

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra agroenvironmentální chemie a výživy rostlin



**Fakulta agrobiologie,
potravinových a přírodních zdrojů**

**Zpracování fugátu v soustavě stripování
amoniaku – nitrifikace**

Diplomová práce

Bc. Zuzana Vondrášková

Technologie odpadů

Ing. Pavel Švehla, Ph.D.

© 2023 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Já, níže podepsaná Zuzana Vondrášková, tímto čestně prohlašuji, že jsem zpracovala svou diplomovou práci s názvem "Zpracování fugátu v soustavě stripování amoniaku - nitrifikace" samostatně a bez jakýchkoliv neoprávněných nápomocí. Veškeré informace, údaje a výsledky uvedené v této práci jsou pravdivé a v souladu s odbornou literaturou a dalšími relevantními informačními zdroji, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce.

Dále prohlašuji, že při zpracování této diplomové práce jsem neporušila autorská práva třetích osob a že jsem respektovala etické zásady výzkumu.

V Praze dne 13.4.2023

Poděkování

Chtěla bych touto cestou vyjádřit své uznání a vděčnost Ing. Pavlu Švehlovi Ph.D., mému vedoucímu práce, za cenné a odborné rady v průběhu vypracování mé diplomové práce. Taktéž bych ráda poděkovala Ing. Pavlu Míchalovi Ph.D. za jeho technické rady, školení v laboratoři, vstřícnost a pozitivní přístup. Zároveň bych chtěla vyzdvihnout nekonečnou podporu mé rodiny nejen v průběhu psaní diplomové práce, ale i v průběhu celého studia.

Výzkum, který byl realizován v rámci diplomové práce, byl součástí aktivit spojených s projektem QK1910095, podporovaným Ministerstvem zemědělství České republiky v rámci Národní agentury pro zemědělství a venkovský rozvoj (NAZV). Ráda bych touto cestou poděkovala poskytovateli dotace za finanční podporu výzkumu.

Zpracování fugátu v soustavě stripování amoniaku – nitrifikace

Souhrn

Cílem diplomové práce bylo vyhodnotit možnosti aplikace postupu založeného na stripování amoniaku a následné biologické nitrifikaci jakožto metody pro zpracování fugátu vznikajícího při provozu zemědělských bioplynových stanic.

Na pracovišti KAVR ČZU probíhá dlouhodobý výzkum v oblasti aplikace metody nitrifikace fugátu, přičemž jednou z možností snížení spotřeby kyslíku v nitrifikačním reaktoru je snížení množství dusíku, které vstupuje do procesu nitrifikace. Za tímto účelem se nabízí separace části dusíku stripováním amoniaku. Tato varianta by navíc mohla vést k minimalizaci spotřeby neutralizačního činidla využívaného ke kompenzaci poklesu pH v důsledku průběhu nitrifikačního procesu.

V rámci diplomové práce byly prezentovány výsledky zpracování fugátu ve dvou laboratorních modelech. Jeden z těchto modelů simuluje zpracování fugátu v soustavě stripování amoniaku-nitrifikace, druhý je provozován na bázi nitrifikace fugátu bez jeho předúpravy stripováním.

Výsledky ukázaly výhody v soustavě předřazeného stripování s následnou nitrifikací ve srovnání s variantou, kde probíhala pouze nitrifikace spočívající ve snížení spotřeby alkalického činidla o 60,2 % a v poklesu nároků na provzdušňování při nitrifikaci. Obsah N-amon ve stripovaném fugátu poklesl ve srovnání se surovým fugátem o 45,8 %. Účinnost odstranění N-amon v nitrifikačním reaktoru, kde probíhalo předřazené stripování, byla 99,7 % a z toho podíl N-NO_3^- mezi produkty nitrifikace činil 99,8 %. Dále výsledky ukázaly stabilitu nitrifikačního procesu při navyšování zatížení v nitrifikačním reaktoru, u kterého bylo předřazené stripování. V reaktoru zpracovávajícím fugát, který nebyl podrobený předřazenému stripování, začala klesat účinnost odstranění N-amon při zatížení N-amon 355 mg/l-den. Účinnost odstranění N-amon klesla až na 52,9 % při zatížení N-amon 426 mg/l-den. Naopak v reaktoru zpracovávajícím fugát, který byl podrobený předřazenému stripování, začala klesat účinnost odstranění N-amon při zatížení 426 mg/l-den. Ale i za těchto podmínek účinnost odstranění dosahovala 98,3 %. Změnilo se i zastoupení produktů nitrifikace. Zastoupení N-NO_3^- klesla na 26,1 %, přičemž zastoupení N-NO_2^- se zvýšilo na 73,9 % v reaktoru, ve kterém byl zpracováván fugát, který nebyl podroben stripování. Naopak v reaktoru zpracovávajícím fugát, který byl podroben stripování, zastoupení N-NO_3^- zůstalo na 99,8 %.

V obou reaktorech byly zaznamenány excelentní výsledky nitrifikace. Nicméně, reaktor M2, ve kterém docházelo ke zpracování fugátu předupraveného stripováním, se projevil jako efektivnější varianta. Z výzkumu vyplývá, že předřazené stripování může přinést úspory provozních nákladů při nitrifikaci fugátu a zajišťuje větší stabilitu při navyšování zatížení nitrifikačního reaktoru, ačkoli počáteční investice do zařízení na stripování fugátu a následné nitrifikace by byla vyšší. Na základě dosavadních výsledků lze předpokládat, že varianta s předřazeným stripováním by mohla představovat efektivnější, úspornější a ekologičtější řešení ve srovnání s nitrifikací surového fugátu.

Klíčová slova: DUSÍK, FUGÁT, NITRIFIKACE, STRIPOVÁNÍ AMONIAKU, ŽIVINY

Liquid Phase of Digestate Treatment Using Stripping of Ammonia - Nitrification System

Summary

The aim of the thesis was to evaluate the potential of the ammonia stripping followed by biological nitrification method as a method of processing the effluent generated during the operation of agricultural biogas stations which is called liquid phase of digestate (LPD). Long-term research related to the application of the nitrification method for LPD treatment has been conducted at KAVR CZU. One of the possibilities to reduce oxygen consumption in the nitrification reactor treating the LPD is to reduce the amount of nitrogen entering the nitrification process, which can be achieved by separating a portion of nitrogen through ammonia stripping. Additionally, this variant could lead to a reduction in the consumption of neutralizing agents used to compensate the pH drop caused by the nitrification process.

The thesis presents the results of processing the LPD in two laboratory models. One of these models simulates the processing of the LPD in the ammonia stripping-nitrification system, while the other is operated based on LPD nitrification without its prior treatment by stripping.

The results showed the advantages of the ammonia stripping system followed by nitrification compared to the variant where only nitrification occurred. This included a 60.2% reduction in the consumption of alkaline agents as well as a decrease in the demand for aeration during nitrification. The total ammonia nitrogen (TAN, the sum of N-NH_4^+ and N-NH_3) content in the stripped effluent decreased by 45.8%. The removal efficiency of TAN in the reactor, where ammonia stripping was conducted, was 99.7%, and the share of nitrification products N-NO_3^- was 99.8%. Furthermore, the results showed the stability of the nitrification process when increasing the nitrogen loading rate (NLR) in the nitrification reactor with prior ammonia stripping. In the reactor that was not subjected to prior ammonia stripping, the efficiency of TAN removal began to decrease at a NLR of 355 mg/l.day, with an efficiency of TAN removal falling to 52.9% at a NLR of 426 mg/l.day. In the reactor that was subjected to prior ammonia stripping, the efficiency of TAN removal began to decrease at a NLR of 426 mg/l.day, but, in contrast, the efficiency of removal only dropped insignificantly, to 98.3%.

Also, in the reactor that was not subject to prior stripping, was detected a change in the representation of nitrification products. The representation of N-NO_3^- decreased to 26.1%, while the representation of N-NO_2^- increased to 73.9%. In contrast, in the reactor that was subjected to stripping, the representation of N-NO_3^- remained at 99.8%.

Both reactors showed excellent nitrification results. Nevertheless, reactor M2 treating stripped LPD proved to be the more efficient option. The research shows that prior ammonia stripping can bring operational cost savings during LPD nitrification and provides greater stability when increasing the NLR of the nitrification reactor, although the initial investment in the LPD stripping and subsequent nitrification equipment would be higher. Based on the presented results, it can be assumed that the option of prior stripping followed by nitrification is a viable and beneficial option for LPD processing in agricultural biogas stations.

Keywords: NITROGEN, DIGESTATE, NITRIFICATION AMMONIA, STRIPPING, NUTRIENT

Obsah

1	Úvod	9
2	Vědecká hypotéza a cíle práce.....	10
3	Literární rešerše	11
3.1	Teorie produkce bioplynu z biomasy	11
3.2	Anaerobní fermentace	11
3.2.1	Fáze rozkladu substrátu.....	12
3.3	Vliv pH na anaerobní fermentaci	12
3.4	Vliv teploty na anaerobní fermentaci	12
3.5	Zemědělské substráty.....	13
3.6	Průmyslové substráty	13
3.7	Biologicky rozložitelná složka komunálního odpadu	14
3.8	Technologické řešení bioplynové stanice	14
3.8.1	Reaktory zpracovávající materiál v suspenzi	14
3.8.2	Plynojemy	15
3.9	Fermentační zbytek.....	15
3.9.1	Vlastnosti fermentačního zbytku.....	15
3.9.2	Rizika týkající se nakládání s fermentačním zbytkem	16
3.9.3	Využití fermentačního zbytku.....	17
3.9.4	Úprava fermentačního zbytku	19
3.10	Fugát.....	22
3.10.1	Vlastnosti	22
3.10.2	Zpracování	23
3.10.3	Nitrifikace	25
3.10.4	Využití fugátu	26
4	Metodika	28
4.1	Původ vzorku	28
4.2	Popis reaktorů.....	29
4.3	Analytická stanovení	32
4.3.1	N-amon	32
4.3.2	N-NO ₂ ⁻	32
4.3.3	N-NO ₃ ⁻	33
4.3.4	Stanovení chemické spotřeby kyslíku	33
4.3.5	Stanovení hodnoty pH.....	34
4.3.6	Stanovení koncentrace rozpuštěného kyslíku.....	34

4.3.7	Stanovení koncentrace veškerých, rozpuštěných a nerozpuštěných látek, stanovení ztráty žiháním	35
4.4	Výpočty.....	37
4.4.1	Výpočet účinnosti oxidace N-amon.....	37
4.4.2	Výpočet objemového zatížení dusíkem na vstupu.....	37
4.4.3	Objemová rychlost odstranění dusíku.....	37
4.4.4	Výpočet účinnosti odstranění CHSK.....	37
4.4.5	Výpočet zastoupení dusičnanů mezi produkty nitrifikace	37
4.4.6	Statistické výpočty.....	38
5	Výsledky.....	39
5.1	Obsah N-amon ve fugátu po stripování	39
5.2	Reaktor M1	40
5.2.1	Pozorovaná koncentrace jednotlivých forem dusíku	40
5.2.2	Zatížení N-amon	41
5.2.3	Účinnost odstranění N-amon	41
5.2.4	Produkty nitrifikace4	42
5.2.5	Účinnost odstranění CHSK 5.....	42
5.2.6	Obsah kyslíku v reaktoru.....	43
5.2.7	Spotřeba alkalického činidla.....	43
5.2.8	Průměrné hodnoty pH, teploty fugátu v reaktoru a rychlosti průtoku fugátu	44
5.2.9	Průměrné hodnoty koncentrace rozpuštěných látek a nerozpuštěných látek ve fugátu ...	44
5.3	Reaktor M2.....	45
5.3.1	Vývoj všech měřených forem dusíku	45
5.3.2	Ztížení N-amon.....	46
5.3.3	Účinnost odstranění N-amon	46
5.3.4	Produkty nitrifikace	47
5.3.5	Změny v hodnotě CHSK	47
5.3.6	Obsah kyslíku v reaktoru.....	48
5.3.7	Spotřeba alkalizačního činidla	48
5.3.8	Průměrné hodnoty pH, teplota fugátu a rychlost průtoku fugátu	49
5.3.9	Průměrné hodnoty rozpuštěných látek a nerozpuštěných látek ve fugátu.....	49
6	Diskuse.....	50
6.1	Výhody předřazeného stripování	50
6.2	Účinnost odstranění N-amon	52
6.3	Produkty nitrifikace	53
6.4	Odstranění CHSK.....	53
7	Závěr	54
8	Citovaná literatura	55

9	Seznam grafů	59
10	Seznam obrázků.....	60
11	Seznam tabulek.....	61

1 Úvod

V České republice je momentálně v provozu 574 bioplynových stanic, které vyrábějí bioplyn ze zemědělských a komunálních odpadů, rostlinných a živočišných zbytků či kukuřice. Tento údaj potvrdila Česká bioplynová asociace (CZBA). Bioplynové stanice hrají významnou roli v oblasti obnovitelných zdrojů energie a výrazně přispívají ke snižování emisí skleníkových plynů.

Fugát je kapalná frakce, která vzniká při separaci fermentačního zbytku, který je odpadním produktem v bioplynových stanicích. Tato frakce obsahuje značné množství živin, které ji činí cenným hnojivem. Nicméně, při manipulaci s fugátem se do ovzduší může dostávat amoniak, který má negativní dopad na životní prostředí. Proto je nutné zabývat se efektivním využitím dusíku obsaženého ve fugátu.

Tato práce se zabývá zpracováním fugátu stripováním amoniaku a následnou nitrifikací. Předřazené stripování pomáhá snížit spotřebu kyslíku během nitrifikace a umožňuje získání koncentrovaného roztoku amonné soli, který se může využít jako minerální hnojivo ($(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, NH_4NO_3). Dalším očekávaným efektem stripování v případě jeho kombinace s nitrifikací fugátu je snížení spotřeby alkalizačního činidla během nitrifikace. Optimalizace funkce biologické nitrifikace a zvýšení využití dusíku obsaženého ve fugátu jsou hlavními cíli tohoto procesu. Po eventuálním následném tepelném zahuštění lze fugát použít jako komplexní hnojivo.

Výzkum zpracování fugátu má potenciál přinést významné přínosy pro udržitelné zemědělství a snižování zátěže životního prostředí. Jeho úspěšné využití však vyžaduje další výzkum a vývoj technologií, které umožní efektivní a udržitelné využití dusíku a živin obsažených ve fugátu.

2 Vědecká hypotéza a cíle práce

Cílem práce je vyhodnotit možnosti aplikace postupu založeného na stripování amoniaku a následné biologické nitrifikaci jakožto metody pro zpracování fugátu vznikajícího při provozu zemědělských bioplynových stanic. Zpracování fugátu v soustavě stripování amoniaku – nitrifikace bude porovnána s variantou spočívající pouze ve zpracování fugátu v nitrifikačním reaktoru.

Základní hypotézy práce je možno shrnout následovně:

1. Předřazení zařízení pro stripování amoniaku před nitrifikační reaktor zpracovávající fugát je jednou z možností, jak optimalizovat funkci tohoto nitrifikačního reaktoru a jak racionalizovat využití dusíku obsaženého ve fugátu.
2. Separace části amoniakálního dusíku stripováním amoniaku před zpracováním fugátu nitrifikací povede ke snížení nároků na dodávku vzduchu do nitrifikačního reaktoru.
3. Snížení koncentrace amoniakálního dusíku ve fugátu, ke kterému povede stripování amoniaku, sníží nároky na spotřebu alkalizačního činidla v nitrifikačním reaktoru.

3 Literární rešerše

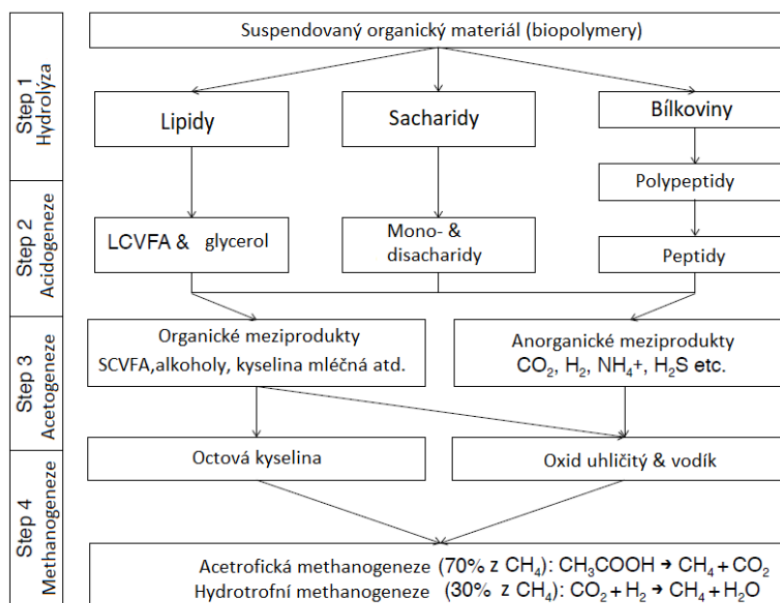
V kontextu mezioborového výzkumu lze pozorovat, že bioplyn, jenž vzniká rozkladem organické hmoty bez přístupu kyslíku prostřednictvím archebakterií, kvasinek nebo hub, má na této planetě stejně dlouhou historii jako přítomnost organické hmoty. V současnosti se však proces tvorby bioplynu dokáže velmi efektivně využít prostřednictvím bioplynových stanic. Účelem provozu těchto stanic je přeměna biomasy na bioplyn, který se skládá ze dvou hlavních složek, a to methanu a oxidu uhličitého, a to za pomoci anaerobního procesu a stabilizace odpadního materiálu. Bioplyn je následně v kogenerační jednotce přeměněn na teplo a elektřinu a využíván jako alternativní zdroj energie (Dohányosm, et al., 1996).

3.1 Teorie produkce bioplynu z biomasy

Produkce bioplynu z biomasy zahrnuje využití organického materiálu jako suroviny pro výrobu plynu, který může být využit jako zdroj energie. Tento proces probíhá pomocí mikroorganismů, které při anaerobním rozkladu biomasy produkují bioplyn obsahující metan a oxid uhličitý. Může být využita kukuřičná siláž nebo sláma, které jsou běžně k dispozici zemědělcům. Tento zdroj energie je ekologický, udržitelný a může přispět k snížení emisí skleníkových plynů (Dohányosm, et al., 1996).

3.2 Anaerobní fermentace

Během anaerobní fermentace dochází k rozkladu organické hmoty v substrátu mikroorganismy za nepřítomnosti kyslíku, což vede k produkci směsi bioplynu, obsahující metan a oxid uhličitý. Při špatném fungování jedné skupiny mikroorganismů dochází k narušení procesu zajišťovaného další skupinou mikroorganismů. Na obrázku číslo 1 je znázorněné schéma anaerobní fermentace (Straka, et al., 2006).



Obrázek 1: Rozklad organické hmoty (Drosg, a další, 2015)

Anaerobní fermentace má několik výhod oproti jiným metodám zpracování odpadu, protože snižuje objem odpadu, generuje obnovitelnou energii a produkuje vedlejší produkt bohatý na živiny, který lze použít jako hnojivo. Proces však může být také omezen faktory, jako je teplota, pH a přítomnost inhibitorů, které mohou ovlivnit účinnost a stabilitu fermentačního procesu (Tampio, et al., 2016).

3.2.1 Fáze rozkladu substrátu

V první fázi, hydrolýze, dochází k rozkladu složitých organických sloučenin, jako jsou proteiny, lipidy a sacharidy, na jednodušší molekuly, jako jsou aminokyseliny, mastné kyseliny a cukry. Tento proces nemusí probíhat v anaerobním prostředí, protože proces může být uskutečněn fakultativně anaerobními mikroorganismy. Mezi organismy, které se podílejí na prvních dvou fázích anaerobního rozkladu organické hmoty, se řadí bakterie z čeledi *Bacteroides*, *Butyrivibrio*, *Clostridium*, *Enterobacteriaceae*, *Eubacterium* a *Streptococcaceae*. V druhé fázi, acidogenezi, bakterie přeměňují produkty první fáze na jednodušší molekuly organické kyseliny, jako je kyselina octová, propionová a máselná. Během třetí fáze, která se nazývá acetogeneze, acetogenní bakterie (*Syntrophobacter wolinii* a *Syntrophomonas wolfei*) přeměňují organické kyseliny na vodík, oxid uhličitý a kyselinu octovou. Nakonec, během fáze methanogeneze, metanogenní, acetotrofní, mutagenní a hydrogenotrofní bakterie přeměňují vodík a kyselinu octovou na plyný metan a oxid uhličitý (Dohányosm, et al., 1996) (Straka, et al., 2006).

3.3 Vliv pH na anaerobní fermentaci

V případě mikroorganismů anaerobní fermentace jsou hodnoty pH v rozmezí 6,2 a 7,8 optimální. Pokles pH, které klesne pod hodnotu 6,0 zapříčiní zvýšení koncentrace neionizovaných mastných kyselin. Důsledkem jsou inhibiční účinky na mikrobiální populaci v bioreaktoru. Nižší mastné kyseliny se v důsledku toho nespoutávají v acetogenní a metanogenní fázi. Je tedy nezbytné zajistit dostatečnou neutralizační kapacitu v médiu, aby nedošlo k zastavení metanogeneze. Při překročení pH hranice 7,6 dochází k inhibici způsobené zvýšením koncentrace neionizovaného amoniaku (NH_3). Nicméně, při nižší koncentraci amonného dusíku (N-amon) bude proces fungovat i při vyšší hodnotě pH (Straka, et al., 2006).

