

Selection of the Most Optimal Oxygen Capturing Compound in the Nitrate Removal Process for use in Permeable Reactive Bio Barriers

Mohammad Ali Hosseinian¹, Nader Mokhtarani^{2*} , Hossein Ganjidoust³

1. Civil and Environmental Engineering Faculty, Tarbiat Modares University, Tehran, Iran.
2. Associate Professor, Civil and Environmental Engineering Faculty, Tarbiat Modares University, Tehran, Iran.
3. Full Professor, Civil and Environmental Engineering Faculty, Tarbiat Modares University, Tehran, Iran.

Abstract

Mineral anions are one of the most important toxic substances harmful to humans and animals even in low concentrations. Nitrate ions are considered important surface and groundwater pollutants for their high solubility in water. Nitrate is converted to nitrite and N-nitroso in the human body through certain reactions. N-nitroso combinations are considered carcinogenic and the primary cause of methemoglobinemia diseases. The existing nitrate in water resources is not easily separated for it is highly soluble and therefore the methods usually used for this purpose are very costly. Various methods can be used to remove or reduce the concentration of nitrate. Reverse osmosis, electrodialysis, electrocoagulation, ion exchange and membrane processes are among the physico-chemical methods of nitrate purification. Among the types of nitrate purification methods, biological processes with relatively high efficiency, the possibility of complete removal of the pollutant and less harmful effects on the environment, are one of the most suitable options for the decomposition and removal of nitrate from water and groundwater. In a situation where the contaminated area is wide and it is not possible to pump water due to economic reasons or the large volume, treatment using in-situ methods will be a more suitable option. One of the types of in-situ biological treatment processes is the use of the permeable reactive bio-barrier (PRBB) method. PRBB is one of the novel and reliable methods used for in-situ groundwater remediation. A PRBB is an emplacement of reactive media in the sub-surface designed to intercept a contaminated plume, provide a flow path through the reactive media and transform the contaminant(s) into environmentally acceptable forms to attain remediation concentration goals down gradient of the barrier. PRBB can degrade nitrate at a high rate under anaerobic conditions. In this research, different concentrations of four chemical substances including ZVI, nZVI, Na₂S₂O₃, and Na₂S₂O₅ were used as Oxygen Capturing Compounds (OCC) in the removal of nitrate from polluted water in the PRBB process on a laboratory scale. Based on the obtained results, these substances affect the parameters of DO, pH, MLSS, turbidity, nitrate concentration, durability of DO, and ORP. After laboratory tests and taking into the opinion of experts, the qualitative effect of each parameter was calculated quantitatively and through the analytical hierarchy process (AHP), the best oxygen-capturing compound was selected. The results obtained from AHP (with an inconsistency ratio of 0.063), revealed that the priority of choosing OCC from three technical, economic, and environmental aspects is related to the concentrations of 750 mg/l ZVI, 240 mg/l Na₂S₂O₃, 85 mg/l Na₂S₂O₅ and 550 mg/l nZVI respectively. The concentration of 750 mg/l ZVI (the best OCC) during the experiments was able to reduce the DO from 7 to 0.05 mg/l in approximately 500 minutes and within the ideal range of the denitrification process (DO<0.05 mg/l). In addition, after the durability of DO tests, it was found that this substance has maintained its deoxygenation properties for a longer period than other used compounds. Also, based on the results, the concentration of 750 mg/l ZVI had a positive effect on the increase of MLSS and removal of nitrate.

Review History

Received: Jul 26, 2024

Revised: Oct 05, 2024

Accepted: Nov 20, 2024

Keywords

Analytical Hierarchy Process


Oxygen Capturing Compound, Nitrate

Permeable Reactive Bio Barrier

* Corresponding Author Email: mokhtarani@modares.ac.ir - ORCID: 0000-0001-6121-019X



انتخاب بهترین عامل گیرنده اکسیژن در فرآیند حذف نیترات به منظور استفاده در دیواره‌های بیولوژیکی فعال نفوذپذیر

محمد علی حسینیان سراجی لو^۱، نادر مختارانی^{۲*} , حسین گنجی دوست^۳

۱. دانشجوی دکتری، دانشکده مهندسی عمران و محیط زیست، دانشگاه تربیت مدرس، تهران، ایران.

۲. دانشیار، دانشکده مهندسی عمران و محیط زیست، دانشگاه تربیت مدرس، تهران، ایران.

۳. استاد، دانشکده مهندسی عمران و محیط زیست، دانشگاه تربیت مدرس، تهران، ایران.

چکیده

تاریخچه داوری

دریافت: ۱۴۰۳/۰۵/۰۵
بازنگری: ۱۴۰۳/۰۷/۱۴
پذیرش: ۱۴۰۳/۰۸/۳۰

کلمات کلیدی

یکی از روش‌های حذف اکسیژن محلول از محیط آب به منظور انجام واکنش‌های دنیتریفیکاسیون استفاده از ترکیبات گیرنده اکسیژن (OCC) است. در این تحقیق تاثیر مقادیر مختلف چهار ماده $nZVI$ ، ZVI ، $Na_2S_2O_3$ و $Na_2S_2O_5$ به عنوان OCC به منظور استفاده در حذف نیترات از آب آلوده در فرایند PRBB در مقیاس آزمایشگاهی مورد بررسی قرار گرفت. براساس نتایج بدست آمده، این مواد علاوه بر کاهش اکسیژن محلول، بر پارامترهایی چون pH محیط، جمعیت میکروبی، کدورت، ماندگاری DO، ORP و حتی حذف نیترات تاثیرگذار بوده و آثار مثبت و منفی از خود بر جای می‌گذارند. در این پژوهش پس از انجام آزمایش‌ها و با در نظر گرفتن نظر متخصصین، میزان اثرگذاری کیفی هر یک از پارامترها به صورت کمی احصا و بهترین ماده OCC از طریق فرآیند تحلیل سلسله مراتبی (AHP) انتخاب شد. نتایج به دست آمده از آزمایش‌های پیمانه‌ای نشان داد که اولویت انتخاب OCC از سه جنبه فنی، اقتصادی و زیست‌محیطی به ترتیب مربوط به ZVI ، $Na_2S_2O_3$ ، $Na_2S_2O_5$ و $nZVI$ می‌باشد. بر اساس نتایج حاصل با استفاده از ZVI (بهترین OCC) به میزان 750 mg به ازای هر لیتر آب مورد آزمایش در مدت زمان تقریبی 500 دقیقه میزان DO آب از 7 به 0.5 میلی‌گرم در لیتر کاهش یافته و در محدوده ایده‌آل برای فرآیند دنیتریفیکاسیون قرار گرفت. پس از انجام واکنش‌های ماندگاری نیز مشخص شد، این ماده خاصیت اکسیژن زدایی خود را در مدت زمان طولانی تری در مقایسه با سایر ترکیبات مورد استفاده حفظ نموده است. همچنین در طی آزمایش‌ها pH محیط در محدوده مناسب برای انجام واکنش‌های دنیتریفیکاسیون ($7 < \text{pH} < 8.5$) قرار داشت. براساس نتایج به دست آمده میزان ZVI مورد استفاده در افزایش جمعیت میکروبی و راندمان حذف نیترات نیز دارای تاثیر مثبت بود.

مهم‌ترین آلاینده‌های منابع آب سطحی و زیرزمینی به شمار می‌رود [1, 2]. نیترات در غلظت‌های غیرمجاز باعث به وجود آمدن بیماری‌های مختلفی از جمله سرطان، سندروم آبی و بیماری متهموگلوبینمیا و اثر سوء آن بر جنین خواهد شد که ضرورت

۱- مقدمه

آنیون‌های معدنی از مهم‌ترین مواد سمی هستند که در غلظت‌های کم نیز برای انسان و حیوانات مضر می‌باشند [1]. از میان این آنیون‌ها، یون نیترات به علت حلالیت بالا در آب از

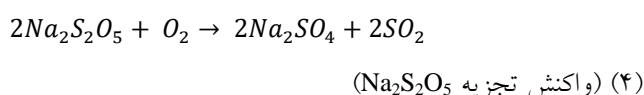
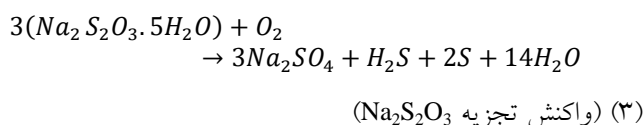
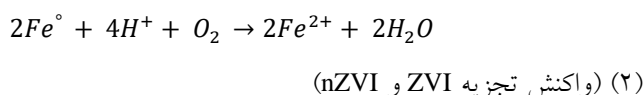
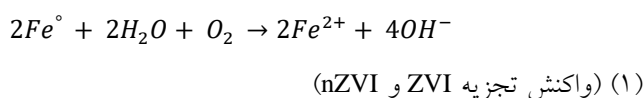
* رایانامه نویسنده مسئول: ORCID - mokhtarani@modares.ac.ir :0000-0001-6121-019X

کپی‌رایت © ۲۰۲۵، انتشارات دانشگاه تربیت مدرس (TMU Press). این مقاله به صورت دسترسی آزاد منتشر شده و تحت مجوز بین‌المللی Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 قرار دارد (<https://creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0>). بر اساس این مجوز، شما می‌توانید این



مطلب را در هر قالب و رسانه‌ای کپی، بازنشر و بازآفرینی کنید و یا آن را ویرایش و بازسازی نمایید، به شرط آنکه نام نویسنده را ذکر کرده و از آن برای مقاصد غیرتجاری استفاده کنید.

