

ارزیابی امکان تصفیه زه آب کشاورزی با استفاده از فیلترهای زیستی در محدوده شبکه آبیاری و زهکشی سپیدرود

علی شاهنظری^{۱*} و مهدی جعفری تلوکلابی^۲

چکیده

زه آب‌های کشاورزی با توجه به حجم زیاد، مهم‌ترین منابع آب‌های برگشتی را شامل می‌شوند. بررسی راهکارهای امکان استفاده مجدد از این آب‌های برگشتی برای تأمین نیازهای کشاورزی با توجه به شرایط منابع آبی ایران، امری ضروری است. هدف از این پژوهش، بررسی کارایی چهار فیلتر زیستی شامل خاک اره، سبوس برنج، ذغال چوب و تفاله چای در تصفیه و کاهش تعدادی از پارامترهای موجود در زه آب کشاورزی شامل نیترات، منیزیم، سدیم، pH و EC است. از آب‌های برگشتی اراضی شالیزاری شهرستان آستانه در استان گیلان برای آزمایش استفاده شد. نتایج نشان داد که هر چهار فیلتر زیستی میزان pH آب را به طور معنی‌داری کاهش دادند. فیلتر زیستی ذغال چوب، باعث کاهش معنی‌دار نیترات به میزان ۲۰ درصد شد. همچنین فیلتر زیستی خاک اره مقادیر نیترات، سدیم و EC را به‌طور معنی‌داری به ترتیب به میزان ۲۱، ۹ و ۵ درصد کاهش داد؛ اما فیلترهای زیستی تفاله چای و سبوس برنج باعث افزایش معنی‌دار به ترتیب منیزیم و سدیم شدند. در مجموع و با مقایسه فیلترهای زیستی، مشخص شد که فیلتر زیستی خاک اره در کاهش نیترات، سدیم و EC مؤثر است و برای پژوهش‌های آینده، می‌توان از آن به‌عنوان یک گزینه مناسب استفاده کرد.

واژه‌های کلیدی: تفاله چای، خاک اره، ذغال چوب، سبوس برنج، فیلتر زیستی.

ارجاع: شاهنظری ع. و جعفری تلوکلابی م. ۱۳۹۷. ارزیابی امکان تصفیه زه آب کشاورزی با استفاده از فیلترهای زیستی در محدوده شبکه آبیاری و زهکشی سپیدرود. مجله پژوهش آب ایران. ۲۸: ۳۱-۴۱.

۱- دانشیار گروه مهندسی آب، دانشکده مهندسی زراعی، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری.
۲- دانشجوی دکتری آبیاری و زهکشی، دانشکده مهندسی زراعی، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری.

* نویسنده مسئول: aliponh@yahoo.com

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۴/۱۲/۰۹

تاریخ دریافت: ۱۳۹۴/۰۷/۱۵

مقدمه

کشور ما به دلیل مدیریت نادرست و استفاده از روش‌های سنتی آبیاری، بیش از ۹۰ درصد منابع آبی خود را در بخش کشاورزی اغلب به صورت بی‌رویه و به شیوه‌ای نادرست مصرف می‌کند (عربی یزدی و همکاران، ۱۳۸۸). پی‌آمد این موضوع، ماندابی و شور شدن سطح وسیعی از اراضی است. در این شرایط، آب‌بران پایین‌دست علاوه بر کمبود آب، با آبی سروکار دارند که به علت وجود آب برگشتی آبیاری و تلفات نفوذ عمقی، آلودگی بیشتری نسبت به بالادست دارد. مصرف کودها و سموم شیمیایی مختلف، سبب می‌شود که زه‌آب‌های خروجی از اراضی بالادست، مقادیر زیادی از آلاینده‌ها را وارد منابع آب سطحی و زیرزمینی و با در معرض خطر قرار دادن کیفیت این منابع آب، تهدید زیست‌محیطی جدی‌ای را برای سلامت بشر ایجاد کنند (درزی نفت‌چالی و همکاران، ۱۳۹۱). از کل حجم پساب‌های صنعتی، خانگی و کشاورزی که وارد سامانه آب زیرزمینی می‌شوند، ۸۷ درصد آن مربوط به زه‌آب‌های کشاورزی است که حجم بالای زه‌آب‌های کشاورزی، اهمیت آن را بیش از پیش کرده است (معاونت برنامه‌ریزی و نظارت راهبردی ریاست جمهوری، ۱۳۸۹). به طور کلی، اگر مقدار متوسط نیاز آبی ناخالص برنج ۱۲ هزار مترمکعب فرض شود (عربی یزدی و همکاران، ۱۳۸۸)، حدود ۸/۵ میلیارد مترمکعب آب در بخش شالیزارهای استفاده می‌شود و چنانچه فرض شود یک‌سوم از آب مصرفی به زه‌آب تبدیل شود (احمدی و همکاران، ۱۳۹۴)، حدود ۲/۵-۳ میلیارد مترمکعب آب برگشتی تولید می‌شود که ۱۰ درصد آب برگشتی کشور را دربر می‌گیرد (معاونت برنامه‌ریزی و نظارت راهبردی ریاست جمهوری، ۱۳۸۹). با توجه به حجم بالای زه‌آب تولیدی از شالیزارها، بررسی امکان استفاده از آب برگشتی شالیزارها با هدف افزایش بهره‌وری آب و راندمان آبیاری، برای رسیدن به مدیریت مناسب آب به منظور استفاده پایدار از این منبع، ضروری است.

به واسطه مصرف نهاده‌های کشاورزی و عدم جذب کامل آن‌ها توسط گیاه، بخش قابل توجهی از آن‌ها به زه‌آب‌ها منتقل می‌شود (شریعتی، ۱۳۸۱). این منابع دارای سموم و عناصر مغذی هستند و TDS بالایی دارند. به طور کلی پارامترهای کیفی مهم در ارتباط با زه‌آب‌های کشاورزی شامل هدایت الکتریکی، یون‌های ویژه (سدیم، کلر و بر)،

