

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra agroenvironmentální chemie a výživy rostlin



**Česká zemědělská
univerzita v Praze**

**Identifikace optimálních podmínek pro poloprovozní
nitrifikační reaktor zpracovávající fugát**

Diplomová práce

Autor práce: František Humpál

Obor studia: Technologie zpracování a využití odpadů

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

© 2019/2020 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci "Identifikace optimálních podmínek pro poloprovozní nitrifikační reaktor zpracovávající fugát" jsem vypracoval samostatně pod vedením vedoucího diplomové práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autor uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne 22.07.2020

Poděkování

Rád bych touto cestou vyjádřil poděkování Ing. Pavlu Švehlovi, Ph.D. za jeho cenné rady, doporučení a trpělivost při vedení mé diplomové práce. Velmi si vážím, že mi diplomovou práci vedl právě on. Taktéž bych chtěl poděkovat Ing. Pavlu Míchalovi, Ph.D. za vstřícnost, ochotu a především technickou pomoc. Díky jeho vynalézavosti jsem si z diplomové práce odnesl více než jen teoretické znalosti. V neposlední řadě bych také rád poděkoval Ing. Liz Mabel Vargas Cáceres za její důkladné zaškolení do chodu laboratoře a obdivuhodnou ochotu.

Výzkum realizovaný v rámci diplomové práce byl součástí aktivit spojených s řešením projektu podporovaného MZe ČR v rámci NAZV, registrační číslo projektu QK1710176. Děkujeme poskytovateli dotace za finanční podporu výzkumu.

Identifikace optimálních podmínek pro poloprovozní nitrifikační reaktor zpracovávající fugát

Souhrn

Tato diplomová práce se zabývá možností uplatnění biologického procesu nitrifikace jako možné úpravy kapalné frakce fermentačního zbytku z bioplynové stanice, tedy fugátu. Fugát je používán jako hnojivo bohaté na dusík. Avšak dusík se ve fermentačním zbytku vyskytuje především ve formě N-amon. Tato forma dusíku je poněkud nestálá a snadno těká do ovzduší, právě nitrifikace dokáže tuto formu převést na dusičnany, které jsou charakteristické daleko větší stabilitou a nedochází tedy ke ztrátám této důležité živiny. V práci jsou posuzovány faktory, které efektivitu nitrifikace pozitivně či negativně ovlivňují. Bylo využito celkem tři nitrifikačních reaktorů – reaktor M1, reaktor M2 a poloprovozní reaktor. Reaktory M1 a M2 jsou laboratorní reaktory, na kterých bylo zjišťováno, při jak nízké hodnotě pH a při jakém maximálním zatížení systému amoniakálním dusíkem lze stále dosáhnout efektivní nitrifikaci. Poznatky z laboratorních modelů byly poté uplatněny při zavádění poloprovozního reaktoru umístěného přímo v areálu bioplynové stanice Červené Janovice. Z této zemědělské bioplynové stanice pochází také substrát pro výše zmíněné reaktory.

Laboratorní modely o objemu 5 l byly provozovány po dobu 387 dní. Model M1 sloužil k ověření, zda nitrifikace může probíhat i při hodnotách pH nižších než 5. Po postupném snižování nastavené hodnoty pH se podařilo dosáhnout účinné nitrifikace při hodnotě pH 4,5.

Model M2 sloužil k nalezení maximálního zatížení systému dusíkem. Původním cílem bylo dosáhnout 80 % konverze N-amon při zatížení 0,5 kg N-amon/m³/den. Tento cíl byl nejen úspěšně splněn, ale podařilo se zatížení navýšit o dalších 20 %.

Na základě poznatků z laboratorních modelů byl sestaven a provozován poloprovozní model o objemu 1 000 l. Zde již byla snaha zajistit nitrifikaci a spojit požadavky jak na hodnotu pH, tak na nejvyšší možné zatížení. Přestože nebylo prvotní uvedení do provozu zcela úspěšné, neboť docházelo k hromadění dusitanového dusíku, podařilo se po druhé inokulaci reaktor stabilizovat a ke konci pokusu (206 dní) bylo dosaženo nitrifikace při hodnotě pH 5,0 a zatížení 0,06 kg N-amon/m³/den. Při těchto podmínkách se podařilo dosáhnout 99% účinnosti převedení N-amon s 99% zastoupením dusičnanového dusíku mezi produkty nitrifikace.

Klíčová slova: bioplynová stanice, digestát, fugát, nitrifikace, ztráty dusíku, poloprovod

Identification of Optimal Conditions for the Operation of Pilot Plant Nitrification Reactor for the Treatment of the Liquid Phase of Digestate

Summary

The aim of this diploma thesis was to use the biological process of nitrification as a possible treatment method for the liquid phase of digestate from the biogas plant - liquid phase of digestate (LPD). is used as a nitrogen-rich fertilizer. However, majority of nitrogen in the LPD occurs in a form of total ammonia nitrogen (TAN; the sum of N-NH_4^+ and N-NH_3). This form of nitrogen is highly unstable and easily volatilizes into the atmosphere. The process of nitrification allows this form to be converted to nitrate, which is much more stable and therefore the reduction of the loss of important nutrient could be achieved. The thesis identifies the factors that affect nitrification either positively or negatively. Three nitrification reactors were used - reactor M1, reactor M2 and pilot plant reactor. The laboratory reactors M1 and M2 were used to identify the maximum achievable nitrogen loading rate and minimum acceptable value of pH at which the nitrification process is still effective. Findings from laboratory models were applied to the pilot plant reactor, located at biogas plant Červené Janovice. The source of the substrate for the above-mentioned reactors comes from this agricultural biogas plant.

Laboratory models with a volume of 5 l were operated for 387 days. The M1 model was used to prove that nitrification can be maintained even at pH values lower than 5. After gradually lowering the set of pH value, it was possible to achieve effective nitrification at pH 4.5. Model M2 was used to find the maximum achievable nitrogen loading rate of the system. The original goal was to achieve 80% TAN conversion at a load of 0.5 kg TAN/m³/day. This goal was not only successfully met, but it was possible to increase the load by another 20%.

Based on the knowledge from operating laboratory models, a pilot plant model with a volume of 1000 L was built and operated for 206 days. The goal was to maintain nitrification at possible minimum pH value and at the highest possible nitrogen loading rate. Despite the failure at the beginning of the experiment, when the accumulation of nitrite nitrogen happened, it was possible to stabilize the reactor after the second inoculation. By the end of the experiment, effective nitrification was achieved at pH 5 and at a nitrogen loading rate of 0.06 kg TAN/m³/day. Under these conditions, 99% of TAN was successfully converted and 99% of the nitrification products was the preferred nitrate nitrogen.

Keywords: biogas plant, digestate, fugate, nitrification, nitrogen losses, pilot plant

Obsah

1	Úvod	9
2	Vědecká hypotéza a cíle práce	10
3	Literární rešerše	11
3.1	Anaerobní fermentace	11
3.1.1	Možné zdroje substrátu pro anaerobní fermentaci	12
3.1.1.1	Substráty ze zemědělství	13
3.1.1.2	Průmyslové substráty	14
3.1.1.3	Biologicky rozložitelné komunální odpady a čistírenský kal.....	14
3.1.1.4	Biomasa řas	15
3.2	Fermentační zbytek	15
3.2.1	Původ.....	15
3.2.2	Fyzikální a chemické vlastnosti	15
3.2.3	Separace fermentačního zbytku.....	17
3.2.3.1	Dekantační odstředivka	17
3.2.3.2	Šnekový lis	18
3.2.3.3	Tlakový pásový separátor.....	19
3.2.3.4	Srážení a flokulace	20
3.2.4	Agronomické využití fermentačního zbytku	20
3.2.5	Emise plynů po aplikaci fermentačního zbytku	21
3.2.6	Skladování fermentačního zbytku	22
3.3	Fugát	23
3.3.1	Možnosti úpravy fugátu.....	23
3.3.1.1	Stripování amoniaku.....	23
3.3.1.2	Tlakové membránové procesy.....	24
3.3.1.3	Kultivace řas.....	25
3.3.1.4	Tepelné zahuštění	25
3.3.1.5	Srážení struvitu.....	26
3.4	Úprava fugátu nitrifikací	27
3.4.1	Nitrifikace.....	28
3.4.1.1	Průběh nitrifikace	28
3.4.1.2	Faktory ovlivňující průběh nitrifikace.....	28
4	Metodika	33
4.1	Analytické metody	33
4.1.1	Stanovení jednotlivých forem anorganického dusíku	33
4.1.1.1	Stanovení koncentrace N-amon.....	33
4.1.1.2	Stanovení koncentrace N-NO ₂ ⁻	33

4.1.1.3	Stanovení koncentrace N-NO ₃ ⁻	33
4.1.2	Stanovení chemické spotřeby kyslíku	34
4.1.3	Stanovení hodnoty pH	34
4.1.4	Stanovení koncentrace rozpuštěného kyslíku.....	34
4.1.5	Stanovení koncentrace veškerých, rozpuštěných a nerozpuštěných látek, stanovení ztráty žiháním.....	34
4.1.5.1	Veškeré látky	34
4.1.5.2	Rozpuštěné látky	35
4.1.5.3	Nerozpuštěné látky.....	35
4.1.5.4	Ztráta žiháním	35
4.2	Výpočty	35
4.2.1	Výpočet účinnosti oxidace N-amon	35
4.2.2	Výpočet objemového zatížení dusíkem.....	36
4.2.3	Výpočet koncentrace volného amoniaku a volné kyseliny dusité.....	36
4.2.4	Výpočet zastoupení dusičnanů mezi produkty nitrifikace.....	36
4.3	Statistické výpočty	37
4.4	Původ vzorků.....	37
4.5	Laboratorní modely	38
4.6	Poloprovozní model Červené Janovice	40
5	Výsledky	41
5.1	Laboratorní model M1	41
5.1.1	Vývoj hodnoty pH	41
5.1.2	Vliv hodnoty pH na proces nitrifikace	42
5.2	Laboratorní model M2	43
5.2.1	Objemové zatížení dusíkem a průtok	43
5.2.2	Vliv objemového zatížení dusíkem na proces nitrifikace.....	44
5.3	Poloprovozní model Červené Janovice	45
5.3.1	Průtok	45
5.3.2	Hodnota pH	46
5.3.3	Koncentrace jednotlivých forem dusíku.....	47
5.3.4	Koncentrace FNA a FA	48
5.3.5	Podíl zastoupení N-NO ₃ ⁻ mezi produkty nitrifikace.....	49
5.3.6	Účinnost oxidace N-amon	50
6	Diskuze	51
6.1	Reaktor M1.....	51
6.2	Reaktor M2.....	52
6.3	Poloprovozní model Červené Janovice	53
6.3.1	Zahájení provozu reaktoru.....	53
6.3.2	Plán obnovení aktivity NOB bakterií	54
6.3.3	Stabilizace systému a postupná adaptace mikroorganismů.....	55

6.3.4	Technická omezení a překážky provozu	55
7	Závěr	56
8	Literatura	57
9	Samostatné přílohy	I

1 Úvod

V Evropské Unii se k 1. 12. 2018 nacházelo přibližně 17 400 bioplynových stanic, avšak při jejich výstavbě nebylo vždy řešeno jak naložit s fermentačním zbytkem, který vzniká jako vedlejší produkt anaerobní fermentace. Běžnou praxí je separace fermentačního zbytku na pevnou frakci – separát – a fugát – kapalnou frakci. Fugát je charakteristický vysokým obsahem živin, především dusíku, ale i dalších jako fosfor, hořčík a draslík. Právě pro vysokou koncentraci živin je fugát využíván jako hnojivo v rostlinné výrobě. Ve většině provozů je fugát přímo aplikován na zemědělskou plochu. Tato aplikace má ovšem svá legislativní omezení nitrátovou směrnicí, která chrání půdu a podzemní vody. Z tohoto důvodu musí být fugát často relativně dlouhodobě skladován. Avšak schopnost amoniakálního dusíku snadno se uvolňovat do atmosféry představuje škody ekonomické i ekologické.

Způsobů, jak zabránit ztrátám dusíku a optimalizovat využití živin obsažených ve fugátu, je několik. Živiny je možné převést buďto do biomasy v podobě řas, nebo fyzikálně-chemicky získat amoniakální dusík například srážením struvitu. Tyto metody ovšem umožňují využití pouze vybraných živin a ze zbylé hmoty fugátu poté vytváří odpadní vodu, kterou je nutné zpracovat v čistírnách odpadních vod. Další možností, jak ztrátám dusíku zabránit, je využití přírodního procesu nitrifikace, při kterém dochází k oxidaci amoniakálního dusíku na formy oxidované – dusitany a dusičnany. Tyto oxidované formy jsou, co se týče úniku do ovzduší, stabilní a nedochází tak tedy k nechtěnému úniku. Dusičnany navíc představují snadno přijatelnou živinu pro rostliny.

Nitrifikační bakterie zodpovědné za nitrifikaci jsou ovšem citlivé na mnoho různých faktorů – teplotu, hodnotu pH, objemové zatížení aj. Z tohoto důvodu je v případě záměru využít nitrifikaci pro zpracování fugátu nutné hledat optimální technologické a environmentální podmínky tak, aby mohl být proces nitrifikace ekonomicky výhodný a environmentálně příznivý. Cílem této diplomové práce je tyto vhodné podmínky nalézt a popsat. Pozornost bude věnována zejména vlivu hodnoty pH a objemového zatížení dusíkem.

2 Vědecká hypotéza a cíle práce

Cílem této práce je identifikovat optimální technologické parametry s využitím laboratorních modelů pro poloprovozní zařízení sloužící k nitrifikaci kapalné frakce fermentačního zbytku, respektive fugátu. Pozornost bude směřována především na hodnotu pH v reaktoru a na zatížení reaktoru amoniakálním dusíkem za účelem nalezení minimální hodnoty pH a maximálního zatížení dusíkem, které ještě umožní efektivní průběh procesu nitrifikace. Bude sledován také případný vliv koncentrace rozpuštěného kyslíku a dalších parametrů.

Diplomová práce bude vycházet z hypotézy, že v případě dosažení uspokojivé funkce laboratorního modelu nitrifikačního reaktoru zpracovávajícího fugát bude možné dosáhnout srovnatelných výsledků za analogických podmínek i v poloprovozním zařízení instalovaném přímo v areálu bioplynové stanice. Předpokládá se, že v případě racionálního přístupu k řízení procesu nitrifikace se podaří nitrifikaci úspěšně realizovat i při nízkých hodnotách pH pohybujících se v oblasti 4,5–6,0. Očekává se, že při teplotě okolo 25 °C a koncentraci rozpuštěného kyslíku v reaktoru dosahující alespoň 2 mg/l bude možno dosáhnout rychlosti konverze N-amon dosahující cca 0,5 kg/(m³·d) a účinnosti této konverze vyšší než 80 %.

3 Literární rešerše

3.1 Anaerobní fermentace

Anaerobní fermentace je biologický proces probíhající za nepřítomnosti kyslíku, při kterém dochází k rozpadu komplexních organických látek na látky chemicky jednodušší. Celý proces se dá rozdělit na čtyři fáze – hydrolýza, acidogeneze, acetogeneze a metanogeneze. Proces probíhá za pomoci mikroorganismů, které hrají velmi důležitou roli. Pro každou fázi jsou typické jiné skupiny mikroorganismů (Bolzonella et al. 2018).

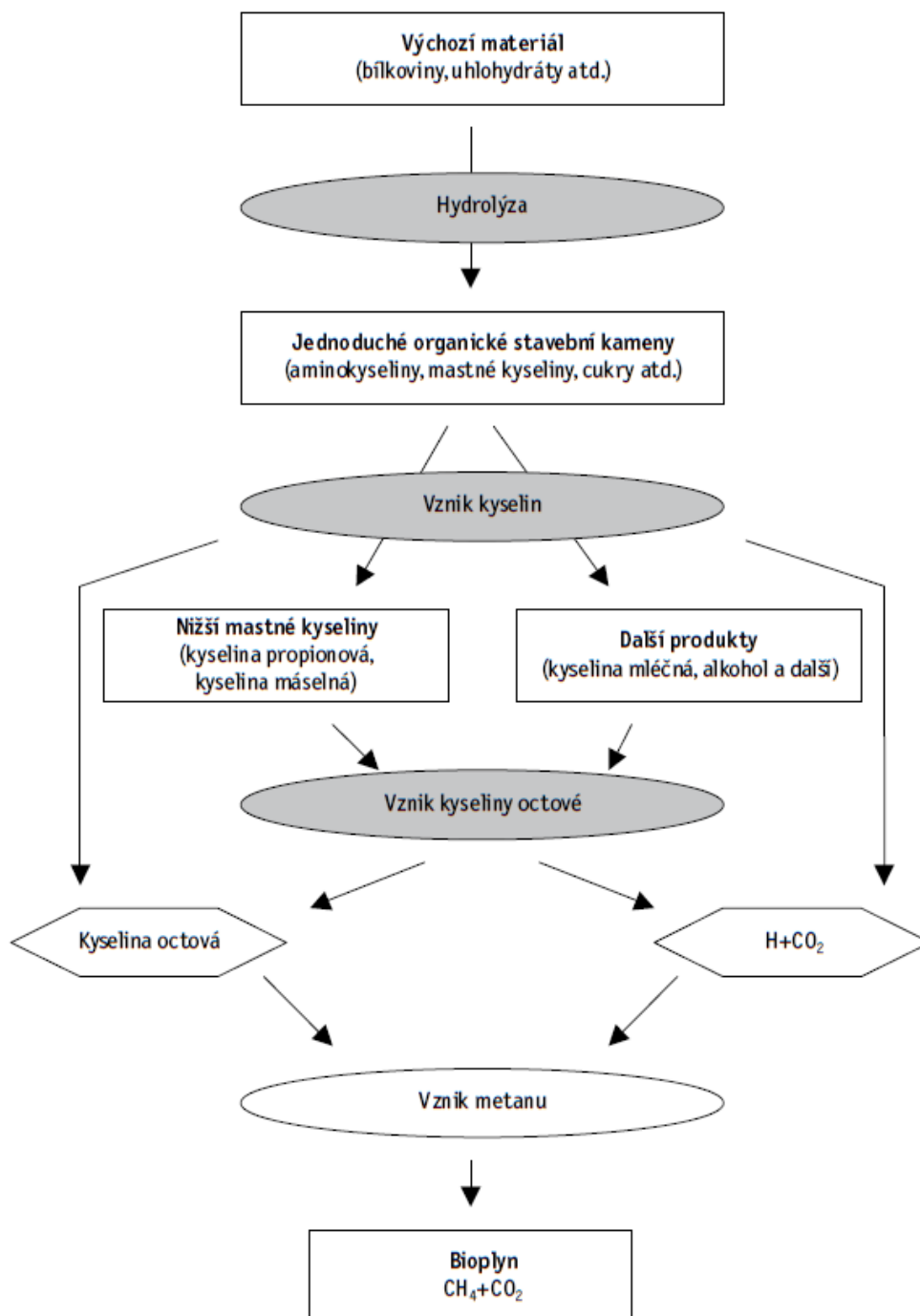
Vstupní materiál může pocházet z několika zdrojů a ovlivňuje výsledný fermentační zbytek. Dle vstupního materiálu lze bioplynové stanice rozdělit na zemědělské, průmyslové a komunální. Zemědělské bioplynové stanice zpracovávají veškeré organické zbytky z rostlinné i živočišné produkce (Kučera & Bednář 2014).

Nejsou známy žádné přesné statistiky, ale v průměru se uvádí, že ročně je v bioplynových stanicích vyprodukováno 15 až 20 tisíc m³ fermentačního zbytku na 1 MWel instalované kapacity (Strategická výzkumná agenda oboru bioplyn 2014). V roce 2015 byla kapacita bioplynových stanic v Evropské unii, Švýcarsku a Srbsku 8,3 GW, což představuje více než 120 milionů m³ (Vondra et al. 2018).

Vztahy mezi jednotlivými skupinami bakterií shrnul Li et al. v roce 2015. Jeho tým přišel k závěru, že během hydrolytické fáze dochází k rozkladu komplexních biopolymerů (polysacharidů, bílkovin, tuků) na menší molekuly (mastné kyseliny, glukózu, aminokyseliny), které jsou dále využívány skupinou bakterií odpovědnou za acidogenezi (Li et al. 2015).

Acidogenní bakterie vzniklé metabolity dále rozkládají na organické kyseliny (acetát, propionát, butyrát) a vedlejší produkty v podobě oxidu uhličitého, amoniakálního dusíku a sirovodíku. Ve třetí fázi dochází k dalšímu rozkladu, a to na acetát, vodík a oxid uhličitý, látky využitelné metanogenními mikroorganismy (Zhang et al. 2014). Schéma celého procesu anaerobní fermentace shrnuje Obrázek 1. Dle Appels et al. (2011) může být metan produkován dvěma skupinami bakterií. Jedna skupina využívá především acetát a druhá vodík spolu s oxidem uhličitým.

Proces anaerobní fermentace je velmi komplexní, měl by být schopný rozložit veškeré organické substráty. Kvalita fermentace a celého procesu je ovlivněna teplotou, pH, přítomností nutrientů, stopovými prvky a stabilitou okolního prostředí (Bolzonella et al. 2018).



Obrázek 1: Schématické představení anaerobního rozkladu (Kratochvílová et al. 2009)

3.1.1 Možné zdroje substrátu pro anaerobní fermentaci

Vstupní substrát ovlivňuje nejen kvalitu a produkci bioplynu, ale také má vliv na řadu vlastností fermentačního zbytku (Beggio et al. 2019). Vstupní suroviny lze rozdělit podle mnoha kritérií, Biosantech et al. (2013) je rozděluje následovně:

- dle původu na
 - živočišné
 - rostlinné

- dle místa vzniku na
 - agronomické (hnůj, kejda, energetické plodiny)
 - průmyslové (vedlejší produkty a zbytky z potravinového průmyslu, organické vedlejší produkty z výroby biopaliv, aj.)
 - komunální (vytríděný bioodpad z domácností)
 - biomasa vodních řas

V dřívějších dobách byla anaerobní fermentace spojována především s úpravou zvířecího hnoje, kejdy a stabilizací kalů čistíren odpadních vod. Poté se přibližně od roku 1970 začal k produkci bioplynu využívat také biologický odpad z měst a průmyslu. Důvodem této inovace bylo především zvýšené environmentální smýšlení a požadavky na adekvátní odpadové hospodářství (Steffen et al. 1998). V Německu a Rakousku, přibližně od roku 1990, začaly za účelem výroby bioplynu využívat plodiny jako kukuřice, traviny, obiloviny, slunečnice a jiné, přímo určené k produkci bioplynu. Avšak potenciál těchto plodin produkovat kvalitní bioplyn byl popsán už ve 30. letech 20. století (Murphy et al. 2011).

3.1.1.1 Substráty ze zemědělství

Substráty ze zemědělství jsou hlavními zdroji substrátu pro bioplynové stanice díky jejich potenciálu pro výrobu bioplynu. Lze sem zařadit veškeré zbytky a vedlejší produkty zemědělské činnosti (Biosantech et al. 2013). Kejda má velkou výhodu díky relativně nízké sušině, dá se tedy dobře kombinovat s jinými substráty. Naopak hnůj má podíl sušiny poměrně vysoký, což může představovat horší manipulaci, je tedy většinou nutné ho naředit tak, aby byl čerpatelný (Kratochvílová et al. 2009). Živočišná produkce je odpovědná za 14,5 % celosvětové produkce antropogenních skleníkových plynů (Gerber et al. 2013). Značná část těchto emisí pochází právě z hnoje a kejdy. S nutností minimalizovat tyto emise je anaerobní fermentace jednou z možností. Projde-li živočišný hnůj procesem anaerobní fermentace, stane se z environmentálně nepříznivého odpadu cenná surovina vhodná k produkci obnovitelné energie v podobě bioplynu a také cenného hnojiva (fermentačního zbytku). Použít lze hnůj i kejdu od různých zvířat (prasata, skot, koně, drůbež), liší se například procentuálním zastoupením sušiny, které může být navíc ovlivněno i kvalitou krmiva. Tento typ substrátu má výborný poměr C:N okolo 25:1 a je bohatý na celou řadu živin potřebných k růstu anaerobních organismů. Má také výbornou pufrační schopnost a obsahuje přirozeně se vyskytující anaerobní mikroorganismy. Limitace využití kejdy plyne z relativně nízkého zastoupení sušiny (3–5 % u kejdy prasat a 6–9 % u kejdy skotu), která způsobuje nízkou produkci metanu, jež se pohybuje mezi 10 a 20 m³ na 1 m³ kejdy (Biosantech et al. 2013).

Cíleně pěstované plodiny jsou dalším možným zdrojem surovin pro výrobu bioplynu. V současné době se za tímto účelem využívá především kukuřice (Murphy et al. 2011). Rostlinný substrát do procesu může vstupovat neupravený nebo jako siláž. Dřeviny se zatím příliš nevyužívají pro svůj vysoký obsah ligninu a neschopnost mikroorganismů tento organický polymer efektivně rozložit (Biosantech et al. 2013).

3.1.1.2 Průmyslové substráty

Významné množství vedlejších produktů, zbytků a odpadů je produkováno především v potravinářském průmyslu (výroba piva, alkoholu, úprava zeleniny, ovoce, jatka). Odpady z těchto zdrojů jsou velmi různorodé a mají velké rozdíly ve výnosu bioplynu, obsahu sušiny a složení. Avšak lze říci, že společně mají relativně dobrou rozložitelnost, jsou bohaté na tuky, bílkoviny a cukry. Velká část odpadů z potravinářského průmyslu je využívána jako tzv. "Metan boosters", dokáží totiž navýšit obsah metanu ve vzniklém bioplynu (Biosantech et al. 2013). Dalším možným zdrojem organických zbytků jsou výroby biopaliv. Téměř veškeré zbytky ze zpracování obilovin na bioetanol jsou anaerobně rozložitelné (Cassidy et al. 2008).

Hlavním omezením ve využívání organického odpadu z průmyslu je potenciální obsah nežádoucích polutantů (mechanické znečištění, patogeny, těžké kovy, perzistentní organické látky). Koncentrace těchto polutantů mohou být dokonce tak vysoké, že by případně mohly být zdrojem environmentálního znečištění nebo představovat zdravotní riziko pro lidi a zvířata při použití fermentačního zbytku jako hnojiva. Z tohoto důvodu je nutná sanace zbytků potravin a jatečných odpadů před vstupem do fermentačního reaktoru (Biosantech et al. 2013).

3.1.1.3 Biologicky rozložitelné komunální odpady a čistírenský kal

Biologický odpad z domácností, údržby zahrad a obcí lze také využít k výrobě bioplynu ve specializovaných komunálních bioplynových stanicích (Kratochvílová et al. 2009). S rostoucí urbanizací a počtem obyvatel se toto řešení jeví jako vhodný způsob odpadového hospodářství, který může snížit množství organického materiálu odstraňovaného skládkováním (Rutz et al. 2011).

