



Available online: <https://ijhe.tums.ac.ir>

مقاله پژوهشی

ارزیابی اثرات زیست‌محیطی باطله‌های معدنی تازه و اخیراً دپو شده در معدن مس سونگون

صفیه حسن‌زاد^{۱*}، حسین پیرخراطی^۱، معصومه آهنگری^۱، فرخ اسدزاده^۲

۱- گروه زمین‌شناسی، دانشکده علوم پایه، دانشگاه ارومیه، ارومیه، ایران

۲- گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه ارومیه، ارومیه، ایران

اطلاعات مقاله: چکیده

زمینه و هدف: آلودگی به فلزات سنگین در محدوده‌های معدنی یکی از چالش‌های بسیار مهم بوده و ارزیابی پتانسیل آلاینده‌های باطله‌های معدنی و اتخاذ تدابیری جهت کاهش تأثیر آنها بر محیط‌زیست مهم است. در تحقیق حاضر، پتانسیل خطر باطله‌های تازه دپو شده در محدوده معدنی مس سونگون مورد ارزیابی قرار گرفت.

روش بررسی: نمونه‌برداری با توجه به شرایط باطله‌های تازه دپو شده، به صورت تصادفی انتخاب شده و تعداد ۲۶ نمونه برداشت گردید. بمنظور انجام مطالعات سنگ‌شناسی و کانی‌شناسی، تعداد ۲۲ مقطع نازک و نازک صیقلی تهیه گردید. ۲۶ نمونه به روش طیف‌سنجی نشر نوری پلاسمای جفت شده القایی (ICP-MS) و ۱۰ نمونه به روش پراش اشعه ایکس (XRD) مورد تجزیه قرار گرفتند.

یافته‌ها: کانی‌های سولفیدی به عنوان منشأ عمده آلودگی‌های زیست‌محیطی، در باطله‌های مورد نظر سالم و فاقد آثار دگرسانی هستند. با این وجود غلظت اکثر عناصر بالقوه سمی در ترکیب باطله‌ها بالاتر از حد استاندارد بوده و شاخص کل خطر اکولوژیکی برای باطله‌ها برابر با ۴۹/۹۳ (خطر زیست‌محیطی کم) است. با توجه به شاخص‌های زمین‌شیمیایی، عناصر As و Cu و Pb دارای سطح آلودگی قابل توجه هستند. مقادیر شاخص خطر غیر سرطانزایی برای کودکان (بجز آهن و آرسنیک) و بزرگسالان کمتر از ۱، بیانگر خطر سلامتی غیر سرطانزایی قابل توجهی نبوده و شاخص سرطانزایی نیز بیانگر وجود خطر سرطانزایی قابل توجه در صورت مواجهه طولانی با باطله‌ها برای کودکان در مورد برخی از عناصر است.

نتیجه‌گیری: باطله‌ها دارای پتانسیل خطر زیست‌محیطی قابل توجهی بوده و بنابراین بایستی مدیریت صحیح در خصوص نحوه دپوسازی بمنظور عدم انتشار و ورود عناصر بالقوه سمی به محیط‌زیست اطراف صورت گیرد.

۱۴۰۲/۰۸/۱۶

تاریخ دریافت:

۱۴۰۲/۱۰/۲۷

تاریخ ویرایش:

۱۴۰۲/۱۱/۰۲

تاریخ پذیرش:

۱۴۰۳/۰۳/۲۱

تاریخ انتشار:

واژگان کلیدی: باطله معدن مس، ارزیابی

شاخص خطر اکولوژیکی، شاخص‌های

ژئوشیمیایی، شاخص سلامت

پست الکترونیکی نویسنده مسئول:

hasanzadsafye@yahoo.com

Please cite this article as: Hassanzad S, Pirkharrati H, Ahangari M, Asadzadeh F. Assessment of the potential environmental effects of newly deposited mine tailings from the Sungun Copper mine. Iranian Journal of Health and Environment. 2024;17(1):139-62.



مقدمه

ذخایر پورفیری از جمله مهمترین منابع مس و مولیبدن در جهان تلقی می‌شوند (۱، ۲). بدلیل درصد عیار پایین کانسنگ‌های مرتبط با ذخایر مس پورفیری، بیش از ۹۹ درصد مواد اصلی استخراجی از ذخایر پورفیری ممکن است بعنوان باطله در محل دپوی باطله تجمع یابند و منطقه بزرگی از زمین را اشغال کنند. بعد از تجمع در محل، باطله‌های تازه، تحت شرایط فرایندهای شیمیایی، فیزیکی و بیولوژیکی دچار تغییرات قابل توجهی در مجموعه کانی‌های اولیه و عناصر موجود در آنها می‌شوند (۳-۵). در این خصوص، هوازنگی و اکسیداسیون کانی‌های سولفیدی در باطله‌ها، بخصوص در بخش سطحی می‌تواند آب‌های اسیدی با غلظت بالایی از عناصر آهن، کادمیوم، مس، کبالت، مولیبدن، نیکل، سرب و روی را رهاسازی کند (۶، ۷). همچنین رهاسازی عناصر بالقوه سمی مانند آرسنیک از معادن مس و کانی‌های سولفیدی موجود در ترکیب آنها می‌تواند باعث آلودگی گسترده آب‌های زیرزمینی گردد (۸). بنابراین، آلودگی به فلزات سنگین در محدوده‌های معدنی و اطراف آن، یکی از مهمترین چالش‌های پیش رو در صنعت معدن در جهان بوده و آلودگی خاک، آب‌های سطحی و زیرزمینی ناشی از تحرک این عناصر از اصلی‌ترین معضلات زیست‌محیطی به شمار می‌رود؛ مانند (۹، ۱۰). این مسئله بویژه در معادن مس پورفیری با توجه به حجم بالای باطله‌های معدنی و حضور کانی‌های سولفیدی فراوان به خصوص پیریت در ترکیب باطله‌ها از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است (۱۱، ۱۲). لذا ارزیابی میزان پتانسیل خطر در این باطله‌ها و اتخاذ تدابیری جهت کاهش تأثیر این باطله‌ها بر محیط‌زیست و کاهش خطر سلامتی بر انسان‌ها، از اهمیت بالایی برخوردار است. ترکیب کانی‌شناسی و زمین‌شیمیایی باطله‌ها شاخص‌های مفیدی برای ارزیابی پتانسیل خطر زیست‌محیطی در باطله سولفیدی معادن هستند (۱۳، ۱۴).

شرایط اقلیمی، بسیاری از واکنش‌ها از قبیل شدت هوازنگی، شکل‌گیری کانی‌های ثانویه و تحرک فلزات و شبه فلزات آلاینده از باطله را تحت تأثیر قرار می‌دهد (۱۴). باطله‌های معدنی در نواحی خشک و نیمه‌خشک بصورت گسترده در جهان پراکنده

هستند (۱۵-۱۷). در این خصوص، مطالعات بر روی باطله‌های موجود در مناطق خشک و نیمه‌خشک نشان داده است که نرخ تبخیر بالا، اسیدیته و غلظت کل فلزات در زهاب معدنی در محیط خشک چندین برابر بیشتر از شرایط اقلیمی معتدل خواهد بود (۱۸). بنابراین ویژگی‌های کانی‌شناسی باطله‌های معادن و تغییرات بعدی آنها با گذشت زمان، به‌ویژه برای باطله‌هایی که در رژیم‌های آب و هوایی خشک و نیمه‌خشک قرار دارند، در پیش‌بینی پتانسیل آلودگی و مدیریت زیست‌محیطی این نوع از پسماندها بسیار مهم است.

عدم دپوی صحیح و بدون مدیریت باطله‌های ناشی از استخراج و کانه‌آرایی کانسارهای فلزی، می‌تواند منجر به ایجاد خطر برای سلامتی انسان و محیط‌زیست بواسطه‌ی رهاسازی عناصر با پتانسیل سمیت بالا (PTE) به اکوسیستم شوند (۱۹). باید در نظر داشت که فلزات سنگین آزاد شده از طریق فعالیت‌های انسانی بویژه فعالیت‌های معدنی در محیط خاک، بسیار متحرک بوده و پتانسیل بیشتری برای ایجاد عوارض اکولوژیکی و تأثیر بر سلامت انسان‌ها در مقایسه با منشأ زمین‌شناختی برای این عناصر دارند (۲۰).

مطالعات متعددی به بررسی ترکیب باطله‌های معادن مس پرداخته و خطرات بالقوه ناشی از این باطله‌ها را مورد ارزیابی قرار داده‌اند (۲۱، ۲۲). مطالعه‌ای که Perlatti و همکاران (۲۰۲۱) بر روی معدن متروکه‌ای در برزیل انجام دادند، نشان داد در طی ۳۰ سال گذشته حدود ۷/۲ ton مس از باطله‌ها آزاد شده و وارد محیط اطراف شده است (۲۳). Jannesar و همکاران (۲۰۱۴) خصوصیات کانی‌شناسی و ژئوشیمیایی باطله‌های معدن مس سرچشمه را مورد مطالعه قرار داده و تغییرات کانی‌شناسی این باطله‌ها و نحوه هوازنگی و رهاسازی کانی‌ها را مورد بررسی قرار داده‌اند (۱۱).

باطله‌های دپو شده در محدوده معدنی مس سونگون با توجه به حجم بالا و فراوانی نسبتاً زیاد کانی پیریت در ترکیب باطله‌ها، از جمله مواردی است که از لحاظ زیست‌محیطی نیاز به بررسی و مطالعه دارد. هرچند لازم به ذکر است که مطالعات متعددی تاکنون بر روی سنگ‌های رخنمون یافته (Outcropping rocks) در محدوده معدنی مس سونگون انجام شده است. این مطالعات

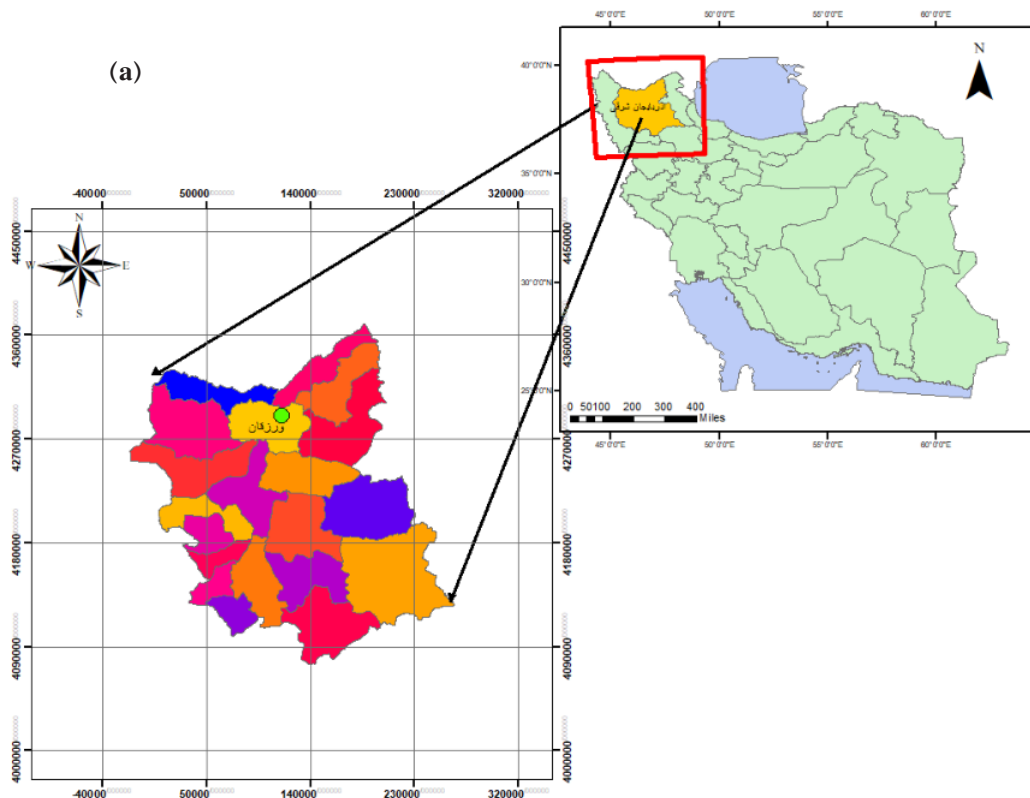
و تأثیر واکنش‌های مرتبط در آسیب‌های زیست‌محیطی را ارائه دهد (۳۲).