فعال و غیرفعال انجام می‌پذیرد. روش‌های فعال به روش‌هایی اطلاق می‌شود که گاز نیتروژن در محیط تزریق می‌شوند و معمولاً با دوره پایداری کوتاه مدت همراه می‌باشند. در روش‌های غیر فعال نیز با استفاده از ترکیبات گیرنده اکسیژن^۱ (OCC)، میزان اکسیژن موجود در محیط را کاهش می‌دهند [14]. مواد مختلفی پتانسیل قرارگیری در دسته OCC ها را دارند. آهن صفر ظرفیتی (ZVI)، نانو ذرات آهن صفر ظرفیتی (nZVI)، سدیم تیوسولفات (Na₂S₂O₃) و سدیم متابی سولفیت (Na₂S₂O₅) از پرکاربردترین مواد در حذف اکسیژن محلول در تحقیقات مختلف بوده‌اند [14]. این ترکیبات به ترتیب مطابق واکنش‌های (۱ تا ۴) در محیط آب باعث حذف اکسیژن محلول و کاهش DO می‌شوند [16-20]:



در تحقیقات بسیاری، چگونگی حذف اکسیژن محلول از محیط آب زیرزمینی مورد بررسی قرار است [14, 21, 22]. در این میان OCCها علاوه بر کاهش DO بر پارامترهایی همچون ORP، کدورت، جمعیت میکروبی، pH [23, 24] و در نهایت حذف نیترات [25, 26] نیز تاثیر گذار می‌باشند. همچنین حفظ خاصیت این مواد در طول زمان و ماندگاری آن، تاثیر جدی در فرآیند و راندمان حذف دارد. در کنار مجموع عوامل ذکر شده همواره بحث هزینه-فایده^۲ در کنار مسائل زیست محیطی و فنی مورد توجه بوده است [27].

روش‌های مختلفی برای انتخاب بهترین OCC از بین مواد ذکر شده وجود دارد که از جمله آنها می‌توان به روش‌های تصمیم‌گیری چندمعیاره (VIKOR، ANP، DEMATEL)، تکنیک

تصفیه آن را می‌طلبند. از روش‌های مختلفی، می‌توان برای حذف یا کاهش میزان نیترات بهره برد. اسمز معکوس، الکترودیالیز، انعقاد الکتریکی، تبادل یونی و فرآیندهای غشایی از جمله روش‌های فیزیکی-شیمیایی تصفیه نیترات می‌باشند. در میان انواع روش‌های تصفیه نیترات، فرآیندهای بیولوژیکی با راندمان نسبتاً بالا، امکان حذف کامل آلاینده و آثار سوء کمتر بر محیط، یکی از مناسب‌ترین گزینه‌های تجزیه و حذف نیترات از بسترهای آبی می‌باشند [3-5].

در شرایطی که منطقه آلوده شده گسترده باشد و امکان پمپاژ آب به دلایل اقتصادی یا زیاد بودن حجم وجود نداشته باشد، تصفیه به کمک روش‌های درجا گزینه مناسب‌تری خواهد بود. یکی از انواع فرآیندهای تصفیه بیولوژیکی درجا، استفاده از روش دیواره فعال نفوذپذیر است. در این روش، بستر نفوذپذیر از حرکت آلاینده‌ها و ورود آنها به پایین دست بستر جلوگیری می‌کند. در روش‌های زیست پالایی درجا ماده شیمیایی جدیدی وارد محیط نمی‌شود و از آنجایی که تصفیه به کمک تجزیه بیولوژیکی رخ می‌دهد سمیت محیط کاهش یافته و عمدتاً آلاینده جدیدی تولید نمی‌شود. به علاوه این روش‌ها صرفه اقتصادی داشته و در صورت استفاده از آن آلودگی در مناطق مجاور نشر نخواهد یافت [2, 6, 7].

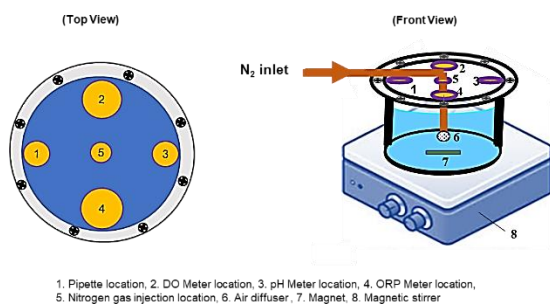
دیواره بیولوژیکی بی‌هوازی به منظور کلرزدایی از ترکیبات آلی، رسوب دهی فلزات و حذف نیترات مورد استفاده قرار می‌گیرند [8-11]. نیترات برای تجزیه پذیری بیولوژیکی بهتر و انجام واکنش‌های دنیتریفیکاسیون، به شرایط بی‌هوازی (انوکسیک) نیاز داشته و در شرایط هوازی به خوبی تجزیه نمی‌شود [12]. در مراجع گوناگون غلظت اکسیژن محلول برای انجام یک فرآیند بی‌هوازی (انوکسیک) کمتر از ۰/۸ mg/L ذکر شده است. این در حالی است که به منظور دستیابی به راندمان بالای تصفیه، غلظت‌های کمتر از ۰/۰۵ mg/L پیشنهاد شده و هر چه این میزان به صفر نزدیک باشد مناسب‌تر نیز خواهد شد [13-15].

به منظور حذف نیترات از آب زیرزمینی با استفاده از روش دیواره فعال نفوذ پذیر بیولوژیکی در مرحله اول باید میزان DO در آب به حد بسیار پایینی رسیده تا شرایط برای مرحله دوم که فرآیند دنیتریفیکاسیون در آن انجام خواهد شد، آماده شود [16].

حذف اکسیژن محلول از محیط آب به دو شیوه روش‌های

¹ Oxygen Capturing Compound

² Cost- Benefit



شکل ۱. شماتیک راکتور ناپیوسته مورد استفاده

Fig. 1. Schematic of used batch reactor

۲-۲- مواد و روش‌ها

۲-۱- روش کار

به منظور انجام این تحقیق از یک راکتور ساخته شده از جنس پلکسی گلاس و با حجم موثر ۵۰۰ mL مطابق شکل (۱) استفاده شد. برای جلوگیری از ورود هوا به داخل سیستم در بالای آن صفحه‌ای از همان جنس به گونه‌ای که امکان باز و بسته شدن را دارد تعبیه شد. همچنین روی این صفحه چهار محل برای قرارگیری دستگاه‌های اندازه‌گیری و نمونه‌برداری و یک محل برای تزریق گاز نیتروژن به سیستم در مواقع مورد نیاز پیش بینی شد. در طول آزمایش‌ها پارامترهای pH، DO، ORP، MLSS، کدورت و غلظت نیترات مورد ارزیابی قرار گرفت.

برای انجام آزمایش‌ها، ابتدا ۵۰۰ mL آب شهری به داخل راکتور منتقل و با تزریق گاز نیتروژن، اکسیژن محلول در آن به ۷ mg/l کاهش یافت. پس از آن میزان مواد گیرنده اکسیژن مورد نیاز بر اساس محاسبات استوکیومتری و همچنین آزمایش‌های اولیه تعیین شد. در ادامه در هر آزمایش مقادیر مختلف OCC به راکتور اضافه شده و در مدت زمان مشخص عملکرد سیستم مورد ارزیابی قرار گرفت. بدین منظور برای ZVI و nZVI مقادیر ۱۵۰، ۳۵۰، ۵۵۰ و ۷۵۰، برای $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ مقادیر ۳۰، ۸۰، ۱۶۰ و ۲۴۰ و برای NaS_2O_5 مقادیر ۴۵، ۵۵، ۸۵ و ۱۱۰ (همگی به ازای هر لیتر آب در داخل راکتور) مورد آزمایش قرار گرفت.

تمامی آزمایش‌ها در دمای 25°C و با سرعت اختلاط ۱۵۰ rpm انجام شد. در حین انجام واکنش‌ها در فواصل زمانی مشخص پارامترهای DO، pH، غلظت نیترات و ORP اندازه‌گیری شد. در پایان هر آزمایش نیز کدورت آب با مقدار اولیه آن مورد مقایسه قرار گرفت.

شباهت به حل ایده آل (TOPSIS) و فرآیند تحلیل سلسله مراتبی (AHP) اشاره نمود [27]. AHP روشی منعطف، قوی و ساده است که برای تصمیم‌گیری در شرایطی که معیارهای تصمیم‌گیری متضاد، انتخاب بین گزینه‌ها را با مشکل مواجه می‌سازد، مورد استفاده قرار می‌گیرد [28]. مدل AHP شامل هدف، معیارها، زیرمعیارها و گزینه‌ها است. سطح اول هر درخت بیان‌کننده هدف تصمیم‌گیری و سطح آخر هر درخت نیز بیان‌کننده گزینه‌هایی است که با همدیگر مقایسه می‌شوند و برای انتخاب در رقابت با همدیگر هستند. سطوح میانی نیز نشان‌دهنده فاکتورهایی است که ملاک مقایسه گزینه‌ها هستند. مرحله اساسی در این تصمیم‌تعیین فاکتورهایی است که بر اساس آنها، گزینه‌های رقیب با همدیگر مقایسه می‌شوند. بنابراین منطق AHP به گونه‌ای ماتریس‌های حاصل از مقایسات زوجی را با همدیگر تلفیق می‌سازد تا تصمیم بهینه براساس نظر متخصصین حاصل شود [29].

