



## Research Article

### Investigation of distribution pollution and source of heavy metals in the agricultural soil of Bardsir Basin (Kerman Province)

Raheleh Hatefi<sup>1\*</sup> , kamal khodaei<sup>1</sup>, Farhad Asadian<sup>1</sup>, Sliakbar Shahsavari<sup>1</sup>

1-Department of Environmental Geology, Research Institute of Applied Sciences (ACECR), Tehran, Iran

Received: 03 May 2021 Accepted: 17 Dec 2021

## Extended Abstract

### Introduction

The geochemical characteristics of materials in the environment are related to the chemical properties of the sources. In other words, the concentration of heavy metals in the soil depends on the type and chemistry of the parent rocks, which has formed the soil through the weathering processes and has led to different concentration of heavy metals in the soils. In addition to the composition of the parent rocks, a variety of natural and man-made factors are effective in increasing element concentration in the environment which causes intense pollution. Therefore, in short, the earth has a direct impact on human health through the food chain (eating and drinking) and the inhalation of dust and gases. Thus, the main purpose of this study is investigation and monitoring the arsenic, antimony, lead and cadmium concentrations and plotting the map of pollution distribution in the agricultural soil of Bardsir catchment.

### Materials and Methods

Position of sampling points is determined according to expert judgment based on previous research, topographic maps, geology, satellite images and field study. These were selected to obtain the suitable distribution and zoning map of the study area. Also, characteristics identify the effect of geology on the pollution of the study area. 105 samples of composed agricultural soils were collected by averaging method from less than 10 cm in depth to prevent the potential effect of anthropogenic pollutants. Samples were sieved with a 2 mm sieve and particles smaller than 200 mesh were sent to the laboratory for 4-element chemical analysis by ICP-MS method. Statistical analysis was performed to measure the concentration of heavy metals, index of geo-accumulation, degree of pollution, risk potential factor and ecological risk.

### Results and Discussion

The results show that agricultural soils are polluted by arsenic and antimony (14% in terms of arsenic and 29.5% in terms of antimony), more than allowable levels in some parts of the study area. Statistical analysis also verified that only as and Sb show low to intense pollution while the contamination and risk of Cd and Pb are low.

**Citation:** Hatefi, R. et al, 2021. Investigation of distribution pollution and source of heavy metals in the agricultural soil of Bardsir Basin, *Res. Earth. Sci.* 12(4), (233-244) DOI: 10.48308/esrj.2022.101060

\* Corresponding author E-mail address: rahele.hatefi@gmail.com





The As zoning map shows that the contaminated agricultural soils are located in the center and north (basin outlet) of the study area. This may be related to the irrigation with polluted river, which is located in the downstream of volcanic outcrops, or to the synergy of different polluted waters at the outlet of the area or flood irrigation. These can transfer the dissolved pollutants from upstream to agricultural land. The Sb concentration zoning shows that the agricultural soils with the highest pollution are located in the upstream and near outcrops including south, west, east, and center of the study area, which is due to the low solubility of antimony compared to arsenic.

### Conclusion

The overall results indicate that the agricultural soil is polluted to arsenic and antimony in some areas. Evaluation of the origin of these elements showed that the pollution has mostly geogenic resources and is derived from alteration and Cenozoic volcanic outcrops while anthropogenic pollution showed a small contribution to pollution. The transport and re-precipitation of heavy metals is controlled by dissolution- precipitation and adsorption-desorption reactions, and its transporting is controlled by oxyhydroxides of these elements in the study area.

**Keywords:** Arsenic, Antimony, Geology, Pollution index.



## بررسی پراکنش و منشأ فلزات سنگین در آلودگی زمین زاد منابع خاک حوضه آبریز بردسیر (استان کرمان)

راحله هاتفی\*؛ کمال خدایی<sup>۱</sup>، فرهاد اسدیان<sup>۱</sup>، علی اکبر شهسواری<sup>۱</sup>

۱- گروه زمین‌شناسی محیطی، پژوهشکده علوم پایه کاربردی، جهاد دانشگاهی، تهران، ایران

(پژوهشی)

پذیرش مقاله: ۱۴۰۰/۲/۱۳ تأیید نهایی مقاله: ۱۴۰۰/۱۱/۲۸

### چکیده

فلزات سنگین می‌توانند از دو منشأ طبیعی و یا انسانی وارد آب، خاک و چرخه مواد غذایی گردند که به دلیل عدم خودپالایی، انباشتگی در زنجیره غذایی و نبود نقش زیستی در بدن موجودات دارای خطرات زیست‌محیطی و بهداشتی می‌باشند. هدف از این مطالعه بررسی و پایش غلظت آرسنیک، آنتیموان، سرب و کادمیوم و ترسیم نقشه توزیع آلودگی در خاک زراعی حوضه آبریز بردسیر است. نمونه‌برداری از خاک براساس زمین‌شناسی، رعایت پراکنش مناسب، قضاوت کارشناسی و به صورت تصادفی انجام شد. در این راستا ۱۰۵ نمونه خاک از عمق زیر ۱۰ سانتیمتری برداشت گردید. نمونه‌ها با الکترون ۲ میلیمتری الک شدند و بخش کوچک‌تر از ۲ میلیمتر پودر و جهت آنالیز شیمیایی به روش ICP-MS به آزمایشگاه ارسال گردیدند. تحلیل آماری اندازه‌گیری غلظت فلزات سنگین منتخب، شاخص زمین‌انباشت، درجه آلودگی، فاکتور پتانسیل ریسک و ریسک اکولوژیک انجام شد. نتایج تحلیل آماری مبین عدم همبستگی آرسنیک و آنتیموان، روش انتقال متفاوت این فلزات و آلودگی کم تا شدید از نظر شاخص‌های آلودگی می‌باشد. نتایج کلی حاصل از نقشه‌های پراکنش و غلظت As و Sb مبین آلودگی خاک به آرسنیک در بخش مرکزی و شرقی تا خروجی حوضه در شمال محدوده است و آلودگی به آنتیموان در جنوب، غرب و شرق و تا حدودی مرکز محدوده واقع شده است. منشأ اصلی آلودگی در محدوده زمین‌زادی و ناشی از زون‌های دگرسانی و ولکانیک‌های سنوزوئیک است و منابع بشرزاد در ایجاد آلودگی اهمیت ندارند و تنها تفاوت روش انتقال آلودگی عناصر آرسنیک و آنتیموان سبب پراکنندگی و تمرکز متفاوت آلودگی در محدوده شده است.

