

# تصفیه آب‌های زیر زمینی توسط تلفیق فرایند الکتروکینتیک با موانع واکنش‌دهنده نفوذپذیر حاوی کربن فعال دانه‌ای

مریم السادات رکن‌الدین<sup>۱</sup> و نادر مختارانی<sup>۲\*</sup>

۱- دانش‌آموخته کارشناسی ارشد مهندسی محیط زیست، دانشکده مهندسی عمران و محیط زیست، دانشگاه تربیت مدرس

۲- دانشیار، دانشکده مهندسی عمران و محیط زیست، دانشگاه تربیت مدرس

پست الکترونیکی نویسندگان:

۱- maryam.rokneddini@modares.ac.ir

۲- mokhtarani@modares.ac.ir

## چکیده:

هدف از انجام این پژوهش تلفیق فرایند الکتروکینتیک ( $EK$ ) و موانع واکنش‌دهنده نفوذپذیر ( $PRB$ ) حاوی کربن فعال اصلاح شده در حذف همزمان نیترات و سولفات از آب‌های زیرزمینی آلوده بوده است. تأثیر پارامترهای  $pH$ ، غلظت اولیه نیترات، غلظت اولیه سولفات، نسبت کربن فعال به ماسه و همچنین گرادیان الکتریکی بر عملکرد سیستم بررسی و شرایط بهینه تعیین شد. براساس نتایج حاصل با استفاده از آب حاوی ۲۰۰ میلی‌گرم در لیتر نیترات و ۴۵۰ میلی‌گرم بر لیتر سولفات و با اعمال گرادیان الکتریکی ۱/۵ ولت بر سانتیمتر در شرایط بهینه (دبی ورودی ۳/۳ میلی‌لیتر بر دقیقه،  $pH = 7$  و نسبت کربن فعال به ماسه برابر ۰/۵) ظرفیت جاذب ۰/۸۳٪ برای نیترات و ۰/۸۶٪ برای سولفات افزایش یافت. همچنین تحت این شرایط و با کنترل غلظت نیترات و سولفات خروجی به مقادیر پایین‌تر از حدود مجاز، مدت زمان عملکرد بستر برای نیترات از ۴۰ ساعت به ۱۰۰ ساعت و برای سولفات از ۴۵ ساعت به بیش از ۱۱۰ ساعت افزایش یافت. مطابق نتایج حاصل فرایند تلفیقی  $PRB-EK$  روشی قابل اطمینان جهت حذف همزمان سولفات و نیترات از آب‌های آلوده می‌باشد.

واژگان کلیدی: موانع واکنش‌دهنده نفوذپذیر، الکتروکینتیک، کربن فعال، نیترات، سولفات، منابع آب.

\* نادر مختارانی، دانشیار دانشکده مهندسی عمران و محیط زیست- دانشگاه تربیت مدرس.

ایمیل: mokhtarani@modares.ac.ir (نویسنده مسئول مقاله)

# Groundwater treatment by combining the electrokinetic process with permeable reactive barriers containing granular activated carbon

Maryam Rokneddini <sup>۱</sup>, Nader Mokhtarani <sup>۲</sup>

۱- MSc Student of Environmental Eng., Civil and Environmental Engineering Faculty, Tarbiat Modares University, Tehran, Iran.

۲- Associate Prof., Civil and Environmental Engineering Faculty, Tarbiat Modares University, Tehran, Iran.

## Abstract:

Today, groundwater plays an undeniable role in supplying water for the communities. In recent years, the extensive use of chemical fertilizers and improper wastewater treatment from industrial sites has led to several environmental problems, such as an increase in the concentration of nitrate and sulfate in underground and surface water. Nitrate and sulfate in water sources cannot be easily separated due to their high solubility, so their separation methods are costly. Although permeable reactive barriers (*PRB<sub>s</sub>*) are one of the new methods used for on-site treatment of water sources, the early saturation of the substrate used is one of its disadvantages. One of the methods used to solve this problem is the electrokinetic (*EK*) process. The purpose of this research, which was conducted on a laboratory scale, was to combine the electrokinetic process and permeable reactive barriers containing modified activated carbon to simultaneously remove nitrate and sulfate from contaminated water. This research used a glass reactor with dimensions of  $15 \times 3 \times 100$  cm, and the space inside was divided into several sections using a nylon filter. Also, a layer of sand was placed on the reactive substrate and two graphite electrodes were placed on top of the soil layer and under the reactive substrate to create an electric current and ensure migration conditions. The effect of *pH*, nitrate, and sulfate initial concentration, activated carbon to sand ratio, and the electrical gradient on the performance of the process was investigated and the optimal conditions for improving the system efficiency were determined using the *OFAT* classical method. Based on the results of experiments, using an electrical gradient of  $1.5$  V/cm in optimal conditions (initial nitrate concentration  $20$  mg/L, initial sulfate concentration  $45$  mg/L, inlet flow rate  $3$  ml/min, *pH* = 7 and the ratio of active carbon to sand 1:2) the adsorption capacity increased by 13% for nitrate and 6% for sulfate. In addition, under these conditions and by controlling the concentration of nitrate and sulfate within standard permissible limits, the period of operation of the system for nitrate increased from 40 hours to 100 hours and for sulfate from 45 hours to 110 hours. According to the results, the *PRB* – *EK* integrated process is a reliable method for the simultaneous removal of sulfate and nitrate from groundwater.

**Keywords:** permeable reactive barrier, electrokinetic, activated carbon, nitrate, sulfate, water resources

## ۱ - مقدمه و تاریخچه تحقیقات

آب‌های زیرزمینی با وجود اهمیتی که در زندگی انسان‌ها دارند، تنها درصد کوچکی از کل آب توزیع‌شده در کره زمین را تشکیل می‌دهند. اما بر اساس آمار موجود امروزه بیش از ۲ میلیارد نفر از جمعیت جهان برای تأمین آب آشامیدنی به آبخوان‌ها وابسته هستند. همچنین بیش از ۴۰٪ از کل مواد غذایی تولید شده در جهان از محصولات کشاورزی تأمین می‌شوند که با آب‌های زیرزمینی آبیاری می‌گردند. به دلیل افزایش تعداد و نوع بیماری‌ها در جوامع مختلف، توجه به آلودگی خاک و آب، به عنوان اصلی‌ترین منشأ این مشکلات، از اهمیت بالایی برخوردار است [۱].

از میان آلاینده‌های آب نیترات ( $NO_3^-$ ) که به صورت طبیعی در چرخه نیتروژن یافت می‌شود به علت حلالیت بالا در آب، از مهم‌ترین آلاینده‌های آب‌های زیرزمینی به شمار می‌رود [۲]. این یون به سهولت به ذرات خاک متصل نشده و در نتیجه بیشتر در معرض شسته شدن و نفوذ به لایه‌های زیرین قرار می‌گیرد [۳]. امروزه کودهای شیمیایی بیشترین سهم در مقدار نیتروژن ساخت بشر را در سطح جهان به خود اختصاص می‌دهند [۴]. بر این اساس افزایش تولید و مصرف کودهای شیمیایی در مصارف کشاورزی و نفوذ آنها به داخل خاک و آب از مهم‌ترین عوامل آلودگی منابع آب به ترکیبات نیتروژن‌دار می‌باشد. از سویی دیگر تخلیه فاضلاب‌های شهری و صنعتی به محیط‌زیست نیز از منابع دیگر آلودگی منابع آب به نیترات می‌باشند [۵ و ۶].

سولفات نیز به عنوان آنیون دو ظرفیتی محلول، یکی دیگر از آلاینده‌های آب‌های زیر زمینی را تشکیل می‌دهد. منبع طبیعی سولفات در آب‌های سطحی و زیرزمینی، فرآیندهای هوازدگی شیمیایی و تجزیه کانی‌های حاوی سولفید و سولفات است. همچنین کاربرد فراوان مواد حاوی سولفات در زندگی بشر باعث شده که فعالیت‌های انسانی به عنوان عامل مهمی در تولید و انتشار سولفات در طبیعت شناخته شود. سوزاندن سوخت‌های فسیلی حاوی گوگرد، ضایعات خانگی مانند دور ریز مواد شوینده و پسماندهای صنعتی از جمله ضایعات کارخانجات دباغی، فولاد، خمیر کاغذ پایه سولفات و نساجی از منابع اصلی انتشار سولفات ناشی از فعالیت‌های انسانی

بشمار می‌روند.

روش‌های رفع آلودگی از آب زیرزمینی معمولاً بسیار مشکل و گران قیمت بوده که این امر باعث بروز محدودیت‌هایی در پاکسازی سایت‌های آلوده می‌گردد. در این راستا باید سعی شود تکنولوژی پاکسازی آب‌های زیرزمینی به منظور از بین بردن آلاینده‌ها هرچه بیشتر توسعه داده شده و روش‌های اقتصادی‌تری به کار گرفته شود. تلاش‌های اولیه در پاکسازی آب‌های زیرزمینی با مقیاس بزرگ در اوایل دهه‌ی ۱۹۸۰ آغاز گردید. نتایج حاصل از این تلاش‌ها، به ندرت کاهش مورد انتظار در مقادیر آلودگی را نشان می‌دهند [۷].

