

## Effect of Influent COD/N Ratio on Nitrification Rate in a Bench-scale Biological Reactor

Bijan Bina\*, Hossin Movahedian\*, Hamid Reza Pourzamani\*\*

### Abstract

Nitrification, the oxidation of ammonia to nitrate catalyzed by bacteria, is a key part of the global nitrogen cycle. In the first step of nitrification, chemolithoautotrophic ammonia oxidizers transform ammonia to nitrite, which subsequently oxidizes to nitrate by nitrite-oxidizing bacteria. This process can be affected by several factors. In this study, the effect of influent COD/N ratio on nitrification rate in a bench-scale biological reactor was investigated. Experiments were carried out using synthetic wastewater. The initial ammonium concentration was  $25 \text{ mg NH}_4^+ \text{-N L}^{-1}$ . The effect of COD/N ratio between  $10.01 \pm 0.083$  and  $24.08 \pm 0.22 \text{ gCODgN}^{-1}$  on nitrification rate was investigated by varying the COD loading supplied to the reactor. From the results obtained, it may be concluded that in the range of  $10.01 \pm 0.083$  to  $14.15 \pm 0.17 \text{ gCODgN}^{-1}$ , a direct relationship holds between COD/N ratio and nitrification rate. However, an indirect relationship holds between COD/N ratio and nitrification rate at ratios above  $14.15 \pm 0.17$  up to  $24.08 \pm 0.22 \text{ gCODgN}^{-1}$ .

**Key Words :** Biological nitrification, Influent COD/N, Nitrification rate.

## بررسی تأثیر نسبت COD/N ورودی بر سرعت نیتریفیکاسیون در تصفیه فاضلاب با استفاده از یک راکتور پایلوت در مقیاس آزمایشگاهی

بیژن بینا\* حسین موحدیان\* حمیدرضا پورزمانی\*\*

(دریافت ۸۳/۱۰/۶ پذیرش ۸۴/۱/۲۱)

### چکیده

نیتریفیکاسیون بخش بسیار مهمی از چرخه نیتروژن در طبیعت است که طی آن عمل اکسیداسیون آمونیاک توسط باکتری‌ها انجام می‌شود. در مرحله اول نیتریفیکاسیون، میکروارگانیسم‌های شیمیولیتوتروف آمونیاک را اکسید کرده و به نیتريت تبدیل می‌نمایند و در مرحله دوم نیتريت حاصله توسط باکتری‌های اکسیدکننده نیتريت به نیترات تبدیل می‌شود. در این مطالعه، از بین فاکتورهای متعددی که بر سرعت نیتریفیکاسیون تأثیر می‌گذارند، تأثیر نسبت COD/N فاضلاب ورودی بر روی سرعت نیتریفیکاسیون، در یک راکتور آزمایشگاهی بررسی گردید. جهت تأمین فاضلاب ورودی این راکتور نیز فاضلاب به صورت مصنوعی تولید شد به طوری که غلظت آمونیاک آن در حد  $25 \text{ mgNH}_4^+/\text{L}$  باشد. نسبت COD/N در فاضلاب ورودی، در مراحل مختلف با تغییر مقدار COD تغییر داده شد، به طوری که مقدار آن از حد  $10.01 \pm 0.083$  تا  $24.08 \pm 0.22$  در مدت زمان مطالعه متغیر بود. نتایج به دست آمده نشان می‌دهد که در دامنه  $10.01 \pm 0.083$  تا  $14.15 \pm 0.17 \text{ gCOD/gN}$  رابطه مستقیمی بین نسبت COD/N و سرعت نیتریفیکاسیون وجود دارد ولی در نسبت COD/N بالاتر از  $14.15 \pm 0.17$  تا  $24.08 \pm 0.22 \text{ gCOD/gN}$  این رابطه به صورت معکوس می‌باشد.

**واژه‌های کلیدی:** نیتریفیکاسیون بیولوژیکی - نسبت

COD/N ورودی - سرعت نیتریفیکاسیون.

