

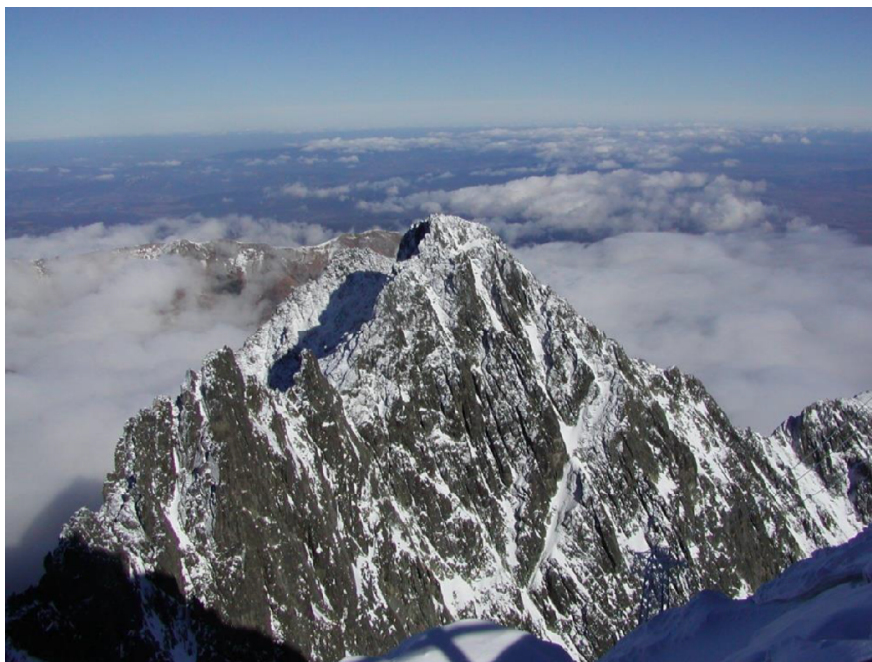
Asociácia čistiarenských expertov SR



Asociácia vodárenských spoločností
Oddelenie environmentálneho inžinierstva ÚChEI FCHPT STU Bratislava
Výskumný ústav vodného hospodárstva Bratislava
Katedra zdravotného a environmentálneho inžinierstva SvF STU Bratislava

Zborník prednášok
10. bienálnej konferencie s medzinárodnou účasťou

ODPADOVÉ VODY 2018



Štrbské Pleso, 17.-19. október 2018

Mediálni partneri



Vydal:

© Asociácia čistiarenských expertov Slovenskej republiky, 2018

Editori:

prof. Ing. Igor Bodík, PhD.

Ing. Lucia Ivanová

prof. Ing. Miroslav Hutňan, PhD.

Programový výbor a recenzenti:

Ing. Marián Bilanin, PhD., StVPS a.s. Veolia Voda B.Bystrica - predseda

Ing. Miloš Dian, ZsVS a.s. – zodpovedný za sekcie Fórum 33

prof. Ing. Ján Derco, DrSc., OEI FChPT STU Bratislava

prof. Ing. Miloslav Drtil, PhD., OEI FChPT STU Bratislava

Ing. Pavel Chudoba, PhD., Veolia Voda ČR Praha

prof. Ing. Pavel Jeníček, PhD., ÚTVP VŠChT Praha

Ing. Karol Kucman, PhD., VUVH Bratislava

doc. Ing. Marek Sokáč, PhD., KZEI SvF STU Bratislava

prof. Ing. Štefan Stanko, PhD., KZEI SvF STU Bratislava

prof. Ing. Jiří Wanner, DrSc., ÚTVP VŠChT Praha

Texty uverejnené v tomto materiáli neboli po jazykovej stránke upravované

ISBN 978-80-973196-0-1

DVOUSTUPŇOVÁ ÚPRAVA KAPALNÉ FRAKCE FERMENTAČNÍHO ZBYTKU SPOČÍVAJÍCÍ V JEHO NITRIFIKACI A NÁSLEDNÉM TEPELNÉM ZAHUŠTĚNÍ

Pavel Michal, Pavel Švehla, Liz Mabel Vargas Cáceres, Pavel Thustoš

Katedra agroenvironmentální chemie a výživy rostlin, Česká zemědělská univerzita v Praze, Kamýcká 129,
Praha 6 – Suchbát, e-mail: michalp@af.czu.cz

