

بررسی کارایی راکتور بافلدار بی‌هوازی اصلاح شده MABR در حذف نیترژن از فاضلاب

مهدی اشراقی^۱، بیتا آیتی^۲، حسین گنجی دوست^۳

نویسنده مسئول: تهران، تقاطع بزرگراه چمران و آل احمد، دانشگاه تربیت مدرس، دانشکده فنی و مهندسی ayati_bi@modares.ac.ir

پذیرش: ۸۸/۰۹/۱۷

دریافت: ۸۸/۰۶/۱۹

چکیده

زمینه و هدف: ترکیبات نیترژن در فاضلاب عمدتاً به چهار صورت آلی، آمونیاکی، نیترات و نیتريت می‌باشند. غلظت نیترژن کل در فاضلاب شهری معمولاً در محدوده ۲۵ تا ۴۵ میلی‌گرم در لیتر بر حسب نیترژن قرار دارد که مهم‌ترین مشکل در مورد با آن، میزان تمایل اکسیژن‌خواهی و اثرات بهداشتی آن است. راکتور بافلدار غیرهوازی، سیستمی است که در آن ردیف‌هایی از بافل‌ها برای هدایت جریان فاضلاب وجود دارند. **روش بررسی:** در این تحقیق ۹ ماهه، جهت انجام نیتریفیکاسیون و دنیتریفیکاسیون هم‌زمان، از یک راکتور بافلدار بی‌هوازی اصلاح شده به ابعاد ۱۵×۳۰×۱۰۴ سانتی‌متر و حجم مفید ۱۵ لیتر با هشت بخش استفاده گردید که در بافل هفتم اقدام به هوادهی شد تا طی آن آمونیاک در یک محیط هوازی به نیتريت و نیتريت اکسید گردد.

یافته‌ها: دنیتریفیکاسیون تقریباً به طور کامل در دو بخش ابتدایی راکتور بافلدار بی‌هوازی و به ترتیب با راندمان ۶۰ تا ۸۴ درصد حذف نیترژن نیتريت تا بخش چهارم اتفاق افتاد. هم‌چنین حذف بار نیترژن ورودی در شرایط ورود شوک بار نیترژن (۴ برابر میزان آخرین غلظت نیترژن ورودی به راکتور) پس از گذشت یازده روز به شرایط اولیه بازگشت. جهت بررسی و پردازش اطلاعات دریافت شده در طی تحقیق، از روش شبکه عصبی مصنوعی نیز استفاده گردید به طوری که میزان خطای مشاهده شده در ۱۰ مورد آزمایش فرضی کمتر از ۱۵ درصد بود.

نتیجه‌گیری: راکتور بافلدار بی‌هوازی تا غلظت ورودی ۲۰۰ میلی‌گرم بر لیتر قابلیت رساندن غلظت نیترژن نیتريت موجود در فاضلاب به حد استاندارد سازمان حفاظت محیط زیست ایران (۵۰ میلی‌گرم بر لیتر بر حسب نیتريت و ۱۰ میلی‌گرم بر لیتر بر حسب نیترژن) را دارا می‌باشد.

واژگان کلیدی: نیتریفیکاسیون، دنیتریفیکاسیون، راکتور بافلدار بی‌هوازی اصلاح شده (MABR)

۱- دانشجوی کارشناسی ارشد مهندسی عمران، دانشکده محیط زیست، دانشگاه تربیت مدرس

۲- دکترای محیط زیست، استادیار دانشکده محیط زیست دانشگاه تربیت مدرس

۳- دکترای محیط زیست، استاد دانشکده محیط زیست دانشگاه تربیت مدرس

مقدمه

نیترژن به چهار صورت، آمونیاکی، آلی (پروتئین‌ها، اوره و ...)، نیتريتی و نیتراتی در فاضلاب یافت می‌شود. غلظت نیترژن کل در فاضلاب خام در محدوده ۲۰ تا ۸۵ میلی‌گرم در لیتر متفاوت است که ۶۰ درصد به صورت نیترژن آلی، نزدیک به ۴۰ درصد به شکل نیترژن آمونیاکی و کم‌تر از ۱ درصد در اشکال نیترات و نیتريت می‌باشد (۱). نیترژن از دو طریق طبیعی یا مصنوعی وارد محیط زیست آبی می‌گردد. منابع طبیعی شامل نزولات جوی، غبارات هوا و رواناب‌های غیر شهری (آب تجمع یافته در شاخ و برگ درختان در مواقع بارندگی که به آن برگ‌آب اطلاق می‌گردد و بعد از رسیدن به زمین به صورت رواناب جریان می‌یابد) می‌باشد و منابع مصنوعی از فعالیت‌های انسانی ناشی شده و شامل رواناب‌های شهری، فاضلاب‌های خانگی، زهاب‌های کشاورزی (ناشی از مصرف کودهای ازته)، پساب‌های صنعتی و شیرابه مراکز دفن زباله است (۲). مشکل اصلی در مورد حضور ترکیبات نیترژن‌دار در فاضلاب تخلیه شده به محیط، مصرف اکسیژن محلول آب است که برای اکوسیستم آبی و زندگی آبیان خطرات زیادی را ایجاد می‌نماید. همچنین نیترات و نیتريت در قسمت‌های ابتدایی روده کوچک به سرعت جذب و پس از ورود به خون منجر به تبدیل هموگلوبین به متهموگلوبین می‌شود. توانایی عبور نیترات از جفت و تشکیل مقادیر کشنده متهموگلوبین در جنین موش‌های صحرائی به اثبات رسیده است. علاوه بر آن در معده بر اثر واکنش نیتريت با سایر ترکیبات پایدار نیترژن مانند آمین و آمیدهای نوع دوم و سوم موجود در مواد غذایی، ترکیبات نیتروز آمین ایجاد می‌شود (۳). لذا طی ۷۰ سال گذشته فرایندهای مختلفی از جمله نیتريفیکاسیون، دنیتريفیکاسیون، نوار هوا، نقطه شکست کلر و تبادل یونی در حذف نیترژن از آب و فاضلاب به کار گرفته شده‌اند. این روش‌ها دارای هزینه بالایی بوده، نیازمند افزودن مواد شیمیایی هستند و ممکن است تولید ترکیبات سمی نمایند که به همین دلیل کاربرد روش‌های تصفیه بیولوژیکی مطرح می‌شود.

