

تصفیه نیترات زهاب‌های کشاورزی با استفاده از بیوراكتور

آتنا نادری^۱؛ هادی رضوانی اعتدالی^{۲*}؛ عباس کاویانی^۳؛ مجتبی اکرم^۴ و محمد بی‌جن خان^۳

۱- فارغ‌التحصیل کارشناسی ارشد گروه علوم آب، دانشگاه بین‌المللی امام خمینی (ره)، قزوین

۲- دانشیار گروه علوم و مهندسی آب، دانشگاه بین‌المللی امام خمینی (ره)، قزوین

۳- استادیار گروه علوم و مهندسی آب، دانشگاه بین‌المللی امام خمینی (ره)، قزوین

۴- متخصص زهکشی

۵- استادیار گروه علوم و مهندسی آب، دانشگاه بین‌المللی امام خمینی (ره)، قزوین

(تاریخ دریافت ۹۸/۱۲/۲۰-تاریخ پذیرش ۹۹/۰۱/۱۹)

چکیده:

با افزایش روز افزون جمعیت نیاز به تولید محصولات کشاورزی و غذا افزایش پیدا کرده است. استفاده کشاورزان از کودهای شیمیایی باعث آلودگی منابع آب و خاک می‌شود. از پرکاربردترین کودها، کود نیترا ته (اوره) است که آبشویی آن از طریق زهاب‌های کشاورزی مشکلات زیادی را برای محیط زیست به دنبال دارند. امروزه یکی از روش‌هایی که در علم زهکشی در کنار زهکشی کنترل شده برای حذف نیترات مورد توجه قرار گرفته است استفاده از بیوراكتورها است. در این مطالعه از کاه و کلش گندم به عنوان بستر و محیط بیوراكتور برای تصفیه نیترات مورد استفاده قرار گرفت. پژوهش مورد نظر در ۵۱ روز در سه تکرار و در چهار مرحله تزریق با زهابی با غلظت حدود ۵۴ میلی‌گرم برلیتر برای نیترات انجام شد. تمام اندازه‌گیری‌ها در محل آزمایش با دستگاه فتومتر مدل ۷۱۰۰ انجام شد. نتایج این پژوهش نشان داد که غلظت نیترات با گذشت زمان بین ۶ تا ۲۴ ساعت پس از تزریق زهاب بین ۵۴ تا ۱۰۰ درصد کاهش می‌یابد؛ که بیانگر عملکرد قابل قبول این بیوراكتور بوده است. همچنین نتایج حاصل از آزمون‌های آماری نشان داد که با گذشت ۵۱ روز از زمان ماند کاه و کلش گندم هیچ تفاوتی در میزان کاهش غلظت نیترات (عملکرد بیوراكتور) ایجاد نشده است. همچنین نتایج نشان داد در طول آزمایش، دما اثر معنی‌داری بر کاهش غلظت نیترات نداشته است اما دمای بالاتر از ۲۹ درجه سانتی‌گراد سرعت تصفیه نیترات را کاهش می‌دهد. با توجه به نتایج حاصل می‌توان از بیوراكتورها با بستر کاه و کلش گندم به منظور کاهش غلظت نیترات زهاب‌های خروجی در پایین دست مزارع استفاده نمود.

کلید واژگان: بیوراكتور، غلظت نیترات، کاه و کلش گندم

۱. مقدمه

به حالت طبیعی باعث می‌شوند سرعت و مقدار فرایندهای طبیعی از جمله دنیتریفیکاسیون کاهش یابد (Kellman, 2005). دنیتریفیکاسیون یا احیای غیر مستقیم نیترات به نیتروژن به عنوان یکی از روش‌های مدیریتی حذف نیترات از زهاب‌های کشاورزی شناخته شده است. در این روش نیترات مطابق رابطه ۱ توسط میکروارگانیسم‌های بی‌هوازی هتروتروف به گاز نیتروژن تبدیل می‌گردد (Averill & Tiedje, 1982). (۱)

$$\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO} \rightarrow \text{N}_2\text{O} \rightarrow \text{N}_2$$

مقادیر کم نیتروژن در حدود ۰/۱ میلی‌گرم بر لیتر در آب‌های راکد باعث رشد سریع انواع جلبک‌ها شده که رشد آنها سبب کاهش غلظت اکسیژن محلول در طول شب و کاهش نفوذ نور به زیر آب در طول روز می‌شود. این پدیده نابودی ماهی‌ها و میکروارگانیسم‌ها را به دنبال دارد. با مرگ این موجودات نیاز به اکسیژن برای تجزیه آنها افزایش می‌یابد و محیط هوازی به بی‌هوازی تبدیل و تمام این فرایندها سبب پدیده تغذیه‌گرایی (اوتریفیکاسیون^۱) آب‌ها می‌شود. علاوه بر مشکلات ناشی از این پدیده برای محیط زیست، تصفیه این آب‌ها نیز امری هزینه‌بر و دشوار است (Camargo & Alonso, 2006). همچنین استفاده از آب‌های آلوده به نیترات، سبب بیماری متهموگلوبین‌میا در نوزادان شیرخوار و سرطان‌های گوارشی در بزرگسالان می‌گردد (Lin et al., 2002). کاهش نیتروژن قبل از تخلیه زهاب به منابع آبی باید انجام گیرد. از جمله روش‌های ساده و ارزان، زیست پالایی آب‌های آلوده است (Bavor & Mitchell, 1994). از زیست‌پالایی می‌توان در بازیافت و حذف

