

تأثیر پارامترهای مهم بر فرآیندهای آناموکس و شارون در تصفیه پساب نیتروژنی

سید محمد علی مسعودی، جواد سرگلزایی و سید اردوان حسینی

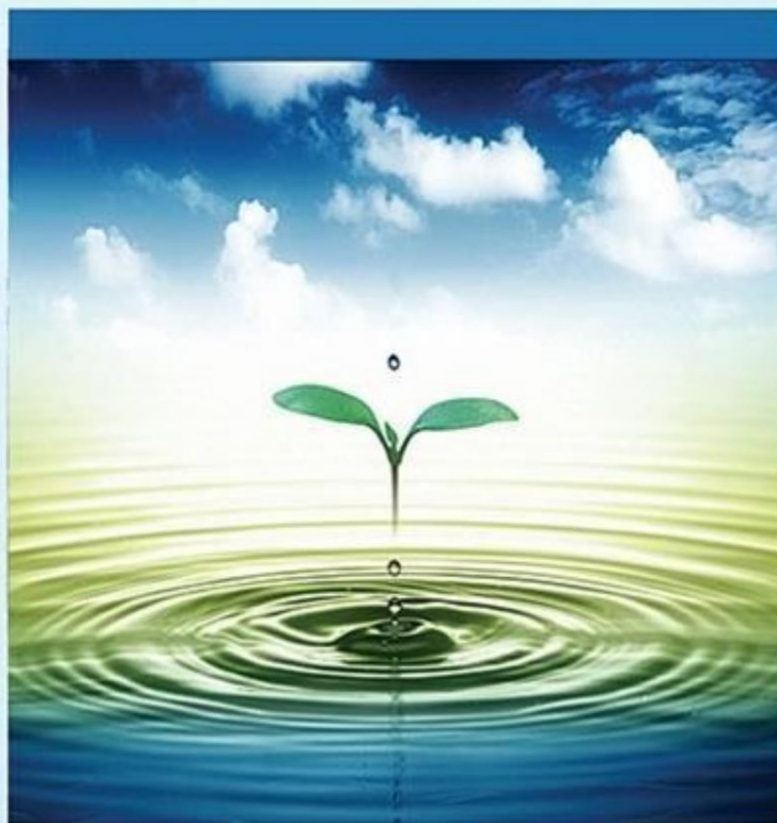
دوره ۴، شماره ۲، تابستان ۱۳۹۷، صفحات ۱۷۷-۱۵۸

Vol. 4(2), Summer 2018, 158 – 177

DOI: 10.22034/jewe.2018.105077.1199

Impact of Key Factors on ANNAMOX and SHARON Processes in Nitrogenous Wastewater Treatment

Masoudi S. M. A., Sargolzaei J. and Hosseini S.A.



www.jewe.ir

OPEN ACCESS

ارجاع به این مقاله: مسعودی س. م. ع.، سرگلزایی ج. و حسینی س. ا. (۱۳۹۷). تأثیر پارامترهای مهم بر فرآیندهای آناموکس و شارون در تصفیه پساب نیتروژنی. محیط زیست و مهندسی آب، دوره ۴، شماره ۲، صفحات: ۱۷۷ – ۱۵۸.

Citing this paper: Masoudi S. M. A., Sargolzaei J., and Hosseini S A. (2018). Impact of key factors on ANNAMOX and SHARON processes in nitrogenous effluent treatment. J. Environ. Water Eng., 4(2), 158 – 177. DOI: 10.22034/jewe.2018.105077.1199

تأثیر پارامترهای مهم بر فرآیندهای آناموکس و شارون در تصفیه پساب نیتروژنی

سید محمدعلی مسعودی^{۱*}، جواد سرگلزایی^۲ و سید اردوان حسینی^۳

^۱ کارشناسی ارشد، گروه مهندسی شیمی، دانشکده مهندسی، دانشگاه فردوسی، مشهد، ایران

^۲ استاد، گروه مهندسی شیمی، دانشکده مهندسی، دانشگاه فردوسی، مشهد، ایران

^۳ کارشناسی، گروه مهندسی شیمی، دانشکده مهندسی شیمی- نفت و گاز، دانشگاه شیراز، شیراز، ایران

* نویسنده مسئول: a.masoudi2010@stu.um.ac.ir

مقاله مروری

تاریخ دریافت: [۱۳۹۶/۰۸/۲۲]

تاریخ بازنگری: [۱۳۹۶/۱۲/۱۶]

تاریخ پذیرش: [۱۳۹۷/۰۶/۱۸]

چکیده

به دلیل مخاطرات زیست محیطی، تصفیه پساب‌های نیتروژنی امری ضروری و مهم می‌باشد. طی دهه‌های اخیر، فناوری‌های جدید بیولوژیکی نظیر آناموکس و شارون توسعه یافتند که نسبت به فرآیندهای مرسوم، ارزان‌تر و مؤثرترند. در این تحقیق، تعدادی از پارامترهای زیست‌محیطی تأثیرگذار بر این فرآیندها نظیر دما، pH، اکسیژن محلول، کربن آلی، غلظت نمک، غلظت نیتريت و زمان ماند لجن (SRT) مورد بررسی قرار گرفتند. نتایج تحقیقات نشان داد که فرآیند شارون نیاز به منبع کربنی را کاهش می‌دهد؛ درحالی‌که فرآیند آناموکس بدون نیاز به منبع کربنی، تحت شرایط بی‌هوازی انجام می‌شود. مقدار بهینه pH برای فرآیند آناموکس ۶/۸-۷/۳ گزارش شده بود. غلظت نیتريت و نمک پارامترهای کنترلی مهمی در جلوگیری از فعالیت باکتری‌های آناموکس هستند. دمای مطلوب برای رشد باکتری‌های آناموکس ۳۰-۴۰ °C و برای فرآیند شارون بیشتر از ۲۵ °C می‌باشد. راندمان فرآیندها به صورت خطی با SRT متناسب نبودند. به طور کلی، فرآیندهای جدید بیولوژیکی حذف نیتروژن با کاهش نیاز به هوادهی و منابع کربنی امیدبخش توصیف شدند و جایگزین مناسبی برای فرآیندهای مرسوم می‌باشند.

واژگان کلیدی: تصفیه پساب؛ بی‌هوازی؛ شارون؛ آناموکس.

۱- مقدمه

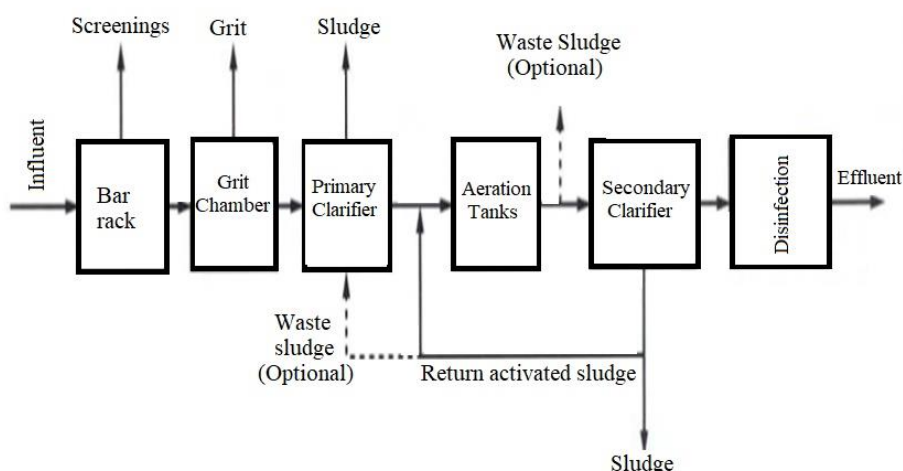
چندان مناسب نیستند. روش‌های معمول حذف نیتروژن به دو گروه فیزیکی-شیمیایی و بیولوژیکی تقسیم می‌شوند. تنها تعدادی از روش‌های فیزیکی-شیمیایی شامل اسمز معکوس، جابجایی یونی، الکترودیالیز و جذب با کربن فعال جهت حذف ترکیبات نیتروژن‌دار کاربرد دارند، که در همه این روش‌ها آلودگی تنها از محیط موردنظر جدا شده و حذف کامل آلودگی به مواد غیر مضر، نیاز به مراحل بیشتری دارد. حذف بیولوژیکی به چند صورت رشد میکروارگانیسم‌ها به صورت چسبیده به مواد جامد (آکنه)، رشد معلق میکروارگانیسم‌ها در محیط بدون آکنه و یا ترکیبی از این دو روش رشد، می‌تواند انجام شود. در روش بیولوژیکی به دلیل عدم تولید محصول جانبی، تصفیه دیگری بعد از آن لازم نبوده لذا هزینه عملیاتی کاهش می‌یابد و به دلیل سازگاری این روش با محیط زیست، نسبت به روش‌های دیگر ارجحیت دارد (Mook et al. 2012). از جمله اهداف کلی تصفیه بیولوژیکی فاضلاب شهری می‌توان به تبدیل مواد قابل تجزیه بیولوژیکی کلوییدی و محلول به محصولات نهایی قابل پذیرش، تبدیل یا حذف مواد مغذی مانند فسفر و نیتروژن و به دام انداختن و ترکیب مواد جامد کلوییدی و معلق غیرقابل ته‌نشینی به فلاک‌های بیولوژیکی یا بیوفیلم اشاره کرد. در فاضلاب‌های صنعتی هدف، حذف یا کاهش ترکیبات آلی و غیرآلی است. به دلیل اینکه تعدادی از ترکیبات مواد موجود در فاضلاب‌های صنعتی برای میکروارگانیسم‌ها سمی است، ممکن است پیش تصفیه قبل از تخلیه به سیستم جمع‌آوری فاضلاب شهری لازم باشد (Metcalf and Eddy 2003). شکل (۱) دیاگرام متداول جریان برای فرآیند بیولوژیکی لجن فعال مورد استفاده در تصفیه فاضلاب را نشان می‌دهد. در این مقاله، دو فناوری جدید بیولوژیکی به صورت رشد معلق میکروارگانیسم‌ها در حذف نیتروژن شامل فرآیندهای آناموکس^۲ و شارون^۳ و پارامترهای تأثیرگذار بر آن‌ها بررسی می‌شود.