طراحی راکتور بافل‌دار بی‌هوازی (Anaerobic Baffled Reactor) از سال ۱۹۸۰ توسعه یافت که چندین مزیت بر سیستم‌های دیگر شامل سازگاری بهتر با شوک‌های آلی و هیدرولیکی، زمان ماند میکربی زیادتر، تولید لجن کم‌تر و قابلیت جداسازی فازهای متفاوت دارد. مزیت اخیر باعث تغییر مکان در جمعیت‌های میکربی می‌شود که حفاظت در مقابل مواد سمی و مقاومت در مقابل تغییر شرایط زیست محیطی مانند pH و دما را افزایش می‌دهد (۱). ساختار فیزیکی این راکتور امکان اصلاحات مهمی همانند افزودن یک مرحله هوازی تکمیلی را می‌دهد که در نتیجه قابلیت تصفیه فاضلاب‌های سخت که به طور مرسوم نیاز به چندین واحد برای حذف دارند افزایش می‌یابد و سرانجام کاهش قابل ملاحظه‌ای در هزینه‌های سرمایه‌گذاری صورت می‌گیرد (۴). در سال ۱۹۸۱، بافل‌های عمودی جهت تصفیه فاضلاب حاوی درصد بالای جامدات به راکتور اضافه شدند تا توانایی راکتور در حفظ جمعیت بالای متانوژن‌ها را کند رشد افزایش یابد. در یک نرخ ثابت از بارگذاری اکسیژن مورد نیاز شیمیایی، که (COD) $(1/6 \text{ Kg/m}^3 \cdot \text{d})$ با ایجاد این بافل‌ها میزان تولید گاز متان از ۳۰ به بیش از ۵۵ درصد افزایش یافته است (نرخ تولید گاز متان در این حالت برابر با $0.34 \text{ m}^3/\text{KgVSS}$ بوده است) (۱). در ادامه برخی تحقیقات صورت گرفته در رابطه با حذف نیترژن و کاربرد راکتور بافل‌دار بی‌هوازی ارائه شده است:

Shaowei و همکاران حذف هم‌زمان نیترژن و COD با استفاده از راکتور بیوفیلم غشا کربنی هوادهی شده را بررسی کردند. این راکتور در زمان ماند هیدرولیکی ۲۰ ساعت مورد استفاده قرار گرفت و حتی در زمان‌های ماند کوتاه‌تر تا ۱۲ ساعت نیز به خوبی کار نمود. راندمان‌های حذف COD، نیترژن آمونیاکی (NH_4^+-N) و نیترژن کل (TN) به ترتیب ۸۶، ۹۴ و ۸۴ درصد رسید (۵).

Aslan و Dahab در مطالعه‌ای نیترات‌سازی و نیترات‌زدایی فاضلاب حاوی آمونیاک با استفاده از راکتورهای بیوفیلمی با

در محفظه اول، ۵۰-۳۰٪ حذف در محفظه دوم، ۴-۳٪ حذف در محفظه سوم و ۳-۱٪ حذف در محفظه چهارم در هر دو راکتور مشاهده شد. در راکتور حاوی پلیمر کیتوزان در زمان ماند هیدرولیکی ۲۴، ۴۸ و ۷۲ ساعت به ترتیب میانگین حذف COD برابر ۸۶/۹، ۹۳/۸ و ۹۴/۶ درصد و در راکتور شاهد ۷۴/۳، ۸۰/۸ و ۸۱ درصد حاصل شد (۸).

چاوشا و همکارانش عملکرد راکتور ABBR را در تصفیه فاضلاب مصنوعی تهیه شده از ملاس مورد بررسی قرار دادند. در این تحقیق در زمان ماند هیدرولیکی ۱۶ ساعت تاثیر افزایش بار آلی در راندمان حذف بررسی گردید. با افزایش بار آلی از ۴/۵ به ۹، کاهش راندمان حذف از ۹۱ به ۸۸ مشاهده شد. هم چنین بررسی زمان ماند هیدرولیکی نشان داد با کاهش زیاد در زمان ماند، کارایی راکتور به دلیل کاهش زمان تماس بین زیست توده و فاضلاب کاهش می یابد (۹).

با توجه به نتایج حاصل از قابلیت خوب سیستم راکتور بافل دار در تصفیه فاضلاب های گوناگون، هدف از این تحقیق بررسی قابلیت و کارایی آن در مقیاس آزمایشگاهی در حذف نیتروژن است که در انتها نیز جهت پردازش داده های دریافت شده، اقدام به بررسی رابطه احتمالی موجود بین اطلاعات دریافت شده در طی تحقیق با استفاده از روش شبکه عصبی گردید.

مواد و روش ها

در این تحقیق پس از انجام مطالعات کتابخانه ای، راکتوری به حجم کلی ۲۰ لیتر شامل ۸ بخش هم اندازه که به وسیله بافل های عمودی از یکدیگر جدا شده بود، ساخته شد (شکل ۱). جهت راه اندازی سیستم پس از انتقال لجن فعال برگشتی تصفیه خانه فاضلاب شهرک اکباتان با افزودن مواد مغذی مورد نیاز به منظور رشد باکتری های بی هوازی و تامین نسبت COD/N/P معادل ۳۵۰/۵/۱ به آن فرصت داده شد تا میزان غلظت مواد جامد معلق به حد ۴-۶ گرم بر لیتر برسد. در