شرایط اقلیمی کشور ایران به گونه‌ای است که بخش کشاورزی آن به شدت به آب برای تولید محصولات کشاورزی وابسته است (Hosseini & Razavi, 2014). از دیگر سوی کشور ایران از کمبود منابع آب شیرین کافی رنج می‌برد و بحران آب به صورت یک مسئله جدی مطرح می‌باشد، با توجه به افزایش سطح بهداشت عمومی و افزایش جمعیت نیاز به تامین آب و غذای سالم افزایش یافته است. به منظور تامین غذای کافی و دستیابی به امنیت غذایی، نیازمند افزایش محصول بوده که این امر میسر نمی‌گردد مگر با تامین نیازهای اساسی گیاه، که به این منظور استفاده از کودهای مختلف یکی از معمول‌ترین روش‌ها است. در کشاورزی اکثر کودها دارای فسفر و نیترات هستند از این رو تاثیر این دو بر محیط پیرامون دارای اهمیت بیشتری است (Eslami & Nemati, 2015). نیتروژن و فسفر از عناصر ضروری برای گیاهان و موجودات زنده به حساب می‌آیند، ورود فسفر و نیتروژن از زمین‌های کشاورزی و زهاب‌های کاملاً تصفیه نشده به آب‌ها می‌تواند از منابع تهدیدکننده کیفیت آب باشد (Chang et al., 2009). سامانه‌های زهکشی زیرزمینی با فراهم کردن امکان کشت به موقع و افزایش کارایی خاک باعث افزایش محصولات کشاورزی در نقاط مختلف جهان شده‌اند. با این وجود مطالعات مختلف نشان داده است که بخش قابل توجهی از نیترات انتقالی به آب‌های سطحی به طور مستقیم مربوط به جریان‌های جانبی می‌باشد که توسط سیستم زهکش‌های زیرزمینی انجام می‌شود (Randal et al., 2003). سیستم‌های زهکشی مصنوعی با افزایش سرعت انتقال زهاب به آب‌های سطحی نسبت

۱ -Eutrophication

در کاهش نیترات دارد. Hashemi و همکاران (۲۰۰۹) از خرده چوب درخت توسکا برای حذف نیترات استفاده کردند که تنها توانست حدود ۵۰ درصد نیترات را کاهش دهد. همچنین Hashemi و همکاران (۲۰۱۰) کاه جو در دو ستون به قطر ۹۰ میلی‌متر آماده کردند که توانست ۶۳/۴۹، ۶۶/۲۲، ۶۹/۹۷ و ۶۷/۱ درصد نیترات را کاهش داد.

Hashemi و همکاران (۲۰۱۱) از جو همراه با خاک با نسبت مشخص ۳۰ به ۷۰ به عنوان فیلتر استفاده کردند. ایشان در بررسی‌هایشان توانستند ورودی نیترات با غلظت ۴۰ و ۱۶۰ میلی‌گرم بر لیتر را به ۵ و ۲۰ میلی‌گرم بر لیتر کاهش دهند. Ranjesh و همکاران (۲۰۱۵) با استفاده از پوشش پوسته برنج در زهکش کنترلی ۵۷/۶۶ الی ۵۸/۹۸ درصد از نیترات را کاهش دادند. Ansari و همکاران (۲۰۱۶) در دو ستون از مخلوط کامل و لایه‌بندی پوشال جو و خاک رس شنی استفاده کردند نتایج نشان داد که ۲۰ تا ۳۰ درصد پوشال جو ۸۱ الی ۷۸ درصد نیترات ورودی را کاهش دادند. Bafkar و Babeli (۲۰۱۹) از برگ درخت بلوط به عنوان جاذب استفاده نمودند افزایش جاذب از ۰/۳ به ۰/۷ درصد میزان کاهش ۸۸/۹۳ تا ۹۹/۸۳ درصد از نیترات را کاهش دادند اما افزایش جاذب از ۰/۷ به ۱/۶ درصد میزان کاهش نیترات کمتر شد و از ۹۴/۴۱ به ۸۹/۳۵ تغییر پیدا کرد. همچنین ایشان از پوست تخم‌مرغ به عنوان جاذب استفاده نمودند افزایش جاذب از ۰/۳ به ۰/۵ درصد میزان کاهش ۹۶/۰۱ تا ۹۷/۲۴ درصد از نیترات را کاهش دادند اما افزایش جاذب از ۰/۵ به ۱/۶ درصد میزان کاهش نیترات کمتر شد و از ۹۹/۴۲ به ۸۷/۳۸ تغییر پیدا کرد. به طور کلی پوسته تخم‌مرغ برای کاهش نیترات جاذب قابل قبولی است.

فلزات از آب‌های آلوده استفاده کرد. از آنجایی که میکروارگانسیم‌ها استراتژی‌های مختلفی برای زنده باقیماندن در محیط‌های آلوده به فلزات دارند، بنابراین مکانیسم‌های تصفیه آن‌ها متفاوت است. برخی از این استراتژی‌ها عبارتند از تجمع زیستی (Bioaccumulation)، فروشویی زیستی (Bioremediation)، جذب زیستی (Biosorption)، تبدیل زیستی (Biotransformation) و معدنی‌سازی (Biomining) (Dixit et al., 2015).

به دلیل آن‌که روش‌های شیمیایی و فیزیکی نیازمند اضافه نمودن بعضی از مواد برای تسریع در فرآیند چرخه تصفیه هستند و نیاز به تخصیص زمین بیشتر داشته و مانع کشت می‌شوند بنابراین روش تصفیه از طریق زهکش‌های زیستی مناسب‌ترین روش خواهد بود. بیوراکتور به ابزار یا سامانه‌ای گفته می‌شود که در آن محیط بیولوژیکی فعال وجود دارد. استفاده از آن‌ها نیازمند انجام تغییراتی در روش‌های متداول کشاورزی و زهکشی نیست؛ زمینی از چرخه تولید خارج نمی‌شود و می‌توان روی آن کشت کرد؛ می‌توان آن را از چرخه کار خارج کرد، بدون آن که از کارایی شبکه زهکشی کم شود، به نگهداری و عملیات بهره برداری چندانی نیاز ندارند و تنها نیازمند چند تغییر سطح آب در سازه‌ها در سال هستند (South Dakota Water research Institute, 2015; Akram, 2016).