واژه‌های کلیدی: آرسنیک، آنتیموان، زمین‌شناسی، شاخص آلودگی.

## مقدمه

منابع آلودگی طبیعی در هر منطقه عموماً در ارتباط با محیط زمین‌شناسی پیرامون آن بوده و مقادیر آن معادل مقادیر زمینه زمین‌شیمیایی عناصر در آن منطقه می‌باشد. منابع آلاینده طبیعی شامل آتشفشان، فرسایش سنگ بستر، انتقال جوی و رهاسازی توسط گیاهان هستند (Pekey et al, 2009; Krishna et al, 2004). در بسیاری از مواقع سنگ‌ها ممکن است فاقد کانی‌سازی اقتصادی عناصر باشند ولی غلظت بالایی از فلزات سنگین داشته باشند. در این صورت می‌توانند سبب آلوده شدن طبیعی منابع خاک، رسوبات و منابع آب (آب‌های سطحی شامل رودخانه‌ها، دریاچه‌ها و آب‌های زیرزمینی شامل سفره‌های آب و چشمه‌ها) گردند. فرسایش، اکسایش و هوازدگی سبب تجزیه سنگ‌ها شده و خاک حاصله و کانی‌های محتوی آلاینده منجر به آلودگی رسوبات و آب در پایین‌دست می‌شوند منابع آلاینده بشرزاد شامل کشاورزی و صنعت مخصوصاً معدنکاری و فرآوری مواد معدنی می‌باشند (Nriagu and Pacyna, 1988; Krishna et al, 2009). فلزات نمی‌توانند برای مدت طولانی به صورت محلول باقی بمانند و پس از مدتی بسته به درجه حلالیت خود به صورت کلوئید و جذب در سطح مواد آلی و معدنی درمی‌آیند (Kebatas- Pendis, 2010). بنابراین مقادیر بالایی از عناصر شیمیایی از طریق انتقال به آب و خاک کشاورزی وارد گیاه و چرخه غذایی انسان می‌شوند (Burger, 2008; Rodríguez, 2013a; Martín et al, 2013a) و به سلامت و بهداشت جامعه انسانی و اکوسیستم‌ها از طریق شبکه غذایی صدمه می‌زنند (Tchounwou et al, 2012; Shahram et al, 2011; Arribere et al, 2006). تغییر در جوامع زیستی و تخریب کیفیت محیط‌زیست را سبب می‌شوند. بنابراین بایستی

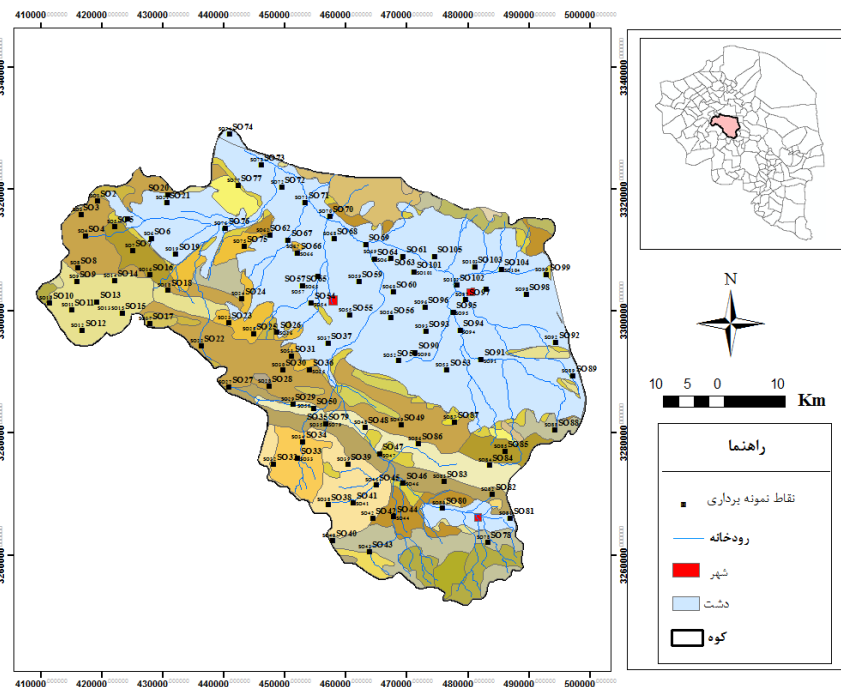
منشاءهای طبیعی و انسان‌زاد آلودگی در مطالعات زمین‌شیمی زیست‌محیطی در ایجاد آلودگی‌های منابع محیطی (آب، رسوبات و خاک) تعیین گردد. براساس مطالعات پیشین (احمدی مقدم و احمدی پور، ۱۳۹۳؛ نظری و عباس نژاد، ۱۳۹۳؛ خلیلی مبرهن و احمدی پور، ۱۳۹۴؛ فاتحی چنار و همکاران، ۱۳۸۹ و ...) به نظر می‌رسد که کانی‌های اصلی منشاء آلودگی As، کانی‌های سولفیدی و کانی‌های حاصل از هوازدگی و فرسایش آن‌ها و سنگ‌های ریولیتی، آندزیتی، آذرآواری و رسوبات نئوژن و تراورتن‌ها هستند چون سنگ‌های آتشفشانی واقع در کمربند ارومیه دختر، دارای سولفید هستند (شفیعی، ۱۳۸۷). میانگین غلظت آرسنیک در نمونه‌های سنگی کمربند ارومیه دختر در محدوده بردسیر ppm ۱۲۵ گزارش شده است (Abbasnejad et al, 2013). غلظت‌های زمینه زمین‌شیمیایی در خاک به مقدار زیادی به ترکیب کانی‌شناسی سنگ‌های منشاء، ابعاد ذرات، محتوای رس و مواد آلی خاک و فرآیندهای هوازدگی بستگی دارد (De Temmerman et al, 2003). این غلظت در بسیاری از کشورهای جهان مورد بررسی قرار گرفته و پایه‌ای برای درک تغییرات طبیعی غلظت عناصر و ارزیابی آلودگی خاک شده‌اند. جهت تعیین مقادیر زمینه زمین‌شیمیایی عنصر آرسنیک در خاک کشاورزی محدوده مورد مطالعه از مقادیر میانگین غلظت فلزات سنگین در شیل یا پوسته قاره‌ای میانگین برگرفته از سیگل (۲۰۰۲) معادل ۵-۱۲ ppm استفاده شده است.