3.4 Vliv teploty na anaerobní fermentaci

Zvyšující teplota má za následek zrychlení metanogenezních procesů. Při změně teploty dochází k proměně složení mikroorganismů, což může vést k narušení rovnováhy procesu. Z tohoto důvodu se doporučuje udržovat proces při konstantní teplotě. Tvorba methanu mikroorganismy je možná v širokém teplotním rozmezí od 4 do 97 °C. Toto rozmezí lze rozdělit do čtyř skupin mikroorganismů podle teploty, které jsou následující:

- Psychrofilní mikroorganismy s teplotním optimem 10–20 °C
- Mezofilní mikroorganismy s teplotním optimem 20–40 °C
- Termofilní mikroorganismy s teplotním optimem 50–60 °C
- Extrémně termofilní s teplotním optimem 63–97 °C

V psychrofilní oblasti dochází k tvorbě bioplynu s vyšším obsahem metanu, ale tento proces není příliš intenzivní. Na druhé straně v termofilní oblasti dochází k tvorbě bioplynu s nízkým obsahem metanu, ale produkce je velmi intenzivní. Termofilní proces je však

nestabilní a vyžaduje přísnou kontrolu teploty. Z tohoto důvodu většina reaktorů pracuje v mezofilním teplotním rozmezí (Straka, et al., 2006).

3.5 Zemědělské substráty

Zemědělské substráty se řadí mezi hlavní zdroje substrátu bioplynových stanic. Řadí se mezi ně veškeré zbytky vedlejší produkce ze zemědělské činnosti (Lukehurst & Al Seadi, 2012).

Mezi vhodné odpady z živočišné produkce ke zpracování anaerobní fermentace se řadí zejména od hospodářských zvířat. V každé se nachází vysoký podíl biologicky rozložitelných organických látek, které jsou vhodným substrátem pro mikroorganismy zprostředkující anaerobní fermentaci. Výhodou zpracování živočišných odpadů je snížení produkce antropogenních skleníkových plynů a přetvoření odpadního materiálu na cenné hnojivo (Lukehurst & Al Seadi, 2012).

Rostlinný odpad patří mezi nejčastěji anaerobně zpracovávaný organický materiál. Řadí se sem odpad z rostlinné zemědělské výroby, veřejné zeleně, agropotravinářského průmyslu, část komunálního bioodpadu. Méně vhodný je dřevěný odpad z těžby dřeva (Lukehurst & Al Seadi, 2012).

Využívají se i cíleně pěstované plodiny pro produkci bioplynu, které jsou vybrány na základě své schopnosti produkovat velké množství biomasy s vysokým obsahem celulózy, ligninu a dalších látek vhodných pro anaerobní fermentaci. Například kukuřice, amarant, konopí nebo využití travní senáže. Kukuřice je jedním z nejrozšířenějších zdrojů biomasy pro bioplynové stanice v mnoha zemích po celém světě. Díky její vysoké produkci biomasy s vysokým obsahem škrobu, cukru a celulózy, které lze snadno fermentovat na bioplyn. Kukuřice je také relativně levná a snadno dostupná, což ji činí ideální surovinou pro bioplynové stanice. Nicméně, využití kukuřice pro bioplynové stanice vyvolává otázky ohledně zvýšené konkurence o půdu a potravinových zdrojů s lidskou výživou. Naopak různé druhy trav, jako například říční rákosí, switchgrass nebo kukuřičné kříže, jsou ideální pro pěstování na půdách s nízkou úrodností. Tyto druhy mají vysoký obsah celulózy a ligninu. Často se zpracovávají v bioplynových stanicích spolu s jinými substráty. Silážování rostlin zvyšuje produkci methanu o 15 % v porovnání s nekonzervovanou, zelenou rostlinou (Murphy, et al., 2011).

3.6 Průmyslové substráty

Průmyslové substráty jsou vedlejší produkty a zbytky, nejčastěji z potravinářství, protože obsahují velké množství tuků, cukrů a bílkovin (kvasný průmysl, jatka, úprava ovoce a zeleniny). Substráty jsou různorodé, a proto mají rozdílnou výtěžnost bioplynu (Lukehurst & Al Seadi, 2012).

Výhodou použití průmyslových substrátů je, že jsou obvykle levnější než jiné suroviny, jako je kukuřice. Navíc používání průmyslových substrátů pro bioplynové stanice může být považováno za udržitelnou a ekologickou alternativu k likvidaci odpadu. Naopak nevýhodou používání průmyslových substrátů může být variabilita v kvalitě suroviny a nutnost pečlivé kontroly procesu fermentace, aby se zajistila vysoká produkce bioplynu. Také mohou být potenciální rizika kontaminace, zejména při použití surovin z potravinářského průmyslu, což může vést k nízké kvalitě výstupního bioplynu. Celkově však použití průmyslových substrátů pro bioplynové stanice může přinést významné výhody, pokud jsou správně použity a zpracovány (Lukehurst & Al Seadi, 2012).

3.7 Biologicky rozložitelná složka komunálního odpadu

Biologicky rozložitelný odpad se může využít jako surovina pro specializovanou bioplynovou stanici, což snižuje množství organického odpadu na skládkách (Rutz et al., 2011).

Použití komunálních substrátů do bioplynových stanic může být spojeno s určitými riziky a nebezpečími. Komunální substráty mohou obsahovat různé kontaminanty, jako jsou těžké kovy, pesticidy, léky nebo další chemické látky. Pokud nejsou substráty před použitím správně ošetřeny a mohou ovlivnit kvalitu bioplynu. Dále mohou obsahovat patogenní mikroorganismy, jako jsou bakterie, viry nebo plísňe (Lukehurst & Al Seadi, 2012).

Komunální substráty mohou mít různou kvalitu a složení, což může ovlivnit efektivitu procesu anaerobní fermentace. Pokud jsou substráty špatné kvality, mohou mít negativní vliv na výkon bioplynové stanice a snížit výkon výroby bioplynu (Johnson , et al., 2017).

Čistírenský kal lze také využít jako surovina pro bioplynové stanice, nicméně bez úpravy se pomalu rozkládá (Johnson , et al., 2017). Obsahuje také vysoké množství polutantů, které komplikují použití fermentačního zbytku. Proto se čistírenský kal v malé míře využívá pro výrobu bioplynu. Navíc ve velkých čistírnách odpadních vod se čistírenský kal zpracovává přímo v objektu, což také omezuje jeho potenciální využití (Siebielec, et al., 2018).

Je důležité přijmout opatření ke snížení rizik spojených s využíváním komunálních substrátů v bioplynových stanicích. To může zahrnovat například řádnou úpravu substrátů, správné skladování a nakládání s nimi a použití moderních technologií pro monitorování kvality bioplynu a rizik spojených s ním (Lukehurst & Al Seadi, 2012).

3.8 Technologické řešení bioplynové stanice

Bioplynové stanice se od sebe liší charakteristikou použitých vstupních surovin a druhy technického zařízení. Ale mezi hlavními komponenty bioplynové stanice patří zařízení pro příjem a drcení biomasy, protože je lepší biomasu rozdrtit na menší kusy pro efektivní zpracování. Dále se může k rozrušení struktury organických substrátů použít chemická a termická hydrolýza nebo mikrovlnné záření. Další hlavní zařízení jsou fermentační reaktory, prostory pro ukládání bioplynu a fermentačního zbytku, zařízení pro čištění bioplynu a využití bioplynu (Johnson , et al., 2017).

3.8.1 Reaktory zpracovávající materiál v suspenzi

Reaktorový systém se většinou skládá z vlastního rektoru a separační části, kde probíhá separace fermentačního zbytku na pevnou a kapalnou frakci. Vlastní reaktor může být sestaven do mnoho různých typů a uspořádání (Straka, et al., 2006).

Samotné reaktory můžeme dělit na jednoduché a kombinované. Technologické linky se mohou skládat z jednoho či více reaktorů, které jsou paralelně nebo sériově řazeny. V prvním stupni probíhá s vyšší intenzitou acidogenní proces. V druhém stupni dochází k pozvolnému poklesu teploty v reaktoru. K zahřívání rektoru se nejčastěji používají externí výměníky. Systémy s vnitřním otopem nebo přímotopné páry patří k minoritním řešením (Straka, et al., 2006).

Samotné reaktory můžeme dělit na jednoduché a kombinované. Technologické linky se mohou skládat z jednoho či více reaktorů, které jsou paralelně nebo sériově řazeny. V prvním stupni probíhá s vyšší intenzitou acidogenní proces. Z této fáze se plyn vrací zpět do rektoru kvůli vyššímu obsahu CO_2 a H_2 . V druhém stupni dochází k pozvolnému poklesu teploty

v reaktoru. K zahřívání reaktoru se nejčastěji používají externí výměníky. Systémy s vnitřním otopem nebo přímotopné páry patří k minoritním řešením (Straka, et al., 2006).

Promíchávání suspenze může být provedeno několika způsoby:

- mechanické turbínové
- mechanické lopatkové
- míchání hydraulické
- pneumatické pomocí recirkulace bioplynu

Ve většině případů je míchání prováděno v krátkých periodách za použití mechanického míchání. U promíchávání suspenze je důležitá homogenizace obsahu. Někteří autoři prokázali snížení výtěžku plynu při intenzivním míchání (Straka, et al., 2006).

3.8.2 Plynojemy

Plynojemy se využívají k akumulaci plynu, k vyrovnání poměru výroby a spotřeby plynu a ke stabilizaci přetlaku uvnitř systému. Produkce bioplynu vykazuje jen malé výkyvy při míchání nebo plnění. Naopak spotřeba plynu je proměnná. Většinou lhůta akumulace plynu je kratší než 24 hodin (Straka, et al., 2006).

3.9 Fermentační zbytek

Fermentační zbytek, který je často označován jako digestát, představuje sekundární produkt bioplynové stanice. Jedná se o jedinečný produkt každé bioplynové stanice, který závisí na druhu použitých vstupních materiálů, jejich předúpravě, procesu zpracování, době zdržení a způsobu skladování (Brandejsová & Přibyla, 2010).

3.9.1 Vlastnosti fermentačního zbytku

Fermentační zbytek je hustá, heterogenní a tmavá tekutina s hodnotou pH v rozmezí 7-9. Tento produkt obsahuje rychle dostupné makroživiny i mikroživiny, nicméně může také obsahovat rizikové prvky, které je potřeba pečlivě sledovat (Tampio, et al., 2016). Vysoký obsah organických látek ve fermentačním zbytku, který jich může dosahovat až 70 %, má schopnost vylepšit půdní vlastnosti (Drosg, et al., 2015).

Obsah sušiny ve fermentačním zbytku se pohybuje v rozmezí 3 až 15 % a závisí na druhu vstupního materiálu. Látky, které jsou snadno rozložitelné, například cukry a tuky, jsou využitelné pro tento proces. Na druhé straně jsou substráty, které obsahují například lignin, který je těžko rozložitelný (Hjorth, et al., 2011).

3.9.1.1 Důležité živiny ve fermentačním zbytku

Mezi hlavní živiny ve fermentačním zbytku patří dusík, fosfor, draslík a síra. Tyto živiny jsou ve formě organických sloučenin, které jsou pro rostliny lépe vstřebatelné než minerální hnojiva. Dusík je nezbytný pro růst rostlin, fosfor pomáhá při tvorbě kořenů a květů, draslík podporuje tvorbu plodů a síra je důležitá pro tvorbu chlorofylu. Fermentační zbytek je také bohatý na další živiny, jako jsou hořčík, vápník, železo a mnoho dalších stopových prvků (Koszel & Lorencowicz, 2015).

3.9.1.2 Kontaminace fermentačního zbytku

Jak již bylo uvedeno výše, vlastnosti fermentačního zbytku jsou závislé na vstupních surovinách. Kontaminace fermentačního zbytku z bioplynové stanice může být rozdělena do několika kategorií. První kategorií jsou biologické kontaminanty, jako jsou bakterie, viry, plísňe, paraziti a semena rostlin, které se mohou dostat do fermentačního procesu a následně do fermentačního zbytku. Druhou kategorií jsou chemické kontaminanty, jako jsou pesticidy, herbicidy, perzistentní organické polutanty a těžké kovy, které mohou být přítomny v biomase používané v bioplynových stanicích. Třetí kategorií jsou mechanické kontaminanty, mezi které patří částice inertního materiálu (Bolzonella, et al., 2018).

Fermentační zbytek používaný jako hnojivo nesmí být rizikem přenosu kontaminantů na půdu a následně ji znehodnotit (Lukehurst, et al., 2010).

3.9.2 Rizika týkající se nakládání s fermentačním zbytkem

Během skladování fermentačního zbytku může docházet k emisím amoniaku, skleníkových plynů a zápachu. To důsledkem snižuje obsah dusíku a uhlíku v tomto materiálu. Tyto důležité složky se uvolňují převážně ve formě metanu, amoniaku a oxidu dusného, přičemž těkavost je podporována skladováním v otevřených nádržích. Většina N-amon se uchovává v kapalné frakci, a emise jsou ovlivňovány ročním obdobím a teplotními podmínkami. Nižší teploty obecně vedou k menším ztrátám než vyšší teploty. V průběhu léta se průměrně naměřily ztráty dusíku ve výši 38 %. Naopak v zimě dosahovaly ztráty u dusíku hodnot od 2,2 do 12,6 % v závislosti na druhu vzorku, a u ztrát uhlíku byly hodnoty velmi podobné. V letním období se ztráty pohybovaly v rozmezí 13 až 23 % v závislosti na druhu vzorku, zatímco v zimním období dosahovaly v průměru 3,5 % (Perazzolo, et al., 2017).

Při aplikaci fermentačního zbytku na zemědělskou půdu hrozí riziko emisí amoniaku a zápachu, přičemž množství uvolněných emisí se liší v závislosti na použité technologii, dávkách a době zdržení. K aplikaci fermentačního zbytku se obvykle používají zařízení pro aplikaci statkových hnojiv. Nejmenší rizika existují při aplikaci fermentačního zbytku pod povrch půdy a největší rizika při aplikaci rozstříkáváním na povrch půdy (Lukehurst, et al., 2010). Při depozici N-amon do půdy se zvyšuje nebezpečí eutrofizace vody, což může přispět ke ztrátě biodiverzity v krajině (Möller, 2015).

Nežádoucí přítomnost polutantů může být zapříčiněná použitím kontaminovaných surovin pro výrobu bioplynu. Zejména nebezpečné jsou těžké kovy, pesticidy, herbicidy, antibiotika, perzistentní organické látky a patogeny, které mohou být toxické pro zdraví člověka a životní prostředí. Při použití digestátu jako hnojiva v zemědělství mohou tyto polutanty proniknout do půdy a znečistit ji. To může mít negativní dopad na úrodnost půdy, kvalitu plodin a zdraví zvířat a lidí, kteří přicházejí s půdou a rostlinami do kontaktu. Dalším nebezpečím přítomnosti polutantů v digestátu je riziko kontaminace vodních zdrojů. Pokud digestát pronikne do vodních toků nebo podzemních vod, může způsobit vážné znečištění vody a ohrozit zdraví a životy zvířat i lidí, kteří z této vody pijí nebo ji používají k zemědělským účelům (Lukehurst & Al Seadi, 2012).

V tabulce číslo 1 je zaznamenán obsah těžkých kovů přítomných ve fermentačním zbytku.

Tabulka 1: Obsah těžkých kovů přítomných ve fermentačním zbytku

Substrát	Pb	Ni	Hg	Cd	As	Cu	Cr	Zn
	mg/kg							
Odpad z potravinářství	2,1	17,8	0,1	0,2	0,7	25,6	9,8	116
Biologicky rozložitelný komunální odpad	11,7	6,7	0,3	1,5	3,3	58,7	13	401
Směs rostlinného odpadu a aktivovaného kalu	98,0	22,3	1,8	1,1	2,6	626,5	32,9	1006
Prasečí kejda a energetické plodiny	1,5	14,4	x	0,46	x	105	7,26	341
Kravská kejda a energetické plodiny	3,2	9,2	x	0,21	x	61,5	10,6	374

Zdroj 1: (Tampio, et al., 2016) (Tambone, et al., 2010)

3.9.3 Využití fermentačního zbytku

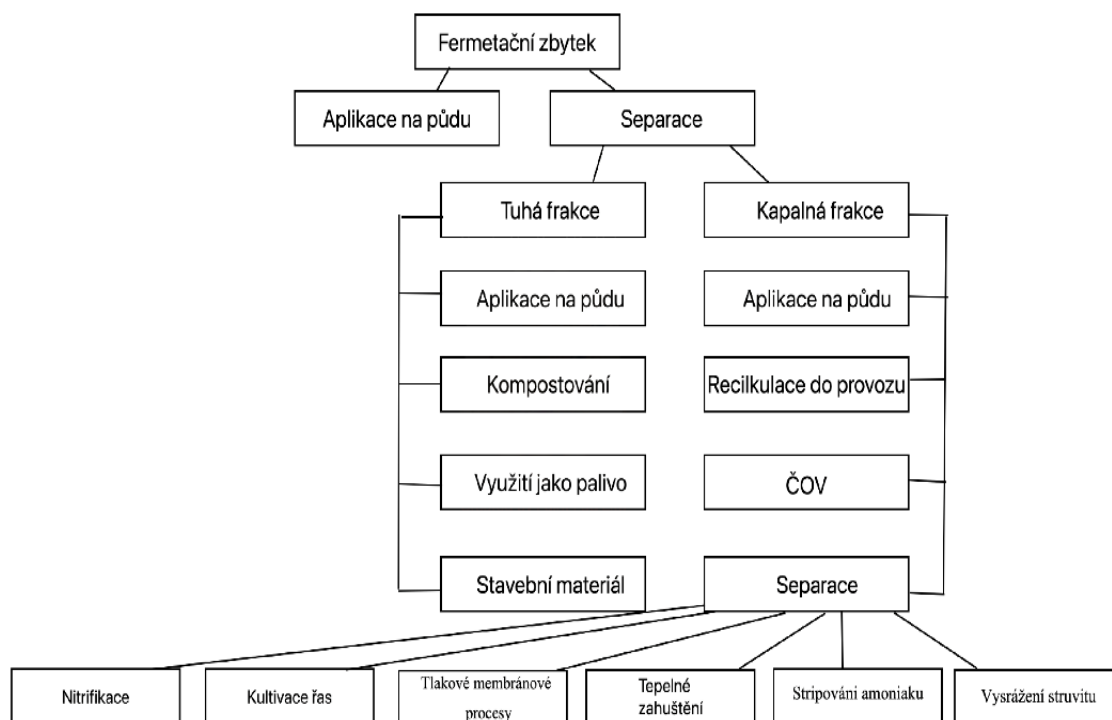
Fermentační zbytek lze použít jako organické hnojivo, které je chemicky podobné s minerálními hnojivy. Obsahuje mnoho živin, jako jsou dusík, fosfor a draslík, které jsou pro rostliny nezbytné. Jeho využití snižuje závislost na průmyslových hnojivech a náklady spojené s jejich využitím (Calábková, et al., 2018). Využitím fermentačního zbytku jako hnojiva se také snižuje množství odpadu a zároveň se zvyšuje úrodnost půdy. V zemědělství se fermentační zbytek obvykle aplikuje na pole pomocí traktorů a rozmetadel. To umožňuje využití odpadu jako udržitelného a ekologického zdroje pro zlepšení půdního hospodářství a zvyšování výnosů plodin (Giuseppe, et al., 2020).

Při porovnání fermentačního zbytku s klasickými statkovými hnojivy se nacházejí významné výhody u fermentačního zbytku:

- Nižší žíravý účinek na plodiny
- Recyklace živin obsažených v odpadních materiálech
- Významná redukce patogenů
- Zlepšení půdních vlastností
- Celkový přínos pro zlepšení odolnosti plodin, což vede ke snížení potřeby pesticidů
- Omezená klíčivost plevelových semen (Giuseppe, et al., 2020)

Smith, et al., 2019 ve své studii zhodnotili využití fermentačního zbytku jako biopalivo, surovinu pro kompostování a jako stavební materiál. Z článku vychází, že fermentační zbytek lze využít jako náhradu za fosilní paliva při vytápění a výrobě elektrické elektřiny. A tím snížit emise skleníkových plynů a přispět k oběhovému hospodářství. Ale jeho variabilita ovlivňuje spalovací vlastnosti a energetický obsah. Fermentační zbytek hodnotí jako cenou surovinu při kompostování, která přináší potřebné živiny, ale může obsahovat i patogeny, kontaminující látky a semena plevelu. V neposlední řadě vidí i potenciál použití fermentačního zbytku

ke konvenčním stavebním materiálům. Opět variabilita vlastností fermentačního zbytku ovlivňuje fyzikální a mechanické vlastnosti materiálů. Ale ve všech třech možnostech je ještě potřeba provést další výzkumy, aby se vyřešila problém ohledně variability a bezpečnosti související s fermentačním zbytkem. Na obrázku číslo 2 jsou znázorněny možnosti nakládání s fermentačním zbytkem.



Obrázek 2: Využití fermentačního zbytku, (Pitter, 2015) upraveno autorem práce

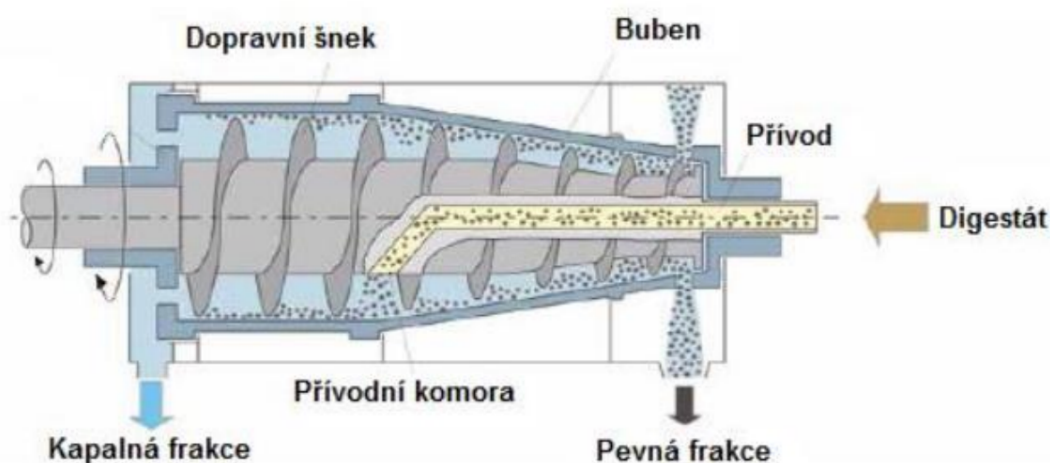
3.9.4 Úprava fermentačního zbytku

Vzhledem k vysokému obsahu vody ve fermentačním zbytku se tradiční postup skladování a používání jako hnojivo jeví jako velmi nákladný. Proto v některých případech dochází k oddělení kapalné části (fugátu) a pevné části (separátu), což významně snižuje objem pevné části fermentačního zbytku a usnadňuje jeho přepravu a snížení nákladů spojené s ní. Teoreticky lze zvažovat přidání živin k takto upravenému fermentačnímu zbytku s cílem zvýšit koncentraci živin, ale v praxi by to znamenalo významné zvýšení finančních nákladů (Lukehurst & Al Seadi, 2012).