Aby bylo možné využívat biologicky rozložitelný komunální odpad (BRKO), je nutné, aby bylo dosaženo vysoké čistoty substrátu bez vedlejších nežádoucích příměsí. Biosantech et al. (2013) upozorňují, že znečištěný BRKO může způsobit technické závady bioplynové stanice a následně znemožnit využití fermentačního zbytku jako hnojiva, pro optimální využití by znečištění nemělo přesáhnout 0,1 %.

Dalším možným substrátem pro bioplynové stanice je kal z čistíren odpadních vod, který má potenciál produkce metanu podobný kejďě. Avšak bez úpravy je rozklad komplexních organických látek, například u aktivovaného čistírenského kalu, velmi pomalý a některé látky jsou rezistentní vůči anaerobní fermentaci, což vyžaduje dlouhou dobu zdržení substrátu v biologickém reaktoru. Proto ke zvýšení produkce a urychlení rozkladu lze kal před vstupem do fermentoru upravit tak, aby došlo k narušení struktur biomasy a uvolnění organických substrátů dostupných pro mikroorganismy anaerobní fermentace. Pro tento účel je možné použít mechanickou předúpravu, chemickou a termickou hydrolýzu či pomocí mikrovlnného záření (Hosseini et al. 2017). Avšak vzhledem k povaze jeho původu je použití kalu v rámci standardních bioplynových stanic velmi limitované. Kal je v rámci velkých městských čistíren odpadních vod zpravidla zpracováván přímo v objektu čistírny s využitím procesu anaerobní stabilizace. Obsahuje totiž velké množství polutantů, a tak je v některých zemích zakázáno používat fermentační zbytek pocházející právě z čistírenských kalů (Siebielec et al. 2018).

3.1.1.4 Biomasa řas

Spolu s využitím výše zmíněných materiálů roste i zájem o využití vodní biomasy. Předpokládá se, že tato biomasa ze slaných i sladkých vod bude mít do budoucna důležitou roli ve výživě, výrobě krmiv, ale i výrobě biopaliv, tedy i bioplynu (Angelidaki et al. 2011).

Produkce bioplynu z řas je předmětem studií již od 50. let minulého století (Zabed et al. 2019). Řasy jsou typické velmi rychlým růstem. Jejich množství se většinou dokáže zdvojnásobit do 24 hodin (Kumar et al. 2016). Při růstu využívají atmosférický CO₂ a také vykazují větší výnosy methanu (7–13 %) oproti výnosu z kukuřičné siláže (Mussnug et al. 2010). Avšak je nutné zmínit, že právě u kukuřice je množství vyprodukovaného metanu silně závislé na použitém hybridu (Zabed et al. 2016). Experimentální data studie provedené Song et al. (2015) dokazují vyšší výnosnost metanu než u jakékoliv jiné biomasy, s výjimkou potravinového odpadu. Pro porovnání uvádím výnosy metanu v Tabulce 1.

Tabulka 1: Přehled produkce metanu z jednotlivých zdrojů biomasy (Song et al. 2015)

Druh biomasy	Výnos metanu [m ³ /kg organické sušiny]
Zelené řasy	0.227 ± 0.077
Hnědé řasy	0.262 ± 0.057
Cukrodárné plodiny	0.189 ± 0.072
Lignocelulózové fytohmota	0.172 ± 0.113
Potravinový odpad	0.332 ± 0.076

Využití řas v bioplynových stanicích se ukazuje jako efektivní, realistické a ekonomicky efektivní řešení (Zamalloa et al. 2015; Ganesh et al. 2018). Důležité je také zmínit, že lignin u řas není přítomný nebo je jeho množství velmi malé, a proto vykazují vyšší biologickou rozložitelnost (Ganesh et al. 2018). Lignin je totiž vysoce odolný vůči hydrolýze a může být také toxický pro některé organismy anaerobní digesce, což snižuje celkovou biodegradaci (Passos et al. 2018).

3.2 Fermentační zbytek

3.2.1 Původ

Fermentační zbytek, často nazývaný jako digestát, jde o zbytkový materiál vznikající při procesu anaerobní fermentace v bioplynových stanicích. Toto technologicky propracované zařízení slouží ke zpracování biologicky rozložitelného materiálu a k produkci bioplynu (Brandejsová & Příbyla 2010).

3.2.2 Fyzikální a chemické vlastnosti

Vlastnosti a kvalita fermentačního zbytku jsou do značné míry ovlivněny vstupním substrátem a technologií dané bioplynové stanice (Alburquerque et al. 2012). Všeobecně lze

fermentační zbytek popsat jako tmavě šedou až černou hustou heterogenní tekutinu s neutrální až mírně alkalickou hodnotou pH 7–9,5 (Tlustoš et al. 2014).

Fermentační zbytek lze považovat za dobrý zdroj rychle dostupných makroživin (dusík, fosfor, draslík) i mikroživin. Svými vlastnostmi může zlepšit půdní úrodnost. Obsahovat však může i těžké kovy (kadmium, nikl, zinek, mangan, měď), jejichž koncentrace se musí sledovat (Duffková & Mühlbachová 2016).

Dusík je jedním z hlavních nutrientů pro rostlinu, a to ve formě N-amon nebo $N-NO_3^-$. Množství dusíku je u fermentačního zbytku v porovnání s kompostem vyšší, jelikož při anaerobní digesci, kdy je organická hmota rozkládána na CO_2 a CH_4 , je dusík zachován. Během rozkladu je část dusíku vázaného na organickou hmotu transformována na N-amon. Tato forma dusíku pak představuje přibližně 60–80 % z jeho celkového množství ve fermentačním zbytku (Kuusik et al. 2017).

Fosfor a draslík se ve fermentačním zbytku vyskytují ve snadno dostupných formách. Jedná se o další důležité nutrienty, které jsou potřebné ke správnému růstu rostlin. Draslík je nezbytnou součástí vodního hospodářství, enzymů, transportu nutrientů a také fotosyntézy. Fosfor má v rostlině především stavební funkci. Vyskytuje se v nukleových kyselinách, fosfolipidech a adenosintrifosfátovém komplexu (Koszel & Lorencowicz 2015).

Obsah pevných látek ve fermentačním zbytku se pohybuje v hodnotách od 3 do 15 %, což je ovlivněno především vstupním materiálem. Například substrát obsahující velké množství rostlinného stavebního polymeru ligninu (vyskytujícího se v dřevinách) je velmi těžko rozložitelný, zatímco substrát obsahující tuky a cukry se rozkládá velmi snadno. Při aplikaci do půdy má fermentační zbytek potenciál vylepšit půdní strukturu díky vysokému obsahu inertní organické hmoty, a tedy případné tvorby humusu. Procentuální zastoupení organických pevných látek může být až 70 % (Drosg et al. 2015).

Případné znečištění a kontaminace fermentačního zbytku, ať už mechanické, chemické nebo biologické, je závislé od vstupních surovin. Fermentační zbytek používaný k hnojení musí splňovat minimální riziko přenosu bakterií, virů, parazitů a semen rostlin. Naštěstí biologické kontaminanty mohou být efektivně odstraněny v procesu anaerobní fermentace, avšak to závisí na teplotě a době zdržení v reaktoru (Bolzonella et al. 2018). Dle Angelidaki & Ellegaard (2003) lze při 52 °C a minimální době zdržení 10 h docílit stejného efektu jako při kontrolované sanitaci při 70 °C po dobu jedné hodiny. Biologické kontaminanty jsou tedy většinou tímto způsobem odstraněny, to ovšem neplatí pro mechanické a chemické. Mechanickým kontaminantem mohou být například kusy inertního materiálu nebo úlomky kostí. Z chemických kontaminantů je nutné zmínit především těžké kovy a perzistentní organické polutanty (Al Sead & Lukehurst 2012).

Těžké kovy jsou běžně přítomné v půdě i potravě pro hospodářská zvířata. Nejedná se pouze o toxické prvky, některé z těžkých kovů jsou v malém množství esenciální pro správné fungování organismu (zinek, měď, selen aj.). Toxickými se stanou, pokud nejsou správně metabolizovány a akumulují se v měkkých tkáních. Procesem anaerobní fermentace prochází nepozměněné a hrozí tedy zapravení do půdy (Govasmark et al. 2011).

3.2.3 Separace fermentačního zbytku

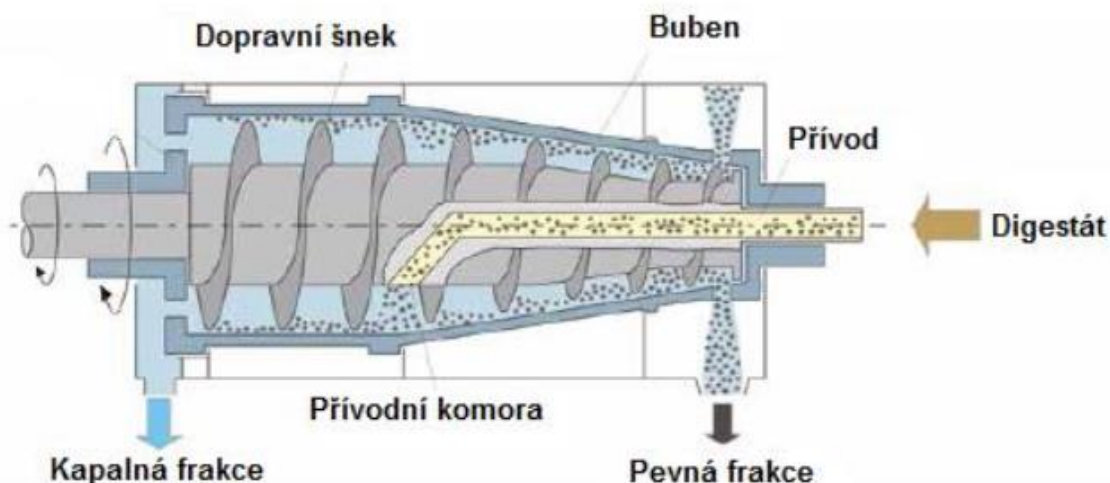
Fermentační zbytek lze použít ihned po odebrání z anaerobního fermentoru. Skladování fermentačního zbytku a jeho aplikace jako hnojiva je značně nákladnou záležitostí pro zemědělce z důvodu velkého objemu a nízkého zastoupení sušiny. Z těchto důvodů se přistupuje k separaci kapalné složky od pevné. Kapalná část je nazývána fugát a pevná separát. Oba termíny jsou pouze relativní, jelikož kapalná složka může dosahovat až 10 % sušiny, a naopak vlhkost pevné frakce se pohybuje v rozmezí od 70 % do 85 %. Existují dva způsoby úpravy fermentačního zbytku. Buďto se fermentační zbytek může upravit pouze částečně, tedy snížením objemu, nebo kompletně, kdy dojde nejen k redukci objemu, ale také ke zkoncentrování živin. V praxi se nejčastěji přistupuje k metodě mechanické, tedy částečné (Al Seadi et al. 2013).

Kompletní metody zpracování fermentačního zbytku za pomoci membránové filtrace nebo termické úpravy jsou finančně velmi náročné. Výsledkem kompletních metod je koncentrát minerálních látek, demineralizovaná voda a pevná frakce (Bodzek et al. 1996).

Mechanická separace umožňuje oddělení kapalné složky z fermentačního zbytku, redukuje tedy náklady na logistiku a uskladnění. Dochází tím také k separaci většiny fosforu do separátu a většího množství dusíku do fugátu, což přispívá k lepšímu hospodaření s živinami. K této separaci je dostupných několik technologií – šnekové separátory, dekantální odstředivky a zřídka i pásové separátory (Guilayn et al. 2019).

3.2.3.1 Dekantální odstředivka

Dekantální odstředivka je zařízení umožňující efektivní separaci pevných a kapalných frakcí fermentačního zbytku. Separuje malé částice a koloidy od fugátu, tento systém lze využít také k oddělení značné části fosforu společně s pevnou fází (Moller 2001). Princip fungování dekantální odstředivky je znázorněn na Obrázku 2. Fermentační zbytek je přiváděn do středu odstředivky, kde jsou částice separovány vlivem odstředivé síly. Odstředivka se skládá ze dvou základních dílů – bubnu a dopravního šneku. Tyto dva díly se otáčejí ve stejném směru, avšak rozdílnou rychlostí. Důsledkem rozdílných rychlostí otáčení se kapalina (s nižší hustotou) oddělí od pevné fáze (vyšší hustota). Oddělené pevné částice se hromadí na vnitřních stěnách válce a jsou postupně posouvány pomocí šroubového dopravníku. Na výstupu zařízení odchází separát. Tekutá fáze – fugát – je vypouštěna speciálním výstupem pro kapalnou část. Energetická spotřeba této technologie je poměrně vysoká (3–5 kWh/m³) (Drosg et al. 2015). Výkon odstředivky ovlivňuje velikost a tvar pevných částic, rozdíl hustoty kapalné a pevné frakce a také viskozita fermentačního zbytku. I když z procesu odchází relativně čistý fugát, oproti šnekovému lisu (viz kapitola 3.2.3.2.) má separát vyšší obsah vody (Fechter & Kraume 2016).



Obrázek 2: Schéma dekantační odstředivky (Drosg et al. 2015)

Následující tabulka udává přehled složení jednotlivých frakcí při využití této technologie. Je nutné brát v úvahu, že vlastnosti jednotlivých frakcí jsou do značné míry ovlivněné skladbou substrátu a technologií dané bioplynové stanice.

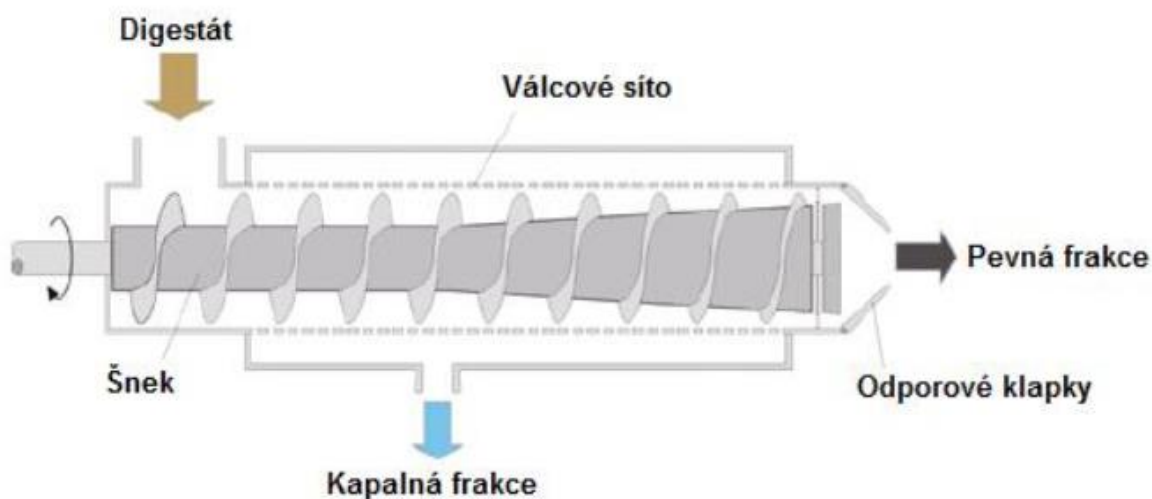
Tabulka 2: Parametry dekantační odstředivky (The Danish Centre for Verification of Climate and Environmental Technologies 2010)

	Sušina [%]	Celkový obsah dusíku [g/kg]	Obsah N-amon [g/kg]	Celkový obsah fosforu [g/kg]
Fermentačního zbytek (průměr)	4,85	4,08	2,87	0,94
Separát	27,66	8,15	4,50	6,52
Fugát	2,31	3,49	2,63	0,31

Jiným typem odstředivky je tzv. diskontinuální odstředivka. Toto zařízení nepracuje kontinuálně, ale pouze v určitých cyklech. V praxi není tento typ odstředivky příliš využíván, jelikož diskontinuální provoz představuje vyšší riziko selhání procesu (Drosg et al. 2015).

3.2.3.2 Šnekový lis

Separace šnekovým lisem je využívána v zařízeních, kde se očekává velké množství vláken ve fermentačním zbytku, především tedy střední až velké bioplynové stanice při zemědělských závodech (Fechter & Kraume 2016). K separaci dochází v bubnu s válcovým sítem a šroubovým dopravníkem (viz Obrázek 3). Fermentační zbytek je přiváděn do bubnu a transportován šroubovým dopravníkem přes válcové síto. Velikost štěrbin síta se pohybuje od 0,5 do 1,0 mm. Větší částice jsou tedy dále transportovány ve směru šroubu, zatímco kapalná fáze s menšími částicemi prochází sítem a je vypouštěna do výstupu pod bubnem. S rostoucím průměrem šneku se zvyšuje tlak a dochází ke stlačování materiálu a uvolňování tekutiny. Nevýhodou šnekového lisu ve srovnání s dekantační odstředivkou je nemožnost oddělení drobných částic. Naopak výhodou je nižší spotřeba energie (0,5 kWh/m³) (Drosg et al. 2015).



Obrázek 3: Schéma šnekového lisu (Drosg et al. 2015)

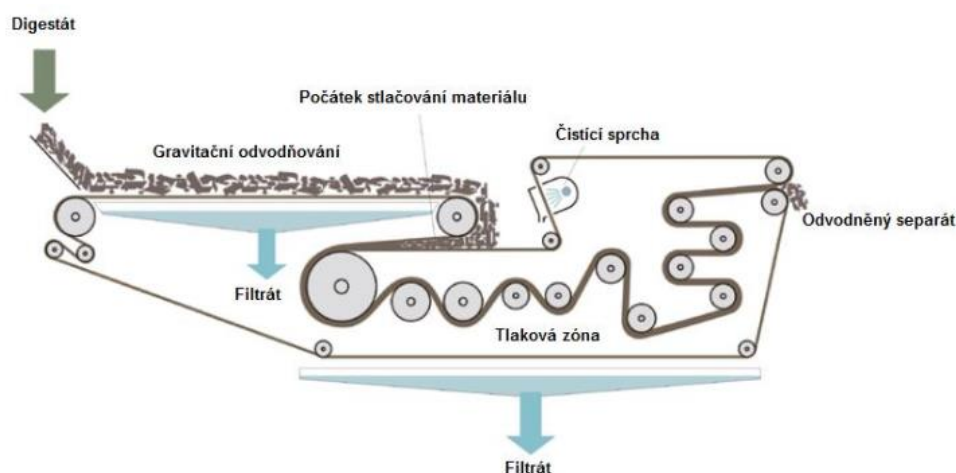
Následující tabulka udává přehled složení jednotlivých frakcí při využití této technologie. Jak bylo zmíněno u dekantální odstředivky, je nutné brát v potaz technologii na dané bioplynové stanici a složení substrátu.

Tabulka 3: Parametry šnekového lisu (Wendland 2012)

	Sušina [%]	Celkový obsah dusíku [g/kg]	Obsah N-amon [g/kg]	Celkový obsah fosforu [g/kg]
Fermentační zbytek (průměr)	6,50	5,10	3,2	0,94
Separát	24,30	5,80	2,7	6,52
Fugát	5,70	4,90	3,0	0,31

3.2.3.3 Tlakový pásový separátor

Jedním typem pásových separátorů je tlakový separátor (viz Obrázek 4). Fermentační zbytek je nepřetržitě přiváděn na filtrační pás, kde dochází k oddělení kapalná frakce působením gravitace. Pevná frakce je pak dopravována na pás dále do další části zařízení. V této části je přivedený materiál stlačován mezi dvěma filtračními pásy, což má za následek další odvodnění tzv. filtračního koláče. Odvodněný separát je pak odváděn a filtrační pás zbaven nečistot filtrační sprchou (Drosg et al. 2015).



Obrázek 4: Schéma tlakového separátoru (Drosg et al. 2015).

3.2.3.4 Srážení a flokulace

Ke zlepšení efektivity separace lze fermentační zbytek předem upravit pomocí chemické metody srážení a flokulace. Nejedná se tedy o samostatně aplikovanou technologii, nýbrž o doplňující metodu realizovanou před použitím technologií pro separaci fermentačního zbytku zmíněných v předchozích kapitolách (Al Seadi et al. 2013). Flokulace probíhá ve dvou fázích. Nejprve je flokulant přidán do fermentačního zbytku. Jako flokulant se nejčastěji využívá síran hlinitý, chlorid železitý, hydroxid vápenatý nebo síran železitý. Flokulant ve fermentačním zbytku je pozitivně nabitý kationt, který sráží negativně nabitě suspendované částice do větších celků, tzv. koagulátů (Meixner et al. 2015). Ne vždy jsou tyto nově vzniklé koaguláty dostatečně velké k úspěšné separaci, a proto se přidávají polymery pro dodatečné seskupení částic. Tato metoda značně zvyšuje provozní náklady, další nevýhodou jsou limity obsahu syntetických srážidel v hnojivech (Fechter & Kraume 2016).

3.2.4 Agronomické využití fermentačního zbytku

Fermentační zbytek má velký potenciál jako hnojivo. Jeho hnojivé účinky mohou předčít minerální hnojiva i kejdu. Aplikací do půdy jsou dodávány snadno přístupné živiny pro rostliny i mikroorganismy. Kvalita fermentačního zbytku jako hnojiva je přímo závislá na kvalitě vstupních surovin a je nutné sledovat nejen jeho nutriční vlastnosti, ale i jeho nezávadnost. Fermentační zbytek tedy nesmí být kontaminován patogeny, nežádoucími minerály, chemickými polutanty a odpadem. Tyto nároky a požadavky na využití fermentačního zbytku jako hnojiva jsou zaneseny do legislativy České republiky (Jeřábková 2019).

Fermentační zbytek je do půdy aplikován hadicovými aplikátory z důvodu zabránění ztrát dusíku v plynné formě (Marada et al. 2008). Při tomto způsobu aplikace není nutné následně zapravení do půdy. Tato výjimka je zanesena ve vyhlášce č. 274/1998 Sb. o skladování a způsobu používání hnojiv, která ukládá povinnost zapravit kapalná organická hnojiva nejpozději do 24 hodin, avšak s výjimkou pro přihnojování hadicovými aplikátory. Dávkování i použití fermentačního zbytku jako hnojiva je do značné míry podobné jako u dávkování kejdy a závisí především na obsahu živin v půdě a potřebách pěstovaných rostlin (Marada et al. 2008).

Dle Nkoa (2014) se fermentační zbytek jeví jako velmi účinné organické hnojivo schopné krátkodobě navýšit obsah přístupných živin pro rostliny. Hnojivý účinek je díky vysokému množství N-amon srovnatelný, případně i vyšší ve srovnání s minerálními hnojivy.

Studie provedená Šimonem et al. (2016) uvádí vyšší výnosy pšenice ozimé po aplikaci fermentačního zbytku ve srovnání s minerálním hnojivem NPK i přes odlišné dávkování celkového dusíku (NPK bylo dávkováno 120 kg N/ha, fermentační zbytek v dávce 76 kg N/ha). Další studie od Riva et al. (2016) dokazuje srovnatelný hnojivý účinek fermentačního zbytku v porovnání s močovinou. Zkoumané výnosy kukuřice totiž byly shodné jak při povrchové aplikaci močoviny, tak po injekční aplikaci fermentačního zbytku. V porovnání s nehnojenou částí pole byly výnosy kukuřice o 20,4 % vyšší při použití fermentačního zbytku a o 18,3 % při hnojení močovinou.

Nakládání s fermentačním zbytkem by mělo všeobecně respektovat shodu mezi ochranou životního prostředí a zemědělským hospodařením. Právní předpis upravující hnojení fermentačním zbytkem je především vyhláška č. 131/2014 Sb., kterou se mění vyhláška Ministerstva zemědělství č. 474/2000 Sb. o stanovení požadavků na hnojiva ve znění pozdějších předpisů (Kasal et al. 2016). Dle aktuálního znění vyhlášky Ministerstva zemědělství č. 474/2000 Sb. o stanovení požadavků na hnojiva má podíl sušiny ve fermentačním zbytku dosahovat 3–13 % a minimálně 0,3 % celkového dusíku ve vzorku. Jak uvádí Duffková & Mühlbachová (2016), použití fermentačního zbytku jako organického hnojiva v zemědělství nadále upravuje tzv. Nitrátová směrnice (Směrnice Rady 91/676/EHS), která má za cíl ochranu vod před znečištěním dusičnany.

3.2.5 Emise plynů po aplikaci fermentačního zbytku

Dle databáze EDGAR (Emissions Database for Global Atmospheric Research) pochází 81 % amoniakálního dusíku uvolněného do atmosféry právě ze zemědělství (Ti et al. 2019). Vzhledem k rostoucí poptávce po jídle narůstá také spotřeba hnojiv, s nimi i emise amoniakálního dusíku (Erismann et al. 2008). Z tohoto důvodu je nutné množství emisí co možná nejvíce minimalizovat, a to především právě v zemědělství (Pan et al. 2016).

Po aplikaci fermentačního zbytku na zemědělskou půdu dochází k volatilizaci amoniaku a je nutné těmto ztrátám dusíku, pokud možno, zamezit. Amoniak má vliv nejen na životní prostředí, ale také na zdraví člověka. Je zařazen mezi zátěžové plyny, má výrazný zápach a již při malých koncentracích (55 ppm) je zdraví škodlivý (Jelínek et al. 2011). Míra ztrát je závislá na velké řadě faktorů, především na vlastnostech hnojiva (sušina, koncentrace N-amon, pH), vlastnostech půdy (teplota, půdní typ, půdní reakce, vlhkost), způsobu aplikace a povětrnostních podmínkách. Studie Výzkumného ústavu rostlinné výroby v průběhu celého roku porovnávala emise amoniaku z fermentačního zbytku a kejdy aplikovaných ve stejné dávce celkového dusíku. Nejvyšší ztráty byly pozorovány v letních měsících (Kusá et al. 2019). Důvodem je závislost disociace amoniaku na teplotě. Zvýšená teplota podporuje disociaci na NH_3 (Pitter 2015).

Jednou z variant studie Výzkumného ústavu rostlinné výroby aplikace bylo ponechání hnojiva na povrchu půdy po dobu jednoho dne dle platné legislativy (vyhláška č. 274/1998 Sb.), která nařizuje kapalná organická hnojiva (s poměrem C:N < 10) zapravit do půdy do 24 hodin.

Měřené emise byly nejvyšší bezprostředně po aplikaci a s postupem času rychle klesaly nezávisle na vyšších teplotách během dne. Oproti kejďe prasat byly emise amoniaku u fermentačního zbytku 8x vyšší z důvodu vyššího pH a pomalejší infiltrace do půdy (Kusá et al. 2019). Důležitost okamžitého zapravení do půdy naznačují i další studie.

Injektáž tekutého organického hnojiva do hloubky 20 cm vykazuje v porovnání s povrchovou aplikací o 69–77 % nižší množství emisí amoniaku. Negativním vlivem volatilizace mimo nežádoucích ztrát dusíku je kyselá depozice, eutrofizace vod a tvorba sekundárních částic, které jsou spojovány s rakovinou plic (Riva et al. 2016).

