

Removal of Contaminants from Behshehr Landfill Using Permeable Reactive Barriers in Column Adsorption Test

Hamed Yekeh Dehghan, Reza Ziaie Moayed*

Faculty of Engineering, Imam Khomeini International University, Qazvin, Iran.

Review History:

Received: Oct.10, 2025

Revised: Feb. 28, 2026

Accepted: Jul. 09, 2026

Available Online: Aug. 04, 2026

Keywords:

Permeable Reactive Barriers

Column Adsorption Test

Landfill

Cadmium

Zinc

ABSTRACT: Groundwater contamination by heavy metals, particularly cadmium (Cd) and zinc (Zn), is a serious environmental problem associated with landfill leachate and industrial activities. Due to their persistence, mobility, and toxicity, these metals threaten ecosystems and human health. Among available remediation methods, permeable reactive barriers (PRBs) have attracted considerable attention because of their long-term effectiveness, low maintenance costs, and minimal disturbance to subsurface environments. The performance of a PRB mainly depends on the characteristics of the reactive medium and its ability to remove contaminants under continuous groundwater flow. This study evaluated a reactive medium composed of 75 wt.% natural clinoptilolite zeolite and 25 wt.% recycled iron filings for removing cadmium and zinc from groundwater under laboratory column conditions representative of the Behshahr landfill site. A Plexiglas column (9 cm diameter and 40 cm height) was used to simulate contaminant transport through the PRB. Influent concentrations were 100 mg/L Zn and 5 mg/L Cd, based on measured landfill leachate concentrations. Effluent samples collected at different depths were analyzed using ICP-MS. Breakthrough curves were interpreted using the Thomas and Yoon-Nelson models to evaluate adsorption capacity, kinetic parameters, and breakthrough behavior. The experimental data were also used to estimate the required PRB thickness for different service lifetimes. The results showed that increasing the reactive-bed depth significantly delayed breakthrough and extended the effective service life of the barrier. Zinc exhibited higher adsorption capacity and longer breakthrough times than cadmium, whereas cadmium reached the regulatory limit earlier and therefore governed the PRB design. Both the Thomas and Yoon-Nelson models adequately described the experimental breakthrough curves, confirming their suitability for predicting contaminant transport in fixed-bed systems. The estimated PRB thickness increased with design lifetime and was consistently greater for cadmium than for zinc. Overall, the combined use of zeolite and recycled iron filings proved to be an efficient and sustainable reactive medium for groundwater remediation affected by landfill leachate.

1- Introduction

Groundwater is one of the most important freshwater resources; however, rapid industrialization and improper waste disposal have increased the risk of heavy-metal contamination worldwide [1–3]. Cadmium and zinc are among the most common contaminants detected in landfill leachate. Cadmium is highly toxic even at low concentrations, while excessive zinc may adversely affect ecosystems and water quality [4]. Therefore, effective technologies are required to prevent the migration of these contaminants into groundwater. Among the available remediation methods, Permeable Reactive Barriers (PRBs) have gained considerable attention because contaminated groundwater flows naturally through a reactive medium where pollutants are removed by adsorption, ion exchange, precipitation, and redox reactions [1–3,5]. The efficiency of a PRB mainly depends on the properties of the reactive material. Natural clinoptilolite

zeolite possesses high cation-exchange capacity and chemical stability, whereas iron-based materials enhance heavy-metal removal through adsorption and reduction mechanisms [6,7]. Their combined use can improve both contaminant removal efficiency and hydraulic performance. This study evaluates the performance of a zeolite-iron reactive medium using laboratory column experiments under dynamic flow conditions. The breakthrough behavior of cadmium and zinc was analyzed using the Thomas and Yoon-Nelson models, and the required PRB thickness was estimated for different design lifetimes [9–12].

2- Methodology

A laboratory-scale fixed-bed column experiment was conducted to evaluate the performance of a permeable reactive barrier (PRB) containing a reactive mixture of 75 wt.% natural clinoptilolite zeolite and 25 wt.% recycled

*Corresponding author's email: ziaie@eng.ikiu.ac.ir

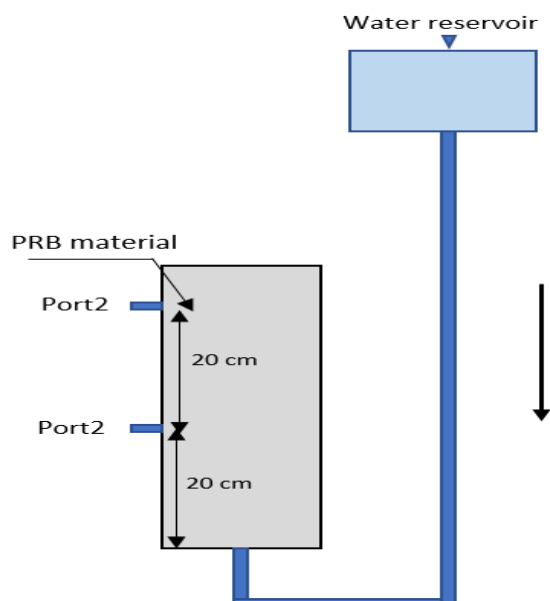


Fig. 1. Column test schematic

iron filings for removing cadmium (Cd) and zinc (Zn) from contaminated groundwater. Laboratory column tests were selected because they realistically simulate groundwater flow and contaminant transport under continuous-flow conditions and provide reliable data for field-scale PRB design [6, 12]. The experimental setup consisted of a Plexiglas column with an internal diameter of 9 cm and a height of 40 cm (Figure 1). Approximately 2 kg of the mixed reactive medium was packed into the column to form a 40-cm reactive layer. Before introducing the contaminated solution, the column was saturated with clean water to establish uniform hydraulic conditions. Synthetic groundwater containing 100 mg/L Zn and 5 mg/L Cd, representing the maximum concentrations measured in the Behshahr landfill leachate, was pumped through the column at a constant flow rate of 2.5 mL min⁻¹ and a pH of approximately 7.0 [8]. Effluent samples were analyzed using ICP–MS. The breakthrough curves (C_t/C_0 versus time) were interpreted using the Thomas and Yoon–Nelson models to determine adsorption capacity, breakthrough characteristics, and service life of the reactive medium [9, 10]. Finally, the experimental data were used to estimate the required PRB thickness for different design lifetimes [11, 12].

3- Results and Discussion

The experimental results demonstrated that the zeolite–iron reactive medium effectively removed cadmium and zinc from contaminated groundwater. Compared with clean sand, the reactive mixture significantly delayed contaminant breakthrough and maintained metal concentrations below environmental standards, confirming its suitability for PRB applications [8]. Increasing the reactive-bed thickness

improved adsorption performance by extending the hydraulic residence time of groundwater within the barrier. Zinc exhibited a slower breakthrough and remained below the permissible limit longer than cadmium. In contrast, cadmium reached the breakthrough concentration earlier, indicating that it is the critical contaminant controlling PRB design [6, 7, 11]. The Thomas model successfully described the breakthrough behavior of both contaminants and provided reliable estimates of adsorption capacity and kinetic parameters [9]. Likewise, the Yoon–Nelson model showed good agreement with the experimental data, accurately predicting breakthrough time and adsorption performance [10]. The consistency between the experimental and predicted results confirms that both models are suitable for evaluating fixed-bed PRB systems. Based on the breakthrough analysis, the required PRB thickness increased with the desired design lifetime and was consistently greater for cadmium than for zinc. These findings demonstrate that the combined use of natural zeolite and recycled iron filings provides an efficient and environmentally sustainable reactive medium for groundwater remediation and offers practical engineering parameters for the design of field-scale PRB systems [1, 5, 11, 12].

4- Conclusion

The results demonstrate that the zeolite–iron reactive medium is an effective and sustainable material for removing cadmium and zinc from groundwater contaminated by landfill leachate. Increasing the reactive-bed thickness improved adsorption efficiency and delayed contaminant breakthrough. Cadmium was identified as the controlling contaminant for PRB design. Furthermore, the Thomas and Yoon–Nelson models successfully predicted breakthrough behavior, providing reliable parameters for the design and optimization of field-scale permeable reactive barriers.

References

- [1] C. M. Mayacela-Rojas, A. Molinari, J. L. Cortina, O. Gibert, C. Ayora, A. Tavoraro, et al. "Removal of transition metals from contaminated aquifers by PRB technology: Performance comparison among reactive materials." *International Journal of Environmental Research and Public Health* 18(11) (2021): 6075.
- [2] S. Bilardi, P. S. Calabrò, N. Moraci. "A review of the hydraulic performance of permeable reactive barriers based on granular zero valent iron." *Water* 15(1) (2023): 200.
- [3] M. Lawrinenko, S. Kurwadkar, R. T. Wilkin. "Long-term performance evaluation of zero-valent iron amended permeable reactive barriers for groundwater remediation—A mechanistic approach." *Geoscience Frontiers* 14 (2023): 101494.
- [4] J. Godt, F. Scheidig, C. Grosse-Siestrup, V. Esche, P. Brandenburg, A. Reich, D. A. Groneberg. "The toxicity of cadmium and resulting hazards for human health." *Journal of Occupational Medicine and Toxicology* 1 (2006): 22.
- [5] M. Sakr, H. El Agamawi, H. Klammler, M. M. Mohamed.