Mechanickou úpravou se dosáhne snížení nákladů na logistiku a skladování. Pro separaci fermentačního zbytku na separát a fugát se často používají dekantální odstředivky, šnekové separátory a pásové separátory (Guilayn, et al., 2019).

3.9.4.1 Dekantální odstředivka

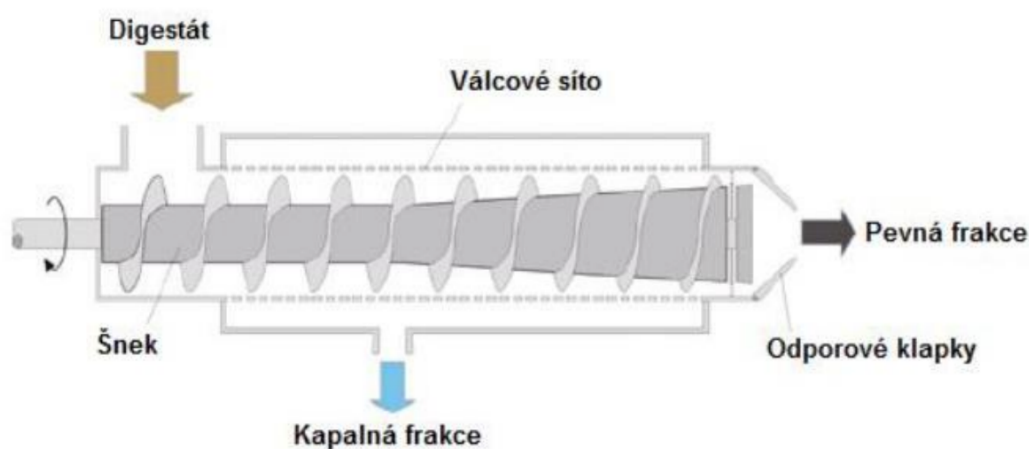
Dekantální odstředivka, která je znázorněna na obrázku číslo 3, se skládá ze dvou základních částí: válcové nádoby a vnitřního rotačního bubnu. Směs tuhých a kapalných částic je vpravena do nádoby a vnitřní buben se roztáčí rychlostí kolem 3000 otáček za minutu. Díky této rychlosti se oddělují tuhé částice od kapaliny, která je vylučována ven z nádoby. Oddělené tuhé částice jsou odstraňovány ze zařízení pomocí šnekového dopravníku nebo jiného podobného zařízení. Kapalina, která opouští odstředivku, je již čistá a může být dále využita v procesu nebo jako odpadová voda (Drosg, et al., 2015).



Obrázek 3: Schéma dekantální odstředivky (Drosg, a další, 2015)

3.9.4.2 Šnekový separátor

Princip šnekového separátoru, který je znázorněn na obrázku číslo 4, spočívá v tom, že směs tuhých a kapalných částic je vpravena do nádoby s rotačním šnekem. Šnek se otáčí rychlostí kolem 20 až 30 otáček za minutu a postupně přemísťuje směs ke konci nádoby. Během tohoto pohybu se tuhé částice oddělují od kapalně složky a stávají se součástí separovaného materiálu. Oddělené tuhé částice jsou vyprazdňovány ze separátoru na konci šneku, zatímco kapalina opouští zařízení na opačné straně. Tento proces oddělení se opakuje v pravidelných intervalech, dokud vstupní směs nebyla zcela oddělena. Šnekové separátory se často používají v kombinaci s dalšími zařízeními, jako jsou například dekantační odstředivky, které dokáží dále zlepšit kvalitu separace. Tyto separátory jsou důležitým nástrojem pro efektivní recyklaci odpadu (Drosg, et al., 2015).

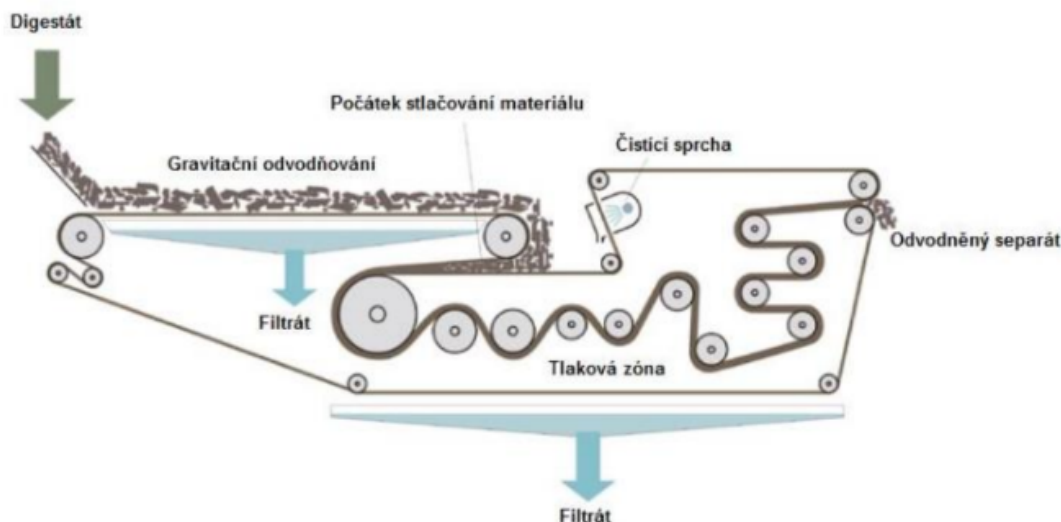


Obrázek 4: Schéma šnekového lisu (Drosg, a další, 2015)

3.9.4.3 Pásový tlakový separátor

Princip pásového tlakového separátoru, který je znázorněn na obrázku číslo 5, spočívá v tom, že směs tuhých a kapalných částic je vpravena na konec pásu, který postupně přemísťuje směs přes valčikové válcové lisovací zařízení. Během tohoto pohybu se kapalina odděluje od tuhých částic, které jsou stlačeny a vytlačeny ven ze zařízení na konci pásu. Vysoký tlak na tuhé částice během lisovacího procesu umožňuje efektivní oddělení kapaliny. Výsledkem tohoto procesu je kapalina s nízkým obsahem tuhých částic (Drosg, et al., 2015).

Pásový tlakový separátor má velkou kapacitu a může zpracovávat velké množství směsi najednou. Tento typ separátoru se často používá v průmyslových odvětvích, jako je potravinářský průmysl, chemický průmysl a vodohospodářství. Je to velmi účinný způsob, jak oddělit kapalinu od tuhých částic a zlepšit tak kvalitu produktu či účinnost procesu (Drosg, et al., 2015).



Obrázek 5: Schéma tlakového separátoru (Drosg, a další, 2015)

3.9.4.4 Zlepšení efektivity separace s využitím srážení a flokulace

Princip srážení spočívá v přidání chemických látek do kapalné fáze, které reagují s rozpuštěnými látkami a způsobují jejich srážení na dno nádrže nebo jejich vzestup na povrch. Tyto chemické látky mohou být kationtové nebo aniontové sloučeniny, kyseliny nebo oxidy kovů (Lukehurst & Al Seadi, 2012).

Poté, co jsou tuhé částice sráženy, dochází k flokulaci, což znamená, že se srážené částice spojují do větších shluků – vloček. K tomuto procesu může být přidána flokulační látka, tedy látka, která zvyšuje schopnost tuhých částic spojovat se do vloček. Tyto látky mohou být organické nebo anorganické a jsou zpravidla velmi účinné v odstraňování rozpuštěných látek. Například se používá síran hlinitý, chlorid železitý, hydroxid vápenatý nebo síran železitý (Meixner, et al., 2015).

Po flokulaci vznikají větší a těžší částice, které mohou být odděleny od kapalné fáze pomocí sedimentace nebo flotace. Srážení a flokulace jsou obvykle velice nákladné a následuje po nich většinou filtrace nebo dalšími procesy pro odstranění zbytků částic (Fechter & Kraume, 2016).

Studie Lai, et al. (2021) provedla experimenty na třech různých typech fermentačních zbytků a použila kombinaci anorganických a organických flokulantů k určení optimálních podmínek pro srážení a flokulaci. Výsledky ukázaly, že použití pouze anorganických flokulantů nevedlo k účinné separaci zbytků, avšak kombinace s organickými flokulanty výrazně zlepšila účinnost separace. Kromě toho studie odhalila, že optimální pH pro proces bylo v rozmezí 6 až 7 a optimální dávky flokulantů závisely na specifickém typu fermentačního zbytku. Autoři studie naznačují, že tato metoda má potenciál jako účinný a nákladově efektivní způsob separace fermentačních zbytků a mohla by být implementována v bioplynových stanicích za účelem zlepšení celkové účinnosti separace na pevnou a kapalnou frakci.

3.10 Fugát

Fugát je považován za jeden z vedlejších produktů, které vznikají v průběhu výroby bioplynu v bioplynových stanicích. Konkrétně se jedná o kapalnou frakci fermentačního zbytku. Fugát se skládá z vody a organických látek, které nebyly plně využity mikroorganismy v procesu anaerobního rozkladu. Zahrnuje také různé mikroorganismy, které se během výroby bioplynu v bioplynových stanicích vyskytují. Vlastnosti fugátu, jako je obsah organických látek, sušiny, živin a rizikových prvků, a hodnota pH, jsou ovlivněny vstupními surovinami, podmínkami procesu anaerobní fermentace a dobou zdržení (Tlustoš, et al., 2014).

3.10.1 Vlastnosti

Vlastnosti fugátu jsou výrazně podobné vlastnostem výchozího fermentačního zbytku, s jediným rozdílem v hustotě. Fermentační zbytek je hustší než fugát. Hodnota pH je spíše v alkalické oblasti, což naznačuje vhodnost použití fugátu na kyselých nebo neutrálních půdách. Ve fugátu je pozorována poměrně vysoká koncentrace celkového dusíku, z níž převažuje N-amon (60–80 %). Dále jsou zde zastoupeny fosfor a draslík. Sušina ve fugátu dosahuje nižších hodnot 2–4 %. Diskuse o malém podílu sušiny se objevuje v odborné literatuře, neboť vysoký obsah vody může způsobovat vyluhování živin z půdy. Poměr C:N ve fugátu je menší než 10, což naznačuje, že se jedná o hnojivo s rychlým uvolňováním dusíku. Fugát je vhodný použit jako kejdu – před i během vegetace pro všechny polní plodiny, zejména pro meziřádkové aplikátory. Tento způsob aplikace je preferován z důvodu minimalizace ztrát dusíku v plynné formě (Marada, 2008).

Dusík představuje základní živinu, jež je nezbytná pro tvorbu aminokyselin, bílkovin a chlorofylu v rostlinách. V digestátu lze zpravidla nalézt mezi 2 % a 5 % dusíku v sušině, jenž je obsažen ve formě N-amon a organických sloučenin dusíku. Fosfor je klíčovým prvkem pro vývoj kořenového systému, tvorbu semen a přenos energie v rostlině. Množství fosforu v sušině digestátu se typicky pohybuje v rozmezí mezi 1 % a 2 % a většinou je obsažen ve formě ortofosfátu. Draslík je zásadním prvkem pro vstřebávání vody, osmoregulaci a aktivaci enzymů v rostlinách. V digestátu se zpravidla nachází mezi 1 % a 3 % draslíku v sušině, který je přítomen ve formě rozpustných draselných iontů. Kromě těchto makroživin obsahuje digestát také různé mikroživiny, které jsou nezbytné pro růst rostlin. Mezi ně patří například železo, mangan, zinek, měď, bór a molybden. Tyto mikroživiny jsou vyžadovány v menším množství než makroživiny, avšak jsou stále nezbytné pro růst a vývoj rostlin (Kaparaju, et al., 2009). V tabulce číslo 2 jsou zaznamenány hlavní prvky obsažené ve fugátu.

Tabulka 2: Hlavních prvků obsažených ve fugátu

Vstupní surovina	N*	C*	P*	K*	C/N
	g/l				
Prasečí kejda s přidavkem energetických plodin (9,6 % zbytky řepky)	3,6	14,7	1,1	1,4	4,1
Prasečí kejda s přidavkem vedlejších živočišných produktů (0,6 % pasterizované jateční zbytky)	2,9	5,8	0,5	2,2	2,0
Skotská kejda s 6 % glycerinu	2,3	42,8	0,4	1,6	18,5
Skotská kejda s 6 % glycerinu	4,0	33,7	0,8	1,6	8,5
Skotský hnůj	3,8	x	0,7	2,7	x
Prasečí kejda	5,2	x	1,5	2,1	x

Zdroj 2: (Albuquerque, et al., 2012) (Kušik, et al., 2017)

Vysvětlivka 1: *celkem

3.10.2 Zpracování

Vzhledem k vysokému obsahu N-amon a obsahu cenných surovin je vhodné dále upravovat fugát pomocí membránových postupů, stripování amoniaku, srážení struvitu, kultivace řas, tepelným zahuštěním nebo nitrifikace, neboť tyto procesy mohou zefektivnit jeho úpravu. Je vhodné přihlídnout k hodnotě pH fugátu, která se pohybuje v slabě alkalické oblasti od 7,5 do 8,5. Většina N-amon se nachází ve formě čpavku NH_3 (Gay & Knowlton, 2009), která je těkavá a uniká do atmosféry. Tento únik vede nejen k úbytku cenného hnojiva, ale také k ovlivnění atmosféry plynem NH_3 . Pro minimalizaci těchto vlivů je možné využít nitrifikaci, kdy nedochází ke ztrátám dusíku, ale k přeměně na N-NO_3^- , který je stabilní a snadno dostupný pro rostliny (Švehla, et al., 2017).

3.10.2.1 Tlakové membránové procesy

Principem tlakové membránové filtrace je průchod kapaliny skrze membránový filtr, který umožňuje koncentraci živin na straně jedné a produkci v podstatě čisté vody na straně druhé. K hnací síle se nejčastěji používá gradient tlaku. Účinnost tlakového membránového procesu při použití k úpravě fugátu závisí na velikosti pórů v membráně, dalších vlastnostech použité membrány a velikosti částic ve fermentačním zbytku. Existují čtyři základní typy membránových procesů: mikrofiltrace, ultrafiltrace, nanofiltrace a reverzní osmóza, přičemž princip je u jednotlivých typů stejný, liší se pouze druhem membrány a nástřikovým tlakem. Využití tohoto způsobu při úpravě fugátu není časté, neboť je finančně náročné a dochází k zanášení a ucpávání membrán, což vyžaduje jejich pravidelné čištění a výměnu. Proto se tuto technologii vyplatí zařadit do komplexního systému, kde proběhne řádné předčištění. Vývoj vhodného tlaku pro využití membránových procesů je značně energeticky a finančně náročný (Hjorth, et al., 2011).

Mezi výhody použití membránových procesů pro zpracování digestátu patří možnost snížení množství odpadu a získání cenných vedlejších produktů. Tyto procesy mohou být účinnější a vyžadují méně prostoru než tradiční metody zpracování. Nicméně existují také

nevýhody, jako je riziko znečištění a vysoké kapitálové náklady na pořízení potřebného zařízení. Kromě toho je účinnost těchto procesů závislá na specifických vlastnostech zpracovávaného digestátu (Busato, et al., 2020).

3.10.2.2 Tepelné zahuštění

Tepelné zahuštění je dosaženo zahříváním digestátu, což vede k odpaření vody a zvýšení obsahu pevných látek. Tento proces, je dosažen aplikací tepla na digestát, které způsobuje odpařování vody a zvyšuje obsah pevných látek v materiálu. Optimální teplota pro tepelné zahušťování je mezi 80 °C a 100 °C a proces obvykle trvá 2 až 8 hodin v závislosti na použitém zařízení a vlastnostech digestátu (Drosg, et al., 2015).

Existuje několik typů zařízení, která lze použít pro tepelné zahušťování, včetně gravitačních zahušťovačů, mechanických zahušťovačů a výparníků. Gravitační zahušťovadla se spoléhají na gravitační sílu k oddělení pevných látek od kapalin, zatímco mechanická zahušťovadla používají mechanická zařízení k dosažení stejného výsledku. Odpařovače se obvykle používají pro digestát s vysokým obsahem pevných látek a zahrnují zahřívání materiálu ve vakuu, aby se odstranila voda (Singh, et al., 2021).

Tepelné zahušťování nabízí několik výhod oproti jiným metodám nakládání s digestátem, včetně nižších přepravních nákladů, snížených požadavků na skladování a zvýšené koncentrace živin. Je třeba však upozornit na to, že tepelné zahušťování vyžaduje značné množství energie a může vést ke ztrátě některých těkavých organických sloučenin. Proto využití tepelného zahušťování musí být pečlivě hodnoceno z hlediska jeho energetické účinnosti a dopadu na životní prostředí (Singh, et al., 2021).

Pro snížení energetických nákladů se využívá systém za sebe řazených odparek. Z jednoho stupně se využívají páry jako topné médium pro další stupeň. Rekuperací tepla se tento proces odpařování zefektivňuje. Často se také snižuje tlak za účelem snížení teploty varu zpracovávané tekutiny, protože s poklesem tlaku klesá i bod varu (Drosg, et al., 2015).

Efektivita procesu zahušťování se zvyšuje s rostoucí koncentrací sušiny a teplotou. Při koncentraci pevných látek 8 % a teplotě 100 °C byla účinnost zahušťování 61 %, což představuje výrazné zlepšení oproti surovému digestátu. Hydraulická doba zdržení neměla signifikantní vliv na účinnost zahušťování. Obsah živin v zahuštěném digestátu byl vyšší než v surovém digestátu (Ekman, et al., 2020).

3.10.2.3 Stripování amoniaku

Stripování amoniaku je proces, který umožňuje získat čistý amoniak pro další využití v průmyslu nebo jako hnojivo. Proces stripování amoniaku z fugátu je složen z několika kroků. Fugát se zahřívá na stanovenou teplotu. Poté je fugát provzdušňován s cílem uvolnit amoniak ve formě plynu. Získaný plyn je dále čištěn, zbaven vlhkosti a nečistot. Pro dosažení požadované úrovně čistoty amoniaku se provádí další čištění a úprava plynu v závislosti na konkrétním využití (Lukehurst & Al Seadi, 2012).

Separace amoniaku představuje slibnou techniku pro obnovu živin z digestátu, což v sobě nese výhodu účinného odstranění čpavku, snížení dopadu na životní prostředí a potenciál výroby produktů hnojiv. Je třeba však brát v úvahu, že tato technika má také několik nevýhod, včetně potřeby dalších procesů čištění k odstranění dalších kontaminantů, vysoké spotřeby energie a potenciálního uvolňování skleníkových plynů (Hidayah, et al., 2020).

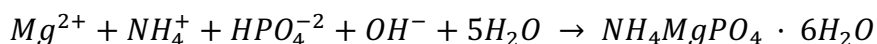
Proveditelnost stripování amoniaku závisí na specifických vlastnostech digestátu, jako je například jeho pH, koncentrace amoniaku a dalších kontaminantů. Během procesu stripování

dochází k výměně hmoty, přičemž těkavé látky z kapaliny přecházejí do plynu. Zvýšení teploty a nebo zvýšení pH zvyšuje těkavost amoniaku ve fugátu, což obvykle bývá dosaženo přidáním hydroxidu sodného nebo oxidu vápenatého s hodnotou pH v rozmezí 10,8 až 11,5. Pro zvýšení využitelného povrchu k reakci se používají tzv. stripovací kolony. Nevýhodou stripování je vysoká spotřeba elektrické energie a nutnost přidávání chemikálií k úpravě pH. Stripování amoniaku také vyžaduje další procesy čištění k odstranění dalších kontaminantů (Kinidi, et al., 2018).

3.10.2.4 Vysrážení struvitu

Při procesu krystalizace fosforečnanu amonno-hořečnatého, zkráceně nazývaného struvit, lze získat dusík společně s fosforem. Struvit je krystalická látka s vysokou pevností. Tato sloučenina má hodnotné vlastnosti jako hnojivo s pomalu se uvolňujícími živinami. Chemickou reakci lze vyjádřit pomocí následující chemické rovnice číslo 1:

Rovnice 1



Reakce, vedoucí k vytvoření struvitu, je ovlivněna několika faktory, jako je hodnota pH, teplota, směšovací energie a přítomnost jiných iontů. V průběhu reakce dochází k vytváření krystalů struvitu, které v další fázi postupně rostou. Pro účely krystalizace byly vyvinuty reaktory s kontinuálním průtokem. Následně se krystaly oddělují pomocí sedimentace (Rahman, et al., 2014).

Mezi nevýhody této metody patří vysoká spotřeba chemických látek k zvýšení koncentrace hořčíku a v některých případech i fosforu, což v konečném důsledku zvyšuje celkové provozní náklady. Další nevýhodou je přítomnost iontů vápníku, které konkurují s ionty hořčíku a mohou vést k vytvoření fosforečnanu vápenatého, což brání vzniku struvitu (Sheets, et al., 2015).

3.10.2.5 Kultivace řas

Jako alternativní metoda k separaci dusíku a fosforu z fugátu může být využita metoda kultivace řas. Pro svůj růst řasy využívají CO₂, dusík a fosfor, které pohlcují ze substrátu. Tento proces se odehrává bez nutnosti intenzivní spotřeby elektrické energie, která představuje nevýhodu u ostatních technologií. Ale v některých případech je nutno intenzivně osvětlovat a tím narůstá spotřeba elektrické energie (Zhu, et al., 2013).

