



Journal of Environmental Studies

Vol. 46, No. 3, Autumn 2020

Journal Homepage: www.Jes.ut.ac.ir
Print ISSN: 1025-8620 Online ISSN 2345-6922

Cancer and Non- Cancer Risk Assessment of Heavy Metals in Ground Water Resources of Varamin Plain

Document Type
Research Paper

Mahnaz Movafaghi Ardestani, Alireza Pardakhti*

Received
June 22, 2020

Department of Environmental Engineering, School of Environment, College of Engineering, University of Tehran, Tehran, Iran

Accepted
September 26, 2020

DOI: [10.22059/JES.2021.317736.1008123](https://doi.org/10.22059/JES.2021.317736.1008123)

Abstract

This paper aimed to demonstrate the detailed relationship between the surface temperature of urban heat islands (UHI) and spatial patterns of urban green spaces, an issue that has been much debated in recent years. Tehran city, as the case study has faced the impacts of uneven built development and changes in spatial patterns of green spaces, and at the same time experiencing the increase of average temperature. The method of research is based on classification of Local Climate Zone (LCZ), correlation and partial correlation. The results of the analysis of the spatial composition of these classes showed that tree canopy greenspaces in both cases of high / low density with low plants has a reducing effect on temperature. This is also true for dense tree areas with low plants, because of the mean patch size. The result for the low-density grasslands and scattered shrubs with soil cover showed that there is a positive and significant relationship with temperature in relation to their surface area and edge density metrics. Thus, paying attention to spatial patterns of urban green space, through determining the type, composition, and configuration effect on the reduction of surface temperature and will help to decrease urban heat island impacts.

Keywords: Risk assessment, Carcinogenic risk, Ground water, Heavy metals

* Corresponding author

Email: alirezap@ut.ac.ir

Expanded Abstract

Introduction

The development of countries and the accelerated industrialization has many advantages however they have many problems including the discharge of pollutants into water bodies. therefore the study of quantity and quality of water resources especially groundwater resources which are the main source of drinking water supply worldwide can help us to solve water resources problem.

Problems of water resources pollution in Iran like other developing countries due to growth of population and the accelerated industrialization are increasing. Among water source pollutants, heavy metals cause serious environmental problems. Heavy metals are important because of their properties such as high toxicity, carcinogenicity, non-degradability and mutagenicity. The density of heavy metals is 5 times higher than water. They accumulate in living tissues and eventually enter the human food chain. Due to the bioaccumulation of heavy metals, their release into the environment, even in low concentrations, is a serious threat to plants, animals and humans.

Heavy metals enter the human body through different ways, including food chain, water, skin contact, and inhalation of smoke and particles. Neurological disorders, types of cancer, respiratory disorders, cardiovascular disorders, damage to the liver, kidneys and brain, Hormone imbalance, abortion, arthritis, osteoporosis and death are the effects of entering heavy metal to the human body.

Therefore, due to the toxic effects of heavy metals on the human body, risk assessment of exposure to these compounds is important. Health risk assessment is an important tool for assessing potential adverse health effects of being exposed to contaminated water. Health risk assessment consists of 4 basic steps 1) hazard identification 2) dose response assessment 3) exposure assessment 4) risk characterization

The quality of surface and groundwater resources in Varamin plain is threatened due to the reduction of high quality surface water resources such as Jajrud River in the Varamin plain, using the effluent of the wastewater treatment plant in the south of Tehran to irrigate agricultural lands and population growth as a result of increasing urbanization as well as the development of agriculture and industry. In this study, cancer and non-cancer risk assessment of heavy metals, which had been measured in groundwater resources of Varamin plain before, has been performed for both age groups of children and adults.

Materials and methods

The concentration of heavy metals in groundwater in Varamin plain has been measured for two wet and dry seasons by Nejati Jahromi et al. Here, carcinogenic and non-carcinogenic human health risk assessment of heavy metals in groundwater for both age groups of children and adults were investigated.

Equation (1) was used for non-cancer risk analysis via oral and dermal exposure. Total non-cancerous risk was calculated by summing the non-cancer risk of oral and dermal exposure. Reference dose (RfD) value of cadmium (Cd), lead (Pb), chromium (Cr), manganese (Mn), zinc (Zn), iron (Fe) and copper (Cu) were taken 0.0005, 0.0035, 0.003, 0.14, 0.3, 0.7 and 0.04 respectively as per EPA guideline. For dermal risk analysis, RfD_{dermal} were calculated by IRIS formula, where ABS_{GI} for cadmium (Cd), lead (Pb), chromium (Cr), manganese (Mn), Zinc (Zn), iron (Fe) and copper (Cu) were taken 0.05, 0.15, 0.025, 0.04, 0.2, 0.2, and 0.57 respectively as per EPA guideline

$$HQ = \frac{CDI}{RFD} \quad (1)$$

Cancer and non-cancer risk were calculated by evaluating chronic daily intake (CDI) in mg/kg/days according to equation (2) and (3), Where C is the concentration of heavy metal in mg/L, IR is the daily ingestion rate in L/d, EF is exposure frequency in day/years, ED is exposure duration in year, BW is the body weight in kg, SA is exposed skin area in cm², K_p is dermal permeability coefficient in cm/h, ET is exposure time in hour and AT is the average time in days.

$$CDI_{oral} (mg / kg.d) = \frac{C \times IR \times EF \times ED}{BW \times AT} \quad (2)$$

$$CDI_{dermal} (mg / kg.d) = \frac{C \times SA \times K_p \times ET \times EF \times ED \times \frac{1L}{1000cm^3}}{BW \times AT} \quad (3)$$

To calculate cancer risk via oral and dermal exposure, chronic daily intake (CDI) in mg/kg/days was multiplied by the carcinogenic slope factor (CSF) of hexavalent chromium, where CSF_{oral} value of hexavalent chromium was taken 0.19 as per EPA guideline. For dermal risk analysis, CSF_{dermal} were calculated by IRIS formula. Moreover; cancer cases was calculated by multiplying the risk in the target population.

Discussion of Results

Comparison of the concentrations of heavy metals, which are measured by Nejati Jahromi et al. and the standard values demonstrate that the average concentration of cadmium in both wet (8.02 µg/L) and dry seasons (5.74 µg/L) and the average concentration of lead in wet seasons (12.48 µg/L) are higher than the standard values which are 3µg/L and 10µg/L for cadmium and lead respectively. The results of the non-cancer risk assessment demonstrated that the hazard index (HI) for cadmium due to the lower RFD value of cadmium is higher than other heavy metals (table 1). According to EPA guideline if Hazard Index (HI) is more than 1, it may result in adverse effects on human health. In this investigation, the HQ_{oral} and HQ_{dermal} values of heavy metals for both age groups were less than 1. However the HI of Cadmium for children age group was found 1.024 that is higher than the threshold limit. According to EPA guideline, the cancer risk less than 10⁻⁶ and the cancer risk between 10⁻⁶ and 10⁻⁴ were classified as 'negligible' and 'acceptable' respectively whereas the cancer risk more 10⁻⁴ was classified as 'high'. In this study, the cancer risk through oral and dermal exposure of chromium were estimated to be 1.07×10⁻⁵ and 4.5×10⁻⁶ respectively that classified as 'acceptable' cancer risk as per EPA. The cancer cases in this area with a population of 990447 people were estimated 15 people.