\* Associate Professors of public Health, Isfahan University of Medical Sciences

\*\*Faculty Member of public Health, Lorestan University of Medical Sciences

\* دانشیار گروه بهداشت محیط دانشگاه علوم پزشکی اصفهان  
\*\* عضو هیئت علمی دانشگاه علوم پزشکی لرستان

## ۱- مقدمه

ثابت، رقابت بین میکروارگانیزم ها واضح و مشهود است [۸]. در این موارد نسبت COD/N باعث ایجاد تفاوت در رشد جمعیت های میکروبی می شود که تشکیل بیوفیلم می دهند. این مسئله ممکن است به دو دلیل از عمل نیتریفیکاسیون در حد دلخواه جلوگیری نماید: ۱- غالب شدن میکروارگانیزم های هتروتروف در بیوفیلم تشکیل شده ۲- مشکل توزیع اکسیژن در سیستم های بستر ثابت [۹ و ۱۰]. در این تحقیق، تاثیر کمی نسبت COD/N در فاضلاب، بر فرآیند بیولوژیکی نیتریفیکاسیون در تصفیه فاضلاب خانگی مورد بررسی قرار گرفت. هدف اصلی در این تحقیق، تعیین مقدار بهینه COD/N در فاضلاب، ورودی جهت دستیابی به بیشترین سرعت نیتریفیکاسیون می باشد. برای انجام این تحقیق، از یک راکتور لجن فعال هوادهی گسترده در مقیاس آزمایشگاهی استفاده شد که این راکتور با استفاده از فاضلاب مصنوعی تغذیه می گردید.

## ۲- مواد و روش ها

### ۲-۱- مشخصات فاضلاب

برای تهیه فاضلاب مصنوعی از مواد مختلفی از قبیل  $C_6H_{12}O_6$ ، به عنوان سوبستره اصلی،  $CH_3COONH_4$ ، به عنوان ماکرونوترینست و  $MgSO_4 \cdot 7H_2O$ ،  $FeSO_4 \cdot 7H_2O$ ،  $NaHCO_3$ ،  $KH_2PO_4$  و  $K_2HPO_4$ ،  $FeCl_3 \cdot 6H_2O$ ،  $COCl_2$ ،  $CaCl_2$ ،  $NiSO_4 \cdot 7H_2O$  به عنوان میکرونوترینست استفاده گردید [۱۱]. مشخصات اصلی فاضلاب ساخته شده در مراحل مختلف در جدول ۱ نشان داده شده است.

### ۲-۲- راکتور مورد استفاده

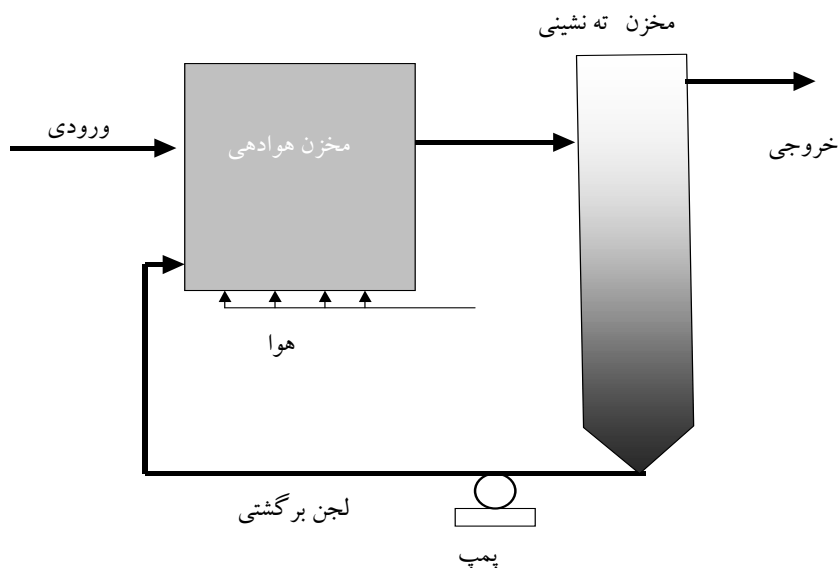
این مطالعه بر روی یک راکتور لجن فعال هوادهی گسترده در مقیاس آزمایشگاهی که در آزمایشگاه پایلوت دانشکده بهداشت دانشگاه علوم پزشکی اصفهان ساخته شد، انجام گرفت. حجم راکتور هوادهی ۳۰ لیتر و حجم ته نشینی ثانویه بعد از آن ۱۰/۵ لیتر بود (شکل ۱). دمای بهره برداری این راکتور به کمک هیترهای آکواریوم در حدود  $25^{\circ}C$  ثابت نگه داشته شد. هم چنین DO و pH در این راکتور به ترتیب  $3 mg/l$  و بین  $7/7-8/1$  ثابت نگه داشته شدند.