مواد و روش‌ها

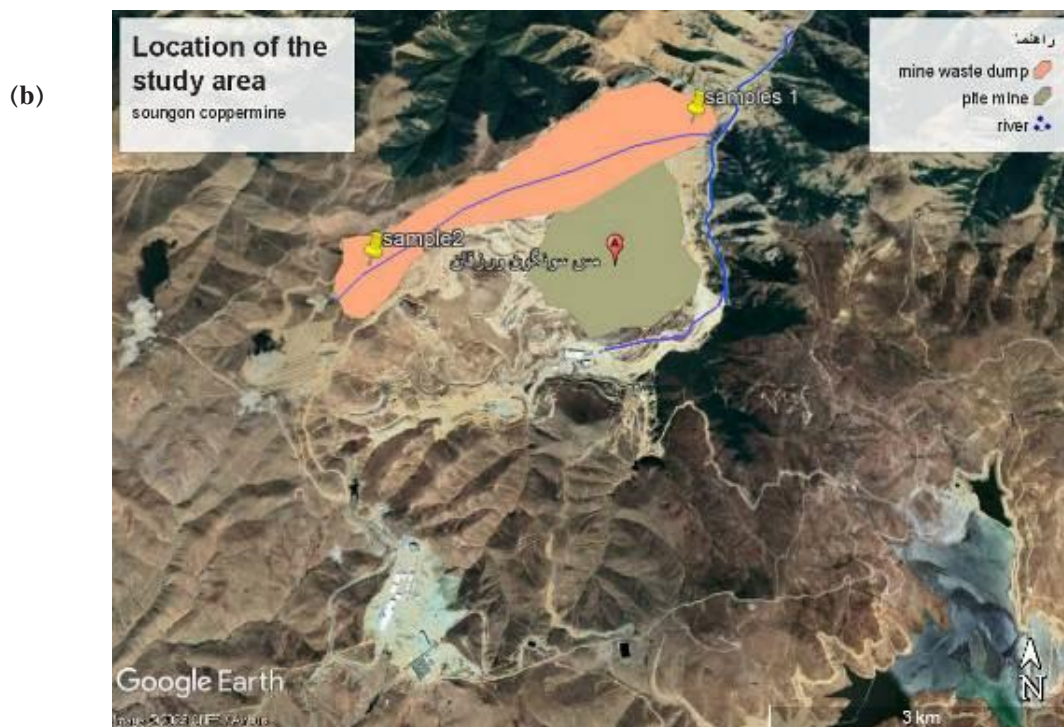
الف) موقعیت منطقه مورد مطالعه

معدن مس سونگون در شمال غرب ایران، استان آذربایجان شرقی و ۳۰ کیلومتری شمال شرق ورزقان قرار دارد. این معدن مابین دو رودخانه‌ی سونگون چای و پخیر چای قرار گرفته است (شکل ۱-ا). از لحاظ آب و هوایی، معدن مس سونگون در منطقه کوهستانی (رشته‌کوه‌های قره‌داغ) واقع شده و دارای زمستان‌های سرد و تابستان‌های معتدل است. اقلیم منطقه با توجه به اقلیم‌نمای آمبرژه، به صورت خشک و سرد تعیین شده است (۳۳).

جنبه‌های متعددی را مورد بررسی قرار داده‌اند. از جمله این موارد می‌توان به مطالعات سنگ‌شناسی، نحوه تشکیل سنگ‌ها و کانه‌زایی (۲۴-۲۸)، مطالعات زیست‌محیطی و تأثیر آلاینده‌ی این معدن و ارزیابی زهاب معدن (۲۹، ۳۰) و روش‌هایی برای کاهش اثر آلاینده‌ی مثل گیاه‌پالایی و یا استفاده از روش‌های شیمیایی و فیزیکی جهت کنترل آلاینده‌ی باطله‌ها (۳۱)، اشاره کرد. اما با این وجود، تاکنون در خصوص ارزیابی پتانسیل خطر زیست‌محیطی باطله‌های معدنی مطالعه‌ای صورت نگرفته است. از این‌رو، مطالعه حاضر به نحوه ارزیابی پتانسیل خطر باطله معدنی، به ویژه باطله‌های اخیراً دپو شده واقع در محدوده معدنی مس سونگون پرداخته است. مطالعات جدید نشان می‌دهد که تجزیه و تحلیل دقیق کانی‌شناسی، می‌تواند بینش‌های کلیدی در خصوص نحوه هوازگی باطله‌های معدن



شکل ۱- (a) موقعیت منطقه مورد مطالعه در نقشه ایران، (b) موقعیت منطقه مورد مطالعه و محل‌های نمونه‌برداری در تصویر ماهواره‌ای



ادامه شکل ۱- (a) موقعیت منطقه مورد مطالعه در نقشه ایران، (b) موقعیت منطقه مورد مطالعه و محل‌های نمونه‌برداری در تصویر ماهواره‌ای

نازک و نازک صیقلی مطابق استانداردهای موجود در این زمینه و با ضخامت $30 \mu\text{m}$ تهیه شده‌اند. جهت انجام تجزیه‌های سنگ کل، نمونه‌ها در آزمایشگاه گروه زمین‌شناسی دانشگاه ارومیه آماده‌سازی و تمامی ۲۶ نمونه خردایش و نرمایش شده و جهت انجام تجزیه به منظور تعیین ترکیب عنصری نمونه‌های جامد، هضم اسیدی نمونه‌ها با نسبت حجمی متداول اسیدهای HNO_3 - HF - HClO_4 - HCl صورت گرفته و پس از آن روی یک هیتر حرارت داده و سپس از صافی عبور داده شد. در نهایت نمونه‌های آماده شده توسط طیف‌سنجی نشر نوری پلاسما جفت شده القایی (ICP-MS) مدل ICP-MS Agilent 7500 در آزمایشگاه زرآزما واقع در شهر زنجان تجزیه شدند. همچنین تعداد ۱۰ نمونه برای انجام تجزیه سنگ کل به روش پراش اشعه ایکس (XRD) با استفاده از دستگاه مدل Philips Xpert pro که از تابش مس (خط $\text{K}\alpha$ با میانگین طول موج 1.541 \AA) استفاده کرده است، تحت

(ب) نمونه‌برداری

در پژوهش حاضر، بعد از بررسی و بازدید میدانی از محل دپو باطله معدن مس سونگون، بدلیل اینکه باطله‌های معدنی بدون نظم و تنها با در نظر گرفتن نزدیکترین مکان از لحاظ دسترسی دپو شده‌اند، امکان دسترسی به همه قسمت‌ها جهت نمونه‌برداری سیستماتیک ممکن نبوده و بدلیل بالا بودن هزینه تجزیه‌های شیمیایی مورد نیاز، نمونه‌برداری بصورت روش تصادفی و آگاهانه صورت گرفت. نمونه‌برداری در چندین مرحله در پاییز سال ۱۴۰۰ انجام شد. به منظور نمونه‌برداری، از باطله‌های تازه دپو شده و یا در حال انباشت (شکل ۱-ب) نمونه‌های سنگی برداشت شده شماره گذاری و داخل پلاستیک قرار داده شد و به آزمایشگاه زمین‌شناسی زیست‌محیطی گروه زمین‌شناسی دانشگاه ارومیه انتقال یافت. از بین نمونه‌های برداشت شده، تعداد ۲۲ نمونه جهت تهیه مقاطع نازک و نازک صیقلی به آزمایشگاه گوهرتراشی دانشگاه همدان ارسال گردید. مقاطع

معادلات ۱ تا ۳ که توسط Hakanson (۱۹۸۰) (۳۴) معرفی شده است، محاسبه گردید:

$$C_f^i = C_d^i / C_r^i \quad (۱)$$

$$E_r^i = C_f^i \times T_r^i \quad (۲)$$

$$PERI = \sum_{i=1}^m E_r^i \quad (۳)$$

که در این معادله، C_d^i مقدار میانگین فلز مورد نظر در نمونه، C_r^i مقدار مرجع پیش‌صنعتی (pre-industrial) فلز، E_r^i پتانسیل خطر برای هر عنصر منفرد و T_r^i فاکتور سمیت است که برای هر عنصر متفاوت است. PERI برابر با مجموع تمام فاکتورهای پتانسیل خطر اکولوژیکی برای هر عنصر فلزی منفرد است. مقدار مرجع پیش‌صنعتی و فاکتور سمیت برای عناصر مختلف متفاوت است. این مقادیر در جدول ۱ ارائه شده است.

شرایط ۴۵ kV و ۳۰ mA آنالیز گردید و سپس پیک‌های حاصل از پراش اشعه ایکس با استفاده از نرم‌افزار Xpert High Sorce تحلیل گردید.

(ج) محاسبه شاخص‌های زیست‌محیطی

برای بررسی‌های زیست‌محیطی و به منظور پیش‌بینی پتانسیل آلودگی باطله‌های تازه، شاخص‌های زیست‌محیطی شامل خطر اکولوژیکی، شاخص‌های زمین‌شیمیایی و شاخص خطر سلامتی و سرطان‌زایی انسان با استفاده از روابط زیر محاسبه گردید. لازم به ذکر است که در مطالعه حاضر میانگین غلظت عنصر مورد نظر جهت محاسبه شاخص‌های مختلف مورد استفاده قرار گرفته است.

(۱) شاخص پتانسیل خطر اکولوژیکی

این شاخص برای بررسی پتانسیل خطر اکولوژیکی (PERI) که در اثر سمیت فلزات سنگین موجود در نمونه‌ها ایجاد می‌شود، بکار می‌رود. شاخص پتانسیل خطر اکولوژیکی برای هر عنصر منفرد (Eri) و شاخص پتانسیل خطر اکولوژیکی برای مجموع چند عنصر با علامت (PERI یا RI) که با استفاده از

جدول ۱- سطح مرجع پیش‌صنعتی ($\mu\text{g/g}$) و فاکتور سمیت برای عناصر مختلف، برگرفته از (۳۴، ۳۵)

عنصر	Pb	Co	Cr	Ni	Zn	As	Cu	Cd
سطح مرجع پیش‌صنعتی	۷۰	۳۸	۹۰	۸۰	۱۷۵	۱۵	۵۰	۱
فاکتور سمیت	۵	۵	۲	۵	۱	۱۰	۵	۳۰

شده است. سه شاخص زمین‌انباشت (I_{geo})، فاکتور غنی‌سازی (EF) و فاکتور آلودگی (CF)، شاخص‌های زمین‌شیمیایی رایج مورد استفاده هستند. با استفاده از این شاخص‌ها، غلظت فلزات (سرب، مس، روی، آرسنیک، کادمیوم، کروم، نیکل، کبالت، آهن، منگنز و استرانسیم) در تعیین سطح آلودگی با غلظت میانگین پوسته‌ای مورد مقایسه قرار گرفت.

– شاخص زمین‌انباشت

شاخص زمین‌انباشت که برای اولین بار توسط Muller

بر اساس مطالعات Hakanson (۱۹۸۰)، مقادیر $PERI < 150$ ، برابر با خطر اکولوژیکی کم، $150 \leq PERI < 300$ به صورت خطر اکولوژیکی متوسط، $300 \leq PERI < 600$ برابر با خطر اکولوژیکی قابل توجه و $PERI \geq 600$ به صورت خطر اکولوژیکی بسیار بالا، ارزیابی می‌شوند (۳۴).

(۲) شاخص‌های زمین‌شیمیایی

شاخص‌های زمین‌شیمیایی برای تخمین درجه آلودگی با توجه به فلزات (یا شبه فلزات) موجود در منطقه مورد مطالعه محاسبه

خیلی شدید و $Ef > 50$ بیانگر وجود غنی‌شدگی بی‌نهایت شدید است.

فاکتور آلودگی

فاکتور آلودگی برای تعیین آلودگی ناشی از هر عنصر است که با استفاده از معادله ۶ که توسط Hakanson (۱۹۸۰) معرفی شده (۳۴)، محاسبه گردید:

$$C_f^i = C_D^i / C_r^i \quad (۶)$$

که در این معادله، C_f^i برابر با فاکتور آلودگی است و برابر با نسبت غلظت عنصر مورد نظر در نمونه به غلظت طبیعی همان عنصر است. رده‌بندی ارائه شده توسط Hakanson (۱۹۸۰) بر مبنای مقدار ضریب آلودگی به صورت $CF < 1$ درجه پایین آلودگی، $1 \leq CF < 3$ درجه متوسط آلودگی، $3 \leq CF < 6$ درجه آلودگی بالا، $CF \geq 6$ درجه آلودگی بسیار بالا است (۳۴).

