

علوم و تکنولوژی محیط زیست، دوره بیست و یکم، شماره هشت، آبان ماه ۹۸

## بررسی پارامترهای فیزیکیوشیمیایی تأثیرگذار بر فرآیند SND در حذف ترکیبات

### نیتروزنی

سید محمدعلی مسعودی<sup>۱</sup>

[A.masodu2010@stu.um.ac.ir](mailto:A.masodu2010@stu.um.ac.ir)

جواد سرگلزائی<sup>۲</sup>

فاطمه ثابتی دهکردی<sup>۳</sup>

ابوالفضل درودی<sup>۴</sup>

تاریخ پذیرش: ۹۵/۶/۲۱

تاریخ دریافت: ۹۴/۱۲/۲۵

#### چکیده

زمینه و هدف: تصفیه پساب‌های حاوی ترکیبات نیتروزنی، به دلیل مخاطرات محیط زیستی امری ضروری است. طی دهه‌های اخیر، فناوری‌های جدید بیولوژیکی نظیر نیتریفیکاسیون-دنیتریفیکاسیون به طور هم‌زمان (SND)، آناموکس و شارون توسعه یافتند که نسبت به فرآیندهای مرسوم، ارزان‌تر و مؤثرترند. هدف از این تحقیق، بررسی خواص فیزیکیوشیمیایی فرآیند SND است. روش بررسی: در این تحقیق، با گردآوری مقالات دو دهه اخیر، پارامترهای تأثیرگذار بر فرآیند SND نظیر دما، pH، اکسیژن محلول، نسبت کربن به نیتروزن، اندازه فلاک و زمان ماند لجن (SRT) مورد بررسی قرار گرفتند. یافته‌ها: فرآیند SND نیاز به منبع کربنی را کاهش می‌دهد. به منظور تعادل بین نیتریفیکاسیون و دنیتریفیکاسیون، غلظت اکسیژن محلول باید در حد مناسبی کنترل شود. راندمان فرآیند در pH نسبتاً بازی بیش‌تر بود. دمای مطلوب برای رشد باکتری‌های SND، ۳۰-۲۰°C بوده و راندمان فرآیند به طور خطی با SRT متناسب نبود. بحث و نتیجه‌گیری: نتایج این تحقیق نشان داد که فرآیندهای جدید بیولوژیکی نظیر SND در حذف نیتروزن با کاهش نیاز به هوادهی و منابع کربنی امیدبخش توصیف شدند. با کنترل شرایط فیزیکیوشیمیایی فرآیند، می‌توان به راندمان مطلوبی دست یافت.

واژه‌های کلیدی: نیتروزن، دما، اندازه فلاک، نیتریفیکاسیون، دنیتریفیکاسیون.

- ۱- کارشناسی ارشد مهندسی شیمی، دانشکده مهندسی، دانشگاه فردوسی مشهد، مشهد، ایران\* (مسئول مکاتبات).
- ۲- استاد گروه مهندسی شیمی، دانشکده مهندسی، دانشگاه فردوسی مشهد، مشهد، ایران.
- ۳- کارشناسی ارشد مهندسی شیمی، دانشکده مهندسی، دانشگاه فردوسی مشهد، مشهد، ایران.
- ۴- استادیار گروه شیمی، دانشکده ثامن الحجج (ع)، دانشگاه فنی و حرفه‌ای، مشهد، ایران.

## Study of physico-chemical parameters affecting SND process on nitrogenous compounds removal

Seyed Mohammad Ali Masoudi<sup>1\*</sup>

[A.masoudi2010@stu.um.ac.ir](mailto:A.masoudi2010@stu.um.ac.ir)

Javad Sargolzaei<sup>2</sup>

Fatemeh Sabeti Dehkordi<sup>3</sup>

Aboufazel Darroudi<sup>4</sup>

Admission Date: September 11, 2016

Date Received: March 15, 2016

### Abstract

**Background and Objective:** Treating wastewaters containing nitrogenous compounds is an essential issue due to environmental hazards. New biological technologies such as simultaneous nitrification-denitrification (SND), ANAMMOX and SHARON were developed in the last decades. Such techniques are economical and more effective compared to conventional methods. The aim of this work was to investigate physico-chemical properties of SND process.

**Method:** In this study, subsequent to constructing a comprehensive survey on papers published in the last two decades, the impacts of effective parameters such as temperature, pH, dissolved oxygen, organic carbon, floc size and sludge retention time (SRT) on SND process were investigated.

**Findings:** SND process reduces carbon source demand. Dissolved oxygen should be adjusted in a particular range to maintain an equilibrium between the nitrification and denitrification. The process efficiency was higher in the basic pH. The optimum temperature for the growth of SND bacteria were 20-30 °C. There was no linear correlation between efficiency of process and SRT.

**Discussion and Conclusion:** The results of this research approved that new biological processes for nitrogen removal such as SND were promising owing to reducing the need for aeration and carbon source. By controlling the Physico-chemical conditions in process, good efficiencies can be achieved.

**Key words:** Nitrogen, Temperature, Floc Size, Nitrification, Denitrification

---

1- Master of Science, Department of Chemical Engineering, Faculty of Engineering, Ferdowsi University of Mashhad, Mashhad, Iran. \* (Corresponding Author).

2- Professor, Department of Chemical Engineering, Faculty of Engineering, Ferdowsi University of Mashhad, Mashhad, Iran.

3- Master of Science, Department of Chemical Engineering, Faculty of Engineering, Ferdowsi University of Mashhad, Mashhad, Iran.

