

**ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE**

**FAKULTA AGROBIOLOGIE, POTRAVINOVÝCH A  
PŘÍRODNÍCH ZDROJŮ**

**KATEDRA AGROENVIRONMENTÁLNÍ CHEMIE A VÝŽIVY  
ROSTLIN**



**Faktory ovlivňující zastoupení konečných produktů  
nitrifikace při biologické předúpravě fugátu**

**DIPLOMOVÁ PRÁCE**

**Vedoucí práce: Ing. Pavel Švehla, Ph.D.**

**Diplomant: Bc. Aneta Kyselová**

**2016 ČZU v Praze**

### **Čestné prohlášení**

Prohlašuji, že svou diplomovou práci "Faktory ovlivňující zastoupení konečných produktů nitrifikace při biologické předúpravě fugátu" jsem vypracovala samostatně a použila jsem jen prameny, které cituji a uvádím v přiloženém seznamu literatury.

V Praze dne 8. 4. 2016

---

## **Poděkování**

Ráda bych touto cestou poděkovala především svému vedoucímu, panu Ing. Pavlu Švehlovi, Ph.D., za jeho odborné vedení a za čas, který mi věnoval. Dále děkuji Ing. Heleně Radechovské za její všestrannou pomoc a rady, které mi ochotně poskytla. Velké poděkování patří mým rodičům, kteří mi umožnili studium na ČZU v Praze. A v neposlední řadě děkuji všem mým blízkým, kteří mi byli po celou dobu studia na ČZU oporou.

## Souhrn

V rámci této diplomové práce byl vyhodnocen vliv chemického složení fugátu, hodnoty pH, teploty a dalších faktorů na zastoupení konečných produktů nitrifikace při biologické předúpravě fugátu produkovaného v rámci zemědělských bioplynových stanic.

Při pokusu byl zpracováván fugát z BPS Nový Dvůr s koncentrací N-amon na vstupu v rozmezí 1300 - 3200 mg/l. Hodnoceny byly výsledky z období 21. 9. 2015 - 22. 12. 2015 (den 0 - 93). Nitrifikační reaktor o pracovním objemu 5 l byl umístěn v laboratoři při teplotě v rozmezí 20 – 25 °C. Objemové zatížení reaktoru N-amon se v průběhu pokusu pohybovalo od 0,18 do 0,44 kg/(m<sup>3</sup>.d). Účinnost odstranění N-amon se pohybovala mezi 68,6 – 96,9 %. Hydraulická doba zdržení vody byla v průběhu pokusu snižována z 12,3 dní na cca 4,2 dny. Hodnota pH byla regulována pomocí NaOH na hodnoty kolem 7.

Experiment prokázal, že v agresivním prostředí fugátu je možné dosáhnout procesu nitrifikace. Bylo zjištěno, že hodnota pH, která určuje aktuální koncentraci volné kyseliny dusité (Free Nitrous Acid – FNA) významně ovlivňuje zastoupení konečných produktů nitrifikace. Koncentrace N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> v odtoku z reaktoru se v průběhu procesu navyšovaly ze 130 až na 1840 mg/l z důvodů výkyvů hodnot pH a narůstající koncentrace FNA, která inhibovala činnost nitratačních organismů (Nitrite Oxidising Bacteria – NOB). Zastoupení N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> od dne 0. do 93. dne pokusu postupně narůstalo od 19 % až na 95 %. Koncentrace N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> od 0. do 3. dne narůstaly z 570 na 1056 mg/l a od 3. dne do 93. dne naopak postupně klesaly z 570 mg/l až na koncentrace kolem 100 mg/l. Zastoupení N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> se ode dne 0. do 93. dne snižovalo z 80 % na 5 % a nepodařilo se je udržet jako dominantní produkty nitrifikace z důvodu citlivosti NOB.

**Klíčová slova:** bioplynové stanice, fermentační zbytek, fugát, nitrifikace, dusitany, dusičnany

## Summary

In this diploma thesis, the influence of chemical composition of fugate, pH value, temperature and other factors on representation of final products of nitrification during biological pretreatment of fugate produced in agricultural biogas stations was evaluated.

During the experiment, fugate from biogas station Nový Dvůr with N-amon concentration in the range of 1300 - 3200 mg/l at input was processed. Results from the time period beginning on 21. September 2015 and ending on 22. December 2015 (day 0 – 93) were assessed. Nitrification reactor of five-liter operational volume was placed in a laboratory at temperatures ranging from 20.4 to 25.2 degrees Celsius. During the experiment, volumetric loading of N-amon reactor ranged from 0,18 to 0,44 kg/(m<sup>3</sup>.d) and efficiency of N-amon removal from 68,6 to 96,9 percent. Hydraulic period of water delay was being decreased from 12,3 days to approximately 4,2 days during the experiment. pH value was regulated by NaOH to be approximately 7.

The experiment proved that it was possible to attain the process of nitrification in the aggressive medium of fugate. It was ascertained that pH value, which determined current concentration of Free Nitrous Acid (FNA), had significant influence on representation of final products of nitrification. Concentrations of N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> in the reflux from the reactor were being increased from 130 up to 1840 mg/l during the process on the grounds of pH value fluctuations and increasing FNA concentration which inhibited activity of nitrite oxidizing bacteria (NOB). The representation of N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> from day 0 to day 93 of the experiment gradually increased from 19 percent up to 95 percent. Concentrations of N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> from day 0 to day 3 increased from 570 to 1056 mg/l and conversely from day 3 to day 93 they gradually decreased from 570 mg/l to approximately 100 mg/l. Representation of N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> decreased from 80 percent to 5 percent from day 0 to day 93 and it was not possible to retain them as dominant products of nitrification on the ground of sensitivity of NOB.

**Key words:** biogas stations, fermentation residue, fugate, nitrification, nitrites, nitrates

## Obsah

1. Úvod.....	8
2. Cíle práce a hypotéza.....	10
3. Teoretická část.....	11
3.1. Bioplynové stanice.....	11
3.1.1. Základní charakter bioplynových stanic.....	11
3.1.2. Dělení bioplynových stanic dle vstupního materiálu.....	11
3.1.3. Technologie zemědělské bioplynové stanice.....	12
3.1.4. Anaerobní fermentace.....	13
3.1.5. Bioplyn.....	14
3.1.6. Digestát.....	15
3.2. Separace digestátu.....	16
3.2.1. Druhy separátorů.....	16
3.2.2. Separát.....	18
3.2.3. Fyzikální vlastnosti separátu.....	19
3.2.4. Fugát.....	20
3.3. Nitrifikace fugátu.....	22
3.4. Faktory ovlivňující konečné produkty nitrifikace.....	23
3.4.1. Zatížení reaktoru N-amon.....	23
3.4.2. Vliv teploty.....	23
3.4.3. Vliv doby zdržení kalu.....	24
3.4.4. Vliv koncentrace anorganických forem dusíku.....	24
3.4.5. Vliv koncentrace rozpuštěného kyslíku.....	25
3.4.6. Vliv hodnoty pH.....	25
3.5. Postupy zpracování fugátu využívající nitrifikační proces.....	25
3.5.1. Tepelné zahuštění fugátu.....	25
3.5.2. Autotrofní denitrifikace.....	26
3.5.1. Denitrifikace.....	26
3.5.2. Denitritace.....	27
3.5.1. Deamonifikace.....	27
4. Metodika.....	28
4.1. Laboratorní model.....	28
4.2. Měření jednotlivých parametrů.....	30
4.2.1. Stanovení teploty, koncentrace O <sub>2</sub> a hodnoty pH.....	31

4.2.2.	Stanovení koncentrace $N_{\text{amon}}$ , $N\text{-NO}_2^-$ , $N\text{-NO}_3^-$ .....	31
4.2.3.	Stanovení CHSK .....	31
4.2.4.	Stanovení sušiny.....	32
4.2.5.	Výpočty základních technologických parametrů .....	32
5.	Výsledky .....	33
5.1.	pH, teplota a koncentrace rozpuštěného kyslíku .....	33
5.2.	Objemové zatížení reaktoru a hydraulická doba zdržení.....	34
5.3.	Formy dusíku.....	35
5.4.	Zastoupení produktů nitrifikace.....	37
5.5.	Účinnost odstranění amoniakálního dusíku .....	37
5.6.	CHSK vstup, výstup.....	38
5.7.	Účinnost odstranění CHSK .....	39
5.8.	FA a FNA.....	39
6.	Diskuze .....	40
6.1.	Sloučeniny dusíku na odtoku .....	40
6.2.	Hodnota pH inhibující činnost FA a FNA .....	41
6.3.	Účinnost převedení N-amon na oxidované formy.....	41
6.4.	Další faktory, které mohly ovlivnit produkty nitrifikace .....	42
6.4.1.	Koncentrace kyslíku .....	42
6.4.2.	Teplota .....	42
6.4.3.	Objemové zatížení reaktoru N-amon a hydraulická doba zdržení.....	42
6.5.	Možnosti využití výsledků .....	43
7.	Závěr.....	45
8.	Přehled literatury a použitých zdrojů .....	46

# 1. Úvod

Mezi alternativní zdroje energie řadíme energii vyráběnou z obnovitelných zdrojů. Jedna z možností jak vyrábět energii z biomasy je pomocí bioplynových stanic (BPS). V BPS vzniká anaerobní fermentací bioplyn a fermentační zbytek (digestát). Bioplyn je potřebný pro výrobu elektrické energie. Po separaci digestátu vzniká kapalná složka nazývaná fugát a pevná složka označována jako separát. Fugát vzhledem připomíná odpadní vodu, je zkalený a obsahuje produkty anaerobního rozkladu.

Fugát produkovaný v BPS obsahuje velké množství živin, nejčastěji amoniakální dusík (N-amon). Díky dlouhodobému skladování a následné aplikaci fugátu na zemědělskou půdu dochází k úniku amoniaku do ovzduší a ztrátě živin z fugátu. Dalším problémem je zhutnění orné půdy častým pojezdem cisteren s fugátem, který obsahuje sušiny jen 2 - 4 %. Pomocí nejrůznějších přístupů se snažíme využít živiny obsažené ve fugátu. Fyzikálně-chemické metody se snaží získat z fugátu amonný dusík, mezi tyto metody například řadíme stripování, sorbci či srážení struvitu. Avšak v některých případech se musí na fugát, který obsahuje vysoké procento rizikových prvků nahlížet jako na odpadní vodu a musíme ho čistit. V čistírnách odpadních vod (ČOV) se fugát čistí nejčastěji biologickými metodami. Mezi biologické metody čištění odpadních vod řadíme nitrifikaci. Nitrifikace je proces, při kterém se oxiduje amoniakální dusík na dusičnany přes dusitany.

Po nitrifikaci fugátu dochází k jeho dalšímu zpracování, aby mohl být použit na zemědělskou půdu a neohrožoval životní prostředí. Jsou známy příklady aplikace nitrifikace jako předstupně pro tepelné zahuštění fugátu. Zahuštění fugátu vede k stabilizaci a snížení pojezdu cisteren na ornou půdu. Dalším zpracováním nitrifikovaného fugátu je autotrofní denitrifikace se sírou v roli donoru elektronů. Tato metoda slouží k odsíření bioplynu. Mezi metody, které využívají nitrifikovaný fugát pro odstranění dusíkatého znečištění řadíme denitrifikaci. Denitrifikací označujeme proces redukce dusitanů a dusičnanů na elementární dusík. V současnosti jsou vyvíjeny i netradiční biologické metody k odstranění dusíkatého znečištění, které jsou výhodné z ekonomického hlediska. Mezi tyto metody řadíme nitritaci / denitritaci. Při nitritaci / denitritaci můžeme za určitých podmínek zastavit oxidaci N-amon na dusitanovém stupni. Hlavním důvodem použití této metody je ušetření organického substrátu,



který je důležitý k následné denitrifikaci a také úspora dávky kyslíku během aerační fáze. Mezi další netradiční metody řadíme deamonifikaci. Deamonifikace pracuje na principu biochemické oxidačně - redukční reakce mezi amonným a dusitanovým iontem, přičemž vzniká elementární dusík.

V předchozích případech zpracování nitrifikovaného fugátu jsou kladeny nároky na jeho skladbu a to zejména na účinnost převedení N-amon na oxidované formy. Každé zpracování fugátu totiž vyžaduje jinou formu oxidovaného dusíku.

Tato práce se zaměřuje na faktory, které ovlivňují zastoupení konečných produktů nitrifikace při biologické předúpravě fugátu. Mezi tyto faktory řadíme teplotu, hodnotu pH, chemické složení fugátu a další.

## **2. Cíle práce a hypotéza**

Cílem této diplomové práce je vyhodnotit vliv chemického složení fugátu, hodnoty pH, teploty a dalších faktorů na zastoupení konečných produktů nitrifikace při biologické předúpravě fugátu produkovaného v rámci zemědělských bioplynových stanic.

V této diplomové práci se předpokládá, že v agresivním prostředí fugátu budou nitrifikační organismy podrobeny silnému inhibičnímu tlaku vyvolanému zejména vysokými koncentracemi toxických forem dusíku, přičemž ovlivněn bude významněji průběh nitratace než nitritace. V důsledku toho se předpokládají změny v zastoupení konečných produktů nitrifikace v závislosti na aktuálních podmínkách panujících v biologickém reaktoru.

## **3. Teoretická část**

### **3.1. Bioplynové stanice**

#### **3.1.1. Základní charakter bioplynových stanic**

Mezi obnovitelné zdroje energie řadíme sluneční energii, větrnou energii, energii z vody a energii z biomasy. Bioplynové stanice (dále BPS) jsou jednou z možností, jak můžeme využívat biomasu k energetickým účelům (Al Seadi et al., 2011). BPS zpracovávají biologicky rozložitelný odpad jako například zbytky potravin z domácností a jídelen, kejdu, drůbeží hnůj, senáž, siláž nebo cíleně vypěstované plodiny (např. kukuřici) (Straka, 2006). V BPS dochází k řízenému procesu anaerobní fermentace v uzavřených reaktorech. Finálními produkty anaerobní fermentace jsou digestát a bioplyn (Amon et al., 2006).

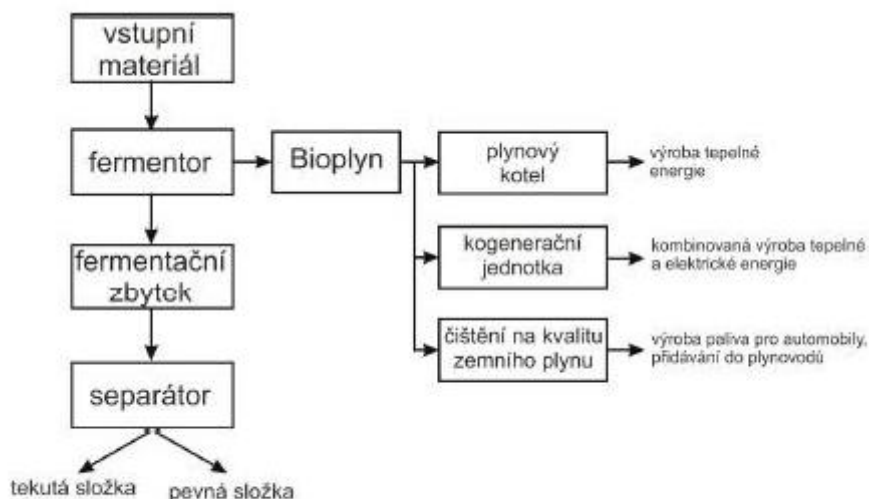
Výstavba BPS přispívá k ochraně přírodních zdrojů a životního prostředí. Díky používání bioplynu snížíme závislost na dovozu fosilních paliv. Bioplyn zmírňuje globální oteplování (Al Seadi et al., 2011).