Abstrakt

Příspěvek se zabývá vyhodnocením dlouhodobých testů zaměřených na ověření aplikovatelnosti dvoustupňové úpravy kapalně fermentačního zbytku (tzv. fugátu) vznikajícího společně s pevnou frakcí (tzv. separátem) při provozu bioplynové stanice jako produkt separace fermentačního zbytku (tzv. digestátu). Tato úprava spočívá v biologické nitrifikaci amoniakálního dusíku obsaženého ve fugátu a následném tepelném zahuštění nitrifikovaného fugátu. Nitrifikace umožní oxidaci významné části amoniakálního dusíku na dusičnany a zároveň vede k poklesu pH fugátu, čímž mohou být minimalizovány ztráty dusíku těkáním amoniaku v průběhu skladování fugátu i při jeho aplikaci na zemědělskou půdu. Tepelné zahuštění fugátu zpracovaného v nitrifikačním reaktoru následně vede ke snížení objemu fugátu a k produkci destilátu. Zahuštěný fugát s vysokým obsahem dusičnanů může být využit jako komplexní kapalně hnojivo, přičemž dojde ke snížení nároků na objem uskladňovacích nádrží i nákladů spojených s transportem fugátu před jeho aplikací na půdu. Současně s tím může destilát vznikající při tepelném zahušťování sloužit například jako procesní voda pro optimalizaci sušiny materiálu vstupujícího do anaerobního reaktoru bioplynové stanice. Prezentovány jsou základní charakteristiky laboratorního modelu simulujícího průběh nitrifikace v prostředí fugátu i procesu tepelného zahušťování nitrifikovaného fugátu. Bylo zjištěno, že koncentrace amoniakálního dusíku na odtoku z nitrifikačního reaktoru nepřesahuje v optimálních podmínkách 20 mg/l, koncentrace dusitanového dusíku i přes určité výkyvy nepřesahovala 300 mg/l a v závislosti na chemickém složení vstupního fugátu je možno dosáhnout koncentrací N-NO_3^- kolem 5 000 mg/l. Při tepelném zahušťování pak dusík zůstává zakonzentrován v tepelně zahuštěném produktu. Koncentrace celkového dusíku v destilátu naopak nedosáhly ani 15 mg/l.

Klíčová slova: fermentační zbytek, fugát, bioplynová stanice, nitrifikace, tepelné zahušťování

Úvod

Anaerobní digesce (AD) efektivně převádí biologicky rozložitelné odpady na bioplyn, který se skládá převážně z methanu a oxidu uhličitého. Vzniklý bioplyn se používá k výrobě elektřiny a tepla v kogeneračních jednotkách. Na konci procesu zůstává tzv. fermentační zbytek (digestát) s variabilní sušinou v rozmezí 2 až 12 % [1, 2]. V důsledku podpory obnovitelných zdrojů energie a v důsledku skutečnosti, že produkce methanu prostřednictvím AD spadá mezi účinné způsoby snižování emisí skleníkových plynů [3, 4], se počet bioplynových stanic (BPS) v Evropě v průběhu posledního desetiletí neustále zvyšuje. V celé EU se nachází přibližně 17 tisíc BPS a z toho je jich provozováno v ČR 554, přičemž 383 BPS spadá do kategorie zemědělských BPS, jejichž rychlý rozvoj byl pozorován zejména mezi roky 2008 až 2012 [5, 6]. Při intenzivní výstavbě BPS však nebyl brán dostatečný zřetel na velké množství vznikajícího digestátu a nakládání s ním. Proto je bez ohledu na skutečnost, že v rámci ČR v současnosti již hlavní boom v oblasti výstavby nových BPS opadl, zapotřebí hledat racionální přístupy ke zpracování fermentačního zbytku a k udržitelnému hospodaření s tímto konečným produktem AD [7, 8].

Fermentační zbytek je v některých provozech BPS separován na dvě složky: na pevnou složku (tzv. separát) a na kapalnou frakci (tzv. fugát). Separát se vyznačuje vysokou sušinou dosahující 20–30 % a může být využit pro řadu účelů (hnojivo, stelivo, pěstební substrát či jeho složka apod.). Z celkové hmotnosti digestátu zaujímá separát pouze 10 až 20 % a je v něm koncentrováno přibližně 60 % fosforu [9]. Naopak fugát se vyznačuje nízkou sušinou pohybující se zpravidla mezi 0,8 a 4 %, přičemž obsahuje relativně vysoké koncentrace živin – zejména amoniakálního dusíku (5–15 % sušiny; koncentrace v jednotkách g/l), draslíku, ale i fosforu (cca 1 % sušiny, většinou desítky až stovky mg/l) [10, 11]. Z celkového množství fermentačního zbytku představuje fugát 80–90 % hmotnosti digestátu [9]. Nejběžnějším využitím fugátu je jeho přímá aplikace na zemědělskou půdu. Jeho použití je však omezeno nitrátovou směrnicí 91/676/EHS [12]. Fermentační zbytek (stejně jako fugát) nesmí být aplikován na půdu v zimním období, přičemž i jeho množství aplikovatelné ve zbývajících částech roku je legislativou omezeno.