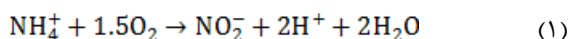
4- Assistant Professor, Department of Chemistry, Samen-Alhojaj Faculty of Mashhad, Technical and Vocational University, Iran.

## مقدمه

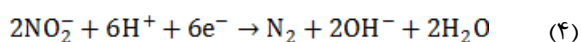
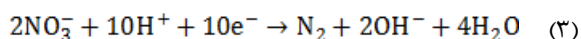
سه فناوری جدید بیولوژیکی حذف نیتروژن و برخی پارامترهای تأثیرگذار بر آنها توصیف می‌شود.

**سیستم‌های مرسوم نیتریفیکاسیون-دنیتریفیکاسیون**

این فناوری، کاربردی‌ترین و پیشرفته‌ترین فناوری حذف نیتروژن در سراسر جهان است. در این فرآیند، نیتروژن آمونیومی طی مرحله اول (نیتریفیکاسیون) از طریق نیتريت به نیترات تبدیل می‌شود.



در مرحله دوم (دنیتریفیکاسیون) که نیترات توسط تعداد زیادی باکتری هتروتروف به نیتروژن ( $\text{N}_2$ ) تبدیل می‌شود، مواد موجود در فاضلاب به عنوان دهندگان الکترون استفاده می‌شوند. این مراحل عبارتند از کاهش نیترات به نیتريت، منوکسید نیتروژن، دی اکسید نیتروژن و نهایتاً نیز به گاز نیتروژن کاهش می‌یابد.



سرعت کلی و گسترش فرآیند دنیتریفیکاسیون عمدتاً به مشخصه‌هایی چون قابلیت تجزیه بیولوژیکی الکترون دهنده‌های مورد استفاده و نسبت نیتروژن به کربن آلی در بیوراکتورها بستگی دارد. به این دلایل، فرآیند دنیتریفیکاسیون می‌تواند به راحتی توسط اضافه کردن منابع کربنی-مانند متانول و اسید استیک-یا منابع کربن موجود در فاضلاب با نسبت کربن به نیتروژن (COD/N) بالا افزایش یابد. با این حال، افزودن این منابع کربنی گران قیمت، هزینه تصفیه پساب را افزایش می‌دهد. به طور کلی، این فناوری مقدار قابل توجهی از منابع را مصرف می‌کنند: ۴/۵۷ کیلوگرم اکسیژن و ۲-۴ کیلوگرم COD برای هر کیلوگرم نیتروژن آمونیومی مورد نیاز است. این بدان معناست که برای نیتریفیکاسیون به هوادهی و برای دنیتریفیکاسیون یک منبع کربن آلی خارجی نیاز است. از آنجا که هر دو مرحله باید در راکتورهای مختلف انجام گیرد منجر به هزینه بالای ساخت، بهره برداری و نگهداری می‌شود (۷).

نیتروژن که از عناصر بسیار مهم تشکیل دهنده پروتئین‌ها است، یکی از ترکیبات موجود در فاضلاب می‌باشد که به صورت آلی و غیرآلی مطرح می‌گردد. مهم‌ترین ترکیبات نیتروژن‌دار که سبب آلودگی آب‌های پذیرنده می‌شوند، ترکیباتی با بارهای مثبت و منفی شامل یون‌های آمونیوم ( $\text{NH}_4^+$ )، نیتريت ( $\text{NO}_2^-$ ) و نیترات ( $\text{NO}_3^-$ ) می‌باشند (۱). آمونیاک آزاد ( $\text{NH}_3$ ) و آمونیاک یونیزه شده ( $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ )، دو شکل از نیتروژن آمونیاکی می‌باشند که در آب وجود دارند و عمدتاً از تجزیه بیولوژیکی مواد آلی حاوی نیتروژن که در پساب‌های صنعتی، فاضلاب شهری و زه‌کشی زمین‌های کشاورزی وجود دارد، ناشی می‌شوند (۲). در میان ترکیبات مختلف نیتروژنی، نیترات پایدارترین حالت نیتروژن در آب و فاضلاب است (۱).

استفاده گسترده از کودهای شیمیایی، آفت‌کش‌ها و حشره‌کش‌ها در مزارع کشاورزی باعث ورود مواد نیتروژن‌دار به آب‌های زیر زمینی می‌شود. همچنین فاضلاب کشاورزی و دامداری‌ها که حاوی فضولات حیوانی و مواد دفعی گیاهی می‌باشند، دارای مواد نیتروژن‌دار هستند که یا آلودگی آب‌های سطحی را به دنبال خواهند داشت و یا از طریق خاک، آلودگی آب‌های زیر-زمینی را سبب می‌شوند. باید بدانیم که خاک قادر به حفظ و نگهداری نیترات و نیتريت نمی‌باشد و بدین طریق این مواد به آب‌های زیر زمینی راه می‌یابند (۳-۴).

