

بررسی میزان حذف نیترات در دو حالت قرارگیری فیلترهای زیستی در سیستم‌های زهکشی زیرزمینی

سیدابراهیم هاشمی^{۱*}، منوچهر حیدرپور^۲ و بهروز مصطفی زاده فرد^۳

* نویسنده مسئول، دانشجوی دکتری آبیاری و زهکشی، گروه آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان sehshemi@gmail.com

^۲ - استاد گروه آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان. heidar@cc.iut.ac.ir

^۳ - استاد گروه آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان. behrouz@cc.iut.ac.ir

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۰/۷/۲۰

تاریخ دریافت: ۱۳۸۹/۸/۹

چکیده

آبشویی نیترات از مزارع کشاورزی و وارد شدن آنها به آب‌های سطحی یکی از بزرگترین معایب سیستم‌های زهکشی زیرزمینی می‌باشد. تلفات چنین نیتراتی باعث آلودگی آب‌های سطحی و آلودگی آب‌های زیرزمینی می‌شود و در نتیجه آن تخریب محیط زیست و از بین رفتن محیط زیست آبی، گیاهان، حیوانات و انسان‌ها می‌شود. روش‌های مختلفی از قبیل فرآیند بیولوژیکی، فرآیند شیمیایی و فیزیکی به منظور حذف نیترات وجود دارد. در سال‌های اخیر نشان داده شده است که فرآیند حذف بیولوژیکی نیترات از نظر اقتصادی، قابلیت کاربرد و راندمان، مناسب‌ترین روش می‌باشد. به علاوه، این روش یکی از مناسب‌ترین روش‌ها جهت حذف آلودگی نیترات در محیط‌های اشیاع می‌باشد. از آنجائیکه بیشتر خاک‌های زیرسطحی با کمبود مواد کربنی مواجه می‌باشند، لذا بیشتر فرآیندهای میکروبی دنیتریفیکاسیون به منابع کربنی بیشتری جهت حذف نیترات نیاز دارند. در این مطالعه به منظور افزایش فرآیند بیولوژیکی در خاک از پوشال جو به عنوان ماده کربنی استفاده شد و تاثیر آن بر نیترات خروجی و آمونیوم مورد بررسی قرار گرفت. در این مطالعه دو حالت قرارگیری این فیلتر زیستی در کنار لوله زهکش در آزمایشگاه شبیه‌سازی شد و عملکرد آنها در حذف نیترات مورد بررسی قرار گرفت. نتایج نشان داد که این دو حالت توانستند ۶۰ درصد از نیترات ورودی را حذف نمایند. همچنین این فیلترها پس از گذشت هشت هفته از شروع آزمایش توانستند بیش از ۸۵ درصد از نیترات ورودی به سیستم را حذف نمایند. همچنین نتایج نشان داد که افزودن این ماده کربنی به خاک باعث شد غلظت نیترات در پایان دوره مطالعه به کمتر از حد استاندارد سازمان بهداشت جهانی برای نیترات موجود در آب شرب که برابر با ۴۵ میلی‌گرم در لیتر است برسد.

کلید واژه‌ها: پوشال جو، زهکش زیرزمینی، بیوفیلتر، نیترات، دنیتریفیکاسیون.

مقدمه

انجام شده در آمریکا نشان داده است که آبشویی نیترات به کاربرد شده در مزارع کشاورزی دارای سیستم‌های زهکشی زیرزمینی یکی از مهمترین عوامل افزایش نیترات در آب‌های سطحی می‌باشد (۱۱، ۱۸ و ۲۷). الهامی فرد و همکاران با اندازه‌گیری میزان نیترات ورودی آب آبیاری به مزارع نیشکر و میزان نیترات خروجی در زهکش‌های کشت صنعت امیرکبیر به این نتیجه رسیدند که متوسط آبشویی نیترات این مزارع ۲۷ درصد میزان نیترات ورودی به زمین می‌باشد. آنها همچنین با اندازه‌گیری غلظت آب رودخانه که در آبیاری مزارع مورد استفاده قرار می‌گیرد مشاهده نمودند که میزان نیترات در آب رودخانه در اواسط خرداد به بیش از ۳۶/۳ میلی‌گرم در لیتر افزایش پیدا کرد که دلیل آن را فرا رسیدن فصل کوددهی در کشت و صنعت‌های هفت‌تپه، کارون و امام خمینی بیان نمودند (۱).

روش‌های متعددی جهت حذف آلاینده‌های نیترات از آب‌ها ارائه و استفاده شده است، اما به جز روش حذف بیولوژیک، روش‌های دیگر برای اجرا نیاز به هزینه بسیار زیادی دارند.

یکی از مهم‌ترین معایب سیستم‌های زهکشی آبشویی آفت-کش‌ها و مواد مغذی خاک و انتقال آنها به آب‌های سطحی می‌باشد. این مواد باعث آلوده شدن آب‌های سطحی و همچنین ایجاد مشکلات زیست محیطی می‌گردند. از جمله مهم‌ترین آلودگی‌هایی که در اثر توسعه کشاورزی به وجود می‌آید، آلودگی ناشی از کودهای ازته از جمله نیترات می‌باشد (۴).

نیتروژن یکی از کودهای اصلی برای فعالیت‌های کشاورزی می‌باشد. از آنجا که این عنصر به مقدار کافی در خاک وجود ندارد، بنابراین کشاورزان جهت تأمین نیاز گیاهان مجبور به استفاده از کودهای ازته می‌باشند. نیترات به دلیل قابلیت حلالیت بسیار بالا و عدم نگهداشت توسط خاک، در صورت کاربرد زیاد و همچنین آبیاری بیش از حد به راحتی به خارج از ناحیه ریشه حرکت می‌کند. بنابراین نفوذ آب به خاک از طریق آبیاری و یا بارندگی، به راحتی نیتراتی را که توسط گیاه جذب نشده باشد را به آب‌های زیرزمینی منتقل می‌کند. در صورتی که در این مناطق زهکش‌های زیرزمینی نصب گردند، نیترات شسته شده از طریق زهکش‌های زیرسطحی به آب‌های سطحی انتقال می‌یابد (۷، ۱۴، ۱۷ و ۳۰). مطالعات

مواد و روش‌ها

در این مطالعه از پوشال جو به عنوان ماده کربنی که باعث افزایش سرعت دنیتریفیکاسیون می‌شود، استفاده گردیده است. به همین منظور ابتدا پوشال جو خشک گردید و سپس از الک شماره ۱۰ عبور داده شد. جدول (۱) آنالیز ترکیبات فیبری پوشال جو مورد استفاده شده در این مطالعه را نشان می‌دهد.

