

Study of Arsenic in water and soil sources of a contaminated region and its absorption and accumulation rate in the local pasture plants of the area (Case study: Bijar city)

Sattar Zandsalimi¹, Chonoor Abdi², Omid Bahmani^{*3}

1. Ph.D. Student of Irrigation and Drainage, Dept. of Water Science and Engineering, Faculty of Agriculture, University of Bu-Ali Sina, Hamedan, Iran. E-mail: satarzandsalimi1980@gmail.com
2. Ph.D. Student of Irrigation and Drainage, Dept. of Water Science and Engineering, Faculty of Agriculture, University of Bu-Ali Sina, Hamedan, Iran. E-mail: chonor.abdi@yahoo.com
3. Corresponding Author, Associate Prof., Dept. of Water Science and Engineering, Faculty of Agriculture, University of Bu-Ali Sina, Hamedan, Iran. E-mail: omid.bahmani@basu.ac.ir

Article Info

Article type:
Research Full Paper

Article history:
Received: 05.13.2023
Revised: 11.07.2023
Accepted: 04.30.2024

Keywords:
Arsenic contamination,
Bijar County,
Plant accumulation,
Soil,
Surface water

ABSTRACT

Background and Objectives: Arsenic, one of the most critical environmental toxins, accumulates in plant and animal organs through root absorption in plants and subsequent ingestion by humans via the food chain or direct consumption of contaminated water. Reports have highlighted the contamination of regional drinking water sources in Bijar city, Kurdistan province, with arsenic and its adverse effects on local residents. Therefore, this research aimed to investigate the distribution of arsenic in the water and soil sources of the region and evaluate the capacity of native pasture plants to absorb and accumulate this element.

Materials and Methods: Arsenic concentrations were measured in surface and subsurface waters of a 360 km² region using the atomic absorption-graphite furnace method. The distribution of arsenic in the contaminated area was mapped using the ArcGIS program. Three sampling areas with varying pollution intensities (A > B > C) were selected. Soil samples and aerial parts of 13 plant species were collected and analyzed for arsenic concentrations, enabling a comparison of different plant species' ability to absorb arsenic.

Results: The intensity of arsenic contamination in surface water, soil, and plants studied in this research exceeded typical concentrations of arsenic in water, soil, and plant sources. Total arsenic concentrations in water samples ranged from 4.5 to 280 µg l⁻¹ and correlated with electrical conductivity, total dissolved solids, and total hardness (P<0.001). Arsenic concentration in the soil of area A (Ali-Abad village) exceeded 2059 µg g⁻¹ of dry soil, with contamination decreasing with distance from area A. A high correlation was observed between the intensity of water and soil pollution (R²=0.84). Arsenic concentrations in the aerial parts of 13 plant species with three replications varied depending on the plant species and the intensity of soil contamination (0 to 47.8 µg g⁻¹). The intensity of soil contamination was on average 27.66 times higher than the amount of arsenic accumulated in the plant, indicating the high resistance of native pasture plants in the region to arsenic toxicity.

Conclusion: Field monitoring revealed that 45% of water resources in the sampling areas exceeded the national drinking water standard for arsenic

(50 $\mu\text{g l}^{-1}$), reaching 78% according to the World Health Organization standard (10 $\mu\text{g l}^{-1}$). Concentrations of parent materials containing arsenic compounds were higher in areas A and B than in area C, with decreasing concentrations further from area A. The sampling region significantly influenced the average arsenic concentration in water and soil samples ($P<0.05$). Arsenic uptake by the plant samples exceeded typical concentrations (0.1 to 3 $\mu\text{g g}^{-1}$), with the highest mean arsenic concentrations found in the leaves of *Astragalus bisulcatus*, *Chenopodium album*, and *Mentha longifolia*, accumulating more than 47.8, 35.5, and 22.5 $\mu\text{g g}^{-1}$, respectively. The study demonstrates heavy contamination of water, soil, and plant resources in the region, with most surface water resources utilized for agricultural irrigation, animal consumption, and occasionally drinking water for village residents. The entry of arsenic into the human body, directly or through the food cycle, poses a severe health risk to the region's residents, necessitating immediate intervention measures.

Cite this article: Zandsalimi, Sattar, Abdi, Chonoor, Bahmani, Omid. 2024. Study of Arsenic in water and soil sources of a contaminated region and its absorption and accumulation rate in the local pasture plants of the area (Case study: Bijar city). *Journal of Water and Soil Conservation*, 31 (1), 73-92.



© The Author(s).

DOI: [10.22069/jwsc.2024.21369.3648](https://doi.org/10.22069/jwsc.2024.21369.3648)

Publisher: Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources

بررسی میزان آرسنیک در منابع آب و خاک یک منطقه آلوده و میزان جذب و انباشتگی آن در گیاهان بومی مرتعی منطقه (مطالعه موردی: شهرستان بیجار)

ستار زندسلیمی^۱، چنور عبدی^۲، امید بهمنی^{۳*}

۱. دانشجوی دکتری آبیاری و زهکشی، گروه علوم و مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه بوعلی‌سینا، همدان، ایران.
رایانامه: satarzandsalimi1980@gmail.com
۲. دانشجوی دکتری آبیاری و زهکشی، گروه علوم و مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه بوعلی‌سینا، همدان، ایران.
رایانامه: chonor.abdi@yahoo.com
۳. نویسنده مسئول، دانشیار گروه علوم و مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه بوعلی‌سینا، همدان، ایران.
رایانامه: omid.bahmani@basu.ac.ir

اطلاعات مقاله	چکیده
نوع مقاله: مقاله کامل علمی- پژوهشی	سابقه و هدف: آرسنیک از سموم مهم محیط‌زیست به‌شمار می‌آید که با جذب از طریق ریشه گیاهان، در اندام‌های گیاهی و حتی جانوری تجمع یافته و از طریق چرخه غذایی یا مصرف مستقیم آب آلوده وارد بدن انسان می‌شود. برخی گزارش‌ها آلودگی منابع آب شرب منطقه‌ای از شهرستان بیجار در استان کردستان به عنصر آرسنیک و عوارض آن در ساکنین منطقه را نشان داده است، بنابراین این پژوهش باهدف بررسی پراکنش آرسنیک در منابع آب و خاک منطقه و ارزیابی توان گیاهان بومی مرتعی در جذب و انباشتگی این عنصر انجام شد.
تاریخ دریافت: ۱۳۹۳/۰۲/۰۲ تاریخ ویرایش: ۱۳۹۳/۰۸/۱۶ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۳/۰۲/۱۱	مواد و روش‌ها: در این طرح با نمونه‌برداری از آب‌های سطحی و زیرسطحی منطقه‌ای به مساحت ۳۶۰ کیلومترمربع و اندازه‌گیری غلظت آرسنیک نمونه‌های آب به‌وسیله دستگاه طیف‌سنج جذب اتمی به روش کوره گرافیتی، توزیع و پراکنش آرسنیک منطقه آلوده، در محیط ArcGIS پهنه‌بندی شد و با بررسی نقشه پراکنش آرسنیک در منطقه، سه ناحیه نمونه‌برداری با شدت آلودگی ناهم‌اند ($C < B < A$) گزینش گردید. سپس با گردآوری نمونه‌های خاک و اندام‌های هوایی ۱۳ گونه گیاه بومی مرتعی منطقه و اندازه‌گیری غلظت آرسنیک در عصاره آن‌ها، قدرت گیاهان مختلف در جذب و انباشتگی آرسنیک مورد مقایسه و آنالیز آماری قرار گرفت.
واژه‌های کلیدی: آب سطحی، آلودگی آرسنیک، انباشتگی گیاهی، بیجار، خاک	یافته‌ها: شدت آلودگی آرسنیک در آب‌های سطحی، خاک و گیاهان مورد مطالعه در این پژوهش بالاتر از غلظت معمول آرسنیک منابع آب و خاک و گیاه بود. آرسنیک کل نمونه‌های آب از ۴/۵

تا ۲۸۰ میکروگرم بر لیتر متغیر بود و با هدایت الکتریکی، املاح محلول و سختی خاک رابطه مستقیمی داشت ($P < 0/0001$). تمرکز آلودگی در خاک ناحیه A (روستای علی آباد) با میانگین شدت آلودگی بیش از ۲۰۵۹ میکروگرم در هر گرم خاک خشک بود، بافاصله گرفتن از منطقه A، شدت آلودگی آب و خاک به آرسنیک کاهش یافت. همبستگی بالایی بین شدت آلودگی آب و خاک وجود داشت ($R^2 = 0/84$). مقدار آرسنیک در بخش هوایی ۱۳ گونه گیاهی با ۳ تکرار، بسته به گونه گیاهی و شدت آلودگی خاک از صفر تا ۴۷/۸ میکروگرم بر گرم وزن خشک بافت گیاهی متغیر بود. شدت آلودگی خاک به طور میانگین ۲۷/۶۶ برابر میزان آرسنیک انباشته شده در گیاه بود که بیانگر مقاومت بالای گیاهان بومی مرتعی منطقه در برابر سمیت آرسنیک هست.

نتیجه گیری: با در نظر گرفتن استاندارد ملی آب آشامیدنی برای آرسنیک ($50 \mu\text{g l}^{-1}$)، غلظت آرسنیک در بیش از ۴۵ درصد از منابع آب منطقه مورد مطالعه، متجاوز از حد استاندارد ملی بود و بر اساس استاندارد سازمان بهداشت جهانی ($10 \mu\text{g l}^{-1}$)، سطح آلودگی به ۷۸ درصد رسید. به نظر می رسد تمرکز مواد مادری حاوی ترکیبات آرسنیک دار در منطقه A و B نسبت به منطقه C بیش تر است و هرچه از منطقه A دورتر شدیم تراکم مواد مادری حاوی آرسنیک کاهش یافت. به طوری که ناحیه نمونه برداری اثر معنی داری بر میانگین غلظت آرسنیک نمونه های آب و خاک داشت ($P < 0/05$). آرسنیک جذب شده توسط نمونه های گیاهی بسیار بیش تر از غلظت معمول آرسنیک ($0/1$ تا 3 میکروگرم بر گرم وزن خشک) در گیاه بود. در مقایسه گیاهان مورد بررسی در این پژوهش، گیاه *آستراگالوس بیزنلکاتوس* (*Astragalus bisnalcatus*)، کنوپودیوم آلبوم (*Chenopodium Album*) و متالوگیفولیا (*Mentha logifolia*) به ترتیب با انباشتگی بیش از ۴۷/۸، ۳۵/۵ و ۲۲/۵ میکروگرم آرسنیک در هر گرم وزن خشک گیاه، بهترین گزینه تجمع آرسنیک شناسایی شد. نتایج به دست آمده در این مطالعه بیانگر آلودگی شدید منابع آب و خاک و گیاه منطقه به عنصر آرسنیک است، بیش تر منابع آب سطحی منطقه مورد مطالعه، جهت آبیاری کشاورزی، مصرف حیوانات و گاهی آب شرب ساکنین روستاها استفاده می شود. ورود آرسنیک به بدن انسان به طور مستقیم یا از طریق چرخه غذایی، می تواند سلامتی ساکنین منطقه را به شدت به خطر اندازد که نیازمند انجام تمهیداتی در این خصوص است.