شاخص خطر سلامتی

ارزیابی خطر سلامت انسان عبارت است از تعیین و ارزیابی پتانسیل خطر سلامت ناشی از مواجهه با فلزات و شبه‌فلزات در محیط اطراف منطقه معدنی (۳۹) که از طریق شاخص خطر سلامتی (HA) ارزیابی می‌گردد. که شامل شناسایی خطر، ارزیابی مواجهه (exposure assessment)، ارزیابی دوز-پاسخ (dose-response assessment) و توصیف خطر (risk characterization) است (۴۰). افراد از طرق مختلف شامل بلع مستقیم خوراکی، استنشاق از طریق دهان و بینی یا جذب پوستی در معرض اثرات بالقوه فلزات قرار می‌گیرند (۴۱، ۴۲). برای ارزیابی خطر سلامتی، میانگین مصرف روزانه (CDI) جهت پیش‌بینی شاخص خطر (HI) از معادلات ۷ تا ۹ محاسبه می‌شود:

(۷)

$$CDI_{ingestion} = \frac{C_{me} \times Ingr \times EF \times ED}{BW \times AT} \times CF \quad (۸)$$

$$CDI_{inhalation} = \frac{C_{me} \times Inhr \times EF \times ED}{PEF \times BW \times AT}$$

(۱۹۶۹) معرفی شد (۳۶) و با استفاده از معادله ۴ محاسبه می‌گردد:

$$I_{geo} = \log_2 [C_i / 1.5 C_{ri}] \quad (۴)$$

در این معادله C_i غلظت اندازه‌گیری شده فلز i در نمونه مورد مطالعه و C_{ri} غلظت پس‌زمینه زمین‌شیمیایی یا مقدار مرجع فلز i است که توسط Hakanson (۱۹۸۰) گزارش شده است (۳۴). ضریب $1/5$ ضریب داده‌های پس‌زمینه ناشی از اثرات سنگ‌زایی است. شاخص زمین‌انباشت توسط Muller (۱۹۶۹) به هفت رده به صورت رده ۰، $I_{geo} < 0$ بدون آلودگی؛ رده ۱، $0 < I_{geo} \leq 1$ بدون آلودگی تا آلودگی متوسط؛ رده ۲، $1 < I_{geo} \leq 2$ آلودگی متوسط؛ رده ۳، $2 < I_{geo} \leq 3$ آلودگی متوسط تا بالا؛ رده ۴، $3 < I_{geo} \leq 4$ آلودگی بالا؛ رده ۵، $4 < I_{geo} \leq 5$ آلودگی بالا تا بسیار بالا و رده ۶، $I_{geo} > 5$ آلودگی بسیار بالا تقسیم شده است (۳۶).

فاکتور غنی‌شدگی

ضریب غنی‌شدگی فلزات یا عناصر، از نسبت غلظت عنصر مورد نظر در نمونه مورد مطالعه به غلظت همان عنصر در ماده مرجع و از طریق معادله ۵ محاسبه گردید:

$$Ef = (C_i / C_{ie})_S / (C_i / C_{ie})_{RS} \quad (۵)$$

در این معادله C_i محتوای عنصر i در نمونه و C_{ie} محتوای عنصر غیر متحرک در نمونه است. در مطالعه حاضر از عنصر آلومینیوم به عنوان عنصر غیر متحرک استفاده شده است. به طور معمول، میانگین ترکیب پوسته فوقانی که توسط Rudnick (۲۰۰۳) محاسبه شده است (۳۷)، به عنوان نمونه مرجع انتخاب می‌شود (۳۸). ارزیابی درجه غنی‌شدگی بر مبنای مقدار عددی از طریق رده‌بندی که توسط Hakanson (۱۹۸۰) ارائه شده است (۳۴)، صورت گرفت. در این رده‌بندی $Ef < 1$ بیانگر عدم وجود غنی‌شدگی، $1 < Ef \leq 3$ غنی‌شدگی کم، $3 < Ef \leq 5$ غنی‌شدگی متوسط، $5 < Ef \leq 10$ غنی‌شدگی تا شدید، $10 < Ef \leq 25$ غنی‌شدگی شدید، $25 < Ef \leq 50$ غنی‌شدگی بسیار شدید، $Ef > 50$ غنی‌شدگی بی‌نهایت شدید است.

با فلزات/شبه‌فلزات شاخص خطر غیر سرطان‌زایی (hazard quotient (HQ)) از تقسیم میانگین دوز مصرف روزانه بر دوز مرجع (RfD) برای هر فلز سنگین مطابق معادلات ۱۰ و ۱۱ محاسبه می‌شود (۴۱، ۴۴):

$$HQ = \frac{CDI}{RfD} \quad (10)$$

$$HI = \sum HQ = HQ_{ing} + HQ_{inh} + HQ_{dermal} \quad (11)$$

در این معادله دوز مرجع (RfD) برای هر عنصر بر حسب mg/kg/day است. مقادیر کمتر از ۱ برای HI نشان دهنده عدم تأثیر منفی در سلامتی و مقادیر بالاتر از ۱ نشان دهنده وجود خطر سلامتی غیر سرطان‌زایی برای جمعیت در معرض قرار گرفته است (۴۳، ۴۵).

$$CDI_{dermal} = \frac{C_{me} \times SA \times AFs \times ABS \times EF \times ED}{BW \times AT} \times CF \quad (9)$$

در معادلات بالا مطابق جدول ۲، C_{me} برابر با غلظت فلز در نمونه (mg/kg)، $IngR$ نرخ بلع خاک/رسوب (mg/day)، EF ضریب تعداد روزهای مواجهه در طول سال (days/year)، ED مدت زمان مواجهه (years)، BW میانگین وزن بدن (kg)، AT میانگین زمان (days)، CF ضریب تبدیل (kg/mg)، $InhR$ میزان استنشاق (mg/cm²)، PEF ضریب انتشار ذره (kg/m³)، SA مساحت سطح پوست در تماس با خاک/رسوب (cm²)، AFs عامل چسبندگی پوست به خاک (mg/cm²) و ABS ضریب جذب پوست است (۳۹). ضرایب مورد نیاز برای محاسبه شاخص خطر سلامتی از USEPA (۲۰۰۲) گرفته شده است (۴۳). در رابطه

جدول ۲- توصیف و مقادیر عددی پارامترهای مورد استفاده در ارزیابی خطر سلامتی مواجهه با فلزات سنگین (برگرفته از (۴۶، ۴۷))

پارامتر	واحد	بزرگسالان	کودکان
وزن بدن (BW)	kg	۷۰	۱۵
میزان مواجهه (EF)	days/year	۳۵۰	۳۵۰
مدت زمان مواجهه (ED)	years	۳۰	۶
نرخ بلع (Ring)	mg/day	۱۰۰	۲۰۰
نرخ تنفس (Rinh)	m ³ /day	۲۰	۱۰
مساحت سطحی پوست (SA)	cm ²	۵۸۰۰	۲۱۰۰
فاکتور جذب خاک (AF)	mg/cm ²	۰/۰۷	۰/۲
فاکتور جذب پوستی (ABS)	None	۰/۱	۰/۱
نسبت مواجهه پوستی (FE)	None	۰/۶	۰/۶
فاکتور انتشار ذرات (PEF)	m ³ /kg	۱/۳×۱۰ ^۹	۱/۳×۱۰ ^۹
فاکتور تبدیل (CF)	kg/mg	۱۰ ^{-۶}	۱۰ ^{-۶}
مدت زمان میانگین (AT)	days	۳۶۵×۷۰	۳۶۵×۷۰
سرطان زایی		۳۶۵×ED	۳۶۵×ED
غیر سرطان زایی		۳۶۵×ED	۳۶۵×ED

می‌گردد. خطر سرطان زایی در این مطالعه شامل مجموع cancer Risk (inh) ، cancer Risk (ing) و $\text{cancer Risk (dermal)}$ که به ترتیب مواجهه از طریق بلع، تنفس و جذب پوستی ذرات آلوده می‌باشد، است. رده‌بندی CR بدین صورت است که اگر مقدار $\text{CR} < 10^{-6}$ باشد، خطر سرطان‌زایی قابل چشم‌پوشی و در صورتی که $\text{CR} > 10^{-4}$ باشد، احتمال خطر زیاد و در بین این دو مقدار، خطر در رده متوسط و تا حدودی قابل قبول قرار می‌گیرد.

در جدول ۳ مقادیر RfD و CSF طبق مقادیر ارائه شده توسط سازمان محیط زیست آمریکا در سال ۲۰۱۲ ارائه شده است (۴۳).

خطر سرطان‌زایی (LCR) که افزایش احتمال خطر ابتلا به سرطان در طول زندگی یک فرد در نتیجه مواجهه با عوامل سرطان‌زا است، طبق معادله ۱۲ محاسبه می‌شود:

$$\text{Cancer risk} = \sum \text{CDI} \times \text{CSF} = \text{LCR} \quad (12)$$

$$= \text{Cancer risk}_{ing} + \text{Cancer risk}_{inh} + \text{Cancer risk}_{dermal}$$

در این معادله CSF (cancer slope factor) فاکتور شیب سرطان برای عنصر مورد نظر و CDI نیز برای خطر سرطان‌زایی در مواجهات مختلف با استفاده از معادلات ۷ و ۸ و ۹ محاسبه

جدول ۳- مقادیر RfD و CSF بر حسب mg/kg/day (۴۳)

فلزات سنگین	RfD	CSF
As	۰/۰۰۰۳	۱/۵
Cd	۰/۰۰۱	۶/۳
Cr	۰/۰۰۳	۰/۵
Pb	۰/۰۰۳۵	۰/۰۰۸۵
Zn	۰/۳	-
Co	۰/۰۲	-
Cu	۰/۰۳۷۱	-
Fe	۰/۷	-

نمونه‌های برداشت شده از باطله‌های تازه دیو شده، خصوصیات رایج کانسارهای مس پورفیری را از خود نشان می‌دهند (۴۸، ۴۹). نتایج حاصل از مطالعه نمونه‌ها با استفاده از میکروسکوپ پلاریزان، ترکیب کانی‌شناسی نسبتاً همگنی را برای نمونه‌های حاوی پیریت نشان داد. در این نمونه‌ها، پلاژیوکلاز، فلدسپار پتاسیم، آمفیبول، بیوتیت و به مقدار کمتر کوارتز کانی‌های اصلی و کانی‌های کدر و آپاتیت کانی‌های فرعی را تشکیل دادند. کانی‌های کدر (عمدتاً پیریت و به مقدار کمتر کالکوپیریت) از فراوانی بالایی برخوردار

... روش‌های آماری

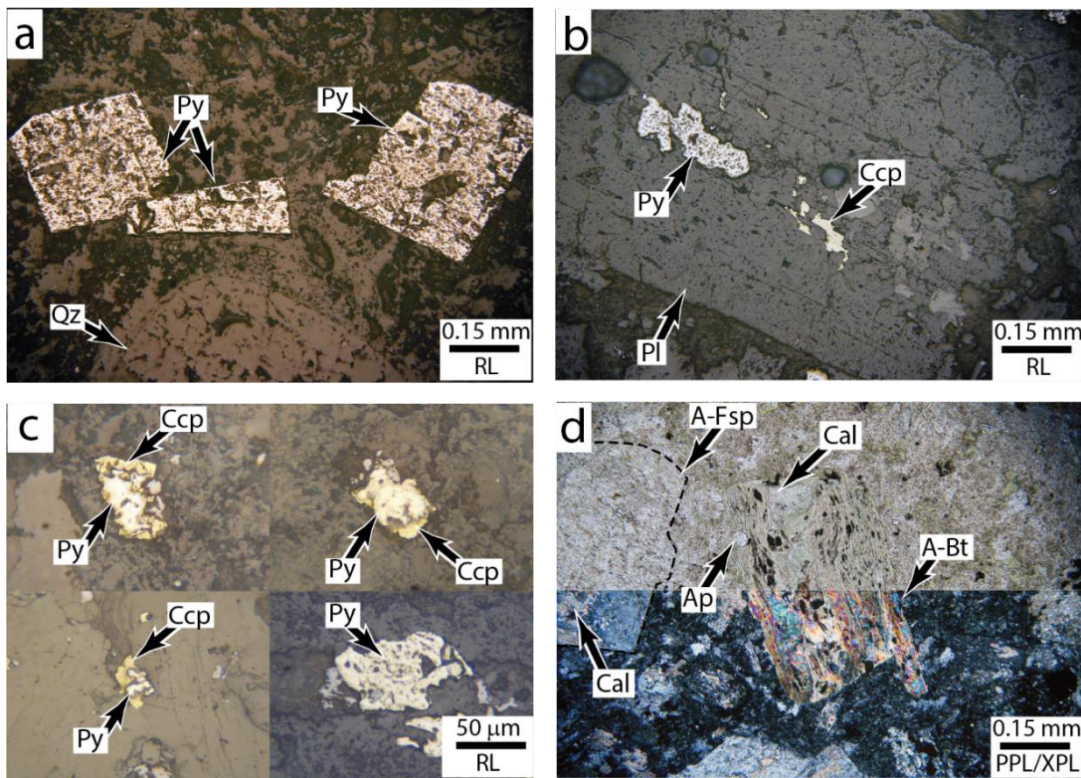
تجزیه و تحلیل نتایج آنالیزهای عنصری نمونه‌ها با استفاده از نرم‌افزار 20. Spss و Excel 2016 صورت گرفت. جهت تعیین همبستگی بین عناصر از ضریب همبستگی پیرسون (Pearson correlation) استفاده گردید.