Z týchto dôvodů je zapotrebi zajistit dostatečné skladovací priestory pre tekutý fermentační zbytok, resp. pre fugát. V mnoha prípadoch vedou zmíněná omezení i k nutnosti transportovat fugát na poměrně vzdálené plochy.

Vysoké koncentrace N-amon ve fermentačním zbytku, respektive ve fugátu, jsou způsobeny transformací organicky vázaného dusíku přítomného v různých organických substrátech (hnůj, kejda či jateční odpady) během anaerobní digesce [11, 13]. Amoniakální dusík zahrnuje amonný iont (NH_4^+) a nedisociovaný amoniak (NH_3). Zastoupení obou forem je dáno fyzikálně-chemickými podmínkami, přičemž zásadní význam má v tomto ohledu zejména hodnota pH a teplota. Zastoupení těkavého NH_3 se zvyšuje s rostoucí hodnotou pH a s rostoucí teplotou [14 - 16]. Přitom fugát se (stejně jako fermentační zbytek) vyznačuje poměrně vysokou hodnotou pH pohybující se nejčastěji v rozmezí 7,5 až 8,5. Proto dochází při skladování fugátu i přímo při jeho aplikaci na půdu k významným ztrátám dusíku v důsledku úniku amoniaku [17]. Problém představuje i vysoký obsah balastní vody ve fugátu. Ten se odráží ve výše nastíněných vysokých nárocích na skladovací priestory.

Balastní voda může být z fugátu z velké části odstraněna při jeho tepelném zahušťování realizovaném například s využitím vakuové odparky [18]. Možným řešením problémů spojených se ztrátami dusíku v důsledku úniku amoniaku při skladování je úprava pH do mírně kyselých hodnot, která může radikálně snížit ztráty při skladování fugátu i při jeho aplikaci na půdu [19]. Stejný efekt pak má úprava pH i při tepelném zahušťování fugátu, při kterém s jejím využitím dochází k omezení úniků těkavého NH_3 do kondenzační kapaliny [18]. Úpravy pH fugátu před jeho dlouhodobým skladováním, aplikací na půdu či tepelným zahušťováním může být dosaženo přidávkou minerálních kyselin, jejichž aplikace však zvyšuje provozní náklady [17].

Alternativním řešením vedoucím k minimalizaci ztrát dusíku a zároveň k významné redukci objemu fugátu je dvoustupňová úprava fugátu spočívající v nitrifikaci fugátu a následném tepelném zahuštění nitrifikovaného fugátu [20]. Nitrifikace vyvolaná v prostředí fugátu vede k převedení N-amon na N-NO_3^- , který je z pohledu ztrát dusíku podstatně stabilnější formou, a zároveň k poklesu pH, který „stabilizuje“ i tu část N-amon, která případně nepodlehne nitrifikačnímu procesu. Dusičnany navíc představují mobilnější zdroj dusíku pro rostliny než N-amon [17]. Destilát vznikající při tepelném zahušťování nitrifikovaného fugátu může být využit v rámci BPS jako procesní voda k různým oplachům, k ředění vstupních materiálů do BPS či pro zálivku.

Tento příspěvek se zabývá zhodnocením dlouhodobých experimentů zaměřených na dvoustupňovou úpravu fugátu nitrifikací a následným tepelným zahuštěním nitrifikovaného fugátu, které jsou realizovány na pracovišti KAVR ČZU.

Materiál a metody

Proces nitrifikace v prostředí kapalné frakce fermentačního zbytku byl simulován v laboratorních podmínkách s využitím modelu fungujícího na principu tzv. směšovací aktivace (CSTR – Completely Stirred Tank Reactor) o provozním objemu 5 litrů. Tento systém je výhodný vzhledem ke stabilitě podmínek panujících v reaktoru a k minimalizaci inhibičních vlivů, kterým je vystavena nitrifikační biomasa [21, 22].

Provoz reaktoru byl rozdělen do tří základních etap (Etapa 1, Etapa 2 a Etapa 3). V rámci Etapy 1 trvající 55 dnů nedocházelo k úpravě hodnoty pH. Etapa 2 (90 dnů) se vyznačovala regulací pH na hodnotě 7,0 (prvních 60 dnů etapy), resp. 6,5 (posledních 30 dnů) přidávkou roztoku NaOH. V rámci Etapy 3 bylo pH sníženo na hodnotu 6,0 (po dobu cca 150 dnů), resp. 5,5 (dalších 32 dnů). V rámci Etapy 1 a Etapy 2 byl využit fugát z BPS, která zpracovává bioodpady a odpady z kuchyní a stravoven (gastroodpady), v Etapě 3 byla nitrifikace realizována s fugátem ze zemědělské BPS, kde hlavními substráty jsou kejda skotu, hnůj a kukuřičná siláž. Na počátku Etapy 1 a Etapy 2 byl reaktor inokulován aktivovaným kalem popsaným v práci [23], Etapa 3 probíhala od počátku s biomasou, která byla vykultivována v rámci předchozího provozu reaktoru.