استناد: زندسلیمی، ستار، عبدی، چنور، بهمنی، امید (۱۴۰۳). بررسی میزان آرسنیک در منابع آب و خاک یک منطقه آلوده و میزان جذب و انباشتگی آن در گیاهان بومی مرتعی منطقه (مطالعه موردی: شهرستان بیجار). پژوهش های حفاظت آب و خاک، ۳۱ (۱)، ۹۲-۷۳.

DOI: [10.22069/jwsc.2024.21369.3648](https://doi.org/10.22069/jwsc.2024.21369.3648)



© نویسندگان.

ناشر: دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان

مقدمه

آرسنیک یک شبه فلز سمی است که در طبیعت همراه با عناصر دیگر همانند طلا، آنتیموان، مس و جیوه یافت می شود (۱). میزان فراوانی آرسنیک در پوسته زمین حدود ۱/۵ تا ۳ میکروگرم بر گرم است که گاهی به ۶۰ میکروگرم بر گرم نیز می رسد (۲). اگرچه آرسنیک به طور طبیعی در خاک وجود دارد (ژئوژنیک^۱) اما فعالیت های انسانی (آنتروپوژنیک^۲) غلظت آن ها را در طبیعت افزایش داده است و باعث آلودگی و انباشتگی فلزات سنگین در خاک شده است (۳). زباله های صنعتی و شیمیایی ناشی از فعالیت های انسان، معادن، پس مانده فرایندهای متالورژی، ذوب مس، روی، سرب و طلا، خاکستر سوخت های فسیلی، تولیدات صنایع شیشه سازی، صنایع الکتریکی و دارویی هم چنین استفاده از آفت کش ها در کشاورزی منجر به آزادسازی آرسنیک و انتشار آن در آب، هوا و خاک می شود (۴، ۵ و ۶) که این عامل سبب افزایش سه برابری غلظت آرسنیک در محیط شده است (۷). آرسنیک موجود در خاک به دو فرم آلی و معدنی یافت می شود. بیش تر ترکیبات آرسنیک خاک به فرم معدنی هستند اما این ترکیبات می توانند در شرایط هوایی توسط میکروارگانیسم های خاک جذب شده و به فرم های آلی تبدیل شوند (۸). آرسنیک خاک پس از تماس با آب باران و روان آب های سطحی، از خاک شسته شده، به آب های زیرزمینی و دریاها وارد می شود. غلظت آرسنیک آب دریاها به طور معمول یک تا ۸ میکروگرم بر لیتر است، آب های سطحی و زیرزمینی آرسنیک کمتری دارند اما غلظت آرسنیک آب های زیرزمینی نسبت به آب های سطحی بیش تر است (۵). منبع آب شرب بسیاری از ساکنین روستاها و شهرها، آب های سطحی و زیرزمینی است که با

مصرف آن، این عنصر سمی مستقیماً وارد بدن انسان شده و سلامتی افراد را به خطر می اندازد (۹). میلیون ها نفر در جهان از طریق مصرف آب آشامیدنی در معرض آلودگی به آرسنیک قرار دارند. خطر آلودگی منابع آب به آرسنیک در کشورهای مختلف جهان از جمله آمریکا، چین، شیلی، بنگلادش، تایوان، مکزیک، آرژانتین، لهستان، کانادا، ژاپن، هند، ویتنام و نپال (۱۰ و ۱۱) و اخیراً در ایران (۱۲) توسط پژوهشگران مختلف گزارش شده است. در کشور بنگلادش آب آشامیدنی بیش از ۵۰ میلیون نفر از ساکنین آن کشور، دارای غلظت بالای ۱۰ میکروگرم بر لیتر رهنمودی سازمان بهداشت جهانی (WHO) است (۱۳ و ۱۴). مسمومیت به آرسنیک باعث ایجاد اختلالات جسمی مانند ضعف عضلانی، ایجاد تومورهای وخیم و مختل شدن خون رسانی به اندام ها، هم چنین عامل ایجاد سرطان ریه، پوست، کبد، خون و پروستات در انسان می شود (۱۵).

یکی از راه های مسمومیت به آرسنیک، نوشیدن آب آلوده است اما از آن جاکه آب های سطحی و زیرزمینی آلوده به آرسنیک، منابع آب آبیاری بسیاری از اراضی کشاورزی است بنابراین خطر انتقال آرسنیک از آب و خاک آلوده به گیاه و نیز ورود آن به زنجیره غذایی انسان یک تهدید بالقوه برای سلامتی انسان محسوب می شوند (۱۶). جذب آرسنیک به وسیله گیاهان به خصوصیات فیزیکی و شیمیایی گونه گیاهی و میزان غلظت آرسنیک خاک بستگی دارد، نتایج مطالعه پژوهشگران مختلف نشان داد که با افزایش غلظت آرسنیک خاک میزان جذب و انباشتگی آن در غلات، سبزی ها و درختان میوه افزایش می یابد (۱۷). ویژگی های فیزیکی و شیمیایی خاک از عوامل مهمی هستند که بر قابلیت دسترسی عنصر آرسنیک برای گیاهان اهمیت ویژه ای دارند. اسیدیته خاک، درصد ماده آلی، ظرفیت تبادل کاتیونی

1- Geogenic

2- Anthropogenic

(CEC) از جمله ویژگی‌های شیمیایی خاک هستند که در قابل‌دسترس بودن آرسنیک خاک برای گیاه اهمیت ویژه‌ای دارند (۱۸). جذب آرسنیک خاک رابطه عکسی با pH خاک دارد. با افزایش pH خاک، میزان حلالیت و آزادسازی آرسنیک خاک کاهش یافته، میزان جذب آرسنات به‌وسیله گیاه کاهش می‌یابد (۸، ۱۹ و ۲۰).

آلودگی منابع آب‌وخاک به آرسنیک می‌تواند گیاهان را تحت‌تأثیر قرار دهد، اما گیاهان مقاوم به آرسنیک علائم مسمومیت به آرسنیک را در غلظت‌های بسیار بالا نشان می‌دهند. گیاهان مواد حاصل از فعالیت انسان همانند ترکیب‌های آلی و عناصر سنگین را که با ورود به چرخه غذایی، می‌تواند اثرات مضر بر سلامتی انسان داشته باشد را از محیط‌زیست پاک‌سازی می‌نمایند. به این روش زیست‌پالایی^۱ و به‌طور خاص گیاه‌پالایی^۲ گویند. گیاه‌پالایی یک فناوری نوپا اما امیدوارکننده در پاک‌سازی خاک‌های آلوده به عناصر سنگین است. گیاهانی که توانایی تجمع عناصر سنگین تا غلظت بالایی را دارند، به‌عنوان بیش‌انباشت‌گر معرفی می‌شوند، این اصطلاح ابتدا در سال ۱۹۷۷ به‌وسیله بروکس و همکارانش برای معرفی گیاهانی که به مقدار بیش‌تر از ۱۰۰۰ میکروگرم در هر گرم وزن خشک خود فلزات سنگین را انباشته می‌کنند، به‌کار گرفته شد (۲۱). مطالعه پژوهش‌گران مختلف توانایی بالای گیاه پتریس‌ویتاتا (*Ptris vittat*) به‌عنوان گیاه بیش‌انباشت‌گر در پالایش خاک‌های آلوده به آرسنیک را به اثبات رسانده است (۲۲، ۲۳، ۲۴، ۲۵ و ۲۶). البته غلظت بیش‌تر از ۱۰۰۰۰ میلی‌گرم آرسنیک در یک کیلوگرم وزن خشک گیاه برای درخت پتریس ویتاتا مضر هست (۲۷). تیو و ما (۲۰۰۲) در پژوهش‌های خود بر روی نمونه‌های گلدانی دریافتند که گیاه پتریس‌ویتاتا از ۵۰ میلی‌گرم آرسنیک