عناصر مغذی (فسفر و نیتروژن)، سموم و آفت‌کش‌ها هستند (مهردادی و همکاران، ۱۳۸۰). تجمع مواد مغذی در زه‌آب کشاورزی و راهیابی آن‌ها به منابع آب سطحی و زیرزمینی، معضلات زیست محیطی فراوانی را به همراه خواهد داشت. مواد مغذی به ویژه نترات در غلظت‌های بالای ۴۵ میلی‌گرم بر لیتر می‌تواند برای انسان زیان‌آور باشد (سازمان سلامت جهانی (WHO)، ۲۰۰۳) و منجر به تشدید آلودگی منابع آب شود. بنابراین فراهم کردن سامانه‌ای ایمن و قابل اعتماد مانند تصفیه زه‌آب برای کاهش آثار زیانبار، الزامی است. روش‌های مختلفی برای تصفیه زه‌آب وجود دارد. اگرچه از روش‌های مرسوم مثل رسوب‌دهی، تبادل یونی و الکترودیالیز برای حذف فلزات سنگین استفاده می‌شود، ولی به طور معمول از نظر اقتصادی مقرون به صرفه نیستند و در غلظت‌های خیلی کم فلز، کارایی لازم را برای کاهش غلظت آن نشان نمی‌دهند (بویانگ و همکاران، ۲۰۰۲). جذب زیستی، یک روش اقتصادی و کارآمد برای حذف فلزهای سنگین از پساب‌ها است (بنگولا و بنایسا، ۲۰۰۲). جاذب‌های ارزان قیمت به ویژه مواد زاید کشاورزی می‌توانند پتانسیل خوبی برای فرآیند تصفیه داشته باشند و از لحاظ زیست محیطی شرایط مطلوبی را ایجاد کند (نیکنام و همکاران، ۱۳۹۳). در دهه‌های اخیر، استفاده از مواد طبیعی که توانایی جذب آلاینده‌هایی مانند فلزات سنگین را دارند، بسیار مورد توجه قرار گرفته‌اند. از جمله این مواد می‌توان به خاک اره، ذغال، چای، کاه و پوشال گندم، پوسته برنج، پوسته سخت نارگیل، پوست‌های گردو، بادام، فندق و بلوط و همچنین به انواع رس‌ها، زئولیت طبیعی و خاکستر فرار، با توجه به قابلیت و میزان دسترسی آن‌ها در منطقه اشاره کرد (سعیدی و همکاران، ۱۳۸۸).

میزان تولید پوسته برنج در کشور ما در سال زراعی ۷۶-۱۳۷۵ حدود ۴۵۰ هزار تن بود که از ۲۳۵۰ هزار تن شلتوک به دست آمد (اداره کل آمار و اطلاعات وزارت کشاورزی، ۱۳۷۹). همچنین با توجه به ظرفیت جذب بالای تفاله چای (حداکثر جذب ۱۴۲ mg/g) و به دلیل فراوانی در ایران و ارزان بودن می‌توان از آن برای حذف فلز سرب از پساب‌های صنعتی نیز استفاده کرد (مظاهری تهرانی و همکاران، ۱۳۹۱). خاک اره یکی از ارزان‌ترین و فراوان‌ترین جاذب‌هایی است که توانایی جذب فلزات سنگین از آب و پساب را دارد (شامحمدی، ۱۳۹۱). اولین

برنج است که از اواسط بهار تا اواسط تابستان به حجم بالایی از آب نیاز دارد. همچنین در سال‌های اخیر، استان‌های بالادست اقدام به احداث سد روی سرشاخه‌های سپیدرود کرده‌اند؛ بنابراین آورد رودخانه کاهش یافته و در سال‌های کم باران باعث بروز مشکل در تأمین آب شبکه سپیدرود شده است که پایداری تولید در منطقه را تهدید می‌کند. بر این اساس یافتن منابع جدید تأمین آب امری ضروری و اجتناب ناپذیر است. از طرف دیگر، با توجه به راندمان پایین آبیاری در منطقه، حجم عظیمی از آب به‌صورت رواناب سطحی و زه‌آب عمقی هدر می‌رود؛ بنابراین استفاده مجدد از زه‌آب‌های کشاورزی، یکی از بهترین راهکارها برای جبران کمبود آب است. در ایران، مطالعاتی در زمینه تصفیه زه‌آب با فیلتر زیستی انجام شده است که اکثر مطالعات در شرایط آزمایشگاهی بوده و مطالعاتی در مزرعه و شرایط واقعی در منابع مشاهده نشده است. این پژوهش با هدف بررسی امکان تصفیه زه‌آب‌های اراضی شالیزاری به وسیله فیلترهای زیستی ارزان قیمت، در منطقه‌ای از استان گیلان که میزان خروجی زه‌آب کافی است و امکان استفاده مجدد از آن در مزارع وجود دارد، انجام شده است تا بتوان به صورت کاربردی از نتایج این تحقیق برای استفاده بهتر از زه‌آب‌ها، راهکارهایی پیشنهاد داد.

مواد و روش‌ها

این پژوهش در شهرستان آستانه (شهر کیاشهر، روستای لسکوکلایه) واقع در استان گیلان در اسفند ۱۳۹۱ آغاز شد. منطقه لسکوکلایه در ۴۰ کیلومتری شهرستان رشت و در سمت شرق رودخانه سپیدرود در عرض جغرافیایی ۳۷/۲۲ درجه شمالی و طول جغرافیایی ۵۰/۱ درجه شرقی قرار دارد و ارتفاع آن از سطح دریا ۲۲- متر است. طبق آمار چهل ساله هواشناسی، میانگین دمای سالانه ۱۶/۲ درجه سانتی‌گراد، میانگین رطوبت سالانه ۸۰ درصد و میانگین میزان بارندگی سالانه ۱۳۸۵ میلی‌متر است. کل مساحت زیر کشت شهرستان آستانه، ۱۶۸۲۹ هکتار است که ۱۴/۲۰۰ هکتار از آن را اراضی شالیزاری دربر می‌گیرد (سازمان مدیریت و برنامه‌ریزی استان گیلان، ۱۳۹۲). آب آبیاری منطقه از شبکه آبیاری و زهکشی سپیدرود تأمین شده و با مصرف در شالیزارها، مقدار اضافی آن در پایین‌دست رها می‌شود.

مطالعات روی جذب فلزات به وسیله ضایعات مختلف آلی و آوندهای چوبی را فریدمن و وایز (۱۹۷۲) از طریق بررسی میزان حذف فلز جیوه انجام دادند (رحمانی و همکاران، ۱۳۹۰). مسری و همکاران (۱۹۷۴) از پوست سرخدار برای جذب یون‌های محلول جیوه، سرب و کادمیم استفاده کردند که برای جذب مذکور، حداکثر ظرفیت جذب برای یون جیوه گزارش شد. مطالعات متعدد دیگری در این خصوص نیز انجام گرفته که می‌توان به مطالعه بینا و همکاران (۲۰۰۳) در حذف فلزات سنگین، عبدالغنی و همکاران (۲۰۰۷) در حذف سرب اشاره کرد. مواد ارزان‌قیمت و ضایعات کشاورزی مانند جلبک، پوست خرچنگ، پوسته و کاه گندم، سبوس برنج، تفاله چای، خاکاره، برگ درخت سرخس و ساقه ذرت به طور گسترده برای حذف فلزات سنگین از محلول‌های آبی مطالعه و بررسی شده‌اند (محمدپور و همکاران، ۱۳۹۱؛ گاد، ۱۹۹۲؛ جیانگ و همکاران، ۲۰۰۹). سعیدی و همکاران (۱۳۸۸)، کربن‌های ساخته شده از پوسته بادام و گردو را به عنوان جاذب برای جذب یون‌های محلول کادمیم مورد آزمایش قرار دادند. به این منظور آثار اسیدیته محلول، غلظت اولیه کادمیم در محلول و غلظت جاذب بر میزان این فلز بررسی شد. نتایج نشان داد که میزان جذب کادمیم به میزان قابل توجهی به pH نهایی محلول بستگی دارد. بیشترین میزان حذف کادمیم، مربوط به کربن پوسته گردو به میزان ۹۱ درصد و پس از آن کربن پوسته بادام و کربن فعال دانه‌ای به ترتیب معادل با ۸۵ و ۸۱ درصد بود. محمدپور و همکاران (۱۳۹۱) برای حذف سرب از محیط آبی از مشتقات گیاه چای استفاده کردند. نتایج آن‌ها نشان داد که افزایش مقدار جاذب موجب افزایش درصد حذف می‌شود. تارلی و همکاران (۲۰۰۴) استفاده از پوسته شلتوک اصلاح شده را به عنوان جاذب طبیعی برای فلز کادمیم و سرب، بررسی کردند. نتایج آن‌ها نشان داد که پوسته شلتوک اصلاح شده با محلول ۰/۷۵ مولار سود سوزآور نسبت به پوسته شلتوک خام از ظرفیت جذب بیشتری برای هر دو فلز برخوردار است.

