



Available Online: <http://jmst.kmsu.ac.ir>

Original Article



Evaluation of Environmental Effects of Urban Solid Waste Disposal on Babolsar Beach, Mazandaran Province

Arezo Ghasemi, Giti Forghani Tehrani*, Rahim Bagheri

Department of Environmental Geology and hydrogeology, Earth Sciences Faculty, Shahrood University of Technology, Shahrood, Iran.

* Corresponding Author Email: forghani@shahroodut.ac.ir

Received: 13 May 2023

Revise Date: 7 June 2023

Accepted: 19 June 2023

DOI: 10.22113/jmst.2023.397212.2526

Abstract

The purpose of the present study is to assess the environmental impacts of municipal solid waste disposal on Babolsar beach, Mazandaran Province, and its effects on the adjacent soils. For this purpose, 15 surface soil samples and 10 leachate samples were collected and analyzed using standard methods. The concentrations of major and trace elements in soil and leachate samples were measured by ICP-OES and ICP-MS instruments, respectively. The obtained results indicate that the concentrations of Ag and Cu in all studied soil samples, and those of Mn and Ni in most samples, were higher than the world soil average composition. The average values of the elements' enrichment factors followed this trend: Ag (12.6) > Ni (6.3) > Mo (6.2) > Cu (5) > Cd (4.7) > As (4.5) > Cr (3.5) > Pb (3.2) > Co (2.6) > Mn (2) > Fe (1.9) > Zn (1.5). The concentrations of Cd, Co, Cr, Fe, and Ni in leachate samples were higher than the permissible values for leachate disposal into surface and groundwater resources. The obtained results in the present study show that waste disposal management in the study area is a necessity according to environmental guidelines, which may prevent the pollution of soil, plants, and water resources in adjacent areas.

Key words: Leachate, Soil, Waste disposal, Pollution

1. INTRODUCTION

During the last decades, the excessive growth of the population and the development of urbanization have caused the emergence of various environmental problems. The disposal of produced municipal solid wastes in urban areas is a significant challenge that needs proper environmental management (Wang et al., 2009; Aydi et al., 2013). Site selection for waste disposal is considered the most important step in waste management (Uyan, 2014), since improper disposal of waste will eventually result in soil and water resource pollution, which is mainly due to the production of extremely polluted leachates in disposal sites (Gottschall et al., 2009). The leachate composition is highly complex and contains numerous dissolved and suspended organic/inorganic pollutants such as NH_4^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , Fe , SO_4^{2-} , Cl^- , NO_3^- , PO_4^{3-} , and potentially toxic elements (e.g., Cd, Cr, Cu, Pb, Ni, and Zn)

Copyrights:

Copyright for this article is retained by the author(s), with publication rights granted Journal of Marine Science and Technology. This is an open-access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution License (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0>), which permits unrestricted use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.



as well as pathogenic agents (Ogundiran and Afolabi, 2008; Kassasi et al., 2008). Due to the presence of toxic organic and inorganic pollutants in waste leachate, waste disposal sites in urban areas can be a major threat to soil and water resources (Christensen et al., 1992; Chofqi, 2004; Claudio et al., 2006).

In Babolsar city, a high amount of municipal waste is produced daily and is disposed of near the beach without environmental considerations. The humid weather of the area leads to the production of a large amount of waste leachate, which can infiltrate into the Caspian Sea and groundwater resources and may cause severe pollution of the coastal area and marine ecosystem. On the other hand, soil pollution in the area is worrying due to the expansion of agricultural lands around the landfill site. The objective of the present study is to assess the level of soil pollution in this area and to investigate the chemical composition of solid waste leachate.

2. MATERIALS AND METHODS

Fifteen topsoil samples (0–15 cm depth) were collected using a stainless steel shovel. The soil samples were dried at room temperature for 48 hours. Then, the samples were passed through a 10-mesh sieve and pulverized using an agate mortar until the particle size reached up to 75 microns. The concentrations of major and trace elements in powdered soil samples were measured by an ICP-MS instrument (Perkin 9000 DRCE model) after strong acid digestion ($\text{HF}+\text{HCl}+\text{HNO}_3+\text{HClO}_4$). To evaluate the accuracy of the data, blank samples and reference materials were analyzed, and to check the precision of the analytical results, triplicate analyses of target elements in each sample were carried out. In order to quantitatively evaluate the level of soil pollution around the Babolsar waste disposal site, some geochemical indices including Enrichment Factor (EF), Pollution Index (PI), and Pollution Load Index (PLI) were calculated. The pH and EC values of the leachate samples were recorded in the field using a portable pH-EC meter. Ten leachate samples were collected in 1.5-litre polyethylene bottles. In each sampling site, two subsamples were collected: one for measuring the concentration of potentially toxic elements and the other for determining the physicochemical parameters. Before sampling, the bottles were rinsed with leachate. The first subsamples were filtered through a 0.45-micron filter paper, and the pH was reduced to less than 2 by adding a few drops of dilute HNO_3 . The concentration of potentially toxic elements was measured by an ICP-MS device immediately after sample preparation. The second subsamples were used without any preparation to measure total dissolved solids (TDS) and total suspended solids (TSS) using the gravimetric method.

3. RESULTS AND DISCUSSION

The concentrations of Ag and Cu in all studied soil samples and the concentration of Mn and Ni in most samples were higher than the world soil average composition. The concentrations of Co, Cr, Fe, Mo, Pb, Cd, and As in some soil samples were higher than their values in the world soil average composition. The Zn concentration in all samples was lower than its average value in world soils. On the basis of enrichment factor values, the studied soils were highly enriched in Ag, Ni, and Mo, and moderately enriched in Cu, Cd, As, Cr, Pb, and Co. There was a low enrichment of soils in Mn, Fe, and Zn. The pollution index values of Ag, Cu, Mn, and Mo were higher than 1, indicating a probable anthropogenic source of these elements in the soil. The calculated pollution load index values also showed average soil pollution in the study area. Based on the obtained results, in most leachate samples, the EC value was higher than the maximum allowable limit (1500 $\mu\text{s}/\text{cm}$). The amounts of TDS and TSS in all samples were higher than the standard values. The concentrations of Al, As, Ba, Cu, Pb, Mn, Se, and Zn in all leachate samples were within the permitted range provided by the World Health Organization for the discharge of landfill leachate into surface waters, while the concentrations of Cd, Co, Cr, Fe, and Ni in some samples were higher than their respective values in the WHO standard. According to the degree of pollution (Cd), the studied leachate samples were highly polluted.

4. CONCLUSION

The results of the present study show that improper disposal of municipal wastes on Babolsar beach may cause serious environmental issues for the surrounding environment and local residents. The infiltration of municipal leachate may reduce the quality of water resources and soils. Therefore, the reduction of leachate production before waste disposal is deemed necessary. In general, it is of crucial importance to select a suitable site for sanitary waste disposal to prevent leachate leakage and the release of pollutants into water resources and soil.



مقاله پژوهشی

Available Online: <http://jmst.kmsu.ac.ir>



ارزیابی اثرات زیست محیطی دورریزی پسماندهای جامد شهری در ساحل بابلسر، استان مازندران

آرزو قاسمی، گیتی فرقانی تهرانی*، رحیم باقری

گروه آب شناسی و زمین شناسی زیست محیطی، دانشکده علوم زمین، دانشگاه صنعتی شاهرود، شاهرود، ایران.

* نویسنده مسئول، پست الکترونیک: forghani@shahroodut.ac.ir

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۲/۰۳/۲۹

تاریخ بازنگری: ۱۴۰۲/۰۳/۱۷

تاریخ دریافت: ۱۴۰۲/۰۲/۲۳

شناسه دیجیتال (DOI): 10.22113/jmst.2023.397212.2526

چکیده

هدف از انجام این پژوهش، بررسی ترکیب شیمیایی شیرابه محل دفن زباله پسماندهای جامد شهری دورریزی شده در ساحل بابلسر، استان مازندران، و ارزیابی آلودگی خاک پیرامون محل دفن زباله است. بدین منظور تعداد ۱۰ نمونه شیرابه زباله و ۱۵ نمونه خاک سطحی از پیرامون محل دورریزی زباله برداشت شد. پس از آماده‌سازی نمونه‌ها، غلظت عناصر اصلی و جزئی در نمونه‌های خاک توسط دستگاه ICP-OES و غلظت عناصر بالقوه سمی در نمونه‌های شیرابه، توسط دستگاه ICP-MS اندازه‌گیری شد. نتایج بدست آمده نشان می‌دهد که غلظت عناصر نقره و مس در تمام نمونه‌های خاک، و غلظت منگنز و نیکل در بیشتر نمونه‌ها در مقایسه با ترکیب میانگین خاک جهانی بیشتر است. میانگین ضریب غنی‌شدگی عناصر مورد مطالعه به ترتیب زیر کاهش می‌یابد: $Ag (12.6) > Ni (6.3) > Mo (6.2) > Cu (5) > Cd (4.7) > As (4.5) > Cr (3.5) > Pb (3.2) > Co (2.6) > Mn (2) > Fe (1.9) > Zn (1.5)$. مقایسه غلظت عناصر بالقوه سمی در نمونه‌های شیرابه با استاندارد دفع شیرابه نشان می‌دهد که غلظت عناصر کادمیم، کبالت، کروم، آهن، منگنز و نیکل در برخی نمونه‌ها بیشتر از حد مجاز این عناصر در شیرابه پسماندهای شهری است. با توجه به نتایج بدست آمده در این تحقیق، مدیریت دفن پسماندهای جامد شهری به شکل اصولی و بر اساس موازین زیست محیطی، امری ضروری است و از آلودگی منابع آب، خاک، و محصولات زراعی منطقه جلوگیری خواهد کرد.

واژگان کلیدی: شیرابه، خاک، دورریزی زباله، آلودگی.

۱. مقدمه

دفع آن است (Wang et al., 2009; Aydi et al., 2013). دفن بهداشتی پسماندها در مکان‌های مناسب، به ویژه در مناطق شهری، یکی از اولویت‌های زیست محیطی مهم است (Shahabi et al., 2014). به عبارت دیگر، انتخاب محل مناسب برای دفن پسماندها، مهمترین مرحله مدیریت پسماند است (Uyan, 2014). برای به حداقل رساندن اثرات

رشد بی‌رویه جمعیت و توسعه شهرنشینی در سالهای اخیر، باعث تغییر در الگوی مصرف و بروز انواع مشکلات زیست محیطی شده است. یکی از مشکلات عمده ناشی از توسعه مناطق شهری، تولید انواع پسماندهای جامد و نحوه

Copyrights:

Copyright for this article is retained by the author(s), with publication rights granted Journal of Marine Science and Technology. This is an open-access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution License (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0>), which permits unrestricted use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.



