics.59>
- [15] HUBERT, M., VANDERVIEREN, E. An adjusted boxplot for skewed distributions. *Computational Statistics & Data Analysis* [online]. 2008, 52(12), s. 5186–5201. ISSN 0167-9473. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.csda.2007.11.008>.
- [16] MCGILL, R., TUKEY, J. W., LARSEN, W. A. Variations of Box Plots. *The American Statistician* [online]. 1978, 32(1), s. 12–16. ISSN 0003-1305, 1537-2731. Dostupné z: <https://doi.org/10.1080/00031305.1978.10479236>.
- [17] BEWICK, V., CHEEK, L., BALL, J. Statistics Review 7: Correlation and Regression. *Critical Care* [online]. 2003, 7(6), s. 451. ISSN 1364-8535. Dostupné z: <https://doi.org/10.1186/cc2401>.
- [18] MAKOWSKI, D., BEN-SHACHAR, M., PATIL, I., LÜDECKE, D. Methods and Algorithms for Correlation Analysis in R. *Journal of Open Source Software* [online]. 2020, 5(51), s. 2306. ISSN 2475-9066. Dostupné z: <https://doi.org/10.21105/joss.02306>.
- [19] ZELENÝ, D. Ordination [Analysis of community ecology data in R]. *Analysis of community ecology data in R* [online]. [citováno 2026-03-26]. Dostupné z: <https://anadat-r.davidzeleny.net/doku.php/en:ordination>.
- [20] ZELENÝ, D. RDA_CCA [Analysis of community ecology data in R]. *Analysis of community ecology data in R* [online]. [citováno 2026-03-26]. Dostupné z: https://anadat-r.davidzeleny.net/doku.php/en:rda_cca.
- [21] LEGENDRE, P., GALLAGHER, E. D. Ecologically Meaningful Transformations for Ordination of Species Data. *Oecologia* [online]. 2001, 129(2), s. 271–280. ISSN 1432-1939. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s004420100716>.
- [22] AUGUSTIN, N. H., SAULEAU, E.-A., WOOD, S. N. On quantile quantile plots for generalized linear models. *Computational Statistics & Data Analysis* [online]. 2012, 56(8), s. 2404–2409. ISSN 0167-9473. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.csda.2012.01.026>.
- [23] ASUERO, A. G., SAYAGO, A., GONZÁLEZ, A. G. The Correlation Coefficient: An Overview. *Critical Reviews in Analytical Chemistry* [online]. 2006, 36(1), s. 41–59. ISSN 1040-8347. Dostupné z: <https://doi.org/10.1080/10408340500526766>.