فیلتر کربنی مورد استفاده در این مطالعه از ترکیب ۳۰ درصد حجمی ماده کربنی و ۷۰ درصد حجمی خاک به دست آمد. از آنجایی که این فیلترها در عمق زمین نصب می‌گردند و میکروارگانیسم‌های لایه زیرین خاک با سطح آن متفاوت می‌باشند، لذا خاک مورد استفاده شده در این مطالعه از عمق ۶۰ سانتی‌متری سطح زمین و از زمین‌های کشاورزی شهرستان گلپایگان اصفهان تهیه گردید. جدول (۲) خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک مورد استفاده شده در این مطالعه را نشان می‌دهد.

آماده سازی دیواره دنیتریفیکاسیون

به منظور شبیه‌سازی دیواره دنیتریفیکاسیون با ضخامت ۳۰ سانتی‌متر، از ستون‌هایی از جنس پلی‌اتیلن، به ارتفاع ۳۵ سانتی‌متر و قطر داخلی برابر با ۹ سانتی‌متر استفاده گردید. قبل و بعد از پر کردن ستون‌ها توسط مخلوط خاک و پوشال جو، پایین و بالای آنها به خوبی بسته شد. یک توری سیمی و یک لایه ۲/۵ سانتی‌متری از شن ریز در پایین و بالای مخلوط خاک و پوشال جو قرار داده شد تا حرکت این مواد باعث بسته شدن ورودی و خروجی ستون‌ها نگردد. در کف و بالای ستون‌ها، یک لوله پلی‌اتیلن به قطر ۱۶ میلی‌متری جهت ورود و خروج محلول تعبیه گردید. به منظور اینکه مطمئن گردیم محلول از تمامی خلل و فرج‌ها عبور می‌کند، از جریان رو به بالا استفاده گردید و ستون‌ها به حالت ایستاده در داخل جعبه‌هایی قرار گرفتند. به این ترتیب محلول از پایین وارد ستون شده و از بالای آن خارج می‌گردید. ستون‌ها توسط یک لوله پلی‌اتیلن ۱۶ میلی‌متری از یک مخزن حاوی محلول نیترات که در ارتفاع یک متری از خروجی ستون‌ها قرار داشت تغذیه می‌گردیدند. سیستم انتقال آب از مخزن اولیه به ستون‌ها شامل سه مخزن بود. محلول ورودی در یک مخزن ۱۰۰۰ لیتری آماده می‌گردید. محلول از این مخزن توسط پمپی به مخزن ثانویه‌ای که در بالاترین نقطه قرار داشت پمپاژ می‌شد. با نصب شناوری در این مخزن، به محض پایین افتادن سطح آب در این مخزن، پمپ شروع به کار می‌کرد و آب به این مخزن پمپاژ می‌گردید و پس از پر شدن مخزن، پمپ به طور اتوماتیک خاموش می‌گردید. آب به صورت تقلی از این مخزن وارد مخزنی که سطح آب در آن با انتهای ستون‌ها ۱۰۰ سانتی‌متر اختلاف داشت وارد می‌شد و توسط شناوری ثابت نگه‌داشته می‌شد و به وسیله لوله ۱۶ میلی‌متری به ستون‌ها منتقل می‌گردید. شکل (۱) نمایی از سیستم اجرا شده به همراه ستون مخزن انتهایی را نشان می‌دهد.

احیای نیترات یا نیتريت به گازهای ازته شامل NO ، N_2O و N_2 را دنیتریفیکاسیون^۱ می‌گویند که به صورت بیولوژیک و شیمیایی اتفاق می‌افتد. حدود ۹۹ درصد از دنیتریفیکاسیون به روش بیولوژیک انجام می‌گیرد (۳). این فرایند توسط موجودات زنده به منظور کسب انرژی انجام می‌شود. در بین باکتری‌ها عمدتاً باکتری‌های هتروتروف این عمل را انجام می‌دهند و در صورتی که در خاک میزان اکسیژن از یک حد آستانه‌ای کمتر شود سنتز آنزیم‌های دنیتریفیکاتور در آنها شروع می‌شود (۳).

از آنجایی که این باکتری‌ها در شرایط بی‌هوازی فعالیت می‌کنند، بنابراین می‌توان از آنها در محیط زهکش برای کاهش نیترات استفاده نمود، اما این فرایند در خاک‌های زیرسطحی در اثر کمبود منابع کربن با محدودیت مواجه است (۹، ۱۵ و ۱۹).

تاکنون مطالعات مختلفی برای حذف نیترات در زه‌آب‌های زهکشی با استفاده از فرایند دنیتریفیکاسیون انجام و چندین راهکار دنیتریفیکاسیون برای کاهش نیترات در زهکش‌های زیرزمینی ارائه شده است. همه این راهکارها با عبور دادن آب زهکش از میان یک محیط حذف توسط منابع کربنی (بیوراکتور^۲) و افزایش دنیتریفیکاسیون باعث حذف نیترات از زه‌آب زهکش می‌شوند. به طور کلی این نوع بیوراکتورها را می‌توان یا به صورت ایجاد دیواره‌های دنیتریفیکاسیون و یا نصب بیوراکتورها در کنار لوله‌های زهکش هم به عنوان دیواره دنیتریفیکاسیون و هم به عنوان فیلتر زهکشی مورد استفاده قرار داد (۸، ۲۱، ۲۲ و ۲۳).

در مطالعات پیشین از دیواره‌های کربنی مختلفی شامل خاک اره، کمپوست و پوست درختان استفاده شده است (۱۰، ۱۶ و ۲۴). با توجه به مطالعات انجام گرفته می‌توان نتیجه گرفت که استفاده از موادی که حاوی کربن قابل دسترس برای میکروبه‌های دنیتریفیکاسیون می‌باشند می‌تواند در افزایش واکنش‌های دنیتریفیکاسیون موثر واقع شود. کلیه مواد گیاهی حاوی مقداری کربن می‌باشند و کربن این مواد از نظر مقدار و قابل دسترس بودن برای میکروبه‌های دنیتریفیکاسیون با یکدیگر متفاوت می‌باشند. لذا باید این مواد مورد آزمایش قرارگیرند تا بهترین آنها برای این منظور انتخاب گردد. همچنین این مواد می‌توانند با توجه به شرایطی از قبیل فراوانی و ارزان بودن نیز مورد مطالعه قرار گیرند.

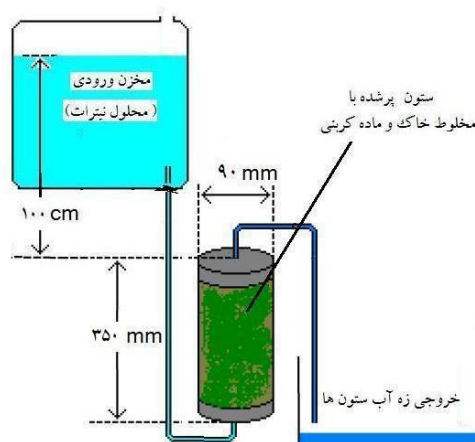
تاکنون در بیشتر مطالعات انجام شده در زمینه زهکش‌ها، اثر این بیوراکتورها در حذف نیترات در خارج از محیط سیستم زهکشی و یا به عنوان دیواره دنیتریفیکاسیون مورد بررسی قرار گرفته است. این مطالعه به منظور بررسی تأثیر قرارگیری پوشال جو به عنوان بیوراکتور در کنار لوله زهکش و دیواره دنیتریفیکاسیون در حذف نیترات و همچنین تأثیر آن بر پارامترهای هیدرولیکی لوله زهکش انجام شده است.

