



بررسی عملکرد باگاس نیشکر به عنوان منبع کربنی مورد نیاز در طراحی بسترهای دنیتریفیکاسیون

ساره تنگسیر^۱، عبد علی ناصری^{۲*}، هادی معاضد^۳، سید ابراهیم هاشمی گرم دره^۴ و سعید برومند نسب^۵

۱- دانشجوی دکتری آبیاری و زهکشی، دانشگاه شهید چمران اهواز.

۲- نویسنده مسئول، استاد گروه آبیاری و زهکشی، دانشگاه شهید چمران اهواز. abdalinaseri@yahoo.com

۳- استاد گروه آبیاری و زهکشی، دانشگاه شهید چمران اهواز.

۴- استادیار گروه آبیاری و زهکشی، پردیس ابوریحان دانشگاه تهران.

۵- استاد گروه آبیاری و زهکشی، دانشگاه شهید چمران اهواز.

تاریخ پذیرش: ۹۴/۹/۱۴

تاریخ دریافت: ۹۴/۶/۲۵

چکیده

یکی از اجزای پایدار نیتروژن، در طبیعت نیترات می‌باشد. ترکیبات نیترات بسیار حلال بوده و به راحتی می‌توانند وارد آب‌های سطحی و زیرزمینی شده و باعث آلوده شدن آن‌ها گردند. دنیتریفیکاسیون یکی از راه‌های حذف دائمی نیترات از اکوسیستم‌های آبی و زمینی می‌باشد. در این تحقیق پدیده دنیتریفیکاسیون و روند تغییر نرخ حذف نیترات با زمان، در یک مطالعه آزمایشگاهی ستونی بر روی دو نوع بستر متفاوت، نوع اول، فاقد باگاس نیشکر و نوع دوم، حاوی ۳۰ درصد حجمی باگاس نیشکر و ۷۰ درصد خاک، تحت شرایط کاملاً اشباع (بی هوازی)، بررسی و مطالعه شد. غلظت نیترات ورودی به بسترهای مورد مطالعه، به طور متوسط ۴۵ میلی گرم در لیتر در نظر گرفته شد. با نمونه برداری از محلول ورودی و خروجی از فیلترهای طراحی شده، تغییرات حذف نیترات طی یک دوره سه ماهه مورد بررسی و ارزیابی قرار گرفت. بیشترین درصد حذف نیترات در بسترهای حاوی باگاس (۹۴ درصد) در اواخر دوره و در بسترهای فاقد باگاس (۸۹ درصد)، در اوایل دوره مشاهده شد. نتایج نشان دادند که باگاس نیشکر می‌تواند به عنوان یک منبع کربنی بسیار مفید و کارآمد در طراحی فیلترهای کربنی و دیواره‌های دنیتریفیکاسیون کربنی برای حذف مطلوب نیترات از محلول‌های ورودی استفاده شود. به طور کلی، نتایج این تحقیق، فرآیند دنیتریفیکاسیون را به عنوان یکی از مکانسیم‌های اصلی حذف بیولوژیکی نیترات از محیط‌های بی‌هوازی پیشنهاد می‌دهد.

کلید واژه‌ها: باگاس نیشکر، بستر دنیتریفیکاسیون، زمان نگهداشت هیدرولیکی واقعی، نیترات.

Evaluate the Performance of Sugarcane Bagasse as a Carbonic Source Required in the Design of Denitrification Substrates

S. Tangsir¹, A. A. Naseri^{2*}, H. Moazed³, S. E Hashemi Garmdareh⁴ and S. Broumand Nasab⁵

1- Ph.D. Student, Department of Irrigation and Drainage. Shahid Chamran University of Ahvaz, Ahvaz, Iran.

2* - Corresponding Author, Professor, Department of Irrigation and Drainage, Shahid Chamran University of Ahvaz, Ahvaz, Iran.

3- Professor, Department of Irrigation and Drainage, Shahid Chamran University of Ahvaz, Ahvaz, Iran.

4- Assistant professor, Irrigation and drainage Department, College of Aburairhan, University of Tehran.

5- Professor, Department of Irrigation and Drainage, Shahid Chamran University of Ahvaz, Ahvaz, Iran.

Received: 16 September 2015

Accepted: 5 December 2015

Abstract

Nitrate is one of the stable components of nitrogen in the nature. Nitrate compounds are highly soluble and can easily be imported to the surface and groundwaters and finally lead to be polluted of them. Denitrification is one of permanent removal methods of nitrate from terrestrial and aquatic ecosystems. In this study, denitrification process and nitrate removal rate changes with time in a column experimental study was evaluated on two types of denitrification beds, first type was a mixture of bagasse and soil (30 % of the volume of bagasse and 70 % of the volume of soil) and second type was only soil without bagasse. All experiments were performed under

saturation conditions (anaerobic conditions). The influent nitrate concentration to the all beds was considered an average of 45 mg/l. With sampling of inflow and outflow of the columns, nitrate removal changes were assessed over a period of three months. The maximum percentage of nitrate removal in columns with mixture of soil and bagasse were occurred in the end of the experiment (94%) and in columns without the bagasse were occurred in the first of the experiment (89%). The results showed that sugar cane bagasse as a carbonic source can be very useful in the design of carbonic filters and denitrification walls for nitrate favorable removal of inlet concentrated solutions. Overall, the results confirm that the denitrification process is one of the main mechanisms of biological nitrate removal from anaerobic environments.

Keywords: Sugarcane bagasse, Denitrification bed, Actual hydraulic retention time, Nitrate.

را به عنوان گسترده‌ترین آلاینده آب زیرزمینی در جهان معرفی می‌کنند. هم چنین سپل‌دینگ و اکسنر^{۱۲} (۱۹۹۳)، در مطالعاتشان، آلودگی نیترا ته آب‌های زیرزمینی در کشورهای در حال توسعه را رو به افزایش گزارش می‌کنند که پیوسته با افزایش کوددهی نیز در مقیاس بزرگ رو به افزایش می‌باشد. ولوکیتا و همکاران^{۱۳} (a, b, ۱۹۹۶)، سوزاندن مواد آلی یا توده‌های زیستی^{۱۴}، پاک‌سازی زمین و زهکشی تالاب‌ها، توسط انسان‌ها را عامل ایجاد استخرهای بزرگی از نیترا ت می‌دانند. گالوی و همکاران (۲۰۰۳)، این موضوع را بسیار نگران کننده گزارش می‌کنند. زیرا از دیدگاه آن‌ها مقدار نیترا تی که انسان به محیط زیست اضافه می‌کند بیشتر از مقداری است که از طریق فرآیند دنیتریفیکاسیون از اکوسیستم حذف می‌شود به طوری که در نهایت این امر منجر به تشدید حرکت نیترا ت به دریافت کننده‌های پایین دست در محیط زیست از قبیل دریاچه‌ها و مصب‌ها می‌شود. آن‌ها تأیید می‌کنند که انتقال نیترا ت به آب زیرزمینی به طور کلی در تمامی سیستم‌های کشاورزی مشاهده می‌شود. اگر چه در تعدادی از جوامع، فاضلاب انسانی نیز منبع مهمی محسوب می‌شوند.

سیکل یا چرخه نیتروژن توسط فرآیندهای اصلی که تحول و دگرگونی بین شکل‌های مولکولی را نظارت می‌کنند، کنترل می‌شود. نولز^{۱۵} (۱۹۸۲)، هیل^{۱۶} (۱۹۹۶) و گیلیام^{۱۷} (۱۹۹۴)، دنیتریفیکاسیون را به عنوان یک فرآیند کلیدی تنظیم کننده چرخه‌ی عنصر ازت در محیط‌های زیست طبیعی معرفی می‌کنند. به گونه‌ای که طی این فرآیند، ازت غیر آلی به شکل نیترا ت، توسط گونه‌ای از باکتری‌های غیر هوازی موجود، از سیستم حذف می‌شود. محصول پایانی دنیتریفیکاسیون گاز نیتروژن می‌باشد که در اتمسفر قابل تشخیص است. دنیتریفیکاسیون به طور کلی از برخی از ترکیبات واسطه زیر پیروی می‌کند:



- 12- Spalding and Exner
13- Volokita *et al.*
14- Biomass
15- Knowles
16- Hill
17- Gilliam

مقدمه

اهمیت نیتروژن

گالوی و همکاران^۱ (۲۰۰۳)، نیتروژن را به عنوان یکی از پنج عنصر اصلی لازم برای زندگی و یکی از فراوان‌ترین عناصر در جو و در زمین گزارش می‌کنند. در مطالعات ردی و دلائون^۲ (۲۰۰۸)، نیتروژن یک ماده مغذی ضروری که در طیف وسیعی از شکل‌ها در کره زمین یافت می‌شود و در مقایسه با سایر عناصر، شکل‌های شیمیایی بسیار زیادی دارد تعریف می‌شود. از طرف دیگر، لنگ^۳ (۲۰۱۱)، در مطالعه‌ای، چهار شکل غیر آلی ازت، آمونیاک، آمونیوم، نیترا تی و نیترا ت را که می‌توانند برای موجودات زنده سمی باشند گزارش می‌کند. به علاوه کامرگو و آلسو^۴ (۲۰۰۶)، در مطالعه‌ای، چهار مشکل زیست محیطی اصلی ناشی از زیادی نیتروژن در طبیعت از جمله ترش شدن آب‌های شیرین^۵، مغذی شدن آب‌ها^۶ و مناطق مرده هیپوکسیک^۷، که عوارض نامطلوب بهداشتی برای موجودات آبی و تولید گاز گلخانه‌ای اکسید دی نیتروژن، را به دنبال دارند، ذکر می‌کنند. مطابق با گزارش این محققین، غلظت‌های بالای نیترا ت منجر به سندرم بچه آبی^۸، سرطان در دستگاه‌های گوارشی، بیماری‌های قلبی کرونر و عفونت در دستگاه‌های تنفسی می‌شود. مطالعات روپرت^۹ (۲۰۰۸)، نشان می‌دهد که در ایالت متحده آمریکا، بیشتر از ۲۰ درصد از چاه‌های روستایی، غلظت‌های نیتروژن نیترا ته بالاتر از حد استاندارد آب آشامیدنی (۱۰ میلی‌گرم در لیتر) دارند. سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا^{۱۰} (۲۰۰۶) بیشترین سطح آلودگی نیترا ت را ۴۵ میلی‌گرم در لیتر گزارش کرده است. این مشکل در مناطق دیگر دنیا هم قابل مشاهده می‌باشد. استفورد و همکاران^{۱۱} (۱۹۷۵)، نیترا ت

- 1- Galloway *et al.*
2- Reddy and Delaune
3- Long
4- Camargo and Alonso
5- acidification of freshwater bodies
6- eutrophication
7- associated hypoxic zones
8- Blue baby syndrome
9- Rupert
10- USPEA
11- Stanford *et al.*

سرعت‌های ۰/۰۱ تا ۳/۶ گرم در متر مکعب در روز برای دیوارها و ۲ تا ۲۲ گرم در متر مکعب در روز برای بسترها، موفقیت آمیز گزارش می‌کند.