یافته‌ها

ترکیب کانی‌شناسی و زمین‌شیمی باطله‌های تازه دیو شده

در نمونه‌ها به شدت دگرسان شده‌اند. شدت دگرسانی کانی‌ها در برخی موارد بقدری شدید است که از کانی اولیه فقط قالبی باقیمانده است (شکل ۲-d). مجموعه کانی‌های کوارتز، سریسیت، مسکویت، کانی‌های رسی، اکسیدهای آهن (هماتیت/ لیمونیت)، کلسیت و کلریت از جمله محصولات رایج دگرسانی در این سنگ‌ها هستند. خصوصیات ذکر شده، بیانگر تأثیر دگرسانی فیلیک بر روی این سنگ‌ها است (۵۰).

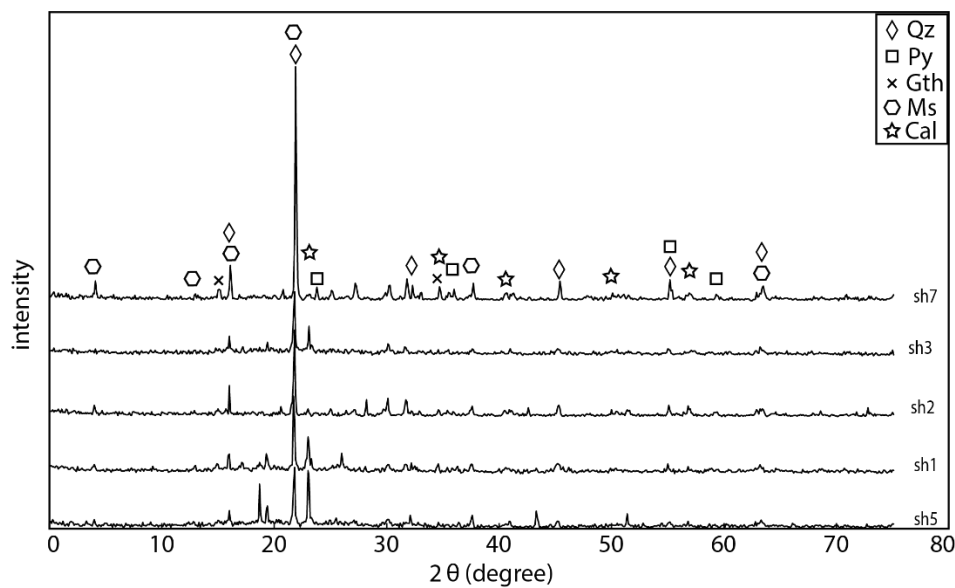
هستند. پیریت‌های موجود در باطله‌های معدنی اغلب به سه صورت: پراکنده در متن سنگ (شکل ۲-a)، ادخال در داخل کانی‌ها (شکل ۲-b) و به صورت رگه‌های غنی از پیریت، قابل مشاهده هستند. مطالعات میکروسکوپی حاکی از سالم بودن این کانی‌ها در باطله‌های تازه دیپو شده بوده و آثار دگرسانی در این کانی‌ها قابل مشاهده نیست. در برخی موارد پیریت‌ها از حاشیه به کالکوپیریت تبدیل شده‌اند (شکل ۲-c). کانی‌های سیلیکاته موجود



شکل ۲- تصاویر میکروسکوپی از باطله‌های تازه دیپو شده در محدوده معدنی مس سونگون. (a) پیریت‌های خودشکل در زمینه سنگ‌های باطله، (b) پیریت و کالکوپیریت بی‌شکل به صورت ادخال در کانی پلاژیوکلاز، (c) تبدیل پیریت‌های ریز بلور از حاشیه به کالکوپیریت، (d) کانی‌های سیلیکاته (بیوتیت و فلدسپار) که به صورت بخشی تا کامل به کانی‌های ثانویه (کلسیت، مسکویت و سریسیت) تجزیه شده‌اند. علائم اختصاری کانی‌ها (۵۱): Py: پیریت، Ccp: کالکوپیریت، Qz: کوارتز، Pl: پلاژیوکلاز، Ap: آپاتیت، Cal: کلسیت، A-Bt: بیوتیت دگرسان شده، A-Fsp: فلدسپار تجزیه شده، RL: نور انعکاسی، PPL: نور یکبار پلاریزه، XPL: نور دوبار پلاریزه.

اکسیدی مانند مگنتیت و گوتیت نیز در مقادیر متغیر وجود دارند (شکل ۳). کانی‌های ثانویه‌ای همچون گوتیت و لپیدوکروسیت یا برنالییت در نتایج حاصل از تجزیه نمونه‌ها به روش XRD تشخیص داده شده است. سایر فازهای کانیایی که در مقادیر کم تشکیل شده و لذا شناسایی قطعی و دقیق آنها مشکل است، عبارتند از سولفات آهن، سولفات‌های مس و روی و مواد با درجه تبلور ضعیف یا بی‌شکل. این کانی‌ها در ترکیب باطله‌های معادن سولفیدی نسبتاً متداول هستند (۵۲).

نتایج حاصل از مطالعات XRD، وجود کانی‌های کوارتز و فلدسپار را به عنوان فازهای اصلی تأیید می‌کند. با توجه به این نتایج فازهای سیلیکاتی موجود در ترکیب باطله‌های مورد مطالعه شامل آمفیبول، مسکوویت، بیوتیت، اسفن و کلریت، فازهای کربناته عمدتاً شامل کلسیت و در برخی موارد دولومیت و سیدریت و فراوانترین فازهای سولفیدی موجود در ترکیب باطله‌ها شامل پیریت و کالکوپیریت هستند. پیروتیت، پیرآرژیت، کالکوسیت و تتراندریت سایر کانی‌های سولفیدی موجود در باطله‌ها را تشکیل می‌دهند. کانی‌های



شکل ۳- الگوی پراش پرتو ایکس (XRD) برای نمونه‌های بدست آمده از باطله‌های تازه دیو شده محدوده معدنی مس سونگون

درصد) و Ca (۴/۹۹-۰/۱۹ درصد) در نمونه‌های تجزیه شده بالا است. مقدار S در ترکیب نمونه‌های مختلف متغیر بوده و از ۰/۰۲ درصد وزنی عناصر تا بیش از ۳ درصد وزنی عناصر در تغییر است. مقادیر عناصر بالقوه سمی در باطله‌های تازه دیو شده متغیر ولی نسبتاً بالا است. مقایسه فراوانی فلزات سنگین موجود در ترکیب باطله‌های تازه دیو شده با استانداردهای زیست‌محیطی (جدول ۲) بیانگر این است که فراوانی فلزات سرب (۴۵۷-۵ ppm)، مس (۳۴۱۱-۱۷ ppm) و منگنز (۲۵۲۸-۸۹ ppm) نسبت

نتایج آماری شامل حداکثر، حداقل و میانگین غلظت عناصر مختلف موجود در باطله‌های تازه دیو شده در جدول ۴ ارائه شده است. در این جدول میانگین ترکیب پوسته فوقانی (۵۳) به عنوان ترکیب پس‌زمینه و استانداردهای زیست‌محیطی کشورهای استرالیا، کانادا و آمریکا (۳۹) نیز جهت مقایسه با داده‌های باطله‌های تازه دیو شده معدن سونگون نشان داده شده است. با توجه به نتایج حاصل از تجزیه سنگ کل، مقدار عناصر Al (۹/۰۲-۵/۱۷ درصد)، Fe (۹/۹۹-۱/۳۲ درصد)، K (۵/۱۶-۲/۰۳ درصد)، Na (۳/۴۲-۰/۰۸)

میانگین فراوانی عناصر موجود در نمونه‌های سنگ باطله بصورت
 $S > Ti > Ba > Mn > Sr > Cu > Zn > Pb > Ni > La > Cr$
 $Co > As > Cd > Al > Fe$ است.

به استانداردهای زیست‌محیطی بالاتر هستند. میانگین غلظت آرسنیک (۳۵/۲ - ۲/۶ ppm) نیز نسبت به استاندارد بعضی از کشورها بالاتر است. در حالت کلی، ترتیب کلی براساس کاهش

جدول ۴- نتایج آماری عناصر موجود (بر حسب ppm) در ترکیب باطله‌های تازه دیو شده در محدوده معدنی مس سونگون. ترکیب میانگین پوسته‌ای (برگرفته از (۵۳)) و استانداردهای زیست‌محیطی کشورهای آمریکا، کانادا و استرالیا (برگرفته از (۳۹)) جهت مقایسه نشان داده شده‌اند.

عناصر	حداقل	حداکثر	میانگین	استانداردهای زیست‌محیطی			
				میانگین پوسته‌ای	استرالیا	کانادا	امریکا
Al	۵۱۶۹۲	۹۰۲۴۸	۷۰۶۵۲/۲۳	۸۰۰۰۰	-	-	-
As	۲/۶	۳۵/۲	۱۱/۰۳۲	۱/۸	۲۰	۵/۹	۰/۱۱
Ba	۶۵	۱۶۲۴	۶۷۴/۵	-	-	-	-
Sr	۲۷	۹۴۶	۳۰۶/۰۳	۳۵۰	-	-	-
S	-	-	-	-	-	-	-
Zr	۲۲	۱۳۰	۵۱	-	-	-	-
Cd	۰/۱	۱/۶	۰/۱۹۵	۰/۲	۳	۰/۶	۰/۴۸
Co	۴/۱	۷۱/۹	۱۸/۰۸	۲۵	۵۰	-	-
Cr	۱۲	۵۶	۲۸/۶۵	۱۰۰	۴۰۰	۳۷/۳	۱۱
Cu	۱۷	۳۴۱۱	۲۴۵/۳۰	۵۵	۱۰۰	۳۵/۷	۲۷۰
Zn	۴۰	۴۷۳	۹۲/۸۴	۷۰	۲۰۰	۱۲۳	۱۱۰۰
Pb	۵	۴۵۷	۵۱/۱۵	۱۳	۶۰۰	۳۵	۲۰۰
Ni	۱۴	۷۷	۳۴/۴۲	۷۵	۶۰	-	-
Fe	۱۳۱۵۹	۹۹۹۹۱	۳۴۵۲۷/۰۸	۵۰۰۰۰	-	-	-
La	۱۳	۵۹	۳۳/۴۲	-	-	-	-
Mn	۸۹	۲۵۲۸	۵۹۵/۶۱	۹۰۰	۵۰۰	-	-

Ni-Co, Fe-Cd, Fe-S, Fe-S, Fe-As, Cd-As, Pb-Mn
 Fe-Co, Cu-Co, As-Co و S-Co وجود دارد. وجود
 همبستگی قوی مثبت بین عناصر مختلف می‌تواند نشان دهنده
 این امر باشد که این عناصر دارای منشأ و رفتار زمین‌شیمیایی
 مشابه در طول فرآیندهای هوازگی هستند (۵۴). در تجزیه

جهت تعیین روابط موجود بین فلزات و کانی‌های موجود در
 ترکیب باطله‌های تازه دیو شده، ضریب همبستگی
 پیرسون مورد ارزیابی قرار گرفت (جدول ۵).
 این بررسی نشان می‌دهد که همبستگی قوی بین
 Pb-Zn, Pb-Cd, Pb-Ba, Zn-Mn, Zn-Cd

و شاخه درختی در سطح اکثر نمونه‌ها و به صورت ثانویه رشد کرده است. همبستگی بین Fe، S، As، Ni و Co را می‌توان به کانی‌های سولفیدی همچون پیریت نسبت داد (۵۲). همبستگی بین این عناصر می‌تواند بیانگر وجود جانمایی در ترکیب کانی‌های سولفیدی باشد. عدم وجود همبستگی بین Pb و S می‌تواند نشانگر عدم وجود گالن در ترکیب باطله‌ها باشد. این حقیقت با مطالعات سنگ‌شناسی و کانی‌شناسی و نتایج حاصل از تجزیه XRD نیز مطابقت دارد.