Aplikace fermentačního zbytku přináší i další emise skleníkových plynů – NO_x , N_2 , CO_2 jako důsledek denitrifikace. Denitrifikaci lze snižovat pomocí inhibitorů nitrifikace pro stabilizaci dusíku a snížit tím emise N_2O o 45–92 %. N_2O má silně negativní dopad na globální oteplování (Severin et al. 2015). Vyšší obsah N-amon ve fermentačním zbytku podporuje denitrifikaci, jelikož je v půdě přetvořeno větší množství N-amon na N-NO_3^- podléhající zmíněné denitrifikaci. Je-li i obsah organické hmoty v půdě vysoký, mineralizace zmíněné hmoty uvolňuje další ionty N-amon a navyšuje tak celkovou koncentraci N-amon iontů pro procesy nitrifikace a denitrifikace. Na emise plynů mají vliv také půdní podmínky. Zpravidla u suchých, písčitých půd jsou emise N_2O nižší. Naopak vlhké půdy s vyšším obsahem organické hmoty vykazují vyšší emise N_2O (Duffková & Mühlbachová 2016). N_2O je v půdě produkován nitrifikací N-amon a následnou denitrifikací, kdy se do atmosféry uvolňuje N_2 , který však může být v určité míře doprovázen zmíněným N_2O . To je důvodem zvýšené produkce N_2O ve vlhkých půdách, vzhledem k tomu, že denitrifikace je proces anaerobní (přesněji anoxický) a vysoká vlhkost vede právě ke vzniku anoxických prostor (Dowhower et al. 2020). Ve srovnání s kejďou a hnojem jsou emise N_2O u fermentačního zbytku nižší (Chantigny et al. 2010).

3.2.6 Skladování fermentačního zbytku

Vyhláška č. 377/2013 Sb. o skladování a způsobu používání hnojiv upravuje možnosti skladování fermentačního zbytku. Dle této vyhlášky musí být veškerá kapalná organická hnojiva uskladněna v nepropustných nadzemních či částečně zapeštěných nádržích nebo zemních jímkách. Do těchto prostor musí být zamezen přítok povrchových a srážkových vod, není-li v kolaudačním souhlasu uvedeno jinak. Tato vyhláška dále zakazuje aplikaci fermentačního zbytku na přemokřenou půdu, půdu promrzlou či zasněženou. Nadále je nutné zamezit úniku fermentačního zbytku do povrchových vod či na sousední pozemek.

Je důležité zmínit, že při skladování fermentačního zbytku se do atmosféry mohou uvolňovat plynné emise, především v podobě amoniaku a metanu. Plynné emise jak u fugátu, tak u fermentačního zbytku lze snížit až o 80 % zakrytím plynotěsnou vrstvou (Lijó et al. 2015).

3.3 Fugát

Fugát je kapalnou složkou fermentačního zbytku a může být aplikován jako hnojivo bohaté na dusík bez nutnosti jakékoliv úpravy. Avšak bez úpravy se z fugátu formou emisí do vzduchu uvolňuje značné množství amoniaku a zápachu (Holm-Nielsen et al. 2009). Také přítomnost těžkých kovů a patogenních mikroorganismů může omezit případné využití jako hnojivo (Vyhláška č. 474/2000 Sb.).

Dalším možným způsobem nakládání s fugátem je zpětné navrácení do procesu anaerobní fermentace, avšak studie provedená Hu et al. (2014) upozorňuje, že akumulace amoniaku může inhibovat mikrobiální aktivitu, v nejhorším případě vést i ke kolapsu celého procesu anaerobní fermentace.

Nařízení vlády č. 262/2012 Sb. o stanovení zranitelných oblastí a akčním programu kvalifikuje fugát obsahující dusík v rostlinami přijatelných formách jako hnojivo s rychlým uvolňováním a jeho případná aplikace je tedy omezena. Pro klimatické oblasti 0 až 5 (velmi teplé, mírně teplé a mírně vlhké oblasti) je zakázáno fugát aplikovat v období od 15. listopadu do 15. února. Pro mírně teplé klimatické regiony (6–9) trvá zákaz aplikace od 5. listopadu do 28. února.

3.3.1 Možnosti úpravy fugátu

Fugát je charakteristický vysokou koncentrací dusíku, draslíku, uhličitánů a suspendovaných pevných látek. Vše je závislé na vstupních surovinách a na technologii separace (Drosg et al. 2015). Jak bylo zmíněno, fugát se dá bez jakékoliv úpravy použít jako hnojivo či k zavlažování. Avšak aplikací neupraveného fugátu může v závislosti na aktuálních podmínkách docházet k uvolnění velkého množství těžkých kovů, patogenů a plyných emisí amoniaku. Z těchto důvodů bylo vyvinuto mnoho technologií ke zpracování fugátu, které se snaží zachovat živiny a najít cestu k opětovnému využití vody (Holm-Nielsen et al. 2009).

3.3.1.1 Stripování amoniaku

Stripování amoniaku je relativně jednoduchá metoda používána především při čištění odpadních vod. Velkou výhodou je získání komerčního hnojiva na konci celého cyklu. Avšak nevýhodou je vysoká spotřeba energie potřebné k zahřívání kapaliny a nutnost aplikace chemikálií k úpravě pH. Tím jsou zvyšovány náklady spojené s procesem. Při procesu je do kapaliny vháněn vzduch, který odstraňuje těkavé látky. V odpadních vodách, tak jako ve fugátu, se amoniak vyskytuje ve dvou formách – v amonných iontech a jako nedisociovaný amoniak. Relativní koncentrace těchto dvou forem je závislá na pH a na teplotě okolí. Koncentrace nedisociovaného amoniaku se zvyšuje s vyšším pH, proto je pro efektivní stripování amoniaku vysoké pH (10–11) nutností, stejně jako vysoká teplota (70 °C). K úpravě pH se nejčastěji používá hydroxid sodný a oxid vápenatý. Vápník obsažený v oxidu vápenatém navíc reaguje s uhlíkem za tvorby uhličitanu vápenatého, který slouží jako koagulant pevných částic. Efektivita stripování amoniaku se při vhodných podmínkách pohybuje kolem 90 % (Kinidi et al. 2018).

Při stripování vzduchem je fugát zahřát a pH zvýšeno odvětráním CO₂ spolu s dodatečnou aplikací zásady, nejčastěji hydroxidem sodným (Drosg et al. 2015). Takto upravený fugát

postupuje do stripovací věže, kde je amoniak odstraňován vhnáným vzduchem. Po stripování odchází fugát do zásobní nádrže a odcházející amoniak ve speciálním zařízení reaguje s kyselinou sírovou za tvorby síranu amonného, který se dá dále využít jako hnojivo. Vyčištěný vzduch pak může být navrácen do systému a využit znova ve stripovací věži (Jiang et al. 2014).

3.3.1.2 Tlakové membránové procesy

Tlakové membránové procesy jsou jednou ze separačních metod. Hlavním principem toho systému je použití syntetických membrán, které slouží jako semipermeabilní syntetické bariéry, kdy je hlavní hnací silou rozdíl tlaků před a za membránami (Palatý & Bernauer 2012).

Dělením směsí vzniknou dvě frakce – frakce, která projde membránou (permeát), a frakce obsahující částice, které membránou projít nemohly (koncentrát) (Davis 2010).

Separace látek je prováděna dvěma způsoby: tzv. dead-end uspořádání znamená, že se na membráně vytváří filtrační koláč, který postupem času roste. Při tomto způsobu je nástřík aplikován kontinuálně kolmo na membránu a vzniklý permeát následně odtéká ve stejném směru. Druhým způsobem je cross-flow systém, při kterém filtrační koláč vzniká jen velmi omezeně, jelikož nástřík je přiváděn podél povrchu membrány a permeát je odváděn kolmo na vstupní proud (Mikulášek 2013).

Na selektivitu procesu (míra propustnosti a zadržení dané částice) má vliv velikost pórů dané membrány a velikost oddělovaných komponent či různé vlastnosti povrchu membrán. Tento proces separace lze rozdělit na mikrofiltraci, ultrafiltraci, nanofiltraci a reverzní osmózu. Princip jednotlivých druhů filtrací je stejný, liší se pouze typem membrány a použitým nástříkovým tlakem (Mikulášek 2013).

Mikrofiltrace nepropouští částice o velikosti 0,1–10 mikrometrů. Vzhledem k nízké hydrodynamické rezistenci membrány je účinné filtrace dosaženo i za nízkého tlakového rozdílu (Hjorth et al. 2011).

Metoda ultrafiltrace je určena k separaci makromolekul menších než 0,1 mikrometrů a větších než 2 nanometry. Struktura této membrány musí být daleko hustější a její hydrostatická rezistence je vyšší, a tedy i potřebný tlakový rozdíl (Masse et al. 2007). Velikost částic nepropustných při ultrafiltraci odpovídá například virům, bílkovinám a polysacharidům (Mikulášek 2013).

Nanofiltrace zadržuje molekuly menší než 2 nanometry a dokáže z vody odstraňovat molekuly jednoduchých cukrů a pesticidů (Palatý & Bernauer 2012).

Membrány používané při reverzní osmóze mají velikost pórů kolem 0,0001 mikrometrů a oddělují nízkomolekulární částice i jednovalentní ionty (Mikulášek 2013).

K efektivní filtraci je nutno dodržet pořadí výše zmíněných metod. Nejdříve je vhodné odstranit větší pevné částice mechanickou cestou, například usazováním. Následuje mikrofiltrace, ultrafiltrace, nanofiltrace a až pak případná reverzní osmóza (Al Seadiet al. 2013).

Aplikací této metody na čištění fugátu lze separovat žádané nutrienty a zároveň čistou vodu bez použití chemikálií. Avšak provozní náklady membránového systému jsou značně vysoké, především pro velkou spotřebu elektrické energie nutné pro aplikaci vhodného tlaku (Hjorth et al. 2011).

3.3.1.3 Kultivace řas

K separaci dusíku a fosforu z fugátu může být využita také metoda kultivace řas. Řasy jsou schopné pohlcovat dusík, fosfor, CO₂ a využívat je ke svému růstu. Vše se děje bez intenzivní spotřeby elektrické energie, tak jako u ostatních technologií (Zhu et al. 2013). Navíc svou cenu má i biomasa řas, která může být přetvořena nejen v cenné biopalivo, ale též využita ke krmným účelům v zemědělství (Xia & Murphy 2016), případně jako surovina na bioplynových stanicích (Zabed et al. 2020).

Také energetický potenciál řas byl středem pozornosti mnoha studií, které se snažily navýšit intracelulární obsah lipidů, jejich extrakci a následnou přeměnu na bionaftu (Prajapati et al. 2014).

Hlavní výhodou řas je právě jejich schopnost růst v znečištěných vodách, tedy i fugátu, během celého roku, navíc bez nároku na zemědělskou půdu (Zabed et al. 2019). Fugát má však několik charakteristických vlastností, které mohou růst řas limitovat. Řasy jsou autotrofní organismy, které jsou silně závislé na expozici světelné energie, teplotě a zdroji anorganických živin (Sheets et al. 2015). Fugát se vyznačuje vysokou koncentrací suspendovaných částic, které způsobují zákal omezující průnik světla důležitého pro správný růst a fungování řas (Marazzi et al. 2017). Dalším omezením je případná vysoká koncentrace amoniakálního dusíku, která může být pro řasy toxická, a možná bakteriální kontaminace. Vztah mezi řasami a bakteriemi může být symbiotický a mít pozitivní vliv, avšak může také docházet ke konkurenci o živiny a negativně ovlivnit syntézu biomasy řas (Monlau et al. 2015).

3.3.1.4 Tepelné zahuštění

Na některých bioplynových stanicích je vytvářen nadbytek fermentačního zbytku, a tedy i fugátu. Provozovatelé jsou pak nuceni dopravit fermentační zbytek/fugát na vzdálená místa nebo ho nechat zpracovat v čistírnách odpadních vod. Obě možnosti jsou značně nákladné, kromě toho při zpracování fermentačního zbytku čistírnami odpadních vod nejsou obsažené živiny efektivně využity.

Jednou z možností snížení nákladů na dopravu je redukce přepravovaného objemu tepelným zahuštěním (Vondra et al. 2018). Posouzení životního cyklu bioplynu provedené Berglund & Börjesson (2006) stanovilo limity dopravních vzdáleností přepravy fermentačního zbytku, při kterých je energetická bilance bioplynu pozitivní. Je-li místo zpracování fermentačního zbytku příliš vzdálené, lze zlepšit energetickou bilanci zahuštěním, a tedy snížením množství přepravovaného materiálu. Studie považuje tepelné zahuštění výhodné v situacích, kdy je případný transport delší než 60 km.

Principem metody tepelného zahuštění je jednoduché odpařování vody z fugátu za vzniku koncentráту a destilátu. Potřebná tepelná energie může pocházet z kogenerační jednotky bioplynové stanice. Tepelným zahuštěním dojde k významné redukci objemu a získání destilátu, který lze dále využít jako procesní vodu (Míchal et al. 2017).

Jednou z metod redukce objemu fugátu tepelným zahuštěním je dlouhodobě osvědčená technologie vakuového odpařování spočívající ve varu fugátu při podtlaku při teplotách nižších než standardní teploty varu při atmosférickém tlaku (Chiumenti et al. 2013). Zahuštěním fugátu lze efektivně využít odpadní teplo a redukcí objemu snížit i spotřebu fosilních paliv potřebných pro přepravu fugátu. Výhodou procesu je provozní spolehlivost. Na druhé straně proces

vyžaduje velké množství energie, a to především tepelné. S ohledem na skutečnost, že bioplynové stanice se většinou potýkají s nadbytkem tepla, tato skutečnost nemusí představovat zásadní problém. Odpadní teplo je většinou k dispozici ve formě horké vody používané k chlazení kogeneračních jednotek. Tato teplota (85–90 °C) je dostatečná pro odpařování za sníženého tlaku a při nízkém bodu varu (Vondra et al. 2018).

3.3.1.5 Srážení struvitu

Struvit ($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) je krystalická pevná hmota sestávající z amonného dusíku, hořčíku a fosforu v molárních poměrech 1:1:1. Tato metoda je vhodná k efektivní regeneraci dusíku a fosforu, jelikož struvit má vysoký obsah živin na jednotku hmotnosti (Romero et al. 2016) a je vysoce účinný jako hnojivo s pomalým uvolňováním (Rahman et al. 2014). Zároveň se také vyznačuje nízkým obsahem těžkých kovů (Talboys et al. 2016).

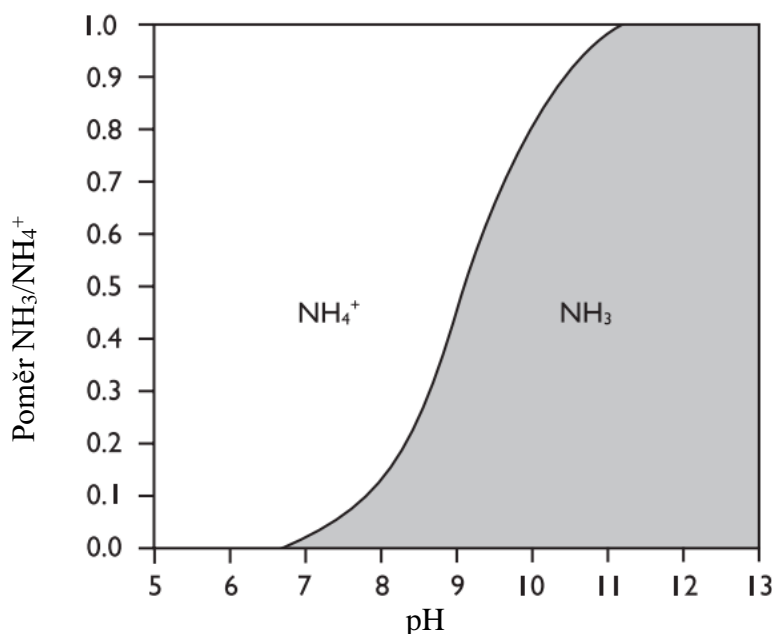
Srážení struvitu probíhá ve dvou fázích – vznik krystalů a růst krystalů (Rahman et al. 2014). Mechanismus reakce je ovlivněn několika fyzikálně-chemickými parametry, jako je hodnota pH, směšovací energie, teplota a přítomnost jiných iontů (Romero et al. 2016). Z těchto důvodů bylo vyvinuto několik reaktorů určených přímo ke krystalizaci struvitu, povětšinou s kontinuálním průtokem (Rahman et al. 2014).

Srážení struvitu ve fermentačním zbytku má ovšem svá omezení, především kvůli vysokým nákladům na chemikálie. Tato metoda totiž často vyžaduje přidání hořčíku z důvodu jeho nízké koncentrace oproti koncentraci NH_4^+ a PO_4^{3-} (Giesen 2010). Ovšem v některých případech musí být externě dodán i fosfor, a tím se náklady ještě více navyšují (Sheets et al. 2015). Srážení struvitu navíc není vhodnou metodou pro úpravu fermentačního zbytku s vysokou koncentrací vápníku, jelikož ionty vápníku soupeří s ionty hořčíku a dochází ke vzniku fosforečnanu vápenatého namísto struvitu (Hidalgo et al. 2015).

3.4 Úprava fugátu nitrifikací

Nitrifikace je klíčový proces v koloběhu dusíku a nedílnou součástí čištění odpadních vod za účelem odstranění sloučenin dusíku (Pitter 2015). Tento proces lze ovšem využít také pro cirkulaci a zachování živin, konkrétně dusíku, a to zejména právě u fermentačního zbytku (Botheju et al. 2010).

Do procesu vstupuje N-amon a finálním produktem je dusík v dusičnanové formě. N-amon se ve fugátu vyskytuje ve dvou disociačních formách, NH_4^+ a NH_3 . Koncentrace těchto dvou forem je závislá na hodnotě pH a na teplotě (Botheju et al. 2010), jak také ukazuje Obrázek 5. Forma NH_4^+ převažuje v kyselém prostředí, naopak v alkalickém prostředí je vyšší koncentrace formy NH_3 (Gay & Knowlton 2009).



Obrázek 5: Závislost pH na formě N-amon (Gay & Knowlton 2009)

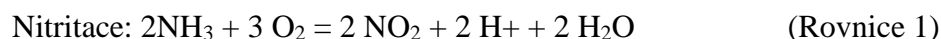
Vzhledem k tomu, že hodnota pH se u fugátu pohybuje v rozmezí od 7,5 do 8,5, tedy především ve slabě alkalické oblasti, poměrně velká část N-amon je ve formě NH_3 – nedisociovaného amoniaku, čpavku (Gay & Knowlton 2009). Tato forma ovšem snadno uniká do atmosféry a dochází tak ke ztrátám dusíku z potenciálního hnojiva (Švehla et al. 2017). Tyto negativní vlivy mohou být právě nitrifikací minimalizovány. Během nitrifikace totiž přirozeně dochází k poklesu pH, a tím zastoupení NH_4^+ v rámci N-amon, který nitrifikaci nepodlehne, stoupá na úkor zastoupení NH_3 (Anthonisen et al. 1976), zároveň je N-amon postupně oxidován na N-NO_3^- . Nedochozí tedy ke ztrátám dusíku volatilizací, jelikož dusičnany jsou charakteristické svou stabilitou, a také výbornou dostupností jako zdroj dusíku pro rostliny (Švehla et al. 2017).

3.4.1 Nitrifikace

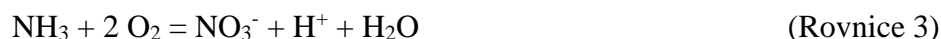
Nitrifikace je klíčový proces v koloběhu dusíku a nedílnou součástí úpravy odpadních vod za účelem odstranění sloučenin dusíku. Za nitrifikaci jsou odpovědné především chemolitotrofní nitrifikační bakterie, které využívají CO₂ jako zdroj uhlíku pro vytvoření nové biomasy a energii získávají oxidací amoniakálního dusíku. Množství získané energie je nízké, a proto je specifická tvorba biomasy malá. Přibližně 1 g dusíku je potřebný pro vytvoření 0,16 g až 0,19 g biomasy. Další charakteristikou autotrofních bakterií je dlouhá generační doba, která je přibližně desetkrát delší v porovnání s organotrofními bakteriemi (Pitter 2015).

3.4.1.1 Průběh nitrifikace

Celý proces lze rozdělit na dva základní stupně, za které jsou zodpovědné dvě skupiny nitrifikačních bakterií. První stupeň je nazýván nitritace. Při ní dochází k oxidaci amoniakálního dusíku za vzniku dusíku dusitanového. Nitritaci zajišťují bakterie rodů *Nitrosomonas*, *Nitrosococcus* a dalších, které jsou souhrnně označovány jako AOB (Amonium Oxidizing Bacteria). Dusitany jsou následně oxidovány na dusičnany bakteriemi rodů *Nitrospira*, *Nitrobacter* a tzv. NOB bakteriemi (Nitrie Oxidizing Bacteria) (Radechovský et al. 2013). Proces nitrifikace lze znázornit následujícími rovnicemi (Rovnice 1, 2):



Výsledná rovnice oxidace amoniakálního dusíku na dusík dusičnanový může být znázorněna jako (Rovnice 3, 4):



3.4.1.2 Faktory ovlivňující průběh nitrifikace

Celý proces nitrifikace je ovlivněn celou řadou faktorů. Nitrifikační bakterie jsou ovlivněny zejména koncentrací rozpuštěného kyslíku, teplotou, dobou zdržení v nitrifikačním reaktoru, výskytem toxických látek a také zatížením systému dusíkem (Švehla et al. 2010).

3.4.1.2.1 Koncentrace rozpuštěného kyslíku

Jedním z faktorů ovlivňujících průběh nitrifikace je koncentrace rozpuštěného kyslíku. Na nitritaci jednoho molu N-amon AOB potřebují 1,5 molu kyslíku. Následně je pro nitrataci spotřebováno 0,5 molu kyslíku. Celkově je tedy potřeba 2 moly kyslíku na nitrifikaci jednoho molu dusíku (Ruiz et al. 2003).

Dle rovnice popisující nitritaci je na oxidaci dusíku potřeba 3,43 g kyslíku a dle rovnice nitratice je k oxidaci 1 g dusitanového dusíku potřeba 1,14 g kyslíku. Celkem je teoretická spotřeba kyslíku 4,57 g, avšak uvolněná energie z nitrifikace je využita k vytvoření nové biomasy, kdy dochází k částečné spotřebě amoniakálního dusíku, a z tohoto důvodu se udává, že k úplné oxidaci 1 g amoniakálního dusíku je skutečně potřeba asi jen 4,33 g kyslíku (Pitter 2015).

Aby se zamezilo možnému selhání nitrifikace, je v nitrifikačních systémech čistíren odpadních vod koncentrace kyslíku udržována častokrát výš, než je skutečně potřeba. Aerace nádrží pro biologické čištění odpadní vody je značně energeticky náročná a může představovat až polovinu spotřebované energie v provozu ČOV. Z tohoto důvodu se na stanovení minimální koncentrace rozpuštěného kyslíku zaměřilo několik studií (Fitzgerald et al. 2015).

Jedna ze studií byla provedena Bellucci et al. (2011). Studie probíhala po dobu 43 dní v laboratorních podmínkách a byla zaměřena mimo jiné na testování účinku provzdušňování na hojnost AOB ve čtyřech paralelně provozovaných reaktorech. Dva z reaktorů byly zásobovány konstantním průtokem vzduchu 0,1 litru/min, zatímco u dalších dvou jednotek byl průtok nastaven na 4 litry/min. Úplné nitrifikace se podařilo dosáhnout ve všech konfiguracích, i když koncentrace rozpuštěného kyslíku byla v jednotkách s nízkým provzdušňováním pouze 0,5 mg/l \pm 0,3 mg/l. Studie naznačuje, že efektivní výkon v nízkých hodnotách koncentrace kyslíku byl výsledkem zvýšeného množství AOB v reaktorech.

Výsledky autorského kolektivu vedeného Liu G. indikují, že je možné dosáhnout kompletní nitrifikace i při velmi nízkých koncentracích rozpuštěného kyslíku (Liu & Wang 2013). Studie popisuje kompletní nitrifikaci již při 0,37 mg/l a 0,16 mg/l. Koncentrace rozpuštěného kyslíku 0,37 mg/l, při které úspěšně probíhala kompletní nitrifikace, se dosáhlo u reaktoru s dobou zdržení 10 dnů. Celý pokus nezačínal na této koncentraci, nýbrž koncentrace kyslíku byla postupně snižována a mikroorganismy tak měly čas se přizpůsobit ne zcela ideálním podmínkám. Koncentrace kyslíku se v začátku pokusu pohybovala okolo 4,0 mg/l. Po 10 dnech byla snížena na 2,1 mg/l. Toto prvotní snížení nemělo žádný vliv na kvalitu odtoku, součet koncentrace N-amon a N-NO₂⁻ v odtoku zůstával pod hranicí 0,2 mg/l. Následující den došlo ke snížení koncentrace kyslíku na 1 mg/l, což už mělo za následek snížení efektivity nitrifikace. Součet koncentrace dusitanového dusíku a N-amon v odtoku vystoupala až na 8 mg/l. Po třech dnech se koncentrace opět vrátila na menší hodnotu 0,5 mg N/l v odtoku. Další snížení koncentrace rozpuštěného kyslíku na 0,37 (\pm 0,09) mg/l s sebou přineslo okamžité zvýšení součtu koncentrace N-NO₂⁻ a N-amon na 9 mg/l. Během dvou týdnů se koncentrace N-amon zvýšila přibližně na 10 mg/l, zatímco koncentrace dusitanů se postupně snižovala, poukazujíc na neúplnou nitrifikaci. Po 2 měsících (při koncentraci kyslíku 0,37 (\pm 0,09) mg/l) se systém stabilizoval a koncentrace N-amon a dusitanů v odtoku se vrátila na 1 mg/l. Nitrifikace tedy začala opět probíhat kompletně. Po dalším snížení koncentrace kyslíku na 0,19(\pm 0,03) mg/l, koncentrace N-amon okamžitě vzrostla na 8 mg/l a pokračovala v růstu. Dusitany se ovšem neakumulovaly. Po 50 dnech od posledního snížení byla koncentrace N-amon 37 mg/l, odstraňováno bylo tedy jen 10 % N-amon. Tím bylo potvrzeno, že reaktor s dobou zdržení 10 dnů nebyl schopen při tak nízkých koncentracích pracovat. Paralelně probíhal i pokus v reaktoru s dobou zdržení 40 dnů. Tam se postupným snižováním koncentrace kyslíku podařilo dosáhnout kompletní nitrifikace při koncentraci rozpuštěného kyslíku 0,16 mg/l. Tudíž studie také ukázala, že za dlouhodobě nízkých koncentracích kyslíku dokáží NOB zpracovat veškerý N-NO₂⁻ vyprodukovaný AOB a díky tomu nedocházelo k akumulaci dusitanů (Liu & Wang 2013).

