

Asociácia čistiarenských expertov SR

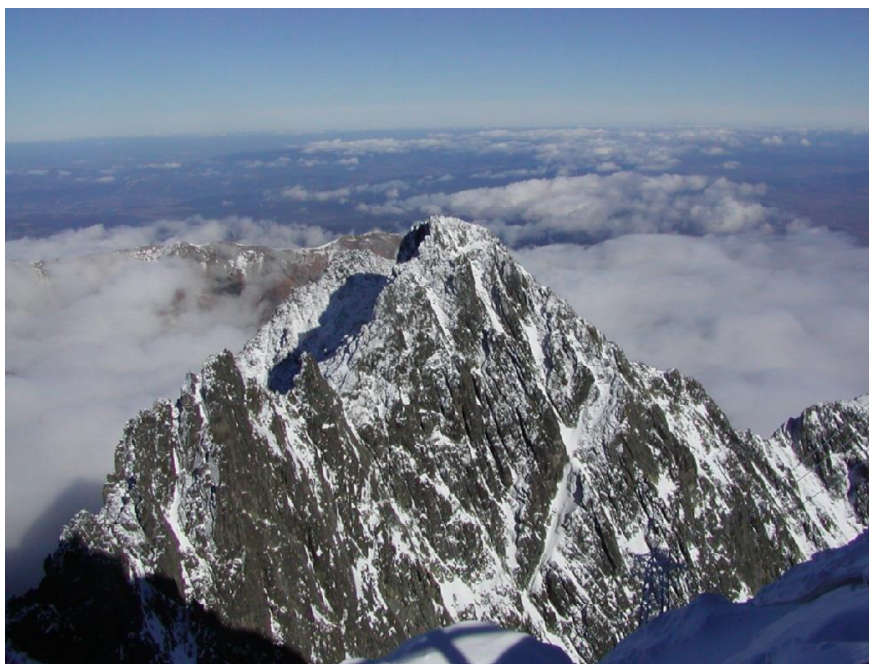


ASOCIÁCIA
ČISTIARENSKÝCH
EXPERTOV SR

**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 a posterov
11. bienálnej konferencie s medzinárodnou účasťou**

ODPADOVÉ VODY 2020



Štrbské Pleso, 14.-16. október 2020

Mediálny partner



***vodní
hospodářství®***

Vydal:

© Asociácia čistiarenských expertov Slovenskej republiky, 2020

Editori:

prof. Ing. Igor Bodík, PhD.

Ing. Petra Szabová

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., Nitra – zodpovedný za sekcie Fórum 33

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

prof. Ing. Michal Dohányos, PhD., VŠCHT Praha

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

prof. Ing. Miroslav Hutňan, PhD., OEI FChPT STU Bratislava

Ing. Juan José Chávez Fuentes, PhD., Volkswagen Slovakia, a.s. Bratislava

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

Ing. Zuzana Imreová, PhD., OEI FChPT STU Bratislava

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

Ing. Katarína Kozáková, VÚVH Bratislava

Ing. Karol Kucman, PhD., VUVH Bratislava

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

Texty uverejnené v tomto materiáli neboli po jazykovej stránke upravované

ISBN 978-80-973196-2-5

OPTIMALIZACE FUNKCE POLOPROVOZNÍ JEDNOTKY PRO NITRIFIKACI KAPALNÉ FRAKCE FERMENTAČNÍHO ZBYTKU

Pavel Michal¹, Pavel Švehla¹, Andrea Benáková², František Humpál¹, Pavel Tlustoš¹

¹Česká zemědělská univerzita v Praze, FAPPZ, KAVR, Kamýcká 129, 165 00 Praha 6 - Suchbát

²Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, ÚTVP, Technická 5, 166 28, Praha 6