هدف اصلی از انجام این تحقیق، انتخاب بهترین OCC در فرآیند حذف نیترات از آب آلوده با استفاده از AHP به منظور استفاده در دیواره‌های بیولوژیکی فعال نفوذپذیر بوده است. بدین منظور چند ماده مختلف گیرنده اکسیژن انتخاب و اثر آنها بر کاهش میزان DO آب مورد بررسی قرار گرفت. پس از تحلیل میزان اکسیژن محلول، آثار این مواد از سه جنبه زیست محیطی، فنی و اقتصادی شامل پارامترهای pH، جمعیت میکروبی، کدورت، میزان غلظت نیترات، ماندگاری، ORP و همچنین قیمت مورد تحلیل قرار گرفت. در نهایت نیز با استفاده از روش تحلیل سلسله مراتبی، بهترین ماده گیرنده اکسیژن و مقدار بهینه آن انتخاب شد. لازم به توضیح است در سایر پژوهش‌های انجام شده در مورد عملکرد OCCها، صرفاً میزان کارایی آنها در حذف اکسیژن محلول، مورد توجه قرار گرفته، اما در این پژوهش، مواد یادشده از سایر جنبه‌ها و آثار منفی و مثبت هر یک نیز مورد بررسی و ارزیابی دقیق قرار گرفت. در نهایت نیز با بکارگیری روش AHP، بهترین ماده گیرنده اکسیژن با در نظر گرفتن همه پارامترهای موثر انتخاب شد.

³ Technique for Order Preference by Similarity Ideal Solution

⁴ Analytical Hierarchy process

مواد شیمیایی نیز شامل KNO_3 محصول شرکت Merck آلمان؛ OCCها شامل ZVI، nZVI ساخت شرکت پیشگامان نانو مواد ایرانیان مشهد، $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ و $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_5$ ساخت شرکت SRL کره جنوبی، در طول آزمایشها مورد استفاده قرار گرفت.

۲-۳- روش انتخاب بهترین OCC

در این پژوهش به منظور انتخاب بهترین OCC از فرایند تحلیل سلسله مراتبی استفاده شد. در این فرآیند، ساخت سلسله مراتبی، مقایسه‌های زوجی و محاسبه وزن نسبی و ناسازگاری به ترتیب مورد بررسی قرار گرفت. بدین منظور در ابتدا نمودار سلسله مراتبی در چهار سطح: هدف، معیارها، زیرمعیارها و گزینه‌ها تشکیل شد. سپس مقایسه‌های زوجی بین آنها براساس ماتریس رابطه (۵) انجام و امتیاز مربوطه نسبت به یکدیگر تعیین شد. لازم به توضیح است در این رابطه a_{ij} ترجیح عنصر i ام نسبت به عنصر j ام می‌باشد. حال با مشخص بودن a_{ij} ها، وزن عناصر (w_i) بدست می‌آید. در ادامه برای محاسبه وزن نسبی از روش میانگین هندسی استفاده شد. نرخ ناسازگاری (I.R.) نیز با استفاده از نرم‌افزار Expert Choice v 11.0 محاسبه شد. همچنین امتیازدهی‌ها و مقایسه‌های زوجی براساس تکمیل پرسشنامه توسط متخصصین حوزه محیط‌زیست انجام پذیرفت.

$$A = \begin{bmatrix} a_{11} & a_{12} & \dots & a_{1n} \\ a_{21} & a_{22} & \dots & a_{2n} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ a_{n1} & a_{n2} & \dots & a_{nn} \end{bmatrix} = [a_{ij}], i, j = 1, 2, \dots, n \quad (5)$$

شکل (۲-ا) مشاهده می‌شود، حضور مقادیر مختلف ZVI در داخل راکتور باعث کاهش میزان DO آب شده اما در غلظت‌های ۱۵۰ و ۳۵۰ mg/l، میزان کاهش به گونه‌ای نیست که بتوان از آن، در شرایط بی‌هوازی (انوکسیک) بهره برد و انجام واکنش‌های دنیتریفیکاسیون با اختلال مواجه خواهد شد. این در حالیست که در هنگام استفاده از غلظت ۵۵۰ mg/l DO نسبت به دو غلظت قبلی سریع‌تر کاهش یافته و در مقادیر نزدیک به شرایط ایده‌آل برای واکنش‌های دنیتریفیکاسیون قرار گرفته است. همچنین غلظت ZVI ۷۵۰ mg/l توانسته است در مدت زمان تقریبی ۵۰۰ دقیقه میزان DO آب را از ۷ به ۰/۰۵ mg/l کاهش دهد. لذا از بین غلظت‌های آزمایش شده برای ZVI، غلظت ۷۵۰ mg/l

برای بررسی پایداری میزان اکسیژن محلول در طول زمان، تاثیر میزان این مواد در مدت زمان ۸ روز و در بازه‌های زمانی ۲۴ ساعت مورد ارزیابی قرار گرفت. لازم به توضیح است که در این مرحله، لحظه شروع آزمایش‌ها، انتهای زمان بکار رفته برای آزمایش‌های مربوط به حذف DO در مراحل قبلی بوده است.

همچنین به منظور بررسی تاثیر این مواد بر جمعیت میکروبی، ۵۰۰ میلی‌لیتر از سوسپانسیون سازگار شده (لجن تصفیه‌خانه فاضلاب شهری سازگار شده برای فرآیند دنیتریفیکاسیون) به همراه مواد گیرنده اکسیژن در غلظت‌های بیان شده در راکتور قرار گرفته و پس از ۲۴ ساعت اختلاط با دور rpm ۱۵۰، میزان افزایش MLSS اندازه‌گیری شد.

۲-۲- اندازه‌گیری پارامترها، مواد و تجهیزات مورد استفاده

برای اندازه‌گیری غلظت نیترات از روش ۸۰۳۹ دستگاه اسپکتروفتومتر DR/4000-HACH، جمعیت میکروبی به روش شمارش سلول زنده (Viable Cell Count) و پارامتر MLSS نیز مطابق روش (۲۵۴۰D) ذکر شده در کتاب استاندارد متد انجام پذیرفت (۲۰۱۲، APHA). به منظور اندازه‌گیری اکسیژن محلول و پتانسیل اکسایش و کاهش از DO/ORP متر مدل HQ30d شرکت Hach و از دستگاه کدورت سنج مدل 2100P شرکت Hach برای سنجش کدورت استفاده شد. همچنین pH محلول‌ها به وسیله الکتروود شیشه‌ای pH متر Metrohm 691 اندازه‌گیری شد. برای هم زدن محلول داخل راکتور نیز از هیتر استیرر آنالوگ آلفا مدل HS860 شرکت PKP استفاده شد.

۲-۴- آنالیز قیمت

بر مبنای استعلام انجام شده (سال ۲۰۲۱) قیمت مواد مورد استفاده در آزمایشات برای ZVI، nZVI، $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ و $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_5$ به ترتیب برابر با ۷۴/۳، ۳۳۳/۳، ۲۱ و ۳۶ دلار آمریکا به ازای هر کیلوگرم در نظر گرفته شد.

۳- نتایج و بحث

۳-۱- اثر مواد گیرنده اکسیژن بر اکسیژن محلول

نتایج حاصل از اثر OCCها بر DO در طی زمان برای هر چهار ماده تحت آزمایش شامل ZVI، nZVI، $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ و $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_5$ در مقادیر مختلف در شکل (۲) نشان داده شده است. همان‌طور که در