استان گیلان با وجود برخورداری مناسب از نزولات آسمانی، به دلیل عدم توزیع زمانی مناسب بارش، به منابع آب زیرزمینی و آب‌های سطحی ورودی از استان‌های هم‌جوار وابسته است؛ چرا که عمده محصول این استان،

زهکش‌ها شروع و کنترل مقدار آب خروجی از زهکش‌ها با تنظیم دهانه‌های خروجی انجام شد. در فصل زراعی کشت برنج (تابستان ۱۳۹۲)، تعداد هشت نمونه و در پاییز، تعداد یازده نمونه از آب ورودی به فیلتر زیستی و خروجی از فیلترهای زیستی تهیه شد. در مجموع برای تعیین کارایی فیلترهای زیستی پیشنهادی، تعداد نوزده نمونه برداشت شد. پارامترهای نیترات، مینیم، سدیم، pH و EC نمونه‌ها در آزمایشگاه آب منطقه‌ای گیلان تعیین و مقایسه آماری بین نمونه‌های ورودی و خروجی با آزمون t همبسته در نرم‌افزار SPSS انجام شد.

نتایج و بحث

در شکل ۱ روند تغییرات اختلاف EC آب خروجی از فیلترهای زیستی مختلف و مقدار آن در آب ورودی نشان داده شد. مقادیر EC در طول دوره نمونه‌برداری روند کاهشی داشته است. در دوره‌های اول نمونه‌برداری بر اثر فعل و انفعالات شیمیایی در فیلتر زیستی چای، تورم فیلتر زیستی چای مشاهده شد و میزان EC در آب خروجی بیشتر از آب ورودی بود. نتایج فیلتر زیستی ذغال برای کاهش EC، نشان‌دهنده روند تغییرات مشخصی نیست. این فیلتر زیستی در طول دوره نمونه‌برداری در برخی از زمان‌ها باعث کاهش EC آب ورودی و در دیگر زمان‌ها، باعث افزایش EC آب ورودی شد. در فیلتر زیستی سبوس، هنگامی که EC آب بالا بوده، تأثیر این فیلتر زیستی در کاهش مقدار EC بیشتر بود. پوسته برنج به دلیل داشتن ویژگی‌هایی مثل ساختمان دانه‌ای، غیرمحلول بودن در آب، پایداری شیمیایی و قابل دسترس بودن، توانایی جذب آلاینده‌های محلول را داشته و به عنوان جاذب مناسب برای تیمار فاضلاب‌ها به حساب می‌آید (چوکالینگام و سوبرامانیا، ۲۰۰۶). همچنین فیلتر زیستی خاک اره در نیمه دوم دوره نمونه‌برداری، یعنی بعد از تثبیت فیلتر زیستی، عملکرد بهتری از خود نشان داد. در مجموع فیلترهای زیستی خاک اره و سبوس برنج تأثیر مثبتی در کاهش EC داشتند و فیلتر زیستی چای اثر افزایشی بر EC داشت.

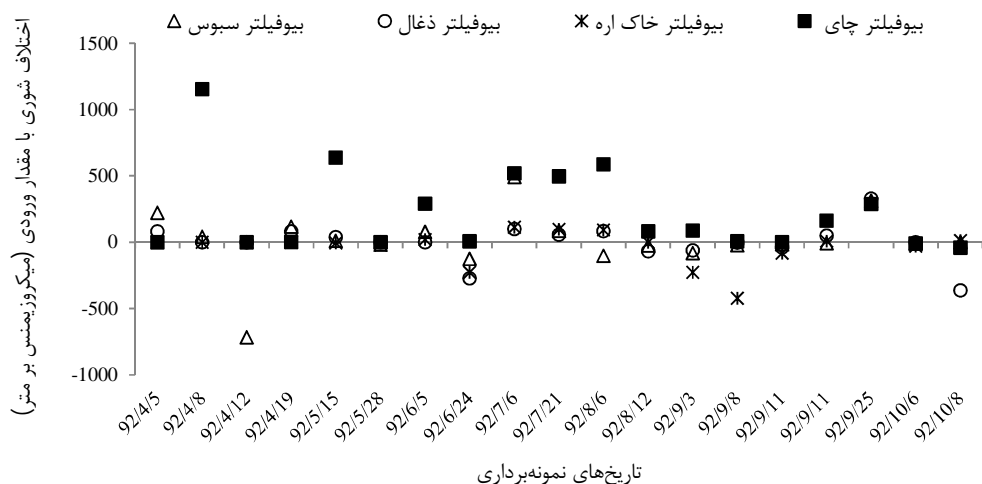
مقایسه آماری مقادیر EC زه‌آب ورودی و خروجی از فیلترهای زیستی با آزمون t همبسته (غیرمستقل) در جدول ۱ نشان داده شد. تفاوت میانگین مقادیر EC در تیمارهای سبوس برنج، ذغال چوب و تفاله چای