جدول ۱- آنالیز ترکیبات فیبری پوشال جو

C:N	نیترژن کل (%)	کربن آلی (%)	خاکستر (%)	سلولز (%)	همی سلولز (%)	لیگنین (%)	پوشال جو
۱۷/۴۴	۱/۴۷	۲۵/۶۸	۱/۵۰	۲۹/۶۰	۲۸/۴۰	۱۰/۳۰	

جدول ۲- خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک

پارامتر	مقدار
EC (dS/m)	۱/۸۲
pH	۷/۸۷
نیترژن کل (درصد)	۰/۰۹
ماده آلی (درصد)	۰/۶۰
کربن آلی (درصد)	۰/۳۵
CaCO ₃ (%)	۲۵/۵۰
CaSO ₄ (%)	۰/۰۰
Ca (mg L ⁻¹)	۱۶۰
Mg (mg L ⁻¹)	۴۸
Na (mg L ⁻¹)	۱۶۶
K (mg L ⁻¹)	۱۶/۴۰
بافت خاک	شنی رسی / لومی رسی



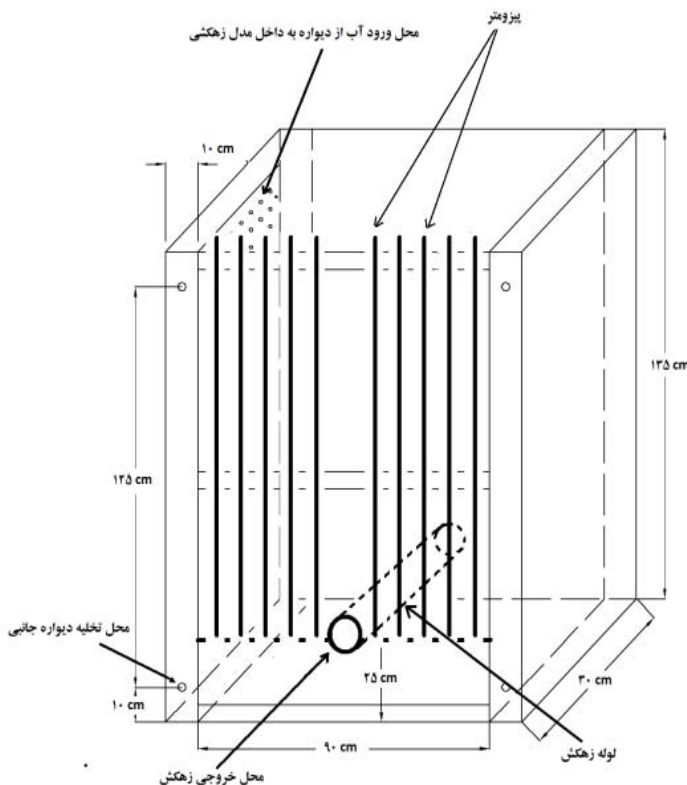
شکل ۱- شماتیک ستون‌های آزمایشگاهی

آماده‌سازی مدل آزمایشگاهی

به منظور شبیه‌سازی ترانشه زهکش، از مدل فیزیکی-آزمایشگاهی زهکشی با دیواره‌های دو جداره از جنس ورق گالوانیزه به ضخامت ۲/۵ میلی‌متر استفاده گردید. مدل مذکور به گونه‌ای طراحی گردید که بتواند شرایط مرزی را تا حد امکان برای لوله زهکش فراهم نماید (شکل ۲).

مخزن مورد استفاده دارای ارتفاع ۱۳۵ سانتی‌متر، طول ۱۱۰ سانتی‌متر و عرض ۳۰ سانتی‌متر بود و دیواره‌های جانبی آن به صورت دو جداره طراحی گردید. سطح ایستایی در این

دیواره‌های جانبی کنترل می‌گردید و آب از طریق روزنه‌هایی که در فواصل ۱۰×۱۰ سانتی‌متر و قطر ۵ میلی‌متر در تمامی جدار دیواره داخلی تعبیه گردیده بودند از هر دو طرف به درون ستون خاک جریان می‌یافت تا شرایطی مشابه جریان طبیعی در داخل خاک به طرف لوله‌های زهکش را فراهم سازد. دو بوشن به قطر ۱۰ سانتی‌متر یکی در قسمت وسط دیواره روبرو و دیگری درست در مقابل آن و در دیواره پشتی به منظور اتصال لوله زهکش نصب گردید. در این مطالعه از لوله زهکشی با طولی برابر با ۳۰ سانتی‌متر و قطری برابر با ۱۰ سانتی‌متر استفاده گردید. این لوله



شکل ۲- نمای کلی مدل فیزیکی زهکش

در زمان پرکردن، پس از قرارگیری هر لایه ۵ سانتی‌متری، خاک کوبیده می‌شد و سپس لایه بعدی به آن افزوده می‌شد.

آماده سازی محلول و اندازه‌گیری‌ها

در این مطالعه از محلول نیترات با غلظتی در حدود ۱۶۰ میلی‌گرم در لیتر استفاده گردید. برای آماده سازی محلول مورد نظر ۲۶۰ میلی‌گرم نیترات پتاسیم (KNO_3) در یک لیتر آب حل می‌گردید. جریان ورودی از ابتدای مطالعه تا انتها به صورت پیوسته از هر دو سیستم عبور می‌کرد.

نمونه‌برداری از محلول ورودی و خروجی مدل زهکشی تقریباً به صورت روزانه و از ستون‌های آزمایشگاهی به صورت پنج تا شش روز یکبار توسط بطری‌های پلاستیکی تمیز انجام می‌گرفت. نمونه‌ها تا زمان اندازه‌گیری در دمای پایین‌تر از چهار درجه سانتی‌گراد نگاه‌داری می‌شدند. این نمونه‌ها برای اندازه‌گیری نیترات، آمونیوم و pH مورد استفاده قرار می‌گرفتند. همچنین در هر بار نمونه‌برداری مدت زمان پر شدن یک ظرف با حجم مشخص جهت تعیین دبی خروجی اندازه‌گیری می‌شد.

دمای محیط در طول آزمایش برابر با 22 ± 1 درجه سانتی‌گراد بود. برای اندازه‌گیری نیترات از دستگاه مالنی دایرکت شرکت

زهکش دارای پوششی از الیاف ژئوتکستایل منسوجات بی‌بافت^۱ بود.