Table 1 non-cancer risk of heavy metals for children and adults age group

Heavy metals	Cd	Pb	Cr	Zn	Mn	Fe	Cu	All heavy metals	
children	HQ _{oral}	0.904	0.172	0.103	0.0019	0.0033	0.0068	0.0063	1.198
	HQ _{dermal}	0.119	0.03	0.054	3.95×10 ⁻⁵	0.00054	0.00026	7.3×10 ⁻⁵	0.205
	HI	1.024	0.203	0.157	0.002	0.004	0.007	0.006	1.4
adults	HQ _{oral}	0.387	0.0739	0.044	0.00085	0.0014	0.0029	0.0027	0.513
	HQ _{dermal}	0.04	0.01	0.018	1.34×10 ⁻⁵	0.000188	7.67×10 ⁻⁵	2.47×10 ⁻⁵	0.069
	HI	0.428	0.084	0.0625	0.00086	0.00162	0.003	0.0027	0.583

Conclusion

Comparison of the concentration of heavy metals and standard values demonstrated that the concentration of cadmium (Cd) and lead (Pb) is higher than standard values. However the concentrations below the standard cannot guarantee the absence of risk. Therefore, risk assessment is essential. The results revealed that the cancer and non-cancer risks for oral exposure of heavy metals are higher than dermal exposure due to the lower exposure time of dermal. The results of carcinogenic risk assessment of chromium demonstrated that its cancer risk is acceptable as per EPA guideline. The results of the non-cancer risk assessment of heavy metals demonstrated that the total hazard index (HI_{total}) of heavy metals for children age group is higher than threshold limit, therefore it is necessary to use preventive methods to restrict the entry of these heavy metals into the groundwater source or use a suitable treatment method to remove them.

ارزیابی ریسک سرطان‌زایی و غیر سرطان‌زایی فلزات سنگین در منابع آب زیرزمینی دشت ورامین

مهناز موفقی اردستانی، علیرضا پرداختی*

گروه مهندسی محیط زیست، دانشکده محیط زیست، پردیس دانشکده‌گان فنی، دانشگاه تهران، تهران، ایران

تاریخ پذیرش مقاله: ۱۳۹۹/۷/۵

تاریخ وصول مقاله: ۱۳۹۹/۴/۲

چکیده

فلزات سنگین به علت ثبات شیمیایی و قابلیت تجمع در بافت زنده از مضرترین آلاینده‌های موجود در منابع آب می‌باشند. تحقیق حاضر با هدف تعیین ریسک سرطان‌زایی و غیرسرطان‌زایی فلزات سنگین در منابع آب زیرزمینی دشت ورامین برای دو گروه سنی کودک و بزرگسال از دو مسیر بلع و مواجهه پوستی انجام شده است. نتایج حاصل از ارزیابی ریسک غیر سرطانی فلزات کادمیوم، سرب، کروم، منگنز، روی، مس و آهن نشان داد که شاخص خطر (HI) برای فلز کادمیوم بیش از سایر فلزات است مقدار آن برای گروه سنی بزرگسال، ۰/۴۲۸ و برای گروه سنی کودک، ۱/۰۲ بوده است. بنابراین شاخص خطر فلز کادمیوم برای گروه سنی کودک بالاتر از ۱ بوده که سبب بروز اثرات غیر سرطان‌زایی خواهد شد. همچنین شاخص خطر برای تمامی فلزات سنگین (HI_{total}) برای دو گروه سنی کودک و بزرگسال به ترتیب برابر با ۱/۴ و ۰/۵۸۳ به دست آمده است که برای گروه سنی کودک بالاتر از حد آستانه است. نتایج حاصل از ارزیابی ریسک سرطانی فلز کروم نشان داد که ریسک مازاد سرطان ($ELCR_{total}$) حاصل از مجموع ریسک ناشی از بلع و ریسک مواجهه پوستی برای این فلز برابر با $۱۰^{-۵} \times ۱/۵۲۸$ شده است که در محدوده ریسک سرطان‌زایی قابل قبول قرار گرفته است.

کلیدواژه

ارزیابی ریسک، سرطان‌زایی، غیر سرطان‌زایی، آب زیرزمینی، فلزات سنگین

سرآغاز

دلیل رشد جمعیت و افزایش فعالیت‌های انسانی، روز به روز افزایش می‌یابد. در این میان آلودگی به فلزات سنگین مشکلات زیست‌محیطی جدی را به دنبال دارد. فلزات سنگین به دلیل خواصی از جمله سمیت زیاد، سرطان‌زایی و غیرقابل تجزیه و جهش‌زا بودن بسیار بااهمیت هستند. دانسیته ای حدود ۵ برابر آب دارند، عناصر پایداری بوده و بدن قادر به تجزیه آن‌ها نمی‌باشد لذا در بافت زنده تجمع یافته و نهایتاً وارد زنجیره غذایی انسان می‌شود (Demir et al., 2015). منشأ آلودگی منابع آب به فلزات سنگین از دو

پیشرفت فناوری و صنعت در جهان و توسعه کشورها، اگرچه مزایای بی‌شماری را با خود به همراه دارد اما مشکلات خاص خود را نیز به دنبال خواهد داشت و مسائل گسترده آلودگی آب را ایجاد کرده است. بنابراین بررسی و کنترل کمیت و کیفیت منابع آب، به‌ویژه منابع آب زیرزمینی که به‌عنوان منبع اصلی تأمین آب شرب در سرتاسر جهان است، می‌تواند این جوامع را در رویارویی با بحران آب یاری کند (Baynes et al., 2010). مشکلات آلودگی در ایران مانند دیگر کشورهای در حال توسعه، به

این فلز می‌تواند عملکرد سیستم گوارشی و تنفسی را مختل کند. مهم‌ترین اثر این فلز، اثر بر روی جنین می‌باشد (Wuana and Okieimen, 2011; Nahid and Moslehi, 2008). کروم (III) یک عنصر ضروری برای بدن می‌باشد که به‌طور طبیعی در میوه، سبزی‌ها، گوشت و حبوبات وجود دارد. کروم (VI) در محیط‌زیست در اثر فرسایش رسوبات تولید می‌شود اما نشت فاضلاب صنعتی و دفع نامناسب فاضلاب صنعتی سبب انتشار این عنصر در محیط‌زیست می‌شود (Rajaei et al., 2012; Poonia et al., 2021). این عنصر در کوتاه‌مدت سبب التهاب و سوزش دهان، بینی، ریه و التهاب پوست شده و همچنین ایجاد مشکل در هضم غذا و آسیب به کلیه‌ها و کبد می‌شود و در طولانی‌مدت منجر به بیماری سرطان می‌شود (شهریاری و همکاران، ۱۳۹۹). مصرف فلز روی در کوتاه‌مدت منجر به مشکلات گوارشی و عوارضی مانند دل‌پیچه، اسهال و تهوع شده و در طولانی‌مدت منجر به بیماری‌های سیستم عصبی و آسیب به لوزالمعده و کاهش کلسترول می‌گردد (ملکوتیان و محمدی سنجدکوه، ۱۳۹۳). فلز مس در مقادیر بالا در کوتاه‌مدت سبب ایجاد بیماری‌های گوارشی شده و در طولانی‌مدت بیماری‌هایی از جمله کم‌خونی، تغییر در استخوان‌ها و افزایش کلسترول را ایجاد می‌کند. این در حالی است که نشان داده شده کودکان زیر ۱ سال به فلز مس حساس‌تر هستند (Wuana and Okieimen, 2011). فلز منگنز نیز در غلظت بالاتر از حد مجاز می‌تواند عملکرد سیستم گوارشی، عصبی و تنفسی را مختل کند. همچنین غلظت بالای آهن و منگنز در آب شرب سبب رشد باکتری‌های آهن و منگنز شده و مشکلات طعم و بو در آب ایجاد می‌کند و سبب کاهش راندمان گندزدایی آب می‌شود (Tobiason et al., 2016). بنابراین با توجه به اثرات سمی ناشی از ورود این فلزات به بدن، ارزیابی خطر ناشی از مواجهه با این ترکیبات از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است (Ghaderpoori, 2018). روش‌های سنتی برای ارزیابی اثرات بهداشتی، مقادیر آلاینده‌های اندازه‌گیری شده را با مقادیر استاندارد

طریق طبیعی، شامل هوازدگی و فرسایش سنگ‌ها و انسان‌ساخت شامل فعالیت‌های صنعتی و کشاورزی است که می‌تواند کیفیت آب را کاهش دهد (Karbasi et al., 2010; Bhaskar et al., 2010). به علت ویژگی تجمع زیستی فلزات سنگین، رها شدن آن‌ها در محیط‌زیست حتی در غلظت‌های کم، تهدید جدی برای گیاهان، حیوانات و انسان‌ها محسوب می‌شوند (Elouear et al., 2008; Muhammad and Ahmad, 2020). این فلزات از راه‌های مختلف از جمله زنجیره غذایی، آب، تماس پوستی و استنشاق دود و ذرات وارد بدن می‌شوند (Zhao et al., 2020). اختلالات عصبی، انواع سرطان، اختلالات تنفسی، قلبی و عروقی، آسیب به کبد، کلیه‌ها و مغز، به هم خوردن تعادل هورمون‌ها، سقط جنین، التهاب مفاصل، پوکی استخوان و در موارد حاد مرگ از اثرات آن‌ها به بدن می‌باشد (Miranzadeh et al., 2011).