## منطقه مورد مطالعه

نقشه زمین‌شناسی محدوده مطالعاتی با توجه به نقشه‌های زمین‌شناسی ۱:۱۰۰,۰۰۰ بردسیر، رفسنجان، باغین، بافت و چهار گنبد تهیه شده است. بنابراین نقشه‌ها، زمین‌شناسی شهرستان

حضور توده‌های نفوذی در بسیاری از بخش‌های منطقه، نشانگر این است که احتمالاً در زیر این توالی‌های آتشفشانی، توده‌های نفوذی قرار گرفته‌اند که در بعضی از قسمت‌ها به صورت آپوفیز، استوک و دایک رخنمون یافته‌اند. روند عمومی گدازه‌ها و لایه‌های آذرآواری در منطقه شمال غرب- جنوب شرق است. همچنین گسل‌های حاکم بر منطقه با روند شمال غرب- جنوب شرق و روند شمالی- جنوبی باعث جابه‌جایی و خردشدگی توالی‌های سنگی منطقه و فرسایش هر چه بیشتر آن‌ها شده است.

بردسیر مربوط به دوران سنوزوئیک شامل دوره‌های ائوسن، پلیوسن، کواترنری، میوسن، پالئوسن میانی، ائوسن میانی، ائوسن میانی- قدیمی، الیگوسن- میوسن، پلیوسن- کواترنری و دوران مزوزوئیک شامل دوره کرتاسه می‌باشد. سیمای غالب منطقه را سنگ‌های آتشفشانی، برش‌های آتشفشانی و نفوذی‌های نیمه عمیق تشکیل می‌دهند (شکل ۱). واحدهای سنگی اصلی در منطقه، گدازه‌ها هستند که شامل آندزیت، آندزیت بازالتی و بازالت بوده که توده‌های نفوذی گابروبی، دیوریتی و تونالیتی در آن‌ها نفوذ کرده و باعث دگرسانی شدید و توسعه رگه‌های اپیدوت، کلسیت و سیلیس شده است.



شکل ۱: نقشه زمین‌شناسی و موقعیت نقاط نمونه‌برداری از خاک در محدوده مطالعاتی

گذاشته شد. بنابراین، انتخاب نقاط نمونه‌برداری با در نظر گرفتن زمین‌شناسی محدوده، رعایت پراکنش مناسب و براساس قضاوت کارشناسی و به صورت تصادفی صورت گرفت و تعداد ۱۰۵ نمونه خاک کشاورزی با توجه به وسعت محدوده (تقریباً ۶۱۰۰ کیلومتر مربع) و محدودیت منابع جهت

## مواد و روش‌ها

### نمونه‌برداری

با توجه به نبود فعالیت‌های معدنی و صناعی که می‌توانند پتانسیل آلودگی به آرسنیک را فراهم کنند، تمرکز در نمونه‌برداری بر اهمیت زمین‌شناسی و تاثیر آن بر آلودگی در محدوده

ارائه شده است. به منظور بیان وضعیت آلودگی محیط نسبت به یک عنصر خاص، از ضریب آلودگی (CF) و درجه آلودگی اصلاح شده (Cd) می‌توان استفاده نمود (Shakeri et al, 2010; Abraham and Parker, 2008). برای محاسبه ضریب آلودگی از روش هاکنسون (۱۹۸۰) استفاده شده که مطابق با رابطه ۲ است:

رابطه ۲)

$$C_f = \frac{C_s}{C_n}$$

در این رابطه؛  $C_f$ ، ضریب آلودگی؛  $C_n$ ، غلظت فلز در نمونه مورد بررسی و  $C_s$  ( $C_0$ )، غلظت فلز در شیل میانگین به‌عنوان مرجع می‌باشد. هاکنسون ضریب آلودگی را در ۴ گروه طبقه‌بندی کرده است که در جدول ۱ ارائه گردیده است. با توجه به اینکه تعیین ضریب سمیت فلزات به روش هاکنسون برای تمام فلزات مقدور نمی‌باشد و تعیین درجه آلودگی کل یکی از روش‌های مهم ارزیابی ریسک آلودگی خاک می‌باشد، ابراهیم و پارکر (۲۰۰۸) معادله اصلاح شده‌ای از معادله هاکنسون، برای محاسبه درجه آلودگی کل در یک ناحیه خاص تحت عنوان درجه آلودگی اصلاح شده ارائه کردند که از رابطه ۳ حاصل می‌شود و براساس جدول ۱ رده‌بندی می‌گردد.

رابطه ۳)

$$mC_d = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N CF_i$$

پتانسیل ریسک اکولوژیک<sup>۲</sup> (PRI) جهت ارزیابی درجه آلودگی فلزات براساس سمیت فلزات و پاسخ ارگانسیم به محیط تعریف می‌شود (Hakanson, 1980) و براساس روابط ۵ و ۶ محاسبه می‌شود.

رابطه ۵)

$$E_r^i = T_r^i \times C_f^i = T_r^i \times (C_s^i / C_n^i)$$

رابطه ۶)

$$RI = \sum_{i=1}^n E_r^i$$

در این روابط  $C_s^i$  مقدار عنصر در نمونه،  $C_n^i$  مقدار زمینه عنصر،  $C_f^i$  فاکتور آلودگی یک عنصر منفرد،

تعداد آنالیز شیمیایی و هدف در تیرماه ۱۳۹۶ برداشت شد (شکل ۱). در هر ایستگاه نمونه‌برداری، برای دستیابی به برآوردی از میانگین غلظت عناصر در سطح معینی از خاک، از روش نمونه‌برداری و میانگین‌گیری از سطح استفاده شد. در این روش، یک نمونه ترکیبی و مخلوط از رئوس و مرکز مربعی به ضلع ده متر برداشت می‌شود و به‌عنوان یک نمونه واحد بسته‌بندی می‌شود. با استفاده از این روش نمونه‌برداری می‌توان میانگین غلظت عناصر موردنظر را در مساحت صد متر مربع خاک به دست آورد. برای جلوگیری از تاثیر احتمالی آلودگی‌های سطحی از منشاء غیر زمین‌زاد، قشر ۵ تا ۱۰ سانتی‌متری سطحی خاک کنار زده شد و نمونه از عمق زیر ۱۰ سانتی‌متری برداشت گردید. نمونه‌ها با الک ۲ میلی‌متری الک شدند و بخش کوچک‌تر از ۲ میلی‌متر، پودر گردید. سپس ذرات ریزتر از ۲۰۰ مش جهت آنالیز شیمیایی به روش ICP-MS به آزمایشگاه کیمیاژی ارسال گردیدند. نتایج حاصل از آنالیزها توسط نرم‌افزار Arc GIS مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفت.