مهم‌ترین ترکیبات نیتروژن‌دار که سبب آلودگی آب‌های پذیرنده می‌شوند، ترکیباتی با بارهای مثبت و منفی شامل یون‌های آمونیوم (NH_4^+)، نیتريت (NO_2^-) و نیترات (NO_3^-) می‌باشند (Ghafari et al. 2008). آمونیاک آزاد (NH_3) و آمونیاک یونیزه شده ($\text{NH}_4^+ - \text{N}$)، دو شکل از نیتروژن آمونیاکی حاصل از تجزیه بیولوژیکی مواد آلی حاوی نیتروژن در پساب‌ها می‌باشند (Muhammad and Satoshi 2015). استفاده گسترده از کودهای شیمیایی، آفت‌کش‌ها و حشره‌کش‌ها در مزارع کشاورزی باعث ورود مواد نیتروژن‌دار به آب‌های زیرزمینی 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 زیرزمینی را سبب می‌شوند. باید بدانیم که خاک قادر به حفظ و نگهداری نیترات و نیتريت نمی‌باشد و بدین طریق این مواد به آب‌های زیرزمینی راه می‌یابند (Chang et al. 2006). دفع کنترل نشده فاضلاب‌های حاوی نیتروژن، می‌تواند آسیب‌های جدی نظیر ایجاد پدیده اوتریفیکاسیون^۱ در آب‌های پذیرنده را به وجود آورد. همچنین از آنجایی که آمونیاک به سرعت در آب حل می‌شود و سمی مهلک برای آبزیان به شمار می‌آید، می‌تواند یکی از بدترین عوامل آلاینده‌ای باشد که زندگی آبزیان را به مخاطره می‌اندازد. 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 (Mook et al. 2012; Diana et al. 2011). انعقاد، لخته‌سازی و ته‌نشینی، فیلتراسیون، کلرزنی و استفاده از اوزون از جمله روش‌های معمول برای تصفیه پساب می‌باشند ولی این روش‌ها برای حذف ترکیبات نیتروژنی

^۲ Single reactor systems for high ammonium removal over nitrite (SHARON)

^۱ Eutrophication

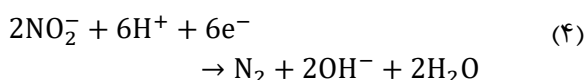
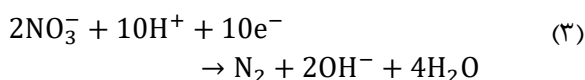
^۲ Anaerobic ammonium oxidation (Anammox)



شکل ۱- دیاگرام فرآیند بیولوژیکی لجن فعال در تصفیه فاضلاب (Metcalf and Eddy, 2003)

Fig. 1 Flowdiagram of activated sludge biological process in waetwater treatment

برای بیشتر آن‌ها تقریباً ۱۵ تا ۳۰ دقیقه است (Paredes et al. 2007).

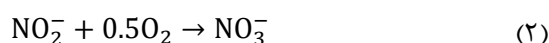
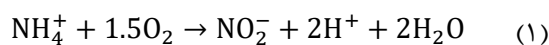


سرعت کلی و گسترش فرآیند شوره‌زدایی عمدتاً به مشخصه‌هایی چون قابلیت تجزیه بیولوژیکی الکترون دهنده‌های مورد استفاده و نسبت نیتروژن به کربن آلی در بیوراکتورها بستگی دارد. به این دلایل، فرآیند شوره‌زدایی می‌تواند به راحتی توسط اضافه کردن منابع کربنی-مانند متانول و اسید استیک-یا منابع کربن موجود در فاضلاب 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 می‌کند: ۴/۵۷ کیلوگرم اکسیژن و ۲-۴ کیلوگرم COD برای هر کیلوگرم نیتروژن آمونیومی مورد نیاز است. این بدان معناست که برای شوره‌سازی به هوادهی و برای شوره‌زدایی یک منبع کربن آلی خارجی نیاز است. از آنجاکه هر دو مرحله باید در راکتورهای مختلف انجام گیرد منجر، به هزینه بالای ساخت، بهره‌برداری و نگهداری

۲- سیستم‌های مرسوم شوره‌سازی -

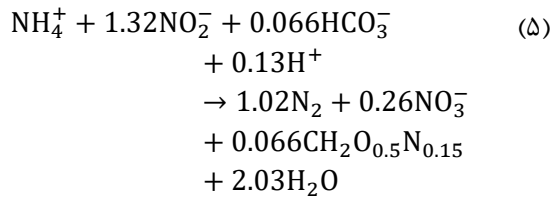
شوره‌زدایی

فرآیند بیولوژیکی مرسوم مورد استفاده در تصفیه پساب به منظور دستیابی به حذف نیتروژن شامل مراحل جداگانه هوازی و بی‌هوازی می‌باشند. در این فرآیند، نیتروژن آمونیومی طی مرحله اول (شوره‌سازی) از طریق نیتريت به نیترات تبدیل می‌شود (معادله‌های ۱ و ۲). متداول‌ترین جنس باکتری شناخته شده که مرحله اول را انجام می‌دهد نیتروزوموناس و نیتروباکتر می‌باشد (Paredes et al. 2007; Achlesh et al. 2012).



در مرحله دوم (شوره‌زدایی) که نیترات توسط تعداد زیادی باکتری هتروتروف به نیتروژن (N_2) تبدیل می‌شود، مواد موجود در فاضلاب به عنوان دهنده‌گان الکترون استفاده می‌شوند. این مراحل عبارت‌اند از کاهش نیترات به نیتريت، منوکسید نیتروژن، دی اکسید نیتروژن و نهایتاً نیز به گاز نیتروژن کاهش می‌یابد (معادله‌های ۳ و ۴). باکتری‌های عامل شوره‌زدایی سریعاً تکثیر می‌شوند. زمان تولید نسل

کل و کاهش اندازه بیوراکتور مورد نیاز از جمله مزایای بالقوه این روش هستند (Gao and Tao 2011).



زیست توده آناموکس معمولاً به رنگ قهوه‌ای مایل به قرمز است که به احتمال زیاد به محتویات بالای سیتوکروم^۲ مرتبط است. انواع مختلفی از راکتورها شامل راکتور ناپیوسته متوالی Wang et al. (2011)، بیوراکتور غشایی شکل (۲) Wang et al. (2009)، راکتور مخزنی همزن دار جریان پیوسته Bagchi et al. (2010) و راکتور بی‌هوازی گرانولی جریان بالارو Ni et al. (2008) برای فرآیند آناموکس راه‌اندازی شدند و همگی معایب و مزایایی داشتند.

۳-۱-۱-۳ دما

دما یکی از پارامترهای مهم برای رشد میکروبی است، در نتیجه برای تصفیه بیولوژیکی واحدهای تصفیه فاضلاب اهمیت دارد. به‌طور کلی فرآیند آناموکس در دمای ۶ °C تا ۴۳ °C رخ می‌دهد؛ هرچند سرعت واکنش در دمای کمتر از ۱۵ °C یا بیشتر از ۴۰ °C افت چشمگیری دارد (Zhu et al. 2008). با وجود چنین محدودیت‌هایی، Ma et al. (2013). تحت دمای ۱۶ °C در یک راکتور آناموکس به‌سرعت حذف بالایی از نیتروژن ((۲/۲۸ Kg N/(m³ d)) دست یافتند. در بررسی تأثیر دما بر فعالیت آناموکس طی یک دوره کوتاه مدت توسط Dosta et al. (2008)، بیشترین فعالیت زیست توده آناموکس تطابق نیافته در محدوده ۳۵ تا ۴۰ °C یافت شد و به دلیل از بین رفتن زیست توده در دمای ۴۵ °C فعالیت آناموکس به‌طور برگشت‌ناپذیر کاهش یافته- بود. با کاهش دما (۳۱/۲-۲/۵ °C) و افزایش آن، عملکرد راکتور آناموکس در حذف نیتروژن ابتدا به‌طور قابل توجهی کاهش و سپس به آرامی بهبود یافت (Guo et al. 2015).

می‌شود (Paredes et al. 2007; Metcalf and Eddy 2003). طی دهه‌های اخیر، چندین فرآیند زیستی حذف نیتروژن توسعه یافتند که برای تصفیه فاضلاب‌های مملو از ترکیبات نیتروژنی، گزینه‌های قابل اجرایی بودند. از جمله این فرآیندها می‌توان به آناموکس و شارون اشاره داشت. این فرآیندها گام مهمی را در پیشبرد سهم بیوتکنولوژی در تصفیه آلودگی‌های نیتروژنی ارائه دادند. فرآیندهای بیولوژیکی جهت حذف مواد آلی و مغذی، هزینه کمتری را نسبت به روش‌های فیزیکی-شیمیایی در بر دارند.

۳- فرآیندهای نوین حذف نیتروژن

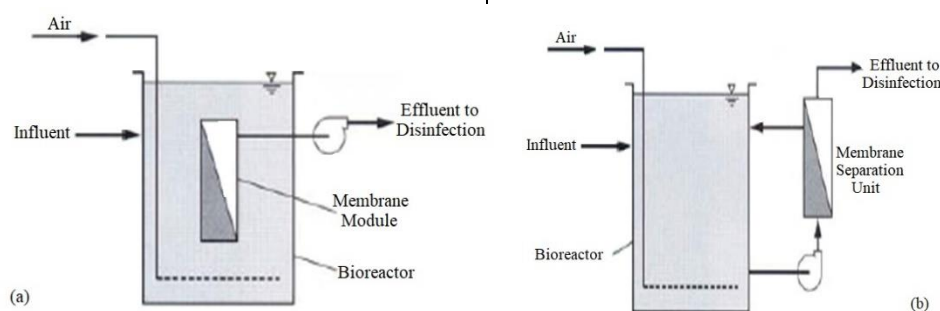
۳-۱- فرآیند آناموکس

از زمان کشف اکسیداسیون بی‌هوازی آمونیوم (آناموکس) در یک راکتور بستر سیالی نیترات زدا در اوایل سال ۱۹۹۰ میلادی در هلند، فناوری‌های مرتبط با آناموکس به‌سرعت توسعه یافتند و به یک فرآیند زیستی امیدبخش جهت تصفیه پساب نیتروژنی معرفی شدند (Terada et al. 2011). این فرآیند نسبت به فناوری مرسوم شوره‌سازی- شوره‌زدایی، سرعت حذف نیتروژن بیشتری داشته و هزینه عملیاتی آن کمتر و به فضای کوچک‌تری نیازمند است. فرآیند آناموکس به‌طور رضایت بخشی در مقیاس آزمایشگاهی، مقیاس پایلوت و یا مقیاس کامل جهت تصفیه پساب غنی از آمونیوم بکار برده شد (Jin et al. 2012). فرآیند آناموکس توسط گروهی از باکتری‌های پلانکتومایست^۱ انجام شده و طی آن نیتريت و آمونیوم تحت شرایط بی‌هوازی به گاز نیتروژن تبدیل می‌شوند (Sabumon 2007). معادله (۵) واکنش فرآیند آناموکس را نشان می‌دهد.