Abstrakt

Příspěvek se zabývá vyhodnocením dlouhodobého provozu poloprodučního nitrifikačního reaktoru na úpravu kapalnou frakci fermentačního zbytku (tzv. fugátu) vznikajícího společně s pevnou frakcí (tzv. separátem) při provozu bioplynové stanice jako produktu separace fermentačního zbytku (tzv. digestátu). Tato úprava spočívá v biologické nitrifikaci amoniakálního dusíku obsaženého ve fugátu, přičemž 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. Vhodná optimalizace nitrifikace fugátu pak může vést k získání kvalitního materiálu, který obsahuje ve velké míře oxidované formy dusíku, jež při následném tepelném zahuštění nepřechází do takto vznikajících produktů (destilát). Součástí poloproduční fáze je též identifikace nitrifikačních bakterií účastnících se vlastní nitrifikace fugátu. Prezentovány jsou základní charakteristiky poloproduční jednotky pro nitrifikaci fugátu v průběhu prvních 250 dnů provozu. Bylo zjištěno, že koncentrace amoniakálního dusíku na odtoku z poloproduční nitrifikační jednotky za optimálních podmínek nepřesahuje v průměru 130 mg/l, koncentrace dusitanového dusíku nepřesahovala hodnoty 6 mg/l. Průměrná hodnota koncentrace N-NO_3^- v optimálních podmínkách dosahovala 3 000 mg/l.

Klíčová slova: fermentační zbytek, fugát, bioplynová stanice, nitrifikace, nitrifikační bakterie

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 současné době se v celé EU nachází více než 17 tisíc bioplynových stanic (BPS) [3], avšak při jejich výstavbě nebyl brán dostatečný zřetel na velké množství vznikajícího digestátu a nakládání s ním. Z tohoto důvodu je zapotřebí hledat racionální přístupy vedoucí ke zpracování fermentačního zbytku a k udržitelnému hospodaření s tímto konečným produktem AD [4, 5].

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 [6]. 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) [7, 8]. 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 [9].

Optimalizovat využití živin obsažených ve fugátu je možno různými přístupy, které jsou zpravidla založeny na zakonzentrování živin či jejich získání v relativně čisté podobě. Známé jsou fyzikálně-chemické metody vedoucí k získání amonného dusíku, popřípadě k současnému získávání amonného dusíku a fosforu – například stripování amoniaku, srážení struvitu či sorpce na biochar či jiné materiály [10, 11, 12, 13]. Bylo potvrzeno, že významnou část živin obsažených ve fugátu je možno převést do biomasy zelených řas, kterou je možno dále využívat [14, 15]. Všechny uvedené postupy jsou ale více či méně selektivní, tedy umožňují využít pouze vybrané živiny a jejich efektivita je navíc zpravidla omezená. Fugát, který je zbaven základních živin, se ve většině případů stává těžko využitelným a v podstatě odpadním materiálem.

Alternatívnym riešením vedúcim k minimalizácii ztrát dusíku môže byť aplikácia nitrifikácie, popřípadě kombinace nitrifikácie a tepelného zahuštění. Samostatná nitrifikácia vede k minimalizácii ztrát dusíku tĕkáním amoniaku v průběhu skladování fugátu i při jeho aplikaci na zemědělskou půdu, přičemž N-NO_3^- je z pohledu ztrát dusíku podstatně stabilnější formou, zároveň pokles pH „stabilizuje“ i tu část N-amon, která případně nepodlehne nitrifikačnímu procesu. Dusičnany dále představují mobilnější zdroj dusíku pro rostliny než N-amon [16]. Kombinace nitrifikácie a tepelného zahušťování zároveň vede k významné redukci objemu fugátu a jeho zakonzentrování do podoby komplexního kapalného hnojiva [17]. Vznikající destilát může být využit v rámci BPS jako procesní voda k různým oplachům, k ředění vstupních materiálů do BPS či pro závlivu.

Tento příspěvek navazuje na dříve realizované laboratorní testy nitrifikácie fugátu [17, 18, 19], přičemž jsou prezentovány první zkušenosti s dlouhodobým chodem poloprovozní nitrifikační jednotky o objemu 1 m^3 , která je umístěna v areálu BPS Červené Janovice.