فاضلاب های انسانی، کشاورزی و صنعتی از جمله فاضلاب هایی هستند که غلظت بالای آمونیاکی دارند. دفع کنترل نشده این فاضلاب ها می تواند آسیب هایی جدی به محیط وارد کند؛ یکی از این آسیب ها ایجاد پدیده اوتریفیکاسیون در آبهای پذیرنده است. هم چنین از آن جایی که آمونیاک به سرعت در آب حل می شود می تواند یکی از بدترین عوامل آلاینده ای باشد که زندگی آبریان را به خطر می اندازد [۱]. بنابراین بایستی قبل از دفع فاضلاب شهری به محیط، آمونیاک را از آن حذف کرد. برای حذف آمونیاک از فاضلاب بهترین روش، استفاده از حذف بیولوژیکی نیتروژن (BNR) می باشد. این فرآیند دارای دو مرحله است: ۱- تبدیل آمونیاک به نیترات (نیتریفیکاسیون) ۲- تبدیل نیترات به گاز نیتروژن (دینیتریفیکاسیون).

یکی از مهم ترین پارامترهایی که بر روی فرآیند نیتریفیکاسیون تاثیر می گذارد، نسبت اکسیژن مورد نیاز شیمیایی به نیتروژن فاضلاب ورودی است. این پارامتر به طور مستقیم بر روی رقابت بین میکروارگانیزم های اتوتروف و هتروتروف تأثیر می گذارد [۳ و ۴]. گزارش بعضی محققین نشان می دهد که تاثیر این پارامتر در فرآیند لجن فعال مشهودتر از فرآیند BNR می باشد [۵]. هم چنین محققین در مطالعات دیگری دریافتند که حذف مواد آلی در مرحله بی هوازی باعث می شود که در مرحله هوازی بعد از آن، بین باکتری های هتروتروف و نیتریفایرهای اتوتروف رقابتی به وجود نیاید؛ که این مسئله باعث رشد بهتر نیتریفایرها می شود. در اوایل دهه ۱۹۹۰ آقای مک کلینتوک و همکارانش گزارش دادند که در سیستم لجن فعال و سیستم حذف بیولوژیکی نیتروژن که با نسبت COD/N یکسانی بهره برداری شده اند، سرعت نیتریفیکاسیون یکی است [۶]. این نتایج نشان می دهد که تحت این شرایط هیچ گونه رقابتی بین رشد میکروارگانیزم ها در فرآیند حذف بیولوژیکی نیتروژن و سیستم لجن فعال وجود ندارد. در نتیجه، تاثیر نسبت COD/N بر سرعت نیتریفیکاسیون، در هر دو سیستم یکسان است [۷]. در سایر فرآیندهای حذف بیولوژیکی نیتروژن از قبیل سیستم های با بستر

جدول ۱- مشخصات فاضلاب مصنوعی ساخته شده

پارامترها	مرحله ۱	مرحله ۲	مرحله ۳	مرحله ۴	مرحله ۵	مرحله ۶	مرحله ۷	مرحله ۸
COD	$247 \pm 1/8$	$302 \pm 0/96$	$351 \pm 2/05$	$401 \pm 3/95$	$452/ \pm 2/62$	$492 \pm 14/03$	$549 \pm 1/28$	$601 \pm 3/24$
$NH_4^+$	$24/7 \pm 0/096$	$24/8 \pm 0/17$	$24/1 \pm 0/19$	$24/9 \pm 0/15$	$24/9 \pm 0/14$	$24/9 \pm 0/15$	$24/9 \pm 0/15$	$24/9 \pm 0/15$
$NO_3$	~	~	~	~	~	~	~	~
$NO_2$	~	~	~	~	~	~	~	~



شکل ۱- نمای کلی پایلوت مورد استفاده در مطالعه

### ۲-۳- روش‌های آنالیز

در این تحقیق کل جامدات معلق (TSS)، جامدات معلق فرار (VSS)، نیتريت، نترات، شاخص حجمی لجن (SVI) و مقدار آمونیاک با استفاده از روش‌های ارائه شده در کتاب استاندارد متد، اندازه‌گیری شد [۱۲]. اندازه‌گیری اکسیژن مورد نیاز شیمیایی (COD) با استفاده از روش ارائه شده توسط دستورالعمل شرکت Hatch انجام گردید [۱۳].

