



کنگره علوم و مهندسی آب و فاضلاب ایران

دانشگاه تهران، تهران

۲۶ و ۲۷ بهمن ماه ۱۳۹۵



1044P-NWWCE

نیترات زدایی بیولوژیکی آب آشامیدنی با استفاده از سیستم هیبریدی بیوراکتور غشایی

فائزه یادگاری^۱، الهام عبدالله زاده شرقی^{۲*}، مهرداد عدل^۳

۱- دانشجوی کارشناسی ارشد مهندسی انرژی های تجدیدپذیر، پژوهشگاه مواد و انرژی، کرج

۲- استادیار، پژوهشگاه انرژی (گروه محیط زیست)، پژوهشگاه مواد و انرژی، کرج

۳- استادیار، پژوهشگاه انرژی (گروه تبدیل و ذخیره انرژی)، پژوهشگاه مواد و انرژی، کرج

*E.abdollahzadeh@merc.ac.ir

خلاصه

هدف اصلی این پژوهش بررسی عملکرد سیستم بیولوژیکی ترکیبی بیوراکتور انوکسیک- MBR هوازی با غشای غوطه ور MF برای حذف نیترات از آب آشامیدنی در طول مدت ۳۴ روز بود. شرایط عملیاتی برای بیوراکتور انوکسیک و MBR، زمان ماند هیدرولیکی ثابت ۱۷ و ۳۶ ساعت به ترتیب، و غلظت نیترات و نسبت کربن به نیتروژن ورودی به ترتیب $150 \text{ mg NO}_3/\text{L}$ و ۲ بود. نتایج آزمایش ها نشان داد که درصد حذف نیترات در بیوراکتور انوکسیک در محدوده ۷۳-۹۷٪ متغیر بود. خروجی نیتريت سیستم نیز در محدوده 0.02 mg/L - 0.1 mg/L بود. غلظت نیترات و نیتريت در خروجی سیستم همواره کمتر از مقدار مجاز WHO بود. همچنین کدورت خروجی سیستم همواره کمتر از ۲ NTU بود که نشان دهنده نقش موثر غشا در جلوگیری از خروج مخلوط میکروبی از سیستم بود. نتایج حاصل از این پژوهش نشان دهنده پتانسیل بسیار خوب سیستم بیولوژیکی بیوراکتور انوکسیک- MBR در حذف نیترات از آب آشامیدنی می باشد.

کلمات کلیدی: بیوراکتور غشایی، نیترات زدایی بیولوژیکی، آب آشامیدنی، نیترات، نیتريت.

۱. مقدمه

امروزه با رشد روز افزون جمعیت در شهرهای بزرگ آلودگی آب آشامیدنی رو به افزایش است و یکی از معضلات مهم منابع آب شرب، غلظت بیش از حد نیترات در آنهاست. دفع نادرست فاضلاب های شهری، استفاده از کودهای شیمیایی و حیوانی، استفاده از آفت کش ها و حشره کش ها از جمله دلایل اصلی آلودگی آب آشامیدنی انسانها هستند. نگرانی بزرگ در ارتباط با وجود نیترات در آب آشامیدنی خطر ابتلا به methemoglobinemia و یا سندرم کودکان آبی است [1]. حداکثر غلظت مجاز نیترات در آب آشامیدنی توسط سازمان بهداشت جهانی (WHO)^۱ و ۱ برابر $11/3 \text{ mg NO}_3\text{-N/L}$ (معادل $50 \text{ mg NO}_3/\text{L}$) و $10 \text{ mg NO}_3\text{-N/L}$ (معادل $44/2 \text{ mg NO}_3/\text{L}$) به ترتیب گزارش شده است. همچنین حد مجاز نیتريت در آب آشامیدنی توسط WHO و ۱ برابر $1 \text{ mg NO}_2\text{-N/L}$ (معادل $3/28 \text{ mg NO}_2/\text{L}$) و $0/15 \text{ mg NO}_2\text{-N/L}$ (معادل $0/5 \text{ mg NO}_2/\text{L}$) به ترتیب گزارش شده است. از آنجایی که نیترات در آب به صورت محلول وجود دارد روش های معمول تصفیه آب قادر به حذف آن نیستند و مشکل تولید پیوسته نیترات و انتشار آن به آب های زیرزمینی را سبب می گردد. بنابراین دست یافتن به روش مناسب، اقتصادی و سازگار با محیط زیست جهت حذف نیترات از منابع آب از مهمترین مسائلی است که باید به آن پرداخته شود. آژانس حفاظت محیط زیست آمریکا (USEPA)^۲ تنها روش های تعویض یونی (IX)^۳، اسمز معکوس (RO)^۴ و الکترودیالیز معکوس (EDR)^۵ را به عنوان روش های پذیرفته شده برای تصفیه آب آشامیدنی از نیترات نام برده است. با توجه به تولید آب نمک با قدرت یونی بالا به عنوان پسماند، کاربرد پایدار این سه فناوری به دلیل محدودیت در گزینه های دفع پسماند و افزایش بار نمک محدود می شود [2].