لنگ و همکاران (۲۰۱۱)، دیوارهای دنیتریفیکاسیون را موانع واکنش‌پذیر متخلخل و نفوذپذیر تعریف می‌کنند که در داخل سطح آب زیرزمینی نصب می‌شوند به طوری که آب زیرزمینی در سرتاسر آن دیوار جریان می‌یابد و منبع کربنی ترکیب شده با خاک به عنوان منبع انرژی مورد نیاز دنیتریفیکاتورها در جهت تبدیل نیترات در آب زیرزمینی به گاز نیتروژن فعالیت می‌کند. ولوکیتا و همکاران (۱۹۹۶ a و b) و وانگ و همکاران^{۱۹} (۲۰۰۷)، محدوده وسیعی از انواع بسترهای کربنی در مطالعات ستونی^{۲۰} برای یافتن مناسب‌ترین بستر برای بیوراکتور مورد آزمایش قرار می‌دهند. سرعت‌های حذف نیترات در مطالعات ستونی ولوکیتا و همکاران (۱۹۹۶ a و b)، از سه گرم در متر مکعب در روز (برادهای چوب) تا ۹۶ گرم در متر مکعب در روز (شلتوک برنج) محدود می‌شود. کامرون و شپیر^{۲۱} (۲۰۱۰)، سرعت‌های فوق العاده بالایی حذف نیترات برای تعداد زیادی از بسترهای کربنی (شلتوک برنج، خوشه‌های گندم و پنبه) را به انتشار زیاد کربن آلی در شروع فاز نسبت می‌دهند و برای دوره‌های طولانی‌تر مفید نمی‌دانند. تحقیقات زیادی در زمینه بررسی عملکرد منابع کربنی متنوع در بسترهای دنیتریفیکاسیون در جهت افزایش راندمان حذف نیترات صورت گرفته است.

اودا و همکاران (۲۰۰۶)، گزارش می‌کنند که خصوصیات منابع کربنی اضافه شده اثر ویژه‌ای روی پارامترهای مهم فرآیند دنیتریفیکاسیون از جمله نرخ حذف نیترات دارند. یانگ و همکاران^{۲۲} (۲۰۱۲)، اثر منابع کربنی متفاوت (استات، سیترات و گلوکز)، نسبت کربن به ازت کل و غلظت اکسیژن حل شده روی فرآیند دنیتریفیکاسیون را در مطالعه خود گزارش می‌کنند. نتایج تحقیق کامرون و شپیر^{۲۱} (۲۰۱۲)، نشان می‌دهد که برادهای ذرت نسبت به برادهای چوب، مقدار نیترات بیشتری را بدون اینکه منجر به کاهش شدید هدایت هیدرولیکی شوند حذف می‌نمایند. هاشمی گرم دره و همکاران^{۲۳} (۲۰۱۱)، پتانسیل چهار منبع کربنی متفاوت (چوب، کاه گندم، شلتوک برنج و برگ درخت خرما) برای کاربرد در بسترهای دنیتریفیکاسیون به منظور حذف نیترات را مورد ارزیابی و بررسی قرار دادند. نتایج این تحقیق نشان داد که نوع منبع کربنی بر راندمان حذف نیترات تأثیرگذار می‌باشد.

اودا و همکاران^۱ (۲۰۰۶)، حضور دنیتریفیکاتورها را تقریباً در تمامی خاک‌ها تأیید می‌کنند که محدوده وسیعی از گونه‌ها از جمله گونه سودومانس^۲، گونه آلکالیژن^۳، گونه فلاووباکتریوم^۴، گونه پاراکوکوس^۵ و گونه باسیلوس^۶ را شامل می‌شوند. اکثر باکتری‌های دنیتریفیکاتور، هتروتروفیک^۷ می‌باشند. هیسکوک و همکاران^۸ (۱۹۹۱) و له و ریتمن^۹ (۲۰۰۳)، رایج‌ترین آن‌ها را گونه سودومانس معرفی می‌کنند به طوری که این گونه محدوده وسیعی از منبع کربنی را به عنوان منبع انرژی مصرف می‌کند. سپلیدینگ و اکسندر (۱۹۹۳) و اودا و همکاران (۲۰۰۶)، انجام فرآیند دنیتریفیکاسیون را نیازمند چندین عامل از جمله عدم حضور اکسیژن، موجودیت نیترات در محیط به عنوان گیرنده الکترون^{۱۰}، و کربن ناپایدار به عنوان منبع انرژی برای دنیتریفیکاتورها می‌دانند. شو و همکاران^{۱۱} (۲۰۰۹)، تأیید می‌کنند که در محیط‌های فاقد اکسیژن، موجودات زنده و ارگانسیم‌ها، نیترات را به عنوان ترمینال گیرنده الکترون استفاده و مصرف می‌کنند به طوری که طی این فرآیند مواد آلی را برای به دست آوردن انرژی، اکسید می‌کنند. هم چنین این محققین گزارش می‌نمایند که علاوه بر نیترات، یک یا چند گیرنده دیگر الکترون برای دنیتریفیکاسیون نیاز می‌باشد. این اهدا کنندگان الکترون^{۱۲}، شامل کربن برای دنیتریفیکاسیون هتروتروفیک^{۱۳} یا کاهش آهن و سولفور، برای دنیتریفیکاسیون اتوتروفیک^{۱۴} می‌باشند.

شپیر و همکاران^{۱۵} (۲۰۱۰)، در مطالعه خود تاریخچه‌ای از طراحی‌های متفاوت بیوراکتورهای دنیتریفیکاسیون که منابع کربنی جامد را استفاده می‌کنند، غلظت‌های هیدرولوژیکی آن‌ها، اثر، و فاکتورهایی که عملکرد آن‌ها را محدود می‌کنند ارائه می‌دهند. بسترهای دنیتریفیکاسیون اصلی، شامل دیوارهای دنیتریفیکاسیون^{۱۶} (متوقف کننده آب‌های زیر زمینی کم عمق)، بسترهای دنیتریفیکاسیون^{۱۷} (متوقف کننده تخلیه‌های غلیظ) و لایه‌های دنیتریفیکاسیون^{۱۸} (متوقف کننده آبشویی خاک) می‌باشند. این محققین عملکرد دیوارها و بسترهای دنیتریفیکاسیون را، در هر دو مطالعات میدانی و صحرایی با

- 1- Ueda *et al.*
- 2- Pseudomonas spp
- 3- Alcalignes spp
- 4- Flavobacterium spp
- 5- Paracoccus spp
- 6- Bacillus spp
- 7- Heterotrophic denitrifying
- 8- Hiscock *et al.*
- 9- Lee and Rittmann
- 10- Electron acceptor
- 11- Shao *et al.*
- 12- Electron donor
- 13- Heterotrophic
- 14- Autotrophic
- 15- Schipper *et al.*
- 16- Denitrification interceptors or walls
- 17- Denitrification beds
- 18- Denitrification layers

- 19- Wang *et al.*
- 20- Column study
- 21- Cameron and Schipper
- 22- Yang *et al.*
- 23- Hashemi Garmdareh *et al.*

تنگسیر و همکاران: بررسی عملکرد باگاس نیشکر به عنوان منبع کربنی...

جدول ۱- خصوصیات بسترهای مورد مطالعه

نوع بستر		مشخصات
حاوی باگاس	فاقد باگاس	
۲	۱/۴	درصد مواد آلی
۱/۱۷	۰/۸۲	درصد کربن آلی
۰/۰۹۶	۰/۰۷۵	درصد ازت کل
۱۲/۱۹	۱۰/۹۳	نسبت کربن به ازت کل
۷/۵۶	۷/۶۳	اسیدیته
۱۱/۷۵	۱۱/۷۵	هدایت الکتریکی (قبل از آشویی)
۱/۸۴۵	۱/۹	هدایت الکتریکی (بعد از آشویی)
۱/۳۳	۱/۵۵	وزن مخصوص ظاهری*
۱۲	۱۲	درصد رس
۴۳/۴	۴۳/۴	درصد سیلت
۴۴/۶	۴۴/۶	درصد شن
لومی	لومی	بافت خاک

* بر حسب گرم بر سانتی‌متر مکعب.

آماده سازی ستون‌های آزمایش

در این تحقیق بسترهای دنیتریفیکاسیون در لوله‌های پلی اتیلن به قطر سه اینچ (۷/۶۲ سانتی‌متر)، و ارتفاع ۴۵ سانتی‌متر شبیه‌سازی می‌شوند. ابعاد در نظر گرفته شده برای مدل‌سازی بستر مشابه ابعاد در نظر گرفته شده توسط هاشمی و همکاران (۱۳۹۰) می‌باشد. هلیاو همکاران^۲ (۲۰۱۲)، نیز در تحقیق خود، لوله‌ها با پوشش‌های تیره راه برای جلوگیری از تابش خورشید و احتمال وقوع سنتز نوری (نور ساخت)^۳ انتخاب کردند. در تحقیق حاضر دو نوع بستر برای ارزیابی فرآیند دنیتریفیکاسیون آماده شد. در نوع اول، فقط خاک و در نوع دوم، مخلوطی از خاک و باگاس با نسبت حجمی ۳۰ درصد باگاس و ۷۰ درصد خاک در نظر گرفته شد. خصوصیات فیزیکی و شیمیایی بسترهای مورد مطالعه در جدول (۱) ارائه شده است.

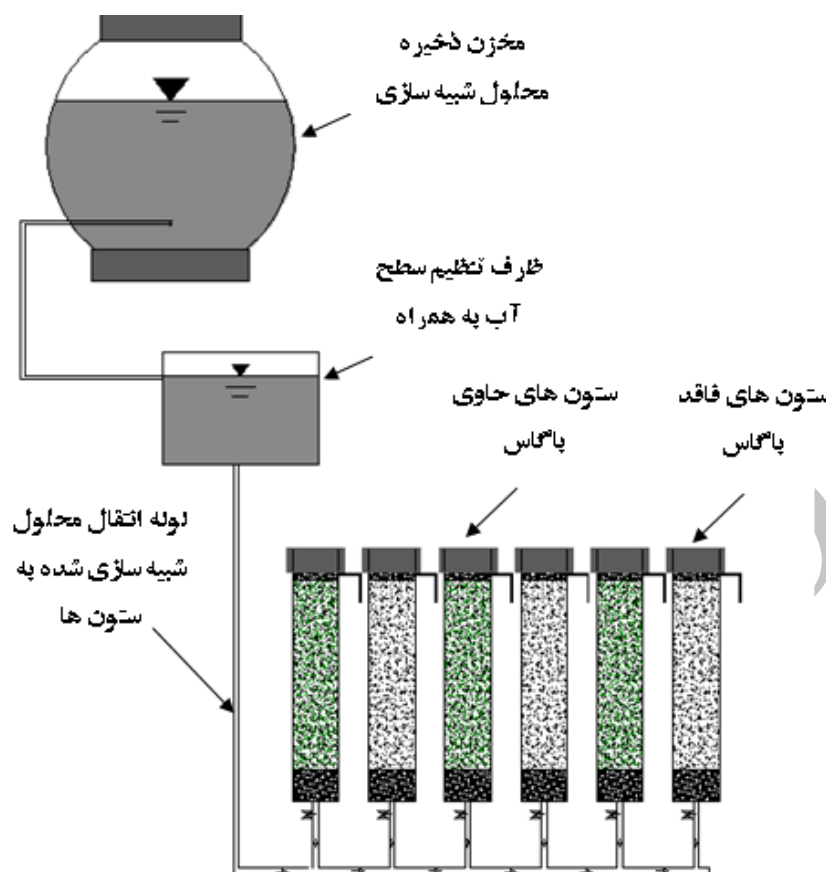
ژو و همکاران^۱ (۲۰۱۵ و b)، به استناد به تحقیقاتی که تا کنون انجام شده‌اند انتخاب یک منبع کربنی اقتصادی‌تر با راندمان و نرخ حذف مناسب‌تر را ضروری گزارش می‌کنند. به همین منظور در مطالعه حاضر عملکرد باگاس نیشکر (محصول خام تولیدی کشت و صنعت نیشکر) به عنوان یک منبع کربنی جدید بررسی و ارزیابی می‌شود. باگاس نیشکر به واسطه کشت وسیع آن، به وفور در استان خوزستان تولید می‌شود و مصرف آن علاوه بر کمک به سلامت محیط زیست، به لحاظ اقتصادی نیز بسیار مقرون به صرفه می‌باشد. در تحقیق حاضر طی یک سری مطالعات ستونی در محیط آزمایشگاهی، عملکرد باگاس نیشکر به عنوان منبع کربنی مورد نیاز در بسترهای دنیتریفیکاسیون در خصوص راندمان حذف نیترات بررسی و ارزیابی می‌شود. هم چنین تأثیر اضافه نمودن منبع کربنی بر روی هدایت هیدرولیکی اشباع در طول دوره آزمایش و ارتباط آن با راندمان حذف نیترات نیز بررسی می‌شود.