Naopak Pitter (2015) tvrdí, že koncentrace pod 1 mg/l může způsobovat hromadění dusitanů ve vodě. Důvodem tohoto jevu může být inhibice NOB, které mají na kyslík vyšší nároky (Duan et al. 2019).

3.4.1.2.2 Teplota

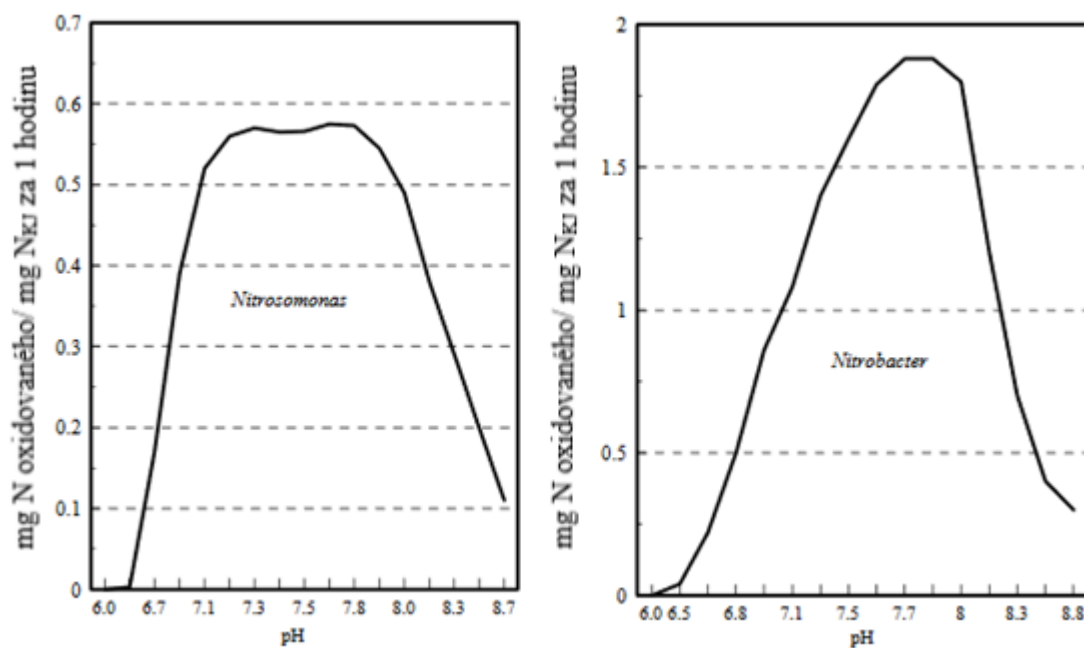
Účinnost nitrifikace je rovněž limitována teplotou. Pitter (2015) ve své knize uvádí, že k inhibici dochází již při 12 °C a stanovuje ideální tepelné podmínky od 20 °C do 30 °C.

Možností nitrifikace při vyšších teplotách se zabývalo několik autorů. Existují dvě strategie, jak je možné dosáhnout úspěšné nitrifikace při vyšších teplotách. Jednou z možností je inokulace nitrifikačního systému termofilními nitrifikujícími mikroorganismy jako například *Candidatus Nitrosocaldus yellowstonii*, *Candidatus Nitrososphaera gargensis* a *Nitrospira calida* (Lebedeva et al. 2011). Druhou možností je mezofilní organismy postupně adaptovat na vyšší teploty. Shore et al. (2012) dosáhl kompletní nitrifikace při 40 °C postupným zvyšováním teplot z 30 °C na 40 °C. Vyšších teplot se podařilo dosáhnout Courtens et al. (2014), jejichž nitrifikační systém byl schopen efektivní nitrifikace při 42,5 °C.

Naopak i nízké teploty mají negativní dopad na efektivitu nitrifikace, tak jak to bývá u ostatních biochemických procesů. Studie provedená Andersson et al. (2001) byla zaměřena na dopad teploty na efektivitu nitrifikace. Maximální efektivita (82 % odstranění amoniakálního dusíku) byla pozorována při teplotách nad 16 °C, kdežto pouze 10–40 % vstupního amoniakálního dusíku bylo odstraněno při teplotách od 4 do 10 °C. Studie byla provedena při konstantním zatížení dusíkem. Je nutné uvést, že při snížení teploty klesá rychlost celého procesu, což nemusí ovlivnit nitrifikaci při nízkém zatížení, ovšem pokud je zatížení vysoké a teplota nízká, účinnost může razantně poklesnout.

3.4.1.2.3 Hodnota pH

Nitrifikační bakterie jsou velmi citlivé na pH prostředí, jak dokazuje Obrázek 5. Bakterie rodu *Nitrosomonas* zastupující AOB mají ideální hodnotu pH v rozmezí 7 až 8. Optimální pH pro bakterie rodu *Nitrobacter* (typického zástupce NOB) se pohybuje od 7,5 do 8 (Grady et al. 1999). Odell et al. (1996) uvádí, že nárůst pH na 9 a vyšší hodnoty může zcela inhibovat nitrifikaci.



Obrázek 6: Přehled vlivu hodnoty pH na nitrifikaci (Grady et al. 1999)

Z rovnice popisující nitrítaci je zřejmé, že při oxidaci každého molu amoniakálního dusíku se uvolní 2 moly vodíku okyselujícího prostředí. V prostředí bez nedostatečné pufrovací schopnosti se může pH snižovat a inhibovat tak nárůst a fungování AOB. Tato vysoká senzitivita nitrifikačních bakterií na nízké pH je přičítána hlavně exponenciálnímu poklesu volného amoniaku (NH_3) v kyselém prostředí. Volný amoniak je substrátem pro primární enzym ammonium-monooxygenázu a také transport volného amoniaku do buněk navíc probíhá pasivní difúzí na rozdíl od transportu amonných iontů (Tarre & Green 2004).



Le et al. (2019) zkoumali efekt pH na nitrifikaci ve znečištěných řekách ve Vietnamu. Laboratorní pokus probíhal ve dvou systémech s rozdílnými hodnotami pH – 8,0 a 8,5. Po necelých dvou dnech byl pozorován nárůst dusitanů, zatímco koncentrace dusičnanů se výrazně nezměnila. Došli proto k závěru, že NOB bakterie jsou silně inhibovány při pH 8,5 na rozdíl od AOB bakterií, které za těchto podmínek byly schopné oxidovat amoniakální dusík. Při pH 8,0 byla oxidace dusitanů inhibována méně a docházelo tedy k nárůstu koncentrace dusičnanů.

Při pH 5,0 nebyla patrná žádná změna v koncentraci amonného dusíku, dusitanů ani dusičnanů. Avšak nebylo možné určit, zda je pH jediným důvodem inhibice. Při pH 5,3 začala oxidace amonného dusíku až po 70 hodinách a též koncentrace dusičnanů začala pomalu stoupat po 95 hodinách (Le et al. 2019). Pokus ukazuje schopnost bakterií přizpůsobit se i daleko nižším hodnotám pH, než například uvádí Pitter (2015). Ten zmiňuje, že pod 6,5 pH a nad 9 pH je nitrifikace zcela inhibována.

Tarre & Green (2004) při své studii dokázali udržet rychlost nitrifikace 3,2 g N oxidovaného v 1 litru objemu za jeden den při pH 4,6 z původní rychlosti 4,2 g N oxidovaného v 1 litru objemu za jeden den při pH 7.

3.4.1.2.4 Zatížení systému amoniakálním dusíkem

Dalším z důležitých faktorů ovlivňujících nitrifikaci je zatížení systému amoniakálním dusíkem. Při vysokém zatížení může docházet k hromadění dusitanů při nitrifikaci. To může mít za následek inhibici činnosti nitrifikačních bakterií vyvolanou nárůstem koncentrace meziproduktů nitrifikace (Švehla et al. 2010).

3.4.1.2.5 Koncentrace amoniakálního a dusitanového dusíku

Průběh nitrifikace může narušovat také zvýšená koncentrace jednotlivých forem anorganického dusíku, a to především dusitanového a amoniakálního (Švehla et al. 2010). V takovém případě se jedná o tzv. substrátovou či produktovou inhibici nitrifikačních organismů (Radechovský et al. 2013). Většinou se uvádí, že zejména nedisociované formy výskytu N-amoniaku, tedy nedisociovaný amoniak (Free Ammonia – FA) a kyselina dusitá (Free nitrous acid – FNA) (Anthonisen et al. 1976). Zastoupení volného amoniaku i zastoupení volné kyseliny dusité úzce souvisí s hodnotou pH a teplotou prostředí. Jejich inhibiční vliv tedy musí být posuzován se zřetelem na aktuální hodnotu teploty a pH (Anthonisen et al. 1976; Pitter, 2015; Švehla et al. 2010). Anthonisen et al. (1976) stanovil inhibiční koncentraci FA pro NOB na 0,1–1,0 mg/l a koncentraci FNA 0,2–2,8 mg/l.

Citlivost jednotlivých nitrifikačních organismů je různá. Obecně platí, že NOB jsou vůči těmto vlivům méně rezistentní než AOB. Z tohoto důvodu může při nitrifikaci docházet k nárůstu koncentrace dusitanů (produktu činnosti AOB). Zvýšená koncentrace dusitanů pak může sekundárně vyřadit NOB z činnosti (Radechovský et al. 2013).

Claros et al. (2013) se zaměřili na efekt volné kyseliny dusité při procesu nitrifikace. Ve studii je popsán zřejmý trend poklesu bakteriální aktivity při nárůstu koncentrace FNA. Pokles efektivity nitrifikace o 50 % popisují již při koncentraci 1,32 mg $\text{HNO}_2\text{-N/l}$. Jak bylo výše zmíněno, NOB jsou na koncentrace FNA daleko citlivější (Radechovský et al. 2013), a nitrifikace tedy nemůže kompletně probíhat. Získaná hodnota je podobná hodnotám stanovených Van Hulle et al. (2007), které inhibici popisují při koncentraci $\text{HNO}_2\text{-N/l}$ 2,04 mg. Avšak hodnota získaná ve studii provedené Jiménez et al. (2011) je signifikantně nižší (0,013 mg $\text{HNO}_2\text{-N/l}$).

4 Metodika

4.1 Analytické metody

Analytické metody byly konány na základě standardních pokynů stanovení uvedených ve skriptech Analytika vody (Horáková et al. 2003). Měření probíhalo v laboratoři agroenvironmentální chemie a výživy rostlin na České zemědělské univerzitě v Praze.

4.1.1 Stanovení jednotlivých forem anorganického dusíku

K vyhodnocení procesu nitrifikace bylo prováděno spektrofotometrické měření koncentrace jednotlivých forem dusíku (N-amon, N-NO₂⁻, N-NO₃⁻) na spektrofotometru HACH DR3900.

4.1.1.1 Stanovení koncentrace N-amon

Ke stanovení koncentrace amoniakálního dusíku byla použita indofenolová metoda spektrometrického stanovení, která je schopna detekovat jak N-NH₃, tak i N-NH₄⁺. Principem analýzy je reakce amoniaku, chlornanu a salicylanu, při které vzniká sloučenina indofenolového typu. Tato sloučenina disociuje v alkalickém prostředí na intenzivně modré indofenolové barvivo. Avšak ve výsledku je roztok zbarven do zelené, jelikož reakce je katalyzována nitroprusidem sodným žlutého zbarvení (Horáková et al. 2003). Měření probíhalo při vlnové délce 655 nm v kyvetách optické dráhy 1 cm a po změně spektrofotometru v HACH zkumavkách o průměru 16 mm.

4.1.1.2 Stanovení koncentrace N-NO₂⁻

Měření koncentrace dusitanů probíhalo spektrofotometricky s použitím kyvet optické dráhy 1 palec při vlnové délce 540 nm. Reakce probíhá v prostředí okyseleném kyselinou fosforečnou, ve kterém disociovaný dusitanový iont přechází do formy nedisociované kyseliny dusité. Následně dochází k diazotaci amidu kyseliny sulfanilové (4-aminobenzen-sulfanylmidu) na diazoniovou sůl. Vzniklá sůl dále reaguje s N-(1-naftyl)-1,2-ethylendiamin-dihydrochloridem na červené azobarvivo. Opět je intenzita zbarvení přímo úměrná koncentraci dusitanů (Horáková et al. 2003).

4.1.1.3 Stanovení koncentrace N-NO₃⁻

Dusičnany byly stanovovány spektrofotometrickou metodou s 2,6-dimethylfenolem. Principem metody je reakce vzorku s 2,6-dimethylfenolem v prostředí směsi kyseliny sírové a kyseliny fosforečné za vzniku 4-nitro-2,6-dimethylfenolu červené zbarvení. Koncentrace dusičnanů je přímo úměrná intenzitě zbarvení, které je spektrofotometricky vyhodnoceno při vlnové délce 324 nm (Horáková et al. 2003).

4.1.2 Stanovení chemické spotřeby kyslíku

Chemickou spotřebu kyslíku (CHSK) Horáková et al. (2003) definuje jako „hmotnost kyslíku, která je ekvivalentní hmotnosti silného oxidačního činidla spotřebovaného, za přesně vymezených (uzančních) reakčních podmínek zpracování vzorku vody, na oxidaci oxidovatelných látek obsažených v 1 litru vody“. Tyto oxidovatelné látky jsou zejména organické povahy, a proto tato metoda slouží ke kvantifikaci organického znečištění vody.

Metod analýz CHSK je mnoho. Pro účel této práce byla použita modifikovaná dichromanová semimikrometoda při vlnové délce (λ) 600 nm. CHSK byla stanovována u homogenizovaného vzorku (CHSK_h) a odstředěného vzorku (CHSK_o). Výsledná hodnota musela být následně opravena výpočtem dle Rovnice 6, jelikož oxidovány byly i dusitany vyskytující se ve vzorku.

$$\text{CHSK}_s = \text{CHSK}_m - (1,1422 * \text{N-NO}_2^-) \quad (\text{Rovnice 6})$$

CHSK _s	skutečná hodnota CHSK
CHSK _m	měřená hodnota CHSK

4.1.3 Stanovení hodnoty pH

Hodnoty pH byly stanovovány potenciometricky za využití pH metru WTW pH 340i.

4.1.4 Stanovení koncentrace rozpuštěného kyslíku

Koncentrace rozpuštěného kyslíku byly měřeny oxymetrem WTW Oxi 3210.

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

Ke stanovení nerozpuštěných, rozpuštěných i veškerých látek a ztráty žiháním byla použita metoda gravimetrická, dle Horákové et al. (2003).

4.1.5.1 Veškeré látky

10 ml důkladně homogenizovaného vzorku (V) bylo odpipetováno do hliníkové misky o známé hmotnosti (m_1) a následně odpařeno do sucha na vodní lázni. Misky se vzorkem byly poté umístěny do sušárny a po dobu 2 hodin, při teplotě 105 °C sušeny do konstantní hmotnosti (m_2).

Z rozdílu hmotnosti misky před a po měření byla vypočtena hodnota veškerých látek dle vztahu (Rovnice 7):

$$\rho_{VL} = \frac{1000 * [m_2 - m_1]}{V} \quad (\text{Rovnice 7})$$

Celková koncentrace byla uváděna v g/l, z tohoto byl v rovnici použit koeficient 1 000 k přepočtu mililitrů na litry.

4.1.5.2 Rozpuštěné látky

Rozpuštěné látky byly stanovovány na vzorku, který byl nejdříve 10 minut odstředován rychlostí 13 500 otáček za minutu na odstředivce firmy Sigma. Takto upravený vzorek byl poté analyzován stejně jako u procesu stanovení veškerých látek (Rovnice 8).

$$\rho_{RL} = \frac{1000 \cdot [m_2 - m_1]}{V} \quad (\text{Rovnice 8})$$

4.1.5.3 Nerozpuštěné látky

Hodnota nerozpuštěných látek byla vypočítána jako rozdíl koncentrací látek veškerých a látek rozpuštěných (Rovnice 9).

$$\rho_{NL} = \rho_{VL} - \rho_{RL} \quad (\text{Rovnice 9})$$

4.1.5.4 Ztráta žiháním

Při stanovování organických látek metodou ztráty žiháním bylo postupováno následovně: Zvážená vysušená hliníková miska po stanovení VL 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 (RL_{org}) byla dosažena stejným způsobem, avšak za použití misky po stanovení RL. Nerozpuštěné organické látky (NL_{org}) jsou výsledkem rozdílu mezi hodnotou veškerých organických látek a rozpuštěných organických látek.

4.2 Výpočty

4.2.1 Výpočet účinnosti oxidace N-amon

Hodnota účinnosti oxidace N-amon ($E - N - amon$) odráží efektivitu nitrifikačního procesu a je vyjadřována v procentech. Výsledku je dosaženo porovnáním koncentrace N-amon na vstupu (ρ_1) a na výstupu z reaktoru (ρ_2) dle vztahu popsaného Rovnicí 10:

$$E - N - amon = \frac{\rho_1 - \rho_2}{\rho_1} * 100 \% \quad (\text{Rovnice 10})$$

4.2.2 Výpočet objemového zatížení dusíkem

Parametr objemového zatížení (B_v -N) udává množství látek (v tomto experimentu N-amon) v kg, se kterým se daná technologie musí vypořádat. Objemové zatížení dusíkem je formulováno jako hmotnostní množství dusíku v kg vstupujícího do 1 m³ reaktoru za den. Výpočet je následující (Rovnice 11):

$$B_v = \frac{Q_1 \cdot \rho_1}{V} \quad (\text{Rovnice 11})$$

4.2.3 Výpočet koncentrace volného amoniaku a volné kyseliny dusité

Koncentrace volného amoniaku (FA) byla vypočtena dle Rovnice 12, koncentrace volné kyseliny dusité (FNA) dle vztahu popsaného v Rovnici 13. Oba vzorce byly převzaty z článku od Anthonisen et al. (1976).

$$C_{FA} = \frac{17}{14} \cdot \frac{c(TAN) \cdot 10^{pH}}{\exp\left(\frac{6334}{273+T}\right) + 10^{pH}} \quad (\text{Rovnice 12})$$

$$C_{FNA} = \frac{46}{14} \cdot \frac{c(N-NO_2^-)}{\exp\left(\frac{-2300}{273+T}\right) \cdot 10^{pH}} \quad (\text{Rovnice 13})$$

c (TAN)	celková koncentrace amonného dusíku (mg/l)
c (N-NO ₂)	celková koncentrace dusitanového dusíku (mg/l)
T	teplota v reaktoru (°C)

4.2.4 Výpočet zastoupení dusičnanů mezi produkty nitrifikace

Pro posouzení efektivity nitrifikace lze jako ukazatel vypočítat procentuální zastoupení dusičnanů (% - N-NO₃⁻) mezi produkty nitrifikace. K tomuto výpočtu byla použita Rovnice 14. Jedná se tedy o procentuální podíl koncentrace dusičnanů odtoku ku součtu koncentrace dusičnanového a dusitanového dusíku.

$$\% - N - NO_3^- = \frac{\rho_{N-NO_3^-}}{\rho_{N-NO_3^-} + \rho_{N-NO_2^-}} * 100 \% \quad (\text{Rovnice 14})$$

4.3 Statistické výpočty

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

$$\sigma = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (x_i - \bar{x})^2} \quad (\text{Rovnice 15})$$

4.4 Původ vzorků

Pro veškeré experimenty této diplomové práce byl použit fugát pocházející ze zemědělské bioplynové stanice v obci Červené Janovice (viz Obrázek 7). Proces anaerobní fermentace zde probíhá v mezofilních teplotních podmínkách. Vzniklá tepelná a elektrická energie produkovaná touto bioplynovou stanicí je využita v celém areálu zemědělského družstva v Červených Janovicích (Procházka & Svobodová 2017).



Obrázek 7: Bioplynová stanice Červené Janovice (Procházka & Svobodová 2017)

Bioplynová stanice zpracovává především kravský hnůj (cca 70 % vlhké hmoty), kukuřičnou siláž (20 %) a travní hmotu. Bioplyn je jímán v membránovém plynojemu o objemu 1 950 m³. Elektrickou energii poté generují dvě kogenerační jednotky s plynovými motory o výkonu 800 kW a 400 kW. Fermentační zbytek je odváděn z fermentotru přepadovým potrubím do koncového skladu, což je železobetonová nezastrpěná jímka s hloubkou 7 m a průměrem 38 m (Procházka & Svobodová 2017). Separace digestátu na fugát a separát je zajištěna mechanickým šnekovým separátorem.

Následující tabulka (Tabulka 4) udává přehled průměrných hodnot neupraveného fugátu měřených v průběhu experimentu a jejich směrodatnou odchylku. Tato data vycházejí ze 116 analýz u každého ukazatele. Sušina byla analyzována 17krát.

Tabulka 4: Vlastnosti neupraveného fugátu

Ukazatel	Hodnota	Směrodatná odchylka
CHSK _h	53 500 mg/l	18 800 mg/l
CHSK _o	24 000 mg/l	6 000 mg/l
N-amon	2 900 mg/l	630 mg/l
pH	8,0	0,30
Sušina	5,6 %	1,70 %

4.5 Laboratorní modely

Nitrifikace fugátu byla testována po dobu 387 dní ve dvou laboratorních modelech označovaných jako M1 a M2. Na modelu M1 (Obrázek 8) byla testována hypotéza předpokládající, že nitrifikace může probíhat i při hodnotě pH nižší než 5. Model M2 (Obrázek 9) sloužil k nalezení maximálního zatížení systému dusíkem umožňujícího uspokojivý provoz reaktoru.



Obrázek 8: Laboratorní model M1 (zdroj: autor)



Obrázek 9: Laboratorní model M2 (zdroj: autor)

Nitrifikace v M1 i M2 probíhala v 5 l nádrži (reaktoru), do kterého byl kontinuálně přiváděn fugát pomocí peristaltických čerpadel. Oba reaktory byly nepřetržitě aerovány a pracovaly v režimu směšovací aktivace. Fugát následně odcházel přes přepad do sedimentační (dosazovací) nádrže o objemu 1 l a usazený aktivovaný kal byl posléze s využitím peristaltického čerpadla recirkulován do reaktoru. Teplota v laboratoři se pohybovala kolem 25 °C.

Pro dosažení požadované hodnoty pH byl použit měřicí a řídicí systém GRYF Magic XBC, který reguloval peristaltické čerpadlo přivádějící roztok NaOH (2,5 mol/l) do reaktorů.

K prvotní inokulaci reaktorů byl použit kal pocházející z městské čistírny odpadních vod.

Vzorky byly odebírány ze vstupu a odtoku (sedimentační nádrže) jednou týdně a poté odstředěny v centrifuze Sigma po dobu 10 minut při 13 500 otáčkách za minutu. U vstupního fugátu byla vyhodnocována hodnota pH, CHSK a koncentrace N-amon. Na odtoku byla kromě těchto hodnot navíc měřena koncentrace N-NO_3^- a N-NO_2^- . V reaktoru byla také sledována koncentrace rozpuštěného kyslíku a teplota. Před samotnou analýzou bylo nutné většinu vzorků ve vhodném ředícím poměru ředit demineralizovanou vodou.

4.6 Poloprovozní model Červené Janovice

Poloprovozní model (Obrázek 10) byl provozován v areálu zemědělského družstva v obci Červené Janovice. Pro tento účel byla postavena místnost v blízkosti jímky fugátu, která byla přizpůsobena pro potřeby tohoto pokusu. Poloprovozní model svou stavbou kopíroval laboratorní modely. Fugát byl přiváděn přímo z jímky a před vstupem do reaktoru zadržován v IBC nádobě o objemu 1 000 l. Fugát byl pak s využitím peristaltického čerpadla následně čerpán do reaktoru, který byl o stejném objemu, a po nitrifikaci převáděn do dosazovací nádrže. Regulaci hodnoty pH zajišťoval měřicí a řídicí systém GRYF Magic XBC aplikací roztoku NaOH. Reaktor byl inokulován přibližně 600 l aktivovaného kalu odebraného v objektu městské ČOV.

Poloprovoz byl zahájen 12. srpna 2019 a funguje nadále, avšak pro účel této diplomové práce jsou použita data získaná do 5. března 2020.

Vzorky pro analýzu byly odebírány dle potřeb jednou nebo dvakrát týdně a analyzovány v laboratoři České zemědělské univerzity. Teplota v místnosti dosahovala 23 (± 2) °C.



Obrázek 10: Poloprovozní model (zdroj: <http://fugat.agrobiologie.cz>)

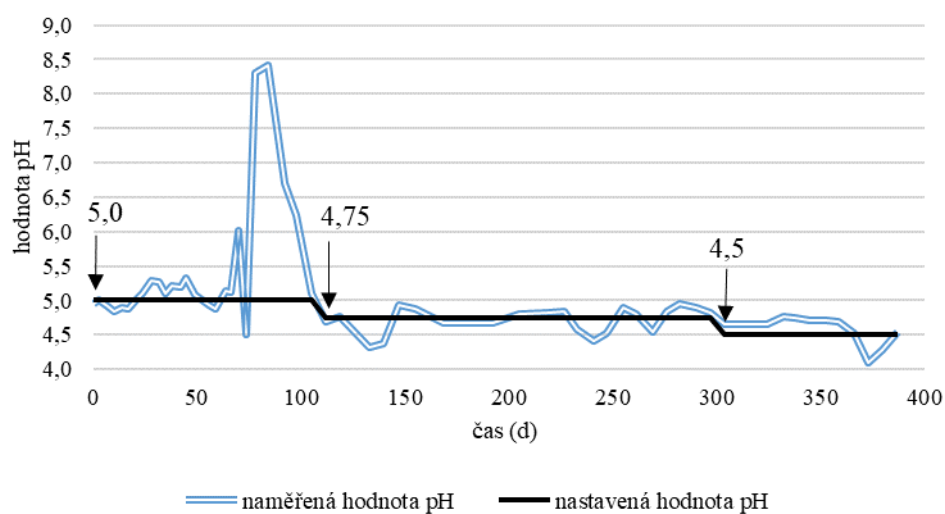
5 Výsledky

5.1 Laboratorní model M1

5.1.1 Vývoj hodnoty pH

Hodnota pH v nitrifikačním reaktoru M1 se pohybovala po většinu pokusu v kyselé oblasti 4,1–5,3 pH. Jen v období od 70. dne do 98. dne byla hodnota pH výrazně vyšší – 6,0 až 8,4. Graf 1 znázorňuje, jak se postupně hodnota pH v průběhu pokusu měnila. Šípkami a černou čarou jsou znázorněny změny nastavení hodnoty pH.