برای اجرای طرح، ابتدا در محدوده زهکش اصلی منطقه اقدام به جانمایی حوضچه‌ها شد. با استفاده از بیل مکانیکی، تعداد چهار حوضچه با ابعاد $20 \times 2/5 \times 1$ متر با شیب طولی ۲ درصد حفر شد. بعد از اتمام عملیات حفاری و شیب‌بندی، برای جلوگیری از نشت آب، کف و دیواره حوضچه‌ها با پلاستیک‌های ضخیم پوشانده شدند. همچنین در انتهای هر حوضچه، برای کنترل خروجی زه‌آب از لوله‌های زهکش T شکل استفاده شد. پوشش‌دار کردن اطراف لوله‌های زهکش با استفاده از فیلتر معدنی انجام شد. سپس مواد فیلترهای زیستی مورد استفاده شامل خاک اره، تفاله چای، ذغال چوب و سبوس برنج به درون حوضچه‌ها انتقال داده شدند. عمق مواد بیوفیلتری ریخته شده در حالت متراکم شده ۸۰ سانتی‌متر بود. در راستای طول برای جلوگیری از جابجایی مواد به سمت زهکش در هر پنج متر، از توری‌های کنفی استفاده و سپس در ده متر اول هر حوضچه روی مواد فیلتر زیستی، سنگریزه (به ارتفاع ۲۵ سانتی‌متر) و در ده متر بعدی، خاک ریزدانه (به ارتفاع ۲۵ سانتی‌متر) ریخته شد. قبل از ریختن مواد معدنی، از هر کدام از فیلترهای زیستی به میزان کافی نمونه‌برداری شد. هدف از نمونه‌برداری، تعیین هدایت هیدرولیکی برای محاسبه دبی مورد نیاز هر کدام از حوضچه‌ها بود. این نمونه‌برداری‌ها در شرایطی انجام شد که فیلترهای زیستی به مقدار کافی فشرده و متراکم شده بودند تا نشان‌دهنده شرایط واقعی باشند که مدتی پس از بکارگیری آن‌ها اتفاق می‌افتد، (هت و همکاران، ۲۰۰۷). هدایت هیدرولیکی به دست آمده براساس قانون دارسی در سطح مقطع بالایی فیلتر زیستی ضرب شد (علیزاده، ۱۳۸۵) تا مقدار دبی ممکن برای عبور از فیلتر زیستی محاسبه شود. دبی وارده به فیلتر زیستی معادل با دبی عبوری از آن در نظر گرفته شد تا از تجمع زه‌آب روی فیلتر زیستی خودداری شود.

در گام بعدی با احداث پمپ در کنار حوضچه‌ها و پمپاژ آب زهکش به درون آن‌ها، عملیات تصفیه آغاز شد. زمان‌بندی کار پمپ طوری تنظیم شد که در هر شبانه‌روز، ۲۲ ساعت کارکرد و دو ساعت استراحت داشت. میزان آب ورودی به هر یک از جعبه‌های فیلتر زیستی با توجه به نتایج آزمایش‌های هدایت هیدرولیکی مواد، یک لیتر بر ثانیه برای هر حوضچه تعیین و تنظیم گردید. با پیشروی آب به سمت زهکش‌ها و اشباع شدن محیط، تخلیه از

آزمایش شد. همچنین میانگین EC آب خروجی از فیلتر زیستی چای نشان داد که این فیلتر زیستی اثر افزایشی بر شوری زه‌آب داشته و کارایی مناسبی نشان نداده است.

غیرمعنی‌دار و تنها در خاک اره با احتمال ۵ درصد در جهت کاهش مقدار آن معنی‌دار بود؛ بنابراین تیمار فیلتر زیستی خاک اره موجب کاهش مقادیر EC زه‌آب مورد



شکل ۱- اختلاف میزان EC آب خروجی از فیلترهای زیستی مختلف با مقدار آن در آب ورودی

جدول ۱- بررسی اثر تیمارهای فیلتر زیستی بر میزان EC زه‌آب (میکروزیمنس بر سانتی‌متر) با آزمون t همبسته

P-VALUE	آمار t	میانگین EC آب خروجی	میانگین EC آب ورودی	تیمار
۰/۱۵۴	۱/۵۳ ^{ns}	۱۱۲۰/۲	۱۲۱۰	سبوس برنج
۰/۱۰۳	۱/۷۸ ^{ns}	۱۲۶۸/۴	۱۳۳۱/۷	ذغال چوب
۰/۱۸۷	۱/۴ ^{ns}	۱۴۰۲/۱۳	۱۳۶۶/۶	تفاله چای
۰/۰۵	۲/۰۸*	۱۳۳۶/۳	۱۴۱۸/۴	خاک اره

ns: عدم معنی‌داری، * معنی‌دار در سطح ۵ درصد، ** معنی‌دار در سطح ۱ درصد

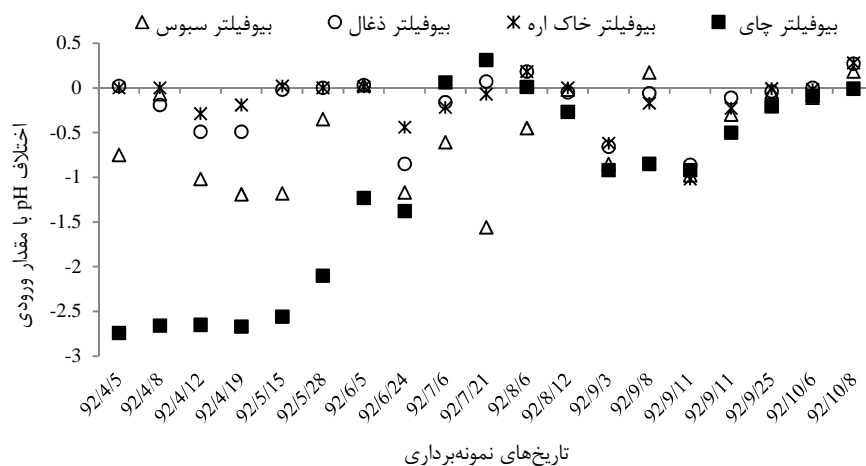
پارامتر pH نشان می‌دهد که این فیلتر زیستی تغییر زیادی در میزان pH آب ایجاد نمی‌کند؛ اما اگر مقادیر pH بالا باشد، با جذب آنیون‌های آب توسط خاکاره، مقادیر pH کاهش می‌یابد و به شرایط نرمال (مقادیر بین ۶/۵ تا ۷) نزدیک می‌شود (سعیدی و همکاران، ۱۳۸۸). مقادیر pH آب خروجی از فیلتر زیستی ذغال نسبت به مقادیر ورودی کمتر شد و به طور کلی فیلتر زیستی ذغال همواره مقدار pH آب خروجی را بین ۶/۵ تا ۷/۵ نگه داشت. در تحقیقی برای جذب فلز کادمیوم، بیشترین میزان جذب زمانی حاصل شد که pH نهایی در محدوده ۶/۵ تا ۷ قرار گرفت (سعیدی و همکاران، ۱۳۸۸).