نمونه‌های مورد مطالعه به روش استخراج گزینشی، حجم بالای Pb در مرحله نهایی و فاز باقیمانده تجمع یافته است (نتایج استخراج گزینشی در مطالعه حاضر ارائه نشده است). این فاز شامل کانی‌های سیلیکاته، سولفیدهای مقاوم و اکسیدهای آهن دیر گداز است (۵۵). همبستگی بین Zn، Mn، Pb، Ba و Cd با توجه به عدم وجود همبستگی بین این عناصر با S و As می‌تواند مربوط به فازهای سوپرژن و غیرسولفیدی باشد. کانی رایج Mn در ترکیب سنگ‌های مورد مطالعه، کانی پیرولوسیت است که به شکل دندریتی

جدول ۵- ضریب همبستگی پیرسون برای برخی از عناصر موجود در ترکیب باطله‌های تازه دپو شده در محدوده معدنی مس سونگون

Pb	Ni	Zn	Mn	Fe	Cu	Cr	Co	Cd	Ba	As	Zr	Ti	Sr	S	La	Al	
																۱/۰۰۰	Al
															۱/۰۰۰	۰/۳۸۰	La
														۱/۰۰۰	۰/۱۳۴	-۰/۵۱۹	S
													۱/۰۰۰	-۰/۴۵۱	۰/۱۹۲	۰/۶۰۸	Sr
												۱/۰۰۰	۰/۸۳۹	-۰/۴۶۳	۰/۳۲۷	۰/۷۰۰	Ti
											۱/۰۰۰	۰/۸۰۹	۰/۶۳۲	-۰/۲۹۷	۰/۱۷۶	۰/۵۸۸	Zr
										۱/۰۰۰	-۰/۳۳۱	-۰/۵۷۱	-۰/۵۸۰	۰/۷۱۴	-۰/۱۳۵	-۰/۴۹۸	As
									۱/۰۰۰	-۰/۵۱۹	۰/۱۸۶	۰/۳۳۶	۰/۳۰۳	-۰/۷۲۱	-۰/۰۱۲	۰/۲۸۴	Ba
								۱/۰۰۰	۰/۰۴۲	۰/۵۴۶	-۰/۱۱۹	-۰/۲۹۱	-۰/۴۱۸	۰/۱۹۷	-۰/۳۱۷	-۰/۴۱۰	Cd
							۱/۰۰۰	۰/۲۴۸	-۰/۴۸۴	۰/۶۳۲	-۰/۱۹۰	-۰/۲۲۲	-۰/۲۰۲	۰/۶۴۲	۰/۰۷۷	-۰/۱۶۸	Co
						۱/۰۰۰	۰/۳۴۴	۰/۰۸۰	۰/۱۰۷	۰/۱۰۸	۰/۵۲۲	۰/۴۱۹	۰/۲۵۲	۰/۱۳۱	۰/۲۴۳	۰/۲۴۲	Cr
				۱/۰۰۰	۰/۲۷۳	۰/۷۴۷	۰/۰۰۱	-۰/۲۱۰	۰/۲۴۶	-۰/۲۴۴	-۰/۱۵۴	-۰/۱۰۵	۰/۴۱۱	۰/۳۷۴	-۰/۰۱۹		Cu
				۱/۰۰۰	۰/۳۰۲	۰/۳۰۵	۰/۷۸۲	۰/۵۶۴	-۰/۴۸۹	۰/۸۱۶	-۰/۱۴۰	-۰/۳۰۵	-۰/۳۳۰	۰/۶۵۳	-۰/۲۶۴	-۰/۳۱۴	Fe
			۱/۰۰۰	۰/۰۱۲	-۰/۱۴۰	۰/۲۸۸	-۰/۰۹۲	۰/۵۰۰	۰/۴۳۴	-۰/۲۴۰	۰/۳۰۹	۰/۳۴۸	۰/۰۵۹	-۰/۳۶۰	-۰/۰۵۴	۰/۱۴۴	Mn
		۱/۰۰۰	۰/۸۰۳	۰/۱۶۰	-۰/۰۰۱	۰/۲۷۹	۰/۰۱۶	۰/۷۶۶	۰/۴۶۶	۰/۰۷۶	۰/۱۸۱	۰/۰۸۶	-۰/۱۵۹	-۰/۱۵۲	-۰/۰۲۱	-۰/۰۵۶	Zn
	۱/۰۰۰	۰/۱۴۷	۰/۰۴۳	۰/۷۴۴	۰/۵۹۶	۰/۵۱۴	۰/۸۵۷	۰/۳۱۹	-۰/۴۴۵	۰/۶۹۴	-۰/۰۶۷	-۰/۱۴۷	-۰/۳۰۵	۰/۶۴۳	۰/۲۳۳	-۰/۰۶۰	Ni
۱/۰۰۰	-۰/۰۳۱	۰/۸۳۱	۰/۵۸۵	-۰/۰۰۷	-۰/۰۱۶	۰/۳۷۵	-۰/۰۸۹	۰/۵۹۸	۰/۵۹۷	-۰/۰۵۸	۰/۱۸۴	۰/۰۴۷	-۰/۰۴۳	-۰/۲۱۰	-۰/۱۲۶	-۰/۱۱۲	Pb

رده‌بندی Hakanson (۱۹۸۰) فاقد غنی‌شدگی هستند (۳۴). برای عناصر کادمیم و روی فاکتور غنی‌شدگی برابر با $1 < EF < 3$ بوده و بیانگر غنی‌شدگی کمتر است. میزان این فاکتور برای عناصر آرسنیک و مس به صورت $10 < EF < 3$ بوده و غنی‌شدگی متوسط تا بالا را نشان می‌دهد. فاکتور غنی‌شدگی محاسبه شده برای عنصر سرب به صورت $25 < EF < 50$ بوده و دارای درجه غنی‌شدگی به شدت بالا است.

با توجه به محاسبات فاکتور آلودگی (CF) که در جدول ۶ آورده شده است، مشخص شد که عناصر کبالت، کروم، آهن، نیکل و منگنز دارای $CF < 1$ هستند و بنابراین باطله‌های تازه دیو شده دارای آلودگی نسبتاً کم هستند. عناصر کادمیم و روی دارای فاکتور آلودگی به صورت $1 < CF < 3$ بوده و آلودگی متوسط از خود نشان می‌دهند. فاکتور آلودگی محاسبه شده برای عناصر آرسنیک، مس و سرب در نمونه‌های مورد مطالعه به صورت $3 \leq CF < 6$ بوده و در نتیجه آلودگی قابل توجه از خود نشان می‌دهند. در نهایت، با توجه به نتایج حاصل از محاسبه شاخص‌های زمین‌شیمیایی برای فلزات موجود در باطله‌ی معدنی تازه دیو شده در منطقه مورد مطالعه، به طور کلی سطح آلودگی متوسط تا بالا را برای این منطقه می‌توان در نظر گرفت. این نتیجه‌گیری مطابق با بحث قبلی است که بیشتر فلزات موجود در نمونه‌ها در غلظت‌های بالاتر از دستورالعمل‌های نظارتی مجاز بودند.

ج) شاخص خطر سلامتی

در این قسمت، ارزیابی خطر سلامت انسان ناشی از مواجهه با فلزات و شبه فلزات در محیط باطله‌های معدنی تازه دیو شده، مورد بررسی قرار گرفته است. برای تخمین خطر بالقوه سلامت انسان، بخش‌هایی از غلظت زیستی فلزات از مطالعات مرتبط قبلی بدست آمد تا جهت تخمین خطر بالقوه سلامتی از غلظت کل فلز در محاسبه مصرف مزمن و روانه جلوگیری شود (۵۶)، (۵۷). شاخص خطر جمعی (HI) برای خطر غیر سرطان‌زایی و خطر سرطان مادام‌العمر (LCR) ناشی از فلزات و شبه‌فلزات، از سه مسیر مواجهه (بلع، استنشاق و تماس پوستی) در بزرگسالان و کودکان محاسبه شده و نتایج در جدول ۶ نشان

الف) شاخص خطر اکولوژیکی

در این بخش خطر بالقوه اکولوژیکی در خصوص حضور فلزات و شبه فلزات در سنگ‌های باطله تازه دیو شده، مانند سرب، مس، روی آرسنیک، کادمیم، کروم، نیکل و کبالت مورد ارزیابی قرار گرفت. شاخص خطر اکولوژیکی برای عناصر منفرد و شاخص کل خطر اکولوژیکی (RI) برای عناصر ذکر شده در جدول ۶ نشان داده شده است. طبق نتایج بدست آمده و بر اساس رده‌بندی Hakanson (۱۹۸۰)، عناصر سرب، کادمیم، روی، مس و آرسنیک دارای خطر کم ($Eir < 40$) در باطله‌های تازه هستند (۳۴). مطابق جدول ۶ شاخص کل خطر اکولوژیکی فلزات در باطله‌های تازه دیو شده برابر با $49/23$ بوده که با توجه به رده‌بندی‌های صورت گرفته در این خصوص، شاخص $PERI > 150$ نشان‌دهنده خطر زیست‌محیطی پایین بوده و جهت حفظ پایداری محیط نیازمند کنترل و پایش‌های مستمر باطله‌های معدنی مورد نظر است تا در اثر تجمع در آینده سبب مشکلات زیست‌محیطی نگردد.

ب) شاخص‌های زمین‌شیمیایی

در این بخش سه شاخص زمین‌شیمیایی شامل شاخص‌های زمین‌انباشت، فاکتور غنی‌شدگی و فاکتور آلودگی محاسبه و مورد ارزیابی قرار گرفته و نتایج حاصل در جدول ۶ ارائه شده است. بر اساس محاسبات صورت گرفته، شاخص زمین‌انباشت (I_{geo}) برای عنصر کادمیم در باطله‌های مورد مطالعه کمتر از صفر بوده و با توجه به رده‌بندی Hakanson (۱۹۸۰) غیرآلوده تلقی می‌شود (۳۴). میزان این شاخص برای آرسنیک بین ۳ و ۴ بوده و در رده آلودگی بالا قرار دارد. بقیه عناصر شامل کبالت، کروم، مس، آهن، روی و سرب دارای شاخص زمین‌انباشت بالای ۵ هستند و در رده آلودگی بسیار بالا قرار می‌گیرند. در حالت کلی شاخص زمین‌انباشت عناصر آهن و منگنز بیشتر از همه و برای آرسنیک کمترین مقدار است.

محاسبه فاکتور غنی‌شدگی (EF) برای عناصر فلزی و شبه فلزی موجود در باطله‌های تازه دیو شده معدن سونگون (جدول ۶) نشان می‌دهد که میزان غنی‌شدگی برای عناصر کبالت و کروم و منگنز و آهن کمتر از یک بوده ($EF < 1$) که طبق

داده شده است. برای خطر غیر سرطان‌زایی، به طور کلی مقادیر HI جمعی اکثر فلزات (شبه فلزات) برای کودکان در مقایسه با بزرگسالان بزرگتر است (۵۸). مقادیر HI برای بزرگسالان برای نمونه‌های مورد مطالعه در محدوده $10^{-2} \times 9/45$ و $10^{-4} \times 3/75$ و HI برای کودکان بین $1/95$ و $10^{-3} \times 7/74$ قرار گرفته است. واضح است که مقادیر HI برای کودکان برای عناصر آهن و آرسنیک بالای ۱ است که نشان دهنده خطر سلامتی غیرسرطان‌زایی قابل توجه برای نمونه‌های مورد مطالعه است. مقادیر HI برای کودکان و بزرگسالان به ترتیب شامل $Fe > As > Pb > Cr > Cu > Co > Zn > Cd$ است. میزان جذب از طریق تنفس بیشتر از میزان جذب از طریق پوست و آن هم بیشتر از میزان جذب به روش بلع در بزرگسالان و کودکان است. شاخص سرطان‌زایی (LCR) شاخص خطر سلامتی دیگری

است که معمولاً برای چهار عنصر سرب، آرسنیک، کادمیم و کروم مورد محاسبه قرار می‌گیرد (۵۹، ۶۰). نتایج حاصل از محاسبه شاخص سرطان‌زایی و شاخص سرطان‌زایی جمعی برای باطله‌های تازه دپو شده معدن سونگون محاسبه شده و در جدول ۶ ارائه شده است. نتایج محاسبات نشان‌دهنده‌ی این است که میزان LCR برای تمامی عناصر بررسی شده (سرب، آرسنیک، کادمیم و کروم) موجود در باطله‌های مورد مطالعه، در کودکان بیشتر از بزرگسالان است. مقدار LCR اکثر فلزات چه برای کودکان و چه برای بزرگسالان کمتر از حد آستانه (1×10^{-2}) بوده و به صورت متوسط ارزیابی شده است؛ بنابراین دارای خطر سرطان‌زایی برای انسان در صورت مواجهه طولانی مدت با این باطله‌ها هستند. ترتیب کاهش درجه سرطان‌زایی فلزات مورد نظر برای بزرگسالان و کودکان بصورت $Pb > Cd > Cr > As$ است.