### ۳- بحث و نتیجه‌گیری

برای بررسی تاثیر نسبت COD/N فاضلاب ورودی بر سرعت نیتريفیکاسیون، پارامترهایی مانند: دما، DO، pH و زمان ماند هیدرولیکی (HRT) در طول مطالعه ثابت در نظر گرفته شد. دما، یکی از مهم‌ترین پارامترهای موثر بر سرعت نیتريفیکاسیون می‌باشد [۱۴]. راکتور هوادهی در دمای ۲۵°C مورد بهره‌برداری قرار گرفت. DO نیز یکی از فاکتورهای محدود کننده نیتريفیکاسیون است که اگر مقدار آن از حد ۲ mg/l کمتر شود، باعث پایین آمدن سرعت نیتريفیکاسیون شده و از طرفی باعث می‌شود اندازه فلوک‌های تشکیل شده، بزرگتر از ۲۰۰ میکرومتر گردد [۱۵]. برای این‌که DO به عنوان یک فاکتور محدودکننده، سرعت نیتريفیکاسیون را تحت تاثیر قرار ندهد؛ مقدار DO در راکتور هوادهی در حد ۳ mg/l ثابت نگه داشته شد. مقدار HRT در راکتورهای هوادهی در حد ۲۴ ساعت در نظر گرفته شد. یکی دیگر

از پارامترهای مهم موثر بر سرعت نیتريفیکاسیون، pH است. pH بهینه، برای نیتريفایرها در حدود ۸ می‌باشد؛ و اگر مقدار آن از حد ۶/۵ پایین‌تر بیاید، سرعت نیتريفیکاسیون را در حد قابل توجهی کاهش می‌دهد [۱۶]. بنابراین قلیائیت فاضلاب ورودی به گونه‌ای انتخاب گردید که pH بهره‌برداری در دامنه‌ای بین ۸/۱ - ۷/۷ قرار گیرد و از این حد پایین‌تر نیاید. برای تغییر دادن مقدار نسبت COD/N در مراحل مختلف، غلظت گلوکز فاضلاب ورودی تغییر داده می‌شد. به همین دلیل مطالعه در هشت مرحله مختلف انجام گردید که در هر مرحله مقدار بارگذاری کربن با دیگر مراحل متفاوت بود. نسبت COD/N فاضلاب ورودی بر اساس نسبت بین بار کربن و بار نیتروژن ورودی به راکتور، تعریف شد. در جدول ۲ متوسط مقادیر پارامترهای بهره‌برداری در هر مرحله ارائه گردیده است. جدول ۳ نیز نسبت COD/N در فاضلاب ورودی و سرعت نیتريفیکاسیون برای هر مرحله را نشان می‌دهد. در این مطالعه بعد از این‌که سرعت نیتريفیکاسیون در چند نمونه گرفته شده ثابت می‌شد (حداقل سه نمونه)، آن مرحله تمام و مرحله بعد شروع می‌شد. بنابراین سرعت نیتريفیکاسیون ارائه شده در جدول ۳ بر اساس داده‌های به دست آمده از نمونه‌هایی متوالی است که سرعت نیتريفیکاسیون در آنها ثابت شده است.

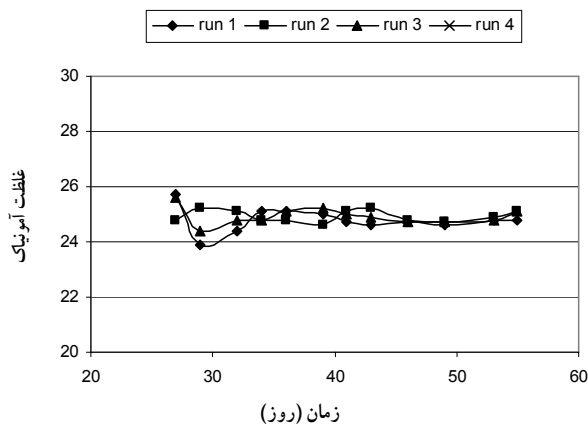
شکل‌های ۲ و ۳ متوسط غلظت آمونیاک در فاضلاب ورودی را نشان می‌دهد و شکل‌های ۴ و ۵ غلظت آمونیاک در پساب خروجی از راکتور را نمایش می‌دهند.