Vzorky fugátu zpracovaného v nitrifikačním reaktoru byly následně tepelně zahuštěny přibližně na 50 % původního objemu. Zbývajících 50 % původního objemu fugátu přešlo do destilátu (kondenzované vody). Ve fázi tepelného zahušťování bylo použito 200 ml nitrifikovaného fugátu odebraného v rámci Etapy 3 provozu nitrifikačního reaktoru, tyto laboratorní analýzy proběhly celkem v pěti opakováních. K tepelnému zahuštění byla využita odparka BÜCHI Rotavapor R-215 s vakuovou pumpou V-700 a regulátorem podtlaku V-850. Odpařování probíhalo za sníženého tlaku (300 mBar) s využitím vodní lázně temperované na teplotu 95 °C.

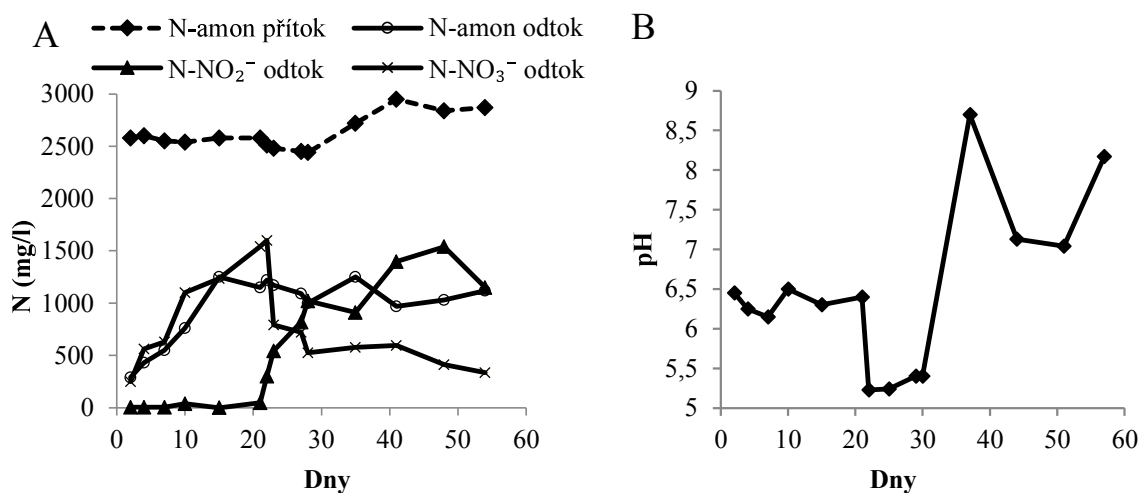
V rámci chemických rozborů byly u vzorků fugátu vstupujícího do nitrifikačního reaktoru, vystupujícího z tohoto reaktoru, resp. vstupujícího do procesu zahušťování, i u produktů tepelného zahušťování (zahuštěný nitrifikovaný fugát + destilát) stanovovány hodnoty těchto parametrů dle Horákové et al. [24]:

- hodnota pH
- koncentrace N-amon, N-NO_3^- , N-NO_2^- [mg/l]
- koncentrace rozpuštěného kyslíku [mg/l]
- chemická spotřeba kyslíku [mg/l]
- elektrická vodivost (konduktivita) [mS/cm].

