

بررسی تغییرات کیفی فاضلاب تصفیه شده با عبور از ستون خاک برای آبیاری محصولات کشاورزی

حمیدرضا جوانی*^۱، عبدالمجید لیاقت و علیرضا حسن اقلی

دانشجوی دکتری آبیاری و زهکشی، گروه مهندسی آبیاری و آبادانی، دانشگاه تهران، ایران.

Hr_javani@ut.ac.ir

استاد، گروه مهندسی آبیاری و آبادانی، دانشگاه تهران، ایران.

aliaghat@ut.ac.ir

عضو هیأت علمی (دانشیار)، مؤسسه تحقیقات فنی و مهندسی کشاورزی، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، کرج، ایران.

Arho49@yahoo.com

چکیده

کاربرد مجدد فاضلاب شهری تصفیه شده در کشاورزی و تغذیه مصنوعی در مناطق خشک و نیمه خشک، مورد توجه متخصصان قرار دارد. اجرای عملیات تغذیه مصنوعی به منظور تصفیه فاضلاب، سرنوشت مواد اضافه شده به خاک به وسیله فاضلاب از نظر انتقال آلاینده‌ها به آبخوان و میزان تصفیه و حذف آلودگی‌ها به وسیله خاک از موارد بسیار مهم است. در اجرای این تحقیق از ستونی استوانه‌ای و L شکل از جنس PVC به قطر ۳۰ سانتی‌متر، برای شبیه‌سازی حرکت قائم و نیز حرکت آب در لایه آبدار کم عمق در عملیات تغذیه مصنوعی استفاده شد. طول قسمت افقی ۳۰۰ سانتی‌متر و طول قسمت عمودی ۲۵۰ سانتی‌متر در نظر گرفته شد. ستون مورد نظر از خاک لوم شنی پر شد و از فاضلاب تصفیه شده تصفیه خانه ماهدشت استان البرز برای اجرای عملیات تغذیه مصنوعی استفاده شد. تأثیر استفاده از راهبرد مدیریتی غرقابی دائم به مدت ۴۰ روز و یک دوره خشکی در حذف آلاینده‌های پساب در طول ستون خاک، در مدت زمان انجام آزمایش مورد بررسی قرار گرفت. مقادیر BOD_5 ، COD، EC، کلیفرم، کلیفرم مدفوعی، فسفر و نیترات در پساب ورودی و در نمونه‌های جمع‌آوری شده از طول مسیر حرکت به فواصل یک‌متر اندازه‌گیری گردید. نتایج به‌دست آمده حاکی از کارایی بالای ستون خاک در حذف آلاینده‌های فوق و کارایی پایین ستون خاک در حذف نیترات می‌باشد، به‌صورتی که مقادیر حذف BOD_5 ، COD، EC، کلیفرم، کلیفرم مدفوعی، فسفر و نیترات در بهترین حالات به ترتیب ۹۹/۴٪، ۹۹/۳٪، ۱۵/۴٪، ۹۲/۴٪ و ۱۷/۲٪ به‌دست آمد. مقایسه مقادیر این شاخص‌ها با استانداردهای سازمان حفاظت محیط زیست ایران نشان می‌دهد که می‌توان از پساب خروجی از سیستم در آبیاری استفاده نمود. البته به این نکته باید توجه شود که اصولاً استفاده از پساب‌ها و فاضلاب‌ها در آبیاری محصولات خوراکی کشاورزی توصیه نمی‌شود.

واژه‌های کلیدی: پساب، تغذیه مصنوعی، غرقابی دائم، حذف آلاینده‌های پساب.

۱- آدرس نویسنده مسئول: کرج گروه مهندسی آبیاری و آبادانی، دانشگاه تهران.

* دریافت: دی ۱۳۹۱ و پذیرش: شهریور ۱۳۹۵

مقدمه

تداوم زندگی در جوامع بشری امروزی، به تأمین آب با کیفیت مناسب وابسته است. در این شرایط، رشد جمعیت از یک سو موجب افزایش آلودگی آب‌های سطحی و زیرزمینی شده و از سوی دیگر باعث شده که در نتیجه برداشت‌های بی‌رویه، فشار بر روی منابع آب-های زیرزمینی و تجدیدپذیر افزایش یابد. این مسئله همراه با توزیع غیریکنواخت منابع آب و خشکسالی‌های دوره‌ای در مناطق مختلف جهان باعث نیاز بیشتر به منابع جدید تأمین آب و ضرورت حفاظت از منابع آب موجود شده است (تکوبان‌گلوس و همکاران، ۲۰۰۳). همچنین، میزان فاضلاب خروجی از تصفیه‌خانه‌ها افزایش یافته و تخلیه آنها به محیط زیست نیز خطرات بهداشتی و زیست محیطی زیادی را موجب شده است. بنابراین، با توجه به کاهش سرانه منابع آب و حجم زیاد فاضلاب‌های تولیدی در مناطق مختلف، نیاز به روش‌های مناسب و ساده‌ای تصفیه تکمیلی فاضلاب است که از لحاظ اقتصادی و کارایی توجیه پذیر باشند (حسین پور و همکاران، ۱۳۷۸) تا بتوان بدین‌وسیله، از حداکثر پتانسیل‌های موجود به بهترین شکل ممکن بهره برد. تغذیه مصنوعی با استفاده از فاضلاب تصفیه شده یکی از روش‌های کم هزینه‌ای است که موجب بهبود کیفیت این قبیل آب‌های نامتعارف برای مصارف غیر شرب نظیر کشاورزی می‌شود (فوکس و همکاران، ۲۰۰۶). در این سیستم، با جمع‌آوری آب‌های مازاد نظیر فاضلاب‌های شهری در حوضچه‌های خاکی، نفوذ آب از کف حوضچه‌ها به داخل خاک اتفاق افتاده و با عبور از ناحیه غیر اشباع و اشباع خاک و آب‌های زیرزمینی، ضمن تصفیه و حذف بسیاری از مواد موجود در آب، موجبات افزایش ذخایر فصلی و بلند مدت آب-های زیرزمینی فراهم می‌شود (حسن اقلی، ۱۳۸۱).

با عبور فاضلاب از خاک، واکنش‌های فیزیکوشیمیایی و بیولوژیک اتفاق افتاده و باعث کاهش در مقادیر مواد آلی و غیرآلی شامل نیتروژن، فسفر، مواد جامد معلق و فلزات سنگین می‌شود (بوور و همکاران، ۲۰۰۹ و

چا و همکاران، ۲۰۰۶ و پسکاد، ۱۹۹۲). از سویی، ترکیب فاضلاب با آب زیرزمینی و حرکت آرام در خاک، باعث افزایش مدت زمان تماس فاضلاب با خاک شده و کیفیت آن بهبود می‌یابد (دیلون و همکاران، ۲۰۰۶). سیستم تغذیه فاضلاب به داخل زمین و استفاده مجدد از آن همچنین به لحاظ روانی بسیار اهمیت دارد، مخصوصاً زمانی که از این آب برای مصارف خانگی غیر شرب استفاده می‌شود (آسانو و کوتروو، ۲۰۰۴). خصوصیات خاک، نوع فاضلاب و درجه تصفیه آن، شرایط استفاده، توپوگرافی، شرایط اقلیمی و سطح آب زیرزمینی از جمله مواردی هستند که بر کارایی سیستم تغذیه مصنوعی با استفاده از فاضلاب تأثیر می‌گذارند (گوپیل، ۲۰۰۰). باید توجه داشت که عدم مدیریت صحیح تخلیه فاضلاب با هر هدفی در خاک، پیامدهای ناگواری نظیر آلودگی منابع آب و به دنبال آن به خطر افتادن سلامت افراد را به دنبال خواهد داشت (توکلی و طباطبایی، ۱۳۷۸).