Metodika

Proces nitrifikácie v prostředí kapalně frakce fermentačního zbytku byl simulován v poloprovozních podmínkách s využitím modelu fungujícího na principu tzv. směšovací aktivace (CSTR – Completely Stirred Tank Reactor), který se skládá z vlastního reaktoru o provozním objemu až 1 m^3 a z dosazovací nádrže o objemu 200 l, jejichž konstrukce vychází ze zkušeností s předešlým provozem laboratorních reaktorů [18, 19]. Tento dlouhodobý experiment je provozován s fugátem přímo odebíraným z objektu zemědělské BPS, která zpracovává zemědělský hnůj (70 %), kukuřičnou siláž (20 %) a travní hmotu (10 %) jako hlavní substráty pro výrobu bioplynu. Separace fermentačního zbytku na fugát a separát je v rámci této BPS zajištěna mechanickým šnekovým separátorem. Koncentrace N-amon v použitém fugátu dosahuje 2 – 6 g/l při sušině 3 – 8 % a celkové hodnotě CHSK 25 – 80 g/l. Provoz reaktoru je rozdělen do 2 etap (Etapa 1, Etapa 2). V rámci Etapy 1 trávící 100 dnů je popsáno zahájení provozu reaktoru se zásahy směřujícími k optimalizaci provozu jednotky. Etapa 2 (150 dnů) popisuje provoz reaktoru v optimálním stavu s postupnou změnou hodnoty pH a postupně se zvyšujícím zatížením. V rámci chemických rozborů byly kontinuálně stanovovány hodnoty těchto parametrů dle Horákové et al. [20]: hodnota pH, koncentrace rozpuštěného kyslíku (mg/l), koncentrace N-amon, N-NO_3^- , N-NO_2^- , chemická spotřeba kyslíku (mg/l).

Nitrifikační bakterie byly detekovány pomocí fluorescenční *in situ* hybridizace (FISH) podle Nielsena et al. [21]. Pro detekci amoniak-oxidujících bakterií (Ammonia Oxidizing Bacteria, AOB) byla využita směs sond NSO190 a NSO1225 specifická pro betaproteobakterie oxidující amoniak (β -AOB), dále sonda Cluster6a192 specifická pro *Nitrosomonas oligotropha*, sonda NSE1472 specifická pro druhy *Nitrosomonas europea*, *Nitrosomonas halophila*, *Nitrosomonas eutropha*, sonda NEU specifická pro většinu halofilních a halotolerantních *Nitrosomonas* spp., sonda NSMR76 specifická pro *Nitrosomonas marina*, sonda Nmv specifická pro *Nitrosococcus mobilis* a sonda Nsv443 specifická pro rod *Nitrospira*. Pro dusitany-oxidující bakterie (Nitrite Oxidizing Bacteria, NOB) byla použita směs sond Ntspa662 a Ntspa712 specifická pro rod *Nitrospira*, Nspmar62 specifická pro *Nitrospira marina*, sonda NIT3 specifická pro rod *Nitrobacter*, sonda Ntoga122 specifická pro rod *Nitrotoga*, sonda Ntlc804 specifická pro *Nitrolancea holandica*. Rovněž byla použita sonda Ntspa476 specifická pro *Ca. Nitrospira nitrosa* a *Ca. Nitrospira nitrificans*, které jsou považovány za tzv. commammox mikroorganismy (schopné kompletní oxidace amoniaku na dusitany).

Poloprovozní simulace nitrifikácie fugátu

Poloprovozní ověření závěrů plynoucích z laboratorních testů probíhá v areálu zemědělské BPS sloužící jako zdroj fugátu pro nitrifikační reaktor (viz výše). Jako inokulum byl v těchto podmínkách využit aktivovaný kal odebraný v regenerační zóně biologického stupně městské ČOV. Při zahájení provozu byl reaktor naplněn kalem do objemu 600 l. K postupnému nárůstu pracovního objemu na 1000 l došlo v důsledku postupného přidávání zpracovávaného fugátu. Průtok zpracovávaného fugátu byl v okamžiku zahájení experimentů nastaven na 50 l za den při zatížení reaktoru dusíkem cca $0,15 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$, hodnota pH byla s využitím měřícího a regulačního systému GRYF XBP a dávkování roztoku NaOH nastavena na $6,0 \pm 0,1$, koncentrace kyslíku přesahovala 4 mg/l. Reaktor byl po technologické stránce provozován analogicky jako laboratorní modely [18, 19], přičemž pro transport tekutin v rámci modelu byla využita peristaltická čerpadla. Vzduch zajišťující aerobní podmínky v reaktoru byl do systému vhnán pomocí membránového dmychadla Secoh JDK-S-200. Fugát vstupující do poloprovozního reaktoru byl v pravidelných intervalech odebírán přímo ze separátoru fermentačního zbytku provozovaného v rámci bioplynové stanice a před vstupem do reaktoru byl uchovávan v IBC nádrži o objemu 1 m^3 . Stejná nádrž byla použita i pro akumulaci fugátu zpracovaného v nitrifikačním reaktoru. Do této nádrže byl odtok ze systému odváděn z dosazovací nádrže.

