

## ارزیابی خطر سرطان‌زایی احتمالی منتسب به مواجهه با کروم در منابع آب شرب مناطق روستایی استان قزوین

زهرا حمیدی<sup>۱</sup>، مهدی رنجبران<sup>۲</sup>، فاطمه قطبی نیا<sup>۱</sup>، اکرم باحجب<sup>۳</sup>، حمید کاریاب<sup>۴</sup>

- ۱- دانشجوی کارشناسی ارشد، گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی و خدمات بهداشتی درمانی قزوین، قزوین، ایران
- ۲- استادیار، مرکز تحقیقات بیماری‌های متابولیک، پژوهشکده پیشگیری از بیماری‌های غیرواگیر، دانشگاه علوم پزشکی قزوین، قزوین، ایران
- ۳- کارشناس ارشد، مرکز بهداشت استان قزوین، دانشگاه علوم پزشکی و خدمات بهداشتی درمانی قزوین، قزوین، ایران
- ۴- دانشیار، مرکز تحقیقات عوامل اجتماعی موثر بر سلامت، پژوهشکده پیشگیری از بیماری‌های غیرواگیر، دانشگاه علوم پزشکی و خدمات بهداشتی درمانی قزوین، قزوین، ایران

### چکیده

**مقدمه و اهداف:** کروم فلزی سنگین است که غلظت جزئی آن هم برای انسان سمی بوده و حضور آن در آب خطر ابتلا به سرطان را به همراه دارد. بر این اساس، مطالعه حاضر برای نخستین بار در کشور در مناطق روستایی استان قزوین و با هدف برآورد خطر سرطانی مواجهه با کروم در آب شرب انجام شد.

**روش کار:** نمونه برداری آب شرب مطابق با دستورالعمل‌های استاندارد انجام و آنالیز کروم با دستگاه ICP-OES انجام شد. فاکتورهای مواجهه با استفاده از یک پرسشنامه که روایی آن سنجیده شده است، تعیین شدند. تخمین خطر نقطه‌ای مواجهه خوراکی و پوستی با کروم با استفاده از روش فنی ارزیابی خطر انجام و جهت تعیین عدم قطعیت ناشی از برآورد خطر نقطه‌ای، از شبیه‌سازی مونت کارلو استفاده شد.

**یافته‌ها:** میانگین غلظت کروم در آب شرب در دوره زمانی ۱۰ ساله  $2/8 \pm 5/04$  میکروگرم در لیتر بود. مجموع خطر سرطان اضافی در کل عمر در جمعیت مورد مطالعه در برآورد نقطه‌ای  $4/83$  و در شبیه‌سازی مونت کارلو  $30/8$  مورد در هر ۱۰۰ هزار نفر جمعیت در معرض مواجهه برآورد گردید.

**نتیجه‌گیری:** بر اساس نتایج حاصله می‌توان نتیجه‌گیری نمود که اگرچه غلظت کروم از حداکثر مجاز اعلام شده در استاندارد ملی کشور ایران ( $0/05$  میلی‌گرم در لیتر) کمتر بود ولی خطر سرطان‌زایی حاصل از مواجهه با آن بیشتر از سطح خطر قابل‌پذیرش WHO برآورد شد. همچنین استفاده از نتایج حاصل از روش شبیه‌سازی مونت کارلو بجای برآورد نقطه‌ای، اطمینان بالاتری در تصمیم‌گیری‌های مدیریت خطر را حاصل می‌نماید.

### اطلاعات مقاله

تاریخ دریافت

۱۴۰۱/۰۳/۲۹

تاریخ پذیرش

۱۴۰۱/۰۹/۱۴

نویسنده رابط

حمید کاریاب

ایمیل نویسنده رابط

hkaryab@gmail.com

نشانی نویسنده رابط

پردیس دانشگاه علوم پزشکی، بلوار

شهید باهنر، قزوین، ایران

**واژگان کلیدی:** آب شرب، فلزات

سنگین، کروم، ارزیابی خطر

سرطان‌زایی، شبیه‌سازی

مونت کارلو

### مقدمه

آلودگی آب به فلزات سنگین، به دلیل اثرات زیان‌بار آن، همواره به‌عنوان یک چالش جدی مطرح بوده است (۱). این عناصر با ثبات شیمیایی، تجزیه‌پذیری زیستی کم و تجمع‌پذیری زیستی بالا شناخته می‌شوند (۲). فعالیت‌های انسانی عامل اصلی ورود بسیاری از فلزات سنگین به منابع آب است؛ با این حال عوامل طبیعی همچون فرسایش خاک نیز می‌تواند باعث آن شود (۳). از جمله فعالیت‌های انسانی می‌توان به استخراج فلزات، گسترش صنایع، دفع فاضلاب و پسماندهای صنعتی و شهری اشاره نمود (۴).

کروم به‌عنوان هفتمین عنصر پسته زمین یکی از فلزات سنگین آلاینده آب است که وجود آن در غلظت اندک هم برای سلامت انسان مضر است (۲، ۵). صنایع ذوب فلزات، دباغی، تولید کاغذ، صنایع سرامیک، آبکاری و تولید رنگ مسئول بیش از ۷۰ درصد آلودگی محیط با کروم می‌باشند (۶). کروم

می‌تواند به شکل اکسید شده در محیط وجود داشته باشد که کروم سه ظرفیتی (Cr(III) و شش ظرفیتی (Cr(VI) متداول‌ترین اشکال آن هستند. آلودگی به این عنصر در هوا (۷)، خاک (۸) و منابع غذایی (۹) به وفور گزارش شده است. فرم غالب کروم موجود در آب آشامیدنی را Cr(VI) تشکیل می‌دهد (۶). آلودگی به کروم در منابع آب و همچنین آب شرب نیز در مطالعات متعددی گزارش شده است (۳، ۱۰).

مطابق طبقه‌بندی آژانس بین‌المللی سرطان (IARC)، Cr(VI) در گروه یک سرطان‌زایی و Cr(III) در گروه سه قرار دارند (۱۱). مواجهه پوستی با Cr(VI) باعث ایجاد واکنش آلرژیک می‌شود. از سایر اثرات حاد می‌توان به تحریک مخاط بینی، کم خونی، زخم معده و روده و اختلال در عملکرد سیستم تولید مثل مردان اشاره نمود. همچنین مواجهه با دوزهای بالا باعث ایجاد حملات قلبی-عروقی شدید، اثرات شدید خونی و تنفسی، آسیب به کلیه، کبد و سیستم عصبی شده و حتی می‌تواند باعث مرگ شود (۱۲). همچنین مشخص

توجه به فقدان فاکتورهای مواجهه با ترکیبات شیمیایی سمی در مناطق روستایی کشور، این مطالعه دارای اهمیت برجسته است؛ به نحوی که در مطالعه حاضر برای نخستین بار در کشور ایران فرآیند ارزیابی خطر با استفاده از فاکتورهای مواجهه بومی شده در مناطق روستایی انجام پذیرفت. همچنین از آنجایی که تکنیک ارزیابی خطر احتمالاتی بر مبنای پذیرش عدم قطعیت‌هایی است، از تکنیک شبیه‌سازی مونت‌کارلو (MCS) به منظور تعیین عدم قطعیت در برآورد نقطه‌ای خطر استفاده شد. همچنین برای نمایش توزیع کروم و خطر منتسب به آن، درون‌یابی و پهنه‌بندی با استفاده از نرم‌افزار ARC GIS انجام پذیرفت.