¹ The World Health Organization

² United States Environmental Protection Agency

³ Ion-exchange

⁴ Reverse Osmosis

⁵ Electrodialysis Reversal

تجربیات اخیر نشان می دهد، نیترازدایی بیولوژیکی می تواند به طور مفید و موثری در حذف نیتراژ از آب شرب مورد استفاده قرار گیرد و لذا ساختارهای متنوعی از آن جهت نیترازدایی آب شرب مورد آزمایش قرار گرفته اند و روش های نوینی در این مهم بکار گرفته شده است. نیترازدایی بیولوژیکی آب آشامیدنی در اروپا از سال ۱۸۰۴ رواج دارد و سیستم هایی از این دست اخیراً در مقیاس بزرگ در کشورهایی همچون فرانسه، آلمان، استرالیا، لهستان، ایتالیا و بریتانیا احداث شده اند [3]. سیستم های بکار رفته در تصفیه بیولوژیکی نیتراژ شامل راکتورهای بستر سیال^۱، راکتورهای بستر ثابت^۲ و راکتور غشایی بیوفیلمی (MBfR)^۳ بوده است. حذف بیولوژیکی نیتراژ برای آب آشامیدنی توسط باکتری های نیتراژزدا با کاهش نیتراژ به گاز نیتروژن در غیاب اکسیژن (شرایط انوکسیک) و در حضور سوبسترا و مواد مغذی صورت می گیرد. باکتری های اتوتروفیک از سولفور یا هیدروژن به عنوان عامل الکترون دهنده و از منبع کربن معدنی (معمولاً کربن دی اکسید) برای رشد بهره می برند، در حالی که باکتری های هتروتروفیک از منبع کربنی آلی نظیر الکل ها (مانند متانول و اتانول) و اسیدهای چرب فرار (مانند استیک اسید) به عنوان سوبسترا استفاده می کنند [4]. مسئله مهم در ارتباط با کاربرد حذف بیولوژیکی نیتراژ از آب آشامیدنی، نیاز به تصفیه نهایی برای حذف بیومس و باقیمانده کربن آلی می باشد و همچنین با توجه به حساسیت به شرایط محیطی ممکن است حذف نیتراژ بطور کامل صورت نگیرد [5].

همراه شدن تکنولوژی غشایی با سیستم بیولوژیکی سنتی باعث کاهش و یا حذف تصفیه نهایی و جلوگیری از خروج میکروارگانیسم ها از سیستم بیولوژیکی می شود. بنابراین استفاده از یک سیستم بیولوژیکی دومرحله ای انوکسیک-اکسیک همراه شده با غشاء در مرحله اکسیک می تواند مشکلات مربوط به سیستم های بیولوژیکی سنتی حذف نیتراژ را حل نماید [6]. Shen و همکاران یک بیوراکتور غشایی انوکسیک-اکسیک را برای تصفیه نیتراژ از پسابهایی با غلظت بسیار بالای نیتراژ ($3600 \text{ N-NO}_3 \text{ mg/L}$) به کار بردند. شرایط عملیاتی بهینه در بیوراکتور غشایی انوکسیک-اکسیک شامل pH برابر با ۷/۵-۸/۵، نسبت کربن به نیتروژن (C/N) برابر با ۱/۵۶ برای منبع کربن سدیم استات و زمان ماند هیدرولیکی (HRT) برابر با ۳۰ ساعت بود که با این شرایط میزان حذف نیتراژ بالای ۹۹/۹٪ و تجمع نیتراژ هم صفر بود [7]. Buttiglieri و همکاران امکان استفاده از یک بیوراکتور انوکسیک-بیوراکتور غشایی (MBR) هوازی با غشای غوطه ور UF را برای تصفیه نیتراژ از آبهای زیرزمینی بررسی کردند. HRT در این بیوراکتور بین ۱۹-۳۷ ساعت متغیر بود. میزان غلظت COD در آب خروجی از غشا همواره کمتر از ۱۰ mg/L و در بیشتر مواقع کمتر از ۵ mg/L بود. مقدار بهینه C/N برای منبع کربن اتانول برابر با ۲/۲ gC/gN و میزان نیتراژ در آب تصفیه شده خروجی زیر مقدار تعیین شده توسط EU بود. همچنین میزان حذف باکتری کلیفرم و ایکولای ۱/۱۰٪ مشاهده شد [8]. Nuhoglu و همکارانش عملکرد بیوراکتور انوکسیک با غشای خارجی HF را برای حذف نیتراژ از آب بررسی کردند. نتایج نشان داد که میزان MLSS و نیتراژ در جریان خروجی و تصفیه شده زیر مقادیر مجاز بود. میزان بهینه C/N برابر ۲/۲ برای منبع کربن اتانول به دست آمد و سیستم توانایی حذف نیتراژ تا ۹۸/۵٪ را داشت [9].