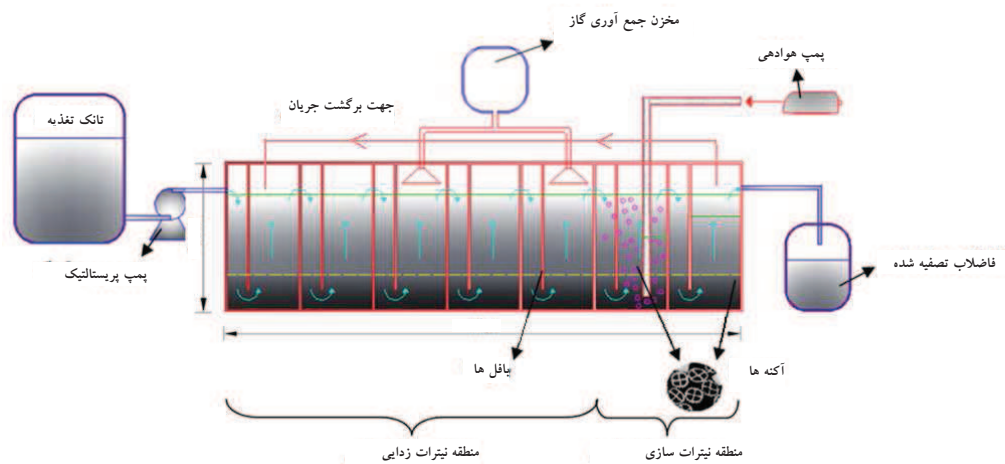
بستر سیال شده را انجام دادند. متوسط راندمان حذف نیتروژن آمونیاکی در نرخ بارگذاری ۰/۹ و $1/2 \text{ kgNH}_4\text{-N/m}^2\text{.d}$ به ترتیب برابر ۹۹/۲ و ۹۰/۱ درصد بود. همچنین غلظت $\text{NO}_x\text{-N}$ در محفظه اول (NO_x-N+NO₃-N) در محدوده ۲۲۷-۳۳۰ میلی گرم بر لیتر بر حسب نیتروژن تنظیم (نرخ بارگذاری نیتروژن $\text{kg/m}^2\text{.d}$ ۰/۰۸-۰/۴) و دبی فاضلاب ورودی به اندازه ای که راندمان حذف نیتروژن به نزدیکی ۹۰٪ برسد، افزایش داده شد. در نرخ بارگذاری $0/08 \text{ kg/m}^2\text{.d}$ ، غلظت نیتروژن نیتراتی و نیتریتی در فاضلاب خروجی به ترتیب برابر ۳ و ۰/۹ میلی گرم بر لیتر بود. در راکتور بیوفیلیم با بستر سیال شده نیترات ساز و در کم ترین میزان نرخ بارگذاری نیتروژن، راندمان حذف ۹۸٪ برای $\text{NO}_x\text{-N}$ به دست آمد. در هر دو راکتور و در دمای ۲۱±۱ درجه سانتی گراد راندمان حذف نیتروژن کل بیشتر از ۹۳٪ بود (۶).

در تحقیق Morita و همکاران از یک بیوراکتور ۳۰ محفظه ای جهت حذف نیتروژن از فاضلاب تولیدی از قسمت گوگردزایی و حاوی آمونیاک یک نیروگاه حرارتی استفاده شد. راندمان حذف نیتروژن کل ورودی و اتانول تزریق شده جهت نیترات زدایی به سیستم به ترتیب ۹۵ و ۹۸/۴ درصد بود و غلظت نیتروژن کل در خروجی به کمتر از ۹ میلی گرم بر لیتر رسید (۷).

در تحقیق پاکزاد شهابی در رابطه با نقش پلیمر طبیعی کیتوزان در افزایش سرعت گرانولسازي در ABR در راکتور شاهد، ابتدا در بار آلی $1/33 \text{ kg/m}^2\text{.d}$ ($\text{COD} = 4000 \text{ mg/L}$) حذف ۶۵ درصد مشاهده شد که با افزایش آن تا $\text{kg/m}^2\text{.d}$ ۵ ($\text{COD} = 15000 \text{ mg/L}$) سیر صعودی تا ۸۳ درصد ادامه یافت. در راکتور حاوی پلیمر کیتوزان، در بار آلی $\text{g/m}^2\text{.d}$ ۱/۳۳ ($\text{COD} = 4000 \text{ mg/L}$) درصد حذف ۶۵ مشاهده شد که با افزایش بار آلی تا $\text{kg/m}^2\text{.d}$ ۶ ($\text{COD} = 18000 \text{ mg/L}$) بهبود حذف تا ۹۶ درصد در سیستم حاصل گردید. هر یک از ۴ محفظه درون راکتورها در حذف COD روند یکسانی در میزان مشارکت داشتند به طوری که حدود ۶۰-۴۰٪ حذف

۵۰۰۰ میلی گرم بر لیتر افزایش یافت و طبق مطالعات انجام گرفته، میزان نسبت C/N بهینه برابر ۱۰ انتخاب گردید. جهت تامین نیتروژن نیتراتی از نیترات سدیم به صورت پودر و جهت

این مدت به صورت روزانه پارامترهای میزان اکسیژن محلول، قلیابیت و pH کنترل شدند. بعد از بی هوازی شدن لجن، به میزان ۸ لیتر (تقریباً یک سوم حجم کلی راکتور) از آن به درون راکتور منتقل و مابقی حجم توسط محلول گلوکز با mg/L



شکل ۱: شماتیک سیستم مورد استفاده در تحقیق و بخش های مختلف آن

تامین نیتروژن آمونیاکی از آمونیاک مایع ۹۶٪ با نسبت ۱۰ به ۱ آمونیاک به نیترات سدیم استفاده گردید. به موازات میزان نیتروژن ورودی به راکتور از ۲۰ mg/L آغاز و به ۵۰۰ میلی گرم بر لیتر افزایش یافت (شکل ۲). تمامی آزمایش ها انجام شده طبق دستورالعمل کتاب روش های استاندارد آزمایش ها آب و فاضلاب بوده است (۱۰).

در هر مرحله افزایش بار، پارامترهای MLSS (روش D۲۵۴۰)، MLVSS (روش E۲۵۴۰)، BOD و COD نیز اندازه گیری شد که نسبت های MLVSS/MLSS و COD/BOD به ترتیب در محدوده ۰/۷۴ تا ۰/۷۹ و ۰/۷ تا ۰/۸ قرار داشت.

۵۰۰ COD پر گردید. مواد ریز مغذی مورد استفاده شامل کلرید کلسیم (۷/۳۴ g/L)، کلرید کبالت (۰/۵ گرم بر لیتر)، کلرید منگنز (۲/۵ گرم بر لیتر)، سولفات آهن (۵ گرم بر لیتر)، سولفات منیزیم (۰/۱ گرم بر لیتر)، سولفات مس (۰/۲ گرم بر لیتر) و سولفات روی (۲/۲ گرم بر لیتر) بودند.