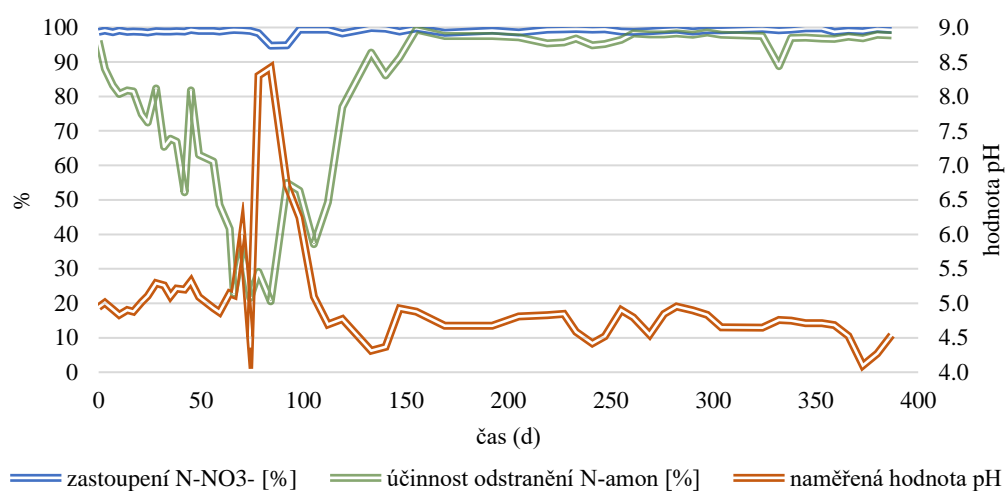
Z Grafu 1 vyplývá, že v důsledku dávkování NaOH hodnota pH v reaktoru neustále osciluje v intervalu dvou až tří desetinných čísel.



Graf 1: Vývoj hodnoty pH v nitrifikačním reaktoru

5.1.2 Vliv hodnoty pH na proces nitrifikace

Graf 2 ukazuje vliv hodnoty pH na procentuální zastoupení N-NO_3^- mezi produkty nitrifikace a celkovou účinnost převedení N-amon na oxidované formy. Zastoupení dusičnanového dusíku ze začátku pokusu se pohybovalo mezi 98,3 až 99,3 %. Prudká změna nastala 84. den, kdy byla hodnota pH 8,3 a došlo k poklesu zastoupení dusičnanového dusíku v odtoku na 94,7 %. Výrazný nárůst byl pozorován 98. den, kdy zastoupení dusičnanového dusíku bylo 99,3 %, při hodnotě pH 6,2. K dalším výrazným propadům zastoupení dusičnanového dusíku již nedocházelo a po zbytek pokusu představoval více jak 98 % z produktů nitrifikace. Účinnost odstranění N-amon byla průměrně 78,9 %. Při začátku pokusu byla úspěšnost převedení N-amon 96 %, avšak s dalšími měřeními klesala až do 84. dne, kdy to bylo pouze 20 %. Od tohoto dne ovšem docházelo ke zlepšení a již 133. den bylo převedeno 92,7 %. Pokles byl pak pozorován ještě jednou, a to 332. den.

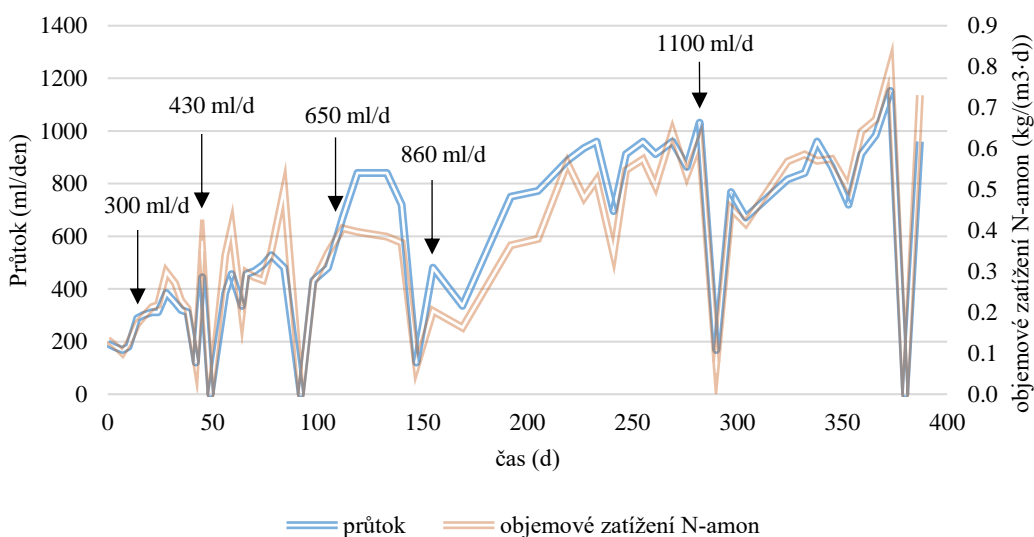


Graf 2: Vliv hodnoty pH na proces nitrifikace

5.2 Laboratorní model M2

5.2.1 Objemové zatížení dusíkem a průtok

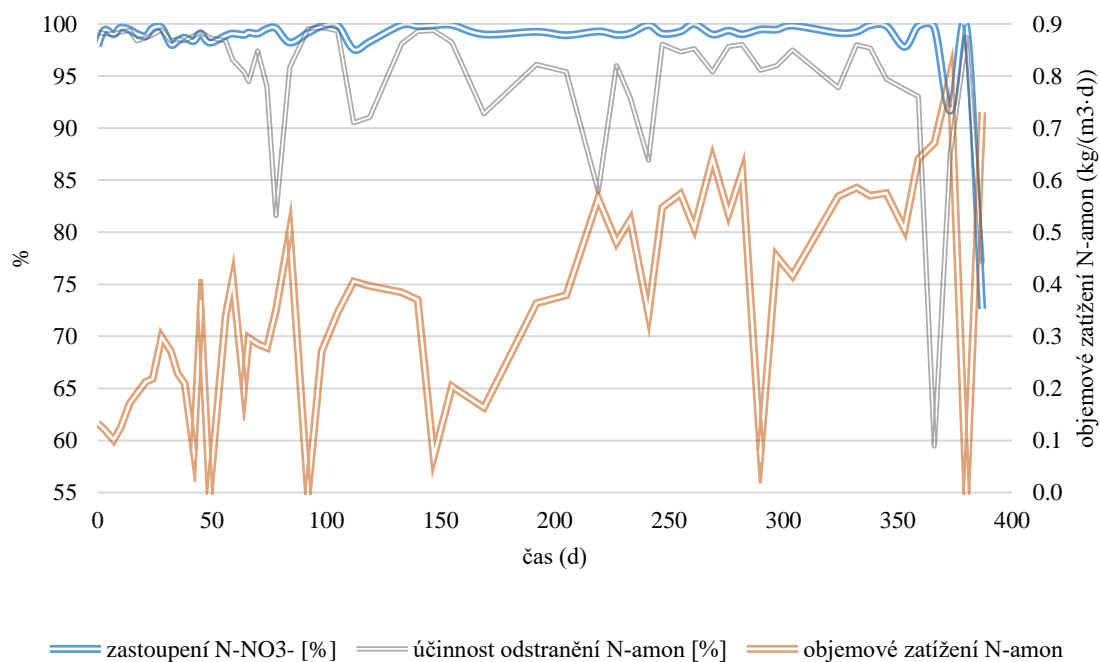
Objemové zatížení modelu M2 bylo ovlivňováno především nastaveným průtokem, jak dokazuje Graf 3. Ze začátku experimentu byl průtok nastaven na 190 ml/den, což představovalo zatížení 0,13 kg N/(m³·d). 14. den experimentu byl průtok navýšen na 300 ml/den. Od 42. dne pak na 430 ml/den, 119. den byl průtok nastaven na 860 ml/den. V některé dny byl průtok naměřen nulový, jelikož docházelo k ucpání přírodní hadičky a do reaktoru tedy nepřicházel žádný fugát – konkrétně 49., 92. a 380. den pokusu. Nulový průtok se samozřejmě projevil i na zatížení, které muselo být zákonitě nulové.



Graf 3: Objemové zatížení a průtok

5.2.2 Vliv objemového zatížení dusíkem na proces nitrifikace

Graf 4 ukazuje vliv objemového zatížení dusíkem na procentuální zastoupení N-NO_3^- mezi produkty nitrifikace a celkovou účinností převedení N-amon. Z grafu je patrné, že dusičnany představovaly téměř po celou dobu pokusu více než 97 % (průměr 98,6 %). Výjimkou byl 373. a 387. den, kdy procentuální zastoupení dusičnanů mezi produkty nitrifikace bylo 91,7 % a 72,6 %. I účinnost oxidace N-amon byla velmi vysoká, v průměru 95 %.

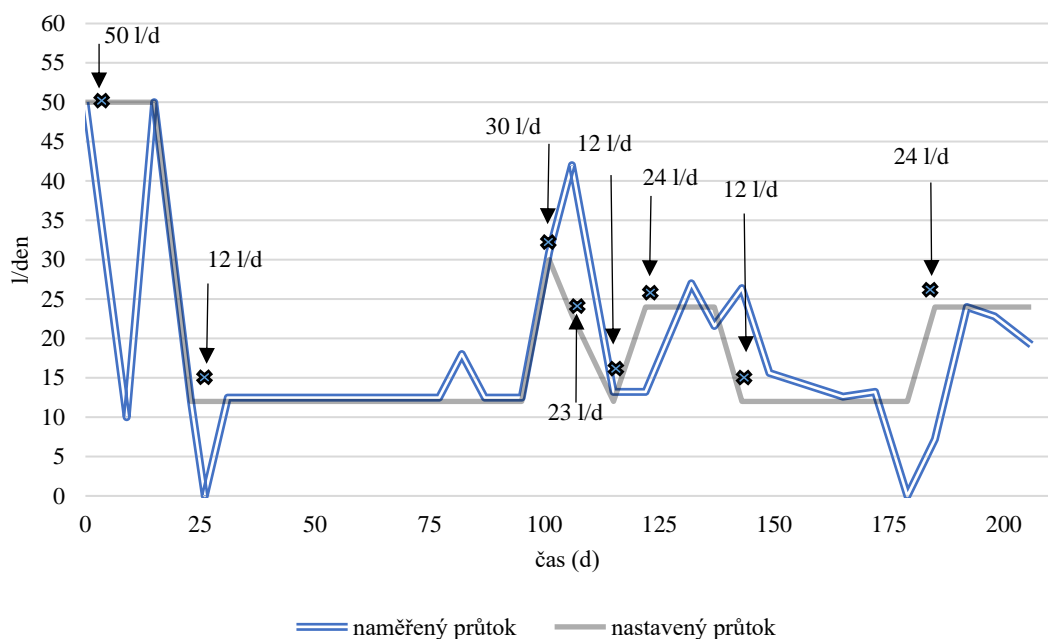


Graf 4: Vliv objemového zatížení dusíkem na proces nitrifikace

5.3 Poloprovozní model Červené Janovice

5.3.1 Průtok

Graf 5 popisuje naměřený průtok fugátu reaktorem a porovnává ho s nastavenými hodnotami průtoku. Rychlost průtoku byla upravena celkem 8x v průběhu pokusu, což znázorňují šipky spolu s nastavenou hodnotou. Ze začátku pokusu byl průtok nastaven na 50 l/den. Již 23. den došlo ke snížení rychlosti průtoku na 12 l/den a tato hodnota byla udržována až do 101. dne, kdy došlo k navýšení na 30 l/den. Z důvodu aktuálního stavu procesu byl průtok 115. den opět snížen až na původních 12 l/den. V závěru pokusu byl průtok nastavený na 24 l/den.



Graf 5: Průtok v reaktoru Červené Janovice

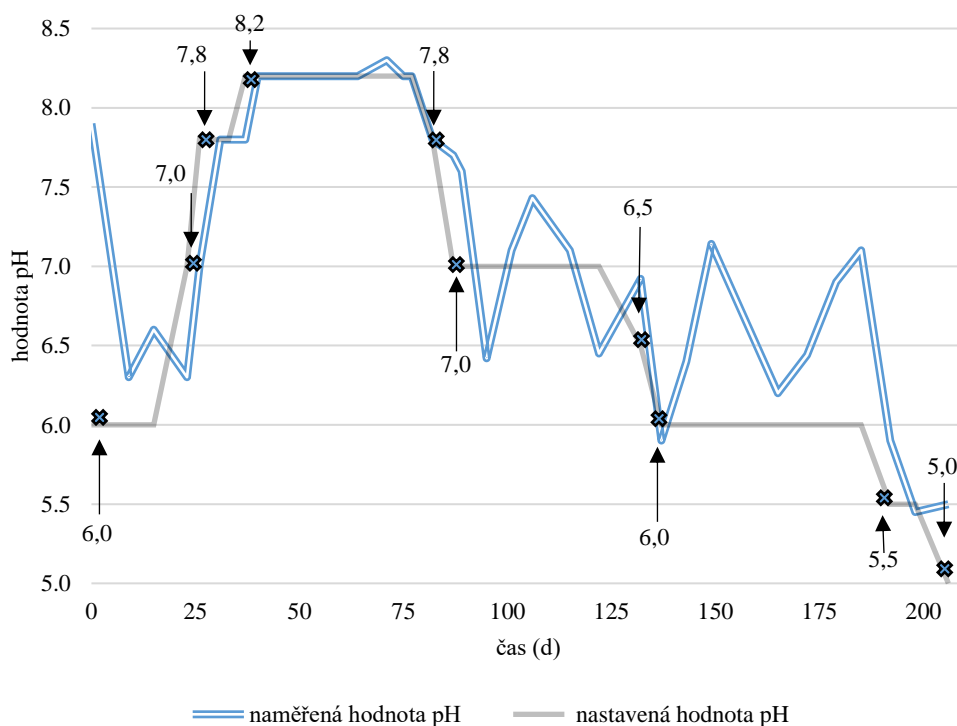
5.3.2 Hodnota pH

Hodnota pH se v reaktoru pohybovala v rozmezí 5,4–8,3. Graf 6 ukazuje skutečně naměřenou hodnotu pH oproti nastavené.

Původně nastavené pH bylo 6,0. 23. den došlo k přenastavení pH na 7,0 a o 3 dny později na 7,8. K dalšímu navýšení nastavené hodnoty pH došlo 37. den, na 8,2. Hodnota pH poté byla vcelku stabilní až do další změny nastavení 82. dne, kdy došlo k úpravě hodnoty pH na 7,8. 87. den pak proběhlo další snížení na nastavenou hodnotu 7,0. Hodnota pH 6,5 byla nastavena 133. den a o týden později byla požadovaná hodnota pH změněna na 6,0. Skutečně naměřená hodnota pH ale kolísala v rozmezí 6,0–7,1. 192. den došlo k dalšímu snížení požadované hodnoty pH na 5,5. Finální nastavení bylo provedeno 206. den na hodnotu pH 5,0. Tabulka 5 přehledně shrnuje tyto popsané změny v nastavení pH.

Tabulka 5: Přehled změn nastavení pH

Čas (d)	Nastavená hodnota pH
0	6,0
23	7,0
26	7,8
37	8,2
82	7,8
87	7,0
133	6,5
140	6,0
192	5,5
206	5,0



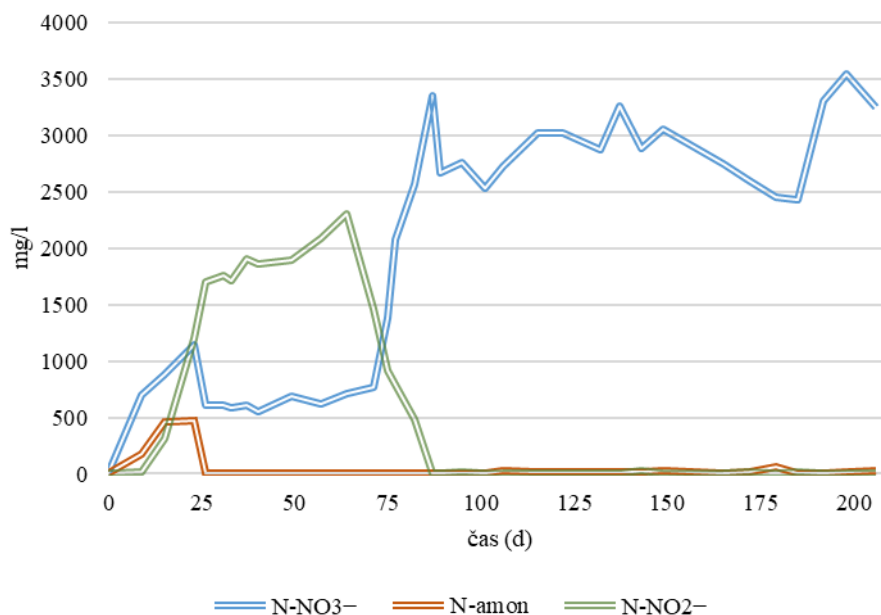
Graf 6: Hodnota pH v modelu Červené Janovice

5.3.3 Koncentrace jednotlivých forem dusíku

Analýza inokulačního kalu stanovila koncentraci N-amon na 0,55 mg/l. V reaktoru byla po zahájení provozu koncentrace N-amon stanovena na 170 mg/l, avšak v následujících dnech (konkrétně 23. den) došlo k prudkému nárůstu na hodnotu 470 mg/l (viz Graf 7). O 3 dny později došlo naopak k prudkému poklesu koncentrace N-amon na pouhých 1,6 mg/l. Koncentrace N-amon se poté držela pod hranicí 20 mg/l, až na 106., 149. a 179. den pokusu.

První dvě měření koncentrace dusitanového dusíku byly prakticky nulové, avšak 15. dne byla koncentrace dusitanů 320 mg/l, další měření potvrdilo nárůst na koncentraci 470 mg/l. Koncentrace dusitanového dusíku nadále rostla a dosáhla svého vrcholu 64. den, kdy bylo změřeno 2 300 mg/l. Při následujícím měření došlo ke snížení koncentrace na 1 460 mg/l, koncentrace dusitanů nadále klesala. 87. den byla dokonce naměřena nulová. Od tohoto dne již nedošlo k navýšení koncentrace dusitanového dusíku nad 30 mg/l a průměrná hodnota koncentrace dusitanů od 87. dne byla 6,0 mg/l.

Koncentrace dusičnanového dusíku se pohybovala v rozmezí od 4 do 3 550 mg/l. Z Grafu 8 lze vidět, že v průběhu pokusu měla koncentrace dusičnanového dusíku převážně narůstající trend. Významné změny v koncentraci byly pozorovány 23. den, kdy bylo naměřeno 1 140 mg/l. Ovšem 26. den došlo k poklesu na 600 mg/l. Koncentrace dusičnanového dusíku se poté pohybovala v rozmezí 560–770 mg/l. 75. den došlo k jejímu nárůstu na 1 380 mg/l. Koncentrace dusičnanového dusíku poté narůstala až na 3 350 mg/l (87. den). Následující měření, 89. den, poklesla na hodnotu 2 660 mg/l. Poté se koncentrace dusičnanového dusíku pohybovala nad 2 500 mg/l, v rozmezí 2 530 mg/l až 3 550 mg/l.

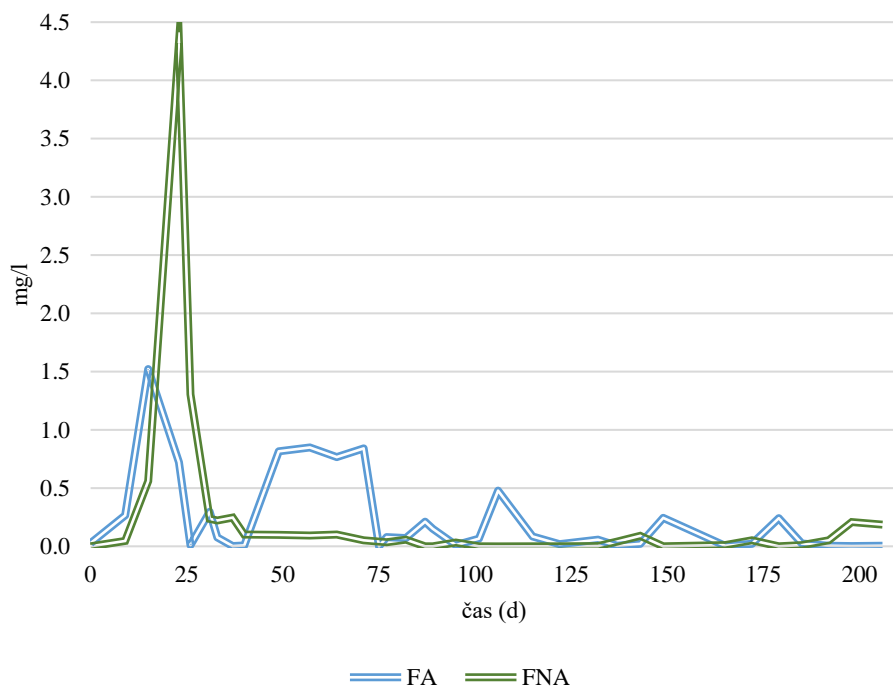


Graf 7: Koncentrace jednotlivých forem dusíku

5.3.4 Koncentrace FNA a FA

Graf 8 popisuje vývoj koncentrace FNA (volné kyseliny dusité) a FA (nedisociovaného amoniaku). Z grafu je patrný vysoký nárůst koncentrace FNA i FA. Nejvyšší koncentrace FA byla zjištěna 15. den, a to 1,50 mg/l. Byl to jediný den, kdy koncentrace přesáhla 1,0 mg/l. Průměrná koncentrace byla 0,20 mg/l.

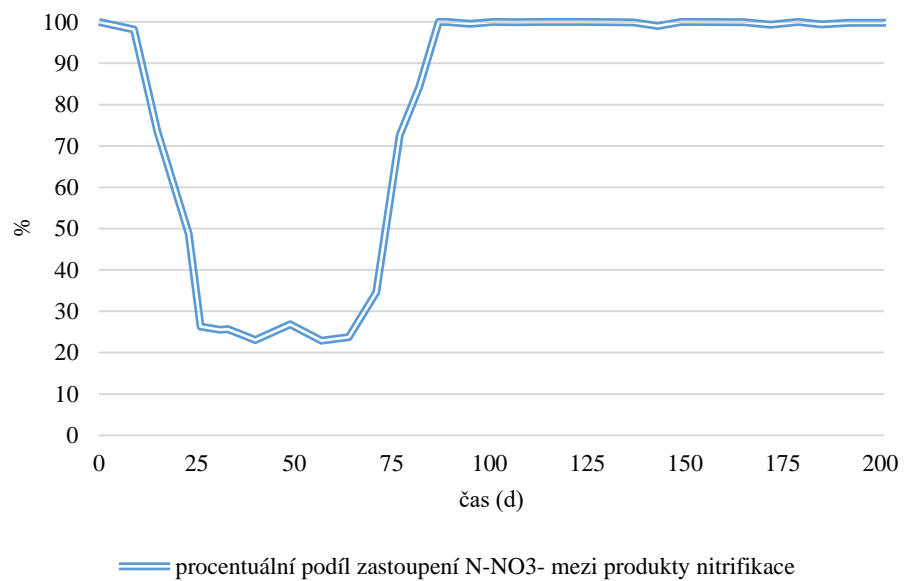
Koncentrace FNA dosáhla vrcholu 23. den. Bylo naměřeno 4,30 mg/l. Již od 31. dne byla koncentrace FNA velmi nízká a pohybovala se v rozmezí 0–0,20 mg/l.



Graf 8: Koncentrace FNA a FA

5.3.5 Podíl zastoupení N-NO₃⁻ mezi produkty nitrifikace

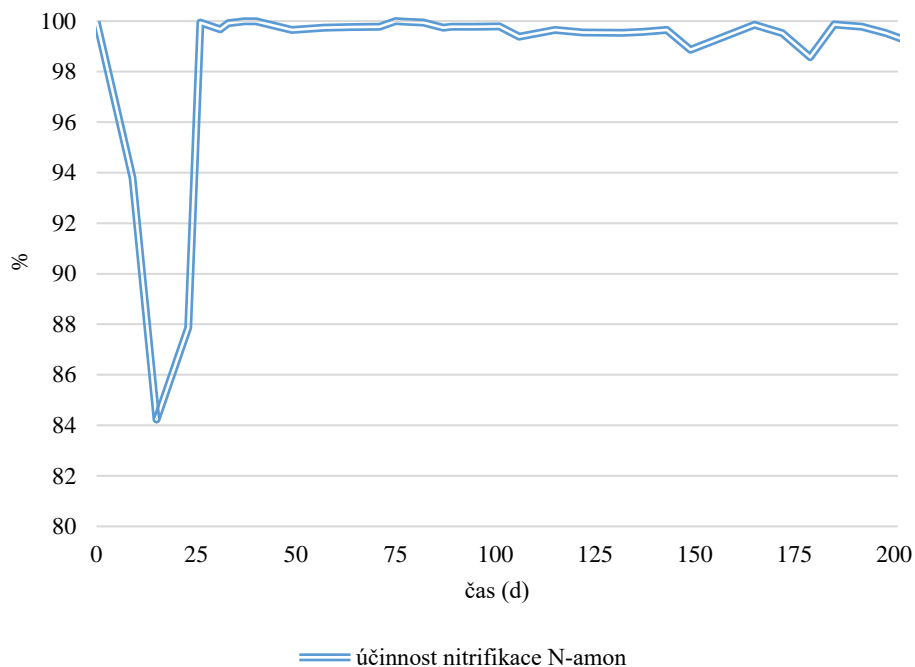
Graf 9 popisuje vývoj procentuálního zastoupení dusičnanového dusíku mezi produkty nitrifikace. Průměrné zastoupení dusičnanového dusíku bylo 75,5 %. K významnému poklesu došlo 15. den, kdy jejich zastoupení kleslo z 98,2 % (9. den) na 73,5 %, tedy o 24,7 %. Podíl dusičnanového dusíku nadále klesal až na 22,9 % (57. den). Nárůst byl poté pozorován od 71. dne. Od 87. dne již bylo zastoupení dusičnanového dusíku téměř 100 %, průměrně 99,8 %.



Graf 9: Podíl zastoupení N-NO₃⁻ mezi produkty nitrifikace

5.3.6 Účinnost oxidace N-amon

Na Grafu 10 lze pozorovat vývoj účinnosti oxidace N-amon vyjádřené procentuálně. Téměř po celou dobu pokusu bylo úspěšně oxidováno více než 98 % N-amon, výjimkou byla perioda od 9. do 23. dne, v tomto období došlo k výraznému poklesu až na 84,0 %.



Graf 10: Účinnost nitrifikace N-amon

6 Diskuze

6.1 Reaktor M1

Graf 1 ukazuje, do jaké míry odpovídala skutečně naměřená hodnota pH hodnotě nastavené. V průběhu pokusu se nastavená hodnota pH upravovala celkem třikrát. Vždy na hodnotu nižší. Cílem těchto změn bylo zjistit, při jak nízké hodnotě pH je stále možné udržovat efektivní nitrifikaci. Jelikož při nitrificaci dochází k uvolňování iontů vodíku, může docházet k okyselení prostředí a inhibici nitrifikačních bakterií (Tarre & Green 2004). Tento pokles pH se poté musí vyrovnávat pomocí hydroxidu sodného, což představuje další provozní náklady. Cílem tedy je navyknout nitrifikační bakterie na co nejnižší hodnotu pH postupným snižováním.