در مطالعه حاضر یک سیستم بیولوژیکی ترکیبی شامل بیوراکتور انوکسیک- MBR هوازی با غشای غوطه ور MF برای حذف نیتراژ از آب آشامیدنی طراحی و ساخته شد و عملکرد آن در طول مدت ۳۴ روز جهت حذف نیتراژ و نیتراژ تولیدی و کدورت مورد بررسی قرار گرفت. شرایط عملیاتی، زمان ماند میکروبی (SRT)^۴ ثابت ۱۱۰ روز برای بیوراکتور انوکسیک و ۲۲۰ روز برای بیوراکتور MBR و زمان ماند هیدرولیکی (HRT) ثابت ۱۷ ساعت برای بیوراکتور انوکسیک و ۳۶ ساعت برای بیوراکتور MBR بود. همچنین مقادیر نیتراژ ورودی و C/N با منبع کربن اسید استیک ورودی ثابت و برابر ۱۵۰ mg/L و ۲ به ترتیب، در نظر گرفته شد.

۲. مواد و روش ها

دیاگرام شماتیک از سیستم آزمایشگاهی بکار برده شده در تحقیق حاضر در شکل ۱ آورده شده است. غشاء مورد استفاده در بیوراکتور از شرکت Kubota ژاپن تهیه شد. این غشاء از نوع صفحه ای تخت، با سطح مقطع 0.1 m^2 و سایز حفرات کمتر از $0.4 \mu\text{m}$ میکرومتر بود. آب سنتزی حاوی غلظت 150 mg/L نیتراژ بود. اسید استیک به عنوان منبع کربن و KH_2PO_4 به عنوان منبع فسفر با نسبت $C/N=2$ و $P/N=0.03$ به خوراک اضافه شد. به منظور آماده کردن حجم و غلظت کافی مایه تلقیح برای آزمایش ها، مخلوط میکروبی از واحد لجن فعال تصفیه خانه فاضلاب کارخانه روغن نباتی کوروش گرفته شد و پس از انتقال به آزمایشگاه، عملیات سازگاری به مدت یک ماه درون ظرف های پلی اتیلن ترفتالات ۱۰ لیتری انجام شد. از مخلوط

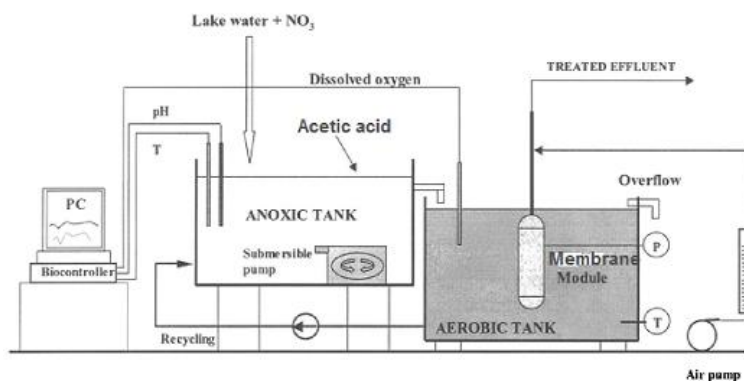
¹ Fluidized Bed Reactor

² Fixed Bed Reactor

³ Membrane Biofilm Reactor

⁴ Sludge Retention Time

میکروبی ته نشین شده در انتهای عملیات ناپیوسته بعنوان مایه تلقیح برای راه اندازی سیستم استفاده گردید. pH و دمای داخل سیستم در طول زمان آزمایش ها در حدود ۷/۵ و ۲۵ درجه سانتیگراد ثابت نگه داشته شد. در زمان راه اندازی بیوراکتور مقدار مخلوط جامدات معلق میکروبی (MLSS)^۱ بیوراکتور انوکسیک و غشایی حدود ۴۰۰۰ و ۲۰۰۰ میلی گرم بر لیتر به ترتیب بود. شرایط عملیاتی، SRT ثابت ۱۱۰ روز برای بیوراکتور انوکسیک و ۲۲۰ روز برای بیوراکتور MBR و HRT ثابت ۱۷ ساعت برای بیوراکتور انوکسیک و ۳۶ ساعت برای بیوراکتور MBR بود.



شکل ۱- دیاگرام شماتیک سیستم

غلظت MLSS (روش 2540 D)، جامدات معلق فرار (MLVSS)^۲ (روش 2540 E) و نیترات (روش NO₃-B 4500) بر اساس روش استاندارد APHA [10] اندازه گیری شد. برای تعیین میزان نیتريت از تست کیت های شرکت مرک و بر اساس روش APHA 4500-NO₂-B استفاده شد [10]. تمامی آزمایش ها با سه بار تکرار انجام شد. برای سنجش کدورت از دستگاه کدورت سنج Aqua Lytic مدل AL450T-IR ساخت آلمان استفاده شد.