### روش‌های ارزیابی آلودگی

شاخص زمین‌انباشت<sup>۱</sup> ( $I_{geo}$ ) یک عامل ژئوشیمیایی برای تعیین درجه آلودگی خاک و توصیف غلظت فلزات در هر منطقه است (Muller, 1969) که از رابطه ۱ محاسبه می‌شود.

رابطه ۱)

$$I_{geo} = \log_2 \frac{C_n / 1.5 \times B_n}{C_n}$$

در این رابطه؛  $C_n$ ، غلظت عنصر مورد مطالعه در نمونه خاک؛  $B_n$ ، غلظت عنصر مورد مطالعه در مقدار زمینه (متوسط شیل جهانی) و ضریب ۱/۵ فاکتور تصحیح ماتریس زمینه ناشی از اثرات لیتولوژی است (Muller, 1969; Seshan, 2010). مولر، براساس این شاخص، خاک‌ها را از نظر درجه آلودگی به هفت گروه طبقه‌بندی نموده است که در جدول ۱

RI شاخص ریسک اکولوژیک<sup>۳</sup> کل است که مجموع  $E_T^I$  است و حساسیت ارتباط با مواد سمی را نشان می‌دهد. طبقه‌بندی ارائه شده براساس  $E_T^I$  و RI در جدول ۱ آورده شده است.

$T_T^I$  فاکتور سمیت بیولوژیکی یک عنصر منفرد و  $E_T^I$  شاخص PER یک عنصر منفرد است. فاکتور  $T_T^I$  برای عناصر مورد بررسی به صورت  $Pb=5$ ،  $As=10$ ،  $Cd=30$  (Hakanson, 1980) و  $Sb=10$  (Zhao et al, 2012) است.

جدول ۱: رده‌بندی شاخص زمین انباشت (Muller, 1969)، درجه آلودگی (Hakanson, 1980)، درجه آلودگی اصلاح شده (Abraham and Parker, 2008)، فاکتور پتانسیل ریسک اکولوژیک و شاخص پتانسیل ریسک اکولوژیک (Hakanson, 1980).

طبقه Igeo	مقدار Igeo	شدت آلودگی	mCd	درجه آلودگی
۰	<۰	بدون آلودگی	$1/5 > mCd$	بدون آلودگی تا آلودگی کم
۱	۱-۰	بدون آلودگی تا آلودگی متوسط	$1/5 < mCd < 2$	آلودگی کم
۲	۲-۱	آلودگی متوسط	$2 < mCd < 4$	آلودگی متوسط
۳	۳-۲	آلودگی متوسط تا شدید	$4 < mCd < 8$	آلودگی بالا
۴	۴-۳	آلودگی شدید	$8 < mCd < 16$	آلودگی خیلی بالا
۵	۵-۴	آلودگی شدید تا بی‌نهایت	$16 < mCd < 32$	آلودگی بشدت بالا
۶	>۵	آلودگی بی‌نهایت	$32 < mCd$	آلودگی بینهایت

CF	فاکتور آلودگی
$CF < 1$	آلودگی کم
$1 \leq CF < 3$	آلودگی متوسط
$3 \leq CF < 6$	آلودگی زیاد
$CF \geq 6$	آلودگی خیلی زیاد

فاکتور پتانسیل ریسک اکولوژیک (Ei)	شاخص پتانسیل ریسک اکولوژیک (RI)
$Ei < 40$	کم $RI < 150$
$40 \leq Ei < 80$	متوسط $150 \leq RI < 300$
$80 \leq Ei < 160$	زیاد $300 \leq RI < 600$
$160 \leq Ei < 320$	خیلی زیاد $RI \geq 600$
$Ei \geq 320$	خطرناک

## بحث و نتایج

مناطق مختلف برداشت گردید و مورد تجزیه ۴ عنصری به روش ICP-MS قرار گرفت که خلاصه آماری نتایج آنالیز در جدول ۲ و نتیجه ماتریس همبستگی عناصر در جدول ۳ ارائه شده است.

با توجه به اینکه منشا خاک زمین‌شناسی منطقه است، بررسی وضعیت میزان وجود فلزات سنگین ضروری است. در این راستا تعداد ۱۰۵ نمونه از

جدول ۲: خلاصه آماری نتایج عناصر منتخب نمونه‌های خاک کشاورزی محدوده مطالعاتی (ppm)

	As	Cd	Pb	Sb
Min	۰	۰	۰	۰
Mean	۷/۰۲	۰/۰۶	۱/۸۸	۱/۷۵
Max	۴۴	۰/۵۶	۶/۳	۴/۰۸
Std. Deviation	۸/۰۸	۰/۰۶	۱/۴۷	۰/۵۹

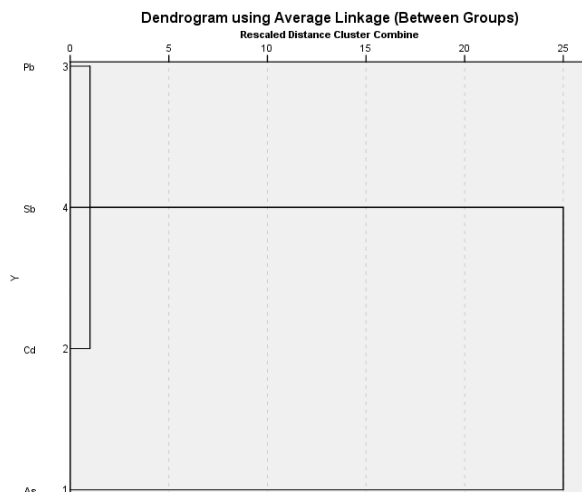
جدول ۳: ماتریس ضریب همبستگی پیرسون فلزات سنگین منتخب در خاک کشاورزی محدوده مطالعاتی

	As	Cd	Pb	Sb
As	۱			
Cd	۰/۳۴	۱		
Pb	-۰/۰۵۸	۰/۶۳۸*	۱	
Sb	-۰/۰۰۷	۰/۰۰۷	۰/۲۸۴	۱

\* نشان دهنده اهمیت همبستگی بالاتر از ۰/۵ است.

نمودار درختی تحلیل خوشه‌ای داده‌های خاک کشاورزی (شکل ۲) نشان می‌دهد که عنصر As در یک خوشه متفاوت از Sb، Pb و Cd قرار می‌گیرد. جذب As (V) روی سطوح کانی‌ها فرایند مهمی است که بر تحرک و تثبیت آرسنیک تأثیر می‌گذارد. گروه‌های هیدروکسی به ویژه آهن روی سطح بیشتر کانی‌ها قرار می‌گیرند معمول و مکان‌های جذبی و واکنشی ایجاد می‌کنند. اکسیدها و هیدروکسیدهای آهن یک ارتباط قوی با As (V) دارند (Pierce and Moore, 1982) و در شرایط اسیدی و تقریباً خنثی به شدت جذب اکسید آهن می‌شوند (Ahsan and Del Valls, 2011).