دفع کنترل نشده فاضلاب‌های حاوی نیتروژن، می‌تواند آسیب‌های جدی را به محیط وارد کند. یکی از این آسیب‌ها ایجاد پدیده اوتریفیکاسیون<sup>۱</sup> در آب‌های پذیرنده است. همچنین از آنجایی که آمونیاک به سرعت در آب حل می‌شود و سمی مهلك برای آبزیان به شمار می‌آید، می‌تواند یکی از بدترین عوامل آلاینده‌ای باشد که زندگی آبزیان را به مخاطره می‌اندازد (۵). آمونیاک در مقادیر کم باعث تغییرات فیزیولوژیکی و مرفولوژیکی، و در مقادیر بالا باعث تلفات آبزیان می‌شود؛ در انسان سرطان معده و روده را موجب می‌شود (۶). در این مقاله،

### غلظت اکسیژن محلول

با توجه به گرادیان اکسیژن ایجاد شده در میان زیست توده، فرآیند SND داخل بیوفیلم‌های میکروبی و فلاک‌ها رخ می‌دهد. در واقع توزیع نابرابر غلظت اکسیژن در زیست توده، اجازه تکثیر باکتری‌های نیترات‌زا و نیترات‌زدا را فراهم می‌کند و بر اساس مکانیسم فیزیکی، SND ناشی از محدودیت نفوذ و گرادیان اکسیژن است (شکل ۱) (۱۳-۱۲). غلظت بالای اکسیژن محلول سرعت نیتریفیکاسیون را افزایش داده و فرآیند دنیتریفیکاسیون را باز می‌دارد که این سبب تجمع نیتريت و نیترات در راکتور می‌شود. از سوی دیگر، در غلظت‌های پایین-اکسیژن محلول، فرآیند نیتریفیکاسیون کاهش یافته و فرآیند دنیتریفیکاسیون افزایش می‌یابد. بنابراین، میزان اکسیژن محلول یک عامل مهم برای رخداد فرآیند SND می‌باشد؛ که به منظور تعادل بین نیتریفیکاسیون و دنیتریفیکاسیون باید در یک مقدار مناسب حفظ شود (۱۳).

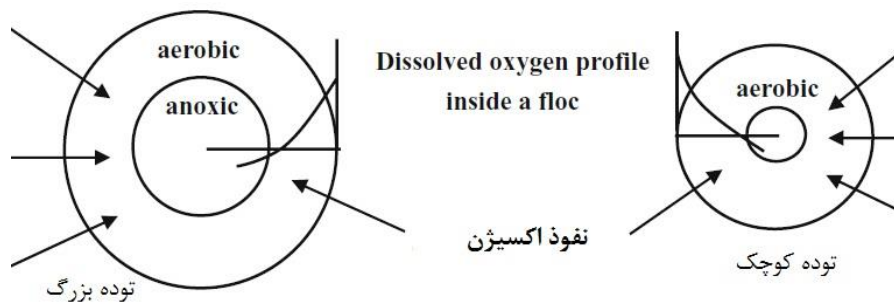
طی دهه‌های اخیر، چندین فرآیند زیستی حذف نیتروژن توسعه یافتند که برای تصفیه فاضلاب‌هایی با غلظت زیاد ترکیبات نیتروژنی، گزینه‌های قابل اجرایی بودند. از جمله این فرآیندها می‌توان به سه فرآیند نیتریفیکاسیون-دنیتریفیکاسیون به طور هم‌زمان<sup>۱</sup>، آناموکس<sup>۲</sup> و شارون<sup>۳</sup> اشاره داشت. این فرآیندها گام مهمی را در پیش‌برد سهم بیوتکنولوژی در تصفیه آلودگی‌های نیتروژنی ارایه دادند.

### فرآیند نوین حذف نیتروژن

#### نیتریفیکاسیون-دنیتریفیکاسیون به طور هم‌زمان

به طور مرسوم، حذف نیتروژن در مراحل مجزا و متوالی بی-هوازی/هوازی رخ می‌دهد. SND به عنوان یک روش مهم شناخته شده است که با کنترل میزان اکسیژن می‌توان دو فرآیند نیتریفیکاسیون و دنیتریفیکاسیون را در یک راکتور انجام داد (۹-۸). در مقایسه با حذف نیتروژن به روش مرسوم، SND چندین مزیت دارد که عبارتند از: (۱) نیاز به دو مخزن جداگانه نیست، لذا نیاز به فضا کاهش می‌یابد (۲). به علت کاهش هوادهی، انرژی کم‌تری مصرف می‌شود (۳). ۲۲ تا ۴۰ درصد منبع کربن و ۳۰ درصد تولید لجن کاهش می‌یابد (۴). به دلیل مصرف قلیابیت طی مرحله نیتریفیکاسیون و تولید آن در مرحله دنیتریفیکاسیون، نیاز به قلیابیت کم‌تر می‌شود (۱۱-۱۰). در ادامه چند پارامتر مهم در انجام بهینه فرآیند SND معرفی می‌شود.

- 1- Simultaneous Nitrification-Denitrification (SND)
- 2- Anaerobic Ammonium Oxidation (Anammox)
- 3-Single Reactor Systems for High Ammonium Removal Over Nitrite (Sharon)



شکل ۱- نمایی از پروفایل غلظت اکسیژن در یک توده زیستی (۱۳)

Figure 1. Schematic of oxygen concentration profile in the bio-sludge (13)

در منطقه هوای راکتور بستر شناور ( $1-1/5 \text{ mg/l}$ ) می‌توان به SND دست یافت، زیرا با مصرف اکسیژن توسط میکروارگانیسم‌ها روی سطح بیرونی و به تعویق افتادن انتقال اکسیژن، محیطی بی‌هوای داخل بیوفیلم شکل می‌گیرد که منجر به رشد باکتری‌های دنیتریفایر می‌شود (۱۹). متوسط غلظت اکسیژن محلول بهینه برای رخداد فرآیند SND در سامانه حوضچه اکسیداسیون  $0/25 \text{ mg/l}$  بود که طی آن راندمان حذف نیتروژن کل، سرعت و راندمان SND به ترتیب  $74/9\%$  درصد،  $5/09 \frac{\text{mg}}{\text{L.h}}$  و  $79\%$  درصد شد (۲۰). با توجه به نتایج می‌توان گفت غلظت اکسیژن محلول پارامتر بسیار مهمی در رخداد فرآیند SND است.