۳. نتایج و بحث

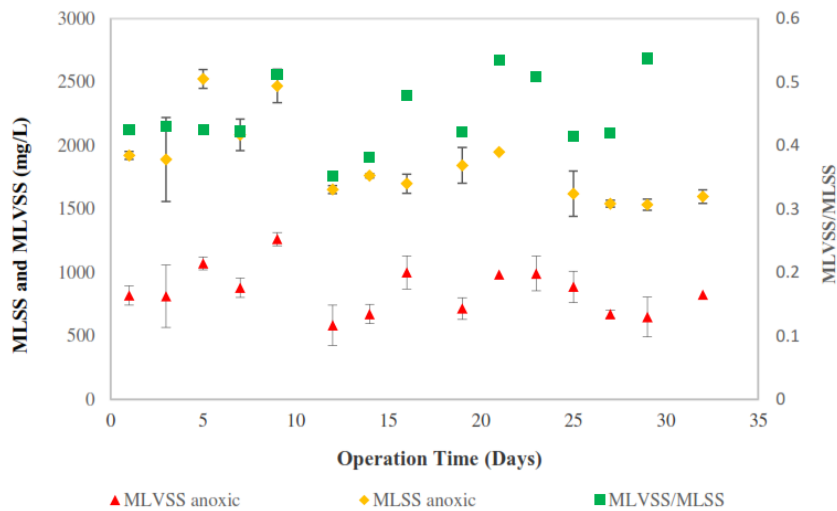
۳.۱. بررسی تغییرات MLSS و MLVSS

شکل ۲ و ۳ تغییرات MLSS، MLVSS و مقدار متوسط نسبت MLVSS/MLSS در طول ۳۴ روز عملیات سیستم MBR را نشان می دهد. همانطور که در شکل ۲ و ۳ مشاهده می شود، غلظت MLSS و MLVSS در ابتدا با گذشت زمان کاهش یافته و سپس به حالت یکنواخت رسیده است. دلیل کاهش اولیه MLSS و MLVSS، کمتر بودن سرعت رشد میکروارگانیسم ها از سرعت خروج روزانه توده زیستی (جهت ثابت نگه داشتن SRT) بوده است. نتایج شکل ۲ و ۳ نشان می دهد که برای بیوراکتور انوکسیک غلظت MLVSS بعد از ۲۵ روز پایدار شده است. با توجه به شکل ۲ و در طول ۳۴ روز عملیات بیوراکتور انوکسیک، مقدار متوسط MLSS و MLVSS به ترتیب از 1922 ± 31 و 818 ± 76 میلی گرم بر لیتر به 1158 ± 37 و 600 ± 52 میلی گرم بر لیتر رسیده است. مقادیر متوسط نسبت MLVSS/MLSS در طول عملیات بیوراکتور انوکسیک در این فاز تقریباً ثابت بوده و مقدار متوسط آن $0.06 \pm$ بوده است. با توجه به شکل ۳ بیوراکتور MBR در طول عملیات بعد از ۲۳ روز، از لحاظ MLSS به شرایط پایدار رسیده است. در طول ۳۴ روز عملیات بیوراکتور MBR مقدار متوسط MLSS و MLVSS به ترتیب از 4730 ± 150 و 2260 ± 206 میلی گرم بر لیتر در روز اول به 2472 ± 127 و $1481/33 \pm 258/4$ میلی گرم بر لیتر در روز ۳۴ رسید. مقادیر متوسط نسبت MLVSS/MLSS در طول عملیات MBR در این فاز تقریباً ثابت بوده و مقدار متوسط آن 0.48 ± 0.05 بوده است. بنابراین در طول این دوره عملیات MBR هیچ گونه تجمع مواد غیر آلی درون راکتور انوکسیک و MBR رخ نداده است. در مطالعات MBR غلظت MLVSS به ترکیبات آلی جذب شده بر روی فلوک های باکتریایی و همچنین غلظت توده زیستی برمی گردد، در حالی MLSS به محتوای آلی و معدنی مایع درون راکتور نسبت داده می شود [11]. نسبت پایین MLVSS/MLSS به دلیل استفاده از مواد منعقدکننده در