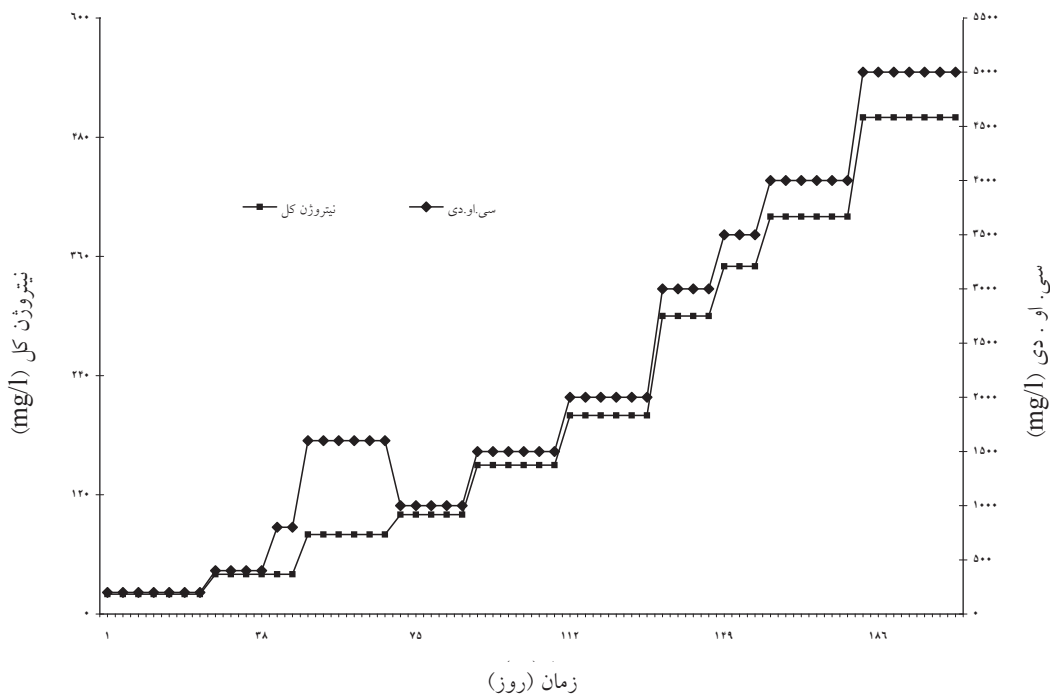
در راکتور اصلاح شده ABR جهت داشتن محیط هوازی به منظور رشد باکتری های نیتریفایر در بخش هفتم راکتور اقدام به هوادهی شد و به میزان ۳۵ درصد حجم آن از آکته های kaldnes جهت افزایش سطح جهت رشد چسبیده میکروارگانیسم ها استفاده گردید. مشخصات حامل های بیوفیلم در جدول ۱ آمده است. هم چنین جهت احیا نیترات و نیتريت تولید شده در بخش هوازی، جریان با نسبت ۲۰٪ به بخش بی هوازی برگشت داده شد. نکته قابل ذکر این که زمان ماند هیدرولیکی استفاده شده در این تحقیق ۴۸ ساعت بود. بعد از گذشت ۲ هفته از راه اندازی راکتور که میزان تغییرات pH و راندمان حذف COD تقریباً ثابت شد، میزان بار ورودی به راکتور به مرور افزایش یافت. میزان COD ورودی به راکتور از ۲۰۰ میلی گرم بر لیتر شروع و بعد از مدت ۲۰۰ روز، به

جدول ۱: مشخصات حامل های بیوفیلمی مورد استفاده

مقدار	پارامتر
۹/۱	قطر اسمی (mm)
۷/۲	طول اسمی (mm)
۱۵۰	چگالی (kg/m ³)
۵۰۰	سطح ویژه رشد بیوفیلم (m ² /m ³)

توزین مواد شیمیایی مصرفی، بوته‌های چینی و کاغذهای صافی از جمله تجهیزات و دستگاه‌های آزمایشگاهی مورد استفاده در طی تحقیق بودند. جهت تشخیص میکروارگانیزم‌های موجود

اسپکتروفتومتر ساخت شرکت Hach، مدل DR۴۰۰۰ جهت سنجش و اندازه‌گیری یون‌های نیترات و نیتريت به ترتیب با شماره‌های ۸۰۳۹ و ۸۱۵۳ با برنامه‌های ۲۵۳۰ و ۲۶۰۰،



شکل ۲: نحوه افزایش بار آلی و بار نیتروژن در طی تحقیق

در راکتور بعد از کشت دادن آنها نیز از روش تست سریع استفاده گردید.

در انتها نیز جهت پردازش داده‌ها، اقدام به بررسی رابطه احتمالی موجود در بین اطلاعات حاصل از آزمایشات تحقیق شد. جهت بررسی و پردازش داده‌های عددی روش‌های متفاوتی وجود دارد و از آن جمله می‌توان به شبکه‌های عصبی مصنوعی، منطق فازی و الگوریتم ژنتیک اشاره نمود که در این تحقیق از روش اول استفاده گردید.

یافته‌ها

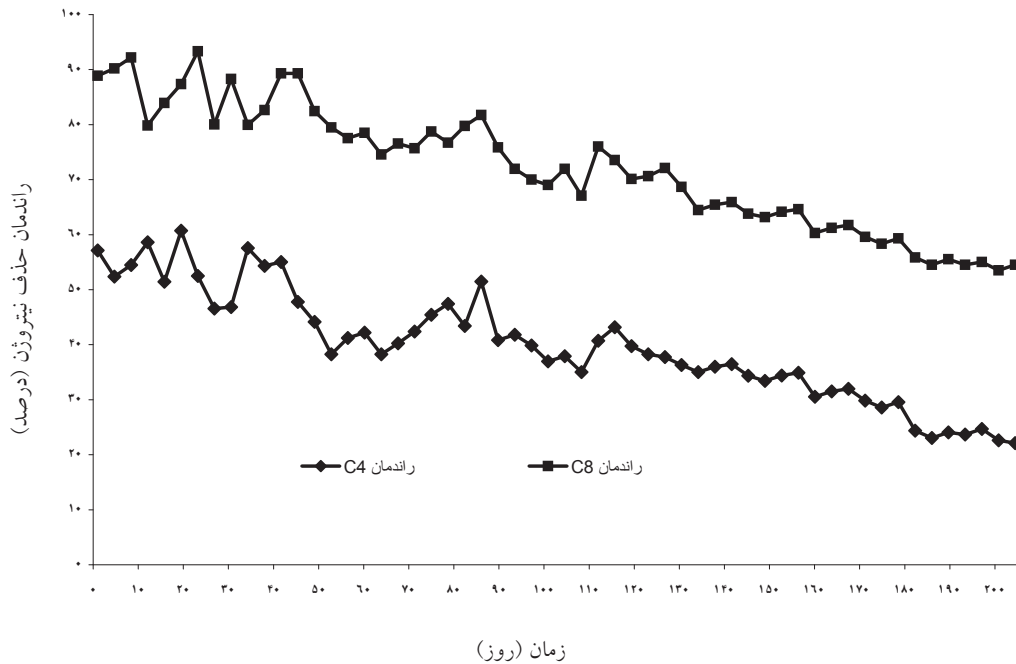
تاثیر افزایش بار آلی

در ابتدا در بار نیتروژن $۱ \text{ kg/m}^3 \cdot \text{d}$ و بار آلی $۰/۱ \text{ kg/m}^3 \cdot \text{d}$ متوسط حذف ۸۴ درصد مشاهده شد. نتایج حاصل از این شرایط دارای تغییرات زیادی بود به گونه‌ای که بیشترین راندمان حذف در