به‌دلیل خودپرور بودن باکتری‌های آناموکس، این فرآیند می‌تواند بدون اضافه کردن ماده آلی اتفاق بیفتد (Jetten et al. 2001). کاهش نیاز به هوادهی تا حدود ۶۳ درصد، کاهش تولید لجن تا حدود ۷۰ درصد (به‌دلیل آهنگ رشد پایین باکتری‌های آناموکس)، افزایش سرعت حذف نیتروژن

^۲ Cytochrome

^۱ Planctomycete



شکل ۲- نمودار کلی بیوراکتور غشایی (a) MBR تلفیق شده با یک ساختار غشای مستغرق (b) بیوراکتور همراه با یک واحد جداسازی غشایی خارجی (Metcalf and Eddu, 2003)

Fig. 2 Genral diagram of membrane bioreactors (a) MBR integrated with a submerged membrane and (b) bioreactor along with a membrane separation unit

طی بهره‌برداری از این راکتور در دمای پایین، تغییرات خواص فیزیکی لجن و تغییرات کیفی بر جمعیت باکتریایی یافت نشد. باین‌حال، کاهش شدیدی در سرعت تبدیل نیتروژن مشاهده شده بود (Isaka et al. 2007) با کاهش ورودی این مشکل را حل نمودند و به‌سرعت تبدیل بالای نیتروژن ($1/1 \text{ Kg Nm}^{-3} \text{d}^{-1}$) رسیدند. همان‌طور که در بالا اشاره شد، به یک دستورالعمل راه‌اندازی بهتری نیاز است تا سامانه آناموکس در دماهای پایین به کار گرفته‌شود. در ابتدا، مقدار موردنیاز زیست توده باید در یک راکتور جداگانه و در دمای نزدیک به دمای بهینه تولید شود. سپس، زیست توده را می‌توان به‌طور تدریجی در یک راکتور مشابه و تحت دمای پایین سازگار ساخت و درنهایت زیست توده سازگار یافته به دمای پایین را می‌توان در یک راکتور دما پایین تلقیح نمود (Dosta et al. 2008). علاوه بر این تحقیقات انجام‌شده با نمونه‌های آناموکس دریایی فعالیت در دماهای پایین را تصدیق نمودند (Rysgaard et al. 2004). فعالیت آناموکس را بین $1/3$ - و 30°C ، و دمای بهینه را 12°C گزارش نمودند. در تحقیق دیگری نتیجه مشابهی حاصل، و دمای بهینه 15°C گزارش شد (Dalsgaard and Thamdrup 2002).

دمای بهینه باکتری‌های کونیا استوتنگارتیانسیس^۱ و بروکادیا آنوماکسیدانس^۲ که فرآیند آناموکس را انجام می‌دهند، تفاوت جزئی دارند. بروکادیا آنوماکسیدانس در دمای 40°C بیشترین فعالیت را نشان داد (Strous et al. 1999a) در حالی که بیشترین فعالیت کونیا استوتنگارتیانسیس در دمای 37°C و pH برابر با ۸ به دست آمد. دمای مطلوب برای رشد باکتری‌های آناموکس محدوده 30 - 40°C گزارش شده‌است در حالی که در بسیاری از کشورها متوسط دما پایین‌تر از این محدوده است (Egli et al. 2001). حفظ دما در حد بهینه فرآیند آناموکس برای واحدهای تصفیه فاضلاب چندان صرفه اقتصادی ندارد، بنابراین یافتن بهترین راه ممکن برای حل این مشکل برای کاربرد وسیع‌تر فناوری آناموکس ضروری است. بهره‌برداری موفقیت‌آمیز فرآیند آناموکس در تماس‌دهنده بیولوژیکی دوار و راکتور بیولوژیکی بی‌هوازی تحت دمای 20°C به ترتیب در تحقیق Cema et al. (2007) و Isaka et al. (2007) تحقق یافت. تطابق‌پذیری آهسته بذر لجن آناموکس یک پارامتر مهم در راه‌اندازی راکتور آناموکس تحت دمای پایین است، زیرا تغییر شدید در شرایط عملیاتی می‌تواند به بی‌ثباتی سامانه بیولوژیکی منجر شود (Szatkowska and Plaza 2006).

^۲ Brocadia anammoxidans

^۱ Kuenenia stuttgartiensis

۳-۱-۲-pH

پارامتر مهم دیگری که بر آناموکس مؤثر است، pH می‌باشد. درصد آمونیاک و نیتريت فاضلاب به‌طور قابل توجه‌ای توسط pH تحت تأثیر قرار می‌گیرند. pH مناسب برای رشد باکتری‌های آناموکس محدوده ۶/۷ تا ۸/۳، و pH بهینه ۸ گزارش شده‌است (Strous et al. 1999a). تحقیقات Achles et al. (2015) نشان داد که اثرات منفی دمای پایین را با حفظ pH در مقادیر بالا می‌توان جبران نمود. همچنین افزایش pH از ۶/۵ به ۸ موجب دو برابر شدن فعالیت ویژه آناموکس می‌شود. نخستین نشانه‌های غنی‌سازی باکتری‌های آناموکس در راکتور ناپیوسته متوالی، در pH ۷/۸-۵/۳ و دمای ۳۵ °C توسط (Liao et al. 2008) انجام شد و با افزایش غلظت بی‌کربنات ورودی از ۱/۵ به ۱/۷۵ mg N/L.d، فعالیت آناموکس افزایش و به ۶۶/۴ رسید. (Huosheng et al. 2012) در تحقیق خود مشاهده کردند که pH خروجی فرآیند به‌طور قابل توجه‌ای از pH ورودی بیشتر و مقدار ΔpH در پایان دوره آزمایش (با عملکرد خوب آناموکس) به‌وضوح بالاتر از ابتدای دوره آزمایش (با فعالیت پایین آناموکس) بود. این به دلیل مصرف اسیدیته در واکنش آناموکس است. تحت شرایط ورودی و زمان ماند هیدرولیکی ثابت، افزایش در pH خروجی نشان از بهبود عملکرد آناموکس است و بالعکس.

(Jetten et al. 1998). (2001) حساسیت بالای باکتری‌های آناموکس به اکسیژن را گزارش کردند و غلظت بیش از ۰/۰۶ mg/l را نامطلوب و بازدارنده یافتند. در مطالعه (Huosheng et al. 2012)، عملکرد راکتور گرانولی بی‌هوازی جریان بالارو تحت غلظت نسبتاً بالای اکسیژن محلول در راکتور (۰/۳ mg/l) اختلال ایجاد نشد. می‌توان استنتاج کرد که مناطق بسیار کوچک^۱ غیرهوازی و گرانوله‌ها منجر به واکنش آناموکس می‌شوند. از این منظر، اقدامات اکسیژن‌گیری برای راه‌اندازی و عملیات راکتور آناموکس جریان بالارو غیرضروری

است. در راکتورهای با محدودیت اکسیژن یا در راکتورهای با افزایش تدریجی اکسیژن محلول، باکتری‌های آناموکس می‌توانند با باکتری‌های هوازی (باکتری‌های اکسیدکننده آمونیاک) همزیستی داشته باشند. مصرف اکسیژن و نیتريت توسط باکتری آناموکس و باکتری اکسیدکننده آمونیاک، مشارکت این باکتری‌ها را در حذف نیتروژن نشان می‌دهد (Liu et al. 2008). (Wang et al. 2015) در تصفیه فاضلاب شهری در یک مخزن هوازی مشاهده کردند که باکتری‌های آناموکس حتی در غلظت اکسیژن محلول بیش از ۲ mg/l می‌توانند زنده بمانند؛ که این قابلیت قوی‌تر باکتری‌ها را از آنچه قبلاً تصور می‌شد، نشان می‌دهد.

۳-۱-۴- ماده آلی (کربن)

آناموکس، یک فرآیند تبدیل بیولوژیکی لیتواتوتروف^۲ است و اکسیداسیون آمونیاک با نیتريت به‌عنوان پذیرنده الکترون و CO₂ به‌عنوان منبع کربن به گاز نیتروژن تبدیل می‌شود (Strous et al. 1999a). (Van de graaf et al. 1996) وجود ماده آلی (به‌عنوان COD) را برای فرآیند آناموکس نامطلوب توصیف کردند. کربن آلی، کربن غیرآلی و آمونیوم همواره به‌طور هم‌زمان در فاضلاب وجود دارند و غلظت زیاد مواد آلی اغلب منجر به محدودیت کاربرد آناموکس می‌شود. از این‌رو، در حضور ترکیبات آلی، گسترش کنسرسیوم

۳-۱-۳- اکسیژن

باکتری‌های آناموکس به‌شدت بی‌هوازی هستند و در حضور اکسیژن، فعالیتشان متوقف می‌شود. (Strous et al. 1997) در تحقیقات خود ثابت کردند که غلظت اکسیژن محلول ۰/۲ mg/l به‌طور موقت فعالیت باکتری‌های آناموکس را بازداشته و چندی بعد تحت شرایط بی‌هوازی بهبود یافت. در غلظت اکسیژن ۰/۱-۲ mg/l، فعالیت باکتری‌ها به‌طور کامل متوقف شد. اکسیداسیون بی‌هوازی آمونیوم بیش از ۷ برابر کندتر از اکسیداسیون هوازی آمونیاک است (Strous et al.

^۲ Lithoautotrophic^۱ microzones

یافتن فاکتورهای مهم و مؤثر بر عملکرد حذف نیتروژن در چنین سیستم‌هایی ضروری است.

۳-۱-۵- غلظت نیتريت

حضور هم‌زمان آمونیوم (سوبسترای آناموکس) و نیتريت (سوبسترای تولیدی) برای زیستگاه باکتری‌های آناموکس ضروری است. غلظت نیتريت پارامتر کنترلی مهمی در جلوگیری از فعالیت آناموکس است. با این حال، هیچ یکنواختی در مورد مقادیر آستانه بازدارندگی نیتريت یافت نشده است. غلظت نیتريت کمتر از 5 mg NL^{-1} در تحقیق (Wett (2007 به شدت بازدارنده گزارش شد. (Strous et al. 1999a) اثر منفی نیتريت بر باکتری آناموکس را در غلظت $100 \text{ mg NO}_2^- \text{ NL}^{-1}$ مشاهده کردند. آمونیاک و نیتريت در غلظت کمتر از 500 mg/l هیچ‌گونه ممانعتی را بر باکتری‌های آناموکس نشان ندادند. با این حال، باکتری‌های آناموکس توسط نیتريت تحت تأثیر قرار گرفتند. همچنین پس از حذف نیتريت فرآیند آناموکس بهبود یافت (Lotti et al. 2012). (Schmidt et al 2002) حفظ غلظت نیتريت را زیر 70 mg/l حیاتی توصیف کردند. Isaka et al. (2007) نتیجه گرفتند که غلظت نیتريت بیش از 280 mg/l واکنش آناموکس را باز می‌دارد ولی کمتر از 280 mg/l برای آناموکس مناسب است. (Dapena-mora et al. 2007) مشاهده کردند که در غلظت بالای نیتريت (برابر با 630 mg NL^{-1}) حدود ۵۰ درصد فعالیت آناموکس کاهش یافت. از تغییرات استوکیومتری در غلظت‌های بالای نیتريت، می‌توان نتیجه گرفت که میکروارگانیسم‌ها تحت این شرایط نه تنها آمونیوم را به عنوان الکترون دهنده استفاده می‌کنند بلکه باید یک الکترون دهنده داخلی را برای کاهش نیتريت تولید کنند. تفاوت در بین مطالعات مختلف روی بازدارندگی نیتريت را می‌توان به تفاوت در مشخصات زیست توده شامل گونه‌های آناموکس و شرایط عملیاتی (دما، ساختار راکتور، زمان ماند هیدرولیکی، pH، کیفیت آب، نسبت غذا به میکروارگانیسم F/M، بذر لجن و غیره) نسبت داد (Cho et