Fugát se ukázal jako vhodné médium pro pěstování mikrořas díky svému vysokému obsahu primárních živin pro jejich růst. Řasy preferují fosfor ve formě fosfátů a dusík ve formě N-amon. Nicméně, jako problém se jevil vysoký zákal fugátu, který může omezovat průnik světla a výkon řas. Přestože řasy mohou eliminovat zákal, je vhodné před použitím fugát podrobit předúpravě, například srážením, filtrací nebo centrifugací, aby byl zákal eliminován (Xia & Murphy, 2016).

Používání digestátu může také přispět k udržitelnému zemědělství a snížit závislost na syntetických hnojivech. Účinnost digestátu jako růstového média pro mikrořasy je však velmi závislá na typu druhu mikrořas a kvalitě digestátu (Tang, et al., 2018).

3.10.3 Nitrifikace

Nitrifikace je proces, který zahrnuje přeměnu N-amon na dusičnan mikroorganismy. Tento proces je nezbytný pro koloběh dusíku a hraje klíčovou roli v zemědělské produkci.

Sumární vzorec procesu nitrifikace je znázorněn rovnicí číslo 4. Nitrifikace je dvoufázový proces, který je zprostředkován různými skupinami mikroorganismů. První fáze zahrnuje oxidaci amoniaku na dusitany pomocí AOB bakterií (Amonium Oxidizing Bacteria). Ta je znázorněna rovnicí číslo 2. Druhá fáze zahrnuje oxidaci dusitanů na dusičnany pomocí NOB bakterií (Nitrite Oxidizing Bacteria). Znázorněna rovnicí číslo 3. (Dohányosm, et al., 1996).

Nitrifikace má dvě fáze:

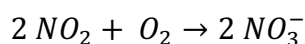
Nitritace – oxidace N-amon na dusitany způsobená bakteriemi rodů *Nitrosomonas*, *Nitrosococcus*, *Nitrosocystis*, *Nitrosospira*

Rovnice 2



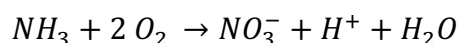
Nitratice – oxidace dusitanů na dusičnany způsobená *Nitrobacter* a *Nitrocystis*

Rovnice 3



Sumární vzorec nitrifikace:

Rovnice 4



AOB (*Nitrosomonas*, *Nitrosococcus*) jsou klíčovými bakteriemi v první fázi nitrifikace. AOB jsou rozšířené a jejich hojnost a aktivita jsou ovlivněny hodnotou pH, vlhkostí, teplotou a dostupností substrátu. AOB preferují neutrální až alkalické prostředí (Samson & Kulda, 2020).

NOB (*Nitrospira* a *Nitrobacter*) jsou klíčovými hráči ve druhé fázi nitrifikace. NOB jsou méně rozmanité než AOB a jsou převážně zastoupeny rodem *Nitrospira*. Hojnost a aktivita NOB jsou ovlivněny dostupností dusitanového dusíku (Samson & Kulda, 2020)

Nitrifikace je ovlivněna různými biotickými a abiotickými faktory. Aktivita AOB je ovlivněna pH, vlhkostí, teplotou a dostupností substrátu. AOB jsou aktivnější při pH mezi 7 a 8. Vlhkost a teplota také ovlivňují aktivitu AOB. Je pozorována vyšší aktivita ve vlhkých a teplých podmínkách (Samson & Kulda, 2020).

Výzkum od (Boyle-Yarwood, et al., 2008) ukazuje vliv pH na početnost AOB. Nejvyšší zastoupení AOB bylo zjištěno v půdách s hodnotami pH v rozmezí 6,5 až 7,5. Dále bylo zjištěno, že rozmanitost AOB je nejvyšší v půdách s hodnotami pH mezi 6,5 a 7,5. Naopak bylo prokázáno, že výskyt AOB je nižší v půdách s hodnotami pH nad 7,5 nebo pod 6,5.

3.10.4 Využití fugátu

Běžným využitím fugátu z bioplynové stanice je jeho navrácení zpět do procesu nebo aplikace jako hnojivo na zemědělských pozemcích. V dnešní době se velmi diskutuje o jeho využití jako živného roztoku pro hydroponii (Ronga, et al., 2019). Jiní autoři však zkoušeli využití fugátu jako užitkové vody (Świątczak, et al., 2019).

3.10.4.1 Hnojivo

Při srovnání fugátu a minerálního hnojiva lze konstatovat, že fugát disponuje dostupnějšími formami fosforu a dále obsahuje draslík a dusík, avšak vykazuje nižší obsah sušiny. Vlastnosti fugátu jsou však závislé na substrátu, který byl použit v bioplynové stanici,

a na použité technologii. Experiment, ve kterém byl fugát použit jako hnojivo, prokázal zvýšení biomasy u listu rostliny okurky (Valentinuzzi, et al., 2020). Ronga et al., (2019) provedli pokus, kde byl fugát testován jako živný roztok pro kultivaci listového salátu (*Lactuca sativa*) a výsledky prokázaly, že fugát lze úspěšně využít jako živný roztok.

V další studii byla porovnávána účinnost digestátu pocházejícího ze zemědělských bioplynových stanic a minerálních hnojiv v rostlinné výrobě. Z výsledků studie vyplývá, že digestát je stejně účinný jako minerální hnojiva. Analýza ukázala, že digestát obsahuje podobné množství živin jako minerální hnojiva, včetně 2,9 % celkového obsahu dusíku, 0,6 % fosforu a 1,8 % draslíku. Průměrný výnos ozimé pšenice byl vyšší v případě ošetření digestátem, nicméně rozdíl nebyl statisticky významný. Výzkum dále ukázal, že použití digestátu mělo pozitivní vliv na kvalitu půdy. Konkrétně došlo ke zvýšení obsahu organické hmoty, půdní mikrobiální biomasy a půdní enzymatické aktivity. Tyto výsledky naznačují, že použití digestátu může představovat udržitelnou alternativu k tradičním minerálním hnojivům a zároveň přispět ke zlepšení zdraví půdy (Gajc-Wolska, et al., 2018).

3.10.4.2 Živný roztok v hydroponii

Fugát má potenciál pro efektivní využití jako zdroj živin pro hydroponické systémy, kde působí jako efektivní a udržitelná surovina pro rostlinnou produkci. Jak již bylo výše zmíněno fugát obsahuje základní i stopové prvky pro rostliny. Je potřeba dbát na správný poměr základních živin. Ovšem fugát může obsahovat i vysokou hladinu solí, které mohou způsobit svým hromaděním nerovnováhu živin v systému. Proto se fugát doporučuje ředit a tím zapříčinit ředění živin, které bude vyhovovat specifickým potřebám pěstovaných rostlin. S tím se pojí monitorování elektrické vodivosti a pH pro optimální příjem živin rostlinami. Optimální pH se doporučuje v rozmezí 5,5–6,5, které je pro většinu rostlin optimální. Elektrická vodivost pro hydroponické roztoky se doporučuje v rozmezí 1,5–2,5 mS/cm. Nesmí se opomíjet vybrání vhodného hydroponického systému pro fugát se doporučují systémy kde se recirkuluje živný roztok (Bergstrand, et al., 2020).

3.10.4.3 Jiné možné využití fugátu

Ve své studii z roku 2018 zkoumali Świątczak et al., využití fugátu jako užitkové vody pro zavlažování. K tomuto účelu použili čištění fugátu v reaktoru GSBR a následnou ultrafiltraci. Mikroorganismy v reaktoru GSBR (Granular Sludge Bed Reactor) byly schopné odstranit znečišťující látky a ultrafiltrace zajistila dostatečnou kvalitu vody pro použití při zavlažování nebo jako užitkové vody.

Běžně se fugát opětovně přidává zpět do rektoru za účelem ředění vstupních surovin vstupujících do anaerobní fermentace. Jako materiál pro inokulaci organismů a recirkulaci živin v procesu. Při použití suché siláže přidáním fugátu dosáhneme potřebné sušiny substrátu pro výrobu bioplynu (přibližně 10 %) (Lukehurst, et al., 2010) (Lukehurst & Al Seadi, 2012).

4 Metodika

4.1 Původ vzorku

V rámci prováděných experimentů byl využit fugát, jenž pochází ze zemědělské bioplynové stanice, situované v obci Červené Janovice. V dané bioplynové stanici dochází k anaerobní fermentaci, při které jsou udržovány mezofilní teplotní podmínky. Hlavní surovinou používanou k zpracování v bioplynové stanici je kravský hnůj, jenž tvoří 70 % vlhké hmoty, dále kukuřičná siláž (20 %) a travní hmota. Bioplyn, jenž je výsledkem daného procesu, je shromažďován v membránovém plynojemu o objemu 1950 m³. Následně jsou dvě kogenerační jednotky s plynovými motory o výkonu 800 kW a 400 kW využívány k produkci elektrické energie. Tepelná a elektrická energie, vyrobená v rámci bioplynové stanice, je využívána přímo v celém areálu zemědělského družstva Červených Janovic. (Procházka & Svobodová, 2017).

Fermentační zbytek je transportován z fermentoru do koncového skladu přes přepravné potrubí, kde je uskladněn v železobetonové nezastropené jámě o hloubce 7 m a průměru 38 m. Mechanický šnekový separátor zprostředkovává separaci fermentačního zbytku. Průměrné vlastnosti výsledného fugátu jsou shrnuty v následující tabulce číslo 3. Obrázek číslo 6, znázorňuje bioplynový reaktor a uskladňující jámu v areálu bioplynové stanice Červené Janovice (Procházka & Svobodová, 2017).

Tabulka 3: Průměrné vlastnosti výsledného fugátu z bioplynové stanice Červené Janovice

Průměrné vlastnosti výsledného fugátu			
N-amon [mg/l]	CHSK [mg/l]	pH	Sušina [%]
3 560	23 200	8,16	5,9



Obrázek 6: Zleva: Bioplynový reaktor v zemědělském družstvu Červené Janovice, Fermentační zbytek uskladněn v železobetonové nezastropené jámě, (Vondrášková 2022)

4.2 Popis reaktorů

V rámci experimentu byly konstruovány dva identické reaktory o objemu 5 litrů. Surový fugát se ředí 1:1 s vodou. Souběžně probíhá zpracování fugátu a důležité technologické parametry nitrifikace jsou v obou případech shodné. Reaktor M2, který je znázorněn na obrázku 9, simuluje zpracování fugátu v soustavě stripování amoniaku-nitrifikace, kde stripování probíhá v stripovací koloně, která je vidět na obrázku číslo 7, s provzdušňováním fugátu po dobu 24 hodin. V druhém reaktoru M1, který je znázorněn na obrázku číslo 8, probíhá nitrifikace fugátu bez jeho předúpravy stripováním. Hodnoty pH, teploty, průtoku, koncentrace kyslíku, koncentrace jednotlivých forem dusíku (N-amon, N-NO₃⁻ a N-NO₂⁻) a CHSK jsou sledovány u obou reaktorů. Koncentrace forem dusíku jsou porovnávány před zpracováním fugátu a po něm, aby bylo možné vyhodnotit výsledky experimentů.



Obrázek 7: Stripovací kolona



Obrázek 8: Reaktor M1



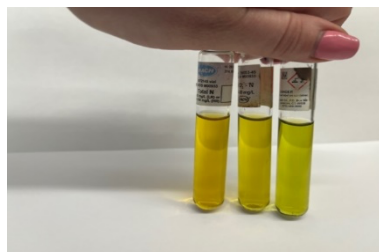
Obrázek 9: Reaktor M2

4.3 Analytická stanovení

Analytická stanovení byla prováděna v souladu se standardními postupy popsányými ve skriptech Analytika vody (Horáková, 2003). Vzorčky byly analyzovány v laboratoři agroenvironmentální chemie a výživy rostlin na České zemědělské univerzitě v Praze.

4.3.1 N-amon

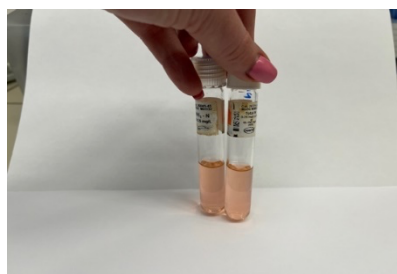
Pro stanovení koncentrace amoniakálního dusíku byla použita indofenolová metoda spektrofotometrického stanovení, která umožňuje detekovat jak N-NH_3^- , tak i N-NH_4^+ . Tento analytický postup vychází z reakce amoniaku, chlornanu a salicylanu, při níž vzniká sloučenina indofenolového typu. Tato sloučenina disociuje v alkalickém prostředí na modré indofenolové barvivo. Vzhledem k tomu, že reakce je katalyzována nitroprusidem sodným, jenž má žluté zbarvení, výsledný roztok je zelený, jako na obrázku číslo 10. Měření bylo prováděno při vlnové délce 655 nm v kyvetách optické dráhy 1 cm pomocí spektrofotometru (Horáková, 2003).



Obrázek 10: Stanovení N-amon

4.3.2 N-NO₂⁻

Pro spektrofotometrické stanovení koncentrace dusitanů byla využita kyveta optické dráhy 1 palec při vlnové délce 540 nm. Reakce byla provedena v kyselém prostředí s přidavkem kyseliny fosforečné, kde disociovaný dusitanový iont přechází do formy nedisociované kyseliny dusité. Následně byla provedena diazotace amidu kyseliny sulfanilové (4-aminobenzen-sulfanylmidu) na diazoniovou sůl, která reaguje s N-(1-naftyl) - 1,2-ethylendiamin-dihydrochloridem na vznik červeného azobarviva. Zbarvení je znázorněno na obrázku číslo 1. Koncentrace dusitanů byla určena na základě intenzity zbarvení, která je přímo úměrná koncentraci dusitanů (Horáková, 2003).



Obrázek 11: Stanovení N-NO₂⁻

4.3.3 N-NO₃⁻

Pro stanovení koncentrace dusičnanů byla použita spektrofotometrická metoda s využitím 2,6dimethylfenolu. Používaný spektrofotometr je znázorněn na obrázku číslo 12. Princip této metody spočívá v reakci vzorku s 2,6dimethylfenolem v kyselém prostředí směsi kyseliny sírové a kyseliny fosforečné, při níž vzniká charakteristické červené zbarvení 4-nitro-2,6-dimethylfenolu. Koncentrace N-NO₃⁻ je přímo úměrná intenzitě zbarvení, která byla měřena spektrofotometricky při vlnové délce 324 nm (Horáková, 2003).



Obrázek 12: Spektrofotometr DR 3900, firmy HACH LANGE

4.3.4 Stanovení chemické spotřeby kyslíku

Pro účely této práce byla použita modifikovaná dichromanová semimikro metoda pro stanovení chemické spotřeby kyslíku (CHSK) při vlnové délce (λ) 600 nm. Na obrázku číslo 13 je znázorněn průběh stanovení a mineralizační box od firmy HACH. Stanovení bylo provedeno pro odstředěný vzorek (Horáková, 2003).



Obrázek 13: Zleva: Stanovení CHSK, Mineralizační box, firmy HACH

4.3.5 Stanovení hodnoty pH

Hodnoty pH byly stanoveny potenciometrickou metodou s využitím pH metru WTW pH 340i, který je znázorněn na obrázku číslo 14.



Obrázek 14 pH metr WTW pH 340i

4.3.6 Stanovení koncentrace rozpuštěného kyslíku

Hodnoty byly pro stanovení koncentrace rozpuštěného kyslíku využity měření oxymetrem WTW Oxi 3210, který je znázorněn na obrázku číslo 15.



Obrázek 15 Oxymetr WTW Oxi 3210

4.3.7 Stanovení koncentrace veškerých, rozpuštěných a nerozpuštěných látek, stanovení ztráty žiháním

K stanovení veškerých, rozpuštěných a nerozpuštěných látek a k stanovení ztrát žiháním byla použita laboratorní sušárna od firmy Ecocell a laboratorní muflová pec Elsklo typu MF5, které jsou znázorněny na obrázku číslo 16.



Obrázek 16: Laboratorní sušárna firmy Ecocell, laboratorní muflová pec Elsklo typu MF5

4.3.7.1 Veškeré látky

Důkladně homogenizovaný vzorek o objem V byl odpipetován do hliníkové misky o známé hmotnosti (m_1) a následně odpařen do sucha na vodní lázni. Misky se vzorkem byly poté umístěny do sušárny a po dobu 2 hodin, při teplotě $105\text{ }^{\circ}\text{C}$ sušeny do konstantní hmotnosti (m_2) (Horáková, 2003).

Hodnota veškerých látek se vypočítá ze vztahu znázorněným rovnicí číslo 5:

Rovnice 5

$$\rho_{VL} = \frac{1000 \times (m_2 - m_1)}{V} \text{ [g/l]}$$

4.3.7.2 Rozpuštěné látky

Rozpuštěné látky byly stanovovány ve vzorku, který byl nejdříve odstředován po dobu 10 minut rychlostí 13 500 otáček za minutu, RFC 15892 x g na odstředivce firmy Sigma, která je znázorněna na obrázku číslo 17. Takto upravený vzorek byl poté analyzován stejně jako u procesu stanovení veškerých látek. Hodnotu veškerých látek vypočítáme ze vztahu znázorněným rovnicí číslo 6 (Horáková, 2003).



Obrázek 17: Odstředivka firmy Sigma

Rovnice 6

$$\rho_{RL} = \frac{1000 \times (m_2 - m_1)}{V} \left[\frac{g}{l} \right]$$

4.3.7.3 Nerozpuštěné látky

Hodnota nerozpuštěných látek byla vypočítána jako rozdíl koncentrací látek veškerých a látek rozpuštěných. Hodnotu veškerých látek vypočítáme ze vztahu znázorněným rovnicí číslo 7. (Horáková, 2003).

Rovnice 7

$$\rho_{NL} = \rho_{VL} - \rho_{RL} \text{ [g/l]}$$

4.3.7.4 Ztráta žiháním

Zvážená vysušená hliníková miska po stanovení VL, resp. RL, byla po dobu 1 hodiny, při teplotě 550 °C žihána v peci a poté opět zvážena. Rozdíl mezi původní hmotností po vysušení (m_2) a hmotností po žihání (m_3) odpovídá ztrátě žiháním, tedy množství organických látek (VL_{org}).

Koncentrace rozpuštěných organických látek (RLorg) byla dosažena stejným způsobem, avšak za použití misky po stanovení RL. Nerozpuštěné organické látky (NLorg) jsou výsledkem rozdílu mezi hodnotou veškerých organických látek a rozpuštěných organických látek (Horáková, 2003).

4.4 Výpočty

4.4.1 Výpočet účinnosti oxidace N-amon

Hodnota účinnosti oxidace N-amon zobrazuje efektivitu nitrifikačního procesu a je vyjadřována v procentech. Hodnota tohoto parametru vychází z koncentrace N-amon na vstupu (ρ_1) a na výstupu z reaktoru (ρ_2). Vzorec pro výpočet je znázorněn rovnicí číslo 8.

Rovnice 8

$$E - ox = \frac{\rho_1 - \rho_2}{\rho_1} \times 100 \%$$

4.4.2 Výpočet objemového zatížení dusíkem na vstupu

Parametr objemového zatížení udává množství látek (v tomto experimentu N-amon) v kg, se kterým se daná technologie musí vypořádat za jednotku času v jednotkovém objemu. Objemové zatížení dusíkem je formulováno jako hmotnostní množství dusíku v kg vstupujícího do 1 m³ reaktoru za den. Vzorec pro výpočet je znázorněn rovnicí číslo 9.

Rovnice 9

$$Bv = \frac{Q_1 \times \rho_1}{V} [mg/(l \cdot h)]$$

4.4.3 Objemová rychlost odstranění dusíku

Objemová rychlost odstranění dusíku určuje hmotnost odstranění dusíku za jednotku času v jednotkovém objemu nádrže. Vzorec pro výpočet je znázorněn rovnicí číslo 10.

Rovnice 10

$$r_v = \frac{Q_1 \times (\rho_1 - \rho_2)}{V} [mg/(ml \cdot d)]$$

4.4.4 Výpočet účinnosti odstranění CHSK

Porovnává se koncentrace znečišťujících látek na vstupu a na výstupu pomocí ukazatele CHSK. Pomocí účinnosti odstranění CHSK je kvantifikováno odstranění organických látek v reaktoru. Vzorec pro výpočet je znázorněn rovnicí číslo 11.

Rovnice 11

$$E - CHSK = \frac{(\rho_1 \times \rho_2)}{\rho_1} \times 100 \%$$

4.4.5 Výpočet zastoupení dusičnanů mezi produkty nitrifikace

Pro posouzení efektivity nitrifikace lze použít ukazatel procentuální zastoupení dusičnanů (% N-NO₃⁻) mezi produkty nitrifikace. Vypočítáno podle rovnice 12.

Rovnice 12

$$\% - N - NO_3^- = \frac{\rho_{N-NO_3^-}}{\rho_{N-NO_3^-} + \rho_{N-NO_2^-}} \times 100 \%$$

Jedná se o procentuální podíl koncentrace N-NO₃⁻ odtoku k součtu koncentrace dusičnanového a dusitanového dusíku. Výpočet zastoupení dusitanů mezi produkty nitrifikace

Pro srovnání aktivity AOB a NOB lze použít ukazatel procentuální zastoupení dusičnanů (% N-NO₂⁻) mezi produkty nitrifikace. Vypočítáno podle rovnice 13.

Rovnice 13

$$\% - N - NO_2^- = \frac{\rho_{N-NO_2^-}}{\rho_{N-NO_3^-} + \rho_{N-NO_2^-}} \times 100 \%$$

Jedná se o procentuální podíl koncentrace N-NO₂⁻ odtoku k součtu koncentrace dusičnanového a dusitanového dusíku.

4.4.6 Statistické výpočty

Za účelem stanovení průměrné hodnoty byl použit následující rovnice 14.