محل قرارگیری لوله زهکش در فاصله ۲۵ سانتی‌متری از کف مدل قرار داشت. به منظور بررسی تغییرات سطح ایستابی آب در فواصل ۹ سانتی‌متری از لوله زهکش و در راستای افقی لوله زهکش، تعداد ۱۰ لوله پیزومتر نصب گردید. لوله‌های پیزومتر در داخل ستون از جنس گالوانیزه و به قطر ۱۰ میلی‌متر بودند که به صورت افقی تا وسط ستون ادامه داشتند و در بیرون از مدل جهت مشاهده سطح پیزومتری، از لوله‌های شفاف که به صورت عمودی به دیواره جلوی ستون متصل بودند استفاده گردید. به منظور جلوگیری از مسدود شدن ورودی پیزومترها، انتهای آنها با یک توری سیمی پوشانده شد. به منظور کنترل سطح ایستابی در دیواره‌های جانبی، از یک شناور استفاده گردید تا سطح آب همیشه در ارتفاع ثابتی نگه داشته شود. همچنین یک خروجی در کف این دیواره‌ها تعبیه گردیده بود تا در مواقع لزوم بتوان آب را توسط آنها از پایین دیواره‌ها خارج نمود (شکل ۲).

دور لوله به ضخامت ۲۵ سانتی‌متر ترکیبی از خاک و پوشال جو با همان نسبت بالا قرار گرفت و بقیه ستون با خاک پر گردید.

خروجی در ستون دارای مواد کربنی بیشتر از ستون شاهد بود ولی با گذشت زمان سرعت آب خروجی کاهش یافت.

بعد از گذشت ۲۰ روز از شروع آزمایش، متوسط سرعت خروجی آب در ستون‌های شاهد و ستون‌های دارای پوشال جو تقریباً مساوی گردید (شکل ۵). به طور کلی سرعت خروج آب از ستون‌های پوشال جو و شاهد دارای اختلاف معنی‌دار در سطح آماری پنج درصد نبودند. بیشترین سرعت آب خروجی در تیمار شاهد و تیمار پوشال جو به ترتیب برابر با ۰/۰۶۵ و ۰/۱ متر بر ساعت و کمترین آنها تقریباً برابر با ۰/۰۰۵ متر بر ساعت بود (شکل ۵).

تغییرات سرعت ورود آب به زهکش در مدل زهکشی مشابه تغییرات سرعت در ستون‌های آزمایشگاهی روندی نزولی داشت (شکل ۵). اگرچه در ابتدای آزمایش سرعت خروج آب بالا بود ولی به سرعت و با گذشت زمان سرعت خروجی آب کاهش یافت و پس از گذشت ۱۰ روز سرعت ورود آب به کمتر از ۰/۱ متر بر ساعت رسید. سرعت بالا در اول دوره بهره‌برداری ممکن است نشان دهنده این باشد که آب از بین لایه‌های کوبیده شده به سمت خروجی حرکت داشته است، زیرا تراکم خاک در زمان پر کردن مدل زهکشی توسط تراکم سنج کنترل می‌گردید و تنها مسیر حرکت آب به سمت خروجی از میان لایه‌های کوبیده شده می‌باشد که این مسیرها پس از گذشت چند روز از شروع آزمایش و نشست خاک بسته می‌شوند و سرعت آب به سرعت کاهش می‌یابد (شکل ۵). سرعت خروج آب در مدل نیز همانند ستون‌های آزمایشگاهی در نهایت به یک مقدار ثابتی در حدود ۰/۰۲ متر بر ساعت رسید که این مقدار بیشتر از سرعت حرکت آب در ستون‌های بود (شکل ۵).

به منظور بررسی مقاومت فیلتر کربنی نصب شده در کنار لوله زهکش از پیژومترهایی که در فواصل مختلف از لوله زهکش نصب شده بودند استفاده گردید. ارتفاع آب در پیژومترها در هر نمونه‌برداری قرائت می‌گردید. مطابق شکل (۶) تغییرات هد پیژومترها در دو طرف لوله زهکش در طول زمان تقریباً به صورت یکسان می‌باشد. در روز شانزدهم پس از شروع آزمایش، ارتفاع آب در پیژومترهای قبل از فیلتر کربنی افزایش می‌یابد که نشان دهنده افزایش مقاومت در این لایه کربنی می‌باشد، ولی بعد از آن تغییر قابل ملاحظه‌ای در ارتفاع آب داخل پیژومترهای نصب شده مشاهده نگردید. مطابق شکل (۵)، تغییرات ضریب زهکشی تا روز ۱۶ زیاد و پس از آن تغییرات ضریب زهکشی نیز بسیار کم می‌شود. نتایج مدل فیزیکی نشان می‌دهد که گرفتگی این فیلتر در این مدت نسبتاً کم بوده و فیلتر کربنی عملکرد مناسبی داشته است.

لاویباند آلمان^۱ استفاده گردید. اندازه‌گیری آمونیوم با استفاده از الکتروآمونیوم و اندازه‌گیری pH با استفاده از pH متر ساخت کارخانه متروهم سوئیس^۲ انجام شد.

نتایج

نیترات

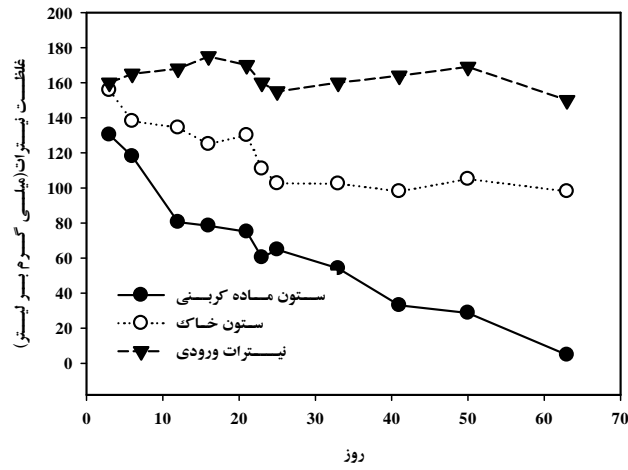
به منظور مقایسه عملکرد فیلتر کربنی و فیلتر بدون مواد کربنی، ستون‌هایی به عنوان شاهد با خاک مزرعه پر شدند. ستون‌های شاهد و ستون‌های دارای پوشال جو هر کدام دارای سه تکرار بودند و نتایج ارائه شده از میانگین نتایج به دست آمده از سه تکرار می‌باشد.

شکل (۳) تغییرات غلظت نیترات ورودی و تغییرات آن در خروجی ستون حاوی مواد کربنی و ستون شاهد را در طول هشت هفته نمونه‌برداری نشان می‌دهد. مطابق این شکل میزان کاهش نیترات در ستون حاوی مواد کربنی نسبت به ستون شاهد بسیار زیاد بوده است. مطابق شکل، فیلتر کربنی توانست پس از گذشت حدود ۴۰ روز از شروع آزمایش میزان نیترات خروجی را به کمتر از ۵۰ میلی‌گرم در لیتر که میزان استاندارد نیترات برای آب شرب است برساند (۲). در حالی که طی این مدت میزان نیترات خروجی ستون شاهد در حدود ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر می‌باشد. میزان نیترات خروجی ستون حاوی مواد کربنی بعد از گذشت ۴۰ روز نیز روند کاهشی داشت، به طوری‌که غلظت نیترات موجود در آخرین نمونه‌برداری (پس از گذشت هشت هفته از شروع آزمایش) حتی به کمتر از ۱۰ میلی‌گرم در لیتر رسید که نشان دهنده حذف نیترات بیش از ۹۵ درصد از نیترات ورودی می‌باشد. این در حالی است که غلظت نیترات خروجی در تیمار شاهد پس از گذشت ۴۰ روز تغییر محسوسی نداشت و برابر با ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر باقی ماند (شکل ۳). میزان حذف نیترات توسط ستون‌های شاهد پس از گذشت هشت هفته از شروع آزمایش در حدود ۳۵ درصد بود.