تحقیقات زیادی در زمینه استفاده از خاک در کاهش آلاینده‌های فاضلاب به انجام رسیده که از آن جمله می‌توان به تحقیقات رایس و بوور (۱۹۸۴) در بررسی حذف آلاینده‌های پساب با استفاده از ستون خاک، مقایسه کارایی خاک در حذف آلاینده‌های پساب تصفیه مقدماتی و تصفیه ثانویه توسط لانس و همکاران (۱۹۸۰)، آبشویی عناصر پرمصرف و فلزات از خاک‌های دست نخورده آمیخته شده با لجن فاضلاب توسط مک‌لارن و همکاران (۲۰۰۳)، حذف کامل BOD و مواد جامد معلق موجود در فاضلاب با عبور از آبخوان عمیق و کاهش ۵۰ و ۹۹ درصدی فسفر و نیتروژن ضمن اجرای سیستم تغذیه مصنوعی با فاضلاب در فلسطین اشغالی توسط کانارک و همکاران (۱۹۹۳)، بررسی اثرات استفاده از فاضلاب‌های خانگی و پساب تصفیه خانه‌ها در آبیاری محصولات کشاورزی و تغذیه مصنوعی سفره‌های آب زیرزمینی توسط حسن اقلی (۱۳۸۱) و مطالعه تأثیر نوع فاضلاب بر کاهش برخی از عناصر موجود در اثر عبور از ستون‌های

PVC با زاویه ۹۰ درجه استفاده شد که به وسیله پایه‌های فلزی ثابت و مستحکم شد. برای پر کردن ستون‌ها از خاک، ابتدا لوله ۳۰۰ سانتی‌متری افقی در حالت قائم قرار گرفت و کاملاً از خاک پر شد و سپس به آرامی به حالت افقی برگردانده شد. پس از آن بخش قائم بر روی زانوی تعبیه شده نصب شد و تا ارتفاع ۲۰۰ سانتی‌متری از خاک پر شد. ۵۰ سانتی‌متر نیز در بخش قائم به عنوان عمق آزاد برای ایجاد سطح ایستابی و شبیه‌سازی شرایط غرقابی در نظر گرفته شد.

به منظور پرکردن مدل‌ها، از خاک مزرعه دانشکده کشاورزی دانشگاه تهران که از عمق ۱۵۰-۵۰ سانتی‌متری تهیه شده، استفاده به عمل آمد که براساس طبقه‌بندی کشاورزی (USDA) دارای بافت لوم‌شنی است. در جدول (۱) برخی از مشخصات فیزیکی و شیمیایی خاک مورد استفاده در این آزمایش نشان داده شده است. در پر کردن ستون‌ها هیچ‌گونه عملیات تراکمی بر روی خاک صورت نگرفت و تنها با افزایش هر متر خاک به ستون‌ها، مقداری آب اضافه شد تا موجبات نشست فراهم شود. همچنین، برای جلوگیری از جریان ترجیحی در ستون خاک، بدنه داخلی ستون‌ها قبل از پرشدن با خاک، به وسیله چسب و ذرات شن پوشش داده شد. عدم انجام عملیات تراکمی و استفاده از خاک با بافت سبک، در راستای اعمال بدترین شرایط انجام شده است. به منظور نمونه‌برداری از آب عبوری از خاک در ستون‌ها، در فواصل یک متری اقدام به نصب لوله‌هایی باریک و مشبک از جنس PVC به قطر ۲/۵ سانتی‌متر شد، به صورتی که در بخش افقی سه لوله و در بخش عمودی دو لوله برای نمونه‌برداری نصب شد. برای جلوگیری از ورود خاک به داخل لوله‌های سوراخ‌دار و انسداد آن‌ها، از یک لایه ژئوتکستایل به دور آن‌ها استفاده شد. نمای کلی مجموعه در شکل (۱) نشان داده شده است.

خاک که توسط حسین‌پور و همکاران (۱۳۷۸) به انجام رسید، اشاره نمود. بنابراین، برنامه‌ریزی برای دفع مناسب فاضلاب در خاک با کمترین اثرات منفی ضروری است. با توجه به مسائل ذکر شده، دفع فاضلاب در خاک نیازمند مدیریت خاص و آگاهی از نحوه تأثیر خاک بر کیفیت شیمیایی فاضلاب است، به طوری که ضمن بهره‌گیری مطلوب از فاضلاب، خطرات زیست محیطی و بهداشتی به حداقل ممکن کاهش یابد.

هدف از این پژوهش، بررسی میزان کارایی خاک در فواصل مختلف از کف حوضچه تغذیه مصنوعی، بر کاهش مقادیر انتقال یافته عوامل آلاینده موجود در فاضلاب تصفیه شده شهری (پساب)، در راستای تقویت آبخوان و استفاده برای آبیاری محصولات کشاورزی است. عوامل مورد بررسی شامل BOD_5 ، COD، EC، کلیفرم، کلیفرم مدفوعی، نیترات و فسفر بود که در شبیه‌سازی عملیات تغذیه مصنوعی با سطوح ایستابی کم عمق و در بخشی از لایه آبدار زیرزمینی (حرکت افقی آب)، با مشاهده میزان کارایی لایه‌های مختلف خاک در حذف این قبیل آلاینده‌ها مورد توجه قرار گرفت.

مواد و روش‌ها

این پژوهش با استفاده از فاضلاب تصفیه شده شهری (پساب)، در مدل فیزیکی و در شرایط غرقابی دائم، در دانشکده کشاورزی دانشگاه تهران به انجام رسید. در اجرای این پژوهش از ستونی استوانه‌ای و L شکل از جنس PVC به قطر ۳۰ سانتی‌متر، برای شبیه‌سازی حرکت قائم و نیز حرکت افقی آب در لایه آبدار کم عمق در عملیات تغذیه مصنوعی استفاده شد. طول قسمت افقی ۳۰۰ سانتی‌متر و طول قسمت عمودی ۲۵۰ سانتی‌متر در نظر گرفته شد. بخش افقی بر روی پایه‌های چوبی به شکل نیم‌دایره و با ارتفاع ۱۰ سانتی‌متر از سطح زمین قرار داده شد. برای اتصال بخش افقی و عمودی از زانوی