Rovnice 14

$$\bar{x} = \frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^n x_i$$

Pro zobrazení variability naměřených vzorků byla použita směrodatná odchylka vypočítaná dle rovnice 15 (Vachtová 2020):

Rovnice 15

$$\sigma = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (x_i - \bar{x})^2}$$

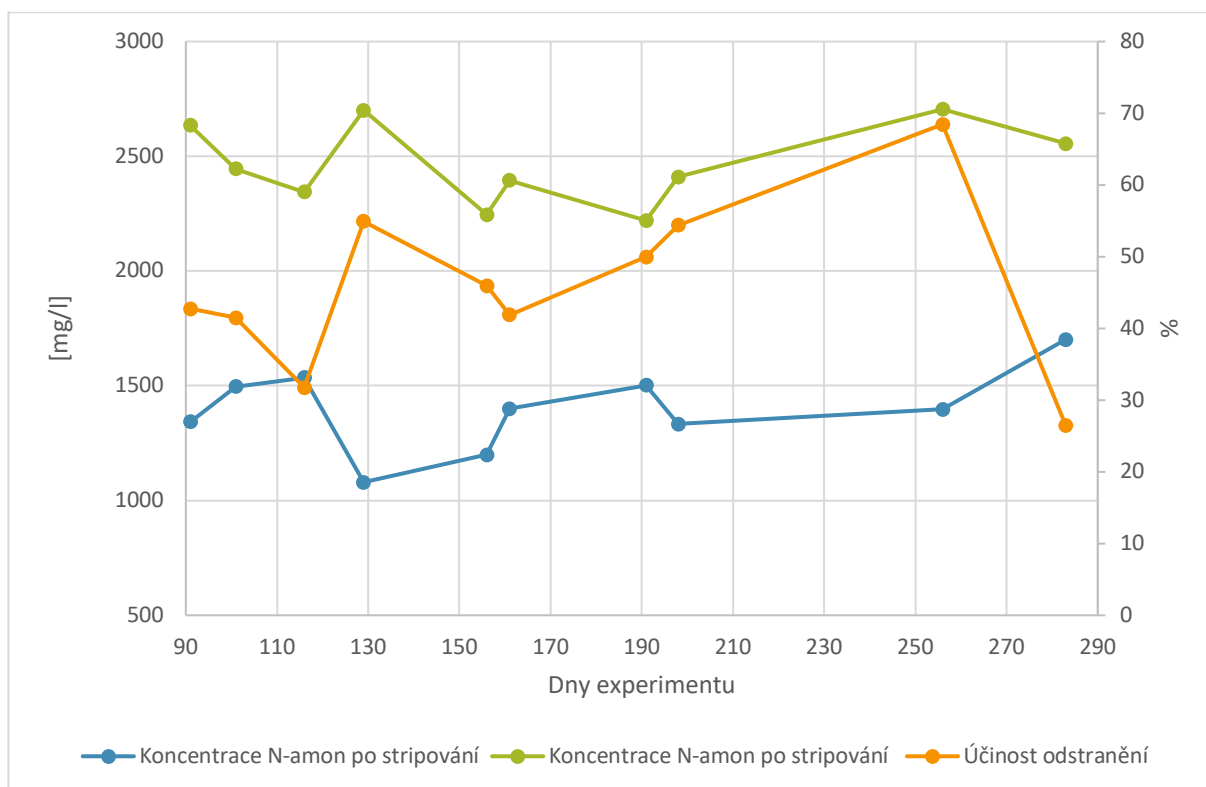
5 Výsledky

5.1 Obsah N-amon ve fugátu po stripování

Na grafu číslo 1 je znázorněn rozdíl mezi průměrnou koncentrací N-amon v surovém fugátu, která činila 3 560 [mg/l] a koncentrací po stripování, které průměrně dosahovali 1400 ± 167 mg/l. Stripování probíhalo bez výrazných výkyvů.

Na vedlejší ose Y je znázorněna účinnost odstranění N-amon, která činila $63,3 \pm \%$.

Graf 1: Koncentrace N-amon před a po stripování a účinnost stripování



5.2 Reaktor M1

5.2.1 Pozorovaná koncentrace jednotlivých forem dusíku

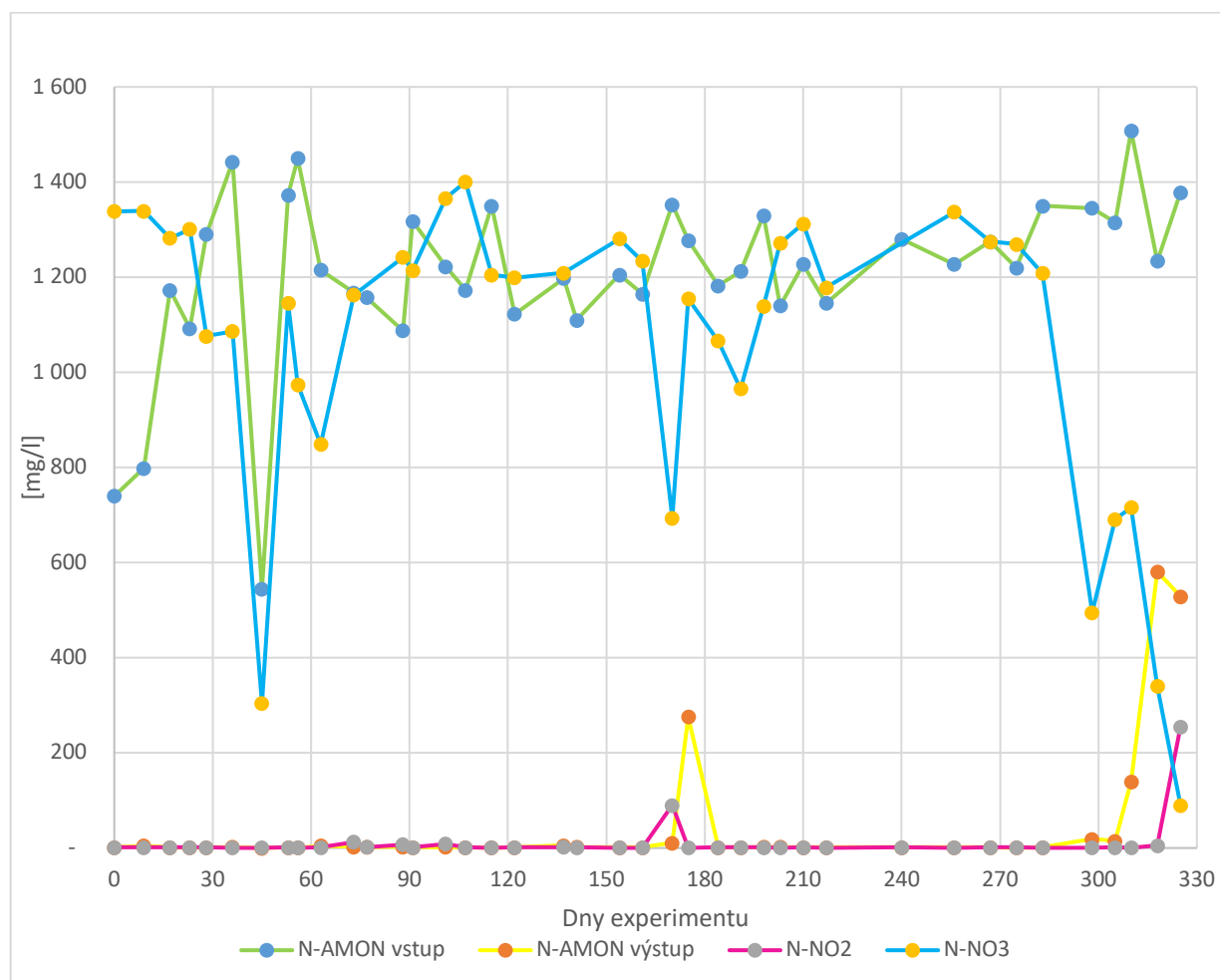
Na grafu číslo 2 jsou vidět hodnoty koncentrace N-amon na vstupu a koncentraci v reaktoru, resp. na výstupu N-NO_3^- , N-NO_2^-

Průměrná koncentrace N-amon na vstupu dosahovala $1\,250 \pm 104$ mg/l mimo dny 0, 9 a 45, kdy byla koncentrace N-amon na vstupu naměřena (740 mg/l, 798 mg/l a 545 mg/l).

Průměrná koncentrace N-NO_3^- činila $1\,230 \pm 87,6$ mg/l mimo dny experimentu 45, 56, 63, 170 a 191, kdy koncentrace N-amon dosahovala 304 mg/l, 974 mg/l, 849 mg/l, 694 mg/l a 966 mg/l. Ode dne experimentu 298 je vidět razantní pokles koncentrace N-NO_3^- až na 90,1 mg/l.

Z grafu je patrné, že obsah N-NO_2^- a obsah N-amon v reaktoru je minimální. Koncentrace N-NO_2^- činila $1,47 \pm 1,61$ mg/l kromě dní 73 a 170, kdy koncentrace N-NO_2^- dosahovala 13 mg/l a 90 mg/l. Koncentrace N-amon v reaktoru, resp. na výstupu, dosahovala $1,80 \pm 1,12$ mg/l kromě dní experimentu 170 a 175, kdy dosáhla 11 mg/l a 276 mg/l. Dále je na grafu vidět nárůst koncentrace N-amon a N-NO_2^- v reaktoru, resp. na výstupu, od 298. dne experimentu. Koncentrace N-amon na výstupu dosáhla až 581 mg/l a koncentrace N-NO_2^- až 255 mg/l.

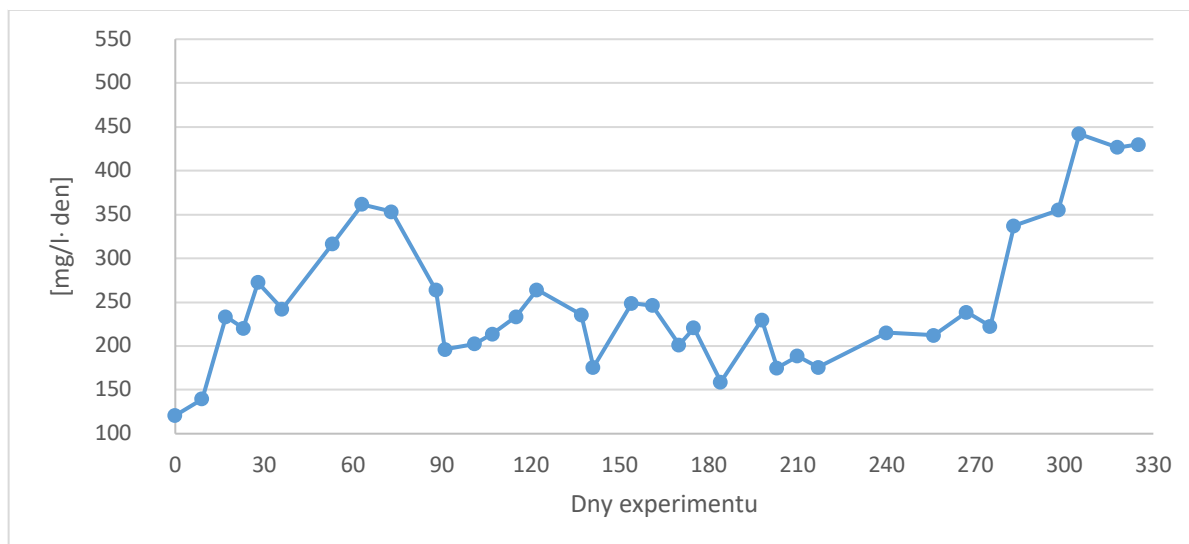
Graf 2: Veškeré měřené formy dusíku



5.2.2 Zatížení N-amon

Na grafu číslo 3 je vidět vývoj objemového zatížení reaktoru N-amon. Průměrná hodnota zatížení je $256 \pm 78,8$ [mg/l·den]. V důsledku zvyšování průtoku v průběhu posledních 6ti týdních experimentu zatížení narostlo vůči průměru o 165 [mg/l·den] na 430 [mg/l·den].

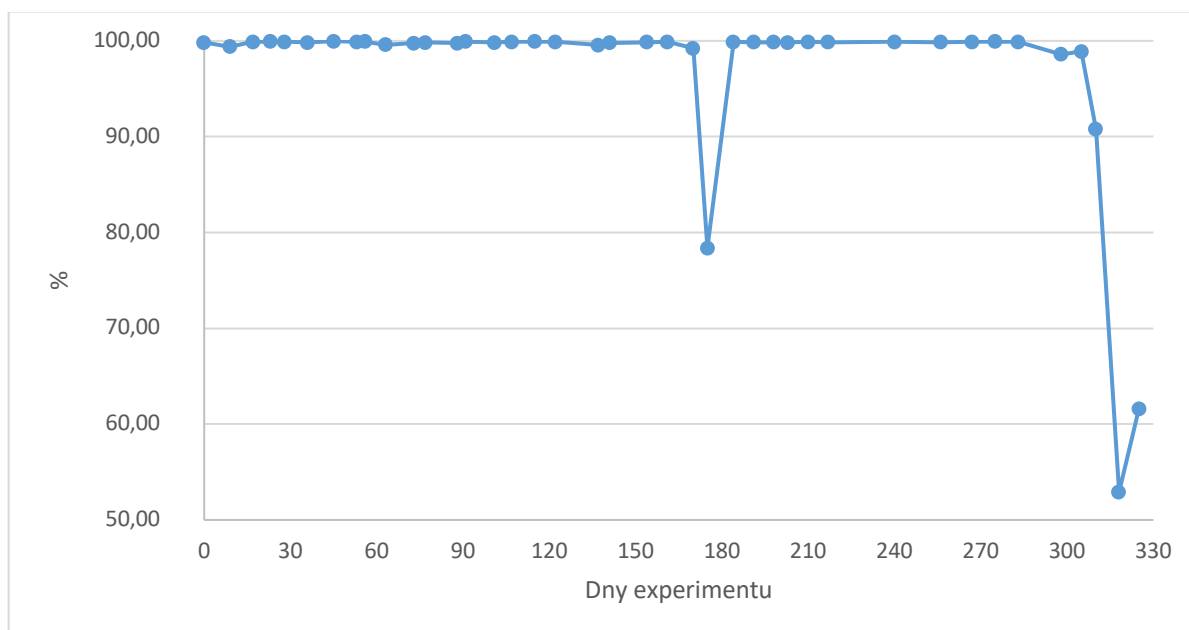
Graf 3: Zatížení N-amon



5.2.3 Účinnost odstranění N-amon

Účinnost odstranění N-amon, která je znázorněna na grafu číslo 4, dosahovala průměrně $97,4 \pm 9,48$ %. Kromě dne 175, kdy účinnost odstranění klesla na 78,4 %. Dále jde pozorovat, že od dne experimentu 298, kdy došlo k zvýšení průtoku, účinnost odstranění N-amon klesá postupně až na 52,9 %.

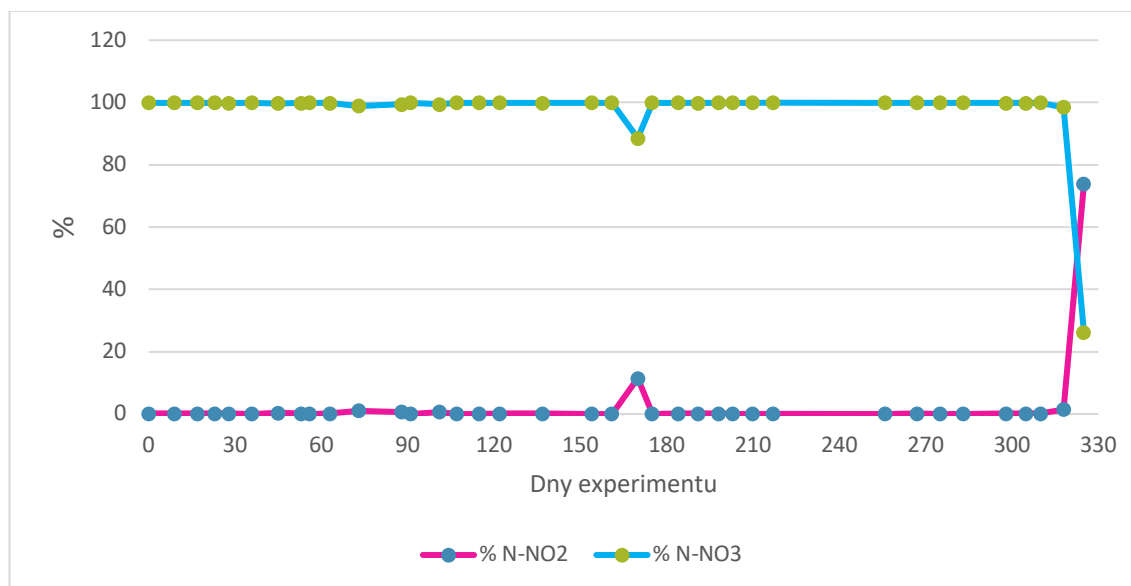
Graf 4: Účinnost odstranění N-amon



5.2.4 Produkty nitrifikace

Graf číslo 5 znázorňuje podíl produktů nitrifikace. Je vidět, že většina produktu tvoří N-NO_3^- a to $99,8 \pm 0,21$ %. Kromě dne experimentu 170, kdy podíl N-NO_3^- tvořil 88,5 %. Na konci experimentu je vidět pokles zastoupení N-NO_3^- na 26,1 % a nárůst N-NO_2^- na 73,9 %.

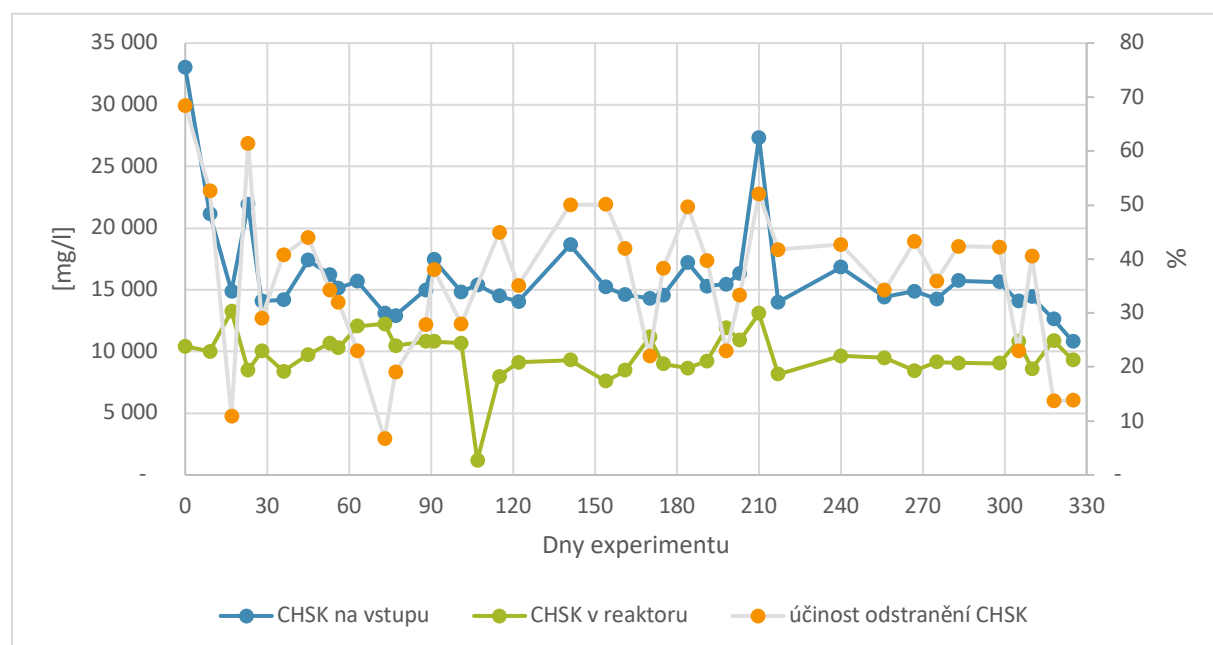
Graf 5: Procentuální podíl produktů nitrifikace



5.2.5 Účinnost odstranění CHSK 5

Na grafu číslo 6 je znázorněno porovnání hodnot CHSK na vstupu do reaktoru a v reaktoru, resp. ve výstupu z něj. Z grafu vidíme, že hodnota CHSK v reaktoru klesla v průměru o 36,1 %. Průměrná hodnota CHSK na vstupu dosahovala $15\,300 \pm 2\,060$ mg/l kromě dnů 0 a 107, kdy hodnoty CHSK významněji převyšovaly průměr. Průměrná hodnota CHSK v reaktoru, resp. na odtoku, je $9\,930 \pm 1\,380$ mg/l. Průměrně odstranění CHSK v tomto období experimentu dosahovalo $5\,370$ mg/l $\pm 2\,610$.