جدول ۶- نتایج حاصل از محاسبه شاخص‌های زیست‌محیطی (شاخص خطر اکولوژیکی، شاخص‌های زمین‌شیمیایی و شاخص‌های خطر سلامتی) برای باطله‌های نازده دیور شده محدوده معدنی مس سونگون

Pb	Ni	Zn	Mn	Fe	Cu	Cr	Co	Cd	As	شاخص‌ها
۲۵۵/۷۷	۱۷۲/۱۲	۹۲/۸۵	۰/۷۶	۰/۷۶	۱۳۲/۲۷	۵۷/۳۱	۹۰/۴۲	۷/۷۱	۱۰۶/۲۷	شاخص ریسک اکولوژی (EIR)
۴۵/۷۸	۰/۵۳	۱/۵۳	۰/۷۶	۰/۷۶	۵/۱۳	۰/۳۳	۰/۸۳	۱/۳۸	۶/۷۹	فاکتور غنی‌شدگی
۵/۴۷	۱۰/۷۵	۱۷/۰۸	۱/۸/۳۵	۳۰/۰۴	۱۳/۱۳	۱۰/۰۹	۸/۲۴	-۴/۸۷	۲/۶۷	شاخص زمین‌تابش
۳۹/۳۵	۰/۴۶	۱/۳۳	۰/۶۶	۰/۶۶	۲/۶۶	۰/۲۹	۰/۷۲	۱/۲۸	۵/۹	شاخص زمین‌شیمیایی
۶/۳۵ × ۱۰ ^{-۴}	۴/۳۷ × ۱۰ ^{-۴}	۱/۱۸ × ۱۰ ^{-۳}	۷/۵۶ × ۱۰ ^{-۳}	۴/۳۸ × ۱۰ ^{-۱}	۳/۱۲ × ۱۰ ^{-۳}	۲/۶۳ × ۱۰ ^{-۴}	۳/۳۰ × ۱۰ ^{-۳}	۲/۴۹ × ۱۰ ^{-۶}	۱/۴۰ × ۱۰ ^{-۴}	CDI _{ing}
۷/۵۱ × ۱۰ ^{-۸}	۱/۶۴ × ۱۰ ^{-۸}	۴/۵۷ × ۱۰ ^{-۸}	۷/۴۳ × ۱۰ ^{-۷}	۱/۷۰ × ۱۰ ^{-۵}	۱/۲۱ × ۱۰ ^{-۷}	۱/۴۱ × ۱۰ ^{-۸}	۸/۸۹ × ۱۰ ^{-۹}	۹/۶۳ × ۱۰ ^{-۱۱}	۵/۴۲ × ۱۰ ^{-۹}	CDI _{Inhale}
۱/۳۷ × ۱۰ ^{-۳}	۹/۲۴ × ۱۰ ^{-۴}	۲/۴۹ × ۱۰ ^{-۳}	۱/۶۰ × ۱۰ ^{-۳}	۹/۲۷ × ۱۰ ^{-۱}	۶/۵۴ × ۱۰ ^{-۳}	۷/۶۹ × ۱۰ ^{-۴}	۴/۸۶ × ۱۰ ^{-۳}	۵/۲۶ × ۱۰ ^{-۶}	۷/۹۶ × ۱۰ ^{-۴}	CDI _{dermal}
۱/۵۶ × ۱۰ ^{-۱}	-	۳/۹۳ × ۱۰ ^{-۳}	-	۶/۲۶ × ۱۰ ^{-۱}	۸/۴۰ × ۱۰ ^{-۳}	۱/۲۱ × ۱۰ ^{-۱}	۱/۱۵ × ۱۰ ^{-۳}	۲/۴۹ × ۱۰ ^{-۳}	۴/۶۷ × ۱۰ ^{-۱}	HQ _{ing}
۷/۱۹ × ۱۰ ^{-۶}	-	۱/۵۲ × ۱۰ ^{-۷}	-	۷/۴۳ × ۱۰ ^{-۵}	۳/۲۵ × ۱۰ ^{-۶}	۴/۷۰ × ۱۰ ^{-۶}	۴/۴۵ × ۱۰ ^{-۷}	۹/۶۳ × ۱۰ ^{-۸}	۱/۸۱ × ۱۰ ^{-۵}	HQ _{Inh}
۳/۹۲ × ۱۰ ^{-۱}	-	۸/۳۱ × ۱۰ ^{-۳}	-	۱/۳۲	۱/۷۸ × ۱۰ ^{-۱}	۱/۵۶ × ۱۰ ^{-۳}	۷/۴۳ × ۱۰ ^{-۳}	۵/۲۶ × ۱۰ ^{-۳}	۹/۸۷ × ۱۰ ^{-۱}	HQ _{der}
۵/۷۸ × ۱۰ ^{-۱}	-	۱/۲۲ × ۱۰ ^{-۳}	-	۱/۹۵	۲/۶۱ × ۱۰ ^{-۱}	۳/۷۸ × ۱۰ ^{-۱}	۳/۵۸ × ۱۰ ^{-۳}	۷/۷۴ × ۱۰ ^{-۳}	۱/۴۵	HI
۶/۹۵ × ۱۰ ^{-۵}	۴/۶۸ × ۱۰ ^{-۵}	۱/۲۶ × ۱۰ ^{-۳}	۸/۱۰ × ۱۰ ^{-۴}	۴/۷۰ × ۱۰ ^{-۳}	۳/۳۴ × ۱۰ ^{-۴}	۳/۷۰ × ۱۰ ^{-۵}	۷/۴۶ × ۱۰ ^{-۵}	۷/۶۶ × ۱۰ ^{-۷}	۱/۵۰ × ۱۰ ^{-۵}	CDI _{ing}
۱/۰۸ × ۱۰ ^{-۸}	۷/۵۵ × ۱۰ ^{-۹}	۱/۹۶ × ۱۰ ^{-۸}	۱/۲۶ × ۱۰ ^{-۷}	۷/۲۸ × ۱۰ ^{-۶}	۵/۱۷ × ۱۰ ^{-۸}	۶/۰۴ × ۱۰ ^{-۹}	۳/۸۱ × ۱۰ ^{-۹}	۴/۱۳ × ۱۰ ^{-۱۱}	۷/۳۲ × ۱۰ ^{-۹}	CDI _{Inhale}
۲/۴۴ × ۱۰ ^{-۵}	۱/۹۱ × ۱۰ ^{-۵}	۵/۱۶ × ۱۰ ^{-۵}	۳/۳۱ × ۱۰ ^{-۴}	۱/۹۲ × ۱۰ ^{-۳}	۱/۳۶ × ۱۰ ^{-۴}	۱/۵۸ × ۱۰ ^{-۵}	۱/۰۱ × ۱۰ ^{-۵}	۱/۰۹ × ۱۰ ^{-۷}	۶/۱۳ × ۱۰ ^{-۶}	CDI _{dermal}
۱/۹۹ × ۱۰ ^{-۳}	-	۴/۲۱ × ۱۰ ^{-۴}	-	۶/۷۱ × ۱۰ ^{-۳}	۸/۹۹ × ۱۰ ^{-۳}	۱/۳۰ × ۱۰ ^{-۳}	۱/۳۳ × ۱۰ ^{-۳}	۲/۶۶ × ۱۰ ^{-۴}	۵/۰۰ × ۱۰ ^{-۲}	HQ _{ing}
۳/۰۸ × ۱۰ ^{-۶}	-	۶/۵۲ × ۱۰ ^{-۸}	-	۱/۰۴ × ۱۰ ^{-۵}	۱/۳۹ × ۱۰ ^{-۶}	۲/۰۱ × ۱۰ ^{-۶}	۱/۹۱ × ۱۰ ^{-۷}	۴/۱۳ × ۱۰ ^{-۸}	۷/۷۵ × ۱۰ ^{-۶}	HQ _{Inhale}
۸/۱۳ × ۱۰ ^{-۳}	-	۱/۲۲ × ۱۰ ^{-۴}	-	۷/۷۴ × ۱۰ ^{-۳}	۳/۶۸ × ۱۰ ^{-۳}	۵/۳۱ × ۱۰ ^{-۳}	۵/۰۳ × ۱۰ ^{-۳}	۱/۰۹ × ۱۰ ^{-۴}	۷/۰۴ × ۱۰ ^{-۲}	HQ _{dermal}
۷/۸۰ × ۱۰ ^{-۳}	-	۵/۹۳ × ۱۰ ^{-۴}	-	۹/۴۵ × ۱۰ ^{-۳}	۱/۲۸ × ۱۰ ^{-۲}	۱/۸۳ × ۱۰ ^{-۲}	۱/۷۳ × ۱۰ ^{-۳}	۳/۷۵ × ۱۰ ^{-۴}	۷/۰۵ × ۱۰ ^{-۲}	HI
۵/۵۲ × ۱۰ ^{-۲}	-	-	-	-	۱/۸۳ × ۱۰ ^{-۴}	۱/۸۳ × ۱۰ ^{-۴}	-	۱/۵۷ × ۱۰ ^{-۵}	۷/۱۰ × ۱۰ ^{-۴}	LCR _{ing}
۲/۱۴ × ۱۰ ^{-۱۰}	-	-	-	-	۷/۰۴ × ۱۰ ^{-۹}	-	-	۶/۰۷ × ۱۰ ^{-۱۰}	۸/۱۴ × ۱۰ ^{-۹}	LCR _{Inh}
۱/۱۷ × ۱۰ ^{-۵}	-	-	-	-	۳/۸۵ × ۱۰ ^{-۴}	-	-	۲/۳۱ × ۱۰ ^{-۵}	۴/۴۴ × ۱۰ ^{-۴}	LCR _{dermal}
۱/۷۲ × ۱۰ ^{-۵}	-	-	-	-	۵/۶۷ × ۱۰ ^{-۴}	-	-	۴/۸۸ × ۱۰ ^{-۵}	۶/۵۴ × ۱۰ ^{-۴}	LCR
۵/۹۱ × ۱۰ ^{-۱۱}	-	-	-	-	۱/۹۵ × ۱۰ ^{-۵}	-	-	۱/۶۸ × ۱۰ ^{-۶}	۷/۳۵ × ۱۰ ^{-۵}	LCR _{ing}
۹/۱۶ × ۱۰ ^{-۱۱}	-	-	-	-	۲/۰۲ × ۱۰ ^{-۹}	-	-	۳/۶۰ × ۱۰ ^{-۱۰}	۳/۲۹ × ۱۰ ^{-۹}	LCR _{Inh}
۲/۴۲ × ۱۰ ^{-۷}	-	-	-	-	۷/۹۷ × ۱۰ ^{-۶}	-	-	۶/۸۶ × ۱۰ ^{-۷}	۹/۲۰ × ۱۰ ^{-۶}	LCR _{dermal}
۸/۳۳ × ۱۰ ^{-۷}	-	-	-	-	۷/۷۵ × ۱۰ ^{-۵}	-	-	۲/۳۶ × ۱۰ ^{-۶}	۳/۱۷ × ۱۰ ^{-۵}	LCR

بحث

در مطالعه حاضر علاوه بر مطالعات کانی‌شناسی، شاخص‌های خطر زیست محیطی (شامل شاخص‌های خطر اکولوژیکی، شاخص‌های زمین‌شیمیایی و شاخص‌های خطر سلامتی) برای باطله‌های تازه دپو شده در محدوده معدن مس سونگون، مورد ارزیابی قرار گرفت.

با توجه به مطالعات کانی‌شناسی و سنگ‌شناسی صورت گرفته بر روی باطله‌های تازه دپو شده در معدن مس سونگون، کانی‌های سولفیدی همچون پیریت و کالکوپیریت سالم بوده و آثار دگرسانی چندانی از خود نشان نمی‌دهند. از این‌رو، اگر هیچگونه تغییری در شرایط نگهداری این باطله‌ها صورت نگیرد، با توجه به شرایط آب و هوایی سرد و خشک و بدلیل سرعت کند دگرسانی و اکسیداسیون کانی‌های سولفیدی در دراز مدت، ممکن است سبب ایجاد مشکلات زیست‌محیطی گردند. در کنار کانی‌های سولفیدی که سالم هستند، کانی‌های سیلیکاته به شدت هوازده بوده و به کانی‌های ثانویه از جمله کلسیت، مسکویت و اکسیدهای آهن تجزیه شده‌اند. لازم به ذکر است که همراهی پیریت و کلسیت در نمونه‌ها، امکان اکسیداسیون پیریت را کاهش می‌دهد. مطالعه ای که توسط Bidari و همکار (۲۰۱۸) صورت گرفته نشان دهنده این است که وجود کلسیت بعلت تشکیل رسوب ناشی از انحلال قلیایی بر روی سطح پیریت، منجر به کند شدن سرعت اکسیداسیون آن می‌شود (۶۱). اکسیداسیون پیریت به رطوبت، زمان و همچنین خواص فیزیکی آن (ریزی و درشت بلوری) بستگی دارد (۶۲). همچنین باید در نظر داشت که کانی‌های همراه یا گانگ نیز بر روی اکسیداسیون پیریت مؤثر هستند. در این خصوص Li و همکاران (۲۰۲۱) نشان دادند که وجود فلدسپار، میکا و کوارتز با نسبت معین همراه پیریت، به اکسیداسیون زیستی پیریت کمک می‌کند (۶۳). کانی‌های فلدسپار، بیوتیت‌های تجزیه شده به مسکویت و کلریت و کوارتز از جمله کانی‌های رایج در ترکیب سنگ‌های مورد مطالعه هستند. بنابراین انتظار می‌رود حضور این کانی‌ها به همراه شرایط اقلیمی نسبتاً مساعد بر روی روند اکسیداسیون پیریت‌های موجود در باطله‌های تازه دپو شده تأثیر بگذارد. باید در نظر داشت که کانی‌های ثانویه

در صورت قرار گرفتن در معرض رطوبت بخصوص در فصل‌های پربارش، در اثر شستشو مقدار زیادی فلزات مضر را می‌توانند وارد محیط زیست کنند (۶۴).