جدول ۱ - برخی از مشخصات فیزیکی و شیمیایی خاک مورد استفاده در تحقیق

پارامتر	واحد	مقدار
۵۸/۵۰	%	شن
۲۳/۲۰	%	سیلت
۱۸/۳۰	%	رس
۰/۴۱	%	تخلخل
۱/۵۴	(g/cm ³)	جرم مخصوص ظاهری
۲/۶۱	(g/cm ³)	جرم مخصوص واقعی
۷/۹۵	-	واکنش (pH)
۰/۹۷	(dS/m)	شوری (EC)
۰/۲۱	(meq/L)	پتاسیم
۳/۵۰	(meq/L)	سدیم
۷/۳۰	(meq/L)	کلسیم
۳/۰۰	(meq/L)	منیزیم
۱۴/۰۱	(meq/L)	جمع کاتیون‌ها
۳/۸۰	(meq/L)	سولفات
۶/۵۰	(meq/L)	کلر
-	(meq/L)	کربنات
۵/۰۰	(meq/L)	بی کربنات
۱۵/۳۰	(meq/L)	جمع آنیون‌ها
۱/۱۹	(meq/L) ^{0.5}	نسبت جذب سدیم
۰/۰۲۱	(%)	نیترات
۰/۲۴	(%)	کربن آلی خاک

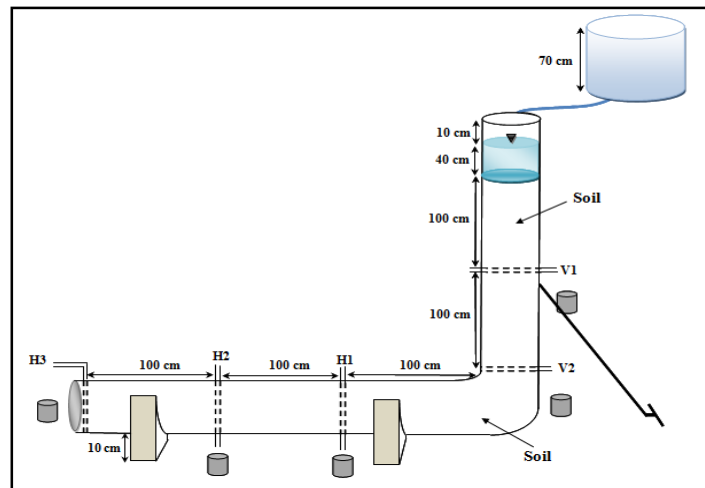
مصنوعی مشتمل بر BOD₅ و COD، EC، کلیفرم، کلیفرم مدفوعی، نیترات و فسفر بود. فسفر و نیترات با استفاده از دستگاه اسپکتروفتومتر مدل SP-7900، BOD₅ با استفاده از دستگاه HACH مدل BodTrack، COD با استفاده از دستگاه HACH مدل 45600، EC با استفاده از دستگاه هدایت‌سنج الکترونیکی مدل JENWAY-4010 و کلیه آزمایش‌های مربوطه مطابق دستورالعمل APHA¹ انجام شد (آنون، ۱۹۹۵). تجزیه و تحلیل آماری بر روی داده‌های آزمایشگاهی به روش آزمون مقایسه میانگین‌ها (t-test) با استفاده از نرم افزار Minitab انجام گردید. به منظور تعیین راندمان حذف آلاینده‌ها از رابطه زیر استفاده شد.

$$E(\%) = \frac{C_i - C_f}{C_i} \times 100 \quad (1)$$

که در آن:

E درصد حذف پارامتر، C_i غلظت پساب ورودی و C_f غلظت پساب خروجی از انتهای ستون‌ها است.

در اجرای این پژوهش از پساب خروجی تصفیه‌خانه ماهدشت واقع در استان البرز استفاده شد. سیستم تصفیه در این تصفیه‌خانه از نوع برکه تثبیت است. مقادیر پارامترهای پساب به تدریج در بخش‌های مختلف نتایج آمده است. به‌منظور نزدیک شدن به شرایط واقعی از نظر نحوه اجرای عملیات تغذیه مصنوعی، کاربرد پساب در ستون خاک به شکل غرقاب دائم بود، به‌صورتی که از ابتدای آزمایش‌ها، ۴۰ سانتی‌متر از پساب بر روی سطح خاک قرار داشت. آزمایش‌ها در دو مرحله صورت گرفت. مرحله اول ۴۰ روز بود که در آن پنج نوبت نمونه‌برداری با فواصل زمانی ۱۰ روزه انجام شد، سپس ۳۰ روز به سیستم استراحت و در مرحله دوم آزمایش‌ها در دو نوبت، بلافاصله پس از آب‌گیری مجدد و در انتهای دوره ۱۰ روزه صورت گرفت. نمونه‌های جمع‌آوری شده بلافاصله برای تجزیه شیمیایی و بیولوژیک به آزمایشگاه منتقل شد. پارامترهای اندازه‌گیری شده در نمونه‌های پساب ورودی و زه‌آب مستخرج از بخش‌های مختلف ستون تغذیه



شکل ۱- شمای کلی مدل فیزیکی ساخته شده در اجرای عملیات تغذیه مصنوعی با فاضلاب

نتایج و بحث

تغییرات مقادیر BOD_5 و COD در عملیات تغذیه مصنوعی

BOD_5 به مقدار میلی گرم اکسیژن مورد نیاز باکتری - های هوازی اطلاق می شود که در پنج روز نخست از شروع فرآیندهای بیوشیمیایی به وسیله این باکتری ها به مصرف می رسد تا مواد آلی موجود در یک لیتر فاضلاب را در دمای ۲۰ درجه سانتی گراد اکسید نمایند. COD معرف میزان کل مواد قابل اکسیداسیون توسط اکسیدکننده قوی نظیر پرمنگنات پتاسیم و یا دی کرومات پتاسیم در یک محیط اسیدی است (۱۶). در جدول ۲ مقادیر BOD_5 و COD در پساب ورودی و نمونه های جمع آوری شده از انتهای سیستم (H3) و همچنین درصد حذف این پارامترها در کل سیستم طی مراحل مختلف انجام آزمایشات نشان داده شده است. مراحل نمونه برداری از A تا G نام گذاری شده است که در زمان های ۱۰، ۱۰، ۲۰، ۳۰، ۴۰ و ۸۰ روز از شروع تغذیه مصنوعی صورت گرفت. در مراحل اول تا پنجم (A-E) غرقابی به صورت پیوسته انجام شد و پس از آن به مدت ۳۰ روز تغذیه متوقف گردید و سیستم خشک شد. با شروع مجدد تغذیه، مرحله ششم و هفتم نمونه برداری انجام گرفت. با توجه به جدول ۲ مقادیر حذف BOD_5 و COD طی مراحل اولیه آبیگری ستون بسیار بالا بود، به صورتی که در

مرحله اول با حذف ۹۵/۷ درصدی BOD_5 ورودی و ۹۱/۸ درصد COD عملکرد بالایی را از خود نشان داد. این امر همچنین ممکن است به دلیل افزایش فعالیت بیولوژیکی و میزان تجزیه و یا جذب توده زنده به صورت بیوفیلم بر روی مواد جامد معلق در سطح خاک باشد. با تداوم آزمایش و در مرحله سوم نمونه برداری حذف این پارامترها نزدیک به ۱۰ درصد کاهش یافت، در صورتی که طی مراحل چهارم و پنجم مقادیر حذف کاهش قابل ملاحظه ای را تجربه نمود، به طوری که در مرحله پنجم با گذشت ۴۰ روز از شروع آزمایشات نزدیک به ۳۰ درصد از راندمان حذف هر دو پارامتر کاسته شده است.