(Bouzayani et al., 2014). آلودگی با فلزات سنگین در مقایسه با آلودگی میکروبی بسیار خطرناکتر است، زیرا فلزات سنگین به سادگی تجزیه نشده و برای دوره‌های طولانی در محیط باقی می‌مانند و می‌توانند وارد زنجیره غذایی انسان شده و سبب ایجاد اختلال در سلامتی انسان شوند (Fuge, 2013). محل دورریزی زباله شهر بابلسر واقع در استان مازندران، در مجاورت جاده ساحلی بابلسر و در مختصات جغرافیایی ۵۲ درجه و ۳۹ دقیقه طول شرقی و ۳۶ درجه و ۴۳ دقیقه عرض شمالی واقع شده است. بر اساس سرشماری سال ۱۳۹۸، جمعیت بابلسر حدود ۱۵۰۲۰۰ نفر است و در سالهای اخیر، بابلسر با رشد زیاد جمعیت مواجه بوده است. در شهرستان بابلسر روزانه ۷۰ تن پسماند جامد شهری تولید می‌شود که در زمان تعطیلات حتی به ۱۷۰ تن می‌رسد. به طور متوسط از کل تولید زباله تولید شده در روز، ۹۸ درصد زباله خانگی، ۱ درصد زباله صنعتی، و ۱ درصد زباله بیمارستانی است. این حجم از زباله به شکل نامناسب و بدون در نظر گرفتن ملاحظات زیست محیطی، در ناحیه ساحلی بابلسر و در جوار شهرک مسکونی گل‌ها (پارکینگ هشتم) دور ریخته می‌شود که علاوه بر به هم ریختن چهره منطقه، می‌تواند زمینه بروز مشکلات زیست محیطی، بهداشتی و اجتماعی را در آینده فراهم آورد. رخداد بارندگی‌های متعدد در منطقه به تولید حجم زیادی شیرابه زباله منجر شده است که نفوذ آن به دریای خزر می‌تواند موجب آلودگی شدید منطقه ساحلی و اکوسیستم دریایی شود. از سوی دیگر آلودگی خاک منطقه، با توجه به گسترش زمین‌های کشاورزی در پیرامون سایت دفن زباله، و همچنین نزدیکی شهرک گل‌ها به محل دفن، نگران کننده است.

میانگین سالیانه دمای بابلسر ۱۸/۴ درجه سانتی‌گراد، میانگین بارش سالیانه ۷۹۱ میلی‌متر و میانگین رطوبت ۷۹ درصد است. این منطقه دارای زمستان‌های ملایم همراه با بارندگی فراوان است. با توجه به فرمول دمارتن (رابطه ۱)، و بر اساس رده‌بندی جدول اقلیمی دمارتن (جدول ۱)، اقلیم بابلسر در رده بسیار مرطوب (۳۷/۵) قرار دارد. در این رابطه، A ضریب خشکی دمارتن، P میزان بارندگی سالانه (میلی‌متر)، و T درجه حرارت سالانه (°C) است.

$$A = p / (T + 10)$$

جدول ۱- رده‌بندی شاخص خشکی دمارتن

Values of A	Type of Climate
A<10	Arid
10<A<19.9	Semiarid
20<A<23.9	Mediterranean
24<A<27.9	Semihumid
28<A<34.9	Humid
A>35	Very humid

۶۳

احتمالی محل‌های دفن پسماندهای شهری، این مکان‌ها باید دارای شرایط خاصی باشند که برخی از مهم‌ترین آن‌ها عبارتند از توپوگرافی، ویژگی‌های سنگ‌شناسی، موقعیت تکتونیکی، شرایط هیدرولوژیکی (آب‌های سطحی و زیرزمینی)، اقلیم و شرایط اقتصادی-اجتماعی. در صورتی که محل دورریزی پسماندهای شهری به درستی انتخاب نشود، این مکان‌ها به تهدید جدی برای انسان‌ها و محیط‌زیست تبدیل می‌شوند (Gohary et al., 2016; Krčmar et al., 2018).

یکی از مهم‌ترین اثرات زیست محیطی دفن نامناسب پسماند، آلودگی آب‌های سطحی و زیرزمینی و خاک در اثر تخلیه شیرابه به محیط زیست است (Gottschall et al., 2009). شیرابه زباله، محصول نهایی تماس آب با مواد زائد جامد است و شامل مواد قابل حل، معلق یا ذرات مخلوطی از اجزای همان زباله است. شیرابه زباله‌های شهری از لحاظ ترکیبی بسیار پیچیده بوده و حاوی انواع آلاینده‌های آلی و معدنی حل شده مانند آمونیم، کلسیم، منیزیم، سدیم، پتاسیم، آهن، سولفات، کلراید، نیترات، فسفات، فلزات سنگین (به ویژه کادمیم، کروم، مس، سرب، نیکل، و روی) و عوامل بیماریزا است (Christensen et al., 1998; Kjeldsen et al., 2002; Ogundiran and Afolabi, 2008; Kassasi et al., 2008). این اجزاء، محصولات جانبی ناشی از واکنش‌های شیمیایی و بیولوژیکی موجود در محل دفن هستند. ترکیب شیرابه زباله، تابع نوع زباله، نرخ تجزیه آن، تغییرات اقلیمی، و حجم آب نفوذ کرده به محل دفن است. با توجه به حضور انواع آلاینده‌های آلی و معدنی سمی و خطرناک در شیرابه زباله، مکان دفن پسماند در مناطق شهری می‌تواند خطر بزرگی برای منابع آب و خاک پیرامون محل دفن زباله باشد (Christensen et al., 1992; Chofqi, 2004; Claudio et al., 2006). محل‌های دفن زباله قابلیت تولید شیرابه را حتی پس از ده‌ها سال از خاتمه دفن زباله دارا هستند. در نتیجه باید توجه ویژه‌ای در خصوص مدیریت جایگاه‌های دفن زباله پس از پایان مراحل دفن به عمل آید.

یکی از گروه‌های آلاینده خطرناک موجود در شیرابه، فلزات سنگین بوده که می‌تواند تهدید زیست محیطی جدی برای خاک‌های اطراف لن‌دیفیل و آب زیرزمینی باشد

رابطه (۱)

جزئی در نمونه‌های پودر شده، توسط دستگاه ICP-MS (مدل پرکین ۹۰۰۰ DRCE) شرکت مطالعات مواد معدنی زرآما و پس از هضم اسیدی قوی ($\text{HF} + \text{HCl} + \text{HNO}_3 + \text{HClO}_4$) اندازه‌گیری شد. برای ارزیابی صحت داده‌ها، از نمونه‌های تهی، و برای ارزیابی دقت، از چهار بار اندازه‌گیری هر عنصر در هر نمونه، استفاده شد.

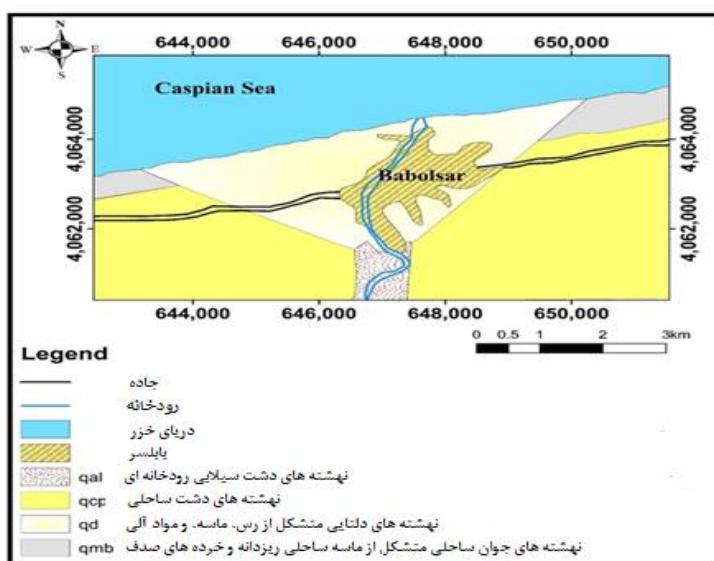
با توجه به بالا بودن سطح آب زیرزمینی در مناطق ساحلی، احتمال آلوده شدن این منابع آبی توسط شیرابه‌های محل دورریزی زباله وجود دارد. لذا با توجه به تجمع شیرابه در نزدیکی محل دورریزی زباله بابلسر و نزدیکی آن به ساحل دریا، ۱۰ نمونه شیرابه از مسیر جریان شیرابه برداشت شد (شکل ۲b). برای برداشت نمونه شیرابه، در هر ایستگاه از دو بطری پلی‌اتیلن ۱/۵ لیتری دارای درب مناسب (یکی برای اندازه‌گیری غلظت فلزات و دیگری برای اندازه‌گیری پارامترهای فیزیکی-شیمیایی) استفاده گردید و هر نمونه پس از چند بار شستشو توسط شیرابه مورد نظر برداشت گردید. به منظور حذف مواد جامد و معلق از نمونه‌های شیرابه، نمونه از کاغذ صافی ۰/۴۵ میکرون عبور داده شد، و به منظور تثبیت ترکیب شیمیایی نمونه شیرابه، pH آن با استفاده از چند قطره اسید نیتریک رقیق به کمتر از ۲ رسانده شد. این نمونه برای اندازه‌گیری غلظت عناصر توسط دستگاه ICP-MS به آزمایشگاه مرکزی دانشگاه صنعتی اصفهان ارسال شد. بخش دوم نمونه، بدون انجام مراحل آماده‌سازی، برای اندازه‌گیری پارامترهای هدایت الکتریکی و pH مورد استفاده قرار گرفت. غلظت عناصر بالقوه سمی در نمونه‌های شیرابه بلافاصله پس از آماده‌سازی نمونه‌ها، اندازه‌گیری شد.

رودخانه‌های اصلی محدوده مورد مطالعه عبارتند از کیسه-رود، بابل‌رود، تالار و سیاه‌رود. شهر بابلسر، در حوضه آبریز رودخانه‌های تالار و بابل‌رود قرار گرفته است. وسعت حوضه آبریز بابل‌رود حدود ۱۴۰۰ کیلومتر مربع است. آبدهی متوسط سالیانه این رودخانه ۴۹۰ میلیون متر مکعب است. مساحت حوضه آبریز تالار حدود ۲۰۰۰ کیلومتر مربع و آبدهی متوسط سالیانه این رودخانه ۳۸۰ میلیون متر مکعب است. عمق سطح ایستابی در منطقه بسیار کم است و کیفیت آب در صورت عدم تداخل با آب دریا مناسب است.

واحدهای رسوبی و سنگی محدوده مورد مطالعه عبارتند از: رسوبات بادرفتی کرانه‌ای عهد حاضر، نهشته‌های باتلاقی و شورزار، نهشته‌های دلتایی، آبرفت‌های رودخانه‌ای عهد حاضر و رسوبات مخروط افکنه‌ای (شکل ۱).