بیوراکتورهای دنیتریفیکاسیون با افزایش منابع کربنی باعث فعالیت بیشتر دنیتریفیکاتورها و در نتیجه افزایش دنیتریفیکاسیون می‌گردند. (Schipperetal, 2005). Greenan و همکاران (۲۰۰۶) با بررسی چهار فیلتر مختلف از جمله ساقه‌ذرت، خرده‌چوب و روغن، تکه مقوا و خرده‌چوب دریافتند که خرده‌چوب همراه با روغن عملکرد بهتری

۲. مواد و روش‌ها

این آزمایش در آزمایشگاه هیدرولیک دانشگاه بین‌المللی امام خمینی^(۵)، قزوین انجام شد. سه جعبه از جنس آهن گالوانیزه با طول، عرض و ارتفاع یک متر برای شبیه‌سازی شرایط مزرعه‌ای مورد استفاده قرار گرفت. این جعبه‌ها دارای یک ورودی، یک خروجی و همچنین سه نقطه در ارتفاع‌های یک، ۶ و ۱۶ سانتی‌متری از کف جعبه بودند. داخل بیوراكتورها را می‌توان با مواد مختلفی از جمله کاغذ، خرده‌چوب، کاه و کلش پر کرد. هرچه سطح مواد داخل بیوراكتور بیشتر باشد محیط مناسب‌تری برای جانداران میکروسکوپی فراهم می‌کند. از میان بسترهای مختلف به چند دلیل از جمله ملاحظات اقتصادی، ارزان بودن طرح و در دسترس بودن در تمام نقاط کشور کاه و کلش گندم انتخاب شد. داخل جعبه‌ها از کف به ارتفاع ۲۰ سانتی‌متر پر شد. روی کاه و کلش با لایه‌ای از جنس پلاستیک پوشانده شد تا از ارتباط و تاثیر خاک رویی بر نتایج جلوگیری شود. روی لایه پلاستیکی با خاکی به ارتفاع ۱۵ الی ۲۰ سانتی‌متر پر می‌شود. با توجه به غلظت نیترات در گزارش‌های مختلف، با استفاده از کود نیترات (اوره) زهاب مورد نیاز با غلظت حدود ۵۰ تا ۵۵ میلی‌گرم بر لیتر برای آزمایش تهیه شد. هر جعبه‌ی آزمایش به ۲۰۰ مترمکعب زهاب برای پر شدن نیاز داشت. برای این منظور، مخزنی برای تزریق زهاب در ارتفاع ۶۰ سانتی‌متری بالاتر از خاک جعبه آزمایش قرار گرفت (شکل ۲).

Ahmadvand و همکاران (۲۰۱۸) با استفاده از بیوچار در ستون‌های ۱۲۵ سانتی‌متری با ۳۰ درصد بیوچار توانستند حداقل ۸۹/۹ درصد نیترات را کاهش دهند، آن‌ها همچنین میزان کاهش نیترات را وابسته به میزان غلظت نیترات ورودی دارد. در بررسی که Moghimi و همکاران (۲۰۱۴) در دانشگاه اهواز بر روی تاثیر باگاس نیشکر به عنوان فیلتر در کنار لوله‌های زهکشی برای کاهش نیترات انجام دادند. نیترات ۱۶۰ میلی‌گرم در لیتر را به ۶۰ میلی‌گرم بر لیتر کاهش داد. یعنی توانست ۶۰ درصد نیترات را کاهش بدهد. Sirospur و همکاران (۲۰۱۸) با شیوه PRP در ستونی که به ترتیب از بالا شامل ژئوتکستایل بافته نشده ماسه ترکیب ماسه، براده آهن، کانی زئولیت، آنتراسیت و خاک اره سپیدار و دوباره ماسه و ژئوتکستایل بافته نشده بود در ابتدا ۸۳ و بعد از نه روز ۹۹ درصد نیترات ورودی را کاهش دهند. Zazouli و همکاران (۲۰۱۹) با جاذبی از پوست گردو که بعد از سوزانده شدن و گذشتن از الک با مش ۱۰۰ استفاده کردند که مطالعات نشان داد که در ۱۲۰ دقیقه اول کاهش دارد اما بعد از آن افزایش اتفاق افتاد. به طور کلی پوست گردو ۷۸ درصد از نیترات را کاهش داد. Hassanpour و همکاران (۲۰۱۷) با بررسی سه ساله بین بیوراكتور با بستر خرده‌چوب و خرده‌چوب و بیوچار در ایالت نیویورک انجام دادن به طور میانگین ۵۰ درصد نیترات را کاهش دادند. هدف از این مطالعه بررسی چگونگی عملکرد بیوراكتور در محیط بسته (بدون جریان) در مدت زمان ماند ۶ تا ۲۴ ساعت برای تصفیه نیترات با بستری از کاه و کلش گندم بود.



ب



الف

شکل ۱- آماده‌سازی جعبه‌های آزمایش، (الف) پر کردن و متراکم کردن کاه و کلش، (ب) پر کردن با خاک.



شکل ۲- موقعیت مخازن تزریق زهاب

بنابراین کل طول دوره آزمایشات ۵۱ روز طول کشیده است. در هر نوبت نمونه‌برداری دمای خاک سطحی بیوراکتور و دمای زهاب‌ها اندازه‌گیری شد. از هر جعبه آزمایش در طول روز در هر سه ساعت یک نمونه برای اندازه‌گیری نیترات برداشته شد. مدت زمان آزمایش‌ها از زمان تزریق زهاب ۲۴ ساعت در نظر گرفته شد. زمان‌های برداشت نمونه‌ها برای آزمایش اول ۱۴ و ۱۷ ساعت، آزمایش دوم ۶، ۱۰ و ۱۲ ساعت، آزمایش سوم ۶، ۱۰ و ۱۲ ساعت و آزمایش چهارم ۱۵، ۱۸ و ۲۴ ساعت پس از اولین تزریق زهاب به سامانه بود.