مواد و روش‌ها

مطالعه حاضر در آزمایشگاه تحقیقاتی دانشکده مهندسی علوم آب واقع در دانشگاه شهید چمران از اوایل مرداد ماه ۱۳۹۳ شروع و به مدت سه ماه تا پایان مهرماه ۱۳۹۳ ادامه داشت.

2- Healya et al.
3- Photosynthesis

1- Zhu et al.



شکل ۱- شماتیکی از نحوه چیدمان ستون‌ها و بارگذاری هیدرولیکی

و دیواره، دیواره لوله‌های پلی اتیلن، قبل از پر شدن به کمک گریس پوشش داده شدند. با این کار در پایان آزمایش هیچ شکاف بزرگی یا جدایی خاک از لوله مشاهده نشد. برای هر بستر طراحی شده سه تکرار در نظر گرفته شد.

شبیه سازی هیدرولیکی جریان عبوری از بسترها

در این تحقیق مشابه تحقیق هاشمی و همکاران (۱۳۹۰)، هلیا و همکاران (۲۰۱۲) و ویتوسک و همکاران^۲ (۱۹۹۶)، با هدف شبیه‌سازی فرآیند دینتریفیکاسیون و ضرورت ایجاد شرایط کاملاً اشباع، جریان ورودی از پایین، وارد بستر و از بالای بستر خارج می‌شد. در جریان‌های رو به بالا^۳ وقوع شرایط اشباع حتمی می‌باشد. تمامی ستون‌های آزمایشی، تحت بار فشاری ثابت یک متری آب قرار داده می‌شوند. به منظور جلوگیری از تغییر غلظت ورودی و انتقال غلظت مشخص و یکسانی از نیترات به تمامی ستون‌ها، محلول شبیه‌سازی شده به کمک یک لوله با شش انشعاب خروجی به طور همزمان به تمامی ستون‌ها منتقل می‌شد.

ستون‌ها یا بسترهای دینتریفیکاسیون بدین صورت پر شدند که در ابتدا خاک تهیه شده از سایت واقع در مزرعه شماره یک آبیاری و زهکشی در دانشگاه شهید چمران، هوا خشک گردید و سپس از الک دو میلی‌متری به منظور یکنواخت نمودن اندازه ذرات خاک و متعاقباً اختلاط صحیح آن با باگاس، عبور داده شد. باگاس نیشکر مورد استفاده در این مطالعه از مزارع کشت و صنعت نیشکر سلمان فارسی واقع در شیرین شهر در سی کیلومتری شهر اهواز تهیه شد. کل ارتفاع ستون (۳۵ سانتی‌متر)، با لایه‌های پنج سانتی‌متری و تعداد ۱۰ ضربه با وزنه سه کیلویی^۱ بر روی هر لایه، پر شدند. پنج سانتی‌متر اول و آخر در هر ستون مشابه با کار هلیا و همکارا (۲۰۱۲)، با شن‌های شکسته به منظور یکنواختی توزیع جریان در ورودی و جلوگیری از شستشوی خاک در خروجی، پر گردید. پس از پر نمودن ستون‌ها، با کمک درپوش، خروجی ستون‌ها مسدود شدند. در شکل (۱)، شماتیکی از چیدمان ستون‌ها و نحوه ورود و خروج جریان نمایش داده شده است. هم چنین با هدف تثبیت بستر خاک در مقطع لوله و عدم ایجاد جدایی در حد فاصل خاک و دیواره لوله به دلیل متفاوت بودن جنس مواد خاک

۱- این دستورالعمل بر مبنای یک سری آزمایش‌های اولیه (پری تست) قبل از آماده سازی کل ستون‌ها حاصل شد.

2- Vitousek et al.
3- Upflow

تنگسیر و همکاران: بررسی عملکرد باگاس نیشکر به عنوان منبع کربنی...

جدول ۲- مشخصات کیفی و شیمیایی آب شهری و محلول ورودی به بسترها

نوع محلول		مشخصات
محلول ورودی	آب شهری	
۱/۹۰۶	۱/۰۸	هدایت الکتریکی (دسی زیمنس بر متر)
۷/۵۷	۷/۶۰	اسیدیته
۴۵	۵/۵	نیترات (میلی گرم بر لیتر)
۰/۹۸۱	۰/۹۷۶	آمونیم (میلی گرم بر لیتر)

به کربن آلی به روش اکسیداسیون دی کرومات پتاسیم و مقدار ازت کل به روش کجلدار اندازه‌گیری می‌شدند.

محاسبه هدایت هیدرولیکی اشباع

هدایت هیدرولیکی اشباع با روش بار ثابت به صورت زیر محاسبه گردید:

$$K_s = Q / (i * A) \quad (۱)$$

به طوری که Q : سرعت حجمی جریان خروجی (متر مکعب بر روز)، i : گرادیان هیدرولیکی (بدون بعد) و A : سطح مقطع عبور جریان (متر مربع) می‌باشند. در این تحقیق گرادیان هیدرولیکی و مقطع جریان برای هر دو نوع بستر دینتریفیکاسیون به ترتیب ۲/۹۱ متر در متر و ۰/۰۴۵ متر مربع می‌باشد.

تخمین نرخ یا سرعت بار گذاری هیدرولیکی^۵

نرخ بارگذاری هیدرولیکی با استفاده از رابطه پیشنهادی لین و همکاران^۶ (۲۰۰۸)، از رابطه زیر بر حسب متر در روز محاسبه شد:

$$q = Q/A \quad (۲)$$

که در آن، Q و A : به ترتیب سرعت حجمی جریان خروجی (متر مکعب بر ساعت) و سطح مقطع عبور جریان (متر مربع) می‌باشند.

تخمین تخلخل موثر^۷

به منظور تخمین تخلخل موثر، از رابطه‌ی پیشنهادی فرانزمیر^۸ (۱۹۹۱) استفاده گردید:

$$K_s = 1.95 * 10^{-3} * \theta_e^{2/67} \quad (R^2=0.66) \quad (۳)$$

تهیه محلول ورودی به بسترها

برای تهیه محلول ورودی، از آب لوله‌کشی شهری استفاده می‌شد. بدین صورت که ابتدا مشخصات کیفی و شیمیایی آب لوله‌کشی شهری از قبیل نیترات، هدایت الکتریکی، اسیدیته و آمونیوم اندازه‌گیری می‌شد. سپس به کمک نمک نیترات پتاسیم، غلظت نیترات آب شهری به حدود ۴۵ میلی‌گرم در لیتر افزایش داده می‌شد. در جدول (۲)، مشخصات کیفی و شیمیایی آب شهری و محلول تهیه شده ورودی به بسترها ارائه شده است.

نمونه‌گیری، ابزار و روش‌های اندازه‌گیری فاکتورهای کنترل شده در دوره آزمایش

قبل از شروع نمونه‌گیری، بسترهای آماده شده به مدت پنج روز تحت آب شویی با آب لوله‌کشی شهری قرار گرفتند. نمونه‌گیری از محلول‌های ورودی و خروجی، در اوایل دوره و به مدت یک هفته به صورت روزانه و پس از آن نمونه‌گیری‌ها به صورت هفتگی و در پایان دوره به صورت دو هفته یک بار انجام میشد. طول دوره آزمایش سه ماه در نظر گرفته شد و نمونه‌گیری‌ها از اوایل مرداد ماه شروع شدند و تا پایان مهرماه ادامه یافتند. مقادیر غلظت نیترات، آمونیوم، هدایت الکتریکی و اسیدیته نمونه‌های ورودی و خروجی در همان روز نمونه‌برداری اندازه‌گیری می‌شد. هم‌چنین مشابه کار هاشمی و همکاران (۲۰۱۱)، سرعت جریان محلول خروجی در همان روز نمونه‌برداری به روش حجمی اندازه‌گیری می‌شد. غلظت نیترات و آمونیوم به کمک دستگاه اسپکتروفوتومتر^۱ مدل هک^۲ و به ترتیب در طول موج‌های ۲۲۰ و ۴۲۵ نانومتر اندازه‌گیری می‌شدند. اسیدیته و هدایت الکتریکی به ترتیب با استفاده از دستگاه‌های اندازه‌گیری مدل اینولب^۳ و مدل مترام^۴ اندازه‌گیری می‌شدند. در پایان دوره آزمایش مشابه کار واحدی و همکاران (۱۳۹۳)، با تهیه نمونه‌های خاک از بسترهای موجود، درصد کربن آلی به روش والکی و بلاک، درصد ماده آلی

5- Hydraulic loading rate

6- Lin et al.

7- Effective porosity

8- Franzmeier

1- Spectrophotometer DR 5000

2- Hach

3-Inolab

4- Metrhom

تحلیل‌های آماری

تحلیل‌های صورت گرفته در این مطالعه به کمک نرم افزار آماری اس پی اس اس نسخه ۲۲ (مدل خطی عمومی) انجام گرفت.

نتایج و بحث

تأثیر اضافه نمودن منبع کربنی (باگاس) بر راندمان حذف نیترات

روند تغییرات غلظت نیترات خروجی و ورودی در طول دوره آزمایش در شکل (۲)، به تفکیک نوع بستر نمایش داده شده است. مطابق این شکل مشاهده گردید که میزان غلظت نیترات خروجی در هر دو بستر به کمتر از مقدار نیترات ورودی کاهش پیدا می‌کند. این نتایج مشابه نتایج گزارش شده توسط چندین محقق می‌باشد. هاشمی و همکاران (۱۳۹۰)، در مطالعه بررسی راندمان حذف نیترات در بسترهای دنیتریفیکاسیون ساخته شده از پوشال جو مشاهده می‌کنند که در هر دو ستون حاوی منبع کربنی و فاقد منبع کربنی، نیترات خروجی به کمتر از نیترات ورودی کاهش می‌یابد. هم چنین مطابق با شکل (۲)، میزان کاهش نیترات خروجی در ستون‌های حاوی باگاس خیلی بیشتر از ستون‌های فاقد باگاس می‌باشد. این نتایج مشابه نتایج گزارش شده توسط هاشمی و همکاران (۱۳۹۰)، می‌باشد. آن‌ها میزان کاهش نیترات خروجی در ستون‌های حاوی منبع کربنی پوشال جو را خیلی بیشتر از ستون‌های فاقد این نوع منبع کربنی گزارش کردند. در این مطالعه نیز در شکل (۳)، به منظور مقایسه بهتر بین دو بستر، روند تغییرات راندمان حذف نیترات در طول دوره آزمایش نمایش داده شده است. مطابق با شکل (۳)، در بسترهای فاقد باگاس، حداکثر راندمان حذف (۸۵/۲۴ درصد)، به ابتدای دوره (۲۵ روز از شروع آزمایش) تعلق دارد که کامرون و شبیر (۲۰۱۲)، آن را به انتشار زیاد کربن آلی در شروع فاز مطالعه نسبت می‌دهند. همچنین مشاهده می‌شود که در پایان دوره آزمایش راندمان حذف در ستون‌های فاقد باگاس به ۲۷/۸۱ درصد کاهش می‌یابد، در حالی که در بسترهای حاوی باگاس، راندمان حذف نیترات در کل دوره آزمایش هم چنان بالای ۸۰ درصد باقی می‌ماند و حداکثر راندمان حذف (۹۴/۵۴ درصد) در این نوع بسترها به پایان دوره آزمایش تعلق دارد. متوسط راندمان حذف در طول دوره آزمایش، در بسترهای حاوی باگاس و فاقد باگاس به ترتیب برابر با ۸۹/۳۶ و ۴۶/۸۲ درصد می‌باشد. تفاوت بین راندمان حذف نیترات در ستون‌های حاوی باگاس و فاقد باگاس مطابق با نتایج ارائه شده در جدول (۳)، در سطح احتمال پنج درصد معنی‌دار گزارش می‌شود. نتایج به دست آمده نشان می‌دهند که باگاس نیشکر به خوبی در حذف نیترات ورودی می‌تواند موثر واقع شود.