Graf 2 ukazuje, jaký vliv měla hodnota pH na proces nitrifikace. Z grafu je na první pohled vidět výkyv hodnoty pH spolu s vývojem účinnosti odstranění N-amon v období od 66. do 105. dne. Hodnota pH v tomto období prudce vzrostla až na 8,4. Tato změna hodnoty pH byla následkem poklesu účinnosti odstranění N-amon až na 21 % z původních 80 %. Jak popsali Speece & Humenick (1973), v provzdušněných nádržích může docházet k stripování oxidu uhličitého, a tedy nárůstu hodnoty pH. AOB bakterie byly v tomto období vystaveny extrémním změnám hodnoty pH (70. den – 6,0; 74. den – 4,5; 78. den – 8,3).

Dle Grady et al. (1999) je optimální hodnota pH pro AOB bakterie 7,5–8 a pro NOB bakterie 7,5–8. Reaktor M1 byl zprvu provozován při hodnotách pH 5,0. Ke konci experimentu dokonce při hodnotě pH 4,5. Až na výkyvy ve výše uvedeném období probíhala nitrifikace velmi úspěšně. V průměru bylo od 105. dne převedeno 94 % N-amon a i nitratace probíhala úspěšně s průměrným 99% zastoupením dusičnanového dusíku mezi produkty nitrifikace.

Provoz reaktoru M1 tedy dokázal, že efektivní nitrifikace lze dosáhnout i při nižších hodnotách pH, než například uvádí Pitter (2015), který zmiňuje, že nitrifikace je zcela inhibována pod hodnotou pH 6,5. Podobného výsledku se podařilo dosáhnout i dvojici Tarre & Green (2014), která dosáhla nitrifikace při hodnotě pH 4,6. Avšak v této studii činila koncentrace N-amon 200–300 mg, kdežto fugát v rámci této diplomové práce obsahoval v průměru 2 970 mg N-amon/l.

Dosáhnout nitrifikace při co nejnižší hodnotě pH je důležitým faktorem pro praktické využití nitrifikace jako způsobu úpravy fugátu. Jak bylo zmíněno, k vyrovnání hodnoty pH (k alkalizaci) je nutno využívat chemikálie. Náklady na provoz by tedy byly zákonitě nižší spolu s nižší spotřebou nutných chemikálií. Nízké pH s sebou přináší další pozitivum ve smyslu nižší volatizace dusíku. Jak zmiňují Asman et al. (1998) a Mills et al. (1974), v kyselém prostředí se N-amon vyskytuje především ve formě NH_4^+ , tedy ve formě, která není natolik náchylná k těkání oproti formě NH_3 . Whitehead a Raistrick (1990) také prokázali vztah mezi zvýšením těkavosti s rostoucí hodnotou pH. Malé ztráty způsobené těkáním byly pozorovány při zvyšujícím se pH do hodnoty 7. K největším ztrátám docházelo při překročení pH 8, naopak téměř nulová emise NH_3 se objevuje při hodnotě pH 1,6. V případě manipulace s nitrifikovaným fugátem s nízkou hodnotou pH by tedy nedocházelo k tak velké ztrátě velmi důležité živiny jako při manipulaci s fugátem neupraveným.

6.2 Reaktor M2

Pro reálný provoz je žádoucí dosáhnout maximální rychlosti nitrifikace. Reaktor M2 sloužil především ke sledování vlivu objemného zatížení dusíkem na stabilitu procesu nitrifikace fugátu. Vzhledem k tomu, že přiváděný fugát měl víceméně konstantní koncentraci N-amon (v průměru 3 200 mg/l), objemové zatížení bylo tedy upravováno zejména změnami v intenzitě průtoku zpracovávaného fugátu.

Graf 3 velmi přehledně popisuje, jaký vliv průtok na objemové zatížení systému N-amon měl. Původní intenzita průtoku 300 ml/den představovala zatížení 0,20 kg N-amon/m³/den. Postupně docházelo k navyšování až na 1 100 ml/den (0,64 kg N-amon/m³/den). Kritickým bodem bylo překonat zatížení 0,60 kg N-amon/m³/den, proto byl systém vystaven tomuto zatížení po dobu 29 dní, než došlo k navýšení na 0,64 kg N-amon/m³/den. Nitrifikační organismy byly i s tímto zatížením schopné nadále efektivně převést více než 93 % N-amon.

Přestože po zbytek pokusu nebyl průtok upraven, dle analýzy došlo k nárůstu koncentrace N-amon ve vstupním fugátu. Nedošlo-li k pochybení v analýze, činilo objemové zatížení reaktoru dusíkem v posledních dnech pokusu (387. den pokusu) 0,73 kg N-amon/m³/den, avšak tentokrát byl pozorován pokles účinnosti odstranění N-amon na 74,7 %.

Podobné zatížení bylo při zpracování fugátu testované také Švehlou et al. (2017), v této studii bylo pro úspěšnou nitrifikaci stanovené maximální zatížení systému amoniakálním dusíkem 0,60 kg N-amon/m³/den. Švehla et al. (2017) uvádí, že při navýšení zatížení na 0,64 kg N-amon/m³/den poklesla účinnost transformace N-amon na oxidované formy dusíku na 86 % z původních 99 %. Tato studie také doporučuje zvyšovat zatížení následovně: 0,20, 0,30, 0,40, 0,50 a 0,60 kg N-amon/m³/den, kdy je po každé změně hodnoty zatížení nutné provozovat reaktor za shodných podmínek po dobu alespoň jednoho měsíce s cílem stabilizace systému.

Jenicek et al. (2004) dosáhl 92,2% účinnosti transformace N-amon při zatížení 1,65 kg N-amon/m³/den. Avšak tato studie byla provedena s využitím kalové vody jakožto zpracovávaného média. Kalová voda je přitom charakteristická daleko nižší koncentrací organických látek, a tedy nižší chemickou spotřebou kyslíku, jak ukazuje Tabulka 6. Zdá se, že vysoký obsah organických látek ve fugátu neumožňuje dosáhnout stejného zatížení jako u systémů na úpravu kalové vody.

Tabulka 6: Přehled základních charakteristik použitého materiálu v jednotlivých studiích

	Jenicek et al. (2004)	Švehla et al. (2017)	Tato diplomová práce
pH	7,88	8,1	8,0
CHSK _o [mg/l]	1 160	9 080	26 900
Rozpuštěné látky [mg/l]	320	3 130	5 500

Z Grafu 3 je patrné, že několikrát došlo k přerušení přívodu fugátu do systému zcela nebo pouze částečně. Ve většině případů je důvodem ucpání hadičky přivádějící fugát nebo zastavení přívodu za účelem prodloužení doby zdržení v situacích, kdy nitrifikace nefungovala uspokojivě a bylo potřeba nechat nitrifikačním bakteriím více času adaptovat se.

Jaký vliv mělo objemové zatížení na účinnost nitrifikace a odstranění N-amon, popisuje Graf 4. Dle procentuálního zastoupení dusičnanového dusíku mezi produkty nitrifikace lze

usoudit, že po celou dobu procesu NOB bakterie úspěšně převáděly vzniklé dusitany, jelikož zastoupení dusičnanového dusíku bylo v odtoku průměrně 99 %. Až poslední měření ukázalo pouze 73% zastoupení dusičnanového dusíku mezi produkty nitrifikace. Tedy v období, kdy zatížení reaktoru bylo nejvyšší – 0,80 kg N-amon/m³/den. Následná měření by ukázala, zda by nitrifikační organismy byly schopné se tomuto zatížení přizpůsobit a účinně odstranit přes 90 % N-amon.

Účinnost odstranění N-amon v průběhu pokusu již nebyla natolik stabilní, jak lze pozorovat na Grafu 8. Ačkoliv většina měření ukázala účinnost odstranění N-amon více než 90 %, nastalo celkem 6 případů, kdy tato účinnost byla nižší. Nejnižší účinnost transformace N-amon byla zaznamenána 366. den, pouze 60 %. Hodnota pH, teplota ani CHSK nebyly mimo normu. Možnou příčinou může být příliš vysoké zatížení systému. Předchozí měření ukázalo, při téměř stejném zatížení – 0,64 kg N-amon/m³/den, účinnost transformace 93 %. Kdežto 366. den bylo zatížení 0,67 kg N-amon/m³/den a účinnost pouze 59,5 %. Je tedy možné, že toto zatížení již nebylo únosné.

Dosažené výsledky poukazují, že i přes extrémní podmínky lze dosáhnout velmi slušné rychlosti transformace N-amon. Tyto poznatky byly použity při testech realizovaných s využitím poloprovozního modelu v Červených Janovicích.

6.3 Poloprovozní model Červené Janovice

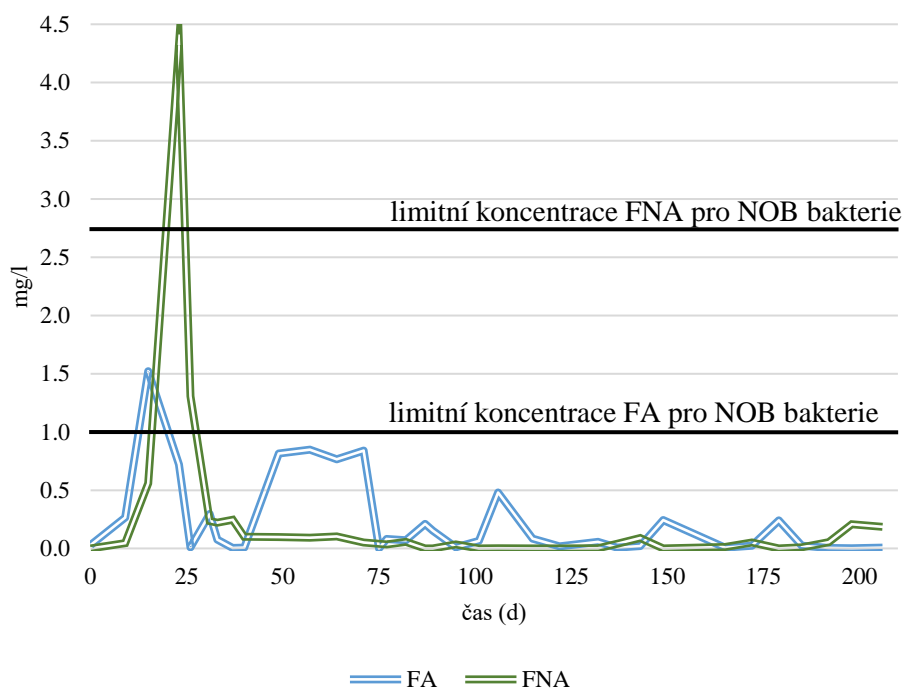
6.3.1 Zahájení provozu reaktoru

Při zahájení provozu reaktoru byl nastaven průtok na 50 l/den a hodnota pH regulována na 6,0. Vstupní koncentrace N-amon byla 2 800 mg/l. První měření po 9 dnech ukázalo, že skutečný průtok je pouze 10 l/den z důvodu ucpané přívodní hadice. Muselo tedy dojít k vyčištění. Koncentrace rozpuštěného kyslíku 6,6 mg/l dokazovala v daných podmínkách dostatečný výkon aeračního zařízení. Analýza koncentrace N-amon v odtoku ukazovala, že nitrifikace probíhá, jelikož účinnost převedení N-amon byla stanovena na 93 %.

V následujícím měření byl pozorován nárůst koncentrace N-amon naznačující, že AOB bakterie nebyly schopny spotřebovat a beze zbytku odstraňovat jejich substrát, tedy N-amon. Možnou příčinou mohla být hodnota pH, která byla regulována na 6,0, kdežto inokulum bylo odebráno z prostředí s hodnotou pH kolem 8,0. To pochopitelně způsobilo silný tlak na nitrifikační mikroorganismy. Také objemové zatížení systému dusíkem bylo poměrně vysoké – 0,15 kg N-amon/m³/den.

Z těchto důvodů se 23. den přistoupilo ke snížení průtoku na 12 l/den z původních 50 l a nastavení regulace hodnoty pH na 7,0. Měření v tento den zaznamenalo rapidní nárůst koncentrace dusičnanového dusíku na hodnotu 1 200 mg/l. Od 23. dne do 57. dne byl pozorován nárůst koncentrace dusitanového dusíku až na koncentraci 1 900 mg/l, zatímco účinnost odstranění N-amon byla nad 99 %, ale docházelo k poklesu koncentrace dusičnanového dusíku z 1 140 mg/l na 620 mg/l. Tyto výsledky poukazují, že nitritace probíhá, avšak NOB bakterie zodpovědné za nitrataci jsou inhibované. Tento stav velmi dobře vysvětluje Graf 11.

Jak ukazuje Graf 11, limitní koncentrace FA pro NOB bakterie byla překročena 15. den z důvodu hromadění N-amon. Nárůst koncentrace dusitanového dusíku pak měl za následek překročení inhibičního limitu FNA.



Graf 11: Koncentrace FNA a FA v reaktoru a jejich srovnání s limitními koncentracemi dle Anthonisen et al. (1976)

6.3.2 Plán obnovení aktivity NOB bakterií

Jak bylo shrnuto v předchozí kapitole, aktivita NOB bakterií byla po 57 dnech provozu velmi omezená. Mezi produkty nitrifikace dusičnanový dusík představoval pouhých 23 %.

Prvním opatřením bylo snížení průtoku na 12 l/den 23. dne a nastavení regulace pH na 7,0. Tyto změny měly za úkol snížit koncentraci FNA pod inhibiční limit NOB a vytvořit tak pro AOB i NOB vhodné prostředí pro jejich správnou funkci. Efekt to mělo především na funkci AOB, jelikož koncentrace N-amon v odtoku poklesla a již od 26. dne byla účinnost odstranění N-amon vyšší než 99 %. Následující zásahy tedy musely být zaměřeny na aktivitu NOB. 37. den tedy došlo na nastavení regulace pH na 8,2. Navzdory tomu, že koncentrace FNA ani FA od 26. dne nepřekračovaly limitní hodnotu, NOB stále zůstávaly neaktivní. 57. dne provozu reaktoru tudíž došlo k dalšímu zaočkování 50 l aktivovaného kalu z regenerační zóny městské ČOV.

Změna nebyla ihned viditelná, avšak již od 71. dne byl pozorován postupný pokles koncentrace dusitanového dusíku, a naopak nárůst koncentrace dusíku dusičnanového. NOB tedy začaly být opět plně aktivní a inokulace ve spojitosti s předcházejícími zásahy do systému se ukázala jako úspěšný prostředek pro opětovné nastartování celého systému nitrifikace.

6.3.3 Stabilizace systému a postupná adaptace mikroorganismů

Koncentrace dusitanového dusíku již od 87. dne byla velice nízká, po zbytek pokusu činila v průměru 6 mg/l (se směrodatnou odchylkou 7,5). Koncentrace dusičnanového dusíku se po zbytek provozu pohybovala v rozmezí od 2 450–3 020 mg/l. Systém byl tedy stabilizován a bylo možné upravovat prostředí na žádoucí podmínky. Hodnota pH byla postupně upravována až na 5,0. Důležité bylo dát čas nitrifikačním organismům postupně se se změnami prostředí vyrovnat, proto byly změny prováděny s delším časovým rozestupem (viz Tabulka 4).

Zatížení reaktoru N-amon bylo ke konci pokusu 0,06 kg N-amon/m³/den s nastaveným průtokem 24,0 l/den. Při porovnání s laboratorními modely jde o velmi nízké zatížení, které je potřeba následně zvyšovat, ideální hodnotou se ukázalo zatížení 0,60 kg N-amon/m³/den, tedy desetkrát větší – odpovídající průtoku přibližně 210 l/den.

6.3.4 Technická omezení a překážky provozu

Během provozu reaktoru byl důraz kladen především na určení hraničního maxima zatížení systému a hodnoty pH, při kterých stále efektivně probíhá nitrifikace. Avšak poloprovoz poukázal i na technická omezení, která je nutné vzít v úvahu při budování finální verze systému.

Již u laboratorních modelů často docházelo k zanesení přívodních hadic a jejich následné obstrukci. Nejinak tomu bylo v poloprovozu, přestože průměry hadic byly větší. Z tohoto důvodu bylo potřeba pečlivě hlídat a měřit průtok fugátu reaktorem. Pokud by došlo k pozastavení přívodu fugátu, tedy substrátu pro AOB (N-amon), mohlo by dojít k rozvrácení celého systému a reaktor nutno znova inokulovat.

Další překážkou může být omezená schopnost aeračního zařízení dostatečně provzdušnit reaktor poloprovozní jednotky a zajistit tak potřebnou koncentraci rozpuštěného kyslíku. Na čisírnách odpadních vod představuje aerace 45–75 % nákladů (Rosso et al. 2008), proto lze očekávat podobné náklady u systému zpracovávajícího fugát. Koncentraci rozpuštěného kyslíku je proto potřeba udržovat blízko hodnoty, která zajišťuje vhodnou nitrifikaci, jelikož nadměrné množství dodávaného kyslíku zbytečně zvyšuje nutnou energii na aeraci systému. Jako provozně bezpečná se v tomto ohledu jeví koncentrace kyslíku okolo 2 mg/l (Chudoba et al. 1991; Godshall, 1996; Zielinska et al. 2012; Du et al. 2018).

Názor na nejnižší přípustnou koncentraci rozpuštěného kyslíku, při které ještě nedochází k negativnímu ovlivnění nitrifikace, se liší. Dle Pitter (2015) dochází k ovlivnění nitrifikace pod koncentrací kyslíku 1 mg/l, toto tvrzení potvrzují i Campos et al. (2007), kteří upozorňují na možný nárůst koncentrace dusitanového dusíku při hodnotách rozpuštěného kyslíku pod 1 mg/l. Naopak ve studii provedené Zielinska et al. (2012) je popisována 90% účinnost konverze N-amon při hodnotách koncentrace kyslíku 0,5 mg/l. Nižší koncentraci popisuje také Bellucci et al. (2011) a Liu & Wang (2013), kterým se podařilo dosáhnout efektivní nitrifikace i při hodnotách nižších než 0,5 mg/l, avšak bylo potřeba dané systémy postupně na tyto nízké koncentrace přivykat. Je otázkou, zda by se podařilo replikovat stejný postup i na reaktory zpracovávající fugát. Pro úsporu nákladů daného provozu je toto ovšem velmi významné.

7 Závěr

Vyhodnocením výsledků z laboratorních modelů M1 a M2 lze stanovenou hypotézu jednoznačně potvrdit, tedy uspokojivé funkce nitrifikačního reaktoru je možno dosáhnout i v prostředí s hodnotou pH 4,5 a zatížením vyšším než 0,5 kg N-amon/m³/den. U modelu M2 se podařilo zatížení dokonce zvýšit na 0,64 kg N-amon/m³/den, přičemž účinnost konverze N-amon neklesla pod 90 %. Limit zatížení byl v této práci stanoven na 0,73 kg N-amon/m³/den, jelikož konverze při této hodnotě klesla pod 80 %.

Spuštění poloprovozního modelu v Červených Janovicích upozornilo především na nutnost postupného přivykání nitrifikačních organismů na nepříliš vhodné podmínky prostředí. Avšak inhibice NOB v prvních dnech provozu a následná obnova jejich aktivity přinesla také poznatky, jakým způsobem je možné proces nitrifikace obnovit v případě selhání systému.

Na konci období, ve kterém probíhal sběr dat pro tvorbu této práce, byl model v Červených Janovicích provozován při hodnotě pH 5 a objemovém zatížení 0,06 kg N-amon/m³/den za velmi uspokojivého výsledku konverze N-amon 99 % a téměř 100% zastoupení dusičnanového dusíku mezi produkty nitrifikace. Budoucí výzkum by měl být zaměřen na postupné navyšování objemového zatížení a akceptovatelnou hodnotu koncentrace kyslíku pro zlepšení ekonomické efektivity celého systému.

8 Literatura

- Alburquerque JA, de la Fuente C, Bernal MP. 2012. Chemical properties of anaerobic digestates affecting C and N dynamics in amended soils 160:15-22. Available at <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0167880911000910>.
- Al Seadi T, Drosch B, Fuchs W, Rutz D, Janssen R. 2013. Biogas digestate quality and utilization. *The Biogas Handbook*:267-301. Elsevier. Available at <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/B9780857094988500129>.
- Al Sead T, Lukehurst C. 2012. Quality management of digestate from biogas plants used as fertiliser. United Kingdom. Available at http://task37.ieabioenergy.com/files/daten-redaktion/download/publi-task37/digestate_quality_web_new.pdf (accessed November 06, 2019).
- Andersson A, Laurent P, Kihn A, Prévost M, Servais P. 2001. Impact of temperature on nitrification in biological activated carbon (BAC) filters used for drinking water treatment. *Water Research* 35:2923-2934. Available at <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0043135400005790>.
- Angelidaki I, Ellegaard L. 2003. Codigestion of Manure and Organic Wastes in Centralized Biogas Plants: Status and Future Trends. *Applied Biochemistry and Biotechnology* 109:95-106. Available at <http://link.springer.com/10.1385/ABAB:109:1-3:95>.
- Anthonisen AC, Loehr R, Prakasam T, Srinath E. 1976. Inhibition of Nitrification by Ammonia and Nitrous Acid. *Journal: Water Pollution Control Federation* 5:835-852.
- Appels L, Assche AV, Willems K, Degève J, Impe. 2011. Peracetic acid oxidation as an alternative pre-treatment for the anaerobic digestion of waste activated sludge. *Bioresource Technology* 102:4124-4130. Available at <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S096085241002033X>.
- ASMAN WILLEMAH, SUTTON MARKA, SCHJORRING JANK. 1998. Ammonia: emission, atmospheric transport and deposition. *New Phytologist* 139:27-48. Available at <http://doi.wiley.com/10.1046/j.1469-8137.1998.00180.x>.
- Beggio G, Schievano A, Bonato T, Hennebert P, Pivato A. 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* 87:546-558. Available at <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0956053X19301114>.
- Bellucci M, Ofiteiru ID, Graham DW, Head IM, Curtis TP. 2011. Low-Dissolved-Oxygen Nitrifying Systems Exploit Ammonia-Oxidizing Bacteria with Unusually High Yields. *Applied and Environmental Microbiology* 77:7787-7796. Available at <http://aem.asm.org/lookup/doi/10.1128/AEM.00330-11>.

- Berglund M, Börjesson P. 2006. Assessment of energy performance in the life-cycle of biogas production. *Biomass and Bioenergy* 30:254-266. Available at <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0961953405001947>.
- Biosantech TAS, Rutz D, Janssen R, Drog B. 2013. Biomass resources for biogas production. *The Biogas Handbook*:19-51. Elsevier. Available at <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/B9780857094988500026>.
- Bodzek M, Debkowska Z, Lobos E, Konieczny K. 1996. Biomembrane wastewater treatment by activated sludge method. *Desalination* 107:83-95. Available at <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/0011916496001531>.
- 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* 216:111-119. Available at <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0301479717308113>.
- Botheju D, Svalheim O, Bakke R. 2010. Digestate Nitrification for Nutrient Recovery~!2009-09-04~!2009-11-30~!2010-04-21~! *The Open Waste Management Journal* 3:1-12. Available at <http://benthamopen.com/ABSTRACT/TOWMJ-3-1>.
- Brandejsová E, Příbyla Z. 2010. Bioplynové stanice: (zásady zřizování a provozu plynového hospodářství)2., aktualiz. vyd.. GAS, Praha.
- Campos JL, Garrido JM, Mosquera-Corral A, Méndez R. 2007. Stability of a nitrifying activated sludge reactor. *Biochemical Engineering Journal* 35:87-92. Available at <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1369703X0700006X>.
- Cassidy DP, Hirl PJ, Belia E. 2008. Methane production from ethanol co-products in anaerobic SBRs. *Water Science and Technology* 58:789-793. Available at <https://iwaponline.com/wst/article/58/4/789/14720/Methane-production-from-ethanol-coproducts-in>.
- Claros J, Jiménez E, Aguado D, Ferrer J, Seco A, Serralta J. 2013. Effect of pH and HNO₂ concentration on the activity of ammonia-oxidizing bacteria in a partial nitrification reactor. *Water Science and Technology* 67:2587-2594. Available at <https://iwaponline.com/wst/article/67/11/2587/17841/Effect-of-pH-and-HNO2-concentration-on-the>.
- Davis ML. 2010. *Water and Wastewater Engineering*. McGraw-Hill, New York.
- Dowhower SL, Teague WR, Casey KD, Daniel R. 2020. Soil greenhouse gas emissions as impacted by soil moisture and temperature under continuous and holistic planned grazing in native tallgrass prairie 287. Available at <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0167880919302634>.
- Drog B, Fuchs W, Al Seadi T, Madsen M, Linke B. 2015. *Nutrient Recovery by Biogas Digestate Processing*. IEA Bioenergy, United Kingdom.

- Duan H, Ye L, Wang Q, Zheng M, Lu X, Wang Z, Yuan Z. 2019. Nitrite oxidizing bacteria (NOB) contained in influent deteriorate mainstream NOB suppression by sidestream inactivation. *Water Research* 162:331-338. Available at <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0043135419306013>.
- Duffková R, Mühlbachová G. 2016. Metodický postup pro efektivní užití digestátu ze zemědělských bioplynových stanic. Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, Praha.
- Du X, Wang J, Jegatheesan V, Shi G. 2018. Dissolved Oxygen Control in Activated Sludge Process Using a Neural Network-Based Adaptive PID Algorithm. *Applied Sciences* 8. Available at <http://www.mdpi.com/2076-3417/8/2/261>.
- Erismán JW, Sutton MA, Galloway J, Klimont Z, Winiwarter W. 2008. How a century of ammonia synthesis changed the world. *Nature Geoscience* 1:636-639. Available at <http://www.nature.com/articles/ngeo325>.
- Fitzgerald CM, Camejo P, Oshlag JZ, Noguera DR. 2015. Ammonia-oxidizing microbial communities in reactors with efficient nitrification at low-dissolved oxygen. *Water Research* 70:38-51. Available at <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0043135414008203>.
- Ganesh Saratale R, Kumar G, Banu R, Xia A, Periyasamy S, Dattatraya Saratale G. 2018. A critical review on anaerobic digestion of microalgae and macroalgae and co-digestion of biomass for enhanced methane generation. *Bioresource Technology* 262:319-332. Available at <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852418303687>.
- Gay SW, Knowlton KF. 2009. Ammonia Emissions and Animal Agriculture. Virginia Cooperative Extension 442:1-5. College of Agriculture and Life Sciences, Virginia Polytechnic Institute and State University.
- Gerber PJ, Steinfeld H, Henderson B, Mottet A, Opio C, Dijkman J, Falcucci A, Tempio G. 2013. Tackling climate change through livestock: A Global assessment of emissions and mitigation opportunities. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. Available at <http://www.fao.org/3/a-i3437e.pdf> (accessed February 28, 2020).
- Gericke D, Bornemann L, Kage H, Pacholski A. 2012. Modelling Ammonia Losses After Field Application of Biogas Slurry in Energy Crop Rotations 223:29-47. Available at <http://link.springer.com/10.1007/s11270-011-0835-4>.
- Giesen A. 2010. Crystallisation Process Enables Environmental Friendly Phosphate Removal at Low Costs. *Environmental Technology* 20:769-775. Available at <http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/09593332008616873>.
- Godshall FA. 1996. Dissolved Oxygen Management for Improved Wastewater Treatment. Proceedings of the Tri-Service Environmental Technology Workshop, "Enhancing Readiness Through Environmental Quality Technology":295-301.
- Govasmark E, Ståb J, Holen B, Hoornstra D, Nesbakk T, Salkinoja-Salonen M. 2011. Chemical and microbiological hazards associated with recycling of anaerobic digested residue intended for agricultural use. *Waste Management* 31:2577-2583. Available at <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0956053X11003321>.