میکروبی مخلوط قادر به انجام فرآیند آناموکس ضروری است (Jenni et al. 2014). در سیستم‌های مخلوط بر پایه آناموکس، عملکرد حذف نیتروژن مدیون رقابت همزیستی آناموکس و شوره‌زدایی بوده و تحمل کربن آلی توسط آناموکس به علت شوره‌زدایی و تجزیه سلولی است (Anjali and Sabumon 2014). هم غلظت COD و هم نسبت COD/N بر عملکرد باکتری‌های آناموکس تأثیرگذارند. در غلظت COD زیاد، باکتری‌های آناموکس قادر نیستند با باکتری‌های دنیتريفایر رقابت کنند، زیرا سرعت رشد دنیتريفایرها بالاتر از باکتری‌های آناموکس است (Strous et al. 1999b). همچنین واکنش شوره‌زدایی به لحاظ ترمودینامیکی (انرژی آزاد گیبس) مطلوب‌تر از اکسیداسیون بی‌هوازی آمونیوم است. در مطالعات مختلف، غلظت آستانه کربن آلی که در آن دنیتريفایرها بر باکتری‌های آناموکس غالب هستند، متفاوت است. مطالعه (Guvén et al. 2005) نشان داد که حتی 0.5 mM متانول منجر به غیرفعال شدن فوری و کامل آناموکس می‌گردد. در تحقیق دیگری، نسبت‌های COD به N ۱۱ و ۲۳ (با غلظت استات ۲۵ و 50 mM)، منجر به بازدارندگی ۷۰ و ۲۲ درصدی فرآیند آناموکس شد (Dapena-mora et al. 2007). غلظت بیش از 300 mg/l ماده آلی (نسبت COD به N برابر با ۲) برای غیرفعال شدن یا از بین رفتن اجتماع^۱ آناموکس تحت عملکرد هم‌زمان آناموکس و شوره‌زدایی گزارش شد (Chamchoi et al. 2008). مقدار آستانه نسبت COD/N برای بازدارندگی آناموکس که بر اساس کاهش راندمان حذف آمونیاک به ۸۰ درصد تعریف شده بود، $3/1$ گزارش شد (Ni et al. 2012). (Jenni et al. 2014) نشان دادند در نسبت‌های بالای COD/N، چنانچه زمان ماند لجن به اندازه کافی در حد بالا حفظ شود، باکتری‌های آناموکس و باکتری‌های دگرپرور می‌توانند همزیستی داشته باشند. بنابراین، دستیابی به یک سیستم پایدار حاوی باکتری‌ها و

^۱ Communities

مخری بر خواص فیزیکی لجن نداشت و حتی تراکم در قالب گرانول زیست توده را ارتقا داد. شوری بالاتر فعالیت و رشد باکتری‌های اکسیدکننده بی‌هوازی آمونیوم و تخریب گرانول‌ها در تحقیق (Jin et al. 2015) مشاهده شد که با افزودن نمک به خوراک مسیر متابولیک باکتری‌ها تغییر یافت. (Dapena-mora et al. 2007) دریافتند که غلظت کمتر از ۱۵۰ mM کلرید سدیم اثری بر فعالیت آناموکس ندارد درحالی‌که کلرید پتاسیم و سولفات سدیم به ترتیب در غلظت‌های بیشتر از ۱۰۰ و ۵۰ mM فعالیت آناموکس را تحت تأثیر قرار خواهند داد. همچنین اظهار داشتند که تأثیر متفاوت بازدارندگی کلرید سدیم و سولفات سدیم به یون سدیم در غلظت آزمایش شده برمی‌گردد. از این‌رو، تأثیر بازدارندگی سولفات سدیم می‌تواند به غلظت بالاتر یون سدیم در مقایسه با کلرید سدیم در مولاریته یکسان مرتبط دانست. طی بهره‌برداری طولانی‌مدت در غلظت‌های بالای نمک، عملکرد سامانه آناموکس کاهش خواهد یافت، با این‌حال تطبیق باکتری‌های آناموکس با شرایط به‌طور موفقیت‌آمیزی بهبود خواهد یافت (Liu et al. 2009). به عملکرد پایداری از فرآیند آناموکس در غلظت ۳۰ g/l کلرید سدیم دست یافتند و سرعت حذف نیتروژن به $1 \text{ kg Nm}^{-3} \text{d}^{-1}$ رسید (Kartal et al. 2006). سازگاری موفقیت‌آمیز باکتری آناموکس را به غلظت‌های بیش از ۳۰ g/l نمک گزارش دادند. غلظت نمک‌ها (۹۰ درصد کلرید سدیم+۱۰ درصد کلرید پتاسیم) به تدریج افزایش یافت؛ ماکزیمم فعالیت آناموکس و راندمان حذف نیتروژن لجن تطابق یافته به نمک مشابه فعالیت و راندمان لجن مرجع (لجن آب شیرین) بود. اگرچه فعالیت آناموکس در غلظت نمک ۴۵ g/l در راکتور ناپیوسته متوالی تطابق یافته به نمک بلافاصله به صفر کاهش یافت اما این بازدارندگی برگشت‌پذیر بود. خلاصه‌ای از چندین پارامتر عملیاتی و

(al. 2010). میزان تحمل گونه‌های مختلف آناموکس در برابر نیتريت قابل توجه است. آزمایش‌های مربوط به بازدارندگی فرآیند آناموکس با کاندیداتوس بروکادیا آناموکسیدانس انجام شد (Strous et al. 1999a). آزمایش‌های (Egli et al. 2001) با گونه کاندیداتوس کونیا استوتگارتینسیس نشان دادند که فرآیند آناموکس تنها تحت غلظت نیتريت بیشتر از 182 mg NL^{-1} بازداشته خواهد شد. کاهش فعالیت ناشی از بازدارندگی نیتريت را حتی پس از مواجه شدن طولانی‌مدت با غلظت بالای نیتريت، می‌توان با افزودن مقدار بسیار جزئی از مواد واسطه واکنش آناموکس یعنی هیدروکسیلامین و هیدرازین جبران نمود (Strous et al. 1999a).

۳-۱-۶- غلظت نمک

غلظت نمک یک پارامتر مهم برای تصفیه فاضلاب است زیرا فاضلاب‌های صنعتی غنی از آمونیوم حاوی غلظت بالایی از نمک نیز می‌باشند مانند فاضلاب لبنی، فاضلاب نفت، فاضلاب چاپ و رنگرزی و غیره. میزان شوری این فاضلاب‌ها به‌طور عمده از کلرید سدیم و سولفات است. خرده‌زیست‌مندها در میزان شوری بالا می‌میرند یا پلاسمولیز^۱ شده و بی‌حرک می‌شوند (Jin et al. 2007). تا به حال در بوم‌ساز شور طبیعی تنها گونه آناموکس متعلق به گروه "اسکالیندوا"^۲ شناسایی شده است. این گونه‌ها "کاندیداتوس اسکالیندوا" سوروکینی^۳، "کاندیداتوس اسکالیندوا برودای"^۴ و "کاندیداتوس اسکالیندوا واگنری"^۵ هستند (Kuypers et al. 2003a; Dapena-mora et al. 2003; Schmidt et al. 2003a). اثر غلظت بالای کلرید سدیم را بر زیست توده آناموکس تطابق یافته و تطابق نیافته در راکتور ناپیوسته متوالی مورد بررسی قرار دادند. نتایج نشان داد که میزان غلظت ۶ و ۱۵ g NaCl l^{-1} اثرات تحریک‌آمیزی روی فعالیت ویژه آناموکس دارد درحالی‌که غلظت‌های بالاتر از آن موجب کاهش فعالیت می‌شود. غلظت بالای نمک اثرات

^۴ Candidatus scalindua brodae

^۵ Candidatus scalindua wagneri

^۱ Plasmolysis

^۲ Scalindua

^۳ Candidatus scalindua sorokinii

حذف نیتروژن در مطالعات انجام شده بر روی فرآیند آناموکس در جدول (۱) آورده شده است.

جدول ۱- تأثیر چندین پارامتر عملیاتی بر راندمان حذف نیتروژن در فرآیند آناموکس

Table 1 Effect of several operational parameters on the nitrogen removal efficiency in ANNAMOX process

| مرجع | N _{rem} (%) | NLR (gN/Ld) | pH | HRT (d) | T (°C) | حجم راکتور (L) | نوع فاضلاب ورودی | نوع راکتور |
|-----------------------------|----------------------|-------------|---------|---------|--------|----------------|------------------|------------|
| (Vazquez-padin et al. 2009) | 40-80 | 0.34-0.67 | 7.5-8.2 | 1.8 | 35 | 3 | صنعت تن ماهی | SBR |
| (Trigo et al. 2006) | 73.6 | 0.74 | 8 | 1 | 34 | 5 | سنتزی | MBR |
| (Liang and Liu, 2008) | 62 | - | 7.5-8 | - | 30 | 36 | شیرابه زباله | UF |
| (Ahn et al. 2004) | 82 | 0.84 | 8.2-8.5 | 5 | 35 | 1+0.5 | زائدات خوکی | UASB |
| (Jin et al. 2008) | - | 5.2 | 7.5-8 | 0.12 | 30 | 1.2 | سنتزی | 1.2 |
| (Qiao et al. 2010) | 77 | 3.73 | 7.5 | 0.2 | 30 | 0.73 | کود دامی | CSTR |

۳-۲-۱- میزان اکسیژن محلول

یکی از پارامترهای مهم در فرآیند شارون، میزان اکسیژن محلول است که با تأثیرگذاری بر باکتری‌های اکسیدکننده، نقشی اساسی را در کنترل فرآیند ایفا می‌کند. باکتری‌های اکسیدکننده آمونیاک (AOB) نسبت به باکتری‌های اکسیدکننده نیتريت (NOB) به غلظت اکسیژن محلول کمتری نیاز دارند؛ یعنی غلظت پایین اکسیژن، NOB را نسبت به AOB کمتر رشد داده و نتیجه آن تجمع نیتريت است و شوره‌سازی جزئی و شوره‌زدایی را سبب خواهد شد. برای تصفیه پساب شهری با استفاده از فرآیند شارون، محدوده غلظتی ۱-۱/۵ mg/l اکسیژن محلول، مناسب ارزیابی شده است (Peng and Zhu 2006; Schramm et al. 2000; Hanaki et al. 2002; Hao and Heijnen 2002). در سیستم رشد معلق، با میزان اکسیژن محلول برابر ۶ mg/l نتیجه‌ای جزء شوره‌سازی کامل نگرفتند، سپس میزان اکسیژن را تا ۰/۵ mg/l کاهش دادند تا به مقدار بهینه‌ای برای پارامتر فوق در همان سیستم دست یافتند. در واقع مقدار بالای اکسیژن منجر به تجمع نیتريت می‌شد و تحت شرایط اکسیژن محدود، AOB در رقابت با NOB پیروز میدان است (Zhang et al. 2008).