Výsledky a diskuse

Průběh nitrifikace bez regulace hodnoty pH

Již během prvních dnů Etapy 1 došlo v důsledku nitrifikace k rychlému nárůstu koncentrace dusičnanů, kdy druhý den byla zjištěna koncentrace N-NO_3^- 250 mg/l. Za tři týdny tato hodnota dosáhla 1540 mg/l. Takto rychlý průběh iniciace nitrifikace je ve shodě s Pacek et al. [25]. Nevýhodou průběhu procesu nitrifikace bez regulace pH však byly vysoké koncentrace N-amon na odtoku dosahující ve fázi stabilního provozu reaktoru (po jeho zapracování) 1000 – 1250 mg/l (Obr. 1A). Účinnost převedení N-amon na oxidované formy se tak pohybovala v rozmezí od 60 do 68 %. Tyto hodnoty jsou blízké hodnotám dosaženým v publikaci Botheju et al. [17] zaměřující se na nitrifikaci digestátu v systému SBR (Sequencing Batch Reactor). Autoři uvádějí 75 % účinnost převedení N-amon na N-NO_3^- . Odtokové charakteristiky reaktoru byly v rámci Etapy 1 (fáze bez regulace pH) značně nestabilní. To platí v první řadě pro hodnotu pH, která v určitých fázích provozu reaktoru klesala až na 5,2 (Obr. 1B). To je samozřejmě vhodné z hlediska minimalizace úniků amoniaku při skladování fugátu, jeho aplikaci na půdu či následném tepelném zahušťování. Na druhou stranu výkyvy v hodnotě pH způsobovaly dramatickou fluktuaci koncentrace toxických forem dusíku, zejména koncentrace nedisociovaného amoniaku a volné kyseliny dusité (FNA, free nitrous acid), které inhibovaly aktivitu nitrifikačních organismů, zejména NOB (Nitrite Oxidizing Bacteria). Proto došlo k nekontrolovanému nárůstu koncentrace toxického N-NO_2^- až k 1000 mg/l. To samozřejmě vedlo k dalšímu nárůstu koncentrace volné kyseliny dusité (13,8 mg/l po třech týdnech, následně až 30,9 mg/l). Tento nárůst pak znamenal inhibici celého procesu nitrifikace. Anthonisen et al. [13] uvádějí, že inhibice volnou kyselinou dusitou může nastat již při její koncentraci pohybující se v rozmezí od 0,2 do 2,8 mg/l a například Vadivelu et al. [26] zjistili, že inhibice může nastat dokonce při koncentraci 0,037 mg/l. V našem provozu tak tedy došlo k několikanásobnému překročení těchto koncentrací, které vyvolalo potlačení aktivity NOB a následně i odolnějších AOB (Ammonium Oxidizing Bacteria), což je ve shodě s Vadivelu et al. [27]. Z těchto důvodů byla Etapa 1 v této fázi ukončena.



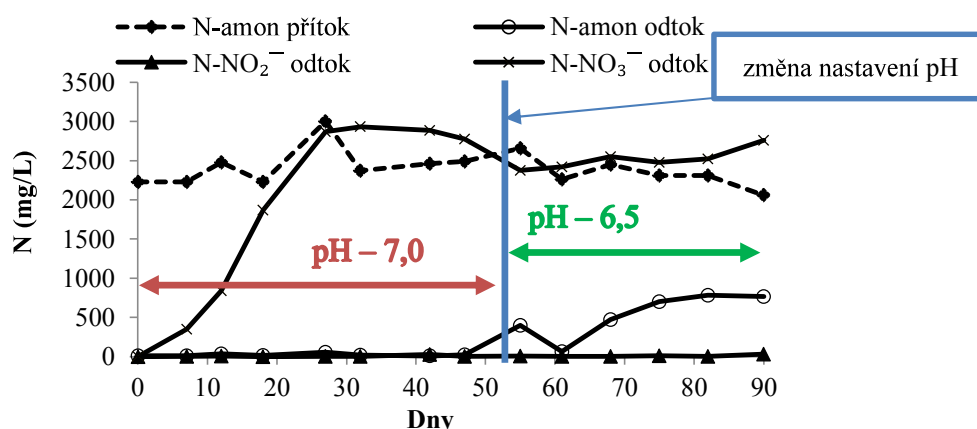
Obr. 1A. Koncentrace jednotlivých forem dusíku během provozu reaktoru bez regulace pH, 1B. Vývoj hodnoty pH během provozu reaktoru bez regulace pH