غلظت فلزات سنگین در آب زیرزمینی متأثر از تغییرات فصلی می‌باشد (Valavanidis and Vlachogianni, 2010). فلزات سنگینی که در این مطالعه مورد بحث می‌باشند عبارت‌اند از: کادمیوم، سرب، منگنز، مس، آهن، روی، کبالت و کروم. فلز کادمیوم معمولاً به‌صورت طبیعی در آب‌های سطحی و زیرزمینی وجود دارد و از طریق فرسایش خاک و سنگ بستر، استفاده از لجن و کود در کشاورزی و پساب مناطق آلوده وارد منابع آب می‌شود (Rajaei et al., 2012). حلالیت آن در آب تحت تأثیر عواملی چون نوع ترکیبات و pH است. این فلز خواص سرطان‌زایی داشته و بیماری‌هایی مانند فشار خون و گرفتگی عروق، آسیب به کلیه‌ها و کبد و استخوان‌ها نتیجه مواجهه طولانی‌مدت با این فلز است (نجاتی جهرمی و همکاران، ۱۳۹۶). فلز سرب می‌تواند صدمات جبران‌ناپذیری به مغز، سیستم اعصاب، سلول‌های قرمز خون و کلیه‌ها وارد کند با جلوگیری از سنتز هموگلوبین سبب عدم کارکرد صحیح کلیه، سیستم تناسلی، سیستم گردش خون و آسیب حاد به اعصاب مرکزی و محیطی می‌شود. همچنین

صنعت، کیفیت منابع آب سطحی و زیرزمینی در این منطقه با تهدیداتی مواجه شده است (نجاتی جهرمی و همکاران، ۱۳۹۶). بر این اساس به دلیل اهمیت زیست‌محیطی موضوع، در این تحقیق به ارزیابی ریسک سرطانی و غیر سرطانی فلزات سنگین اندازه‌گیری شده در منابع آب زیرزمینی دشت ورامین برای دو گروه سنی کودک و بزرگسال پرداخته شده است.

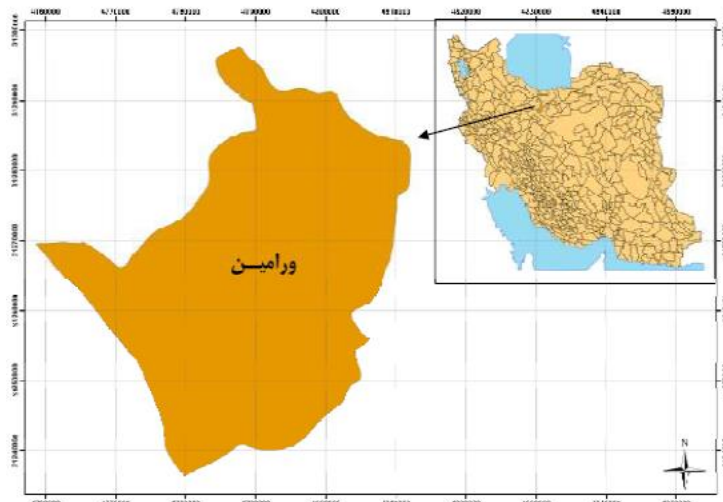
مواد و روش بررسی

دشت ورامین در دامنه جنوبی رشته‌کوه‌های البرز در جنوب شرقی استان تهران واقع شده است. محدوده ورامین از شرق به حوضه آبریز ایوانکی و گرمسار، از غرب به تهران و از جنوب به حوضه آبریز رودخانه گلو و شمال به ارتفاعات البرز جنوبی محدود است (شکل ۱). این دشت دارای وسعت ۹۷۱ کیلومترمربع بوده و با بارندگی سالیانه ۱۵۰ میلی‌متر جزء مناطق خشک محسوب می‌شود (نجاتی جهرمی و همکاران، ۱۳۹۶). دشت ورامین شامل ۴ شهرستان ورامین، پیشوا، قرچک و پاکدشت می‌شود که جمعیت این دشت مطابق با سرشماری نفوس و مسکن سال ۹۵، ۹۹۰۴۴۷ نفر در نظر گرفته شده است. کاهش آب‌های سطحی در محدوده ورامین و آبیاری زمین‌های کشاورزی این منطقه با پساب تصفیه‌خانه جنوب تهران و از طرف دیگر رشد جمعیت و توسعه صنعت و کشاورزی در این منطقه، سبب کاهش کیفیت آب‌های سطحی و زیرزمینی شده است (نجاتی جهرمی و همکاران، ۱۳۹۶).

مقادیر غلظت میانگین، کمینه و بیشینه فلزات سنگین آب زیرزمینی دشت ورامین برای دو فصل تر و خشک توسط نجاتی جهرمی و همکاران (۱۳۹۶) اندازه‌گیری شده است. در این تحقیق از روش نمونه‌برداری قضاوت کارشناسی جهت انتخاب چاه‌های نمونه‌برداری استفاده گردیده و از تعداد ۳۹ حلقه چاه نمونه‌برداری شده است. جهت نمونه‌برداری از بطری‌های پلی‌اتیلنی با حجم

مقایسه می‌کند اما این به‌اندازه کافی قابل اطمینان نیست و لزوماً غلظت کمتر از حد استاندارد نمی‌تواند تضمینی بر عدم وجود ریسک باشد. ارزیابی ریسک سلامت یک ابزار مهم برای ارزیابی اثرات نامطلوب بالقوه بر سلامتی از طریق قرار گرفتن در معرض آب آلوده است. ارزیابی خطر سلامت شامل ۴ مرحله اساسی می‌باشد (۱) شناسایی خطر^۱ (۲) ارزیابی پاسخ به دوز^۲ (۳) ارزیابی مواجهه^۳ (۴) توصیف خطر^۴ (Rajaei et al., 2012). در این راستا مطالعات گسترده‌ای در سطح ملی و بین‌المللی بر روی محیط‌های آبی صورت گرفته است. به‌عنوان مثال در تحقیقی به ارزیابی ریسک فلزات سنگین در شبکه توزیع آب شرب شهر زابل پرداخته شده است نتایج این تحقیق وجود خطر قابل توجه بیماری‌های غیر سرطانی و خطر بالای ابتلا به بیماری‌های سرطانی برای جمعیت محلی را نشان داد (شهریاری و همکاران، ۱۳۹۹). در تحقیقی دیگر ارزیابی ریسک سلامت فلزات سنگین منابع آب زیرزمینی دشت علی‌آباد کتول بررسی شده است که نتایج تحقیق نشان داد خطری به لحاظ بهداشتی منطقه مورد مطالعه را تهدید نمی‌کند (Rajaei et al., 2012). در تحقیقی دیگر ارزیابی ریسک فلزات سنگین موجود در آب آشامیدنی در استان کردستان را مدنظر قرار دادند نتایج این تحقیق نشان داد ریسک سرطانی و غیر سرطانی در زیر حد آستانه قرار دارد (Rezaei et al., 2019). در تحقیقی دیگر به ارزیابی ریسک فلزات سنگین منابع آب زیرزمینی بیرجند پرداخته شده است نتایج این تحقیق نشان داده است که آب آشامیدنی بیرجند به لحاظ آلودگی به سرب و کروم در سطح مناسبی نمی‌باشد (Sinkakarimi et al., 2020).