- “A review on the use of permeable reactive barriers as an effective technique for groundwater remediation.” *Groundwater for Sustainable Development* 21 (2023): 100914.
- [6] L. C. C. Rocha, L. V. Zuquette. “Evaluation of zeolite as a potential reactive medium in a permeable reactive barrier (PRB): Batch and column studies.” *Geosciences* 10(2) (2020): 59.
- [7] M. Sprynskyy, B. Buszewski, A. P. Terzyk, J. Namieśnik. “Study of the selection mechanism of heavy metal (Pb²⁺, Cu²⁺, Ni²⁺, and Cd²⁺) adsorption on clinoptilolite.” *Journal of Colloid and Interface Science* 304 (2006): 21–28.
- [8] F. Hossein Zadeh, A. A. Momeni, R. Bagheri. “Investigation of heavy metal contamination in soils around the Behshahr landfill.” *New Findings in Applied Geology* 12(24) (2018): 77–88. (In Persian).
- [9] H. C. Thomas. “Heterogeneous ion exchange in a flowing system.” *Journal of the American Chemical Society* 66 (1944): 1664–1666.
- [10] Y. H. Yoon, J. H. Nelson. “Application of gas adsorption kinetics I. A theoretical model for respirator cartridge service life.” *American Industrial Hygiene Association Journal* 45 (1984): 509–516.
- [11] D. Zhou, Y. Li, Y. Zhang, C. Zhang, X. Li, Z. Chen, et al. “Column test-based optimization of the permeable reactive barrier (PRB) technique for remediating groundwater contaminated by landfill leachates.” *Journal of Contaminant Hydrology* 168 (2014): 1–16.
- [12]] A. Gavaskar, N. Gupta, B. Sass, R. Janosy, J. Hicks. *Design Guidance for Application of Permeable Reactive Barriers for Groundwater Remediation*. AFRL-ML-TY-TR-2000-4547 (2000).



حذف آلاینده لندفیل بهشهر به روش سدهای واکنشی نفوذپذیر با استفاده از آزمایش ستون جذب

حامد یکه دهقان، رضا ضیایی موید*

دانشکده فنی مهندسی، دانشگاه بین المللی امام خمینی، قزوین، ایران.

تاریخچه داوری:

دریافت: ۱۴۰۴/۰۷/۱۸
بازنگری: ۱۴۰۴/۱۲/۰۹
پذیرش: ۱۴۰۵/۰۴/۱۸
ارائه آنلاین: ۱۴۰۵/۰۵/۱۳

کلمات کلیدی:

سدهای واکنشی نفوذپذیر
آزمایش ستون جذب
لندفیل
کادمیوم
روی

خلاصه: این پژوهش، عملکرد جذب ترکیب زئولیت و خرده آهن (۷۵:۲۵ درصد) در کاهش کادمیوم و روی لندفیل بهشهر با استفاده از آزمایش ستون جذب را بررسی می‌کند. نتایج نشان داد که غلظت خروجی روی در عمق ۲۰ سانتی‌متر پس از ۱۸ روز و در عمق ۴۰ سانتی‌متر پس از ۲۳ روز زیر حد مجاز باقی می‌ماند، در حالی که کادمیوم در همان عمق‌ها به ترتیب ۱۰ و ۱۸ روز عملکرد ایمن دارد، که بیانگر بحرانی‌تر بودن کادمیوم در طراحی جذب است. براساس مدل‌های دینامیکی توماس و یون-تلسون، ظرفیت بیشینه جذب (q_0) برای روی در عمق ۲۰ و ۴۰ سانتی‌متر به ترتیب $23/4 \text{ (mg/g)}$ و 14 (mg/g) و برای کادمیوم $0/6 \text{ (mg/g)}$ و $0/44 \text{ (mg/g)}$ و ثابت سرعت مدل توماس (kTh) برای روی $0/001 \text{ (L/day.mg)}$ و $0/009 \text{ (L/day.mg)}$ و برای کادمیوم $0/43 \text{ (L/day.mg)}$ و $0/3 \text{ (L/day.mg)}$ برآورد شد. زمان نیمه شکست ستون جذب (T) در عمق ۲۰ و ۴۰ سانتی‌متر برای روی ۶۸ و ۷۲ روز و برای کادمیوم ۳۷ و ۵۲ روز بود. کاهش q_0 با افزایش عمق ستون به دلیل پایین بودن حد مجاز غلظت خروجی و توقف زود هنگام آزمایش است، به‌طوری‌که بخشی از جرم جذب تا پایان آزمایش فعال نشده و مدل توماس ظرفیت واقعی ستون‌های عمیق‌تر را نشان نمی‌دهد. همچنین نتایج نشان داد که ثابت سرعت و نرخ اشباع شدن جذب با افزایش عمق ستون جذب به دلیل افزایش زمان تماس جذب و آلاینده کاهش می‌یابد. در انتها با توجه به نتایج به دست آمده طراحی ضخامت جذب برای حفظ غلظت خروجی زیر حد استاندارد تعیین گردید.

۱- مقدمه

تجمع یابد، که منجر به اختلالات عملکرد کلیوی، آسیب‌های کبدی، پوکی استخوان و افزایش خطر سرطان می‌گردد. فلز روی، اگرچه از عناصر ضروری برای بدن است، اما در غلظت‌های بالا می‌تواند باعث اختلال در عملکرد آنزیم‌ها و آسیب به سلول‌های گیاهی و آبزیان شود. حضور فلزات سنگین در خاک و آب همچنین می‌تواند اثرات مخربی بر اکوسیستم، تنوع زیستی و کیفیت خاک و آب داشته باشد، زیرا این فلزات در زنجیره غذایی تجمع می‌یابند و اثرات مزمن و بلندمدت ایجاد می‌کنند. به دلیل چنین پیامدهای زیست‌محیطی و بهداشتی، کنترل غلظت فلزات سنگین در محیط‌های نزدیک لندفیل و استفاده از روش‌های تصفیه جدید ضروری است [۴-۷]. از میان روش‌های متنوع تصفیه، فناوری سد واکنشی نفوذپذیر (Permeable Reactive Barrier-PRB) به‌عنوان یک راه‌حل میدانی مورد توجه زیادی قرار گرفته است. PRB به‌صورت یک ساختار نفوذپذیر در مسیر جریان آب زیرزمینی نصب می‌شود و با استفاده از مواد جذب، آلاینده‌ها را از

نشت آلودگی آب‌های زیرزمینی توسط فلزات سنگین مانند کادمیوم (Cd) و روی (Zn)، یکی از چالش‌های مهم زیست محیطی و بهداشتی در مناطق صنعتی و کشاورزی محسوب می‌شود. این فلزات به علت پایداری شیمیایی، حرکت‌پذیری بالا در محیط‌های آبی و اثرات سمی حتی در غلظت‌های پایین، در گروه آلاینده‌های پرخطر قرار می‌گیرند. منابع اصلی ورود این فلزات به محیط شامل فعالیت‌های صنعتی مانند معدن‌کاری، آبکاری فلزات، تولید باتری و صنایع متالورژیکی و لندفیل‌ها است. وجود مداوم این آلاینده‌ها در آب‌های زیرزمینی نه‌تنها کیفیت آب را کاهش می‌دهد، بلکه سلامت انسان و محیط‌زیست را به خطر می‌اندازد [۱-۳]. فلزات سنگین مانند کادمیوم و روی به دلیل سمیت بالا، تهدید جدی برای سلامت انسان و محیط زیست محسوب می‌شوند. کادمیوم می‌تواند از طریق منابع مختلف مانند شیرآبه‌های لندفیل، وارد آب‌های زیرزمینی و خاک شود و در بدن انسان عمدتاً در کلیه و کبد

* نویسنده عهده‌دار مکاتبات: ziaie@eng.ikiu.ac.ir



که ضخامت PRB باید به گونه‌ای طراحی شود که زمان کافی برای حذف آلاینده‌ها فراهم شود و علاوه بر آن زمان هدایت هیدرولیکی مناسب برقرار باشد [۱۸]. همچنین ترکیب براده‌آهن با مواد دانه‌ای می‌تواند از گرفتگی ناشی از رسوبات و خوردگی آهن جلوگیری کرده و طول عمر PRB را افزایش دهد [۱۹]. با توجه به مطالعات صورت گرفته، در این مقاله سعی شده است به بررسی حذف آلاینده‌های موجود در لندفیل بهشهر پرداخته شود. نتایج نشان می‌دهد که دو آلاینده کادمیوم و روی دارای غلظت‌های بالاتری نسبت به استانداردها هستند [۲۰]. بنابراین، با استفاده از آزمایش‌هایی در مقیاس کوچک مانند آزمایش ستون جذب، به بررسی عوامل مؤثر بر جذب و همچنین تغییرات بازدهی دیواره با گذشت زمان پرداخته شده است. در واقع، اهداف این پژوهش شامل بررسی و مقایسه کارایی زئولیت و براده آهن در حذف یون‌های کادمیوم و روی از محلول آبی با استفاده از آزمایش ستون جذب، تحلیل داده‌های واکنش و انتقال جرم با مدل توماس و یون-تلسون و برآورد ضخامت بهینه و طول عمر PRB برای کاربرد میدانی می‌باشد. نتایج این پژوهش می‌تواند به بهبود طراحی مهندسی PRB و توسعه کاربرد آنها برای حذف فلزات سنگین از آبهای زیر زمینی کمک کند.