۳-۲-۲- فرآیند شارون

از بین روش‌های جدید بیولوژیکی حذف نیتروژن، شارون فرآیندی است که منجر به حذف مطلوبی از نیتروژن در پساب‌های با غلظت بالای آمونیم می‌شود. در این فرآیند، شوره‌سازی به صورت جزئی صورت می‌گیرد، در این فرآیند طی شوره‌سازی، از اکسایش آمونیم، نیتريت حاصل می‌شود و اکسیداسیون جزئی نیتريت به نترات و نیز احیای نیتريت به نیتروژن در حالی صورت می‌گیرد که نیتريت به عنوان یک محصول میانی در این فرآیند مطرح می‌باشد. در واقع اکسیداسیون در مرحله دوم شوره‌سازی، متوقف شده و همین امر سبب می‌شود به انرژی هوادهی کمتری نیاز باشد. این فرآیند در سال ۱۹۹۰ میلادی در دانشگاه صنعتی دلفت هلند توسعه یافت و با تولید کم لجن، در یک راکتور منفرد انجام می‌پذیرد (Hellings et al. 1998) شکل (۳). فرآیند شارون به سرمایه‌گذاری ابتدایی زیادی نیاز ندارد و در مقایسه با شوره‌سازی و شوره‌زدایی مرسوم، موجب کاهش ۴۰ درصدی در کربن اضافی و همچنین کاهش ۲۵ درصدی در انرژی هوادهی را سبب می‌شود (Hellings et al. 1998; Van-Kempen et al. 2001). در ادامه به بررسی برخی پارامترهای مؤثر بر فرآیند شارون اشاره خواهد شد.



شکل ۳- نمایی از واحد تصفیه شارون، هلند (Mulder et al. 2006)

Fig. 3 A view of SHARON treatment unit in Netherlands

در مطالعات (Ruiz et al. 2003) که در سیستم لجن فعال صورت گرفت، برای میزان اکسیژن محلول کمتر از $1/5 \text{ mg/l}$ ، تجمع آمونیوم و نیتريت مشاهده شد و این امر تا میزان اکسیژن برابر $1/7 \text{ mg/l}$ هم مشاهده می‌شد و با افزایش غلظت اکسیژن به بیش از مقدار فوق، نتیجه چیزی جز شوره‌سازی کامل نبود. (Garrido et al. 1997) درحالی‌که از سیستم بیوفیلم استفاده می‌کردند، برای میزان اکسیژن محلول برابر $1/5 \text{ mg/l}$ به میزان ۵۰ درصد تبدیل آمونیوم به نیتريت دست یافتند، شوره‌سازی جزئی تا غلظت اکسیژن به $2/5 \text{ mg/l}$ نیز مشاهده شد و با افزایش غلظت اکسیژن به بیش از مقدار فوق، شوره‌سازی کامل بر سامانه حاکم شد. (Kim et al. 2003) در سامانه بیوفیلمی به تجمع پایدار و ۱۰۰ درصدی نیتريت رسیدند درحالی‌که غلظت اکسیژن محلول $1/02 \text{ mg/l}$ بود. همچنین (Bernet et al. 2001) در غلظت اکسیژن برابر $0/5 \text{ mg/l}$ به تجمع ۹۰ درصدی نیتريت و حذف ۱۰۰ درصدی آمونیوم دست یافتند. تأثیر غلظت اکسیژن محلول بر میزان تجمع نیتريت در سامانه فیلتر هوادهی بیولوژیکی نیز مشاهده شد (Joo et al. 2000). نتایج مشابهی در سامانه لجن فعال نیز دیده شد، وقتی غلظت اکسیژن محلول برابر $0/7 \text{ mg/l}$ بود، تجمع نیتريت تا ۶۷ درصد میزان آمونیوم مشاهده شد. در غلظت اکسیژن 1 mg/l نیز به اکسیداسیون ۸۰ درصدی آمونیوم و همچنین نیتريت به دست آمد. این در حالی است که وقتی غلظت اکسیژن به $1/4 \text{ mg/l}$ افزایش یافت، درصدهای ۹۹ و ۷۰ به ترتیب برای اکسایش آمونیوم و نیتريت حاصل شد (Ciudad et al. 2005). اگرچه غلظت کم اکسیژن محلول

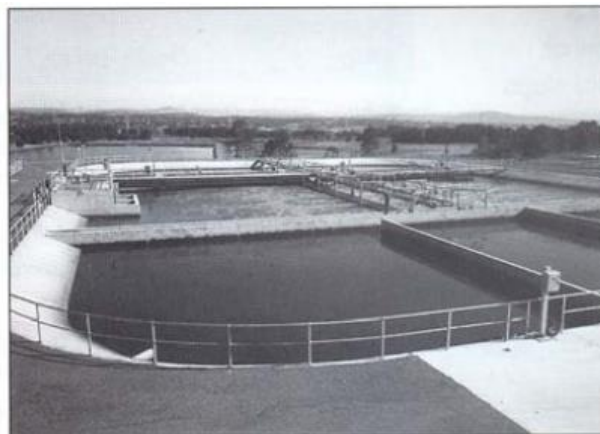
برای شوره‌سازی جزئی مطلوب است، اما مقدار شوره‌سازی را کاهش داده و حذف کمتر COD و بالک لجن را در پی خواهد داشت (Schramm et al. 2000; Hao and Heijnen, 2002).

۳-۲-۲- نوع راکتور

این موضوع که چه نوع راکتور و چه شرایط عملیاتی را برای فرآیند شارون استفاده می‌کنیم، بر بازده این فرآیند تأثیرگذار است. با استفاده از بازگشت لجن به راکتور، باکتری‌های NOB باوجود نرخ رشد کمترشان، هنوز قادرند که نیتريت را به نیترات تبدیل کنند اما غلظت میکروارگانیسم‌های نیتريفایر به‌عنوان عامل بازدارنده مطرح می‌باشند. Van Dongen et al. (2001) با استفاده از راکتور ناپیوسته متوالی و با زمان ماند لجن برابر ۱ روز، برای غلظت اکسیژن در محدوده $3-4 \text{ mg/l}$ ، به عدد $0/6$ برای نسبت $\frac{\text{NH}_4^+-\text{N}}{\text{NO}_2^--\text{N}}$ رسیدند. این در حالی است که Liang and Liu (2007) در راکتور بیوفیلمی بستر ثابت، با بارگذاری $1 - \frac{\text{Kg NH}_4^+-\text{N}}{\text{d}}$ برای نسبت فوق به محدوده $1-1/4$ دست یافتند، نتیجه برای نیترات زایی جزئی هم ۹۴ درصد بود. اما Ganigue et al. (2007) در راکتور ناپیوسته متوالی با افزایش بار آمونیومی به $1-1/5 \frac{\text{Kg N}}{\text{m}^3 \cdot \text{d}}$ ، محدوده $1-1/5$ را برای نسبت مذکور به دست آوردند. لازم به ذکر است که افزایش بار آمونیومی، تأثیر مطلوبی بر نسبت فوق می‌گذارد (Liang and Liu, 2008). Ganigue et al. (2009) نشان دادند که نیترات زایی پایدار در درازمدت در یک راکتور ناپیوسته متوالی با غلظت آمونیومی بالا تا $5000 \frac{\text{mg NH}_4^+-\text{N}}{\text{L}}$

طراحی فرآیند راکتور ناپیوسته متوالی عبارت‌اند از: (۱) نسبت محتویات تانک که در مرحله تخلیه حذف می‌شود و (۲) زمان هوادهی، ته‌نشینی و تخلیه (Metcalf and Eddy, 2003).

امکان پذیر می‌باشد. چرخه راکتور بر اساس خوراک‌دهی مرحله‌ای بود که پس‌آبی با حدود $\frac{mg NH_4^+-N}{L}$ ۱۵۰۰-۲۰۰۰ و $\frac{mg NO_2^- - N}{L}$ ۲۰۰۰-۳۰۰۰ به دست آمد. شرایط مهم



شکل ۴- نمایی از راکتور ناپیوسته متوالی (Metcalf and Eddy, 2003)

Fig. 4 A view of sequence batch reactor (SBR)

آلی و نیتروژن از شیرابه با استفاده از راکتور ناپیوسته متوالی - راکتور بی‌هوازی جریان بالا رو بررسی شد. غلظت‌های ابتدایی $NH_4^+ - N$ ، TN و COD به ترتیب ۲۰۱۲، ۲۴۴۴ و ۶۵۳۷ میلی‌گرم بر لیتر بودند و به ترتیب به کمتر از ۵، ۲۰ و ۳۵۴ میلی‌گرم بر لیتر رسیدند. در راکتور ناپیوسته متوالی در حالی که فرآیند شوره‌سازی جزیی برقرار بود، Ganigue et al. (2012) نشان دادند که در پساب باید نسبت مولی نیتروژن کل آمونیاکی به کربن غیر آلی کل، برابر ۱ باشد. به‌طور کلی فرآیند شارون به سرمایه‌گذاری ابتدایی نسبتاً کمی نیاز دارد، زیرا یک راکتور مخزنی همزن دار ساده با ابعاد نسبتاً کوچک بدون ماند لجن، برای این فرآیند کافی است (Hellings et al. 1998). در جدول (۲)، خلاصه‌ای از چندین مطالعه پیرامون استفاده از راکتور مخزنی همزن دار جریان پیوسته در فرآیند شارون آورده شده‌است.

اگرچه راکتور مخزنی همزن دار جریان پیوسته، مدت کوتاه‌تری را برای شروع فرآیند شارون زمان می‌برد، اما راکتور ناپیوسته متوالی عملکرد بهتری برای نسبت C/N کمتر از ۰/۳۴ داشت (Yan and Hu, 2009). (Vilar et al. 2010). در راکتور مخزنی همزن دار ۱/۹ لیتری، خوراک‌دهی با بار آمونومی $\frac{Kg N}{m^3.d}$ ۱/۱ و تحت شرایط دمایی ۳۶ °C، pH حدود ۷ و میزان اکسیژن محلول ۲ mg/l به بررسی فرآیند شارون پرداختند. تحت این شرایط، متوسط غلظت آمونیوم و نیتريت در پساب کاهش یافت و به ترتیب ۷۷۵ mg N/l و ۱۲۲۵ mg N/l بود. حذف مواد آلی به آهستگی صورت می‌گرفت، زیرا اغلب مواد آلی در پیش تصفیه بی‌هوازی حذف شده بودند، در حالی که بدون پیش تصفیه پساب، بازده نیترات زایی جزئی کاهش یافت و میزان حذف مواد آلی به حدود ۲۸ درصد رسید. در مطالعات Wei et al. (2010) حذف هم‌زمان مواد

جدول ۲- استفاده از راکتور CSTR در فرآیند شارون

Table 2 Application of CSTR in SHARON process

| مرجع | نیترات در فاضلاب خروجی (%) | بارگذاری N ($\frac{kg N}{m^3.d}$) | DO ($\frac{mg}{L}$) | SRT (d) | دما (°C) | pH | حجم راکتور (L) |
|-------------------------|----------------------------|-------------------------------------|-----------------------|----------|----------|---------|----------------|
| (Fux et al. 2002) | ناچیز | 0.56 | 2.7 | 1.1-5.18 | 29 | 6.2-6.7 | 2100 |
| (Van Hulle et al. 2005) | - | 1.5 | - | 1-1.5 | 35 | 7.1 | 2 |
| (Udelt et al. 2003) | ناچیز | 1.58 | 2.4-5 | 4.8 | 30 | 9.2 | 2.8 |
| (Mosquera et al. 2005) | بدون نیترات | 0.1 | >2 | 1 | 35 | 7.5 | 3.2 |