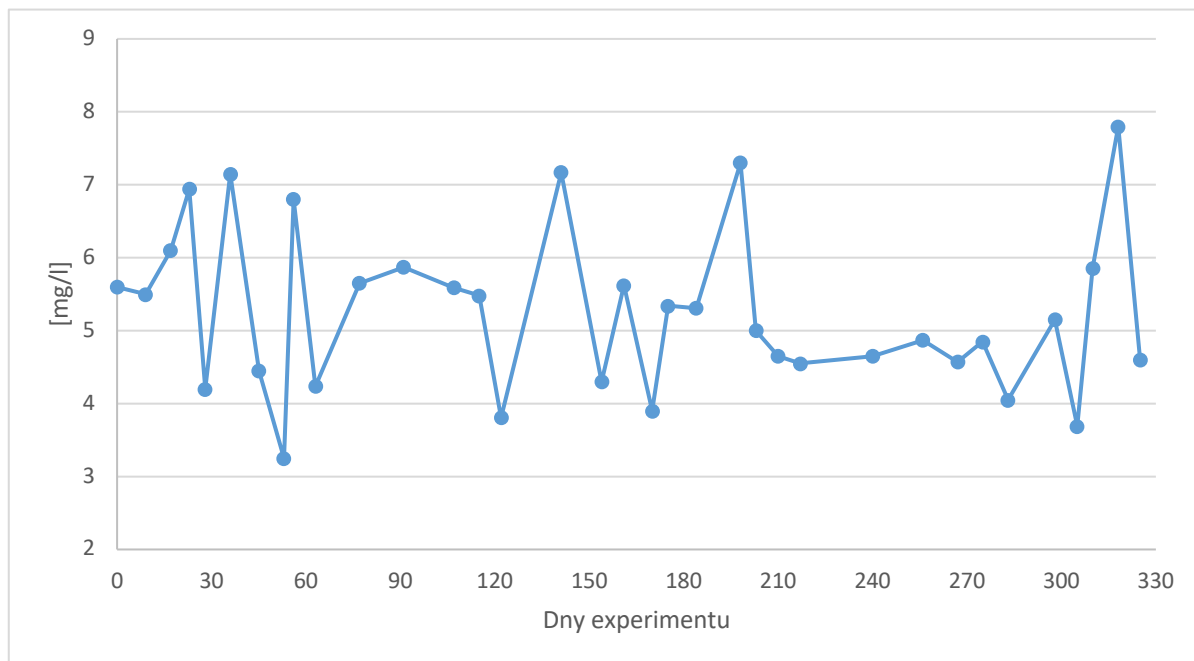
Graf 6: Porovnání hodnot CHSK



5.2.6 Obsah kyslíku v reaktoru

Na grafu číslo 7 je znázorněna koncentrace rozpuštěného kyslíku v reaktoru M1, která průměrně dosahovala $5,18 \pm 0,74$ mg/l, kromě dní experimentu 36, 53, 122, 141, 170, 198, 305 v tyto dny bylo maximum 7,17 mg/l a minimum 3,25 mg/l.

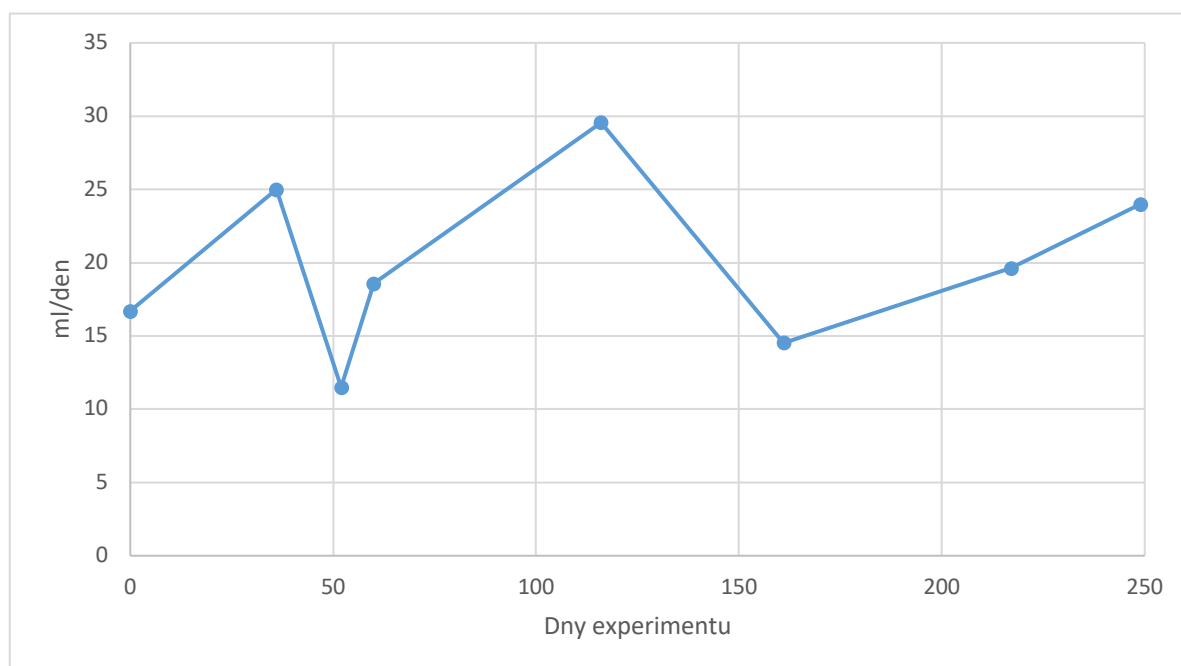
Graf 7: Obsah rozpuštěného kyslíku



5.2.7 Spotřeba alkalického činidla

Na grafu číslo 8 je vidět průběh spotřeby alkalizačního činidla (NaOH). Průměrná spotřeba alkalizačního činidla činila $19,7 \pm 3,73$ ml/den kromě dne 52, kdy spotřeba na den činila 11,5 ml.

Graf 8: Spotřeba alkalizačního činidla



5.2.8 Průměrné hodnoty pH, teploty fugátu v reaktoru a rychlosti průtoku fugátu

V následující tabulce číslo 4 jsou vidět průměrné hodnoty pH a teploty fugátu v reaktoru a rychlost průtoku fugátu v reaktoru. Průměrné hodnoty pH v reaktoru se pohybovaly v kyselé škále stupnice $6,36 \pm 0,27$ a průměrná teplota dosahovala $22,6 \pm 1,76$ °C. Průměrná rychlost průtoku fugátu se pohybovala $1,09 \pm 0,30$ l za den.

Tabulka 4: Průměrné hodnoty pH, teploty a rychlosti průtoku fugátu

pH	Teplota [°C]	Rychlost průtoku[l/den]
$6,36 \pm 0,27$	$22,6 \pm 1,76$	$1,09 \pm 0,30$

5.2.9 Průměrné hodnoty koncentrace rozpuštěných látek a nerozpuštěných látek ve fugátu

V následujících tabulkách číslo 5 a 6 jsou zaznamenány průměrné koncentrace rozpuštěných a nerozpuštěných látek ve fugátu.

Tabulka 5: Průměrné hodnoty koncentrace rozpuštěných látek a nerozpuštěných látek ve fugátu na vstupu

Hodnoty na vstupu			
RL [g/l]	NL [g/l]	RL _{ORG} [g/l]	NL _{ORG} [g/l]
$12,5 \pm 1,77$	$6,16 \pm 1,39$	$6,83 \pm 1,83$	$4,88 \pm 1,50$

Tabulka 6: Průměrné hodnoty koncentrace rozpuštěných látek a nerozpuštěných látek ve fugátu na výstupu

Hodnoty na výstupu			
RL [g/l]	NL [g/l]	RL _{ORG} [g/l]	NL _{ORG} [g/l]
$16,6 \pm 3,44$	$11,7 \pm 3,56$	$7,07 \pm 1,54$	$11,3 \pm 2,93$

5.3 Reaktor M2

5.3.1 Vývoj všech měřených forem dusíku

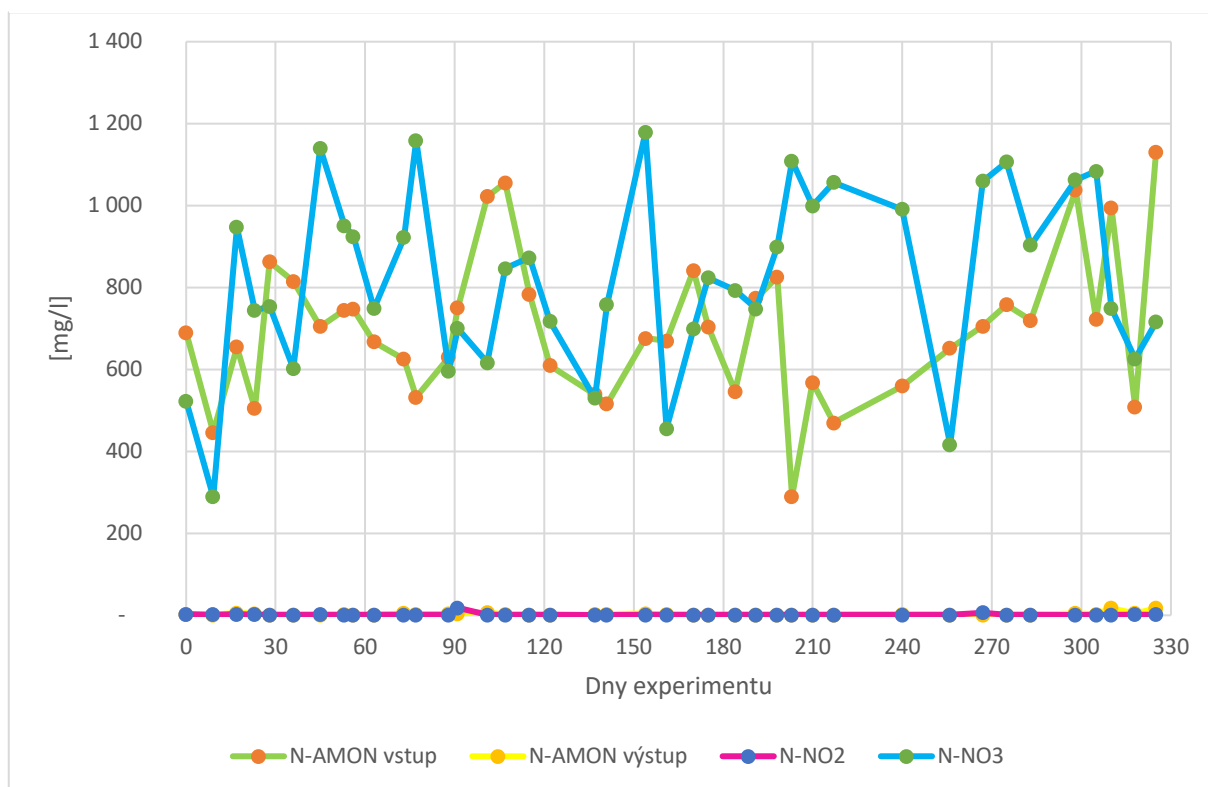
Na grafu číslo 9 hodnoty koncentrace N-amon na vstupu a koncentraci v reaktoru, resp. na výstupu N-NO₃⁻ a N-NO₂⁻.

Průměrná koncentrace N-amon dosahovala na vstupu 678 ± 154 mg/l mimo dny experimentu 101, 107 a 298, kdy koncentrace N-amon na vstupu byla naměřena nadprůměrná (1 022 mg/l, 1 056 mg/l a 1 038 mg/l).

Průměrná koncentrace N-NO₃⁻ činila 738 ± 173 mg/l mimo dny experimentu 45, 77, 154, 203, 217, 267, 298 a 305, kdy koncentrace N-amon byli podprůměrné 1 140 mg/l, 1 160 mg/l, 1 180 mg/l, 1 110 mg/l, 1 060 mg/l, 1 060 mg/l, 1 110 mg/l, 1 060 mg/l a 1 080 mg/l.

Z grafu je patrné, že obsah N-NO₂⁻ a obsah N-amon v reaktoru je minimální. Koncentrace N-NO₂⁻ činila $1,24 \pm 0,98$ mg/l kromě dne experimentu 91, kdy dosahovala nadprůměrné hodnoty 18,3 mg/l. Koncentrace N-amon v reaktoru, resp. na výstupu dosahovala $2,04 \pm 1,58$ mg/l kromě dní experimentu 310, 318, 325, kdy dosáhla 17,2 mg/l, 4,67 mg/l a 17,1 mg/l. Dále je na grafu vidět nepatrný nárůst koncentrace N-amon v reaktoru, resp. na výstupu, od 310. dne experimentu. Koncentrace N-amon na výstupu dosáhla 17,5 mg/l a koncentrace N-NO₂⁻ 1,74 mg/l.

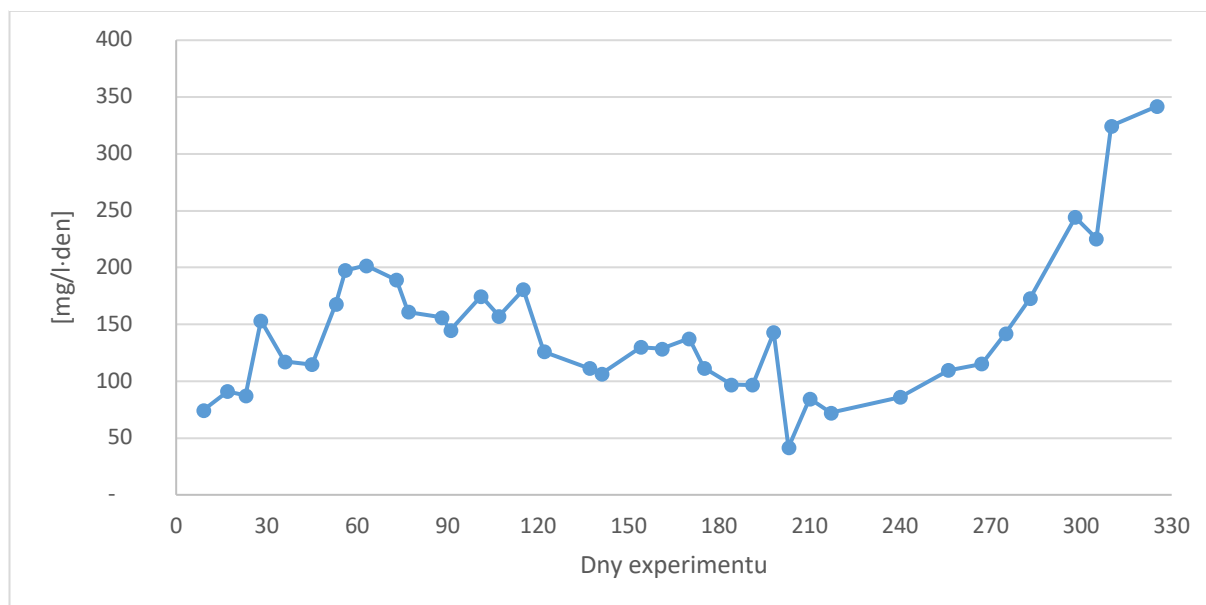
Graf 9: Všechny měřené formy dusíku



5.3.2 Ztížení N-amon

Na grafu číslo 10 je vidět objemové zatížení reaktoru N-amon. Průměrná hodnota zatížení je $145 \pm 53,8$ [mg/l·den]. V důsledku zvyšování průtoku v posledních 6ti týdnech experimentu zatížení narostlo vůči průměru o 197 [mg/l·den] až na 342 [mg/l·den].

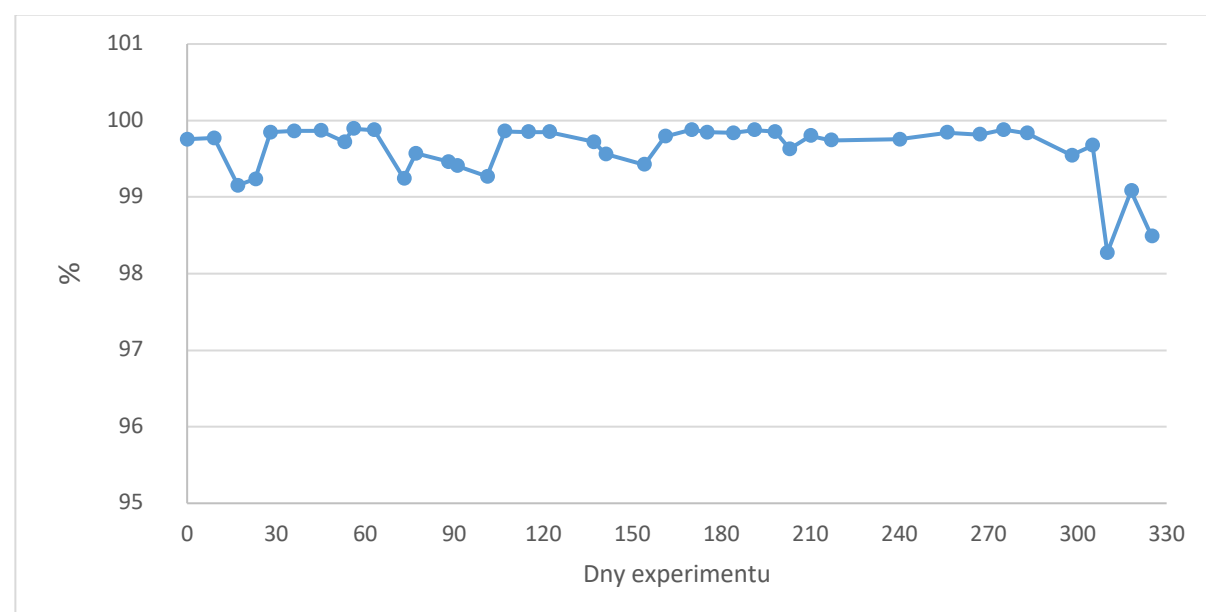
Graf 10: Zatížení N-amon



5.3.3 Účinnost odstranění N-amon

Účinnost odstranění N-amon dosahovala průměrně $99,6 \pm 0,36$. Na grafu číslo 11 lze pozorovat, že od dne experimentu 310, kdy došlo k zvýšení průtoku, účinnost odstranění N-amon klesá o 1,3 %.

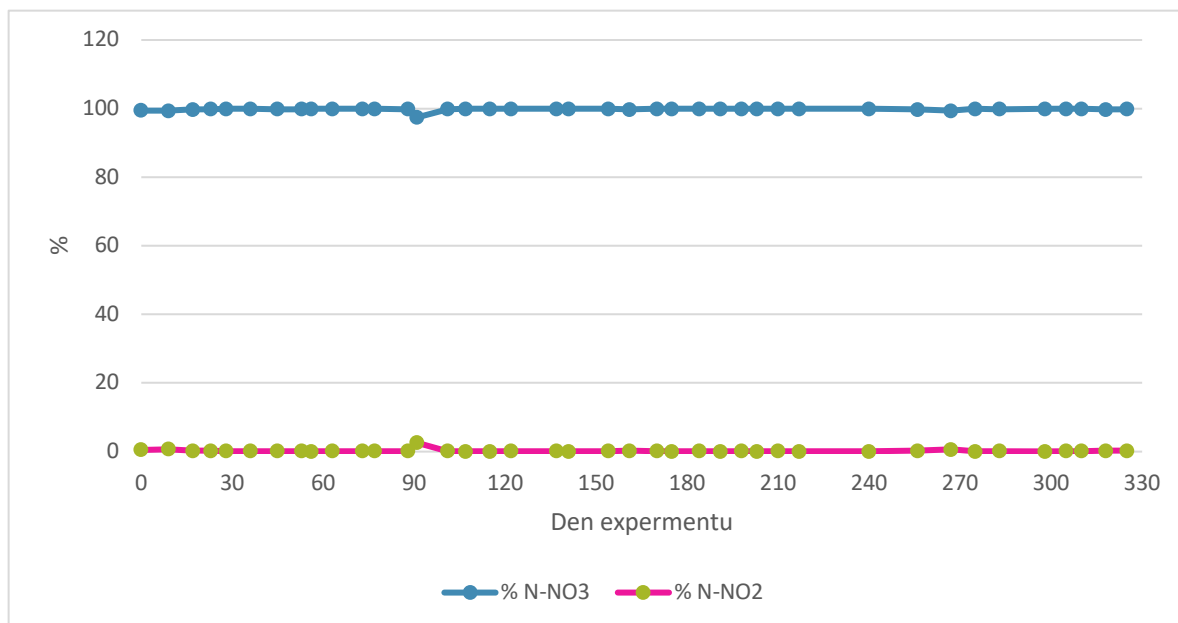
Graf 11: Účinnost odstranění N-amon



5.3.4 Produkty nitrifikace

Graf číslo 12 znázorňuje podíl produktů nitrifikace, je vidět, že většina produktu tvoří N-NO_3^- a to $99,8 \pm 0,41 \%$.

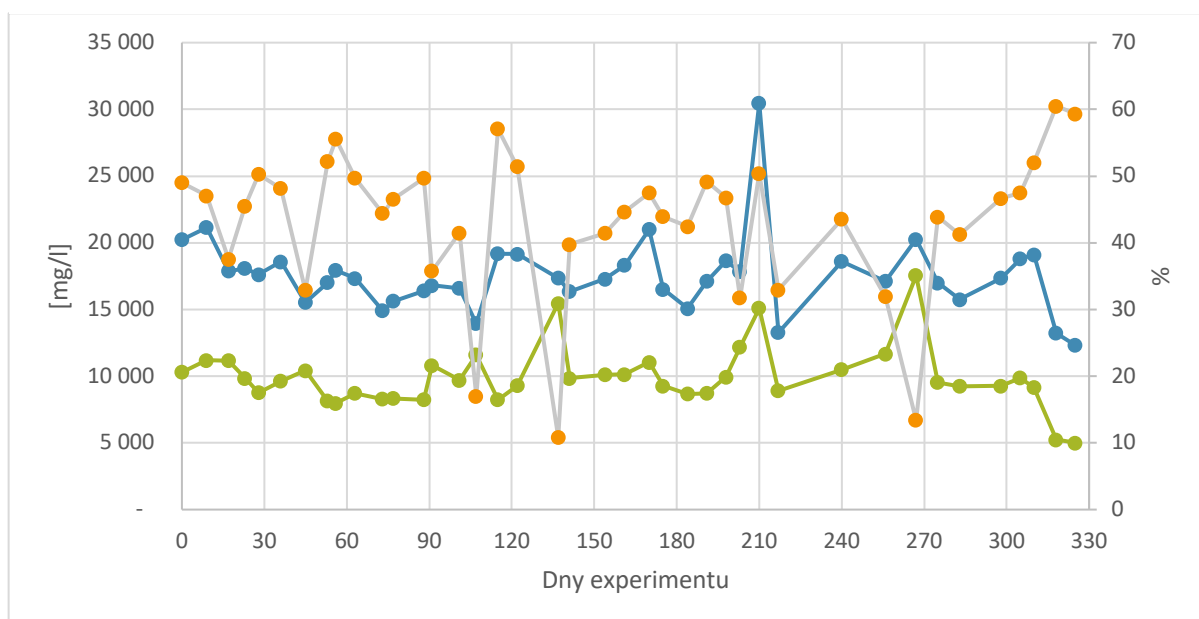
Graf 12: Procentuální podíl produktů nitrifikace



5.3.5 Změny v hodnotě CHSK

Na grafu číslo 13 je znázorněno porovnání koncentrace CHSK na vstupu do reaktoru a v reaktoru, resp. ve výstupu z něj. Z grafu je vidět, že CHSK v reaktoru kleslo v průměru o 43,3 %. Průměrná koncentrace CHSK na vstupu dosahovala $17\,200 \pm 2\,000$ mg/l. Kromě dne 210, kdy koncentrace CHSK významně převýšila průměr $30\,500$ mg/l. Průměrná koncentrace CHSK v reaktoru, resp. na výstupu je $9\,930 \pm 2\,230$ mg/l. Průměrně odstranění CHSK v období experimentu dosahovalo o $7\,270 \pm 2\,4200$ mg/l.