۲- مواد و روش ساخت دستگاه

۲-۱- ساخت ستون آزمایش جذب و مشخصات جاذب و آلاینده

برای ساخت ستون آزمایش جذب از پلکسی گلس با قطر داخلی ۹ سانتی متر و ارتفاع ۴۰ سانتی متر استفاده شده است. علاوه بر آن یک مخزن از جنس پلکسی گلس نیز برای ریختن مواد آلاینده ساخته شده است. مخزن و ستون با استفاده از لوله‌هایی با قطر ۸ میلی‌متری و با تعبیه شیرهای ورودی و خروجی به یکدیگر متصل شده‌اند. (شکل ۱).

جاذب مورد استفاده در این پژوهش از مخلوط زئولیت و براده آهن با نسبت وزنی های ۷۵ به ۲۵ درصد به ترتیب می‌باشد. زئولیت مورد استفاده از شهر گرمسار واقع در ایران و همچنین از ذرات خرده آهن بازیافتی آهن واقع در شهر صنعتی البرز ایران استفاده شده است. جدول ۱ و ۲ مشخصات شیمیایی بدست آمده از آزمایش آنالیز فلورسانس اشعه ایکس (XRF) و شکل ۲ نمودار دانه بندی زئولیت، خرده آهن بازیافتی و خاک اطراف لندفیل بهشهر را نشان می‌دهد.

برای انجام آزمایش ابتدا با نسبت وزنی های در نظر گرفته شده، جاذب با مقدار ۱/۵ کیلوگرم زئولیت و ۰/۵ کیلوگرم خرده آهن را در درون ستون جذب تا ارتفاع ۴۰ سانتی متر ریخته و پس از آن از طریق مخزن تعبیه شده شیر آب باز می‌گردد تا در وهله اول ستون جذب با جریان از پایین به

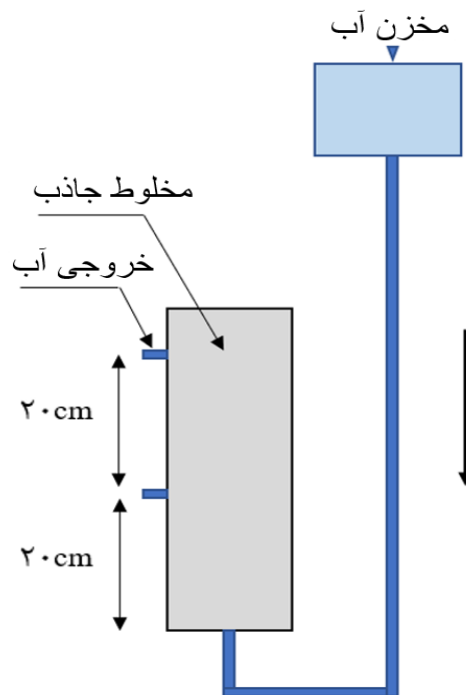
طریق فرایندهایی مانند جذب سطحی^۱، تبادل یونی^۲، رسوب گذاری و احیای شیمیایی^۳ حذف می‌کند [۸]. این روش نسبت به دیگر فناوری‌ها، از مزایایی مانند کمترین نیاز به حفاری گسترده، صرفه اقتصادی و امکان عملکرد بلند مدت برخوردار است [۹]. انتخاب ماده جاذب مناسب برای PRB نقش مهمی در کارایی سیستم دارد. زئولیت طبیعی به ویژه نوع کلینوپتیلولیت^۴ به دلیل ساختار متخلخل، ظرفیت تبادل کاتیونی بالا و پایداری شیمیایی، یکی از پر کاربردترین مواد در حذف یون‌های فلزی هستند. نسبت سیلیسیم (Si) به آلومینیوم (Al)، تعیین کننده کیفیت زئولیت است. نسبت پایین Si/Al منجر به افزایش ظرفیت جذب فلزات سنگین می‌شود در حالی که نسبت بالای آن باعث افزایش پایداری شیمیایی و مقاومت زئولیت در محیط‌های اسیدی می‌شود [۱۰]. مطالعات نشان داده‌اند که فرآیند جذب توسط جاذب زئولیت اغلب مطابق با مدل ایزوترمی لانگمویر^۵ و سینتیک جذب مرتبه دوم^۶ همخوانی دارد [۱۱]. براده آهن نیز به دلیل توانایی انجام واکنش‌های احیای و جذب فلزات، یکی دیگر از مواد پر کاربرد در این فناوری است. براده آهن با تبدیل یون‌های فلزی به فرم‌های غیرقابل حل، کارایی بالایی در حذف کادمیوم و روی دارد [۱۲]. ترکیب براده آهن و زئولیت می‌تواند ظرفیت حذف آلاینده‌ها و پایداری سیستم را افزایش دهد، اما مشکلاتی مانند خوردگی آهن و تشکیل رسوبات معدنی ممکن است باعث کاهش هدایت هیدرولیکی و گرفتگی زود هنگام PRB شود [۱۳]. برای ارزیابی عملکرد مواد جاذب در شرایط آبخوان، آزمایش ستون جذب ابزاری مناسب به شمار می‌آید. این آزمایش امکان بررسی انتقال جرم، ظرفیت جذب واقعی و اثر پارامترهای هیدرولیکی را فراهم می‌کند [۱۴]. داده‌های حاصل از این آزمایش ستون جذب معمولاً با استفاده از مدل‌های ایزوترمی لانگمویر تحلیل می‌شوند تا مکانیسم جذب و ظرفیت واقعی جاذب مشخص شود [۱۵]. همچنین بررسی سینتیک‌های مرتبه اول^۷ و دوم کمک می‌کند تا سرعت فرایندهای جذب و زمان لازم برای رسیدن به تعادل تعیین شود [۱۶]. از منظر مهندسی، تعیین ضخامت و طول عمر PRB از عوامل کلیدی در طراحی و بهره برداری موفق این فناوری است. پارامترهایی مانند سرعت جریان آب زیرزمینی، غلظت اولیه آلاینده‌ها، ظرفیت جذب مواد جاذب و نرخ واکنش، مستقیماً بر ضخامت لازم و طول عمر سیستم تأثیر دارند [۱۷]. مطالعات نشان داده‌اند

1. Adsorption
2. Ion exchange
3. Chemical reduction
4. Clinoptilolite
5. Langmuir Isotherm
6. Second-order kinetics
7. First-order kinetics

جدول ۱. مشخصات شیمیایی زئولیت.

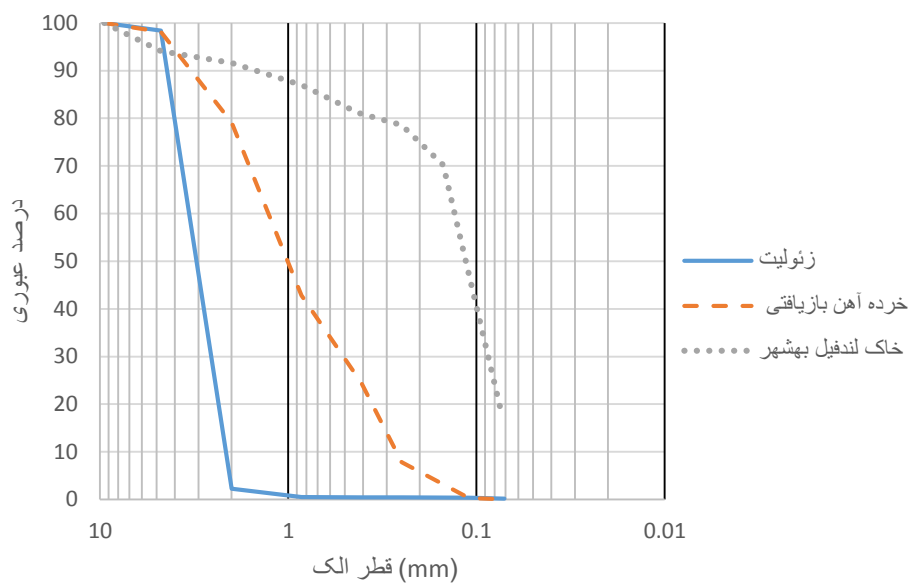
Table 1. Chemical properties of zeolite.