طی چند دهه اخیر تکنولوژی موانع واکنش‌دهنده نفوذپذیر<sup>۲</sup> (*PRB*) به عنوان جایگزینی مناسب برای روش‌های قدیمی تصفیه مانند پمپاژ و تصفیه، توجه بسیاری را به خود جلب کرده است [۸]. دیواره فعال نفوذپذیر یک روش خلاقانه و دوستدار محیط زیست برای پالایش درجای آب‌های زیرزمینی است که در اوایل دهه ۹۰ میلادی برای اولین بار مورد استفاده قرار گرفت. این روش از طریق قرار دادن یک بستر فعال عمودی مقابل مسیر آب زیرزمینی آلوده از حرکت آلاینده‌ها و ورود آنها به پایین دست بستر جلوگیری می‌کند. مکانیسم این روش بر پایه جریان یافتن آب زیرزمینی بر اثر گرادیان هیدرولیکی طبیعی حاکم بر منطقه و حرکت آن در بستر نفوذ پذیر است. جریان آب در مسیر حرکت خود به دیواره فعال رسیده و در زمان عبور از آن، آلاینده‌ها یا با مصالح تشکیل دهنده دیواره واکنش داده یا درون آن به دام می‌افتند و در نتیجه آب تصفیه شده از بستر خارج می‌گردد. اگرچه در سه دهه گذشته، بسیاری از *PRB*‌ها عملکرد بسیار خوبی از خود نشان داده و به اهداف پاکسازی مورد انتظار در مکان‌های آلوده دست یافته‌اند. با این حال، هنوز نیاز به ارزیابی کامل پیامدهای عملکرد این سیستم و مواد واکنش‌دهنده آن در سراسر جهان وجود دارد [۹].

هر یک از مواد فعال قابل استفاده در *PRB*‌ها برای حذف آلاینده از مکانیسم مشخصی استفاده نموده و هر یک از آلاینده‌ها نیز برای حذف به شرایط خاصی نیاز دارند. بنابراین در انتخاب نوع ماده فعال باید تشابه بین ساز و کار بستر و مکانیسم حذف آلاینده مد نظر قرار گیرد. کربن فعال، خصوصاً به شکل گرانوله (*GAC*)، یکی از

<sup>۲</sup> Permeable reactive barrier

مواد رایجی است که در سیستم‌های *PRB* مورد استفاده قرار می‌گیرد [۱۰]. با توجه به کارایی مناسب کربن فعال گرانولی در حذف انواع آلاینده، در موارد متعددی از این ماده به عنوان بستر اصلی در سیستم موانع واکنش‌دهنده نفوذپذیر استفاده شده است [۱۱]. اگرچه کربن فعال توانایی جذب اکثر آلاینده‌ها را دارا می‌باشد، اما پس از مدتی اشباع شده و کارایی خود را از دست می‌دهد. یکی از راهکارهای افزایش زمان عملکرد سیستم، تلفیق *PRB* با فرایند الکتروکینتیک می‌باشد.

فرآیند الکتروکینتیک یک روش پاکسازی درجا به شمار می‌رود که طی آن با اعمال جریان مستقیم از طریق الکترودهای جاسازی شده در داخل سیستم، یک میدان الکتریکی در ماتریس خاک شکل می‌گیرد. در اثر تشکیل این میدان الکتریکی، یون‌های آلاینده به حرکت در آمده و با توجه به نوع بار الکتریکی به سمت الکترودها مهاجرت نموده و بدین ترتیب از بافت خاک جدا می‌شوند.

تاکنون تحقیقات فراوانی در زمینه حذف آلاینده با استفاده از روش دیواره واکنش‌دهنده نفوذپذیر [۱۶-۱۲] و یا فرایند الکتروکینتیک [۲۱-۱۷] به تنهایی انجام پذیرفته اما در زمینه تلفیق این دو فرایند نتایج محدودی منتشر شده است.

در تحقیقی با تلفیق بستر حاوی کربن فعال و سیتریک اسید با فرایند الکتروکینتیک راندمان حذف سرب از خاک آلوده از ۴٪ به ۵۸٪ افزایش یافته است [۲۲]. در تحقیقی دیگر برای حذف نیترات از آب زیرزمینی، با ادغام *PRB* حاوی بستر کربن فعال با فرایند الکتروکینتیک در شرایط بهینه (غلظت اولیه نیترات ۱۳۵ میلی‌گرم در لیتر،  $pH = 6/8$ ، دبی ورودی ۲/۳ میلی‌لیتر در دقیقه، نسبت کربن به ماسه ۱:۱ و اعمال گرادیان الکتریکی ۱/۲۵ ولت بر سانتی‌متر) افزایش ظرفیت جاذب به میزان ۹۰٪ گزارش شده است [۲۳]. در پژوهشی دیگر حذف قابل قبول کروم شش ظرفیتی از خاک الوده با تلفیق *PRB* حاوی نوعی غشای نانوالیافی سنتز شده و فرایند الکتروکینتیک گزارش شده است [۲۴].

با توجه به مطالب فوق در تحقیق حاضر برای اولین بار امکان حذف همزمان دو آلاینده نیترات و سولفات توسط تلفیق روش *PRB* و فرایند الکتروکینتیک مورد بررسی شده است. در این پژوهش امکان احیای بستر کربن فعال در سیستم *PRB* با استفاده

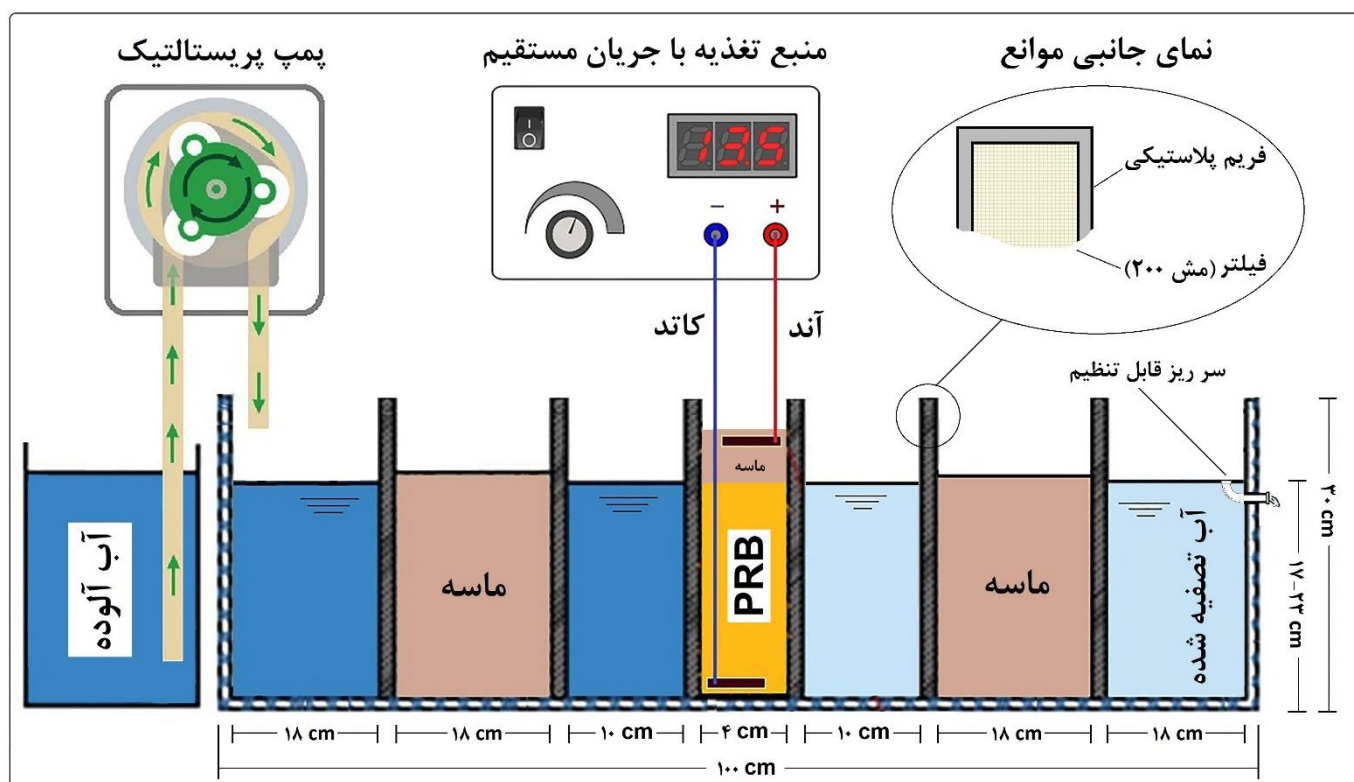
از فرایند الکتروکینتیک و به تبع آن کاهش تعداد دفعات تعویض بستر مورد ارزیابی قرار گرفت. در این راستا تأثیر پارامترهای مختلف شامل *pH* آب، غلظت اولیه نیترات، غلظت اولیه سولفات، نسبت کربن فعال به ماسه و میزان اختلاف پتانسیل اعمالی بر عملکرد سیستم مورد بررسی قرار گرفته و شرایط بهینه برای افزایش زمان عملکرد بستر تعیین شد.