نمودار درختی تحلیل خوشه‌ای داده‌های خاک کشاورزی (شکل ۲) نشان می‌دهد که عنصر As در یک خوشه متفاوت از Sb، Pb و Cd قرار می‌گیرد. جذب As (V) روی سطوح کانی‌ها فرایند مهمی است که بر تحرک و تثبیت آرسنیک تأثیر می‌گذارد. گروه‌های هیدروکسی به ویژه آهن روی

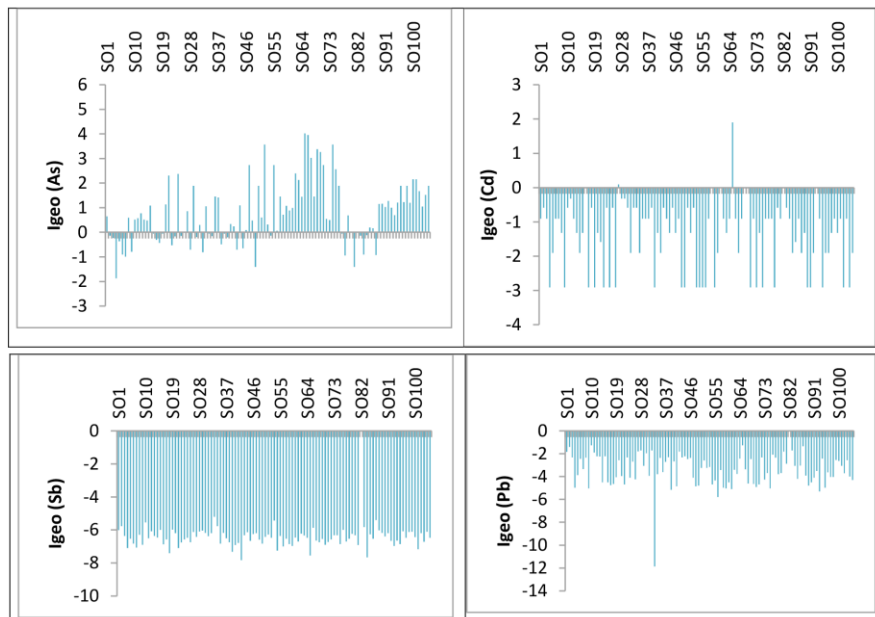


شکل ۲: نمودار درختی فلزات سنگین منتخب در خاک‌های کشاورزی محدوده مطالعاتی

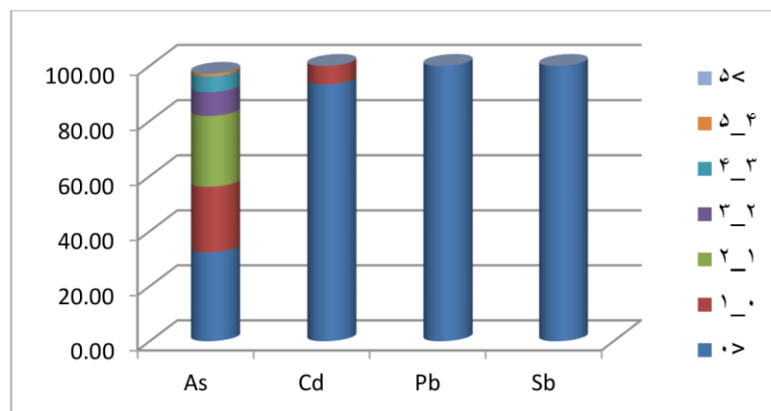
در مورد بررسی شدت آلودگی خاک‌های کشاورزی حوضه آبریز بردسیر در محل ایستگاه‌های نمونه‌برداری نیز از شاخص زمین انباشت استفاده شده است که نتایج آن در شکل ۳ ارائه شده است. بررسی شاخص زمین انباشت مطابق تقسیم‌بندی مولر نشان می‌دهد (شکل ۴) که Pb، Sb در کلاس صفر و Cd در کلاس صفر و یک واقع می‌شوند و مبین عدم آلودگی تا آلودگی متوسط هستند. در مورد As، ۳۲٪ در کلاس صفر، ۲۴٪ در کلاس ۱، ۲۶٪ در کلاس ۲، ۸٪ در کلاس ۳، ۵٪ در کلاس ۴ و ۱٪ در کلاس ۵ واقع می‌شوند. بنابراین نتایج تعیین می‌کنند که خاک محدوده مطالعاتی تنها از نظر As، آلودگی کم تا شدید دارد که دلیل اصلی آن انتقال از سنگ بستر (عامل زمین‌زاد) به آب و خاک است.

در مورد بررسی شدت آلودگی خاک‌های کشاورزی حوضه آبریز بردسیر در محل ایستگاه‌های نمونه‌برداری نیز از شاخص زمین انباشت استفاده شده است که نتایج آن در شکل ۳ ارائه شده است. بررسی شاخص زمین انباشت مطابق تقسیم‌بندی مولر نشان می‌دهد (شکل ۴) که Pb، Sb در کلاس صفر و Cd در کلاس صفر و یک واقع می‌شوند و مبین عدم آلودگی تا آلودگی متوسط هستند. در





شکل ۳: مقادیر شاخص زمین انباشت فلزات در خاک سطحی محدوده مطالعاتی



شکل ۴: درصد شاخص زمین انباشت نمونه‌های خاک برحسب طبقه‌بندی مولر

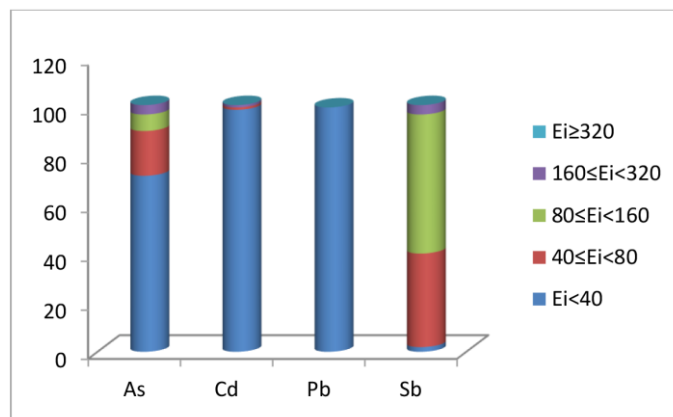
زمین‌های کشاورزی است، درجه آلودگی کم است. بنابراین این نتایج مبین تاثیر واحدهای زمین‌شناسی در منطقه است. نتایج فاکتور پتانسیل ریسک و اندیس پتانسیل ریسک اکولوژیک هاگانسون نشان می‌دهد (شکل‌های ۵ و ۶) Er برای Cd و Pb در محدوده ریسک کم هستند. برای As به صورت ۷۲٪ ریسک کم، ۱۸٪ ریسک متوسط، ۷٪ ریسک زیاد، ۴٪ ریسک خیلی زیاد است. ۲٪ نمونه‌ها کم، ۳۸٪ متوسط، ۵۷٪ زیاد، ۴٪ خیلی زیاد از نظر Sb هستند. مقادیر RI برای ایستگاه‌های