به طوری که در آن، K_s و θ_e : به ترتیب هدایت هیدرولیکی اشباع (متر بر ثانیه) و تخلخل مؤثر (بدون بعد) می‌باشد تخمین زمان نگهداشت هیدرولیکی واقعی^۱ در این تحقیق، زمان نگهداشت هیدرولیکی واقعی بر حسب ساعت از رابطه پیشنهادی قانع و همکاران^۲ (۲۰۱۵) تخمین زده شد:

$$AHRT = (L * n_e) / (q) \quad (۴)$$

به طوری که در آن، L ، n_e و q : به ترتیب طول بستری که جریان آب از آن عبور می‌کند (متر)، تخلخل مؤثر (بدون بعد) و سرعت تخلیه ویژه یا نرخ بارگذاری هیدرولیکی (متر بر ساعت) می‌باشد.

تخمین نرخ حذف نیترات

به منظور تعیین عملکرد بسترهای دنیتریفیکاسیون، نرخ حذف نیترات (میلی گرم بر لیتر بر ساعت) از رابطه زیر مطابق با رابطه پیشنهادی قانع و همکاران (۲۰۱۵) محاسبه شد:

$$R_{NO_3} = -\Delta C / AHRT \quad (۵)$$

در این رابطه، ΔC : مقدار افت غلظت نیترات ورودی (میلی گرم بر لیتر)، و $AHRT$: زمان نگهداشت هیدرولیکی واقعی (ساعت)، می‌باشد. هم چنین، کادلک و والیس^۳ (۲۰۰۹) و ژو و همکاران (۲۰۱۵) (b) ، رابطه‌ی زیر را برای تخمین نرخ حذف نیترات در بسترهای متخلخل از جمله بسترهای دنیتریفیکاسیون پیشنهاد داده‌اند.

$$R_{NO_3} = -(\Delta C * Q) / (V_s * n_e) \quad (۶)$$

که در آن، V_s : به عنوان حجم بستر اشباع شده (متر مکعب) می‌باشد. سایر پارامترها مشابه معادله (۵) می‌باشند.

تخمین راندمان حذف نیترات

راندمان حذف نیترات از رابطه زیر مشابه رابطه ژو و همکاران (۲۰۱۵) (b) محاسبه شد:

$$R \% = (C_i - C_{ef}) / C_i * 100 \quad (۷)$$

در این رابطه، C_i : غلظت نیترات اولیه یا ورودی (میلی گرم بر لیتر) و C_{ef} : غلظت نیترات خروجی از بستر (میلی گرم بر لیتر)، می‌باشد.

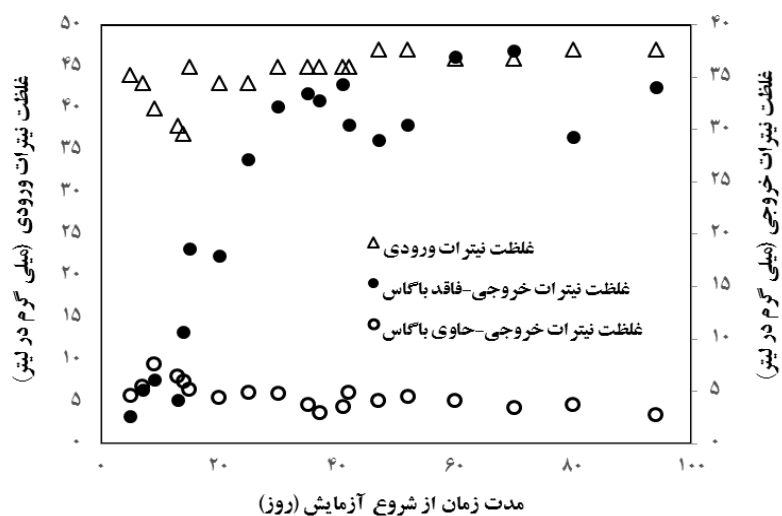
1- Actual hydraulic retention time (AHRT)

2- Ghane *et al.*

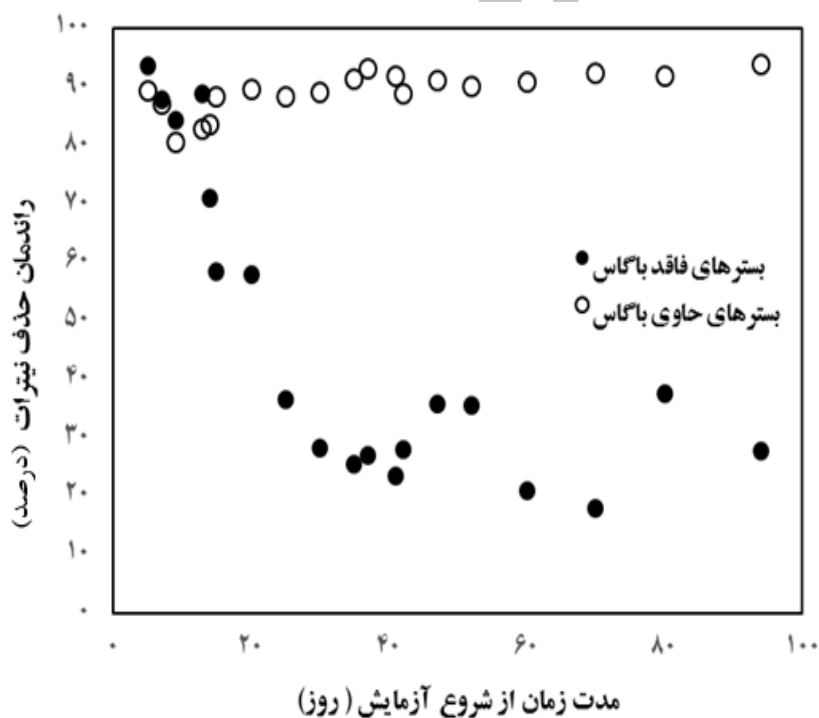
3- Kadlec and Wallace

4- General linear model

تنگسیر و همکاران: بررسی عملکرد باگاس نیشکر به عنوان منبع کربنی...



شکل ۲- روند تغییرات غلظت نیترات ورودی و خروجی در بسترها در طول دوره آزمایش

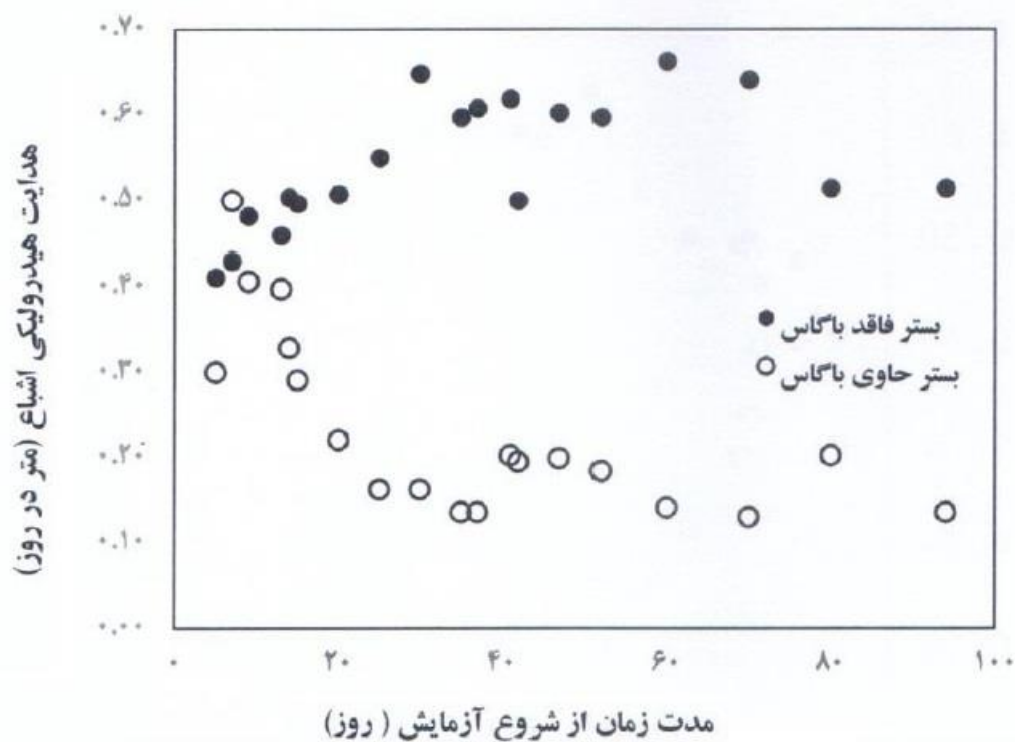


شکل ۳- روند تغییرات راندمان حذف نیترات در بسترها در طول دوره آزمایش

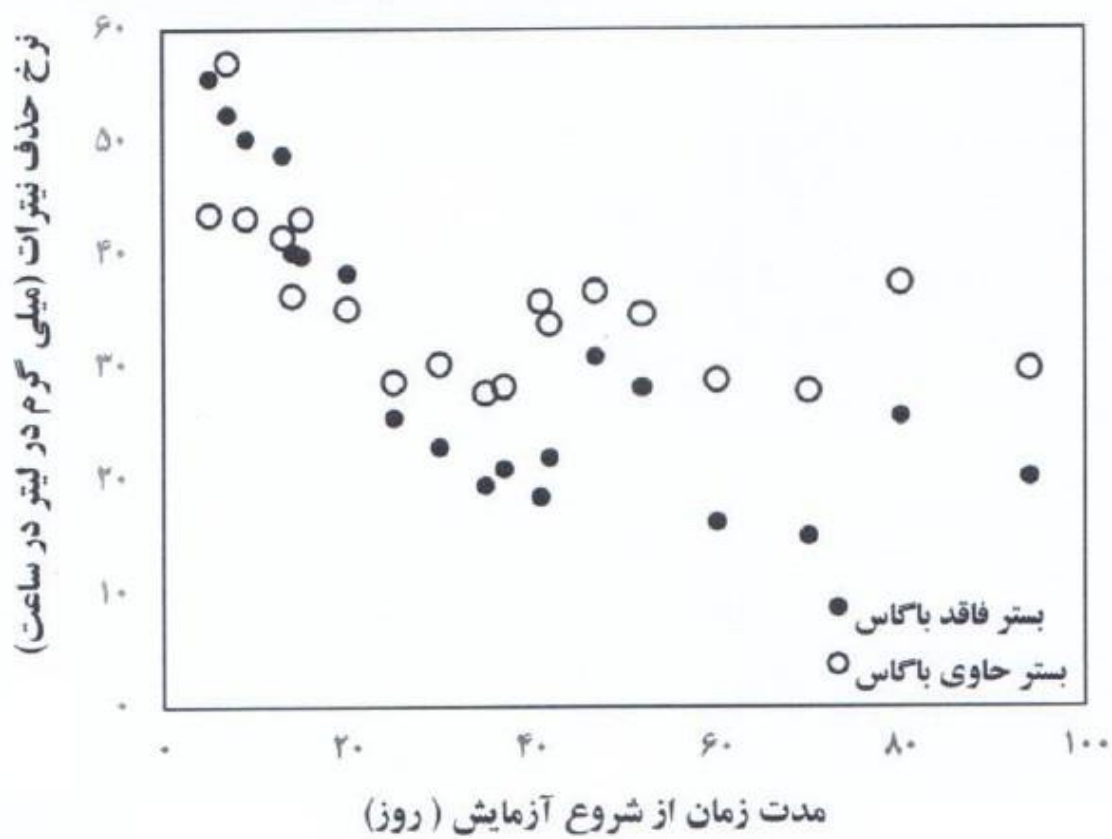
جدول ۳- نتایج آزمون مقایسه میانگین نمونه‌های مستقل