#### **3.1.2. Dělení bioplynových stanic dle vstupního materiálu**

Jednou z možností jak dělit BPS je na základě zpracovávaného substrátu. Podle toho dělíme BPS na zemědělské, průmyslové a komunální. Zemědělské BPS zpracovávají statková hnojiva a energetické plodiny. Jsou umístěny přímo v zemědělských areálech. Zemědělské BPS jsou koncepčně jednodušší než ostatní BPS (Švec, 2010), a proto náklady na ně jsou 2 x menší (Vítěz, 2013). V současnosti je v provozu cca 500 zemědělských BPS v České republice (czba.cz). Průmyslové BPS zpracovávají různé materiály, často pak rizikové vstupy (kaly z čistíren odpadních vod, krev z jatek atd.). Na tyto BPS jsou kladeny vyšší nároky na technologii, plnění provozních podmínek a musí dodržovat přísná hygienická pravidla. Komunální BPS zpracovávají komunální bioodpady. Mezi komunální bioodpad řadíme odpad z údržby zeleně, bioodpad z domácností a stravovacích provozů jako jídelen a restaurací. Tento odpad zapáchá, proto je důležité minimalizovat jeho dopad na okolní prostředí (Anonym, 2007).

### 3.1.3. Technologie zemědělské bioplynové stanice

Základem fungující BPS je dobře zvolený vstupní materiál (viz. obr. č. 1). Vstupní materiál dělíme do tří kategorií: cíleně pěstované plodiny, produkty živočišné výroby a biologicky rozložitelný odpad (Straka, 2006).



Obr. č. 1: Schéma BPS (Hobson et al., 1981).

K úpravě a dávkování vstupního materiálu slouží příjmové místo. Vstupní materiál dále pokračuje do fermentoru. Příjmové místo je buď společné pro tekuté i pevné substráty nebo oddělené. V případě společného místa dochází k homogenizaci materiálu a tato směs je pak následně dávkována do fermentoru. Více se však používá oddělený způsob. Pevné substráty se naskladňují do „kontejneru“. V tomto „kontejneru“ se nacházejí vertikální šneky, které materiál stabilizují. Kontejner může obsahovat řezací nože, díky kterým se materiál nenamotá na míchadla v reaktoru a nedojde tak k přerušení provozu. Homogenizovaná směs je v daných intervalech přepravována do fermentoru. Pro tekuté substráty slouží zemní příjmová jímka, která v předem definovaných intervalech předává materiál do fermentoru (Straka, 2010).

Fermentor je místo, ve kterém dochází k anaerobní fermentaci. Fermentory dělíme na kapalinové fermentory a fermentory zpracovávající tuhou fázi. Kapalinové fermentory obsahují míchadla a topný systém. Tyto fermentory jsou nejčastěji využívány v zemědělských BPS (Straka, 2010).

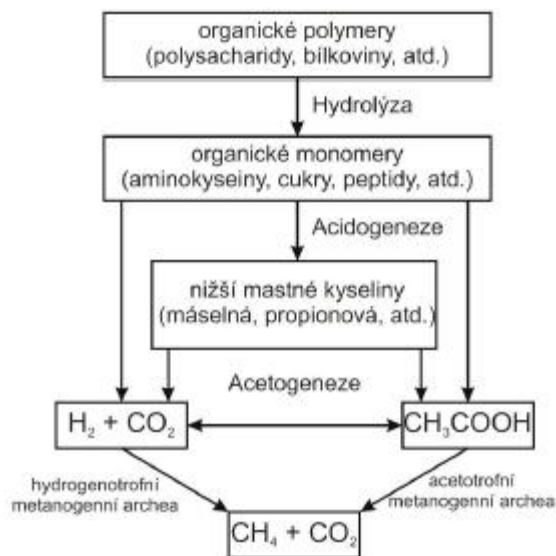
Vyrobený bioplyn slouží k výrobě tepelné energie, k výrobě tepelné a elektrické energie, nebo k výrobě paliva pro automobily (Hobson et al., 1981). Čištění a úprava bioplynu je důležitá ke zvýšení kvality bioplynu a k odstranění nežádoucích příměsí z bioplynu (Straka, 2010).

Digestát (na obr. č. 1. fermentační zbytek) je složen z biologicky nerozložitelných látek zejména celulózy a ligninu. V některých případech dochází k separaci digestátu pomocí separátoru (viz. obr. č. 1). Při separaci se oddělí pevná složka (separát) od tekuté složky (fugát). Výhodou separace je snížení kapacity skladových jímek, které jsou kruhové železobetonové či ocelové (Straka, 2010).

### **3.1.4. Anaerobní fermentace**

Anaerobní fermentace organických látek probíhající v BPS je proces, při kterém se zpracovávají materiály a odpady organického původu za nepřístupu vzduchu v uzavřených reaktorech za pomoci mikroorganismů (Straka, 2006; Bačík, 2008). Při anaerobní fermentaci musí být nastoleny vhodné podmínky pro mikroorganismy. Meziprodukty jedné skupiny mikroorganismů jsou spotřebovávány druhou skupinou mikroorganismů v dalším kroku. Vše na sobě závisí. Pokud se nevyskytuje v procesu některá ze skupin mikroorganismů, dopadá to na tvorbu bioplynu (Lee et al., 2009). Podle mikroorganismů dělíme proces na 4 fáze: hydrolýzu, acidogenezi, acetogenezi a methanogenezi.

Hydrolýza je první stádium rozkladu. Fermentační bakterie rozkládají za pomoci extracelulárních hydrolytických enzymů vysokomolekulární rozpuštěné a nerozpuštěné organické látky (polysacharidy, lipidy, proteiny) na nízkomolekulární látky rozpustné ve vodě. Nízkomolekulární látky jsou schopny transportu dovnitř buňky (Dohányos a kol., 1998). V druhé fázi (acidogenezi) jsou produkty hydrolýzy dále rozkládány pomocí acidogenních bakterií na jednodušší organické látky (kyseliny, alkoholy, CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>). Třetí fáze (acetogeneze) je charakterizována acetogenními kmeny bakterií, které mění organické kyseliny na kyselinu octovou, vodík a oxid uhličitý. Při poslední fázi (methanogenezi) se z kyseliny octové a jednoduhlíkatých substrátů pomocí methanogenních bakterií tvoří methan. Methan vzniká také pomocí hydrogenotrofních methanogenních bakterií z oxidu uhličitého a vodíku. Jedná se o nejpomalejší fázi (Pastorek, 2004; Straka, 2006). Tyto fáze jsou následné. Při kontinuálním provozu však probíhají současně (Straka, 2006).



Obr. č. 2: Rozklad organického materiálu na bioplyn (Vítěz, 2013).

Velmi důležitý je pro tvorbu bioplynu obsah sušiny v substrátu. Anerobní fermentaci dělíme na suchou, mokrou a kofermentaci. V suché anaerobní fermentaci se obsah sušiny pohybuje v rozmezí 30 - 35 %, jde o sypký materiál. Nedochozí k míchání biomasy. Tento proces se tolik nevyužívá. Mokrá anaerobní fermentace zpracovává tekutou biomasu o obsahu sušiny 8 - 10 %. Při tomto procesu se biomasa míchá, aby nedocházelo k sedimentaci. Jedná se o nejpoužívanější proces. Tato fermentace probíhá v uzavřených nádržích (Škorvan a kol., 2011). Další technologickou možností anaerobního zpracování bioodpadů je kofermentace. Při kofermentaci se zpracováváný substrát skládá z odlišných druhů biomasy. Každý druh má jiné pH, jiné reakční podmínky, odlišné mikrobiologické procesy a teplotu. Proto tento proces musí být vyvážený, musíme dodržovat určitý poměr biomasy. Při nedodržení poměru dochází k zpomalení až úplnému zastavení (tirso.cz).

### 3.1.5. Bioplyn

Bioplynem označujeme plyný produkt, který je bezbarvý a hořlavý. Tento plyn není čistý, skládá se z chemických látek a plynů. Největší podíl zaujímá methan (55 - 70 %) a oxid uhličitý (25 - 45 %) (Profeld, 2008). Obsahuje však i jiné složky jako N<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>S, H<sub>2</sub>O, NH<sub>3</sub>,

nižší uhlovodíky. Výhřevnost bioplynu je závislá na množství ethanu, pohybuje se okolo 18 - 26 MJ/m<sup>3</sup> (Straka, 2006).

Sloučenina	Chemický vzorec	Koncentrace
Metan	CH <sub>4</sub>	55–70 [%obj.]
Oxid uhličitý	CO <sub>2</sub>	30–45 [%obj.]
Dusík	N <sub>2</sub>	0–5 [%obj.]
Kyslík	O <sub>2</sub>	<1 [%obj.]
Uhlovodíky	C <sub>n</sub> H <sub>2n+2</sub>	<1 [%obj.]
Sirovodík	H <sub>2</sub> S	0–0,5 [%obj.]
Amoniak	NH <sub>3</sub>	0–0,05 [%obj.]
Vodní pára	H <sub>2</sub> O	1–5 [%obj.]
Siloxany	C <sub>n</sub> H <sub>2n+1</sub> SiO	0–50 mg·m <sup>-3</sup>

Tab. č. 1: Složení bioplynu z chemických látek a plynů (Vítěz, 2013).

### 3.1.6. Digestát

Digestát je zbytkový materiál, který vzniká v BPS po ukončení procesu anaerobní fermentace. Při procesu vzniku digestátu se rozštěpí organické látky a zůstávají v digestátu stabilnější organické látky a nutrienty v minerální a organické podobě. Digestát se blíží spíše k minerálním hnojivům, protože organické látky, které digestát obsahuje, jsou v půdě těžko rozložitelné (Došek a kol., 2015).

#### 3.1.6.1. Vliv skladby vstupních surovin na vlastnosti digestátu

Digestát dělíme do skupin podle nejrůznějších kritérií. Dle vstupních surovin rozlišujeme: digestáty ze statkových hnojiv a materiálů statkového charakteru (sláma, obiloviny, bramborová nať, kukuřičná siláž, travní biomasa, olejnin). Digestáty, kde jednou ze vstupních surovin jsou odpady (bioodpady, materiály rostlinného charakteru), na tyto digestáty platí přísné normy. A digestáty, kde je vstupní surovinou vedlejší živočišný produkt. Tyto digestáty podléhají hygienizaci (pasterizaci, vysokoteplotní hygienizaci) (Křčálová a kol., 2008).

#### 3.1.6.2. Požadavky na digestát

Digestát je organické typové hnojivo, které musí splňovat limitní hodnoty rizikových prvků. Pro aplikaci na zemědělskou půdu používáme pouze digestáty, které vznikají správným technologickým postupem. Hlavním problémem jsou substráty, které obsahují zvýšené procento organicky vázaného dusíku. Je velice důležité kontrolovat skladbu vstupních surovin a poměr C:N. Poměr C:N musí být v rozsahu 10 - 20 : 1, pokud je poměr

menší, upravíme skladbu vstupních surovin a přidáme rostlinný materiál (Krčálová a kol., 2008).

### 3.1.6.3. Porovnání digestátu se statkovými hnojivy

Oproti statkovým hnojivům má digestát nižší obsah uhlíku v sušině, vyšší hodnotu pH (7 - 8) a sušina se pohybuje v rozmezí 2 - 13 %. Kvalitní digestát je hnojivo obsahující organické látky a minerální živiny. Tento digestát pak projevuje jen malé známky zápachu, ideálně vůbec nezapáchá. Skladba digestátu může způsobit ztrátu dusíku v plynné formě (Marada a kol., 2008). K výhodám digestátu oproti statkovým hnojivům při aplikaci na zemědělskou půdu patří menší zaplevelení orné půdy, nižší tvorba nakažových bakterií, které ohrožují zemědělské plodiny a menší zatížení ovzduší skleníkovými plyny, díky dostatečné době zdržení digestátu ve fermentoru (Dostál a Richter, 2008).

## 3.2. Separace digestátu

Pokud nelze digestát uplatnit jako hnojivo na zemědělskou půdu z důvodů, že nespĺňuje legislativní požadavky na hnojivo nebo díky tomu, že v okolí je absence polí s rostlinou produkcí, použijeme digestát pro výrobu alternativních biopaliv. Pro výrobu biopaliv je potřeba digestát nejprve odvodnit. Odvodnění se provádí pomocí šnekových separátorů, válcových separátorů, odstředivek a zcela zřídka sítopásovými lisy (Dvořáček, 2008). Každé odvodňovací zařízení má odlišnou účinnost, nelze jasně říci, který způsob je nejvhodnější. Pro každou BPS je to individuální (Hutla, 2006).

### 3.2.1. Druhy separátorů

**Šnekový separátor** (viz. obr. č. 3) slouží k separaci, odvodnění a lisování. Tento separátor je poháněn elektromotorem. Skládá se z válcového šterbinového síta, které uvnitř tvoří ocelovou šnekovnici, pomocí které se vytlačuje vylisovaný separát. Částice, které jsou menší než velikost šterbin v bubnu, vytékají spolu s vodou spodní částí (Lorenz and Seidel-Morgemstern, 2014).





Obr. č. 3: Na obrázku je zobrazen šnekový separátor (cerpadla-michadla.cz).

**Válcový separátor** (viz. obr. č. 4) slouží k oddělení pevných částic ze suspenzí. V separátoru je umístěno otočné válcové šterbinové síto s nastavitelnou šterbinou 0,1 - 10 mm. Digestát vtéká do separátoru pomocí čerpadla či gravitačně. Válcové ložisko funguje pomocí elektromotoru. Pokud jsou částice větší než šterbina síta, stírají se pomocí stěrky a stékají do sběrné nádoby (Mihlbachler et al., 2004).



Obr. č. 4: Na obrázku je zobrazen válcový separátor (farmtec.cz).

Další velmi účinnou separační metodou je **odstřed'ování** neboli centrifugace (viz. obr. č. 5). Při této metodě se využívá odstředivá síla na obvodu centrifugy. Díky rotaci centrifugy je materiál rozdělen podle rozdílné hustoty do vrstev (Lopes and Keshavarz-Moore, 2012).



Obr. č. 5: Na obrázku je zobrazena dekantační odstředivka (zpracovanikalu.cz).

Výhodou **sítopásového lisu** (viz. obr. č. 6) ve srovnání s odstředivkou je nižší spotřeba energie, jednoduchá obsluha, nižší provozní náklady, nenáročný servis atd. (Mihlbachler et al., 2004).



Obr. č. 6: Na obrázku je zobrazen sítopásový lis (zpracovanikalu.cz).