در مرحله ششم و پس از گذشت یک دوره خشکی ۳۰ روزه، حذف BOD_5 و COD با مقادیر ۸۴/۸ و ۷۹/۶ درصد، افزایش چشمگیری یافت و سپس با تداوم زمان تغذیه، در آخرین نمونه برداری، میزان BOD_5 و COD در نمونه ها مجدداً افزایش یافت که این افزایش در مورد COD معنی دار بود.

کاهش مقادیر حذف این دو پارامتر با افزایش زمان غرقاب، ممکن است به دلیل کاهش اکسیژن محلول و در نتیجه، کاهش فرآیند تجزیه هوازی باشد (هاروی، ۱۹۹۸ و همکاران، ۲۰۰۸) با گذشت زمان از ظرفیت خاک در جذب آلاینده ها کاسته می شود، زیرا افزایش تجمع آلاینده ها در خاک از یک طرف و کاهش اکسیژن

محلول برای این جمعیت باکتری از سویی دیگر از حذف آلاینده‌ها توسط خاک می‌کاهد.

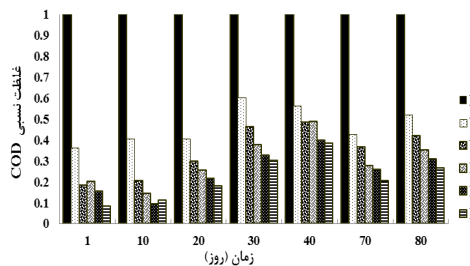
جدول ۲- مقادیر BOD₅ و COD در پساب ورودی و نمونه‌های خروجی از انتهای بخش افقی (H3) سیستم

مرحله انجام نمونه‌برداری	روز از شروع تغذیه	BOD ₅ (mg/L)		COD (mg/L)		
		نمونه	پساب	درصد حذف (%)	نمونه	درصد حذف (%)
اول (A)	۱	۱/۲	۲۸/۱	۹۵/۷	۴/۰	۹۱/۸
دوم (B)	۱۰	۱/۱	۳۱/۳	۹۶/۴	۶/۳	۸۸/۹
سوم (C)	۲۰	۳/۵	۲۵/۷	۸۶/۰	۸/۵	۸۱/۹
چهارم (D)	۳۰	۶/۳	۲۲/۴	۷۱/۳	۱۲/۱	۶۹/۷
پنجم (E)	۴۰	۸/۲	۲۴/۰	۶۶/۷	۱۷/۲	۶۱/۷
ششم (F)	۷۰	۴/۱	۲۷/۲	۸۴/۸	۱۱/۳	۷۹/۶
هفتم (G)	۸۰	۵/۶	۲۵/۳	۷۷/۸	۱۳/۳	۷۳/۴

قائم، H1 اولین خروجی در بخش افقی، H2 دومین خروجی در بخش افقی، H3 خروجی واقع در انتهای سیستم است. همان‌طور که از شکل‌ها مشاهده می‌شود، مقدار غلظت نسبی BOD₅ و COD پساب با افزایش مسافت عبور پساب از خاک، روند کاهشی داشته است. با توجه به شکل‌های (۲) و (۳)، مقدار کاهش این پارامترها در قسمت عمودی مدل فیزیکی و مخصوصاً در یک متر اول، بسیار بیشتر از قسمت افقی ستون خاک بوده است.

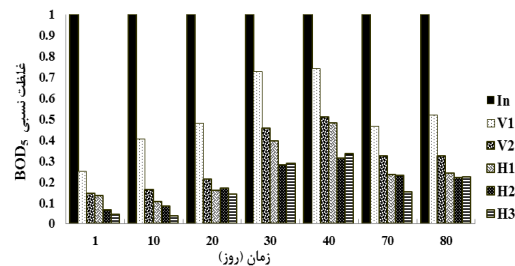
با برقراری زمان استراحت، امکان بازیابی شرایط مناسب برای بهبود وضعیت خاک در کاهش BOD₅ و COD فراهم می‌شود.

در شکل (۲) و (۳) تغییرات مقادیر غلظت نسبی (غلظت آلاینده‌های خروجی نسبت به آلاینده ورودی در هر مرحله) BOD₅ و COD در طول مسیر جریان نشان داده شده است. In پساب بخش ورودی سیستم، V1 اولین خروجی در بخش قائم، V2 دومین خروجی در



شکل ۳- تغییرات مقادیر غلظت نسبی COD نمونه‌های خروجی از زهکش‌های تعبیه شده

بیشترین حذف BOD₅ و COD در این ناحیه اتفاق افتاده است. با توجه به شکل‌های بالا، مقدار حذف آلاینده‌های فوق با گذشت زمان کاهش و غلظت نسبی آلاینده‌های مربوط به آزمایشات مرحله پنجم بیشترین مقدار BOD₅ و COD را دارا بود و پس از زمان استراحت سیستم، مقدار غلظت نسبی آلاینده‌ها تقلیل یافته است. کاهش



شکل ۲- تغییرات مقادیر غلظت نسبی BOD₅ نمونه‌های خروجی از زهکش‌های تعبیه شده

اسانوده و همکاران (۲۰۱۱) نیز در پژوهش خود ضمن بررسی حذف آلاینده‌ها از پساب با استفاده از ستون خاک بیان کردند، با توجه به این که کاهش BOD₅ و COD در خاک ناشی از وجود اکسیژن محلول و شرایط تجزیه هوازی در خاک بوده و لایه‌های سطحی خاک بیشترین مقدار اکسیژن محلول در خاک را دارند، در نتیجه

از دیگر پارامترهای مهم برای کیفیت فاضلاب، غلظت کلریدها است. فاضلاب‌های کشاورزی، صنعتی و خانگی از منابع کلریدها است. فضولات انسانی نیز دارای مقدار قابل توجهی از کلریدها است. بدن انسان روزانه هشت تا ۱۵ گرم کلرید سدیم دفع می‌کند. شوری به وسیله هدایت الکتریکی (EC) بیان می‌شود و به تنهایی مهم‌ترین پارامتر در تعیین مناسب بودن کیفیت فاضلاب برای آبیاری محصولات کشاورزی می‌باشد. هدایت الکتریکی به‌طور مستقیم با مجموع آنیون‌ها و کاتیون‌ها ارتباط دارد. نتایج به‌دست آمده از بررسی میانگین مقدار EC پساب ورودی و نمونه‌های خروجی از انتهای سیستم تغذیه مصنوعی در مراحل مختلف انجام آزمایشات در جدول (۳) قابل مشاهده است.

میزان حذف مواد آلی در بخش افقی و با گذشت زمان، ممکن است به دلیل افزایش شرایط غیر هوایی در ستون خاک باشد. مقایسه مقادیر BOD_5 و COD پساب خروجی از مدل فیزیکی با مقادیر ارائه شده به وسیله استاندارد سازمان حفاظت محیط زیست ایران برای استفاده در آبیاری (به ترتیب ۱۰۰ و ۲۰۰ میلی‌گرم بر لیتر) نشان می‌دهد که پساب از نظر مقادیر BOD_5 و COD مشکلی برای استفاده در آبیاری محصولات زراعی نخواهد داشت.