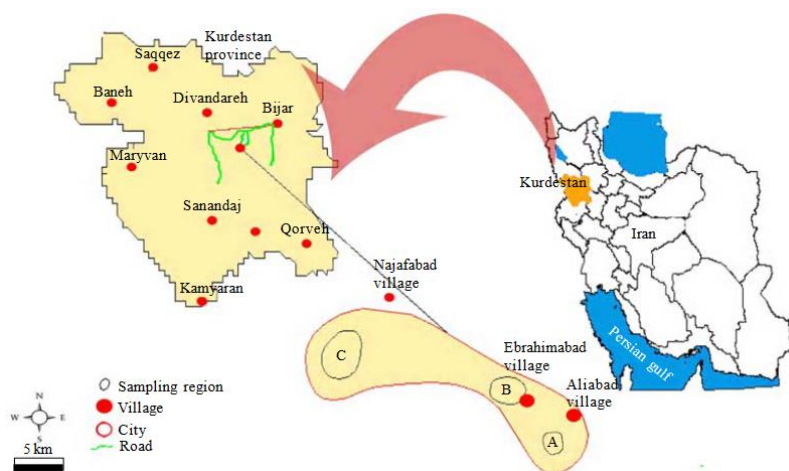
افزوده‌شده به گلدان‌ها، ۲۶ درصد آن را جذب و در بافت‌های خود انباشته کرد (۲۸ و ۲۹). مطالعات کریمی و همکاران (۲۰۱۰) در رابطه با بررسی جذب و تجمع آرسنیک در ۱۰۳ نمونه گیاهی رشدیافته بر خاک‌های آلوده منطقه زرشوران واقع در شمال‌غرب کشور نشان داد که گیاهان *Salvia Syriac*، *Hesperis persica*، *Isatis cappadocica*، *Helichrisum oliocephalm*، *Hyoscyamus kurdica* به‌عنوان انباشتگرهای آرسنیک، قادرند در محیط‌های با غلظت‌های بالای آرسنیک بدون بروز عوارض سمیت رشد کنند. ایشان با بررسی غلظت آرسنیک موجود در بخش‌های هوایی، توزیع آن‌ها در مناطق مختلف منطقه آلوده، نسبت آرسنیک موجود در برگ گیاهان موردبررسی به آرسنیک کل خاک و زیست‌توده گیاهان مطالعه شده به این نتیجه رسیدند که گیاه *I. cappadocica* بهترین گزینه مقاومت و تجمع آرسنیک میان همه گیاهان جمع‌آوری‌شده است (۳۰). استان کردستان در غرب کشور ایران با مشکل آلودگی منابع آب‌وخاک به آرسنیک مواجه است. در شمال‌شرق استان در شهرستان بیجار، مناطقی وجود دارد که از آب آلوده به آرسنیک استفاده می‌کنند. آلودگی گسترده آب‌وخاک در این منطقه ناشی از آزادسازی آرسنیک از آبخوان‌ها و سنگ‌های رسوبی است (۱۲) میانگین غلظت آرسنیک آب آشامیدنی در بعضی روستاها برابر ۲۹۰ میکروگرم بر لیتر است و گاهی به ۱۰۰۰ میکروگرم بر لیتر نیز رسید (۳۱). مسمومیت‌های مزمن، ناراحتی‌های پوستی، کبدی و حتی قطع عضو در منطقه گزارش شده است. باوجود مطالعات زیاد در خصوص حضور آرسنیک در آب شرب ساکنین شهرستان بیجار و مسمومیت‌های ناشی از آن (۱۲، ۳۱ و ۳۲) اما اطلاعاتی در خصوص پراکنش و توزیع آرسنیک در آب‌های سطحی و حتی خاک منطقه وجود ندارد و میزان جذب و انباشتگی این عنصر سمی در گیاهان منطقه بررسی نشده است؛

است که در شمال شرق استان واقع گردیده است. این شهرستان در مختصات ۴۷ درجه و ۳۶ دقیقه شرقی و ۳۵ درجه و ۵۲ دقیقه غربی و ارتفاع ۱۹۴۰ متر از سطح دریا قرار دارد (شکل ۱). بیجار دارای آب و هوای سرد و خشک با میانگین دمای سالانه ۱۰/۵ درجه سانتی گراد و بارش ۳۲۶ میلی متر در سال است. در این شهرستان منطقه‌ای به مساحت ۵۸۰ کیلومتر مربع وجود دارد که آب آشامیدنی آن‌ها آرسنیک بالایی دارد (۳۲).

بنابراین پژوهش حاضر با هدف بررسی میزان پراکنش آرسنیک در آب و خاک منطقه‌ای از شهرستان بیجار استان کردستان انجام شد و توان گیاهان بومی مرتعی منطقه در جذب و انباشتگی آرسنیک خاک مورد ارزیابی و مقایسه قرار گرفت.

مواد و روش‌ها

ناحیه مورد مطالعه: شهرستان بیجار با وسعتی برابر ۴۳۵۰ کیلومتر مربع، بزرگ‌ترین شهرستان استان کردستان



شکل ۱- موقعیت منطقه مورد مطالعه در کشور ایران.

Figure 1. Location of the study area at the Iran Country.

شده بود جمع‌آوری شد. برای جلوگیری از خطای آزمایش، بلافاصله پس از نمونه‌برداری، نمونه‌ها با استفاده از اسید نیتریک غلیظ اسیدی و تثبیت شد. نمونه‌های آب از فیلتر غشایی ۰/۴۵ میکرومتری عبور داده شده و به دو ظرف انتقال داده شدند. یک نمونه برای اندازه‌گیری غلظت آرسنیک و یک نمونه دیگر برای اندازه‌گیری خصوصیات شیمیایی آب مانند اسیدیته (pH)، هدایت الکتریکی آب (EC)، مجموع املاح محلول (TDS)، کاتیون‌ها و آنیون‌ها و محاسبه میزان سختی آب (TH) آماده شد. برای جلوگیری از تغییرات شیمیایی و فعالیت‌های بیولوژیکی، نمونه‌ها در یخچال با دمای ۴ °C نگهداری شدند. اسیدیته آب

نمونه‌برداری و تجزیه آب: پژوهش حاضر در محدوده‌ای به مساحت ۳۶۰ کیلومتر مربع در غرب شهرستان بیجار انجام شد. بیش‌تر منابع آب منطقه مطالعه شده، سطحی و زیرسطحی بوده و چاه‌های آب زیرزمینی به تعداد اندک یافت می‌شود به همین دلیل منابع آب‌های سطحی و زیرسطحی (چشمه و قنات) برای نمونه‌برداری انتخاب شدند. در فصل بهار از ۳۶ دهانه چشمه و قنات در منطقه مورد مطالعه که منابع آب آبیاری اراضی کشاورزی بودند نمونه‌برداری شد و مختصات هر نقطه با دستگاه GPS ثبت گردید. نمونه‌های آب در بطری‌های پلاستیکی به حجم ۲۵۰ میلی‌لیتر که قبلاً با استفاده از اسیدشویی کاملاً تمیز

با استفاده از دستگاه pH متر، هدایت الکتریکی^۱ (EC) و غلظت املاح محلول (TDS) به کمک دستگاه EC متر اندازه‌گیری شد و میزان سختی آب بر اساس رابطه $TH = 2.497 Ca + 4.115 Mg$ تخمین زده شد (۳۳). کاتیون‌ها و آنیون‌های اصلی شامل کلسیم، منیزیم، سدیم، کلسیم، بی‌کربنات و نیترات براساس استانداردهای اتحادیه بهداشت عمومی آمریکا^۲ (۱۹۸۵) اندازه‌گیری شد و میزان آرسنیک نمونه‌های آب با استفاده از دستگاه طیف‌سنج جذب اتمی به روش کوره گرافیتی^۳ قرائت گردید.

نمونه‌برداری و تجزیه خاک: پس از نمونه‌برداری از آب‌های سطحی و اندازه‌گیری غلظت آرسنیک آن‌ها، سه ناحیه نمونه‌برداری با درجه آلودگی ناهم‌اند گزینش شد. این نواحی در اطراف روستاهای علی‌آباد، ابراهیم‌آباد و نجف‌آباد قرار داشت موقعیت جغرافیایی این نواحی در شکل ۱ آورده شده است. ناحیه A به‌عنوان منطقه‌ای با بالاترین غلظت آرسنیک در آب‌و‌خاک معرفی شد. این منطقه در مراتع اطراف روستای علی‌آباد واقع در جنوب غربی شهرستان بیجار با عرض جغرافیایی ۳۶ درجه و ۳۵ دقیقه و طول جغرافیایی ۴۷ درجه و ۲۵ دقیقه انتخاب گردید. شدت آلودگی خاک اراضی واقع در ناحیه B به‌عنصر آرسنیک نسبت به ناحیه A کم‌تر بود. این ناحیه نمونه‌برداری در ۳ کیلومتری ناحیه A در اراضی اطراف روستای ابراهیم‌آباد شهرستان بیجار با عرض جغرافیایی ۳۶ درجه و ۳۷ دقیقه و طول جغرافیایی ۴۷ درجه و ۱۸ دقیقه انتخاب شد. ناحیه C به‌عنوان ناحیه شاهد یا بلوک شاهد معرفی شد. شدت آلودگی در این ناحیه نسبت به دو ناحیه دیگر کم‌تر بوده و در گزارش‌ها به‌عنوان منطقه غیرآلوده (غلظت آرسنیک کم‌تر از $10 \mu g l^{-1}$) شناخته شده است. این منطقه در

اراضی اطراف دهستان نجف‌آباد در غرب ناحیه B، بافاصله ۸۵۰۰ متر از آن و عرض جغرافیایی ۳۶ درجه و ۳۰ دقیقه و طول جغرافیایی ۴۷ درجه و ۱۱ دقیقه واقع شده است.

پس از شناسایی نواحی سه‌گانه با شدت آلودگی متفاوت، از خاک اطراف ریشه گیاهان مرتعی موجود در منطقه نمونه‌برداری شد. مناطق نمونه‌برداری در اطراف چشمه‌های آلوده واقع شده بود و پراکنش مرتع در اطراف این چشمه‌ها به‌صورت نواری بود، به همین دلیل ۳ نقطه نمونه‌برداری به‌صورت طولی و با فواصل مشخص (۴۰۰ متری) انتخاب شد. موقعیت جغرافیایی نقاط موردنظر به‌وسیله دستگاه GPS ثبت شد. جهت اندازه‌گیری ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک اطراف ریشه گیاهان و همچنین بررسی وضعیت آرسنیک در لایه‌های سطحی و تحت‌الارض، نمونه‌برداری از خاک به‌صورت دست‌خورده و در دو عمق ۰-۳۰ و ۳۰-۶۰ سانتی‌متری انجام گرفت. در کل تعداد ۱۸ نمونه خاک از ۳ ناحیه نمونه‌برداری جمع‌آوری شد. نمونه‌های خاک پس از انتقال به آزمایشگاه هوا خشک شده و از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شد. از نمونه‌های خاک دست‌خورده جهت اندازه‌گیری برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی محیط اطراف ریشه گیاهان استفاده شد. در این پژوهش بافت خاک به روش هیدرومتری (۳۴)، مقدار فسفر قابل جذب گیاه به روش اولسن، اسیدیته خاک در گل اشباع با استفاده از دستگاه pH متر، هدایت الکتریکی^۴ (EC) عصاره گل اشباع به کمک دستگاه EC متر، کربن آلی خاک به روش والکلی و بلاک (۱۹۳۴) (۳۵) و درصد آهک یا درصد مواد خنثی‌شونده به روش تیتراسیون اندازه‌گیری شد. برای اندازه‌گیری آرسنیک کل خاک، حدود ۰/۵ گرم خاک