- Grady CPL, Daigger GT, Lim HC. 1999. Biological wastewater treatment 2nd ed. rev. and expanded.. Marcel Dekker, New York.
- Guilayn F, Jimenez J, Rouez M, Crest M, Patureau D. 2019. Digestate mechanical separation: Efficiency profiles based on anaerobic digestion feedstock and equipment choice. *Bioresource Technology* 274:180-189. Available at <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852418316274>.
- Hidalgo D, Corona F, Martín-Marroquín JM, del Álamo J, Aguado A. 2015. Resource recovery from anaerobic digestate: struvite crystallisation versus ammonia stripping. *Desalination and Water Treatment* 57:2626-2632. Available at <http://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/19443994.2014.1001794>.
- Hjorth M, Christensen KV, Christensen ML, Sommer SG. 2011. Solid–Liquid Separation of Animal Slurry in Theory and Practice. *Sustainable Agriculture Volume 2*:953-986. Springer Netherlands, Dordrecht. Available at http://link.springer.com/10.1007/978-94-007-0394-0_43.
- Holm-Nielsen JB, Al Seadi T, Oleskowicz-Popiel P. 2009. The future of anaerobic digestion and biogas utilization. *Bioresource Technology* 100:5478-5484. Available at <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852408011012>.
- Hosseini Koupaie E, Johnson T, Eskicioglu C. 2017. Advanced anaerobic digestion of municipal sludge using a novel and energy-efficient radio frequency pretreatment system. *Water Research* 118:70-81. Available at <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0043135417302798>.
- Hu Y, Shen F, Yuan H, Zou D, Pang Y, Liu Y, Zhu B, Chufo WA, Jaffar M, Li X. 2014. Influence of recirculation of liquid fraction of the digestate (LFD) on maize stover anaerobic digestion. *Biosystems Engineering* 127:189-196. Available at <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1537511014001597>.
- Chantigny MH, Rochette P, Angers DA, Bittman S, Buckley K, Massé D, Bélanger G, Eriksen-Hamel N, Gasser M-O. 2010. Soil Nitrous Oxide Emissions Following Band-Incorporation of Fertilizer Nitrogen and Swine Manure. *Journal of Environment Quality* 39. Available at <https://www.agronomy.org/publications/jeq/abstracts/39/5/1545>.
- Chiumenti A, da Borso F, Chiumenti R, Teri F, Segantin P. 2013. Treatment of digestate from a co-digestion biogas plant by means of vacuum evaporation: Tests for process optimization and environmental sustainability. *Waste Management* 33:1339-1344. Available at <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0956053X13001116>.
- Jelínek A, Šístková M, Mašátová R. 2012. Vzdělávací modul Ochrana životního prostředí v oblasti vzduch. ZERA - Zemědělská a ekologická regionální agentura, Náměšť nad Oslavou.
- Jenicek P, Svehla P, Zabranska J, Dohanyos M. 2004. Factors affecting nitrogen removal by nitrification/denitrification. *Water Science and Technology* 49:73-79. Available at <https://iwaponline.com/wst/article/49/5-6/73/9353/Factors-affecting-nitrogen-removal-by>.

- Jeřábková J. 2019. Využití digestátu jako hnojiva. Biom.cz. Available at <https://biom.cz/cz/odborne-clanky/vyuziti-digestatu-jako-hnojiva> (accessed November 26, 2019).
- Jiang A, Zhang T, Zhao Q-B, Li X, Chen S, Frear CS. 2014. Evaluation of an integrated ammonia stripping, recovery, and biogas scrubbing system for use with anaerobically digested dairy manure. *Biosystems Engineering* 119:117-126. Available at <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1537511013001682>.
- Jiménez E, Giménez JB, Ruano MV, Ferrer J, Serralta J. 2011. Effect of pH and nitrite concentration on nitrite oxidation rate. *Bioresource Technology* 102:8741-8747. Available at <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852411010431>.
- Kasal P, Svobodová A, Vacek J, Čížek M. 2016. Užití digestátu zemědělských bioplynových stanic ke hnojení brambor: certifikovaná metodika. Výzkumný ústav bramborářský Havlíčkův Brod, Havlíčkův Brod.
- Kinidi L, Tan IAW, Abdul Wahab NB, Tamrin KFB, Hipolito CN, Salleh SF. 2018. Recent Development in Ammonia Stripping Process for Industrial Wastewater Treatment. *International Journal of Chemical Engineering* 2018:1-14. Available at <https://www.hindawi.com/journals/ijce/2018/3181087/>.
- Koszel M, Lorencowicz E. 2015. Agricultural Use of Biogas Digestate as a Replacement Fertilizers. *Agriculture and Agricultural Science Procedia* 7:119-124. Available at <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2210784315300048>.
- Kratochvílová Z, Habart J, Sladký V, Jelínek F, Rosenberg T, Stupavský V, Dvořáček T. 2009. Průvodce výrobou a využitím bioplynu. CZ Biom – České sdružení pro biomasu. Available at http://biom.cz/upload/6e01d6d4c4835ec93cda508772f3bf6e/pruvodce_vyrobou_vyuzitim_bioplynu.pdf (accessed February 25, 2020).
- Kučera L, Bednář P. 2014. Biogas system and possibilities of control and use of digestate in Czech Republic: A Review. *Waste Forum* 3:123-136.
- Kumar K, Ghosh S, Angelidaki I, Holdt SL, Karakashev DB, Morales MA, Das D. 2016. Recent developments on biofuels production from microalgae and macroalgae. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 65:235-249. Available at <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1364032116302878>.
- Kusá H, Růžek P, Vavera R. Využití digestátu při hnojení kukuřice. *Agromanual.cz. Zemědělský výzkum, spol. s r. o. Troubsko*. Available at <https://www.agromanual.cz/cz/clanky/vyziva-a-stimulace/hnojeni/vyuziti-digestatu-pri-hnojeni-kukurice> (accessed December 08, 2019).
- Kuusik A, Pachel K, Kuusik A, Loigu E. 2017. Possible agricultural use of digestate. *Proceedings of the Estonian Academy of Sciences* 66:64-74.

- Lebedeva EV, Off S, Zumbrägel S, Kruse M, Shagzhina A, Lücker S, Maixner F, Lipski A, Daims H, Spieck E. 2011. Isolation and characterization of a moderately thermophilic nitrite-oxidizing bacterium from a geothermal spring. *FEMS Microbiology Ecology* 75:195-204. Available at <https://academic.oup.com/femsec/article-lookup/doi/10.1111/j.1574-6941.2010.01006.x>.
- Le TTH, Fettig J, Meon G. 2019. Kinetics and simulation of nitrification at various pH values of a polluted river in the tropics 19:54-65. Available at <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S164235931730191X>.
- Lijó L, González-García S, Bacenetti J, Negri M, Fiala M, Feijoo G, Moreira MT. 2015. Environmental assessment of farm-scaled anaerobic co-digestion for bioenergy production. *Waste Management* 41:50-59. Available at <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0956053X15002378>.
- Li L, He Q, Ma Y, Wang X, Peng X. 2015. Dynamics of microbial community in a mesophilic anaerobic digester treating food waste: Relationship between community structure and process stability. *Bioresource Technology* 189:113-120. Available at <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852415004988>.
- Liu G, Wang J. 2013. Long-Term Low DO Enriches and Shifts Nitrifier Community in Activated Sludge 47:5109-5117. Available at <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/es304647y>.
- Marada P, Vačeřová V, Kamarád L, Dundálková P, Mareček J. 2008. Příručka pro nakládání s digestátem a fugátem, 2nd. Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně Institut celoživotního vzdělávání ve spolupráci s Ústavem zemědělské, potravinářské a environmentální techniky, Brno.
- Marazzi F, Sambusiti C, Monlau F, Cecere SE, Scaglione D, Barakat A, Mezzanotte V, Ficara E. 2017. A novel option for reducing the optical density of liquid digestate to achieve a more productive microalgal culturing. *Algal Research* 24:19-28. Available at <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2211926416306294>.
- Meixner K, Fuchs W, Valkova T, Svardal K, Loderer C, Neureiter M, Bochmann G, Drosig B. 2015. Effect of precipitating agents on centrifugation and ultrafiltration performance of thin stillage digestate. *Separation and Purification Technology* 145:154-160. Available at <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1383586615001495>.
- M. F, M. K. 2016. Digestate Treatment Techniques. Technical Transactions 1. Available at https://repozytorium.biblos.pk.edu.pl/redo/resources/29079/file/suwFiles/FechterM_DigestateTreatment.pdf (accessed February 11, 2020).
- Míchal P, Švehla P, Vargas Cáceres L, Tlustoš P. 2017. Tepelné zahušťování upraveného fugátu jako cesta k racionálnímu využití fermentačního zbytku. In *Racionální použití hnojiv*. 103-106 in . Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha.
- Mikulášek P. 2013. Tlakové membránové procesy. Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, Praha.

- Mills HA, Barker AV, Maynard DN. 1974. Ammonia Volatilization from Soils 1. *Agronomy Journal* 66:355-358. Available at <http://doi.wiley.com/10.2134/agronj1974.00021962006600030005x>.
- Moller H, Lund I, Sommer S. 2000. Solid-liquid separation of livestock slurry: efficiency and cost. *Bioresource Technology* 72:223-229.
- Monlau F, Sambusiti C, Ficara E, Aboulkas A, Barakat A, Carrère H. 2015. New opportunities for agricultural digestate valorization: current situation and perspectives 8:2600-2621. Available at <http://xlink.rsc.org/?DOI=C5EE01633A>.
- Murphy J, Braun, Weiland, Wellinger, R, P, A. 2011. Biogas from Crop Digestion. IEA Bioenergy: Task 37 publication. Available at http://task37.ieabioenergy.com/files/daten-redaktion/download/publi-task37/Update_Energy_crop_2011.pdf (accessed February 29, 2020).
- Mussgnug JH, Klassen V, Schlüter A, Kruse O. 2010. Microalgae as substrates for fermentative biogas production in a combined biorefinery concept. *Journal of Biotechnology* 150:51-56. Available at <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S016816561000369X>.
- Nkoa R. 2014. Agricultural benefits and environmental risks of soil fertilization with anaerobic digestates: a review. *Agronomy for Sustainable Development* 34:473-492. Available at <http://link.springer.com/10.1007/s13593-013-0196-z>.
- Odell LH, Kirmeyer GJ, Wilczak A, Jacangelo JG, Marcinko JP, Wolfe RL. 1996. Controlling nitrification in chloraminated systems. *Journal - American Water Works Association* 88:86-98. Available at <http://doi.wiley.com/10.1002/j.1551-8833.1996.tb06587.x>.
- Palatý Z, Bernauer B. 2012. Membránové procesy. Vysoká škola chemicko-technologická, V Praze.
- Pan B, Lam SK, Mosier A, Luo Y, Chen D. 2016. Ammonia volatilization from synthetic fertilizers and its mitigation strategies: A global synthesis 232:283-289. Available at <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0167880916304224>.
- Park H-D, Noguera DR. 2007. Characterization of two ammonia-oxidizing bacteria isolated from reactors operated with low dissolved oxygen concentrations. *Journal of Applied Microbiology* 102:1401-1417. Available at <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2672.2006.03176.x>.
- Passos F, Cordeiro PHM, Baeta BEL, de Aquino SF, Perez-Elvira SI. 2018. Anaerobic co-digestion of coffee husks and microalgal biomass after thermal hydrolysis. *Bioresource Technology* 253:49-54. Available at <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852417322162>.
- Pitter P. 2015. Hydrochemie 5. aktualizované a doplněné vydání.. Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, Praha.

- Prajapati SK, Kumar P, Malik A, Vijay VK. 2014. Bioconversion of algae to methane and subsequent utilization of digestate for algae cultivation: A closed loop bioenergy generation process. *Bioresource Technology* 158:174-180. Available at <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852414001941>.
- Procházka J, Svobodová D. 2017. *Zemědělské echo*. F-PRINT, Nymburk. Available at http://www.agropodlesi.cz/new/fileadmin/user_upload/ZECHO_1-2017.pdf (accessed July 15, 2020).
- Radechovský J, Švehla P, Hrnčířová H, Páček L, Balík J. 2013. Inhibiční působení sloučenin dusíku při nitrifikaci odpadních vod. *Chemické listy*:892-896.
- Radechovský J, Švehla P, Hrnčířová H, Páček L, Balík J. 2013. Inhibiční působení sloučenin dusíku při nitrifikaci odpadních vod. *Chemické listy*:892-896.
- Rahman MM, Salleh MAM, Rashid U, Ahsan A, Hossain MM, Ra CS. 2014. Production of slow release crystal fertilizer from wastewaters through struvite crystallization – A review. *Arabian Journal of Chemistry* 7:139-155. Available at <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S187853521300347X>.
- Riva C, Orzi V, Carozzi M, Acutis M, Boccasile G, Lonati S, Tambone F, D'Imporzano G, Adani F. 2016. Short-term experiments in using digestate products as substitutes for mineral (N) fertilizer: Agronomic performance, odours, and ammonia emission impacts. *Science of The Total Environment* 547:206-214. Available at <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969715313103>.
- Romero Güiza MS, Mata Alvarez J, Chimenos Rivera JM, Astals Garcia S. 2016. Nutrient recovery technologies for anaerobic digestion systems: An overview. *Revista Investigación, Optimización y Nuevos procesos en Ingeniería* 29:7-26. Available at <http://revistas.uis.edu.co/index.php/revistaion/article/view/5620/5792>.
- Rosso D, Larson LE, Stenstrom MK. 2008. Aeration of large-scale municipal wastewater treatment plants: state of the art. *Water Science and Technology* 57:973-978. Available at <https://iwaponline.com/wst/article/57/7/973/12535/Aeration-of-largescale-municipal-wastewater>.
- Roubík H, Mazancová J, Le Dinh P, Dinh Van D, Banout J. 2018. Biogas Quality across Small-Scale Biogas Plants: A Case of Central Vietnam. *Energies* 11. Available at <http://www.mdpi.com/1996-1073/11/7/1794> (accessed October 14, 2019).
- Ruiz G, Jeison D, Chamy R. 2003. Nitrification with high nitrite accumulation for the treatment of wastewater with high ammonia concentration. *Water Research* 37:1371-1377. Available at <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S004313540200475X>.
- Rutz D, Janssen R, Hoffstede U, Beil M, Hahn H, Kulisic B, Jurić Ž, Kruhek M. 2011. Organic Waste for Biogas Production in Urban Areas. 19th European Biomass Conference and Exhibition:2125 - 2131. Berlin, Germany.

- Severin M, Fuß R, Well R, Hähndel R, Van den Weghe H. 2015. Greenhouse gas emissions after application of digestate: short-term effects of nitrification inhibitor and application technique effects. *Archives of Agronomy and Soil Science* 62:1007-1020. Available at <http://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/03650340.2015.1110575>.
- Sheets JP, Yang L, Ge X, Wang Z, Li Y. 2015. Beyond land application: Emerging technologies for the treatment and reuse of anaerobically digested agricultural and food waste. *Waste Management* 44:94-115. Available at <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0956053X15300532>.
- Shore JL, M'Coy WS, Gunsch CK, Deshusses MA. 2012. Application of a moving bed biofilm reactor for tertiary ammonia treatment in high temperature industrial wastewater. *Bioresource Technology* 112:51-60. Available at <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852412002969>.
- Siebielec G, Siebielec S, Lipski D. 2018. Long-term impact of sewage sludge, digestate and mineral fertilizers on plant yield and soil biological activity. *Journal of Cleaner Production* 187:372-379. Available at <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0959652618309223>.
- Song M, Pham HD, Seon J, Woo HC. 2015. Overview of anaerobic digestion process for biofuels production from marine macroalgae: A developmental perspective on brown algae. *Korean Journal of Chemical Engineering* 32:567-575. Available at <http://link.springer.com/10.1007/s11814-015-0039-5>.
- Speece RE, Humenick MJ. 1973. Carbon Dioxide Stripping from Oxygen Activated Sludge Systems. *Journal (Water Pollution Control Federation)* 45:412-423.
- Steffen R, Szolar O, Braun R. 1998. *Feedstocks for Anaerobic Digestion*. Institute for Agrobiotechnology Tulln, University of Agricultural Sciences Vienna. Available at <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.487.370&rep=rep1&type=pdf> (accessed February 29, 2020).
- Svehla P, Radechovska H, Pacek L, Michal P, Hanc A, Tlustos P. 2017. Nitrification in a completely stirred tank reactor treating the liquid phase of digestate: The way towards rational use of nitrogen. *Waste Management* 64:96-106. Available at <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0956053X17301885>.
- Svehla P, Vargas Caceres LM, Michal P, Tlustos P. 2020. Nitrification of the liquid phase of digestate can help with the reduction of nitrogen losses 17. Available at <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2352186419303001>.
- Šimon T, Kunzová E, Friedlová M. 2016. The effect of digestate, cattle slurry and mineral fertilization on the winter wheat yield and soil quality parameters. *Plant, Soil and Environment* 61:522-527.
- Švehla P. 2012. *Cvičení z předmětu Čištění odpadních vod*. Česká zemědělská univerzita v Praze, Katedra agrochemie a výživy rostlin, Praha.
- Švehla P, Jeníček P, Habart J, Hanč A, Balík J. 2010. Testování vlivu vybraných faktorů na průběh nitrifikace kalové vody. *Chemické listy* 104:343-348.

- Talboys PJ, Heppell J, Roose T, Healey JR, Jones DL, Withers PJA. 2016. Struvite: a slow-release fertiliser for sustainable phosphorus management? *Plant and Soil* 401:109-123. Available at <http://link.springer.com/10.1007/s11104-015-2747-3>.
- Tarre S, Green M. 2004. High-Rate Nitrification at Low pH in Suspended- and Attached-Biomass Reactors. *Applied and Environmental Microbiology* 70:6481-6487. Available at <http://aem.asm.org/cgi/doi/10.1128/AEM.70.11.6481-6487.2004>.
- Ti C, Xia L, Chang SX, Yan X. 2019. Potential for mitigating global agricultural ammonia emission: A meta-analysis. *Environmental Pollution* 245:141-148. Available at <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S026974911832791X>.
- Tlustoš P, Kaplan L, Dubský M, Bazalová M, Száková J. 2014. Stanovení fyzikálních a chemických vlastností pevných a kapalných složek digestátu bioplynových stanic: CERTIFIKOVANÁ METODIKA. Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha.
- Vachtová J. 2020. Směrodatná odchylka σ . Available at <https://www.ekovyp.cz/smerodatna-odchylka/> (accessed March 21, 2020).
- Van Hulle SWH, Volcke EIP, Teruel JL, Donckels B, van Loosdrecht MCM, Vanrolleghem PA. 2007. Influence of temperature and pH on the kinetics of the Sharon nitrification process 82:471-480. Available at <http://doi.wiley.com/10.1002/jctb.1692>.
- Vondra M, Máša V, Bobák P. 2018. The energy performance of vacuum evaporators for liquid digestate treatment in biogas plants. *Energy* 146:141-155. Available at <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0360544217311337>.
- Wendland M. Biogasgärreste: Einsatz von Gärresten aus der Biogasproduktion als Düngemittel. in *Biogas Forum Bayern*, 2012. Available at https://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/ipz/dateien/leitfaden_2012-03_biogasforum.pdf (accessed February 11, 2020).
- WHITEHEAD DC, RAISTRICK N. 1990. Ammonia volatilization from five nitrogen compounds used as fertilizers following surface application to soils. *Journal of Soil Science* 41:387-394. Available at <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2389.1990.tb00074.x>.
- Wu J, He C, van Loosdrecht MCM, Pérez J. 2016. Selection of ammonium oxidizing bacteria (AOB) over nitrite oxidizing bacteria (NOB) based on conversion rates. *Chemical Engineering Journal* 304:953-961. Available at <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1385894716309652>.
- Xia A, Murphy JD. 2016. Microalgal Cultivation in Treating Liquid Digestate from Biogas Systems. *Trends in Biotechnology* 34:264-275. Available at <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S016777991500270X>.
- Zabed H, Boyce AN, Faruq G, Sahu JN. 2016. A comparative evaluation of agronomic performance and kernel composition of normal and high sugary corn genotypes (*Zea mays* L.) grown for dry-grind ethanol production. *Industrial Crops and Products* 94:9-19. Available at <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0926669016305428>.

- Zabed HM, Akter S, Yun J, Zhang G, Zhang Y, Qi X. 2020. Biogas from microalgae: Technologies, challenges and opportunities. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 117. Available at <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1364032119307117>.
- Zabed HM, Qi X, Yun J, Zhang H. 2019. Anaerobic Digestion of Microalgae Biomass for Methane Production. *Microalgae Biotechnology for Development of Biofuel and Wastewater Treatment*:397-421. Springer Singapore, Singapore. Available at http://link.springer.com/10.1007/978-981-13-2264-8_16.
- Zamalloa C, Boon N, Verstraete W. 2012. Anaerobic digestibility of *Scenedesmus obliquus* and *Phaeodactylum tricornutum* under mesophilic and thermophilic conditions. *Applied Energy* 92:733-738. Available at <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0306261911005137>.
- Zhang C, Su H, Baeyens J, Tan T. 2014. Reviewing the anaerobic digestion of food waste for biogas production. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 38:383-392. Available at <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1364032114003633>.
- Zhang Z-Z, Ji Y-X, Cheng Y-F, Xu L-Z-J, Jin R-C. 2018. Increased salinity improves the thermotolerance of mesophilic anammox consortia. *Science of The Total Environment* 644:710-716. Available at <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969718325026>.
- Zhu L, Wang Z, Shu Q, Takala J, Hiltunen E, Feng P, Yuan Z. 2013. Nutrient removal and biodiesel production by integration of freshwater algae cultivation with piggery wastewater treatment. *Water Research* 47:4294-4302. Available at <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0043135413004077>.
- Zielinska M, Bernat K, Cydzik-Kwiatkowska A, Sobolewska J, Wojnowska-Baryla I. 2012. Nitrogen removal from wastewater and bacterial diversity in activated sludge at different COD/N ratios and dissolved oxygen concentrations. *Journal of Environmental Sciences* 24:990-998. Available at <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S100107421160867X>.
- Strategická výzkumná agenda oboru bioplyn. 2014.. Czech Biogas Association. Available at http://www.czba.cz/files/ceska-bioplynova-asociace/uploads/files/SVA_CzBA_2014_FINAL.pdf (accessed February 05, 2020).
- Vyhláška č. 474/2000 Sb.: o stanovení požadavků na hnojiva. 2000.. Ministerstvo zemědělství.
- Verification Statement for GEA Westfalia decanter centrifuge for post-treatment of digested biomass. 2010.. Available at http://www.etv-denmark.com/files/energy/GEA_Post_Treatment_Verification_Statement.pdf (accessed February 11, 2020).
- Nářízení vlády č. 262/2012 Sb. o stanovení zranitelných oblastí a akčním programu. 2012.