به دلیل کاهش آب‌های سطحی باکیفیت مناسب نظیر رودخانه جاجرود در محدوده دشت ورامین، استفاده از آب‌های باکیفیت پایین نظیر پساب تصفیه‌خانه فاضلاب جنوب تهران جهت آبیاری زمین‌های کشاورزی و رشد جمعیت در نتیجه افزایش شهرنشینی و توسعه کشاورزی و



شکل ۱. موقعیت محدوده مطالعاتی ورامین در بین حوضه‌های آبریز کشور

ریسک غیر سرطانی ناشی از مواجهه با فلزات سنگین موجود در این آب زیرزمینی از طریق مصرف آب، تماس پوستی با آن و ریسک غیر سرطانی کل، به ترتیب با استفاده از رابطه (۱)، (۲) و (۳) تعیین گردید.

$$HQ_{oral} = \frac{CDI_{oral}}{RFD_{oral}} \quad \text{رابطه (۱)}$$

$$HQ_{dermal} = \frac{CDI_{dermal}}{RFD_{dermal}} \quad \text{رابطه (۲)}$$

$$HI = HQ_{oral} + HQ_{dermal} \quad \text{رابطه (۳)}$$

که در این روابط HQ_{oral} ، نسبت خطر غیر سرطان‌زایی برای فلز موردنظر از مسیر بلع، HQ_{dermal} ، نسبت خطر غیر سرطان‌زایی برای فلز موردنظر از مسیر پوست و HI نسبت غیر سرطان‌زایی کل را نشان می‌دهد که برای محاسبه آن باید HI مربوط به تمامی فلزات با یکدیگر جمع گردد. CDI_{oral} و CDI_{dermal} با واحد میلی‌گرم بر کیلوگرم در روز به ترتیب نشان‌دهنده میانگین دوز روزانه^۱ هر فلز است که از طریق مصرف آب و تماس پوستی با آن وارد بدن می‌شود. RFD ، دوز مرجع^{۱۱} فلزات سنگین با واحد $mg/Kg.d$ است، این پارامتر نشان‌دهنده حداکثر مقداری از فلز است که می‌تواند روزانه از طریق بلع و تماس پوستی با فلز مورد نظر به ازای وزن بدن انسان وارد بدن شود که

قبل از نمونه‌برداری ظروف ۵۰۰mL استفاده شده است. مربوط با آب مقطر و سپس با آب نمونه شست‌وشو داده شده‌اند. به‌منظور تثبیت نمونه‌های برداشت شده به هرکدام از آن‌ها اسید نیتریک ۰/۰۶ درصد اضافه گردیده تا pH آن به ۲ برسد و با استفاده از دستگاه جذب اتمی شعله‌ای غلظت فلزات سنگین شامل کادمیوم (Cd)، کروم (Cr)، سرب (Pb)، مس (Cu)، آهن (Fe) و منگنز (Mn) اندازه‌گیری شده است (نجاتی جهرمی و همکاران، ۱۳۹۶).

غلظت فلزات سنگین اندازه‌گیری شده در تحقیق نجاتی جهرمی و همکاران (۱۳۹۶) با استاندارد تعیین شده توسط سازمان جهانی بهداشت^۵ در سال ۲۰۱۷ و استاندارد ملی ایران (ویرایش پنجم) مقایسه گردید سپس ارزیابی ریسک احتمال ابتلا به بیماری‌های غیر سرطانی (شاخص خطر^۶) و ریسک بیماری‌های سرطان ناشی از نوشیدن و تماس پوستی با این آب زیرزمینی برای دو گروه سنی کودک و بزرگسال بر اساس غلظت تعیین شده برای این فلزات در دو فصل تر و خشک انجام شد. سطح خطر آلاینده‌های محیطی برای انسان‌ها به میزان مواجهه بدن با آلاینده‌ها و سمیت آن‌ها بستگی دارد. در این مطالعه ارزیابی ریسک سرطان‌زایی و غیر سرطان‌زایی فلزات سنگین موجود در آب زیرزمینی بر اساس معیارهای آژانس حفاظت محیط‌زیست^۷ اندازه‌گیری شده است.

$$AT_{nc} = ED \times 365 \quad \text{رابطه (۸)}$$

برای محاسبه ریسک مازاد سرطان^{۱۹} فلز کروم از طریق بلع، از طریق مواجهه پوستی و ریسک سرطانی کل به ترتیب از رابطه (۹)، (۱۰) و (۱۱) استفاده می‌شود. مقدار ELCR نشان‌دهنده احتمال رشد سرطان در طول زندگی جمعیت در مواجهه با ماده سرطان‌زا می‌باشد (EPA, 2018).

$$ELCR_{oral} = CDI_{oral} \times CSF_{oral} \quad \text{رابطه (۹)}$$

$$ELCR_{dermal} = CDI_{dermal} \times CSF_{dermal} \quad \text{رابطه (۱۰)}$$

$$ELCR_{total} = ELCR_{oral} + ELCR_{dermal} \quad \text{رابطه (۱۱)}$$

در این رابطه CSF^{۲۰}، فاکتور شیب سرطان‌زایی می‌باشد که مقدار آن از مسیر بلع برای فلز کروم، ۰/۱۹ تعیین شده است (شهریاری و همکاران، ۱۳۹۹). برای محاسبه CSF از طریق مواجهه پوستی از رابطه (۱۲) استفاده می‌شود. پس از ارزیابی ریسک سرطانی به‌منظور مشخص کردن تعداد افرادی که در این منطقه در اثر مواجهه با فلز کروم در طول عمر خود به سرطان مبتلا می‌شوند با استفاده از رابطه (۱۳) محاسبه می‌شود.

$$CSF_{dermal} = \frac{CSF_{oral}}{ABS_{GI}} \quad \text{رابطه (۱۲)}$$

$$Cancer\ Cases = Risk \times Population \quad \text{رابطه (۱۳)}$$

جدول ۱. مقادیر دوز مرجع بلع و ضریب جذب دستگاه گوارش

فلزات سنگین	RFD _{oral}	ABS _{GI}
کادمیوم	۰/۰۰۰۵	۰/۰۵
سرب	۰/۰۰۳۵	۰/۱۵
کروم	۰/۰۰۳	۰/۰۲۵
منگنز	۰/۱۴	۰/۰۴
روی	۰/۳	۰/۲
آهن	۰/۷	۰/۲
مس	۰/۰۴	۰/۵۷

(منبع: EPA, 2018)

نتایج

مقادیر غلظت فلزات سنگین دشت ورامین و مقدار

شاهد بروز اثرات غیر سرطان‌زایی ناشی از آن نباشیم.

مقادیر دوز مرجع بلع برای هر فلز توسط آژانس حفاظت محیط‌زیست تعیین شده است و برای به دست آوردن RFD_{dermal}، از رابطه (۴) استفاده می‌شود.

$$RFD_{dermal} = RFD_{oral} \times ABS_{GI} \quad \text{رابطه (۴)}$$

در این رابطه ABS_{GI}، ضریب جذب دستگاه گوارش^{۱۲} است که مقدار این ضریب به همراه دوز مرجع بلع برای هر فلز توسط آژانس حفاظت محیط‌زیست تعیین شده و مقادیر مربوط به آن در جدول ۱ نشان داده شده است. برای محاسبه CDI_{oral} و CDI_{dermal} به ترتیب از رابطه (۵) و (۶) استفاده می‌شود.