1- Electrical Conductivity
2- American Public Health Association
3- GTA 110; Varian Spectra 220

4- Electrical Conductivity

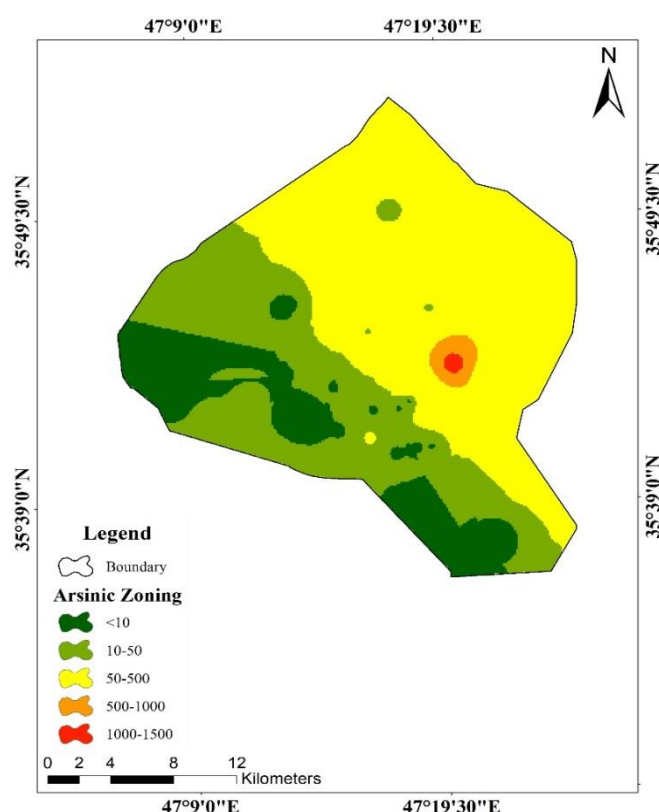
بخش هوایی گیاهان به وسیله دستگاه طیف سنج جذب اتمی به روش کوره گرافیتی اندازه گیری شد.

تجزیه و تحلیل داده ها: توزیع و پراکنش آرسنیک در منابع آب منطقه مورد مطالعه با استفاده از نرم افزار Arc GIS پهنه بندی شد. داده های به دست آمده از این پژوهش توسط نرم افزارهای Excel و SAS و به کمک آزمون های آماری پردازش گردید. از ضریب همبستگی پیرسون برای ارزیابی میزان همبستگی غلظت عناصر در آب، گیاه و خاک استفاده شد و مقایسه میانگین به روش LSD انجام و میانگین جذب عنصر آرسنیک در اندام های هوایی گیاهان آزمون شد.

نتایج و بحث

آرسنیک آب و خصوصیات شیمیایی آب های منطقه آلوده: نتایج آنالیز شیمیایی نمونه های آب جمع آوری شده از منطقه ای به مساحت ۳۶۰ کیلومتر مربع، شامل ۱۸ روستا از توابع شهرستان بیجار در استان کردستان در شکل ۲ آورده شده است. با در نظر گرفتن استاندارد ملی آب آشامیدنی برای آرسنیک ($50 \mu\text{g l}^{-1}$) بیش از ۴۵ درصد از منابع آب نمونه برداری شده در منطقه مورد مطالعه، متجاوز از حد استاندارد ملی است و چنانچه رهنمودهای سازمان بهداشت جهانی (WHO) در نظر گرفته شود ($10 \mu\text{g l}^{-1}$) غلظت آرسنیک در تعداد بیش تری از منابع آب های سطحی منطقه، بالاتر از حد مجاز استاندارد جهانی است (بیش از ۷۸ درصد).

خشک شده در آون (دمای ۸۰ درجه سانتی گراد به مدت ۱۲ ساعت) در یک کروز چینی ریخته، ۱۰ میلی لیتر مخلوط HCl/HNO_3 به نسبت ۳ به ۱ به آن اضافه شد. پس از ۱۲ ساعت نگهداری در هوای آزاد، به مدت یک ساعت در حمام شنی قرار گرفت. پس از سرد شدن مخلوط هضم شده، آن را صاف نموده و در بالن ژوژه ۵۰ میلی لیتری به حجم رسید، سپس غلظت کل آرسنیک نمونه با استفاده از دستگاه طیف سنج جذب اتمی به روش کوره گرافیتی اندازه گیری گردید. **نمونه برداری و تجزیه گیاه:** نمونه های گیاهی از محل های مشابه نمونه های خاک برداشت شد. نمونه گیاهان مرتعی با بیش ترین زیست توده گیاهی انتخاب شد. نمونه برداری از گیاه با هدف بررسی میزان جذب و انباشتگی آرسنیک در بخش هوایی گیاهان انجام گردید. برای این منظور در فصل بهار از اندام های هوایی حداکثر ۱۳ گونه گیاه مرتعی منطقه A، B و C در ۳ تکرار نمونه برداری شد. ۷۲ نمونه گیاه از ۱۳ گونه مختلف جمع آوری و به آزمایشگاه انتقال داده شد. نمونه های گیاه در آزمایشگاه پس از انجام مراحل اولیه و شستشوی کامل و خشک کردن در معرض هوا، بخش های هوایی و ریشه، جداسازی و آسیاب گردید، نمونه های پودر شده ریشه و اندام های هوایی، به طور جداگانه در ظروف شیشه ای جمع آوری و آماده عصاره گیری شد. عصاره گیری از نمونه های گیاهی (اندام های هوایی) جهت آماده سازی برای اندازه گیری غلظت آرسنیک، بر اساس روش مهارج و جاردین (۲۰۰۳) اقدام گردید (۳۶). غلظت آرسنیک عصاره



شکل ۲- پهنه‌بندی و پراکنش آرسنیک در آب‌های سطحی منطقه مورد مطالعه بر حسب میکروگرم بر لیتر.

Figure 2. Zoning and distribution of arsenic in the surface waters of the studied area ($\mu\text{g l}^{-1}$).

همکاران (۲۰۰۵) و مسافری و همکاران (۲۰۰۹) همخوانی داشت (۳۱ و ۳۷).

در جدول ۱ خصوصیات شیمیایی آب‌های سطحی منطقه مورد مطالعه آمده است. سختی آب در کلاس سخت تا خیلی سخت قرار داشت (سختی بالای ۱۵۰ میلی گرم بر لیتر کربنات کلسیم). بالاترین مقدار سختی آب و TDS در نمونه‌های آب روستای علی‌آباد مشاهده گردید. نمونه آب روستای نجف‌آباد (ناحیه C) سختی پایین‌تری داشت (150 mg/l CaCO_3). هدایت الکتریکی (EC) نمونه‌های آب از ۵۰۰ تا ۹۲۷ دسی‌زیمنس بر متر متغیر بود. رابطه معنی‌داری بین غلظت آرسنیک نمونه‌های آب با سایر پارامترهای شیمیایی وجود داشت ($P < 0.001$). بالاترین مقدار همبستگی بین غلظت آرسنیک نمونه‌های آب و TDS مشاهده گردید ($R^2 = 0.867$).

از ۱۸ روستای مورد مطالعه، بیش‌ترین مقدار آلودگی مربوط به ۸ روستا بوده که سطحی برابر ۱۶۲ کیلومترمربع را شامل می‌شد. بیش‌ترین مقدار آلودگی مربوط به چشمه‌های آب روستای علی‌آباد با حداکثر ۱۲۸۰ میکروگرم بر لیتر بود یعنی ۱۲۸ برابر بالاتر از حداکثر غلظت مجاز استاندارد آب آشامیدنی ($10 \mu\text{g l}^{-1}$). شدت آلودگی آب روستاهای بابانظر ($750 \mu\text{g l}^{-1}$)، ابراهیم‌آباد ($400 \mu\text{g l}^{-1}$)، گوندک ($370 \mu\text{g l}^{-1}$)، زینل‌خان ($280 \mu\text{g l}^{-1}$)، باشوکی ($180 \mu\text{g l}^{-1}$)، قشلاق‌لو ($170 \mu\text{g l}^{-1}$) در رده‌های بعد قرار داشتند. شدت آلودگی آب‌های سطحی در روستاهای نجف‌آباد، سراب‌شهرک، سیدان، یونس‌آباد، شیرکش‌بالا، حسین‌خان، خراسان و آقبلاغ پایین‌تر از حد مجاز استاندارد ملی آب شرب بود ($50 \mu\text{g l}^{-1}$) که تا حدودی با نتایج پژوهش‌های مصداقی‌نیا و

جدول ۱- نتایج آنالیز شیمیایی منابع آب سطحی ۳ ناحیه آلوده در شهرستان بیجار.

Table 1. Analysis of local surface water sources from three contaminated areas in Bijar County.

مکان نمونه برداری Location	آرسنیک													
	سدیم Na	منیزیم Mg	کلسیم Ca	بی‌کربنات HCO ₃	کلر Cl	نیترات NO ₃	پهشاش pH	هدایت الکتریکی	املاح محلول	سختی				
								EC	TDS	Hardness	As			
											μg l ⁻¹			
	Meq l ⁻¹						ds m ⁻¹	Mg l ⁻¹	mg l ⁻¹ CaCO ₃	Min	Mean	Max		
ناحیه A Area A	0.22	7.90	1.83	5.72	0.35	0.09	7.38	0.75	553.23	192.52	750.35	1015.21	1280.56	
ناحیه B Area B	0.52	6.12	1.71	5.86	1.14	0.13	7.72	0.93	434.85	156.96	280.42	340.51	400.89	
ناحیه C Area C	0.03	2.51	3.52	3.65	1.92	0.26	7.58	0.50	302.63	120.46	3.00	3.65	4.53	

روستای نجف‌آباد (ناحیه C) پایین‌تر از حد مجاز بوده و قابل شرب است. به همین دلیل این ناحیه، به‌عنوان ناحیه شاهد در نظر گرفته شد؛ اما غلظت آرسنیک آب در دو ناحیه دیگر بسیار بالاتر از حد مجاز آرسنیک بود. حداکثر غلظت آرسنیک ناحیه A و B نسبت به مقدار مجاز آرسنیک در آب آشامیدنی ۱۲۸:۴۰:۱ بود؛ یعنی میانگین غلظت آرسنیک در ناحیه A، ۱۲۸ برابر و در ناحیه B، ۴۰ برابر غلظت مجاز آرسنیک آب آشامیدنی گزارش شد. در ناحیه مورد مطالعه، آب‌های سطحی و زیرزمینی آلوده به آرسنیک، برای آبیاری اراضی کشاورزی مورد استفاده قرار می‌گیرد که با ورود به خاک و جذب توسط گیاه، سبب آلودگی خاک و محصولات کشاورزی شده و سلامتی عمومی را به خطر می‌اندازد.