Výsledky a diskuse

Průběh zapracování nitrifikačního procesu v reaktoru, který je součástí poloprovozní jednotky pro zpracování fugátu, zatím v zásadě potvrzuje závěry, ke kterým vedl dlouhodobý provoz laboratorních reaktorů [17, 18, 19]. I v tomto případě se ukázalo, že zásadní roli pro aktivitu nitrifikačních organismů hraje aktuální koncentrace FA a zejména FNA, resp. koncentrace N-amon a N-NO_2^- s přihlédnutím k aktuální hodnotě pH v systému. Velice významný je také vliv zatížení reaktoru dusíkem. Výsledky provozu reaktoru jsou rozděleny do dvou etap.

Etapu 1 (0 až 100 dnů od zahájení provozu)

Vývoj koncentrace základních forem dusíku v odtoku z reaktoru je zachycen na obrázku 1. Od zahájení provozu docházelo k postupnému nárůstu koncentrace N-NO_3^- jakožto preferovaného finálního produktu nitrifikace. Současně ale rostla v odtoku i koncentrace N-amon. Ta dosahovala po devíti dnech 170 mg/l při koncentraci FA 0,27 mg/l, po 15 dnech dokonce 470 mg/l (koncentrace FA činila 1,52 mg/l). Koncentrace N-NO_2^- dosahovala 9. dne 13 mg/l při koncentraci FNA 0,05 mg/l. Poté začala koncentrace N-NO_2^- významně narůstat, přičemž 15. dne dosáhla již 320 mg/l při koncentraci FNA 0,59 mg/l. 23. den stoupla koncentrace N-NO_2^- dokonce na 1200 mg/l při koncentraci FNA 4,32 mg/l. V této fázi začala v odtoku z reaktoru v důsledku hromadění dusitanů dokonce klesat koncentrace N-NO_3^- .

Hromadění N-amon v reaktoru v prvních dnech jeho provozu naznačuje, že AOB nebyly schopny beze zbytku odstraňovat ze systému svůj substrát. To mohlo být v daných podmínkách způsobeno tím, že zatížení reaktoru dusíkem ($0,15 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$) bylo příliš vysoké. Důvodem ale mohla být i skutečnost, že hodnota pH dosahující v prvních dnech při nastavené hodnotě $6,0 \pm 0,1$ reálně 6,3 – 6,6 byla pro neadaptované mikroorganismy AOB příliš nízká [22]. V každém případě hromadění N-amon v reaktoru způsobilo i při relativně nízké hodnotě pH překročení inhibičního limitu FA vůči NOB, který činí 0,1 – 1,0 mg/l [23]. To bylo patrně ve spojitosti s poměrně vysokým zatížením reaktoru dusíkem prvotním důvodem hromadění N-NO_2^- od 15. dne. Nárůst koncentrace N-NO_2^- pak inhibiční tlak vůči NOB dramaticky zvýšil, neboť byl silně překročen inhibiční limit FNA dosahující 0,2 – 2,8 mg/l [23]. Tento sled událostí patrně vyvolal v podstatě úplné zastavení aktivity NOB. Z tohoto důvodu se přikročilo ke snížení průtoku fugátu na $\frac{1}{4}$ a tím i k adekvátnímu snížení zatížení reaktoru. Zároveň byla nastavená hodnota pH změněna z $6,0 \pm 0,1$ na $7,0 \pm 0,1$ za účelem přiblížit se optimálním podmínkám pro AOB a NOB [22] a za účelem snížení inhibičního vlivu FNA. Následkem tohoto zásahu došlo k minimalizaci koncentrace N-amon v reaktoru. Ta již v dalším období nepřesahovala 10 mg/l. Aktivita AOB byla tedy za daných podmínek dostatečná pro zpracování prakticky veškerého N-amon a inhibiční vliv FA byl tedy prakticky potlačen. Ke zvýšení jejího významu došlo v souvislosti s nárůstem hodnoty pH mezi dny 49 a 71. Aktivita NOB byla v každém případě stále prakticky nulová, koncentrace N-NO_2^- neklesala, naopak mírně rostla. Maxima (2300 mg/l) dosáhla 64. den experimentu. Za účelem dalšího snížení vlivu FNA byla požadovaná hodnota pH dále zvyšována, přičemž 37. den byla nastavena na 8,2. Přestože koncentrace FA ani FNA v této fázi provozu reaktoru nepřesahovaly dramaticky inhibiční hodnoty, aktivita NOB nebyla obnovena. Proto byl 57. dne provozu reaktor re-inokulován 50 l aktivovaného kalu z regenerační zóny městské ČOV. Tento zásah nevedl k okamžité změně v zastoupení jednotlivých forem dusíku, koncentrace N-NO_2^- byla 64. den dokonce nejvyšší za celou dobu experimentu (viz výše). Nicméně, tento zásah, byl patrně hlavním důvodem pozvolného poklesu koncentrace N-NO_2^- pozorovaného od 71. dne. Od 82. dne provozu reaktoru již byla koncentrace N-NO_2^- prakticky nulová. Pokles koncentrace N-NO_2^- umožnil v období mezi 77. a 89. dnem postupné snížení nastavené hodnoty pH z 8,2 až na hodnotu 7,0.