9 Samostatné přílohy

Příloha 1 Souhrnná tabulka výsledků Modelu M1

Příloha 2 Souhrnná tabulka výsledků Modelu M2

Příloha 3 Souhrnná tabulka výsledků Modelu Červené Janovice

Datum	Dny	Q (ml/den)	pH vstup	naměte ná hodnota pH	nastave ná hodnota pH	O ₂ (mg/L)	T (°C)	IN - CHSK (h) (mg/L)	IN - CHSK (o) (mg/L)	IN - N-amon (mg/L)	EX - CHSK (h) (mg/L)	EX - CHSK (o) (mg/L)	EX - N-amon (mg/L)	EX - N-NO ₂ ⁻ (mg/L)	EX - N-NO ₃ ⁻ (mg/L)	Obilnéme zarřtzeni N-amon (kg/(m ³ ·d))	řtinnost odkřtzeni N- amon [%]	% zřstoupen řt N-NO ₂	zřstoupe řt N-NO ₃ [%]
18.02.19	0	240	8,1	4,9	5,0	3,3	25	5532,0	3451,0	3220	10344,0	4838,0	124,0	58,0	442,2	0,15456	96,1	1,3	98,71
21.02.19	3	216	8,2	5,0	5,0	0,8	22	5212,0	2948,0	301	10940,0	7874,0	93,9	46,7	543,3	0,14260	88,1	0,9	99,15
25.02.19	7	240	8,0	4,9	5,0	5,8	22	5608,0	3868,0	3021	9884,0	8026,0	506,4	59,0	435,7	0,14501	83,2	1,3	98,66
28.02.19	10	240	8,1	4,8	5,0	4,7	22	4814,0	2922,0	3113	10344,0	8274,0	601,5	55,5	605,2	0,14942	80,7	0,9	99,09
04.03.19	14	224	8,2	4,9	5,0	4,8	20	4960,0	2941,0	3356	9738,0	6064,0	646,7	63	502,2	0,15841	81,7	1,2	98,76
07.03.19	17	228	8,2	4,9	5,0	2,9	24	4852,0	3064,0	3266	11242,0	7558,0	606,3	61,7	539,0	0,14893	81,4	1,1	98,86
11.03.19	21	240	8,4	5,0	5,0	5,0	20	5242,0	3088,0	3514	9688,0	6166,0	882,7	61,1	483,2	0,16867	74,9	1,2	98,75
14.03.19	24	228	8,2	5,1	5,0	4,1	21	5264,0	2997,0	3497	11202,0	6598,0	961,8	80,1	544,0	0,15946	72,5	1,5	98,85
18.03.19	28	288	8,4	5,3	5,0	5,2	21	5048,0	3364,0	4028	10420,0	7996,0	714,2	60,1	529,0	0,23201	82,3	1,1	98,88
22.03.19	32	252	7,9	5,3	5,0	4,6	22	4996,0	3196,0	3614	9518,0	8490,0	1249	67,3	552,0	0,18215	65,4	1,2	98,80
25.03.19	35	176	8,2	5,1	5,0	5,0	21	3590,0	2450,0	3222	9008,0	8044,0	1206,6	61,6	518,0	0,14692	66,9	1,1	98,94
28.03.19	38	228	8,0	5,2	5,0	4,1	22	3558,0	2363,0	3738	10126,0	8312,0	1107,0	62	581,6	0,13158	67,7	1,2	98,82
01.04.19	42	216	8,2	5,2	5,0	4,5	22	4020,0	2252,0	3162	9978,0	8974,0	1510,4	59	519,0	0,13660	52,2	1,1	98,87
04.04.19	45	216	8,2	5,3	5,0	4,9	20	4876,0	2877,0	3345	10064,0	6004,0	1510,4	38	5189,0	0,14450	81,7	0,7	99,27
08.04.19	49	312	8,3	5,1	5,0	4,3	21	4584,0	2351,0	3941	8242,0	7752,0	1456,8	56	5429,0	0,24592	63,0	1,0	98,99
15.04.19	56	360	8,20	4,93	5,0	5,6	23	2507,0	1599,0	4396	9598,0	8202,0	1707,0	51	5153,0	0,31651	61,2	1,0	99,01
18.04.19	59	456	7,73	4,87	5,0	5,5	22	3476,0	1526,0	3147	9566,0	8222,0	1618,6	64,8	5461,0	0,28701	48,6	1,2	98,83
23.04.19	64	448	8,43	5,14	5,0	6,8	23	3878,0	1486,0	2876	9722,0	7906,0	1678,5	43,1	5249,0	0,25769	41,6	0,8	99,19
25.04.19	66	456	7,96	5,12	5,0	6,7	24	4484,0	1607,0	2310	8510,0	6246,0	1784,0	34,4	4820,0	0,21067	22,8	0,7	99,29
29.04.19	70	480	8,34	6,01	5,0	7,3	22	3164,0	1165,0	2268	8204,0	5178,0	1464,0	23,8	2854,0	0,21173	35,4	0,8	99,17
03.05.19	74	492	7,95	4,51	5,0	4,2	24	3242,0	1250,0	1760	6672,0	3267,0	1381,0	28,9	2766,0	0,17318	21,5	1,0	98,97
07.05.19	78	480	8,03	8,30	5,0	8,4	24	3248,0	1310,0	1574	6652,0	4131,0	1116,5	59,6	3487,0	0,15110	29,1	1,7	98,32
13.05.19	84	432	8,65	8,42	5,0	9,0	23	3018,0	1184,0	1817	5710,0	2268,0	1443,0	104,7	1883,0	0,15699	20,6	5,3	94,73
21.05.19	92	384	8,18	6,71	5,0	6,9	23	2934,0	1561,0	1769	6480,0	2051,0	1244,5	80,3	1477,0	0,21189	54,9	0,2	94,84
27.05.19	98	444	8,29	6,24	5,0	7,4	24	3960,0	1620,5	2390	4961,0	1620,5	331,0	11,2	3313,5	0,22944	86,2	0,3	99,66
03.06.19	105	480	8,62	5,10	5,0	6,3	25	2964,0	1264,0	1293,7	4344,0	1283,0	813,4	10,4	1704,0	0,12420	37,1	0,6	99,40
10.06.19	112	480	8,70	4,69	4,75	6,6	23	2198,0	1362,0	1332	4736,0	1346,0	675,5	11,8	1797,5	0,12787	49,3	0,6	99,41
17.06.19	119	480	7,94	4,77	4,75	6,6	25	2880,0	1076,0	2970	2962,0	1422,0	666,0	31,0	1742,0	0,28512	76,9	1,7	98,25
01.07.19	133	528	7,98	4,31	4,75	6,2	23	4888,0	1599,0	2600	4431,0	698,5	189,0	4,7	3434,0	0,27456	92,7	0,1	99,86
08.07.19	140	480	7,81	4,37	4,75	6,9	22	3960,0	1620,5	2390	4961,0	1620,5	331,0	11,2	3313,5	0,22944	86,2	0,3	99,66
15.07.19	147	420	7,78	4,93	4,75	1,0	24	5920,9	2373,0	2720	6699,0	1282,6	236,0	34,5	2969,0	0,22848	91,3	1,1	98,85
23.07.19	155	480	7,78	4,88	4,75	2,5	25	5630,4	1808,0	2890	7029,8	1651,4	17,6	7,5	3209,0	0,27744	99,4	0,2	99,77
06.08.19	169	480	7,66	4,67	4,75	4,7	26	6722,5	2808,8	2270	7220,0	1842,3	56,8	49,0	3181,0	0,21792	97,5	1,5	98,48
29.08.19	192	480	7,66	4,67	4,75	4,7	26	6722,5	2808,8	2270	7220,0	1842,3	56,8	49,0	3181,0	0,21792	97,5	1,5	98,48
05.09.19	205	504	7,55	4,81	4,75	7,0	21	5967,7	27692,5	2525	7139,9	1946,9	716,6	28,5	3255,0	0,25452	97,2	1,4	98,58
25.09.19	219	480	7,96	4,83	4,75	5,8	23	6343,5	2591,3	2985	7065,5	1949,8	136,5	21,0	3152,0	0,28656	95,4	0,7	99,34
03.10.19	227	408	8,2	4,8	4,75	7,7	21,3	7848,2	25277,5	2845	7650,5	1393,8	122,0	15,5	3136,5	0,23215	95,7	0,5	99,51
09.10.19	233	360	7,9	4,6	4,75	6,2	22,0	7551,1	2716,1	2745	8578,7	17161,5	89,0	1,7	3872,0	0,19764	96,8	0,4	99,58
17.10.19	241	410	7,9	4,4	4,75	6,6	23,0	8700,0	25657,5	2530	49021,1	1788,8	130,5	2,0	3125,5	0,20746	94,8	0,6	99,36
11.09.19	205	504	7,55	4,81	4,75	7,0	21	5967,7	27692,5	2525	7139,9	1946,9	716,6	28,5	3255,0	0,25452	97,2	1,4	98,58
06.08.19	169	480	7,66	4,67	4,75	4,7	26	6722,5	2808,8	2270	7220,0	1842,3	56,8	49,0	3181,0	0,21792	97,5	1,5	98,48
03.10.19	227	408	8,2	4,8	4,75	7,7	21,3	7848,2	25277,5	2845	7650,5	1393,8	122,0	15,5	3136,5	0,23215	95,7	0,5	99,51
09.10.19	233	360	7,9	4,6	4,75	6,2	22,0	7551,1	2716,1	2745	8578,7	17161,5	89,0	1,7	3872,0	0,19764	96,8	0,4	99,58
17.10.19	241	410	7,9	4,4	4,75	6,6	23,0	8700,0	25657,5	2530	49021,1	1788,8	130,5	2,0	3125,5	0,20746	94,8	0,6	99,36
11.09.19	205	504	7,55	4,81	4,75	7,0	21	5967,7	27692,5	2525	7139,9	1946,9	716,6	28,5	3255,0	0,25452	97,2	1,4	98,58
06.08.19	169	480	7,66	4,67	4,75	4,7	26	6722,5	2808,8	2270	7220,0	1842,3	56,8	49,0	3181,0	0,21792	97,5	1,5	98,48
03.10.19	227	408	8,2	4,8	4,75	7,7	21,3	7848,2	25277,5	2845	7650,5	1393,8	122,0	15,5	3136,5	0,23215	95,7	0,5	99,51
09.10.19	233	360	7,9	4,6	4,75	6,2	22,0	7551,1	2716,1	2745	8578,7	17161,5	89,0	1,7	3872,0	0,19764	96,8	0,4	99,58
17.10.19	241	410	7,9	4,4	4,75	6,6	23,0	8700,0	25657,5	2530	49021,1	1788,8	130,5	2,0	3125,5	0,20746	94,8	0,6	99,36
11.09.19	205	504	7,55	4,81	4,75	7,0	21	5967,7	27692,5	2525	7139,9	1946,9	716,6	28,5	3255,0	0,25452	97,2	1,4	98,58
06.08.19	169	480	7,66	4,67	4,75	4,7	26	6722,5	2808,8	2270	7220,0	1842,3	56,8	49,0	3181,0	0,21792	97,5	1,5	98,48
03.10.19	227	408	8,2	4,8	4,75	7,7	21,3	7848,2	25277,5	2845	7650,5	1393,8	122,0	15,5	3136,5	0,23215	95,7	0,5	99,51
09.10.19	233	360	7,9	4,6	4,75	6,2	22,0	7551,1	2716,1	2745	8578,7	17161,5	89,0	1,7	3872,0	0,19764	96,8	0,4	99,58
17.10.19	241	410	7,9	4,4	4,75	6,6	23,0	8700,0	25657,5	2530	49021,1	1788,8	130,5	2,0	3125,5	0,20746	94,8	0,6	99,36
11.09.19	205	504	7,55	4,81	4,75	7,0	21	5967,7	27692,5	2525	7139,9	1946,9	716,6	28,5	3255,0	0,25452	97,2	1,4	98,58
06.08.19	169	480	7,66	4,67	4,75	4,7	26	6722,5	2808,8	2270	7220,0	1842,3	56,8	49,0	3181,0	0,21792	97,5	1,5	98,48
03.10.19	227	408	8,2	4,8	4,75	7,7	21,3	7848,2	25277,5	2845	7650,5	1393,8	122,0	15,5	3136,5	0,23215	95,7	0,5	99,51
09.10.19	233	360	7,9	4,6	4,75	6,2	22,0	7551,1	2716,1	2745	8578,7	17161,5	89,0	1,7	3872,0	0,19764	96,8	0,4	99,58
17.10.19	241	410	7,9	4,4	4,75	6,6	23,0	8700,0	25657,5	2530	49021,1	1788,8	130,5	2,0	3125,5	0,20746	94,8	0,6	99,36
11.09.19	205	504	7,55	4,81	4,75	7,0	21	5967,7	27692,5	2525	7139,9	1946,9	716,6	28,5	3255,0	0,25452	97,2	1,4	98,58
06.08.19	169	480	7,66	4,67	4,75	4,7	26	6722,5	2808,8	2270	7220,0	1842,3	56,8	49,0	3181,0	0,21792	97,5	1,5	98,48
03.10.19	2																		

Datum	Dny	přítok	hodnot a pH	Nastave ná hodonot	O ₂ (mg/l)	T (°C)	IN-CHSK (h) (mg/l)	IN-CHSK (o) (mg/l)	IN-N-amon (mg/l)	EX-CHSK (h) (mg/l)	EX-CHSK (o) (mg/l)	EX-N-amon (mg/l)	EX-N-NO ₂ (mg/l)	Odtok N-NO ₂ (mg/l)	oblemové zařízení N-amon	účinnost odstráňení N- amon [%]	Procent ušíří zastoupení ent N-NO ₃ - [%] NO ₂	
18.02.19	0	192	8,3	5,6	5,4	25	57900	32110	3465	81780	30720	258	72,2	3366	0,1331	99,26	2,08	97,90
21.02.19	3	180	7,9	6,0	5,8	21	52700	30450	3343	61720	23710	31,7	16,0	2754	0,1203	99,05	5,07	99,42
25.02.19	7	168	8,2	5,5	6,5	23	65240	35280	3012	41440	15560	29,0	12,8	1275	0,1012	99,04	0,98	99,00
28.02.19	10	180	8,3	5,9	5,7	22	52740	31330	3454	69440	21790	27,4	12,56	3444	0,1243	99,21	0,36	99,64
04.03.19	14	288	8,1	5,9	4,2	21	53700	31070	2971	79460	28840	19,1	16,72	3003	0,1171	99,36	0,55	99,45
07.03.19	17	300	7,7	5,8	4,0	24	42540	29340	3154	71260	29080	51,4	30,7	3235	0,1892	98,37	0,93	99,06
11.03.19	21	312	7,8	6,0	4,5	19,6	53980	31760	3404	81260	27940	46,0	4,2	3569	0,2124	98,65	1,15	98,84
14.03.19	24	312	8,0	5,8	4,2	21	52380	31180	3499	92260	33060	36,1	17,6	4404	0,2183	98,97	0,39	99,60
18.03.19	28	384	7,9	6,1	4,7	21,3	49640	33640	3890	110960	35060	22,6	14,55	3849	0,2988	99,42	0,37	99,62
22.03.19	32	348	7,87	6,11	3,7	22	46380	26280	3894	89060	34710	64,4	74,8	3722	0,2710	98,35	1,94	98,03
25.03.19	35	320	8,20	5,80	6,0	21	32720	22730	3575	89260	26710	50,7	54,6	4115	0,2288	98,58	1,61	98,37
28.03.19	38	312	7,82	6,08	5,5	22,4	31000	22640	3576	61040	27710	27,10	170,1	4246	0,2094	98,37	1,30	98,68
01.04.19	42	120	7,90	5,90	4,9	22	39520	25480	3395	112220	25430	38,7	67,8	4061	0,0815	98,86	1,63	99,36
04.04.19	45	444	8,34	6,47	5,1	20,4	38100	22440	3927	70360	30340	29,0	38,4	4019	0,3487	99,26	0,94	99,05
08.04.19	49	0	7,70	7,40	7,0	20,8	46440	20310	3600	63860	24060	48,0	73,7	4020	0,0000	98,67	1,78	98,20
15.04.19	56	384	7,67	4,43	8,1	22,5	43100	22830	4420	68280	24070	71,9	22,83	3548	0,3395	98,37	1,10	98,88
18.04.19	59	456	8,37	6,22	2,1	22,8	69240	21000	4489	69520	27220	155,0	35,8	3834	0,4094	96,55	0,89	99,07
23.04.19	64	336	8,46	4,63	4,8	23,4	40760	23560	2965	72360	26340	135,8	3,7	3509	0,1992	95,42	1,00	98,96
23.04.19	66	456	8,58	5,30	4,9	23,7	40560	29430	3259	65880	28520	179,9	29,5	3524	0,2972	94,48	0,91	99,17
29.04.19	70	468	8,47	4,83	5,4	21,8	30180	25490	3047	69820	24920	79,3	31,25	3340	0,2852	97,40	0,91	99,07
03.05.19	74	492	7,95	3,30	4,7	24	40100	24390	30180	64220	20570	170,1	15,8	3321	0,2782	93,98	0,45	99,53
07.05.19	78	528	8,30	4,87	6,7	23,9	47380	24190	3309	60160	18660	608,9	12,3	2973	0,3494	81,60	0,34	99,59
13.05.19	84	480	8,43	5,05	6,3	25	44920	23990	5224	58920	21040	219,3	55,1	3022	0,5015	95,80	1,67	98,21
21.05.19	92	0	7,99	6,29	7,8	22,8	41060	19790	2896	48380	18240	14,0	29	3355	0,0000	99,52	0,85	99,14
27.05.19	98	432	8,45	5,99	5,0	23,9	47360	29720	3139	50940	19810	103	6,65	2908	0,2712	99,67	0,23	99,17
03.06.19	105	480	7,85	6,20	3,6	25,4	43180	24260	3063	48640	15120	23,5	54,2	3469	0,3459	99,35	0,15	99,84
10.06.19	112	672	8,31	7,50	2,7	24	47440	27780	3016	52880	16540	285,9	79,3	3156	0,4054	90,52	2,25	97,55
17.06.19	119	840	7,89	7,74	0,9	25	38380	14730	2360	25360	10800	211,5	4,2	2417	0,3965	91,04	1,57	98,29
01.07.19	133	840	7,83	5,71	2,2	23	40870	22130	2290	43450	5105	43,5	31,5	3249	0,3847	98,10	0,10	99,80
08.07.19	140	720	7,83	5,97	1,6	23	48630	16605	2570	46350	6645	18,8	7,05	3594	0,3701	99,27	0,19	99,80
15.07.19	147	120	7,85	6,10	1,5	23	57313	2850	2850	68282	13837	18,0	3,7	2899	0,0084	99,34	0,13	99,87
23.07.19	155	480	7,76	5,78	1,8	23,2	64845	16033,5	2120	57465	15066	37,3	3,05	2990	0,2035	98,24	0,10	99,80
06.08.19	169	336	7,68	4,57	2,0	25,9	71315	28296	2425	63635	13487	209,0	34,5	3412	0,1630	91,38	0,94	99,00
29.08.19	192	750	7,54	5,95	2	26	78407	26772	2425	60106	18161	94,0	2,7	3550	0,3638	96,12	0,74	99,25
11.09.19	205	772	7,55	5,93	2,5	21,7	59606	33202,5	2455	59226	16587,5	113,0	23	2103	0,3791	95,40	1,03	98,82
25.09.19	219	888	8,28	5,82	5,8	23	66322	28652	3180	63750	18161	511,0	15,5	2141	0,5648	83,93	0,58	99,28
03.10.19	227	936	8,14	5,96	5,8	22,0	78407	28183	2565	60106	13687,5	103,0	28,7	2566	0,4802	95,98	1,00	98,56
09.10.19	233	960	8,1	5,9	2,3	22	64783	26772	2725	67323	16440	193,5	2,8	3140	0,5232	92,90	0,85	99,10
17.10.19	241	696	8,6	5,4	2,8	22,3	72002	24785	2460	6995	12944	321,5	2,8	2363	0,3424	86,93	0,10	99,88
23.10.19	247	912	8,0	5,9	2,5	22,8	61764	26029	3000	66430	15618	58,5	2,2	2346	0,5472	98,05	0,91	99,07
31.10.19	255	960	8,5	6,8	1,2	23	74012	29580	2990	62443	14390,5	80,4	16,5	2266	0,5741	97,31	0,70	99,28
06.11.19	261	912	8,0	6,1	2,3	24,1	75085	29112	2785	72163	14030	66,3	0,01	2406	0,5080	97,62	0,00	100,00
14.11.19	269	960	8,1	5,9	1,6	20,5	71216	29561	3345	71112	17066	154,0	27,5	2706	0,6422	95,40	0,95	98,99
21.11.19	276	864	8,3	5,9	1,9	22,9	68266	27031	3095	66122	14878	67,0	1,7	2599	0,5348	97,84	0,63	99,35
27.11.2019	282	1032	8,2	6,0	3,2	21,9	65742	25998	2990	66123	14268,5	59,0	17	2897	0,6171	98,03	0,97	99,01
05.12.2019	290	168	8,8	6,0	3,3	19,5	60042	25958	2340	66249	13685,5	104,0	18	3377	0,0786	95,56	0,51	99,47
12.12.2019	297	768	7,9	6,0	1,5	22,6	69368	28978	2955	63674	20415,5	119,0	18,3	3348	0,4539	95,97	0,53	99,46
19.12.2019	304	672	7,9	6,0	3,0	21,7	65146	34293	3100	69210	18248	77,5	4,8	3041	0,4166	97,50	0,15	99,84
08.01.2020	324	816	7,7	6,3	0,5	22,1	69420	25423	3485	68145	42149	213,3	24	2746	0,5688	93,88	0,80	99,13
16.01.2020	332	840	7,7	6,6	1,3	23	71275	25709	3485	64498	16485	70,0	24,5	3719	0,5855	97,99	0,74	99,24
22.01.2020	338	960	7,7	6,2	1,7	24,3	71039	27717	2970	66173	15328	69,0	4,5	3597	0,5702	97,68	0,12	99,88
29.01.2020	345	864	7,6	6,2	2,5	21,7	67552	3327	3327	67552	19202	176,5	5,5	2984	0,5749	94,69	0,17	99,82
06.02.2020	353	720	7,5	6,0	1,4	22	49012	29806	3505	60112	15985	219,0	6,0	2663	0,5047	93,75	2,04	97,80
12.02.2020	359	912	7,5	6,1	2,3	22	83835	20942	3515	63999	20942	244,5	4,8	2444	0,6411	93,04	0,18	99,80
19.02.2020	366	984	7,7	6,2	2,1	20,8	77663	31435	3410	65710	25116	138,0	7,1	2116	0,6711	89,47	0,20	99,67
26.02.2020	373	1152	7,6	6,3	1,9	20,8	68021	29057	3480	66111	25615	428,0	2,0	2747	0,8018	87,70	7,30	91,66
04.03.2020	380	0	7,4	6,8	8,3	18	78857	32723	4050	57404	23462	53,5	10,2	3744	0,0000	98,68	0,27	99,73
11.03.2020	387	960	7,5	6,9	5,1	19,6	85699	31617	3805	70537	28863	876,0	720	1937	0,7306	76,98	20,60	72,63

Príloha 2: Souhrnná tabulka výsledků Modelu M2

Datum	Dny	Koment	naměřený průtok	pH	Q (l/s) (dle začátku měř.)	naměřený průtok	teplota, °C	naměřená hodnota pH	O2 reaktor (mg/l)	IN-Namon (mg/l)	EX-CHSK (h) (mg/l)	EX-CHSK (d) (mg/l)	Namon	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	FA	FAA	děšené znečištění Namon	účinnost nitrifikačního	škzatopeň N-NH ₄ ⁺	škzatopeň N-NO ₂	potenciální podíl znečištění N-NH ₄ ⁺ mezi produkty nitrifikační
22.08.19	0		50			500	24,0	7,9	6,00	285	285	285	0,6	0	4,3	0,00781	0,0000	0,4403	100,0	0,0	100,00	
21.08.19	9		100			500	26,0	6,3	6,00	285	3050	4870	1740	12,9	69,0	0,2652	0,0465	0,2351	93,8	1,8	96,19	
27.08.19	15		50			500	27,0	6,6	6,00	295	2800	2760	4660	37,0	80	1,5700	0,5388	0,1478	84,2	26,5	75,52	
04.09.19	23	průběh dočasných	12			120	26,0	6,3	7,00	385	3780	7880	427,5	197,5	1139	0,72128	4,3215	0,0467	87,9	51,3	46,75	
07.09.19	26		0			120	23,5	7,0	7,80	295	4873	10994	1,6	170,0	65,8	0,00200	1,3861	0,0000	99,9	73,7	62,27	
12.09.19	31		12,5			120	20,0	7,8	7,80	295			9,7	176,0	694,5	0,28619	0,2351	0,2869	99,7	74,4	25,57	
14.09.19	33		12,5			120	21,0	7,8	7,80	295			2,3	27,0	591,3	0,07544	0,2224	0,0869	99,9	74,3	25,69	
18.09.19	37		12,5			120	21,0	7,8	8,20	295	46811	11783,4	0,1	19,0	68,4	0,03238	0,2471	0,0869	100,0	75,7	24,25	
21.09.19	40		12,5			120	19,0	8,2	8,20	295			0,1	188,0	55,5	0,00889	0,0165	0,0869	100,0	77,0	23,03	
30.09.19	49		12,5			120	21,0	8,2	8,20	295			10,3	189,0	693,3	0,31355	0,0979	0,0869	99,7	73,2	26,94	
08.10.19	57	zakoušení	12,5			120	27,0	8,2	8,20	285	4854	1446,4	7,2	205	619,5	0,84720	0,0923	0,0337	99,7	77,1	22,91	
15.10.19	64		12,5			120	27,0	8,2	8,20	285	1435	2891	6,5	230,0	715,2	0,76483	0,1108	0,0337	99,8	76,3	23,72	
22.10.19	71		12,5			120	26,5	8,3	8,20	285	4878	13196	6	146,0	771,8	0,84048	0,0520	0,0337	99,8	65,4	34,58	
26.10.19	75		12,5			120	27,0	8,2	8,20	285	4904	1329,5	0,0	92,0	1394,0	0,00000	0,0407	0,0337	100,0	39,9	60,07	
28.10.19	77		12,5			120	26,5	8,2	8,20	285	4968	1432	0,7	78,5	2074,5	0,09798	0,0952	0,0337	100,0	27,5	72,55	
02.11.19	82	výřev hadčiv - odstředivku	18			120	24,1	7,8	7,80	285	5780	1414	1,7	48,0	258,0	0,08335	0,0575	0,0485	99,9	15,75	84,25	
07.11.19	87		12,5			120	23,0	7,7	7,00	285	6982	2082,5	7,0	0	333,0	0,21143	0,0000	0,0337	99,7	0,0	100,00	
09.11.19	89		12,5			120	24,0	7,6	7,00	285			5,9	0	263,0	0,15139	0,0000	0,0337	99,8	0,0	100,00	
15.11.19	95		12,5			120	24,0	6,4	7,00	285	5111	1348,5	6,0	11,6	278,0	0,01038	0,0324	0,0337	99,8	0,4	99,58	
21.11.19	101		31			300	26,0	7,1	7,00	362	5137	1024,5	6,7	0,0	254,0	0,06410	0,0000	0,0980	99,8	0,0	100,00	
26.11.19	106	průběh kultivace O2	42			230	26,0	7,4	7,00	385	4535	676,5	2,6	1,5	2727,0	0,47846	0,0004	0,1615	99,4	0,1	99,95	
05.12.19	115		13,2			120	20,5	7,1	7,00	370	5485	839	13,0	0,0	306,0	0,08394	0,0000	0,0488	99,6	0,0	100,00	
12.12.19	122	9-12 průběh dočasných měř.	13,2			240	20,5	6,5	7,00	290	9920	7897,5	13,0	0,0	309,0	0,01885	0,0000	0,0383	99,6	0,0	100,00	
22.12.19	132		27			240	20,5	6,9	6,50	290	9902	916	13,3	1,3	287,5	0,05678	0,013	0,0783	99,5	0,0	99,95	
27.12.19	137		21,6			240	22,0	5,9	6,50	290	9967	976,5	12,3	4,1	325,0	0,08561	0,0413	0,0626	99,6	0,1	99,97	
02.01.20	143	MeziO2 spousta průtoků upraveno 2	26,4			120	21,0	6,4	6,00	0,9	4495	988,5	15,7	2,5	288,0	0,02035	0,0388	0,1187	99,7	0,9	99,05	
08.01.20	149	od 1.1. upraveno	15,6			120	21,0	7,1	6,00	2,4	6312	887,5	33,1	0,0	367,0	0,24655	0,0000	0,0452	99,9	0,0	100,00	
24.01.20	165		12,6			120	22,0	6,2	6,00	4,2	5489	489,8	6,4	2,2	276,5	0,06583	0,0111	0,0567	99,9	0,1	99,92	
31.01.20	172		13,2			120	22,0	6,4	6,00	4,3	2910	516,6	14,0	18,0	297,0	0,02213	0,0522	0,0383	99,5	0,7	99,31	
07.02.20	179		0			120	20,0	6,9	6,00	7,8	4320	492,8	61,5	0	249,0	0,24172	0,0000	0,0000	99,6	0,0	100,00	
13.02.20	185	31. 7. upraveno proud	0			240	18,9	7,1	6,00	6,2	2910	991,6	4,0	1,4	243,0	0,02293	0,0097	0,0209	99,9	0,6	99,48	
20.02.20	192		24			240	26,5	5,9	5,50	4,0	2910	401,3	6,5	5,9	330,0	0,04065	0,0528	0,0696	99,8	0,2	99,82	
26.02.20	198		22,8			240	25,0	5,5	5,50	4,8	5905	586,5	13,7	8	339,0	0,00274	0,2071	0,0661	99,5	0,2	99,78	
05.03.20	206		19,2			240	25,0	5,5	5,00	4,6	2910	633,3	7,1	8	323,0	0,00611	0,1889	0,0557	99,1	0,2	99,75	

Příloha 3: Souhrnná tabulka výsledků Modelu Červené Janovice