جدول ۲- متوسط مقادیر پارامترهای بهره برداری

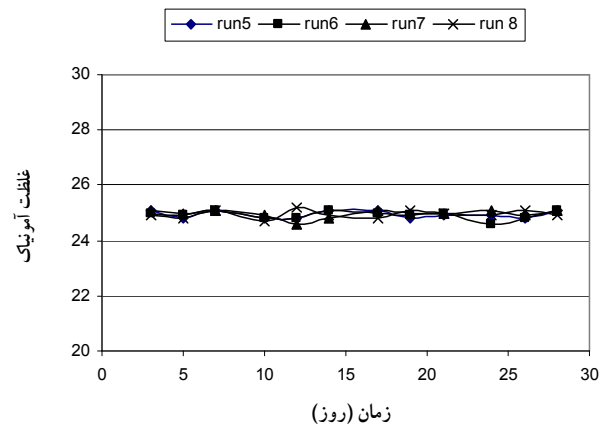
دبی ورودی (L d <sup>-1</sup> )	HRT (h)	F/M (gCODgVSS <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )	SVI (ml g <sup>-1</sup> )	میزان بار نیتروژن (gNH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N gVSS <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )	میزان بار کربن (gCOD gVSS <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )	مراحل
۳۰	۲۴	۰/۰۷۱+ ۰/۰۰۲	۱۲۲+ ۳/۲	۰/۰۲۵+ ۰/۰۰۰۰	۰/۲۵+ ۰/۰۰۲	۱
۳۰	۲۴	۰/۰۷۹+ ۰/۰۰۲	۱۴۳+ ۴/۴	۰/۰۲۵+ ۰/۰۰۰۱	۰/۳+ ۰/۰۰۱	۲
۳۰	۲۴	۰/۰۹۱+ ۰/۰۰۶	۱۴۵+ ۳	۰/۰۲۵+ ۰/۰۰۰۱	۰/۳۵+ ۰/۰۰۲	۳
۳۰	۲۴	۰/۰۹۷+ ۰/۰۰۳	۱۴۱+ ۵/۸	۰/۰۲۵+ ۰/۰۰۰۱	۰/۴۵+ ۰/۰۰۲	۴
۳۰	۲۴	۰/۱۶+ ۰/۰۰۲	۱۲۵+ ۱۱	۰/۰۲۵+ ۰/۰۰۰۰	۰/۵+ ۰/۰۰۱	۵
۳۰	۲۴	۰/۱۴+ ۰/۱۵	۱۳۳+ ۵/۶	۰/۰۲۵+ ۰/۰۰۰۲	۰/۵۵+ ۰/۰۰۱	۶
۳۰	۲۴	۰/۱۵+ ۰/۰۱۵	۱۴۰+ ۳	۰/۰۲۵+ ۰/۰۰۰۰	۰/۲۵+ ۰/۰۰۲	۷
۳۰	۲۴	۰/۱۴+ ۰/۰۱۴	۱۴۱+ ۳	۰/۰۲۵+ ۰/۰۰۰۰	۰/۶+ ۰/۰۰۳	۸

جدول ۳- متوسط مقادیر نسبت COD/N فاضلاب ورودی سرعت نیتریفیکاسیون

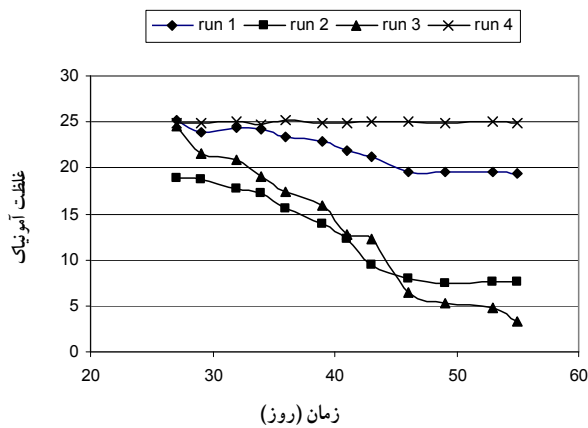
نسبت COD/N فاضلاب ورودی (gCOD gN <sup>-1</sup> )	سرعت نیتریفیکاسیون (gNH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N gVSS <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )	مراحل
۱۰/۰۱ ± ۰/۰۸۳	۰/۰۰۱۵	۱
۱۲/۱۵ ± ۰/۱۱	۰/۰۰۳۲	۲
۱۴/۱۵ ± ۰/۱۶	۰/۰۰۵۱	۳
۱۶/۰۸ ± ۰/۲۳	۰/۰۰۴۷	۴
۱۸/۱۶ ± ۰/۰۱	۰/۰۰۴۱	۵
۲۰ ± ۰/۱۶	۰/۰۰۳۳	۶
۲۲/۱۶ ± ۰/۴۵	۰/۰۰۱۱	۷
۲۴/۰۸ ± ۰/۲۲	۰/۰۰۰۰	۸