### 3.2.2. Separát

Oddělená tuhá část z digestátu je separát (Váňa, 2010). Separát je pevný produkt, který vzniká separací. Používá se jako kvalitní organické hnojivo zejména na zemědělskou půdu, dále slouží pro přípravu kompostů a substrátů. Separát obsahuje tuhou frakci organických látek, která se těžce rozkládá v půdě (Dubský a Kaplan, 2012). Obsah sušiny v separátu se pohybuje okolo 20 - 30 % (Pawlica, 2010). V půdě separát ovlivňuje vlastnosti substrátu a obohacuje půdu o živiny. Hodnota pH separátu se pohybuje v rozmezí 7 - 8. Surový separát obsahuje velké procento amonného dusíku, ale po vysušení separátu při 60 °C množství amonného dusíku klesá (Dubský a Kaplan, 2012).

### 3.2.3. Fyzikální vlastnosti separátu

V následující tabulce č. 1 jsou zobrazeny základní hydrofyzikální a fyzikální vlastnosti separátů z konkrétních BPS: Krásná Hora nad Vltavou, Petrovice a Jaroměř. Písmeno P zobrazuje pórovitost. KK značí kontejnerovou vodní kapacitu (množství vody, které může separát zadržet). Vzdušná kapacita (VzK) je množství vzduchu, které odpovídá kontejnerové kapacitě. Kategorie vody se dělí na LDV (lehce dostupná), HDV (hůře dostupná) a ODV (obtížně dostupná) voda. S.l. zobrazuje spalitelné látky v separátu (Tlustoš a kol., 2013).

BPS	OHS g/l	SH g/ml	P	KK	VzK	ODV	HDV	LDV	SM	s.l.
			% obj.							%
Kr. Hora	50	1,59	96,9	46,1	48,8	26,9	2,9	18,3	44,7	84,8
Petrovice	46	1,58	97,1	46,1	51,0	24,5	3,4	18,2	43,1	85,2
Jaroměř	163	1,78	90,8	72,5	18,3	46,8	5,0	20,8	79,7	53,7

Tab. č. 2: Základní hydrofyzikální a fyzikální vlastnosti separátů ze 3 BPS (Tlustoš a kol., 2013).

#### 3.2.3.1. Chemické vlastnosti separátu

Mezi chemické vlastnosti separátu, které mají vliv na růst rostlin, řadíme hodnotu vodného výluhu, hodnotu elektrické vodivosti a hodnotu pH. Hodnota vodného výluhu určuje obsah přijatelných živin (Fe, Mn, Zn, Cu, B, Mo, N, P, K, Mg, Ca) a rozpustných solí (Tlustoš a kol., 2013).

Obsah makroživin v separátech dle konkrétního měření McEniry et al. (2011):

P	3 728 - 5 623 mg/kg
K	7 321 - 9 734 mg/kg
Mg	3 251 - 5 821 mg/kg
S	2 881 - 4 453 mg/kg

Obsah mikroživin v separátech dle konkrétního měření Lansche and Müller (2012):

Fe	1 471 - 2 242 mg/kg
Mn	74 - 168 mg/kg
B	26 - 39 mg/kg
Zn	81 - 142 mg/kg

Limitní obsah rizikových prvků v separátech dle vyhlášky 474/2000 Sb.:

Pb	100 mg/kg sušiny
Cd	2 mg/kg sušiny
Hg	1,0 mg/kg sušiny
As	20 mg/kg sušiny
Cr	100 mg/kg sušiny
Cu	100 mg/kg sušiny
Mo	5 mg/kg sušiny
Ni	50 mg/kg sušiny
Zn	300 mg/kg sušiny

### 3.2.4. Fugát

Oddělená tekutá část z digestátu je fugát (Váňa, 2010). Fugát vzhledem připomíná odpadní vodu. Tato kapalná část z digestátu vzniká separací. Obsah sušiny ve fugátu se pohybuje v rozmezí 2 - 4 % (Pawlica, 2010). Fugát obsahuje pro rostliny přístupný dusík v minerální podobě. Fugát má v sušině až 5 - 15 % dusíku (Kolář a kol., 2010; Straka a kol., 2010).

V současnosti se fugát dlouhodobě skladuje v uskladňovacích nádržích a aplikuje se cisternami na zemědělskou půdu. Protože obsahuje malou koncentraci sušiny, navyšují se náklady na přepravu a aplikaci na zemědělskou půdu. Tím pádem dochází k zhutnění půdy díky častému ježdění cisteren s fugátem. Surový fugát má zásadité pH. Hodnota pH se pohybuje v okolo 7 - 8 (Dohányos a kol., 1998). Za uvedených podmínek je zastoupení  $\text{NH}_3$  ve fugátu vysoké a může při skladování i následné aplikaci na zemědělskou půdu unikat do ovzduší. Únik  $\text{NH}_3$  do ovzduší je nebezpečný jak z hlediska ohrožení atmosféry, tak z hlediska ztráty dusíkaté živiny z fugátu (Hlušek, 2004).

#### 3.2.4.1. Chemické vlastnosti fugátu

Chemické vlastnosti fugátu, které ovlivňují růst rostlin, jsou hodnota elektrické vodivosti, hodnota vodního výluhu a pH. Mezi přijatelné živiny řadíme N, P, K, Ca, Mg, ale také stopové prvky (Fe, Mn, Zn, Cu, B, Mo) (Tlustoš a kol., 2013).

Hodnoty přijatelných makroživ a mikroživin z jednoho zdroje fugátu dle Möller and Müller (2012):

N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	1 185-1 379 mg/l
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	23-25 mg/l

Obsah makroživin z jednoho zdroje fugátu dle Gong et al. (2010):

P	21 - 42 mg/l
K	2 352 - 2 655 mg/l
Mg	189 - 242 mg/l
S	48 - 82 mg/l

Obsah mikroživin z jednoho zdroje fugátu dle Andruschewitsch et al. (2013):

Fe	7,5 - 22,6 mg/l
Mn	3,4 - 4,3 mg/l
B	0,7 - 1,2 mg/l
Zn	1,5 - 1,8 mg/l

Obsah rizikových prvků z jednoho zdroje fugátu dle Bonetta et al. (2011):

As	0,2 - 0,3 mg/l
Pb	0,1 - 0,2 mg/l

#### 3.2.4.2. Skladování fugátu

Fugát skladujeme v zemních jímkách nebo v nádržích částečně zapuštěných či nepropustných nadzemních. Přitom musíme zabránit přítoku povrchových a srážkových vod do nádrží a jímek (Marada a kol., 2008).

#### 3.2.4.3. Využití fugátu

Fugát využíváme jako hnojivo pro aplikaci na zemědělskou půdu. K hnojícím účelům využíváme fugáty, které prošly optimálním technologickým postupem a správným procesem fermentace. Musíme proto věnovat zvýšenou pozornost vstupním surovinám a poměru C:N (Schievano et al., 2009).

Pokud však fugát obsahuje nadlimitní obsah rizikových prvků, nemůže být použit na zemědělskou půdu ani jako surovina v další výrobě, musí se odstraňovat jako odpad dle zákona o odpadech (185/2001 Sb.). Odstranění fugátu jako odpadu, je však problematické. Materiál by se musel aerobně destabilizovat, aby přestal být rozložitelným odpadem, této možnosti se snaží provozovatelé BPS vyvarovat (Došek a kol., 2015).

#### 3.2.4.4. Výhody použití fugátu

Oproti manipulaci se statkovými hnojivy dochází ke snížení množství emisí oxidu uhličitého. Při anaerobní fermentaci jsou rozložitelné látky přeměny na bioplyn, který se odebírá. Díky tomu dochází k poklesu emisí skleníkových plynů. Výhodou fugátu je menší zápach. Dochází ke snížení množství patogenů. Fugát zlepšuje reologické vlastnosti půdy (Havlíčková a kol., 2008; Matějka a kol., 2010).

#### 3.2.4.5. Nevýhody použití fugátu

Fugát je zařazen mezi organická hnojiva a ve znění pozdějších předpisů mezi „závadné látky“. Při aplikaci se musí zamezit přístupu fugátu do podzemních a povrchových vod. Fugát aplikujeme na pozemky, kde není provedena meliorace. Nesmíme fugát aplikovat na zamokřenou půdu, půdu zakrytou sněhem nebo na promrzlou půdu. Pokud máme svazčitý pozemek se sklonem k vodnímu toku, musíme zachovat ochranný pás, na který fugát nebudeme aplikovat.

Aby nedocházelo k únikům  $\text{NH}_3$  do ovzduší, aplikujeme fugát na zemědělskou půdu pomocí hadicových aplikátorů. Hadicové aplikátory musí dosahovat až k zemi. Poté dochází k lepší absorpci fugátu do půdy, sníží se emise  $\text{NH}_3$  a sníží se zápach unikající do ovzduší (Vítěz, 2013).

### 3.3. Nitrifikace fugátu

Vzhledem k omezením není možné aplikovat všechnen fugát na zemědělskou půdu v surové podobě (viz. kap. 3.2.4.5.). Platí zde nitrátová směrnice o ochraně vody před znečištěním dusičnany ze zemědělství (Vítěz, 2013). Vzniká tedy přebytek fugátu, z kterého se primárně snažíme získat živiny pomocí nejrůznějších přístupů. Avšak i přes vysoký obsah živin ve fugátu, je v řadě případů nutné nahlížet na fugát jako na odpadní vodu, kterou musíme čistit z důvodu obsahu toxických látek ve fugátu (Švehla a kol., 2016).

Jednou z možností čištění fugátu je biologická metoda zvaná nitrifikace. Jedná se o aerobní proces, při kterém dochází k přeměně amoniakálního dusíku na dusičnanový dusík. Při nitrifikaci nedochází k odstranění dusíku, ale pouze k přeměně na méně toxickou formu (Henke, 2003). Nitrifikace je proces, který probíhá ve dvou stupních (nitritace, nitratace). Tento proces funguje díky působení chemolitotrofních organismů, tzv. nitrifikačních bakterií (Chudoba a kol., 1991). Nitrifikanti využívají oxid uhličitý jako zdroj uhlíku. energii získávají oxidací amoniakálního dusíku. Protože získávají jen málo energie, jsou charakteristické malou tvorbou biomasy (Pitter, 2009). Nitritace probíhá pomocí organismů AOB (Ammonia Oxidising Bacteria) rodů *Nitrosomonas*, *Nitrosocystis*, *Nitrospira* a *Nitrosococcus*. V průběhu tohoto procesu dochází k oxidaci amonného dusíku na dusitany. Nitrataci napomáhají organismy NOB (Nitrite Oxidising Bacteria) rodů: *Nitrobacter*, *Nitrocystis*, *Nitrospira* a *Nitrococcus*. Během této reakce jsou dusitany oxidovány na dusičnany. Nitrifikační bakterie jsou velice citlivé na podmínky, které panují v čištěné vodě (Gerardi, 2002).

Během procesu čištění fugátu dochází k akumulaci dusitanů, čehož se snažíme vyvarovat. Akumulace dusitanů značí nedostatečnou aeraci a přetížení systému. Dusitanový dusík je toxický, a proto by jeho koncentrace v odtoku z ČOV měla být minimální. Ale na druhou stranu můžeme využít akumulace dusitanů k realizaci netradičních biologických postupů odstraňování dusíkatého znečištění z odpadních vod (Švehla a kol., 2010).

### **3.4. Faktory ovlivňující konečné produkty nitrifikace**

#### **3.4.1. Zatížení reaktoru N-amon**

Účinnost nitrifikace je ovlivněna zatížením reaktoru amoniakálním dusíkem. Díky tomu v některých případech dochází k akumulaci dusitanů při procesu nitrifikace. Akumulace dusitanů při nitrifikaci je spojena s nižší činností nitratačních bakterií díky zvýšené koncentraci meziproductů nitrifikace, neboť jejich tvorba je při vysokém zatížení systému dusíkem intenzivnější (Švehla a kol., 2010).

#### **3.4.2. Vliv teploty**

Další faktor ovlivňující nitrifikaci je teplota. Nitrifikační bakterie jsou citlivé na změny teplot (Švehla a kol., 2010). Optimální teplota pro kultury nitrifikačních bakterií je v rozmezí 28 - 32 °C (Chudoba a kol., 1991). Při poklesu teploty dochází ke snížení výkonnosti nitrifikačního reaktoru. Teplota podporuje akumulaci dusitanů během

nitrifikačního procesu a přispívá k realizaci netradičních biologických postupů odstraňování dusíkatého znečištění. Je známo, že vyšší teploty během procesu nitrifikace vedou k akumulaci dusitanů, ale konkrétní hodnoty teplot se liší dle autora. Podle Ford et al. (1980) je optimální rozmezí teplot 30 - 36 °C. Hao et al. (2002) tvrdí, že při teplotě vyšší jak 20 °C rostou bakterie, které oxidují N-amon rychleji než druhy bakterií odpovědné za biologickou oxidaci dusitanů a při teplotách pod 20 °C je tomu naopak. Chudoba a kol. (1991) naopak uvádí, že nižší teploty způsobují akumulaci dusitanů.

### **3.4.3. Vliv doby zdržení kalu**

Doba zdržení kalu je další z faktorů, který působí na průběh nitrifikace. Pokud je doba zdržení kalu kratší, než generační doba nitrifikačních bakterií dochází k jejich vyplavení ze systému a nitrifikace nemůže nastat (Chudoba a kol., 1991). Nitratační bakterie oxidující dusitanový dusík na dusičnanový rostou pomaleji než nitrifikační organismy oxidující N-amon na dusitany. Při krátké době zdržení kalu může dojít k akumulaci dusitanů. Regulací doby zdržení kalu lze zamezit vzniku dusičnanů při nitrifikaci odpadních vod. Na tomto principu funguje systém SHARON (Single reactor system for High activity Ammonium Removal Over Nitrite) (Hellings et al., 1998). Reaktor má funkci chemostatu. Doba zdržení aktivovaného kalu je stejná jako hydraulická doba zdržení vstupní kalové vody. V systému se teplota pohybuje v rozmezí 30 - 40 °C a hodnotách pH 7 - 8, tím dojde k akumulaci dusitanů (Hellings et al., 1998; Volcke et al., 2006). Výkonnost tohoto systému je limitována rychlostí růstu nitrifikačních bakterií. Fux et al. (2002) došli k tvrzení, že doba zdržení kalu nižší než 1,2 dne, způsobuje snížení účinnosti nitrifikace díky vyplavování nitrifikačních bakterií.

### **3.4.4. Vliv koncentrace anorganických forem dusíku**

Důležitou roli při čištění odpadních vod s vysokým obsahem dusíkatého znečištění hraje koncentrace jednotlivých forem anorganického dusíku, zejména amoniakálního a dusitanového dusíku, které inhibují nitrifikační bakterie. Mezi nedisociované formy způsobující toxický účinek řadíme volnou  $\text{HNO}_2$  (FNA: Free Nitrous Acid) a volný  $\text{NH}_3$  (FA: Free Ammonia). Anthonisen et al. (1976) uvádí, že k inhibici nitrifikačních bakterií dochází při koncentraci FA vyšší jak 0,1 - 1,0 mg/l a při koncentraci FNA vyšší než 0,2 - 2,8 mg/l, kdežto nitrifikační bakterie snáší vyšší koncentrace FA a FNA. Výskyt FNA a FA závisí na hodnotě pH a teplotě prostředí (Švehla a kol., 2010).