پارامتر	درصد وزنی
SiO ₂	۶۹/۲
Al ₂ O ₃	۱۲/۱
FeO	۱/۲
CaO	۲/۰۲
MgO	۱/۶
Na ₂ O	۱/۲
K ₂ O	۰/۱
SO ₃	۱۱/۲
SI/Al	۵/۳۵



شکل ۱. شماتیک دستگاه ستون جذب.

Fig. 1. Column test schematic.



شکل ۱. نمودار دانه بندی زئولیت، خرده آهن بازیافتی و خاک لندفیل بهشهر.

Fig. 2. Particle size distribution of zeolite, recycled iron filings, and landfill soil from Behshahr

جدول ۲. مشخصات شیمیایی خرده آهن بازیافتی.

Table 2. Chemical properties of recycled iron filings.

پارامتر	درصد وزنی
Fe	۹۸/۵
C	۰/۲
Mn	۰/۶
Si	۰/۳۵
P	۰/۰۴
S	۰/۰۵

به تنهایی تحلیل های مناسبی ارائه دهد. در واقع مدل مناسب باید ترکیبی از سینتیک واکنش و انتقال جرم باشد. در این پژوهش از مدل های دینامیکی توماس (Thomas, 1944) و یون-نلسون (Yoon-Nelson, 1984) به منظور تحلیل رفتار دینامیکی جذب فلزات سنگین در آزمایش ستون جذب و پیش بینی منحنی شکست برای طراحی PRB استفاده شده است. مدل توماس یک مدل نیمه تجربی پر کاربرد در سیستم های جذب پیوسته است که با فرض سینتیک واکنش مرتبه دوم توسعه یافته، امکان برآورد ظرفیت پیشینه جذب جاذب (q_0) و ثابت سرعت جذب (k_T) را فراهم می سازد. مدل یون-نلسون نیز یک مدل تجربی برای پیش بینی رفتار شکست ستون است که تنها به داده های زمانی غلظت خروجی نیاز دارد و بدون نیاز به اطلاعات دقیق ویژگی های جاذب، پارامترهای ثابت سرعت (k_{YN}) و زمان نیمه شکست ستون (τ) را ارائه می دهد (رابطه ۱ و ۲) [۲۲ و ۲۳].

$$\frac{C_t}{C_0} = \frac{1}{1 + \exp(k_{Th} \frac{q_0}{Q} m - k_{Th} C_0 t)} \quad (1)$$

$$\frac{C_t}{C_0} = \frac{1}{1 + \exp(k_{YN} (\tau - t))} \quad (2)$$

که C_t و C_0 غلظت خروجی و ورودی، t زمان، k_{Th} ثابت سرعت مدل توماس، m جرم جاذب، Q دبی جریان، q_0 ظرفیت جذب پیشینه جاذب، k_{YN} ثابت سرعت یون-نلسون، τ زمانی که در آن ۵۰ درصد شکست ($C_t / C_0 = 0.5$) رخ می دهد.

۲-۳- بهینه سازی ضخامت PRB بر اساس داده های آزمایش ستون

یکی از مهم ترین فاکتور ها برای طراحی این فناوری محاسبه ضخامت مورد نیاز می باشد. به عبارت دیگر ضخامت باید طوری انتخاب گردد که همیشه غلظت را زیر حد مجاز نگه دارد. در این مطالعه با استفاده از نتایج مطالعه Zhou و همکاران (۲۰۱۴) و همچنین نتایج آزمایش ستون به محاسبه ضخامت مورد نیاز برای لندفیل بهشهر پرداخته شده است. مقدار کل آلاینده حذف شده توسط جاذب به ازای حجم واحد (M_R) از رابطه ۳ بدست می آید [۲۴].

سمت بالا اشباع گردد. پس از اینکه ستون جذب اشباع گردید مواد آلاینده نیز با میزان مورد نظر به مخزن تزریق می شود. با توجه به موردی بودن پژوهش که مربوط به لندفیل بهشهر می باشد میزان غلظت حداکثر روی و کادمیوم در لندفیل مورد نظر برابر 100 (mg/L) و همچنین 5 (mg/L) به ترتیب بود که از این مقادیر با میزان pH برابر ۷ نیز برای آزمایش ستون جذب استفاده گردید. جریان ورودی به ستون جذب با استفاده از اختلاف هد هیدرولیکی بین مخزن بالادست و بالای ستون تأمین گردید. دبی مورد نظر ($2/5$ میلی لیتر بر دقیقه) با تنظیم شیر مخزن و شیرهای موجود در پورت های ورودی و خروجی ستون کنترل شد تا جریان یکنواخت برقرار شود. پس از رسیدن به دبی هدف، جریان به صورت مداوم طی آزمایش پایش شد و تغییرات آن در طول آزمایش ناچیز بود. این روش امکان تأمین جریان پایدار و قابل تکرار را فراهم می کند و در مطالعات ستون جذب برای شبیه سازی جریان های آرام محیط های متخلخل، روشی استاندارد و پذیرفته شده است [۲۱]. برای نمونه گیری نیز با استفاده از پورت تعبیه شده در فاصله ۲۰ و ۴۰ سانتی متری از پایین ستون مقدار غلظت خروجی در زمان های مختلف برداشته شد، سپس با استفاده از دستگاه طیف سنج جرمی (ICP-MS) مقادیر غلظت خروجی تعیین شدند.

۲-۲- مدل های دینامیکی واکنش و انتقال جرم

از آنجایی که آزمایش ستون جذب نمونه کوچک شده PRB در محل است باید در نظر داشت که مدل های تعادلی لانگمویر یا صرفاً سینتیک نمی تواند

گرم بر لیتر و برای عمق ۴۰ سانتی‌متر به ترتیب برابر ۰/۳۲ و ۴/۳ میلی گرم بر لیتر بود که فراتر از حد مجاز بود در نتیجه آزمایش در همان ابتدا کار متوقف گردید. در آزمایش دیگر جاذب تعویض گردید و از ترکیب ژئولیت و خرده آهن با نسبت ۷۵ به ۲۵ درصد در ستون استفاده شد. شکل ۳ و ۴ منحنی شکست را با گذشت زمان برای درصد ترکیب ژئولیت و خرده آهن ۷۵ به ۲۵ درصد را بیان می‌کند.

منحنی شکست روی در عمق ۲۰ سانتی‌متر پس از ۲ روز افزایش غلظت خروجی را نشان می‌دهد در حالیکه این مورد در عمق ۴۰ سانتی‌متر پس از ۴ روز اتفاق می‌افتد، که بیان‌گر آن است، هرچقدر ستون عمیق‌تر، تاخیر بیشتر و در نتیجه حرکت آلاینده کندتر می‌شود. همچنین بررسی ها حاکی از آن است که در عمق ۲۰ سانتی‌متر جاذب تقریباً ۱۸ الی ۲۰ روز عملکرد ایمن دارند در حالیکه برای عمق ۴۰ سانتی‌متر حتی بعد از گذشت ۲۳ روز نیز غلظت خروجی روی از حد مجاز فراتر نرفته است. برای کادمیوم نیز در عمق ۲۰ و ۴۰ سانتی‌متر به ترتیب ۱۰ و ۱۸ روز عملکرد ایمن دارند که همانند روی با افزایش عمق در زمان بیشتری می‌توان غلظت خروجی را زیر حد مجاز نگه داشت.

با مقایسه نتایج بین روی و کادمیوم این نتیجه بدست می‌آید که روی در هر دو عمق ۲۰ و ۴۰ سانتی‌متر به سختی نسبت به کادمیوم به حد مجاز می‌رسد در صورتی که در کادمیوم خیلی سریع تر این اتفاق می‌افتد. بنابراین در طراحی PRB می‌توان گفت که کادمیوم تعیین کننده ابعاد و زمان تماس مورد نیاز جاذب و آلاینده است و محدودیت اصلی کنترل طراحی برای آن است.