مقایسه آماری مقادیر pH زه‌آب ورودی و خروجی از فیلترهای زیستی با آزمون t همبسته در جدول ۲ نشان می‌دهد که تفاوت مقادیر pH در برخی تیمارهای فیلتر

روند تغییرات اختلاف پارامتر pH آب ورودی و خروجی از فیلترهای زیستی مختلف در شکل ۲ نشان داده شد. نتایج نشان داد که استفاده از فیلتر زیستی چای باعث کاهش pH شد؛ اما در دوره‌های اول نمونه‌برداری، به دلیل برخی فعل و انفعالات شیمیایی در فیلتر زیستی چای، کاهش pH از حد pH آب رخ داد. بعد از سومین نمونه‌برداری و با شسته شدن سطوح چای، میزان اسیدی بودن آب ورودی کاهش یافت. از طرف دیگر، استفاده از فیلتر زیستی سبوس برنج به دلیل جذب برخی کاتیون‌ها (سدیم، کادمیوم و منیزیم) در سطح این فیلتر زیستی، باعث کاهش pH زه‌آب شد (تارلی و همکاران، ۲۰۰۴). در مجموع با توجه به روند ثابت فیلتر زیستی سبوس برنج در جهت کاهش pH می‌توان عملکرد آن را مثبت ارزیابی کرد. نتایج حاصل از استفاده از فیلتر زیستی خاک اره بر

فیلتر زیستی مورد استفاده در جهت کاهش مقادیر pH در زه آب مورد آزمایش مؤثر بودند؛ اما میزان معنی داری فیلتر زیستی ذغال کمتر بوده در واقع این فیلتر زیستی در جهت تثبیت pH آب برآمده است.

زیستی در سطح یک درصد و در برخی دیگر در سطح پنج درصد معنی دار بوده است. به طور کلی، در فیلترهای زیستی تفاله چای و سبوس برنج به دلیل کاهش زیاد مقدار pH در دوره های اولیه، اختلاف معنی داری در سطح یک درصد بین مقادیر مشاهده شد. پس تیمارهای مختلف



شکل ۲- اختلاف میزان pH آب خروجی از فیلترهای زیستی مختلف با مقدار آن در آب ورودی

جدول ۲- بررسی اثر تیمارهای فیلتر زیستی بر میزان pH زه آب با آزمون t همبسته

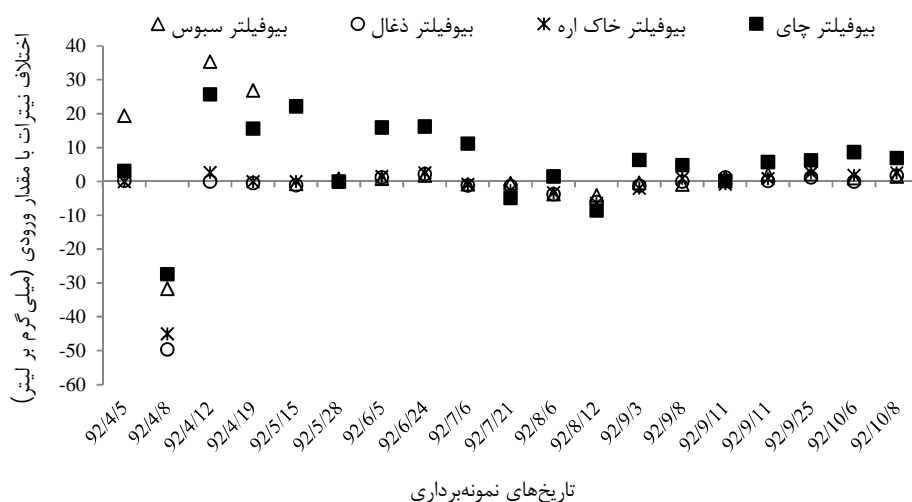
P-VALUE	t آمار	میانگین pH آب خروجی	میانگین pH آب ورودی	تیمار
۰/۰۰	۶/۲۷۶**	۶/۷۱۷	۷/۴۹	سبوس برنج
۰/۰۴۷	۲/۲۳۵*	۷/۳۵۵	۷/۴۹	ذغال چوب
۰/۰۰۶	۳/۴۱۲**	۶/۳۷	۷/۴۹	تفاله چای
۰/۰۳۹	۲/۳۴۰*	۷/۲۷	۷/۴۹	خاک اره

زیستی می تواند مقادیر این پارامتر را در آب ورودی کاهش دهد؛ البته این روند کاهشی تنها برای مقادیر بالاتر نیترا قابل مشاهده است. روبرتسون و مرکلی (۲۰۰۹) پسب حاصل از زهکش را در حوضچه ای محتوی خاکاره به ابعاد $۱ \times ۲/۵ \times ۲۰$ متر عبور داد. پس از تجزیه شیمیایی آب، به این نتیجه رسیدند که غلظت نیترا از $۴/۸$ به $۱/۰۴$ میلی گرم بر لیتر رسید. در مجموع، فیلترهای زیستی خاک اره و ذغال اثر کاهشی در مقدار نیترا داشته اند. در مجموع می توان عملکرد فیلتر زیستی ذغال در جهت کاهش این پارامتر را مثبت ارزیابی کرد. مقایسه آماری مقادیر نیترا زه آب ورودی و خروجی از فیلترهای زیستی با آزمون t همبسته در جدول ۳ نشان داده شد. تفاوت مقادیر نیترا در فیلترهای زیستی خاک اره و ذغال چوب با احتمال ۵ درصد معنی دار بوده اند.

روند تغییرات اختلاف پارامتر نیترا آب خروجی از فیلترهای زیستی مورد مطالعه با مقدار آن در آب ورودی در شکل ۳ نشان داده شد. آب ورودی در فصل تابستان به دلیل استفاده از کودهای شیمیایی در بالادست، مقدار نیترا بالایی داشته که تصفیه زه آب را ضروری کرده است. نتایج نشان می دهد که در دومین نمونه برداری که میزان نیترا در آب ورودی بالا بود کلیه فیلترهای زیستی در جهت کاهش نیترا مؤثر بوده اند. به مرور زمان و در مقادیر کمتر نیترا زه آب ورودی، فیلتر زیستی چای میزان نیترا زه آب را افزایش داده است که می تواند به علت رسوب دادن آن باشد. استفاده از فیلتر زیستی ذغال باعث کاهش نیترا آب خروجی از فیلتر زیستی شد. همچنین نتایج حاصل از استفاده از فیلتر زیستی خاک اره بر پارامتر نیترا نشان می دهد که هر چند این فیلتر

توجه به آثار مثبت فیلترهای زیستی خاک اره و ذغال چوب در کاهش نیترات به‌ویژه در مقادیر بالا، می‌توان استفاده از این فیلترهای زیستی را برای تصفیه نیترات زه‌آب توسعه داد.