پارامترهای متغیر	نوع بستر	میانگین	انحراف معیار	میانگین خطای استاندارد	میزان معنی داری
نرخ بارگذاری هیدرولیکی (سانتی متر در ساعت)	فاقد باگاس	۶/۲۳	۰/۳۰۴	۰/۱۷۵	۰/۰۰۰
	حاوی باگاس	۱/۶۷	۰/۳۳۱	۰/۱۹۱	
هدایت هیدرولیکی اشباع (متر در ساعت)	فاقد باگاس	۰/۰۲۱	۰/۰۰۱	۰/۰۰۰۶	۰/۰۰۰
	حاوی باگاس	۰/۰۰۵۷	۰/۰۰۱۱	۰/۰۰۰۶۶	
تخلخل موثر	فاقد باگاس	۰/۱۱۵	۰/۰۰۲۱	۰/۰۰۱۲	۰/۰۰۰
	حاوی باگاس	۰/۰۷	۰/۰۰۵۳	۰/۰۰۳۱	
زمان نگهداشت هیدرولیکی (ساعت)	فاقد باگاس	۰/۶۵	۰/۰۱۹	۰/۰۱۱	۰/۰۰۲
	حاوی باگاس	۱/۴۹	۰/۱۹۵	۰/۱۱۲	
نرخ حذف نیترات (میلی گرم در لیتر در ساعت)	فاقد باگاس	۲۰/۱۳	۱/۶۳	۰/۹۵	۰/۰۱۶
	حاوی باگاس	۳۰/۰۷	۳/۹۷	۲/۲۹	
راندمان حذف (درصد)	فاقد باگاس	۳۷/۶۶	۲/۱۳	۱/۲۳	۰/۰۰۰
	حاوی باگاس	۹۴/۵۴	۰/۸۶	۰/۵	

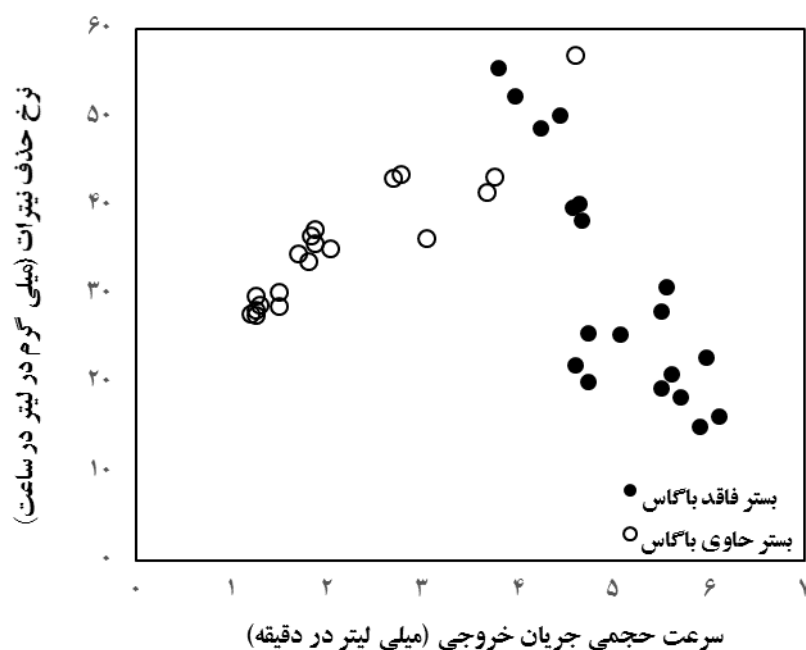
تنگسیر و همکاران: بررسی عملکرد باگاس نیشکر به عنوان منبع کربنی...



شکل ۴- روند تغییرات هدایت هیدرولیکی اشباع در بسترها در طول دوره آزمایش



شکل ۵- روند تغییرات نرخ حذف نیترات در بسترها در طول دوره آزمایش



شکل ۶- روند تغییرات نرخ حذف نیترات با سرعت حجمی جریان به تفکیک بسترها در طول دوره آزمایش

آمده از این تحقیق می‌باشد. مطالعات آن‌ها نشان داد که مخلوط کردن خاک اره در محل با ماسه اشباع شده، منجر به کاهش هدایت هیدرولیکی اشباع در دیوار دنیتریفیکاسیون نسبت به بسترهای ماسه‌ای درشت‌دانه که لایه‌های کم عمق آبدار را تشکیل می‌دهند می‌شود. هم چنین نتایج تحقیق کالدررا و همکاران^۲ (۲۰۱۴)، در مطالعه‌ی ارزیابی اثر وقوع توده‌های زیستی روی هیدرودینامیک سیستم‌های ستونی نشان داد که بهبود شرایط دنیتریفیکاتورها منجر به تشدید تولید توده‌های زیستی و در نهایت کاهش تخلخل و افزایش پاشیدگی در مواد لایه آبدار می‌شود. بنابراین مطابق با نتایج این محققین، کاهش هدایت هیدرولیکی اشباع در بسترهای حاوی باگاس و به تبع آن کاهش تخلخل در این نوع بسترها می‌تواند به وقوع فرآیند دنیتریفیکاسیون، رشد توده‌های زیستی و گرفتگی منافذ نسبت داده شود. به عبارت دیگر این کاهش تخلخل می‌تواند نشانگر حضور باکتری‌های دنیتریفیکاسیون و رشد سلولی آن‌ها در بسترهای حاوی باگاس باشد. به طوری که کاهش ۳۳ درصدی تخلخل مؤثر در ستون‌های حاوی باگاس نسبت به ستون‌های فاقد باگاس در طول دوره آزمایش مبین این موضوع می‌باشد.

تأثیر اضافه نمودن منبع کربنی بر هدایت هیدرولیکی اشباع

در این تحقیق با هدف بررسی تأثیر اضافه نمودن منبع کربنی بر روی هدایت هیدرولیکی اشباع، سایر پارامترهای تأثیرگذار بر این فاکتور، طول ستون و بار آبی در طول دوره آزمایش ثابت نگه داشته می‌شود. در شکل (۴)، روند تغییرات هدایت هیدرولیکی اشباع در طول دوره آزمایش نمایش داده شده است. مطابق با شکل (۴)، مشاهده می‌شود که در ستون‌های حاوی باگاس با گذشت زمان، هدایت هیدرولیکی اشباع کاهش می‌یابد و تقریباً با گذشت ۴۰ روز از شروع آزمایش‌ها، مقدار این فاکتور ثابت می‌شود. اما در ستون‌های فاقد باگاس با گذشت زمان، هدایت هیدرولیکی اشباع افزایش و در نهایت با گذشت تقریباً ۶۵ روز از شروع آزمایش‌ها ثابت می‌شود. نتایج نشان دادند که اضافه نمودن فقط ۳۰ درصد باگاس به طور حداکثر باعث کاهش ۷۳/۵۹ درصد هدایت هیدرولیکی اشباع در پایان دوره و به طور متوسط کاهش ۵۶ درصد در کل دوره آزمایش شد. بر مبنای تحلیل‌های آماری انجام شده، تفاوت بین مقادیر هدایت هیدرولیکی اشباع در بسترهای مورد مطالعه، در سطح احتمال پنج درصد معنی‌دار گزارش می‌شود (جدول ۳). نتایج تحقیق شپیر و همکاران^۳ (۲۰۰۴) و بارکل و همکاران^۱ (۲۰۰۷)، در زمینه تأثیر اضافه نمودن منبع کربنی جدید روی هدایت هیدرولیکی اشباع، مشابه نتایج به دست

تنگسیر و همکاران: بررسی عملکرد باگاس نیشکر به عنوان منبع کربنی...

جدول ۴- تحلیل همبستگی بین سایر پارامترهای تأثیر گذار بر فرآیند دنیتریفیکاسیون

نوع بستر	هدایت					
	نرخ بارگذاری هیدرولیکی	نرخ حذف هیدرولیکی	زمان نگهداشت هیدرولیکی	تخلخل مؤثر	اشباع	هدایت هیدرولیکی
نرخ بارگذاری هیدرولیکی (متر بر ساعت)	۱	۰/۷۰۶	۰/۵۸۹	۰/۹۳۸	۰/۹۹۸	۱/۰۰۰
	ضریب همبستگی	۰/۰۰۰	۰/۰۰۰	۰/۰۰۰	۰/۰۰۰	۰/۰۰۰
	میزان معنی داری	۵۴	۵۴	۵۴	۵۴	۵۴
هدایت هیدرولیکی (سانتی متر بر ساعت)	۱/۰۰۰	۰/۷۰۶	۰/۵۸۹	۰/۹۳۳	۱	۱
	ضریب همبستگی	۰/۰۰۰	۰/۰۰۰	۰/۰۰۰	۰/۰۰۰	۰/۰۰۰
	میزان معنی داری	۵۴	۵۴	۵۴	۵۴	۵۴
تخلخل مؤثر	۰/۹۹۸	۰/۷۱۷	۰/۵۹۵	۰/۹۹۳	۱	۰/۹۹۸
	ضریب همبستگی	۰/۰۰۰	۰/۰۰۰	۰/۰۰۰	۰/۰۰۰	۰/۰۰۰
	میزان معنی داری	۵۴	۵۴	۵۴	۵۴	۵۴
زمان نگهداشت هیدرولیکی (ساعت)	۰/۹۸۳	۰/۷۲۵	۰/۵۹۸	۱	۰/۹۳۳	۰/۹۸۳
	ضریب همبستگی	۰/۰۰۰	۰/۰۰۰	۰/۰۰۰	۰/۰۰۰	۰/۰۰۰
	میزان معنی داری	۵۴	۵۴	۵۴	۵۴	۵۴
نرخ حذف (میلی گرم بر لیتر بر ساعت)	۰/۵۸۹	۰/۹۷۲	۱	۰/۵۸۹	۰/۵۸۹	۰/۵۸۹
	ضریب همبستگی	۰/۰۰۰	۰/۰۰۰	۰/۰۰۰	۰/۰۰۰	۰/۰۰۰
	میزان معنی داری	۵۴	۵۴	۵۴	۵۴	۵۴
درصد حذف	۰/۷۰۶	۱	۰/۹۷۲	۰/۷۲۵	۰/۷۱۷	۰/۷۰۶
	ضریب همبستگی	۰/۰۰۰	۰/۰۰۰	۰/۰۰۰	۰/۰۰۰	۰/۰۰۰
	میزان معنی داری	۵۴	۵۴	۵۴	۵۴	۵۴
نرخ بارگذاری هیدرولیکی (متر بر ساعت)	۱	۰/۷۵۱	۰/۹۱۲	۰/۹۳۶	۰/۹۹۱	۱/۰۰۰
	ضریب همبستگی	۰/۰۰۰	۰/۰۰۰	۰/۰۰۰	۰/۰۰۰	۰/۰۰۰
	میزان معنی داری	۵۳	۵۳	۵۳	۵۳	۵۳
هدایت هیدرولیکی (سانتی متر بر ساعت)	۱/۰۰۰	۰/۷۵۱	۰/۹۱۲	۰/۹۳۶	۰/۹۹۱	۱
	ضریب همبستگی	۰/۰۰۰	۰/۰۰۰	۰/۰۰۰	۰/۰۰۰	۰/۰۰۰
	میزان معنی داری	۵۳	۵۳	۵۳	۵۳	۵۳
تخلخل مؤثر	۰/۹۹۱	۰/۷۵۵	۰/۹۱۹	۰/۹۷۴	۱	۰/۹۹۱
	ضریب همبستگی	۰/۰۰۰	۰/۰۰۰	۰/۰۰۰	۰/۰۰۰	۰/۰۰۰
	میزان معنی داری	۵۳	۵۳	۵۳	۵۳	۵۳
زمان نگهداشت هیدرولیکی (ساعت)	۰/۹۳۶	۰/۷۱۹	۰/۹۰۲	۱	۰/۹۳۶	۰/۹۳۶
	ضریب همبستگی	۰/۰۰۰	۰/۰۰۰	۰/۰۰۰	۰/۰۰۰	۰/۰۰۰
	میزان معنی داری	۵۳	۵۳	۵۳	۵۳	۵۳
نرخ حذف (میلی گرم بر لیتر بر ساعت)	۰/۹۱۲	۰/۴۷۱	۱	۰/۹۱۲	۰/۹۱۲	۰/۹۱۲
	ضریب همبستگی	۰/۰۰۰	۰/۰۰۰	۰/۰۰۰	۰/۰۰۰	۰/۰۰۰
	میزان معنی داری	۵۳	۵۳	۵۳	۵۳	۵۳
درصد حذف	۰/۷۵۱	۱	۰/۷۱۹	۰/۷۵۵	۰/۷۵۱	۰/۷۵۱
	ضریب همبستگی	۰/۰۰۰	۰/۰۰۰	۰/۰۰۰	۰/۰۰۰	۰/۰۰۰
	میزان معنی داری	۵۳	۵۳	۵۳	۵۳	۵۳