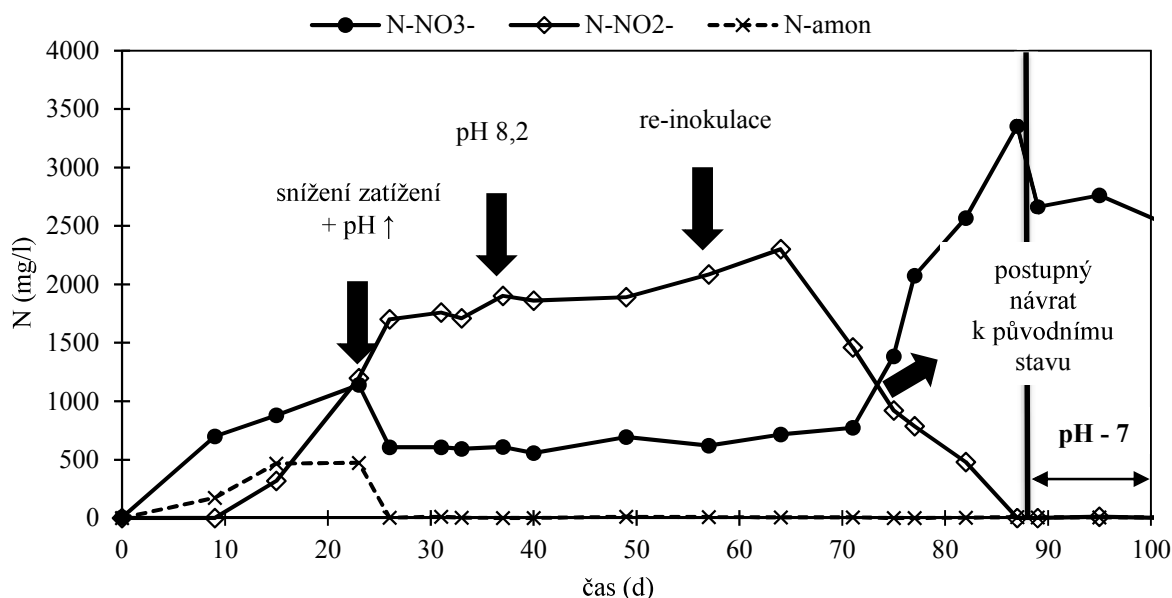
Etapu 2 (101 až 250 dnů od zahájení provozu)

Na základě poklesu koncentrací N-NO_2^- k nulovým hodnotám na konci Etapy 1, bylo pH reaktoru udržováno na této hodnotě až do 132. dne od zahájení provozu. V důsledku nulových hodnot N-NO_2^- došlo tento den k dalšímu snížení pH na hodnotu 6,0. Tato hodnota byla v reaktoru udržována až do 192. dne od zahájení provozu. Dlouhodobě nízké hodnoty N-NO_2^- i N-amon v této periodě jsou dobře patrné i na obrázku č. 2. Od 192. dne došlo k dalšímu snížení hodnoty pH na hodnotu 5,5. Od 213. do 250. dne je pozorován postupný nárůst koncentrace amoniakálního dusíku na odtoku z reaktoru až do koncentrace 600 mg/l, avšak koncentrace N-NO_2^- zůstala na téměř nulových hodnotách. Od 234. dne pak dochází k postupnému zvyšování zatížení nitrifikačního reaktoru. V každém případě, provoz reaktoru v Etapě 2 dokazuje, že nitrifikační proces v prostředí fugátu může být za předpokladu minimalizace inhibičního působení FA a FNA velice stabilní s N-NO_3^- jako dominantní formou dusíku v odtoku.