حذف نیترات از آب‌های مختلف، امری مهم و حساس است و تاکنون فناوری‌های مختلفی در زمینه حذف نیترات از زه‌آب‌ها و فاضلاب ارزیابی شده‌اند؛ ولی متأسفانه این فرآیندها به دلیل جنبه‌های اقتصادی و بهره‌برداری توسعه نیافته‌اند (واقعی و همکاران، ۱۳۸۹). بنابراین با



شکل ۳- اختلاف میزان نیترات آب خروجی از فیلترهای زیستی مختلف با مقدار آن در آب ورودی

جدول ۳- بررسی اثر تیمارهای فیلتر زیستی بر میزان نیترات زه‌آب (میلی‌گرم در لیتر) با آزمون t همبسته

P-VALUE	آمار t	میانگین نیترات آب خروجی	میانگین نیترات آب ورودی	تیمار
۰/۴۲۱	۰/۸۳۶ ^{ns}	۳/۹۴	۴/۳۹	سبوس برنج
۰/۴۳۴	۲/۴۲۴*	۲/۹۷	۳/۷۲	ذغال چوب
۰/۱۱۹	-۱/۶۹ ^{ns}	۶/۶۶	۴/۱۴	تفاله چای
۰/۰۵۱	۱/۹۴۲*	۳/۳۳	۴/۰۴	خاک اره

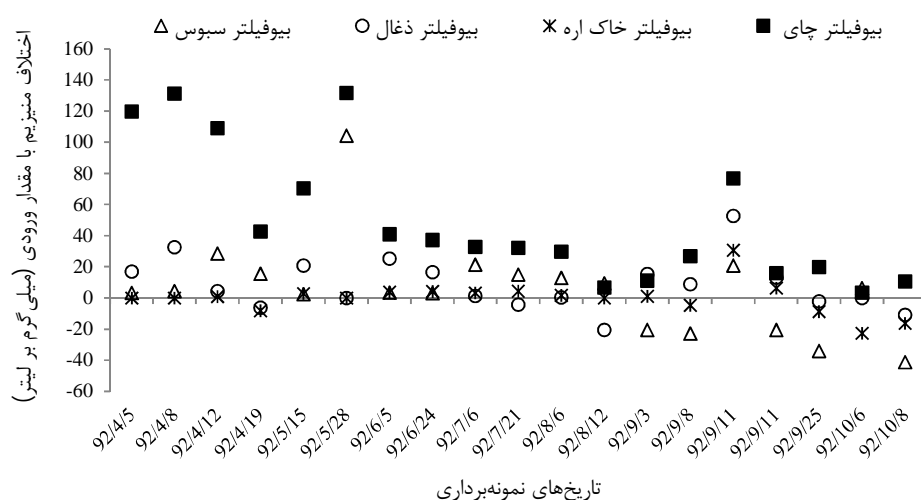
خاک اره در جذب پارامتر منیزیم نشان می‌دهد میزان جذب و تغییرات چشمگیر نبوده است. این نتایج به پژوهش‌های پورواعظی و همکاران (۱۳۹۱) مطابقت دارد. این پژوهش‌گران، اثر خاک‌اره را بر جذب یون‌های کلر، کلسیم و منیزیم در آب‌های شور و لب‌شور بررسی کردند. نتایج نشان داد که خاک‌اره در حذف کلسیم و کلر عملکرد مناسبی داشت؛ اما در جذب منیزیم، تنها تیمار خاک اره اصلاح شده توسط اسید کلریدریک قادر به جذب بود.

مقایسه آماری مقادیر منیزیم زه‌آب ورودی و خروجی از فیلترهای زیستی با آزمون t همبسته در جدول ۴ نشان داده شد. تفاوت مقادیر منیزیم در تیمار فیلتر زیستی تفاله چای با احتمال یک درصد معنی‌داری افزایش را نشان داد. این نتایج حاکی از آن است که فیلتر زیستی چای شرایط

روند تغییرات اختلاف پارامتر منیزیم در آب ورودی و خروجی از فیلترهای زیستی مختلف در شکل ۴ نشان داده شد. نتایج نشان می‌دهد که فیلتر زیستی چای اثر معکوس بر میزان منیزیم زه‌آب داشته و باعث افزایش مقادیر آن شده است. همچنین استفاده از فیلتر زیستی سبوس برنج باعث هم افزایش و هم کاهش منیزیم آب ورودی به فیلتر زیستی شده است که تنها در مقادیر بالای منیزیم، می‌توان عملکرد فیلتر زیستی سبوس برنج در جهت کاهش این پارامتر را مثبت ارزیابی کرد. استفاده از فیلتر زیستی ذغال نیز تا حدودی باعث افزایش منیزیم آب ورودی به فیلتر زیستی شده است؛ لذا در مجموع نمی‌توان عملکرد فیلتر زیستی ذغال در جهت کاهش این پارامتر را مثبت ارزیابی کرد. نتایج حاصل از استفاده از فیلتر زیستی

منیزیم زه آب شده اند؛ اما این اختلاف معنی دار نبوده است.

خوبی را بوجود نیاورده و اثر منفی داشته است. از طرفی دیگر سبوس برنج و ذغال چوب نیز هرچند باعث کاهش



شکل ۴- اختلاف میزان منیزیم آب خروجی از فیلترهای زیستی مختلف با میزان آن در آب ورودی

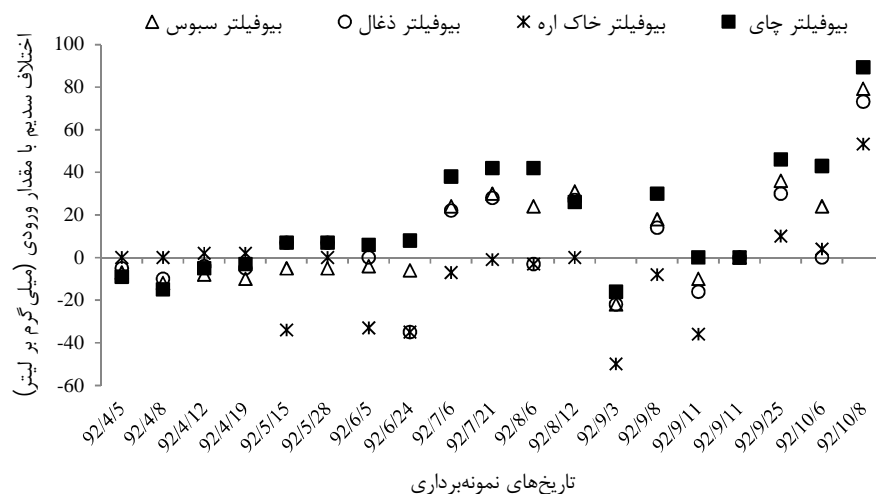
جدول ۴- بررسی اثر تیمارهای فیلتر زیستی بر میزان منیزیم زه آب (میلی گرم بر لیتر) با آزمون t همبسته

P-VALUE	t آمار	میانگین منیزیم آب خروجی	میانگین منیزیم آب ورودی	تیمار
۰/۱۹	۱/۳۹ ^{ns}	۲۱/۵۱	۲۹/۱۹	سبوس برنج
۰/۵۹۹	۰/۵۳ ^{ns}	۲۷/۹۳	۲۹/۳۱	ذغال چوب
۰/۰۰	-۶/۰۸۸ ^{**}	۵۳/۸۷	۳۱/۶۶	تفاله چای
۰/۰۴۶	۲/۲۵ ^{ns}	۲۳/۳۸	۲۳/۳۸	خاک اره

اولیه نداشته است که نیاز به شست و شوی آن را نشان می‌دهد (تارلی و همکاران، ۲۰۰۴). همچنین استفاده از فیلتر زیستی ذغال روند مشخصی را در کاهش سدیم آب خروجی از فیلتر زیستی نشان نمی‌دهد. نتایج حاصل از استفاده از فیلتر زیستی خاک اره بر پارامتر سدیم نشان می‌دهد که این فیلتر زیستی می‌تواند مقادیر این پارامتر در آب ورودی را کاهش دهد.