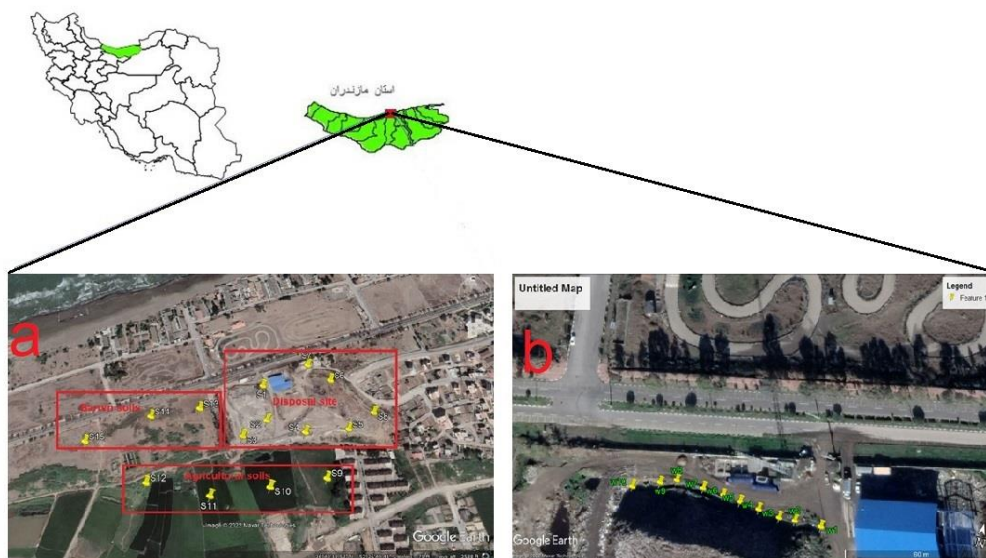
۲. مواد و روش‌ها

با توجه به شکل (۲a)، ۱۵ نمونه خاک سطحی از پیرامون لندفیل بابلسر (۸ نمونه از محل دفن پسماند، ۴ نمونه خاک کشاورزی، و ۳ نمونه خاک بایر) از عمق ۱۵-۰ سانتی‌متری توسط بیلچه فولادی ضد زنگ برداشت شد و در کیسه‌های پلی‌اتیلنی تمیز ریخته شد و به آزمایشگاه منتقل گردید. به منظور آماده‌سازی نمونه‌های خاک، ابتدا قطعات قلوه‌سنگ از خاک جدا شد و هر نمونه، به مدت ۴۸ ساعت در ظرف پلی‌اتیلن قرار گرفت تا در دمای آزمایشگاه خشک شود. سپس نمونه از الک ۱۰ مش عبور داده شد و با استفاده از هاون پودر شد تا اندازه ذرات به کمتر از ۲۰۰ مش برسد. غلظت عناصر اصلی و



شکل ۱- نقشه زمین‌شناسی منطقه مورد مطالعه

Fig. 1- Geological map of the study area



شکل ۲- موقعیت نقاط نمونه برداری از خاک (a) و شیرابه زباله (b) پیرامون محل دورریزی زباله بابلسر
 Fig. 2- Location of (a) soil and (b) leachate sampling sites around the Babolsar waste-disposal site

تغییر است. در خاک‌های با محتوای زیاد ماده آلی، غلظت نقره ممکن است به ۵ میلی گرم بر کیلوگرم نیز برسد. همچنین خاک اطراف مناطق معدنی، به ویژه معادن سرب، معمولاً مقادیر زیادی نقره دارند. غلظت نقره در خاک اطراف مناطق شهری نیز معمولاً زیاد است. غلظت نقره در نمونه‌های خاک مورد مطالعه بین ۰/۴ تا ۱ میلی گرم بر کیلوگرم متغیر است و میانگین آن ۰/۷ میلی گرم بر کیلوگرم است. در تمام نمونه‌های خاک، غلظت نقره از غلظت متناظر این عنصر در ترکیب میانگین خاک جهانی بیشتر است. همچنین خاک‌های محدوده دورریزی زباله نسبت به سایر خاک‌ها غلظت بیشتری از نقره دارند. با توجه به نزدیکی محل دفن زباله بابلسر به محدوده شهری، احتمالاً بخشی از نقره موجود در خاک‌های سطحی پیرامون محل دورریزی زباله، از غبارهای خیابانی و جوی منطقه شهری حاصل شده است. دفن پسماندهای فلزی و الکترونیکی نیز در افزایش مقدار نقره در محیط پیرامون دفن پسماند، تأثیرگذار است.

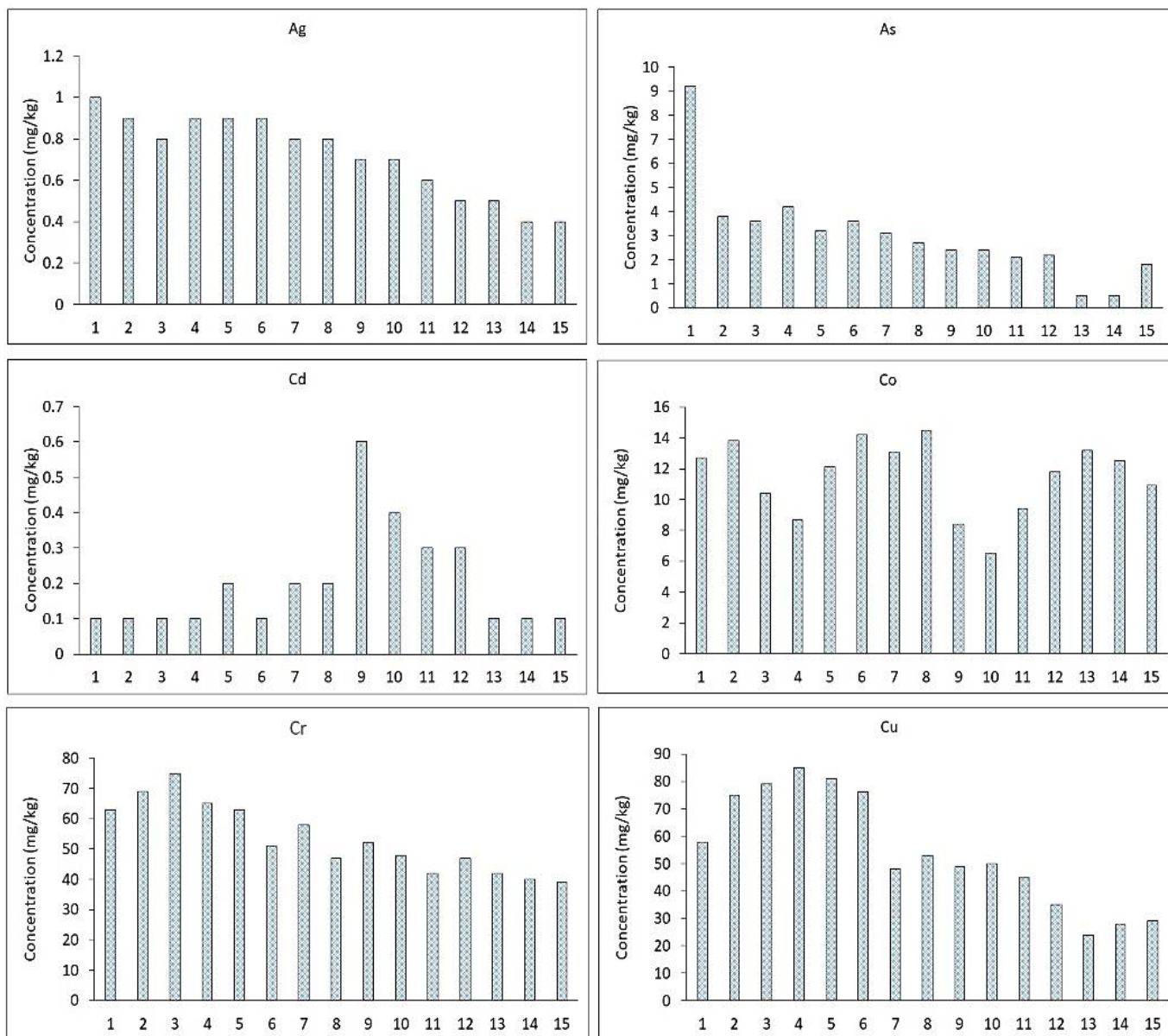
آرسنیک یک شبه فلز در گروه ۵ جدول تناوبی است. غلظت آرسنیک در خاک از کمتر از ۰/۱ تا ۶۷ میلی گرم در کیلوگرم متغیر است و کمترین غلظت آن در خاک‌های ماسه‌ای مشاهده می‌شود. غلظت آرسنیک در خاک‌های لومی سنگین و خاک‌های آلی به بیشترین حد خود می‌رسد. آرسنیک دارای منابع صنعتی متعدد است و در اثر احتراق سوخت‌های فسیلی، کاربرد آفت-کشها، لجن فاضلاب، کودهای کشاورزی، آبیاری با فاضلاب، دفن پسماند، معدنکاری و سایر عوامل، غلظت آن در خاک

pH نمونه‌های شیرابه برداشت شده توسط دستگاه pH سنج (مدل R8232 interface AZ8601) با دقت اندازه‌گیری ۰/۰۱ اندازه‌گیری شد. هدایت الکتریکی (Electrical Conductivity) مربوط به مقدار نمک‌های حل شده در نمونه است و با مجموع املاح محلول در آب رابطه مستقیم دارد. این پارامتر نماینده مناسبی از کل املاح در آب بوده و به آسانی توسط هدایت‌سنج الکتریکی (EC متر) با دقت بالایی قابل اندازه‌گیری است. به منظور اندازه‌گیری مقدار جامدات حل شده کل (TDS) در نمونه‌های شیرابه، از روش وزن‌سنجی استفاده شد، به این صورت که ابتدا یک بشر ۱۰۰ میلی لیتری وزن شد و ۵۰ میلی لیتر شیرابه به آن اضافه شد. سپس بشر در آون در دمای ۱۰۵ درجه به مدت ۲۴ ساعت قرار گرفت و مجدداً وزن شد. اختلاف وزن حاصل، معادل جامدات حل شده کل در نظر گرفته شد. مقدار جامدات معلق کل (TSS) نمونه‌های شیرابه، پس از فیلتر کردن حجم مشخصی از نمونه‌ها توسط کاغذ صافی که از قبل وزن شده، و توزین مجدد کاغذهای فیلتر قبل از خشک شدن کامل آن‌ها به دست آمد.

۳. نتایج و بحث

در شکل (۳)، نتایج آنالیز نمونه‌های خاک پیرامون محل دورریزی زباله شهر بابلسر ارائه شده است.

میانگین غلظت نقره در خاک های سراسر جهان ۰/۱۳ میلی گرم بر کیلوگرم گزارش شده است و غلظت آن در خاک کشورهای مختلف بین ۰/۰۵ تا ۰/۴ میلی گرم بر کیلوگرم در



شکل ۳ - غلظت فلزات سنگین در خاک‌های مورد مطالعه در مقایسه با خاک میانگین جهانی

Fig. 3- The concentration of heavy metals in soils of the study area compared with the world soil average

میانگین غلظت کادمیم در خاک‌های جهانی، ۰/۴۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم برآورد شده است. عامل اصلی کنترل کننده غلظت کادمیم در خاک، ترکیب ماده مادری خاک است و خاک‌های آهکی و آلی، معمولاً حاوی مقدار زیادی کادمیم هستند. غلظت کادمیم در خاک در اثر عوامل انسانی مختلف می‌تواند به شدت افزایش یابد که مهمترین آن، بارش‌های جوئی، معدنکاری، و کاربرد کودهای فسفاتی و لجن فاضلاب در کشاورزی است. دفن پسماندهای شهری که حاوی مقدار قابل ملاحظه محصولات پلاستیکی هستند نیز می‌تواند باعث

افزایش می‌یابد. خاکی که غلظت آرسنیک آن کمتر از ۲۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم باشد، معمولاً غیرآلوده در نظر گرفته می‌شود. آلودگی خاک به آرسنیک می‌تواند باعث بروز مشکلات سلامتی، ناشی از ورود این عنصر به زنجیره غذایی شود. غلظت آرسنیک در نمونه‌های خاک مورد مطالعه بین ۰/۱ تا ۹/۲ (میانگین ۳) میلی‌گرم بر کیلوگرم متغیر است. در نمونه شماره ۱، غلظت آرسنیک بیشتر از غلظت متناظر این عناصر در ترکیب میانگین خاک‌های جهانی (۶/۸۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم) است.