تغییرات شوری پساب با عبور از خاک

جدول ۳- مقادیر شوری (EC) پساب ورودی و نمونه‌های خروجی از انتهای بخش افقی (H3) سیستم

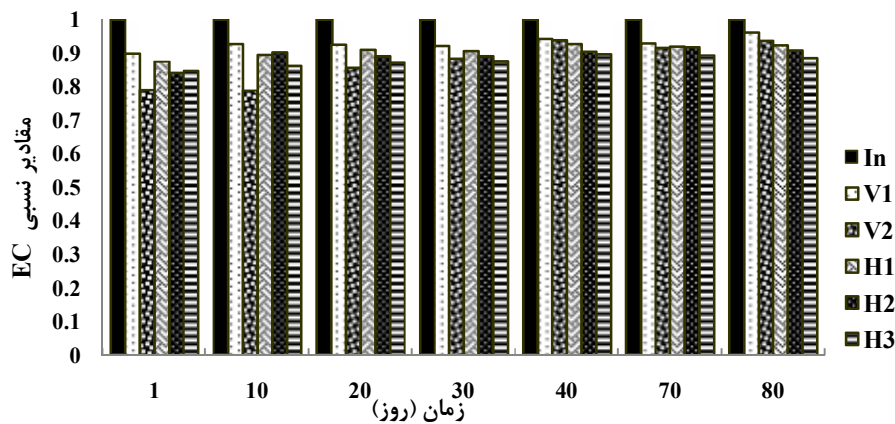
مرحله انجام نمونه- برداری	روز از شروع تغذیه	EC (ds/m)	
		نمونه خروجی	پساب ورودی
اول (A)	۱	۰/۹۱	۱/۰۷
دوم (B)	۱۰	۱/۰۵	۱/۲۲
سوم (C)	۲۰	۱/۱۵	۱/۳۲
چهارم (D)	۳۰	۱/۱۱	۱/۲۷
پنجم (E)	۴۰	۱/۲۰	۱/۳۵
ششم (F)	۷۰	۱/۱۲	۱/۲۶
هفتم (G)	۸۰	۱/۱۴	۱/۲۹

کاسته شد، اما تغییرات آن با گذشت زمان روند نزولی داشت، به‌صورتی که با گذشت ۴۰ روز از زمان غرقابی (مرحله پنجم) میزان تغییرات EC با ۱۰/۴ کمترین مقدار کاهش را داشت. با اعمال زمان استراحت تا حدودی بر میزان درصد تغییرات EC افزوده شد که این افزایش نسبت به مرحله قبل از زمان خشکی سیستم معنی‌دار بود. در شکل ۴، تغییرات مقادیر نسبی EC در طول مسیر جریان، در مراحل مختلف نمونه‌برداری نشان داده شده است. همان‌طور که در این شکل مشاهده می‌شود، مقادیر نسبی EC پساب با عبور از خاک و خصوصاً در یک‌متر اول ستون خاک کاهش یافت و پس از آن با طی مسافت

بررسی مقادیر EC در نمونه‌های خروجی از انتهای سیستم بیانگر آن است که میانگین مقدار EC در نمونه‌های خروجی، در همه مراحل کم‌تر از مقادیر شوری پساب ورودی به ستون‌های خاک بود. مقداری از نمک-های موجود در پساب به وسیله ذرات خاک جذب شده و از انتقال آن به عمق جلوگیری شده است. همچنین، وقوع واکنش‌های شیمیایی و بیولوژیکی در خاک نیز، ممکن است باعث کاهش EC پساب شود. بیشترین میزان درصد حذف EC پساب در مرحله اول با کاهش ۱۵/۴ درصد رخ داده اما نسبت به مرحله بعد معنی‌دار نبود. با ادامه روند تغذیه، همچنان از میزان EC پساب به وسیله خاک

آب خروجی از مدل فیزیکی با مقادیر ارائه شده توسط استاندارد سازمان حفاظت محیط زیست ایران برای استفاده در آبیاری (۰/۷ دسی‌زیمنس بر متر) نشان می‌دهد که مقدار EC برای استفاده در آبیاری محصولات حساس مناسب نمی‌باشد. البته لازم به ذکر است که EC آب خروجی از مدل فیزیکی نسبت به آب زیرزمینی بسیاری از مناطق پایین‌تر بوده و برای استفاده در آبیاری محصولات نیمه مقاوم و مقاوم مشکلی نخواهد داشت.

بیشتر در خاک، تغییرات مقادیر EC کم‌تر شد. با تداوم عملیات تغذیه مصنوعی، تا حدودی بر میزان EC نمونه‌های خروجی از فواصل مختلف ستون خاک افزوده شد. با اعمال زمان استراحت تا حدودی میزان درصد حذف EC افزایش یافت و این افزایش نسبت به مرحله قبل از زمان خشکی سیستم معنی‌دار بود. بنابراین از روند تغییرات می‌توان نتیجه گرفت که با گذشت زمان، بر تجمع نمک در خاک افزوده می‌گردد و با افزایش زمان کاربرد فاضلاب، مقدار EC نمونه‌ها افزایش می‌یابد. مقایسه مقادیر EC



شکل ۴- مقادیر نسبی EC پساب ورودی به ستون‌ها و خروجی از زهکش‌ها در طول زمان

میزان انتقال آلاینده‌های میکروبی به عمق خاک

شده است (آنون، ۱۹۹۵). در جدول ۴ مقادیر کلیفرم و کلیفرم مدفوعی در پساب ورودی و در نمونه‌های جمع‌آوری شده از انتهای بخش عمودی (V2) و انتهای بخش افقی (H3) آورده شده است. با توجه به جدول فوق ملاحظه می‌شود که بیشترین میزان حذف کلیفرم و کلیفرم مدفوعی به ترتیب با ۹۹/۳ و ۹۹/۴ درصد، در مرحله اول آزمایشات اتفاق افتاد.

مهمترین مسئله در اجرای عملیات تغذیه مصنوعی با پساب، انتقال عوامل میکروبیولوژیکی بیماری‌زا به لایه‌های آبدار زیرزمینی و پیامدهای بهداشتی آن می‌باشد. به همین منظور تعداد کلیفرم و کلیفرم مدفوعی در پساب ورودی و در نمونه‌های جمع‌آوری شده از ستون خاک طی چهار مرحله اندازه‌گیری گردید. آزمایشات مربوط به این بخش مطابق دستورالعمل APHA انجام

جدول ۴- مقادیر کلیفرم و کلیفرم مدفوعی در پساب ورودی و در نمونه‌های جمع‌آوری شده از بخش عمودی (V2) و انتهای بخش افقی (H3) سیستم

مرحله انجام نمونه‌برداری	روز از شروع تغذیه	شمارش کلیفرم‌ها (MPN/100ml)			شمارش کلیفرم‌های مدفوعی (MPN/100ml)				
		پساب	نمونه*	نمونه**	درصد حذف (%)	پساب	نمونه*	نمونه**	
اول (A)	۱	$9/9 \times 10^4$	۱۷۹۰	۶۵۰	۹۹/۳	$8/7 \times 10^4$	۶۱۰	۵۱۰	۹۹/۴
سوم (C)	۲۰	$1/1 \times 10^5$	۱۹۸۰	۱۲۲۰	۹۸/۹	$9/2 \times 10^4$	۸۹۰	۱۰۶۰	۹۸/۸
پنجم (E)	۴۰	$1/5 \times 10^5$	۳۶۰۰	۲۶۳۰	۹۸/۳	$1/2 \times 10^5$	۲۴۰۰	۲۱۵۰	۹۸/۱
ششم (F)	۷۰	$1/2 \times 10^5$	۲۱۲۰	۱۲۴۰	۹۹/۰	$9/4 \times 10^4$	۱۳۶۰	۱۱۲۰	۹۸/۸