#### دما

یکی از پارامترهای محیطی مهم فرآیند تصفیه زیستی فاضلاب، دما است که نه تنها بر فعالیت متابولیک جمعیت میکروبی اثر می‌گذارد، بلکه اثرات عمیقی روی فاکتورهایی مانند سرعت‌های انتقال گاز و خواص ته‌نشینی لجن بیولوژیک دارد. سرعت واکنش‌های زیستی با بالا رفتن دما افزایش می‌یابد تا این‌که به یک دمای بهینه برسد، بالاتر از دمای بهینه پروتئین‌های آنزیمی تغییر ماهیت داده و سرعت‌ها کاهش می‌یابد (۲۱-۲۲).

Liu و همکاران در تصفیه فاضلاب خانگی نشان دادند وقتی دما به زیر  $11^\circ\text{C}$  کاهش یابد، راندمان نیتریفیکاسیون حتی با وجود اکسیژن محلول کافی برای نیتریفیکاسیون، به طور حساسی کاهش یافته و دماهای نسبتاً بالا (بیش‌تر از  $12^\circ\text{C}$ ) می‌تواند

در فرآیند SND شاید به دلیل اینکه  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  می‌تواند به طور کامل به عنوان پذیرنده الکترون مصرف شود، مصرف اکسیژن به مقدار زیادی کاهش یافته و در نتیجه غلظت کم اکسیژن محلول ( $0/1-1 \text{ mg/l}$ ) برای واکنش SND مناسب است (۱۴-۱۵). وان مانک و همکاران مشاهده کردند که فرآیند SND در غلظت اکسیژن محلول کم‌تر از  $0/5 \text{ mg/l}$  اتفاق می‌افتد (۱۲). اهمیت حفظ غلظت کم اکسیژن محلول توسط Keller و Pochana تأیید شده بود. آن‌ها در تحقیق خود نشان دادند که آمونیوم، نیتريت، نترات و ماده آلی طی ۴ ساعت و تحت شرایط اکسیژن محلول  $0/3-0/8 \text{ mg/l}$  حذف شدند. این نشان می‌دهد که برخی نیتریفایرهای هتروتروف، تحت شرایط اکسیژن کم که بر واکنش SND تأثیر می‌گذارد توانایی نترات‌زدایی را دارند (۱۳).

Liu و همکاران گزارش دادند که وقتی غلظت اکسیژن محلول از  $1 \text{ mg/l}$  بیش‌تر باشد، دنیتریفیکاسیون به طور چشم‌گیری کاهش می‌یابد و بازدارندگی اکسیژن محلول روی دنیتریفیکاسیون در فرآیند دنیتریفیکاسیون ناقص قابل ملاحظه‌تر است (۱۶). راندمان بهینه حذف نیتروژن با استفاده از بیوراکتور غشایی در محدوده  $0/15-0/35 \text{ mg/l}$  بدست آمد (۱۷). Cicek و Paetkau با استفاده از بیوراکتور غشایی و فرآیند SND توانستند به راندمان  $80\%$  درصدی حذف نیتروژن کل دست یابند. همچنین نشان دادند که هوادهی تناوبی با متوسط اکسیژن محلول کم، موجب توسعه فلاک‌های بزرگ‌تر و تسهیل فرآیند SND می‌شود (۱۸). با کنترل اکسیژن محلول

غشایی حاصل شد که در آن بالاترین راندمان حذف COD و نیتروژن کل (به ترتیب ۸۰ و ۷۰ درصد) در محدوده نسبت C/N ۳ و ۵/۲۵ به دست آمد و راندمان این سامانه برای فاضلاب‌های با نسبت C/N بالا چندان مناسب نبود (۲۷).

نسبت نامناسب C/N می‌تواند بر عملکرد باکتری‌های هوازی و بی‌هوازی تأثیرگذار باشد که این منجر به راندمان پایین حذف نیتروژن می‌شود (۲۸). Her و Huang در بررسی خود، تأثیر نوع و مقدار منابع کربنی اضافی یا ناکافی را بر سرعت احیای بیوشیمیایی نیتريت و نیترات و نتیجتاً بر راندمان فرآیند دنیتریفیکاسیون نشان دادند. بیشینه نسبت C/N قابل قبول برای دنیتریفیکاسیون به ساختار شیمیایی، وزن مولکولی و به عبارت دیگر نوع منبع کربنی وابسته است (۲۹). نسبت بهینه C/N برای حذف مواد آلی و ترکیبات نیتروژنی در دماهای مختلف متفاوت است. بنابراین توجه به این نکته ضروری است که نسبت مناسب C/N با توجه به نوع فرآیند و سایر مشخصات فاضلاب انتخاب شود.