## روش کار

### نمونه‌برداری از آب شرب

استان قزوین با مساحت ۱۵۸۲۰ کیلومتر مربع و جمعیت ۱۳۰۰۰۰۰ نفر، در شمال غرب ایران قرار دارد (۲۰). بر اساس سرشماری سال ۱۳۹۵، حدود ۳۲۷۰۰۰ نفر از جمعیت این استان در روستاها ساکن هستند و آب زیرزمینی منبع اصلی تأمین آب شرب آنهاست (۲۱). نمونه‌برداری از منابع آب آشامیدنی در ۱۱۱۴ نقطه مصرف و طبق دستورالعمل‌های استاندارد و طی سال‌های ۱۳۹۰ تا ۱۴۰۰ انجام شد. در استان قزوین تعداد ۷۰۰ نقطه روستایی دارای سکنه وجود دارد که در طی دوره ۱۰ ساله فوق حداقل یک‌بار غلظت آرسنیک در منابع آب آن‌ها پایش شد. نمونه‌برداری به‌صورت سالیانه بوده و در هر بار نمونه‌برداری میزان یک لیتر نمونه در ظروف شیشه‌ای برداشت و بلافاصله در کنار یخ قرار داده‌شده و در مدت حداکثر ۲۴ ساعت به آزمایشگاه انتقال می‌یافت. اندازه‌گیری غلظت کروم مطابق با دستورالعمل روش‌های استاندارد آزمایش‌های آب و فاضلاب (ویرایش ۲۳، بخش ۳۵۰۰) و با استفاده از دستگاه طیف‌سنج نشری پلاسمای جفت شده القایی (ICP-OES) مدل Spectro arcos ساخت شرکت Cleve آلمان انجام می‌گرفت. برای کنترل کیفیت آنالیز کروم در نمونه‌ها ابتدا کالیبراسیون دستگاه در دو مرتبه و در دو روز مختلف انجام و با مقایسه نتایج، بالاترین ضریب همبستگی انتخاب شد. همچنین در مواردی که غلظت کروم در نمونه مثبت بود، کنترل مجدد با تزریق نمونه انجام پذیرفت. همچنین به‌منظور بررسی توزیع مکانی و پهنه‌بندی غلظت کروم از نرم‌افزار ArcGIS، نسخه ۱۰.۲.۲، استفاده و درون‌یابی غلظت با استفاده از روش Inverse Distance Weighting (IDW) انجام پذیرفت. مطالعات متعددی اثبات نموده‌اند که

شده است که تماس پوستی با کروم احتمال ایجاد سرطان دارد (۱۳). مطابق مطالعه ساکنا و همکاران، اثرات جهش‌زایی (Cr VI) بر روی جنین به اثبات رسید و نشان داده شد که کروم می‌تواند از جفت عبور کرده و باعث بروز تاثیرات منفی بر روی جنین شود (۴). همچنین با توجه به خاصیت تجمع‌پذیری Cr(VI) در بافت چربی، اگر مقدار آن به ۰/۱ میلی‌گرم به ازای هر کیلوگرم از وزن بدن برسد، می‌تواند منجر به مرگ شود (۱۴). به همین دلیل مقادیر مجاز کروم در آب شرب تدوین شده است که از ۵۰ تا ۱۰۰ میکروگرم در لیتر متغیر است (۳). به منظور برآورد شدت و احتمال ایجاد اثرات مضر بر سلامتی بواسطه مواجهه با آلاینده‌های شیمیایی از جمله فلزات سنگین، از تکنیک ارزیابی خطر استفاده می‌شود. مطابق تعریف WHO و برنامه بین‌المللی ایمنی مواد شیمیایی، ارزیابی خطر فرآیندی است که با هدف برآورد خطر موجود برای یک ارگانسیم، سیستم یا جمعیت بکار می‌رود و شامل شناسایی عدم قطعیت‌ها می‌باشد (۱۵). این فرآیند از ابزارهای علمی، مهندسی و آماری برای شناسایی و اندازه‌گیری خطر و تعیین مسیرهای احتمالی مواجهه بهره برده و در نهایت با استفاده از این اطلاعات برآورد عددی خطر ارائه می‌شود. بر این اساس ارزیابی خطر در چهار مرحله شناسایی خطر، ارزیابی دوز-پاسخ، ارزیابی مواجهه و کمی‌سازی خطرات انجام می‌پذیرد (۱۶). ارزیابی دوز-پاسخ در دو حالت خطی و غیرخطی اجرا و ترکیبات دارای اثرات سرطان‌زایی در گروه دوز-پاسخ خطی بررسی می‌شوند. در این موارد حتی در کمترین دوز مواجهه با آلاینده، اثر سوء قابل برآورد است و هیچ آستانه مطمئنی برای مواجهه وجود ندارد (۱۷، ۱۸). تخمین خطرات سرطان‌زایی آلاینده‌هایی که دارای اثرات سرطان‌زایی هستند، می‌تواند با برآورد ELCR (Excess Life time Cancer Risk)، صورت پذیرد (۱۶). ELCR، احتمال ابتلا به سرطان در هر فرد را در طول زندگی به دلیل مواجهه با مواد شیمیایی سرطان‌زایی مشخص می‌کند (۴). ناز و همکاران (۲۰۱۶) در کشور هند خطر سرطان‌زایی مواجهه با کروم را در آب شرب ۱/۲ برابر بیش از حد مجاز برآورد نموده و نشان دادند که خطر مواجهه پوستی با کروم ۶ برابر بیش از مواجهه خوراکی است (۴). در مطالعه دیگری کاظمی و همکاران (۲۰۲۲) خطر مواجهه با کروم در آب شرب قنات در کشور ایران را بررسی و نشان دادند که میزان ELCR در ۸۲ درصد بیش از  $1 \times 10^{-4}$  بود (۱۹). با توجه به مطالب فوق، مطالعه حاضر با هدف ارزیابی خطر سرطانی مواجهه با کروم در آب آشامیدنی در مناطق روستایی استان قزوین، با فاکتورهای مواجهه بومی، طراحی و اجرا شد. با

مدل IDW برازش مناسبی را در پهنه‌بندی غلظت متغیرهای فیزیوشیمیایی در منابع زیرزمینی ارائه می‌دهد (۲۲، ۲۳).

### بومی‌سازی فاکتورهای مواجهه

اندازه‌گیری فاکتورهای مواجهه در مناطق روستایی استان قزوین با استفاده از یک پرسشنامه که قبلاً در مطالعات مشابه روایی آن سنجیده شده بود، صورت پذیرفت (۲۴). حجم نمونه با استفاده از فرمول کوکران ۱۲۰ خانواده تعیین شد. برای این منظور سرانه و انحراف معیار مصرف آب شرب از مطالعه کاریاب و همکاران برداشت شد (۲۴). همچنین در تعیین حجم نمونه از خطای ۱۰ درصد و فاصله اطمینان ۹۵ درصد استفاده شد. با در نظر گرفتن ۷ منطقه اقلیمی مختلف در استان، یک روستا به نمایندگی از هر اقلیم به صورت تصادفی انتخاب و تعداد ۲۵ خانوار از هر روستا و در مجموع تعداد ۱۷۵ خانوار مورد مطالعه قرار گرفت. انتخاب خانوارها به صورت تصادفی ساده انجام پذیرفت. جهت سهولت جمع‌آوری اطلاعات، هر یک از معیارهای مورد بررسی به تفکیک در طول یک روز بررسی شد. برای مثال در مورد تکرار مصرف آب شرب در طول یک روز، میزان مصرف در طول یک روز به تفکیک برای پرسش‌شوندگان تشریح شد. مدت مصاحبه برای هر فرد بین ۲۰-۳۰ دقیقه متغیر بود. پرسشگری به صورت حضوری و با مراجعه به درب منازل انجام شد. با توجه به پراکندگی منطقه مطالعاتی، برای احصاء فاکتورهای مواجهه از چندین نفر پرسشگر استفاده شد. این افراد قبل از آغاز پرسشگری توسط گروه تحقیق مورد آموزش قرار گرفته و برای جلوگیری از استنباط‌های شخصی و ایجاد وحدت رویه در اخذ اطلاعات از خانوارها، کلیه اجزاء فرم جمع‌آوری اطلاعات با حضور ایشان مورد بررسی قرار گرفت. همچنین قبل از شروع پرسشگری، شرکت‌کنندگان از اهداف و اهمیت پژوهش حاضر آگاه و با رضایت کامل و آگاهانه در تحقیق شرکت نمودند. در نهایت، اثر رفتارهای مختلف تماس پوستی با آب شرب شامل مدت‌زمان مواجهه و تناوب شستشوی دست، شستشوی صورت، استحمام و شنا در خانوارهای منتخب در ۴ گروه سنی کمتر از ۲ سال (گروه ۱)، ۲ تا ۶ سال (گروه ۲)، ۶ تا ۱۶ سال (گروه ۳) و بزرگ‌تر از ۱۶ سال (گروه ۴) به طور مجزا بررسی شد و نتایج مدت‌زمان شستشوی دست و صورت برحسب ثانیه در روز، استحمام برحسب دقیقه در روز و شنا برحسب دقیقه در ماه گزارش گردید. همچنین میزان و تناوب مصرف آب شرب از شبکه توزیع نیز در ۴ گروه به طور مجزا بررسی شد. در نهایت آنالیز داده‌ها با استفاده از نرم‌افزار SPSS نسخه ۲۶ انجام پذیرفت.