رابطه (۵)

$$CDI_{oral} (mg / kg.d) = \frac{C \times IR \times EF \times ED}{BW \times AT}$$

رابطه (۶)

$$CDI_{dermal} (mg / kg.d) = \frac{C \times SA \times K_p \times ET \times EF \times ED \times \frac{1L}{1000cm^3}}{BW \times AT}$$

در این رابطه C: غلظت فلز (میلی‌گرم بر لیتر)؛ IR^{۱۳}: میزان مصرف روزانه آب برای فرد بزرگسال (۲ لیتر در روز) و برای کودک (۱ لیتر در روز)؛ EF^{۱۴}: فرکانس تماس برای دو فصل تر و خشک هرکدام ۱۸۰ روز؛ ED^{۱۵}: مدت زمان تماس برای فرد بزرگسال ۳۰ سال و برای کودک ۶ سال؛ SA: سطح پوست برای فرد بزرگسال ۱۸۰۰۰ و برای کودک ۶۶۰۰ سانتی‌متر مربع؛ ET^{۱۶}: مدت زمان قرارگیری در معرض آلاینده از طریق پوست برای فرد بزرگسال ۰/۵۸ ساعت و برای کودک ۱ ساعت؛ K_p: ضریب نفوذپذیری پوست برحسب سانتی‌متر بر ساعت، برای فلز کادمیوم: ۰/۰۰۱، سرب: ۰/۰۰۴، کروم: ۰/۰۰۲، روی: ۰/۰۰۰۶ و برای سه فلز منگنز، آهن و مس برابر با ۰/۰۰۱؛ BW^{۱۷}: وزن بدن برحسب کیلوگرم برای بزرگسال ۷۰ کیلوگرم و برای کودک ۱۵ کیلوگرم است. AT^{۱۸}: میانگین تعداد روزهای عمر که برای ارزیابی ریسک سرطانی و غیرسرطانی به ترتیب با استفاده از رابطه (۷) و (۸) محاسبه می‌شود.

$$AT_c = 70 \times 365 \quad \text{رابطه (۷)}$$

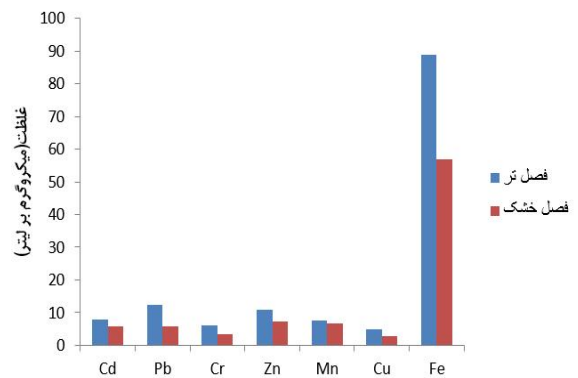
استاندارد ملی ۱۰۵۳ ایران بیشتر بوده است. غلظت بیشینه فلز سرب نیز در دو فصل تر و خشک و غلظت میانگین آن تنها در فصل تر نیز از مقادیر مجاز تعیین شده بیشتر بوده است. غلظت بیشینه، کمینه و میانگین فلزات کروم، منگنز، روی، آهن و مس در محدوده استانداردها بوده است. مقادیر مربوط به غلظت این فلزات در دو فصل تر و خشک در شکل ۲ نشان داده شده است.

استاندارد تعیین شده توسط سازمان جهانی بهداشت در سال ۲۰۱۷ و استاندارد ملی ۱۰۵۳ ایران (ویرایش پنجم) در جدول ۲ نشان داده شده است (نجاتی جهرمی و همکاران، ۱۳۹۶). مقایسه غلظت این فلزات با مقادیر استاندارد نشان می‌دهد که غلظت بیشینه کادمیوم در دو فصل تر و خشک و همچنین غلظت میانگین آن در دو فصل تر و خشک از مقدار مجاز تعیین شده توسط سازمان جهانی بهداشت و

جدول ۲. غلظت فلزات سنگین در منابع آب زیرزمینی دشت ورامین و مقدار مجاز (واحدها برحسب میکروگرم بر لیتر)

فلز سنگین	مس	کادمیوم	منگنز	سرب	آهن	روی	کروم
غلظت فصل تر	۴/۷۵	۸/۰۲	۷/۵۹	۱۲/۴۸	۸۱/۹۲	۱۰/۷۸	۵/۹۵
میانگین فصل خشک	۲/۹۲	۵/۷۴	۶/۷۱	۵/۹	۵۷	۷/۴۲	۳/۴۵
غلظت فصل تر	۰/۰۶	۰	۰	۰	۳/۶۱	۱/۹	۰
کمینه فصل خشک	۰/۳۹	۰/۰۰۹	۰	۰	۷/۶	۲/۱۶	۰
غلظت فصل تر	۲۹	۶۵/۰۹	۱۰۴/۷۱	۷۹/۲۷	۲۹۲/۰۷	۶۱/۷۸	۳۸/۲۶
بیشینه فصل خشک	۱۱/۷۱	۵/۸۱	۸۸/۱۹	۶۲/۳۶	۲۳۶/۰۹	۳۱/۹۲	۲۶/۵۸
حداکثر مجاز (استاندارد ۱۰۵۳ ایران)	۲۰۰۰	۳	۴۰۰	۱۰	۳۰۰	۳۰۰۰	۵۰
حداکثر مجاز (WHO 2017)	۲۰۰۰	۳	۴۰۰	۱۰	۳۰۰	۳۰۰۰	۵۰

خطر از طریق بلع (HQ_{oral})، تماس پوستی (HQ_{dermal}) و نسبت خطر کل (HI) برای دو گروه سنی کودک و بزرگسال برای هر فلز محاسبه شد که مقادیر مربوط به آن به ترتیب در جدول ۳ و ۴ نشان داده شده است. همان‌طور که مشاهده می‌شود به‌طور کلی مقدار نسبت خطر برای فلز کادمیوم نسبت به سایر فلزات بیشتر است. در شکل ۳ قسمت الف و ب مقدار نسبت خطر برای هر فلز از مسیر بلع و پوستی برای دو گروه سنی کودک و بزرگسال نشان داده شده است که همان‌طور که مشاهده می‌شود به‌طور کلی مقدار نسبت خطر از مسیر بلع بیشتر بوده است. در شکل ۳ قسمت ج مقدار نسبت خطر کل (HI) برای هر فلز برای دو گروه سنی کودک و بزرگسال در کنار هم نشان داده شده است که همان‌طور که مشاهده می‌شود مقدار آن برای گروه سنی کودک بیش از بزرگسال است. در نهایت با استفاده از روابط نشان داده شده در قسمت قبل مجموع نسبت خطر



شکل ۲. غلظت فلزات سنگین منابع آب زیرزمینی دشت ورامین در دو فصل تر و خشک

با توجه به غلظت‌های فلزات سنگین موجود، جهت ارزیابی ریسک، مقدار دوز روزانه وارد شده به بدن برای هر فلز از طریق مصرف آب و تماس پوستی با استفاده از رابطه ۵ و ۶ محاسبه گردید و پس از آن با توجه به مقادیر دوز مرجع با استفاده از رابطه (۱)، (۲) و (۳) مقدار نسبت

بزرگسال، به ترتیب برابر با ۱/۴ و ۰/۵۸ به دست آمد. غیرسرطانی از مسیر بلع و پوست (HI_{total}) برای تمامی فلزات محاسبه گردید که مقدار آن برای دو گروه سنی کودک و

جدول ۳. دوز دریافت روزانه و نسبت خطر غیر سرطانی فلزات برای گروه سنی کودک

فلزات سنگین	HI	HQ _{dermal}	RFD _{dermal}	CDI _{dermal}	HQ _{oral}	RFD _{oral}	CDI _{oral}
کادمیوم	۱/۰۲۴	۰/۱۱۹	۰/۰۰۰۰۲۵	۲/۹۸×۱۰ ^{-۶}	۰/۹۰۴	۰/۰۰۰۵	۰/۰۰۰۴۵۲
سرب	۰/۲۰۳	۰/۰۳۰	۰/۰۰۰۵۲۵	۱/۵۹×۱۰ ^{-۵}	۰/۱۷۲	۰/۰۰۳۵	۰/۰۰۰۶۰۴
کروم	۰/۱۵۷	۰/۰۵۴	۰/۰۰۰۰۷۵	۴/۰۷×۱۰ ^{-۶}	۰/۱۰۳	۰/۰۰۳	۰/۰۰۰۳۰۹
روی	۰/۰۰۲	۳/۹۵×۱۰ ^{-۵}	۰/۰۶	۲/۳۶×۱۰ ^{-۶}	۰/۰۰۱۹	۰/۳	۰/۰۰۰۵۹۸
منگنز	۰/۰۰۴	۰/۰۰۰۵۵۴	۰/۰۰۵۶	۳/۱۰×۱۰ ^{-۶}	۰/۰۰۳۳	۰/۱۴	۰/۰۰۰۴۷
آهن	۰/۰۰۷	۰/۰۰۰۲۶	۰/۱۴	۳/۱۶×۱۰ ^{-۵}	۰/۰۰۶۸	۰/۷	۰/۰۰۰۴۸
مس	۰/۰۰۶	۷/۳۰×۱۰ ^{-۵}	۰/۰۲۲۸	۱/۶۶×۱۰ ^{-۶}	۰/۰۰۶۳	۰/۰۴	۰/۰۰۰۲۵۲
تمامی فلزات	۱/۴	۰/۲۰۵	-	-	۱/۱۹۸	-	-