بررسی زمین‌شیمی ترکیب باطله‌های محدوده معدنی مس سونگون بیانگر بالا بودن غلظت بسیاری از عناصر بالقوه سمی در ترکیب این باطله‌ها است. با توجه به نتایج حاصل از محاسبات شاخص خطر اکولوژیکی، میزان آلودگی در باطله‌های تازه دپو شده قابل توجه نبوده است. با توجه به این شاخص، مس و آرسنیک دارای خطر نسبی اکولوژیکی نسبت به سایر عناصر هستند. سایر عناصر دارای خطر زیست محیطی نیستند. بر اساس مقادیر شاخص I_{geo} ، Cd فاقد آلودگی، As دارای آلودگی بالا و Zn، Fe، Cu، Cr، Co، Pb دارای سطح آلودگی بسیار بالا هستند. بررسی فاکتور غنی‌شدگی عناصر بالقوه سمی نیز بیانگر غنی‌شدگی متوسط تا بالا برای عناصر Cu و As و غنی‌شدگی به شدت بالا برای Pb است. از نقطه نظر فاکتور آلودگی (CF)، سرب آلودگی بسیار بالا، آرسنیک و مس آلودگی قابل توجه، روی و کادمیم آلودگی متوسط و کبالت، کروم، آهن، نیکل و منگنز آلودگی کم از خود نشان می‌دهند. در خصوص عنصر سرب باید توجه داشت که این عنصر در مرحله آخر و فاز باقیمانده استخراج‌گزیشتی تجمع یافته است. بنابراین به احتمال زیاد فراهمی‌زیستی این عنصر به صورت محدود است (۵۵). ارزیابی خطرات سلامتی، اطلاعاتی را در مورد مسیری که آلاینده‌ها می‌توانند وارد بدن شوند و خطرات مرتبط با آنها ارائه می‌دهد. نتایج مطالعه حاضر در خصوص ارزیابی خطر سلامتی برای باطله‌های تازه و اخیراً دپو شده به صورت خلاصه در جدول ۶ ارائه شده است. نتایج حاصل از مطالعه حاضر با نتایج ارائه شده توسط محققانی همچون Kusin و همکاران (۲۰۱۹) و Ugwanga و همکار (۲۰۲۰) که به ارزیابی سطح آلودگی فلزات در باطله‌ها و انواع خطرهای موجود در این زمینه پرداخته‌اند، مطابقت دارد (۲۱، ۳۹). به طور کلی، مقادیر تجمعی HI برای همه عناصر در کودکان نسبت به بزرگسالان مرتبه‌ای با بزرگی بالاتر است (۳۹). علاوه بر این، از نظر سلامتی خطر ابتلا به سرطان در طول عمر برای عنصر آرسنیک در کودکان و بزرگسالان بالاتر بوده و از نظر

مدیریت شوند تا از مواجهه با فلزات (شبه فلزات) جلوگیری شود. لازم به ذکر است در منطقه مورد مطالعه اقداماتی جهت کاهش اثرات زیست‌محیطی زهاب ناشی از باطله‌ها از جمله استفاده از مواد قلیایی مانند آهک هیدراته در پایین دست محل دپو و محل ورود زهاب به محیط صورت گرفته که نسبت به گذشته باعث کاهش آلاینده‌گی در منطقه شده است. با چند مداخله توصیه شده در آینده نزدیک، این احتمال وجود دارد که عملیات استخراج بدون ایجاد اثرات نامطلوب برمحیط زیست ادامه یابد. یکی از رویکردهای بالقوه تصفیه برای باطله‌های معدن، بازیافت فلزات همراه با ارزش‌گذاری باقیمانده‌ها در مصالح ساختمانی سبز است. این رویکرد خاص نیز در تحقیقات آتی مورد بررسی قرار خواهد گرفت.

ملاحظات اخلاقی

نویسندگان کلیه نکات اخلاقی شامل عدم سرقت ادبی، انتشار دوگانه، تحریف داده‌ها و داده‌سازی را در این مقاله رعایت کرده‌اند.

تشکر و قدردانی

این مقاله بخشی از پایان‌نامه با عنوان "کانی‌شناسی زیست‌محیطی باطله‌های معدن مس سونگون: پتانسیل آلاینده‌گی زهاب اسیدی باطله معدن" در مقطع دکتری است که با حمایت دانشگاه ارومیه و معدن مس سونگون انجام شده است.

اهداف نظارتی در محدوده قابل تحمل است که نیازمند نظارت و کنترل غلظت این عنصر در منطقه می باشد.

شایان ذکر است که معدن مس سونگون در محدوده روستایی و کنار جنگل‌های ارسباران و منطقه حفاظت شده محیط زیست قرار گرفته است. بنابراین ارزیابی خطر زیست‌محیطی و انسانی برای اطمینان از ادامه چنین عملیات معدنی بدون آسیب رساندن به محیط‌های اطراف و انسان بسیار مهم است. هر چند در این خصوص، باید در نظر داشت که محاسبات مربوط به خطرهای سلامتی عناصر بر اساس غلظت‌های یافت شده در دپو انجام شده و به همین دلیل مقادیر خطرها بالا ارزیابی شده‌اند. البته لازم به ذکر است که افراد زیادی در تماس مستقیم با باطله‌های معدنی نبوده و از این‌رو تأثیر عناصر بالقوه سمی موجود در این باطله‌ها بطور مستقیم زندگی افراد محدودی (عمدتاً کارگران و افراد شاغل در معدن) را تحت تأثیر قرار می‌دهد. البته لازم به ذکر است، زهاب اسیدی حاصل از معدن که بطور مستقیم از قسمت تحتانی باطله‌ها خارج می‌شود، تا مسافت‌های طولانی جریان داشته و منجر به آلودگی آب‌های جاری و گسترش آلودگی در محیط اطراف می‌گردد (۶۵). بطوری که بومیان ساکن در این منطقه قادر به استفاده از آب رودخانه و آب‌های جاری خارج شده از محدوده معدنی حتی برای مصارف دام و کشاورزی خود نیز نیستند. گرچه در مورد کنترل زهاب اسیدی معدن، اقداماتی هر چند محدود همچون استفاده از مواد قلیایی مانند آهک هیدراته در پایین دست محل دپو و محل ورود زهاب به محیط صورت گرفته است (۶۶). با این وجود این اقدامات کافی نبوده و اگر تمهیدات لازم در خصوص نحوه دپوسازی باطله‌ها و محدودسازی ارتباط باطله‌ها با آب‌های جاری منطقه صورت گیرد، می‌تواند گسترش آلودگی را تا حد زیادی کنترل نماید.

نتیجه‌گیری

با توجه به ارزیابی کلی نمونه‌های مورد مطالعه، باطله‌های تازه دپو شده محدوده معدنی مس سونگون، پتانسیل خطر زیست‌محیطی نسبتاً قابل توجهی داشته و با توجه به وجود خطرات بالقوه سلامتی برای انسان و/یا محیط‌زیست، باید

References

1. Lowell JD, Guilbert JM. Lateral and vertical alteration-mineralization zoning in porphyry ore deposits. *Economic Geology*. 1970;65(4):373-408.
2. Singer D, Berger VI, Moring BC. Porphyry copper deposits of the world: Database and grade and tonnage models. Virginia: U.S. Geological Survey; 2008.
3. Dold B, Fontboté L. Element cycling and secondary mineralogy in porphyry copper tailings as a function of climate, primary mineralogy, and mineral processing. *Journal of Geochemical Exploration*. 2001;74(1):3-55.
4. Johnson RH, Blowes DW, Robertson WD, Jambor JL. The hydrogeochemistry of the Nickel Rim mine tailings impoundment, Sudbury, Ontario. *Journal of Contaminant Hydrology*. 2000;41(1):49-80.
5. Khorasanipour M, Eslami A. Hydrogeochemistry and contamination of trace elements in Cu-porphyry mine tailings: A case study from the Sarcheshmeh Mine, SE Iran. *Mine Water and the Environment*. 2014;33(4):335-52.
6. Moncur MC, Jambor JL, Ptacek CJ, Blowes DW. Mine drainage from the weathering of sulfide minerals and magnetite. *Applied Geochemistry*. 2009;24(12):2362-73.
7. Smith LJD, Paktunc D, Blowes DW. Trace elements in sulfides and release to porewater from sulfide oxidation in a historical waste-rock pile, Ontario, Canada. *Applied Geochemistry*. 2021;126:104899.
8. Pourkhosravani M, Jamshidi Gohari F, Sayari N. Evaluation of spatial changes of arsenic in underground water resources of Sirjan basin. *Iranian Journal of Health and Environment*. 2023;16(2):287-302 (in Persian).
9. Xiao M, Xu S, Yang B, Zeng G, Qian L, Huang H, et al. Contamination, source apportionment, and health risk assessment of heavy metals in farmland soils surrounding a typical Copper tailings pond. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 2022;19(21):14264.
10. Sarkar RD, Zhang Z, Warke M, Datta R. Health risk from toxic metals in wild rice grown in Copper mining-impacted sediments. *Applied Sciences*. 2022;12(6):2937.
11. Jannesar Malakooti S, Shafaei Tonkaboni SZ, Noaparast M, Doulati Ardejani F, Naseh R. Characterisation of the Sarcheshmeh copper mine tailings, Kerman province, southeast of Iran. *Environmental Earth Sciences*. 2014;71(5):2267-91 (in Persian).
12. Lottermoser BG. *Mine Waste: Characterization, Treatment and Environmental Impacts*. 3rd ed. Berlin: Springer; 2003.
13. Walder IF, Chavez WX. Mineralogical and geochemical behavior of mill tailing material produced from lead-zinc skarn mineralization, Hanover, Grant County, New Mexico, USA. *Environmental Geology*. 1995;26(1):1-18.
14. Khorasanipour M. Environmental mineralogy

- of Cu-porphyry mine tailings, a case study of semi-arid climate conditions, Sarcheshmeh mine, SE Iran. *Journal of Geochemical Exploration*. 2015;153:40-52.
15. Meza-Figueroa D, Maier RM, de la O-Villanueva M, Gómez-Alvarez A, Moreno-Zazueta A, Rivera J, et al. The impact of unconfined mine tailings in residential areas from a mining town in a semi-arid environment: Nacozari, Sonora, Mexico. *Chemosphere*. 2009;77(1):140-47.
16. Hayes SM, Root RA, Perdrial N, Maier RM, Chorover J. Surficial weathering of iron sulfide mine tailings under semi-arid climate. *Geochimica et Cosmochimica Acta*. 2014;141:240-57.
17. Root RA, Hayes SM, Hammond CM, Maier RM, Chorover J. Toxic metal(loid) speciation during weathering of iron sulfide mine tailings under semi-arid climate. *Applied Geochemistry*. 2015;62:131-49.
18. Hammarstrom JM, Seal RR, Meier AL, Kornfeld JM. Secondary sulfate minerals associated with acid drainage in the eastern US: recycling of metals and acidity in surficial environments. *Chemical Geology*. 2005;215(1):407-31.
19. Souza Neto HFd, Pereira WVdS, Dias YN, Souza ESd, Teixeira RA, Lima MWd, et al. Environmental and human health risks of arsenic in gold mining areas in the eastern Amazon. *Environmental Pollution*. 2020;265:114969.
20. Kaasalainen M, Yli-Halla M. Use of sequential extraction to assess metal partitioning in soils. *Environmental Pollution*. 2003;126(2):225-33.
21. Uugwanga MN, Kgabi NA. Assessment of metals pollution in sediments and tailings of Klein Aub and Oamites mine sites, Namibia. *Environmental Advances*. 2020;2:100006.
22. Chileshe MN, Syampungani S, Festin ES, Tigabu M, Daneshvar A, Odén PC. Physico-chemical characteristics and heavy metal concentrations of copper mine wastes in Zambia: implications for pollution risk and restoration. *Journal of Forestry Research*. 2020;31(4):1283-93.
23. Perlatti F, Martins EP, de Oliveira DP, Ruiz F, Asensio V, Rezende CF, et al. Copper release from waste rocks in an abandoned mine (NE, Brazil) and its impacts on ecosystem environmental quality. *Chemosphere*. 2021;262:127843.
24. Hezarkhani A. Petrology of the intrusive rocks within the Sungun Porphyry Copper Deposit, Azerbaijan, Iran. *Journal of Asian Earth Sciences*. 2006;27(3):326-40 (in Persian).
25. Hosseinzadeh MR, Alavi SG, Moayyed M. Petrography and petrology of the Sungun porphyry copper deposit and post mineralization dykes with a view to Skarn mineralization (north of Varzeghan, East Azarbaijan). *Petrological Journal*. 2014;5(17):17-32.
26. Kamali AA, Moayyed M, Amel N, Hosseinzadeh MR, Mohammadiha K, Santos JF, et al. Post-mineralization, cogenetic magmatism at the sungun Cu-Mo porphyry deposit (Northwest Iran): protracted melting and extraction in an Arc system. *Minerals*. 2018;8(12):588.
27. Kamali AA, Moayyed M, Amel N, Mohammad