آرسنیک خاک و خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک ناحیه آلوده: در جدول ۲ نتایج آنالیز شیمیایی و فیزیکی نمونه‌های خاک نواحی سه‌گانه و هم‌چنین میانگین غلظت آرسنیک خاک این نواحی آمده است. میزان پی‌هاش نمونه‌های خاک نواحی A، B و C تقریباً یکسان بود و در حد قلیایی ضعیف نشان داده شد. میزان فسفر نمونه‌های خاک پایین بود (۱۳ تا ۱۹ میکروگرم بر گرم خاک خشک) و تفاوت معنی‌داری

ناحیه نمونه‌برداری اثر معنی‌داری بر میانگین غلظت آرسنیک نمونه‌های آب داشت ($P < 0.05$). مقایسه میانگین داده‌های به‌دست آمده نشان داد که بین نواحی نمونه‌برداری در سطح آماری ۵ درصد اختلاف معنی‌داری وجود داشت ($LSD 0.05 = 740.1$). شدت آلودگی آب‌های سطحی در ناحیه A نسبت به نواحی B و C بیش‌تر بود و اختلاف معنی‌داری بین ناحیه A نسبت به نواحی B و C از نظر میانگین غلظت آرسنیک آب وجود داشت اما این اختلاف بین نواحی B و C معنی‌دار نشد. حداکثر غلظت آرسنیک کل در آب چشمه کهریزه در غرب روستای علی‌آباد (ناحیه A)، چشمه گاشاخه واقع در شمال‌غرب روستای ابراهیم‌آباد (ناحیه B) و چشمه سرد (کانی‌چای) در جنوب‌غربی روستای نجف‌آباد (ناحیه C) به‌ترتیب ۱۲۸۰، ۴۰۰ و ۴/۵ میکروگرم بر لیتر بود. حداکثر شدت آلودگی آب‌های سطحی در ناحیه A، ۲۸۴ برابر ناحیه C و ۳/۲ برابر ناحیه B بود. این نسبت برای ناحیه B، ۸۹ برابر ناحیه C اندازه‌گیری گردید. با توجه به این‌که حد مجاز کم‌تر از ۱۰ میکروگرم آرسنیک در هر لیتر آب آشامیدنی توسط سازمان بهداشت جهانی (WHO) گزارش شده، غلظت آرسنیک آب نمونه‌برداری شده از چشمه سرد در

می‌تواند در جذب و آزادسازی آرسنیک مؤثر باشد، اما برخلاف نتایج پژوهش‌های آنالوار و همکاران (۲۰۰۶) رابطه معنی‌داری بین میزان درصد ذرات رس با میزان آرسنیک خاک وجود نداشت (۳۸).

بین نواحی نمونه‌برداری در میزان فسفر قابل‌جذب گیاه وجود نداشت (جدول ۲)؛ اما درصد ذرات خاک تفاوت معنی‌داری باهم داشت. درصد ذرات رس در خاک نواحی A و C نسبت به خاک نواحی B بیش‌تر بود و کلاس بافت خاک این نواحی سنگین‌تر بود که

جدول ۲- غلظت آرسنیک و برخی پارامترهای فیزیکی و شیمیایی نمونه‌های خاک در سه ناحیه نمونه‌برداری شهرستان بیجار.

Table 2. Arsenic concentration and edaphic parameters in the three contaminated areas in Bijar Country.

مکان نمونه‌برداری Location	غلظت آرسنیک As concentration			غلظت	هدایت	اسیدیته	رطوبت	ماده	مواد	ذرات خاک (درصد)		
				فسفر	الکتریکی	فعال	اشباع	آلی	خشتی‌شونده	Soil particles (%)		
	Min	Mean	Max	P	EC	PH	SP	OM	TNV	شن	سیلت	رس
	(μg g ⁻¹)			(μg g ⁻¹)	(ds m ⁻¹)		(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)
ناحیه A Area A	1563	2059 ^{a*}	2877	19.07	1.22	7.47	47.50	0.56	23.50	23	18	59
ناحیه B Area B	1591	1870 ^a	2242	17.99	1.44	7.80	42.25	1.26	36.00	10	33	57
ناحیه C Area C	545	561 ^b	579	13.38	1.34	7.91	49.40	0.94	20.30	20	25	55

* حروف مشترک بیانگر عدم تفاوت معنی‌داری بین میانگین‌ها در سطح آماری ۵ درصد است. EC = هدایت الکتریکی عصاره ۱ به ۵ خاک به آب، SP = درصد رطوبت گل اشباع، TNV = درصد مواد خشتی‌شونده (درصد آهک)

خاک مناطق A و B با ناحیه C وجود داشت اما اختلاف میانگین‌ها برای A و B معنی‌دار نشد (LSD ۰/۰۵=۷۴۰/۱). در کل نواحی نمونه‌برداری در این مطالعه غلظت آرسنیک کل خاک بالاتر از حد سمیت آرسنیک ۴۰ میکروگرم بر گرم برای خاک‌های کشاورزی، گزارش شده به وسیله شپارد و همکاران (۱۹۹۲) بود (۲۸). غلظت آرسنیک خاک در نواحی نمونه‌برداری A، B و C به ترتیب ۵۱/۵، ۴۶/۷ و ۱۴ برابر غلظت مجاز آرسنیک خاک برای محصولات کشاورزی اندازه‌گیری شد.

میانگین غلظت آرسنیک در خاک کشورهای مختلف بین ۰/۱ تا ۴۰ میکروگرم بر گرم است (۲). خاک‌های گرانیتی و شنی حاوی غلظت‌های کم و خاک آلی و رسی حاوی غلظت‌های بالای آرسنیک

میانگین غلظت آرسنیک در خاک منطقه مورد مطالعه از ۵۴۵ تا ۵۷۹ میکروگرم در هر گرم خاک خشک در ناحیه C تا ۱۵۶۳ تا ۲۸۷۷ میکروگرم بر گرم در ناحیه A متغیر بود. شدت آلودگی خاک اراضی روستای علی‌آباد در ناحیه A نسبت به خاک اراضی روستای ابراهیم‌آباد (ناحیه B) و نجف‌آباد (ناحیه C) بیش‌تر بود (جدول ۲). شدت آلودگی خاک نواحی A و B به ناحیه C به ترتیب ۳/۶۷:۳/۳۳:۱ بود به این معنی که شدت آلودگی خاک ناحیه A به عنصر آرسنیک ۳/۶۷ برابر ناحیه C و ۱/۱ برابر ناحیه B بود. اختلاف شدت آلودگی خاک ناحیه A و B نسبت به ناحیه C کم‌تر بود. ناحیه نمونه‌برداری اثر معنی‌داری بر شدت آلودگی خاک به عنصر آرسنیک داشت (P<۰/۰۵). در سطح آماری ۵ درصد اختلاف معنی‌داری بین شدت آلودگی

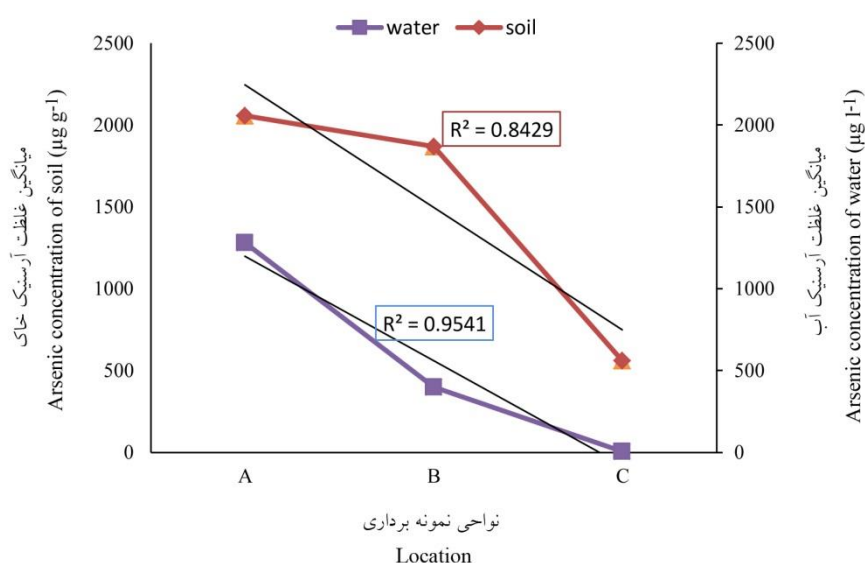
می‌باشند (۳۸). غلظت آرسنیک در خاک اراضی مورد مطالعه از میانگین غلظت آرسنیک خاک کشورهای مختلف جهان بسیار بیش‌تر بود. موقعیت جغرافیایی منطقه C نسبت به دو منطقه دیگر متفاوت است و در فاصله دورتری نسبت به مناطق A و B قرار گرفته است، تمرکز آلودگی خاک به عنصر آرسنیک بیش‌تر در محدوده مناطق A و B است (شکل ۲). هر چه از منطقه C به منطقه A نزدیک می‌شویم، شدت آلودگی خاک افزایش می‌یابد. با توجه به آن‌که در مناطق مورد مطالعه هیچ‌گونه فعالیت استخراج معادن وجود نداشته و میزان مصرف سموم دفع آفات و حشره‌کش‌ها در منطقه یکسان بوده بنابراین می‌توان نتیجه گرفت که عامل اصلی آلودگی خاک در منطقه ناشی از عوامل طبیعی و مواد مادری (عامل ژئوژنیک) است. نبی‌الهی و همکاران (۲۰۱۶) در بررسی کانی‌شناسی خاک‌های آلوده به آرسنیک در منطقه بیجار عنوان کردند که عامل آلودگی موجود در منطقه از نوع ژئوژنیک بوده و مرتبط با فعالیت‌های آتشفشانی جوان منطقه است. سنگ‌های آذرین غنی از آهن و گل‌سنگ با منشأ آرسنیک بوده و در مقایسه با سایر کانی‌های شناسایی شده در منطقه، آرسنیک بیش‌تری دارد (۳۹). به نظر می‌رسد تمرکز مواد مادری حاوی ترکیبات آرسنیک‌دار در منطقه A و B نسبت به منطقه C بیش‌تر است و با فاصله گرفتن از منطقه A تراکم مواد مادری حاوی آرسنیک کاهش می‌یابد. به‌طور میانگین اختلاف مسافت بین ناحیه A با B، ۳/۲ کیلومتر و از B به C، ۸/۷ کیلومتر است. می‌توان محاسبه نمود که به‌طور میانگین در هر کیلومتر که از ناحیه A دورتر شویم، ۱۳۱/۴ میلی‌گرم در هر کیلوگرم خاک، غلظت آرسنیک خاک کاهش می‌یابد. به نظر می‌رسد تجمع مواد مادری آرسنیک‌دار در