۳. نتایج

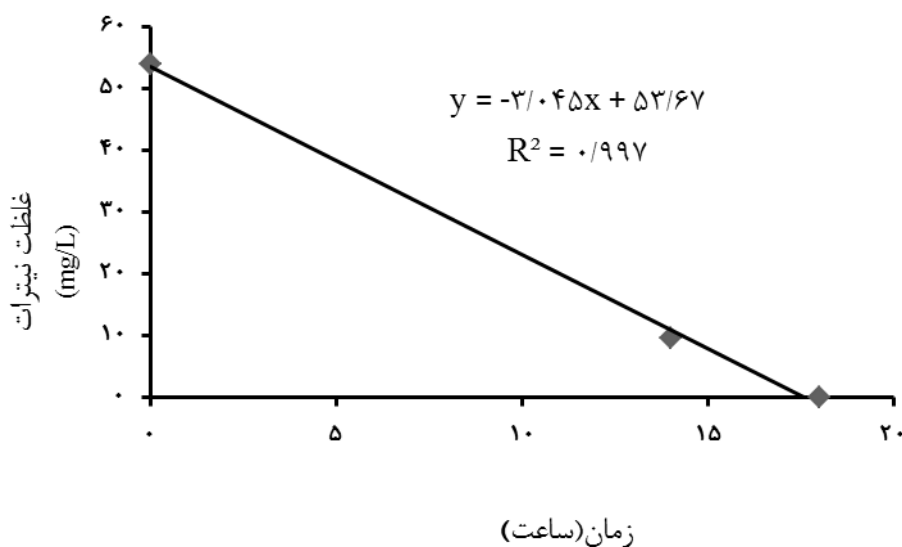
شکل‌های ۳ تا ۶، به ترتیب تغییرات غلظت نیترات در طول آزمایش‌های اول تا چهارم را نشان می‌دهد. شیب منفی نمودار در شکل ۳ که مربوط به آزمایش اول است کاهش میزان نیترات در مدت زمان آزمایش

بیوراکتورها می‌توانند یکباره پر و سپس خالی شوند و یا این که در آنها جریان دائمی وجود داشته باشد. به علت محدودیت اجرا داشتن جریان دائمی حتی جریان بسیار ناچیز دشوار بود و از نظر هیدرولیکی تفاوتی میان جریان ناچیز و حالت سکون وجود ندارد به همین علت در این مطالعه بیوراکتورها یکباره پر شدند.

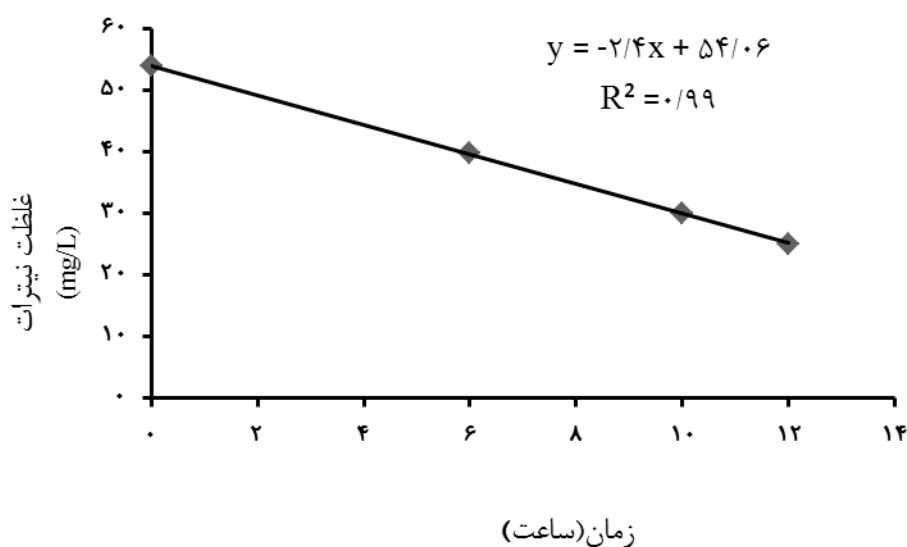
همچنین از روش فتومتری و دستگاه فتومتر مدل ۷۱۰۰ برای اندازه‌گیری نیترات استفاده شد. علت استفاده از این دستگاه کارایی بالا در عین سهولت استفاده است. دستگاه فتومتر ۷۱۰۰ توانایی اندازه‌گیری بیش از ده نوع عنصر و ترکیب از جمله نیترات و فسفات را دارد (Mokarram et al., 2013). آزمایش اول در هجدهم شهریور ماه و آزمایش دوم در هشتم آزمایش سوم در هفدهم و آزمایش چهارم در پنجاه و یکمین روز پس از اولین آزمایش انجام شد.

شکل ۶ نیز میزان حذف ۷۹ درصد نیترات را نشان می‌دهد. همان‌گونه که در شکل‌ها نیز مشخص است هرچه زمان بیشتری از شروع آزمایش و تزریق زهاب کشاورزی گذشته مقدار غلظت نیترات کاهش یافته است. تجزیه واریانس نیز معنی‌دار بودن اثر گذشت زمان بر کاهش غلظت نیترات را در طول آزمایش تایید کرده است.

