

TESTOVÁNÍ VLIVU VYBRANÝCH FAKTORŮ NA PRŮBĚH NITRIFIKACE KALOVÉ VODY

PAVEL ŠVEHLA^a, PAVEL JENÍČEK^b,
JAN HABART^a, ALEŠ HANČA^a a JIŘÍ BALÍK^a

^a Katedra agroenvironmentální chemie a výživy rostlin, Česká zemědělská univerzita v Praze, Kamýcká 129, 165 21 Praha 6 – Suchbátka, ^b Ústav technologie vody a prostředí, Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, Technická 5, 166 28 Praha 6 – Dejvice
svehla@af.czu.cz

Došlo 21.8.08, přijato 17.9.09.

Klíčová slova: odpadní vody, odstraňování dusíku, nitrifikace, amoniakální dusík, dusitaný, doba zdržení kalu, teplota, objemové zatížení amoniakálním dusíkem

Úvod

Sloučeniny dusíku jsou jedním z nejvýznamnějších polutantů vyskytujících se v odpadních vodách. Převažující formou dusíku v odpadních vodách je amoniakální dusík (N-amon). N-amon bývá z odpadní vody odstraňován v čistírnách odpadních vod (ČOV) ve většině případů biologickými metodami. Tradiční postup odstraňování dusíku z odpadních vod spočívá v biochemické oxidaci amoniakálního dusíku na dusičnany (nitrifikace) a v jejich následné biochemické redukci na plynný dusík (denitrifikace).

Nitrifikace je sledem na sebe navazujících biochemických reakcí, které probíhají ve dvou základních fázích. V první fázi (nitritace) se N-amon oxiduje na dusitaný s využitím činnosti bakterií rodů *Nitrosomonas* a *Nitrosococcus* a dalších mikroorganismů. Ve druhé fázi (nitratice) jsou vzniklé dusitaný oxidovány na dusičnany mikroorganismy rodů *Nitrobacter*, *Nitrospira* aj.^{1,2} Nitrifikační organismy jsou velice citlivé na podmínky panující v čistěné vodě¹. Proto je nitrifikace při biologickém čištění odpadních vod z hlediska celkové účinnosti odstranění N-amon v mnoha případech limitujícím procesem. Průběh nitrifikace je ovlivněn celou řadou faktorů, mezi které patří především teplota, koncentrace rozpuštěného kyslíku, doba zdržení kalu v nitrifikačním reaktoru, zatížení systému dusíkatým znečištěním, výskyt různých toxických látek atd.

V podstatě na všechny tyto faktory jsou organismy oxidující dusitanový dusík (N-NO₂⁻) na dusičnanový (N-NO₃⁻) podstatně citlivější než organismy odpovědné za převedení amoniakálního dusíku na dusitanový. Během čištění odpadních vod proto může docházet k hromadění dusitanů. Tento jev je zpravidla nežádoucí, neboť často signalizuje nedostatečnou aeraci, popřípadě přetížení sys-

tému. Dusitanový dusík je navíc toxický a v odtoku z ČOV by jeho koncentrace měla být minimalizována. Na druhou stranu je však regulací podmínek při nitrifikaci možno využít cílenou akumulaci dusitanů k realizaci netradičních biologických postupů odstraňování dusíkatého znečištění z odpadních vod. Mezi tyto postupy patří zejména metoda nitritace/denitritace, která je zkrácenou verzí klasického postupu nitrifikace/denitrifikace. Biochemická oxidace N-amon je v tomto případě regulací podmínek v reaktoru řízena tak, aby jejím konečným produktem byly dusitaný, které jsou následně biochemicky redukovány za vzniku plynného dusíku N₂. Tato varianta biologického odstraňování N-amon je vhodná zejména pro čištění odpadních vod s vysokou koncentrací N-amon a nízkým koncentračním poměrem CHSK/N. Do této skupiny odpadních vod patří mimo jiné kalová voda vznikající při odvodňování anaerobně stabilizovaného kalu³.

Vybrané faktory ovlivňující průběh nitrifikace odpadních vod

Zatížení systému amoniakálním dusíkem

Účinnost nitrifikace je pochopitelně limitována zatížením nitrifikačního reaktoru amoniakálním dusíkem. Vysoké zatížení dusíkem vede v některých případech k hromadění dusitanů při nitrifikaci. Tento fakt může být spojen s inhibicí činnosti nitrifikačních organismů vyvolanou zvýšenou koncentrací meziproductů nitrifikace (zejména hydroxylaminu)⁴, neboť jejich tvorba je v případě vysokého zatížení systému dusíkem podstatně intenzivnější.