*نمونه‌های جمع‌آوری شده از بخش عمودی (V2) **نمونه‌های جمع‌آوری شده از انتهای سیستم (H3)

و سپس کاربرد آن در سیستم تغذیه مصنوعی، احتمال رسیدن عوامل آلاینده‌های بیولوژیکی به سطح آب زیرزمینی حتی در شرایط سفره‌های کم عمق بسیار کم خواهد شد

تغییرات مقادیر فسفر در عملیات تغذیه مصنوعی

انتقال فسفر به عمق خاک و در مدت اجرای عملیات تغذیه مصنوعی با پساب بیشتر به صورت فسفات اتفاق می‌افتد فسفر یکی از عوامل مؤثر در پدیده یوتروفیکاسیون بوده و در صورت انتقال آن به آب‌های زیرزمینی و سطحی از کیفیت این آب‌ها کاسته می‌شود. میزان واقعی فسفر محلول در خاک معمولاً ناچیز بوده و انتقال فسفر به اعماق خاک محدود می‌باشد. ترکیبات فسفر خاک عموماً بدون تحرک در نظر گرفته می‌شوند و میزان آبشویی فسفر در خاک اندک است (حسن‌اقلی، ۱۳۸۱). در جدول ۵ مقادیر غلظت فسفر در پساب ورودی، نمونه‌های جمع‌آوری شده از قسمت انتهایی و درصد حذف فسفر در مراحل مختلف آزمایشات آورده شده است. نتایج به‌دست آمده حاکی از عملکرد مطلوب ستون خاک در حذف فسفر پساب، به خصوص در مراحل اولیه آزمایشات می‌باشد، به‌صورتی که در اولین مرحله بیشترین حذف فسفر به میزان ۹۲/۴ درصد اتفاق افتاد.

مقادیر حذف این آلاینده‌ها با گذشت زمان روند کاهشی داشته است و در مرحله پنجم، درصد حذف کلیفرم و کلیفرم مدفوعی به ترتیب با ۹۸/۳ و ۹۸/۱ کمترین مقادیر را دارا بود که البته تغییرات آن قابل توجه نمی‌باشد. نکته اساسی این است که بیشترین مقادیر کاهش آلاینده‌ها در بخش عمودی سیستم رخ داد و در بخش افقی، تغییرات بسیار کمتر بود. کاهش میکروبه‌های بیماریزا را می‌توان به دو عامل فرآیند حذف فیزیکی ضمن نفوذ و فعالیت ذاتی میکروارگانیسم‌ها نسبت داد (گردن و همکاران، ۲۰۰۲ و توز و هانا، ۲۰۰۲). زمان ماند میکروبه‌های بیماریزا در خاک نیز از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است، در صورتی که زمان ماند این آلاینده‌ها در آبخوان بیشتر شود ممکن است به غیر فعال شدن این میکروبه‌ها منجر گردد (توز و همکاران، ۲۰۱۰). مقایسه مقادیر کلیفرم کل پساب خروجی از مدل فیزیکی با مقادیر ارائه شده توسط استاندارد سازمان حفاظت محیط زیست ایران برای استفاده در آبیاری (۱۰۰۰ عدد در صد میلی-لیتر) نشان می‌دهد که پساب از نظر مقادیر کلیفرم کل مشکلی برای استفاده در آبیاری محصولات زراعی نخواهد داشت. بازده حذف بالای کلیفرم و کلیفرم مدفوعی انتقال یافته به عمق طی اجرای سیستم تغذیه مصنوعی، حاکی از آن است که در صورت انجام گندزدایی پساب خروجی از تصفیه‌خانه‌ها و کاهش اولیه مقادیر آلاینده‌های بیولوژیک

جدول ۵- مقادیر فسفر (P) پساب ورودی و نمونه‌های خروجی از انتهای بخش افقی (H3) سیستم

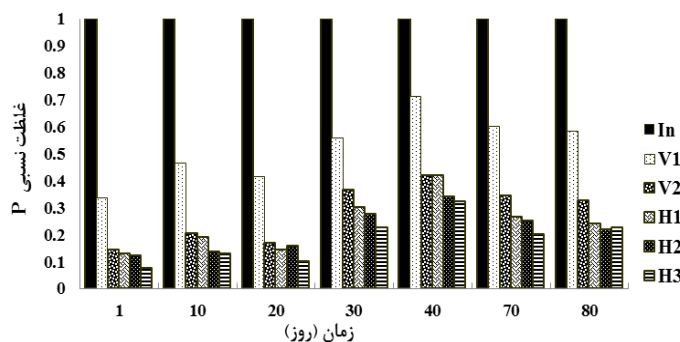
مرحله انجام نمونه‌برداری	روز از شروع تغذیه	فسفر (P) (mg/L) پساب	نمونه	درصد حذف (%)
اول (A)	۱	۳/۳	۰/۲۵	۹۲/۴
دوم (B)	۱۰	۲/۲	۰/۲۸	۸۷/۲
سوم (C)	۲۰	۲/۴	۰/۲۴	۹۰/۰
چهارم (D)	۳۰	۱/۷	۰/۳۸	۷۷/۵
پنجم (E)	۴۰	۱/۴	۰/۴۶	۶۷/۸
ششم (F)	۷۰	۲/۳	۰/۴۶	۸۰/۰
هفتم (G)	۸۰	۲/۵	۰/۵۷	۷۷/۲

فسفر بیش از ۱۰ درصد نسبت به مقادیر اولیه کاهش داشته است، به طوری که در مرحله پنجم مقدار حذف فسفر به ۶۷/۸ درصد رسید. با استراحت دادن به سیستم و

در ۲۰ روز اول انجام آزمایشات (سه مرحله اول) تغییرات زیادی در میزان حذف فسفر مشاهده نشد. با گذشت زمان و در مراحل چهارم و پنجم، میزان حذف

در صورت ورود طولانی مدت پساب به خاک باید ظرفیت خاک در جذب و عدم تحرک فسفر مورد بررسی قرار گیرد (بکل، ۲۰۱۱). در شکل ۵ تغییرات مقادیر غلظت نسبی فسفر در طول مسیر جریان نشان داده شده است.