جدول ۳- مقایسه انواع روش‌های حذف ترکیبات نیتروژنی (Guibing et al. 2008)

Table 3 Comparison of different removal methods for nitrogenous compounds

| شارون | آناموکس | SND | مرسوم | سیستم |
|------------------------------|------------------|--|---------------------------------|--------------------|
| 1 | 1 | 1 | 2 | تعداد راکتور |
| هوازی | بی‌هوازی | هوازی | هوازی، بی‌هوازی | شرایط عملیاتی |
| فاضلاب | فاضلاب + نیتريت | فاضلاب | فاضلاب | خوراک |
| خیر | خیر | خیر | بله | نیازمند به COD |
| نیتريت، نیتروژن | نیتترات، نیتروژن | نیتروژن | نیتريت، نیتترات، نیتروژن | مواد خروجی |
| کم | بدون نیاز | کم | زیاد | نیازمندی به اکسیژن |
| کم | کم | کم | زیاد | تولید لجن |
| اکسیدکننده‌های هوازی آمونیوم | پلانکتومایست‌ها | نیتريفایرهای هتروتروف+دنتريفایرهای هوازی | نیتريفایرها + انواع هتروتروف‌ها | باکتری |
| بالای 25 | 30-40 | 20-30 | 12-35 | دمای بهینه (°C) |

محدوده ۰/۵-۰/۲۵ روز، به نرخ اکسیداسیون ۶۱ درصدی آمونیوم دست یابند. اگر بخواهیم تجربیات در کارخانه‌های بزرگ را در این زمینه بررسی کنیم، می‌توان به کارخانه‌های تصفیه فاضلاب در شهرهای اوترخت و روتردام اشاره کرد که میزان بهینه زمان ماند لجن در محدوده ۱-۲/۵ روز به دست آمد (Van-Kempen et al. 2001; Zhang et al. 2008).

۳-۲-۴- pH و بی‌کربنات

یکی دیگر از پارامترهای مهم و تأثیرگذار بر فرآیند شارون، pH می‌باشد. برای تنظیم پارامتر مذکور در این فرآیند، معمولاً از سه مکانیسم دفع دی‌اکسیدکربن، شوره‌زدایی و به‌کارگیری هیدروکسید سدیم، استفاده می‌شود (Mulder et al. 2006). در مطالعات (Paredes et al. 2007) مشخص شد که مقدار بهینه pH برای شوره‌سازی حدود ۸-۷ می‌باشد. این در حالی است که مقدار بهینه pH برای AOB (نیتروسوموناس) ۷/۹-۸/۲ و برای NOB (نیتروباکتر) ۷/۷-۲/۶ می‌باشد. (Schmidt et al. 2003) ابراز داشتند که در pH کمتر از ۶/۵ شوره‌سازی صورت نمی‌پذیرد. در واقع HNO₂ به‌عنوان عامل بازدارنده AOB مطرح می‌باشد، حال جابجایی تعادل بین HNO₂ و NO₂ به چپ یا راست، باعث تغییر در pH می‌شود و به‌این ترتیب pH بر فرآیند شارون تأثیر می‌گذارد. اگر pH افزایش یابد، مقدار آمونیوم در پساب به‌سرعت کاهش می‌یابد (Paredes et al. 2007). لازم به ذکر است که کم یا زیاد شدن قلیائیت می‌تواند روی

۳-۲-۳- SRT و HRT

به‌طور کلی فرآیند شارون در راکتورهای اختلاط کامل و بدون ماند لجن انجام می‌پذیرد، بنابراین زمان ماند لجن با زمان ماند هیدرولیکی برابر می‌باشد (Van Dongen et al. 2001; Mulder et al. 2006). Van Dongen et al. (2001) راکتور مخزنی همزن دار جریان پیوسته به نرخ اکسیداسیون ۵۳ درصدی آمونیوم دست یافتند، درحالی‌که زمان ماند لجن برای این فرآیند ۱ روز در نظر گرفته شد. آن‌ها به این نتیجه رسیدند که در چنین سیستم‌ها غلظت پساب فقط به نرخ رشد باکتری‌های درگیر، یا به عبارتی با عکس سن لجن متناسب است. از مطالعات (Paredes et al. 2007) و همچنین Van Hulle et al. (2007) می‌توان محدوده ۱-۱/۵۴ روز را به‌عنوان محدوده بهینه برای زمان ماند هیدرولیکی در نظر گرفت. در آزمایش‌های مشابه، حفظ زمان ماند لجن در محدوده ۱ و ۲/۵ روز، منجر به عملکرد خوب فرآیند شارون شده بود (Van-Kempen et al. 2001). زمان ماند هیدرولیکی باید طوری انتخاب شود که AOB در راکتور غالب باشد و NOB باید تا حد امکان کمتر باشد، یعنی زمان ماند هیدرولیکی باید بیش از نرخ رشد NOB و کمتر از نرخ رشد AOB باشد (Hellings et al. 1998). سیستم بیوفیلم با زمان ماند ۱/۷ روز، نرخ اکسیداسیون ۵۳ درصدی را در تحقیقات Fux and Yamamoto et al. (2004) نشان داد اما (Siegrist 2004) توانستند در سیستم بستر شناور و زمان ماند لجن

آمونیم است (Hellings et al. 1998; Mulder et al. 2006). Paredes et al. (2007) در تحقیقات خود به این نتیجه رسید که در دمای بالای 15°C ، AOB سریع‌تر از NOB رشد می‌کند و در 25°C ، AOB پیروز رقابت است. Hellings et al. (1998) حداکثر نرخ رشد AOB را در محدوده دمایی $15-55^{\circ}\text{C}$ و pH برابر ۷ ارزیابی کردند. آن‌ها دریافتند که در دمای کمتر از 40°C فعالیت زیست توده با افزایش دما افزایش، و در دمای بالای 40°C این فعالیت به سرعت کاهش می‌یابد. دلیل این امر کاهش فعالیت آنزیم مربوطه می‌باشد. باید بدانیم که دمای بالا فقط رشد AOB را بالا نمی‌برد بلکه می‌تواند اختلاف سرعت رشد بین AOB و NOB را گسترش دهد (Hellings et al. 1998; mulder et al. 2006).

۴- نتیجه‌گیری

با توجه به مطالب ارائه‌شده، فرآیندهای جدید بیولوژیکی حذف نیتروژن نسبت به فرآیند مرسوم از مزایای مهمی برخوردارند. فرآیند مرسوم جهت انجام شوره‌سازی کامل به غلظت بالایی از اکسیژن نیاز دارد، درحالی‌که فناوری‌های جدید در شرایط بی‌هوازی یا اکسیژن محدود انجام پذیرند. لذا مصرف انرژی کاهش یافته و اقتصادی‌ترند. در فناوری‌های جدید نیاز به منابع کربنی به‌طور فراوانی کاهش یافته و میزان لجن تولیدی هم به دلیل سرعت رشد سلولی پایین، کمتر است. با شناسایی و بهینه‌سازی پارامترهای تأثیرگذار فرآیندهای حذف نیتروژن می‌توان به راندمان بالایی در حذف ترکیبات نیتروژنی از فاضلاب دست یافت. مقایسه‌ای از فرآیندهای حذف نیتروژن نیز ارائه شد.

Reference

- Achlesh D., Pang C. C., Kasturi D. and Jih L. (2015). Statistical analysis to evaluate the effects of temperature and pH on anammox activity. *Int. Biodeterior. Biodegrad.*, 102, 89-93.
- Achlesh D., Sin S., Yu H. and Jih L. (2012). Nitrogen removal from opto-electronic wastewater using the simultaneous partial nitrification, anaerobic ammonium oxidation and denitrification (SNAD)

pH اثر بگذارد، به همین خاطر بی‌کربنات ماده‌ای کلیدی جهت کنترل تبدیل آمونیم به نیتريت است (Ganigue et al. 2012). اکسیداسیون آمونیم به نیتريت، فرآیندی اسیدی است که با حضور بی‌کربنات در فاضلاب غنی از آمونیم، محیط به سمت خنثی شدن می‌گراید. در فرآیند شوره‌سازی، اکسایش آمونیم به نیتريت به ازای هر مول آمونیم، ۲ مول بی‌کربنات نیاز دارد (Hellings et al. 2003b; Paredes et al. 2007; Schmidt et al. 2003b). توجه به این مطلب ضروری است، زیرا اندکی تغییر در قلیائیت روی pH اثر می‌گذارد و حتی می‌تواند موجب توقف واکنش شود. اگر نسبت بی‌کربنات به آمونیم کنترل شود، آنگاه می‌توان غلظت نیتريت را تحت کنترل درآورد (Zhang Paredes et al. 2007; Van Dongen et al. 2001). al. (2008) جهت دستیابی به شوره‌سازی جزئی، یک مول بی‌کربنات را به ازای هر مول آمونیم بکار گرفتند و درواقع نسبت مولی یک‌به‌یک بین این دو ماده برقرار نمودند که منجر به تبدیل تقریبی ۵۰ درصدی آمونیم به نیتريت شد. بنابراین حفظ نسبت یک‌به‌یک آمونیم به نیتريت در پساب، می‌تواند به‌عنوان یک پیش‌تصفیه برای فرآیند تصفیه بی‌هوازی اکسیداسیون آمونیم مورد استفاده قرار گیرد (Giusti et al. 2011).

۳-۲-۵- دما

دما به‌عنوان پارامتری مهم در فرآیند شارون مطرح است، زیرا بر سرعت رشد AOB و NOB تأثیر می‌گذارد. در دمای بالای 15°C ، AOB نسبت به NOB سرعت رشد ویژه بالاتری دارد، درحالی‌که در 15°C ، روند برعکس می‌باشد. در دماهای بالا (35°C) ماکزیمم آهنگ رشد ویژه اکسیدکننده‌های نیتريت تقریباً نصف اکسیدکننده‌های process in sequencing batch reactor. *Bioresour. Technol.*, 113, 225-231.

- Ahn Y. H., Hwang I. S. and Min K. S. (2004). Anammox and partial denitrification in anaerobic nitrogen removal from piggery waste. *Water Sci. Technol.*, 49, 145-153.
- Anjali G. and Sabumon P.C. (2014). Unprecedented development of anammox in presence of organic carbon using seed biomass from a tannery Common Effluent Treatment Plant (CETP). *Bioresour. Technol.*, 153, 30-38.