مس یک ریزمغذی ضروری برای رشد گیاهان است و پس از روی و آهن، فراوان‌ترین عنصر جزئی در بدن انسان است. بیشترین غلظت مس در خاک‌های غنی از ماده آلی، و خاک‌های تشکیل شده بر روی سنگ‌های مافیک و الترامافیک مشاهده می‌شود. منابع آلودگی انسانزاد مس عبارتند از معدنکاری، صنایع الکترونیکی و الکتریکی، کاربرد آفت‌کشها و کودهای حیوانی و شیمیایی در کشاورزی، حمل و نقل، و آلیاژها. متوسط غلظت مس در خاک‌های جهانی، ۱۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم است، و غلظت مس در نمونه‌های مورد مطالعه بین ۲۴ تا ۸۵ (میانگین ۵۴/۳) میلی‌گرم بر کیلوگرم متغیر است، بنابراین غلظت مس در تمام نمونه‌ها، از غلظت متناظر این عنصر در ترکیب میانگین خاک‌های جهانی بیشتر است. از سوی دیگر، غلظت مس در خاک‌های محدوده سایت دورریزی زباله بیشتر از غلظت این عنصر در خاک‌های کشاورزی و خاک‌های بایر است. اگرچه مس یک عنصر ریزمغذی ضروری برای رشد گیاهان است، اما مقادیر زیاد آن خطرناک است و اثرات نامطلوبی بر سلامت موجودات زنده خواهد گذاشت.

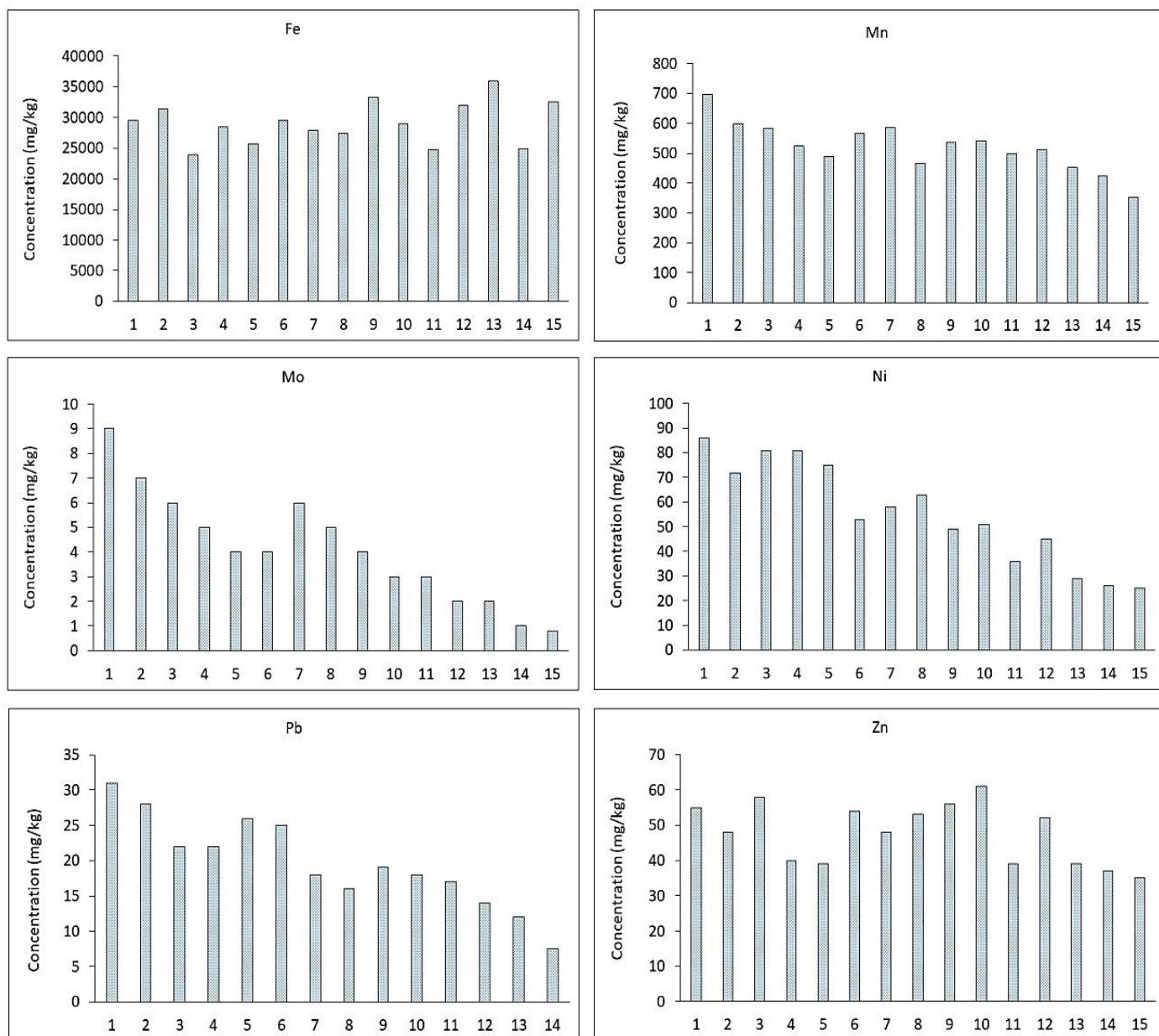
آهن یکی از عناصر اصلی تشکیل دهنده پوسته زمین است و یک عنصر اصلی در ترکیب خاک نیز است که نقش مهمی در رفتار عناصر جزئی موجود در خاک دارد. بیشترین غلظت آهن در خاک‌هایی مشاهده می‌شود که روی سنگ‌های الترامافیک تشکیل شده‌اند. میانگین غلظت آهن در خاک‌های جهانی ۳/۲ درصد است. آهن نیز مانند مس و کبالت، یک ریزمغذی ضروری برای رشد گیاهان است. با توجه به شکل (۳)، غلظت آهن در دو نمونه ۹ (زمین کشاورزی) و ۱۳ (زمین-های بایر) از غلظت آن در ترکیب خاک‌های جهانی اندکی بیشتر است.

منگنز یک ریزمغذی ضروری برای رشد گیاهان است و یکی از فراوان‌ترین عناصر پوسته زمین است. بیشترین غلظت منگنز در خاک‌های تشکیل شده روی سنگ‌های مافیک، خاک‌های غنی از آهن و خاک‌های غنی از ماده آلی مشاهده می‌شود. منگنز مانند آهن، نقش مهمی در رفتار ژئوشیمیایی عناصر جزئی خاک دارد. این عنصر در ساخت آلیاژها به ویژه فولاد، به عنوان افزودنی سوخت خودرو، و در تصفیه آب مورد استفاده قرار می‌گیرد. میانگین غلظت منگنز در خاک‌های جهانی ۴۸۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم است. غلظت منگنز در نمونه‌های خاک مورد مطالعه بین ۳۵۲ تا ۶۹۶ (میانگین ۵۲۱) میلی‌گرم بر کیلوگرم متغیر است. غلظت منگنز در نمونه‌های خاک برداشت شده از محدوده دورریزی زباله و همچنین زمین‌های کشاورزی، بیشتر از غلظت متناظر این عنصر در ترکیب میانگین خاک‌های جهانی است.

افزایش غلظت کادمیم در محیط‌های مجاور شود. مقدار قابل قبول کادمیم در خاک بین ۳ تا ۳/۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم است. ورود کادمیم از طریق خاک به زنجیره غذایی، با مشکلات متعدد سلامتی همراه است. غلظت کادمیم در نمونه‌های خاک مورد مطالعه بین ۰/۱ تا ۰/۶ (میانگین ۰/۲) میلی‌گرم بر کیلوگرم متغیر است. در نمونه شماره ۹، حداکثر غلظت کادمیم مشاهده می‌شود که از غلظت متناظر این عنصر در ترکیب میانگین خاک‌های جهانی (۰/۴۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم) بیشتر است. این نمونه از محدوده زمین‌های کشاورزی برداشت شده است.

کبالت از عناصر ضروری برای رشد گیاهان است. میانگین غلظت کبالت در خاک جهانی، ۱۱/۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم است. کبالت عمدتاً از ماده مادری خاک (برای مثال از سرپانتین) منشأ می‌گیرد و غلظت آن در خاک معمولاً از ۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم بیشتر نمی‌شود. معدنکاری، فرآوری فلزات، حمل و نقل، و گرد و غبار مناطق شهری از مهم‌ترین منابع ورود کبالت به خاک محسوب می‌شوند. غلظت ۲۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم کبالت در خاک، به عنوان حد آستانه آلودگی خاک به این عنصر در نظر گرفته می‌شود. غلظت کبالت در نمونه‌های خاک محدوده مورد مطالعه بین ۶/۵ تا ۱۴/۵ (میانگین ۱۱/۵) میلی‌گرم بر کیلوگرم متغیر است. با توجه به شکل (۳)، در بیشتر نمونه‌های برداشت شده از محدوده دورریزی پسماند شهری غلظت عنصر کبالت از غلظت متناظر این عنصر در ترکیب میانگین خاک‌های جهانی بیشتر است. با این وجود، غلظت این عنصر در تمام نمونه‌ها از ۲۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم کمتر بوده، و خاک‌های محدوده غیرآلوده در نظر گرفته می‌شوند.

کروم فلزی است که در گروه ۶ جدول تناوبی عناصر جای دارد. این عنصر عمدتاً به شکل سنگ معدن کرومیت استخراج شده و سپس به فروکروم تبدیل می‌شود و به طور گسترده در صنایع متالورژی، ساخت فولاد ضد زنگ و فولاد مقاوم در برابر حرارت استفاده می‌شود. همچنین از کروم در ساخت مواد شیمیایی حاوی این عنصر، در در رنگ‌ها، مواد آرایشی، لعاب و جوهر، دباغی چرم، کارخانه‌های تولید کاغذ و انواع فرآورده‌های نسوز استفاده می‌شود. منابع اصلی آلودگی کروم، مواد رنگزا و دباغی چرم است. بیشترین غلظت کروم در خاک‌هایی مشاهده می‌شود که روی سنگ‌های مافیک و الترامافیک تشکیل شده‌اند. غلظت کروم در نمونه‌های خاک برداشت شده، بین ۳۹ تا ۷۵ (میانگین ۵۳/۴) میلی‌گرم بر کیلوگرم متغیر است. غلظت کروم در نمونه‌های شماره ۱ تا ۵ که از محدوده محل دفن زباله برداشت شده‌اند، بیشتر از غلظت این عنصر در ترکیب میانگین خاک‌های جهانی (۵۹/۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم) است.



ادامه شکل ۳ - غلظت فلزات سنگین در خاک‌های مورد مطالعه در مقایسه با خاک میانگین جهانی
Continued Fig. 3- The concentration of heavy metals in soils of the study area compared with the world soil average

متغیر است. در بیشتر نمونه‌های برداشت شده از محدوده دورریزی زباله شهری بابلسر، غلظت مولیبدن بیشتر از غلظت متناظر این عناصر در ترکیب میانگین خاک‌های جهانی است.