Teplota

Dalším faktorem ovlivňujícím významným způsobem průběh procesu nitrifikace je teplota. Nitrifikační bakterie jsou teplotně citlivější než mikroorganismy odstraňující z odpadních vod uhlíkaté organické znečištění. Optimální teplota se u nich pohybuje zpravidla okolo 30 °C (cit.¹). Teplota při biologickém čištění odpadních vod v podmínkách ČR je však zpravidla podstatně nižší. Tím je průběh nitrifikace do značné míry komplikován. Při poklesu teploty je potřeba počítat se snížením výkonnosti nitrifikačního reaktoru.

Také teplota bývá zmiňována mezi faktory, které mohou cíleně podporovat akumulaci dusitanů během nitrifikace a napomoci tak realizaci netradičních biologických postupů odstraňování dusíkatého znečištění. Většinou se v literatuře uvádí, že vyšší teploty během procesu napomáhají k akumulaci dusitanů. Konkrétní hodnoty teploty, jakých je pro dosažení účinné akumulace dusitanů v systému potřeba dosáhnout, se však v jednotlivých publikacích výrazně liší. V práci⁵ autoři například předpokládají, že optimální teplotní rozmezí je mezi 30 a 36 °C. V jiných publikacích je uváděna poněkud nižší teplota potřebná k tomu, aby v systému začaly převládat dusitaný nad du-

sičnany. Například autoři práce⁶ vycházejí z toho, že při teplotách vyšších než přibližně 20 °C rostou organismy oxidující amoniakální dusík rychleji než druhy odpovědné za biochemickou oxidaci dusitanů, při teplotách nižších než 20 °C je tomu naopak. Někdy se dokonce uvádí, že hromadění dusitanů mohou vyvolat naopak nízké teploty při biologickém čištění odpadních vod¹.

Doba zdržení kalu v reaktoru

Suspenze biomasy využívaná při biologickém čištění odpadních vod se nazývá aktivovaný kal. Nitrifikační bakterie, které se v aktivovaném kalu nacházejí, jsou obecně považovány za pomalu rostoucí organismy. Při době zdržení kalu (označované v technologii čištění odpadních vod také jako stáří kalu) kratší než je generační doba nitrifikačních organismů dochází k jejich vyplavování ze systému a nitrifikace nemůže probíhat¹. Nitritační organismy oxidující amoniakální dusík na dusitany však rostou v mnoha případech rychleji než nitratační organismy oxidující dusitanový dusík na dusičnanový. Z toho plyne možnost hromadění dusitanů při nižších hodnotách doby zdržení biomasy aktivovaného kalu. Regulací stáří kalu je možno dokonce vyvolat cílenou akumulaci dusitanů a prakticky tak zamezit vzniku dusičnanů při nitrifikaci odpadních vod. Tohoto principu využívá tzv. proces SHARON používaný především v Nizozemí v několika provozních aplikacích odděleného čištění kalové vody. Nitrifikační reaktor v tomto případě pracuje při době zdržení kalu totožné s hydraulickou dobou zdržení vstupující vody na principu chemostatu⁷. Tato skutečnost vede k získání potřebného složení mikrobiální populace v aktivovaném kalu, pomalu rostoucí nitratační organismy jsou ze systému vyplavovány. Zároveň je však při tomto uspořádání systému jeho výkonnost limitována rychlostí růstu nitritačních organismů. Například autoři práce⁸ zjistili při biologickém čištění kalové vody, že doba zdržení nižší než přibližně 1,2 dne způsobuje při provozu reaktoru na principu chemostatu významný pokles účinnosti nitritace v důsledku vyplavování nitritačních organismů.