Průběh nitrifikace s regulací hodnoty pH

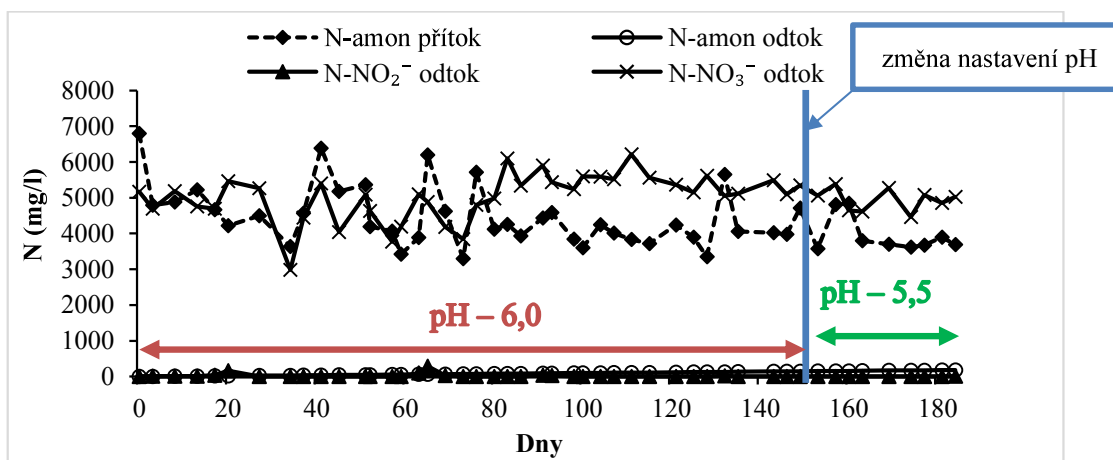
Na základě zkušeností z Etapy 1 se v rámci Etapy 2 za účelem stabilizace nitrifikačního procesu přikročilo k regulaci nitrifikace pomocí úpravy pH, která byla udržována na hodnotě pH 7,0. Ihned po zahájení provozu reaktoru v rámci této etapy došlo opět k rychlému nárůstu koncentrace dusičnanů, avšak koncentrace dusitanů během celé této etapy provozu nepřekročila 30 mg/l. Toto ustálení hodnoty pH se pozitivně projevilo na odtokových charakteristikách, kdy více než 99 % vstupního N-amon bylo převedeno do oxidovaných forem. Koncentrace amoniakálního dusíku na odtoku se v této fázi procesu pohybovaly do 20 mg/l, avšak v důsledku

jednorázového zvýšení průtoku v reaktoru došlo okolo 55. dne k přechodnému nárůstu koncentrace až na 400 mg/l. Další (nyní již dlouhodobější) nárůst odtokové koncentrace N-amon až k hodnotám blízkým se 800 mg/l pozorovaný mezi 68. a 90 dnem souvisel se změnou strategie regulace pH (nastavená hodnota změněna ze 7,0 na 6,5). Koncentrace dusitanového dusíku na odtoku se v této fázi pohybovaly v jednotkách mg/l (Obr. 2). Z výsledků Etapy 2 je tedy zřejmé, že cílená regulace pH vede i v agresivním prostředí fugátu k celkové stabilizaci nitrifikačního procesu a v porovnání s Etapou 1 díky stabilnějším podmínkám panujícím v reaktoru (pouze „řízené“ nepříliš radikální změny v hodnotě pH), nedošlo k potlačení aktivity NOB a vedlo k účinné transformaci N-amon na N-NO_3^- , jehož koncentrace se dlouhodobě pohybovala v rozmezí 2200 až 2700 mg/l.

Obr. 3 popisuje provoz nitrifikačního reaktoru v rámci Etapy 3. Z grafu je patrné, že z dlouhodobého hlediska docházelo v této fázi k transformaci vstupního amoniakálního dusíku na dusičnanovou formu, jejíž koncentrace byla udržována na hodnotě kolem 5000 mg/l. Koncentrace amoniakálního dusíku byly udržovány do 20 mg/l, přičemž je dále patrné, že pouze v několika málo případech došlo ke krátkodobému zvýšení koncentrace dusitanového dusíku. Ani v těchto fázích však jeho koncentrace nepřekročila 300 mg/l, přičemž zastoupení N-NO_2^- mezi konečnými produkty nitrifikace nepřekročilo 6 %. Zajímavé je, že přestože byla hodnota pH v Etapě 3 nižší než v posledních 30-ti dnech Etapy 2, odtokové koncentrace N-amon byly v rámci Etapy 3 podstatně nižší. Z nich odvozená účinnost převedení N-amon na oxidované formy dosahující za celou Etapu 3 průměrně 99,5 % pak byla oproti posledním 30-ti dnům etapy logicky podstatně vyšší. Důvodem může být postupná adaptace nitrifikačních organismů na podmínky panující v reaktoru (Etapu 3 trvala podstatně déle než období provozu reaktoru při pH 6,5 v Etapě 2). Vliv může mít také skutečnost, že v rámci diskutovaných etap byl použit fugát z jiné BPS, který vykazuje logicky jiné fyzikálně-chemické vlastnosti. Z tohoto pohledu může zásadní roli hrát především různá hodnota kyselinové neutralizační kapacity, která ovlivňuje účinnost nitrifikačního procesu [28]. V každém případě je potvrzení, resp. vyvrácení, tohoto předpokladu zajímavým námětem pro navazující výzkum.