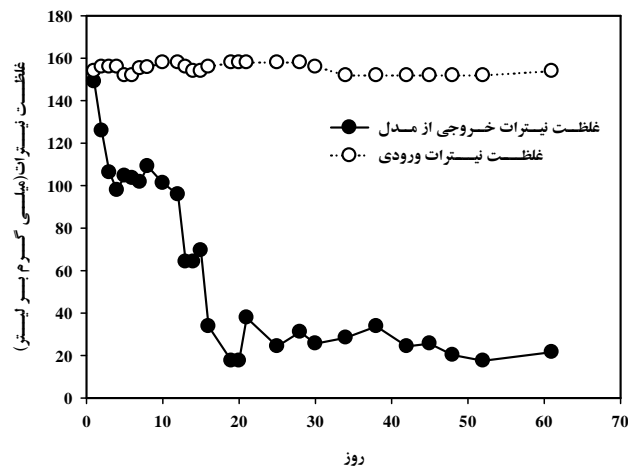
شکل (۴) تغییرات غلظت نیترات خروجی در مدل زهکشی را طی هشت هفته آزمایش نشان می‌دهد. همانگونه که مشاهده می‌شود، تغییرات غلظت نیترات زهاب نسبت به زمان روند کاهشی داشته است و فیلتر کربنی نصب شده توانست در کمتر از ۲۰ روز از شروع آزمایش غلظت نیترات خروجی را به کمتر از حد استاندارد برای آب شرب (۵۰ میلی‌گرم در لیتر) برساند که نشان دهنده عملکرد مناسب فیلتر نصب شده در کنار زهکش جهت حذف نیترات می‌باشد.

دبی آب خروجی

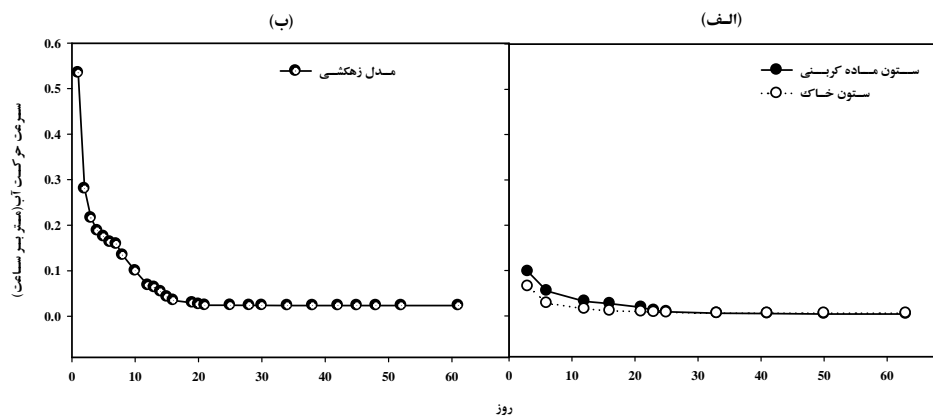
شکل شماره (۵) تغییرات دبی خروجی در مقابل زمان را نشان می‌دهد. مطابق این شکل در ابتدای آزمایش میزان سرعت آب



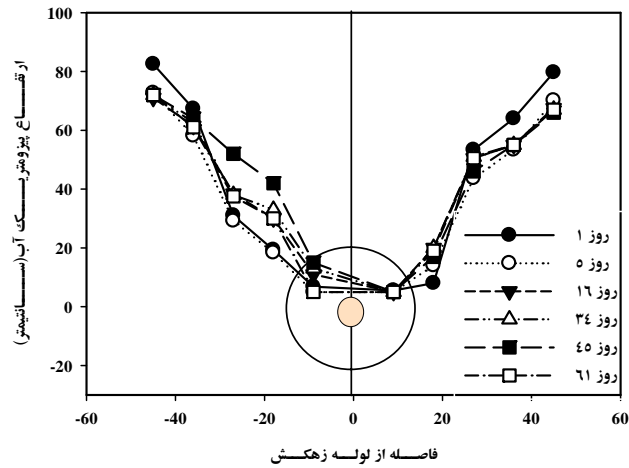
شکل ۳- تغییرات نیترات ورودی و خروجی در ستون‌های آزمایشگاهی



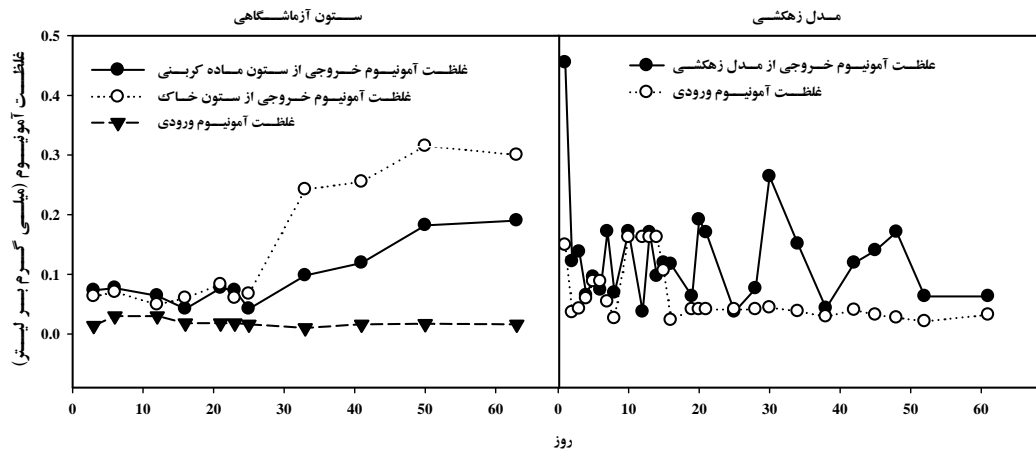
شکل ۴- تغییرات نیترات ورودی و خروجی از مدل زهکشی



شکل ۵- تغییرات سرعت خروج آب از ستون‌های آزمایشگاهی و مدل زهکشی در طول دوره آزمایش



شکل ۶- تغییرات ارتفاع آب پیرومترهای نصب شده در مدل زهکشی در طول دوره آزمایش



شکل ۷- تغییرات غلظت آمونیوم ورودی و خروجی در ستون‌های آزمایشگاهی و مدل زهکشی در طول آزمایش