- Bagchi S., Biswas R. and Nandy T. (2010). Start-up and stabilization of an Anammox process from a non-acclimatized sludge in CSTR. *J. Indus. Microbiol. Biotechnol.*, 37, 943–952.
- Bernet N., Dangcong P., Delgenes J.P. and Moletta, R. (2001). Nitrification under low dissolved oxygen concentration in a biofilm reactor. *J. Environ. Eng.*, 127, 266–271.
- Cema G., Wiszniowski J., Zabczynski S., Zablocka E., Raszka A. and Surmacz J. (2007). Biological nitrogen removal from landfill leachate by deammonification assisted by heterotrophic denitrification in a rotating biological contactor (RBC). *Water Sci. Technol.*, 55, 35–41.
- Chamchoi N., Nitisorvut S. and Schmidt J. E. (2008). Inactivation of ANAMMOX communities under concurrent operation of anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX) and denitrification. *Bioresour. Technol.*, 99, 3331–3336.
- Chang H. Q., Yang X. E., Fang Y. Y., Pu P. M., Li Z. K. and Rengel Z. (2006). In-situ nitrogen removal from the eutrophic water by microbial-plant intergrated system. *J. of Zhejiang Univ. Sci. B.*, 7, 521–531.
- Cho S., Takahashi Y., Fujii N., Yamada Y., Satoh H. and Okabe S. (2010). Nitrogen removal performance and microbial community analysis of an anaerobic up-flow granular bed Anammox reactor. *Chemosphere.*, 78, 1129–1135.
- Ciudad G., Rubilar O., Munoz P., Ruiz G., Chamy R. and Vergara C. (2005). Partial nitrification of high ammonia concentration as a part of a shortcut biological nitrogen removal process. *Process Biochem.*, 40, 1715–1719.
- Dalsgaard T. and Thamdrup B. (2002). Factors controlling anaerobic ammonium oxidation with nitrite in marine sediments. *Appl. Environ. Microbiol.*, 68, 3802–3808.
- Dapena-Mora A., Fernandez I., Campos J.L., Mosquera-Corral A., Mendez R. and Jetten M.S.M. (2007). Evaluation of activity and inhibition effects on Anammox process by batch tests based on the nitrogen gas production. *Enzyme Microb. Technol.*, 40, 859–865.
- Dapena A., Vazquez J.R., Campos J.L., Mosquera A., Jetten M.S.M. and Mendez R. (2010). Monitoring the stability of an Anammox reactor under high salinity conditions. *J. Biochem. Eng.*, 51, 167–171.
- Diana Catalina R., Omaira R. and Gustavo Penuela M. (2011). Behavior of nitrifying and denitrifying bacteria in a sequencing batch reactor for the removal of ammoniacal nitrogen and organic matter. *Desal.*, 273, 447–452.
- Dosta J., Fernandez I., Vazquez-Padin J. R., Mosquera-Corral A., Campos J. L., Mata-Alvarez J. and Mendez R. (2008). Short- and long-term effects of temperature on the Anammox process. *J. Hazard. Mater.*, 154, 688–693.
- Egli K., Fanger U., Alvarez P. J., Siegrist H., Van Der Meer J. R. and Zehnder A. J. B. (2001). Enrichment and characterization of an anammox bacterium from a rotating biological contactor treating ammonium-rich leachate. *Arch. Microbiol.*, 175, 198–207.
- Fux C., Boehler M., Huber P., Brunner I. and Siegrist H. (2002). Biological treatment of ammonium-rich wastewater by partial nitrification and subsequent anaerobic ammonium oxidation (anammox) in a pilot plant. *J. Biotechnol.*, 99, 295–306.
- Fux C. and Siegrist H. (2004). Nitrogen removal from sludge digester liquids by nitrification/denitrification or partial nitritation/anammox: environmental and economic considerations. *Water Sci. Technol.*, 50, 19–26.
- Ganigue R., Lopez H., Balaguer M.D. and Colprim J. (2007). Partial ammonium oxidation to nitrite of high ammonium content urban landfill leachates. *Water Resour.*, 41, 3317–3326.

- Ganigue R., Gabarro J., Sanchez-Melsio A., Rusalleda M., Lopez H. and Vila X. (2009). Long term operation of a partial pilot plant treating leachate with extremel high ammonium concentration prior to an anammox process. *Bioresour. Technol.*, 100, 5624–5632.
- Ganigue R., Volcke E.I.P., Puig S., Balaguer M. D. and Colprim J. (2012). Impact of influent characteristics on a partial nitrification SBR treating high nitrogen loaded wastewater. *Bioresour. Technol.*, 111, 62–69.
- Gao D. W. and Tao Y. (2011). Versatility and application of anaerobic ammonium-oxidizing bacteria. *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, 91, 887–894.
- Garrido J.M., Van Benthum W.A.J., Van Loosdrecht M.C.M. and Heijnen J.J. (1997). Influence of dissolved oxygen concentration on nitrite accumulation in a biofilm airlift suspension reactor. *Biotechnol. Bioeng.*, 53, 168–178.
- Ghafari Sh., Hasan M. and Aroua M.K. (2008). Bio-electrochemical removal of nitrate from water and wastewater: A review. *Bioresour. Technol.*, 99, 3965–3974.
- Giusti E., Marsili-Libelli S. and Spagni A. (2011). Modelling microbial population dynamics in nitrification processes. *Environ. Model. Soft.*, 26, 938–949.
- Guibing Z., Yongzhen P., Baikun L., Jianhua G., Qing Y. and Shuying W. (2008). Biological Removal of Nitrogen from Wastewater. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.*, 192, 159–195.
- Guo Q., Xing B. - S., Li P., Xu J.L., Yang C.C. and Jin R.-C. (2015). Anaerobic ammonium oxidation (anammox) under realistic seasonal temperature variations: characteristics of biogranules and process performance. *Bioresour. Technol.*, 192, 765–773.
- Guyen D., Dapena A., Kartal B., Schmid M.C., Maas B., Van de Pas-Schoonen K., Sozen S., Mendez R., Op den Camp H.J.M., Jetten M.S.M., Strous M. and Schmidt I. (2005). Propionate oxidation by and methanol inhibition of anaerobic ammonium-oxidizing bacteria. *Appl. Environ. Microbiol.*, 71, 1066–1071.
- Hanaki K., Wantawin C. and Ohgaki S., (1990). Nitrification at low levels of dissolved oxygen with and without organic loading in a suspended-growth reactor. *Water Res.*, 24, 297–302.
- Hao X. D. and Heijnen J. (2002). Model-based evaluation of temperature and inflow variations on a partial nitrification–anammox biofilm process. *Water Res.*, 36, 4839–4849.
- Hellinga C., Schellen A.A.J.C., Mulder J.W., Van Loosdrecht M.C.M. and Heijnen J.J. (1998). The Sharon process: an innovative method for nitrogen removal from ammonium-rich wastewater. *Water Sci. Technol.*, 34, 135–142.
- Huosheng L., Shaoqi Z., Weihao M.G.H. and Bin X. (2012). Fast start-up of ANAMMOX reactor: Operational strategy and some characteristics as indicators of reactor performance. *Desal.*, 286, 436–441.
- Isaka K., Sumino T. and Tsuneda S. (2007). High nitrogen removal performance at moderately low temperature utilizing anaerobic ammonium oxidation reactions. *J. Biosci. Bioeng.*, 103, 486–490.
- Jenni S., Vlaeminck S. E., Morgenroth E. and Udert K.M. (2014). Successful application of nitritation/anammox to wastewater with elevated organic carbon to ammonia ratio. *Water Res.*, 49, 316–326.
- Jetten M. S. M., Wagner M., Fuerst J., Van Loosdrecht M., Kuenen G. and Strous M. (2001). Microbiology and application of the anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX) process. *Curr. Opin. Biotechnol.*, 12, 283–288.
- Jin R.C., Yang G.F., Yu J.J. and Zheng P. (2012). The inhibition of the Anammox process: A review. *Chem. Eng. J.*, 197, 67–79.

- Jin R. C., Zheng P., Mahmood Q. and Hu B.L. (2007). Osmotic stress on nitrification in an airliftbioreactor. *J. Hazard. Mater.*, 146, 148–154.
- Jin R.C., Zheng P., Hu A. H., Mahmood Q., Hu B. L. and Jilani G. (2008). Performance comparison of two anammox reactors: SBR and UBF. *Chem. Eng. J.*, 138, 224–230.
- Jin R. C., Xing B.S., Guo Q., Yang G.F., Zhang Z.Z., Li P. and Guo L.X. (2015). The properties of anaerobic ammonium oxidation (anammox) granules: roles of ambient temperature, salinity and calcium concentration. *Sep. Purif. Technol.*, 147, 311-318.
- Joo S. H., Kim D. J., Yoo I. K., Park K. and Cha G. C. (2000). Partial nitrification in an upflow biological aerated filter by O_2 limitation. *Biotechnol. Lett.*, 22, 937–940.
- Kartal B., Koleva M., Arsov R., Van Der Star W. R. L., Jetten M. S. M. and Strous M. (2006). Adaptation of a freshwater Anammox population to high salinity wastewater. *J. Biotechnol.*, 126, 546–553.
- Kim J.D., Chang J.S., Lee D. I., Han D. W., Yoo I. K. and Cha G.C. (2003). Nitrification of high strength ammonia wastewater and nitrite accumulation characteristics. *Water Sci. Technol.*, 47, 45–51.
- Kuypers M.M.M., Slikers A.O., Lavik G., Schmid M., Jorgensen B. B., Kuenen J.G., Damste J.S.S., Strous M. and Jetten M.S.M. (2003). Anaerobic ammonium oxidation by anammox bacteria in the Black Sea. *Nature*, 422, 608-611.
- Liang Z. and Liu J.X. (2007). Control factors of partial nitritation for landfill leachate treatment. *J. Environ. Sci. (China)*, 19, 523–529.
- Liang Z. and Liu J. (2008). Landfill leachate treatment with a novel process: Anaerobic ammonium oxidation (Anammox) combined with soil infiltration system. *J. Hazard. Mater.*, 151, 202–212.
- Liao D., Li X., Yang Q., Zeng G., Guo L. and Yue X. (2008). Effect of inorganic carbon on anaerobic ammonium oxidation enriched in sequencing batch reactor. *J. Environ. Sci.*, 20, 940-944.
- Liu C.L., Yamamoto T., Nishiyama T., Fujii T. and Furukawa K. (2009). Effect of salt concentration in Anammox treatment using non woven biomass carrier. *J. Biosci. Bioeng.*, 107, 519–523.
- Liu S., Yang F., Xue Y., Gong, Z., Chen H., Wang T. and Su Z. (2008). Evaluation of oxygen adaptation and identification of functional bacteria composition for anammox consortium in non-woven biological rotating contactor. *Bioresour. Technol.*, 99, 8273-8279.
- Lotti T., Van Der Star W. R. L., Kleerebezem R., Lubello C. and Van Loosdrecht M. C. M. (2012). The effect of nitrite inhibition on the anammox process. *Water Res.*, 46, 2559-2569.
- Ma B., Peng Y., Zhang S., Wang J., Gan Y., Chang J., Wang S., Wang S. and Zhu G. (2013). Performance of anammox UASB reactor treating low strength wastewater under moderate and low temperatures. *Bioresour. Technol.*, 129, 606-611.
- Metcalf and Eddy. (2003). *Wastewater Engineering, Treatment and Reuse*, Fourth Edition, McGraw-Hill Companies, New York, 1846 pp.
- Mook W., Chakrabarti M., Aroua M., Khan G., Ali B., Islam M. and Abu Hassan M. (2012). Removal of total ammonia nitrogen (TAN), nitrate and total organic carbon (TOC) from aquaculture wastewater using electrochemical technology: A review. *Desal.*, 285, 1-13.
- Mosquera-Corral A., Gonzalez F., Campos J. L. and Méndez R. (2005). Partial nitrification in a SHARON reactor in the presence of salts and organic carbon compounds. *Process Biochem.*, 40, 3109–3118.
- Muhammad A. and Satoshi O. (2015). Anammox-based technologies for