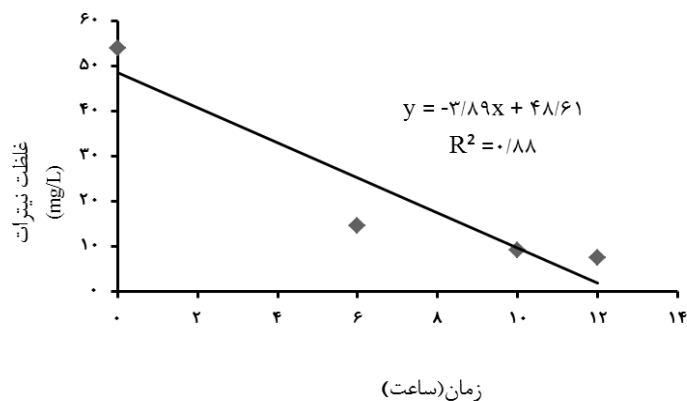
را نشان می‌دهد. نتایج نشان می‌دهد که در ۱۷ ساعت پس از شروع آزمایشات بیوراكتور تمامی نیترات ورودی را تصفیه کرده است. شکل‌های ۴ و ۵ که به ترتیب مرتبط با آزمایش دوم و آزمایش سوم است نیز دارای شیبی منفی است که رابطه عکس مدت زمان با میزان نیترات ورودی را بیان می‌کند. در این دو آزمایش در ۱۲ ساعت پس از شروع آزمایش به - ترتیب ۵۴ و ۷۸ درصد از نیترات ورودی کاسته شد.



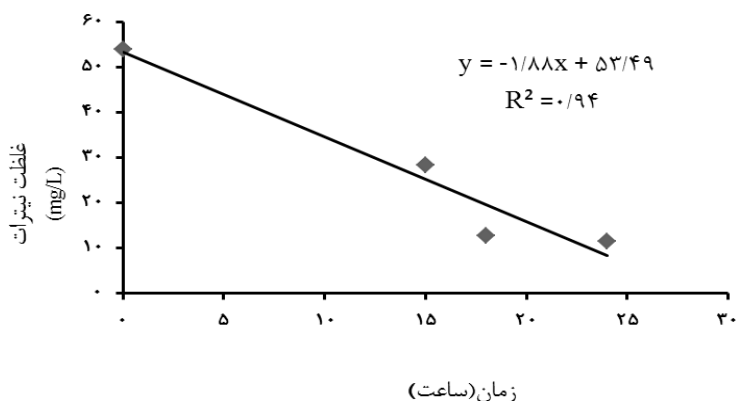
شکل ۳- تغییرات غلظت نیترات در طول آزمایش اول نسبت به زمان از شروع تزریق زهاب



شکل ۴- تغییرات غلظت نیترات در طول آزمایش دوم نسبت به زمان از شروع تزریق زهاب

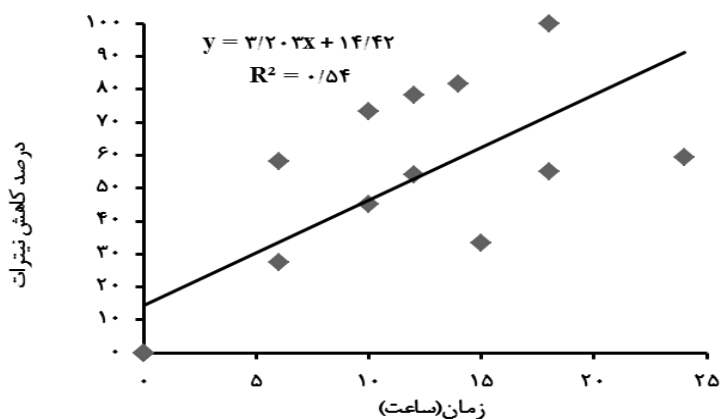


شکل ۵- تغییرات غلظت نیترات در طول آزمایش سوم نسبت به زمان از شروع تزریق زهاب



شکل ۶- تغییرات غلظت نیترات در طول آزمایش چهارم نسبت به زمان از شروع تزریق زهاب

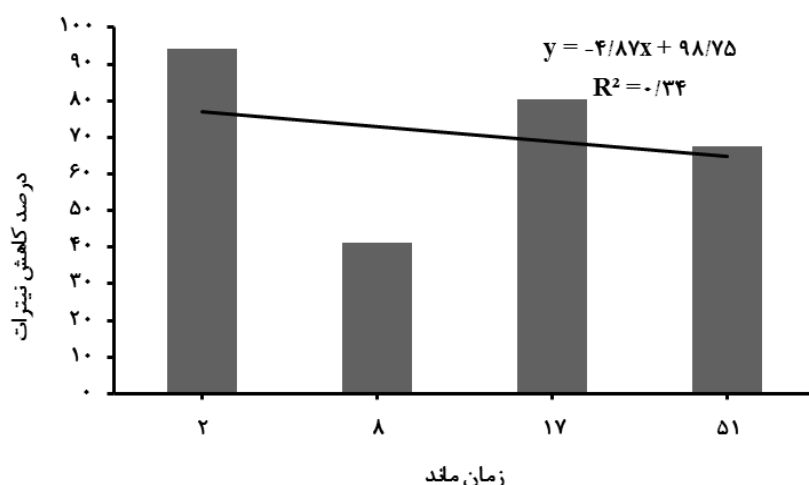
برای بررسی عملکرد بیوراکتور با محاسبه درصد حذف آلاینده‌های مورد نظر در هر آزمایش تاثیر غلظت اولیه حذف شد در این آزمایش حداقل ۵۴ درصد و حداکثر ۱۰۰ درصد نیترات تزریق شده به زهاب به وسیله بیوراکتور تصفیه شد.



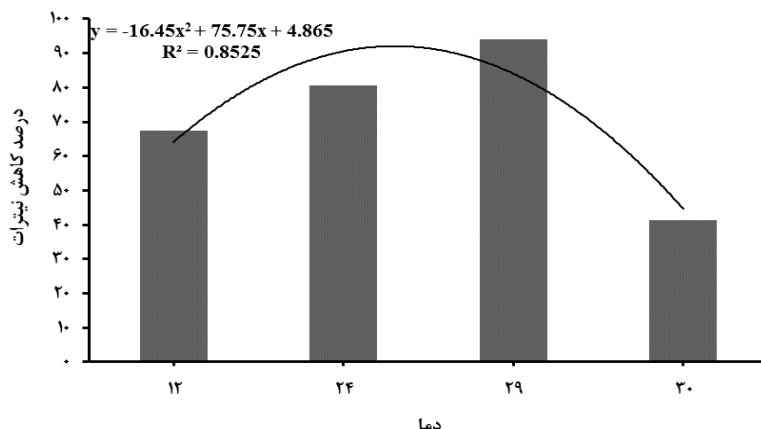
شکل ۷- درصد کاهش غلظت نیترات در طول آزمایش‌ها (محور افقی ساعت‌های نمونه‌برداری در هر تکرار از شروع تزریق زهاب است)