## ۲- مواد و روش‌ها

### ۲-۱- خصوصیات پایلوت آزمایشگاهی

در این تحقیق به منظور شبیه‌سازی رفتار آب زیرزمینی و بررسی عملکرد *PRB* با بستر کربن فعال اصلاح شده برای حذف نیترات و سولفات از یک راکتور در مقیاس آزمایشگاهی استفاده گردید. راکتور مورد استفاده در این تحقیق که شماتیک آن در شکل (۱) نشان داده شده از جنس شیشه و به شکل مکعب مستطیل با ابعاد  $15 \times 30 \times 100$  سانتی‌متر که فضای داخل آن با استفاده از فیلتر نایلونی با مش ۲۰۰ به چندین بخش تقسیم شده بود انتخاب شد.

همانطور که مشاهده می‌شود بستر واکنش دهنده به طول ۴ سانتیمتر در بخش میانی راکتور قرار گرفته است. دو فضای خالی نیز هر یک به طول ۱۰ سانتی‌متر قبل و بعد از بستر به منظور نمونه برداری و کنترل پارامترهای مختلف در طول آزمایش پیش بینی شد. در مجاورت این دو فضای خالی نیز فضاهایی به طول ۱۸ سانتی‌متر با ماسه شسته شده با تخلخل مشخص و دانه‌بندی یکنواخت (میانگین قطر ذرات  $0/25$  میلی‌متر)، جهت شبیه‌سازی رفتار بستر خاک و عبور یکنواخت آب پر شد. دو فضای خالی نیز در ابتدا و انتهای راکتور به ترتیب به عنوان مخزن اصلی آب نفوذی (حاوی غلظت مشخصی از نیترات و سولفات) و مخزن نمونه‌برداری پیش‌بینی گردید. همچنین لایه‌ای از ماسه به ضخامت ۵ سانتی‌متر بر روی بستر واکنش‌دهنده قرار داده شد و دو الکتروود گرافیتی به ابعاد  $1 \times 4 \times 15$  سانتی‌متر به منظور ایجاد جریان الکتریکی و تأمین شرایط مهاجرت، در بالای لایه خاک و زیر بستر واکنش‌دهنده قرار گرفت. به منظور تأمین جریان الکتریکی نیز از یک منبع تغذیه با امکان تغییر ولتاژ و شدت جریان الکتریکی استفاده و هریک از الکترودهای آند و کاتد به ترتیب به قطب‌های مثبت و منفی دستگاه وصل شدند.



شکل ۱- شماتیک سیستم مورد استفاده

## ۲-۲ روش کار

ورودی (۵، ۷ و ۸) و همچنین نسبت کربن فعال به ماسه (۱ به ۱، ۱ به ۲، ۱ به ۳ و ۱ به ۴) بر راندمان حذف این دو آلاینده و همچنین مدت زمان عملکرد بستر به روش  $OFAT^2$  مورد بررسی قرار گرفت. در فاز دوم نیز تاثیر تلفیق فرایند الکتروکینتیک (اعمال اختلاف پتانسیل‌های ۱۰، ۲۰، ۳۰، ۴۰ ولت) با سیستم  $PRB$  بر عملکرد سیستم ارزیابی شد. در این تحقیق نمونه‌برداری در فاصله‌های زمانی مشخص و از سلول تعبیه شده بعد از  $PRB$  انجام گرفت. لازم به توضیح است که در تمامی آزمایش‌ها، بعد از افزایش غلظت نیترات به بیش از ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر و غلظت سولفات به بیش از ۲۵۰ میلی‌گرم بر لیتر در جریان خروجی که به ترتیب حد مجاز غلظت نیترات و سولفات در آب آشامیدنی مطابق استاندارد کشور می‌باشد، آزمایش‌ها متوقف شد. همچنین در کلیه آزمایش‌ها دبی سیال یکسان و برابر  $3/3 \frac{mL}{min}$  در نظر گرفته شد.

در این پژوهش کارایی سیستم و درصد حذف آلاینده از محیط

در این پژوهش پس از اصلاح کربن فعال مورد استفاده و انجام تست‌های اولیه، آزمایش‌های اصلی در راکتور مربوطه انجام شد. برای انجام آزمایش‌های اصلی ابتدا نمونه آب آلوده با استفاده از غلظت‌های مختلف پتاسیم نیترات و سدیم سولفات تهیه شد. سپس این محلول توسط پمپ پرستالتیک وارد سلول ابتدایی راکتور گردیده تا پس از عبور از لایه‌های خاک و  $PRB$  در نهایت در سلول انتهایی که محل اندازه‌گیری پارامترهای مختلف از جمله غلظت نیترات و سولفات خروجی می‌باشد، جمع‌آوری شود.

اقدامات اصلی انجام شده در این تحقیق در دو فاز کلی بررسی شد. در فاز اول عملکرد کربن فعال اصلاح شده به عنوان بستر واکنش‌دهنده بررسی و تأثیر پارامترهای غلظت اولیه نیترات (۱۰۰، ۱۵۰، ۲۰۰، ۲۵۰ و ۳۰۰ میلی‌گرم بر لیتر)، غلظت اولیه سولفات (۳۰۰، ۳۵۰، ۴۰۰، ۴۵۰ و ۵۰۰ میلی‌گرم بر لیتر)،  $pH$  جریان

<sup>۲</sup> One-factor-at-a-time

شستشو داده شد. لازم به توضیح است پس از هریک از مراحل ذکر شده کربن فعال به مدت ۲۴ ساعت در دمای ۱۰۵ درجه سلسیوس قرار گرفته و خشک شد [۲۵].

جدول ۱- مشخصات کربن فعال	
میزان	مشخصه
$170 \pm 52 \text{ mm}$	$D_{50}$
$12/01 \frac{g}{mol}$	$M$
$1/4 \frac{g}{cm^3}$	$\rho$
۰/۵	Porosity
$< 500 \text{ ppm}$	Chloride
$< 5 \text{ ppm}$	As
$< 500 \text{ ppm}$	Fe
$< 20 \text{ ppm}$	Pb
$< 100 \text{ ppm}$	Zn

## ۲-۴ آماده سازی ماسه

ماسه مورد استفاده در این پژوهش ابتدا به مدت ۲۴ ساعت در آب قرار گرفت تا توده های خاک احتمالی در آن حل شوند. سپس به وسیله ی آب شهری تحت فشار، به منظور حذف آلودگی و ذرات رس و سیلت کاملاً شسته شد. در نهایت نیز نمونه شسته شده در آن قرار گرفته و به مدت ۲۴ ساعت در دمای ۱۰۵ درجه سلسیوس خشک گردید [۲۶]. لازم به توضیح است که ماسه مورد استفاده طبق استاندارد (ASTM D-422) کاملاً دانه بندی شده، دارای دانسیته توده ای و ذره ای به ترتیب ۱/۶ و ۲/۶۵ گرم بر سانتیمتر مکعب، تخلخل متوسط ۰/۳۹ و ضریب هیدرولیکی ۰/۵۲ سانتی متر بر ثانیه بود.

## ۲-۵ مواد و تجهیزات مورد استفاده

در این پژوهش از پمپ پریستالتیک مدل Hei - FLOW Value 01 شرکت Heidolph برای تامین هد هیدرولیکی و از pH متر دیجیتالی Metrohm برای اندازه گیری pH استفاده شد. غلظت نیترات و سولفات نیز با استفاده از دستگاه

آبی و همینطور تعیین ظرفیت جذب کربن فعال با استفاده از روابط (۱) و (۲) تعیین شد.

$$(1) \quad \text{درصد حذف آلاینده} = \frac{(C_0 - C_t)}{C_0} \times 100$$

$$(2) \quad q = \frac{\sum (C_0 - \frac{C_{t+1} + C_t}{2}) Q t}{m_{GAC}}$$

در روابط فوق،  $q$  ظرفیت جذب بر حسب میلی گرم آلاینده بر واحد وزن جاذب (یک گرم جاذب)،  $C_0$  غلظت اولیه آلاینده بر حسب میلی گرم بر لیتر در ورودی بستر،  $C_t$  و  $C_{t+1}$  به ترتیب غلظت های آلاینده در دو بازه زمانی متوالی بر حسب میلی گرم بر لیتر در خروجی بستر،  $Q$  دبی آب ورودی به پایلوت بر حسب لیتر بر ثانیه،  $t$  فاصله زمانی نمونه برداری (ثانیه) و  $m_{GAC}$  جرم جاذب بر حسب گرم می باشد.

همچنین به منظور محاسبه میزان انرژی مخصوص (مصرف انرژی به ازای هر کیلوگرم آلاینده حذف شده) در اختلاف پتانسیل های مختلف از رابطه (۳) استفاده شد.