### زمان ماند لجن<sup>۳</sup>

در راکتور بیولوژیکی، غلظت زیست توده تابع زمان ماند لجن است و غلظت‌های متفاوت زیست توده از تغییرات زمان ماند لجنی نتیجه می‌شود که برای شرایط انتقال جرم بین اکسیژن محلول، ترکیبات نیتروژنی و کسری از زیست توده مسوول برای نیتریفیکاسیون و دنیتریفیکاسیون مهم است (۱۵). زمان ماند طولانی می‌تواند نیتریفیکاسیون را به عنوان نتیجه‌ای از افزایش و بهبود زیست توده و حفظ و ماند بهتر میکروارگانیسم‌های بارشده آهسته، تقویت کند. در یک بیوراکتور غشایی برای تصفیه فاضلاب شهری، بیش‌ترین حذف نیتروژن کل و حذف نیتروژن توسط SND، با SRT ۴۰ روز، دمای  $16 \pm 1^\circ\text{C}$  و غلظت اکسیژن محلول  $1/5 - 0/5 \text{ mg/l}$  به دست آمد و با کاهش SRT به ۲۰ روز، راندمان کاهش یافت (۳۰). Holakoo و همکاران (۳۰) نشان دادند که با کاهش SRT، اندازه فلاک‌ها کاهش یافته و این موجب محدود شدن دنیتریفیکاسیون می‌شود زیرا کسر حجمی ناحیه بی‌هوازی فلاک‌ها کاهش یافته

رخداد فرآیند SND را بهبود بخشد (۱۶). Sheng-Bing He و همکاران به منظور بررسی اثر برخی پارامترهای زیست محیطی مؤثر بر فرآیند SND در بیوراکتور غشایی، دمای مایع مخلوط<sup>۱</sup> را در  $20 \pm 1^\circ\text{C}$  ثابت نگه داشتند (۲۳). در راکتور ناپیوسته متوالی حذف کامل  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  بدون هیچ تجمع از محصولات جانبی ( $\text{NO}_2^- - \text{N}$ ) با کنترل مناسب منبع کربن تحت دمای  $25 \pm 2^\circ\text{C}$  به دست آمد (۱۴). به طور کلی دمای مناسب برای رخداد فرآیند SND محدوده  $20 - 30^\circ\text{C}$  است (۲۴).

### نسبت کربن به نیتروژن (C/N)

فرآیند SND نسبت به فرآیندهای مرسوم حذف بیولوژیکی نیتروژن، به کربن کم‌تری نیاز دارد. از آن‌جا که نیتریفیکاسیون اتوتروف نسبت به متابولیسم هتروتروف آهسته‌تر است، SND به سوبسترای آلی نیاز دارد تا توان از دست رفته را برای فرآیندهای نیتریفیکاسیون هتروتروف و دنیتریفیکاسیون فراهم آورد (۱۶). Chiu و همکاران مشاهده کردند که بالاترین سرعت نیتریفیکاسیون در نسبت C/N برابر با ۱۹/۷ که منبع کربن بیش از حد بود، دست یافتنی است. نسبت کم C/N کمبود سریع کربن را در پی خواهد داشت و موجب نامتعادل شدن فرآیند می‌شود. همچنین نسبت بهینه C/N برابر با ۱۱/۱ بود که اجازه می‌داد بین سرعت‌های نیتریفیکاسیون و دنیتریفیکاسیون تعادل برقرار شود و در نتیجه حذف بهینه‌ای از نیتروژن و کربن آلی به دست آید (۱۴). ارتباط تنوع جامع میکروبی و جمعیت نیتریفایرها با نسبت C/N، با راندمان SND  $83/3$  درصد در راکتور بیوفیلیمی ذرات معلق<sup>۲</sup> مثبت ارزیابی شد (۲۵).

تأثیر افزایش نسبت C/N بر فرآیندهای نیتریفیکاسیون و دنیتریفیکاسیون در بیوراکتور غشایی در تحقیق Meng و همکاران مشاهده شد. وقتی نسبت COD/N در  $10/04$  کنترل شده بود، فرآیند SND تقریباً کامل رخ داد. با افزایش نسبت COD/N به  $15/11$ ، راندمان حذف نیتروژن به کم‌تر از ۵۰ درصد تنزل یافت (۲۶). نتیجه مشابه‌ای در بیوفیلم هوازی

1- Mixed Liquid

2- Suspended Carrier Biofilm Reactor

3-Sludge Retention Time (SRT)

اندازه بزرگی از فلاک ( $>125 \mu\text{m}$ ) به دلیل محدودیت نفوذ اکسیژن محتمل تر است ولی در توده لجن فعال کوچکتر از  $20 \mu\text{m}$  رخداد SND صریح و شفاف نیست (۳۷). Sadalgekar و همکاران گزارش دادند که ۸۷ درصد فلاک-های لجن فعال کوچکتر از  $75 \mu\text{m}$  هستند (۳۸).

### pH

میکروارگانسیم‌ها به مقادیر pH فاضلاب بسیار حساس و آسیب پذیرند. pH اغلب به عنوان شاخص درجه پیشرفت نیتریفیکاسیون و دنیتریفیکاسیون در نظر گرفته می‌شود. برای به دست آوردن فرآیند SND مطلوب، pH باید در محدوده مناسبی کنترل شود. SND می‌تواند تحت مقدار pH خنثی و با نیازمندی کمتر به قلیابیت انجام شود، زیرا قلیابیت طی نیتریفیکاسیون مصرف و در دنیتریفیکاسیون تولید می‌شود (۱۱).