۳-۲- مدل‌سازی روابط دینامیکی واکنش و انتقال جرم

برای شبیه سازی نتایج به دست آمده با مدل های پیش بینی ارائه شده توسط محققان دیگر باید این نکته را توجه داشت که جهت شبیه سازی بهتر از مدل هایی استفاده کرد که علاوه بر سینتیک واکنش، انتقال جرم را نیز در نظر بگیرد. نتایج مدل های دینامیکی توماس (Thomas, 1944) (شکل ۵ و ۶) و یون-نلسون (Yoon-Nelson, 1984) (شکل ۷ و ۸) در ادامه نشان داده شده است. براساس برازش انجام شده در عمق ۲۰ سانتی‌متری میزان q_0 و k_{Th} به ترتیب برابر (mg/g) ۲۳/۴ و (L/day.mg) ۰/۰۰۱ و در عمق ۴۰ سانتی‌متر به ترتیب برابر (mg/g) ۱۴ و (L/day.mg) ۰/۰۰۰۹ است. همچنین این مقدار برای کادمیوم و در عمق ۲۰ سانتی‌متر به ترتیب برابر (mg/g) ۰/۶ و (L/day.mg) ۰/۰۴۳ و در عمق ۴۰ سانتی‌متر نیز به

$$M R = \frac{Q(C_0 T - \sum_{i=1}^N C_i \Delta t_i)}{V} \quad (3)$$

که Q دبی، C_0 غلظت اولیه، C_i میزان غلظت در زمان i ام، N تعداد بازه های زمانی اندازه گیری و V مواد جاذب ریخته شده در داخل ستون جذب است. همچنین مقدار T که طول مدت طراحی است که در این محاسبات تا زمان متناظر با غلظت حد مجاز در نظر گرفته شده است. پس از آن می‌توان با استفاده از رابطه ۴ میزان ضخامت را بر اساس طول عمر مورد نظر دست آورد.

$$t_P = \frac{T L^V (C_0 - C_B)}{M R} \quad (4)$$

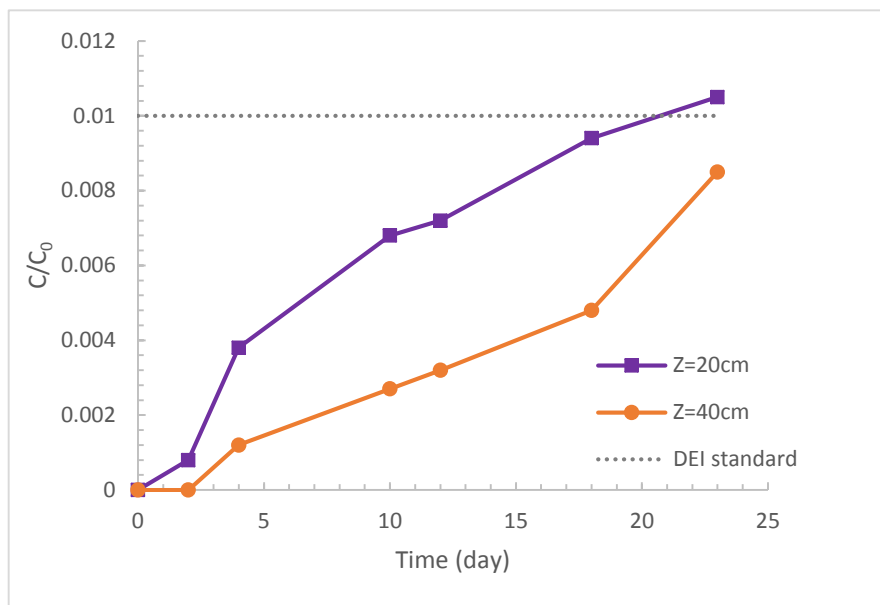
که t ضخامت، T_L طول عمر PRB، v سرعت خطی و C_B حد مجاز غلظت می باشد.

۳-۲- نتایج آزمایش

در این مقاله آزمایش ستون جذب جهت ارزیابی میزان حذف کادمیوم و روی با استفاده از جاذب ژئولیت و خرده آهن مورد مطالعه قرار گرفت. همچنین نتایج دست آمده از آزمایش ستون با مدل های دینامیکی انتقال جرم مورد استفاده شد و در نهایت برای لندفیل بهشهر جهت طراحی PRB آن، مقادیر ضخامت مورد محاسبه گردید.

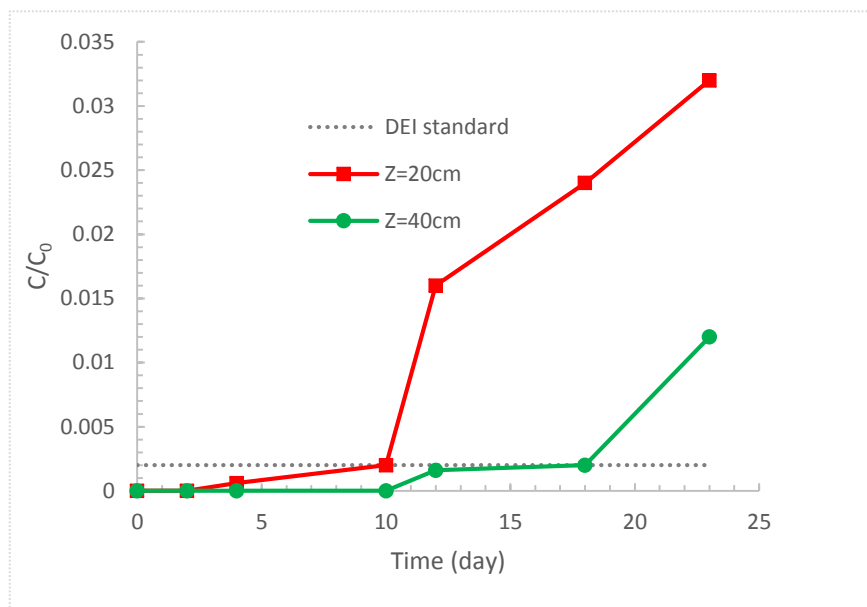
۳-۱- منحنی شکست جاذب در اثر گذشت زمان

در این پژوهش در ابتدا برای ضرورت استفاده از ژئولیت و خرده آهن، از ماسه تمیز به عنوان جاذب استفاده گردید تا بررسی گردد که ماسه تا چه زمانی می‌تواند میزان آلاینده را کمتر از حد مجاز نگه دارد. مقادیر حد مجاز برای کادمیوم و روی از استاندارد مربوط به "ضوابط زیست محیطی استفاده مجدد از آب های برگشتی و پساب ها (DEI)" برداشته شد که در این آیین نامه مقدار مجاز برای کادمیوم و روی را برای آب‌های کشاورزی به ترتیب برابر ۰/۰۱ و ۱ میلی گرم بر لیتر اعلام می‌کند [۲۵]. در اولین نمونه گیری از آزمایش ستون که پس از ۴۸ ساعت انجام شد نتایج نشان داد که مقادیر کادمیوم و روی در عمق ۲۰ سانتی‌متر به ترتیب برابر ۰/۴۸ و ۶/۷۸ میلی



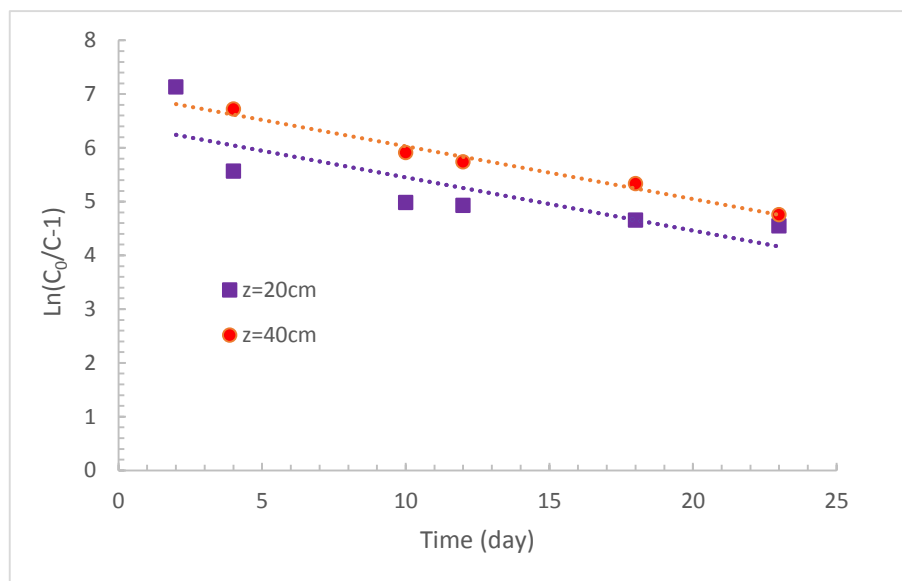
شکل ۳. منحنی شکست آلاینده روی با گذشت زمان برای جاذب زئولیت-خرد آهن (۲۵-۷۵ درصد).

Fig. 3. Breakthrough curve of zinc contaminant over time for the zeolite-iron filings adsorbent (75% zeolite-25% iron filings).