### برآورد خطر نقطه‌ای و آنالیز عدم قطعیت

برآورد خطر نقطه‌ای مواجهه خوراکی و پوستی با کروم، مطابق رهنمودهای USEPA، با استفاده از روش ارزیابی خطر احتمالاتی مطابق روابط زیر انجام شد (۴) که در آن  $LADD_{oral}$  دوز مواجهه مزمین روزانه با کروم از طریق بلع آب آشامیدنی  $LADD_{dermal}$  (mg/kg.day) دوز مواجهه مزمین روزانه با کروم از طریق تماس پوستی با آب  $C_w$  (mg/kg.day) میانگین غلظت کروم در آب  $IR$  (mg/l) میانگین مصرف روزانه آب از شبکه (l/day) و  $EF$  دفعات مواجهه با کروم (day/year) بود.

$$LADD_{oral} = \frac{C_w \times IR \times ED \times EF}{AT \times B_w}$$

$LADD_{dermal}$

$$= \frac{C_w \times S_A \times PC \times F \times ED \times EF \times ET \times 10^3}{AT \times B_w}$$

$$ELCR = LADD \times CSF \times ADAF$$

$ED$  زمان مواجهه با کروم (year)،  $B_w$  میانگین وزن (kg)،  $AT$  میانگین زمان مواجهه با کروم (day) و  $S_A$  مساحت سطح پوست که مقادیر مختلف آنها در جدول ۲ ارائه شد (۲۴).  $PC$  ضریب نفوذپذیری کروم (m/h) و برابر با  $0.0002$  لحاظ شد (۴) و  $F$  کسری از پوست است که در هر مواجهه در تماس با آب قرار می‌گیرد که  $0.9$  لحاظ شد (۱۴).  $CSF$  فاکتور شیب سرطان کروم است که مقدار آن در مواجهه خوراکی  $10^{-5}$  (mg/kg.day) و در مواجهه پوستی  $10^{-4}$  (mg/kg.day) (۲۵).  $ADAF$  ضریب حساسیت مواجهه گوارشی و مقدار آن به ترتیب برای چهار گروه سنی ۱۰، ۳، ۳ و ۱ لحاظ شد (۲۶). با روش فوق برآورد خطر نقطه‌ای انجام پذیرفت که دارای عدم قطعیت منتسب به روش برآورد است (۱۴). بنابراین جهت تعیین عدم قطعیت ناشی از برآورد خطر نقطه‌ای، از شبیه‌سازی مونت‌کارلو با استفاده از نرم‌افزار SPSS نسخه ۲۶ استفاده و نتایج با فاصله اطمینان ۹۵٪ گزارش شد. همچنین جهت طبقه‌بندی خطر، مقادیر  $ELCR$  در ۵ دسته خطر خیلی پایین، پایین، متوسط، زیاد و خیلی زیاد طبقه‌بندی شد که در آنها میزان  $ELCR$  به ترتیب کمتر از  $10^{-6}$ ، بین  $10^{-5}$  تا  $10^{-6}$ ، بین  $10^{-4}$  تا  $10^{-5}$ ، در محدوده  $10^{-3}$  تا  $10^{-4}$  و کمتر از  $10^{-3}$  است (۲۷).

### یافته‌ها

#### آمار توصیفی غلظت کروم

غلظت کروم در آب شرب به ترتیب با حداکثر، میانگین و حداقل،  $63/8$ ،  $2/8$  و  $0.05$  میکروگرم بر لیتر شناسایی شد (جدول ۱). میانگین غلظت کروم در مقایسه با رهنمود WHO و استاندارد  $1053$  ملی ایران، کمتر از حد مجاز بود؛ اما حداکثر

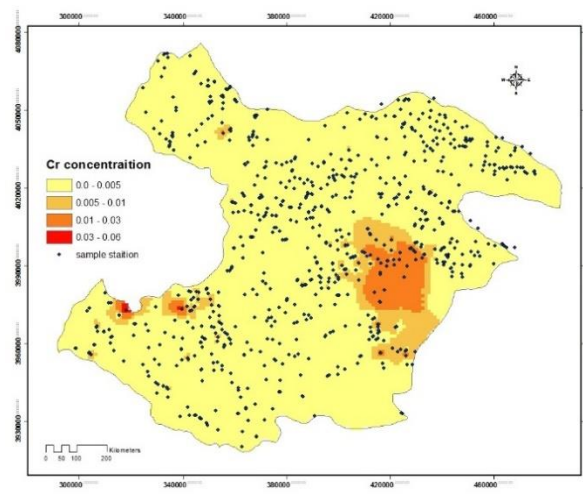
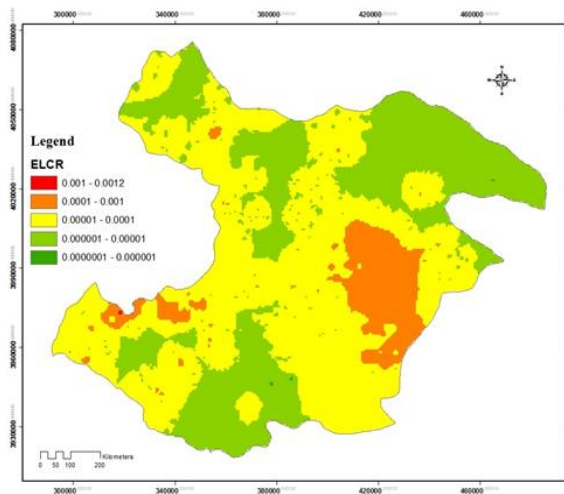
غلظت کروم با مقدار ۶۳/۸ میکروگرم بر لیتر بیش از استاندارد بود. انحراف معیار غلظت کروم نیز ۵/۰۴ میکروگرم بر لیتر بود. پراکندگی زیاد غلظت در منطقه مورد مطالعه است. که بالا بودن این مقدار نسبت به میانگین غلظت کروم به دلیل

جدول شماره ۱ - آمار توصیفی غلظت کروم در منابع آب شرب مناطق روستایی استان قزوین

| پارامتر      | مقادیر کمی | واحد          |
|--------------|------------|---------------|
| تعداد نمونه  | ۱۱۱۴       | عدد           |
| حداکثر غلظت  | ۶۳/۸       | میکروگرم/لیتر |
| میانگین غلظت | ۲/۸        | میکروگرم/لیتر |
| حداقل غلظت   | ۰/۰۵       | میکروگرم/لیتر |
| انحراف معیار | ۵/۰۴       | میکروگرم/لیتر |

سطوح بالای غلظت کروم در نواحی شرقی و جنوب غربی استان مشاهده شد.