حذف بهینه نیتروژن کل در محدوده بررسی  $9/7-4/8$ ، در تحقیق Sheng-Bing He و همکاران در بیوراکتور غشایی حدود  $7/2$  به دست آمد و راندمان حذف نیتروژن آمونیاکی و نیتروژن کل به ترتیب حدود ۹۹ و ۹۱ درصد بود. با افزایش pH به  $9/7$ ، راندمان حذف به ترتیب به ۷۵ و ۶۰ درصد کاهش یافت (۲۳). رانگ و همکاران در محدوده pH  $6/5-8/5$  به حذف رضایت بخشی از نیتروژن آمونیاکی و نیتروژن کل دست یافتند و فقط در  $pH > 9$  و  $pH < 6$  در عملکرد راکتور هیبریدی افت پدید آمد (۳۹). مسعودی و همکاران (۴۰) تحت pH  $7/5-7/8$  با بذر باکتری حاصل از شیرابه کود گاوی و با سدیم استات به عنوان منبع کربنی به راندمان بالایی در حذف نیتروژن آمونومی و نیتروژن کل دست یافتند. در تحقیقات مشابه دیگری، با کنترل pH در محدوده ۷-۸، بررسی‌ها بر روی فرآیند SND انجام شد (۱۳ و ۴۲-۴۱).

### نتیجه‌گیری

با توجه به مطالب ارائه شده، فرآیند جدید بیولوژیکی حذف نیتروژن (SND) نسبت به فرآیند مرسوم از مزایای مهمی برخوردار است. فرآیند مرسوم جهت انجام نیتریفیکاسیون کامل به غلظت بالایی از اکسیژن نیاز دارد، در حالی‌که فناوری‌های

است. SRT طولانی یک اقدام معمول برای پایدار نگه داشتن عملکرد تصفیه بیولوژیکی فاضلاب‌ها در دماهای پایین است، زیرا افزایش سن لجن می‌تواند اثرات نامطلوب دماهای پایین (کمتر از ۱۵) را کاهش دهد و فرآیند نیتریفیکاسیون را پایا سازد (۳۱). زمان ماند طولانی تحت شرایط دمایی بالا فروپاشی فلاک را تسریع می‌بخشد. بنابراین طولانی کردن SRT در یک محدوده مناسب می‌تواند اثرات دمای پایین را تقلیل دهد. تغییر در خواص مایع مخلوط مانند ویسکوزیته، مقدار و ترکیبات میکروبی تولید شده و خواص سلول می‌تواند منجر به کاهش توانایی بیولوژیکی در SRT طولانی گردد (۳۲).

Kargi و Uygur (۳۳) مشاهده کردند که با افزایش SRT از ۱۵ به ۲۵ روز، راندمان حذف  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  در راکتور ناپیوسته متوالی از ۸۳٪ به ۶۸٪ کاهش یافت، زیرا با افزایش غلظت توده لجن در زمان ماند لجن بالا، جمعیت سلول‌های پیر مسوول نیتریفیکاسیون و دنیتریفیکاسیون نسبت به سلول‌های جوان بیش‌تر بوده که از توانایی کمتری در عملکرد سامانه برخوردار بودند. Chiu و همکاران (۱۴) با زمان ماند لجن ۲۰ روز و نسبت کربن به نیتروژن برابر با ۱۱/۱ در راکتور ناپیوسته متوالی بر پایه فرآیند SND به حذف کاملی از مواد آلی و نیتروژن آمونومی دست یافتند.

برخی از پارامترهای فرآیند مانند وضعیت رشد میکروارگانسیم‌ها، کیفیت پساب خروجی، اکسیژن مورد نیاز و مقدار اتلاف لجن به وسیله SRT کنترل می‌شود (۳۴) با این حال، راندمان تصفیه به طور خطی با SRT متناسب نیست، زیرا شرایط زندگی میکروارگانسیم‌ها و تجمع میکروارگانسیم‌های مرده/غیرفعال در وضعیت کمبود سوستر تغییر می‌کند (۳۵).

### اندازه فلاک

برای بررسی تفسیر فیزیکی SND می‌توان اثر اندازه فلاک را بر راندمان SND مورد بررسی قرار داد. فلاک بزرگ‌تر می‌تواند منطقه بی‌هوازی بزرگ‌تری را داخل فلاک به وجود آورد که منجر به دنیتریفیکاسیون در این ناحیه می‌شود. برخی تحقیقات رخداد SND را به اندازه فلاک لجن فعال که به طور نرمال  $100-80 \mu\text{m}$  است، نسبت دادند (۱۳ و ۳۶). رخداد SND در

فرآیندهای حذف نیتروژن می‌توان به راندمان بالایی در حذف ترکیبات نیتروژنی از فاضلاب دست یافت. مقایسه‌ای از فرآیندهای حذف نیتروژن در جدول ۱ آورده شده است.

جدید در شرایط بی‌هوازی یا اکسیژن محدود انجام پذیرند. لذا مصرف انرژی کاهش یافته و اقتصادی‌ترند. در فناوری‌های جدید نیاز به منابع کربنی به طور قابل ملاحظه‌ای کاهش یافته و میزان لجن تولیدی هم به دلیل سرعت رشد سلولی پایین، کم-تر است. با شناسایی و بهینه‌سازی پارامترهای تأثیرگذار بر

#### جدول ۱- مقایسه انواع روش‌های حذف ترکیبات نیتروژنی (۲۴)

Table 1. A comparison of diverse methods of nitrogenous compounds removal (24)

شارون	آناموکس	SND	مرسوم	سیستم
۱	۱	۱	۲	تعداد راکتور
هوازی	بی‌هوازی	هوازی	هوازی، بی‌هوازی	شرایط عملیاتی
فاضلاب	فاضلاب + نیتريت	فاضلاب	فاضلاب	خوراک
خیر	خیر	خیر	بله	نیازمند به COD
نیتريت، نیتروژن	نیتريت، نیتروژن	نیتروژن	نیتريت، نیتريت، نیتروژن	مواد خروجی
کم	بدون نیاز	کم	زیاد	نیازمندی به اکسیژن
کم	کم	کم	زیاد	تولید لجن
اکسیدکننده‌های هوازی آمونیوم	پلانکتومیست‌ها	نیتریفایرهای هتروتروف + دنیتریفایر هوازی	نیتریفایرها + انواع هتروتروف‌ها	باکتری
بالای ۲۵	۳۰-۴۰	۲۰-۳۰	۱۲-۳۵	دمای بهینه (°C)

California. Environmental Science & Technology, Vol. 32, pp. 32-39.