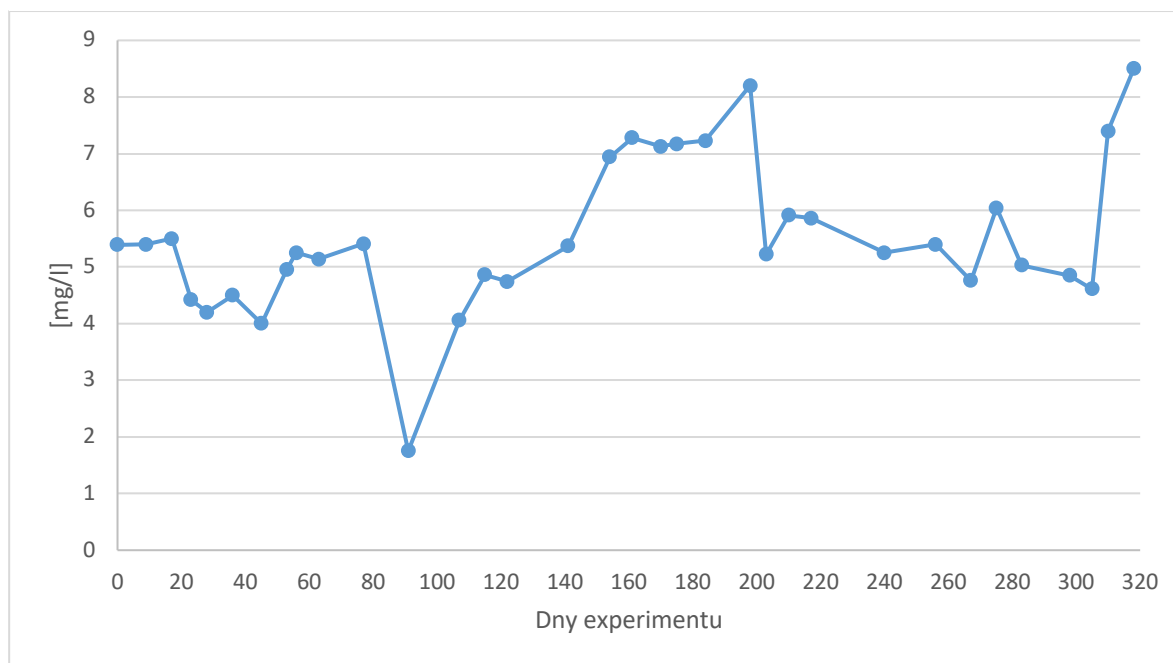
Graf 13: Porovnání hodnot CHSK



5.3.6 Obsah kyslíku v reaktoru

Na grafu číslo 14 je znázorněna koncentrace rozpuštěného kyslíku v reaktoru M2 průměrná hodnota dosahovala $5,46 \pm 0,98$ mg/l, kromě dní experimentu 198 v tento den byl obsah kyslíku v reaktoru vyšší než průměrná hodnota 8,2 naopak ve dne experimentu 91 byla hodnota obsahu kyslíku podprůměrné 1,75 mg/l.

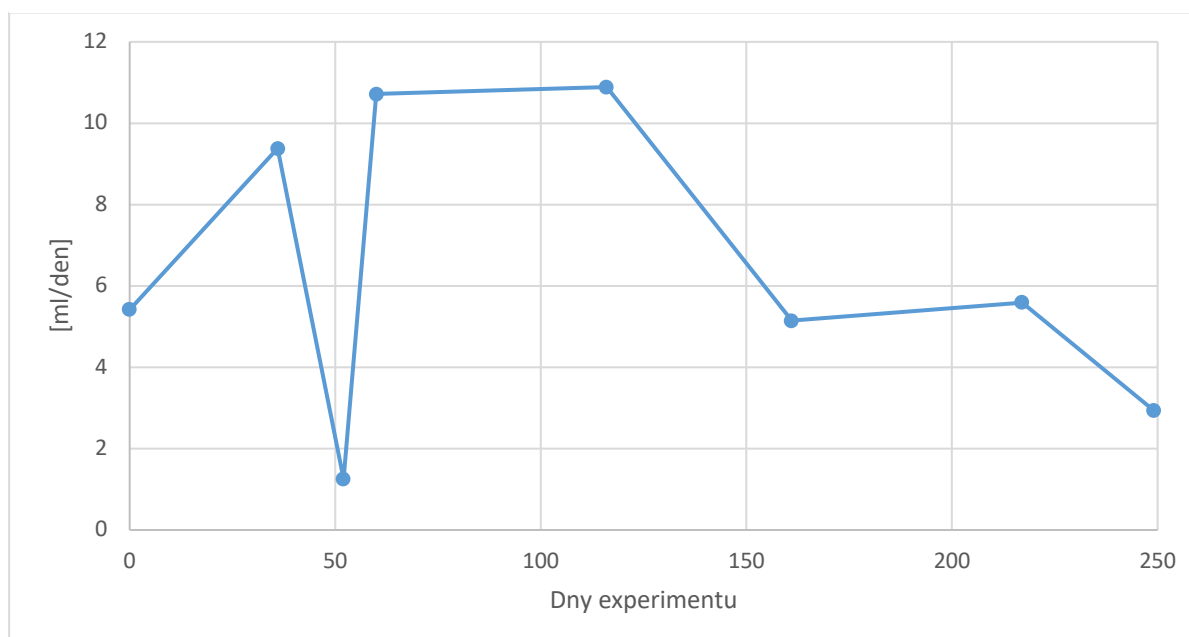
Graf 14: Obsah rozpuštěného kyslíku



5.3.7 Spotřeba alkalizačního činidla

Na grafu číslo 15 je vidět průběh spotřeby alkalizačního činidla (NaOH) průměrná spotřeba alkalizačního činidla činila $7,86 \pm 2,52$ ml/den kromě dne 52, kdy spotřeba na den činila 1,25 ml.

Graf 15: Spotřeba alkalizačního činidla



5.3.8 Průměrné hodnoty pH, teplota fugátu a rychlost průtoku fugátu

V následující tabulce číslo 7 jsou vidět průměrné hodnoty pH a teploty fugátu v reaktoru a rychlost průtoku fugátu do reaktoru. Průměrné hodnoty pH se pohybovaly v kyselé škále stupnice a to $6,38 \pm 0,51$ a průměrná teplota dosahovala $22,7 \pm 2,35$ °C. Průměrná rychlost průtoku fugátu se pohybovala $1,03 \pm 0,28$ za den.

Tabulka 7: Průměrné hodnoty pH, teploty a rychlosti průtoku fugátu

pH	Teplota [°C]	Průtok [l/den]
$6,38 \pm 0,51$	$22,7 \pm 2,35$	$1,03 \pm 0,28$

5.3.9 Průměrné hodnoty rozpuštěných látek a nerozpuštěných látek ve fugátu

V následujících tabulkách číslo 8 a 9 jsou vidět průměrné hodnoty rozpuštěných a nerozpuštěných látek ve fugátu.

Tabulka 8: Průměrné hodnoty rozpuštěných a nerozpuštěných látek ve fugátu na vstupu

Hodnoty na vstupu			
RL [g/l]	NL [g/l]	RL _{ORG} [g/l]	NL _{ORG} [g/l]
$12,8 \pm 1,72$	$7,69 \pm 1,42$	$7,16 \pm 2,25$	$7,76 \pm 0,85$

Tabulka 9: Průměrné hodnoty rozpuštěných látek a nerozpuštěných látek na výstupu

Hodnoty na výstupu			
RL [g/l]	NL [g/l]	RL _{ORG} [g/l]	NL _{ORG} [g/l]
$13,5 \pm 2,37$	$16,0 \pm 2,24$	$5,64 \pm 1,19$	$13,9 \pm 1,66$

6 Diskuse

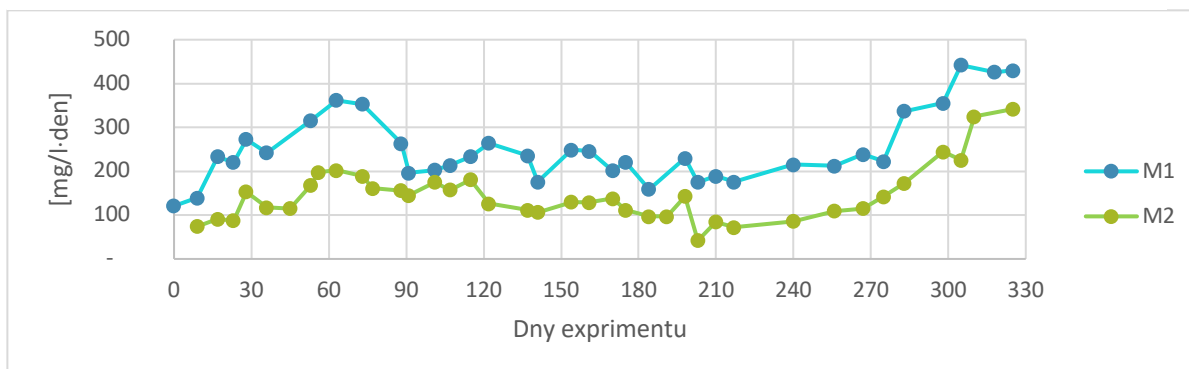
Úprava fugátu sníží rizika, která mohou nastat při přepravě, skladování, aplikaci na zemědělskou půdu atd. Nitrifikace stabilizuje fugát, aby nedocházelo k uvolňování N-amon. Přebytek N-amon je důležité eliminovat, aby nevstupoval do životního prostředí, kde může vyvolat nepříznivé účinky jak na lidské zdraví, tak na ekosystém. Při manipulaci s fugátem zmíněné výše patří mezi tyto účinky například eutrofizace vod s nadměrnou tvorbou řas a sinic, které následně produkují toxiny (Möller, 2015). Kromě toho může být amoniak toxický pro půdní mikroorganismy a negativně ovlivnit zdraví půdy – chemické vlastnosti půdy a snížení obsahu a rozmanitosti edafonu. Vystavení vysokým koncentracím N-amon může mít negativní dopady na lidské zdraví, jako jsou dýchací problémy a podráždění kůže. Mimo výše zmíněné negativní dopady na životní prostředí a lidské zdraví, je třeba zdůraznit, že N-amon může přispět také k emisím skleníkových plynů (Khan, et al., 2018).

6.1 Výhody předřazeného stripování

V rámci pokusu se dosáhlo při stripování průměrně 45,8 % účinnosti odstranění N-amon, a to bez jakékoliv přidání alkalizačního činidla. V článku Kurniawan, et al., (2006) nalezneme způsoby, jak zvýšit účinnost odstranění N-amon. Například zvýšením hodnoty pH na 10,8-11,5 dosáhneme vyšší účinnosti odstranění N-amon, nebo zvýšením teploty na 40-50 °C či průtoku vzduchu nebo páry. Všechny tyto způsoby, ale zapříčiní zvýšení nákladů na odstranění N-amon. Když se předřazeným stripováním odstraní část N-amon, menší množství N-amon se podrobí nitrifikaci a přeměně na N-NO_3^- . To bude mít za následek ušetření elektrické energie na provzdušňování procesu nitrifikace a snížení spotřeby chemických činidel. Za předpokladu, že při stripování N-amon je zachycen N-amon do roztoku kyseliny, vznikne nám anorganické hnojivo ($(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ nebo NH_4NO_3), a tím získáme z procesu stripování ještě cenné anorganické hnojivo (Lukehurst & Al Seadi, 2012). Přestože v literatuře je možno nalézt řadu zmínek o dosažení účinnosti stripování amoniaku z fermentačního zbytku, resp. z fugátu až 99 % vždy se jednalo o experimenty založené na úpravě pH, případně i teploty a dalších podmínek (Orupöld, et al., 2017). Výsledky presentované v této práci naznačují, že účinnosti 45,8 % je při zpracování fugátu možno docílit i bez úpravy pH. Za předpokladu kombinace stripování s následnou nitrifikací se tato účinnost jeví jako naprosto dostačující.

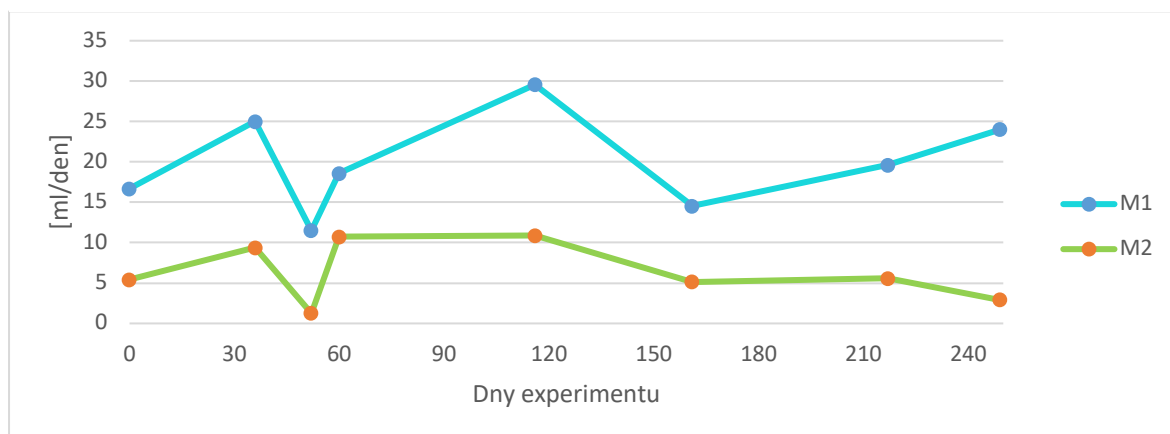
Předřazené stripování snížilo zatížení nitrifikačního reaktoru v daných podmínkách průměrně o cca 45,1 %. Průměrné zatížení reaktoru N-amon, je v M2 nižší o 119 mg/l-den. Za posledních 6ti týdnů experimentu v reaktoru M1 narostlo zatížení o 214 mg/l-den. Na grafu 16 je znázorněné zatížení reaktoru M1 a M2 v průběhu celého experimentu. Lze předpokládat, že v reaktoru M2 proces nitrifikace bude uspokojivě probíhat i při vyšším průtoku. Což se potvrdilo při odstraňování N-amon.

Graf 16: Porovnání zatížení N-amon v reaktoru M1 a M2



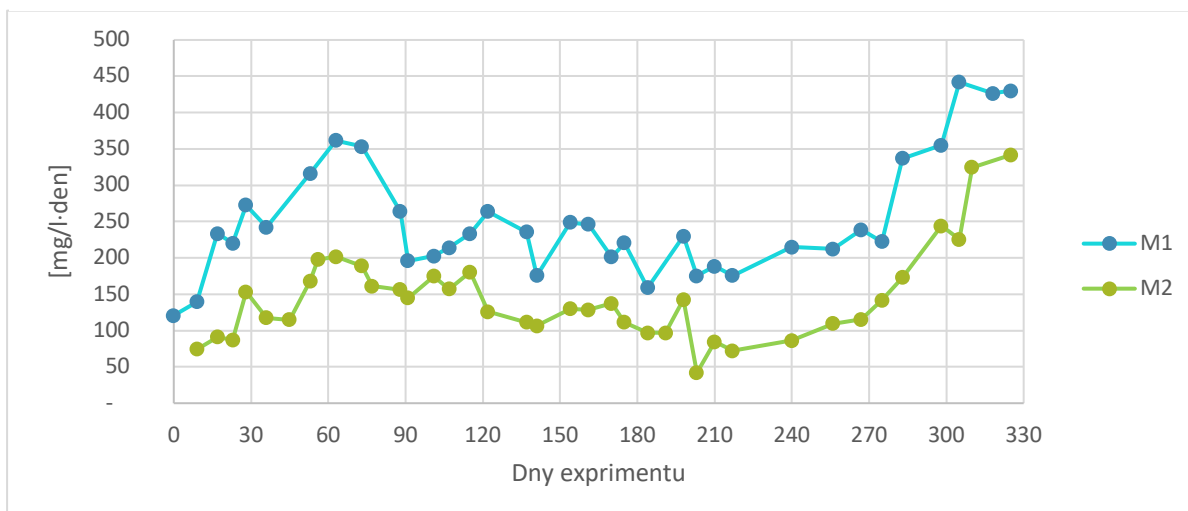
Další výhodou předřazeného stripování bylo snížení spotřeby alkalizačního činidla. Alkalizační činidlo bylo v rámci popsaných experimentů dávkováno s cílem eliminovat extrémní pokles hodnoty pH, ke kterému dochází v důsledku nitrifikace probíhající v prostředí fugátu. Tento pokles by mohl negativně ovlivnit další průběh nitrifikaci, popřípadě ji dokonce úplně zastavit (Švehla, et al., 2017). Pokus ukázal, že díky předřazenému stripování klesla průměrná spotřeba alkalizačního činidla potřebného k nitrifikaci o 60,2 %. Na grafu 17 je vidět rozdíl mezi průměrnou spotřebou NaOH v reaktorech M1 a M2. Tato úspora nejen, že vede ke snížení nákladů na provoz. Vliv NaOH nemá pozitivní účinky, a proto pro využití fugátu na zemědělskou půdu je potřeba minimalizovat spotřebu NaOH při nitrifikaci fugátu.

Graf 17: Porovnání spotřeby alkalizačního činidla v M1 a M2



NaOH může vykazovat negativní dopad na půdní kvalitu a zdravotní stav rostlin, zejména při použití vysokých koncentrací. V případě jeho použití je třeba dbát na aplikaci v omezených množstvích a v oblastech, kde lze sledovat jeho dopad na ekosystém (Bao, et al., 2019). Proto v praxi by se mělo k alkalizaci použít spíše vápno, které má naopak zlepšující účinky na půdu. Aplikace vápna zlepšuje půdní fyzikální vlastnosti, produkci plodin, kořenový růst a příjem živin (Liu, et al., 2018). Předřazené stripování přineslo ještě další výhodu, a to snížení spotřeby rozpuštěného kyslíku ve fugátu. Na grafu 18 je vidět, že obsah kyslíku v reaktoru M2 je při srovnatelném průtoku fugátu oběma reaktory ve většině případů vyšší než v reaktoru M1. To nám naznačuje nižší spotřebu kyslíku v reaktoru M2. Lze tedy předpokládat určitou úsporu na energii pro provzdušňování. Zde je zajímavý námět na další výzkum ohledně získání přesnějších výsledků.

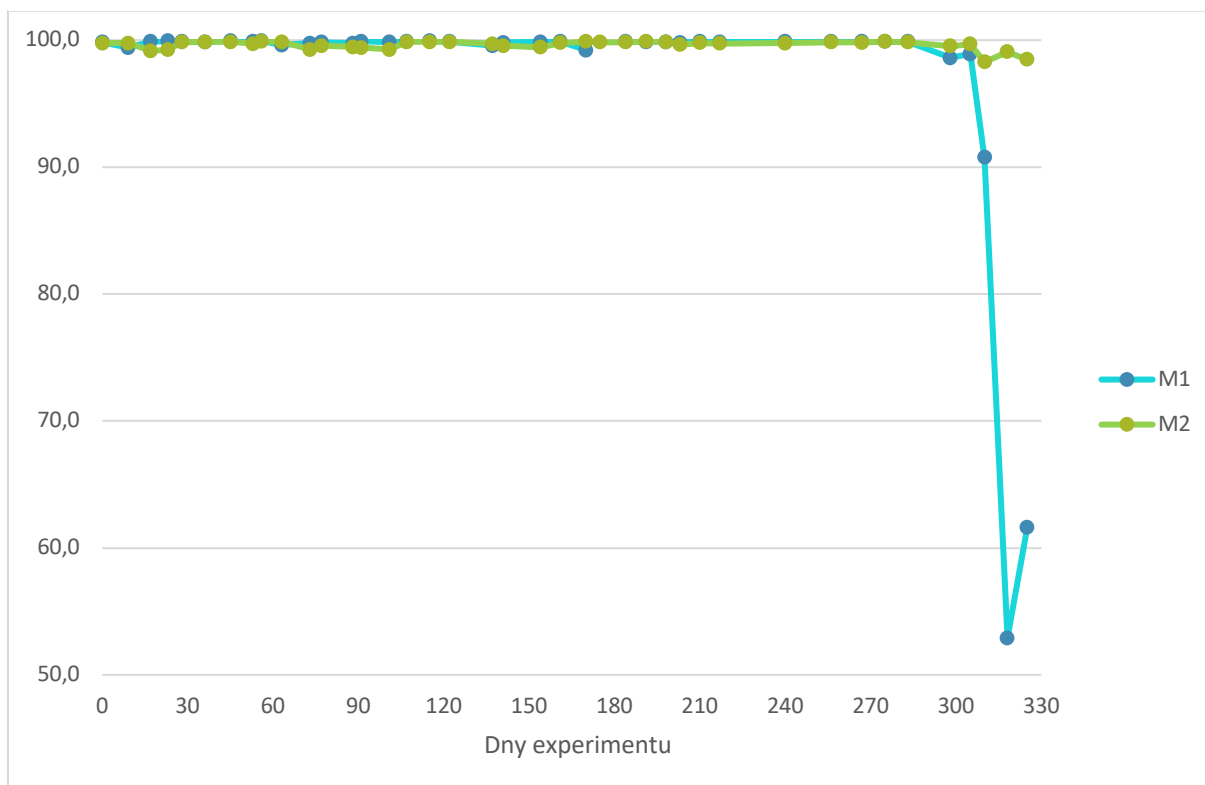
Graf 18: Porovnání obsahu rozpuštěného kyslíku v reaktoru M1 a M2



6.2 Účinnost odstranění N-amon

Při porovnání účinnosti odstranění N-amon se v obou reaktorech ukázala velice vysoká dosahující průměrná účinnost odstranění 99 % jak je vidět na grafu číslo 19. Přeměnění N-amon na N-NO_3^- při nitrifikaci fugátu je v případě aplikace fugátu na zemědělskou půdu vhodné jako zdroj živin pro rostliny. Přeměna N-amon je důležitá pro lepší příjem dusíku rostlinami a pro minimalizaci negativních vlivů na životní prostředí a zdraví lidí (Khan, et al., 2018). Na grafu (19) je dále vidět, že od 283 dne experimentu v reaktoru M1 začala klesat účinnost odstranění N-amon, která 318. den experimentu dosahovala pouhých 52,9 %. Naopak v reaktoru M2 taková situace nenastala, 310. den experimentu dosahovala pouhých 98,3 % a 325 den experimentu se účinnost odstranění N-amon zvedla na 98,5 %. Tento výsledek dokazuje, že předřazené stripování může přinést účinnou ochranu před přetížením reaktoru dusíkem v důsledku snížení zatížení dusíkem (viz předchozí kapitola).