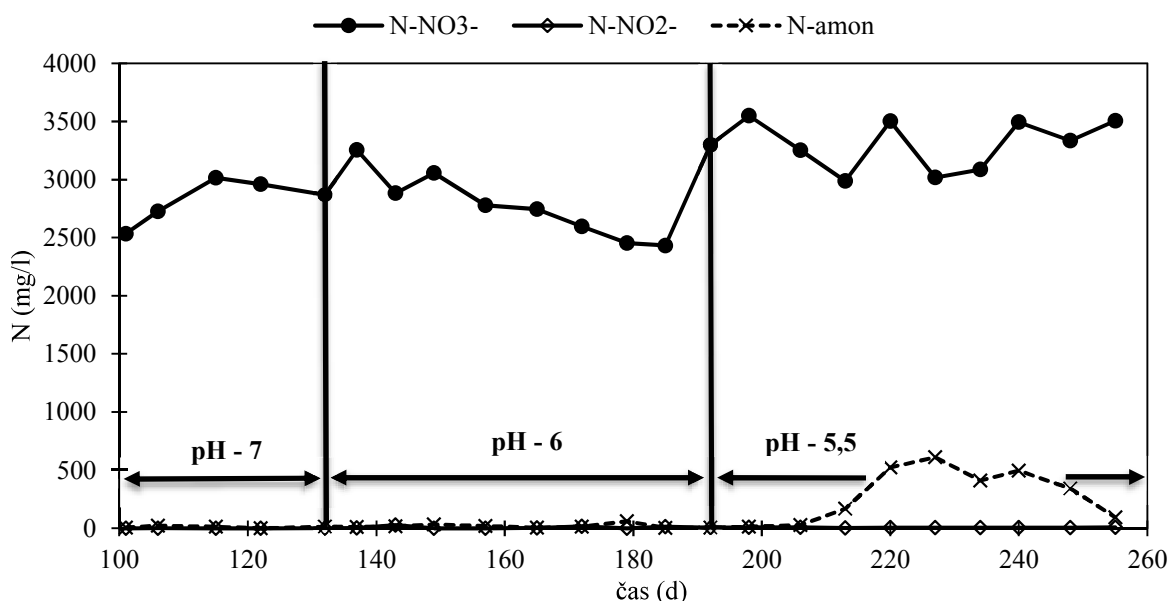
Sledování nitrifikačních bakterií v rámci provozu reaktoru

V průběhu provozu poloprovozní nitrifikační jednotky bylo odebráno několik vzorků nitrifikovaného fugátu pro následné analýzy pomocí fluorescenční *in situ* hybridizace. Přestože je z prezentovaných výsledků i grafů patrné, že první i druhý stupeň nitrifikace v poloprovozním reaktoru bezpečně probíhá, pomocí FISH analýzy nedošlo k detekci žádných druhů nitrifikačních bakterií jak prvního, tak i druhého stupně. To může být způsobeno velkým

množstvím nerozpuštěných částic, které jsou ve fugátu obsaženy, což může vést k „zamaskování“ přítomnosti nitrifikačních bakterií. Dalším možným vysvětlením může být skutečnost, že se nitrifikace fugátu účastní bakterie, které nemusí být zařazené v použitých sondách. Z tohoto důvodu je třeba hledat způsoby, jak detekovat nitrifikační bakterie i v takovéto suspenzi, což může být námětem k dalšímu výzkumu.