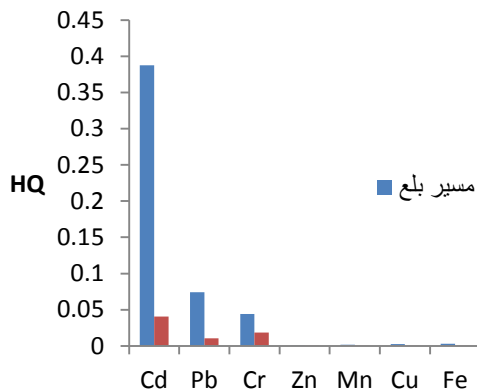
جدول ۴. دوز دریافت روزانه و نسبت خطر غیر سرطانی فلزات برای گروه سنی بزرگسال

فلزات سنگین	HI	HQ _{dermal}	RFD _{dermal}	CDI _{dermal}	HQ _{oral}	RFD _{oral}	CDI _{oral}
کادمیوم	۰/۴۲۸	۰/۰۴۰	۰/۰۰۰۰۲۵	۱/۰۱۲×۱۰ ^{-۶}	۰/۳۸۷	۰/۰۰۰۵	۰/۰۰۰۱۹۴
سرب	۰/۰۸۴	۰/۰۱۰	۰/۰۰۰۵۲۵	۵/۴×۱۰ ^{-۶}	۰/۰۷۳۹	۰/۰۰۳۵	۰/۰۰۰۲۵۹
کروم	۰/۰۶۲۵	۰/۰۱۸	۰/۰۰۰۰۷۵	۱/۳۸×۱۰ ^{-۶}	۰/۰۴۴	۰/۰۰۳	۰/۰۰۰۱۳۲
روی	۰/۰۰۰۸۶	۱/۳۴×۱۰ ^{-۵}	۰/۰۶	۸/۰۳×۱۰ ^{-۷}	۰/۰۰۰۸۵	۰/۳	۰/۰۰۰۲۵۶
منگنز	۰/۰۰۱۶۲	۰/۰۰۰۱۸۸	۰/۰۰۵۶	۱/۰۵×۱۰ ^{-۶}	۰/۰۰۱۴	۰/۱۴	۰/۰۰۰۲۰۱
آهن	۰/۰۰۳	۷/۶۷×۱۰ ^{-۵}	۰/۱۴	۱/۰۷×۱۰ ^{-۵}	۰/۰۰۲۹	۰/۷	۰/۰۰۰۲۰۵
مس	۰/۰۰۲۷	۲/۴۷×۱۰ ^{-۵}	۰/۰۲۲۸	۵/۶۵×۱۰ ^{-۷}	۰/۰۰۲۷	۰/۰۴	۰/۰۰۰۱۰۸
تمامی فلزات	۰/۵۸۳	۰/۰۶۹	-	-	۰/۵۱۳	-	-

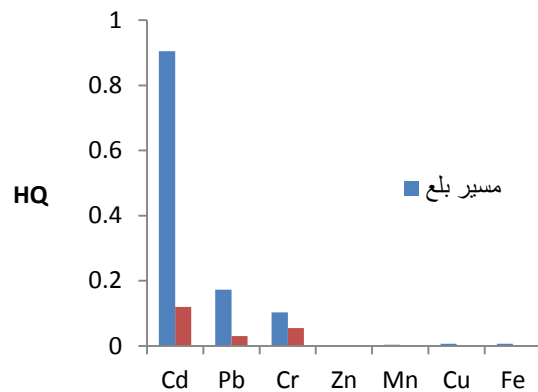
جدول ۵. نتایج ارزیابی ریسک سرطان برای فلز کروم

مقدار	متغیر
۵/۶۷×۱۰ ^{-۵}	CDI _{oral}
۰/۱۹	CSF _{oral}
۵/۹۲×۱۰ ^{-۷}	CDI _{dermal}
۷/۶	CSF _{dermal}
۱/۰۷×۱۰ ^{-۵}	ELCR _{oral}
۴/۵×۱۰ ^{-۶}	ELCR _{dermal}
۱/۵۲×۱۰ ^{-۵}	ELCR _{total}

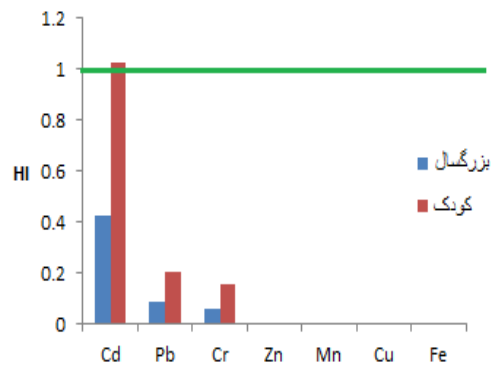
به منظور ارزیابی ریسک سرطانی برای فلز سرطان‌زای کروم، از روابط (۹) تا (۱۱) استفاده گردید که نتایج مربوط به محاسبات آن در جدول ۵ نشان داده شده است. در نهایت ریسک سرطان کل، ناشی از بلع و مواجهه پوستی با فلز کروم نیز محاسبه شد و تعداد افرادی که در این منطقه در طول عمر خود در اثر مواجهه با غلظت مشخص شده برای فلز کروم ممکن است مبتلا به سرطان شوند، محاسبه گردید.



(ب)



(الف)



(ج)

شکل ۳. الف) مقدار نسبت خطر غیر سرطان‌زایی برای کودک از دو مسیر بلع و پوست (ب) مقدار نسبت خطر غیر سرطان‌زایی برای بزرگسال از دو مسیر بلع و پوست (ج) شاخص خطر کل برای دو گروه سنی کودک و بزرگسال

بحث

همان‌طور که در شکل ۲ نشان داده شده است غلظت فلزات سنگین در آب زیرزمینی در فصل تر بیش از فصل خشک است چراکه در فصل تر آلودگی از سطح زمین بیشتر است و غلظت این عناصر در منابع آب زیرزمینی بیشتر خواهد بود (نجاتی‌جهرمی و همکاران، ۱۳۹۶).

به‌منظور محاسبه ریسک غیر سرطانی مدت زمان مواجهه با آلاینده در نظر گرفته می‌شود که در اینجا این مدت زمان برای فرد بزرگسال، ۳۰ سال و برای کودک ۶ سال در نظر گرفته شده است. نتایج مربوط به محاسبات ارزیابی ریسک غیر سرطانی نشان می‌دهد که به‌طور کلی، مقدار نسبت خطر غیر سرطانی از مسیر بلع (HQ_{oral}) در مقایسه با مقدار نسبت خطر غیر سرطانی از مسیر پوست (HQ_{dermal})، بیشتر است که علت این امر آن است که دوز دریافت روزانه هر فلز به ازای واحد وزن بدن از مسیر بلع

همان‌طور که در شکل ۲ نشان داده شده است غلظت فلز آهن (Fe) در دو فصل تر و خشک دارای بیشترین مقدار است، در فصل تر به ترتیب پس از آن فلزات سرب (Pb)، روی (Zn)، کادمیوم (Cd)، منگنز (Mn)، کروم (Cr) و مس (Cu) قرار گرفته‌اند و در فصل خشک پس از آهن به ترتیب فلز روی (Zn)، منگنز (Mn)، سرب (Pb)، کادمیوم (Cd)، کروم (Cr) و مس (Cu) دارای بیشترین غلظت می‌باشند (نجاتی‌جهرمی و همکاران، ۱۳۹۶). غلظت میانگین فلز کادمیوم در دو فصل تر و خشک و غلظت میانگین فلز سرب در فصل تر از مقادیر مجاز تعیین شده توسط سازمان جهانی بهداشت در سال ۲۰۱۷ و استاندارد ملی ۱۰۵۳ ایران بیشتر است. غلظت میانگین فلز کادمیوم در فصل تر بیش از ۲ برابر مقادیر مجاز است. به‌طور کلی

چراکه شاخص خطر کل مربوط به فلز کادمیوم برای کودک برابر با $1/0.24$ شده است که بالاتر از حد آستانه قرار دارد (شکل ۳). از طرفی بالا بودن نسبت خطر فلز کادمیوم برای کودکان سبب شده تا شاخص خطر کل (HI) مربوط به تمامی فلزات، برای کودک، برابر با $1/4$ و بیش از حد آستانه باشد (جدول ۳). این در حالی است که شاخص خطر کل برای گروه سنی بزرگسالان، $0/583$ بوده و زیر حد آستانه است (جدول ۴).