Graf 19: Porovnání účinnosti odstranění N-amon v reaktoru M1 a M2



6.3 Produkty nitrifikace

V obou reaktorech docházelo k dokonalé přeměně N-amon na N-NO_3^- a minimální produkce N-NO_2^- . To ukazuje příznivý průběh procesu nitrifikace.

Většinové zastoupení N-NO_3^- je důležité, protože mezi hlavní formy dusíku, které jsou pro rostliny dostupné v půdě, patří dusičnany. N-NO_3^- se jeví jako klíčový faktor pro růst rostlin, jelikož slouží jako vhodný zdroj dusíku. Kromě toho bylo prokázáno, že N-NO_3^- příznivě ovlivňuje produktivitu rostlin tím, že podporuje fotosyntézu a fixaci uhlíku. N-NO_3^- zároveň plní klíčovou funkci v regulaci rostlinných hormonů, což má vliv na růst a vývoj rostlin. Nadto je N-NO_3^- schopný zvyšovat toleranci rostlin vůči abiotickým stresorům, jako je např. zasolení a sucho, a to díky regulaci vodní bilance a osmotického potenciálu rostliny (Khaled, et al., 2019).

Naopak dusitanový dusík je ve vysokých koncentracích toxický pro mnoho druhů rostlin. Jeho toxicita spočívá v narušení různých fyziologických procesů rostliny, včetně fotosyntézy, dýchání a metabolismu dusíku. Vysoké hladiny dusitanů mohou inhibovat růst kořenů, snížit obsah chlorofylu a omezit rychlost fotosyntézy rostlin. Toxicita dusitanů může vést k akumulaci reaktivních forem kyslíku (ROS) v rostlinných buňkách, což následně může způsobit oxidační poškození buněčných složek, jako jsou proteiny, lipidy a DNA. Dusitany mohou narušit elektronový transportní řetězec v mitochondriích, což vede ke snížení produkce ATP a zvýšení produkce ROS. Dusitany také mohou interferovat s aktivitou různých enzymů zapojených do metabolismu dusíku, jako je nitrátreduktáza a glutaminsyntetáza, což následně vede k narušení asimilace dusíku v rostlině (Zhu, et al., 2002).

6.4 Odstranění CHSK

Nebyly zjištěny velké rozdíly mezi reaktorem M1 a M2 v odstranění CHSK. V reaktoru M1 bylo průměrné odstranění hodnoty CHSK $36,0 \pm 13,2$ % a v reaktoru M2 bylo průměrné odstranění $43,3 \pm 10,8$ %.

Odstranění CHSK se může zdát jako znehodnocení fugátu, protože naznačuje úbytek organické hmoty ve fugátu. Organická hnojiva přispívají ke zlepšení zdraví půdy – zlepšují strukturu půdy, retenci vody a podporují růst půdních mikroorganismů, které napomáhají dobrému stavu půdy. Pestrost mikroorganismů v půdě napomáhá i k lepšímu koloběhu živin. To má za následek lepší růst a produktivitu rostlin (Gupta, et al., 2018).

Na druhou stranu, když fugát projde procesem nitrifikace, bude daleko stabilnější, nebude nepříjemně zapáchat. Dalším benefitem je, že se při rozkladu organické hmoty v aerobních podmínkách panujících v nitrifikačním reaktoru nebude uvolňovat metan, který by negativně působil na životní prostředí (Alvarez & Steinbach, 2018).

7 Závěr

Kombinace předřazeného stripování a následné nitrifikace se v souladu s první hypotézou práce potvrdila jako výhodné zpracování fugátu za účelem jeho znovuvyužití. Proces stripování při zachycení N-amon může vést k získání cenného anorganického hnojiva v podobě $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ nebo NH_4NO_3 . Další výsledný produkt, tedy zpracovaný fugát je vhodný pro přímou aplikaci na zemědělskou půdu jako hnojivo bohaté na anorganické i organické látky. Ale před samotnou aplikací na půdu můžeme daleko lépe fugát uchovávat, protože je stabilizovaný a dusík neuniká do prostředí v podobě N-anon, ale je v podobě N- NO_3 , která je mnohem přístupnější pro rostliny. Dále takto upravený se může dále tepelně zahušťovat, a tím se ještě sníží náklady na skladování a přepravu.

Zpracování fugátu předupraveného stripováním nitrifikací se ve srovnání s nitrifikací surového fugátu ukázalo jako lepší varianta z hlediska stability nitrifikačního procesu při vyšším průtoku zpracovávaného fugátu. To bylo důsledkem snížení zatížení reaktoru dusíkem předcházejícím stripováním. V reaktoru M2 nitrifikace probíhala na rozdíl od M1 bez výrazných změn v účinnosti odstranění N-amon při srovnatelném navýšení průtoku fugátu v obou reaktorech.

Hypotéza týkající se předpokladu, že separace části amoniakálního dusíku stripováním amoniaku před zpracováním fugátu nitrifikací povede ke snížení nároků na dodávku vzduchu do nitrifikačního reaktoru byla v zásadě také potvrzena. V reaktoru M2 byla naměřena vyšší koncentrace rozpuštěného kyslíku přibližně o 14 % v podmínkách, kdy průtok fugátu do reaktorů byl srovnatelný a intenzita provzdušňování byla také srovnatelná v obou reaktorech. To ukazuje, že při nitrifikaci v reaktoru M2 byla menší spotřeba kyslíku. Nicméně, je potřeba další podrobnější výzkum k získání přesnějších výsledků o snížení nároku na kyslík při nitrifikaci a následné úspoře na provzdušňování.

Třetí hypotéza předpokládající, že snížení koncentrace amoniakálního dusíku ve fugátu, ke kterému povede stripování amoniaku, sníží nároky na spotřebu alkalizačního činidla v nitrifikačním reaktoru byla rovněž potvrzena. Předřazené stripování vedlo ke snížení nároků na spotřebu alkalizačního činidla o 60,2 %. Toto snížení má významný dopad na finanční úsporu a zamezuje případným potížím při aplikaci zpracovaného fugátu na půdu.

V obou reaktorech byly zaznamenány excelentní výsledky nitrifikace. Ale reaktor M2 se ukázal jako efektivnější varianta. I když bude prvotní investice na budování zařízení na stripování fugátu s následnou nitrifikací větší, z výzkumu vyplývá, že předřazené stripování může přinést úspory provozních nákladů při nitrifikaci fugátu a zajišťuje větší stabilitu při navyšování zatížení nitrifikačního reaktoru. Podle dosavadních výsledků by varianta s předřazeným stripováním mohla představovat efektivnější, úspornější a ekologičtější řešení ve srovnání s nitrifikací surového fugátu.

8 Citovaná literatura

Calábková, K., Malíková, P., Heviánková, S. & Červenková, M., 2018. Recycling of phosphorus and ammonia nitrogen from digestate. *GeoScience Engineering*, pp. 36-39.

Xia, A. & Murphy, D. J., 2016. Microalgal Cultivation in Treating Liquid Digestate from Biogas Systems. *Trends in Biotechnology*, Issue 34, p. 264–275.

Albuquerque, J. A., De La Fuente, C. & Bernal, M. P., 2012. Chemical properties of anaerobic digestates affecting C and N dynamics in amended soils. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 1 Říjen, Svazek 160, pp. 15-22.

Švehla, P. a další, 2017. Nitrification in a completely stirred tank reactor treating the liquid phase of digestate: The way towards rational use of nitrogen. *Waste Management*, Issue 64, pp. 96-106.

Bergstrand, K. J., Asp, H. & Hultberg, M., 2020. Utilizing Anaerobic Digestates as Nutrient Solutions in Hydroponic Production Systems. *Sustainability*, Issue 23, p. 10076.

Bolzonella, D., Fatone, F., Gottardo, M. & Frison, N., 2018. Nutrients recovery from anaerobic digestate of agro-waste: Techno-economic assessment of full scale applications. *Journal of Environmental Management* 216, pp. 111-119.

Bouallagui, H., Touhami, Y. & Handi, M., 2005. Bioreactor Performance in Anaerobic Digestion of Fruit and Vegetable Wastes: Review. *Process Biochemistry*, Issue 40, pp. 989-995.

Brandejsová, E. & Příbyla, Z., 2010. *Bioplynové stanice: (zásady zřizování a provozu plynového hospodářství)2.*. Praha: Gas.

Busato, V., Polo-López, F., Campos-Fernández, J. L. & Molino, A., 2020. Membrane processes for the treatment and valorization of digestate: A critical review. *Journal of Cleaner Production*.

Świątczak, P., Cydzik-Kwiatkowska, A. & Zielińska, M., 2019. Treatment of the liquid phase of digestate from a biogas plant for water reuse. *Bioresource technology*, Issue 276, pp. 226- 235.

Dohányos, M., Zábranská, J. & Jeníček, P., 1996. *Anaerobní technologie v ochraně životního prostředí*. Praha: skriptum VŠCHT.

Drosg, B. a další, 2015. *Nutrient Recovery by Biogas Digestate Processing*. United Kingdom: IEA Bioenergy.

Ekman, K. a další, 2020. Thermal Thickening of Anaerobic Digestate: Evaluation of Energy and Nutrient Recovery Potential. *Waste and Biomass Valorization*.

Fechter, M. & Kraume, M., 2016. Digestate Treatment Techniques. *Czasopismo Techniczne*.

Gajc-Wolska, M., Kostrzevska, M. K. & Wolski, M., 2018. Comparison of the use of mineral fertilizer and digestate from agricultural biogas stations in crop production. *Archives of Agronomy and Soil Science*, Issue 64, pp. 833-845.

Gay, S. & Knowlton, K., 2009. Ammonia Emissions and Animal Agriculture. *Virginia Cooperative Extension*, pp. 1-5.

G, B. a další, 2019. Statistical analysis for the quality assessment of digestates from separately collected organic fraction of municipal solid waste (OFMSW) and agro-industrial

feedstock. Should input feedstock to anaerobic digestion determine the legal status of digestate?. *Waste Management*, pp. 546-558.

Giuseppe, M. a další, 2020. Performance evaluation of digestate spreading machines in vineyards and citrus orchards: preliminary trials. *Heliyon*.

Grady, C. P. L., Daigger, G. T. & Lim, H. C., 1999. *Biological Wastewater Treatment*. New York: Marcel Dekker.

Guilayn, F. a další, 2019. Digestate mechanical separation: Efficiency profiles based on anaerobic digestion feedstock and equipment choice. *Bioresource Technology*, pp. 180-189.

Hidayah, N. a další, 2020. Ammonia Stripping for Nutrient Recovery from Digestate: A Critical Review. *Journal of Environmental Management*.

Hjorth, M., Christensen, K. V., Christensen, M. L. & Sommer, S. G., 2011. Solid–Liquid Separation of Animal Slurry in Theory and Practice. *Agriculture Volume*, Issue 2, pp. 953-986.

Horáková, M., 2003. *Analytika vody*. Praha: VŠCHT.

Johnson, T., Eskicioglu, C. & Hisseini, K. E., 2017. Advanced anaerobic digestion of municipal sludge using a novel and energy-efficient radio frequency pretreatment system. *Water Research*, pp. 70-81.

Kaparaju, P., Rintala, J. & van Lier, J. B., 2009. Nutrient recovery from anaerobic digestate: a review of the state of the art. *Bioresource Technology*, 100(22), pp. 5378-5384.

Kinidi, L. a další, 2018. Recent Development in Ammonia Stripping Process for Industrial Wastewater Treatment. *International Journal of Chemical Engineering*, Issue 2018, pp. 1-14.

Koszel, M. & Lorencowicz, E., 2015. Agricultural Use of Biogas Digestate as a Replacement Fertilizers. *Agriculture and Agricultural Science Procedia*, Issue 7, pp. 119-124.

Kuusik, A., Pachel, K. & Loigu, E., 2017. Possible agricultural use of digestate.. *Proceedings of the Estonian Academy of Sciences*, Issue 66, pp. 64-74.

Lukehurst, C. T., Frost, P. & Al Seadi, T., 2010. Utilisation of digestate from biogas plants as biofertiliser. *IEA bioenergy*, pp. 1-36.

Lukehurst, T. & Al Seadi, T., 2012. *Quality management of digestate from biogas plants used as fertiliser*. United Kingdom: IEA Bioenergy.

Marada, P. e. a., 2008. Příručka pro nakládání s digestátem a fůgátem. *eagri*.

Marazzi, F. a další, 2017. A novel option for reducing the optical density of liquid digestate to achieve a more productive microalgal culturing. *Algal Research*, Issue 24, pp. 19-28.

Meixner, K. a další, 2015. Effect of precipitating agents on centrifugation and ultrafiltration performance of thin stillage digestate. *Separation and Purification Technology*, Issue 145, pp. 154-160.

Monlau, F. a další, 2015. New opportunities for agricultural digestate valorization: current situation. *Energy & Environmental Science*, Issue 8, pp. 2600-2621.

Möller, K., 2015. Effects of anaerobic digestion on soil carbon and nitrogen turnover, N emissions, and soil biological activity. *Agronomy for Sustainable Development*, Issue 35, pp. 1021-1041.

Murphy, J., Braun, R., Weiland, P. & Wellinger, A., 2011. *Biogas from Crop Digestion*. místo neznámé: IEA Bioenergy.

Odell, L. H. a další, 1996. Controlling nitrification in chloraminated systems. *American Water Works Association*, Issue 88, pp. 86-98.

Perazzolo, F., Mattachini, G., Riva, E. & Provolo, G., 2017. Nutrient Losses during Winter and Summer Storage of Separated and Unseparated Digested Cattle Slurry. *Environmental Quality*, Issue 46, pp. 879-888.

Pitter, P., 2015. *Hydrochemie 5. aktualizované a doplněné vydání*. Praha: Vysoká škola chemicko-technologická v Praze.

Radechovský, J. a další, 2013. Inhibiční působení sloučenin dusíku při nitrifikaci odpadních vod. *Chemické listy*, pp. 892-896.

Rahman, M. M. a další, 2014. Production of slow release crystal fertilizer from wastewaters through struvite crystallization. *Arabian Journal of Chemistry*, Issue 7, pp. 139-155.

Ronga, D. a další, 2019. Effects of solid and liquid digestate for hydroponic baby leaf lettuce (*Lactuca sativa* L.) cultivation. *Scientia Horticulturae*, Issue 244, p. 172–181.

Ruiz, G., Jeison, D. & Chamy, R., 2003. Nitrification with high nitrite accumulation for the treatment of wastewater with high ammonia concentration. *Water Research*, Issue 37, pp. 1371-1377.

Rutz, D. a další, 2011. Organic Waste for Biogas Production in Urban Areas. *19th European Biomass Conference and Exhibition*, pp. 2125 - 2131.

Sheets, J. P. a další, 2015. Beyond land application: Emerging technologies for the treatment and reuse of anaerobically digested agricultural and food waste. *Waste Management*, Issue 44, pp. 94-115.

Siebielec, G., Siebielec, S. & Lipski, D., 2018. Long-term impact of sewage sludge, digestate and mineral fertilizers on plant yield and soil biological activity. *Cleaner Production*, Issue 187, pp. 372-379.

Smith, J., Johnson, S. & Lee, M., 2019. The Effects of Digestate from Biogas Plants on Fuel, Composting, and Construction Materials: A Comprehensive Review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, Issue 112, pp. 299-311.

Straka, F. a další, 2006. *Bioply, příručka pro výuku, projekci a provoz bioplynové stanice II. Rozšířené a doplněné vydání*. Praha: GAS s.r.o..

Tambone, F. a další, 2010. Assessing amendment and fertilizing properties of digestates from anaerobic digestion through a comparative study with digested sludge and compost. *Chemosphere*, Issue 81, p. 577– 583.

Tampio, E., Salo, T. & Rintala, J., 2016. Agronomic characteristics of five different urban waste digestates. *Journal of Environmental Management*, Issue 169, p. 293–302.

Tarre, S. & Green, M., 2004. High-Rate Nitrification at Low pH in Suspended- and Attached-Biomass Reactors. *Applied and Environmental Microbiology*, Issue 70, pp. 6481-6487.

Tlustoš, P. a další, 2014. *Stanovení fyzikálních a chemických vlastností pevných a kapalných složek digestátu bioplynových stanic: CERTIFIKOVANÁ METODIKA*. Praha: Česká zemědělská univerzita v Praze.

Valentinuzzi, F. a další, 2020. The fertilising potential of manure-based biogas fermentation residues: pelleted vs. liquid digestate. *Heliyon*, Issue 6, p. 2.

Zabed, H. M., Qi, X., Yun, J. & Zhang, H., 2019. Anaerobic Digestion of Microalgae Biomass for Methane Production. *Microalgae Biotechnology for Development of Biofuel and Wastewater Treatment*, pp. 397-421.

Zhu, L. a další, 2013. Nutrient removal and biodiesel production by integration of freshwater algae cultivation with piggery wastewater treatment. *Water Research*, Issue 47, pp. 4294-4302.

9 Seznam grafů

Graf 1: Koncentrace N-amon před a po stripování a účinnost stripování.....	39
Graf 2: Veškeré měřené formy dusíku.....	40
Graf 3: Zatížení N-amon.....	41
Graf 4: Účinnost odstranění N-amon.....	41
Graf 5: Procentuální podíl produktů nitrifikace.....	42
Graf 6: Porovnání hodnot CHSK.....	42
Graf 7: Obsah rozpuštěného kyslíku.....	43
Graf 8: Spotřeba alkalizačního činidla.....	43
Graf 9: Všechny měřené formy dusíku.....	45
Graf 10: Zatížení N-amon.....	46
Graf 11: Účinnost odstranění N-amon.....	46
Graf 12: Procentuální podíl produktů nitrifikace.....	47
Graf 13: Porovnání hodnot CHSK.....	47
Graf 14: Obsah rozpuštěného kyslíku.....	48
Graf 15: Spotřeba alkalizačního činidla.....	48
Graf 16: Porovnání zatížení N-amon v reaktoru M1 a M2.....	50
Graf 17: Porovnání spotřeby alkalizačního činidla v M1 a M2.....	51
Graf 18: Porovnání obsahu rozpuštěného kyslíku v reaktoru M1 a M2.....	51
Graf 19: Porovnání účinnosti odstranění N-amon v reaktoru M1 a M2.....	52

10 Seznam obrázků

Obrázek 1: Rozklad organické hmoty (Drosg, a další, 2015).....	11
Obrázek 2: Využití fermentačního zbytku, (Pitter, 2015) upraveno autorem práce.....	18
Obrázek 3: Schéma dekantační odstředivky (Drosg, a další, 2015)	19
Obrázek 4: Schéma šnekového lisu (Drosg, a další, 2015)	20
Obrázek 5: Schéma tlakového separátoru (Drosg, a další, 2015).....	21
Obrázek 6: Zleva: Bioplynový reaktor v zemědělském družstvu Červené Janovice, Fermentační zbytek uskladněn v železobetonové nezastropené jímce, (Vondrášková 2022)..	28
Obrázek 7: Stripovací kolona	29
Obrázek 8: Reaktor M1	30
Obrázek 9: Reaktor M2	31
Obrázek 10: Stanovení N-amon.....	32
Obrázek 11: Stanovení N-NO ₂ ⁻	32
Obrázek 12: Spektrofotometr DR 3900, firmy HACH LANGE	33
Obrázek 13: Zleva: Stanovení CHSK, Mineralizační box, firmy HACH	33
Obrázek 14 pH metr WTW pH 340i.....	34
Obrázek 15 Oxymetr WTW Oxi 3210.....	34
Obrázek 16: Laboratorní sušárna firmy Ecocell, laboratorní muflová pec Elsklo typu MF5 ..	35
Obrázek 17: Odstředivka firmy Sigma	36

11 Seznam tabulek

Tabulka 1: Obsah těžkých kovů přítomných ve fermentačním zbytku	17
Tabulka 2: Hlavních prvky obsažené ve fugátu.....	23
Tabulka 3: Průměrné vlastnosti výsledného fugátu z bioplynové stanice Červené Janovice...	28
Tabulka 4: Průměrné hodnoty pH, teploty a rychlosti průtoku fugátu	44
Tabulka 5: Průměrné hodnoty koncentrace rozpuštěných látek a nerozpuštěných látek ve fugátu na vstupu	44
Tabulka 6: Průměrné hodnoty koncentrace rozpuštěných látek a nerozpuštěných látek ve fugátu na výstupu	44
Tabulka 7: Průměrné hodnoty pH, teploty a rychlosti průtoku fugátu	49
Tabulka 8: Průměrné hodnoty rozpuštěných a nerozpuštěných látek ve fugátu na vstupu	49
Tabulka 9: Průměrné hodnoty rozpuštěných látek a nerozpuštěných látek na výstupu	49