آمونیم

از آنجایی که غلظت آمونیوم موجود در محلول ورودی بسیار کم (کمتر از ۰/۲ میلی گرم در لیتر) بود، بنابراین غلظت آمونیوم مشاهده شده در خروجی ستون‌ها و مدل فیزیکی نیز کم بود. مطابق شکل (۷)، غلظت آمونیوم در زهاب خروجی و در طول آزمایش به مقدار خیلی کمی افزایش یافت. نتایج به دست آمده مشابه با نتایج به دست آمده در تحقیق محققان دیگر مانند بدسم و همکاران^۶ و رابرتسون و همکاران^۷ می‌باشد (۵ و ۲۰). آنها نیز با استفاده از مواد کربنی دیگری که به عنوان فیلترهای زیستی استفاده نمودند نشان دادند که میزان غلظت آمونیوم در زهاب خروجی به مقدار کمی افزایش می‌یابد. بطور کلی در محیط‌های

بی‌هوازی ممکن است برای نیترات سه حالت اتفاق رخ دهد: (۱) در اثر فرایند اسیمیلیشن به نیتروژن آلی تبدیل گردد، (۲) در اثر فرایند دسیمیلیشن به آمونیوم تبدیل گردد و (۳) در اثر فرایند دنیتریفیکاسیون به صورت گاز از محیط خارج گردد (۲۶). به این ترتیب احتمالاً در طی حرکت محلول دارای غلظت بالای نیترات از محیط مقداری آمونیوم نیز تولید گردیده است. لذا می‌توان بیان کرد که استفاده از پوشال جو باعث افزایش آمونیوم در خروجی به میزان کم می‌گردد.

بحث و بررسی

در این مطالعه نشان داده شد که پوشال جو می‌تواند به عنوان یک ماده کربنی مناسب جهت افزایش سرعت دنیتریفیکاسیون در محیط اشباع و در کنار فیلترهای زهکشی مورد استفاده قرار گیرد.

6. Bedessem et al.

7. Robertson et al.

شکل مشاهده می‌گردد، درصد نیترات حذف شده در روز اول پس از نمونه‌برداری از خروجی مدل آزمایشگاهی تقریباً نزدیک به صفر بود ولی پس از گذشت یک تا دو روز از شروع آزمایش، میزان حذف به حدود ۲۰ درصد رسید. این روند در ستون‌های آزمایشگاهی هم مشاهده گردید و درصد حذف نیترات پس از گذشت سه روز از شروع آزمایش به حدود ۲۰ درصد رسید. تغییرات درصد حذف نیترات در مدل دارای روند تندتری نسبت به ستون‌های آزمایشگاهی می‌باشد. در مدل زهکشی پس از گذشت ۲۰ روز بیش از ۸۰ درصد از نیترات ورودی حذف گردید، در حالی که در این مدت میزان حذف نیترات در ستون‌های آزمایشگاهی در حدود ۶۰ درصد بود و پس از گذشت ۴۰ روز از شروع آزمایش میزان حذف در ستون‌های آزمایشگاهی به بیش از ۸۰ درصد رسید. نتیجه به دست آمده احتمالاً می‌تواند به دلیل وجود لایه ۴۵ سانتی‌متری خاک در مدل زهکشی و در بالای لایه کربنی باشد. زیرا محللول قبل از ورود به داخل فیلتر کربنی ابتدا از لایه خاک گذشته است و همان‌گونه که آزمایشات ستون خاک نشان داد، ستون ۳۰ سانتی‌متری خاک قادر به حذف ۲۰ تا ۲۳ درصد نیترات ورودی پس از گذشت ۲۰ روز از شروع آزمایش می‌باشد. بنابراین می‌توان بیان نمود که حذف نیترات در مدل زهکشی و ستون‌های آزمایشگاهی تقریباً یکسان می‌باشد.

شدت جریان آب در محیط خاک و فیلترهای کربنی یکی از عوامل مهم در تعیین مقدار نیترات حذف شده می‌باشد. مطابق شکل (۹) میزان حذف نیترات با کاهش شدت جریان افزایش می‌یابد و درصد نیترات حذف شده در جریان پایین بیشتر می‌باشد. مطابق شکل (۵) میزان سرعت جریان آب عبوری در ابتدای روزهای آزمایش با یکدیگر اختلاف زیادی دارد ولی این اختلاف پس از گذشت ۲۰ روز کاهش می‌یابد و این باعث می‌شود متوسط درصد نیترات حذف شده در کل دوره به یکدیگر نزدیکتر شود.

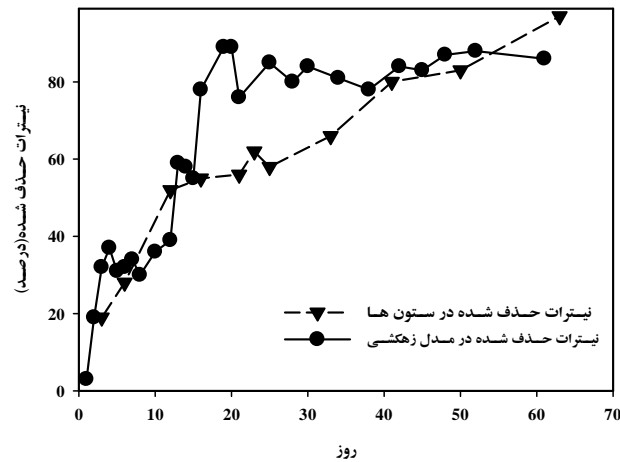
با توجه به نتایج به دست آمده، قرارگیری مواد کربنی در کنار لوله‌های زهکشی و یا به صورت دیواره‌های دنیتریفیکاسیون دارای عملکرد مناسبی در حذف نیترات می‌باشند و می‌توان از آنها در هر دو حالت استفاده نمود. با این حال هر کدام از این شرایط دارای مزایا و معایبی می‌باشند. استفاده از فیلترهای کربنی در کنار لوله زهکش به دلیل احاطه کردن دور لوله و عبور تمامی جریان‌های ورودی به داخل لوله زهکش از میان فیلتر کربنی، یک مزیت به شمار می‌آید. با این حال نصب فیلتر در کنار لوله زهکش باید در زمان اجرای سیستم زهکشی انجام گیرد و پس آن تقریباً کاری غیر ممکن است. بعد از نصب سیستم زهکش، مناسب‌ترین روش جهت اجرای فیلترهای کربنی، اجرا به صورت دیواره دنیتریفیکاسیون می‌باشد. با اینکه ممکن است جریان از زیر این دیواره عبور نماید ولی با عمیق‌تر کردن دیواره می‌توان از این جریان‌ها جلوگیری نمود. این روش ممکن است به دلیل نیاز به حفر مجدد زمین به هزینه بیشتری نیاز داشته باشد.