بیشترین غلظت نیکل، در خاک‌هایی مشاهده می‌شود که روی سنگ‌های مافیک و الترامافیک تشکیل شده‌اند. نیکل در ساخت آلیاژها و ابزارهای پزشکی، صنایع غذایی و وسایل آشپزخانه به کار برده می‌شود. احتراق سوخت‌های فسیلی به

مولیبدن یک عنصر فلزی ریزمغذی برای رشد گیاهان است که در ستون ۶ جدول تناوبی قرار دارد و حداکثر غلظت آن در خاک‌هایی مشاهده می‌شود که روی سنگ‌های ماگمایی اسیدی (به ویژه گرانیت) تشکیل شده‌اند. این عنصر در ساخت آلیاژها، در صنایع رنگ‌سازی و صنایع شیمیایی استفاده وسیعی دارد. غلظت مولیبدن در خاک‌های جهانی میانگین، ۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم است. در نمونه‌های خاک مورد مطالعه، غلظت مولیبدن بین ۰/۸ تا ۹ (میانگین ۴/۱) میلی‌گرم بر کیلوگرم

خاک‌های برداشت شده از محدوده دورریزی پسماند شهری، بیشتر از غلظت آن در خاک‌های کشاورزی و خاک‌های بایر است.

بیشترین غلظت روی، به عنوان عنصر ضروری برای رشد گیاهان، در خاک‌های تشکیل شده روی سنگ‌های مافیک و رسوبات آرژیلی و کمترین غلظت آن در خاک‌های تشکیل شده روی سنگ‌های آهکی مشاهده می‌شود. بخش عمده روی در صنایع گالوانیزه مورد استفاده قرار می‌گیرد. روی همچنین در ساخت آلیاژها، صنایع شیمیایی، رنگ، پلاستیک و لاستیک کاربرد دارد. معدنکاری و ذوب ماده معدنی، از عوامل اصلی آلودگی خاک به روی محسوب می‌شود. میانگین غلظت روی در خاک‌های جهانی ۷۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم است. با وجود این که روی یک عنصر ضروری برای رشد گیاهان است، اما آلودگی خاک به روی در اثر فعالیت‌های انسان و افزایش غلظت این عنصر در خاک می‌تواند به مسمومیت گیاه منجر شود (هرچند کمبود روی در خاک، بیشتر از آلودگی خاک به روی رخ می‌دهد). غلظت روی در نمونه‌های مورد مطالعه بین ۳۵ و ۶۱ (میانگین ۴۷/۷) میلی‌گرم بر کیلوگرم متغیر است، و بنابراین غلظت روی در تمام نمونه‌ها کمتر از ترکیب میانگین خاک جهانی است.

برای ارزیابی کمی آلودگی خاک پیرامون محل دورریزی زباله بابلسر، از برخی شاخص‌های ژئوشیمیایی استفاده شد. ضریب غنی‌شدگی (Enrichment Factor, EF) به منظور بررسی شدت غنی‌شدگی و آلودگی عناصر در خاک مورد استفاده قرار می‌گیرد و با استفاده از رابطه (۲) محاسبه می‌گردد (Loska et al., 1997). در این معادله EF بیانگر ضریب غنی‌شدگی، CM_1 غلظت عنصر در خاک مورد مطالعه، CR_1 غلظت عنصر بهنجارکننده در خاک منطقه، CM_2 غلظت عنصر مورد نظر در نمونه مرجع (ترکیب پوسته بالایی) و CR_2 غلظت عنصر بهنجارکننده در نمونه مرجع است.

$$EF = \frac{\left(\frac{CM_1}{CR_1}\right)}{\left(\frac{CM_2}{CR_2}\right)} \quad \text{رابطه (۲)}$$

شدگی بین ۰/۵ تا ۱/۵ باشد، غنی‌شدگی طبیعی در نظر گرفته می‌شود، چنانچه مقدار این شاخص از ۰/۵ کمتر باشد، تهی-شدگی و اگر از ۱/۵ بیشتر باشد، غنی‌شدگی انسان‌زاد رخ داده است.

بر اساس رده‌بندی ساترلند (Sutherland, 2000) $EF \leq 2$ نشانگر عدم غنی‌شدگی یا غنی‌شدگی اندک، $2 < EF \leq 5$ بیانگر غنی‌شدگی متوسط، $5 < EF \leq 20$ نشانگر غنی‌شدگی زیاد، $20 < EF \leq 40$ نشان‌دهنده غنی‌شدگی بسیار

ویژه نفت و زغال‌سنگ به ورود این عنصر به خاک منجر می‌شود. کاربرد لجن فاضلاب و کودهای فسفاته نیز از منابع ورود نیکل به خاک هستند. همچنین این عنصر به طور گسترده در صنایع ساختمانی به عنوان رنگدانه سرامیک و شیشه‌سازی استفاده می‌شود. حداقل غلظت نیکل در خاک‌های غنی از ماده آلی و ماسه‌ای، و بیشترین غلظت آن در خاک‌های لومی سنگین و خاک‌های آهکی مشاهده می‌شود. خاک‌های مناطق خشک و نیمه‌خشک نیز معمولاً حاوی مقادیر بالایی از نیکل هستند. میانگین غلظت نیکل در خاک‌های جهانی ۲۹ میلی‌گرم بر کیلوگرم است. در نمونه‌های برداشت شده از محدوده دورریزی زباله و همچنین نمونه‌های خاک کشاورزی، غلظت نیکل بیشتر از غلظت متناظر این عناصر در ترکیب میانگین خاک‌های جهانی است.

بیشترین غنی‌شدگی سرب در خاک‌های تشکیل شده از سنگ‌های ماگمایی اسیدی و رسوبات آرژیلی مشاهده می‌شود. سرب عمدتاً در تولید باتری‌های اسید-سرب استفاده می‌شود. سایر مصارف آن عبارتند از صنایع ساختمانی، ساخت آلیاژها، رنگدانه‌ها و صنایع رنگ، و به عنوان افزودنی بنزین. معدنکاری و فرآوری مواد معدنی، فعالیت کشاورزی (کاربرد کود) و شهرنشینی از منابع اصلی سرب در محیط زیست هستند. در سال‌های اخیر، آلودگی محیط زیست به سرب به یک نگرانی جدی در سراسر جهان تبدیل شده است. میانگین غلظت سرب در خاک‌های جهانی ۲۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم است و غلظت آن در خاک‌های ریزدانه در مقایسه با خاک‌های درشت‌دانه بیشتر است. آلودگی سرب معمولاً به افت‌های سطحی خاک محدود می‌شود که ناشی از تمایل سرب به ماده آلی خاک است. سرب همچنین با اکسیدهای آهن و منگنز خاک همراه می‌شود. غلظت سرب در نمونه‌های مورد مطالعه بین ۲ و ۳۱ (میانگین ۱۸/۵) میلی‌گرم بر کیلوگرم متغیر است، که قابل مقایسه با ترکیب میانگین خاک جهانی است. غلظت این عنصر سمی در

عنصر بهنجارکننده عنصری است که کمتر تحت تأثیر فعالیت‌های انسان‌زاد قرار گرفته، و تحرک و تغییرات غلظت آن در محیط کم است. در تحقیقات زیست‌محیطی به طور معمول از عناصر اسکاندیم، تیتانیم، آهن، آلومینیم، ایتیریم و منگنز به عنوان عنصر مرجع استفاده می‌شود. در این مطالعه از عنصر آلومینیم به عنوان عنصر بهنجارکننده استفاده شد. این عنصر معمولاً در نرمال کردن داده‌ها بکار برده می‌شود چراکه عمدتاً از منابع لیتولوژیکی (طبیعی) حاصل شده و توزیع آن تحت تأثیر آلودگی‌های انسان‌زاد قرار نمی‌گیرد. در صورتی که ضریب غنی

فلز سنگین، C_s^i ، i بیانگر غلظت فلز سنگین i در خاک مورد مطالعه و C_n^i بیانگر غلظت فلز سنگین i در خاک زمینه (خاک میانگین جهانی) است. $PI < 1$ ، نشان دهنده آلودگی کم، $1 \leq PI < 3$ بیانگر آلودگی متوسط، $3 \leq PI < 6$ بیانگر آلودگی زیاد و $PI \geq 6$ نشاندهنده آلودگی خیلی زیاد است (Loska et al., 1997). جدول (۲) نتایج شاخص آلودگی (PI) را برای فلزات سنگین مورد مطالعه در خاکهای اطراف محل دورریزی زباله بابلسر نشان می‌دهد.

شاخص آلودگی نقره در ۴۷ درصد نمونه‌های مورد مطالعه، و شاخص آلودگی مولیبدن در یک نمونه (نمونه شماره ۷) در رده خیلی زیاد قرار دارد. شاخص آلودگی نقره در ۵۳ درصد نمونه‌های خاک در رده زیاد قرار دارد. نمونه شماره ۱، نسبت به آرسنیک، و نمونه‌های ۹ و ۱۰ نسبت به کادمیم در رده آلودگی متوسط، و سایر نمونه‌ها نسبت به این دو عنصر در رده آلودگی کم قرار دارند. نیمی از نمونه‌ها نسبت به کبالت، کروم و نیکل در رده آلودگی متوسط و سایر نمونه‌ها نسبت به این سه عنصر در رده آلودگی کم قرار دارند. ۷۵ درصد نمونه‌ها نسبت به مس و ۴۷ درصد نمونه‌ها نسبت به منگنز در رده آلودگی متوسط، و سایر نمونه‌ها نسبت به این دو عنصر در رده آلودگی کم قرار دارند. تقریباً تمام نمونه‌ها نسبت به آهن، سرب، و روی در رده آلودگی کم قرار دارند. بر اساس میانگین مقادیر شاخص آلودگی، عناصر نقره، مس، منگنز، و مولیبدن در نمونه‌های خاک، شاخص آلودگی بیش از ۱ داشته که نشان‌دهنده آلودگی انسان‌زاد خاک‌ها است.

زیاد و $EF \geq 40$ بیانگر غنی‌شدگی بی‌نهایت است. با توجه به شکل (۴)، میانگین ضریب غنی‌شدگی عناصر مورد مطالعه به شکل زیر کاهش می‌یابد:

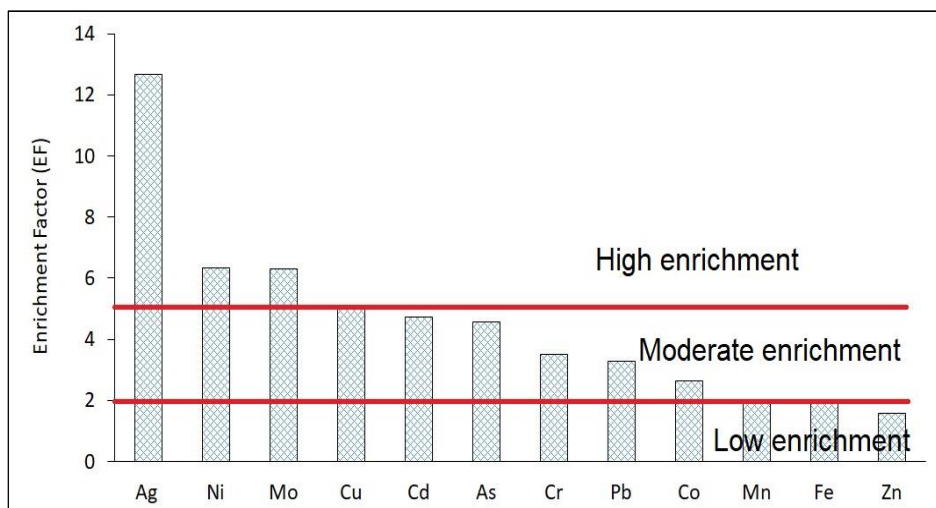
$Ag (12.6) > Ni (6.3) > Mo (6.2) > Cu (5) > Cd (4.7) > As (4.5) > Cr (3.5) > Pb (3.2) > Co (2.6) > Mn (2) > Fe (1.9) > Zn (1.5)$.