خاک اراضی روستای علی‌آباد (ناحیه A) و ابراهیم‌آباد (ناحیه B) بیش‌تر بوده و یا این‌که عمق مواد مادری حاوی آرسنیک در این نواحی نسبت به سطح زمین کم‌تر است که با نتایج پژوهش‌های نبی‌الهی و همکاران (۲۰۱۶) در منطقه هم‌خوانی داشت (۳۹).

نتایج پژوهش‌های مختلف نشان داده است که با افزایش پهاش خاک، میزان آرسنیک خاک نیز کاهش می‌یابد (۸). اگرچه میانگین پهاش خاک مناطق سه‌گانه مورد مطالعه تفاوت معنی‌داری باهم نداشت اما رابطه معکوسی بین مقدار آرسنیک و میزان پهاش خاک وجود داشت که با نتایج پژوهش‌گران دیگر هماهنگ بود (۸ و ۴۰). به‌طوری‌که در جدول ۲ مشاهده می‌شود همبستگی زیادی بین میانگین درصد کربن آلی خاک و غلظت آرسنیک وجود ندارد ($R^2=0/30$)، بنابراین می‌توان نتیجه گرفت که منشأ آرسنیک خاک نواحی مورد مطالعه بیش‌تر معدنی می‌باشد. میهارگ و همکاران (۲۰۰۲) در پژوهش‌های خود دریافتند که آرسنیک خاک بیش‌تر به فرم معدنی وجود دارد. هرچند که این عنصر در خاک می‌تواند به فرم آلی نیز تبدیل گردد (۳۶). تغییرات غلظت آرسنیک در نمونه‌های آب و خاک نواحی A، B و C در شکل ۳ آمده است. شدت تغییرات آلودگی نواحی نمونه‌برداری به عنصر آرسنیک در نمونه‌های خاک بیش‌تر از نمونه‌های آب است. هرچه از ناحیه A به طرف ناحیه C نزدیک می‌شویم، شدت آلودگی خاک و آب کاهش پیدا می‌کند اما سرعت کاهش آلودگی خاک نسبت به نمونه‌های آب بیش‌تر بود، شیب تغییرات شدت آلودگی خاک ۱/۲ برابر آب به دست آمد. ضریب رگرسیون حاصل از تغییرات غلظت آرسنیک آب در نواحی نمونه‌برداری نسبت به غلظت آرسنیک خاک بیش‌تر بود ($R^2=0/954$) در مقابل ($R^2=0/843$). اختلاف میزان آلودگی خاک و آب در

نیست، زیرا ترکیبات آرسنیک درون خاک به‌مرور زمان آبشویی پیدا کرده، وارد آب‌های زیرزمینی و سطحی می‌شود. بالا رفتن غلظت آرسنیک در این آب‌ها ناشی از انحلال مواد مادری آرسنیک‌دار درون خاک می‌باشد.

ناحیه C نسبت به دو ناحیه دیگر کم‌تر شد، بیش‌ترین اختلاف سطح غلظت آرسنیک آب‌و خاک در ناحیه B مشاهده گردید. با این‌حال سطح آلودگی خاک بسیار بالاتر از آب نشان داده شد. با توجه به این‌که عامل آلودگی منطقه به عنصر آرسنیک، ژئوژنیک بوده و ناشی از مواد مادری است، این نتایج دور از انتظار



شکل ۳- تغییرات غلظت آرسنیک کل خاک و آب در ۳ ناحیه نمونه‌برداری از منطقه آلوده.

Figure 3. Changes in total arsenic concentration of soil and water in the sampling area of the contaminated area.

مجاز آرسنیک در گیاه بود (۵ میکروگرم بر گرم وزن خشک گیاه). در نمونه‌های جمع‌آوری‌شده، گونه‌های *C. Album*, *M. logifolia*, *A. bisnlcatus* و *D. Sophia* دارای قدرت تجمع آرسنیک بیش‌تری نسبت به گونه‌های دیگر بودند (جدول ۳). میانگین غلظت آرسنیک در بخش هوایی این چهار گونه گیاهی بالاتر از ۱۴ میکروگرم بر گرم وزن خشک گیاه (آستانه تحمل گیاهان به آرسنیک) بود. این گیاهان غلظت‌های نسبتاً بالای آرسنیک را در بخش هوایی خود انباشت کرده بودند. به‌طوری‌که حداکثر غلظت آرسنیک بخش هوایی این چهار گونه گیاهی *C. Album*, *M. logifolia*, *A. bisnlcatus* و

آرسنیک نمونه گیاهان مرتعی ناحیه آلوده: در جدول ۳ نام، نام علمی و تیره گیاهان و نتایج آنالیز غلظت آرسنیک کل در بخش هوایی گونه‌های گیاهی جمع‌آوری‌شده در فصل بهار آمده است.

نتایج حاصل از آنالیز غلظت آرسنیک کل در بخش هوایی ۱۳ گونه گیاهی از ۱۱ خانواده، جمع‌آوری‌شده در فصل بهار در جدول ۳ آورده شده است. بر اساس این نتایج بین گونه‌های گیاهی مختلف، اختلاف بسیار زیادی در غلظت آرسنیک عصاره گیاهی وجود داشت (۰/۱ تا ۴۷/۸ میکروگرم بر گرم وزن خشک گیاه). در برخی از گونه‌های گیاهی مطالعه شده، غلظت آرسنیک بالاتر از مقدار

(۲۱). نتایج به دست آمده در این مطالعه بیانگر همبستگی بالای میزان آرسنیک انباشته شده در بخش هوایی گیاهان مورد مطالعه با غلظت آرسنیک کل در خاک است که با نتایج برخی از پژوهشگران دیگر (۳۸ و ۳۰) در این زمینه هماهنگی داشت. زیست‌فراهمی آرسنیک و سمیت آن و دیگر عناصر فلزی برای گیاه، به ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک وابسته است. خصوصیات خاک نقش مهمی در جذب و تجمع آرسنیک در گیاه دارند؛ اما اثر آن‌ها در گیاهان مختلف، از گونه‌ای به گونه‌ای دیگر متفاوت است. در میان ویژگی‌های شیمیایی خاک، فسفر در یک مکانیسمی مشابه با آرسنات در گیاه جذب می‌شود. هر دو عنصر دارای یک حامل مشترک در لایه غشاء پلاسمایی می‌باشند. تمایل به جذب فسفات در لایه غشاء پلاسمایی ریشه بیش‌تر از آرسنات است. مطالعات مختلف نشان داده است که فسفات، یون رقیب در جذب آرسنیک است و می‌تواند جذب آرسنات توسط ریشه گیاه را محدود سازد (۱۹ و ۳۶). غلظت فسفات در خاک ۳ ناحیه مورد بررسی در رنج نرمال و تقریباً برابری قرار داشت. به نظر می‌رسد در این مطالعه میزان فسفر خاک اثر معنی‌داری بر جذب آرسنیک خاک توسط گونه‌های مختلف گیاهی نداشت. علاوه بر آن جذب آرسنیک توسط گیاه به منبع آرسنیک، گونه شیمیایی آن، فاکتورهای پدولوژیکی (پی‌هاش، ماده آلی، ذرات کلوئیدی، بافت خاک، شرایط زهکشی و ...)، گونه گیاهی، سن و اندام گیاهی بستگی دارد (۲۵). در این مطالعه این فاکتورها تأثیر آشکار و معنی‌داری نداشت و نیازمند بررسی بیش‌تری است.