میانگین نیترات حذف‌شده در کل دوره در ستون‌های آزمایشگاهی که برای شبیه‌سازی دیواره‌های دنیتریفیکاسیون مورد استفاده قرار گرفته بودند در حدود ۶۰ درصد بود. همچنین این ستون‌ها توانستند در پایان دوره نمونه‌برداری بیش از ۹۰ درصد نیترات ورودی را حذف نمایند. از طرفی متوسط میزان حذف نیترات توسط لایه کربنی قرار گرفته در حول لوله زهکش در طول دوره آزمایش در حدود ۶۰ درصد و در پایان دوره نمونه‌برداری بیش از ۸۵ درصد از نیترات ورودی بود.

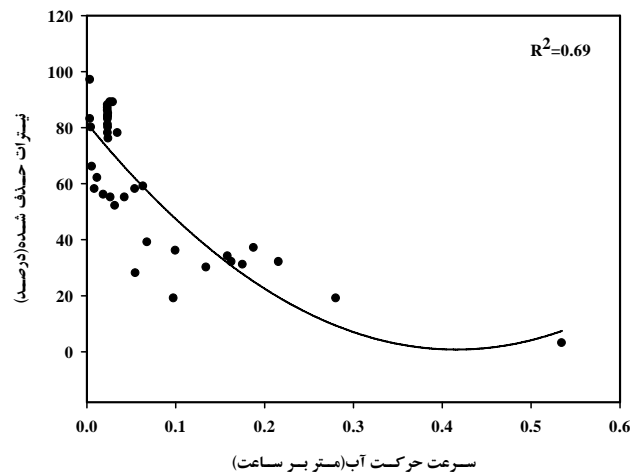
میزان حذف نیترات در طول مدت آزمایش توسط ستون‌های شاهد که تنها از خاک پر شده بودند در حدود ۲۷ درصد بود. نتایج تحقیقات پیشین نشان داده است که عبور آب از خاک می‌تواند در حدود ۱۰ تا ۴۰ درصد از نیترات را حذف نماید (۲۸). به طور کلی مهمترین عامل کاهش فرایند دنیتریفیکاسیون در محیط آبهای زیرزمینی کمبود مواد کربنی می‌باشد (۲۹ و ۳۰). بدسم و همکاران و لی و همکاران^۸ (۵ و ۱۳) نشان دادند که متوسط کربن آلی در خاک کمتر از یک درصد می‌باشد. میزان کربن آلی موجود خاک در مطالعه حاضر نیز برابر با ۰/۳۵ درصد بود که مقدار ناچیزی برای افزایش فعالیت میکرواورگانیزم‌ها در شرایط اشباع می‌باشد.

نتایج این مطالعه نشان داد که پوشال جو می‌تواند ماده کربنی مناسب برای حذف نیترات باشد. پوشال جو یکی از مواد کربنی است که به وفور و با قیمت ارزان در ایران در دسترس می‌باشد. پوشال جو دارای درصد لیگنین کم و مقدار مناسبی از همی‌سلولز و سلولز می‌باشد. هر چه مقدار همی‌سلولز و سلولز ترکیبات آلی بیشتر باشد این ماده برای فرآیند دنیتریفیکاسیون مناسب‌تر می‌باشد. لیگنین یکی از فیبرهای گیاهی است که افزایش آن در مواد کربنی قابلیت هضم ماده کربنی توسط میکرواورگانیزم‌ها را کاهش می‌دهد. درحالی‌که میکرواورگانیزم‌های دنیتریفیکاتور قادرند به آسانی فیبرهای سلولز و همی‌سلولز را هضم نموده و تولید انرژی نمایند (۱۲). یکی دیگر از فاکتورهای مهم برای مناسب بودن یک ماده کربنی در فرآیند دنیتریفیکاسیون نسبت C:N آن می‌باشد. هر چه این مقدار کمتر باشد ماده کربنی جهت فرایند دنیتریفیکاسیون مناسب‌تر می‌باشد (۶ و ۲۵). نسبت C:N در پوشال جو استفاده شده در این تحقیق کم می‌باشد (جدول ۱).

مقایسه بین عملکرد دیواره دنیتریفیکاسیون و فیلتر قرار گرفته در کنار لوله زهکش با ستون خاک (شاهد) نشان می‌دهد که هم دیواره دنیتریفیکاسیون و هم فیلتر قرار گرفته در کنار لوله زهکش عملکرد خوبی در حذف نیترات داشته‌اند و هر دو توانسته‌اند در کل دوره ۳۳ درصد نیترات بیشتری را نسبت به تیمار شاهد از محیط حذف نمایند. همچنین مقایسه بین مدل فیزیکی و ستون‌های آزمایشگاهی نشان می‌دهد که روند تغییرات حذف نیترات در هر دو تقریباً مشابه هم بوده است (شکل ۳ و ۴). شکل (۸) درصد حذف نیترات در روزهای پس از شروع آزمایش در مدل فیزیکی و ستون‌های آزمایشگاهی را نشان می‌دهد. همانطور که در این



شکل ۸- نیترات حذف شده در ستون‌های آزمایشگاهی و مدل زهکشی در طول آزمایش



شکل ۹- درصد نیترات حذف شده نسبت به سرعت حرکت آب از سیستم

۸۰ درصد نیترات موجود در آب را توسط فرایند دینتریفیکاسیون از محیط خارج نمایند که نشان دهنده قابلیت خوب این سیستم می‌باشد. استفاده از این فیلترها به دلیل ارزان بودن و در دسترس بودن مواد مصرفی بسیار مناسب می‌باشند و در صورتی که این فیلترها همزمان با اجرای سیستم زهکشی نصب گردند، هزینه آن به مراتب کاهش می‌یابد. با این حال این مواد را می‌توان حتی در مناطقی که سیستم زهکشی زیرزمینی اجرا شده است و مشکل آلودگی نیترات وجود دارد به صورت دیواره‌های دینتریفیکاسیون اجرا نمود و آلودگی نیترات را حذف نمود.

نتیجه‌گیری

نتایج مطالعه آزمایشگاهی نشان داد که ترکیب ۳۰ درصد پوشال جو و ۷۰ درصد خاک می‌تواند به عنوان یک فیلتر مناسب جهت حذف نیترات از زه‌آب زهکش‌های زیرزمینی مورد استفاده قرار گیرد. این فیلترها را می‌توان به صورت یک لایه فیلتر در کنار لوله زهکش نصب نمود و یا این که به صورت دیواره دینتریفیکاسیون در نزدیکی لوله زهکش مورد استفاده قرار داد تا زه‌آب‌های سیستم زهکش قبل از ورود به داخل لوله‌ها و انتقال به آب‌های سطحی از میان این فیلتر عبور نماید. فیلترهای مورد استفاده در این آزمایش توانستند در انتهای دوره آزمایش بیش از

منابع

۱. الهامی‌فرد، م.، جعفری، س.، گرجی‌زاده، م. و ن. بنی‌عباسی. ۱۳۸۵. بررسی تغییرات غلظت نیترات در آب آبیاری و زه‌آب‌های مزارع نیشکر جنوب اهواز. همایش ملی مدیریت شبکه‌های آبیاری و زهکشی، دانشگاه شهید چمران اهواز، دانشکده مهندسی علوم آب، صفحات: ۲۰۳۱-۲۰۲۷.