بر اساس مقادیر میانگین، خاک منطقه مورد مطالعه نسبت به تمامی عناصر تا حدی غنی‌شدگی انسان‌زاد را نشان می‌دهد. با توجه به رده‌بندی ساترلند و براساس میانگین ضرایب غنی‌شدگی محاسبه شده (شکل ۴)، خاک‌های مورد مطالعه نسبت به نقره، نیکل و مولیبدن غنی‌شدگی قابل ملاحظه، نسبت به مس، کادمیم، آرسنیک، کروم، سرب، کبالت و منگنز غنی‌شدگی متوسط، و نسبت به آهن و روی غنی‌شدگی اندک دارند. با توجه به این که حداقل مقدار غنی‌شدگی عناصر نقره، کادمیم، کروم، مس و نیکل از ۱/۵ بیشتر است، می‌توان نتیجه‌گیری کرد که خاک‌های مورد مطالعه در اثر عوامل انسانی به عناصر ذکر شده آلوده شده‌اند و احتمالاً دورریزی پسماندهای شهری در این محدوده، از عوامل تأثیرگذار بر آلودگی خاک بوده است.

از شاخص آلودگی (Pollution Index, PI) برای ارزیابی غنی‌شدگی فلزات سنگین در خاک آلوده نسبت به ترکیب خاک میانگین جهانی (World Soil Average, Kabata (Pendias, 2011) استفاده می‌شود و به صورت رابطه (۳) محاسبه می‌گردد که در این رابطه PI_i بیانگر شاخص آلودگی

$$PI_i = \frac{C_s^i}{C_n^i}$$

رابطه (۳)



شکل ۴ - میانگین ضریب غنی‌شدگی عناصر بالقوه سمّی در نمونه‌های خاک مجاور محل دورریزی زباله بابلسر
Fig. 4- the average enrichment factor values of heavy metals in soils around the Babolsar waste-disposal site

جدول ۲- شاخص آلودگی (PI) فلزات سنگین در خاک‌های اطراف محل دورریزی زباله بابلسر
Table 2- Pollution Index (PI) values of heavy metals in soil samples around the Babolsar waste-disposal site

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Standard value
pH	7.74	7.74	7.75	7.74	7.67	7.7	7.69	7.65	7.32	7.5	6.5-9.5
EC (µs/cm)	1698	1698	1220	1530	1498	1407	1580	1595	2150	1696	1500
TDS(mg/L)	1034	1025	812	850	864	798	895	940	1310	1035	500
TSS (mg/L)	93	106	110	100	97	101	130	103	112	138	50

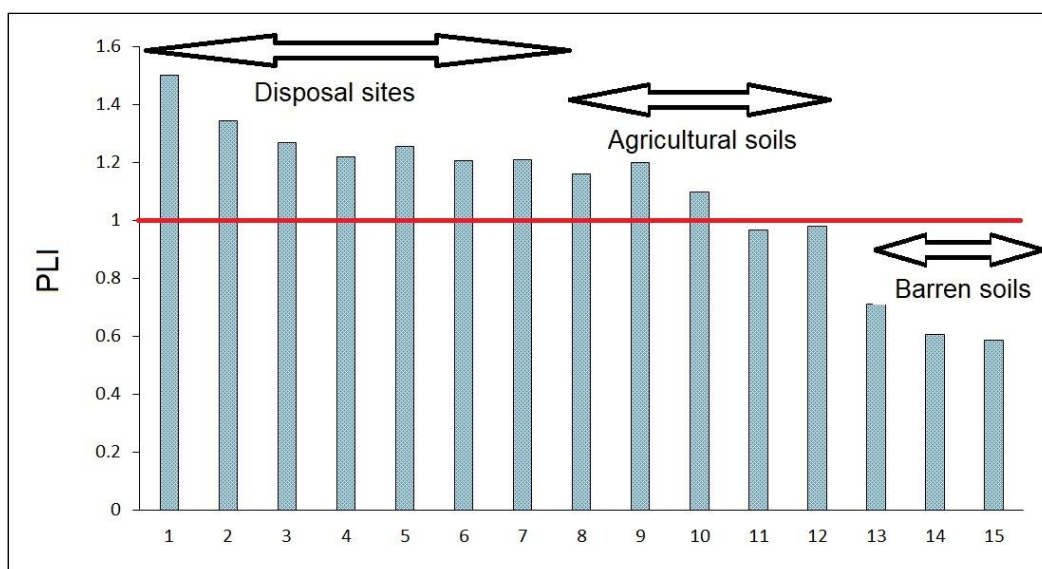
در جدول (۳)، پارامترهای فیزیکی-شیمیایی و در جدول ۴، غلظت فلزات سنگین اندازه‌گیری شده در نمونه‌های شیرابه محل دورریزی زباله شهر بابلسر ارائه شده است. در نمونه‌های منطقه مورد مطالعه، مقادیر pH در شیرابه از ۷/۳ تا ۷/۸ متغیر است. تمامی نمونه‌های شیرابه در بازه مجاز توصیه شده است. بر اساس نتایج بدست آمده، در نمونه‌های شیرابه ۱، ۲، ۴، ۷، ۸، ۹ و ۱۰ هدایت الکتریکی از حد مجاز (۱۵۰۰ µs/cm) بیشتر بوده و هدایت الکتریکی نمونه‌های ۳، ۵ و ۶ در محدوده مجاز است (شکل ۶). با توجه به شکل (۷)، مقدار TDS و TSS همه نمونه‌های مورد مطالعه از مقدار استاندارد توصیه شده برای تخلیه پساب به محیط سطحی بیشتر است.

شاخص بار آلودگی به منظور تعیین میزان تمرکز فلزات سنگین در خاک متأثر شده از فعالیت انسان، بکار برده می‌شود. این شاخص برای خاک‌های مورد مطالعه به صورت رابطه (۴) محاسبه گردید.

بر اساس مقدار PLI، خاک از نظر آلودگی به چهار رده شامل خاک آلوده نشده ($PLI < 1$)، آلودگی متوسط ($1 \leq PLI < 2$)، آلودگی زیاد ($2 \leq PLI < 3$) و آلودگی بسیار زیاد ($PLI \geq 3$) تقسیم می‌شود. شکل (۵) شاخص بار آلودگی در ایستگاه‌های مختلف نمونه‌برداری را نشان می‌دهد. بر اساس مقادیر شاخص بار آلودگی، خاک‌های بایر برداشت شده از منطقه در رده غیر آلوده، دو نمونه از خاک‌های کشاورزی و همه نمونه‌های برداشت شده از محدوده سایت دورریزی زباله در رده آلودگی متوسط قرار دارند.

$$PLI = (P_{i1} \times P_{i2} \times P_{i3} \times \dots \times P_{in})^{1/n}$$

رابطه (۴)

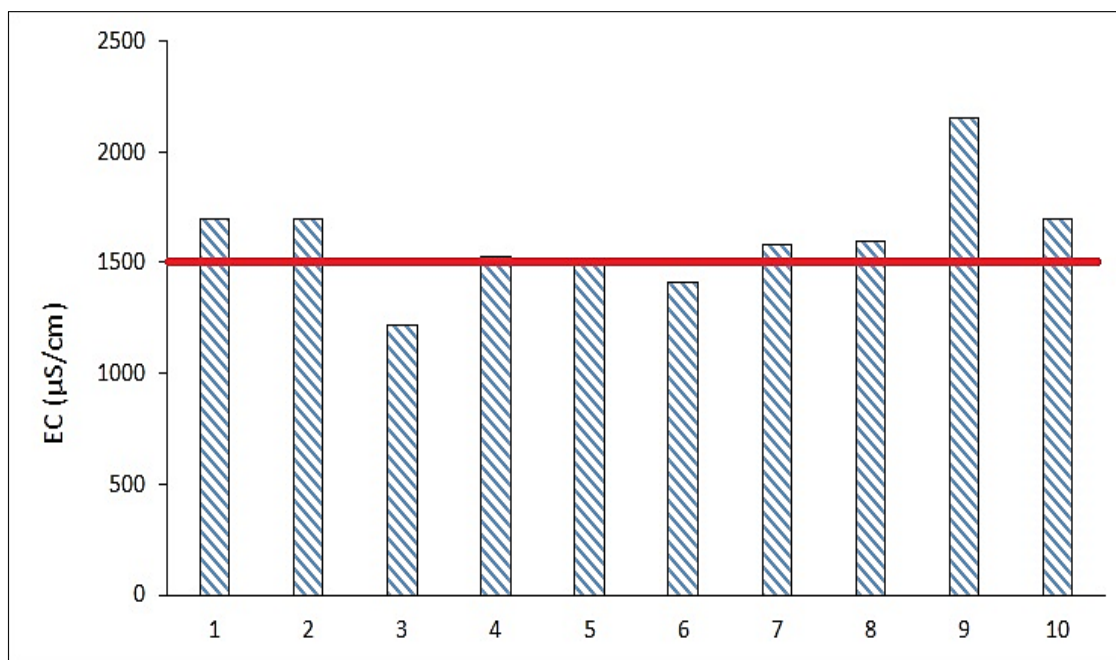


شکل ۵ - شاخص بار آلودگی در ایستگاه‌های نمونه‌برداری خاک مجاور محل دورریزی زباله شهر بابلسر
Fig. 5- Pollution Load Index (PLI) of soil sampling sites around the Babolsar waste-disposal site

جدول ۳ - مقادیر EC، TDS و TSS شیرابه زباله در مقایسه با مقادیر استاندارد

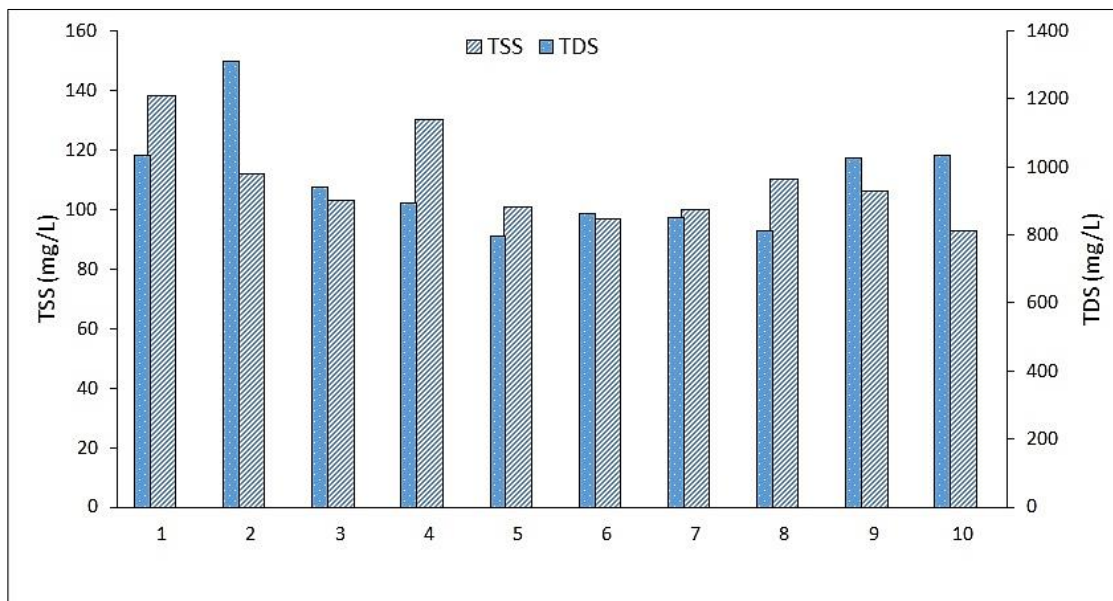
Table 3- EC, TDS, and TSS values of leachate samples compared with the standard values