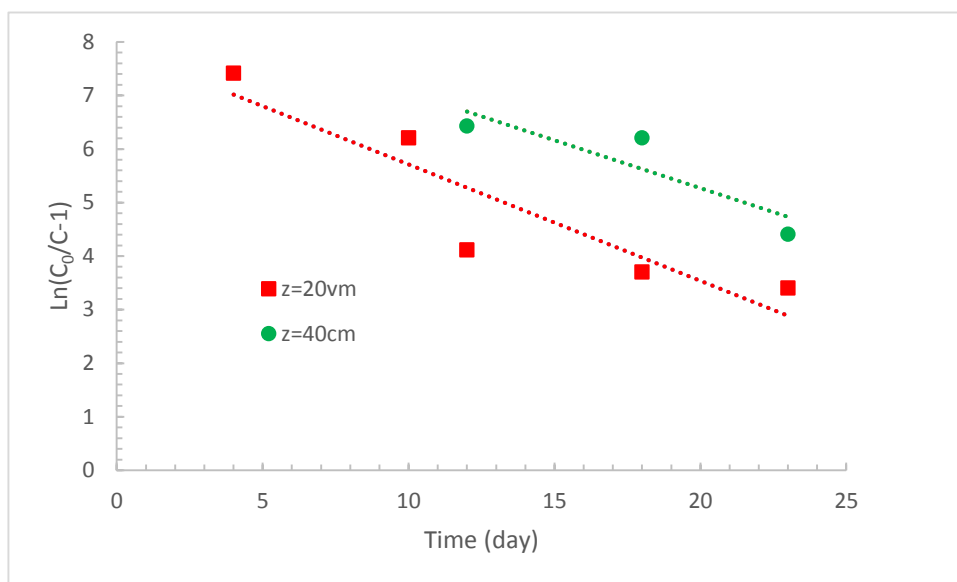
شکل ۴. منحنی شکست آلاینده کادمیوم با گذشت زمان برای جاذب زئولیت-خرد آهن (۲۵-۷۵ درصد).

Fig. 4. Breakthrough curve of cadmium contaminant over time for the zeolite-iron filings adsorbent (75% zeolite-25% iron filings).



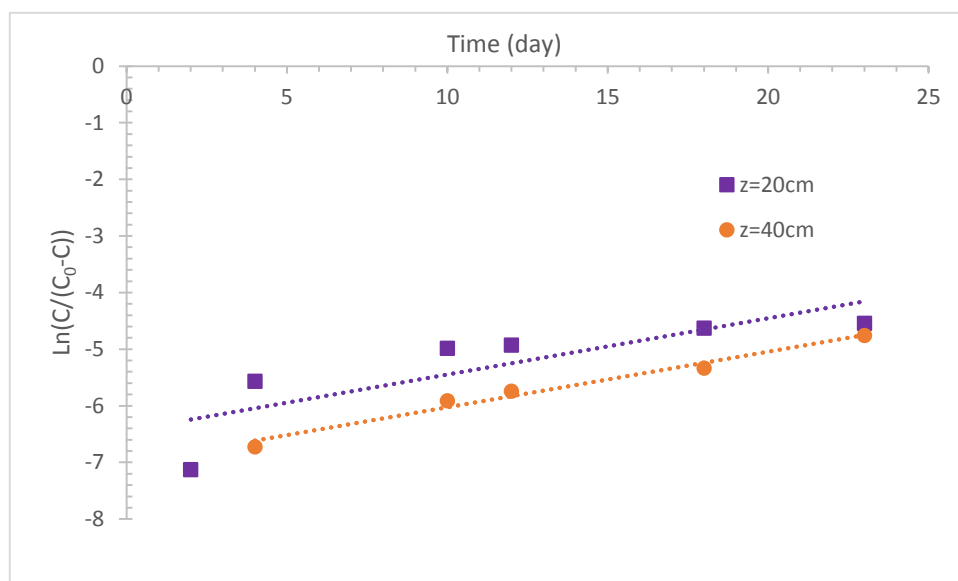
شکل ۵. برازش خطی مدل توماس برای آلاینده روی در جاذب زئولیت -خردۀ آهن (۷۵-۲۵ درصد).

Fig. 5. Linear fitting of the Thomas model for zinc adsorption on the zeolite-iron filings adsorbent (75% zeolite-25% iron filings).



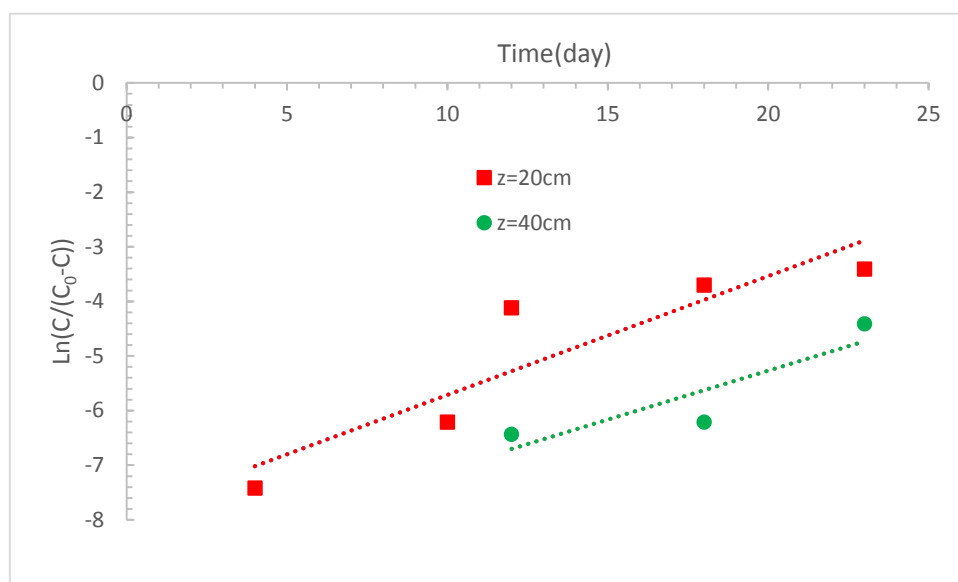
شکل ۶. برازش خطی مدل توماس برای آلایندۀ کادمیوم در جاذب زئولیت -خردۀ آهن (۷۵-۲۵ درصد).

Fig. 6. Linear fitting of the Thomas model for cadmium adsorption on the zeolite-iron filings adsorbent (75% zeolite-25% iron filings).



شکل ۷. برازش خطی مدل یون-نلسون برای آلاینده روی در جاذب زئولیت-خرده آهن (۷۵-۲۵ درصد).

Fig. 7. Linear fitting of the Yoon-Nelson model for zinc adsorption on the zeolite-iron filings adsorbent (75% zeolite-25% iron filings).



شکل ۸. برازش خطی مدل یون-نلسون برای آلاینده کادمیوم در جاذب زئولیت-خرده آهن (۷۵-۲۵ درصد).

Fig. 8. Linear fit of the Yoon-Nelson model for cadmium adsorption onto the zeolite-iron filings adsorbent (75% zeolite-25% iron filings).

ترتیب برابر 0.44 (mg/g) و 0.3 (L/day.mg) می‌باشد.

مدل دینامیکی انتقال و جذب یون-نلسون هم مورد بررسی قرار گرفت. نتایج نشان می‌دهد که در روی در عمق ۲۰ سانتی‌متر زمان نیمه شکست ستون (τ) و ثابت سرعت به ترتیب برابر ۶۸ روز و 0.09 (day/1) و برای عمق ۴۰ سانتی‌متر به ترتیب برابر ۷۲ روز و 0.098 (day/1) می‌باشد. برای کادمیوم نیز در عمق ۲۰ سانتی‌متر به ترتیب برابر ۳۷ روز و 0.21 (day/1) و در عمق ۴۰ سانتی‌متر به ترتیب برابر ۵۲ روز و 0.17 (day/1) است.

۳-۲-۱- تحلیل مدل توماس و یون-نلسون

کاهش مقدار ظرفیت بیشینه جذب (q_0) برآورد شده از مدل توماس با افزایش عمق ستون، لزوماً نشان‌دهنده کاهش واقعی ظرفیت جذب جاذب نیست، بلکه ناشی از ماهیت ریاضی مدل و محدودیت بازه داده‌های مورد استفاده در برازش می‌باشد. پارامتر q_0 در مدل توماس بیانگر ظرفیت مؤثر در محدوده داده‌های ثبت شده از منحنی شکست است و الزاماً معادل ظرفیت نهایی ترمودینامیکی جاذب در شرایط اشباع کامل نمی‌باشد. در آزمایش‌های کوتاه مدت ستون جذب که توقف آزمایش بر اساس حد مجاز پایین غلظت خروجی انجام می‌شود، بخش انتهایی منحنی شکست ثبت نشده و بخشی از جرم جاذب به‌ویژه در ستون‌های عمیق‌تر تا پایان آزمایش فعال نمی‌شود. در نتیجه ظرفیت بالقوه کامل ستون در فرآیند برازش مدل منعکس نشده و مقدار q_0 کمتر از مقدار واقعی برآورد می‌شود. از دیدگاه انتقال جرم، با افزایش عمق بستر، زمان اقامت سیال افزایش یافته و ناحیه انتقال جرم به‌صورت پایدارتر در داخل ستون گسترش می‌یابد که منجر به تأخیر در رسیدن به شرایط شکست می‌شود. در چنین شرایطی کاهش ثابت سرعت مدل توماس (k_{Th}) با افزایش طول ستون قابل انتظار است، زیرا افزایش زمان تماس موجب کاهش نرخ نسبی پیشروی جبهه آلاینده و توزیع یکنواخت‌تر فرآیند جذب در طول بستر می‌شود. بنابراین کاهش k_{Th} لزوماً بیانگر کاهش سینتیک ذاتی واکنش نبوده، بلکه بازتابی از تغییر شرایط هیدرودینامیکی و انتقال جرم در ستون‌های عمیق‌تر است [۱۵] [۲۲] [۲۶-۲۹]. در مدل یون-نلسون نیز افزایش زمان نیمه شکست (τ) و کاهش ثابت سرعت با افزایش عمق ستون مشاهده شد که بیانگر افزایش پایداری عملکرد سیستم در عمق‌های بیشتر است [۲۳]. همگرایی رفتاری دو مدل نشان می‌دهد که افزایش عمق بستر موجب بهبود کنترل فرآیند انتقال جرم، تأخیر در شکست و افزایش طول عمر بهره‌برداری ستون می‌شود. همچنین زمان نیمه شکست کمتر برای کادمیوم نسبت به روی بیانگر رسیدن سریع‌تر این آلاینده به شرایط بحرانی بوده و آن

را به‌عنوان آلاینده کنترل‌کننده در طراحی معرفی می‌کند.