Obr. 2 Koncentrace jednotlivých forem dusíku během provozu reaktoru s regulací pH – Etapa 2



Obr. 3. Koncentrace jednotlivých forem dusíku během provozu reaktoru s regulací pH – Etapa 3

Tepelné zahušťovanie nitrifikovaného fugátu

Z výsledkov prezentovaných v Tab. 1 môžeme vidieť rozdiely v charakteristikách nitrifikovaného fugátu a jednotlivých produktů po jeho tepelnom zahuštění. Z tabulky je patrné, že v dôsledku tepelného zahušťovania došlo k nárastu koncentrace jednotlivých forem dusíku na více než dvojnásobné hodnoty oproti vlastnému nitrifikovanému fugátu. U N-NO_3^- predstavujúciho najvýznamnejší formu dusíku v nitrifikovaném fugátu došlo k nárastu z 5 630 mg/l až na 11 204 mg/l. Je patrné, že téměř 100 % dusičnanového dusíku bylo zachyceno v zahušćeném fugátu. Z výsledků dále vyplývá, že do destilačního zbytku přechází jen velmi malé množství ostatních forem dusíku (N-NO_2^- i N-amon). Obě tyto formy se vyskytovaly ve velice nízké koncentraci (v jednotkách mg/l, respektive v nižších desítkách mg/l) i v zahušćeném nitrifikovaném fugátu. To je dáno zejména velice nízkým obsahem těchto látek již v nitrifikovaném fugátu vstupujícím do procesu zahušťování. Vysoká účinnost zachycení sloučenin dusíku v zahušćeném nitrifikovaném fugátu zjišćeném v rámci tohoto experimentu je srovnatelná s výsledky tepelně zahušćeného fugátu okyseleného přidavkem kyseliny sírové [18]. Autoři ve své studii dosáhli zachycení 99,2 % dusíku v tepelně zahušćeném fugátu. V rámci experimentů popsaných v tomto příspěvku došlo k zachycení dokonce 99,9 % veškerého dusíku. Z výsledků tedy vyplývá, že aplikaci dvoustupňové úpravy fugátu spočívající v nitrifikaci a následném tepelném zahušćení dojde ke „stabilizaci“ dusíku ve fugátu bez nutnosti přidavku anorganických kyselin a jeho prakticky úplnému zakoncentrování do konečného produktu – zahušćeného nitrifikovaného fugátu, což je velmi přínosné z pohledu ekonomiky celého provozu.

Tab. 1. Průměrné koncentrace anorganického dusíku v nitrifikovaném fugátu a v produktech tepelného zahušťování

	nitrifikovaný		zahušćený		destilát	
	(mg/L)	%	(mg/L)	%	(mg/L)	%
N-NO₃⁻	5630 ± 20	-	11 204 ± 980	99,4	1,80 ± 0,70	0,02
N-NO₂⁻	0,50 ± 0,20	-	1,20 ± 0,60	118	0,03 ± 0,02	3,2
N-amon	8,0 ± 2,5	-	12,0 ± 8,5	75	3,20 ± 0,60	20,6
Σ Ninorg	5640 ± 20	-	11 220 ± 990	99,4	5,00 ± 1,20	0,05

Závěr

V rámci dlouhodobého experimentu zaměřeného na zpracování kapalně frakce fermentačního zbytku bylo zjišćenó, že nitrifikace v prostředí fugátu vede k účinnému převedení amoniakálního dusíku do dusičnanové formy i při dlouhodobě nízké hodnotě pH dosahující cca 6,0, resp. 5,5, přičemž proces může stabilně vykazovat účinnost převedení N-amon na oxidované formy převyšující 99,5 % při zastoupení dusitanového dusíku mezi produkty nepřevyšující 0,01 %. Z výsledků je dále zřejmé, že v důsledku tepelného zahušťování nitrifikovaného fugátu dochází v daných podmínkách k zakoncentrování sloučenin dusíku využitelných jako zdroj živin pro rostliny na více než dvojnásobné koncentrace, přičemž koncentrace N-NO_2^- a N-amon jsou u zahušćeného fugátu velice nízké. Do destilátu přechází velmi malé množství všech forem dusíku (jednotky mg), což je pozitivní z hlediska potenciálního využití destilátu jako procesní vody.

Poděkování

Příspěvek vznikl za finanční podpory Národní agentury pro zemědělský výzkum (NAZV), číslo projektu QK1710176. Autoři příspěvku děkují poskytovateli dotace za finanční podporu výzkumu. Autoři dále děkují panu Behnadovi Ahmarimu za pomoc při laboratorních rozborech vzorků fugátu zpracovávaného v nitrifikačním reaktoru.