مقدار معناداری ۰/۴۳۲ و مقدار آماره F برابر ۰/۹۸۶. نتایج حاصل از آزمون t انجام شده را تایید می‌کند. با توجه به نمودار ۸ که مربوط به داده‌های ۲۴ ساعت پس از آزمایش هستند نیز می‌توان گفت افزایش زمان ماند بر روی کاهش درصد نیترات اثرگذار نبوده است. به منظور اطمینان از این مسئله آزمون کوواریانس و واریانس بر روی داده‌ها انجام شد که بیانگر تاثیر نداشتن طول زمان ماند بر روی کاهش درصد نیترات هستند. به طور کلی کاه و کلش در زمان ماند ۵۱ روز هیچ تفاوت قابل مشاهده‌ای در تصفیه نیترات نداشته است. دما همواره بر سرعت و شدت فرآیندهای شیمیایی اثرگذار است. با توجه به شکل ۹ دمای ۱۲ و ۳۰ درجه نتایج نامطلوب‌تری از نظر میانگین درصد کاهش نیترات دارد. نتایج نشان می‌دهد بهترین دما که بیشترین درصد کاهش نیترات در آن دیده می‌شود در بازه ۲۴ تا ۲۹ درجه سانتی-گراد است.

برای بررسی زمان ماند کاه و کلش گندم در تصفیه زهاب حاوی NO_3 از آزمون T زوجی (Paired-Samples T Test) با آزمون T وابسته یک بار روی نتایج نمونه برداری ها و در مرحله بعد روی همان نتایج بدون در نظر گرفتن غلظت اولیه در هر آزمایش انجام شد. مقدار sig در آزمون t برای نتایج نمونه برداری برابر مقادیر ۰/۳۰۴، ۰/۳۸۴ و ۰/۷۳۸ بیانگر آن است که نتایج در سطح ۰/۰۵٪ معنی‌دار نیست. نتایج کلی از مقدار sig آزمون t بیان می‌کند که زمان ماند کاه و کلش گندم تفاوتی در توانایی آن در حذف نیترات ایجاد نمی‌شود و یا این تفاوت بسیار ناچیز خواهد بود. برای بررسی بیشتر از آزمون تحلیل واریانس نیز استفاده شد. نتایج آزمون لون (Leven's Test) حاکی از آن است که واریانس درون گروهی تفاوت معناداری با یکدیگر ندارد لذا استفاده از آزمون تحلیل واریانس مجاز است. نتایج حاصل از آزمون تحلیل واریانس (جدول آنوا) نیز با



شکل ۸- درصد کاهش غلظت نیترات با زمان ماند بیوراكتور در ۲۴ ساعت بعد از شروع تزریق زهاب (محور افقی روزهایی که تزریق زهاب صورت گرفته است)



شکل ۹- تغییرات درصد کاهش نیترات نسبت میانگین به دما (محور افقی نمودار مقادیر میانگین دما است. دمای ۱۲، ۲۴، ۲۹، ۳۰ درجه سانتی‌گراد مربوط به دمای میانگین در طول آزمایش‌های چهارم، سوم، اول و دوم است.)

۴. بحث و نتیجه‌گیری

بیوراکتور در بهترین حالت ۲۰ سال ذکر شده بود. نتایج بررسی‌ها نشان می‌دهد که در مدت ۵۱ روز هیچ تغییری بر روی کارایی کاه‌وکلش‌گندم ایجاد نشده است. عملکرد بیوراکتور در حذف نیترات در آزمایش اول ۱۰۰٪، نیترات، در آزمایش دوم ۵۴٪، نیترات، در آزمایش سوم ۷۸ درصد نیترات و در آزمایش چهارم ۷۹ درصد نیترات تزریق شده به زهاب به وسیله بیوراکتور تصفیه شد. نتایج کلی حاصل بیان می‌کند که بیوراکتور در طول ۶ الی ۲۴ ساعت حداقل ۵۴ درصد و حداکثر ۱۰۰ درصد از نیترات ورودی را کاهش داده است. Grenan و همکاران (۲۰۰۶) با ترکیب خاک و پوشال جو به عنوان فیلتر ۸۷/۵ درصد از نیترات را کاهش دادند. نتایج بیوراکتور کاه‌وکلش‌گندم نتایج Greenan و همکاران را تایید می‌کند. تنها عاملی که ممکن است باعث تغییر در نتایج بیوراکتور کاه‌وکلش‌گندم ایجاد کند زمان ماند است که در آزمایش Greenan طولانی‌تر است. Hashemi و همکاران (۲۰۱۱) با قراردادن خاک و باگاس نیشکر به عنوان فیلتر در کنار لوله‌های زهکش بیش از ۵۰ درصد (۶۲/۵ درصد) نیترات ورودی را کاهش دادند. در این آزمایش به طور خالص

برای بررسی تاثیر و عملکرد بیوراکتور در محیط آزمایشگاهی، چهار آزمایش در مدت ۵۱ روز انجام شد. آزمایش‌ها شامل اندازه‌گیری نیترات زهاب حاصل از بیوراکتور با استفاده از دستگاه فتومتر و همچنین به طور همزمان دما نیز با استفاده از دماسنج اندازه‌گیری شد. با توجه به آزمون‌های آماری انجام شده بر روی هریک از آزمایش‌ها به طور جداگانه برای حذف نیترات این نتیجه حاصل شد که با گذشت زمان از میزان غلظت اولیه نیترات کاسته می‌شود. هرچه زمان از ابتدای آزمایش بگذرد میزان درصد کاهش نیترات افزایش می‌یابد. نکته مورد نظر شیب کاهش کم در شش ساعت اولیه از گذشت آزمایش است. همچنین حداقل و حداکثر زمان توصیه شده توسط Addy و همکاران (۲۰۱۶) برای ماند زهاب با توجه به فعل و انفعالات درون محیط بی‌هوای بیوراکتور ۶ و ۲۴ ساعت است که در تمام این آزمایش‌ها رعایت شده است. مسئله بعدی که مورد توجه است تغییر اثر کاه و کلش‌گندم در تصفیه زهاب پس از گذشت زمان است. به نقل از دانشگاه پردو و دانشگاه ایالتی داکوتای جنوبی طول عمر