Obr. 1. Etapa 1 (0 až 100 dnů od zahájení provozu)



Obr. 2. Etapa 2 (100 až 250 dnů od zahájení provozu)

Závěr

Na základě zkušeností s dlouhodobým provozem laboratorních reaktorů zpracovávajících kapalnou frakci fermentačního zbytku bylo ověřeno, že tento proces je možné spolehlivě provozovat i v nitrifikačním reaktoru o objemu 1 m³ při nízké hodnotě pH dosahující cca 6,0, resp. 5,5. Při provozu je však nutné průběžně monitorovat stav reaktoru, přičemž pro úspěšné zapracování a následný provoz je zapotřebí se vyvarovat nahromadění FA i FNA v počáteční fázi. Dále je třeba sledovat i ve velice krátkém intervalu aktuální koncentrace N-amon a N-NO₂⁻ a při jejich nárůstu do desítek mg/l, resp. stovek mg/l činit opatření spočívající v regulaci zatížení reaktoru dusíkem a dalších parametrů vedoucích ke snížení toxicity FA, resp. FNA v systému z důvodu možné inhibice nitrifikačních mikroorganismů. Překvapujícím zjištěním je, že pomocí FISH analýzy nedošlo k detekci nitrifikačních bakterií

prvního i druhého stupně. Z tohoto důvodu je třeba hledat způsoby, jak detekovat nitrifikační bakterie i v takto specifické suspenzi, jakou bezesporu fugát z bioplynových stanic je.

Poděkování

Příspěvek byl vypracován v rámci řešení projektu podporovaného MZe ČR v rámci NAZV, registrační číslo projektu QK1710176. Autoři děkují poskytovateli dotace za finanční podporu výzkumu.

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. European Biomass Association. AEBIOM statistical report. AEBIOM. Brussels. p. 264 (2017).
4. 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).
5. Vaneeckhaute C., et al.: Nutrient Recovery from Digestate: Systematic Technology Review and Product Classification. *Waste Biomass Valor* 8, pp. 21-40 (2017).
6. Wellinger A., et al.: The biogas handbook - Science, production and applications. Woodhead Publishing, Cambridge. (2013).
7. 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).
8. Straka F., et al.: Bioplyn - Příručka pro výuku, projekci a provoz bioplynových systémů. GAS s.r.o., Říčany. (2010)
9. Nitrátová směrnice 91/676/EHS [cit. 2020-09-26]. Dostupné z: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/ALL/?uri=CELEX:31991L0676>
10. Münch, E.V., et al.: Controlled struvite crystallisation for removing phosphorus from anaerobic digester sidestreams. *Water Res.* 35 (1), 151- 159 (2001).
11. Song Y. H., et al.: 2011. Nutrients removal and recovery from anaerobically digested swine wastewater by struvite crystallization without chemical additions. *J. Hazard. Mater.* 190, pp. 140-149 (2011).
12. Guštin S., et al.: Effect of pH, temperature and air flow rate on the continuous ammonia stripping of the anaerobic digestion effluent. *Process Saf. Environ. Prot.* 89 (1), pp. 61-66 (2011).
13. Kizito S., et al.: Evaluation of slow pyrolyzed wood and rice husks biochar for adsorption of ammonium nitrogen from piggery manure anaerobic digestate slurry. *Sci. Total Environ.* 505, pp. 102-112 (2015).
14. Prajapati S. K., et al.: Bioconversion of algae to methane and subsequent utilization of digestate for algae cultivation: A closed loop bioenergy generation proces. *Bioresour Technol.* 158, pp. 174-180 (2014).
15. Tale M., et al.: Isolation and characterization of microalgae for biodiesel production from Nisargruna biogas plant effluent. *Bioresour Technol.* 169, pp. 328-335 (2014).
16. Botheju D., et al.: Digestate nitrification for nutrient recovery. *Open Waste Manag J* 3, pp. 1-12 (2010).
17. Míchal P., et al.: Zpracování kapalně frakce fermentačního zbytku biologickou nitrifikací a tepelným zahuštěním. *Waste Forum.* 10(4). 299-309 (2017).
18. 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).
19. Švehla P., et al.: Nitrification of the liquid phase of digestate can help with the reduction of nitrogen losses. *Environ. Technol. Inno.* 17 (100514), pp. 1-10 (2020).
20. Horáková, M., et al: Analytika vody, VŠCHT. Praha (2003).
21. Nielsen P. H., et al.: FISH Handbook for Biological Wastewater Treatment. Identification and quantification of microorganisms in activated sludge and biofilms by FISH. IWA Publishing (2009).
22. Pitter, P., Hydrochemie, VŠCHT. Praha (1999).
23. Anthonisen, A., et al.: Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. *J. Water Pollut. Control Fed.* 48, pp. 835-852 (1976).