Literatura

1. Nkoa R.: Agricultural benefits and environmental risks of soil fertilization with anaerobic digestates: A review. *Agron. Sustainable Dev.* 34, pp. 473–492 (2014).
2. Kára, J., et al: New mixtures and technologies for biogas production at biogas plants of agricultural type processing livestock slurry. *Res. Agr. Eng.* 55, pp. 62-68 (2009).
3. Holm-Nielsen J.B., et al: The future of anaerobic digestion and biogas utilization. *Bioresour. Technol.* 100, pp. 5478–5484 (2009).
4. Möller K. Effects of anaerobic digestion on soil carbon and nitrogen turnover, N emissions, and soil biological activity. A review. *Agron. Sustainable Dev.* 35, pp. 1021-1041 (2015).
5. European Biomass Association. AEBIOM statistical report. AEBIOM. Brussels. p. 264 (2017).
6. CZBA. 2017. Statistiky výroby bioplynu. Dostupné z <http://www.czba.cz/statistiky-vyroby-bioplynu.html>.

7. Fuchs W., et al: Assessment of the state of the art of technologies for the processing of digestate residue from anaerobic digesters. *Water Sci. Technol.* 67, pp. 1984-1993 (2013).
8. Vaneeckhaute C., et al.: Nutrient Recovery from Digestate: Systematic Technology Review and Product Classification. *Waste Biomass Valorization* 8, pp. 21-40 (2017).
9. Wellinger A., et al: The biogas handbook - Science, production and applications. Woodhead Publishing, Cambridge. (2013).
10. Kolář L., et al: Agrochemical value of the liquid phase of wastes from fermenter during biogas production. *Plant Soil Environ.* 56, pp. 23-27 (2010).
11. Straka F., et al: Bioplyn - Příručka pro výuku, projekci a provoz bioplynových systémů. GAS s.r.o., Říčany. (2010)
12. Nitrátová směrnice 91/676/EHS [cit. 2018-09-12]. Dostupné z: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/ALL/?uri=CELEX:31991L0676>
13. Anthonisen, A., et al: Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. *J. Water Pollut. Control Fed.* 48, pp. 835-852 (1976).
14. Pitter, P., Hydrochemie, VŠCHT. Praha (1999).
15. Park, S., et al: Modeling kinetics of ammonium oxidation and nitrite oxidation under simultaneous inhibition by free ammonia and free nitrous acid. *Process Biochem.* 44, pp. 631-640 (2009).
16. Butterbach-Bahl, K., et al: Nitrogen processes in terrestrial ecosystems. In: The European Nitrogen Assessment, Sutton, M. A., et al. (ed.), University Press. Cambridge. 2010.
17. Botheju D., et al: Digestate nitrification for nutrient recovery. *Open Waste Manag J* 3, pp. 1-12 (2010).
18. Chiumenti A., et al: Treatment of digestate from a co-digestion biogas plant by means of vacuum evaporation: Tests for process optimization and environmental sustainability. *Waste Manage* 33, pp. 1339-1344 (2013).
19. Perazzolo, F. et al.: Nutrient losses from cattle co-digestate slurry during storage. *Journal of Agricultural Engineering.* 47(500), 94-99 (2016).
20. Michal P., et al: Zpracování kapalné frakce fermentačního zbytku biologickou nitrifikací a tepelným zahuštěním. *Waste Forum.* 10(4), 299-309 (2017).
21. Chudoba, J., et al: Biologické čištění odpadních vod, SNTL. Praha. 465 s. ISBN: 8003006112 (1991).
22. Švehla, P., et al: Inhibition effect of free ammonia and free nitrous acid on nitrite-oxidising bacteria during sludge liquor treatment: Influence of feeding strategy. *Chem. Pap.* 68, pp. 871-878 (2014).
23. Švehla P., et al: Nitrification in a completely stirred tank reactor treating the liquid phase of digestate: The way towards rational use of nitrogen. *Waste Manage* 64, pp. 96-106 (2017).
24. Horáková, M., et al: Analytika vody, VŠCHT. Praha (2003).
25. Pacek, L., et al: Rapid achievement of nitrification in CSTR and SBR treating reject water at high ammonia levels. *Desalin. Water Treat.* 57, pp. 15958-15969 (2016).
26. Vadivelu, V. M., et al: The inhibitory effects of free nitrous acid on the energy generation and growth processes of an enriched Nitrobacter culture. *Environ. Sci Technol.* 40, pp. 4442-4448 (2006a).
27. Vadivelu, V. M., et al: Effect of free ammonia and free nitrous acid concentration on the anabolic and catabolic processes of an enriched Nitrosomonas culture. *Biotechnol. Bioeng.* 95, pp. 830-839 (2006b).
28. Jenicek, P. et al: Factors affecting nitrogen removal by nitrification/denitrification. *Water Sci. Technol.* 49(5-6), pp. 73-79 (2004).