Samples	Ag	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Mo	Ni	Pb	Zn
1	7.7	1.3	0.2	1.1	1.1	1.5	0.9	1.4	8.2	3	1.1	0.8
2	6.9	0.6	0.2	1.2	1.2	1.9	1	1.2	6.4	2.5	1	0.7
3	6.2	0.5	0.2	0.9	1.3	2	0.7	1.2	5.5	2.8	0.8	0.8
4	6.9	0.6	0.2	0.8	1.1	2.2	0.9	1.1	4.5	2.8	0.8	0.6
5	6.9	0.5	0.5	1.1	1.1	2.1	0.8	1	3.6	2.6	1	0.6
6	6.9	0.5	0.2	1.3	0.9	2	0.9	1.2	3.6	1.8	0.9	0.8
7	6.2	0.5	0.5	1.2	1	1.2	0.9	1.2	5.5	2	0.7	0.7
8	6.2	0.4	0.5	1.3	0.8	1.4	0.9	1	4.5	2.2	0.6	0.8
9	5.4	0.4	1.5	0.7	0.9	1.3	1	1.1	3.6	1.7	0.7	0.8
10	5.4	0.4	1	0.6	0.8	1.3	0.9	1.1	2.7	1.8	0.7	0.9
11	4.6	0.3	0.7	0.8	0.7	1.2	0.8	1	2.7	1.2	0.6	0.6
12	3.8	0.3	0.7	1	0.8	0.9	1	1	1.8	1.6	0.5	0.7
13	3.8	0.1	0.2	1.2	0.7	0.6	1.1	0.9	1.8	1	0.4	0.6
14	3.1	0.1	0.2	1.1	0.7	0.7	0.8	0.9	0.9	0.9	0.3	0.5
15	3.1	0.3	0.2	1	0.7	0.7	1	0.7	0.7	0.9	0.1	0.5
average	5.5	0.4	0.5	1	0.9	1.4	0.9	1.1	3.7	1.9	0.7	0.7
min.	3.1	0.1	0.2	0.6	0.7	0.6	0.7	0.7	0.7	0.9	0.1	0.5
max.	7.7	1.3	1.5	1.3	1.3	2.2	1.1	1.4	8.2	3	1.1	0.9



شکل ۶- هدایت الکتریکی نمونه‌های شیرابه زباله در مقایسه با مقدار استاندارد

Fig. 6- Electrical conductivity of leachate samples compared with the standard value



شکل ۷- مقدار جامدات حل شده کل (TDS) و جامدات حل شده معلق (TSS) نمونه‌های شیرابه زباله

Fig. 7- Total dissolved solids (TDS) and total suspended solids (TSS) in leachate samples

باشد. با استفاده از شاخص درجه آلودگی (Contamination Degree, C_d)، کیفیت و میزان آلودگی شیرابه ارزیابی می‌شود. این شاخص برای هر نمونه، جداگانه محاسبه می‌شود و به این ترتیب، اثرات ترکیبی چندین پارامتر مؤثر بر کیفیت نمونه مشخص می‌گردد. درجه آلودگی با استفاده از روابط (۵) و (۶) محاسبه می‌شود (Tijani, 2009) که در این رابطه ها، C_{fi} ضریب آلودگی، C_{Ai} مقدار پارامتر اندازه‌گیری شده و C_{Ni} غلظت استاندارد سازمان بهداشت جهانی برای پارامتر نام است. با استفاده از مقادیر C_d می‌توان سطح آلودگی را به سه رده تقسیم کرد، به این ترتیب که $C_d < 1$ آلودگی کم، $1 < C_d < 3$ آلودگی متوسط و $C_d > 3$ آلودگی زیاد را نشان می‌دهد.

با توجه به نتایج به دست آمده (شکل ۹)، تمامی نمونه‌های شیرابه مورد مطالعه دارای درجه آلودگی زیاد بوده و خطر زیست‌محیطی ناشی از تخلیه این شیرابه به محیط سطحی باید مورد توجه جدی قرار گیرد.

$$C_d = \sum_{i=1}^n C_{fi} \quad \text{رابطه (۵)}$$

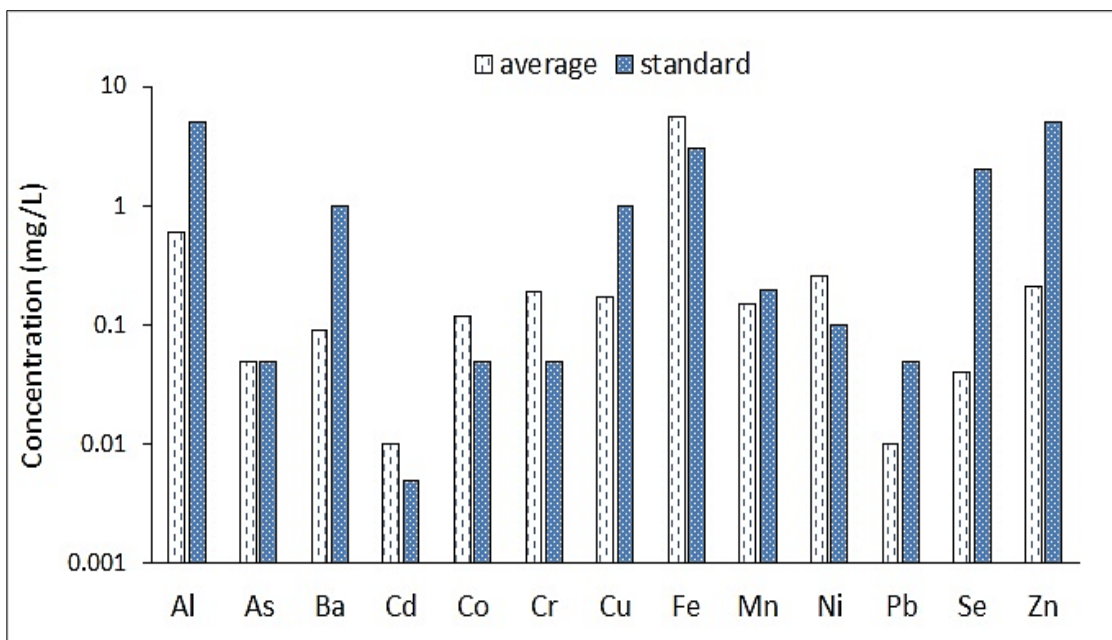
$$C_{fi} = \frac{C_{Ai}}{C_{Ni}} \quad \text{رابطه (۶)}$$

با توجه به نتایج به دست آمده، ورود این شیرابه‌ها به منابع آب، می‌تواند به کاهش کیفیت آب‌های زیرزمینی و سطحی منجر شود. با توجه به جدول ۴، غلظت عناصر آلومینیم، آرسنیک، باریم، مس، سرب، سلنیم، منگنز و روی در تمام نمونه‌های شیرابه در محدوده مجاز ارائه شده توسط سازمان بهداشت جهانی، برای تخلیه شیرابه لندفیل به محیط سطحی است، در حالی که غلظت عناصر کادمیم، کبالت، کروم، آهن، و نیکل در برخی نمونه‌ها بیشتر از مقدار این استاندارد است. در شکل ۸ متوسط غلظت عناصر مورد مطالعه در نمونه‌های شیرابه با مقادیر استاندارد سازمان بهداشت جهانی مقایسه شده است. بر اساس این شکل، متوسط غلظت عناصر کادمیم، کبالت، کروم، آهن و نیکل در نمونه‌های مورد مطالعه، بیشتر از مقادیر استاندارد ارائه شده توسط سازمان بهداشت جهانی است. بنابراین، ورود کنترل نشده این شیرابه‌ها به محیط سطحی می‌تواند با مخاطرات زیست‌محیطی جدی، از نظر ورود فلزات سنگین به منابع آب، خاک و محصولات زراعی منطقه همراه

جدول ۴- غلظت فلزات سنگین در شیرابه محل دورریزی زباله بابلسر در مقایسه با مقادیر استاندارد سازمان بهداشت جهانی (مقادیر بر حسب میلی گرم بر لیتر)

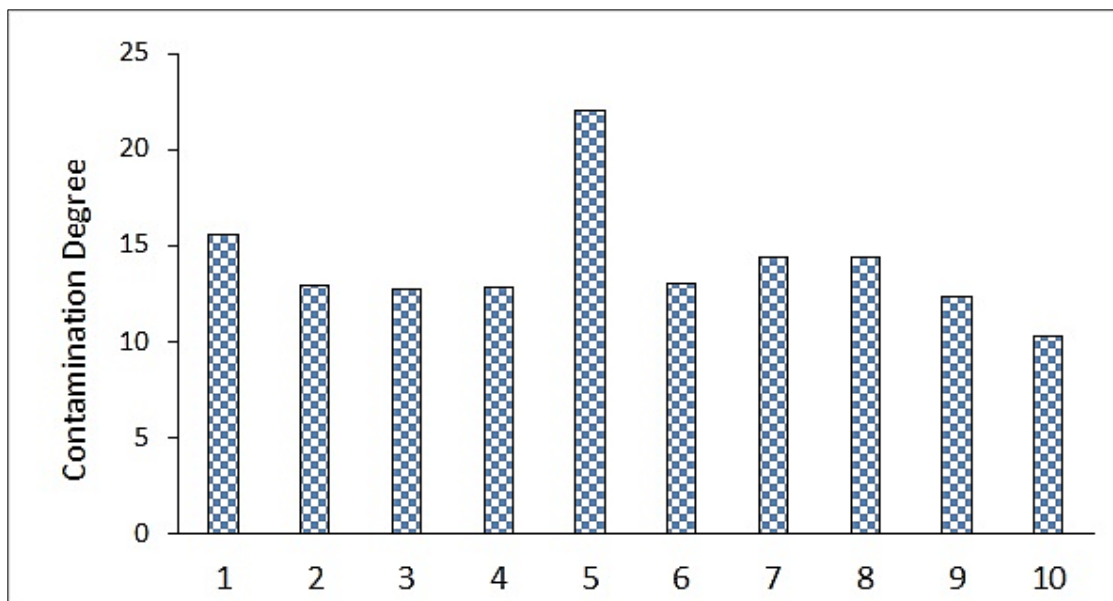
Table 4- the concentration of heavy metals in leachate samples collected around the Babolsar waste-disposal site, compared with the standard values of WHO (mg/L)