اسپکتروفتومتر ساخت شرکت Perkin Elmer مدل Lambda EZ ۱۵۰ دیجیتالی جهت تعیین میزان جذب و COD و طیف جذبی آلاینده‌ها و میزان غلظت، COD راکتور ساخت شرکت Hach با ۱۶ جا لوله‌ای جهت اندازه‌گیری COD به روش B ۵۲۲۰، pH متر ساخت شرکت Metrohm با الکتروود دیجیتالی، BOD متر ساخت شرکت WTW مدل Oxi Top از نوع مانومتریک با قابلیت اندازه‌گیری هم زمان ۱۲ نمونه BOD به روش B ۵۲۱۰، اندازه‌گیری اکسیژن محلول توسط DO متر ساخت شرکت Crison مدل OXI۴۵، سانتریفوژ ساخت شرکت Sigma به منظور جداسازی ذرات معلق و کلوییدی از محلول، میکروسکوپ نوری دو چشمی ساخت شرکت Zeiss با بزرگ‌نمایی حداکثر ۱۰۰۰ برابر و ترازو ساخت شرکت Sartorius با دقت $۰/۰۰۱$ گرم با حداکثر وزن قابل اندازه‌گیری ۱۶۰ گرم جهت

نیتروزن ورودی باعث افزایش فعالیت باکتری های نیتریفایر (۱۱) و دنیتریفایر (۱۲) و در نتیجه افزایش موقتی حذف TN می گردد. در ضمن بیشتر حذف تا در محفظه های اول اتفاق افتاده که طبق نتایج تحقیقات دیگر معمولاً اختلاف راندمان در

روز ۲۳ به میزان ۹۱ درصد مشاهده شد. پس از آن درصد حذف با شیب کمی کاهش یافت به گونه ای که در انتهای روز ۸۶ راندمان حذف ۸۱٪ حاصل شد و این روند نزولی با شیبی ملایم و تقریباً یکنواخت تا روز ۲۰۰ ادامه یافت (شکل ۳).



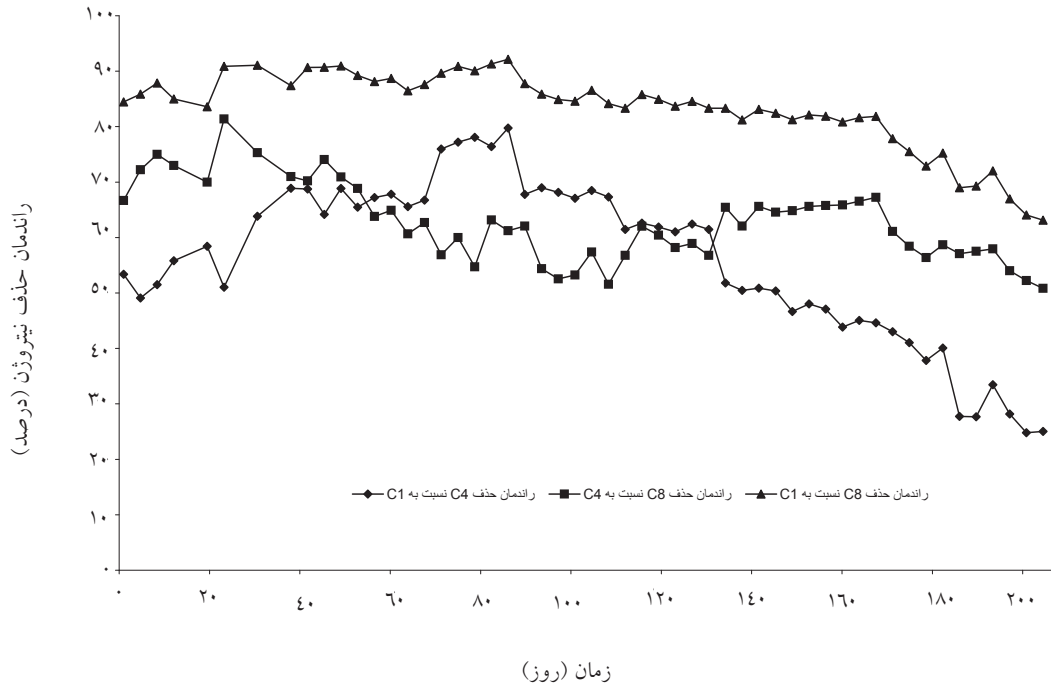
شکل ۳: مقایسه راندمان حذف نیتروزن نیتراتی در غلظت های مختلف راکتور

راندمان حذف در محفظه های راکتور

محفظه های اول بیشتر بوده و در محفظه های انتهایی تعدیل می شود که یکی از مزایای چند قسمتی بودن این راکتور است (۴). She نیز در بررسی مشارکت محفظه های راکتور بافل دار بی هوازی در حذف COD به نتایج مشابهی رسیده است به طوری که بیشترین حذف در دو راکتور ۹۰ لیتری ۴ محفظه های در دو بخش اول مشاهده شده است (۱۳).