جدول ۳ فاکتور آلودگی (Cf) هر عنصر، درجه آلودگی و درجه آلودگی اصلاح شده برای هر ایستگاه نمونه‌برداری را نشان می‌دهد. خاک در محدوده مطالعاتی براساس طبقه‌بندی هاگانسون بر مبنای Cf، آلودگی کم از نظر Cd، Pb؛ آلودگی کم تا متوسط از جهت Sb، آلودگی از کم تا خیلی زیاد برای As دارد. درجه آلودگی اصلاح شده نشان می‌دهد که خاک در محدوده مطالعاتی در محدوده بدون آلودگی است و تنها در نمونه SO11 که پایین‌دست آتشفشان بیدخوان و در مجاورت

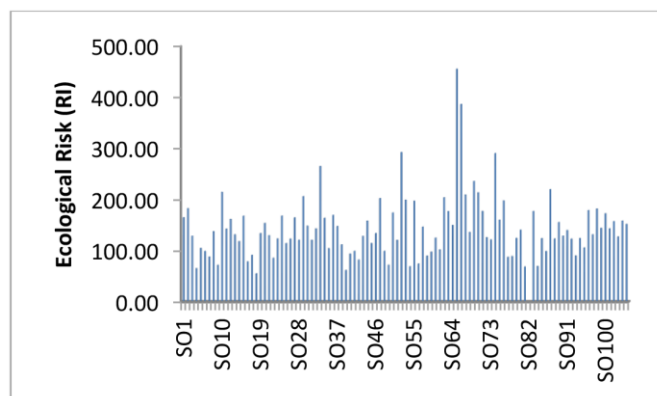
نمونه‌برداری از خاک در محدوده نشان می‌دهد که ۶۵٪ ریسک کم، ۳۴٪ ریسک متوسط، ۲٪ ریسک زیاد دارند. برای ارزیابی گسترده‌تر آلودگی فلزی در خاک زراعی محدوده مطالعاتی، فاکتور پتانسیل ریسک و اندیس پتانسیل ریسک اکولوژیک هاگانسون استفاده شد (جدول ۴).

جدول ۴: فاکتور آلودگی ( $C_f$ ) و درجه آلودگی اصلاح‌شده ( $C_d$ )، شاخص بار آلودگی (PLI)، فاکتور پتانسیل ریسک اکولوژیک و اندیس پتانسیل ریسک اکولوژیک فلزات سنگین در محدوده مطالعاتی.

	$C_f$						$E_i$				RI	
	As	Cd	Pb	Sb	mCd	PLI	Cd	As	Cd	Pb		Sb
Min	.	.	.	.	.	.	.	۴/۱۱	.	.	۳۳	۵۵/۳۱
Mean	۰/۵۴	۰/۲۱	۰/۱	۱/۱۷	۰/۵۱	۰/۲۸	۰/۰۲	۳۹/۳۷	۱۶/۱۹	۰/۶۳	۸۸/۲۸	۱۴۴/۳۳
Max	۳/۳۸	۱/۸۷	۰/۳۲	۰/۷۲	۱/۵۲	۱/۰۲	۶/۱	۲۴۴/۴۴	۱۶۸	۲/۱	۲۰۴	۴۵۴/۵۴



شکل ۵: نمودار درصد فراوانی فاکتور پتانسیل ریسک اکولوژیک فلزات سنگین در محدوده مطالعاتی



شکل ۶: شاخص پتانسیل ریسک اکولوژیک فلزات سنگین در خاک سطحی محدوده مطالعاتی

در ارتباط با خاک‌های کشاورزی و براساس استاندارد ACGIH، دامنه تغییرات مجاز غلظت آرسنیک در منابع مختلف ۵-۱۲ ppm (Siegel, 2002) و ۵-۱۰ ppm (Smedley and Mukherjee, 2007). لذا با در نظر گرفتن این تغییرات غلظت مجاز Sb در خاک نیز ۰.۵-۲ ppm (Kabata-Pendias and Smedley, 2002) گزارش شده است.