Samples	Al	As	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Se	Zn
1	0.546	0.029	0.079	0.027	0.014	0.153	0.193	7.321	0.084	0.221	0.029	0.065	0.655
2	0.342	0.029	0.071	0.002	0.068	0.23	0.163	7.565	0.089	0.261	0.001	0.013	0.132
3	0.342	0.031	0.072	0.001	0.067	0.228	0.162	7.54	0.09	0.265	0.003	0.03	0.133
4	0.299	0.032	0.078	0.001	0.073	0.217	0.188	6.9	0.129	0.271	0.006	0.023	0.123
5	0.532	0.029	0.08	0.014	0.61	0.142	0.191	0.702	0.128	0.211	0.008	0.037	0.395
6	0.295	0.058	0.094	0.001	0.081	0.178	0.232	6.923	0.13	0.293	0.009	0.018	0.09
7	0.299	0.057	0.096	0.002	0.087	0.226	0.246	6.931	0.142	0.308	0.003	0.037	0.106
8	0.298	0.052	0.098	0.001	0.089	0.224	0.269	6.755	0.178	0.313	0.005	0.026	0.118
9	1.397	0.102	0.09	0.004	0.039	0.156	0.089	3.827	0.238	0.222	0.016	0.1	0.078
10	1.636	0.054	0.094	0.008	0.027	0.13	0.005	0.653	0.255	0.239	0.001	0.067	0.261
Average	0.6	0.05	0.09	0.01	0.12	0.19	0.17	5.51	0.15	0.26	0.01	0.04	0.21
Min.	0.3	0.03	0.07	0.001	0.01	0.13	0.01	0.65	0.08	0.21	0.001	0.01	0.08
Max.	1.64	0.1	0.1	0.03	0.61	0.23	0.27	7.57	0.26	0.31	0.03	0.1	0.66
WHO standard	5	0.05	1	0.005	0.05	0.05	1	3	0.2	0.1	0.05	2	5



شکل ۸- متوسط غلظت فلزات سنگین در نمونه‌های شیرابه در مقایسه با مقادیر استاندارد

Fig. 8- the average concentration of heavy metals in leachate samples compared with standard values



شکل ۹- شاخص درجه آلودگی نمونه‌های شیرابه محل دورریزی زباله بابلسر

Fig. 9- Contamination degree of leachate samples of the Babolsar waste-disposal site

مورد مطالعه دارای درجه آلودگی زیاد است. بر اساس نتایج بدست آمده در این پژوهش، دورریزی غیراصولی پسماند در ساحل بابلسر در طولانی مدت مشکلات عمده زیست محیطی را برای مناطق اطراف خود ایجاد خواهد نمود. با توجه به نزدیکی محل دورریزی زباله به ساحل بابلسر، این مسئله ضمن از بین بردن منظره ساحلی با توجه به گردشگری بودن این شهر، به آلودگی دریا منجر می‌گردد. همچنین دفن غیر اصولی زباله‌ها به تخریب کیفیت آب زیرزمینی و زمین‌های کشاورزی اطراف منجر خواهد شد. به منظور کاهش هر چه بیشتر شدت آلودگی و ورود هر چه کمتر شیرابه به آب‌های سطحی و زیرزمینی و خاک، انجام فرآیندهایی که منجر به کاهش حجم شیرابه قبل از دفن شود توصیه می‌گردد. به طور کلی، مکان‌یابی و انتخاب یک مکان مناسب جهت دفن زباله، جلوگیری از نشت و انتشار شیرابه و جلوگیری از ایجاد خسارت‌های بیشتر به محیط زیست منطقه ضروری است.

۵. سپاسگزاری

نویسندگان مقاله مراتب سپاس خود را از معاونت محترم پژوهشی دانشگاه صنعتی شاهرود به سبب فراهم آوردن امکانات انجام این پژوهش ابراز می‌نمایند. همچنین از هیأت تحریریه محترم مجله علوم و فنون دریایی و داوران مقاله سپاسگزاری می‌شود.

۴. نتیجه‌گیری

نتایج به دست آمده نشان می‌دهد که به غیر از فلزات روی، آرسنیک، کادمیم و سرب، غلظت دیگر فلزات بررسی شده در خاک بیش از حد استاندارد بوده و خاک‌ها آلوده می‌باشند. محاسبه ضرایب غنی‌شدگی عناصر مورد مطالعه نشان دهنده این است که خاک‌های مورد مطالعه نسبت به نقره، نیکل، و مولیبدن غنی‌شدگی قابل ملاحظه، نسبت به مس، کادمیم، آرسنیک، کروم، سرب، کبالت و منگنز غنی‌شدگی متوسط، و نسبت به آهن و روی غنی‌شدگی اندک دارند. بر اساس میانگین مقادیر شاخص آلودگی، عناصر نقره، مس، منگنز، و مولیبدن در نمونه‌های خاک شاخص آلودگی بیش از ۱ داشته، که نشانگر آلودگی انسان‌زاد خاک‌ها است. مقادیر شاخص بار آلودگی محاسبه شده نیز نشانگر آلودگی متوسط خاک‌های منطقه است. بر اساس نتایج بدست آمده، در بیشتر نمونه‌های شیرابه، هدایت الکتریکی از حد مجاز ($1500 \mu\text{s/cm}$) بیشتر است. مقدار جامدات حل‌شده کل و جامدات حل‌شده معلق تمام نمونه‌ها بیشتر از مقادیر استاندارد است. غلظت عناصر آلومینیم، آرسنیک، باریوم، مس، سرب، منگنز، سلنیم و روی در تمام نمونه‌های شیرابه در محدوده مجاز ارائه شده توسط سازمان بهداشت جهانی برای تخلیه شیرابه لندفیل به محیط سطحی است، در حالی که غلظت عناصر کادمیم، کبالت، کروم، آهن، منگنز و نیکل در برخی نمونه‌ها بیشتر از مقدار این استاندارد است. با توجه به مقادیر درجه آلودگی (Cd)، نمونه‌های شیرابه

References

- Aydi, A., Zari, M. and Ben Dhia H., 2013. Minimization of Environmental risk of landfill site using fuzzy logic analytical hierarchy process and weighted linear combination methodology in geographic information on system environment, *Environmental Earth Science*, 68, pp. 1375-1389. <https://doi.org/10.1007/s12665-012-1836-3>
- Bouzayani, F., Abdelwaheb, A. and Abichou, T., 2014. Soil contamination by heavy metals in landfills: measurements from an unlined leachate storage basin. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186, pp. 5033-5040. <https://doi.org/10.1007/s10661-014-3757-y>
- Chofqi, A., Younsi, A., Lhadi, E., Mania, J., Mudry, J. and Veron, A., 2004. Environmental impact of an urban landfill on a coastal aquifer. *Journal of African Earth Sciences*, 3, pp. 16-509. <https://doi.org/10.1016/j.jafrearsci.2004.07.013>
- Christensen, J.B., Jensen ,D.L., Gron ,C., Filip, Z. and Christensen, T.H., 1998. Characterization of the dissolved organic carbon in landfill leachate-polluted groundwater. *Water Research*, 32(1), pp. 125-135. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00202-9](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00202-9)
- Christensen, T.H. and Cossu, R., 1992. "Landfilling of waste: leachate". Elsevier Science Publishers, 1, p. 656. <https://www.taylorfrancis.com/books/mono/10.1201/9781482288933/landfilling-waste-stegmann-christensen-cossu>
- Claudio, D.I., Roberto, R.. and Antonio, L., 2006. Combined biological and chemical degradation for treating a mature municipal landfill leachate. *Biochemical Engineering Journal*, 31, pp. 118-124. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2006.06.002>
- El-Gohary, F.A. and Kamel, G., 2016. Characterization and biological treatment of pre-treated landfill leachate. *Ecological Engineering*, 94, pp. 268-274. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.05.074>
- Fuge, R., 2013. Anthropogenic Sources. In Selinus, O. (Ed.). *Essentials of Medical Geology*: (revised edition, Springer Science Business media, Dordrecht, 59-74. https://doi.org/10.1007/978-94-007-4375-5_4.
- Gottschall, N; Edwards, M; Topp, E; Bolton, P, Payne, M., Curnoe, W.E., Ball Coelho, B. and Lapen, D.R., 2009. Nitrogen, phosphorus, and bacteria tile and groundwater quality following direct injection of dewatered municipal biosolids into soil. *Journal of Environmental Quality*, 38(3), pp. 1066-75. DOI: 10.2134/jeq2008.0085
- Kabata-Pendias, A., 2011. Trace elements in soils and plants, 4th ed. Taylor & Francis Group, Boca Raton London New York, 413 [p.https://www.taylorfrancis.com/books/mono/10.1201/b10158/trace-elements-soils-plants-alina-kabata-pendias](https://www.taylorfrancis.com/books/mono/10.1201/b10158/trace-elements-soils-plants-alina-kabata-pendias)
- Kassasi .A., Rakimbei P. and karragianidis A., 2008. Soil contaminated by heavy metals: Measurement from a closed unlined landfill. *Bioresource technology* (99), pp. 8578-8574. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.04.010>
- Kjeldsen, P., Barlaz, M.A., Rooker, A.P., Baun, A., Ledin, A. and Christensen, T.H., 2002. Present and long-term composition of MSW landfillleachate: A Review. *Critical Reviewa in Environmental Science and Technology*, 32 (4), pp. 297-336. DOI: 10.1080/10643380290813462
- Krčmar, D., Tenodi, S., Grba, N., Kerkez, D., Watson, M., Rončević, S. and Dalmacija, B., 2018. Pre-remedial assessment of the municipal landfill pollution impact on soil and shallow groundwater in Subotica, Serbia. *Science of the Total Environment*, 615, pp. 1341-1354. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.283>
- Loska, K., ebula, J., Pelczar, J., Wiechula, D. and Kwapulinski, J., 1997. Use of enrichment, and contamination factors together with geoaccumulation indexes to evaluate the content of Cd, Cu, and Ni in the Rybnik water reservoir in Poland. *Water, Air, and Soil Pollution*, 93(1), pp. 347-365. <https://link.springer.com/article/10.1023/A:1022121615949>

- Ogundiran, O.O. and Afolabi, T.A., 2008. Assessment of the physicochemical parameters and heavy metal toxicity of leachates from municipal solid waste open dumpsite. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 5(2), pp. 243–250. <https://doi.org/10.1007/BF03326018>
- Shahabi, H., Keianfard S., Ahmad B. and Taheri M., 2014. Evaluating Boolean, AHP and WLC methods for the selection of waste landfill site using GIS and satellite images. *Environmental Earth Science*, 71, pp. 4221-4233. <https://doi.org/10.1007/s12665-013-2816-y>
- Sutherland, R.A., 2000. Bed sediment-associated trace metals in an urban stream, Oahu, Hawaii. *Environmental Geology*, 39(6), pp. 611-627. <https://doi.org/10.1007/s002540050473>
- Tijani, M.N., 2009. Contamination of shallow groundwater system and soil-plant transfer of trace metals under amended irrigated fields. *Agricultural water management*, 96(3), pp. 437-444. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2008.09.010>
- Uyan, M., 2014. MSW landfill site selection by combining AHP with GIS for Konya, Turkey, *Environmental Earth Science*, 71, pp. 947-960. <https://doi.org/10.1007/s12665-013-2567-9>
- Wang, G., Qin, L., Li, G., and Chen, L., 2009. Landfill site selection using spatial information technologies and AHP: A case study in Beijing, China. *Journal of Environmental Management*, 90, pp. 2414-2421. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.12.008>