Koncentrace amoniakálního a dusitanového dusíku

Při čištění kalové vody a jiných odpadních vod s vysokým obsahem dusíkatého znečištění může z hlediska průběhu nitrifikace hrát důležitou roli také koncentrace jednotlivých forem výskytu anorganického dusíku, zejména amoniakálního a dusitanového dusíku, které mohou v mnoha případech inhibičně působit na nitrifikační organismy^{9–11}. Toxický účinek se předpokládá především u nedisociovaných forem, tj. u NH_3 a HNO_2 . Nejčastěji se uvádí, že činnost nitratačních organismů je inhibována již při koncentraci NH_3 přesahující 0,1–1,0 mg l⁻¹ nebo při koncentraci HNO_2 přesahující 0,2–2,8 mg l⁻¹, zatímco nitritační organismy snášejí i hodnoty podstatně vyšší¹². Koncentrace volného amoniaku a volné kyseliny dusité velice úzce souvisí s hodnotou pH v systému a dalšími faktory, ze kterých je nejvýznamnějším teplota prostředí¹³.

Případný inhibiční vliv amoniakálního či dusitanového dusíku je proto nutno posuzovat se zřetelem na aktuální hodnotu pH a teploty. Některé studie ale vedou k závěru, že v určitých případech může být z hlediska nitrifikace inhibiční formou i disociovaný iont NO_2^- (cit.⁹).

Experimentální část

Vliv jednotlivých faktorů na průběh nitrifikace kalové vody je dlouhodobě testován v laboratořích KAVR ČZU v Praze a ÚTVP VŠCHT v Praze na modelech o pracovním objemu 1,5 l. Laboratorní modely pracují v režimu tzv. směšovací aktivace¹. Toto technologické uspořádání zajišťuje stabilní podmínky v reaktoru, aniž by během jeho provozu docházelo v krátkých časových úsecích k významným změnám v koncentraci jednotlivých forem dusíku a k výkyvům v hodnotách faktorů důležitých pro průběh nitrifikace (pH, koncentrace O_2 , teplota atd.). Za samotným nitrifikačním reaktorem je zařazena tzv. dosazovací nádrž¹, ve které dochází k sedimentaci biomasy aktivovaného kalu a její separaci od vyčištěné odpadní vody. Biomasa aktivovaného kalu je pak z dosazovací nádrže recirkulována zpět do nitrifikačního reaktoru. V reaktorech je zpracovávána kalová voda vznikající při odvodňování anaerobně stabilizovaného kalu na ústřední čistírně odpadních vod v Praze. Koncentrace N-amon v této vodě se během prováděných testů pohybovala v rozmezí od cca 800 do cca 1500 mg l⁻¹. Složení použité kalové vody je uvedeno v tab. I.

Přísun kalové vody do nitrifikačního reaktoru a recirkulaci biomasy zajišťují peristaltická čerpadla. Vzduch je do nitrifikačního reaktoru dodáván s využitím akvaristického vzduchovacího motorku. Ze systému není v základním uspořádání odváděn žádný přebytečný aktivovaný kal. Konfigurace modelů byla během prováděných testů různými způsoby měněna za účelem co možná neobjektivnějšího posouzení vlivu jednotlivých faktorů na průběh nitrifikace kalové vody. Jednotlivé odchylky od základního uspořádání modelu budou zmíněny níže.

Testy zaměřené na studium vlivu zatížení reaktoru amoniakálním dusíkem byly prováděny na výše popsaném laboratorním modelu, ve kterém byla zpracovávána kalová voda. Cílem těchto pokusů bylo zjistit maximální výkonnost reaktoru při laboratorní teplotě a vyhodnotit vliv objemového zatížení nitrifikačního reaktoru dusíkem na akumulaci dusitanů. Reaktor pracoval s biomasou, která byla vzhledem k její předcházející kultivaci schopna převést amoniakální dusík na dusitany při minimální produkci dusičnanů. Testování vlivu zatížení reaktoru dusíkem na akumulaci dusitanů probíhalo 148 dní. Od 1. do 71. dne se objemové zatížení reaktoru dusíkem pohybovalo mezi 0,3 a 0,7 kg m⁻³ d⁻¹. Následně bylo sníženo na hodnoty v rozmezí od 0,04 do 0,09 kg m⁻³ d⁻¹. Za těchto podmínek pracoval reaktor od 72. do 148. dne testu. Nárůst koncentrace dusičnanů po snížení zatížení reaktoru by svědčil o významném vlivu zatížení reaktoru na akumulaci dusitanů.