خباز نیز در بررسی عملکرد راکتور ۵ محفظه ای به ۶۵٪ بیشترین راندمان حذف COD (حدود ۸۶٪) در محفظه اول دست یافته است (۱۴). این مشاهدات دلیلی بر دو فازی بودن سیستم می باشد. فعالیت هیدرولیز و اسیدسازی در محفظه اولی بیشترین مقدار را دارد و در محفظه های دیگر تقریباً ثابت است. فعالیت متان زایی در اتاقک های میانی زیاد و در اتاقک آخری کاهش می یابد و فاز متانزایی که کندترین مرحله هضم

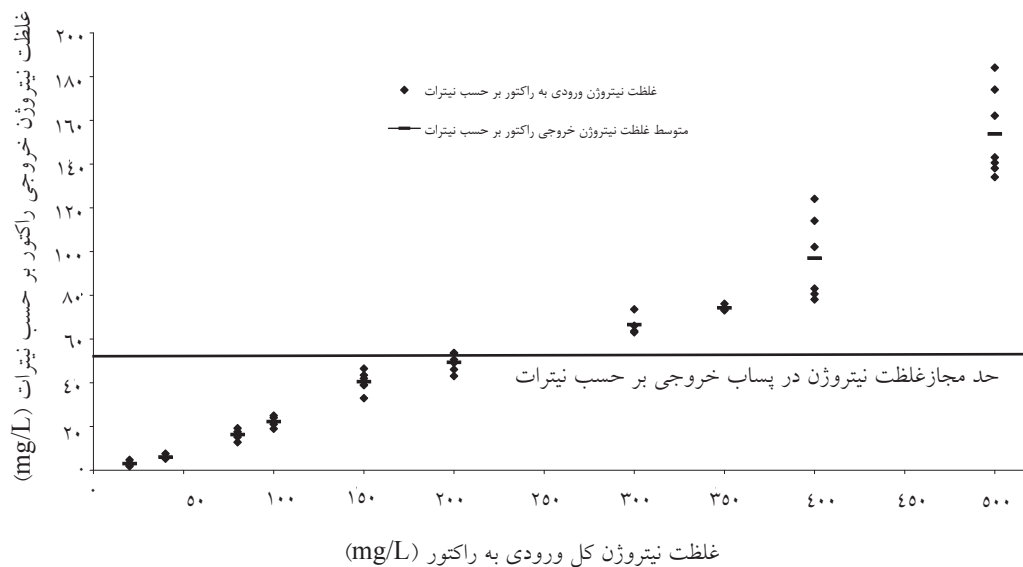
در هر بارگذاری پس از پایدار شدن سیستم، درصد مشارکت هر یک از محفظه های اول (C1)، چهارم (C4) و هشتم (C8) راکتور مورد بررسی قرارگرفت که نتایج آن در شکل ۴ ارایه شده است. همان گونه که ملاحظه می شود، راندمان حذف منطقه بی هوازی راکتور (راندمان حذف C4 نسبت به C1 در محدوده میانی و از روز ۵۰ تا ۱۳۰) از میزان راندمان حذف منطقه هوازی (راندمان حذف C8 نسبت به C4) بیشتر شده که دلیل آن می تواند کاهش میزان نیترات تولید شده در منطقه هوازی باشد که با برگشت به منطقه بی هوازی به گاز نیتروزن احیا می گردد و لذا میزان راندمان حذف در این منطقه افزایش می یابد. همچنین مشاهده می شود که مقادیر حذف نیتروزن پس از هر مرحله افزایش بار ورودی، کمی افزایش و مجدداً کاهش می یابد تا به مقدار پایداری برسد زیرا افزایش غلظت



شکل ۴: میزان راندمان حذف محفظه های مختلف راکتور نسبت به یکدیگر

مطابق قوانین آژانس حفاظت محیط زیست آمریکا، استاندارد غلظت نیتروژن در آب های آشامیدنی ۴۵ میلی گرم بر لیتر (بر حسب نیترات) و مطابق مصوبات سازمان حفاظت محیط زیست

است، محدودکننده سرعت واکنش در سیستم های بی‌هوازی است (۹). مقادیر متوسط راندمان حذف نیتروژن بر حسب نیترات در شکل ۵ نشان داده شده است.



شکل ۵: متوسط راندمان حذف نیتروژن در غلظت های متفاوت نیتروژن ورودی به راکتور

نیتروزوکوکوس و نیتروزوسپیرا و اکسیدکننده های نیتريت متعلق به جنس های نیتروباکتر، نیتروسپیرا و یا نیتروکوکوس بودند.

با توجه به تست های بیوشیمیایی انجام شده کلیه باکتری های دنیتریفایر گرم منفی بوده و بیانگر جداسازی یک نوع پسودوموناس و سایر باکتری هایی نیتریفایر از نوع گرم مثبت بودند.

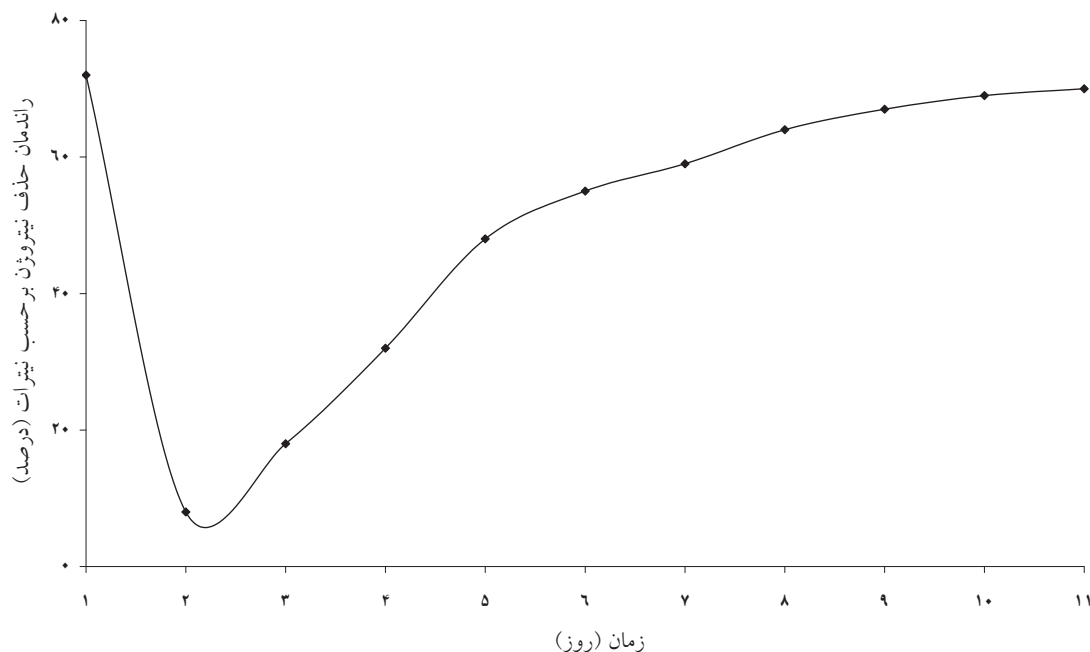
نتایج حاصل از کاربرد شبکه عصبی

با استفاده از ۸۰٪ اطلاعات بدست آمده در طی تحقیق، شبکه آموزش داده شد که با استفاده از آن، مابقی اطلاعات دریافت شده در طی دوره، پردازش و میزان راندمان حذف نیترژن پیش بینی شد (جهت اطمینان از صحت نتایج، اطلاعات ورودی به شبکه کلا به صورت تصادفی انتخاب شدند). مقادیر راندمان حذف به دست آمده از شبکه با مقادیر مشاهده شده در طی