(*D. Sophia*) به ترتیب ۴۷/۸، ۱۷/۵، ۳۸/۷ و ۲۵ میکروگرم بر گرم وزن خشک گیاه در ناحیه A با میانگین غلظت آرسنیک ۲۰۵۹ میکروگرم بر گرم خاک بود که نشان‌دهنده این واقعیت است که این گیاهان علاوه بر سازش با غلظت بالای آرسنیک در محیط، توانایی تجمع آرسنیک در اندام‌های خود را نیز دارند. در مقابل، توانایی بسیاری از گیاهان مورد مطالعه در این پژوهش در جذب و انباشتگی آرسنیک بسیار پایین بود، به طوری که غلظت آرسنیک در ۵۳ درصد از گونه‌های گیاهی جمع‌آوری شده، کم‌تر از ۵ میکروگرم بر گرم وزن خشک است، به این معنی که قدرت این گیاهان در پالایش خاک آلوده به آرسنیک بسیار پایین بود. در تمام گونه‌های گیاهی به جز *M. logifolia* بیش‌ترین میزان آرسنیک جذب شده، مربوط به ناحیه A بود. *M. logifolia* در ناحیه C دارای قدرت تجمع آرسنیک بیش‌تری بود (میانگین ۱۷/۵۰ میکروگرم آرسنیک بر گرم وزن خشک گیاه). به نظر می‌رسد فرآیند جذب آرسنیک در این گیاه نسبت به گونه‌های دیگر متفاوت است. آرسنیک جذب شده توسط نمونه‌های گیاهی در این پژوهش بسیار بیش‌تر از غلظت معمول آرسنیک (۰/۱ تا ۳ میکروگرم بر گرم وزن خشک) در گیاه، گزارش شده توسط فیتز و وینزل (۲۰۰۲) بود (۲). به علاوه شدت آلودگی خاک به طور میانگین ۲۷/۶۶ برابر مقدار آرسنیک انباشته شده در گیاه بود که بیانگر مقاومت بالای گیاهان مورد مطالعه در برابر سمیت آرسنیک است که با نتایج پژوهش‌های کریمی و همکاران (۲۰۱۰) هماهنگی داشت. هم‌چنین غلظت آرسنیک گیاه در نواحی A، B و C به ترتیب ۱۱، ۸/۶ و ۶/۵ برابر غلظت مجاز آرسنیک گزارش شده به وسیله فایجیا و همکاران (۲۰۰۵) بود

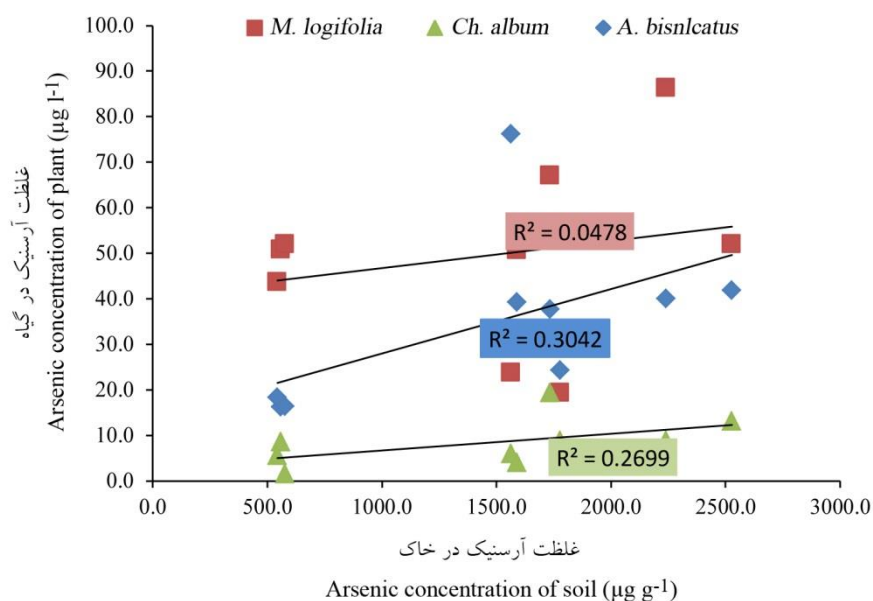
جدول ۳- نام علمی و تیره گیاهان مورد مطالعه در فصل بهار و میزان غلظت آرسنیک اندازه‌گیری شده در اندام‌های هوایی گیاه.

Table 3. The scientific name and species of the studied plants in the spring season and the amount of arsenic concentration measured in the aerial parts of the plant.

غلظت آرسنیک ($\mu\text{g g}^{-1}$) Arsenic concentration			تعداد نمونه No Sample	تیره Family	گونه گیاهی plant species	ردیف Row
C	B	A				
13.49±1.03	32.41±3.1	47.80±3.4	9	Fabaceae	<i>Astragalus bisnlcatus</i>	1
22.50±2.8	21.20±2.9	17.50±2.1	9	Lamiaceae	<i>Mentha logifolia</i>	2
17.00±1.3	17.50±0.2	38.70±4.3	8	Chenopodiaceae	<i>Chenopodium Album</i>	3
10.30±0.9	14.50±1.6	25.00±2.1	3	Brassicaceae	<i>Descurainia sophia</i>	4
3.40±0.06	8.80±0.9	4.60±0.4	2	Fabaceae	<i>medicago sativa</i>	5
3.40±0.6	4.30±0.6	7.00±0.2	6	Asteraceae	<i>Achillea millefolium</i>	6
0.90±0.01	1.92±0.03	5.40±0.6	9	Juncaceae	<i>Juncus spp</i>	7
0.40±0.01	0.72±0.01	4.60±0.05	5	Brassicaceae	<i>Cardaria draba</i>	8
1.30±0.05	1.74±0.06	4.43±0.3	2	Umbelliferae	<i>Falcaria scioidesasch</i>	9
0.40±0.02	2.70±0.2	3.50±0.5	6	Poaceae	<i>Triticum aestrvum</i>	10
1.21±0.06	2.25±0.10	3.50±0.3	4	Malvaceae	<i>Althaea officinalis</i>	11
1.80±0.09	2.10±0.05	2.80±0.6	7	Ranunculaceae	<i>Ranunculus Arvensis</i>	12
0.15±0.0	1.10±0.05	2.20±0.10	2	Euphorbiaceae	<i>Euphorbia heliscopia</i>	13

اندام‌های هوایی گیاه افزایش می‌یابد. بیش‌ترین ضریب رگرسیون (R^2) مربوط به گیاه *A. bisnlcatus* بود ($R^2 = 0.73$) اما برای گیاه *M. logifolia* نتایج متفاوت بود به‌طوری‌که افزایش یا کاهش غلظت آرسنیک خاک در میزان جذب و انباشتگی آرسنیک در این گونه گیاهی تأثیری نداشت ($R^2 = 0.04$). عملکرد گونه گیاهی *C. Album* تقریباً مشابه گیاه *A. bisnlcatus* به‌دست آمد ($R^2 = 0.27$).

تغییرات غلظت آرسنیک ۳ گونه گیاهی (*C. Album*، *M. logifolia*، *A. bisnlcatus*) در مقابل تغییرات غلظت آرسنیک کل خاک منطقه آلوده در شکل ۴ آمده است. به‌طوری‌که مشاهده می‌گردد در دو گونه *A. bisnlcatus* و *C. Album* یک رابطه خطی بین غلظت آرسنیک گونه گیاهی به آرسنیک کل خاک وجود داشت (شکل ۴) با افزایش غلظت آرسنیک خاک، میزان جذب و انباشتگی آرسنیک در



شکل ۴- پراکنش غلظت آرسنیک در ۳ گونه گیاهی *A. bisnlcatus*, *M. logifolia* و *C. Album* در مقابل غلظت آرسنیک کل خاک منطقه آلوده بر حسب میکروگرم بر گرم خاک.

Figure 4. Shoot As concentration plotted against total soil As concentration in *A. bisnlcatus*, *M. logifolia* and *C. Album* ($\mu\text{g g}^{-1}$).

نتیجه گیری کلی

نتایج پژوهش حاضر نشان داد که به دلایل شرایط خاص زمین شناسی و مرفولوژی منطقه بیجار از استان کردستان، برخی از منابع آب های سطحی (بیش از ۷۸ درصد سطح منطقه مورد بررسی) به صورت طبیعی دارای غلظت آرسنیک بالای ۱۰ میکروگرم بر لیتر مجاز آرسنیک آب آشامیدنی گزارش شده توسط سازمان بهداشت جهانی (WHO) است. با توجه به بالا بودن غلظت آرسنیک در منابع آب منطقه و وجود فعالیت های کشاورزی و دامی که با استفاده از این منابع آبی صورت می گیرد می تواند آرسنیک را وارد زنجیره غذایی انسان نماید. میانگین غلظت آرسنیک در تمام نمونه های خاک بالاتر از ۵۰ میلی گرم سلامتی انسان و محیط، ۳۰ میلی گرم بر کیلوگرم می باشد. براین اساس خاک منطقه مورد مطالعه از نظر زیست محیطی آلودگی بالایی دارد. علاوه بر آن شدت

آلودگی خاک اراضی کشاورزی منطقه بسیار بیش تر از آستانه سمیت (۴۰ میلی گرم بر کیلوگرم) برای محصولات زراعی بود اما گیاهان بومی مرتعی، در این شرایط آلودگی رشد یافته بودند. حتی در شرایط آلودگی بالای خاک (ناحیه A با بیش از ۲۰۵۹ میکروگرم آرسنیک در هر گرم وزن خشک خاک) میزان آرسنیک در گونه های گیاهی به جز سه گیاه *Chenopodium Album* *Astraglus bisnlcatus* و *Mentha logifolia* کم تر از ۱۰ میکروگرم در هر گرم وزن خشک گیاه بود که نشان دهنده مقاومت گیاهان به جذب این عنصر از خاک و تجمع آن در اندام های هوایی بود. به نظر می رسد که گیاهان نقش کوچکی در چرخه ژئوشیمیایی آرسنیک دارند. بافت خاک، میزان مواد آلی و اسیدیته (pH) تأثیری بر میزان آرسنیک خاک و زیست فراهمی آن برای گیاه نداشت. با بررسی غلظت آرسنیک در بخش هوایی گیاهان،

دسترسی به داده‌ها و اطلاعات این مطرح از طریق مکاتبه با نویسنده اول میسر خواهد بود.

تعارض منافع

در این مقاله تعارض منافی وجود ندارد و این مسأله مورد تأیید همه نویسندگان است.

مشارکت نویسندگان

نویسنده اول: دسترسی به داده‌ها و داده‌برداری، آماده‌سازی داده‌ها، مشارکت در آنالیزها، تهیه پیش‌نویس مقاله و بازنگری مقاله. نویسنده دوم: طرح تحقیق و روش‌شناسی. نویسنده سوم: اصلاح و نهایی سازی مقاله، مشارکت در آنالیزها.

اصول اخلاقی

نویسندگان اصول اخلاقی را در انجام و انتشار این اثر علمی رعایت نموده‌اند و این موضوع مورد تأیید همه آن‌ها است.

حمایت مالی

این پژوهش با حمایت مالی جهاد دانشگاهی واحد کردستان در قالب یک طرح تحقیقاتی با کد ۱۴۸۶-۱۱ صورت گرفته است.

توزیع آن‌ها در نواحی نمونه‌برداری و نسبت آرسنیک موجود در اندام هوایی گیاه به آرسنیک خاک و بیوماس گیاهان ذکر شده، مشخص شد که گیاهان *C. Album*، *M. logifolia* و *A. bisnlcatus* بهترین گزینه مقاومت و تجمع آرسنیک میان همه گیاهان جمع‌آوری شده است. با استفاده از نتایج این پژوهش می‌توان حریم کیفی منابع آب منطقه مورد مطالعه را تعیین و مدیریت مناسبی برای کشت محصولات زراعی اعمال نمود و جهت پایش بیش‌تر، نیازمند بررسی گسترده‌تری از میزان آرسنیک در خاک و محصولات زراعی، علوفه‌ای و سبزیجات منطقه است.