Tabulka I
Složení použité kalové vody

Parametr	Jednotka	Průměr	Minimum	Maximum
pH	–	8,1	7,8	8,4
KNK _{4,5} ^a	mmol l ⁻¹	95	79	123
CHSK _h ^b	mg l ⁻¹	1470	690	3 170
CHSK _f ^c	mg l ⁻¹	1210	560	2 640
N-amon	mg l ⁻¹	1170	800	1500
P-celk ^d	mg l ⁻¹	84	65	120
VL ^e	mg l ⁻¹	2450	1280	5080
VL _{org} ^f	mg l ⁻¹	1180	660	2270
NL ^g	mg l ⁻¹	460	< 10	2020
NL _{org} ^h	mg l ⁻¹	310	< 10	1040

^a Kyselinová neutralizační kapacita do hodnoty pH 4,5; ^b hodnota chemické spotřeby kyslíku homogenizovaného vzorku; ^c hodnota chemické spotřeby kyslíku odstředěného vzorku; ^d koncentrace celkového fosforu; ^e koncentrace veškerých látek; ^f koncentrace veškerých látek organických; ^g koncentrace nerozpuštěných látek; ^h koncentrace nerozpuštěných látek organických

Vliv teploty na průběh nitrifikace kalové vody je sledován na laboratorním modelu umístěném včetně veškerého příslušenství (peristaltická čerpadla, vzduchovací motorek, kanystry na vstupující a vystupující vodu atd.) v termostátované skříni umožňující v rozsahu 5–40 °C plynulou regulaci teploty. Pro inokulaci reaktoru byla použita biomasa, která byla schopna oxidovat N-amon na dusitany, aniž by docházelo k jejich další oxidaci na dusičnany. Teplota v reaktoru byla během popisovaných testů postupně snižována z hodnot běžných v laboratoři (cca 20–25 °C) až na 10 °C.

Vliv doby zdržení kalu na průběh nitrifikace kalové vody je testován na laboratorním modelu bez dosazovací nádrže a bez recirkulace kalu. Doba zdržení aktivovaného kalu v reaktoru je proto stejná jako aktuální hydraulická doba zdržení čištěné kalové vody, systém pracuje na principu chemostatu. Regulace doby zdržení kalu v reaktoru probíhá velice jednoduše změnami v průtoku čištěné vody. Během provozu reaktoru se hydraulická doba zdržení (a tím i doba zdržení kalu) pohybovala mezi cca dvaceti a třemi dny. Reaktor pracoval na začátku testů s biomasou schopnou za daných podmínek převést veškerý amoniakální dusík až na dusičnany a provést tak kompletní nitrifikaci. Testy probíhaly při laboratorní teplotě pohybující se mezi 21 a 27 °C. Sledován byl vliv doby zdržení kalu na výkonnost reaktoru a na výskyt akumulace dusitanů během nitrifikace.

Vliv extrémně vysokých koncentrací amoniakálního a dusitanového dusíku při nitrifikaci byl sledován při testech s kalovou vodou obohacenou o roztok amoniaku. Pro inokulaci reaktoru byla použita biomasa schopná úplně biochemické oxidace N-amon až na N-NO₃⁻. Koncentrace amoniakálního dusíku ve vstupní kalové vodě byla postupně zvyšována až na hodnoty pohybující se okolo 4 g l⁻¹.

Testy probíhaly bez regulace hodnoty pH, což omezovalo účinnost odstranění N-amon¹⁴. Koncentrace amoniakálního dusíku v reaktoru se proto dlouhodobě pohybovaly kolem 2 g l⁻¹. Koncentrace N-NO₂⁻ přesahovala při některých měřeních 1 g l⁻¹.

Výsledky a diskuse

Vliv zatížení systému amoniakálním dusíkem

Během dlouhodobých laboratorních testů s kalovou vodou bylo prokázáno, že při laboratorní teplotě je možno docílit prakticky úplně biochemické oxidace N-amon na dusitany i při objemovém zatížení dusíkem pohybujícím se okolo 1,6 kg m⁻³ d⁻¹. Vzhledem k teplotní citlivosti nitrifikačních organismů klesá významným způsobem výkonnost reaktoru s klesající teplotou (viz kapitola věnovaná vlivu teploty).