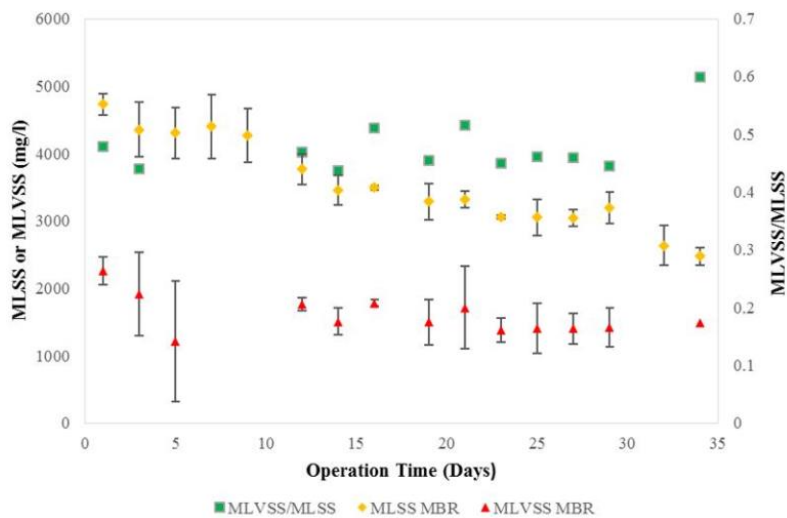
¹ Mixed Liquor Suspended Solid

² Mixed Liquor Volatile Suspended Solid

مرحله تصفیه مقدماتی در تصفیه خانه کارخانه روغن نباتی کوروش و در نتیجه غلظت بالای مواد معدنی در مخلوط میکروبی وارد شده به راکتور بوده است [12].



شکل ۲- تغییرات MLSS، MLVSS و نسبت آنها در بیوراکتور انوکسیک طی ۳۴ روز راهبری

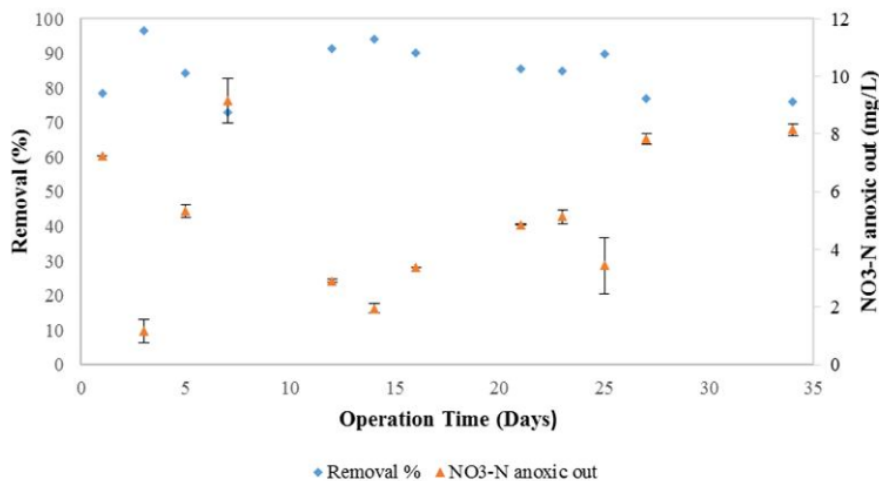


شکل ۳- تغییرات MLSS، MLVSS و نسبت آنها در بیوراکتور MBR طی ۳۴ روز راهبری

۲.۳. بررسی عملکرد سیستم ترکیبی انوکسیک - MBR در حذف نیترات

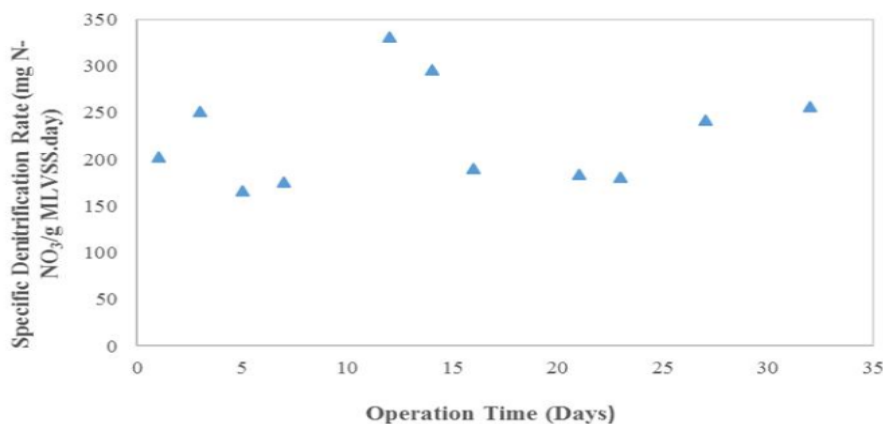
در شکل ۴ غلظت نیترات در خروجی بیوراکتور انوکسیک و درصد حذف نیترات در طول ۳۴ روز عملیات سیستم مشخص شده است. با توجه به نمودار درصد حذف نیترات در محدوده ۷۳ تا ۹۷ درصد بسته به پایدار بودن شرایط عملیاتی بیوراکتور انوکسیک متغیر بوده است. حد مجاز نیترات در آب آشامیدنی توسط WHO و EU برابر $11/3 \text{ mg NO}_3\text{-N/L}$ و $10 \text{ mg NO}_3\text{-N/L}$ به ترتیب گزارش شده است. بنابراین در طول ۳۴ روز عملیات سیستم، خروجی بیوراکتور انوکسیک همواره زیر حد مجاز اعلام شده توسط WHO بوده است. افت راندمان کمی که از شروع عملیات با گذر زمان مشاهده می شود به دلیل کاهش غلظت MLSS موجود و بروز مشکلات عملیاتی در بیوراکتور انوکسیک بود. Judd و McAdam با استفاده از یک بیوراکتور