تقدیر و تشکر

این مقاله مستخرج از یک طرح پژوهشی با کد طرح ۱۴۸۶-۱۱ و با حمایت مالی جهاد دانشگاهی کردستان اجرا گردید. بدین‌وسیله از جهاد دانشگاهی کردستان که موجبات تسهیل اجرای این طرح را فراهم نمودند، تشکر و قدردانی می‌شود.

داده‌ها، اطلاعات و دسترسی

داده‌های این متن مرتبط با طرح پژوهشی نویسنده اول با کد طرح ۱۴۸۶-۱۱ و با حمایت مالی جهاد دانشگاهی واحد کردستان در سال ۱۳۸۹ است.

منابع

1. Angle, J. S. (1999). Plants that hyperaccumulate heavy metals: Their role in phytoremediation, microbiology, archaeology, mineral exploration and Phyto mining. *J. Environ. Qual.* 28, 1045.
2. Fitz, W. G. & Wenzel, W. (2002). Arsenic transformations in the soil-/rhizosphere-/plant system: fundamentals and potential application to phytoremediation. *Journal of Biotechnology.* 99, 259-278.
3. Bettaieb, T., & Arbaoui, S. (2018). Heavy metal accumulation in micro propagated plants of kenaf (*Hibiscus cannabinus* L.). *Int. J. Adv. Sci. Eng. Technol.* 6, 32-33.
4. Bettiol, C., Minello, F., Gobbo, L., Rigo, C., Bedini, S., Bona, E., Berta, G., & Argeese, E. (2012). Phytoremediation potential of the arsenic hyperaccumulator *Pteris vittata*: Preliminary results from a field study. *Sci. Ca' Foscari.* 1, 25-31.
5. Chen, W. Q., Shi, Y. L., Wu, S. L., & Zhu, Y. G. (2016). Anthropogenic arsenic cycles: A research framework and features. *J. Clean. Prod.* 139, 328-336.

6. Reimann, C., & de Caritat, P. (1998). Chemical Elements in the Environment, Springer: Berlin/Heidelberg, Germany.
7. Adriano, D. C. (2001). Trace Elements in the Terrestrial Environment. Springer, New York, 532p.
8. Manning, B. A., & Goldberg, S. (1997). Arsenic (III) and arsenic (V) adsorption on three California soils. *Soil Science*. 162, 886-895.
9. Verstraete, W., & Top, E. M. (1999). Soil clean-up: Lessons to remember. *International Biodeterioration and Biodegradation*. 43 (3), 147-153.
10. Jack, C. N., Wang, J., & Shraim, A. A. (2003). Global health problem caused by arsenic from natural sources. *Chemosphere*. 52, 1353-1359.
11. Jain, C. K., & Ali, I. (2000). Arsenic: occurrence toxicity and speciation techniques. *Water Resour.* 34, 4304-4312.
12. Mosaferi, M., Yunesian, M., Mesdaghinia, A. R., Nadim, A., Nasser, S., & Mahvi, A. H. (2003). Occurrence of arsenic in Kurdistan Province of Iran. In BUET-UNU international symposium, international training network center. Dhaka, Bangladesh. Tokyo.
13. Chakraborti, D., Sengupta, M. K., & Rahman, M. M. (2004). Groundwater arsenic contamination and its health effects in the Ganga-Meghna-Brahmaputra plain. *J. Environ. Monit.* 6, 74-83.
14. WHO. (2000). Environmental health criteria, arsenic and arsenic compounds. Inter-organization programme for the sound ma.
15. NRC. Arsenic in Drinking Water. (2001). Update; National Academy Press: Washington, DC, USA.
16. Arbaoui, S., Campanella, B., Rezgui, S., Paul, R., & Bettaieb, T. (2014). Bioaccumulation and photosynthetic activity response of kenaf (*Hibiscus cannabinus* L.) to cadmium and zinc. *Greener J. Agri. Sci.* 4, 91-100.
17. Kazia, T. G., Araina, M. B., Baig, J. A., Jamali, M. K., Afridi, H. I., Jalbani, N., Sarfraz, R. A., Shah, A. Q., & Niaza, A. (2009). The correlation of arsenic levels in drinking water with the biological samples of skin disorders. *Sci. Total Environ.* 407, 1019-1026.
18. Madejón, P., & Lepp, N. W. (2007). Arsenic in soils and plants of woodland regenerated on an arsenic-contaminated substrate: A sustainable natural remediation? *Science of the total environment*. 379, 256-262.
19. Meharg, A. A., & Jardine, L. (2003). Arsenite transport into paddy rice (*Oryza sativa*) roots. *New Phytologist*. 157, 39-44.
20. Zhao, F. J., Lombi, E., Breedon, T., & Mogratta S. P. (2000). Zinc hyperaccumulation and cellular distribution in *Arabidopsis halleri*. *Plant Cell and Environment*. 23, 507-514.
21. Fayiga, A. O., Ma, L. Q., & Santos, J. (2005). Effects of Arsenic species and concentrations on arsenic accumulation by different fern species in a hydroponic system. *International Journal of Phytoremediation*. 7, 231-240.
22. Cantamessa, S., D'agostino, G., & Berta, G. (2016). Hydathode structure and localization in *Pteris vittata* fronds and evidence for their involvement in arsenic leaching. *Plant Biosyst.* 150, 1208-1215.
23. Ma, L. Q., Komar, K. M., Tu, C., Zhang, W., Cai, Y., & Kennelley, E. D. (2001a). A fern that hyperaccumulates arsenic. *Nature*. 409, 579.
24. Ronzan, M., Zanella, L., Fattorini, L., Della Rovere, F., Urgast, D., Cantamessa, S., Nigro, A., Barbieri, M., Sanità di Toppi, L., Berta, G., & et al. 2017. The morphogenic responses and phytochelatin complexes induced by arsenic in *Pteris vittata* change in the presence of cadmium. *Environ. Exp. Bot.* 133, 176-187.
25. Sheppard, S. C. (1992). Summary of phytotoxic levels of soil As. *Water Air Soil Pollution*. 64, 539-550.
26. Smith, E., Naidu, R., & Alston, A. M. (1999). Chemistry of arsenic in soils: I. Sorption of arsenate and arsenite by four Australian soils. *Journal of Environmental Quality*. 28, 1719-1726.
27. Wan, X., Lei, M., & Chen, T. (2016). Cost-benefit calculation of phytoremediation technology for heavy-metal-contaminated. *Soil Sci. Total Environ.* 563-564, 796-802.

28. Trotta, A., Falaschi, P., Cornara, L., Minganti, V., Fusconi, A., Drava, G., & Berta, G. (2006). Arbuscular mycorrhizae increase the arsenic translocation factor in the As hyperaccumulating fern *Pteris vittata* L. *Chemosphere*. 65, 74-81.
29. Tu, S., & Ma, L. Q. (2004). Comparison of arsenic and phosphate uptake and distribution in arsenic hyperaccumulating and non-hyperaccumulating fern. *Journal of Plant Nutrition*. 27, 1227-1242.
30. Karimi, N., Ghaderian, S. M., Marofi, H., & Schat, H. (2010). Analysis of arsenic in soil and vegetation of a contaminated area in Zarshuran, Iran. *International Journal of Phytoremediation*. 12, 159-173.
31. Mosaferi, M., Yunesian, M., Dastgiri, S., Mesdaghinia, A., & Esmailnasab, N. (2009). Prevalence of skin lesions and exposure to arsenic in drinking water in Iran. *Sci. Total Environ*. 390, 69-76.
32. Mosaferi, M., Yunesian, M., Mesdaghinia, A. R., Nasser, S., Mahvi, A. H., & Nadim, H. (2005). Correlation between arsenic concentration of drinking water and hair. *Iran J. Environ. Health Sci. Eng*. 2, 11-23.
33. Vasanthavigar, M., Srinivasamoorthy, K., Vijayaragavan, K., Rajiv, G. R., Chidambaram, S., Sarama, V. S., Anandhan, P., Manivannan, R., & Vasudevan, S. (2010). Application of water quality index for groundwater quality assessment: Thirumanimuttar sub-basin, Tamilnadu, India. *Environ. Monitor. Assess*. 171 (1-4), 595-609.
34. Gee, G. W., & Bauder, J. W. (1986). Particle size analysis. In: Klute, A. (Ed) *Methods of Soil Analysis. Part 1. Physical and Mineralogical Methods*. Soil Sci. Soc. Am. Agronomy Monograph 9. 2nd Ed. 383-411.
35. Walkley, A., & Black, I. A. (1934). An examination of digestion method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration. *Soil Sci*. 37, 29-38.
36. Meharg, A. A., & Hartley, W. J. (2002). Arsenic uptake and metabolism in arsenic resistant and non-resistant plant species. *New Phytologist*. 154, 29-44.
37. Mesdaghinia, A. R., Mosaferi, M., Yunesian, M., Nasser, S., & Mahvi, A. H. (2005). Measurement of arsenic concentration in drinking water of a polluted area using a field and SDDC methods accompanied by assessment of precision and accuracy of each method. *Hakim*. 8 (1), 43-51. [In Persian]
38. Anawar, H. M., Garcia-Sanchez, A., Murciego, A., & Buyolo, T. (2006). Exposure and bioavailability of arsenic in contaminated soils from the La Parrilla mine, Spain. *Environmental Geology*. 50, 170-179.
39. Nabiollahi, K., & Haidari, A. (2016). Investigation of Mineralogy of arsenic-contaminated region of Kurdistan, Bijar. *Watershed Engineering and Management*. 7 (4), 479-487. [In Persian]
40. Singh, N., & Ma, L. Q. (2006). Arsenic speciation, and arsenic and phosphate distribution in arsenic hyperaccumulator *Pteris vittata* L. and non-hyperaccumulator *Pteris ensiformis* L. *Environ. Pollut*. 141, 238-246.