Radikální snížení zatížení reaktoru 72. den jeho provozu směřovaného k posouzení vlivu zatížení na akumulaci dusitanů vedlo k nárůstu koncentrace dusičnanů a současnému poklesu koncentrace dusitanů v odtoku ze systému. Nárůst koncentrace N-NO₃⁻ v období mezi 72. a 97. dnem nebyl příliš významný. Mezi 98. a 103. dnem došlo k prudkému nárůstu koncentrace N-NO₃⁻ a od 104. dne v odtoku z modelu byly zaznamenány koncentrace N-NO₂⁻ blízké nule a biochemická oxidace N-amon probíhala prakticky výhradně za vzniku dusičnanů. Koncentrace různých forem anorganického dusíku v odtoku a objemové zatížení dusíkem v jednotlivých fázích testování vlivu zatížení na akumulaci dusitanů jsou uvedeny v tab. II.

Tabulka II

Průměrné hodnoty koncentrace jednotlivých forem dusíku v odtoku a objemového zatížení dusíkem (B_V-N) ve třech fázích testování vlivu zatížení na akumulaci dusitanů

Parametr	Jednotka	1. – 71. den	72. – 97. den	104. – 148. den
N-amon	mg l ⁻¹	22	15	20
N-NO ₂ ⁻	mg l ⁻¹	1 270	1 200	0,9
N-NO ₃ ⁻	mg l ⁻¹	9	45	950
B_V-N	kg m ⁻³ d ⁻¹	0,42	0,056	0,055

Na základě výsledků těchto testů je možno předpokládat, že v případě úmyslu využívat pro čištění odpadních vod s vysokým obsahem N-amon postup nitrítace/denitrítace bude zapotřebí systém provozovat při dostatečném zatížení amoniakálním dusíkem, a to i v době zapracování nitrifikačního reaktoru. Dosud provedené testy vedou k závěru, že minimální zatížení potřebné pro dlouhodobé udržení akumulace dusitanů se pohybuje v blízkosti hodnoty 0,3 kg m⁻³ d⁻¹. Tato hodnota však může při dlouhodobém provozu růst se stupněm adaptace a regenerace nitrifikační biomasy.

Vliv teploty

Při nízkých teplotách byla v souladu s očekáváním podstatným způsobem snížena výkonnost reaktoru. Zatímco při teplotách okolo 20 °C bylo dosaženo prakticky úplného odstranění N-amon z kalové vody při objemovém zatížení amoniakálním dusíkem do cca 1,6 kg m⁻³ d⁻¹, při teplotě 10 °C bylo dosaženo tohoto stavu při objemovém zatížení amoniakálním dusíkem okolo 0,25 kg m⁻³ d⁻¹. Zvýšení zatížení nad tuto hodnotu vedlo již k nárůstu koncentrace N-amon v odtoku a nárůstu hodnoty pH v reaktoru v důsledku přetížení systému. Hlavním produktem oxidace N-amon byly během celého období provozu reaktoru při teplotě 10 °C dusitany (cca 80–90 %). Výsledky testů zaměřených na studium vlivu teploty na průběh nitrifikace jsou velice nadějně, neboť naznačují možnost využití biologických postupů odstraňování dusíku z kalové vody a jiných odpadních vod podobného složení i v zimním období bez vyhřívání nitrifikačního reaktoru. Problémem je podstatné snížení výkonnosti nitrifikačního reaktoru při nízkých teplotách a z něj plynoucí nutnost výstavby reaktoru s podstatně větším objemem. Nepříliš významná tvorba dusičnanů při teplotě 10 °C naznačuje možnost využití postupu nitrítace/denitrítace pro samostatné čištění kalové vody a jiných odpadních vod podobného složení i při nízkých teplotách a nebyla tak potvrzena nutnost provozovat systém za účelem potlačení tvorby dusičnanů při vyšších teplotách zmiňovaná v literatuře^{5,6}.

Vliv doby zdržení kalu v reaktoru

Prakticky úplné převedení amoniakálního dusíku až na dusičnany bylo zaznamenáno při době zdržení kalu

mezi dvaceti a deseti dny. Zkrácení doby zdržení kalu na hodnoty mezi deseti a pěti dny vyvolalo nárůst koncentrace dusitanů. Snížení doby zdržení biomasy na hodnoty mezi cca čtyřmi a třemi dny již vedlo i k poklesu účinnosti nitrítace. Za daných podmínek se jako minimální doba zdržení kalu potřebná při laboratorní teplotě k udržení dostatečné účinnosti nitrítace jeví hodnota okolo čtyř až pěti dnů.