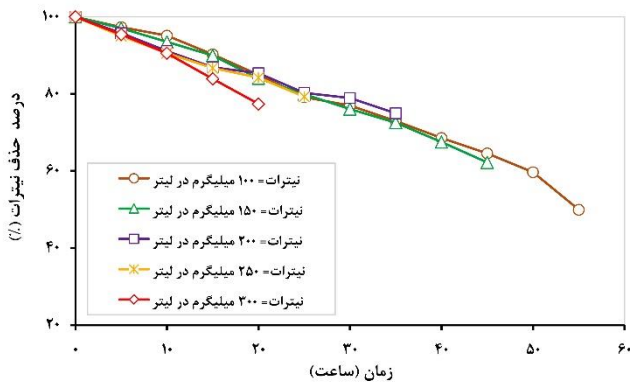
$$(3) \quad E = \frac{U.I.t}{V(C_0 - C_t)}$$

در این رابطه،  $E$  مقدار مصرف انرژی بر حسب کیلووات ساعت بر کیلوگرم آلاینده حذف شده،  $U$  اختلاف پتانسیل (ولت)،  $I$  شدت جریان (آمپر)،  $t$  زمان (ساعت)،  $V$  حجم آب آلوده (لیتر)،  $C_t$  غلظت ثانویه (گرم بر لیتر) و  $C_0$  غلظت اولیه (گرم بر لیتر) می باشد.

## ۲-۳ آماده سازی کربن فعال

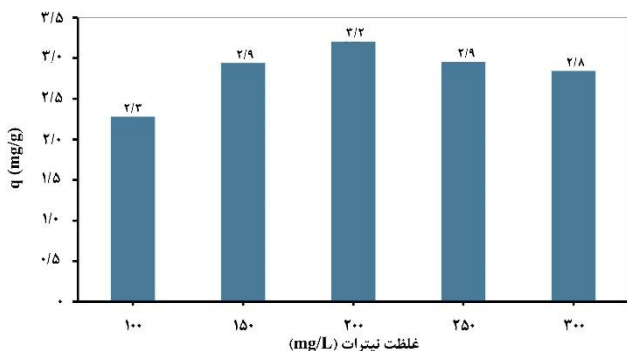
در این پژوهش از کربن فعال دانه ای با متوسط اندازه ذرات ۱/۵ میلی متر که مشخصات آن در جدول ۱ ارائه شده استفاده گردید. به منظور اصلاح ساختار کربن در ابتدا کربن فعال به مدت ۱ ساعت در آب ۱۰۰ درجه هم زده شد تا ناخالصی های سطحی آن پاک شوند. سپس به منظور حذف ترکیبات آلی از سطح ذرات کربن، نمونه به مدت ۱ ساعت در اتانول ۹۶٪ قرار گرفت. در ادامه دانه های کربن فعال به مدت ۱ ساعت درون محلول ۰/۱ مولار HCl (۵۰ گرم از کربن فعال به ۲۵۰ میلی لیتر از محلول اسید اضافه شد) قرار گرفته و به آرامی هم زده شد. در نهایت نیز نمونه با آب مقطر تا زمانی که pH آب خروجی از شستشو به pH طبیعی (۶/۵) برسد

امری پیش بینی شده می‌باشد. با توجه به شکل (۳) که ظرفیت جذب کربن فعال برای نیترات را نشان می‌دهد در غلظت ۲۰۰ میلی‌گرم بر لیتر بیشترین میزان جذب به ازای واحد وزن جاذب حاصل شده که این غلظت به عنوان مبنا جهت انجام آزمایش‌های بعدی انتخاب شد.



شکل ۲: روند حذف نیترات در غلظت‌های مختلف

$$(GAC = 375 \text{ g}, [SO_4^{2-}] = 50 \frac{\text{mg}}{\text{L}}, pH = 7, Ratio = \frac{1 \text{ g GAC}}{3 \text{ g Sand}}, Q = 3.3 \frac{\text{ml}}{\text{min}})$$



شکل ۳: ظرفیت جاذب در غلظت‌های مختلف نیترات

$$(GAC = 375 \text{ g}, [SO_4^{2-}] = 50 \frac{\text{mg}}{\text{L}}, pH = 7, Ratio = \frac{1 \text{ g GAC}}{3 \text{ g Sand}}, Q = 3.3 \frac{\text{ml}}{\text{min}})$$

در ادامه برای تعیین غلظت بهینه سولفات نیز همین مراحل انجام شد. شکل (۴) تأثیر غلظت‌های مختلف (۳۰۰، ۳۵۰، ۴۰۰، ۴۵۰ و ۵۰۰ میلی‌گرم بر لیتر) سولفات در جریان ورودی را بر روی راندمان سیستم نشان می‌دهد.

همانطور که مشاهده می‌شود در خصوص سولفات نیز در زمان‌های ابتدایی هر آزمایش، جاذب مورد استفاده در بستر قادر به حذف کامل آلاینده از محیط بوده و راندمان حذف ۱۰۰٪ حاصل شده که با گذشت زمان و به دلیل اشباع تدریجی بستر راندمان حذف به مرور

اسپکتروفتومتر نوع  $UV-Visible$  مدل  $DR4000$  ساخت شرکت  $Hach$  (روش‌های شماره ۱۰۰۲۰ و ۸۰۵۱) اندازه‌گیری شد. از دیگر تجهیزات مورد استفاده می‌توان به آون ۵۵ لیتری دیجیتالی ساخت شرکت آرا طب فن، منبع

تغذیه  $Megatek, MP-3005D$  و همزن مغناطیسی مدل  $H5-860$  ساخت شرکت طیف‌آزما اشاره نمود. کلیه مواد شیمیایی مورد استفاده نیز از طریق شرکت‌های معتبر بین‌المللی تامین گردید. برای تهیه محلول‌ها نیز در کلیه مراحل انجام کار از آب مقطر استفاده شد.

### ۳- نتایج و بحث

#### ۳-۱- تأثیر غلظت اولیه نیترات و سولفات بر عملکرد سیستم

برای بررسی اثر غلظت نیترات و سولفات موجود در جریان ورودی بر عملکرد بستر، آزمایش‌هایی با غلظت‌های متفاوت نیترات و سولفات در آب انجام گرفت. بدین منظور برای تعیین اثر همزمان این دو آنیون ابتدا غلظت سولفات در ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر ثابت نگه‌داشته شد و تأثیر غلظت‌های مختلف نیترات بر عملکرد سیستم مورد بررسی قرار گرفت. سپس غلظت نیترات در ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر ثابت نگه‌داشته شد و تأثیر غلظت‌های مختلف سولفات بررسی شد.

شکل (۲) تأثیر غلظت‌های مختلف (۱۰۰، ۱۵۰، ۲۰۰، ۲۵۰ و ۳۰۰ میلی‌گرم بر لیتر) نیترات در جریان ورودی را بر راندمان سیستم نشان می‌دهد. همانطور که مشاهده می‌شود در زمان‌های ابتدایی آزمایش‌ها، جاذب مورد استفاده در بستر قادر به حذف کامل نیترات از محیط بوده و راندمان حذف ۱۰۰٪ حاصل شده، اما با گذشت زمان به دلیل اشباع تدریجی بستر راندمان حذف به مرور کاهش یافته است. همانطور که در شکل (۲) نشان داده شده با افزایش غلظت نیترات در جریان ورودی تا میزان ۲۵۰ میلی‌گرم بر لیتر عملکرد سیستم در حذف آلاینده دارای روندی تقریباً یکسان بوده ولی پس از آن با افزایش بیشتر غلظت نیترات راندمان حذف دچار افت شده به گونه‌ای که در ۵ ساعت چهارم نمونه‌گیری (ساعت بیستم) راندمان حذف از ۸۴/۲ درصد در غلظت ۲۵۰ میلی‌گرم بر لیتر به حدود ۷۷ درصد در غلظت ۳۰۰ میلی‌گرم بر لیتر کاهش یافته است. همچنین با افزایش غلظت نیترات در آب ورودی به سیستم مدت زمان عملکرد بستر برای نگهداشتن غلظت آلاینده در زیر حد مجاز کاهش یافته که

$$(GAC = 375g, [NO_3^-] = 50 \frac{mg}{L}, pH = 7, Ratio = \frac{1g GAC}{3g Sand}, Q = 3.3 \frac{ml}{min})$$

با توجه به نتایج به دست آمده (شکل های ۳ و ۵) مشاهده می شود که در ابتدا ظرفیت جذب با افزایش غلظت آلاینده افزایش می یابد. در این ناحیه (غلظت های پایین تر از ۲۰۰ میلی گرم برای نیترات و ۴۵۰ میلی گرم برای سولفات) برخی از سایت های فعال روی سطح جاذب هنوز خالی بوده که با افزایش غلظت آلاینده در جریان ورودی (به دلیل افزایش چگالی یون ها در اطراف ذرات جاذب، کاهش فاصله بین یون های محلول در آب و جاذب و افزایش نیروی الکترواستاتیک بین آنها) تکمیل می گردد [۲۳]. به عبارت دیگر در این مرحله سایت های فعال موجود در باند مرکزی تکمیل شده که این امر باعث ثابت ماندن تقریبی میزان جذب در ادامه فرایند می شود [۲۷ و ۲۸]. کاهش جزئی در ظرفیت جذب پس از این مرحله را می توان به افزایش بیش از حد چگالی یون های نیترات و سولفات آلاینده و کاهش شانس جذب آنها بر روی کربن فعال مرتبط دانست [۲۳].