توزیع فضایی غلظت کروم در شکل ۱ (الف) نمایش داده شده است که نشانگر حداقل غلظت کروم در اکثریت نقاط است.



ب

الف

شکل شماره ۱- توزیع فضایی و پهنه‌بندی غلظت کروم (الف) و توزیع خطر در منطقه مورد مطالعه (ب)

لیتر در روز پیشنهاد می‌شود (۲۶). همان‌طور که پیداست اگر از این مقادیر پیشنهادی برای محاسبه خطر استفاده می‌شد، نتایج حاصله متفاوت از وضعیت موجود به دست می‌آمد. نظیر این تفاوت در مقادیر EF نیز حاصل گردید. این تفاوت‌ها منجر به کاهش عدم قطعیت در برآورد خطر در مطالعه حاضر شد.

### فاکتورهای مواجهه با آب شرب

مطابق با جدول ۲، میانگین مصرف آب شرب در محدوده ۰/۱۵-۰/۱۵ لیتر در روز به دست آمد؛ در صورتیکه این میزان در پیشنهاد‌های ارائه‌شده در رهنمودهای ارزیابی خطر توسط USEPA برای کودکان ۱ لیتر در روز و برای بزرگسالان ۲

جدول شماره ۲- فاکتورهای مواجهه با آب شرب در مناطق روستایی استان قزوین

| متغیر           | واحد                     | گروه سنی |          |          |          |
|-----------------|--------------------------|----------|----------|----------|----------|
|                 |                          | >۱۶      | ۶-۱۶     | ۲-۶      | ۲-۰      |
| مصرف آب         | لیتر در روز              | ۰/۸۵     | ۰/۸      | ۰/۸۳     | ۰/۱۵     |
| تناوب مواجهه    | روز                      | ۳۶۱/۸    | ۳۶۰/۴    | ۳۶۴/۸    | ۳۵۹/۷    |
| مدت زمان مواجهه | سال                      | ۶۰/۳۵    | ۱۰       | ۴        | ۲        |
| وزن             | کیلوگرم                  | ۷۲/۵     | ۱۹/۳۸    | ۱۰/۵     | ۳۰/۴     |
| میانگین مواجهه  | روز در کل عمر            | ۲۷۸۶۷/۷۵ | ۲۷۸۶۷/۷۵ | ۲۷۸۶۷/۷۵ | ۲۷۸۶۷/۷۵ |
| زمان مواجهه     | دست و صورت (ساعت در روز) | ۰/۰۷۸    | ۰/۰۵۵    | ۰/۰۳۶    | ۰/۰۲۲    |
|                 | استحمام (ساعت در روز)    | ۰/۲      | ۰/۱۸     | ۰/۱۵     | ۰/۱      |

| شنا (ساعت در روز) |                      | ۰       | ۰      | ۰/۰۰۵  | ۰/۰۰۴ | مطالعه حاضر |
|-------------------|----------------------|---------|--------|--------|-------|-------------|
| مساحت             | دست و صورت (مترمربع) | ۰/۰۸۷۵  | ۰/۰۹۲۵ | ۰/۰۹۷۵ | ۰/۱۳۶ | منبع ۲۴     |
|                   | کل بدن (مترمربع)     | ۰/۵۳    | ۰/۷۶   | ۱/۵۹   | ۱/۸۱۵ |             |
| میزان جذب (F)     | متر در ساعت          | ۰/۰۰۰۰۲ |        |        |       | منبع ۴      |
|                   | درصد                 | ۰/۹     |        |        |       | منبع ۱۴     |

### ارزیابی خطر نقطه‌ای مواجهه با کروم

شده مواجهه گوارشی در همه گروه‌های سنی بزرگ‌تر از خطر مواجهه پوستی بود. حداکثر خطر مربوط به مواجهه گوارشی در گروه سنی ۱۶-۶ سال با مقدار  $۱۰^{-۴} \times ۲/۵$  و حداقل خطر مربوط به مواجهه پوستی در گروه سنی ۲-۰ سال با مقدار  $۱۰^{-۸} \times ۲/۴۳$  برآورد شد.

مطابق جدول ۳، خطر نقطه‌ای مواجهه با کروم به ترتیب برای گروه‌های سنی ۲-۰ سال، ۶-۲ سال، ۱۶-۶ سال و بزرگ‌تر از ۱۶ سال برابر با ۰/۵۳۹، ۰/۹۸۷، ۱/۵۸ و ۱/۷۳ در ۱۰۰ هزار نفر جمعیت در معرض مواجهه برآورد شد. ELCR برآورد

جدول شماره ۳- برآورد دوز مزمن و خطر نقطه‌ای مواجهه گوارشی و پوستی با کروم در آب شرب مناطق روستایی استان قزوین

| گروه سنی              |                       |                       |                       |                       |                       |                       |                       | مسیر مواجهه    |
|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|----------------|
| >۱۶                   |                       | ۶-۱۶                  |                       | ۲-۶                   |                       | ۰-۲                   |                       |                |
| LADD                  | ELCR                  | LADD                  | ELCR                  | LADD                  | ELCR                  | LADD                  | ELCR                  |                |
| $۴/۶ \times ۱۰^{-۴}$  | $۲/۳ \times ۱۰^{-۴}$  | $۱/۷ \times ۱۰^{-۴}$  | $۲/۵ \times ۱۰^{-۴}$  | $۱/۱ \times ۱۰^{-۴}$  | $۱/۷ \times ۱۰^{-۴}$  | $۱/۸ \times ۱۰^{-۵}$  | $۹/۲ \times ۱۰^{-۵}$  | حداکثر         |
| $۲/۶ \times ۱۰^{-۵}$  | $۱/۳ \times ۱۰^{-۵}$  | $۹/۷ \times ۱۰^{-۶}$  | $۱/۴ \times ۱۰^{-۵}$  | $۶/۳۶ \times ۱۰^{-۶}$ | $۹/۵ \times ۱۰^{-۶}$  | $۰/۰۵ \times ۱۰^{-۶}$ | $۵/۳ \times ۱۰^{-۶}$  | گوارشی میانگین |
| $۴/۶ \times ۱۰^{-۶}$  | $۲/۳ \times ۱۰^{-۶}$  | $۱/۷ \times ۱۰^{-۶}$  | $۲/۵ \times ۱۰^{-۶}$  | $۱/۱ \times ۱۰^{-۶}$  | $۱/۷ \times ۱۰^{-۶}$  | $۱/۸ \times ۱۰^{-۷}$  | $۹/۲ \times ۱۰^{-۷}$  | حداقل          |
| $۳/۷ \times ۱۰^{-۶}$  | $۷/۴ \times ۱۰^{-۵}$  | $۱/۱۵ \times ۱۰^{-۶}$ | $۲/۳ \times ۱۰^{-۵}$  | $۲/۸۵ \times ۱۰^{-۷}$ | $۵/۷ \times ۱۰^{-۶}$  | $۱/۲۲ \times ۱۰^{-۷}$ | $۲/۴۳ \times ۱۰^{-۶}$ | حداکثر         |
| $۲/۱۱ \times ۱۰^{-۷}$ | $۴/۲۲ \times ۱۰^{-۶}$ | $۶/۵۳ \times ۱۰^{-۸}$ | $۱/۳ \times ۱۰^{-۶}$  | $۱/۶۳ \times ۱۰^{-۸}$ | $۳/۲۵ \times ۱۰^{-۷}$ | $۶/۹۲ \times ۱۰^{-۹}$ | $۱/۴ \times ۱۰^{-۷}$  | پوستی میانگین  |
| $۳/۷ \times ۱۰^{-۸}$  | $۷/۴ \times ۱۰^{-۷}$  | $۱/۱۵ \times ۱۰^{-۸}$ | $۲/۳ \times ۱۰^{-۷}$  | $۲/۸۵ \times ۱۰^{-۹}$ | $۵/۷ \times ۱۰^{-۸}$  | $۱/۲۲ \times ۱۰^{-۹}$ | $۲/۴۳ \times ۱۰^{-۸}$ | حداقل          |
| $۴/۶۳ \times ۱۰^{-۴}$ | $۳/۰۳ \times ۱۰^{-۴}$ | $۱/۷۱ \times ۱۰^{-۴}$ | $۲/۷۸ \times ۱۰^{-۴}$ | $۱/۱۲ \times ۱۰^{-۴}$ | $۱/۷۳ \times ۱۰^{-۴}$ | $۱/۸۶ \times ۱۰^{-۵}$ | $۹/۴۶ \times ۱۰^{-۵}$ | حداکثر         |
| $۲/۶۴ \times ۱۰^{-۵}$ | $۱/۷۳ \times ۱۰^{-۵}$ | $۹/۷۶ \times ۱۰^{-۶}$ | $۱/۵۸ \times ۱۰^{-۵}$ | $۶/۳۸ \times ۱۰^{-۶}$ | $۹/۸۷ \times ۱۰^{-۶}$ | $۱/۰۶ \times ۱۰^{-۶}$ | $۵/۳۹ \times ۱۰^{-۶}$ | مجموع میانگین  |
| $۴/۶۳ \times ۱۰^{-۶}$ | $۳/۰۳ \times ۱۰^{-۶}$ | $۱/۷۱ \times ۱۰^{-۶}$ | $۲/۷۸ \times ۱۰^{-۶}$ | $۱/۱۲ \times ۱۰^{-۶}$ | $۱/۷۳ \times ۱۰^{-۶}$ | $۱/۸۶ \times ۱۰^{-۷}$ | $۹/۴۶ \times ۱۰^{-۷}$ | حداقل          |