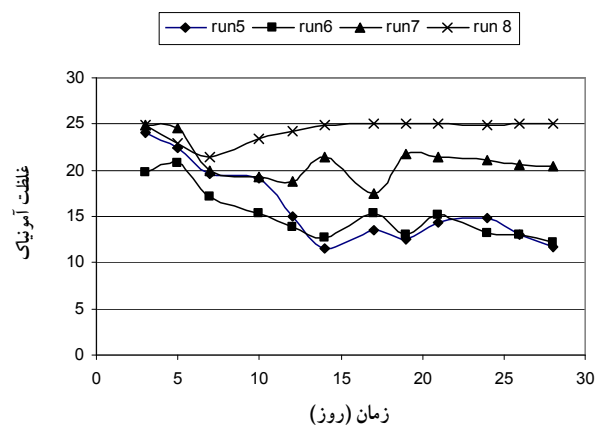
شکل ۳- (ادامه) غلظت آمونیاک در فاضلاب ورودی



شکل ۲- غلظت آمونیاک در فاضلاب ورودی



شکل ۵- (ادامه) غلظت آمونیاک در فاضلاب خروجی



شکل ۴- غلظت آمونیاک در فاضلاب خروجی

آمد. ارتباط بین سرعت نیتریفیکاسیون و نسبت COD/N در مطالعه حاضر را می توان به صورت رابطه (۲) تعریف نمود:

$$r_{\text{nitritation}} = 0.0063 - 0.0002 \text{COD/N} \quad (2)$$

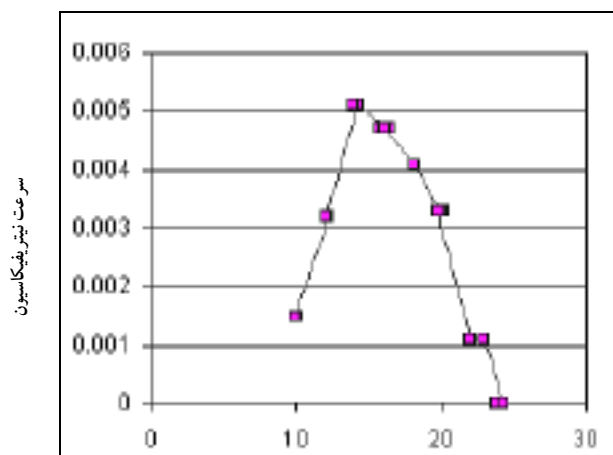
همان طور که در شکل ۶ دیده می شود، بین نسبت COD/N فاضلاب ورودی و سرعت نیتریفیکاسیون یک رابطه غیرخطی وجود دارد. به طوری که از نسبت  $10/01 \pm 0/083$  تا  $14/15 \pm 0/17 \text{gCOD/gN}$  با افزایش نسبت COD/N سرعت نیتریفیکاسیون نیز افزایش می یابد. ولی از مقدار  $14/15 \pm 0/17$  تا  $24/08 \pm 0/22 \text{gCOD/gN}$ ، سرعت نیتریفیکاسیون کاهش می یابد. و در واقع در این محدوده یک رابطه معکوس بین نسبت COD/N و سرعت نیتریفیکاسیون وجود دارد. براساس آنالیزهای آماری در این مطالعه به طور کلی یک رابطه معکوس بین نسبت COD/N و سرعت نیتریفیکاسیون به دست آمد ( $R = -0/539$ ). نتایج مشابه دیگری نیز که مؤید همین نکته است، توسط سایر محققین که بر روی سیستم های تک مرحله ای کار کرده اند، به دست آمده است. به طوری که آنها نیز