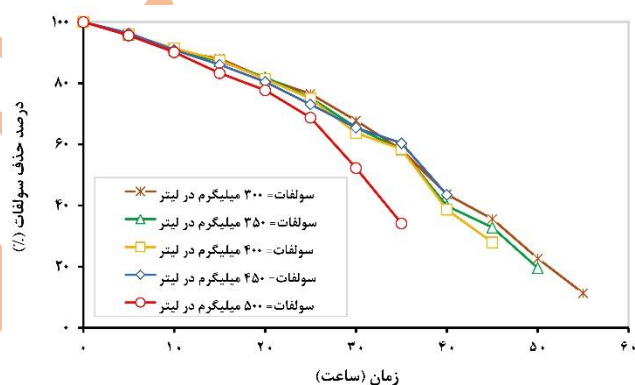
بنابراین با توجه به نتایج حاصل، غلظت نیترات به میزان ۲۰۰ میلی گرم بر لیتر و غلظت سولفات به میزان ۴۵۰ میلی گرم بر لیتر به عنوان مبنا برای انجام آزمایش های بعدی در نظر گرفته شد.

### ۳-۲ بررسی تاثیر pH جریان ورودی بر عملکرد سیستم

pH یکی از مهم ترین پارامترهای مؤثر در جذب آنیون ها توسط کربن فعال می باشد که اثر قابل توجهی بر راندمان فرایند حذف دارد. اثر pH در افزایش میزان جذب، ناشی از اثرات متقابل میان یون ها در محلول و گروه های عاملی تشکیل شده بر روی سطح جاذب می باشد. شکل (۶) میزان حذف نیترات و شکل (۷) میزان حذف سولفات در pH های ۵، ۷ و ۸ را نشان می دهند. همانطور که مشاهده می شود با کاهش pH مدت زمان عملکرد بستر افزایش می یابد که این امر با بار موجود در سطح جاذب ها قابل توجیه است. نیترات و سولفات، یون هایی با بار منفی هستند و در صورت مواجهه با سطحی با بار همانام دفع شده و قابلیت جذب در سطوح فعال با بار منفی برای آنها وجود ندارد. در pH های پایین تر از نقطه بار صفر ( $pH_{pzc}$ ) سطح جاذب پروتونیزه شده و بار مثبت به خود می گیرد. آنیون های نیترات و سولفات در این شرایط تمایل به عبور از فاز سیال مرزی و ورود به خلل و فرج جاذب را دارا خواهند بود [۲۹]. این درحالیست که در pH های بالاتر از نقطه بار صفر سطوح فعال

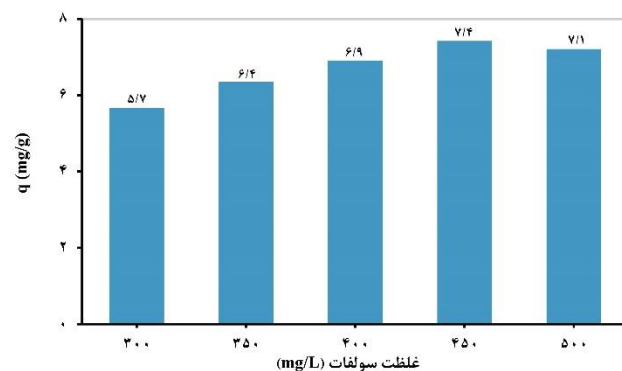
کاهش یافته است. همچنین با افزایش غلظت سولفات در جریان ورودی تا میزان ۴۵۰ میلی گرم بر لیتر عملکرد سیستم در حذف آلاینده دارای روندی تقریباً یکسان بوده ولی پس از آن با افزایش بیشتر غلظت سولفات راندمان حذف دچار افت شده به گونه ای که در ۵ ساعت هفتم نمونه گیری (ساعت سی و پنجم) راندمان حذف از ۶۴ درصد در غلظت ۴۵۰ میلی گرم بر لیتر به ۳۴ درصد در غلظت ۵۰۰ میلی گرم بر لیتر کاهش یافته است.

همچنین با افزایش غلظت سولفات در آب ورودی به سیستم مدت زمان عملکرد بستر برای نگهداشتن غلظت آلاینده در زیر حد مجاز با کاهش همراه بوده است. با توجه به شکل (۵) که ظرفیت جذب کربن فعال برای سولفات در آزمایش های مختلف را نشان می دهد در غلظت ۴۵۰ میلی گرم بر لیتر بیشترین میزان جذب به ازای واحد وزن جاذب حاصل شده که این میزان به عنوان مبنا جهت انجام آزمایش های بعدی انتخاب شد.



شکل ۴: روند حذف سولفات در غلظت های مختلف

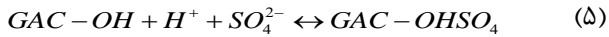
$$(GAC = 375g, [NO_3^-] = 50 \frac{mg}{L}, pH = 7, Ratio = \frac{1g GAC}{3g Sand}, Q = 3.3 \frac{ml}{min})$$



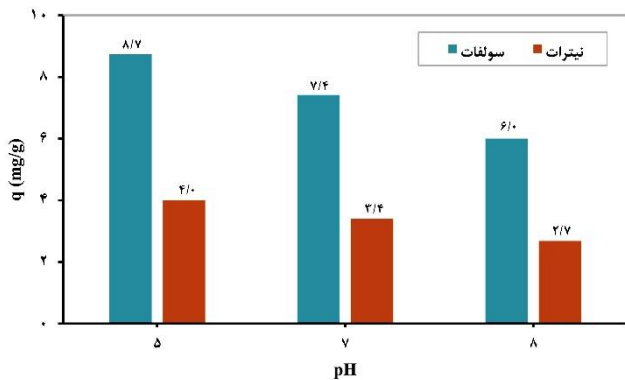
شکل ۵: ظرفیت جاذب در غلظت های مختلف سولفات



زمان در اثر کاهش واکنش‌های جذب به دلیل اشباع شدن کربن فعال مجدداً میزان  $pH$  کاهش می‌یابد. لازم به توضیح است با توجه به آزمایش‌های صورت گرفته (نتایج در این مقاله ارائه نشده)،  $pH$  جریان خروجی از  $PRB$  در تحقیق حاضر نیز در تمام موارد رفتاری مشابه داشته است.



ظرفیت جذب در  $pH$  های مختلف برای نیترات و سولفات در شکل (۸) با یکدیگر مقایسه شده‌اند. همانطور که مشاهده می‌شود بیشترین میزان جذب برای هر دو آلاینده در  $pH = 5$  حاصل شده است. در تحقیقی مشابه در حذف نیترات و  $Cr(VI)$  از محلول آبی با استفاده از کربن فعال اصلاح شده با پلیمر کاتیونی نیز بالاترین میزان جذب برای هر دو ترکیب در  $pH$  اسیدی گزارش شده که با نتایج تحقیق حاضر تشابه دارد. [۳۰].



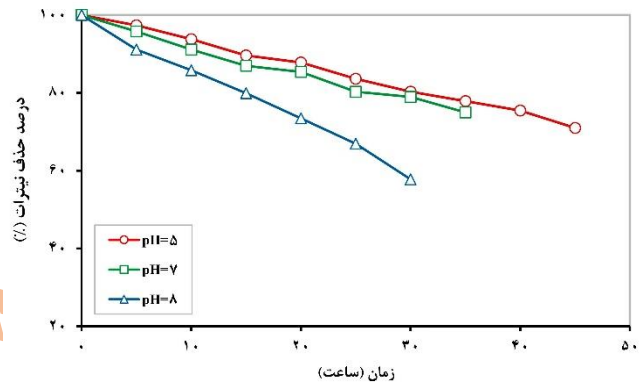
شکل ۸: ظرفیت جذب در  $pH$  های مختلف

$$([SO_4^{2-}] = 450 \frac{mg}{L}, [NO_3^-] = 200 \frac{mg}{L}, Ratio = \frac{1g GAC}{3g Sand}, GAC = 375g, Q = 3.3 \frac{ml}{min})$$

اگر چه بر اساس نتایج حاصل بهترین نتیجه در  $pH$  برابر با ۵ بدست آمده اما با توجه به مطالعات انجام شده  $pH$  آب آبخوان‌ها بسته به بستری که در آن جریان دارند متغیر بوده و تغییر آن نیز کار آسانی نمی‌باشد. بنابراین از آنجایی که  $pH$  این نوع آب‌ها معمولاً در محدوده خنثی قرار دارد در ادامه کلیه آزمایش‌ها در  $pH$  برابر ۷ انجام پذیرفته است.

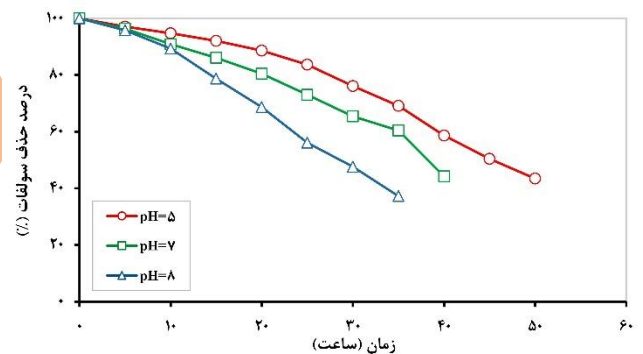
۳-۳ تاثیر نسبت کربن فعال به ماسه بر عملکرد سیستم

جاذب با افزایش  $pH$  دیپروتونیزه<sup>۴</sup> شده و بار منفی به خود می‌گیرند که باعث دفع ذرات دارای بار منفی و در نتیجه کاهش ظرفیت جذب می‌شود (این امر ناشی از رقابت آنیون‌های  $NO_3^-$ ،  $SO_4^{2-}$  و  $OH^-$  برای جذب روی سطح جاذب می‌باشد که در این میان  $OH^-$  غالب می‌باشد).