### **3.4.5. Vliv koncentrace rozpuštěného kyslíku**

Koncentrace rozpuštěného kyslíku také ovlivňuje nitrifikaci, díky tomu, že se jedná o aerobní proces. Při koncentraci rozpuštěného kyslíku nižší než 0,5 mg/l k nitrifikaci nedojde. S rostoucí koncentrací rozpuštěného kyslíku narůstá i rychlost nitrifikace. Maximální hodnota pro dosažení procesu nitrifikace je 3,0 mg/l. Při absenci rozpuštěného kyslíku žijí nitrifikační bakterie jen krátkou dobu (Gerardi, 2002). Dle Chudoby a kol. (1991) se doporučuje udržovat koncentraci rozpuštěného kyslíku 2 mg/l pro optimální průběh procesu. Švehla a kol. (2007) tvrdí, že při nižších koncentracích rozpuštěného kyslíku (1,07 mg/l) dochází k inhibici činnosti nitratačních bakterií a k akumulaci dusitanů v systému.

### **3.4.6. Vliv hodnoty pH**

Hodnota pH je další faktor, který ovlivňuje nitrifikaci. Nitritační a nitratační bakterie mají odlišné požadavky na hodnotu pH. Pro nitritační bakterie rodu *Nitrosomonas* jsou optimální podmínky při pH 7,9 - 8,2, pro nitratační bakterie rodu *Nitrobacter* 7,2 - 7,6 (Chudoba a kol., 1991). Pitter (2009) uvádí, že k inhibici nitrifikace dochází při sníženém pH v rozmezí 6,0 - 6,5. Pokud v reaktoru panuje vyšší pH, zvýší se koncentrace volného FA, což vede k inhibici nitrifikačních bakterií. Při vyšší hodnotě pH v rozmezí 7,5 - 8,5 dochází k zvýšenému počtu nitritačních bakterií a to může vést k akumulaci dusitanů. První fáze nitrifikace uvolňuje do prostředí  $H^+$  ionty a pH se snižuje, proto musí být hodnota pH regulována, aby nedocházelo k ovlivnění nitritačních bakterií. Vznik FNA souvisí s poklesem hodnoty pH pod 7 z důvodu akumulace dusitanů (Anthonisen et al., 1976).

## **3.5. Postupy zpracování fugátu využívající nitrifikační proces**

### **3.5.1. Tepelné zahuštění fugátu**

Předúprava fugátu před aplikací na zemědělskou půdu je založena na kombinaci fyzikálně - chemických a biologických metod, pomocí kterých se minimalizují ztráty dusíku a zakoncentrují se dusíkaté živiny obsažené ve fugátu. V první fázi předúpravy fugátu dojde za aerobních podmínek k nitrifikaci (viz. kap. 3. 3.). V případě prostředí s vysokou koncentrací N-amon a nízkou neutralizační kapacitou dojde k poklesu hodnoty pH z 8 na 6 - 6,5. Díky citlivosti nitrifikačních bakterií na nízké hodnoty pH, se zastaví jejich činnost. Koncentrace

N-amon a  $\text{N-NO}_3^-$  je v poměru 1:1. Vznikne zředěný roztok  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ . Díky acidifikaci klesá koncentrace  $\text{NH}_3$  v celkové koncentraci N-amon na setiny %. N-amon v roztoku se stabilizuje, tím pádem můžeme fugát dlouhodobě skladovat a nedojde ke ztrátám dusíku a ohrožení životního prostředí. Druhá fáze zpracování fugátu představuje tepelné zahuštění fugátu předupraveného nitrifikací. Produktem je koncentrát o sušině 10 - 15 % se stabilními dusíkatými formami. Tím se sníží pojezd cisteren na zemědělskou půdu a nezhutní se (Švehla a kol., 2016).

### 3.5.2. Autotrofní denitrifikace

Pokud materiál zpracováváný v BPS obsahuje velké množství bílkovin, vzniká v bioplynu sulfan ( $\text{H}_2\text{S}$ ), který se musí odstranit. Autotrofní denitrifikaci označujeme proces, kdy donorem elektronů je redukováná sloučenina síry. V tomto procesu dochází k odstranění dusičnanů a dusitanů a snižuje se chemická spotřeba kyslíku (CHSK). Tento systém nepotřebuje velké množství externího organického substrátu, což snižuje náklady celého procesu. Přídavek sulfidů zvyšuje denitrifikaci. Při vyčerpání organické hmoty, má přídavek sulfidů pozitivní vliv, protože dusičnany jsou denitrifikovány. Čím máme méně organického substrátu, tím pomaleji se z odpadních vod odstraňují dusičnany. Biologické metody odstraňování sulfanu z plynu, sulfidů z odpadních vod a  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NH}_3$  jsou ekonomičtější než fyzikálně - chemické metody (stripování, iontová výměna, sorpce na aktivní uhlí apod.) (Zábranská a kol., 2014).

### 3.5.1. Denitrifikace

Avšak pokud o fugátu hovoříme jako o odpadní vodě, musíme ho čistit. Dalším způsobem biologického čištění navazující na nitrifikaci je denitrifikace. Při denitrifikaci dochází k redukcí dusitanů a dusičnanů na elementární dusík nebo oxidy dusíku (Ricklefs and Miller, 1999). Poměr elementárního dusíku a oxidů dusíku v odpadní vodě závisí na hodnotě pH. Denitrifikaci provádí rody bakterií: *Micrococcus*, *Pseudomonas*, *Denitrobacillus*, *Chromobacterium* atd. (Chudoba a kol., 1991). Tyto bakterie řadíme mezi organotrofní. Pro uskutečnění denitrifikace potřebují bakterie organický substrát, který využívají jako zdroj energie. Pokud nedosáhneme mezní hodnoty poměru  $\text{CHSK}_{\text{Cr}} / \text{N}$  (2,5), musíme dodat snadno rozložitelný organický substrát. Akceptorem elektronů na konci procesu denitrifikace je dusičnanový či dusitanový dusík (Pitter, 2009). Při denitrifikaci se uvolňují ionty  $\text{OH}^-$ . Uvolnění těchto iontů může v případě nízké zásadové neutralizační kapacity (tj. množství

jednosytné zásady potřebné k dosažení určitého pH sledované vody) zkoumané vody vést k růstu hodnoty pH a může dojít i k zpomalení procesu (Chudoba a kol., 1991).

### **3.5.2. Denitritace**

Denitritace vychází z denitrifikace. Je důležité, aby produktem biochemické oxidace amoniakálního dusíku byly dusitany a nedocházelo k oxidaci dusitanů na dusičnany. Po oxidaci se dusitanový dusík redukuje na elementární dusík (Švehla a kol., 2007). Pokud je proces dobře provozován, ušetříme denitritací až 40 % organického substrátu oproti denitrifikaci (Turk and Mavinic, 1989; Abeling and Seyfried, 1992). Tuto metodu nejčastěji využíváme při odstraňování nebezpečných dusíkatých forem z kalové vody a pro čištění některých typů vod s vyšší koncentrací N- amon (Abeling and Seyfried, 1992).

### **3.5.1. Deamonifikace**

Další možností čištění fugátu jako odpadní vody je deamonifikace. Deamonifikace je netradiční biologická metoda odstranění dusíkatého znečištění založená na oxidačně redukční reakci mezi amonným a dusitanovým iontem za vzniku elementárního dusíku. Využívají se zde chemolitotrofní organismy, které nepotřebují organický substrát (Jetten et al., 2001). Tato metoda se aplikuje v procesu ANAMMOX (Anaerobic ammonium oxidation) (Mulder et al., 1995). V praxi se ANAMMOX uplatňuje s procesem SHARON. Odpadní voda se v prvním reaktoru částečně nitrifikuje pomocí systému SHARON, ale nedojde k následné denitrifikaci. Při nitrifikaci vzniknou dusitany a poměr dusitanů a N-amon je 1,3 : 1. Tyto podmínky jsou vhodné pro deamonifikaci, která probíhá v druhém reaktoru systémem ANAMMOX (Dongen et al., 2001; Henze et al., 2008). Kombinovaný systém SHARON - ANNAMOX je velmi slibným procesem pro snížení množství dusíku a zatížení ČOV. Při tomto procesu se nepoužívají žádné přídavné chemické látky (Dongen et al., 2001).

## 4. Metodika

Tato část se zabývá popisem laboratorního modelu biologického reaktoru použitého v rámci diplomové práce. Jsou zde popsány analytické metody, kterými se stanovily parametry fugátu. Laboratorní testy byly prováděny na pracovišti KAVR FAPPZ ČZU od února 2015 do března 2016.

### 4.1. Laboratorní model

Laboratorní model s kontinuálním průtokem (viz. foto. č. 1) a s biomasou kultivovanou v suspenzi byl tvořen nitrifikačním reaktorem. V reaktoru byl zpracováván fugát z BPS Nový Dvůr. Do reaktoru byl fugát přiváděn přes silikonové hadičky pomocí peristaltických čerpadel. Vzduchování bylo zprostředkováno akvaristickým vzduchovacím motorkem.

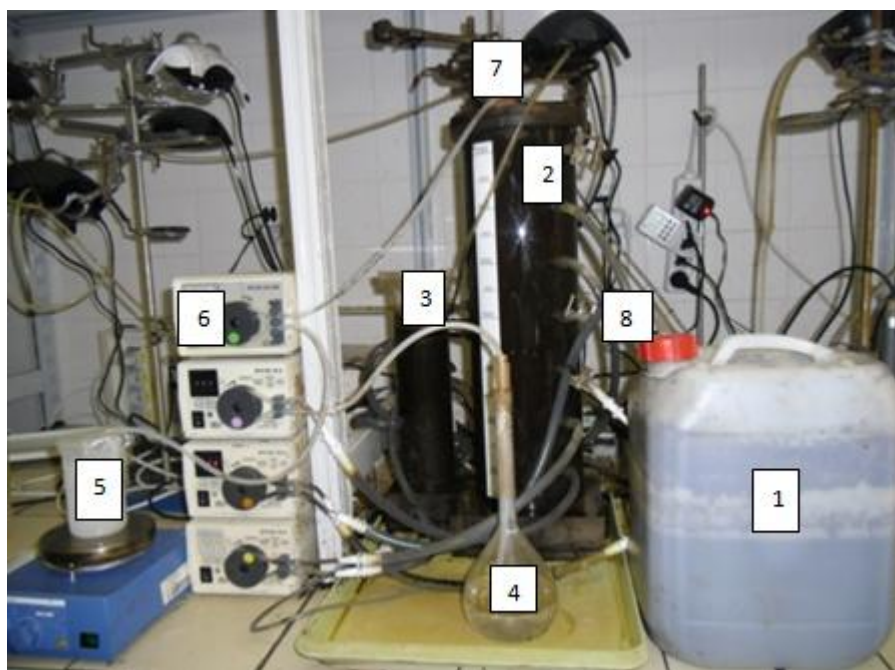


Foto č. 1: Na fotografii je zobrazen laboratorní model (vlastní foto).

- 1) Zásobník s produktem anaerobní digesce vstupující do reaktoru
- 2) Nitrifikační reaktor
- 3) Dosazovací nádrž
- 4) Dávkoč s hydroxidem sodným (NaOH)

- 5) Dávkovač s odpěňovačem
- 6) Peristaltická čerpadla
- 7) Akvaristický vzduchovací motorek
- 8) Silikonové hadičky

Experiment probíhal v biologickém reaktoru při laboratorní teplotě v rozmezí 20,4 – 25,2 °C. Tento reaktor byl tvořen z plexiskla o pracovním objemu 5 l. Za reaktorem byla umístěna dosazovací nádrž o objemu 1,0 l. K inokulaci systému byl použit aktivovaný kal odebraný na ÚČOV v Praze. Reaktory simulovali aktivační systém provozovaný v režimu směšovací aktivace. Fugát vstupující do reaktoru byl odebrán z BPS zpracovávající zejména prasečí kejdu, masokostní moučku a travní hmotu. Největší zastoupení z forem dusíku zde měl N-amon. Zatížení reaktoru amoniakálním dusíkem bylo na počátku pokusu 0,18 kg/(m<sup>3</sup>.d) a v průběhu pokusu se navyšovalo. V tomto modelu bylo pH regulováno pomocí NaOH od 0. do 16. dne. Od 17. dne – 45. dne se pH v modelu přestalo regulovat. Regulace byla znovu nastavena od 46. dne do 92. dne na hodnoty pH kolem 7. 92. den pokusu byla regulace opět zrušena. Kyslík se po celou dobu pokusu pohyboval v rozmezí 1,3 – 4,3 mg/l. Systém probíhal v kontinuálním režimu.

Byl sledován vliv chemického složení fugátu, hodnoty pH, teploty a dalších faktorů na konečné produkty nitrifikace. Sledovány byly koncentrace N<sub>amon</sub>, N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> a CHSK. Stanovení těchto parametrů probíhalo každý týden. Dále byla měřena teplota, hodnota pH, koncentrace rozpuštěného kyslíku a průtok. Jednou za měsíc proběhlo stanovení VL (veškeré látky), NL (nerozpuštěné látky), RL (rozpuštěné látky) a ztráta žiháním.

Teplota, hodnota pH a koncentrace rozpuštěného O<sub>2</sub> byly měřené v nitrifikačním reaktoru. Koncentrace N<sub>amon</sub> se stanovovala na vstupu i výstupu. Stanovení N- NO<sub>2</sub><sup>-</sup> a N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> bylo měřeno pouze ve výstupu. Hodnota CHSK byla sledována ve vstupu i výstupu a to vzorku homogenizovaném i odstředěném. Sušina byla určována pro vstup, výstup a reaktor odstředěných i homogenizovaných vzorků.

## 4.2. Měření jednotlivých parametrů

U modelů byly měřeny následující parametry:

- teplota [°C]
- hodnota pH
- průtok [ml/den]
- koncentrace rozpuštěného O<sub>2</sub> [mg/l]
- koncentrace forem dusíku: N-amon [mg/l], N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> [mg/l], N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> v [mg/l]
- chemická spotřeba kyslíku (CHSK) [g/l]
- stanovení VL, NL, RL a ztráty žiháním.

Vybavení laboratoře:

- spektrofotometr HACH DR/4000
- měřicí systém Magic XBC s měřicími hlavicemi a elektrodami pro měření hodnoty pH od firmy GRYF HB, spol. s.r.o.
- přenosný pH-metr WTW pH 340i
- přenosný oxi-metr WTW oxi 340i
- odstředivka Hettlich-Rotina 420
- sušárna BMT typ ECOCELL
- elektrická muflová pec ELSKLO spol. s.r.o, typ Omron MF5 / 1100 °C / 203kW
- analytické váhy DENVER INSTRUMENT SL-234 a SL-2002
- mineralizační box pro stanovení CHSK Hach DRB 200
- topná ploténka STUART CB 500
- laboratorní sklo, automatické pipety Eppendorf, potřebné chemikálie a další laboratorní vybavení.

#### 4.2.1. Stanovení teploty, koncentrace O<sub>2</sub> a hodnoty pH

Pro měření koncentrace O<sub>2</sub> a teploty byl použit přenosný oxi - metr WTW oxi 340i. Elektroda tohoto oxi - metru byla ponořena do kapaliny v reaktoru a po několika minutách byly odečteny hodnoty z displeje přístroje. Hodnota pH byla měřena pomocí pH - metru WTW pH 340i, elektroda byla ponořena do kapaliny v reaktoru a po několika minutách byla odečtena hodnota z displeje. Měření probíhalo každý týden.