۳-۳- محاسبه ضخامت مورد نیاز برای PRB بر اساس نتایج آزمایش ستون

خاک محل لندفیل بهشهر بر اساس سیستم طبقه‌بندی یونیفاید (USCS) در گروه ماسه سیلت دار (SM) قرار می‌گیرد (شکل ۲). این نوع خاک‌ها معمولاً دارای نفوذپذیری کم تا متوسط هستند. بر اساس منابع معتبر هیدروژئولوژی، هدایت هیدرولیکی خاک‌های ماسه سیلت دار عموماً در بازه 10^{-6} تا 10^{-5} متر بر ثانیه و سرعت خطی آن بین 0.5 تا 5 سانتی متر بر روز قرار دارد. این بازه با مقادیر گزارش شده در مطالعات طراحی دیواره‌های واکنشی نفوذپذیر نیز همخوانی دارد [۳۰-۳۳]. بر این اساس، مقدار $2/5$ سانتی متر بر روز به‌عنوان سرعت خطی جریان آب زیرزمینی در این پژوهش مقدار مناسب و محافظه‌کارانه‌ای برای طراحی دیواره واکنشی نفوذپذیر در نظر گرفته شده است که ضمن سازگاری با ویژگی‌های هیدرولیکی خاک ماسه سیلت‌دار محل، شرایط بدبینانه و ناهمگنی‌های احتمالی محیط لندفیل را نیز پوشش می‌دهد. حداقل ضخامت بر حسب طول عمر مورد نیاز از رابطه ۴ محاسبه می‌گردد. (جدول ۳).

همچنین نتایج این بخش نیز تأکید می‌کند که در یک عمق و طول عمر یکسان، کادمیوم حالت بحرانی تر داشته و ضخامت مورد نیاز آن نسبت به روی بیشتر است. علاوه بر آن همانگونه که بیان شد تأثیر پذیری افزایش عمق به علت کم بودن زمان آزمایش چندان نبوده است. بنابراین بهتر است جهت طراحی از عمق ۲۰ سانتی‌متر استفاده گردد. در مورد نحوه ساخت PRB با توجه به کاهش راندمان در اثر گذشت زمان و نیاز به تعویض جاذب می‌توان از روش قیف و دروازه (Funnel and Gate) استفاده کرد.

۳-۴- مقایسه نتایج با سایر مطالعات

نتایج آزمایش ستون جذب در این پژوهش نشان داد که با افزایش عمق بستر جاذب، زمان شکست افزایش یافته و عملکرد ایمن سیستم طولانی‌تر می‌شود. این رفتار با اصول انتقال جرم در بسترهای ثابت و نتایج گزارش شده در مطالعات پیشین در زمینه دیواره‌های واکنشی نفوذ پذیر همخوانی دارد. استفاده از ترکیب ژئولیت و آهن در این پژوهش نیز با روند جدید استفاده از جاذب‌های واکنشی ترکیبی در PRB همسو است. گزارش‌ها نشان می‌دهد ترکیب مواد جاذب معدنی با محیط‌های آهنی می‌تواند موجب هم‌افزایی مکانیسم‌های جذب سطحی و واکنش‌های کاهشی شده و راندمان حذف فلزات را افزایش دهد. همچنین برازش مناسب مدل‌های توماس و

جدول ۳. محاسبه ضخامت مورد نیاز لندفیل بهشهر بر اساس طول عمر.

Table 3. Calculation of the required thickness of the Behshahr landfill based on its design lifespan

آلاینده	عمق محاسباتی مقادیر (M_R) از آزمایش ستون (m)	T_L (year)	t_p (m)
Zn	۰/۲	۵	۰/۹
		۱۰	۱/۸
		۱۵	۲/۷
Zn	۰/۴	۵	۱/۲۸
		۱۰	۲/۵۶
		۱۵	۳/۸۴
Cd	۰/۲	۵	۱/۶۲
		۱۰	۳/۲۵
		۱۵	۴/۸۷
Cd	۰/۴	۵	۱/۷۹
		۱۰	۳/۵۸
		۱۵	۵/۳۷

پایداری عملکرد سیستم افزایش می‌یابد. مقایسه رفتار دو آلاینده نشان داد که کادمیوم سریع‌تر از روی به غلظت بحرانی می‌رسد و به‌عنوان آلاینده کنترل‌کننده در طراحی مطرح می‌شود. هرچند ظرفیت جذب روی بالاتر بود، اما زمان شکست کوتاه‌تر کادمیوم نشان‌دهنده حساسیت بیشتر سیستم نسبت به این آلاینده است. برازش داده‌ها با مدل توماس نشان داد که مقدار ظرفیت بیشینه جذب (q_0) با افزایش عمق کاهش یافته اما این روند ناشی از محدودیت بازه زمانی آزمایش و توقف زود هنگام آن در غلظت‌های پایین خروجی بوده و بیانگر کاهش واقعی ظرفیت جذب نمی‌باشد. همچنین، ثابت سرعت مدل توماس (k_{Th}) با افزایش عمق کاهش یافت، که این امر ناشی از افزایش زمان تماس و اشباع تدریجی تر بستر می‌باشد. نتایج مدل یون-تلسون نیز این روند را تأیید کرد، به‌گونه‌ای که با افزایش عمق ستون، زمان نیمه‌شکست افزایش و ثابت سرعت کاهش یافت، که بیانگر پایداری بیشتر عملکرد سیستم در عمق‌های بالاتر است. در نهایت، بر اساس نتایج مدل‌سازی، ضخامت مورد نیاز دیواره واکنشی برای طول عمرهای مختلف بهره‌برداری برآورد گردید. تحلیل طراحی نشان داد که افزایش عمق بستر می‌تواند به‌طور مؤثری زمان بهره‌برداری سیستم را افزایش دهد و استفاده از آرایش قیف و دروازه با تمرکز جریان آلوده به ناحیه واکنشی، امکان دستیابی به طراحی اقتصادی‌تر و کارآمدتر را در شرایط لندفیل بهشهر فراهم می‌سازد.

یون-تلسون با داده‌های آزمایش ستون در این مطالعه با نتایج بسیاری از پژوهش‌های بستر ثابت مطابقت دارد. در مطالعات مختلف جذب ستونی فلزات سنگین، این مدل‌ها ابزار قابل قبولی برای پیش‌بینی منحنی شکست و پارامترهای طراحی گزارش شده‌اند. در نهایت، پیشنهاد استفاده از آرایش قیف و دروازه برای طراحی PRB در این تحقیق با توصیه‌های ارائه‌شده در مطالعات طراحی میدانی همخوانی دارد که هدف آن کاهش هزینه حفاری و تمرکز جریان در ناحیه واکنشی است [۳۲-۳۵].

۴- نتیجه گیری

در این پژوهش عملکرد ترکیب ژئولیت و خرده‌آهن در حذف کادمیوم و روی موجود در شیرابه لندفیل بهشهر با استفاده از آزمایش ستون جذب مورد ارزیابی قرار گرفت. تحلیل منحنی‌های شکست در دو عمق ۲۰ و ۴۰ سانتی‌متر نشان داد که افزایش طول بستر موجب افزایش زمان عملکرد ایمن سیستم می‌شود. به‌طوری‌که زمان نیمه‌شکست برای روی از ۶۸ روز در عمق ۲۰ سانتی‌متر به ۷۲ روز در عمق ۴۰ سانتی‌متر افزایش یافت و برای کادمیوم این مقدار از ۳۷ به ۵۲ روز رسید که بیانگر تأثیر معنی‌دار افزایش جرم جاذب بر تأخیر در رسیدن به شرایط شکست است. این نتایج نشان می‌دهد که کنترل جبهه انتقال جرم در ستون‌های عمیق‌تر مؤثرتر بوده و

amended permeable reactive barriers for groundwater remediation—A mechanistic approach.” *Geoscience Frontiers* 14 (2023): 101494.