شکل ۶: تاثیر  $pH$  جریان ورودی بر راندمان حذف نیترات

$$([SO_4^{2-}] = 450 \frac{mg}{L}, [NO_3^-] = 200 \frac{mg}{L}, Ratio = \frac{1g GAC}{3g Sand}, GAC = 375g, Q = 3.3 \frac{ml}{min})$$



شکل ۷: تاثیر  $pH$  جریان ورودی بر راندمان حذف سولفات

$$([SO_4^{2-}] = 450 \frac{mg}{L}, [NO_3^-] = 200 \frac{mg}{L}, Ratio = \frac{1g GAC}{3g Sand}, GAC = 375g, Q = 3.3 \frac{ml}{min})$$

روابط (۴) و (۵) مکانیزم جذب یون‌های نیترات و سولفات توسط  $GAC$  را نشان می‌دهد. همانطور که ملاحظه می‌شود در اثر جذب هر یک از یون‌های سولفات و نیترات، یون  $H^+$  نیز مصرف شده که در نتیجه  $pH$  جریان خروجی از  $PRB$  افزایش می‌یابد. به مرور

<sup>۴</sup> Deprotonation

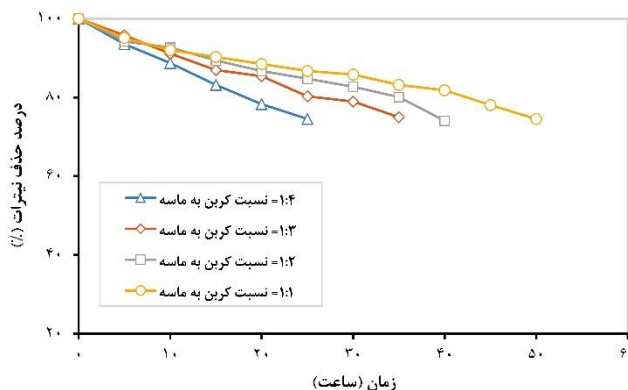
حفاری و جایگزینی بستر جدید می‌شود. در تحقیقی مشابه عدم تاثیر نسبت کربن به ماسه بر ظرفیت جذب کربن فعال گزارش شده است [۲۳]. بنابراین با توجه به نتایج حاصل، در تحقیق حاضر نسبت ۱ به ۲ (یک واحد کربن فعال و دو واحد ماسه) به عنوان نسبت بهینه برای ادامه آزمایش‌ها در نظر گرفته شد.

### ۳-۴ تاثیر تلفیق فرایند الکتروکینتیک با PRB

در تحقیق حاضر از GAC اصلاح شده به عنوان بستر جاذب در PRB برای حذف نیترات و سولفات از آب آلوده استفاده شد. لازم به ذکر است که عملکرد این ماده خصوصاً در شرایط اسیدی، مناسب بوده ولی به مرور زمان اشباع شده و کارایی خود را از دست می‌دهد. لذا یافتن روش‌هایی برای احیاء درجای بستر (بدون نیاز به جابجایی) تا حد زیادی می‌تواند هزینه‌های راهبری سیستم را کاهش دهد. در این پژوهش برای پیشگیری از اشباع زود هنگام بستر از تلفیق فرایند الکتروکینتیک با PRB استفاده شد. برای بررسی تاثیر شدت جریان الکتریکی اعمال شده بر احیاء کربن فعال در PRB، آزمایش‌ها با برقراری اختلاف پتانسیل‌های ۱۰، ۲۰، ۳۰ و ۴۰ ولت (معادل گرادیان الکتریکی به ترتیب ۰/۵، ۱، ۱/۵ و ۲ ولت بر سانتی-متر) بین الکترودهای آند و کاتد تکرار شد که نتایج آن در شکل‌های (۱۱) و (۱۲) آورده شده است.

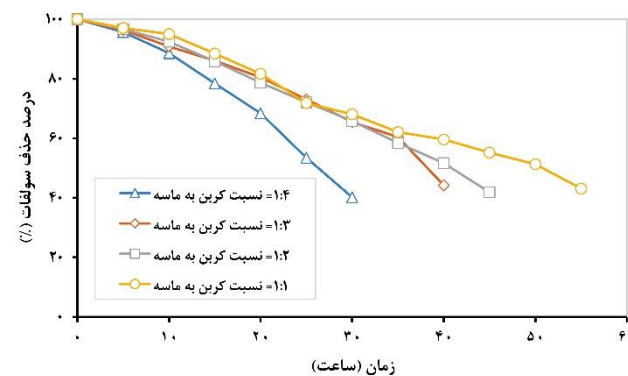
همانطور که مشاهده می‌شود با اضافه شدن فرآیند الکتروکینتیک، عملکرد زمانی بستر بهبود یافته و همچنین با افزایش اختلاف پتانسیل و به تبع آن افزایش شدت جریان، سرعت احیاء بستر افزایش و PRB مدت زمان بیشتری توانایی کنترل غلظت نیترات و سولفات را در پایین‌تر از میزان استاندارد دارا بوده است. اما با مقایسه میزان بهبود عملکرد سیستم نسبت به اختلاف پتانسیل‌های اعمالی ملاحظه می‌شود که افزایش گرادیان الکتریکی به بیش از ۳۰ ولت تاثیر قابل توجهی بر بهبود عملکرد سیستم نداشته که دلیل این امر افزایش دمای درون بستر و در نتیجه افزایش میزان تبخیر می‌باشد. لازم به توضیح است در شرایطی که دمای آب در مخزن ورودی برابر ۱۸ درجه سانتی‌گراد بود به دلیل اعمال شدت جریان‌های ۲۰، ۳۰، ۴۰، ۶۰، ۸۰ میلی‌آمپر (ناشی از اختلاف پتانسیل‌های ۱۰، ۲۰، ۳۰ و ۴۰ ولت) دمای بستر به ترتیب تا ۲۲، ۲۵، ۳۰ و ۳۶ درجه سانتی‌گراد افزایش یافت.

به منظور بررسی تاثیر پارامتر "نسبت کربن به ماسه" بر عملکرد سیستم آزمایش‌ها در چهار نسبت مختلف تکرار شد که نتایج مربوطه در شکل‌های (۹) و (۱۰) به ترتیب برای حذف نیترات و سولفات ارائه شده است. همانطور که مشاهده می‌شود با افزایش نسبت کربن به ماسه مدت زمان عملکرد بستر افزایش یافته که امری طبیعی می‌باشد.



شکل ۹: روند حذف نیترات در نسبت‌های مختلف کربن فعال به ماسه

$$([SO_4^{2-}] = 450 \frac{mg}{L}, [NO_3^-] = 200 \frac{mg}{L}, Q = 3.3 \frac{ml}{min}, pH = 7)$$



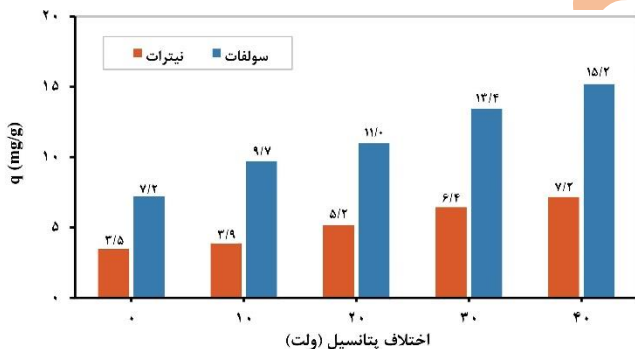
شکل ۱۰: روند حذف سولفات در نسبت‌های مختلف کربن فعال به ماسه

$$([SO_4^{2-}] = 450 \frac{mg}{L}, [NO_3^-] = 200 \frac{mg}{L}, Q = 3.3 \frac{ml}{min}, pH = 7)$$

با توجه به نتیجه آزمایش‌های انجام شده (نتایج در این مقاله ارائه نشده)، افزایش نسبت کربن به ماسه تاثیر معنی‌داری بر ظرفیت جذب نداشت. به عبارت دیگر افزایش نسبت کربن به ماسه تنها باعث افزایش مدت زمان عملکرد PRB و صرفه‌جویی در هزینه‌های

سرعت حرکت یون‌ها نیز افزایش می‌یابد (آزمایش‌های انجام شده نیز این امر را تصدیق می‌کنند). در تحقیقی مشابه امکان انتقال نیترات موجود در خاک اشباع توسط فرایند الکتروکینتیک در ستونی به طول ۲۵ سانتی‌متر مورد بررسی قرار گرفت. در این تحقیق پس از ۲۴ ساعت با اعمال شدت جریانی در حدود ۵ میلی‌آمپر، تقریباً ۸۰ درصد نیترات حذف شده است. در این پژوهش همچنین با افزایش شدت جریان اعمالی به ستون خاک، سرعت انتقال نیترات در اثر فرایند الکترومیگریشن افزایش یافته است [۳۲].