بازگشتی و اکسید نیتروژن رها شده بیشتر شده و می‌توان گفت از نظر زیست محیطی مناسب نیست. برای دیدن و مقایسه کارایی تلفات نیتروژن در دو دما، نسبت اکسید نیتروژن به نیتروژن تلف شده محاسبه شد. این نسبت همواره در دمای پایین بیشتر از دمای بالا بود. با توجه به شکل ۹ دماهای کمتر از ۱۲ درجه سانتی‌گراد و بیشتر از ۳۰ درجه سانتی‌گراد در میزان کاهش نیترات اثر منفی داشته است که نتایج Feirisen و همکاران را در ارتباط با دمای پایین را تایید می‌کند اما دمای مناسب بین ۲۴ تا ۲۹ درجه سانتی‌گراد است که نتایج Feirisen و همکاران را در ارتباط با مناسب بودن دمای ۱/۵ الی ۱۵ درجه را نقض می‌کند. در بررسی Addy و همکاران (۲۰۱۶) که بر روی ۵۷ بیوراکتور در ۲۶ پژوهش انجام شد دمای بستر نیز نقش بسیار زیادی در خارج کردن نیترات دارد. در شرایطی که مقدار دما کم‌تر از ۶ درجه باشد، لازم است سطح بستر بیشتری را در طراحی در نظر گرفت. و بالعکس دمای بالاتر از ۱۶/۹ درجه سانتی‌گراد باشد بستر کوچکتری در نظر گرفته شود. با توجه به بستر کم در آزمایش اخیر دمایی که نتایج قابل قبول‌تری را در بر دارد باید بالای ۱۶/۹ درجه سانتی‌گراد باشد که متوسط دما در چهار آزمایش ۱۲ الی ۳۰ درجه سانتی‌گراد است. در دمای ۱۲ درجه همانطور که پیش‌بینی می‌شد عملکرد بیوراکتور کاهش پیدا کرد که با نتایج تحقیق حاضر هم‌خوانی دارد. به طور کلی نتایج نشان داد که بیوراکتور با بستر کاه‌وکلش‌گندم توانایی بالایی در کاهش نیترات دارد. به طوری که با گذشت هشت روز از تزریق اولیه در مرحله اصلی در مدت ۲۴ ساعت بیوراکتور توانست ۵۴ درصد از نیترات ورودی را کاهش دهد. استفاده از بیوراکتور با بستر کاه‌وکلش

از کاه‌وکلش‌گندم استفاده شده در صورتی که زهاب‌ها از خاک عبور داده می‌شد نتایج متفاوتی داشت با این وجود می‌توان گفت کاه‌وکلش‌گندم توانایی بیشتری در کاهش نیترات دارد. در مطالعه‌ای که Jaynes و همکاران (۲۰۱۶) بر روی پنج بیوراکتور در ایالت آیووا انجام دادند نتایج نشان داد که بیوراکتورها بین ۵۰ تا ۸۰ درصد نیترات سالانه را کاهش می‌دهند که با نتایج این مطالعه مطابقت دارد. موسسه تحقیقاتی دانشگاه داکوتا (۲۰۱۵) در آزمایش مشابه‌ای که در سال ۲۰۱۵ آغاز شد و در سال ۲۰۱۶ پایان یافت، میزان کاهش نیترات توسط بیوراکتور را حداقل ۳۰ و حداکثر ۷۰ درصد گزارش کرده است که با نتایج مطالعه انجام شده حاضر هم‌خوانی مناسبی دارد هر چند که نتایج تحقیق حاضر به مراتب بهتر از نتایج دانشگاه داکوتا است. با توجه به بررسی‌های Grenan و همکاران (۲۰۰۶)، Hashemi و همکاران (۲۰۱۱)، Jaynes و همکاران (۲۰۱۶) و موسسه تحقیقاتی دانشگاه آیووا (۲۰۱۶) می‌توان نتیجه گرفت که عملکرد بیوراکتور در حذف نیترات ورودی در ۶ الی ۲۴ ساعت رضایت بخش است. همچنین دما در واکنش‌ها و فعالیت میکروارگانیسم‌ها اثرگذار است. Feirisen و همکاران (۲۰۱۶) این پرسش را مطرح کردند که آیا در هوای سرد اوایل بهار نیز بیوراکتورها از کارایی لازم برای تلفات نیتروژن برخوردارند؟ آن‌ها بررسی خود را بر روی چند بستر مختلف به مدت پنج ماه انجام دادند، آزمایش در دو دمای ۱/۵ و ۱۵/۵ درجه سانتی‌گراد انجام شد. تلفات نیترات در دمای ۱۵/۵ درجه سانتی‌گراد بین ۳۵ تا ۱/۴ گرم نیتروژن بر متر مکعب بر روز و در دمای ۱/۵ درجه سانتی‌گراد بین ۷/۴ تا ۱/۶ گرم نیتروژن بر متر مکعب بر روز بود. در هر دوی این دماها میزان کربن

می‌توان استفاده و بررسی‌های بیشتر در ارتباط با حذف دیگر عناصر را نیز در محیط آزمایشگاهی توصیه نمود. همچنین انجام تمام این بررسی‌ها در محیط واقعی نیز می‌تواند نتایج بیشتری را در خصوص بیوراکتورها در اختیار ما قرار دهند.