#### 4.2.2. Stanovení koncentrace N<sub>amon</sub>, N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>

Vzorky před měřením byly upraveny odstředěním na odstředivce Hettlich - Rotina 420. Odstředění probíhalo 12 minut při 9500 otáčkách za minutu. Podle potřeby byly vzorky naředěny demineralizovanou vodou v baňkách o objemu 50 ml či skleněných vialkách a připraveny k spektrofotometrické analýze pomocí spektrofotometru HACH DR/4000.

Koncentrace N<sub>amon</sub> byly stanoveny ve vstupu i výstupu za pomoci indofenolové metody podle Horákové a kol. (2003). Koncentrace N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> byly stanoveny ve výstupu za pomoci činidla (směs kyseliny sulfanilové a N-(1-naftyl)-ethylendiamindihydrochloridem) dle Horákové a kol. (2003). Metoda stanovení množství N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> byla provedena pomocí 2,6-dimethylfenolu ve skleněných vialkách dle Horákové a kol. (2003).

#### 4.2.3. Stanovení CHSK

Stanovení CHSK probíhalo v odstředěných a homogenizovaných vzorcích ve vstupu i výstupu odpadní vody. Podle vhodného poměru byly vzorky naředěny demineralizovanou vodou. Hodnota CHSK byla stanovena dle Horákové a kol. (2003) spektrofotometricky modifikovanou dichromanovou semimikrometodou.

Pro vykompenzování chyby způsobené oxidací dusitanů se odečtená hodnota z displeje spektrofotometru u výstupu změnila odečtením konstanty vynásobené koncentrací dusitanů (viz. rovnice č. 1).

$$\text{Rovnice č. 1: } \text{CHSK [mg/l]} = \text{CHSK} - (1,1422 * \text{N-NO}_2^-) \text{ [mg/l]}.$$

#### 4.2.4. Stanovení sušiny

Stanovení sušiny probíhalo pro vzorky ze vstupu, výstupu a reaktoru modelu. Stanovení sušiny z reaktoru se provádělo za pomoci stanovení koncentrace veškerých látek (VL), rozpuštěných látek (RL), nerozpuštěných látek (NL),  $VL_{org.}$ ,  $RL_{org.}$ ,  $NL_{org.}$ ,  $VL_{anorg.}$  a rozpuštěných organických solí (RAS). Vše bylo zjišťováno podle postupů Horákové a kol. (2003).

#### 4.2.5. Výpočty základních technologických parametrů

Základní výpočty technologických parametrů jako hydraulická doba zdržení, objemové zatížení reaktoru  $N_{amon}$ , účinnosti převedení  $N_{amon}$  na jednu z oxidovaných forem, výpočet aktuálních koncentrací FA a FNA atd. byly provedeny na základě následujících vzorců.

- **Hydraulická doba zdržení odpadní vody ( $\Theta$ )** se definuje jako poměr objemu nádrže (V) a přítoku odpadní vody (Q). Jednotkou hydraulické doby zdržení je hodina [h].

$$\Theta = V/Q \text{ [h]}$$

- **Objemové zatížení ( $B_v$ )** reaktoru amoniakálním dusíkem se vyjadřuje jako hmotnostní množství znečišťujících látek  $N_{amon}$  na  $m^3$  nádrže za den.  $\rho_1$  označuje koncentraci znečišťujících látek v odpadní vodě vyjádřenou hodnotou  $N_{amon}$  či CHSK. Q značí přítok odpadní vody [ $m^3/d$ ].  $\rho_2$  zobrazuje odtokovou koncentraci znečišťujících látek. Jednotkou objemového zatížení je [ $kg/(m^3 \cdot d)$ ].

$$B_v = Q \cdot \rho_1 / V = \rho_1 / \Theta \text{ [kg/(m}^3 \cdot \text{d)]}$$

- **Účinnost odstranění  $N_{amon}$  ( $E_{N_{amon}}$ ) a CHSK ( $E_{CHSK}$ )** je definována jako rozdíl vstupních a výstupních hodnot  $N_{amon}$  (CHSK) poměrem k vstupní hodnotě  $N_{amon}$  (CHSK). Jednotkou účinnosti odstranění jsou %.

$$E_{N_{amon}} = [(N_{amon} \text{ vstup} - N_{amon} \text{ výstup}) / N_{amon} \text{ vstup}] \cdot 100 \text{ [%]}$$

$$E_{CHSK} = [(CHSK \text{ vstup} - CHSK \text{ výstup}) / CHSK \text{ vstup}] \cdot 100 \text{ [%]}$$



- **Zastoupení N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>** mezi oxidovanými formami dusíku pro proběhnutí nitrifikace (% N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) je dáno podílem výstupní koncentrace N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> k součtu výstupních koncentrací N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> a N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>.

$$\%_{\text{N-NO}_2} = [\text{N-NO}_2^- / (\text{N-NO}_2^- + \text{N-NO}_3^-)] * 100$$

- **Zastoupení N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>** mezi oxidovanými formami dusíku pro proběhnutí nitrifikace (% N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) je dáno podílem výstupní koncentrace N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> k součtu výstupních koncentrací N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> a N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>.

$$\%_{\text{N-NO}_3} = [\text{N-NO}_3^- / (\text{N-NO}_2^- + \text{N-NO}_3^-)] * 100$$

- **Výpočet koncentrace FA a FNA** na odtoku podle Anthonisen et al. (1976).

$$\text{FA} (\text{NH}_3 \text{ mg L}^{-1}) = \frac{17}{14} \times \frac{[\text{NH}_4^+] \times 10^{\text{pH}}}{e^{\frac{6344}{(273+\tau)}} + 10^{\text{pH}}}$$

$$\text{FNA} (\text{HNO}_2 \text{ mg L}^{-1}) = \frac{46}{14} \times \frac{[\text{NO}_2^-]}{e^{\frac{-2300}{(273+\tau)}} \times 10^{\text{pH}}}$$

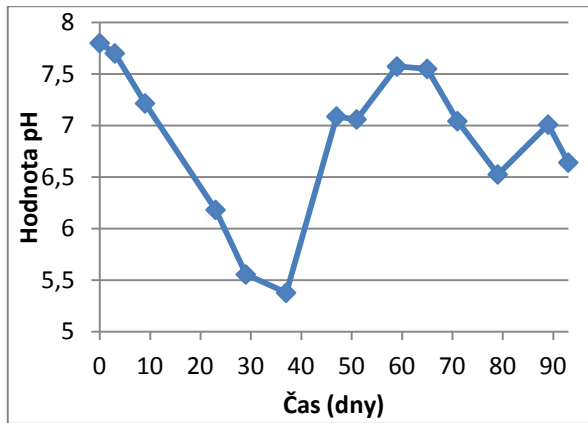
## 5. Výsledky

V této kapitole budou popsány výsledky modelu, kterých bylo dosaženo při realizaci experimentu za podmínek popsaných v předchozích kapitolách.

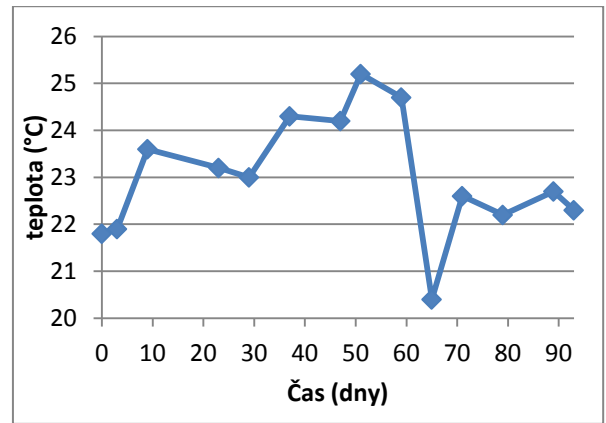
### 5.1. pH, teplota a koncentrace rozpuštěného kyslíku

Od začátku laboratorního pokusu do 37. dne hodnoty pH postupně klesaly ze 7,8 až na hodnoty kolem 5,4. Od 47. dne do 79. dne došlo k nárůstu pH z hodnot 5,4 na hodnoty pH 7,5. Od 80. dne do 93 dne se hodnoty snížily na pH kolem 6,5 (viz. graf č. 1). Od začátku pokusu do 51. dne se laboratorní teplota zvyšovala z 21,8 °C až na 25,2 °C, od 59. dne do 65. dne teplota klesla z 24,7 °C na 20,4 °C a poté až do 93. dne pokusu se teplota pohybovala

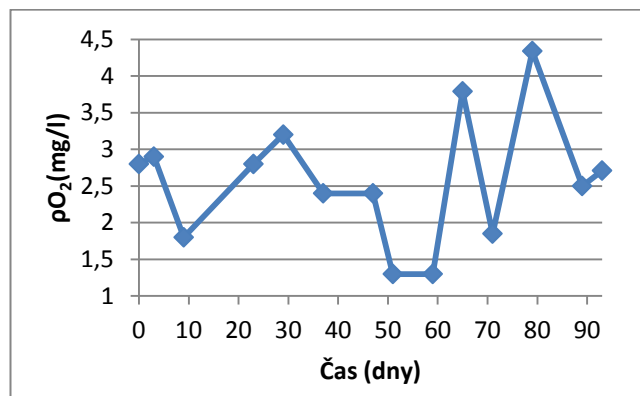
okolo 22,5 °C (viz graf č. 2). Na grafu č. 3 je zobrazena koncentrace rozpuštěného O<sub>2</sub>, která v průběhu pokusu kolísala od 1,3 – 4,34 mg/l.



Graf č. 1: hodnoty pH během pokusu.



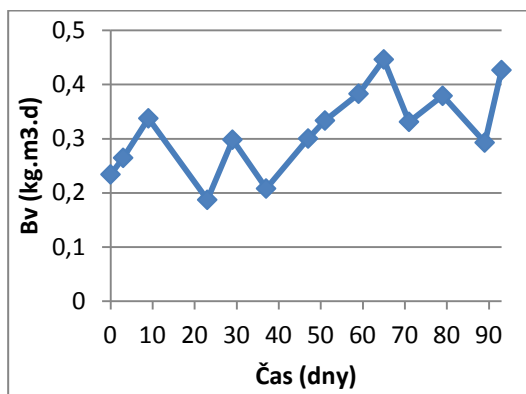
Graf č. 2: teplota během pokusu.



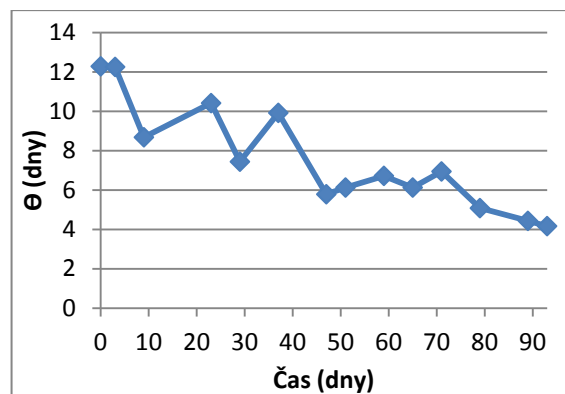
Graf č. 3: koncentrace rozpuštěného kyslíku v modelu.

## 5.2. Objemové zatížení reaktoru a hydraulická doba zdržení

Na grafu č. 4 je zobrazeno objemové zatížení reaktoru amoniakálním dusíkem, které od 0. do 9. dne narůstalo z 0,23 na 0,33 kg/(m<sup>3</sup>.d). 23. den pokusu se zatížení snížilo na 0,19 kg/(m<sup>3</sup>.d) a do 65. dne pokusu narůstalo až na hodnotu 0,45 kg/(m<sup>3</sup>.d), poté se hodnoty pohybovaly v průměru 0,35 kg/(m<sup>3</sup>.d). 93. den pokusu došlo opět k nárůstu objemového zatížení na hodnotu 0,43 kg/(m<sup>3</sup>.d). Graf č. 5 zobrazuje hydraulickou dobu zdržení odpadní vody, která během laboratorního pokusu postupně klesala z 12,3 dne až na 4,2 dne.



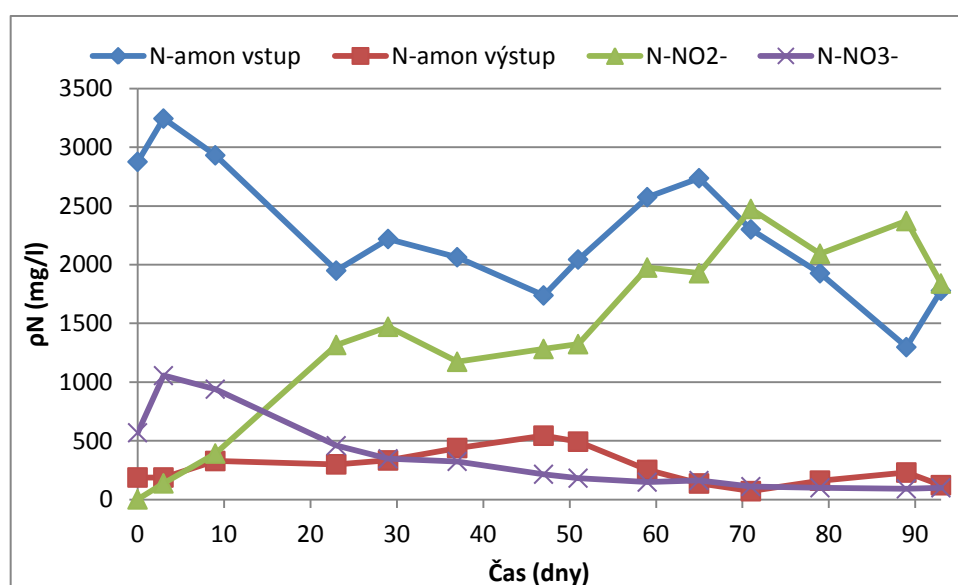
Graf č. 4: objemové zatížení reaktoru N-amon.



Graf č. 5: hydraulická doba zdržení OV.

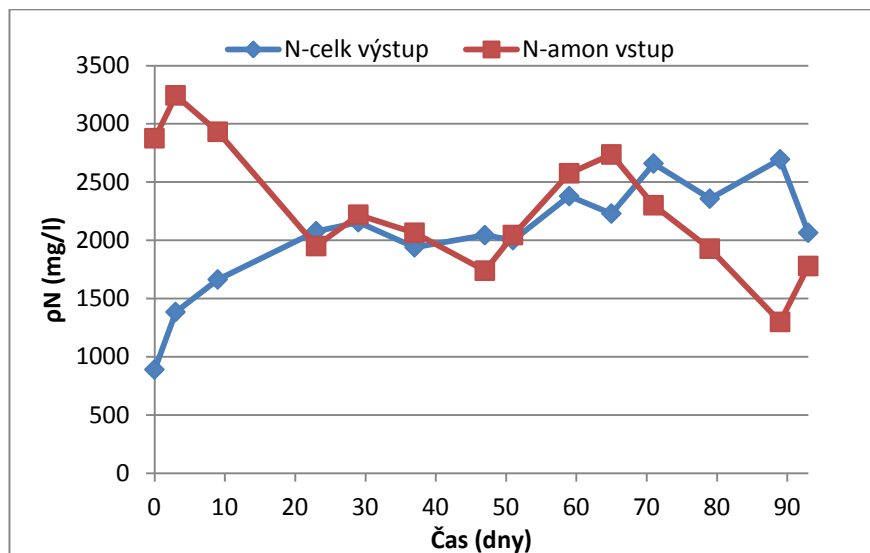
### 5.3. Formy dusíku

Na grafu č. 6 jsou zobrazeny jednotlivé formy dusíku vyskytující se během laboratorního pokusu v odtoku. Koncentrace  $\text{N-NO}_3^-$  od dne 0. do 3. narůstala z 570 na 1056 mg/l. Po 3. dnu až do 93. dne došlo k poklesu koncentrace  $\text{N-NO}_3^-$  z 941 na 101 mg/l. Naopak koncentrace  $\text{N-NO}_2^-$  v průběhu pokusu (0 – 93. den) narůstala ze 130,2 až na 1840,0 mg/l. Koncentrace N-amon na vstupu (0. - 93. den) se pohybovala v rozmezí od 1739 do 3244 mg/l. Koncentrace N-amon na výstupu od začátku pokusu do 47. dne narůstala ze 189 mg/l k hodnotě 544 mg/l, poté došlo od 47. dne do 71. dne pokusu k snížení koncentrace na hodnotu 72,3 mg/l. Od 79. dne došlo k nárůstu na hodnotu 231,2 mg/l a 93. dne hodnota koncentrace opět klesla na 123,2 mg/l.