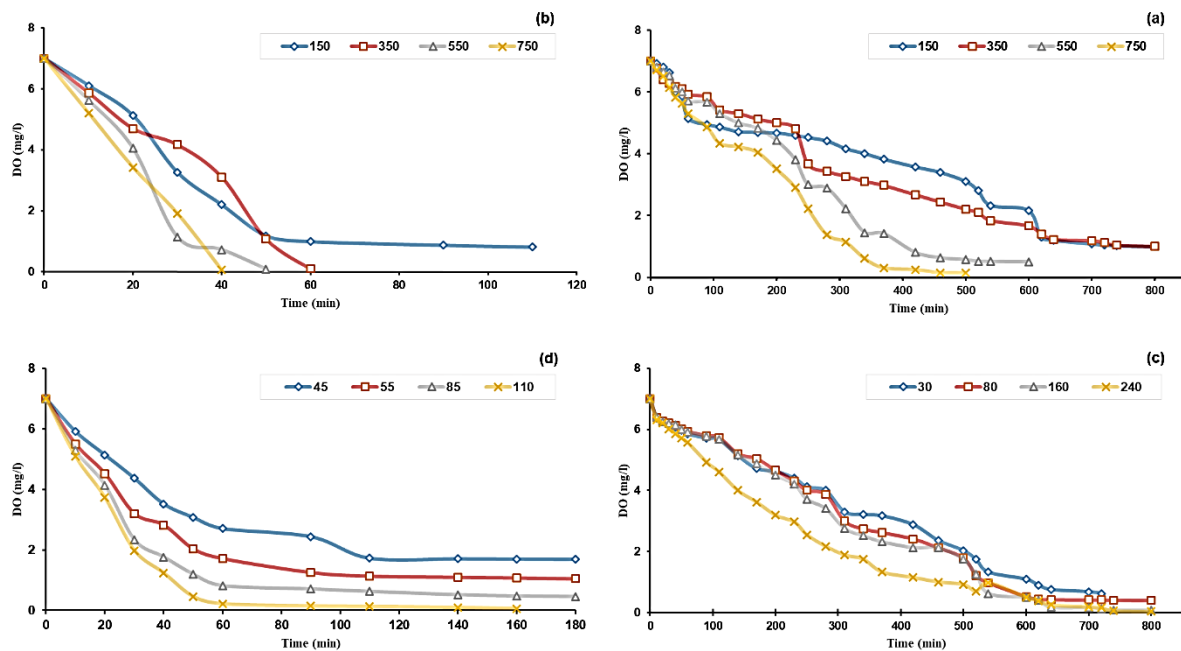
برای انجام واکنش‌های دنتیریفیکاسیون را فراهم نمایند. اما برای دو مقدار بعدی و بعد از گذشت زمان تقریبی ۱۵۰ دقیقه، میزان DO در محدوده مناسب قرار گرفته است. با توجه به نتایج حاصل، غلظت‌های ۵۵۰ و ۷۵۰ mg/l ZVI، ۳۵۰ و ۵۵۰ mg/l nZVI، ۱۱۰ و ۸۵ mg/l $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ و ۳۰، ۸۰، ۱۶۰ و ۲۴۰ mg/l $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_5$ قادر به فراهم آوردن شرایط بی‌هوازی (انوکسیک) مشابه ZVI، عملکرد بهتری دارند. دلیل این امر زیادتر بودن سطح ویژه ذرات nZVI در مقایسه با ZVI می‌باشد. بطوریکه در یک جرم مشخص، سطح تماس ذرات nZVI نسبت به ZVI بسیار بیشتر بوده و با سرعت بیشتری نیز نسبت به حذف اکسیژن محلول اقدام نموده است. همچنین در بین مقادیر مختلف nZVI نیز به ترتیب غلظت ۷۵۰، ۵۵۰ و ۳۵۰ mg/l عملکرد مناسب‌تری داشته‌اند. کاهش میزان DO برای هر دو ماده ZVI و nZVI مطابق واکنش‌های (۱) و (۲) قابل تفسیر است.

۲-۳- اثر مواد گیرنده اکسیژن بر pH

pH مورد نیاز برای عملکرد مناسب باکتری‌های حذف‌کننده نیترات در محدود ۷ الی ۸/۵ قرار دارد [16]. نتایج حاصل از استفاده از مواد مختلف گیرنده اکسیژن بر pH محیط در شکل (۳) آورده شده است. همانطور که در شکل (۳-ا) مشاهده می‌شود،

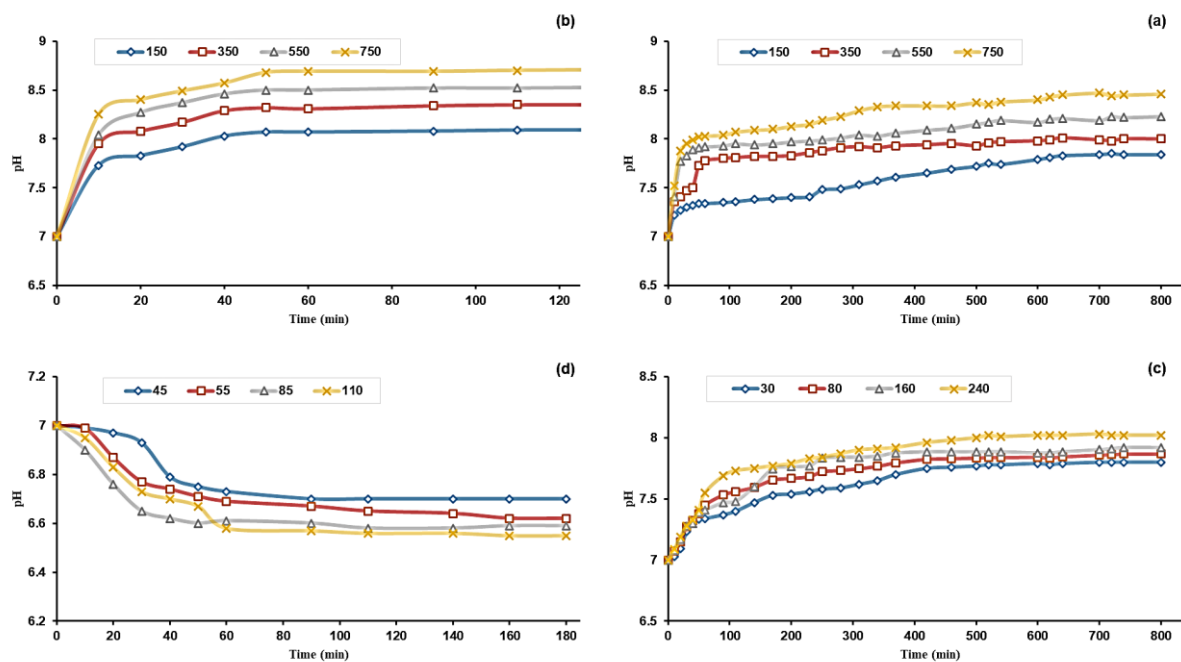
عملکرد بهتری را از خود به نمایش گذاشته است. براساس شکل (۲-ب) غلظت ۷۵۰ mg/l nZVI نیز در حذف اکسیژن محلول موفق‌تر عمل نموده و با سرعت بیشتری نسبت به سایر مقادیر، اکسیژن محلول را کاهش داده است. با مقایسه نتایج آزمایش‌ها، مشخص است که تمامی غلظت‌های nZVI نسبت به غلظت‌های مشابه ZVI، عملکرد بهتری دارند. دلیل این امر زیادتر بودن سطح ویژه ذرات nZVI در مقایسه با ZVI می‌باشد. بطوریکه در یک جرم مشخص، سطح تماس ذرات nZVI نسبت به ZVI بسیار بیشتر بوده و با سرعت بیشتری نیز نسبت به حذف اکسیژن محلول اقدام نموده است. همچنین در بین مقادیر مختلف nZVI نیز به ترتیب غلظت ۷۵۰، ۵۵۰ و ۳۵۰ mg/l عملکرد مناسب‌تری داشته‌اند. کاهش میزان DO برای هر دو ماده ZVI و nZVI مطابق واکنش‌های (۱) و (۲) قابل تفسیر است.

حذف اکسیژن محلول توسط $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ با استفاده از واکنش (۳) قابل بیان می‌باشد. بر این اساس و با توجه به شکل (۲-ج)، میزان نهایی DO در هنگام استفاده از غلظت‌های ۱۶۰ و ۲۴۰ mg/l $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ زیر ۰/۱ mg/l (۰/۵ mg/l) بوده که شرایط ایده‌آل برای فرآیند دنتیریفیکاسیون را مهیا نموده است. همچنین با توجه به شکل (۲-د) دو غلظت ابتدایی $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_5$ نتوانسته‌اند شرایط لازم



شکل ۲. اثر مواد گیرنده اکسیژن بر اکسیژن محلول: (a) ZVI، (b) nZVI، (c) $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ و (d) $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_5$ بر حسب mg/l

Fig. 2. The effect of OCC on DO: a) ZVI, b) nZVI, c) $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ and d) $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_5$ in mg/l



شکل ۳. اثر مواد گیرنده اکسیژن بر pH: (a) ZVI، (b) nZVI، (c) $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ و (d) $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_5$ بر حسب mg/l

Fig. 3. The effect of OCC on pH: a) ZVI, b) nZVI, c) $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ and d) $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_5$ in mg/l

$\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_5$ نه تنها باعث افزایش pH محیط نشده بلکه با گذشت زمان، به دلیل تولید یونهای H^+ مطابق واکنش (۴)، اسیدیته محلول را نیز افزایش داده است. بنابراین در صورت الزام به استفاده از این ترکیب به عنوان عامل گیرنده اکسیژن، تنظیم pH محیط به منظور حفظ عملکرد مناسب سیستم نیز باید مورد توجه قرار گیرد. با توجه به نتایج حاصل از این بخش، در هنگام استفاده از مقادیر ۳۵۰، ۵۵۰ و ۷۵۰ mg/l ZVI، ۱۵۰ و ۳۵۰ mg/l nZVI و هر چهار غلظت $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ پارامتر pH در محدوده مناسب ($7 < \text{pH} < 8.5$) برای انجام واکنش های دینتریفیکاسیون قرار داشت. در حذف غلظت های بالای نیترات از آب، با استفاده از nZVI اصلاح شده با ذرات آهن و مس در یک سیستم PRBB و در مقیاس آزمایشگاهی، بهترین عملکرد سیستم، در pH محدوده خنثی گزارش شده است [25].