مقایسه آماری مقادیر سدیم زه آب ورودی و خروجی از فیلترهای زیستی با آزمون t همبسته در جدول ۵ نشان داده شد. تفاوت مقادیر سدیم در تیمار فیلتر زیستی سبوس با احتمال یک درصد معنی‌داری، افزایش و در خاک اره با احتمال یک درصد معنی‌داری، کاهش را نشان می‌دهد. این نتایج نشان از اثر مثبت فیلتر زیستی خاک اره در کاهش سدیم دارد. در دیگر تیمارها تفاوت معنی‌داری مشاهده نشد.

روند تغییرات اختلاف پارامتر سدیم آب خروجی از فیلترهای زیستی مختلف با مقدار آن در آب ورودی در شکل ۵ نشان داده شد. نتایج نشان می‌دهد فیلتر زیستی چای تأثیری در کاهش میزان سدیم زه آب نداشته است. با توجه به نتایج pH و منیزیم در خروجی از فیلتر زیستی چای، می‌توان دریافت که این فیلتر زیستی با جدا کردن ذرات آنیون و کاتیون و اعمال واکنش با آنیون‌ها باعث اسیدی شدن آب و آزاد کردن بیشتر کاتیون‌ها شده است. محمدپور و همکاران (۱۳۹۱) یک فیلتر زیستی جدید با استفاده از کمپوست چای تهیه و در حذف یون‌های Co^{2+} ، Cu^{2+} ، Pb^{2+} و Ni^{2+} آزمایش کردند. مطالعه تأثیر عامل pH روی فرآیند حذف فلزها نشان داد که جذب یون‌های فلزی با افزایش pH، افزایش می‌یابد که با نتایج پژوهش حاضر مطابقت دارد. استفاده از فیلتر زیستی سبوس برنج باعث افزایش سدیم آب خروجی از فیلتر زیستی شده است. این فیلتر زیستی تأثیر چندانی در کاهش سدیم در زمان‌های



شکل ۵- اختلاف میزان سدیم آب خروجی از فیلترهای زیستی مختلف با میزان آن در آب ورودی

جدول ۵- بررسی اثر تیمارهای فیلتر زیستی بر میزان سدیم زه آب (میلی گرم بر لیتر) با آزمون t همبسته

تیمار	میانگین سدیم آب ورودی	میانگین سدیم آب خروجی	t آمار	P-VALUE
سبوس برنج	۱۳۶/۳۳	۱۴۹/۴۱	-۲/۲۱**	۰/۰۴۹
ذغال چوب	۱۵۵/۰	۱۴۷/۸۳	۲/۰۴۵ ^{ns}	۰/۰۶۶
تفاله چای	۱۵۵/۵۸	۱۵۶/۰۸	-۰/۱۵ ^{ns}	۰/۸۸
خاک اره	۱۴۲/۶۶	۱۲۹/۵۸	۲/۸۲**	۰/۰۱

نتیجه گیری

یکی از جمله راه حل های بهبود کیفیت آب های برگشتی، استفاده از فیلترهای زیستی است. این طرح در شرایط واقعی و در مسیر زه آب های خروجی منطقه لسکو کلاهی در شهرستان آستانه در استان گیلان اجرا شد که چهار فیلتر زیستی چای، خاک اره، سبوس برنج و ذغال در باکس های جداگانه برای تصفیه زه آب آزمایش شوند. بررسی پارامترهای نیترا، مینزیم، سدیم، pH و EC در طرح، نشان داد فیلتر زیستی تشکیل شده از ضایعات چای نه تنها کمک کننده در کاهش آلایندهی نیست؛ بلکه به مقدار نسبتاً زیادی بر آلایندهی آب ورودی افزوده است و می توان گفت این فیلتر زیستی در شرایط طبیعی منطقه، مناسب برای کاهش پارامترهای بررسی شده نمی باشد. کاهش pH آب در نمونه برداری های اولیه در فیلتر زیستی چای دلیل عدم جذب عناصر بود؛ اگرچه به مرور زمان و با شسته شدن فیلتر زیستی چای وضعیت تصفیه کمی بهبود یافت. فیلتر زیستی ذغال باعث کاهش معنی دار میزان نیترا شد. فیلتر زیستی سبوس برنج موجب کاهش EC، نیترا و سدیم شد که این اختلاف معنی دار

نبوده است. روند تصفیه توسط فیلترهای زیستی تفاله چای، سبوس برنج و ذغال چوب نشان می دهد که به دلیل برخی فعل و انفعالات شیمیایی در سطوح این مواد، این فیلترهای زیستی ابتدا باید شسته شوند تا به تعادل مورد نظر برای تصفیه برسند. فیلتر زیستی خاک اره در تصفیه بیشتر پارامترها مفید بود و باعث کاهش معنی دار EC، pH، نیترا و سدیم شد. عملکرد مثبت خاک اره در کاهش عناصر مضر را می توان به دلیل قابلیت جذب مناسب آن و همچنین عاری بودن از ترکیبات شیمیایی دانست. در مجموع فیلتر زیستی خاک اره به دلیل اثر معنی دار در کاهش اکثر پارامترهایی مورد بررسی، می تواند برای تصفیه زه آب های کشاورزی به کار برده شود.

سپاس گزاری

نویسندگان این مقاله از شرکت آب منطقه ای گیلان برای تأمین هزینه مالی این پژوهش با شماره قرارداد ۲۵۸۹/۱۱۱، کمال تشکر و قدردانی را دارند.