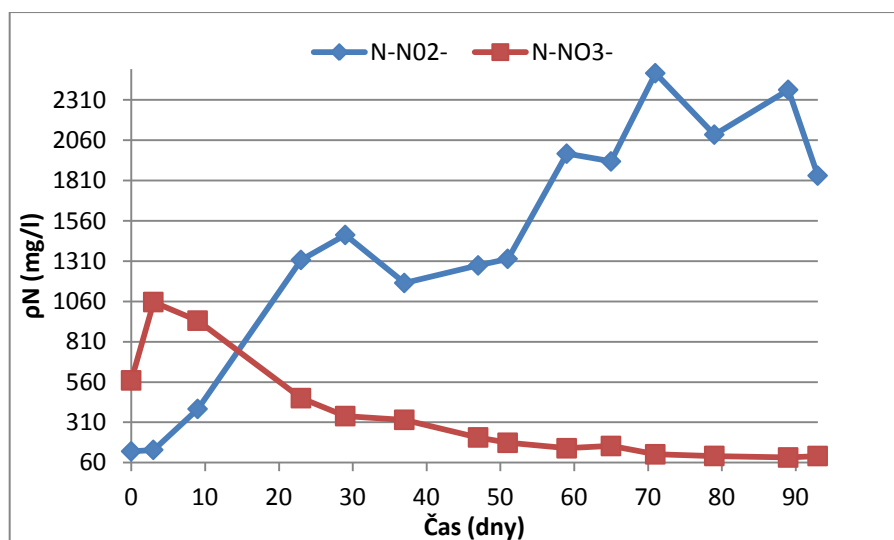
Graf č. 6: formy dusíku během pokusu.

Na grafu č. 7 je porovnána koncentrace N-amon na vstupu s koncentrací celkovému dusíku na výstupu. Zde vidíme, že celkový dusík na výstupu postupně narůstal z 889,2 na 2064,2 mg/l a koncentrace N-amon na vstupu kolísala od 1299 do 3244 mg/l.



Graf. č. 7: koncentrace N-amon a celkového N.

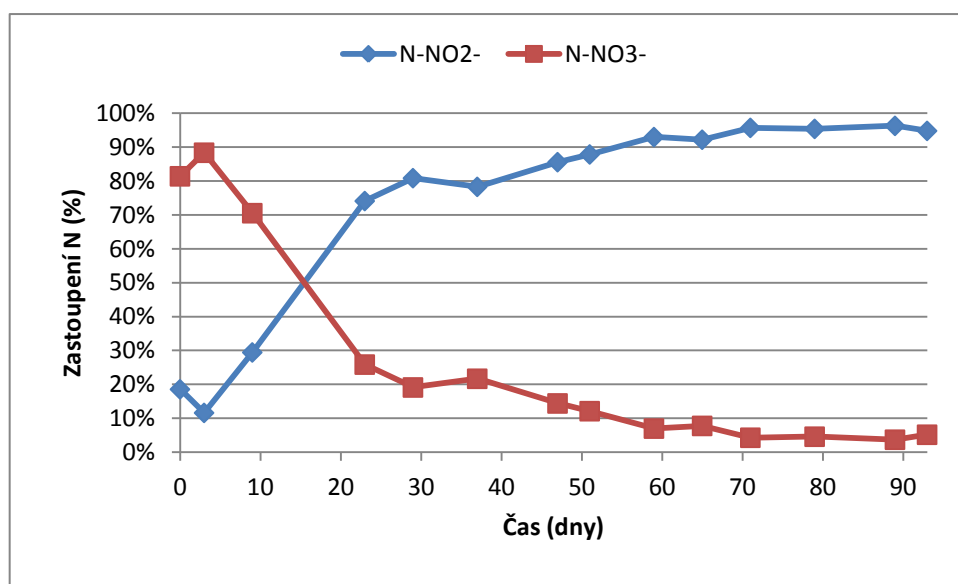
Na grafu č. 8 jsou zobrazeny koncentrace  $\text{N-NO}_2^-$  a  $\text{N-NO}_3^-$  v průběhu pokusu. Je vidět, že koncentrace  $\text{N-NO}_2^-$  postupně narůstaly od 130 mg/l do 1840 mg/l. Koncentrace  $\text{N-NO}_3^-$  ode dne 0. do 3. dne narůstaly z 570 na 1056 mg/l a od 9. dne postupně klesaly z 941 mg/L až na koncentraci 101 mg/l.



Graf č. 8 : koncentrace  $\text{N-NO}_2^-$  a  $\text{N-NO}_3^-$  v průběhu pokusu.

## 5.4. Zastoupení produktů nitrifikace

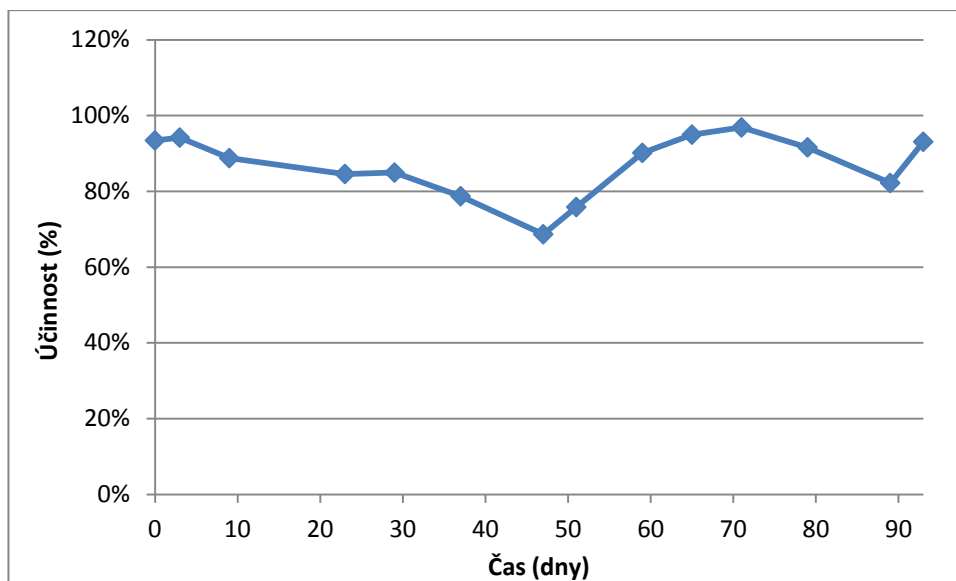
Graf č. 9 zobrazuje procentuální zastoupení  $\text{N-NO}_2^-$  a  $\text{N-NO}_3^-$  mezi oxidovanými formami dusíku. Zastoupení  $\text{N-NO}_2^-$  od dne 0. do 3. dne klesalo z 19 % na 12 %. 9. den se zastoupení zvýšilo na 29 % a od 23. dne do 93. dne postupně narůstalo ze 75 % až na 95 %. Zastoupení  $\text{N-NO}_3^-$  od 0. dne do 3. dne rostlo z 81 % na 88 % a od 9. dne pokusu až do 93. dne postupně klesalo ze 71 % až na 5 %.



Graf č. 9: procentuální zastoupení  $\text{N-NO}_2^-$  a  $\text{N-NO}_3^-$ .

## 5.5. Účinnost odstranění amoniakálního dusíku

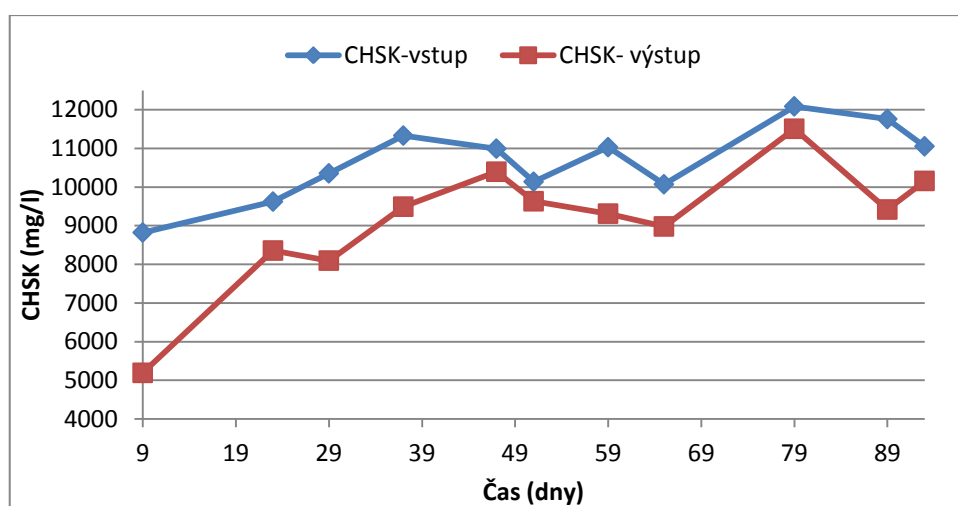
Na grafu č. 10 je zobrazena účinnost odstranění N-amon. Do 47. dne se účinnost postupně snižovala z 93,4 % na 68,6 %, poté došlo k nárůstu, kdy 71. den dosahovala účinnost 96,9 %. Od 71. dne do 93. dne účinnost kolísala, v průměru se pohybovala okolo 89 %.



Graf č. 10: účinnost odstranění N-amon.

## 5.6. CHSK vstup, výstup

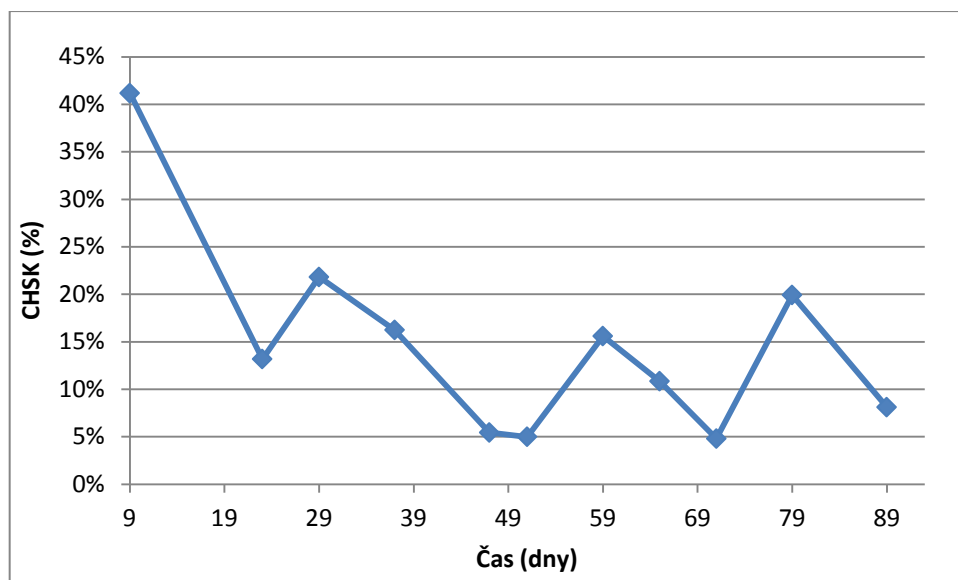
Na Grafu č. 11 je zobrazena koncentrace CHSK odstředěných vzorků ze vstupu i výstupu laboratorního modelu od 9. do 93. dne pokusu. CHSK na vstupu se pohybovala od 9. do 93. dne pokusu od 8822 do 12086 mg/l. CHSK na výstupu v průběhu pokusu (9. – 93. den) byla od 5190 do 11506 mg/l.



Graf č. 11- koncentrace CHSK na vstupu a výstupu.

## 5.7. Účinnost odstranění CHSK

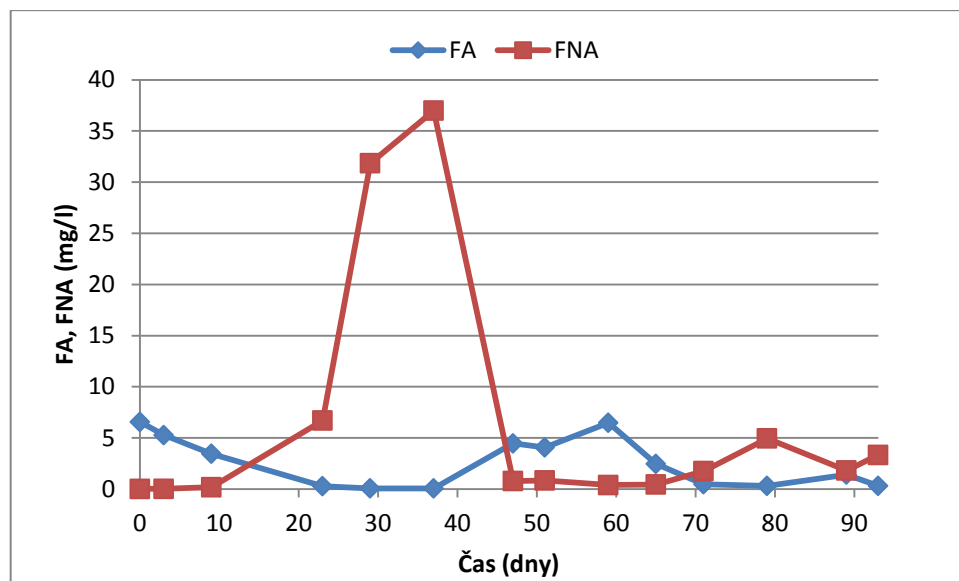
Na grafu č. 12 je zobrazena účinnost odstranění CHSK odstředěného vzorku od 9. dne do 89. dne. Účinnost v průběhu pokusu kolísala. Její hodnoty se pohybovaly od 4,8 % do 41,2 %.



Graf č. 12: účinnost odstranění CHSK odstředěného vzorku.

## 5.8. FA a FNA

Koncentrace FA a FNA v reaktoru je zobrazena na grafu č. 13. Koncentrace FA se od 0. dne do 93. dne pohybovala v rozmezí od 0,3 do 6,5 mg/l. Koncentrace FNA se v průběhu pokusu pohybovala od 0,02 do 36,9 mg/l.



Graf č. 12: koncentrace FA a FNA během pokusu.