### شبیه‌سازی مونت کارلو

به‌منظور برآورد خطر سرطانی با استفاده از مدل مونت کارلو همه پارامترهای ورودی به مدل به‌غیر از فاکتور غلظت کروم با توزیع Empirical به‌عنوان مناسب‌ترین توزیع، متناسب شدند. متناسب‌سازی فاکتور غلظت نیز با توزیع Triangular بود. درنهایت شبیه‌سازی با ۱۰۰۰۰۰ بار آزمون و خطا انجام پذیرفت. خروجی شبیه‌سازی برآورد خطر در سه سطح حداکثر، حداقل و میانگین و همچنین ارائه نمودارهایی برای خطر سرطانی بود. این نمودارها نشان‌دهنده دامنه خطر محتمل در هر گروه سنی و احتمال وقوع هرکدام از این خطرها در جمعیت مورد مطالعه است (شکل ۲).

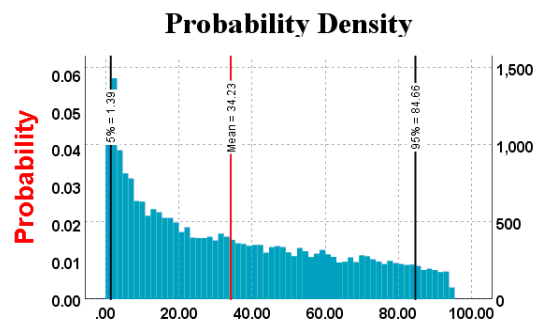
در شکل ۱ (ب) پهنه‌بندی مقادیر ELCR براساس سطوح مختلف خطر نمایش داده‌شده و مشخص است که در اکثر مناطق، سطوح خطر در کمتر از حد قابل‌پذیرش WHO (یک خطر سرطان اضافی در ۱۰۰ هزار نفر جمعیت در معرض مواجهه) قرار دارد. اما در بخش‌هایی از مناطق شرقی و جنوب غربی استان مقادیر خطر بالاتر از حد قابل‌پذیرش است. لازم به توضیح است به دلایل متعدد از جمله پیوستگی آبخوان دشت قزوین، تعداد زیاد نقاط نمونه‌برداری در مطالعه و فاصله کم نقاط نمونه‌برداری از مناطق شهری، پهنه‌بندی غلظت کروم و ELCR برای محدوده کامل استان قزوین ارائه‌شده است.

حداقل و حداکثر) و میانگین خطر برآورد شده در ارزیابی نقطه‌ای با شبیه‌سازی مونت‌کارلو متفاوت است که ناشی از آزمون و خطای برآورد خطر در تکنیک مونت‌کارلو است. در جدول ۴ و شکل ۲ سهم هریک از سطوح خطر نسبت به کل خطرهای برآورد شده ارائه شده است. بیشترین سهم خطر گوارشی مربوط به "خطر متوسط" بود. در حالیکه در تمام گروه‌های سنی، به‌جز گروه سنی ۰-۲ سال، "خطر زیاد" نیز سهم قابل توجهی دارد.

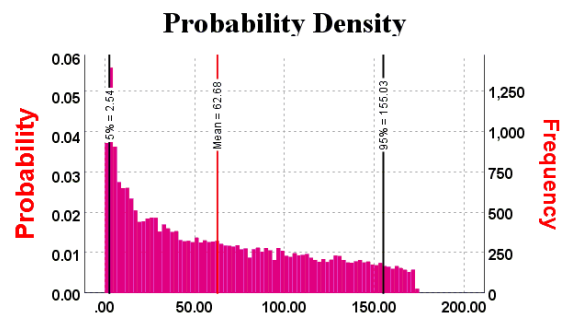
حداکثر خطر منتسب به‌مواجهه گوارشی در گروه سنی ۱۶-۶ سال و با مقدار  $۲/۵۵ \times 10^{-۴}$  و حداقل خطر مربوط به‌مواجهه پوستی برای گروه سنی ۰-۲ سال با مقدار  $۲/۴ \times 10^{-۸}$  بود. خطر کلی مواجهه با کروم نیز برای گروه‌های ۴ گانه به ترتیب برابر با  $۳/۴۲ \times 10^{-۵}$ ،  $۶/۲۷ \times 10^{-۵}$ ،  $۱/۰۱ \times 10^{-۴}$  و  $۱۰^{-۴}$  حاصل گردید. همچنین صدک ۹۵ خطر مواجهه با کروم در آب شرب برای اساس شبیه‌سازی مونت‌کارلو در گروه‌های سنی به ترتیب  $۸/۴۷ \times 10^{-۵}$ ،  $۱/۵۵ \times 10^{-۴}$ ،  $۲/۵ \times 10^{-۴}$  و  $۲/۷۲ \times 10^{-۴}$  برآورد شد. همان‌طور که از نتایج پیداست، دامنه