ایران این میزان ۵۰ میلی گرم بر لیتر (برحسب نیترات) و ۱۰ میلی گرم بر لیتر (برحسب نیترژن) می باشد. با توجه به شکل ملاحظه می گردد که تا غلظت ورودی ۲۰۰ میلی گرم بر لیتر، غلظت نیترژن نیتراتی باقی مانده در پساب تصفیه شده توسط سیستم کم تر از حد استاندارد بوده و این راکتور قابلیت رساندن غلظت نیترژن نیتراتی موجود در فاضلاب به حد استاندارد را دارا می باشد.

اثر شوک بار آلی در کارایی سیستم

در ادامه تحقیق، اثر اعمال شوک با TN ورودی معادل ۲۰۰۰ میلی گرم بر لیتر (بیش از چهار برابر مقدار آخرین بار ورودی به سیستم) بررسی شد. همان طور که در شکل ۶ ملاحظه می گردد، راندمان حذف نیترژن ورودی پس از ۱۱ روز به میزان قبل از اعمال شوک بازگشت که بیانگر قابلیت خوب شوک پذیری سیستم است.



شکل ۶: راندمان حذف TN پس از اعمال شوک

نتایج حاصل از تست های بیوشیمیایی

دوره مقایسه گردیدند که نتایج در شکل ۷ نشان داده شده است. همان گونه که مشاهده می شود، میزان خطا در ۸ مورد آزمایش فرضی، کمتر از ۱۵ درصد است.

نتایج حاصل از انجام تست های افتراقی جهت تشخیص باکتری های جدا شده از محیط کشت، بیانگر وجود باکتری های اکسیدکننده آمونیاک متعلق به جنس های نیتروزوموناس،

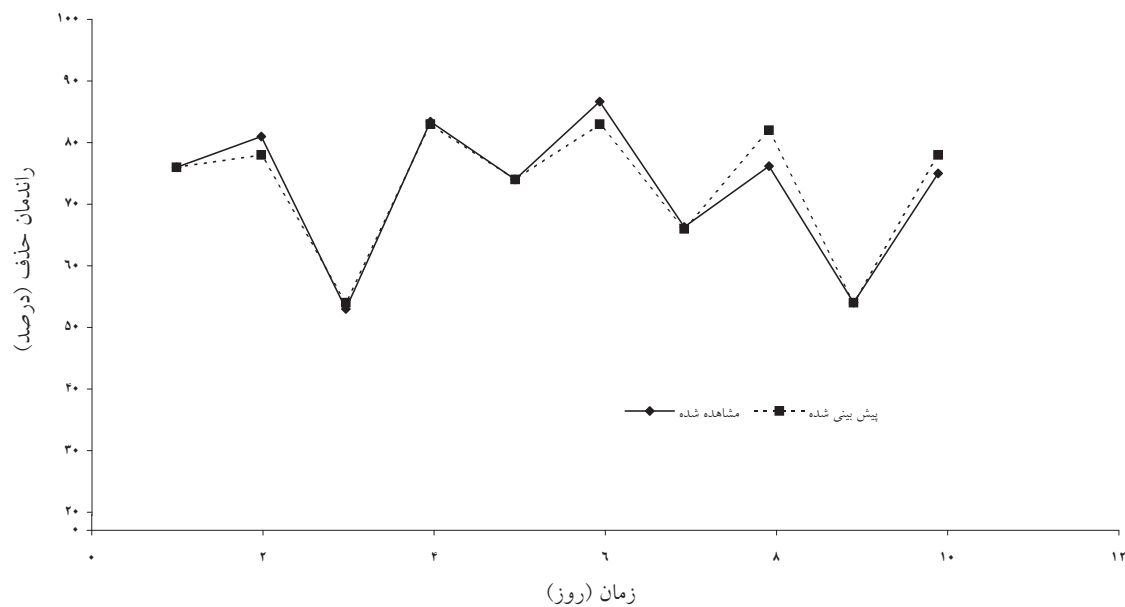
جدول ۲: مقایسه نتایج تحقیق حاضر و تحقیقات مشابه

مرجع	نوع فاضلاب	نوع راکتور	زمان ماند (ساعت)	نیترژن ورودی	بیشترین راندمان حذف (درصد)
(۲)	شهری	liquid-solid circulating fluidized bed bioreactor (LSCFB)	۰/۰۸۱-۰/۳۹۵	۰/۵۴ kg N/m ^۳ .d	۷۰ ± ۱۱ (TN)
(۵)	گلوکز و کلرید آمونیوم	carbon-membrane aerated biofilm reactor (CMABR)	۸-۲۰	۴۹-۱۰۲ mgN/L	۸۴ (NH _۴ Cl-N)
(۶)	آمونیاک و نیترات	fluidized-bed biofilm (FBBR)	۲۰	۰/۲۵ kgN/m ^۳ .d	۹۸ (NO _x -N)
(۱۵)	گلوکز، پروتئین	anaerobic baffled reactor (ABR)	۲۰	۱۰۰۰ mgNO _۳ -L	۸۲ (NO _۳ -N)
(۱۶)	شهری	submerged membrane bioreactor (MBR)	-	۲۲-۴۹ mgN/L	۹۹ (NH _۴ ⁺ -N) ۹۰ (TN)
(۱۷)	اوره	anaerobic anammox co-culture reactor (AANC)	۲۴	۰/۳۵ g (NH _۴) _۲ CO-N/L.d	۱۰۰ (NH _۴) _۲ CO-N
تحقیق حاضر	گلوکز، نیترات سدیم و آمونیاک	anaerobic baffled reactor (ABR)	۴۸	۰/۰۲-۲ kgN/m ^۳ .d	۹۱ (NO _۳ -N) ۸۹ (NO _۲ -N)

بحث و نتیجه گیری

جهت مقایسه، تحقیق های مشابه انجام گرفته در مورد حذف نیترژن از فاضلاب با استفاده از راکتورهای مختلف و پارامترهای هیدرولیکی متفاوت در جدول ۲ ارایه شده است. در این جدول منظور از راندمان حذف، بیشترین میزان حذف نیترژن بر اساس ترکیبات اشاره شده از فاضلاب ورودی است.