5. Effler, S. W., Brooks, C. M., Auer M. T., Doerr S.M., 1990. Free Ammonia and Toxicity Criteria in a Polluted Urban Lake. Journal of waterPollution, Vol. 62, pp. 771-779.
6. Campbell, W.H., 1999. Nitrate reductase structure, function and regulation: bridging the gap between biochemistry and Physiology. Annual Review of Plant Physiologyand Plant Molecular Biology, Vol. 50, pp. 277-303.
7. Paredes, D., Kuschik, P., Mbwette, T. S. A., Stange, F., Muller, R. A., Koser, H., 2007. New Aspects of Microbial NitrogenTransformations in the Context of WastewaterTreatment – A Review. Engineering in Life Sciences, Vol. 7, pp. 13-25.

#### Reference

1. Ghafari Sh., Hasan M., Aroua M. K., 2008. Bio-electrochemical removal of nitrate from water and wastewater: A review. Bioresource Technology, Vol. 99, pp. 3965-3974.
2. Kirk, D. W., Sharifian, H., Foulkes, F. R., 1985. Anodic oxidation of aniline for wastewater treatment. Journal of Applied Electrochemistry, Vol. 15, pp. 285-292.
3. Chang, H.Q., Yang, X.E., Fang, Y.Y., Pu P.M., Li Z.K., Rengel, Z., 2006. In-situ nitrogen removal from the eutrophic water by microbial-plant intergrated system. Journal of Zhejiang University Science B, Vol. 7, pp. 521-531.
4. Williams, A. E, Lund, L. J., Johnson, J. A., Kabala, Z., J., 1998. Natural and anthropogenic nitrate contamination of groundwater in a rural community.



- age on simultaneous nitrification and denitrification in membrane bioreactor. *Bioresource Technology*, Vol. 102, pp. 6665–6672.
16. Liu, Y., Shi, H., Xia, L., Shi, H., Shen, T., Wang, Z., Wang, G., Wang, Y., 2010. Study of operational conditions of simultaneous nitrification and denitrification in a Carrousel oxidation ditch for domestic wastewater treatment. *BioresourceTechnology*, Vol. 101, pp. 901–906.
  17. Murat Hocaoglu, S., Insel, G., Ubay Cokgor, E., Orhon, D., 2011. Effect of low dissolved oxygen on simultaneous nitrification and denitrification in a membrane bioreactor treating black water. *Bioresource Technology*, Vol. 102, pp. 4333–4340.
  18. Paetkau, M., Cicek, N., 2011. Comparison of nitrogen removal and sludge characteristics between a conventional and a simultaneous nitrification–denitrification membrane bioreactor. *Desalination*, Vol. 283, pp. 165–168.
  19. Bing Wang, Wei Wang, Hongjun Han, Hongbo Hu, Haifeng Zhuang, 2012. Nitrogen removal and simultaneous nitrification and denitrification in a fluidized bed step-feed process. *Journal of Environmental Sciences*, Vol. 24, pp. 303–308.
  20. Zhou, X., Han, Y., Guo, X., 2015. Identification and evaluation of SND in a full-scale multi-channel oxidation ditch system under different aeration modes. *Chemical Engineering Journal*, Vol. 259, pp. 715–723.
  21. Metcalf & Eddy Inc., 2003. *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. fourth edition. McGraw-Hill, New York.
  8. Daniel, L.M.C., Pozzi, E., Foresti, E., Chinalia, F. A., 2009. Removal of ammonium via simultaneous nitrification–denitrification nitrite-shortcut in a single packed-bed batch reactor. *Bioresource Technology*, Vol. 100, pp. 1100–1107.
  9. Walters, E., Hille, A., Ochmann, C., Horn, H., 2009. Simultaneous nitrification/denitrification in a biofilm airlift suspension (BAS) reactor with biodegradable carrier material. *Water Research*, Vol. 43, pp. 4461–4468.
  10. Rasouli konari, H., Sarrafzadeh, M., Mehrnia, M., Salehi, Z., 2008. Comparison on the novel biological methods for nitrogen removal from wastewater (In Persian).
  11. Ohandja, D.G., Li, J.F., Ji, J., He, Y.L., Li, Y.Z., Zhou, T., 2008. Simultaneous nitrification–denitrification achieved by an innovative internal-loop airlift MBR: comparative study. *Bioresource Technology*, Vol. 99, pp. 5867–5872.
  12. Von-Munch, E., Lant, P., Keller, J., 1996. Simultaneous nitrification and denitrification in bench-scale sequencing batchreactors. *Water Research*, Vol. 30, pp. 277–284.
  13. Pochana, K., Keller, J., 1999. Study of factors affecting simultaneous nitrification and denitrification (SND). *Water Science and Technology*, Vol. 39, pp. 61–68.
  14. Chiu, Y.C., Lee, L.L., Chang, C.N., Chao, A.C., 2007. Control of carbon and ammonium ratio for simultaneous nitrification and denitrification in a sequencing batch bioreactor. *International Biodeterioration & Biodegradation*, Vol. 59, pp. 1–7.
  15. Hocaoglu, S.M., Insel, G., Cokgor, E.U., Orhon, D., 2011. Effect of sludge