غشایی انوکسیک تک محفظه ای و استفاده از اتانول به عنوان منبع کربن غیر سمی و ارزان و HRT برابر ۵/۷۵ ساعت نشان دادند که این سیستم می تواند نیترات را در خروجی تا ۹۲٪ کاهش دهد [13]. در مطالعه ای دیگر Nuhoglu و همکاران گزارش کردند که ترکیب سیستم بیوراکتور انوکسیک و غشای خارجی قادر است نیترات موجود در آب با غلظت اولیه ۲۲۰ میلی گرم بر لیتر (بر حسب NO_3) را در خروجی به کمتر از ۴ میلی گرم بر لیتر برساند و راندمان این سیستم تا ۹۸/۵٪ هم گزارش شده است [9].



شکل ۴- تغییرات غلظت نیترات و درصد حذف نیترات در خروجی بیوراکتور انوکسیک با غلظت اولیه ۱۵۰ میلی گرم بر لیتر نیترات در طول ۳۴ روز راهبری

شکل ۵ نرخ ویژه حذف نیترات را به ازای جمعیت فعال میکروبی طبق فرمول $\frac{[NO_3]_0 - [NO_3]_t}{MLSS \cdot HRT}$ برای بیوراکتور انوکسیک ارائه می دهد که در طول ۳۴ روز در $HRT = 17 \text{ h}$ میانگینی برابر با $225 \pm 33 \text{ mg NO}_3\text{-N/g MLVSS.day}$ داشته است.

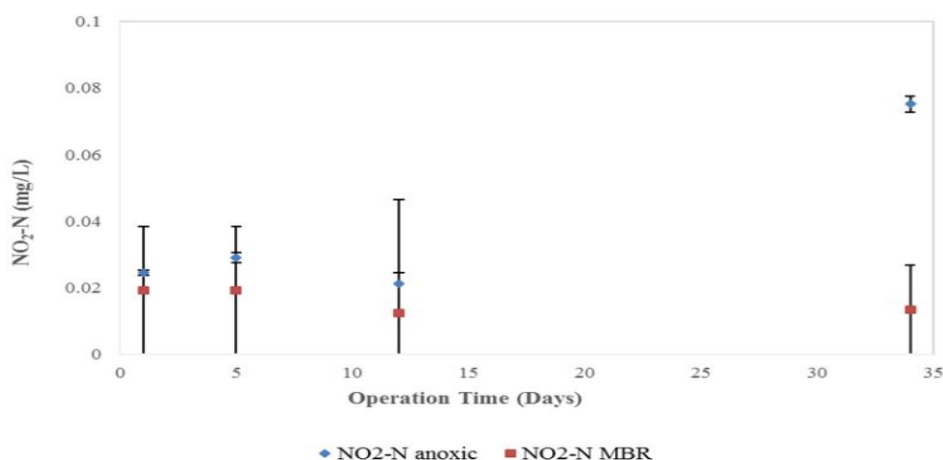


شکل ۵- تغییرات نرخ ویژه حذف نیترات به ازای جمعیت فعال میکروبی (MLVSS) در طول ۳۴ روز راهبری

نتایج تحقیق حاضر همراستا با نتایج گزارش Nuhoglu و همکاران [9] در سیستم بیوراکتور انوکسیک و غشای خارجی (نرخ ویژه حذف نیترات با شرایط عملیاتی $HRT = 1/22 - 2$ روز در محدوده $41 - 239 \text{ mg N-NO}_3 \text{ g MLSS}^{-1} \text{ day}^{-1}$ بوده است) و همچنین نتایج Chang و همکاران [14] در فرآیند بیولوژیکی غشایی (نرخ ویژه حذف نیترات با شرایط عملیاتی $HRT = 1 \text{ h}$ در حدود $268 \text{ mg N-NO}_3 \text{ g MLSS}^{-1} \text{ day}^{-1}$ بوده است) بوده است.