۱-۳- تاثیر نسبت COD/N فاضلاب ورودی بر سرعت نیتریفیکاسیون

تأثیر نسبت COD/N بر سرعت نیتریفیکاسیون، از طریق داده های به دست آمده از حذف آمونیاک مورد بررسی قرار گرفت. برای محاسبه سرعت نیتریفیکاسیون از رابطه (۱) استفاده شد.

$$r_{\text{nitritation}} = \frac{Q_{\text{in}} ([\text{NH}_4^+ - \text{N}]_{\text{in}} - [\text{NH}_4^+ - \text{N}]_{\text{out}})}{V_{\text{reactor}} [\text{VSS}]_{\text{reactor}}} \quad (1)$$

شکل ۶، وضعیت سرعت نیتریفیکاسیون در مقابل تغییرات نسبت COD/N را نشان می دهد. همان طور که در شکل مشاهده می شود، ظرفیت نیتریفیکاسیون به طور واضحی تحت تاثیر نسبت بین کربن آلی و آمونیاک در فاضلاب ورودی قرار دارد. در این مطالعه سرعت نیتریفیکاسیون از  $0/0000$  تا  $0/0051 \text{NH}_4^+ \text{gvss.dg}$  متغیر بوده است؛ که به ترتیب این مقادیر برای نسبت های COD/N برابر  $14/15 \pm 0/16 \text{gCOD/gN}$  و  $24/08 \pm 0/22$  به دست



شکل ۶- ارتباط بین سرعت نیتریفیکاسیون و نسبت COD/N در فاضلاب ورودی

فاضلاب را تا حد زیادی در سیستم لجن فعال هوادهی گسترده حذف نمود. به طوری که اگر این نسبت در فاضلاب ورودی را حذف کرد. ولی اگر این نسبت از ۱۴/۱۵ بیشتر شود، سرعت نیتریفیکاسیون کاهش می یابد. این نشان می دهد که کربن آلی در غلظت های بالا، عاملی بازدارنده برای فرآیند نیتریفیکاسیون محسوب می گردد. بنابراین بین غلظت کربن آلی و سرعت نیتریفیکاسیون یک رابطه معکوس وجود دارد. ولی در مقادیری که نسبت COD/N کمتر از  $14/15 \pm 0/16 \text{gCOD/gN}$  باشد، رابطه مثبتی بین غلظت کربن آلی و سرعت نیتریفیکاسیون وجود خواهد داشت. ولی به طور کلی برای این که بهتر بتوان فهمید که غلظت کربن آلی چگونه بر سرعت نیتریفیکاسیون تاثیر می گذارد، بایستی چگونگی تاثیر کربن آلی بر تغییرات طبیعی و مصنوعی نیتروژن را در چرخه آن مورد بررسی قرار داد.

#### ۵- تقدیر و تشکر

از مسئولین محترم دانشکده بهداشت دانشگاه علوم پزشکی اصفهان که امکانات لازم برای انجام این پروژه را فراهم آوردند، کمال تشکر و قدردانی را داریم.

نتیجه گرفته اند که یک رابطه معکوس بین نسبت COD/N فاضلاب ورودی و سرعت نیتریفیکاسیون وجود دارد [۷ و ۱۷]. کاهش سرعت نیتریفیکاسیون در اثر افزودن گلوکز را با چند دلیل می توان توجیه کرد: اولاً؛ گلوکز در فرآیند نیتریفیکاسیون عاملی بازدارنده محسوب می گردد و یا این که باعث تغییر شرایط متابولیسم اتوتروفیکی به شرایط متابولیسم هتروتروفیکی می شود. این فرآیند-تغییر شرایط متابولیسم- تنها در صورتی که انواع باکتری های مختلف وجود داشته باشد ایجاد می شود. چون گلوکز اضافه شده به محیط کشت خالص نیتروزوموناس ها هیچ تاثیری بر سرعت نیتریفیکاسیون ندارد. ثانیاً اضافه کردن گلوکز باعث رشد بیش از حد هتروتروف ها می گردد که این حالت باعث مصرف اکسیژن فاضلاب و ایجاد شرایط بی هوازی می شود که خود مانع فرآیند نیتریفیکاسیون است [۱۸].