شروع مجدد عملیات تغذیه مصنوعی عملکرد سیستم در حذف فسفر بهتر شد و به ۸۰ درصد ارتقا یافت. جذب سطحی و رسوب فسفر بر روی ذرات خاک از عوامل اصلی نگهداری فسفر در خاکها می باشد (وان ون روزکا، ۲۰۰۶ و ولان، ۱۹۹۸). با ورود طولانی مدت پساب به خاک، از ظرفیت خاک در جذب فسفر کاسته شد. بنابراین



شکل ۵- تغییرات مقادیر غلظت نسبی فسفر در طول مسیر جریان

نیتروز آمین دارد که ماده‌ای سرطان‌زا است (موسوی، ۱۳۷۶). به همین دلیل در سیستم تغذیه مصنوعی لازم است تغییرات مقدار نیترات را در مسیر انتقال به آب-های زیرزمینی مورد بررسی قرار داد. از این رو تغییرات میزان نیترات در مراحل انجام آزمایش در پساب ورودی و نمونه‌های خروجی اندازه‌گیری گردید، که بخشی از نتایج آن در جدول ۶ مشاهده می‌گردد. با توجه به این جدول کاهش میزان نیترات پساب با عبور از ستون‌های خاک تغییرات ناچیزی داشته است و حتی در مرحله پنجم، میزان نیترات در انتهای سیستم بیش از مقادیر نیترات پساب ورودی بوده است. آبتشویی بالای نیترات از خاک به دلیل بار منفی نیترات و عدم جذب آن توسط ذرات خاک (به دلیل بار سطحی منفی) می‌باشد. از طرف دیگر با توجه به اینکه مقدار آبتشویی نیترات از خاک به مقدار آن در فاضلاب و میزان جذب گیاه نیز بستگی دارد و در سیستم تغذیه مصنوعی گیاهی وجود ندارد، پس پایین بودن راندمان حذف نیترات دور از انتظار نمی‌باشد. افزایش در میزان نیترات محلول خاک در طول زمان نیز ممکن است به دلیل تجزیه مواد آلی خاک و فعال شدن عمل نیتریفیکاسیون و تبدیل آمونیاک به ازت نیتراتی باشد

همان‌گونه که در شکل ۵ مشاهده می‌شود، بیشترین مقدار حذف فسفر در لایه‌ی سطحی خاک اتفاق افتاده است. با توجه به تحرک کم فسفر در خاک، بیشتر فسفر پساب در لایه‌های سطحی خاک، جذب خاک شده و مقدار کمتری آبتشویی گردیده است. مقایسه مقادیر فسفات پساب خروجی از مدل فیزیکی با مقادیر ارائه شده توسط استاندارد سازمان حفاظت محیط زیست ایران برای استفاده در آبیاری (۱۰ میلی‌گرم بر لیتر) نشان می‌دهد که پساب از نظر مقادیر فسفات مشکلی برای استفاده در آبیاری محصولات زراعی نخواهد داشت. در کل با توجه به عملکرد نسبتاً مطلوب خاک در کاهش فسفر پساب و روند مشاهده شده در کاهش حذف فسفر با گذشت زمان در غرقابی بلند مدت، استفاده از زمان استراحت سیستم جهت بهبود کارایی خاک در حذف فسفر، در تغذیه طولانی مدت با پساب مناسب به نظر می‌رسد.

تغییرات مقادیر نیترات در عملیات تغذیه مصنوعی

معمول‌ترین ماده آلوده کننده آب‌های زیرزمینی، ازت محلول به فرم نیترات است. وجود نیترات در آب بسیار خطرناک است، زیرا نیترات نقش مؤثری در تولید

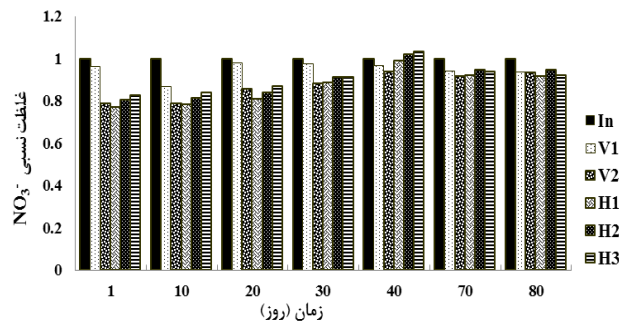
(فائو، ۱۹۹۹). در شکل ۶ تغییرات مقادیر غلظت نسبی نیترات قابل مشاهده است.

جدول ۶- مقادیر نیترات (NO₃⁻) پساب ورودی و نمونه‌های خروجی از انتهای بخش افقی (H3) سیستم

مرحله انجام نمونه‌برداری	روز از شروع تغذیه	نیترات (NO ₃ ⁻) (mg/L)		درصد حذف (%)
		پساب	زه آب	
اول (A)	۱	۱۵/۶	۱۳/۱	۱۶/۱
دوم (B)	۱۰	۱۸/۱	۱۵	۱۷/۲
سوم (C)	۲۰	۱۶/۳	۱۴/۲	۱۳/۲
چهارم (D)	۳۰	۱۱/۱	۱۰/۱	۹/۱
پنجم (E)	۴۰	۱۰/۲	۱۰/۶	-۳/۳
ششم (F)	۷۰	۱۵/۸	۱۴/۹	۶/۱
هفتم (G)	۸۰	۱۵/۵	۱۴/۳	۷/۷

افزایش حذف نیترات از پساب شده است. در صورتی که دوره‌های غرقابی و خشکی فواصل تقریباً مساوی داشته باشند، در طبقات فوقانی شرایط هوازی و غیر هوازی به صورت متوالی رخ می‌دهد که در نتیجه، عمل نیتریفیکاسیون و دنیتریفیکاسیون را تحریک می‌کند که باعث بهبود کارایی سیستم در حذف نیترات خواهد شد.

همان‌طور که در شکل ۶ قابل مشاهده است، غلظت نسبی نیترات در طول ستون‌های خاک در مراحل اولیه تقریباً روند کاهشی داشت، در حالی که در مرحله پنجم، غلظت آن تا حدودی افزایش یافت که این افزایش غلظت، از لحاظ آماری معنی‌دار ارزیابی گردید. اعمال تناوب خشکی سیستم تا حدودی باعث بهبود شرایط و



شکل ۶- مقادیر نیترات پساب و زه‌آب خروجی از زهکش انتهایی در مراحل مختلف

نتیجه‌گیری
بررسی میزان حذف آلاینده‌ها در قسمت‌های مختلف ستون خاک، بیشترین میزان حذف آلاینده‌ها در لایه‌های سطحی خاک و در یک‌متر اولیه اتفاق افتاد. در ارزیابی اثر اعمال تناوب خشکی در بهبود وضعیت خاک، تفاوت قابل توجهی در کارایی سیستم در حذف آلاینده‌های پساب، پس از دوره خشکی مشاهده شد و به‌طور کلی استفاده از دوره‌های خشکی در اجرای عملیات تغذیه مصنوعی با پساب توصیه می‌شود. از سوی دیگر، کشت گیاهان مستعد متحمل شرایط تغذیه در حوضچه‌ها و استفاده از آب ارتقاء کیفیت یافته حاصل از چنین سیستم-هایی به‌وسیله آبیاری می‌تواند کاهش بیشتر میزان آلاینده-

از بررسی مقادیر حذف پارامترهای مورد بررسی می‌توان دریافت که با گذشت زمان کاربرد پساب در سیستم تغذیه مصنوعی، بر میزان انتقال آلاینده‌ها به عمق خاک افزوده شد. به‌طور کلی خاک لوم شنی با اعمال تناوب غرقابی بلندمدت، توانایی بالایی در نگهداشت کلیفرم، کلیفرم مدفوعی، BOD₅، COD و فسفر از خود نشان داد، اما درصد زیادی از نیترات و EC پساب به اعماق خاک انتقال یافت. البته باید توجه نمود که در این پژوهش سعی شد تا بدترین شرایط، چه از نظر نوع خاک و چه از جهت فاصله عبور پساب در خاک لحاظ شود. در

دریافت که به موضوع دفع پساب در خاک و استفاده از این قبیل آبها در آبیاری باید با دید دقیق تری پرداخته شود تا بتوان در حد امکان، هم از فوائد استفاده مجدد از فاضلاب بهره برد و هم خطرات زیست محیطی ناشی از دفع آنها در محیط پیرامون را کاهش داد.