فاقد باگاس

داری باگاس

** در سطح احتمال یک درصد معنی دار می باشد.

نرخ بارگذاری هیدرولیکی (یانگ و همکاران ۲۰۱۲)، غلظت‌های اکسیژن حل شده ورودی (ربرتسون^۴، ۲۰۱۰)، نرخ بارگذاری نیترات و غلظت‌های منبع کربنی و قابلیت دسترسی زیستی (سیتزینگر^۵، ۱۹۸۸؛ هیل و کارداسی^۶، ۲۰۰۴) می‌باشند. در این تحقیق، نرخ حذف نیترات در بسترهای دینتریفیکاسیون مورد آزمایش، حدوداً سه برابر حداکثر نرخ حذف گزارش شده تا کنون می‌باشد که این تفاوت به نوع منبع کربنی استفاده شده، سرعت جریان خروجی، دمای فوق العاده بالای محیط، غلظت نیترات ورودی و زمان نگهداشت هیدرولیکی بالا وابسته می‌باشد.

تأثیر زمان نگهداشت هیدرولیکی واقعی بر میزان حذف نیترات

ربرتسون (۲۰۱۰)، زمان نگهداشت هیدرولیکی واقعی را یک فاکتور مهم در بررسی فرآیند دینتریفیکاسیون و حذف مطلوب نیترات گزارش می‌کند. مقدار این فاکتور بر مقدار حذف بسیار تأثیر گذار می‌باشد. لذا تعیین حد آستانه این فاکتور ضروری می‌باشد. به طوری که چنان چه زمان نگهداشت هیدرولیکی بسته به شرایط خاص آزمایش کوتاه باشد چه بسا ممکن است نرخ حذف بالا باشد ولی بستر دینتریفیکاسیون طراحی شده قادر به حذف نیترات در حد مطلوب نباشد. زیرا باکتری‌های دینتریفیکاتور در صورت حضور اکسیژن حل شده در آب ورودی، ابتدا اکسیژن موجود را مصرف می‌کنند و سپس از نیترات موجود در محلول در جهت ادامه حیات به عنوان گیرنده الکترون استفاده می‌کنند و نهایتاً منجر به حذف آن از محیط می‌شوند. لذا زمانی که این فاکتور از یک حد مشخص بسته به نوع منبع کربنی و دیگر شرایط خاص آزمایش، کمتر می‌شود، باکتری‌های دینتریفیکاتور فرصتی برای مصرف کل اکسیژن حل شده و نهایتاً مصرف نیترات و حذف آن از محیط نمی‌یابند. در شکل (۷)، روند تغییرات مقدار حذف نیترات با زمان نگهداشت هیدرولیکی واقعی مشاهده می‌شود. مطابق با شکل (۷)، در هر دو بستر مقدار نیترات حذف شده با افزایش زمان نگهداشت، افزایش می‌یابد که این نتایج مشابه نتایج ارائه شده توسط ربرتسون (۲۰۱۰)، می‌باشد. هم چنین این محقق در مطالعاتش یک رابطه‌ی عکس بین زمان نگهداشت و مقدار اکسیژن حل شده مشاهده می‌کند. نتایج تحلیل آماری (جدول ۳)، تفاوت بین زمان نگهداشت هیدرولیکی بین دو بستر در سطح احتمال پنج درصد را معنی‌دار نشان می‌دهد. مطابق با شکل (۷)، در بسترهای حاوی باگاس حداکثر مقدار حذف در زمان نگهداشت هیدرولیکی ۱/۴۹ ساعت و در بسترهای فاقد باگاس در زمان نگهداشت هیدرولیکی ۰/۷۴ ساعت رخ می‌دهد. هم چنین مشاهده می‌شود که شیب تغییرات مقدار نیترات حذف شده با زمان نگهداشت هیدرولیکی، در بسترهای فاقد باگاس بیشتر از بسترهای حاوی باگاس می‌باشد.

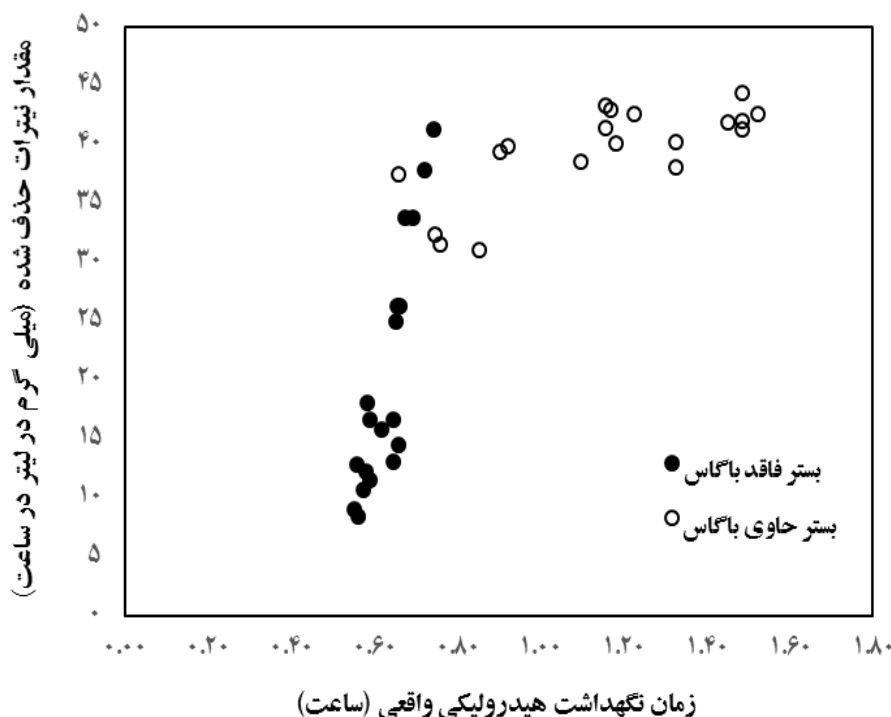
تأثیر اضافه نمودن منبع کربنی بر نرخ حذف نیترات

روند تغییرات نرخ حذف با زمان و سرعت جریان خروجی، به تفکیک نوع بستر، به ترتیب در شکل‌های (۵) و (۶) قابل مشاهده می‌باشند. در شکل (۵)، مشاهده می‌شود که در هر دو بستر با گذشت زمان نرخ حذف نیترات کاهش می‌یابد و تقریباً بعد از گذشت ۴۰ روز تغییرات نرخ حذف با زمان، به شدت کاهش می‌یابد و نرخ حذف نیترات در هر دو بستر به مقدار ثابتی نزدیک می‌شود. بالا بودن نرخ حذف و تغییرات شدید آن با زمان در ابتدای دوره در هر دو بستر، مطابق با نتایج کامرون و شپیر (۲۰۱۰)، می‌تواند به انتشار بیش از حد منبع کربنی نسبت داده شود (شکل ۵). بعد از گذشت ۲۵ روز از شروع آزمایش‌ها، نرخ حذف نیترات در ستون‌های حاوی باگاس در کل دوره باقیمانده، بیشتر از ستون‌های فاقد باگاس می‌شود (شکل ۵). به طوری که در پایان دوره آزمایش، نرخ حذف در بسترهای حاوی باگاس، ۳۲ درصد بیشتر از ستون‌های فاقد باگاس می‌شود. در شکل (۶)، روند تغییرات نرخ حذف نیترات با سرعت جریان خروجی از بستر مشاهده می‌شود. مطابق با شکل (۶)، هم بستگی نرخ حذف با سرعت جریان خروجی از بستر، در ستون‌های حاوی باگاس، مثبت و در ستون‌های فاقد باگاس، منفی می‌باشد، و در نهایت نرخ حذف در هر دو بستر در یک محدوده سرعت جریان خروجی، ۴ تا ۵ میلی‌لیتر در دقیقه، به مقدار حداکثر خود می‌رسد. نتایج تحلیل‌های آماری، هم بستگی نرخ حذف نیترات با سرعت جریان خروجی را در هر دو بستر در سطح احتمال یک درصد معنی‌دار نشان می‌دهد (جدول ۴). در این تحقیق، نرخ حذف نیترات به طور متوسط در طول دوره آزمایش در ستون‌های حاوی باگاس و فاقد باگاس به ترتیب برابر با ۳۵/۸۲ و ۳۱/۱۷ میلی‌گرم در لیتر در ساعت می‌باشد. به طور کلی نتایج تحلیل آماری، تأثیر اضافه نمودن منبع کربنی جدید (باگاس نیشکر) روی نرخ حذف نیترات را در سطح احتمال پنج درصد معنی‌دار نشان می‌دهد (جدول ۴). در مطالعات کوتاه مدت کامرون و همکاران (۲۰۱۰) و اسمیل^۱ (۱۹۹۷)، نرخ‌های بالای حذف نیترات (بیشتر از ۴/۱۷ میلی‌گرم در لیتر در ساعت) در مقیاس‌های آزمایشگاهی با استفاده از منابع کربنی حساس‌تر از چوب، (خوشه‌های ذرت، کاه گندم، شلتوک برنج و غیره) مشاهده می‌شود.

اما آن‌ها گزارش کرده‌اند که طول عمر نرخ حذف و نفوذپذیری این بسترها به احتمال زیاد کمتر از چوب می‌باشد. سرعت‌های حذف نیترات در مطالعات متعددی که روی عملکرد انواع بسترهای دینتریفیکاسیون انجام شده‌اند، از ۰/۶۲ (جینیز و همکاران^۲، ۲۰۰۸) تا ۲۰۳ (زو و همکاران^۳، ۲۰۰۹) گرم نیترات در متر مکعب در روز محدود می‌شوند. به طوری که این سرعت‌ها، بسیار متأثر از دمای بهره‌برداری (کامرون و همکاران، ۲۰۱۰)،

4- Robertson
5- Seitzinger
6- Hill and Cardaci

1- Smil
2 Jaynes et al.
3 Xu et al.