## 6. Diskuze

V této kapitole budou vyhodnoceny výsledky, kterých bylo dosaženo při laboratorním experimentu. Dále budou diskutovány možnosti využití nitrifikace jako předúpravy k dalšímu zpracování fugátu.

### 6.1. Sloučeniny dusíku na odtoku

Od 0. do 9. dne byl N-amon převáděn na  $\text{N-NO}_3^-$ . Koncentrace  $\text{N-NO}_3^-$  se pohybovala od 570 do 1056 mg/l oproti koncentraci N-amon, která dosahovala hodnot kolem 189 mg/l. Koncentrace  $\text{N-NO}_2^-$  byly v rozmezí 130 – 139 mg/l. Od 23. dne do 93. dne pokusu byla zaznamenána akumulace  $\text{N-NO}_2^-$ , koncentrace  $\text{N-NO}_2^-$  postupně narůstala od 1317 do 1840 mg/l.  $\text{N-NO}_2^-$  byly dominantními produkty nitrifikace. Jejich zastoupení dosahovalo až 97 %. Díky vysokým koncentracím  $\text{N-NO}_2^-$  došlo k potlačení výskytu NOB. Yamamoto et al. (2006) hovořil ve své publikaci o zastoupení  $\text{N-NO}_2^-$  přes 95 % při nitrifikaci kalové vody o teplotách mezi 15 – 30 °C, což potvrzuje i náš pokus o průměrné teplotě 23 °C. Zastoupení  $\text{N-NO}_3^-$  se naopak od 23. dne do 93. dne snižovalo z 570 mg/l na 100 mg/l. Průměrné zastoupení  $\text{N-NO}_3^-$  během laboratorního pokusu dosahovalo jen 26 %. NOB reagují pravděpodobně



citlivěji na panující podmínky v reaktoru než AOB. Což je v souladu se studií Kim et al. (2008), v které se uvádí, že AOB se lépe adaptují na podmínky prostředí než NOB při teplotách vyšších jak 20 °C (viz. kapitola 6. 2.). Koncentrace N-amon se od 23. dne pohybovaly okolo 280 mg/l.

## **6.2. Hodnota pH inhibující činnost FA a FNA**

Od dne 0. do 16. dne byla hodnota pH regulována NaOH, pH se pohybovalo v rozmezí 7,2 - 7,7. Od 17. dne do 45. dne bylo dávkování NaOH zrušeno a pH se snížilo na hodnoty 5,4 – 5,6. Snížení pH při koncentraci N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> 1170 – 1470 mg/l mělo vliv na nárůst koncentrace FNA. Koncentrace FNA se navýšila od 29. dne do 37. dne z 0,02 až na extrémní hodnoty v rozmezí 31,9 - 36,9 mg/l. Tento nárůst vznikl pravděpodobně z důvodu potlačení aktivity NOB v biologickém reaktoru, které zapříčinilo akumulaci N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> v odtoku. Což je v souladu s Anthonisem et al. (1976), který hovořil o tom, že už koncentrace FNA od 0,2 do 2,8 mg/l inhibuje činnost NOB. Koncentrace FNA potlačovaly NOB i ve shodě s Vadivelu et al. (2007), který tvrdil, že NOB nejsou schopny přizpůsobit se vyšším koncentracím FNA. 46. den se hodnota pH opět regulovala a její hodnoty se pohybovaly cca 7 až do 93. dne pokusu. Nárůst hodnoty pH snížil koncentraci FNA, na druhou stranu však navýšil koncentrace FA z 0,07 na 6,48 mg/l. Koncentrace FA inhibovala NOB, protože podle Anthonisena et al. (1976) koncentrace FA už od 0,1 - 1 mg/l potlačuje aktivitu NOB.

Přes všechny inhibiční vlivy (hodnota pH, teplota, koncentrace FA a FNA atd.) byly v prvních dnech pokusu aktivní obě dvě skupiny nitrifikačních bakterií (viz. graf č. 6). Dá se tedy tvrdit, že vykultivovaná biomasa v reaktoru snáší vyšší výkyvy FA, než biomasa v běžném aktivovaném kalu (Turk and Mavanic, 1989).

## **6.3. Účinnost převedení N-amon na oxidované formy**

Pomocí regulace pH na hodnoty cca 7 se podařilo dosáhnout účinnosti převedení N-amon na oxidované formy v rozmezí od 78,7 do 96,9 % (viz. graf č. 10). I při sníženém pH zůstala účinnost převedení N-amon v průměru celého pokusu (0. – 93. den) 87 %. Byl potvrzen pozitivní vliv regulace pH na účinnost nitrifikace, který byl pozorován už u Jeníčka a kol. (2004) s kalovou vodou s vysokým poměrem N-amon a nízkým poměrem CHSK při regulaci pH v systému. Ciudad et al. (2005) tvrdil, že účinnost převedení N-amon je zvýšena

regulací pH, což bylo v tomto experimentu potvrzeno. I přes objemové zatížení reaktoru N-amon, které se v průběhu pokusu zvyšovalo z 0,2 – 0,4 kg/(m<sup>3</sup>.d), bylo v daných podmínkách dosaženo převedení N-amon na oxidované formy. Zvýšení zatížení reaktoru N-amon na hodnoty kolem 0,45 kg/(m<sup>3</sup>.d) vedlo pravděpodobně k přetížení reaktoru, což nám indikovalo nárůst hodnoty pH na 7,6.

## **6.4. Další faktory, které mohly ovlivnit produkty nitrifikace**

### **6.4.1. Koncentrace kyslíku**

Při pokusu se koncentrace O<sub>2</sub> pohybovala v rozmezí 1,3 – 4,3 mg/l, dle Chudoby a kol. (1991) je optimální koncentrace O<sub>2</sub> pro průběh procesu nitrifikace kolem 2 mg/l, čehož bylo v našem pokusu dosaženo. Nejnižší dosažená koncentrace O<sub>2</sub> byla 51. – 59. den a to kolem 1,3 mg/l, což může být vysvětleno zvyšujícím se zatížením reaktoru N-amon z 0,2 – 0,4 mg/l a větší spotřebou O<sub>2</sub> bakteriemi na oxidaci N-amon (Švehla a kol., 2016). Podle Okabe et al. (2011) při koncentracích kolem 1 mg/l dochází k inhibici NOB a k akumulaci N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> v systému, což bylo potvrzeno i v tomto pokusu, kdy při koncentracích kolem 1 mg/l se N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> vyskytoval v systému kolem 1900 mg/l. 79. den pokusu kyslík dosahoval nejvyšší koncentrace a to kolem 4,3 mg/l, to mohlo být dáno menší aktivitou nitrifikačních bakterií v důsledku působení FNA.

### **6.4.2. Teplota**

Teplota se v průběhu procesu pohybovala v rozmezí 20,4 – 25,2 °C, nebyla ničím regulována a model byl vystaven přímo laboratorním podmínkám. Uvádí se, že vysoké teploty vedou k akumulaci N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, avšak konkrétní hodnota se dle autorů liší. Hao et al. (2002) tvrdí, že k akumulaci N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> dochází při teplotách v rozmezí 30 - 40 °C. Loosdrecht et al. (2002) uvádí, že pro akumulaci N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> je nejvhodnější teplota kolem 20 °C, tato hodnota je zároveň zlomová, pod touto teplotu dochází naopak k akumulaci N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. V tomto pokusu bylo akumulace N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> dosaženo při teplotách 20,4 – 25,2 °C. Laboratorní teplota neměla zásadní vliv na proces nitrifikace oproti jiným faktorům (viz. předchozí kapitoly).

### **6.4.3. Objemové zatížení reaktoru N-amon a hydraulická doba zdržení**

Hydraulická doba zdržení odpadní vody se v průběhu laboratorního pokusu snižovala z 12,3 dne na 4,2 dne v důsledku zvyšujícího se průtoku a objemového zatížení reaktoru N-amon z 0,2 – 0,4 kg/(m<sup>3</sup>.d). Objemové zatížení reaktoru N-amon je závislé na hydraulické

době zdržení a na koncentraci N-amon na vstupu. V našem pokusu bylo maximální zatížení reaktoru N-amon 65. den 0,45 kg/(m<sup>3</sup>.d) a minimální 37. den 0,21 kg/(m<sup>3</sup>.d). Švehla a kol. (2010) došli k zjištění, že maximální hodnota provozně bezpečného objemového zatížení reaktoru pro přeměnu N-amon na N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> je 1,6 kg/(m<sup>3</sup>.d). Toto tvrzení je v souladu s naším pokusem, protože v průběhu našeho pokusu docházelo k přeměně N-amon na N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> při zatížení do 0,45 kg/(m<sup>3</sup>.d).

## 6.5. Možnosti využití výsledků

Provedené testy potvrdily možnost realizace nitrifikačního procesu i v agresivním prostředí fugátu produkovaného z BPS vykazujícím koncentraci N-amon v průměru kolem 1300 - 3200 mg/l a hodnotou CHSK odstředěného vzorku kolem 8400 mg/l. Bylo dokázáno, že i přes extrémní vlastnosti fugátu lze provozovat nitrifikační proces. Na základě tohoto zjištění lze konstatovat, že nitrifikaci je možné použít jako předstupeň pro další zpracování fugátu, za účelem využití živin v něm obsažených.

Pokud jsou produktem nitrifikace N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, můžeme uvažovat o tepelném zahuštění nitrifikovaného fugátu. Díky tepelnému zahuštění minimalizujeme ztráty dusíku a zakoncentrují se živiny obsažené ve fugátu. Dále pak můžeme za určitých podmínek stabilizovat dusík obsažený ve fugátu, díky poklesu hodnoty pH při procesu nitrifikace (Botheju et al., 2010). Díky stabilizaci nedochází ke ztrátám dusíkatých živin při skladování a následné aplikaci na ornou půdu. V rámci nitrifikace je možné produkovat N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, které jsou nezbytné k odstranění sulfanu z bioplynu pomocí autotrofní denitrifikace se sírou jako donorem elektronů (Zábranská a kol., 2014). Pokud jsou konečnými produkty N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> a nahlížíme na fugát jako na odpadní vodu, využijeme nitrifikovaný fugát jako předstupeň pro deamonifikaci a denitritaci.

Na druhou stranu provoz nitrifikačního reaktoru s sebou nese úskalí, což potvrzují výsledky laboratorního pokusu. Jako velice důležité se jeví sledovat a regulovat hodnotu pH v reaktoru, protože toxický vliv FA a FNA ovlivňuje konečné zastoupení produktů nitrifikace. Systém je považován za velice náchylný k potlačení aktivity NOB. To je pozitivní pro zpracování fugátu jako odpadní vody procesem nitritace/denitritace a nitritace/ANNAMOX. V laboratorním experimentu zpracovávajícím fugát, je výzvou udržet N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> jako dominantní produkt nitrifikace. V zemědělství je zájmem udržet N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> ve fugátu z důvodu

zachování živin. Jako už bylo řečeno udržení  $\text{N-NO}_3^-$  je velice důležité i pro autotrofní denitrifikaci (Zábranská a kol., 2014). Proto musí být kladen důraz na jevy, které způsobují potlačení NOB. Mezi tyto jevy řadíme hodnotu pH, koncentraci kyslíku, potenciální přetížení reaktoru či teplotu (Jeníček a kol., 2004). Nejdůležitějším jevem v daných podmínkách potlačující NOB je pravděpodobně zvýšená koncentrace FNA. Regulací pH neovlivňujeme nejen zastoupení konečných produktů nitrifikace, ale i účinnost odstranění N-amon, která díky regulaci pH dosahovala hodnot 69 – 97 %.

## 7. Závěr

- V biologickém reaktoru zpracovávajícím fugát byla potvrzena nitrifikace i přes extrémní charakteristiky fugátu.
- Výkyvy hodnoty pH, které mají vliv na koncentraci FA a FNA aktuálně dosahovanou v reaktoru, ovlivňovaly v průběhu provozu významným způsobem zastoupení  $\text{N-NO}_3^-$  a  $\text{N-NO}_2^-$  mezi konečnými produkty nitrifikace.
- V případě záměru produkovat  $\text{N-NO}_3^-$  jako dominantní produkt nitrifikace („stabilizace“ dusíku ve fugátu nitrifikačním procesem, následné tepelné zahuštění nitrifikovaného fugátu, využití nitrifikovaného fugátu k odsiřování bioplynu autotrofní denitrifikací) je vzhledem k vysoké citlivosti NOB potřeba minimalizovat inhibiční působení toxických forem dusíku.
- Jakmile významnějším způsobem stoupne v reaktoru koncentrace  $\text{N-NO}_2^-$ , je v důsledku toxického účinku FNA na NOB velice problematické opětovně zvýšit zastoupení  $\text{N-NO}_3^-$  mezi konečnými produkty nitrifikace.

## 8. Přehled literatury a použitých zdrojů

- Abelling, U., Seyfried, C. F. 1992. Anaerobic – aerobic treatment of high – strength ammonium wastewater – nitrogen removal via nitrite. *Water Science and Technology*. 26 (5 –6). 1007 – 1015.
- Al Seadi, T., Rutz, D., Prassl, H., Katnner, M., Finsterwalder, T., Volk, S., Janssen, R. 2008. *Biogas Handbook*. University of Southern Denmark Esbjerg. 125. ISBN: 978-87-992962-0-0.
- Amon, T., Kryvoruchko, V., Hopfner-Sixt, K., Amon, B., Ramusch, M., Milovanovic, D., Bodiroza, V., Sapik, R., Zima, J., Machmuller, A., Zollitsch, W., Knaus, W., Friedel, J., Hrbek, R., Potsch, E., Gruber, L., Steinwider, A., Pfundtner, E., Wagentristl, H. 2006. *Optimierung der Methan erzeugung aus Energie pflanzen mit dem Methan energie wert system – Project Final report*. Within Programm linie. *Energie systeme der Zukunft of the Bundes ministerium fur Verkehr. Innovationund Technologie*.
- Andruschkewitsch, M., Wachendorf, C., Wachendorf, M. 2013. Effects of digestates from different biogas production systems on above and belowground grass growth and the nitrogen status of the plant-soil-system. *Grassland Science*. University of Kassel. Department of Soil Biology and Plant Nutrition. Germany. 183–195.
- Anonym. 2007. Biogas and electricity from food waste. *Appropriate Technology*. 34 (3). 40.
- Anthonisen, A. C., Loehr, R. C., Prakasam, T. B. S., Srinath, E. G. 1976. Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. *J. Water Poll. Contr. Fed.* 48 (5). 835-852.
- Bačík, O. 2008. Bioplynové stanice. *Technologie celonárodního významu*. [online]. [cit. 2016-25-03]. Dostupné na <http://biom.cz/cz/odborne-clanky/bioplynove/stanice-technologie-celonarodniho-vyznamu>.
- Bioplynové stanice. CZBA Česká bioplynová asociace [online]. [cit. 2016-27-01]. Dostupné z [www.czba.cz/mapa-bioplynovych-stanic](http://www.czba.cz/mapa-bioplynovych-stanic).
- Bonetta, S., Ferretti, E., Bonetta, S., Fezia, G., Carraro, E. 2011. Microbiological contamination of digested products from anaerobic co-digestion of bovine manure and agricultural by-products. *Letters in Applied Microbiology*. Department of Environmental and Life Science. University of Piemonte Orientale. Italy. 552–557.