هایی همچون نیترات را به دنبال داشته و به عنوان یک عملیات تکمیلی، کارایی سیستم را بهبود بخشد. البته به این نکته باید توجه شود که اصولاً استفاده از پسابها و فاضلابها در آبیاری محصولات خوراکی کشاورزی توصیه نمی‌شود. با توجه به نتایج ذکر شده می‌توان

فهرست منابع

۱. توکلی م. و طباطبایی م. ۱۳۷۸. آبیاری با فاضلاب تصفیه شده. مجموعه مقالات همایش جنبه‌های زیست محیطی استفاده از پسابها در آبیاری. وزارت نیرو، کمیته ملی آبیاری و زهکشی ایران. ۱۱ آذرماه ۱۳۷۸، تهران. صفحات: ۳۵-۵۲.
۲. حسن‌اقلی ع. ۱۳۸۱. استفاده از فاضلاب‌های خانگی و پساب تصفیه‌خانه‌ها در آبیاری محصولات کشاورزی و تغذیه مصنوعی سفره‌های آب زیرزمینی. رساله دکتری، دانشگاه تهران.
۳. حسین‌پور ا. حق نیاغ. علیزاده ا. و فتوت ا. ۱۳۸۷. بررسی انتقال برخی عناصر به عمق خاک پس از آبیاری با فاضلاب خام و پساب شهری در دو شرایط غرقاب پیوسته. نشریه آب و خاک ۲۲: ۱۳۲-۱۱۷.
۴. حسین‌پور ا. حق نیاغ. علیزاده ا. و فتوت ا. ۱۳۸۷. بررسی تغییرات کیفیت شیمیایی فاضلاب خام و پساب شهری در اثر عبور از ستونهای خاک. نشریه آب و خاک ۲۳: ۵۶-۴۵.
۵. موسوی، س. ف. ۱۳۷۶. مطالعه آلودگی آب‌های زیرزمینی حاشیه رودخانه زاینده‌رود. مجله آب و فاضلاب، ۲۴: ۹-۲۱.
6. Anon. 1995. Standard methods for the examination of water and wastewater, 19th edition, American Public Health Association (APHA), U.S.A.
7. Asano, T. and Cotruvo, J.A. 2004. Groundwater recharge with reclaimed municipal wastewater: health and regulatory considerations. *Water Research* 38 (8): 1941-1951.
8. Bouwer, A.N., Hamdi, M.R. and Tarawneh, Z. 2009. Perspectives on sustainable wastewater treatment technologies and reuse options in the urban areas of the Mediterranean region. *Desalination* 237 (1-3): 162-174.
9. Bekele, E., Toze, S., Patterson, B. and Higginson, S. 2011. Managed aquifer recharge of treated wastewater: Water quality changes resulting from infiltration through the vadose zone. *Water Research* 45 (11): 5764-5772.
10. Cha, W., Kim, J. and Choi, H. 2006. Evaluation of steel slag for organic and inorganic removals in soil aquifer treatment. *Water Research*, 40 (5): 1034-1042.
11. Dillon, P., Pavelic, P., Toze, S., Rinck-Pfeiffer, S., Martin, R., Knapton, A. and Pidsley, D., 2006. Role of aquifer storage in water reuse. *Desalination* 188 (1-3): 123-134.
12. Essandoh, H.M.K., Tizaoui, C., Mohamed, M.H.A., Amy, G. and Brdjanovic D. 2011. Soil aquifer treatment of artificial wastewater under saturated conditions. *Water Research*, 45 (11): 4211-4226.
13. FAO. 1999. Wastewater treatment and use in agriculture. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, FAO 47.

14. Fox, P., Houston, S., Westerhoff, P., Nellor, M., Yanko, W., Baird, R., Rincon, M., Gully, J., Carr, S., Arnold, R., Lancey, K., Quanrud, D., Ela, W., Amy, G., Reinhard, M. and Drewes, J.E., 2006. Advances in soil aquifer treatment research for sustainable water reuse. AWWA Research foundation and American Water Works Association, Denver, CO.
15. Gohil, M.B. 2000. Land treatment of wastewater. New Age International Ltd., Publishers, New Delhi.
16. Gordon, C., Wall, K., Toze, S. and O'Hara, G. 2002. Influence of conditions on the survival of enteric viruses and Indicator organisms in groundwater. In: Paper Presented at Proceedings of the 4th international symposium on artificial recharge of groundwater Isar-4-management of aquifer recharge for sustainability. Balkema publishers, Adelaide SA.
17. Haruvy, N. 1998. Wastewater reuse-regional and economic considerations. Resource, Conservation and Recycling, 23: 57-66.
18. Kanarek A., Arohi A. and Michail M. 1993. Municipal wastewater reuse via soil aquifer treatment for nonpotable purposes. Water Science. Technol. 27: 53-61.
19. Lance J. C., Rice R. C. and Gilbert R. G. 1980. Renovation of wastewater by soil columns flooded with primary effluent. Journal of Water Pollutant. Control Fed. 52(2), 381-387.
20. McLaren R.G., Clucas L.M., Taylor M.D., and Hendry T. 2003. Leaching of macronutrients and metals from undisturbed soils treated with metal-spiked sewage sludge. Leaching of macronutrients. Australian Journal of Soil Research 41:571-588.
21. Tchobanoglous G., Burton, F.L. and Stensel, H.D., 2003. Wastewater engineering: Treatment and reuse, further. McGraw-Hill Inc., New York.
22. Pescod, M.B., 1992. Wastewater treatment and use in agriculture. FAO Irrigation and drainage paper, 47 ed., Vol. 47. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
23. Rice R. C. and Bouwer H. 1984. Soil-aquifer treatment using primary effluent. Journal of Water Pollutant. Control Fed. 56: 84-88.
24. Toze, S., Bekele, E., Page, D., Sidhu, J. and Shackleton, M. 2010. Use of static quantitative microbial risk assessment to determine pathogen risks in an unconfined carbonate aquifer used for managed aquifer recharge. Water Research, 44 (4): 1038-1049.
25. Toze, S. and Hanna, J., 2002. The survival potential of enteric pathogens in a reclaimed water ASR project. In: paper presented at Proceedings of the 4th International Symposium on Artificial Recharge of Groundwater ISAR-4-management of aquifer recharge for sustainability. Balkema publishers, Adelaide, SA, pp. 139-142.
26. Von Wandruszka, R. 2006. Phosphorus retention in calcareous soils and the effect of organic matter on its mobility. Geochemical Transactions, 7 (6). doi:10.1186/1467-4866-7-6.
27. Whelan, B.R. 1988. Disposal of septic tank effluent in calcareous sand. Journal of Environmental Quality, 17 (2): 272-277.
28. Zhao, Q. L., Wang, L. N. Xue, S. Liu, Z. G. You S. J. and Wang. S. H. 2007. Migration and removal of organic matters in reclaimed wastewater during groundwater recharge. Applied Ecology, 18 (7): 1661-1664.