۳-۳- اثر مواد گیرنده اکسیژن بر میزان جمعیت میکروبی

میزان اثرگذاری هر یک از OCC های مورد استفاده بر جمعیت میکروبی در شکل (۴) نشان داده شده است. همان گونه که از نتایج مشخص است، ZVI و nZVI در میزان افزایش جمعیت میکروبی تاثیر مثبت داشته که این امر به دلیل وجود آهن و رشد میکروارگانیسم ها در طول آزمایش بوده است. همچنین $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_5$

برای هر چهار مقدار ZVI مورد آزمایش، میزان pH محیط در ابتدا با شیب زیادی افزایش یافته و سپس تثبیت شده است. افزایش pH در ساعات اولیه فرایند را می توان به تولید یونهای OH⁻ در طول واکنش ها (با توجه به روابط (۱) و (۲) مرتبط دانست. در این فرآیند در ابتدا، ذرات ZVI با مولکول های آب واکنش داده و یون های OH⁻ تولید می شود. پس از گذشت مدت زمان تقریبی ۶۵۰ دقیقه از شدت این واکنش ها کاسته شده و تغییرات pH نیز تقریباً ثابت باقی خواهد ماند. در خصوص استفاده از nZVI نیز مانند آزمایش های مربوط به ZVI در تمامی مقادیر با گذشت زمان، pH با افزایش همراه بوده و پس از مدت زمان ۵۰ دقیقه تقریباً ثابت باقی مانده است. نتیجه حاصل از تاثیر مقادیر مختلف $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ بر pH محلول در طی زمان در شکل (۳-۳) آورده شده است. همانطور که مشاهده می شود، pH در کلیه آزمایش ها پس از یک افزایش جزئی در مدت زمان ۵۲۰ دقیقه، در محدوده مناسب برای انجام واکنش های دینتریفیکاسیون قرار دارد. دلیل تغییر pH محلول در اثر افزودن $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ در آزمایشات مختلف با استفاده از واکنش (۳) قابل توجیه است.

تاثیر استفاده از $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_5$ به عنوان عامل حذف اکسیژن بر pH محلول نیز در شکل (۳-۴) نشان داده شده است. همانطور که مشاهده می شود برخلاف سایر مواد گیرنده اکسیژن مورد استفاده،

۳-۴- اثر مواد گیرنده اکسیژن بر ایجاد کدورت

کدورت نیز به عنوان آلاینده ثانویه در فرآیند حذف نیترات با استفاده از روش PRBB ممکن است عوارض نامطلوبی بر عملکرد سیستم بیولوژیکی دیواره داشته و رنگ، بو و طعم آب زیرزمینی را تحت تاثیر قرار دهد [33]. نتایج حاصل از اثر مواد گیرنده اکسیژن مورد استفاده بر ایجاد کدورت در هر یک از آزمایش‌ها در شکل (۵) آورده شده است. همچنانکه از نتایج بر می‌آید، برای هیچ کدام از غلظت‌های دو ماده ZVI و nZVI، کدورت در محدوده مجاز قرار نداشته اما برای دو ماده $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ و $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_5$ در همه مقادیر، میزان کدورت در محدوده مجاز قرار داشته است. دلیل افزایش کدورت در هنگام استفاده از غلظت‌های مختلف دو ماده ZVI و nZVI، آزادسازی یون‌های Fe^{2+} در حین فرآیند براساس واکنش‌های شماره (۱ و ۲) می‌باشد. بر این اساس هر چه غلظت این دو ماده بیشتر شود، میزان آزادسازی یون‌های Fe^{2+} نیز بیشتر شده که کدورت بیشتری ایجاد خواهد کرد. در فرآیند حذف نیترات از آب آشامیدنی توسط انعقاد الکتریکی با استفاده از الکترودهای آهنی، افزایش کدورت ناشی از آزادسازی یون‌های Fe^{2+} گزارش شده است [34, 35].

۳-۵- ماندگاری اکسیژن محلول

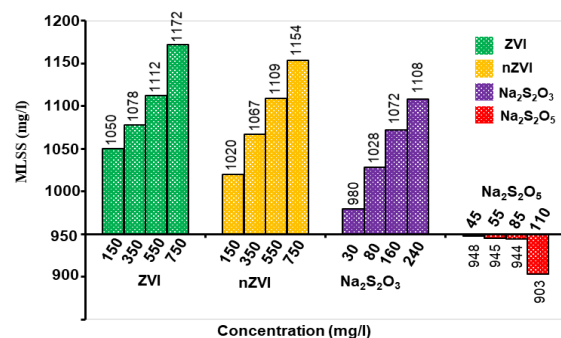
با توجه به اینکه زمان مورد نیاز برای تجزیه نیترات در دیواره‌های بیولوژیکی ۸ روز گزارش شده [16]، در تحقیق حاضر نیز به منظور ارزیابی میزان ماندگاری اثر مواد OCC در تداوم کاهش اکسیژن محلول، میزان DO در یک بازه زمانی ۸ روز مورد ارزیابی قرار گرفت. از نتایج بدست آمده (نمودارها نمایش داده نشده است). در این بخش می‌توان نتیجه گرفت با وجود اینکه تمامی مواد مورد استفاده قادر به حذف اکسیژن محلول و تثبیت آن در بازه زمانی انجام آزمایش‌ها بوده‌اند، اما تنها در هنگام استفاده از غلظت‌های بالای آنها شرایط ایده‌آل برای حذف بیولوژیکی نیترات فراهم شده است.

۳-۶- اثر مواد گیرنده اکسیژن بر پتانسیل اکسیداسیون و احیاء

میکروارگانسیم‌ها، نسبت به میزان پتانسیل اکسیداسیون و احیاء در محیط‌های مختلف، عکس‌العمل‌های متفاوتی از خود نشان خواهند داد. هر چه میزان ORP کاهش یابد، محیط از حالت هوازی به سمت بی‌هوازی (انوکسیک) شدن پیش خواهد رفت. در

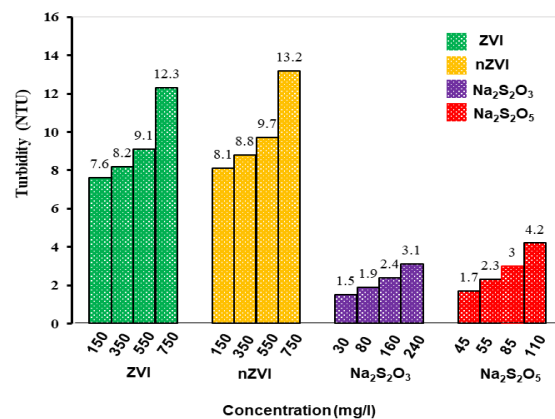
به دلیل تولید ترکیبات اسیدی باعث کاهش جمعیت میکروبی شده است. میزان MLSS شروع آزمایش‌ها برابر با 950 mg/l بود که به عنوان نمونه شاهد در آزمایش‌ها بکار رفت و سنجش تغییرات نمونه‌های آزمایش شده و تغییرات آنها براساس نمونه شاهد سنجش شد.

با توجه به نتایج این بخش از آزمایش‌ها، به ترتیب مقادیر 750 mg/l ZVI، 750 mg/l nZVI و 550 mg/l ZVI در افزایش جمعیت میکروبی موفق‌تر عمل نموده‌اند. لازم به توضیح است افزایش جمعیت میکروبی سازگار شده، رابطه مستقیمی با افزایش راندمان حذف آلاینده در PRBBها دارد [13]. پس در تحقیقات بسیاری، اثر افزایش مواد مختلف بر تغییرات جمعیت میکروبی بررسی شده است. در حذف PCE در یک ستون بی‌هوازی در حضور ZVI افزایش حدود دو برابری (بیش از ۹۹ درصد) جمعیت میکروبی گزارش شده است [32].



شکل ۴. اثر مواد گیرنده اکسیژن بر میزان جمعیت میکروبی

Fig. 4. The effect of OCC on MLSS

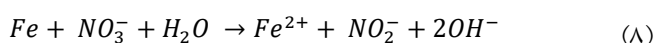
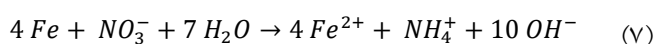
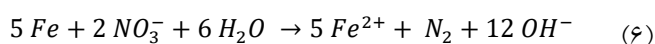


شکل ۵. اثر مواد گیرنده اکسیژن بر میزان کدورت

Fig. 5. The effect of OCC on Turbidity

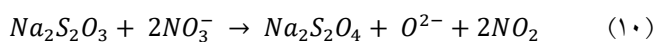
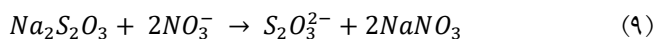
۳-۷- اثر مواد گیرنده اکسیژن بر حذف نیترات

نتایج حاصل از حذف نیترات توسط OCCهای مورد استفاده در شکل (۷) ارائه شده است. همان‌گونه که مشاهده می‌شود، بیشترین درصد حذف مربوط به nZVI و ZVI و کمترین آن مربوط به $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_5$ بوده است. روابط (۶ تا ۸) واکنش‌های احتمالی نیترات با ZVI و nZVI را تشریح می‌کند [41-38]:

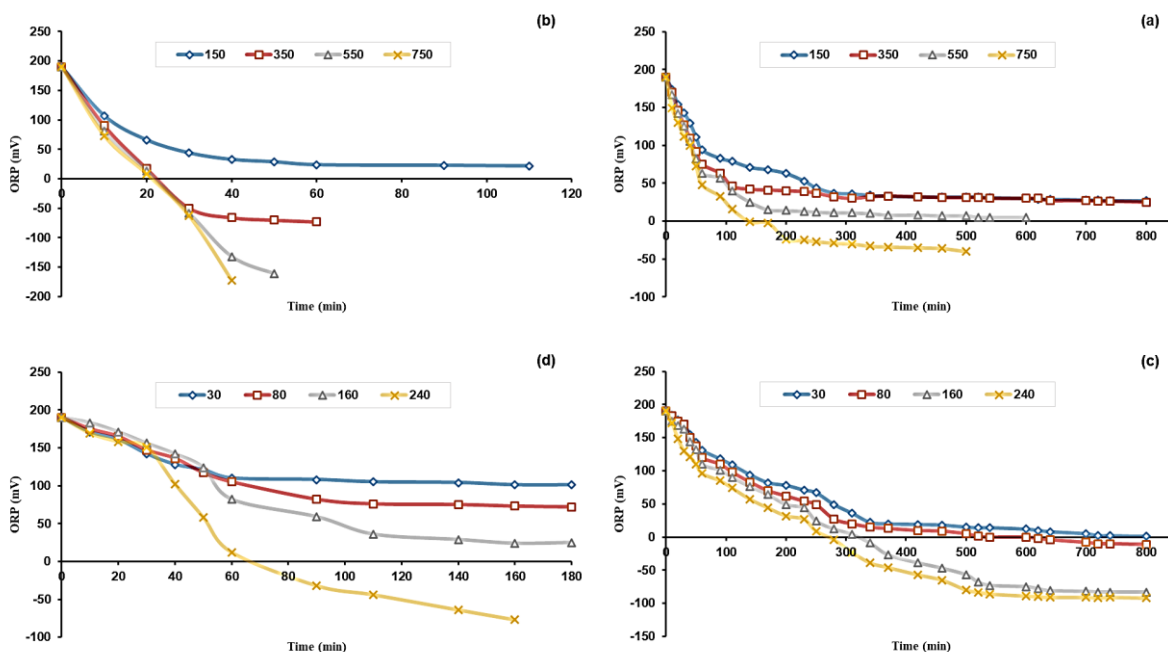


مطابق روابط (۶ تا ۸) در اثر افزودن آهن صفر ظرفیتی به محیط، نیترات به ترتیب به گاز نیتروژن، یون آمونیوم و یون نیتريت تبدیل و از محیط خارج می‌شود. در واقع در واکنش‌های فوق، احیای نیترات اتفاق افتاده است.

معادله (۹ و ۱۰) نیز واکنش‌های احتمالی نیترات با $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ را نشان می‌دهد [42, 43]:



ORPهای بالای صفر میلی ولت، محیط در حالت هوازی و در بازه بین صفر تا -50 میلی ولت شرایط آنوکسیک و در بازه -50 میلی ولت به پایین شرایط بی هوازی حاکم خواهد شد. بر اساس نتایج تحقیقات مشابه برای رشد میکروارگانیسم‌ها و انجام عمل دنیتریفیکاسیون، پتانسیل اکسیداسیون و احیا در محدوده -50 میلی ولت تا -250 میلی ولت، مورد نیاز می‌باشد [36]. بررسی نتایج حاصل از نمودارهای شکل (۶) برای هر چهار OCC مورد استفاده نشان می‌دهد که غلظت‌های 750 mg/l ZVI، 350 mg/l و 550 mg/l nZVI، تمامی غلظت‌های $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ و غلظت‌های 85 و 110 mg/l $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_5$ توانایی کاهش ORP به محدوده ایده‌آل برای انجام واکنش‌های بی‌هوازی (آنوکسیک) حذف نیترات را دارند. لازم به توضیح است با کاهش DO (مطابق آنچه در بند قبل بدان اشاره شد) به مرور میزان پتانسیل اکسیداسیون و احیا کاهش یافته و در نهایت شرایط بی‌هوازی (آنوکسیک) بر سیستم حاکم می‌شود. ارتباط میزان ORP با مقادیر pH و DO و همچنین شرایط ایده‌آل فرآیند دنیتریفیکاسیون توسط سایر پژوهشگران نیز گزارش شده است [37].

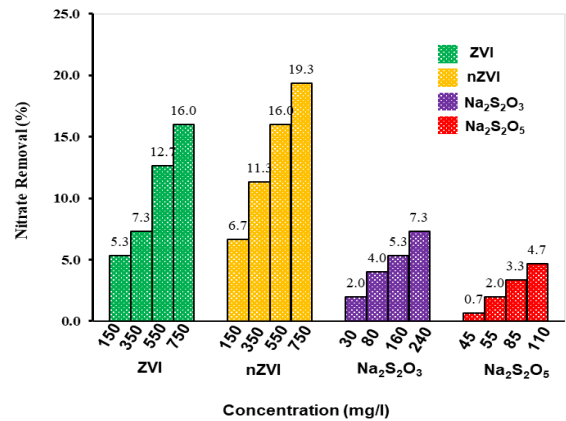


شکل ۶. اثر مواد گیرنده اکسیژن بر ORP: (a) ZVI، (b) nZVI، (c) $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ و (d) $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_5$ بر حسب mg/l

Fig. 6. The effect of OCC on ORP: a) ZVI, b) nZVI, c) $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ and d) $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_5$ in mg/l

بهترین ماده گیرنده اکسیژن در شرایط انجام این تحقیق می باشد. همان گونه مشاهده می شود، به منظور انتخاب بهترین ماده گیرنده اکسیژن، ۴ سطح شامل هدف، معیارها، زیرمعیارها و گزینه ها تعریف شده است. در سطح تعیین هدف، انتخاب بهترین ماده گیرنده اکسیژن و در سطح معیارها سه معیار فنی، اقتصادی و زیست محیطی قرار گرفته است. با توجه به معیارها، زیرمعیارهایی شامل میزان DO، pH، میزان کدورت، میزان پتانسیل اکسایش و کاهش، MLSS، غلظت نیترات، قیمت مواد و میزان ماندگاری اکسیژن محلول قرار دارد. همچنین مقادیر مختلف ZVI، nZVI، $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ و $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_5$ در سطح ۴ قرار گرفته که از بین آنها بهترین ماده گیرنده اکسیژن انتخاب می شود. محدودیت اصلی در انتخاب گزینه ها، توانایی آنها در حذف DO و قرار گیری در ناحیه ایده آل واکنش های دینتریفیکاسیون می باشد. در ادامه ماتریس ارجحیت نسبی معیارهای کلی شامل معیارهای زیست محیطی، اقتصادی و فنی و زیرمعیارهای هر کدام از آنها تشکیل و وزن نسبی هر یک محاسبه شد که نتایج مربوطه بر روی شکل (۸) نشان داده شده است.

پس از تشکیل ماتریس های ارجحیت نسبی هر یک از گزینه ها نسبت به زیرمعیارها، محاسبات مربوط به وزن نسبی هر یک از گزینه ها توسط نرم افزار Expert Choice v 11.0 انجام شد. رابطه (۱۱)، ماتریس وزن نسبی محاسبه شده هر یک از گزینه ها نسبت به زیرمعیارها را نشان می دهد. پس از محاسبه وزن نسبی هر یک از گزینه ها نسبت به زیرمعیارها و همچنین مشخص شدن میزان اهمیت نسبی هر یک از زیرمعیارها نسبت به پارامترها، وزن کلی گزینه ها با توجه به اوزان نسبی به دست آمده برای معیارهای سه گانه محاسبه و نتایج حاصل در ماتریس (۱۲) ارائه شده است.



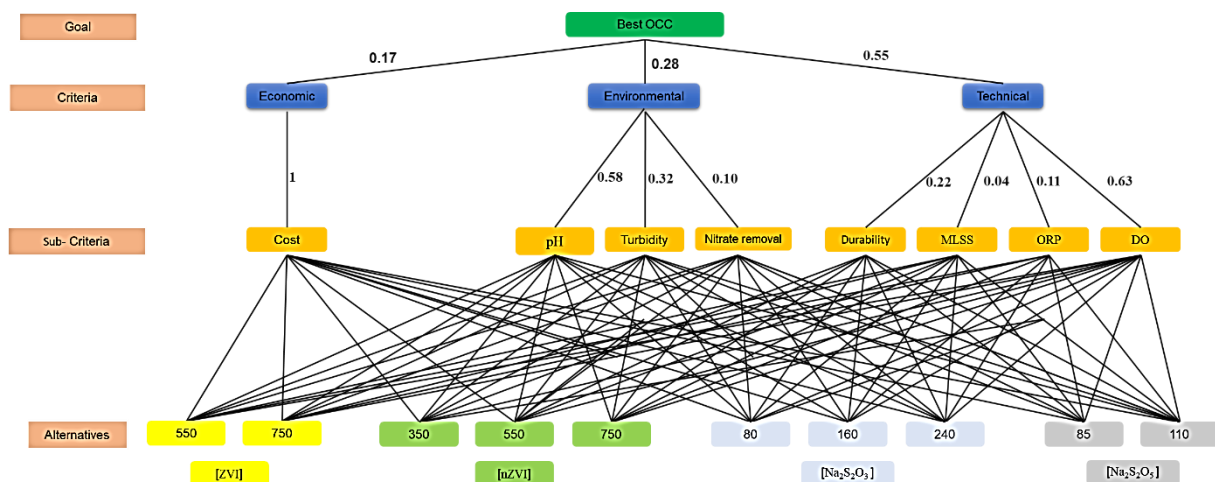
شکل ۷. اثر مواد گیرنده اکسیژن بر میزان غلظت نیترات