در شکل (۱۳) میزان ظرفیت جاذب در حذف نیترات و سولفات از خاک در فرایندهای  $PRB$  تنها و  $PRB-EK$  با اعمال اختلاف پتانسیل‌های مختلف با یکدیگر مقایسه شده است. همانطور که مشاهده می‌شود ظرفیت جاذب برای نیترات در فرایند  $PRB-EK$  با اعمال گرادیان الکتریکی ۰/۵، ۱، ۱/۵ و ۲ ولت بر سانتی‌متر، نسبت به فرایند  $PRB$  تنها (گرادیان الکتریکی صفر) به ترتیب در حدود ۱۱، ۴۹، ۸۳ و ۱۰۶ درصد و برای سولفات به ترتیب در حدود ۳۵، ۵۳، ۸۶ و ۱۱۱ درصد افزایش یافته است.



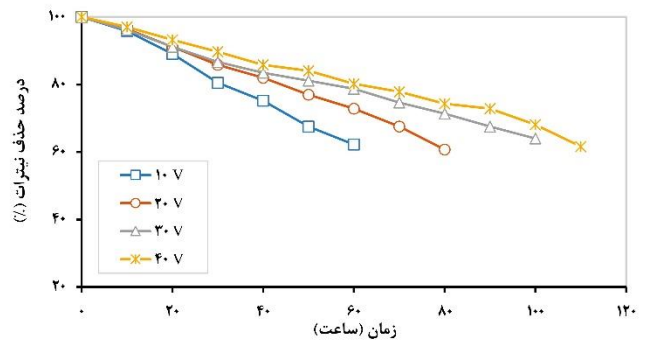
شکل ۱۳: مقایسه ظرفیت جاذب در اختلاف پتانسیل‌های مختلف

$$([SO_4^{2-}] = 450 \frac{mg}{L}, [NO_3^-] = 200 \frac{mg}{L}, Ratio = \frac{1g GAC}{2g Sand}, GAC = 500g, Q = 3.3 \frac{ml}{min})$$

جهت تعیین اختلاف پتانسیل بهینه با توجه به اهمیت مصرف انرژی در سیستم‌های الکتروشیمیایی، میزان انرژی مخصوص با استفاده از رابطه (۶) محاسبه شد که نتایج مربوطه در شکل (۱۴) ارائه شده است.

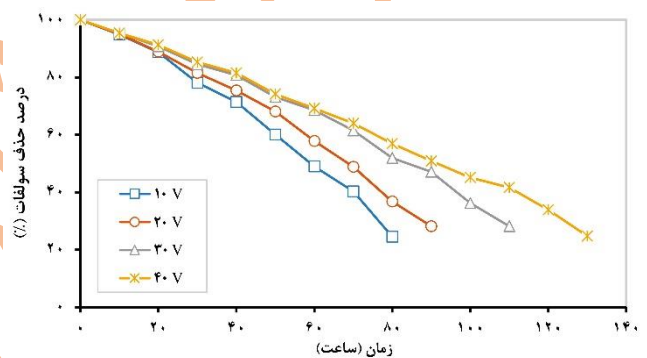
۷ - Tortuosity

۸ - Volumetric Moisture Content



شکل ۱۱: روند حذف نیترات در حضور فرایند الکتروکینتیک

$$([SO_4^{2-}] = 450 \frac{mg}{L}, [NO_3^-] = 200 \frac{mg}{L}, Ratio = \frac{1g GAC}{2g Sand}, GAC = 500g, Q = 3.3 \frac{ml}{min})$$



شکل ۱۲: روند حذف سولفات در حضور فرایند الکتروکینتیک

$$([SO_4^{2-}] = 450 \frac{mg}{L}, [NO_3^-] = 200 \frac{mg}{L}, Ratio = \frac{1g GAC}{2g Sand}, GAC = 500g, Q = 3.3 \frac{ml}{min})$$

با توجه به شرایط بستر (درشت‌دانه بودن) مکانیزم غالب برای انتقال نیترات و سولفات درون آن پدیده الکترومیگریشن (مهاجرت یونی) می‌باشد. میزان مهاجرت یون‌ها در یک بستر متخلخل توسط رابطه (۶) قابل بیان است [۳۱].

$$g = \frac{I \cdot \theta_i}{A} \cdot \frac{P_w}{\tau \cdot \theta} \quad (6)$$

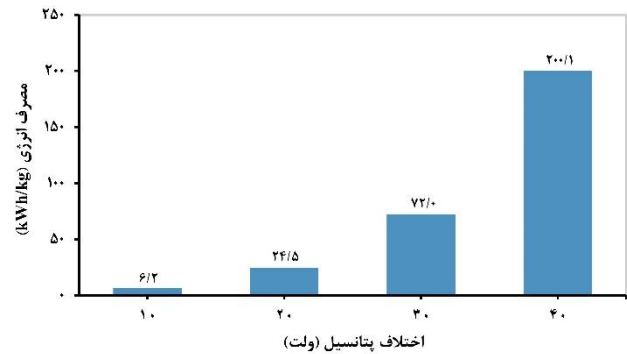
که در آن  $I$  بیانگر شدت جریان،  $A$  سطح مقطع،  $\theta_i$  تحرک یونی<sup>۵</sup>،  $P_w$  مقاومت آب منفذی<sup>۶</sup>،  $\tau$  شدت پیچ و خم موجود در بستر<sup>۷</sup> و  $\theta$  میزان رطوبت حجمی<sup>۸</sup> بستر می‌باشد.

با توجه به رابطه (۶) مشخص است که با افزایش شدت جریان،

۵ - Ion Velocity

۶ - Pore Water Resistivity

گرم ماسه) حاصل شد. در فاز دوم با اضافه شدن فرایند الکتروکینتیک به سیستم در شرایط بهینه فاز اول، با اعمال اختلاف پتانسیل ۳۰ ولت، مدت زمان عملکرد بستر برای نیترات از ۴۰ ساعت به ۱۰۰ ساعت و برای سولفات از ۴۵ ساعت به ۱۱۰ ساعت و همچنین، ظرفیت جذب برای نیترات در حدود ۸۳٪ و برای سولفات بیش از ۸۶٪ افزایش یافت. با بررسی نتایج به دست آمده، تلفیق فرایند الکتروکینتیک و *PRB* سبب افزایش مدت زمان عملکرد بستر و همچنین افزایش ظرفیت جذب شده و به عنوان یک فرایند قابل اطمینان در حذف این دو نوع آلاینده از آب‌های آلوده قابل استفاده می‌باشد.



شکل ۱۴: تغییرات مصرف انرژی مخصوص بر حسب اختلاف پتانسیل

$([SO_4^{2-}] = 450 \frac{mg}{L}, [NO_3^-] = 200 \frac{mg}{L}, Ratio = \frac{1g GAC}{2g Sand}, GAC = 500g, Q = 3.3 \frac{ml}{min}, pH = 7)$

همانطور که مشاهده می‌شود میزان انرژی مخصوص با اختلاف پتانسیل اعمالی دارای نسبت مستقیم بوده اما میزان افزایش آن در اختلاف پتانسیل ۴۰ ولت نسبت به سایر موارد قابل توجه می‌باشد. همچنین مدت زمان عملکرد بستر در هنگام اعمال اختلاف پتانسیل ۴۰ ولت برای نیترات تنها به میزان ۱۰ درصد (از ۱۰۰ به ۱۱۰ ساعت) و برای سولفات در حدود ۱۸ درصد (از ۱۱۰ به ۱۳۰ ساعت)، نسبت به اختلاف پتانسیل ۳۰ ولت افزایش یافته است. بنابراین از آنجاییکه افزایش دمای درون بستر و در نتیجه افزایش میزان تبخیر عامل اصلی کاهش بهبود عملکرد سیستم در اختلاف پتانسیل ۴۰ ولت می‌باشد، اختلاف پتانسیل ۳۰ ولت به عنوان مقدار بهینه برای این فرایند انتخاب شد.