در ارزیابی ریسک سرطانی اثرات بلندمدت مواجهه با آلاینده موردنظر ارزیابی می‌شود. در رابطه با ریسک سرطانی مربوط به فلز کروم، در این تحقیق فرض شده است که کل کروم اندازه‌گیری شده در آب زیرزمینی این منطقه، کروم شش ظرفیتی بوده و ریسک سرطانی مربوط به آن محاسبه شده است. نتایج حاصل از ارزیابی ریسک سرطانی فلز کروم در جدول ۵ نشان داده شده است. مطابق نتایج به‌دست‌آمده، ریسک مازاد سرطان ناشی از مواجهه با این فلز از مسیر بلع ($ELCR_{oral}$) در مقایسه با ریسک مازاد سرطان ناشی از مواجهه پوستی با این فلز بیشتر است که علت این امر آن است که دوزی از این فلز که روزانه به ازای واجد وزن، از مسیر بلع (CDI_{oral}) وارد بدن انسان می‌شود در مقایسه با دوز وارد شده در اثر مواجهه پوستی (CDI_{dermal}) بیشتر است.

مطابق با رهنمودهای آژانس حفاظت محیط‌زیست چنانچه ریسک سرطانی کمتر از 10^{-6} باشد، ریسک سرطان‌زایی ناچیز یا قابل چشم‌پوشی است. چنانچه ریسک سرطان‌زایی در محدوده 10^{-4} تا 10^{-6} باشد، ریسک سرطان‌زایی قابل‌قبول و چنانچه مقدار آن از 10^{-4} بیشتر باشد، ریسک سرطان‌زایی غیرقابل‌قبول است. در این تحقیق، ریسک سرطان‌زایی کل ($ELCR_{total}$)، ناشی از مواجهه با فلز کروم از دو مسیر بلع و پوست برابر با 5×10^{-5} بوده است که در محدوده ریسک سرطان‌زایی قابل‌قبول قرار گرفته است. این عدد در واقع نشان‌دهنده آن است که از هر 100000 نفر که در مواجهه با این غلظت از

بیشتر از مواجهه پوستی است. مقایسه میان ضریب خطر برای فلزات مختلف نشان می‌دهد که شاخص خطر برای فلز کادمیوم بیشتر از سایر فلزات است که علت آن کمتر بودن دوز مرجع (RFD) مربوط به این فلز در مقایسه یا دیگر فلزات است. با وجود آن‌که فلز آهن، در منابع آب زیرزمینی دشت ورامین، دارای بیشترین غلظت در مقایسه با دیگر فلزات است اما محاسبات مربوط به ریسک غیر سرطانی آن نشان می‌دهد که دارای ریسک غیر سرطانی بسیار ناچیز می‌باشد علت این امر آن است که دوز مرجع (RFD) مشخص شده برای این فلز توسط آژانس حفاظت محیط‌زیست (EPA) بیش از سایر فلزات است که به آن معنا است که برای بروز اثرات غیرسرطانی ناشی از مواجهه با این فلز، باید مقداری بیشتری از آن وارد بدن شود.

مقایسه نتایج حاصل از ارزیابی ریسک غیرسرطانی برای دو گروه سنی کودک و بزرگسال نشان می‌دهد که به‌طور کلی مقدار شاخص خطر (HI) برای کودک بیش از بزرگسال است که علت این امر آن است که کودک دارای وزن کمتری بوده لذا آسیب‌پذیرتر بوده و برای غلظت یکسان آلاینده، بیش از فرد بزرگسال در معرض خطر قرار دارد.

در رابطه با ریسک غیر سرطانی، چنانچه نسبت خطر (HQ) و همچنین شاخص خطر کل (HI)، بیشتر از ۱ شود نشان‌دهنده آن است که احتمال بروز اثرات غیرسرطان‌زایی برای جمعیت مواجه با آلاینده مورد نظر وجود دارد و چنانچه مقدار آن کمتر از ۱ شود خطری جمعیت را تهدید نکرده و شاهد بروز اثرات غیر سرطان‌زایی نخواهیم بود (Kamarehie et al, 2019). در این تحقیق مقدار نسبت خطر از مسیر بلع (HQ_{oral}) و مقدار نسبت خطر از مسیر پوست (HQ_{dermal}) هرکدام به‌تنهایی برای دو گروه سنی کودک و بزرگسال برای تمامی فلزات کمتر از ۱ است. با این وجود نتایج مربوط به مقدار شاخص خطر کل (HI) برای هر یک از فلزات، برای دو گروه سنی کودک و بزرگسال نشان می‌دهد که فلز کادمیوم برای گروه سنی کودکان می‌تواند سبب بروز اثرات غیر سرطان‌زایی شود

نمی‌تواند تضمینی بر عدم وجود ریسک باشد ارزیابی ریسک ضروری است. بررسی اثر سرطان‌زایی فلز کروم نشان داد که ریسک سرطان‌زایی آن در محدوده 10^{-4} تا 10^{-6} بوده و خطر سرطان‌زایی آن قابل قبول است. بررسی اثرات غیر سرطان‌زایی فلزات سنگین نشان داد مقدار شاخص خطر کل فلزات سنگین برای گروه سنی بزرگسالان زیر حد آستانه قرار گرفته است با این وجود نتایج نشان می‌دهد که فلز کادمیوم برای گروه سنی کودکان دارای ضریب خطر بیش از ۱ است و لذا شاخص خطر کل فلزات سنگین برای گروه سنی کودکان بیش از حد آستانه است پس ممکن است سبب بروز اثرات غیر سرطانی در کودکان شود لذا لازم است در این خصوص اقدامات مؤثری صورت گیرد به نحوی که یا از روش‌های پیشگیرانه جهت جلوگیری از ورود این فلزات سنگین به منابع آب زیرزمینی استفاده شود و یا از یک روش تصفیه مناسب استفاده گردد تا پیش از آن که این آب در دسترس مصرف‌کننده قرار گیرد مقداری از غلظت فلزات سنگین موجود در آن را کاهش داد. و یا می‌توان با توجه به غلظت این فلزات در چاه‌های نمونه‌برداری، آب حاصل از چاه‌هایی که دارای غلظت بالایی از فلزات به خصوص فلز کادمیوم هستند با آب حاصل از چاه‌های دیگر رقیق‌سازی شوند و سپس در اختیار مصرف‌کننده قرار گیرند.