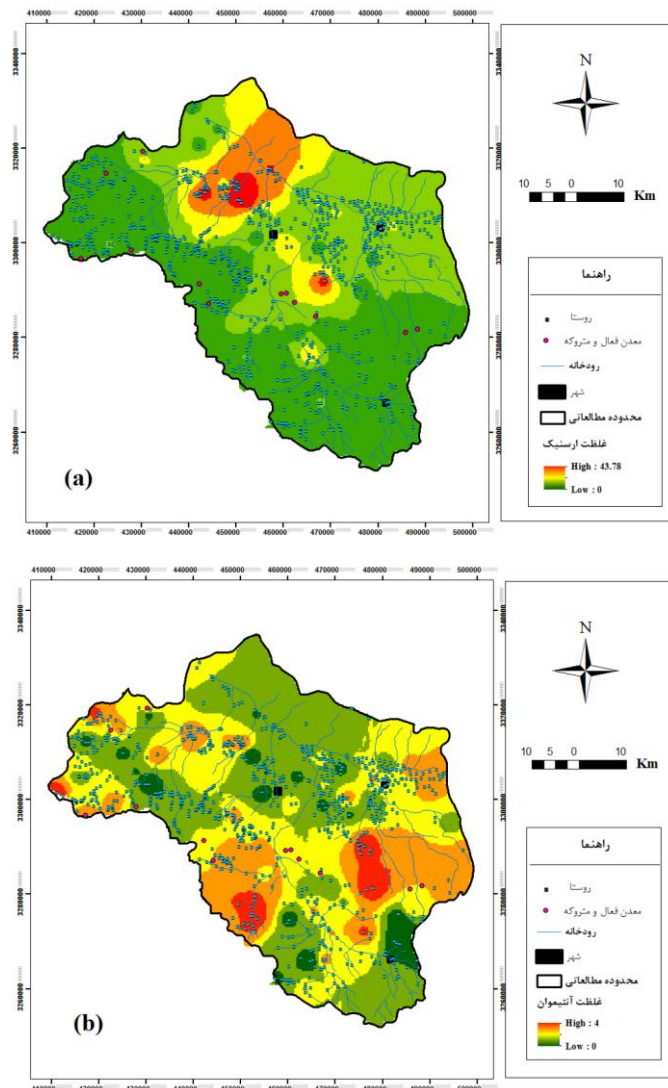
پژوهش‌های دانش زمین

مقادیر و با توجه به نتایج تجزیه‌های شیمیایی نمونه‌های خاک کشاورزی محدوده مورد مطالعه (جدول ۳) مشخص شده است که تعدادی از این نمونه‌ها، از نظر فلزات سنگین As (۱۴٪) و Sb (۲۹٪/۵) آلوده هستند. نقشه‌های توزیع غلظت فلزات سنگین As و Sb در نمونه‌های خاک کشاورزی محدوده مورد مطالعه در شکل ۷ ارائه شده است. نقشه پراکندگی غلظت As نشان می‌دهد که نمونه‌های خاک کشاورزی با بالاترین آلودگی نمونه‌هایی هستند که در مرکز و شمال (خروجی حوضه) محدوده واقع شده‌اند و به عبارتی نمونه‌هایی هستند که با آب آلوده رودخانه آبیاری شده‌اند، یا در پایین دست برون‌زدهای آتشفشانی واقع شده‌اند و یا در خروجی محدوده و ناشی از هم‌افزایی قرار گرفته‌اند. همچنین مطالعات نگوس و همکاران (۲۰۰۹) و مونستر و همکاران (۲۰۱۴) نشان داده است که انتقال عناصر آلاینده (به‌ویژه As) به خاک‌های کشاورزی علاوه بر آبیاری با آب آلوده، می‌تواند از طریق سیلاب نیز صورت پذیرد، به‌طوری که سیلاب می‌تواند فازهای جامد محلول آلاینده‌ها را از نقاط با غلظت بالا واقع در مناطق بالادست به نقاط پایین دست و به داخل زمین‌های کشاورزی انتقال دهد. بنابراین شاید این عامل نیز در آلودگی خاک‌های کشاورزی محدوده مورد مطالعه موثر باشد. همچنین انتقال آب زیرزمینی به سطح سبب اکسیداسیون خودکار آرسنیک (III) می‌شود (Missimer et al, 2018) و استفاده از این آب جهت آبیاری منجر به آلودگی خاک و محصولات کشاورزی می‌گردد (Ahsan et al, 2020). نقشه منطقه‌بندی غلظت Sb نشان می‌دهد که نمونه‌های خاک کشاورزی با بالاترین آلودگی نمونه‌هایی هستند که در جنوب، غرب و شرق و تا

حدودی مرکز محدوده واقع شده‌اند. با توجه به این که حلالیت آنتیموان نسبت به آرسنیک پایین است، تمرکز بالاتر در بالادست و در نزدیکی رخنمون‌ها قابل قبول و توجیه است.

### نتیجه‌گیری

با توجه به مطالعه صورت گرفته و براساس بیشینه غلظت فلزات سنگین در خاک استاندارد ACGIH می‌توان بیان نمود که خاک در بعضی از بخش‌های منطقه به عنصر آرسنیک و آنتیموان آلوده است. بررسی منشا این عناصر در خاک نشان می‌دهد که منشا آن غالباً زمین‌زادی و ناشی از زون‌های دگرسانی و ولکانیک‌های سنوزوئیک است و منابع بشرزاد در ایجاد آلودگی آرسنیک و آنتیموان اهمیت چندانی ندارند که دلیل آن عدم وجود فعالیت صنعتی و کاربرد ناچیز کود و آفت‌کش‌های دارای آرسنیک است. به‌طور کلی نقشه‌های پهنه‌بندی عناصر آرسنیک و آنتیموان مبین آلودگی کم محدوده به‌جز نواحی مرکزی و شرقی تا خروجی حوضه در شمال محدوده از نظر اندیس‌های آلودگی هستند ولی با وجود منشا یکسان محل تمرکز و انباشت این عناصر با یکدیگر متفاوت می‌باشد که به دلیل واکنش‌های انحلال-نهیشت و جذب-دفع، انتقال و نهیشت مجدد به‌عنوان عوامل اصلی انتقال و رهاسازی فلزات سنگین است. بنابراین بایستی تدابیر لازم در خصوص عدم استفاده از آب آلوده جهت آبیاری، کنترل سیلاب و اجرای روش‌های پاکسازی در بخش‌های آلوده یا دارای پتانسیل آلودگی از جمله گیاه‌پالایی در راستای حفظ سلامت جامعه و دستیابی به توسعه پایدار در نظر گرفته شود.



شکل ۷: نقشه منطقه‌بندی غلظت عناصر بالقوه سمی (a) As و (b) Sb در نمونه‌های خاک کشاورزی محدوده مورد مطالعاتی.

## پانویس

1-Index of Geoaccumulation  
2-Potential Ecological Risk Index

3-Ecological Risk Index

خلیلی مبرهن، ش. و احمدی پور، ح.، ۱۳۹۴.  
مطالعات رخساره شناسی آتشفشان بیدخوان  
(استان کرمان)، فصلنامه علوم زمین، شماره ۹۵، ص  
۱۱۱-۱۲۲.

احمدی مقدم، پ. و احمدی پور، ح.، ۱۳۹۳.  
بررسی رخساره شناسی و محیط تشکیل توالی‌های  
آتشفشانی کوه چهل تن، واقع در جنوب باختر  
بردسیر (استان کرمان)، فصلنامه علوم زمین، شماره  
۹۴، ص ۱۰۳-۱۱۲.

-نظری، ی. و عباس نژاد، ا.، ۱۳۹۳. تعیین منشأ و پراکندگی آرسنیک در آب‌های زیرزمینی دشت رایین (جنوب خاور کرمان) با استفاده از تکنیک‌های آماری، فصلنامه علوم زمین، شماره ۹۴، ص ۱۱۷-۱۲۸.

-Abbasnejad, A., Mirzaie, A., Derakhshani, R. and Esmaeilzadeh, E., 2013. Arsenic in groundwaters of the alluvial aquifer of Bardsir plain, SE Iran. *Environmental Earth Science*, v. 69, p. 2549-2557.