۲. بی‌نام. ۱۳۷۶. ویژگی‌های آب آشامیدنی. مؤسسه استاندارد و تحقیقات صنعتی ایران، استاندارد شماره ۱۰۵۳، چاپ چهارم و پنجم، کمیسیون استاندارد ویژگی‌های آب آشامیدنی.
۳. علیزاده، ا. ۱۳۷۴. زهکشی اراضی، طرح و برنامه‌ریزی سیستم‌های زهکشی در کشاورزی. دانشگاه فردوسی مشهد، ۴۴۸ صفحه.
۴. کریمی‌نیا، آ. ۱۳۸۱. بیولوژی خاک، چرخه بیولوژیک عناصر در خاک. انتشارات دانشگاه گیلان.
5. Bedessem, M. E., Edgar, T. V. and R. Roll. 2005. Nitrogen removal in laboratory model leachfields with organic-rich layers. *Journal of Environmental Quality*, 34(3): 936-942.
 6. Biely, P. 1985. Microbial xylanolytic systems. *Trends in Biotechnology*, 3(11): 286-290.
 7. Blevins, D. W., Wilkison, D. H., Kelly, B. P. and S. R. Silva. 1996. Movement of nitrate fertilizer to glacial till and runoff from a claypan soil. *Journal of Environmental Quality*, 25(3): 584-593.
 8. Blowes, D. W., Robertson, W. D., Ptacek, C. J. and C. Merkley. 1994. Removal of agricultural nitrate from tile-drainage effluent water using in-line bioreactors. *Journal of Contaminant Hydrology*, 15(3): 207-221.
 9. Cambardella, C. A., Moorman, T. B., Jaynes, D. B., Hatfield, J. L., Parkin, T. B., Simpkins, W.W. and D. L. Karlen. 1999. Water quality in Walnut Creek watershed: Nitrate-nitrogen in soils, subsurface drainage water, and shallow groundwater, *Journal of Environmental Quality*, 28(1): 25-34.
 10. Hunter, W. J., Follett, R. F. and J. W. Cary. 1997. Use of vegetable oil to remove nitrate from flowing groundwater. *Transactions of the ASABE*, 40(2): 345-353.
 11. Jackson, W. A., Asmussen, L. E., Hauser, E. W. and A. W. White. 197. Nitrate in surface and subsurface flow from a small agricultural watershed. *Journal of Environmental Quality*, 2(4): 480-482.
 12. Kirk, K. T. 1988. Biochemistry of lignin degradation by *Phanerochaete chrysosporium*. Aubert, J.-P., P. Beguin and J. Millet (Ed.). (Fems (Federation of European Microbiological Societies) Symposium, No. 43. Biochemistry and Genetics of Cellulose Degradation; Paris, France, September 7-9. 1987. Xi+428p. Academic Press: London, England, Uk; San Diego, California, USA. Illus, 315-332.
 13. Li, C., Zhuang, Y., Froking, S., Galloway, J., Harriss, R., Iii, B. M., Schimel, D. and X. Wang. 2003. Modeling soil organic carbon change in croplands of china. *Ecological Applications*, 13(2): 327-336.
 14. Liang, B. C. and A. F. Mackenzie. 1994. Changes of soil nitrate- nitrogen and denitrification as affected by nitrogen fertilizer on two Quebec soils. *Journal of Environmental Quality*, 23(3): 521-525.
 15. Mc Carty, G. W. and J. M. Bremner. 1992. Availability of organic carbon for denitrification of nitrate in subsoils *Biology and Fertility of Soils*, 14(3): 219-222.
 16. Obenhuber, D. C. and R. Lowrance. 1991. Reduction of nitrate in aquifer microcosms by carbon additions. *Journal of Environmental Quality*, 20(1): 255-258.
 17. Ovez, B., Ozgen, S. and M. Yuksel. 2006. Biological denitrification in drinking water using *Glycyrrhiza glabra* and *Arunda donax* as the carbon source. *Process Biochemistry*, 41(7): 1539-1544.
 18. Rabalais, N. N., Wiseman, W. J., Turner, R. E., SenGupta, B. K. and Q. Dortch. 1996. Nutrient changes in the Mississippi River and system responses on the adjacent continental shelf. *Estuaries and Coasts*, 19(2B): 386-407.

19. Richards, J. E. and C. P. Webster. 1999. Denitrification in the subsoil of the Broadbalk continuous Wheat experiment. *Soil Biology and Biochemistry*, 31(5): 747-755.
20. Robertson, W. D., Blowes, D. W., Ptacek, C. J. and J. A. Cherry. 2000. Long-term performance of in situ reactive barriers for nitrate remediation. *Ground Water*, 38(5): 689-695.
21. Schipper, L. A. and M. Vojvodic-Vukovic. 1998. Nitrate removal from groundwater using a denitrification wall amended with sawdust: Field trial. *Journal of Environmental Quality*, 27(3): 664-668.
22. Schipper, L. A. and M. Vojvodic-Vukovic. 2000. Nitrate removal from groundwater and denitrification rates in a porous treatment wall amended with sawdust. *Ecological Engineering*, 14(3): 269-278.
23. Schipper, L. A. and M. Vojvodic-Vukovic. 2001. Five years of nitrate removal, denitrification and carbon dynamics in a denitrification wall. *Water Research*, 35(14): 3473-3477.
24. Smith, R. L., Miller, D. N., Brooks, M. H., Widdowson, M. A. and M. W. Killingstad. 2000. In situ stimulation of groundwater denitrification with formate to remediate nitrate contamination. *Environmental Science and Technology*, 35(1): 196-203.
25. Thomson, J. A. 1993. Molecular biology of xylan degradation. *Fems Microbiology Reviews*, 104(1-2): 65-82.
26. Tiedje, J. M., Sextone, A. J., Myrold, D. D. and J. A. Robinson. 1982. Denitrification: Ecological niches, competition and survival. *Antonie Van Leeuwenhoek Journal of Microbiology*, 48(6): 569-583.
27. Turner, R. E. and N. N. Rabalais. 1991. Changes in mississippi river water quality this century. *Bioscience*, 41(3): 140-147.
28. USEPA. 2006. Edition of the drinking water standards and health advisories. Office of Water U.S. Environmental Protection Agency, USEPA., Washington, DC.
29. Walker, W. G., Bouma, J., Keeney, D. R. and P. G. Olcott. 1973. Nitrogen transformations during subsurface disposal of septic tank effluent in sands: II. Groundwater quality. *Journal of Environmental Quality*, 2(4): 521-525.
30. Wilhelm, S. R., Schiff, S. L. and J. A. Cherry. 1994. Biogeochemical evolution of domestic waste water septic systems I Conceptual model. *Ground Water*, 32(6): 905-916.