یادداشت‌ها

1. Hazard Identification
2. Dose Response Assessment
3. Exposure Assessment
4. Risk Characterization
5. World Health Organization (WHO)
6. Hazard Index (HI)
7. Environmental Protection Agency (EPA)
8. Oral Hazard Quotient (HQ_{oral})
9. Dermal Hazard Quotient (HQ_{dermal})
10. 10 Chronic Daily Intake (CDI)
11. Reference Dose (RFD)
12. Fraction of contaminant adsorbed in gastrointestinal tract (ABS_{GI})
13. Intake Rate (IR)
14. Exposure Frequency (EF)
15. Exposure Duration (ED)
16. Exposure Time (ET)

فلز کروم هستند، ۱ الی ۲ نفر به سرطان مبتلا می‌شوند. به منظور محاسبه تعداد افرادی که ممکن است در این منطقه در اثر مواجهه با این فلز به سرطان مبتلا شوند از رابطه ۱۳ استفاده شده است و با توجه به جمعیت این منطقه که برابر با ۹۹۰۴۴۷ نفر است این تعداد تقریباً ۱۵ نفر برآورد گردید. مطالعه ارزیابی ریسک فلزات سنگین آب شرب شهر زابل نشان داده است که غلظت فلز کادمیوم در منابع آب این منطقه در محدوده مجاز بوده است و ریسک غیر سرطانی ناشی از مواجهه با این فلز برای دو گروه سنی کودک و بزرگسال به ترتیب برابر با 10^{-1} و $4/53 \times 10^{-1}$ و $1/94 \times 10^{-1}$ بوده است که نشان می‌دهد جمعیت مواجهه با آن را تهدید نمی‌کند در حالی که در مطالعه حاضر، نتایج حاصل از ارزیابی ریسک غیر سرطانی این فلز نشان داد برای گروه سنی کودکان می‌تواند سبب بروز اثرات غیر سرطان‌زایی شود چراکه شاخص خطر کل مربوط به این فلز برای کودک برابر با $1/024$ شده است که بالاتر از حد آستانه قرار دارد. در همین مطالعه ریسک سرطان‌زایی ناشی از مواجهه با فلز کروم $10^{-5} \times 1/5$ برآورد گردیده است که مشابه با مطالعه حاضر در محدوده ریسک سرطان‌زایی قابل قبول قرار گرفته است (شهریاری و همکاران، ۱۳۹۹). در تحقیقی دیگر به ارزیابی ریسک فلزات سنگین در منابع آب زیرزمینی دشت علی آباد کتول پرداخته شده است که نتایج این تحقیق نشان می‌دهد بر خلاف تحقیق حاضر، خطری به لحاظ بهداشتی منطقه مورد مطالعه را تهدید نمی‌کند همچنین مقدار فلز کادمیوم در منابع آب زیرزمینی این منطقه صفر گزارش شده است (Rajaei et al., 2012). بنابراین با توجه به آن که شاخص خطر کل فلزات سنگین برای گروه سنی کودک بالاتر از حد آستانه قرار گرفته است باید در این خصوص اقدامات مؤثری صورت گیرد.

نتیجه‌گیری

به طور کلی مقایسه غلظت فلزات سنگین با مقدار استاندارد نشان داد که غلظت فلز کادمیوم و سرب بیش از حد مجاز است اما از آنجایی که غلظت کمتر از حد استاندارد

17. Body Weight (BW)
18. Average Time (AT)

19. Excess Lifetime Cancer Risk (ELCR)
20. Cancer Slope Factor (CSF)

فهرست منابع

- شهریاری، ج؛ رضایی، م (۱۳۹۹). ارزیابی ریسک سرطان‌زایی و غیر سرطان‌زایی فلزات سنگین در شبکه توزیع آب شرب شهر زابل، *مجله علوم پزشکی نیشابور*، ۸ (۳)، صص ۷۵-۵۹.
- ملکوتیان، م؛ محمدی سنجدکوه، س (۱۳۹۳). بررسی کیفی منابع آب زیرزمینی دشت سیرجان از نظر آلودگی به فلزات سنگین در سال ۱۳۹۳، *مجله دانشگاه علوم پزشکی تربت حیدریه (طنین سلامت)*، ۲ (۲)، صص ۳۹-۳۱.
- نجاتی جهرمی، ز؛ ناصری، ح (۱۳۹۶). ارزیابی کیفیت منابع آب زیرزمینی آبخوان ورامین از نظر قابلیت شرب: آلودگی با فلزات سنگین، *سلامت و محیط‌زیست*، ۱۰ (۴)، صص ۵۷۲-۵۵۹.
- Baynes, R. E., Barlow, B., Mason, S. E., & Riviere, J. E. (2010). Disposition of melamine residues in blood and milk from dairy goats exposed to an oral bolus of melamine. *Food and chemical toxicology*, 48(8-9), 2542-2546.
- Bhaskar, C. V., Kumar, K., & Nagendrappa, G. (2010). Assessment of heavy metals in water samples of certain locations situated around Tumkur, Karnataka, India. *E-Journal of chemistry*, 7.
- Demir, V., Dere, T., Ergin, S., Cakir, Y., & Celik, F. (2015). Determination and health risk assessment of heavy metals in drinking water of Tunceli, Turkey. *Water resources*, 42(4), 508-516.
- Elouear, Z., Bouzid, J., Boujelben, N., Feki, M., Jamoussi, F., & Montiel, A. (2008). Heavy metal removal from aqueous solutions by activated phosphate rock. *Journal of hazardous materials*, 156(1-3), 412-420.
- EPA, U. (2018). *edition of the drinking water standards and health advisories Tables*. EPA 822-F-18-001. Washington, DC: United States Environmental Protection Agency. <https://www.epa.gov/sites/production/files/201803/documents/dwtable2018.pdf>.
- Ghaderpoori, M. (2018). Heavy metals analysis and quality assessment in drinking water-Khorramabad city, Iran. *Data in brief*, 16, 685.
- Kamarehie, B., Jafari, A., Zarei, A., Fakhri, Y., Ghaderpoori, M., & Alinejad, A. (2019). Non-carcinogenic health risk assessment of nitrate in bottled drinking waters sold in Iranian markets: a Monte Carlo simulation. *Accreditation and Quality Assurance*, 24(6), 417-426.
- Karbasi, M., Karbasi, E., Sarami, A., & Kharrazi, H. G. (2010). Assessment of Heavy Metals Values in Drinking Water Sources of Alashtar in 2009. *Majaleh Daneshgah Olum Pezeshki Lorestan*, 12(1), 65-70.
- Miranzadeh, M., Mahmoodzadeh, A., Hasanzadeh, M., & Bigdeli, M. (2011). Assessment of Heavy Metals Concentration in Water Contribution Network of Kashan in 2010. *Majaleh Behdast va Salamat Ardebil*, 2(3), 56-66.
- Muhammad, S., & Ahmad, K. (2020). Heavy metal contamination in water and fish of the Hunza River and its tributaries in Gilgit-Baltistan: evaluation of potential risks and provenance. *Environmental Technology & Innovation*, 20, 101159.
- Nahid, P., & MOSLEHI, M. P. (2008). Heavy metals concentrations on drinking water in different Aeras of Tehran as ppb and Methods of Remal Them.
- Poonia, T., Singh, N., & Garg, M. C. (2021). Contamination of Arsenic, Chromium and Fluoride in the Indian groundwater: a review, meta-analysis and cancer risk assessment. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 1-12.
- Rajaei, Q., Pourkhabbaz, A. R., & Hesari Motlagh, S. (2012). Assessment of heavy metals health risk of groundwater in Ali Abad Katoul Plian. *Journal of North Khorasan University of Medical Sciences*, 4(2), 155-162.

- Rezaei, H., Zarei, A., Kamarehie, B., Jafari, A., Fakhri, Y., Bidarpoor, F., ... & Shalyari, N. (2019). Levels, distributions and health risk assessment of lead, cadmium and arsenic found in drinking groundwater of Dehghan's villages, Iran. *Toxicology and environmental health sciences*, 11(1), 54-62.
- Sinkakarimi, M. H., Rajei, G., Mahdijezhad, M. H., & Hatamimanesh, M. (2020). Health Risk Assessment of Some Heavy Metals in Groundwater Resources of Birjand Flood Plain Using Environmental Protection Agency (EPA) Model. *Journal of Health*, 11(2), 183-193..
- Tobiason, J. E., Bazilio, A., Goodwill, J., Mai, X., & Nguyen, C. (2016). Manganese removal from drinking water sources. *Current Pollution Reports*, 2(3), 168-177.
- Valavanidis, A., & Vlachogianni, T. (2010). Metal pollution in ecosystems. Ecotoxicology studies and risk assessment in the marine environment. *Dept. of Chemistry, University of Athens University Campus Zografou*, 15784.
- Wuana, R. A., & Okieimen, F. E. (2011). Heavy metals in contaminated soils: a review of sources, chemistry, risks and best available strategies for remediation. *Isrn Ecology*, 2011.
- Zhao, L., Gong, D., Zhao, W., Lin, L., Yang, W., Guo, W., ... & Li, Q. (2020). Spatial-temporal distribution characteristics and health risk assessment of heavy metals in surface water of the Three Gorges Reservoir, China. *Science of The Total Environment*, 704, 134883.