- F, Brenna M, Saumur BM, et al. Mineralogy, mineral chemistry and thermobarometry of post-mineralization dykes of the Sungun Cu–Mo porphyry deposit (Northwest Iran). *Open Geosciences*. 2020;12(1):764-90.
28. Mehrpartou M. Contributions to the geology, geochemistry, ore genesis and fluid inclusion investigations on sungun Cu-Mo porphyry deposit, (North-West of Iran) [dissertation]. Hamburg, Germany: Hamburg University; 1993.
29. Khairkhah J, Amiri M. Environmental risk assessment of Songon copper mine tailings dam using EFMEA method. *Geography and Environmental Hazards*. 2020;32(8):173-89.
30. Afshon M, Nasser. Quantitative and qualitative investigation of acid mine drainage (AMD) in Songon copper mine tailings dump with emphasis on its treatability. *Environmental Science Quarterly*. 2021;19(3):143-60 (in Persian).
31. Aghajani Bazzazi A, Adib A, Shapoori M, Farjoudi Ahangari Ma, Bangian Tabrizi AH. Selection of suitable plant species for Sungun copper mine reclamation by multiple attribute decision making methods (AHP-SMARTER-TOPSIS). *Environmental Sciences*. 2022;20(2):185-98.
32. Jamieson HE. Geochemistry and mineralogy of solid mine waste: Essential knowledge for predicting environmental impact. *Elements*. 2011;7(6):381-86.
33. Amiri W. Evaluation of the hydrogeological condition of the hip leaching site of Songun copper mine (East Azerbaijan) and analysis of environmental pollution potential. *Hydrogeology*. 2020;5(2):154-74.
34. Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control. a sedimentological approach. *Water Research*. 1980;14(8):975-1001.
35. Qingjie G, Jun D, Yunchuan X, Qingfei W, Liqiang Y. Calculating pollution indices by heavy metals in ecological geochemistry assessment and a case study in parks of Beijing. *Journal of China University of Geosciences*. 2008;19(3):230-41.
36. Muller GJG. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. *Geojournal*. 1969;2:108-18.
37. Rudnick RL, Gao S. Composition of the continental crust. In: Turekian HDHK, editor. *Treatise on geochemistry*. Oxford: Pergamon; 2003. p. 1-64.
38. Bern CR, Walton-Day K, Naftz DL. Improved enrichment factor calculations through principal component analysis: Examples from soils near breccia pipe uranium mines, Arizona, USA. *Environmental Pollution*. 2019;248:90-100.
39. Kusin FM, Awang NHC, Hasan SNMS, Rahim HAA, Azmin N, Jusop S, et al. Geo-ecological evaluation of mineral, major and trace elemental composition in waste rocks, soils and sediments of a gold mining area and potential associated risks. *Catena*. 2019;183:104229.
40. Luo X-S, Ding J, Xu B, Wang Y-J, Li H-B, Yu S. Incorporating bioaccessibility into human

- health risk assessments of heavy metals in urban park soils. *Science of The Total Environment*. 2012;424:88-96.
41. Li Z, Ma Z, van der Kuijp TJ, Yuan Z, Huang L. A review of soil heavy metal pollution from mines in China: Pollution and health risk assessment. *Science of The Total Environment*. 2014;468-469:843-53.
42. Khan S, Cao Q, Zheng YM, Huang YZ, Zhu YG. Health risks of heavy metals in contaminated soils and food crops irrigated with wastewater in Beijing, China. *Environmental Pollution*. 2008;152(3):686-92.
43. US Environmental Protection Agency (USEPA). Supplemental guidance for developing soil screening levels for superfund sites. Washington DC: USEPA; 2002.
44. Timofeev I, Kosheleva N, Kasimov N. Health risk assessment based on the contents of potentially toxic elements in urban soils of Darkhan, Mongolia. *Journal of Environmental Management*. 2019;242:279-89.
45. Man YB, Sun XL, Zhao YG, Lopez BN, Chung SS, Wu SC, et al. Health risk assessment of abandoned agricultural soils based on heavy metal contents in Hong Kong, the world's most populated city. *Environment International*. 2010;36(6):570-76.
46. Chonokhuu S, Batbold C, Chuluunpurev B, Battsengel E, Dorjsuren B, Byambaa B. Contamination and health risk assessment of heavy metals in the soil of major cities in Mongolia. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 2019;16(14):2552.
47. Kamunda C, Mathuthu M, Madhuku M. Health risk assessment of heavy metals in soils from Witwatersrand gold mining basin, South Africa. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 2016;13(7):663.
48. Wilkinson JJ. Triggers for the formation of porphyry ore deposits in magmatic arcs. *Nature Geoscience*. 2013;6(11):917-25.
49. Sinclair W. Porphyry deposits. In: Goodfellow WD, editor. *Mineral deposits of Canada: A synthesis of major deposit-types, district metallogeny, the evolution of geological provinces, and exploration methods*. Canada, Newfoundland: Geological association of Canada, mineral deposits division; 2007. p. 223-43.
50. Wallace CJ, Maher KC. Phyllic alteration and the implications of fluid composition at the Copper flat hydrothermal system, New Mexico, USA. *Ore Geology Reviews*. 2019;104:273-93.
51. Whitney DL, Evans BW. Abbreviations for names of rock-forming minerals. *American Mineralogist*. 2010;95(1):185-87.
52. Benvenuti M, Mascaro I, Corsini F, Ferrari M, Lattanzi P, Parrini P, et al. Environmental mineralogy and geochemistry of waste dumps at the Pb(Zn)-Ag Bottino mine, Apuane Alps, Italy. *European Journal of Mineralogy*. 2000;12(2):441-53.
53. Smith KS, Huyck HLO. An overview of the

- abundance, relative mobility, bioavailability, and human toxicity of metals. In: Plumlee GS, Logsdon MJ, Filipek LF, editors. The environmental geochemistry of mineral deposits. Littleton, US: Society of Economic Geologists; 1997. p. 29-70.
54. Gomes P, Valente T, Braga MAS, Grande JA, de la Torre ML. Enrichment of trace elements in the clay size fraction of mining soils. *Environmental Science and Pollution Research*. 2016;23(7):6039-45.
55. Rubinos DA, Jerez Ó, Forghani G, Edraki M, Kelm U. Geochemical stability of potentially toxic elements in porphyry copper-mine tailings from Chile as linked to ecological and human health risks assessment. *Environmental Science and Pollution Research*. 2021;28(41):57499-529.
56. Diami SM, Kusin FM, Madzin Z. Potential ecological and human health risks of heavy metals in surface soils associated with iron ore mining in Pahang, Malaysia. *Environmental Science and Pollution Research*. 2016;23(20):21086-97.
57. Halim NA, Kusin FM, Mohamed KN. Heavy metal exposure from co-processing of hazardous wastes for cement production and associated human risk assessment. *International Journal of Environmental Science and Technology*. 2018;15(4):733-42.
58. Kusin FM, Azani NNM, Hasan SNMS, Sulong NA. Distribution of heavy metals and metalloid in surface sediments of heavily-mined area for bauxite ore in Pengerang, Malaysia and associated risk assessment. *CATENA*. 2018;165:454-64.
59. Covre WP, Ramos SJ, Pereira WVdS, Souza ESd, Martins GC, Teixeira OMM, et al. Impact of copper mining wastes in the Amazon: Properties and risks to environment and human health. *Journal of Hazardous Materials*. 2022;421:126688.
60. Sadeghi M, Noroozi M. Carcinogenic and non-carcinogenic risk assessment of heavy metals in water resources of North East of Iran in 2018. *Journal of Environmental Health and Sustainable Development*. 2021;6(2):1321-29.
61. Bidari E, Aghazadeh V. Pyrite oxidation in the presence of calcite and dolomite: Alkaline leaching, chemical modeling and surface characterization. *Transactions of Nonferrous Metals Society of China*. 2018;28(7):1433-43(in Persian).
62. Borek SL. Effect of humidity on pyrite oxidation. *Environmental geochemistry of sulfide oxidation*. ACS Symposium Series. 550: American Chemical Society; 1993. p. 31-44.
63. Li J, Yang H, Tong L. Microbial solubilization of gangue minerals and their influence on pyrite bio-oxidation. *Geochemistry*. 2021;81(4):125790.
64. Moreno-González R, Macías F, Olías M, Ruiz Cánovas C. Temporal evolution of acid mine drainage (AMD) leachates from the abandoned tharsis mine (Iberian Pyrite Belt, Spain). *Environmental Pollution*. 2022;295:118697.
65. Aghili S, Vaezihir A, Hosseinzadeh M. Distribution and modeling of heavy metal pollution in the sediment and water mediums of Pakhir River, at the downstream of Sungun mine tailing dump, Iran. *Environmental Earth Sciences*.

2018;77(4):128.

66. Azizi B, Vaezihir A, Siahcheshm K, Aber S. Designing an acid wastewater treatment system for Songun molybdenum copper mine. 8th National Conference and Specialized Exhibition of Environmental Engineering, Tehran2015 (in Persian).



Available online: <https://ijhe.tums.ac.ir>

Original Article



Assessment of the potential environmental effects of newly deposited mine tailings from the Sungun Copper mine

Safieh Hassanzad^{1,*}, Hossein Pirkharrati¹, Masoumeh Ahangari¹, Farrokh Asadzadeh²

1- Department of Geology, Faculty of sciences, Urmia University, Urmia, Iran

2- Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, Urmia University, Urmia, Iran

ARTICLE INFORMATION:

Received: 07 November 2023

Revised: 17 January 2024

Accepted: 22 January 2024

Published: 10 June 2024

Keywords: Copper mine waste, Evaluation of ecological risk index, Geochemical indicators, Health index

***Corresponding Author:**
hasanzadsafye@yahoo.com

ABSTRACT

Background and Objective: One of the significant challenges in mining areas is the pollution of the environment by heavy metals. Therefore, it is crucial to assess the pollution risk associated with mining wastes and take action to mitigate their environmental impact. The current study assessed the risk potential of recently deposited tailings in the Songun copper mining area.

Materials and Methods: Based on the conditions of tailings, 26 samples were randomly selected from the recently deposited mine wastes. Twenty-two thin and thin polished sections were prepared for lithology and mineralogy studies. Inductively-Coupled Plasma Mass Spectrometry (ICP-MS) was employed to analyze all 26 samples, while X-ray diffraction method (XRD) was used to analyze a subset of 10 samples.

Results: Sulfide minerals, as the main source of environmental pollution, remain intact and unaffected in the tailings. However, the majority of potentially toxic elements (PTEs) exhibit higher concentrations in the waste composition than the standard levels, resulting in a total ecological risk index of 49.93. Geochemical indicators highlight significant pollution levels for elements such as lead (Pb), arsenic (As), and copper (Cu). The values of the non-carcinogenic risk index for children (except As and Fe) and adults are lower than 1, indicating a non-significant non-carcinogenic health risk. However, the carcinogenicity index also indicates a significant carcinogenic risk in the case of long exposure to wastes, particularly for children.

Conclusion: Therefore, wastes pose a significant environmental risk potential, and due to this risk, proper management of their storage is necessary to prevent the release of PTEs into the environment.

Please cite this article as: Hassanzad S, Pirkharrati H, Ahangari M, Asadzadeh F. Assessment of the potential environmental effects of newly deposited mine tailings from the Sungun Copper mine. *Iranian Journal of Health and Environment*. 2024;17(1):139-62.