- [4] L. Järup. “Hazards of heavy metal contamination.” *British Medical Bulletin* 68 (2003): 167–182.
- [5] J. Godt, F. Scheidig, C. Grosse-Siestrup, V. Esche, P. Brandenburg, A. Reich, D. A. Groneberg. “The toxicity of cadmium and resulting hazards for human health.” *Journal of Occupational Medicine and Toxicology* 1 (2006): 22.
- [6] A. S. Prasad. “Zinc in human health: Effect of zinc on immune cells.” *Molecular Medicine* 14(5–6) (2008): 353–357.
- [7] B. J. Alloway. “Trace metals and metalloids in soils and their bioavailability.” *Heavy Metals in Soils* 22 (2013): 4–18.
- [8] D. Jun, Y. Zhang, W. Zhou, M. Hu. “Laboratory study on sequenced permeable reactive barrier remediation for landfill leachate-contaminated groundwater.” *Journal of Hazardous Materials* 161(1) (2009): 224–230.
- [9] M. Sakr, H. El Agamawi, H. Klammler, M. M. Mohamed. “A review on the use of permeable reactive barriers as an effective technique for groundwater remediation.” *Groundwater for Sustainable Development* 21 (2023): 100914.
- [10] L. C. C. Rocha, L. V. Zuquette. “Evaluation of zeolite as a potential reactive medium in a permeable reactive barrier (PRB): Batch and column studies.” *Geosciences* 10(2) (2020): 59.
- [11] M. Sprynskyy, B. Buszewski, A. P. Terzyk, J. Namieśnik. “Study of the selection mechanism of heavy metal (Pb²⁺, Cu²⁺, Ni²⁺, and Cd²⁺) adsorption on clinoptilolite.” *Journal of Colloid and Interface Science* 304 (2006): 21–28.
- [12] L. Liang, X. Li, Z. Lin, C. Tian, Y. Guo. “The removal of Cd by sulfidated nanoscale zero-valent iron: The structural, chemical bonding evolution and the reaction

۵- فهرست علائم

علائم انگلیسی

C_0	غلظت اولیه، mg/L
C_B	غلظت استاندارد، mg/L
C_t	غلظت خروجی، mg/L
k_{Th}	ثابت سرعت توماس، L/day.mg
k_{YN}	ثابت سرعت یون-نلسون، 1/day
m	جرم جاذب، gr
M_R	میزان آلاینده حذف شده بر حسب واحد حجم، mg/cm ³
N	تعداد بازه های زمانی
Q	دبی، L/day
q_0	ظرفیت بیشینه جذب، mg/g
T	زمان رسیدن به حد مجاز، day
t	زمان، day
T_L	عمر مفید PRB، year
t_p	ضخامت PRB، m
V	حجم جاذب داخل ستون، m ³
v	سرعت خطی، cm/day

علائم یونانی

Δt	اختلاف فاصله زمانی نمونه گیری، day
τ	زمان رسیدن غلظت خروجی به میزان ۵۰ درصد اولیه، day

منابع

- [1] C. M. Mayacela-Rojas, A. Molinari, J. L. Cortina, O. Gibert, C. Ayora, A. Tavolaro, et al. “Removal of transition metals from contaminated aquifers by PRB technology: Performance comparison among reactive materials.” *International Journal of Environmental Research and Public Health* 18(11) (2021): 6075.
- [2] S. Bilardi, P. S. Calabrò, N. Moraci. “A review of the hydraulic performance of permeable reactive barriers based on granular zero valent iron.” *Water* 15(1) (2023): 200.
- [3] M. Lawrinenko, S. Kurwadkar, R. T. Wilkin. “Long-term performance evaluation of zero-valent iron

- [22] H. C. Thomas. "Heterogeneous ion exchange in a flowing system." *Journal of the American Chemical Society* 66 (1944): 1664–1666.
- [23] Y. H. Yoon, J. H. Nelson. "Application of gas adsorption kinetics I. A theoretical model for respirator cartridge service life." *American Industrial Hygiene Association Journal* 45 (1984): 509–516.
- [24] D. Zhou, Y. Li, Y. Zhang, C. Zhang, X. Li, Z. Chen, et al. "Column test-based optimization of the permeable reactive barrier (PRB) technique for remediating groundwater contaminated by landfill leachates." *Journal of Contaminant Hydrology* 168 (2014): 1–16.
- [25] Department of Environment of Iran. *Environmental Regulations for the Reuse of Return Flows and Wastewater*. Publication No. 535, Directive No. 100/62366, Tehran (2010). (In Persian).
- [26] K. H. Chu. "Fixed bed sorption: Setting the record straight on the Bohart–Adams and Thomas models." *Journal of Hazardous Materials* 177 (2010): 1006–1012.
- [27] M. S. Shafeeyan, W. M. A. W. Daud, A. Shamiri. "A review of mathematical modeling of fixed-bed columns for carbon dioxide adsorption." *Chemical Engineering Research and Design* 92 (2014): 961–988.
- [28] R. Han, Y. Wang, W. Yu, W. Zou, J. Shi, H. Liu. "Biosorption of methylene blue from aqueous solution by rice husk in a fixed-bed column." *Journal of Hazardous Materials* 141 (2007): 713–718.
- [29] R. M. Clark. "Evaluating the cost and performance of field-scale granular activated carbon systems." *Environmental Science & Technology* 21 (1987): 573–580.
- [30] R. A. Freeze, J. A. Cherry. *Groundwater*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ (1979).
- [31] C. W. Fetter. *Applied Hydrogeology*. 4th ed., Prentice-Hall Inc., New Jersey (2001).
- [32] A. Gavaskar, N. Gupta, B. Sass, R. Janosy, J. Hicks. "kinetics." *Chemical Engineering Journal* 382 (2020): 122933. [13] D. W. Blowes, C. J. Ptacek, S. G. Benner, C. W. McRae, T. A. Bennett, R. W. Puls. "Treatment of inorganic contaminants using permeable reactive barriers." *Journal of Contaminant Hydrology* 45 (2000): 123–137.
- [14] H. D. Sharma, K. R. Reddy. *Geoenvironmental Engineering: Site Remediation, Waste Containment, and Emerging Waste Management Technologies*. John Wiley & Sons (2004).
- [15] K. Y. Foo, B. H. Hameed. "Insights into the modeling of adsorption isotherm systems." *Chemical Engineering Journal* 156 (2010): 2–10.
- [16] Y. S. Ho, G. McKay. "Pseudo-second order model for sorption processes." *Process Biochemistry* 34 (1999): 451–465.
- [17] S. G. Benner, D. W. Blowes, C. J. Ptacek, K. U. Mayer. "Rates of sulfate reduction and metal sulfide precipitation in a permeable reactive barrier." *Applied Geochemistry* 17 (2002): 301–320.
- [18] A. Erto, A. Lancia, I. Bortone, A. Di Nardo, M. Di Natale, D. Musmarra. "A procedure to design a Permeable Adsorptive Barrier (PAB) for contaminated groundwater remediation." *Journal of Environmental Management* 92(1) (2011): 23–30.
- [19] L. Liang, A. B. Sullivan, O. R. West, G. R. Moline, W. Kamolpornwijit. "Predicting the precipitation of mineral phases in permeable reactive barriers." *Environmental Engineering Science* 20(6) (2003): 635–653.
- [20] F. Hossein Zadeh, A. A. Momeni, R. Bagheri. "Investigation of heavy metal contamination in soils around the Behshahr landfill." *New Findings in Applied Geology* 12(24) (2018): 77–88. (In Persian).
- [21] H. D. Sharma, K. R. Reddy. *Geoenvironmental Engineering: Site Remediation, Waste Containment, and Emerging Waste Management Technologies*. John Wiley & Sons (2004).

- [34] F. Obiri-Nyarko, S. J. Grajales-Mesa, G. Malina. "An overview of permeable reactive barriers for in situ sustainable groundwater remediation." *Chemosphere* 111 (2014): 243–259.
- [35] R. Han, J. Zhang, W. Zou, J. Shi, H. Liu. "Equilibrium biosorption isotherm for lead ion on chaff." *Journal of Hazardous Materials* 125 (2005): 266–271.
- Design Guidance for Application of Permeable Reactive Barriers for Groundwater Remediation. AFRL-ML-TY-TR-2000-4547 (2000).
- [33] D. W. Blowes, C. J. Ptacek, S. G. Benner, C. W. McRae, T. A. Bennett, R. W. Puls. "Treatment of inorganic contaminants using permeable reactive barriers." *Journal of Contaminant Hydrology* 45 (2000): 123–137.

چگونه به این مقاله ارجاع دهیم

H. Yekeh Dehghan, R. Ziaie Moayed, *Removal of Contaminants from Behshehr Landfill Using Permeable Reactive Barriers in Column Adsorption Test*, *Amirkabir J. Civil Eng.*, 58(4) (2026) 531-546.

DOI: [10.22060/ceej.2026.24891.8362](https://doi.org/10.22060/ceej.2026.24891.8362)