Potvrzení možnosti provozu nitrifikačního, resp. nitrifikačního, reaktoru bez recirkulace kalu je pozitivním zjištěním, protože v tomto uspořádání není nutno za vlastní reaktor zařazovat dosazovací nádrž. Při realizaci systému by tento fakt pochopitelně hrál významnou roli pro celkové investiční náklady. Je však potřeba kalkulovat také s omezením výkonnosti systému v tomto uspořádání, což je skutečnost, která tuto variantu silně znevýhodňuje vzhledem k nutnosti výstavby reaktoru podstatně většího objemu. Popsané testy probíhaly při maximálním objemovém zatížení nitrifikačního reaktoru dusíkem okolo 0,5 kg m⁻³ d⁻¹, přičemž v systému s recirkulací kalu bylo při laboratorní teplotě dosaženo zatížení až cca 1,6 kg m⁻³ d⁻¹, tedy objem nádrže by musel být přibližně třikrát větší. K dalšímu poklesu výkonnosti reaktoru by vedl provoz při nižších teplotách. Potřebný objem reaktoru by mohl být naopak významným způsobem zmenšen provozem reaktoru při teplotách odpovídajících teplotnímu optimu nitrifikačních organismů⁵. Tento předpoklad potvrzují například zkušenosti z provozu systému SHARON⁷. Případné zahřívání reaktoru by však ve většině případů negativním způsobem ovlivnilo ekonomiku provozu systému.

Vliv koncentrace amoniakálního a dusitanového dusíku

I při koncentraci N-amon ve vstupní čištěné vodě pohybující se okolo 4 g l⁻¹ bylo dosaženo bez regulace hodnoty pH v reaktoru účinnosti odstranění amoniakálního dusíku okolo 50 %, přičemž reaktor nevykazoval známky negativního působení vysoké vstupní koncentrace N-amon na průběh procesu oxidace amoniakálního dusíku, přestože koncentrace N-amon v reaktoru dosahovala hodnot mezi 1420 a 2600 mg l⁻¹ při koncentraci volného amoniaku až 4,4 mg l⁻¹. V období stabilního provozu reaktoru byly dominantní formou dusíku vznikající biochemickou oxidací N-amon dusičnany. Přejedný nárůst koncentrace dusi-

Tabulka III

Koncentrace jednotlivých forem dusíku v odtoku a další charakteristiky modelu při testování vlivu amoniakálního a dusitanového dusíku

Parametr	Jednotka	Průměr	Minimum	Maximum
N-amon	–	1890	1420	2600
FA ^a	mg l ⁻¹	2,7	1,4	4,4
N-NO ₂ ⁻	mg l ⁻¹	630	5,2	1 170
FNA ^b	mg l ⁻¹	2,2	0,04	4,9
B _V -N	kg m ⁻³ d ⁻¹	0,78	0,34	1,52
E _{N-amon} ^c	%	48	41	67
E _{N-NO₃} ^d	%	35	13	65
r _{V,N-amon} ^e	mg l ⁻¹ h ⁻¹	17,1	7,1	38,8
r _{V,N-NO₃} ^f	mg l ⁻¹ h ⁻¹	11,3	2,5	30

^a Volný amoniak (free ammonia); ^b volná kyselina dusitá (free nitrous acid); ^c účinnost odstranění N-amon; ^d účinnost převedení N-amon na dusičnanový dusík; ^e objemová rychlost odstranění N-amon; ^f objemová rychlost převedení N-amon na dusičnanový dusík

tanového dusíku na hodnoty dosahující až 1170 mg l⁻¹ byl zaznamenán pouze při zvýšení objemového zatížení dusíkem. V této fázi testů bylo v reaktoru v důsledku nárůstu koncentrace dusitanového dusíku dosaženo koncentrace volné kyseliny dusité až 4,9 mg l⁻¹. Bylo však zjištěno, že po určité době probíhá nitrifikace amoniakálního dusíku až na dusičnany i v případě, že dojde k tomuto přechodnému nárůstu koncentrace dusitanového dusíku. Charakteristiky modelu při testování vlivu amoniakálního a dusitanového dusíku jsou uvedeny v tab. III.