برای تصفیه زهاب‌ها به ویژه در منطقه قزوین در مزارع پایین دست یک راه حل عملی برای کاهش نیترات خواهد بود. با توجه به عملکرد بالای بیوراکتورها استفاده از این شیوه به عنوان راه حل مکمل برای تصفیه فاضلاب‌های آلوده به نیترات پیشنهاد می‌شود. با توجه به تمامی نتایج حاصل

References

- Addy, K., Gold, A. J., Christianson, L. E., David, M. B., Schipper, L. A., & Ratigan, N. A. (2016). Denitrifying Bioreactors for Nitrate Removal: A Meta-Analysis. *Journal of Environment Quality*, 45(3). <https://doi.org/10.2134/jeq2015.07.0399>.
- Ahmadvand, M., Soltani, J., Hashemi, A., & Veravipur, M. (2018). Effect of Biochar Application on the Efficiency of Nitrate Removal Bioreactors from Groundwater Drainage. *Natural Environment, Natural Resources of Iran*, 1(71): 1–10.
- Akram, M. (2016). Controlled drainage. Iranian National Committee on Irrigation and Drainage.
- Ansari, S., Heydarpour, M., & Mousavi, S. F. (2016). Effect of Barley Straw as an Organic Filter to Reduce Drainage Water Nitrate. *Iranian Water Research Journal*, 1(10): 96–87.
- Bafkar, A., & Babeli, N., (2019). Investigation of Nitrate Removal from Aqueous Solution by Egg Shell Nanostructure Adsorbent. *journal of environment and water engineering*, 5(2): 103–13.
- Camargo, J., & Alonso, A. (2006). Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems. A global assessment. *J. Environ. Int*, 32:831-849
- Chang, H., Yang, X., & Fang, H. (2009). In situ nitrogen removal from the eutrophic water by microbial plant intergrated system. *J.Zhej. Univ. Sei.* 17:521-531.
- Dixit, R., Malaviya, D., Pandiyan, K., Singh, U. B., Sahu, A., Shukla, R., & Paul, D. (2015). Bioremediation of Heavy Metals from Soil and Aquatic Environment: An Overview of Principles and Criteria of Fundamental Processes, 2189–2212. <https://doi.org/10.3390/su7022189>.
- Ranjekesh, D., Navabiani, M., Biglooyi, M.H. & EsmailiVaraki, M. (2015). Investigating the Effect of Controlled Drainage Management of Rice Peel on Nitrate and Drainage Nitrite in Conditions Similar to Paddy Fields. *ijswr* 46: 273–82.
- Eslami, A., & Nemati, R. (2015). Removal of Heavy metal from aqueous environments using Bioremediation technology_review. *Journal of Health in the Field*, 2(3), 43–51.
- Greenan, C. M., Moorman, T. B., Kaspar, T. C., Parkin, T. B., & Jaynes, D. B. (2006). Comparing Carbon Substrates for Denitrification of Subsurface Drainage Water, (3), 824–829. <https://doi.org/10.2134/jeq2005.0247>.
- Hashemi, S.E., Heidarpour, M., & Mostafazade, B. (2011). Assessment of nitrate reduction in two different usage of biofilters in underground drainage systems, *Journal of irrigation science and engineering*, 34(2):71 – 81. In Persian.
- Hashemi, S.E., and Shirvani, M., Heidarpour, M., Mostafazade, B., Madani, A., Mousavi, S.F., & Gheysari, M. (2010). Nitrate Removal of Drainage Water with Barly Straw as Bioreactor Filter. In 9th International Drainage Symposium Held Jointly with CIGR and CSBE/SCGAB Proceedings,.
- Hashemi, S.E., Heidarpour, M., & Mostafazade, B. (2011). Investigation of Nitrate Removal Rate in Two Modes of Biological Filtering in Underground Systems. *Engineering and Irrigation Sciences (Scientific Journal of Agriculture)*, (2).

- Hassanpour, B., et al. (2017). Seasonal Performance of Denitrifying Bioreactors in the Northeastern United States: Field Trials, *Journal of Environmental Management*, 202.
- Hosseini, s. M. H., & Razavi, A. (2014). A handbook for integrated water Resources management in basins.
- Jaynes, D.B., & James, D.E. (2016). The extent of farm drainage in the United States. <http://www.ars.usda.gov/SP2UserFiles/Place/50301500/TheExtentofFarmDrainageintheUnitedStates.pdf>
- Kellman, L. M. (2005). A study of tile drain nitrate -15N values as a tool for assessing nitrate sources in an agricultural region. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 71(2): 131-137.
- Lin, Y.F., Jing, S.R., Wang, T.W., & Lee, D.Y. (2002). Effects of macrophytes and external carbon sources on nitrate removal from groundwater in constructed wetlands. *J. Environ. Pollut.*, 119: 413-42
- Moghimi, N., Naseri, A., Soltanimohamadi, A., Hashemi, S.E., (2014). Assessment using Bagasse of Sugar cane on nitrate reduction of underground drainage water. *journal of irrigation sciences and engineering* 39(2).
- Mokarram, P., Jaber, H., Khoshdel, Z., Miladpour, B., Ramezani, F., Fahmideh, M. A., & Movahedi, B. (2013). Comparing the atomic absorption spectrophotometry and photometry. *Iranian Standardization Elements Congress of Kashan University of Medical Sciences*, 16:705-706.
- Sirospur, S., Parvizi, M., Parvinnia, M., & Shokralahi, A. (2018). Nitrate Removal from Urban Floods by Multiple Filters Process, *water and soil conservation* 1(24).
- South Dakota Water research Institue. (2015). Annual Technical Report FY 2015.
- Zazouli, M., et al. (2019). Study on Performance of Walnut Shells Adsorbent in Nitrate Removal from the Aqueous Solutions. *journal of research in environmental health* 5(2): 144-53.