منابع

۱۰. علیزاده ا. ۱۳۸۵. زهکشی جدید (برنامه‌ریزی، طراحی و مدیریت سیستم‌های زهکشی). ترجمه و تدوین. انتشارات امام رضا، چاپ دوم. ۴۹۶ ص.
۱۱. مهردادی ن. عدل م. و زرنکابی م. ۱۳۸۰. مدیریت کیفیت زه‌آب‌های کشاورزی. کمیته ملی آبیاری و زهکشی، چاپ اول. ۱۷۸ ص.
۱۲. شریعتی م. ۱۳۸۱. مهار آلودگی آب ناشی از فعالیت‌های کشاورزی. کمیته ملی آبیاری و زهکشی. ترجمه. ۱۶۸ ص.
۱۳. محمدپور ا. زمانی ع. ع. و یافتیان م. ر. ۱۳۹۱. تهیه بیوفیلتر ستونی با کمپوست چای برای حذف برخی یون‌های فلزی سنگین از محلول‌های آبی. ششمین همایش ملی و نمایشگاه تخصصی مهندسی محیط‌زیست. ۲۷ آبان ماه. دانشگاه تهران.
۱۴. مظاهری تهرانی م. دباغ ر. و نفر ع. ۱۳۹۱. حذف بیولوژیکی فلز سرب از محیط‌های آبی با استفاده از جاذب‌های زیستی ارزان قیمت. ماهنامه علمی پژوهشی فیض. ۱۶(۷): ۷۴۵-۷۴۶.
۱۵. معاونت برنامه‌ریزی و نظارت راهبردی ریاست جمهوری. ۱۳۸۹. ضوابط زیست‌محیطی استفاده مجدد از آب‌های برگشتی و پساب‌ها. دفتر نظام فنی و اجرایی. نشریه شماره ۵۳۵. ۱۵۵ ص.
۱۶. نیکنام م. ص. شهبازی ا. و فرجلو ج. ۱۳۹۳. کاربرد و کارایی پسماندهای کشاورزی در حذف فلزات سنگین و رنگ از آب و پساب: مطالعات جذب بهینه. فصلنامه انسان و محیط‌زیست. ۳۱: ۲۳-۳۸.
۱۷. واقعی ر. گنجی‌دوست ح. عظیمی ع. ا. و آیتی ب. ۱۳۸۹. حذف نیترات از آب آشامیدنی و آب فرآوری مواد غذایی با استفاده از بیوفیلتر هیدروژنی. فصلنامه علوم و صنایع غذایی. ۷(۲): ۸۵-۹۲.
18. Abdel-Ghani N. T. Hefny M. and El-Chaghaby G. A. F. 2007. Removal of lead from aqueous solution using low cost abundantly available adsorbents. International Journal of Environmental Science and Technology. 4(1): 67-73.
19. Benguella B. and Benaissa H. 2002. Cadmium removal from aqueous solutions by chitin kinetic and equilibrium studies. Water Research. 36(10): 2463-2474.
۱. احمدی م. ض. ماهفروزی ر. شاهنظری ع. و آقاجانی ق. ۱۳۹۴. شناسایی آلودگی‌های منابع آب سطحی و زیرزمینی ناشی از پساب‌ها. طرح کلان دانش و فناوری بازیافت پساب‌های شهری، صنعتی و کشاورزی. ۱۲۰ ص.
۲. اداره کل آمار و اطلاعات وزارت کشاورزی. ۱۳۷۹. بانک اطلاعات وزارت کشاورزی، جلد دوم. نشریه شماره ۴۰۱. ۷۶ ص.
۳. پورواعظی روگرد ر. قربانی ب. میرزایی س. م. و نوری امامزاده‌ای م. ۱۳۹۱. بررسی اثر خاک اره و خاک اره اصلاح شده در جذب یون‌های کلر، کلسیم و منیزیم در آب‌های شور و لب شور. ششمین همایش ملی و نمایشگاه تخصصی مهندسی محیط‌زیست، تهران.
۴. درزی نفت‌چالی ع. میرلطیفی س. م. شاهنظری ع. اجلالی ف. و مهدیان م. ح. ۱۳۹۱. تأثیر زهکشی سطحی و زیرزمینی بر تلفات فسفر از اراضی شالیزاری در فصل کشت برنج. نشریه آبیاری و زهکشی ایران. ۳(۶): ۲۱۵-۲۲۵.
۵. رحمانی ع. ر. صمدی م. ت. قیماالی م. و متقی‌پور ه. ۱۳۹۰. تعیین کارایی خاک اره در حذف سیانید از محلول‌های آبی. فصلنامه علمی پژوهشی آب و فاضلاب. ۲۲(۳): ۵۳-۵۸.
۶. سازمان مدیریت و برنامه‌ریزی استان گیلان. ۱۳۹۲. آمارنامه استان گیلان، فصل چهارم، کشاورزی، جنگلداری و شیلات. ۲۱۳-۸۹۱۳.
۷. سعیدی م. جمشیدی ا. عابسی ع. و بیات ج. ۱۳۸۸. جذب کادمیم محلول از آب توسط زغال ساخته شده از پوست گردو و بادام و مقایسه آن با کربن فعال گرانولی. نشریه آب و فاضلاب. ۲: ۱۶-۲۲.
۸. شامحمدی ش. ۱۳۹۱. بررسی سینتیک حذف مس از محیط آبی با استفاده از خاک اره. مجله آب و فاضلاب. ۲: ۱۳۳-۱۲۷.
۹. عربی یزدی ا. علیزاده ا. و محمدیان ف. ۱۳۸۸. بررسی رد پای اکولوژیک آب در بخش کشاورزی ایران. نشریه آب و خاک. ۲۳(۴): ۱۵-۱.

20. Bina B. Abtahi Mohasel M. and Vahiddastjerdi M. 2003. Heavy metals removal from industrial wastewater by sawdust. *Journal of Research in Medical Sciences*. 8(3): 19-22.
21. Byung-Uk Bae Y. HJ. Woon W. H. and Hang S. S. 2002. Improved brine recycling during nitrate removal using ion exchange. *Water Resources Journal*. 36:3330-3340.
22. Chockalingam E. and Subramanian S. 2006. Studies on removal of metal ions and sulphate reduction using rice husk and desulfotomaculum nigrificans with reference to remediation of acid mine drainage. *Journal of Chemosphere*. 62(5): 699-708.
23. Friedman M. and Waiss A. C. J. 1972. Mercury uptake by selected agricultural products and by-products. *Environmental Science and Technology*. 6: 457-458.
24. Gadd G. M. 1992. Bio sorption. Extended summaries-SCI Solvent extraction and Ion exchange Group Meeting. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*. 55: 302-304.
25. Hatt B. E. Lewis J. Deletic A. and Fletcher T. D. 2007. Insights from the design, construction and operation of an experimental stormwater biofiltration system. 13th International Rainwater Catchment Systems Conference and 5th International Water Sensitive Urban Design Conference, Sydney, Australia.
26. Jiang Y. Pang H. and Liao B. 2009. Removal of copper (II) ions from aqueous solution by modified bagasse. *Journal of Hazardous Materials*. 164: 1-9.
27. Masri M. S. Reuter F. W. and Friedman M. 1974. Binding of metal cations by natural substances. *Applied Polymer Science*. 18(3): 675-681.
28. Robertson W. D. and Merkley L. C. 2009. In-Stream Bioreactor for Agricultural Nitrate Treatment. *Journal of Environmental Quality*. 38: 230-237.
29. Tarley C. R. Costa Ferreira S. L. and Zezzi Arrud M. R. 2004. Use of modified ricehusks as a natural soil adsorbent of trace metals: characterisation and development of an on-line preconcentration system for cadmium and lead determination by FASS. *Microchemical Journal*. 77: 163-175.
30. World Health Organization (WHO). 2003. *Guidelines for Drinking Water Quality*, 3rd ed., Geneva (CH): World Health Organization. 564 p.