Provedené testy vedly ke zjištění, že nitrifikace amoniakálního dusíku až na dusičnany může probíhat i v případě překročení koncentrací volného amoniaku a volné kyseliny dusité uváděných v literatuře jako inhibiční limity pro nitrifikační organismy^{12,15,16}. Tato skutečnost je patrně vyvolána dlouhodobou adaptací biomasy na extrémní podmínky panující v reaktoru^{17,18}.

LITERATURA

- Chudoba J., Dohányos M., Wanner J.: *Biologické čištění odpadních vod*. SNTL, Praha 1991.
- Benáková A., Hausner M., Müller E., Bartáček J., Wanner J., Wilderer P.: *Odpadní vody–Wastewater 2005, Teplice, 10.–12. 5. 2005*. Sborník přednášek 6. mezinárodní konference (Růžičková I., Koller M., Svojitka J., Wanner J., ed.), str. 73.
- Švehla P., Jeníček P., Habart J., Hanč A., Černý J.: *Chem. Listy 101*, 776 (2007).
- Yang L., Alleman J.E.: *Water Sci. Tech.* 26, 997 (1992).
- Ford D. L., Churchwell R. L., Kachtick J. W.: *J. Water Poll. Contr. Fed.* 52, 2726 (1980).
- Hao X., Heijnen, J. J., van Loosdrecht M. C. M.: *Water Res.* 36, 4839 (2002).
- van Kempen R., Mulder, J.W., Uijterlinde, C.A., Loosdrecht M.C.M.: *Water Sci. Tech.* 44, 145 (2001).
- Fux Ch., Boehler M., Huber P., Brunner I., Siegrist H.: *J. Biotechnol.* 99, 295 (2002).
- Buday J., Drtil M., Hutňan M., Derco J.: *Chem. Pap.* 53, 379 (1999).
- Král P., Králová J., Canziani R., Jeníček P.: *Odpadové vody 2006, Tatranské Zruby, 18.-20.10. 2006*. Zborník prednášok 4. konferencie s medzinárodnou účasťou (Bodík I., Hutňan M., ed.), str. 259.
- Auterská P., Novák L.: *Vodní hospodářství 56, Čistírenské listy, I* (2006).
- Anthonisen A. C., Loehr R. C., Prakasam T. B. S., Srinath E. G.: *J. Water Poll. Contr. Fed.* 48, 835 (1976).
- Pitter P.: *Hydrochemie*. Vydavatelství VŠCHT, Praha 1999.
- Švehla P., Jeníček P.: *Odpadové vody 2004, Tatranské Zruby, 20.-22.10. 2004*, Zborník prednášok 3. konferencie s medzinárodnou účasťou (Bodík I., Hutňan M., ed.), str. 175.
- Abeling U., Seyfried C. F.: *Water Sci. Tech.* 26, 1007 (1992).
- Balmelle B., Nguyen K. M., Capdeville B., Cornier J. C., Deguin A.: *Water Sci. Tech.* 26, 1017 (1992).
- Wong-Chong G. M., Loehr R. C.: *Water. Res.* 12, 605 (1978).
- Turk O., Mavinic D. S.: *J. Water Poll. Contr. Fed.* 61, 1440 (1989).

Příspěvek byl vypracován v rámci řešení projektu podporovaného GA ČR číslo 104/07/P037, projektu financovaného MŠMT číslo 2B08082 a výzkumného záměru MSM 6046137308. Autoři práce děkují poskytovatelům za finanční podporu.

P. Švehla^a, P. Jeníček^b, J. Habart^a, A. Hanč^a, and J. Balík^a (^a *Department of Agro-environmental Chemistry and Plant Nutrition, Czech University of Life Sciences, Prague;* ^b *Department of Water Technology and Environmental Engineering, Institute of Chemical Technology, Prague*): **Testing Selected Factors Influencing Nitrification of Sludge Water**

The influence of sludge age, ammonia and nitrite concentrations, temperature and the ammonia loading rate on biological treatment of reject water from sludge treatment was tested on laboratory scale. Nitrification of ammonia in reject water at the sludge age 4–5 days produced nitrites and nitrates. At high concentrations of ammonia and nitrites, nitrates were produced. The nitrification proceeds almost completely at 10 °C. The high ammonia loading rate seems to be most efficient of the tested factors, leading to nitrite accumulation.