جدول شماره ۴- سهم سطوح خطر (مجموع خطر) برآورد شده در شبیه‌سازی مونت‌کارلو

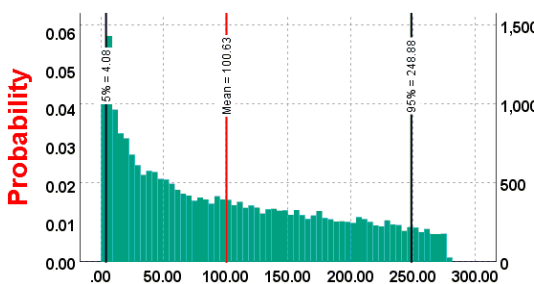
| گروه‌های سنی |        |        |        | مقدار             | سطوح خطر  |
|--------------|--------|--------|--------|-------------------|-----------|
| >۱۶          | ۶-۱۶   | ۲-۶    | ۰-۲    |                   |           |
| ۰٪           | ۰٪     | ۰٪     | ۲/۱۲٪  | $<10^{-۶}$        | خیلی کم   |
| ۱۱/۴۳        | ۱۲/۲۸٪ | ۱۷/۳۴٪ | ۲۳/۸٪  | $10^{-۶}-10^{-۵}$ | پایین     |
| ۴۱/۳۱٪       | ۴۳/۴۶٪ | ۵۷/۰۱٪ | ۷۴/۰۸٪ | $10^{-۵}-10^{-۴}$ | متوسط     |
| ۴۷/۲۷٪       | ۴۴/۲۵٪ | ۲۵/۶۵٪ | ۰٪     | $10^{-۴}-10^{-۳}$ | زیاد      |
| ۰٪           | ۰٪     | ۰٪     | ۰٪     | $>10^{-۳}$        | خیلی زیاد |



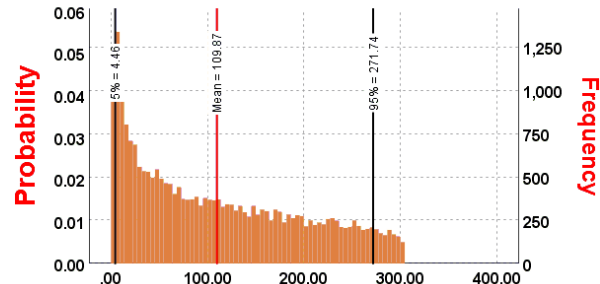
ELCR\_Total\_Group1  
(scale factor = 1E-6)



ELCR\_Total\_Group2  
(scale factor = 1E-6)



ELCR\_Total\_Group3  
(scale factor = 1E-6)



ELCR\_Total\_Group4  
(scale factor = 1E-6)

شکل شماره ۲- چگالی احتمالی توزیع خطر سرطان‌زایی کروم از دو مسیر مواجهه گوارشی و پوستی

## بحث

در این مطالعه مجموع ELCR مواجهه گوارشی و پوستی با کروم در برآورد نقطه‌ای در سنین ۲-۶ سال، ۶-۱۶ سال و بزرگ‌تر از ۱۶ سال به ترتیب  $۵/۳۹ \times ۱۰^{-۶}$ ،  $۹/۸۷ \times ۱۰^{-۶}$  و  $۱/۵۸ \times ۱۰^{-۵}$  و  $۱/۷۳ \times ۱۰^{-۵}$  برآورد شد که نشان‌دهنده بالاتر بودن خطر از حد خطر قابل‌پذیرش ارائه‌شده توسط WHO در سنین بزرگ‌تر از ۶ سال است. این یافته نشان می‌دهد که استاندارد فعلی کروم نمی‌تواند سلامتی همه شهروندان را تأمین نماید. در کشور ایران تدوین استاندارد کروم در آب شرب منطبق بر رهنمود WHO انجام پذیرفته است. سازمان بهداشت جهانی غلظت مجاز کروم در آب شرب را ۵۰ میکروگرم بر لیتر گزارش کرده که این مقدار بر مبنای پذیرش یک رخداد سرطان از مواجهه با کروم در ۱۰۰ هزار نفر جمعیت در معرض مواجهه است. یافته مطالعه حاضر نشان می‌دهد که برای حمایت از سلامتی شهروندان، باید در تدوین استانداردهای ملی فاکتورهای مواجهه در هر منطقه به صورت مجزا تعیین و در برآوردهای خطر استفاده شوند. این در حالی است که در اکثر مطالعات ارزیابی خطر، فاکتورهای مواجهه اندازه‌گیری نشده و از مقادیر پیش‌فرض رهنمودهای بین‌المللی استفاده می‌شود. به‌طور مثال میزان مصرف آب شرب جهت ارزیابی خطر در رهنمودها ۲ لیتر در روز پیشنهاد می‌شود که با برخی مطالعات ملی انجام‌شده در کشور ایران مغایرت دارد. در مطالعه صادقی و همکاران (۲۰۱۷) مقدار میزان مصرف آب شرب (IR) در چهار گروه سنی مورد مطالعه ۰/۸۶، ۱/۴۹، ۲ و ۲/۳۳ لیتر در روز تعیین شد که مقادیر فوق نشان‌دهنده متفاوت بودن میزان مصرف آب در جوامع و گروه‌های سنی مختلف است که با مطالعه حاضر همخوانی دارد (۲۸). همچنین در مطالعه کاریاب و همکاران که با هدف ارزیابی خطر مواجهه با PAHs در آب شرب شهر تهران انجام پذیرفت، نیز نشان داده شد که استانداردهای ملی برگرفته از رهنمودهای WHO بدون بومی‌سازی فاکتورهای مواجهه نمی‌توانند سلامت شهروندان را تأمین کنند. در مطالعه فوق میزان مجاز بنزوآپیرن برای تأمین سلامت ۰/۱ قسمت در بیلیون تعیین شد؛ در حالیکه استاندارد ملی برگرفته از رهنمود WHO برابر با ۰/۷ قسمت در بیلیون است (۲۴).

در مطالعه حاضر مقادیر غلظت کروم در محدوده ۶۳/۸-۰/۵ با میانگین ۲/۸ میکروگرم بر لیتر به دست آمد. همان‌طور که از نقشه پهنه‌بندی غلظت کروم (شکل ۱) پیداست، پراکندگی غلظت کروم بسیار زیاد است که می‌تواند به علت ویژگی‌های زمین‌شناختی، ترکیب شیمیایی متفاوت خاک و فعالیت صنایع

باشد. همان‌طور که مقادیر غلظت کروم در مطالعات مختلف از در غرب ایران در محدوده ۱۳۲/۳۴-۰/۲۸ میکروگرم بر لیتر (۱۴)، در استان سیستان و بلوچستان در محدوده ۷۹/۳-۰/۱۵ میکروگرم بر لیتر (۲۹)، در کشور هند در محدوده ۲۵۰-۴۸/۷ میکروگرم بر لیتر گزارش‌شده است (۴). در مجموع در اکثر نقاط نمونه‌برداری شده به‌جز نقاطی در شرق و جنوب غربی استان، مقادیر کروم آب شرب کمتر از استاندارد ملی ۱۰۵۳ و رهنمود WHO بود (۳۰، ۳۱).

نتایج نشان داد که در تمام گروه‌های سنی، ELCR متناسب به‌مواجهه گوارشی بالاتر از ELCR مواجهه پوستی با کروم است. این یافته می‌تواند به دلیل جذب بیشتر کروم از طریق مواجهه گوارشی باشد. همچنین در هر دو مسیر مواجهه گوارشی و پوستی، مقادیر ELCR با افزایش سن افزایش نشان داد که دلیل آن بالاتر بودن فاکتورهای مواجهه در سنین بزرگ‌تر است. این یافته نشان‌دهنده اهمیت خطر سرطانی در بزرگ‌سال نسبت به کودکان است. مطالعه باموومی و همکاران (۲۰۲۲) نشان داد که خطر سرطان‌زایی کروم در بزرگ‌سالان بیشتر از کودکان است که تأیید کننده نتایج مطالعه حاضر است (۳۲). در مطالعه Naz و همکاران (۲۰۱۶) نیز مقدار خطر سرطانی مواجهه گوارشی با کروم در آب شرب ۶ برابر خطر مواجهه پوستی گزارش شد که با مطالعه حاضر مطابقت دارد (۴). در مطالعه هی و همکاران (۲۰۲۰)، ارزیابی خطر سرطان‌زایی کروم در آب شرب نشان داد که ساکنان منطقه مورد مطالعه به علت مواجهه با دوز بالای کروم در آب شرب در معرض خطر بالای سرطان‌زایی قرار دارند (۳۳) که با نتایج مطالعه حاضر همخوانی دارد. مطابق یافته‌های ارائه‌شده در جدول ۴، بیشترین سهم خطر در گروه‌های سنی ۲-۶ و ۰-۲ سال مربوط به "خطر متوسط" (محدوده  $۱۰^{-۴}$ - $۱۰^{-۵}$ ) است. در حالی‌که بیشترین سهم خطر در دو گروه سنی ۱۶-۶ و بزرگ‌تر از ۱۶ سال در محدوده "خطر زیاد" ( $۱۰^{-۲}$ - $۱۰^{-۴}$ ) بود. در مطالعه کاظمی و همکاران خطر سرطان‌زایی در حدود ۸۲ درصد نقاط اندازه‌گیری شده بالاتر از  $۱ \times ۱۰^{-۴}$  برآورد شد که نشان‌دهنده سطوح خطر بالاتری نسبت به مطالعه حاضر است (۱۹).