راکتور ABR قابلیت خوبی در حذف نیترژن از فاضلاب شهری داشته و تا غلظت ورودی ۲۰۰ میلی گرم بر لیتر قادر به کاهش نیترژن نیتراتی موجود در فاضلاب به حد استاندارد سازمان حفاظت محیط زیست ایران (۵۰ میلی گرم بر لیتر برحسب نیترات و ۱۰ میلی گرم بر لیتر برحسب نیترژن) است.



شکل ۷: مقایسه مقادیر راندمان حذف ارایه شده از شبکه عصبی با میزان مشاهده شده در آزمایش ها

منابع

- Halling-Sorensen B, Jorgensen SE. The removal of nitrogen compounds from wastewater, Elsevier, Amsterdam; New York, 1993
- Chowdhury N, Nakhla G, Zhu J. Load maximization of a liquid-solid circulating fluidized bed bioreactor for nitrogen removal from synthetic municipal wastewater, Chemosphere 2008; 71: 807-815
- Waki M, Yokoyama H, Ogino A, Suzuki K, Tanaka Y. Nitrogen removal from purified swine wastewater using biogas by semi-partitioned reactor, Bio-resource Technology 2008; 99: 5335-5340
- Tyson A, Kerry H. Water Quality for private water systems, College of Agricultural & Environmental Sciences, 1989
- Shaowei H, Sun C, Zhang J, Wang T. Simultaneous removal of COD and nitrogen using a novel carbon-membrane aerated biofilm reactor, Environmental Sciences 2008; 20: 142-148
- Aslan S, Dahab M. Nitritation and denitrification of ammonium-rich wastewater using fluidized-bed biofilm reactors, Journal of Hazardous Materials 2008; 156 (1-3): 56-63
- Morita M, Uemoto H, Watanabe A. Nitrogen-removal bioreactor capable of simultaneous nitrification and denitrification for application to industrial wastewater treatment. Biochemical

- Engineering, 2008; 41 (1): 59-66
8. Pakzad Shahbi M. Role of natural polymers in increasing granulation in anaerobic baffled reactors, M.Sc. Thesis, Engineering Dept., Tarbiat Modares Univ . 2008 (in Persian).
 9. Chavosha N. Evaluation of performance characteristics of anaerobic biofilm baffled reactors (ABBR) in industrial wastewater treatment, Sharif Univ. of Technology 2006 (in Persian).
 10. APHA/AWWA/WEF, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, Washington DC, USA, 2005
 11. Yuan L, Yan-Qiu Zhang, Yi Ding, Dan-Li Xi Biological nutrient removal using an alternating of anoxic and anaerobic membrane bioreactor (AAAM) process, Desalination 2008; 221(1-3): 566-575
 12. Schryver P, Verstraete W .Nitrogen removal from aquaculture pond water by heterotrophic nitrogen assimilation in lab-scale sequencing batch reactors, Bioresource Technology 2009; 100 (3): 1162- 1167
 13. She Z, Zheng X. Granule development and performance in sucrose fed anaerobic baffled reactors, Journal of Biotechnology 2005; 122: 1198-1208
 14. Khabaz M.S. Examination of olive wastewater treatment using sequencing ABR and ASFF, M.Sc. Thesis, Sharif Univ. of Technology 2002 (in Persian).
 15. Barber W, Salvi S, Stuckey D. Characterization of soluble residual chemical oxygen demand (COD) in anaerobic wastewater treatment effluents, Water Research, 1999; 33:2510-2499
 16. Xia S, Guo J, Wang R. Performance of a pilot-scale submerged membrane bioreactor (MBR) in treating bathing wastewater, Bioresource Technology 2008; 99: 6834-6843
 17. Chamchoi N, Nitorisavut S, Schmidt J.E. Inactivation of ANAMMOX communities under concurrent operation of anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX) and denitrification. Bioresource Technology 2008; 99: 3331-3336

Investigation of Nitrogen Removal Efficiency from Wastewater using Modified Anaerobic Baffled Reactor (MABR)

Eshraghi M. , *Ayati B. , Ganjidoust H.

Civil Engineering Department, Environmental Engineering Division, Tarbiat Modares University, Tehran, Iran

Received 10 September 2009; Accepted 8 December 2009

ABSTRACT

Backgrounds and Objectives: Nitrogen compounds in wastewater are mainly in four types of organic, ammonia, nitrite and nitrate. Total nitrogen concentration in municipal wastewater is usually within 25 to 45 mg/L as nitrogen. The most important problem with nitrogen is its oxygen demand and human health effect.

Materials and Methods: Anaerobic Baffled Reactor (ABR) is a system in which baffles are used to direct wastewater flow. During 9 months study, a 15 liter modified ABR (104*30*15 cm) with eight baffled compartments was used for nitrification-denitrification processes. In the seventh compartment, the wastewater was aerated to oxidize ammonia to nitrite and nitrate.

Results: Denitrification was done in the first four compartments with removal efficiency from 60 to 84 percent for nitrite and nitrate, respectively. During the shock loading study (4 times of the last influent), a sharp decrease in nitrogen removal rate was observed which was then returned to the previous efficiency after 11 days. Artificial neural network was used to evaluate and process the data in which the observed error in 10 patterns was less than 15 percent.

Conclusion: Anaerobic baffled reactor with an influent of up to 200 mg/L has capability to remove total nitrogen concentration to less than the standard level of Iranian Department of Environment of 50 mg/L as nitrate and 10 mg/L as nitrogen.

Key words: Nitrification, Denitrification, Modified Anaerobic Baffled Reactor (MABR), COD

* Corresponding Author: ayati_bi@modares.ac.ir

Tel: +98 21 8288 3328, Fax: +98 21 8288 4914