۳.۳. بررسی عملکرد سیستم ترکیبی انوکسیک - MBR در حذف نیتريت

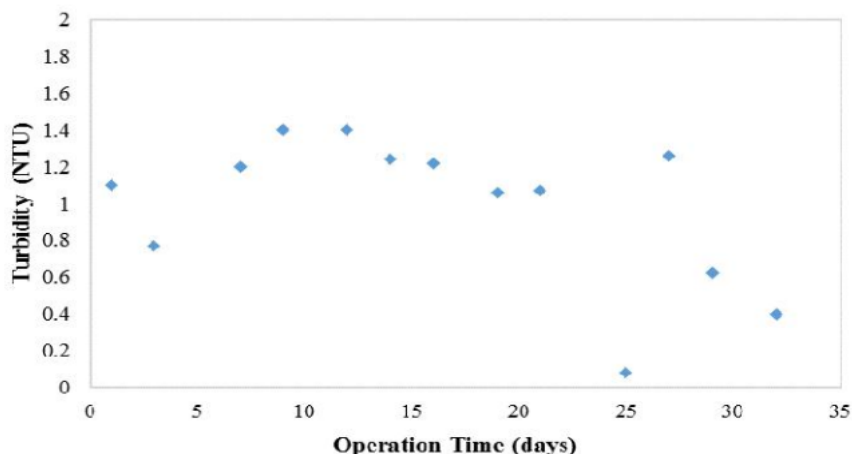
نیتريت محصول جاني، نامطلوب و سمی کاهش نترات است. تشکیل نیتريت نتیجه کمبود سوبسترا و کاهش نترات در مرحله انوکسیک است. این نیتريت اضافی با هوادهی و کلرزنی مجدداً به نترات تبدیل می‌شود [13]. حد مجاز نیتريت در آب آشامیدنی توسط WHO و EU برابر $1 \text{ mg NO}_2\text{-N/L}$ و $0.15 \text{ mg NO}_2\text{-N/L}$ به ترتیب گزارش شده است. در شکل ۶ اثر بیوراکتور MBR بر کاهش نیتريت تولیدی در بیوراکتور انوکسیک نشان داده شده است. همانطور که در این نمودار دیده می‌شود نیتريت خروجی از بیوراکتور انوکسیک همواره کمتر از حد استاندارد اعلام شده توسط WHO و EU است. اعداد نشان داده شده برای نیتريت در خروجی بیوراکتور MBR همواره پایین تر از بیوراکتور انوکسیک بوده است که این نقش MBR هوازی را در کاهش نیتريت پررنگ نشان می‌دهد [8]. Buttiglieri و همکاران مشاهده کردند که در یک سیستم ترکیبی انوکسیک و MBR هوازی با HRT بین ۱۹ تا ۳۷ ساعت و نترات ورودی برابر با 140 mg/L ، نترات و نیتريت خروجی همواره کمتر از مقدار استاندارد بوده است [8].



شکل ۶- تغییرات غلظت نیتريت در خروجی بیوراکتور انوکسیک و MBR در طول ۳۴ روز راهبری

۴.۳. بررسی عملکرد سیستم ترکیبی انوکسیک - MBR در حذف کدورت

در شکل ۷ عملکرد بیوراکتور MBR در حذف کدورت خروجی و تغییرات آن قابل مشاهده است. کدورت خروجی همواره کمتر 2 NTU بوده است. با توجه به غلظت متوسط 3500 میلی گرم بر لیتر توده میکروبی در مرحله اکسیک و کدورت خروجی سیستم میتوان به نقش موثر غشا (با سایز منافذ 0.4 میکرومتر) در جلوگیری از خروج مخلوط میکروبی از سیستم پی برد. Ravnjak و همکارانش با استفاده از غشا صفحه تخت از جنس اتیلن کلرینه شده و سایز منافذ $0.4 \mu\text{m}$ توانستند میزان میکروب خروجی از سیستم را به 5500 CFU/mL کاهش دهند [6]. Shen و همکارانش در تصفیه پساب با استفاده از بیوراکتور غشایی و استفاده از غشای هالوفیبر با سایز منافذ $0.2 \mu\text{m}$ میزان باکتری در جریان خروجی از سیستم را به $19/5 \text{ CFU/mL}$ و کدورت خروجی از سیستم را به کمتر از 1 NTU رساندند [7]. Buttiglieri و همکاران مشاهده کردند که در یک سیستم ترکیبی انوکسیک و MBR هوازی با غشای با سایز منافذ $0.2 \mu\text{m}$ و غلظت نترات ورودی برابر با 140 mg/L ، درصد حذف E.Coli و کلیفرم کل 100 درصد بوده است [8].