خطر نقطه‌ای مواجهه گوارشی و پوستی برای گروه سنی ۲-۰ سال، ۲-۶ سال، ۶-۱۶ سال و بزرگ‌تر از ۱۶ سال به ترتیب  $۵/۳۹ \times ۱۰^{-۶}$ ،  $۹/۸۷ \times ۱۰^{-۶}$ ،  $۱/۵۸ \times ۱۰^{-۵}$  و  $۱/۷۳ \times ۱۰^{-۵}$  برآورد شد که در سطوح "خطر پایین و متوسط" قرار می‌گیرند. در حالیکه با کاربرد شبیه‌سازی مونت‌کارلو، مجموع ELCR برای گروه‌های سنی فوق به ترتیب  $۳/۴۲ \times ۱۰^{-۵}$ ،  $۶/۲۷ \times ۱۰^{-۵}$

در مطالعه حاضر خطر سرطان اضافی در کل عمر در برآورد نقطه‌ای ۴/۸۳ در هر ۱۰۰ هزار به دست آمد. این در حالی است که این میزان در شبیه‌سازی مونت‌کارلو ۳۰/۸ مورد در هر ۱۰۰ هزار بود که یافته‌های حاصل از برآورد نقطه‌ای را به چالش می‌کشد. بنابراین پیشنهاد می‌گردد محققین برای ارزیابی خطرهای منتسب به آلاینده‌های شیمیایی صرفاً به نتایج برآورد نقطه‌ای بسنده نمایند؛ همچنانکه با احتساب جمعیت ۳۲۷۰۰۰ نفری ساکن در مناطق روستایی استان قزوین، با کاربرد برآورد نقطه‌ای انتظار می‌رود که ۱۵/۸ مورد ابتلا به سرطان اضافی در کل عمر در جمعیت رخ دهد. در حالیکه این برآورد در نتایج شبیه‌سازی مونت‌کارلو ۱۰۰ مورد ابتلا به سرطان است.

### تشکر و قدردانی

این مقاله برگرفته از پایان‌نامه تحصیلات تکمیلی با عنوان "ارزیابی ریسک سرطان‌زایی و غیر سرطان‌زایی مواجهه با کروم و آرسنیک در آب شرب استان قزوین" است که با کد اخلاق به شماره IR.QUMS.REC.1400.235 به ثبت رسیده است. نویسندگان بر خود لازم می‌دانند که از معاونت بهداشتی دانشگاه که نهایت همکاری را در اجرای این مطالعه داشتند، تشکر نمایند.

### References

- Zhu F, Zheng Y-M, Zhang B-G, Dai Y-R. A critical review on the electrospun nanofibrous membranes for the adsorption of heavy metals in water treatment. *Journal of Hazardous Materials*. 2021;401:123608.
- Verma R, Dwivedi P. Heavy metal water pollution-A case study. *Recent Research in Science and Technology*. 2013;5 (5).
- Moffat I, Martinova N, Seidel C, Thompson CM. Hexavalent chromium in drinking water. *Journal-American water works association*. 2018;110(5):E22-E35.
- Naz A, Mishra BK, Gupta SK. Human health risk assessment of chromium in drinking water: a case study of Sukinda chromite mine, Odisha, India. *Exposure and Health*. 2016;8(2):253-64.
- Jaishankar M, Tseten T, Anbalagan N, Mathew BB, Beeregowda KN. Toxicity, mechanism and health effects of some heavy metals. *Interdisciplinary toxicology*. 2014;7(2):60-72.
- World Health Organization. Chromium in Drinking-water. World Health Organization; 2020.
- Karyab H, Hajizadeh Y, Babae SA. Human health risk assessment of cadmium exposure in dry deposition of atmospheric dust (Uncertainty analysis). *Journal of Mazandaran University of Medical Sciences*. 2021;31(199):66-80.

۱۰<sup>-۴</sup>×۱/۰۱ و ۱۰<sup>-۴</sup>×۱/۱ برآورد شد که دلیل تفاوت این مقادیر با مقادیر به‌دست‌آمده در ارزیابی خطر نقطه‌ای، آزمون و خطای داده‌ها است. شبیه‌سازی مونت‌کارلو به‌منظور تعیین عدم قطعیت‌ها و به حداقل رساندن خطای ارزیابی نقطه‌ای با آزمون و خطا انجام می‌پذیرد و می‌توان انتظار داشت که با تصادفی کردن فاکتورها و آزمون و خطای مکرر آن‌ها باعث نزدیک‌تر شدن نتایج ارزیابی خطر به واقعیت گردد.

### نتیجه‌گیری

یافته‌های مطالعه حاضر نشان می‌دهد اگرچه غلظت کروم در آب شرب در اکثر نقاط مناطق روستایی استان قزوین کمتر از رهنمود WHO و استاندارد ملی ایران است؛ اما مطابق با نتایج شبیه‌سازی مونت‌کارلو، خطر مواجهه با کروم در همه سنین بیشتر از حد خطر قابل‌پذیرش است. این یافته نشان می‌دهد که با استاندارد فعلی کروم، سطح خطر کروم در آب شرب بالاتر از مقدار قابل‌پذیرش ۱ مورد سرطان در ۱۰۰ هزار نفر جمعیت در معرض مواجهه است که علت آن عدم استفاده از فاکتورهای مواجهه بومی در تدوین استانداردهای ملی است. بنابراین یکی از اقدامات ضروری در تدوین استانداردهای ملی آب شرب، احصا فاکتورهای مواجهه در اقلیم‌های مختلف و مناطق شهری و روستایی به تفکیک می‌باشد که در این مطالعه مورد نظر قرار گرفته و به‌عنوان یک نوآوری در طرح لحاظ شد. همچنین

- Ali W, Zhang H, Mao K, Shafeeq M, Aslam MW, Yang X, et al. Chromium contamination in paddy soil-rice systems and associated human health risks in Pakistan. *Science of The Total Environment*. 2022;153910.
- Zeinali T, Salmani F, Naseri K. Dietary intake of cadmium, chromium, copper, nickel, and lead through the consumption of meat, liver, and kidney and assessment of human health risk in Birjand, Southeast of Iran. *Biological Trace Element Research*. 2019;191(2):338-47.
- Tan C, Avasarala S, Liu H. Hexavalent chromium release in drinking water distribution systems: New insights into Zerovalent chromium in iron corrosion scales. *Environmental Science & Technology*. 2020;54(20):13036-45.
- Denholm R, Schuz J, Straif K, Ali F, Bonas F, Gjbrea O, et al. Environmental carcinogen exposure and lifestyle factors affecting cancer risk in Qatar: findings from a qualitative review. *EMHJ-Eastern Mediterranean health journal*. 2016;22(3):219-27.
- Obasi PN, Akudinobi BB. Potential health risk and levels of heavy metals in water resources of lead-zinc mining communities of Abakaliki, southeast Nigeria. *Applied Water Science*. 2020;10(7):1-23.
- Paustenbach D, Finley B, Mowat F, Kerger B. Human health risk and exposure assessment of chromium (VI) in tap water. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*. 2003;66(14):1295-339.