Fig. 7. The effect of OCC on Nitrate Removal

مطابق این روابط در ابتدا $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ با نیترات واکنش داده و سدیم نیترات و یون تیوسولفات تشکیل می شود. در ادامه نیز نیترات به نیتريت تبدیل شده و از محیط حذف می شود. از آنجایی که شرایط خاصی برای حاکم شدن هر یک از این دو واکنش مورد نیاز است پس حذف نیترات نسبت به زمانی که از ZVI و nZVI به عنوان عامل گیرنده اکسیژن استفاده شده (روابط ۶ تا ۸) کمتر خواهد بود. برای $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_5$ با نیترات نیز واکنش خاصی در محلول وجود نداشته و حذف نیترات در این خصوص را می توان به جذب جزئی آن توسط بستر و یا خطاهای ناشی از آزمایش ها مرتبط دانست. در حذف نیترات از آب زیرزمینی در یک سیستم PRBB دو لایه، کاهش ۱۵ درصدی نیترات در لایه اول گزارش شده که با نتایج بدست آمده در تحقیق حاضر هماهنگی دارد [16].

۳-۸- انتخاب ماده گیرنده اکسیژن با استفاده از AHP

شکل (۸) نشان دهنده ساختار سلسله مراتبی برای انتخاب



شکل ۸. ساختار سلسله مراتبی تعیین بهترین ماده گیرنده اکسیژن

Fig. 8. Hierarchical structure to determine the best OCC

$w_4 =$	0.01	0.02	0.13	0.12	0.11	0.03	0.10	0.06
	0.06	0.07	0.13	0.11	0.16	0.11	0.10	0.04
	0.08	0.08	0.11	0.02	0.11	0.03	0.10	0.04
	0.09	0.26	0.12	0.05	0.17	0.03	0.06	0.02
	0.15	0.26	0.12	0.02	0.29	0.01	0.04	0.01
	0.02	0.03	0.11	0.27	0.03	0.24	0.20	0.29
	0.14	0.08	0.11	0.04	0.03	0.18	0.18	0.14
	0.20	0.10	0.11	0.04	0.05	0.14	0.18	0.10
	0.05	0.02	0.03	0.29	0.03	0.13	0.02	0.18
0.20	0.08	0.03	0.04	0.02	0.10	0.02	0.13	

(۱۲)

$w_5 =$	0.0591180	0.1576430	0.100889	0.109989	0.077892	0.078739	0.097421	0.130081	0.1144991	0.0737
---------	-----------	-----------	----------	----------	----------	----------	----------	----------	-----------	--------

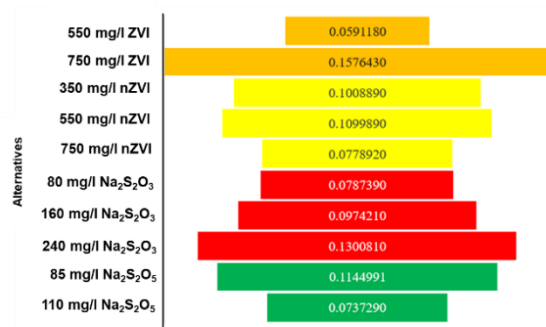
پارامترها به صورت کمی احصا و از طریق AHP، بهترین ماده OCC به منظور استفاده در فرآیند حذف نیترات در دیواره‌های بیولوژیکی فعال نفوذپذیر انتخاب شد. بر این اساس، غلظت ۷۵۰ mg/l ZVI به عنوان بهترین OCC و سپس مقادیر ۲۴۰ میلی‌گرم بر لیتر $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ ، ۸۵ میلی‌گرم بر لیتر $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_5$ و در نهایت ۵۵۰ میلی‌گرم بر لیتر nZVI که به ترتیب بهترین عملکرد را از سه جنبه فنی، اقتصادی و زیست‌محیطی داشتند به عنوان اولویت‌های بعدی انتخاب شدند. غلظت ۷۵۰ میلی‌گرم بر لیتر ZVI (بهترین OCC) در طی آزمایش‌ها توانست، در مدت زمان تقریبی ۵۰۰ دقیقه میزان DO آب را از ۷ به ۰/۰۵ mg/l کاهش داده و در محدوده ایده‌آل برای انجام فرآیند دینتریفیکاسیون ($\text{DO} < 0.05 \text{ mg/l}$) قرار دهد. پس از انجام آزمایش‌های تکمیلی نیز مشخص شد این ماده ضمن حفظ خاصیت اکسیژن زدایی در مدت زمان طولانی‌تر، قادر به تامین pH مناسب برای انجام واکنش‌های دینتریفیکاسیون در محدوده $7 < \text{pH} < 8.5$ می‌باشد. براساس نتایج به دست آمده اگرچه غلظت ۷۵۰ mg/l ZVI باعث افزایش کدورت محیط می‌شود اما در افزایش جمعیت میکروبی و حذف نیترات دارای تاثیر مثبت است.

قدردانی نویسنده‌گان

این تحقیق با حمایت مالی دانشگاه تربیت مدرس و در آزمایشگاه محیط زیست دانشکده مهندسی عمران و محیط‌زیست این دانشگاه انجام پذیرفته است. بدینوسیله از دانشگاه تربیت مدرس به جهت در اختیار قرار دادن امکانات اجرای این پژوهش تشکر و قدردانی می‌شود.

تعارض منافع

برای نویسندگان این پژوهش تعارض منافی وجود ندارد.



شکل ۹. وزن نهایی گزینه‌های پیشنهادی برای انتخاب گزینه

Fig. 9. Final weight of the alternatives for choosing the best OCC

در ادامه نتایج به دست آمده از محاسبات (توسط نرم افزار Expert Choice v 11.0)، از لحاظ ناسازگاری مورد ارزیابی قرار گرفته که همه مقادیر در محدوده مجاز و زیر عدد ۰/۱ (۰/۰۶۳) قرار داشتند. در نهایت نیز وزن نهایی گزینه‌ها برای انتخاب بهترین ماده گیرنده اکسیژن محاسبه شد که نتایج مربوطه در شکل (۹) ارائه شده است. همانطور که مشاهده می‌شود ZVI با غلظت ۷۵۰ mg/l به عنوان بهترین OCC از سه جنبه فنی، اقتصادی و زیست‌محیطی در اولویت می‌باشد. پس از آن نیز به ترتیب مقادیر ۲۴۰ mg/l $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ ، ۸۵ mg/l $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_5$ و ۵۵۰ mg/l nZVI در اولویت‌های بعدی قرار دارند.

۴- نتیجه گیری

براساس نتایج حاصل چهار ماده ZVI، nZVI، $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ و $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_5$ که به عنوان OCC مورد آزمایش قرار گرفتند، بر پارامترهای DO، pH، جمعیت میکروبی، کدورت، میزان حذف نیترات، ماندگاری اکسیژن محلول و ORP تاثیرگذار بوده و آثار مثبت و منفی از خود بر جای می‌گذارند. پس از انجام آزمایش‌ها و با در نظر گرفتن نظر متخصصین، میزان اثرگذاری کیفی هر یک از

سهم هر یک از نویسندگان برابر است..

در انجام این پژوهش از حمایت‌های مالی خارج از دانشگاه استفاده نشده است.