#### ۴- نتیجه گیری

به طور کلی نیتریفیکاسیون به شدت تحت تاثیر رقابت بین میکروارگانیسم های هتروتروف و اتوتروف می باشد. این رقابت بستگی به نسبت COD/N فاضلاب ورودی دارد. نتایج به دست آمده از این تحقیق نشان می دهد که اگر نسبت COD/N فاضلاب ورودی را در حد مناسبی تنظیم کنیم، می توان آمونیاک موجود در

#### ۶- مراجع

1. Effler, S.W., Brooks, C.M., Auer, M.T. and Doerr S.M. (1990). "Free Ammonia and Toxicity Criteria in a Polluted Urban Lake." J. Water Pollut Control Fed, (62),771-779.
- 2- Cheng, S.S., Chen, W.C. (1994). "Organic Carbon Supplement Influencing Performance of Biological Nitrification in a Fluidized Bed Reactor." Water Sci Technol, 30(11),131-142.
- 3- Van, E., Arts, P., Wesselink, B.J., Robertson, L.A., Kuenen, J.G. (1993). "Competition Between Heterotrophic and Autotrophic Nitrifiers for Ammonia in Chemostat Cultures ." FEMS Microbial Ecol, (102), 109-118

- 4- Hanaki, K., Wantawin. C., Ohgaki, S. (1990). "Effects of The Activity of Heterotrophs on Nitrification in a Suspended Growth Reactor ." Water Res, (24), 289–296.
- 5- Stensel, H.D., Barnard, J.L. (1992). "Principles of Biological Nutrient Removal In: C.W Randall, J.L. Barnard, and H.D. Stensel, eds., Design and Retrofit of Wastewater Treatment Plants for Biological Nutrient Removal." Technomic Publishing Company, Inc., 25–84.
- 6- McClintock, S.A., Randall, C.W., Pattarkine, V.M. (1993). "Effects of Temperature and Mean Cell Residence Time on Biological Nutrient Removal Processes." Water Environment Research, (65), 108-110.
- 7- Carrera, J., Vicent, T., Lafuente, J. (2004). "Effect of Influent COD/N Ratio on Biological Nitrogen Removal (BNR) from High – Strength Ammonium Industrial Wastewater ." Process Biochemistry.
- 8- Fdz-Polanco, F., Méndez, E., Urueña, M.A., Villaverde, S., Garc'ya, P.A. (2000). "Spatial Distribution of Heterotrophs and Nitrifiers in a Submerged Biofilter for Nitrification." Water Research, (34), 4081-4089.
- 9- Surampalli, R.Y., Scheible, O.K., Banerji, S.K. (1995). "Nitrification in Single-Stage Trickling Filters." Environ Prog, (14), 164–171.
- 10- Gönenç, E., Harremoës, P. (1990). "Nitrification in Rotating Disc Systems. Part II. Criteria for Simultaneous Mineralization and Nitrification." Water Research, (24), 499–505.
- 11- Cadavid, D.L., Zaiat, M., Foresti, E., (1999). "Performance of Horizontal–Flow Anaerobic Immobilized Sludge (HAIS) Reactor Treating Synthetic Substrate Subjected To Decreasing COD To Sulfate Rations." Water Science and Technology, 39, (10-11).
- 12- APHA, (1995). "Standard Methods for The Examination of Water and Wastewater." 19th ed., American Public Health Association, Washington DC, USA.
- 13- WHO, (1987). "GEMS/Water Operational Guide", Prepared under The Joint Sponsorship of The UNEP, WHO, UNESCO, WMO.
- 14- Harremoës, P., Haarbo, A., Winther-Nielsen, M., Thirsing, C. (1998). "Six Years of Pilot Plant Studies for Design of Treatment Plants for Nutrient Removal. " Water Sci Science Technology, 38 (1), 219–226.
- 15- Beccari, M., Di Pinto, A.C., Ramadori, R., Tomei, M.C. (1992). "Effects of Dissolved Oxygen and Diffusion Resistances on Nitrification Kinetics. " Water Research, (26), 1099–1104.
- 16- Shammas, N.K. (1986). "Interactions of Temperature, pH, and Biomass on The Nitrification Process. " Water Pollutant Control Federation, (58), 52–59.
- 17- EPA, (1975). "Process Design Manual for Nitrogen Control. " US EPA Office Tech. Transfer, Washington, DC.
- 18- Krummel, A., Harms, H. (1982). "Effect of Organic Matter on Growth and Cell Yield of Ammonia Oxidizing Bacteria. " Arch. Microbial, 133.