شکل ۷- تغییرات کدورت در جریان خروجی MBR طی ۳۴ روز راهبری

۴. نتیجه گیری

در این پژوهش یک سیستم بیولوژیکی ترکیبی شامل بیوراکتور انوکسیک- MBR هوازی با غشای غوطه ور MF برای حذف نیترات از آب آشامیدنی طراحی و ساخته شد و عملکرد آن در طول مدت ۳۴ روز جهت حذف نیترات و نیتريت تولیدی و کدورت مورد بررسی قرار گرفت. شرایط عملیاتی، HRT ثابت ۱۷ ساعت برای بیوراکتور انوکسیک و ۳۶ ساعت برای بیوراکتور MBR و همچنین مقادیر نیترات و C/N ورودی ثابت و به ترتیب برابر mg/L ۱۵۰ و ۲ در نظر گرفته شد. نتایج آزمایش ها نشان داد که درصد حذف نیترات در محدوده ۷۳ تا ۹۷ درصد بسته به پایدار بودن شرایط عملیاتی بیوراکتور انوکسیک متغیر بود و خروجی بیوراکتور انوکسیک همواره زیر حد مجاز اعلام شده توسط WHO بوده است. خروجی نیتريت سیستم نیز تقریباً ثابت و در محدوده ۰/۰۱-۰/۰۲ میلی گرم بر لیتر و کمتر از حد مجاز (۱ میلی گرم بر لیتر) اعلام شده توسط WHO بود. همچنین کدورت خروجی سیستم همواره کمتر از ۲ NTU بود که نشان دهنده نقش موثر غشا (با سایز منافذ ۰/۴ میکرومتر) در جلوگیری از خروج مخلوط میکروبی از سیستم بود. نتایج حاصل از این پژوهش نشان دهنده پتانسیل بسیار خوب سیستم بیولوژیکی بیوراکتور انوکسیک- MBR در حذف نیترات از آب آشامیدنی می باشد.

۵. قدردانی

نویسندگان این مقاله از زحمات جناب آقای مهندس مهرزاد پاکزاده در کمک به طراحی و ساخت سیستم کمال تشکر را دارند و همچنین از پژوهشگاه مواد و انرژی برای حمایت مالی از این طرح پژوهشی به کد شناسه ای ۵۲۱۳۹۴۰۰۱ و ارائه تسهیلات آزمایشگاهی سپاسگزار می باشند.

۶. مراجع

1. Ravnjak, M., Vrtovsek, J. and Pintar, A., (2013). Denitrification of drinking water in a two-stage biofilm membrane bioreactor. *Desalination and Water Treatment*, 51, pp. 5402-5408.
2. McAdam, E.J. and Judd, S.J., (2006). A review of membrane bioreactor potential for nitrate removal from drinking water. *Desalination*, 196(1), pp. 135-148.
3. Lenntech Water Treatment and Purification Holding B.V., (2009). History of Water Treatment, <http://www.lenntech.com/history-water-treatment.htm>



شرکت مهندسی آب و فاضلاب ایران

کنگره علوم و مهندسی آب و فاضلاب ایران

دانشگاه تهران، تهران

۲۶ و ۲۷ بهمن ماه ۱۳۹۵



4. Huang, B., Chi, G., Chen, X. and Shi, Sh., (2011). Removal of highly elevated nitrate from drinking water by pH-heterogenized heterotrophic denitrification facilitated with ferrous sulfide-based autotrophic denitrification. *Bioresource Technology*, 102, pp. 10154-10157.
5. Kapoor, A. and Viraraghavan, T., (1997). Nitrate removal from drinking water – Review. *Journal of Environmental Engineering*, 123, pp. 371–380.
6. Ravnjak, M., Vrtovsek, J. and Pintar, A., (2013). Denitrification of drinking water in a two-stage membrane bioreactor by using immobilized biomass. *Bioresource Technology*, 128, pp. 804-808.
7. Shen, J., He, R., Han, W., Sun, X., Li, J. and Wang, L., (2009). Biological denitrification of high-nitrate wastewater in a modified anoxic/oxic membrane bioreactor (A/O-MBR). *Journal of Hazardous Materials*, 172, pp. 595–600.
8. Buttiglieri, G., Malpei, F., Daverio, E., Melchiori, M., Nieman, H. and Ligthart, J., (2005). Denitrification of drinking water sources by advanced biological treatment using a membrane bioreactor. *Desalination*, 178(1), pp. 211-218.
9. Nuhoglu, A., Pekdemir, T., Yildiz, E., Keskinler, B. and Akay, G., (2002). Drinking water denitrification by a membrane bio-reactor. *Water Research*, 36 (5), pp. 1155-1166.
10. A. W. APHA, (2005). "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater," in American Public Health Association, 18th ed. Washington Dc.
11. Abdollahzadeh Sharghi, E. and Bonakdarpour, B., (2013). The study of organic removal efficiency and halophilic bacterial mixed liquor characteristics in a membrane bioreactor treating hypersaline produced water at varying organic loading rates. *Bioresource Technology*, 149, pp. 486-495.
12. Chipasa, K. B., (2001). Limits of physicochemical treatment of wastewater in the vegetable oil refining industry. *Polish Journal of Environmental Studies*, 10 (3), pp. 141-148.
13. McAdam, E.J. and Judd, S.J., (2007). Denitrification from drinking water using a membrane bioreactor: chemical and biochemical feasibility. *Water Research*, 41 (18), pp. 4242–4250.
14. Chang, J., Manem, J. and Beaubien, A., (1993). Membrane bioprocesses for the denitrification of drinking water supplies. *Journal of Membrane Science*, 80, pp. 233–239.