- Botheju, D., Svalheim, Ø., Bakke, R. 2010. Digestate nitrification for nutrient recovery. The open waste management journal. 3. 1-12.
- Ciudad, G., Rubilar, O., Munoz, P., et al. 2006. Partial nitrification of high ammonia concentration wastewater as a part of a shortcut biological nitrogen removal process. Process Biochemistry. 40 (5). 1715 – 1719.
- Dohányos, M., Zábranská, J., Jeníček, P., Fialka, P., Kajan, M. 1998. Anaerobní čistírenské technologie. NOEL 2000. Brno.
- Dongen, U., Jetten, M. S. M., van Loosdrecht, M. C. M. 2001. The SHARON® -Anammox® process for treatment of ammonium rich wastewater. Water Science and Technology. 44 (1). 153 – 160.
- Dostál, J., Richter, R. 2008. Porovnání kvality kejdy s digestátem z bioplynových stanic a jejich využití ke hnojení zemědělských plodin. Sborník ze semináře „Kukuřice v praxi 2008“. 35-46. ISBN 9788073751357.
- Došek, M., Holba, M., Černý, M. 2015. Technologie vs. fermentační zbytek. 1. Mendelova Univerzita v Brně.
- Dubský, M., Kaplan, L. 2012. Substráty a zeminy s komposty a separovaným digestátem. Zahradnictví. 11 (8). 62 – 65.
- Dvořáček, T. 2008. Základní problémy přípravy a provozu bioplynových stanic v České republice. Biom.cz [online]. [cit. 2016-30-03]. Dostupné z www: <<http://biom.cz/cz/odborne-clanky/zakladni-problemy-pripravy-a-provozu-bioplynovych-stanic-v-ceske-republice>>.
- Ford, D. L., Churchwell, R. L., Katchick, J. W. J. 1980. Water Poll. Contr. Fed. 52. 2726.
- Fux, Ch., Bohler, M., Huber, F., Brunner, I., Siegrist, H. 2002. Biological treatment of ammonium-rich wastewater by partial nitrification and subsequent anaerobic ammonium oxidation (anammox) in a pilot plant. Journal of Biotechnology. 99. 295 -306.
- Gerardi, M. H. 2002. Nitrification and denitrification in the activated sludge process. ISBN: 978-471-06508-1.
- Gong, W., Li, W., Liang, H. 2010. Application of A/O-MBR for treatment of digestate from anaerobic digestion of cow manure. J. Chem. Technol. Biotechnol. Northeast Agriculture University. School of Engineering. Nangang District.

- Hao, X., Heijnen, J. J., van Loosdrecht, M. C. M. 2002. Model-based evaluation of temperature and inflow variations on a partial nitrification–ANAMMOX biofilm process. *Water Research*. 36 (19). 4839 – 4849.
- Havlíčková, K., Weger, J., Boháč, J., Štěrba, a kol. 2008. Rostlinná biomasa jako zdroj energie. Průhonice. 83. ISBN 978-80-7415-004-3.
- Hellings, C., Schellen, A. A. J. C., Mulder, J. W., van Loosdrecht, M. C. M., Heijnen, J. J. 1998. The SHARON process: An innovative method for nitrogen removal from ammoniumrich waste water. *Water Science and Technology*. 37 (9). 135 – 142.
- Henke, K., Spellman, et al. 2003. Environmental Chemistry, Health Threats and Waste Treatment. Arsenic.
- Henze, M., van Loosdrecht, M. C. M., Ekama, G., Brdjanovic, D. 2008. Biological wastewater treatment: principles, modelling and design. IWA Publishing. London. 517. ISBN:1843391880.
- Hlušek, J. 2004. Statková hnojiva. [www.mendelu.cz](http://www.mendelu.cz).
- Hobson, P. N., Bousfield, S., Summers, R. 1981. Methane Production from Agricultural and Domestic Wastes. Springer Netherlands. 270. ISBN. 978-94-009-8104-1.
- Horáková, M., a kol. 2003. Analytika vody. Vydavatelství VŠCHT. Praha. 335. ISBN: 80-7080-520-X.
- Hutla, P. 2006. Energetické využití odpadů z agrárního sektoru ve formě standardizovaných paliv. Výzkumná zpráva Z-2472. VÚZT v.v.i. Praha. ISBN: 9788086884240.
- Chudoba, J., Dohányos, M., Wanner, J. 1991. Biologické čištění odpadních vod, SNTL Praha.
- Jeníček, P., Švehla, P., Zábranská, J., Dohányos, M. 2004. Factors affecting nitrogen removal by nitrification/denitrification. *Water Science and Technology*. 49 (5-6). 73 – 79.
- Jetten, M. S. M., Wagner, M., Fuerst, J., van Loosdrecht, M., Kuenen, G., Strous, M. 2001. Microbiology and application of the anaerobic ammonium oxidation ('anammox') process. *Current Opinion in Biotechnology*. 12 (3). 283 – 288.



Kim, J. H., Guo, X. J., Park, H. S. 2008. Comparison study of the effects of temperature and free ammonia concentration on nitrification and nitrite accumulation. *Process Biochemistry*. 43 (2). 154-160.

Kolář, L., Vaněk, V., Kužel, S. 2010. Využití odpadů z bioplynových stanic. Racionální použití hnojiv - sborník z konference. *Biom.cz*. [online]. [cit. 2016-21-01]. Dostupné z <<http://biom.cz/cz/odborne-clanky/vyuziti-odpadu-z-bioplynovych-stanic>>.

Krčálová, E., et al. 2008. Příručka pro nakládání s digestátem a fugátem. 2nd ed. Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně. Institut celoživotního vzdělávání ve spolupráci s Ústavem zemědělské, potravinářské a environmentální techniky. Brno.

Lansche, J., Müller, J. 2012. Life cycle assessment of energy generation of biogas fed combined heat and power plants: Environmental impact of different agricultural substrates. *Eng. Life Sci. Universität Hohenheim. Institute of Agricultural Engineering. Germany*. 313–320.

Lee, C., Kim, J., Hwang, K., O’Flaherty, V., Hwang, S. 2009. Quantitative analysis of methanogenic community dynamics in free anaerobic batch digesters treating different waste waters. *Water Research*. 43 (1). 157–165. ISSN: 0043-1354.

Loosdrecht, M. C. M., Hao, X., Heijnen, J. J. 2002. Model based evaluation of temperature and inflow variations on a partial nitrification-ANAMMOX biofilm process. *Water Res* 2002. volume 36. 19. 4839–4849.

Lopes, A., Keshavarz-Moore, E. 2012. Prediction and verification of centrifugal dewatering of *P. pastoris* fermentation cultures using an ultra scale-down approach. *Biotechnol. Engineering, University College London. The Advanced Centre of Biochemical Engineering. London*. 2039–2047.

Lorenz, H., Seidel-Morgenstern, A. 2014. Verfahren zur Enantiomerentrennung. *Angew. Chem. Otto-von-Guericke-Universität Magdeburg. Institut für Verfahrenstechnik. Germany*. 1240–1274.

Marada, P., Večeřová, V., Kamarád, L., Dundáková, P., Mareček, J. 2008. Příručka pro nakládání s digestátem a fugátem. [online]. [cit.21-1-2016]. Dostupné z <[http://eagri.cz/public/web/file/32326/ETAPA\\_IV\\_Metodika\\_digestt\\_FV.pdf](http://eagri.cz/public/web/file/32326/ETAPA_IV_Metodika_digestt_FV.pdf)>.

- Matějka, J., Ciahotný, K., Kajan, M., Dohányos, J., Kamarád, L., et al. 2010. Strategická výzkumná agenda v oboru bioplyn. Česká bioplynová asociace. České Budějovice. 118.
- McEniry, J., O'Kiely, P., Crosson, P., Groom, E., Murphy, J. D. 2011. The effect of feedstock cost on biofuel cost as exemplified by biomethane production from grass silage. *Biofuels. Bioprod. Bioref.* Queen's University of Belfast. School of Chemistry and Chemical Engineering. Northern Ireland. 670–682.
- Mihlbachler, K., Seidel-Morgenstern, A., Guiochon, G. 2004. Detailed study of Tröger's base separation by SMB process. *AIChE J.* Guericke University, Magdeburg. Dept. of Chemical Engineering. Germany. 611–624.
- Möller, K., Müller, T. 2012. Effects of anaerobic digestion on digestate nutrient availability and crop growth. A review *Eng. Life Sci.* Universität Hohenheim. Institute of Crop Science. Germany. 242–257.
- Mulder, A., van de Graaf, A. A., Robertson, L. A., Kuenen, J. G. 1995. Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor. *FEMS Microbiology Ecology.* 16(3). 177 – 183.
- Multimediální učební texty zaměřené na problematiku zpracování kalů. [online]. [cit. 2016-25-01]. Dostupné z [www.hgf10.vsb.cz/546/ZpracovaniKalu/postupy.html](http://www.hgf10.vsb.cz/546/ZpracovaniKalu/postupy.html).
- Něco o bioplynu. TIRSO a.s. HiTech Aplikace [online]. [cit. 2016-27-01]. Dostupné z [www.tirso.cz/02\\_bioplynovestanice.html](http://www.tirso.cz/02_bioplynovestanice.html).
- Okabe, S., Oshiki, M., Takahashi, Y., Satoh, H. 2011. Development of long-term stable partial nitrification and subsequent anammox process. *Bioresource Technology.* 102 (13). 6801-7.
- Pastorek, Z., Kára, J., Jevič, P. a kol. 2004. *Biomasa obnovitelný zdroj energie, Výzkumný ústav zemědělské techniky Praha.* 288. ISBN 80-86534-06-5.
- Pawlica, P. 2010 Sušení odpadním teplem z bioplynové stanice. *Biom.cz* [online]. [cit. 2016-21-01]. Dostupné z <http://biom.cz/cz/odborne-clanky/suseni-odpadnim-teplem-z-bioplynove-stanice>.
- Pitter, P. 2009. *Hydrochemie.* Vydavatelství VŠCHT. Praha. 592. ISBN: 978-80-7080-701-9.

- Pollice, A., Tandoi, V., Lestingi, C. 2002. Influence of aeration and sludge retention time of ammonium oxidation to nitrite and nitrate, *Water Res.*, 36, 2541-2546.
- Profeld, R., et al. 2008. Informační servis GAS. Bioplyn. Praha 4. ISSN 1212-7825.
- Ricklefs, R. E., Miller, G. L. 1999. *Ecology: fourth edition*. Freeman and co. New York. 822. ISBN: 0-7167-2829-X.
- Schievano, F., Adani, F., Tambone, G., D'Imporzano, B., Scaglia, P. 2009. Anaerobic Digestion: opportunity for agriculture and environment. Regione Lombardia. Italy. 577 – 583. ISBN 9788890374609.
- Sítópásový lis. Zpracování kalu [online]. [cit. 2016-23-01]. Dostupné z <[hgf10.vsb.cz/546/ZpracovaniKalu/postupy.html](http://hgf10.vsb.cz/546/ZpracovaniKalu/postupy.html)>.
- Straka, F., Dohányos, M. 2006. Bioplyn. Příručka pro výuku, projekci a provoz bioplynových systémů. 2. rozš. a dopl. vyd. GAS. 706. ISBN 80-7328-090-6.
- Straka, F., a kol. 2010. Bioplyn. 3.vyd. Praha: GAS s.r.o. 305.
- Škorvan, O., Holba, M., Plotěný, K. 2011. Suchou, nebo mokrou fermentaci?. ASIO, spol. s.r.o.. "Energie z odpadních vod a odpadů". [online]. [cit. 2016-05- 02]. Dostupné z [www: http://odpady.ihned.cz/c1-54680800-suchou-nebo-mokroufermentaci](http://odpady.ihned.cz/c1-54680800-suchou-nebo-mokroufermentaci)>.
- Švec, J., a kol. 2010. Využití obnovitelných zdrojů energie v zemědělství: Zemědělské bioplynové stanice. Dotisk prvního vydání. Chrudim. Callisto-96. ISBN 978-80-86832-49-4.
- Švehla, P., Jeníček, P., Habart, J., Hanč, A., Černý, J. 2007. Využití akumulace dusitanů při biologickém čištění odpadních vod. *Chemické Listy*. 101(10). 776 – 781.
- Švehla, P., Jeníček, P., Habart, J., Hanč, A., Balík, J. 2010. Testování vlivu vybraných faktorů na průběh nitrifikace kalové vody. *Chemické listy*. 104. 343-348.
- Švehla, P., Radechovská, H., Míchal, P., Pacek, L., Tlustoš, P. 2016. Kaly a odpady 2016. Sborník 27. konference s mezinárodní účastí.
- Tlustoš, P., Kaplan, L., Száková, J., Dubský, M., Roubíková, I., Šrámek, F. 2013. Využití pevné složky digestátu pro přípravu pěstebních substrátů. PowerPrint s.r.o. Praha. 20 s. ISBN: 9788021324305.

Turk, O., Mavinic, D. S. 1989. Stability of nitrite build-up in an activated sludge system. Journal WPCF. 61 (8). 1440 – 1448.

Vadivelu, V. M., Keller, J., Yuan, Z. 2007. Effect of free ammonia on the respiration and growth processes of an enriched Nitrobacter culture. Water Research. 41 (4). 826-834.

Válcový separátor. Farmtec [online]. [cit. 2016-27-01]. Dostupné z [www.farmtec.cz/separator.html](http://www.farmtec.cz/separator.html).

Váňa, J. 2010. Bioplynové stanice na využití bioodpadů. Biom.cz [online]. [cit. 2016-03-10]. Dostupné z [www: <http://biom.cz/cz/odborne-clanky/bioplynove-stanice-na-vyuziti-bioodpadu>](http://www.biom.cz/cz/odborne-clanky/bioplynove-stanice-na-vyuziti-bioodpadu). ISSN: 1801-2655.

Vítěz, T., et al. 2013. Mineralogicko-chemická charakteristika fermentačních zbytků při výrobě bioplynu a možnosti jejich využití pro zlepšení vlastností půd. 1st ed. Mendelova univerzita v Brně. Brno.

Volcke, E. I. P., Loccufier, M., Vanrolleghem, P. A., Noldus, E. J. L. 2006. Existence, uniqueness and stability of the equilibrium points of a SHARON bioreactor model. Journal of Process Control. 16 (10). 1003 – 1012.

Yamamoto, T., Takaki, K., Koyama, T., Furukawa, K. 2006. Novel Partial Nitritation Treatment for Anaerobic Digestion Liquor of Swine Wastewater Using Swim-Bed Technology. Journal of Bioscience and Bioengineering. 102 (6). 497-503.

Zábranská, J., a kol. 2014. Využití autotrofní denitrifikace k odstraňování sulfanu z bioplynu. VŠCHT. Fakulta technologie ochrany prostředí Ústav technologie vody a prostředí. Hustopeče.

#### **Použité legislativní dokumenty:**

Zákon o odpadech a změně některých dalších zákonů 185/2001 Sb. <http://www.mzp.cz/www/platnalegislativa.nsf>, 15. května 2001.

Vyhláška Ministerstva zemědělství č. 477/2000 Sb., kterou se mění vyhláška Ministerstva zemědělství č. 275/1998 Sb., o agrochemickém zkoušení zemědělských půd a zjišťování půdních vlastností lesních pozemků. [eagri.cz](http://eagri.cz), 1. ledna 2001.