References

- Ganesan, P., Kamaraj, R. and Vasudevan, S., 2013. Application of isotherm, kinetic and thermodynamic models for the adsorption of nitrate ions on graphene from aqueous solution. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 44(5), pp.808-814.
- Kassaei, M.Z., Motamedi, E., Mikhak, A. and Rahnemaie, R., 2011. Nitrate removal from water using iron nanoparticles produced by arc discharge vs. reduction. *Chemical Engineering Journal*, 166(2), pp.490-495.
- Zendehbad, M., et al., Nitrate in groundwater and agricultural products: intake and risk assessment in northeastern Iran. *Environmental Science and Pollution Research*, 2022. 29(52): p. 78603-78619.
- Darvishmotevalli, M., Moradnia, M., Noorisephr, M., Fatehizadeh, A., Fadaei, S., Mohammadi, H., Salari, M., Jamali, H.A. and Daniali, S.S., 2019. Evaluation of carcinogenic risks related to nitrate exposure in drinking water in Iran. *MethodsX*, 6, pp.1716-1727.
- World Health Organization, 2003. Nitrate and nitrite in drinking-water: Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality. In *Nitrate and nitrite in drinking-water: background document for development of WHO guidelines for drinking-water quality*.
- Girma, G., 2015. Microbial bioremediation of some heavy metals in soils: an updated review. *Egyptian Academic Journal of Biological Sciences, G. Microbiology*, 7(1), pp.29-45.
- Asha, L.P. and Sandeep, R.S., 2013. Review on bioremediation-potential tool for removing environmental pollution. *International Journal of Basic and Applied Chemical Sciences*, 3(3), pp.21-33.
- Aquarehab, 2013. Biobarrier: Generic guideline.
- Nitrate, D.E.S., 2006. *Nitrite: Health Information Summary; Environmental Fact Sheet. New Hampshire Department of Environmental Services* (Vol. 468). ARD-EHP-16.
- Scherer, M.M., Richter, S. and Valentine, R.L., 2000. Chemistry and Microbiology of. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 30(3), pp.363-411.
- Wilson, R.D., Mackay, D.M. and Scow, K.M., 2002. In situ MTBE biodegradation supported by diffusive oxygen release. *Environmental Science & Technology*, 36(2), pp.190-199.
- Careghini, A., Saponaro, S. and Sezenna, E., 2013. Biobarriers for groundwater treatment: a review. *Water science and technology*, 67(3), pp.453-468.
- Freidman, B.L., Speirs, L.B., Churchill, J., Gras, S.L., Tucci, J., Snape, I., Stevens, G.W. and Mumford, K.A., 2017. Biofilm communities and biodegradation within permeable reactive barriers at fuel spill sites in Antarctica. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 125, pp.45-53.
- Kwon, K., Shim, H., Bae, W., Oh, J. and Bae, J., 2016. Simultaneous biodegradation of carbon tetrachloride and trichloroethylene in a coupled anaerobic/aerobic biobarrier. *Journal of hazardous materials*, 313, pp.60-67.
- Lee, T.H., Cao, W.Z., Tsang, D.C., Sheu, Y.T., Shia, K.F. and Kao, C.M., 2019. Emulsified polycolloid substrate biobarrier for benzene and petroleum-hydrocarbon plume containment and migration control—A field-scale study. *Science of the Total Environment*, 666, pp.839-848.
- Liu, S.J., Zhao, Z.Y., Li, J., Wang, J. and Qi, Y., 2013. An anaerobic two-layer permeable reactive biobarrier for the remediation of nitrate-contaminated groundwater. *Water research*, 47(16), pp.5977-5985.
- Cauvain, S.P., 2020. Chapter 13 - The use of redox agents in breadmaking, in *Breadmaking* (Third Edition), S.P. Cauvain, Editor. Woodhead Publishing. pp. 391-413.
- Wieser, H., 2012. 18 - The use of redox agents in breadmaking, in *Breadmaking* (Second Edition), S.P. Cauvain, Editor. Woodhead Publishing. pp. 447-469.
- Setiawan, W.A., Astika, H., Astuti, T., Putra, A.K., Ayuningtyas, A. and Bahti, H.H., 2018, December. Assessing effectiveness of sodium metabisulfite for treatment of coal tar wastewater. In *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* (Vol. 212, No. 1, p. 012010). IOP Publishing.
- alama, A.E., 2019. Effective Sodium Metabisulfite (Na₂S₂O₅), HCl, Sulfur and Distilled Water for the Removal of Pb, Zn and Cr Contaminated Soil in the Columns Method. *Agricultural Sciences*, 10(07), pp.882-892.
- Choi, J.H., Kim, Y.H. and Choi, S.J., 2007. Reductive dechlorination and biodegradation of 2, 4, 6-trichlorophenol using sequential permeable reactive barriers: laboratory studies. *Chemosphere*, 67(8), pp.1551-1557.
- Lee, T.H., Tsang, D.C., Chen, W.H., Verpoort, F., Sheu, Y.T. and Kao, C.M., 2019. Application of an emulsified polycolloid substrate biobarrier to remediate petroleum-hydrocarbon contaminated groundwater. *Chemosphere*, 219, pp.444-455.
- Folch, A., Vilaplana, M., Amado, L., Vicent, T. and Caminal, G., 2013. Fungal permeable reactive barrier to remediate groundwater in an artificial aquifer. *Journal of hazardous materials*, 262, pp.554-560.

24. Silva, B., Rocha, V., Lago, A., Costa, F. and Tavares, T., 2021. Rehabilitation of a complex industrial wastewater containing heavy metals and organic solvents using low cost permeable bio-barriers—from lab-scale to pilot-scale. *Separation and Purification Technology*, 263, p.118381.
25. Hosseini, S.M., Ataie-Ashtiani, B. and Kholghi, M., 2011. Nitrate reduction by nano-Fe/Cu particles in packed column. *Desalination*, 276(1-3), pp.214-221.
26. Rao, S.M. and Malini, R., 2015. Use of permeable reactive barrier to mitigate groundwater nitrate contamination from on-site sanitation. *Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development*, 5(2), pp.336-340.
27. Liu, G. and Wang, J., 2015. Modeling effects of DO and SRT on activated sludge decay and production. *water research*, 80, pp.169-178.
28. Yu, D. and Hong, X., 2022. A theme evolution and knowledge trajectory study in AHP using science mapping and main path analysis. *Expert Systems with Applications*, 205, p.117675.
29. Sreenivasan, A., Suresh, M. and Nedungadi, P., 2023. Mapping analytical hierarchy process research to sustainable development goals: Bibliometric and social network analysis. *Heliyon*, 9(8).
30. Crampon, M., Hellal, J., Mouvet, C. and Ollivier, P., 2021. Degradation of tetrachloroethylene by zero valent iron nanoparticles in the presence of a natural groundwater bacterial biofilm in a sandy porous media. *Heliyon*, 7(1).
31. Liu, H.Y., Yang, G.F., Cheng, Z.W., Chu, Q.Y., Xu, Y.F., Zhang, W.X., Ye, J.X., Chen, J.M., Wang, L.N., Yang, Z.Y. and Tang, Z.Q., 2022. Interaction of tetrahydrofuran and methyl tert-butyl ether in waste gas treatment by a biotrickling filter bioaugmented with *Piscinibacter caeni* MQ-18 and *Pseudomonas oleovorans* DT4. *Chemosphere*, 286, p.131552.
32. Liu, S., Yang, Q., Yang, Y., Ding, H. and Qi, Y., 2017. In situ remediation of tetrachloroethylene and its intermediates in groundwater using an anaerobic/aerobic permeable reactive barrier. *Environmental Science and Pollution Research*, 24, pp.26615-26622.
33. Zolla, V., Freyria, F.S., Sethi, R. and Di Molfetta, A., 2009. Hydrogeochemical and Biological Processes Affecting the Long-term Performance of an Iron-Based Permeable Reactive Barrier. *Journal of Environmental Quality*, 38(3), pp.897-908.
34. Gizaw, A., Zewge, F., Kumar, A., Mekonnen, A. and Tesfaye, M., 2021. A comprehensive review on nitrate and phosphate removal and recovery from aqueous solutions by adsorption. *AQUA—Water Infrastructure, Ecosystems and Society*, 70(7), pp.921-947.
35. Kumar, N.S. and Goel, S., 2010. Factors influencing arsenic and nitrate removal from drinking water in a continuous flow electrocoagulation (EC) process. *Journal of hazardous materials*, 173(1-3), pp.528-533.
36. GES. 2000. Lecture supplement 4: oxidation and reduction (redox) reactions. soil chemistry.
37. Luccarini, L., Pulcini, D., Sottara, D., Di Cosmo, R. and Canziani, R., 2017. Monitoring denitrification by means of pH and ORP in continuous-flow conventional activated sludge processes. *Desalination and Water Treatment*, 61, pp.319-325.
38. Flury, B., Frommer, J., Eggenberger, U., Mader, U.R.S., Nachtegaal, M. and Kretzschmar, R., 2009. Assessment of long-term performance and chromate reduction mechanisms in a field scale permeable reactive barrier. *Environmental science & technology*, 43(17), pp.6786-6792.
39. Hwang, Y.H., Kim, D.G. and Shin, H.S., 2011. Mechanism study of nitrate reduction by nano zero valent iron. *Journal of Hazardous Materials*, 185(2-3), pp.1513-1521.
40. Ludwig, R.D., Smyth, D.J., Blowes, D.W., Spink, L.E., Wilkin, R.T., Jewett, D.G. and Weisener, C.J., 2009. Treatment of arsenic, heavy metals, and acidity using a mixed ZVI-compost PRB. *Environmental Science & Technology*, 43(6), pp.1970-1976.
41. Phillips, D.H., Nooten, T.V., Bastiaens, L., Russell, M.I., Dickson, K., Plant, S., Ahad, J.M.E., Newton, T., Elliot, T. and Kalin, R.M., 2010. Ten year performance evaluation of a field-scale zero-valent iron permeable reactive barrier installed to remediate trichloroethene contaminated groundwater. *Environmental Science & Technology*, 44(10), pp.3861-3869.
42. Chirila, N., 2014. Remarks on recent developments in the chemical oxido-reduction reaction used in treat the wastewater. *Procedia Technology*, 12, pp.621-627.
43. Liu, Y., Zhang, X. and Wang, J., 2022. A critical review of various adsorbents for selective removal of nitrate from water: Structure, performance and mechanism. *Chemosphere*, 291, p.132728.

چگونه به این مقاله ارجاع دهیم؟

Hosseini, M.A., Mokhtarani, N. and Ganjidoust, H., 2025. Selection of the Most Optimal Oxygen Capturing Compound in the Nitrate Removal Process Using Permeable Reactive Bio Barriers. *Modares Civil Engineering journal*, 25(3), pp.73-85.

DOI: 10.22034/25.3.2