#### ۴- نتیجه‌گیری

در این پژوهش تلفیق فرایند الکتروکینتیک و *PRB* در حذف همزمان نیترات و سولفات از آب‌های زیرزمینی آلوده در دو فاز مورد بررسی قرار گرفت. در فاز اول (استفاده از *PRB* به صورت مجزا)، بهترین زمان عملکرد بستر برای حذف نیترات برابر با ۴۰ ساعت و ظرفیت جذب کربن فعال برابر با ۳/۶۷ میلی گرم نیترات بر گرم کربن فعال و برای حذف سولفات بهترین زمان عملکرد بستر برابر با ۴۵ ساعت و ظرفیت جذب کربن فعال برابر با ۸/۰۵ میلی گرم سولفات بر گرم کربن فعال بدست آمد. این مقادیر در *pH* برابر با ۷، غلظت اولیه نیترات ۲۰۰ میلی گرم بر لیتر، غلظت اولیه سولفات ۴۵۰ میلی گرم بر لیتر و نسبت کربن فعال به ماسه ۱:۲ (۵۰۰ گرم کربن فعال و ۱۰۰۰

#### منابع

- [۱] UNEP, ۲۰۰۳. Groundwater and its susceptibility to degradation: a global assessment of the problem and options for management, early warning and assessment report series. UNEP/DEWA/RS, ۰۳-۳, joint publication from United Nations Environment Program, Department for International Development and the Natural Environment Research Council (NERC).
- [۲] Bhatnagar, A., Sillanpää, M., ۲۰۱۱. A review of emerging adsorbents for nitrate removal from water. Chemical Engineering Journal, ۱۶۸, pp. ۴۹۳-۵۰۴. doi.org/10.1016/j.cej.2011.01.103
- [۳] Burow, K. R., Nolan, B. T., Rupert, M. G., Dubrovsky, N. M., ۲۰۱۰. Nitrate in groundwater of the United States. ۱۹۹۱-۲۰۰۳, Environmental Science & Technology, ۴۴, pp. ۴۹۸۸-۴۹۹۷. doi.org/10.1021/es100546y
- [۴] Yang, G. C. C., Hung, C. H., and Tu, H. C., ۲۰۰۸. Electrokinetically enhanced removal and degradation of nitrate in the subsurface using nanosized Pd/Fe slurry. J. of Environmental Science and Health, Part A ۴۳ (۸), pp. ۹۴۵-۵۱. Doi: 10.1080/10934520801974517
- [۵] Moghadasi, M. S., Alavi Moghadam S.M. R., Maknoun R., and Moghadasi A. R., ۲۰۰۷. A Survey on People Awareness Regarding Nitrate Pollution of Drinking Water in Arak City. Environmental Sciences, ۴(۲), pp. ۱۳-۲۰. [In Persian].
- [۶] Tirado, R., ۲۰۰۷. Nitrates in Drinking Water in the Philippines and Thailand. Greenpeace Research Laboratories Technical Note, pp. ۱-۲۰. https://www.researchgate.net/publication/۲۵۳۳۸۹۳۰۵
- [۷] U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). ۱۹۹۸. Permeable reactive barrier technology for contaminant remediation, Washington, DC.

- and nitrate by rhamnolipids. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10(5), 108531. doi.org/10.1016/j.jece.2022.108531
- [19] Wang, Y., Li, A., Cui, C., 2021. Remediation of heavy metal-contaminated soils by electrokinetic technology: mechanisms and applicability. *Chemosphere*, 268, 129071. doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129071
- [20] Fdez-Sanromán, A., Pazos, M., Rosales, E., Sanromán, M.Á., 2021. Prospects on integrated electrokinetic systems for decontamination of soil polluted with organic contaminants, *Current Opinion in Electrochemistry*, 27, 100692. doi.org/10.1016/j.coelec.2021.100692
- [21] Rahman, Z., Mohan, A., Priya, S., 2021. Electrokinetic remediation: an innovation for heavy metal contamination in the soil environment, *Materials today: Proceedings*, 37(2), pp.2730-2734. doi.org/10.1016/j.matpr.2020.08.541
- [22] Xie, N., Chen, Z., Wang, H., You, C., 2021. Activated carbon coupled with citric acid in enhancing the remediation of Pb-contaminated soil by electrokinetic method. *Journal of Cleaner Production*, 308, 127433. doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.127433
- [23] Ghaemini, M., Mokhtarani, N., 2018. Remediation of nitrate-contaminated groundwater by PRB-electrokinetic integrated process. *Journal of environmental management*, 222, pp. 234-241. doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.05.078
- [24] Wang, J., Hou, L.a., Yao, Z., Jiang, Y., Xi, B., Ni, S., Zhang, L., 2021. Aminated electrospun nanofiber membrane as permeable reactive barrier material for effective in-situ Cr(VI) contaminated soil remediation. *Chemical Engineering Journal*, 406, 126882. doi.org/10.1016/j.cej.2020.126882
- [25] Daoud, W., Ebadi, T. and Fahimifar, A., 2015. Regeneration of acid-modified activated carbon used for removal of toxic metal hexavalent chromium from aqueous solution by electro kinetic process. *Desalination and Water Treatment*, 57(15), pp.7009-7020. doi.org/10.1080/19443994.2015.1022801
- [26] Behzadian, A., Olyaei, M., 2016. The effect of overhead pressure on the resistance to pulling out the finite element method. *Civil Engineering. Architecture and Urban Development*, [In Persian].
- [27] Kannan, N., Sundaram, M.M., 2001. Kinetics and mechanism of removal of methylene blue by adsorption on various carbons—a comparative study. *Dyes and pigments*, 51(1), pp.25-40. doi.org/10.1016/S.0143-7208(01)0056-0
- [28] Mondal, M.K., Garg, R., 2017. A comprehensive review on removal of arsenic using activated carbon prepared
- [29] Baciocchi, R., Boni, M.R. & D'Aprile, L. 2003. Characterization and Performance of Granular Iron as Reactive Media for TCE degradation by Permeable Reactive Barriers. *Water, Air, & Soil Pollution* 149, pp.211-226. doi.org/10.1023/A:1025675805073
- [30] Singh, R., Chakma, S., & Birke, V., 2023. Performance of field-scale permeable reactive barriers: An overview on potentials and possible implications for in-situ groundwater remediation applications. *Science of the Total Environment*, 858, Part 1, 158828. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158828
- [31] Bone, B.D., 2012. Review of UK Guidance on Permeable Reactive Barriers. Taipei, Taiwan.
- [32] Hashim, M.A., Mukhopadhyay, S., Sahu, J.N., Sengupta, B., Oct. 2011. Remediation technologies for heavy metal contaminated groundwater. *Journal of Environmental Management*, 92(10), pp.2355-2388. doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.06.009
- [33] Ale Ebrahim, M. and Ebadi, T., 2018. Zinc and nickel removal from aqueous solution by activated carbon in batch and permeable reactive barrier (PRB) systems. *Desalination and water treatment*, 118, pp.181-194. doi: 10.5004/dwt.2018.22393
- [34] Bilardi, S., Calabrò, P.S., Moraci, N., Madaffari, M.G. and Ranjbar, E., 2020. A Comparison between Fe/Pumice and Fe/Lapillus Mixtures in Permeable Reactive Barriers. *Environmental Geotechnics*, 7(8), pp. 524-539. doi.org/10.1680/jenge.17.00095
- [35] Di, J., Zhu, Z., Dai, N., Jiang, F., 2016. PRB System of Iron Coupling with Biological Medical Stone for Repairing Groundwater Containing Chromium and Nitrate. *Chinese Journal of Environmental Engineering* 10(1), pp. 145-49.
- [36] Zhang, Y., Wang, F., Cao, B., Yin, H., Al-Tabbaa, A., 2022. Simultaneous removal of Pb and MTBE by mixed zeolites in fixed-bed column tests. *Journal of Environmental Sciences*, 122, pp.41-49. doi.org/10.1016/j.jes.2021.10.009
- [37] Dayanthi, W. K. C. N., Nagasinghe, I. U., Shanthapriya, H. R. D. G., Danushka, W. G. G. 2022. Low-Cost Sequential Permeable Reactive Barrier (PRB) to Treat Groundwater Contaminated by Landfill-Leachate. *The Journal of the Institution of Engineers, Sri Lanka*, 55(2), pp. 21-40. doi.org/10.4238/engineer.v55i2.7506
- [38] Lee, Y.J., Choi, J.H., Lee, H.G., Ha, T.H., Bae, J.H., 2011. Pilot-scale study on in situ electrokinetic removal of nitrate from greenhouse soil. *Separation and Purification Technology*, 99(2), pp. 254-263. doi.org/10.1016/j.seppur.2011.02.011
- [39] Xu, H., Zhang, C., Zhang, H., Qiao, H., Zhang, L., Zhao, Y., 2022. Enhanced electrokinetic remediation of heterogeneous aquifer co-contaminated with Cr(VI)

from easily available waste materials. Environmental Science and Pollution Research, ۲۴, pp. ۱۳۲۹۵-۱۳۳۰۶. doi: ۱۰.۱۰۰۷/s۱۱۳۵۶-۰۱۷-۸۸۴۲-۷

- [۲۹] Givens, B.E., Xu, Z., Fiegel, J., Grassian, V.H., ۲۰۱۷. Bovine serum albumin adsorption on SiO<sub>۲</sub> and TiO<sub>۲</sub> nanoparticle surfaces at circumneutral and acidic pH: A tale of two nano-bio surface interactions. Journal of colloid and interface science, ۴۹۳, pp. ۳۳۴-۳۴۱. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2017.01.011>
- [۳۰] Cho, D.W., Chon, C.M., Kim, Y., Jeon, B.H., Schwartz, F.W., Lee, E.S. and Song, H., ۲۰۱۱. Adsorption of nitrate and Cr (VI) by cationic polymer-modified granular activated carbon. Chemical Engineering Journal, ۱۷۵, pp. ۲۹۸-۳۰۰. doi.org/10.1016/j.cej.2011.09.108
- [۳۱] Sharma, H. D., Reddy, K. R. ۲۰۰۴. Geoenvironmental engineering: site remediation, waste containment, and emerging waste management technologies. Wiley, Hoboken, N.J.
- [۳۲] Eid, N., Elshorbagy, W., Larson, D., Slack, D., ۲۰۰۰. Electro-Migration of Nitrate in Sandy Soil. Journal of Hazardous Materials ۷۹ (1-2), pp. ۱۳۳-۴۹. doi.org/10.1016/S0304-3894(00)02388-7

مجله علمی پژوهشی