14. Fallahzadeh RA, Khosravi R, Dehdashti B, Ghahramani E, Omid F, Adli A, et al. Spatial distribution variation and probabilistic risk assessment of exposure to chromium in ground water supplies; a case study in the east of Iran. *Food and chemical toxicology*. 2018;115:260-6.
15. Fowle J, Dearfield K. Science policy council handbook: Risk characterization. Science Policy Council, US Environmental Protection Agency. 2000:54.
16. Koki IB, Bayero AS, Umar A, Yusuf S. Health risk assessment of heavy metals in water, air, soil and fish. *African journal of pure and applied chemistry*. 2015;9(11):204-10.
17. Boobis AR, Daston GP, Preston RJ, Olin SS. Application of key events analysis to chemical carcinogens and noncarcinogens. *Critical Reviews in Food Science and Nutrition*. 2009;49(8):690-707.
18. Conolly RB, Lutz WK. Nonmonotonic dose-response relationships: mechanistic basis, kinetic modeling, and implications for risk assessment. *Toxicological Sciences*. 2004;77(1):151-7.
19. Kazemi A, Esmailbeigi M, Sahebi Z, Ansari A. Health risk assessment of total chromium in the qanat as historical drinking water supplying system. *Science of The Total Environment*. 2022;807:150795.
20. Nazari R, Ramezani Etedali H, Nazari B, Collins B. The impact of climate variability on water footprint components of rainfed wheat and barley in the Qazvin province of Iran. *Irrigation and Drainage*. 2020;69(4):826-43.
21. Saeedi M, Abessi O, Sharifi F, Meraji H. Development of groundwater quality index. *Environmental monitoring and assessment*. 2010;163(1):327-35.
22. Khasanov S, Li F, Kulmatov R, Zhang Q, Qiao Y, Odilov S, et al. Evaluation of the perennial spatio-temporal changes in the groundwater level and mineralization, and soil salinity in irrigated lands of arid zone: as an example of Syrdarya Province, Uzbekistan. *Agricultural Water Management*. 2022;263:107444.
23. Patel T, Patel H, Trada M, Hirpara J, Bhura P, Prajapati A, et al. Groundwater Quality Indexing Using Weight Overlay Analysis and GIS—A Case of Rel River Catchment. *Advanced Modelling and Innovations in Water Resources Engineering*: Springer; 2022. p. 447-61.
24. Karyab H, Yunesian M, Nasser S, Rastkari N, Mahvi A, Nabizadeh R. Carcinogen risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in drinking water, using probabilistic approaches. *Iranian journal of public health*. 2016;44(11):1455-60.
25. Yang D, Liu J, Wang Q, Hong H, Zhao W, Chen S, et al. Geochemical and probabilistic human health risk of chromium in mangrove sediments: a case study in Fujian, China. *Chemosphere*. 2019;233:503-11.
26. USEPA. Risk based screening table-generic table. Available at. 2015.
27. Tepanosyan G, Maghakyan N, Sahakyan L, Saghatlyan A. Heavy metals pollution levels and children health risk assessment of Yerevan kindergartens soils. *Ecotoxicology and environmental safety*. 2017;142:257-65.
28. Sadeghi F, Nasser S, Yunesian M, Nabizadeh R, Mosaferi M, Mesdaghinia A. Carcinogenic and non-carcinogenic risk assessments of arsenic contamination in drinking water of Ardabil city in the Northwest of Iran. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*. 2018;53(5):621-30.
29. Mirzabeygi M, Abbasnia A, Yunesian M, Nodehi RN, Yousefi N, Hadi M, et al. Heavy metal contamination and health risk assessment in drinking water of Sistan and Baluchistan, Southeastern Iran. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*. 2017;23(8):1893-905.
30. WHO. Guidelines for Drinking-water Quality, fourth edition. In: Organization WH, editor.: [http://www.who.int/about/licensing/copyright\\_form/en/index.html](http://www.who.int/about/licensing/copyright_form/en/index.html); 2011.
31. ISIRI. Drinking water -Physical and chemical specifications, 1053, 5th.revision. In: Iran IoSaRo, editor. <http://www.stdisiri.org/EN/indexhtml2010>.
32. Bamuwamy M, Ogwok P, Tumuhairwe V, Eragu R, Nakisozi H, Ogwang PE. Human health risk assessment of heavy metals in Kampala (Uganda) drinking water. 2022.
33. He X, Li P. Surface water pollution in the middle Chinese Loess Plateau with special focus on hexavalent chromium: occurrence, sources and health risks. *Exposure and Health*. 2020;12(3):385-401.



## Original Article

# Probabilistic Carcinogen Risk Assessment from Exposure to Chromium in Drinking Water Resources in Rural Areas of Qazvin Province

Zahra Hamidi<sup>1</sup>, Mehdi Ranjbaran<sup>2</sup>, Fateme Qotbi nia<sup>1</sup>, Akram Bahojb<sup>3</sup>, Hamid Karyab<sup>4</sup>

1- Ms Student in Environmental Health Engineering, School of Public Health, Qazvin University of Medical Sciences, Qazvin, Iran

2- Assistant Professor of Epidemiology, Metabolic Diseases Research Center, Research Institute for Prevention of Non-Communicable Diseases, Qazvin University of Medical Sciences, Qazvin, Iran

3- Qazvin Health Centre, Qazvin University of Medical Sciences, Qazvin, Iran

4- Associate Professor, Social Determinants of Health Research Center, Research Institute for Prevention of Non-Communicable Diseases, Qazvin University of Medical Sciences, Qazvin, Iran

## Article Information

### Received

19 June 2022

### Accepted

5 December 2022

### Corresponding author

Hamid Karyab

### Corresponding author E-mail

hkaryab@gmail.com

## Keywords:

Drinking water, Heavy metals, Chromium, Carcinogenesis risk assessment, Monte Carlo simulation

## Abstract

**Background and Objectives:** Chromium is a heavy metal that toxic to humans in small concentrations. This study aimed to evaluate the cancer risk of exposure to chromium in drinking water in rural areas of Qazvin province.

**Methods:** Water sampling was performed according to the standard methods for water and wastewater examination and chromium analysis was performed with ICP-OES. Exposure factors were determined using a validated questionnaire. Finally, the risk assessment of oral and dermal exposure to chromium was performed using the risk assessment technique. Monte Carlo simulation was also used to determine the uncertainty caused by point risk estimation.

**Results:** The mean concentration of chromium in drinking water was  $2.8 \pm 5.04$   $\mu\text{g/l}$ . The excess lifetime cancer estimated by the Monte Carlo simulation was 30.8 cases per 100,000 in the studied population, indicating 100 cases of cancer in the population living in rural areas of the Qazvin province.

**Conclusion:** Based on the obtained results, it can be concluded that although the concentration of chromium was lower than the maximum allowed in the national standard (0.05 mg/l), the risk of carcinogenesis was higher than the acceptable risk level of WHO (1 case per 100,000). Also, using the results obtained from the Monte Carlo simulation instead of point estimation provides higher confidence in risk management decisions.

Copyright © 2022 The Authors. Published by Tehran University of Medical Sciences.



This work is licensed under a Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International license (<https://creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0/>). Non-commercial uses of the work are permitted, provided the original work is properly cited.