-Abraham, G.M.S. and Parker, R.J., 2008. Assessment of heavy metal enrichment factors and the degree of contamination in marine sediments from Tamaki Estuary, Auckland, New Zealand. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 136, p. 227-238.

-Arribere, M.A., Ribeiro, G.S., Bubach, D.F. and Vigliano, P.H., 2006. Trace elements as fingerprint of Lake of Provenance and of species of some native and exotic fish of Northern Patagonian Lakes. *Biological Trace Element Research*, v. 111, p. 71-95.

-Burger, J., 2008. Assessment and management of risk to wildlife from cadmium. *Science of The Total Environment*, v. 389, p. 37-45.

-De Temmerman, L., Vanongeval, L., Boon, W. and Hoenig, G., 2003. Heavy metal content of arable soils in northern Belgium. *Water, Air and Soil Pollution*, v. 148, p. 61-73.

-Hakanson, L., 1980. An ecological risk index for aquatic pollution control: a sedimentological approach. *Water Research*, v. 14, p. 975-1001.

-Haqea, T.A., Tabassuma, M., Rahmana, J., Alam Siddiqueb, M.N.E., Mostafab, G., Khalaqea, A., Abedinea, Z. and Hamidic, H., 2020.

-شفیعی، ب.، ۱۳۸۷. الگوی فلززایی کمربند مس پورفیری کرمان و رهیافت‌های اکتشافی آن، رساله دکتری، دانشگاه شهید باهنر کرمان، ۲۵۷ ص.

-فاتحی چنار، ح.، احمدی پور، ح. و مرادیان شهربابکی، ع.، ۱۳۹۰. ژئوشیمی و جایگاه زمین ساختی توده‌های نفوذی دره زارچوئیه (جنوب شرق بردسیر، کرمان)، پترولوژی، شماره ۸، ص ۶۹-۸۴.

Environmental analysis of arsenic in water, soil and food materials from highly contaminated area of Alampur village, Amjhupi Union, Meherpur. *Advanced Journal of Chemistry: A*, v. 3-2, p. 181-191.

-Kabata-Pendias, A. and Mukherjee, A.B., 2007. Trace Elements from soil to human. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 550 p.

-Kabata-Pendias, A., 2010. Trace elements in soils and plants: CRC press.

-Krishna, A.K., Satyanarayanan, M. and Govil, P.K., 2009. Assessment of heavy metal pollution in water using multivariate statistical techniques in an industrial area: a case study from Patancheru, Medak District, Andhra Pradesh, India. *Journal of Hazardous Materials*, v. 167, p. 366-373.

-Muller, G., 1969. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River: *Geojournal*, v. 2, p. 108-118.

-Münster, U., Satsuka, S. and Cedrelöf, G., 2014. Asian Environments Connections across Borders, Landscapes, and Times, LudwigMaximilians Universität, Germany.

-Missimer, T., Teaf, C., Beeson, W., Maliva, R., Wooschlagel, J. and Covert, D., 2018. Natural background and anthropogenic arsenic enrichment in Florida soils, surface water, and groundwater: A review with a discussion on public health risk. *International*

- Journal of Environmental Research and Public Health, v. 15, p. 22-48.
- Ngoc, K.C., Nguyen, N.V., Dinh, B.N., Thanh, S.L., Tanaka, S., Kang, Y., Sakurai, K. and Iwasaki, K., 2009. Arsenic and heavy metal concentrations in agricultural soils around tin and tungsten mines in the Dai Tu district, N. Vietnam. *Water, Air and Soil Pollution*, v. 197, p. 75-89.
- Nriagu, J.O. and Pacyna, J.M., 1988. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace-metals. *Nature*, v. 333, p. 134-139.
- Pierce, M.L. and Moore, C.B., 1982. Adsorption of arsenite and arsenate on amorphous iron oxides. *Water Research*, v. 16, p. 1247-1253.
- Siegel, F.R., 2002. *Environmental geochemistry of potentially toxic metals*. Springer, Berlin, 218 p.
- Smedley, P.L. and Kinniburgh, D.G., 2002. A review of the source, behavior and distribution of arsenic in natural waters. *Applied Geochemistry*, v. 17, p. 517-568.
- Pekey, H., Karaka, D. and Bakoglu, M., 2004. Source apportionment of trace metals in surface waters of a polluted stream using multivariate statistical analyses. *Marine Pollution Bulletin*, v. 49, p. 809-818.
- Qishlag, A., Moore, F. and Forghani, G., 2007. Impact of untreated wastewater irrigation on soils and crops in Shiraz suburban area, SW Iran. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 141, p. 257-273.
- Ribeiro Guevara, S., Bubach, D., Vigliano, P., Lippolt, G. and Arribere, M., 2004. Heavy metal and other trace elements in native mussel *Diplodon chilensis* from Northern Patagonia Lakes, Argentina. *Biological Trace Element Research*, v. 102, p. 245-263.
- Rodríguez Martín, J.A., Ramos-Miras, J.J., Boluda, R. and Gil, C., 2013a. Spatial relations of heavy metals in arable and greenhouse soils of a Mediterranean environment region (Spain), *Geoderma*, v. 200-201, p. 180-188.
- Seshan, B.R.R., Natesan, U. and Deepthi, K., 2010. Geochemical and statistical approach for evaluation of heavy metal pollution in core sediments in southeast coast of India. *International Journal of Environmental Science*, v. 7, p. 291-306.
- Shahram, E., Akbar, H.M., Naser, J., Seyed, F.N., Seyed, M.N. and Mohammad Ali, E., 2011. Trace element level in different tissues of *Rutilus frisii kutum* collected from Tajan River, Iran. *Biological Trace Element Research*, v. 143, p. 965-973.
- Shakeri, A., Moor, F. and Razikordmahalleh, L., 2010. Distribution of soil heavy metal contamination around industrial complex zone, Shiraz, Iran. 19th World Congress of Soil Science, *Soil Solutions for a Changing World*, Brisbane, Australia.
- Tchounwou, P.B., Yedjou, C.G., Patlolla, A.K. and Sutton, D.J., 2012. Heavy metals toxicity and the environment. *National Institute of Health*, v. 101, p. 133-164.
- Thomilson, D.C., Wilson, D.J., Harris, C.R. and Jeffrey, D.W., 1980. Problem in heavy metals in estuaries and the formation of pollution index. *Helgol. Wiss. Meeresunlter*, v. 33(1-4), p. 566-575.