شکل ۷- روند تغییرات مقدار نیترات حذف شده با زمان نگهداشت هیدرولیکی واقعی

نیترات ورودی به عنوان گیرنده الکترون و منبع کربنی به عنوان دهنده الکترون نمی‌شوند.

تأثیر مقدار منبع کربنی (نسبت کربن به ازت کل) روی مقدار نیترات حذف شده

در مطالعات سالیلینگ و همکاران^۲ (۲۰۰۷)، استفاده از منابع کربنی جامد غیر قابل حل، در طراحی بسترهای دنیتریفیکاسیون، به عنوان یک راه حل جایگزین منابع کربنی مایع از جمله متانول و یا اتانول معرفی می‌شوند. یکی از اهداف تحقیق حاضر، استفاده از باگاس نیشکر به منظور تأمین منبع کربنی جامد مورد نیاز متابولیسم باکتری‌های هتروتروفیک، می‌باشد. ژو و همکاران (۲۰۱۵a)، نسبت کربن به ازت کل، را به عنوان یک شاخصی از نسبت دهنده الکترون به گیرنده الکترون در دنیتریفیکاسیون بیولوژیکی تعریف می‌کنند. مطالعات یانگ و همکاران (۲۰۱۲)، نشان می‌دهد که تولید نیتريت و آمونیوم به واسطه فرآیند دنیتریفیکاسیون به شدت به ماهیت منبع کربنی وابسته می‌باشد.

این فاکتور در طول فرآیند دنیتریفیکاسیون، بر نرخ حذف نیترات و تجمع نیتريت و آمونیوم تأثیرگذار می‌باشد. کالدررا و همکاران (۲۰۱۴)، حضور مقادیر کافی از منابع کربنی در محیط را عمدتاً به عنوان دهنده الکترون و عامل تسهیل کننده فرآیند

نتایج تحلیل آماری نیز این روند تغییرات را تأیید می‌کنند به طوری که مقدار ضریب همبستگی بین زمان نگهداشت و راندمان حذف در بسترهای فاقد باگاس بیشتر از بسترهای حاوی باگاس می‌باشد (جدول ۴). در بسترهای فاقد باگاس حداکثر مقدار حذف، به اوایل دوره آزمایش مربوط می‌باشد در حالی که در بسترهای حاوی باگاس این فرآیند در اواخر دوره آزمایش رخ می‌دهد. وقوع حداکثر مقدار حذف در اواخر دوره آزمایش، در بسترهای حاوی باگاس، یک مزیت بسیار مهم برای این نوع بستر محسوب می‌شود. به طوری که پیش‌بینی می‌شود به احتمال زیاد این نوع بستر برای زمان‌های طولانی‌تر حذف نیترات نیز می‌تواند پاسخگو باشد. هم چنین این روند تغییرات، حاکی از آن است که باکتری‌های دنیتریفیکاتور موجود در محیط، با گذشت زمان به شرایط مساعدتری برای حذف نیترات نزدیک می‌شوند یا اینکه باکتری‌های دنیتریفیکاتور با گذشت زمان تکامل می‌یابند. تکامل باکتری‌های دنیتریفیکاتور برای مقابله با شرایط زیست محیطی خاص در مطالعات بریدی و ویل^۱ (۲۰۰۲) نیز مشاهده می‌شود. یکی از دلایل اصلی و عمده پایین بودن مقدار نیترات حذف شده در بسترهای فاقد باگاس، به کوتاه بودن زمان نگهداشت هیدرولیکی در این نوع بستر نسبت داده می‌شود به گونه‌ای که باکتری‌های دنیتریفیکاتور در این مدت کوتاه موفق به مصرف

2- Sailing et al.

1- Brady and Weil

تأثیر اسیدیته بر فرآیند حذف نیترات در بسترهای دنیتریفیکاسیون

مطالعات روست و همکاران^۳ (۲۰۰۰)، محدوده اسیدیته بهینه برای دنیتریفیکاتورهای هتروتروفیک را به طور کلی بین ۵/۵ تا ۸ گزارش می‌کند. مشاهده شده است که مقادیر اسیدیته خارج از این محدوده مانع فرآیند دنیتریفیکاسیون می‌شود. با این حال اسیدیته بهینه به موجب اثرات سازگاری و انطباق با اکوسیستم میکروبی، می‌تواند خاص سایت و مکان مورد مطالعه، متفاوت باشد. هیسوک و همکاران (۱۹۹۱)، اسیدیته بهینه برای دنیتریفیکاسیون را در محدوده ۷ تا ۸ گزارش می‌کنند و بیان دارند که نرخ حذف به طور معنی‌داری با کاهش دما کاهش می‌یابد. بریدی و ویل (۲۰۰۲)، در خصوص تأثیر اسیدیته بر فرآیند دنیتریفیکاسیون، بیان می‌کنند که محیط‌های به شدت اسیدی (اسیدیته کمتر از پنج)، منجر به متوقف شدن فرآیند دنیتریفیکاسیون و پیشرفت زنجیره دنیتریفیکاسیون در جهت تولید نیتريت و گاز اکسید دی نیتروژن می‌شوند. در این مطالعه اسیدیته در محدوده ۷ تا ۷/۷۶ در هر دو بستر مشاهده می‌شود که در محدوده بهینه می‌باشد. به طوری که در همه تیمارها، بهبود اسیدیته و قلیائیت منجر به بهبود شرایط دنیتریفیکاسیون می‌شود. لازم به ذکر می‌باشد که روند تغییرات اسیدیته در طول دوره آزمایش روند معین و مشخصی نمی‌باشد. این نتایج مشابه نتایج گزارش شده توسط یانگ و همکاران (۲۰۱۲)، می‌باشد. ریوت و همکاران^۴ (۲۰۰۷)، گزارش می‌کنند که دنیتریفیکاسیون خودش به واسطه تولید هیدروکسید و دی اکسید کربن، منجر به افزایش اسیدیته می‌شود. و این محققین اضافه می‌نمایند در صورتی که تولید یون هیدروکسید بیش از گاز دی اکسید کربن باشد آنگاه افزایش اسیدیته در محیط رخ می‌دهد.

بررسی روند غلظت آمونیوم در بسترهای دنیتریفیکاسیون

در این تحقیق روند معینی برای غلظت آمونیوم در طول دوره آزمایش با گذشت زمان مشاهده نشد. در هر دو بستر در تمامی تاریخ‌های نمونه برداری، غلظت آمونیوم خروجی به بیش از غلظت آمونیوم ورودی افزایش یافت. اما هم چنان این مقدار کمتر از حد استاندارد در آب آشامیدنی بود. این نتایج مشابه نتایج گزارش شده توسط هاشمی و همکاران (۱۳۹۰) می‌باشد.

نتیجه گیری

با توجه به اینکه حذف بیولوژیکی نیترات به تعدادی از فاکتورها از جمله بالاترین غلظت نیترات که میکروارگانیسم‌ها می‌توانند تحمل کنند و موجودیت منبع کربنی وابسته می‌باشد. در این تحقیق عملکرد بسترهای دنیتریفیکاسیون در متوسط غلظت نیترات ورودی حدود ۴۵ میلی گرم در لیتر مورد بررسی و ارزیابی

دنیتریفیکاسیون می‌دانند. هم چنین، چن و همکاران^۱ (۲۰۱۵)، حضور مقادیر کافی از منابع کربنی یا نسبت کربن به ازت کل را یک فاکتور بسیار مهم برای اطمینان از راندمان حذف نیترات قابل قبول گزارش می‌کنند. مقادیر نسبت کربن به ازت کل، مطابق با جدول (۱) در پایان دوره آزمایش، برای بستر فاقد باگاس ۱۰/۹۳ و بستر حاوی ۳۰ درصد باگاس، ۱۲/۱۸ می‌باشد. همان طور که مشخص است اضافه نمودن ۳۰ درصد باگاس، منجر به افزایش ۱۰ درصدی نسبت کربن به ازت کل در بستر مورد مطالعه می‌شود. نتایج تحقیق اودا و همکاران (۲۰۰۶)، در خصوص حذف بیولوژیکی نیترات با استفاده از زباله‌های صنعتی قند نشان می‌دهد که در نسبت‌های کربن به ازت کل کمتر از دو، منبع کربنی برای دنیتریفیکاسیون کافی نمی‌باشد. به طوری که آن‌ها مقادیر زیادی از نیترات محلول ورودی را در خروجی اندازه‌گیری می‌کنند. مقایسه بین بسترهای حاوی نسبت‌های متفاوت از کربن به ازت کل در این مطالعه، بیان می‌کنند که نه تنها مقدار این فاکتور تأثیری معنی‌دار بر نرخ حذف نیترات و راندمان حذف دارد، بلکه سایر پارامترهای هیدرولیکی بستر از قبیل نرخ بارگذاری هیدرولیکی و متعاقباً زمان نگهداشت هیدرولیکی واقعی بر وقوع دنیتریفیکاسیون کامل و مصرف منبع کربنی موجود در بستر تأثیرگذار می‌باشند. به عبارت دیگر حضور منبع کربنی به مقدار کافی، تنها تضمین کننده وقوع فرآیند دنیتریفیکاسیون و حذف نیترات در محیط نمی‌باشد. بلکه سایر شرایط ضروری دیگر نیز می‌بایست فراهم باشند تا فرآیند دنیتریفیکاسیون به طور کامل رخ دهد. به عنوان مثال، مقادیر کربن به ازت کل در هر دو بستر مورد مطالعه، مقادیر خوبی به لحاظ حضور مقدار کربن آلی در خاک می‌باشند. اما در بسترهای فاقد باگاس با نسبت کربن به ازت کل حدود ۱۰/۹۳، به دلیل کوتاه بودن زمان نگهداشت هیدرولیکی در این نوع بستر، مقدار حذف نیترات از بستر هم چنان پایین می‌ماند. یکی از دلایل پایین بودن مقدار حذف در این نوع بستر، این می‌باشد که سرعت‌های بالای جریان، منجر به آیشویی منابع کربنی از بستر می‌شوند بدون اینکه مورد مصرف باکتری‌ها قرار گرفته باشند. از سوی دیگر اوباجا همکاران^۲ (۲۰۰۵)، ماهیت و ویژگی‌های منبع کربنی را روی پارامترهای مهم فرآیند دنیتریفیکاسیون از قبیل نرخ دنیتریفیکاسیون بسیار تأثیر گذار گزارش می‌کنند. به طوری که در این تحقیق، باگاس به عنوان یک منبع کربنی جامد، بسیار بهتر از منبع کربنی اولیه موجود در خاک عمل می‌کند. هم چنین باگاس منجر به بهبود وضعیت هیدرولیکی بستر (افزایش زمان نگهداشت هیدرولیکی) و متعاقباً کاهش آیشویی نیترات و سهولت دسترسی نیترات در محیط برای شرکت در فرآیند دنیتریفیکاسیون می‌شود.

3- Rust et al.
4- Rivett et al.

1- Chen et al.
2- Obaja et al.

کنترل نمود. تنها نگرانی موجود از کاربرد منابع کربنی در مقیاس‌های کوچک در بسترهای دنیتریفیکاسیون، این می‌باشد که مبادا ادامه فعالیت میکروبی باکتری‌ها منجر به گرفتگی و مسدود شدن محیط‌های به شدت متخلخل گردد. نتایج این تحقیق بیانگر این موضوع می‌باشند که تنها حضور مقادیر کافی از منبع کربنی در محیط اشباع، تضمین کننده وقوع فرآیند دنیتریفیکاسیون به طور کامل، در جهت حذف نیترات در حد مطلوب نمی‌باشد. بلکه سایر عوامل، از جمله زمان نگهداشت هیدرولیکی، سرعت جریان ورودی و غلظت نیترات ورودی هم بایستی در محدوده یا بازه‌ی مناسبی قرار داشته باشند.