28. Xiaojing Zhang, Hongzhong Zhang, Changming Ye, Mingbao Wei, Jingjing Du, 2015. Effect of COD/N ratio on nitrogen removal and microbial communities of CANON process in membrane bioreactors. *Bioresource Technology*, Vol. 189, pp. 302–308.
29. Her J-J, Huang J-H., 1995. Influences of carbon source and C/N ratio on nitrate/nitrite denitrification and carbon breakthrough. *Bioresource Technology*, Vol. 54, pp. 45–51.
30. Holakoo, L., Nakhla, G., Bassi, A.S., Yanful, E.K., 2007. Long term performance of MBR for biological nitrogen removal from synthetic municipal wastewater. *Chemosphere*, Vol. 66, pp. 849–857.
31. Komorowska-Kaufman, M., Majcherek, H., Klaczynski, E., 2006. Factors affecting the biological nitrogen removal from wastewater. *Process Biochemical*, Vol. 41, pp. 1015–1021.
32. Masse, A., Sperandio, M., Cabassud, C., 2006. Comparison of sludge characteristics and performance of a submerged membrane bioreactor and an activated sludge process at high solids retention time. *Water Research*, Vol. 40, pp. 2405–2415.
33. Kargi, F., Uygur, A., 2002. Nutrient removal performance of a sequencing batch reactor as a function of the sludge age. *Enzyme and Microbial Technology*, Vol. 31, pp. 842–847.
34. Kapadan, L.K., Ozturk, R., 2005. Effect of operating parameters on color and COD removal performance of SBR: sludge age and initial dyestuff concentration. *Journal of Hazardous Material*, Vol. 123, pp. 217–222.
22. Karkman, A., Mattila, K., Tamminen, M., Virta, M., 2011. Cold temperature decreases bacterial species richness in nitrogen-removing bioreactors treating inorganic mine waters. *Biotechnology Bioengineering*, Vol. 108, pp. 2876–2883.
23. Sheng-bing He, Gang Xue, Bao-zhen Wang, 2009. Factors affecting simultaneous nitrification and denitrification (SND) and its kinetics model in membrane bioreactor. *Journal of Hazardous Materials*, Vol. 168, pp. 704–710.
24. Guibing Zhu, Yongzhen Peng, Baikun Li, Jianhua Guo, Qing Yang, Shuying Wang, 2008. Biological Removal of Nitrogen from Wastewater. *Reviews of Environmental Contamination Toxicology*, Vol. 192, pp. 159–195.
25. Xia, S., Li, J., Wang, R., 2008. Nitrogen removal performance and microbial community structure dynamics response to carbon nitrogen ratio in a compact suspended carrier biofilm reactor. *Ecological Engineering*, Vol. 32, pp. 256–262.
26. Meng Q., Yang F., Liu L., Meng F., 2008. Effects of COD/N ratio and DO concentration on simultaneous nitrification and denitrification in an airlift internal circulation membrane bioreactor. *Journal of Environmental Science*, Vol. 20, pp. 933–939.
27. Shinya Matsumoto, Akihiko Terada, Satoshi Tsuneda, 2007. Modeling of membrane-aerated biofilm: Effects of C/N ratio, biofilm thickness and surface loading of oxygen on feasibility of simultaneous nitrification and denitrification. *Biochemical Engineering Journal*, Vol. 37, pp. 98–107.

40. Masoudi, S., Sargolzaei, J., Darroudi, A., 2015. Treatment of the wastewater containing ammonia nitrogen and carbon sources using simultaneous nitrification-denitrification (SND). The Conference on Environmental Science, Engineering and Technologies. Tehran, Iran (In Persian).
41. Lijuan Feng, Guangfeng Yang, Qi Yang, Liang Zhu, Xiangyang Xu, Feng Gao, 2015. Enhanced simultaneous nitrification and denitrification via addition of biodegradable carrier *Phragmites communis* in biofilm pretreatment reactor treating polluted source water. *Ecological Engineering*, Vol. 84, pp. 346–353.
42. Lingxiao Gong, Li Jun, Qing Yang, Shuying Wang, Bin Ma, Yongzhen Peng, 2012. Biomass characteristics and simultaneous nitrification–denitrification under long sludge retention time in an integrated reactor treating rural domestic sewage. *Bioresource Technology*, Vol. 119, pp. 277–284.
35. Han, S. S., Bae, T. H., Jang, G. G., Tak, T. M., 2005. Influence of sludge retention time on membrane fouling and bioactivities in membrane bioreactor system. *Process Biochemical*, Vol. 40, pp. 2393–2400.
36. Li, D. H., Ganczarczyk, J. J., 1990. Structure of activated sludge flocs. *Biotechnology Bioengineering*, Vol. 11, pp. 127–138.
37. Wilen B. M., Balmer P., 1999. The effect of dissolved oxygen concentration on the structure, size and size distribution of activated sludge flocs. *Water Research*, Vol. 33, pp. 391–400.
38. Sadalgekar V. V., Mahajan B. A., Shaligram A. M., 1988. Evaluation of sludge settleability by floc characteristics. *Journal of Water Pollution Control Federation*, Vol. 60, pp. 1862-1863.
39. Rong, Q. I., Kun, Y., Zhao-xiang, Y. U., 2007. Treatment of coke plant wastewater by SND fixed biofilm hybrid system. *Journal of Environmental Sciences*, Vol. 19, pp. 153-159.