- nitrogen removal: Advances in process start-up and remaining issues. *Chemosphere*, 141, 144-153.
- Mulder J. W., Duin J. O. J., Goverde J., Poiesz W. G., van Veldhuizen H. M. and Van Kempen R. (2006). Full-scale experience with the sharon process through the eyes of the operators. *Water Environ. Found.*, 5256-5270.
- Ni S., GAO B. Y., Wang C. C., Lin J. G. and Sung S. (2011). Fast start-up, performance and microbial community in a pilot-scale anammox reactor seeded with exotic mature granules. *Bioresour. Technol.*, 102, 2448-2454.
- Ni S., Sung S., Yue Q. and Gao B. (2012). Substrate removal evaluation of granular anammox process in a pilot-scale upflow anaerobic sludge blanket reactor. *Ecol. Eng.*, 38, 30-36.
- Paredes D., Kuschik P., Mbwette T. S. A., Stange F., Muller R. A. and Koser H. (2007). New aspects of microbial nitrogen transformations in the context of wastewater treatment – A review. *Eng. Life Sci.*, 7(1), 13-25.
- Peng B. and Zhu G. (2006). Biological nitrogen removal with nitrification and denitrification via nitrite pathway. *Appl. Microbiol. iotechnol.*, 73, 15-26.
- Qiao S., Yamamoto T., Misaka M., Isaka K., Sumino T., Bhatti Z. and Furukawa K. (2010). High-rate nitrogen removal from livestock manure digester liquor by combined partial nitritation-anammox process. *Biodegradation.*, 21, 11-20.
- Ruiz G., Jeison D. and Chamy R. (2003). Nitrification with high nitrite accumulation for the treatment of wastewater with high ammonia concentration. *Water Res.*, 37, 1371-1377.
- Rysgaard S., Glud R. N., Risgaard-Petersen N. and Dalsgaard D. (2004). Denitrification and anammox activity in arctic marine sediments. *Limnol. Oceanogr.*, 49, 1493-1502.
- Sabumon P. C. (2007). Anaerobic ammonia removal in presence of organic matter: a novel route. *J. Hazard. Mater.*, 149, 49-59.
- Schmidt I., Sliemers O., Schmid M., Cirpus I., Strous M., Bock E., Kuenen J. G. and Jetten M. S. M. (2002). Aerobic and anaerobic ammonia oxidizing bacteria: competitors or natural partners. *FEMS Microbiol. Ecol.*, 39, 175-181.
- Schmidt I., Sliemers O., Schmid M., Bock E., Fuerst J., Kuenen J. G., Jetten M. S. M. and Strous M. (2003a). New concepts of microbial treatment processes for the nitrogen removal in wastewater. *FEMS Microbiol. Lett.*, 27, 481-492.
- Schmid M., Walsh K., Webb R., Rijnstra I., Pas-Schoonen K.V.D., Verbruggen M. J., Hill T., Moffett B., Fuerst J., Schouten S., Damste J., Harris J., Shaw P., Jetten M. and Strous M. (2003b). *Candidatus "Scalindua brodae"* sp. nov., *Candidatus "Scalindua wagneri"* sp. nov., two new species of anaerobic ammonium oxidizing bacteria. *Syst. Appl. Microbiol.*, 26, 529-538.
- Schramm A., De Beer D., Gieseke A. and Amann R. (2000). Microenvironments and distribution of nitrifying bacteria in a membrane-bound biofilm. *Environ. Microbiol.*, 2, 680-686.
- Strous M., Van Gerven E., Kuenen J.G. and Jetten M.S.M. (1997). Effects of aerobic and microaerobic conditions on anaerobic ammonium-oxidizing (Anammox) sludge. *Appl. Environ. Microbiol.*, 63, 2446-2448.
- Strous M., Heijnen J. J., Kuenen J.G. and Jetten M.S.M., (1998). The sequencing batch reactor as a powerful tool for the study of slowly growing anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms. *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, 50, 589-96.
- Strous M., Kuenen J.G. and Jetten M.S.M. (1999a). Key physiology of anaerobic ammonium oxidation. *Appl. Environ. Microbiol.*, 65, 3248-3250.

- Strous M., Fuerst J.A., Kramer E.H.M., Logemann S., Muyze G., Van De Pas-Schoonen K.T., Webb R., Kuenen J.G. and Jetten M.S.M. (1999b). Missing litotroph identified as new plantomycete. *Nature.*, 400, 446–449.
- Szatkowska B. and Plaza, E. (2006). Temperature as a factor influencing the Anammox process performance. *Water Environ. Manag. Series.*, 12, 51–58.
- Terada A., Zhou S. and Hosomi M. (2011). Presence and detection of anaerobic ammonium oxidizing (anammox) bacteria and appraisal of anammox process for high strength nitrogenous wastewater treatment: a review. *Clean Technol. Environ. Policy.*, 13, 759–781.
- Trigo C., Campos J.M., Garrido J.M. and Mendez R. (2006). Start-up of the Anammox process in a membrane bioreactor. *J. Biotechnol.*, 126, 475–487.
- Udelt K. M., Fux C., Munster M., Larsen T. A., Siegrist H. and Gujer W. (2003). Nitrification and autotrophic denitrification of source-separated urine. *Water Sci. Technol.*, 48, 119–130.
- Van de graaf A. A., De bruijn P., Robertson L. A., Jetten M. S. M. and Kuenen J. G. (1996). Autotrophic growth of anaerobic ammonium-oxidizing micro-organisms in a fluidized bed reactor. *Microbiol.*, 142, 2187–2196.
- Van Dongen U., Jetten M.S.M., van Loosdrecht M.C.M. (2001). The Sharon–Anammox process for treatment of ammonium rich wastewater. *Water Sci. Technol.*, 44, 153–160.
- Van Hulle S.W.H., Van Den Broeck S., Maertens J., Villez K., Donckels B. M. R., Schelstraete G., Volcke E. I. P. and Vanrolleghem P. A. (2005). start-up and operation of a continuously aerated laboratory-scale SHARON reactor in view of coupling with an Anammox reactor. *Water SA.*, 31, 327–334.
- Van Hulle S. W. H., Volcke E. I. P., Teruel J. L., Donckels B., Van Loosdrecht M. C. M. and Vanrolleghem P. A. (2007). Influence of temperature and pH on the kinetics of the Sharon nitritation process. *J. Chem. Technol. Biotechnol.*, 82, 471–480.
- Van-Kempen R., Mulder J. W., Uijterlinde C. A. and Loosdrecht M.C.M. (2001). Overview: full scale experience of the SHARON process for treatment of rejection water of digested sludge dewatering. *Water Sci. Technol.*, 44, 145–152.
- Vazquez-Padin J. R., Figueroa I., Mosquera-Corral A., Campos J. L. and Méndez R. (2009). Post-treatment of effluents from anaerobic digesters by the Anammox process. *Water Sci. Technol.*, 60, 1135–1143.
- Vilar A., Eiroa M., Kennes C. and Veiga M.C. (2010). The SHARON process in the treatment of landfill leachate. *Water Sci. Technol.*, 61, 47–52.
- Wang T., Zhang H. M., Yang F. L., Fu S. T. Z. M. and Chen H. H. (2009). Start-up of the Anammox process from the conventional activated sludge in a membrane bioreactor. *Bioresour. Technol.*, 100, 2501–2506.
- Wang T., Zhang H.M., Gao D.W., Yang F.L., Yang S.A., Jiang T. and Zhang G.Y. (2011). Enrichment of Anammox bacteria in seed sludges from different wastewater treating processes and start-up of Anammox process. *Desal.*, 271, 193–198.
- Wang S., Peng Y., Ma B., Wang S., Zhu G. (2015). Anaerobic ammonium oxidation in traditional municipal wastewater treatment plants with low-strength ammonium loading: Widespread but overlooked. *Water Res.*, 84, 66–75.
- Wei S. H., Qing Y., Guo Ri D., HongXun H., ShuJun Z., Ying Y.Y. and Yong P.Z. (2010). Achieving the nitrite pathway using FA inhibition and process control in UASB–SBR system removing nitrogen from landfill leachate. *Sci. China Chem.*, 53, 1210–1216.

- Wett B. (2007). Development and implementation of a robust deammonification process. *Water Sci. Technol.*, 56, 81-88.
- Yamamoto T., Takaki K., Koyama T. and Furukawa K. (2006). Novel partial nitrification treatment for anaerobic digestion liquor of swine wastewater using swim-bed technology. *J. Biosci. Bioeng.*, 102, 497-503.
- Yan J. and Hu Y.Y. (2009). Comparison of partial nitrification to nitrite for ammoniumrich organic wastewater in sequencing batch reactors and continuous stirredtank reactor at laboratory-scale. *Water Sci. Technol.*, 60, 2861-2868.
- Zhang L., Zheng P., Tang C. and Jin R. (2008). Anaerobic ammonium oxidation for treatment of ammonium-rich wastewaters. *J. Zhejiang Univ. Sci. B.*, 9, 416-426.
- Zhu G., Peng Y., Li B., Guo J., Yang Q. and Wang S. (2008). Biological Removal of Nitrogen from Wastewater. *Rev. Environ. Contam.*, 192, 159-195.

Impact of Key Factors on ANNAMOX and SHARON Processes in Nitrogenous Wastewater Treatment

Seyed Mohammad Ali Masoudi^{1*}, Javad Sargolzaei² and Seyed Ardavan Hosseini³

¹M.Sc., Department of Chemical Engineering, Faculty of Engineering, Ferdowsi University of Mashhad, Mashhad, Iran

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

³B.Sc., Department of Chemical Engineering, School of Chemical, Petroleum & Gas Engineering, Shiraz University, Shiraz, Iran

*Corresponding author: a.masoudi2010@stu.um.ac.ir

Review Paper

Received: November 13, 2018

Revised: March 07, 2018

Accepted: September 09, 2018

Abstract

Due to the environmental hazards, nitrogenous wastewater treatment is essential and important. In recent decades, novel biological processes such as Annamox and SHARON have developed which are cheaper and more effective compared to conventional processes. In the present study, several significant biological parameters such as temperature, pH, dissolved oxygen, organic carbon, salt concentration, nitrite concentration and sludge retention time (SRT) were investigated. The results showed that SHARON process lowered the need for carbon source while Annamox process without carbon source requirement, was implemented in anaerobic condition. The optimum pH for Annamox process was reported 6.7-8.3. Nitrite and salt concentrations were important control parameters to prevent Annamox bacterial activity. Desired temperature for the bacterial growth was 30-40 °C for Annamox and higher than 25 °C for SHARON, and process efficiencies were not directly related to SRT. Overall, the new biological processes of nitrogen removal were described promising due to the decrease in need for aeration and carbon source and are suitable alternatives for conventional processes.

Keywords: Wastewater treatment; Anaerobic; SHARON; ANNAMOX.