قرار گرفتند. نتایج نشان داد که بسترهای طراحی شده حاوی باگاس نیشکر از هر لحاظ بسترهای مناسب و کارآمدی در جهت وقوع دنیتریفیکاسیون کامل و حذف حدود ۸۷ درصد از نیترات ورودی با نرخ حذف ۳۵/۸۴ میلی‌گرم در لیتر در ساعت به طور متوسط در کل دوره آزمایش می‌باشند. هم چنین نتایج تحلیل همبستگی، همبستگی شاخص‌های عملکرد بستر، راندمان حذف و نرخ حذف نیترات را با فاکتورهای تأثیر گذار (نرخ بارگذاری هیدرولیکی و زمان نگهداشت هیدرولیکی) را در سطح احتمال یک درصد معنی‌دار نشان می‌دهند، به گونه‌ای که با کنترل این فاکتورها می‌توان راندمان حذف و نرخ حذف را در حد مطلوب

منابع

- ۱- هاشمی، س. ا.، حیدر پور، م. و ب. مصطفی زاده فرد. ۱۳۹۰. بررسی میزان حذف نیترات در دو حالت قرار گیری فیلترهای زیستی در سیستم های زهکشی زیرزمینی. علوم و مهندسی آبیاری، ۳۴(۲): ۸۱-۷۱.
- ۲- واحدی، ع. ا.، متاجی، ا. و س. م. حجتی. ۱۳۹۳. مدل سازی مخزن کربن آلی خاک در رابطه با ویژگی‌های فیزیکی-شیمیایی خاک در جنگل گلرود در شمال ایران. مجله پژوهش‌های خاک (علوم خاک و آب)، ۲۸ (۱): ۶۱-۵۳.
- 3- Barkle, G.F. Schipper, L.A., Burgess, C.P. and B.D.M. Painter. 2007. In situ mixing of organic matter decreases hydraulic conductivity of denitrification walls in sand aquifers. *Groundwater Monitoring and Remediation*, 28: 57-64.
- 4- Brady, N.C. and R.R. Weil. 2002. *The Nature and properties of soils*, 13ed. Prentice Hall, New Jersey.
- 5- Calderera, M., Martí, V., Pablo, J.D., Guivernau, M., Prenafeta-Boldú, F.X. and M. Viñas. 2014. Effects of enhanced denitrification on hydrodynamics and microbial community structure in a soil column system. *Chemosphere*, 111: 112-119.
- 6- Camargo, J.A. and A. Alonso. 2006. Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A Global Assessment *Environment International*, 32: 831-849.
- 7- Cameron, S.C. and L.A. Schipper. 2010. Nitrate removal and hydraulic performance of carbon substrates for potential use in denitrification beds. *Ecological Engineering*, 31: 1588-1595.
- 8- Cameron, S.G. and L.A. Schipper. 2012. Hydraulic properties, hydraulic efficiency and nitrate removal of organic carbon media for use in denitrification beds. *Ecological Engineering*, 41: 1-7.
- 9- Chen, Y., Li, B., Ye, L. and Y. Peng. 2015. The combined effects of COD/N ratio and nitrate recycling ratio on nitrogen and phosphorus removal in anaerobic/anoxic/aerobic (Al₂O₃)-biological aerated filter (BAF) systems. *Biochemical Engineering Journal*, 93: 235-242.
- 10- Franzmeier, D.P. 1991. Estimation of hydraulic conductivity from effective porosity data for some Indiana soils. *Soil Science Society of American Journal*, 55: 1803 – 1891.
- 11- Galloway, J.N., Aber, J.D., Erisman, J.W., Seitzinger, S.P., Howarth, R.W., Cowling, E.B. and B.J. Cosby. 2003. The nitrogen Cascade. *Bioscience*, 53(4): 341-356.
- 12- Ghane, E., Fausey, N.R. and L.C. Brown. 2015. Modeling nitrate removal in a denitrification bed. *Water Research*, 71: 294-305.

- 13-Gilliam, W. 1994. Riparian wetland and water quality. *Journal of Environmental Quality*, 23: 896-900.
- 14-Hashemi Garmdareh, S.E., Heidarpour, M. and B. Mostafazadeh-Fard. 2011. Nitrate removal using different carbon substrates in a laboratory model. *Water Science and Technology*, 63(11): 2700-2706.
- 15- Healya, M.G., Ibrahim, T.G., Lanigan, G.J., Serrenho, A.J. and O. Fenton. 2012. Nitrate removal rate, efficiency and pollution swapping potential of different organic carbon media in laboratory denitrification bioreactors. *Ecological Engineering*, 40: 198-209.
- 16-Hill, A., 1996. Nitrate removal in stream riparian zones. *Journal of Environmental Quality*, 25: 743-755.
- 17-Hill, A.R. and M. Cardaci. 2004. Denitrification and organic carbon availability in riparian wetland soils and subsurface sediments. *Soil Science Society of American Journal*, 68: 320-325.
- 18-Hiscock, K.M. Lloyd, J.W. and L.N. Lerner. 1991. Review of natural artificial denitrification of groundwater. *Water Research*, 25(9): 1099-1111.
- 19-Jaynes, D.B., Kasper, T.C., Moorman, T.B. and T.B. Parkin. 2008. In situ bioreactors and deep drain-pipe installation to reduce nitrate losses in artificially drained fields. *Journal of Environmental Quality*, 37: 429-436.
- 20-Kadlec, R.H., and S.D. Wallace. 2009. *Treatment wetlands*. CRC Press, Boca Raton, FL, USA.
- 21-Knowles, R. 1982. Denitrification. *Microbiological Reviews*, 46(1): 43-70.
- 22-Lee, K. and B.E. Rittmann. 2003. Effect of pH and precipitation on autohydrogenotrophic denitrification using the hollow-fiber membranebiofilm reactor. *Water Resource*, 37: 1551-1556.
- 23-Lin, Y.F., Jing, S.R., Lee, D.Y., Chang, Y.F. and K.C. Shih. 2008. Nitrate removal from groundwater using constructed wetlands under various hydraulic loading rates. *Bioresource Technology*, 99: 7504-7513.
- 24-Long, L.M. 2011. Long term nitrate removal in a denitrification wall. A Thesis Submitted In Fulfilment of Requirements for The Degree of Master of Philosophy In Earth and Ocean Sciences, The University of Waikato.
- 25-Obaja, D., Macé, S. and J. Mata-Alvarez. 2005. Biological nutrient removal by a sequencing batch reactor (SBR) using an internal organic carbon source in digested piggy wastewater. *Bioresource Technology*, 96: 7-14.
- 26-Reddy, K.R. and R.D. DeLaune. 2008. *Biogeochemistry of wetlands: Science and applications*. CRC Press, Boca Global Population and the Nitrogen Cycle. *Nature Scientific America*, 277: 76-81.
- 27-Rivett, M.O., Smith, J.W.N., Buss, S.R. and P. Morgan. 2007. Nitrate occurrence and attenuation in the major aquifers of England and wales. *Quarterly Journal of Engineering Geology and Hydrogeology*, 40(4): 335-352.
- 28-Robertson, W.D. 2010. Rates of nitrate removal in woodchip media of varying age. *Ecological Engineering*, 36: 1581-1587.
- 29-Rupert, M.G. 2008. Decadal-scale changes of nitrate in ground water of the United States, 1988-2004. *Journal of Environmental Quality*, 37: 240- 248.
- 30-Rust, C.M., Aelion, C.M. and J.R.V. Flora. 2000. Control of pH during denitrification in sub-surface sediment microcosms using encapsulated phosphate buffer. *Water Resource*, 34(5): 1447-1454.

- 31-Saliling, W.J.B., Westerman, P.W. and T.M. Losordo. 2007. Wood chips and wheat straw as alternative biofilter media for denitrification reactors treating aquaculture and other wastewaters with high nitrate concentrations. *Aquacultural Engineering*, 37: 222-233.
- 32-Schipper, L.A., Barkle, G.F., Hadfield, J.C., Vojvodic-Vukovic, M. and C.P. Burgess. 2004. Hydraulic constraints on the performance of a groundwater denitrification wall for nitrate removal from shallow groundwater. *Journal of Contaminant Hydrology*, 69: 263-279.
- 33-Schipper, L.A., Robertson, W.D., Gold, A.J., Jaynes, D.B. and S.C. Cameron. 2010. Review: Denitrifying bioreactors—an approach for reducing nitrate loads to receiving waters. *Ecological Engineering*, 36(11): 1532-1543.
- 34-Seitzinger, S.P. 1988. Denitrification in freshwater and coastal marine ecosystems ecological and geochemical significance. *Limnology and Oceanography*, 33(4 ,part 2): 702-724.
- 35-Shao, L., Xu, Z.X., Jin, W. and H.L. Yin. 2009. Rice husk as carbon source and biofilm carrier for water denitrification. *Polish Journal of Environmental Studies*, 18(4): 693–699.
- 36-Smil, V. 1997. Global population and the nitrogen cycle. *Nature Scientific America*, 277: 76-81.
- 37-Spalding, R.F. and M.E. Exner. 1993. Occurrence of nitrate in groundwater-A review. *Journal of Environmental Quality*, 22(3): 392-402.
- 38-Stanford, G., Dzienia, S. and R.A. Vanderpol. 1975. Effect of temperature on denitrification rate in soils. *Soil Science Society of America Journal*, 39(5): 867-870.
- 39-Ueda, T., Shinogi, Y. and M. Yamaoka. 2006. Biological nitrate removal using sugar-industry wastes. *Paddy Water Environment*, 4: 139–144.
- 40-USEPA, 2006. Edition of the Drinking Water Standards and Health Advisories. Report 822-R-06-013, Office of Water U.S. Environmental Protection Agency, USEPA, Washington, DC.
- 41-Vitousek, P.M., Aber, J.D., Howarth, R.W., Likens, G.E., Matson, P.A., Schindler, D.W., Schlesinger, W.H. and D.G. Tilman. 1996. Human Alteration of the Global Nitrogen Cycle: Sources and Consequences. *Ecological Applications*, 7(3): 737-750.
- 42-Volokita, M., Abeliovich, A. and M.I.M. Soares. 1996a. Denitrification of groundwater using cotton as energy source. *Water Science and Technology*, 34: 379-385.
- 43-Volokita, M., Belkin, S., Abeliovich, A. and M.I.M. Soares. 1996b. Biological denitrification of drinking water using newspaper. *Water Reseruce*, 30: 965-971.
- 44-Wang, D.Q., Chen, Z.L., Xu, S.Y., Da, L.J., Bi, C.J. and J. Wang. 2007. Denitrification in tidal flat sediment, Yangtze Estuary. *Science in China Series B-Chemistry*, 50(6): 812-820.
- 45-Xu, Z. Shao, L., Yin, H., Chu, H. and Y. Yao. 2009. Biological denitrification using corncobs as a carbon source and biofilm carrier. *Water Environment Research*, 81: 242-247.
- 46-Yang, X., Wang, S. and L. Zhou. 2012. Effect of carbon source, C: N ratio, nitrate and dissolved oxygen concentration on nitrite and ammonium production from denitrification process by *Pseudomona stutzeri* D6. *Bioresource Technology*, 104: 65-72.
- 47-Zhu, S., Zheng, M., Li, C., Gui, M., Chen, Q. and J. Ni. 2015a. Special role of corn flour as an ideal carbon source for aerobic denitrification with minimized nitrous oxide emission. *Bioresource Technology*, 186: 44-51.

- 48-Zhu, S.M., Deng, Y.L., Ruan, Y.J., Guo, X.S., Shi, M.M. and J.Z. Shen. 2015b. Biological denitrification using poly (butylene succinate) as carbon source and biofilm carrier for recirculating aquaculture system effluent treatment. *Bioresource Technology*, 192: 603-610.

Archive of SID