



توزیع آماری و مکانی برخی عناصر سنگین در کلاس‌های اندازه‌ای ذرات خاک سطحی جنوب شهر اصفهان

شهناز محمودی^۱، * جهانگرد محمدی^۲ و مهدی نادری^۳

^۱ دانش‌آموخته کارشناسی ارشد گروه خاک‌شناسی، دانشگاه شهرکرد، ^۲دانشیار گروه خاک‌شناسی، دانشگاه شهرکرد،

^۳استادیار گروه خاک‌شناسی، دانشگاه شهرکرد

تاریخ دریافت: ۹۰۷/۲۵؛ تاریخ پذیرش: ۹۱/۴/۱۳

چکیده

به‌طور معمول برای ارزیابی آلودگی خاک توسط فلزات سنگین از غلظت کل این عناصر در نمونه‌های توده‌ای خاک استفاده می‌شود. اما شواهد بیانگر فزونی تجمع و انباشت فلزات سنگین در خاک‌ها با کاهش اندازه ذرات می‌باشد. این پژوهش با هدف مطالعه چگونگی توزیع غلظت‌های فلزات سنگین (روی، سرب و کادمیوم) در کلاس‌های مختلف اندازه‌ای ذرات خاک و بررسی تغییرات مکانی این فلزات در اراضی مجاور شهرک سپاهان شهر واقع در ۲۵ کیلومتری جنوب کلان‌شهر اصفهان انجام گرفته است. به این منظور ۱۰۰ نمونه مرکب خاک سطحی به‌صورت تصادفی از منطقه جمع‌آوری و پس از هوا خشک کردن نمونه‌های توده خاک، کلاس‌های اندازه‌ای ذرات خاک، شامل ۲۵۰-۵۰۰، ۲۵۰-۵۰، ۱۲۵-۷۵، ۷۵-۵۰ و < 50 میکرون تعیین شدند. نتایج نشان داد که با کاهش اندازه ذرات خاک، غلظت تمامی فلزات سنگین افزایش پیدا می‌کند. میانگین غلظت روی از ۲۲۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم برای کلاس کوچک‌تر از ۵۰ میکرون افزایش پیدا نموده است. این افزایش برای سرب و کادمیوم، به‌ترتیب عبارت از ۸۷ و ۳/۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم برای کلاس ۲۵۰-۵۰۰ میکرون به ۴۰۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم برای کلاس کوچک‌تر از ۵۰ میکرون بوده است. نقشه‌های به‌دست آمده از تخمین گر کریجینگ، نشان‌دهنده الگوی تغییرپذیری مشابه برای همه عناصر در تمامی کلاس‌های اندازه‌ای خاک بوده، به‌گونه‌ای که غلظت

* مسئول مکاتبات: jahan.mohammad@gmail.com

فلزات سنگین با افزایش فاصله از معادن واقع در مجاور شهرک کاهش پیدا می‌کند. نتایج این پژوهش می‌تواند فراهم آورنده اطلاعات مهم و سودمندی به منظور ارزیابی ریسک آلودگی خاک‌های حومه کلان‌شهر اصفهان باشد که تحت شهرک‌سازی شدید قرار دارد.

واژه‌های کلیدی: آلودگی خاک، تغییرپذیری مکانی، فلزات سنگین، کریجینگ

مقدمه

در سال‌های اخیر، به موازات رشد چشم‌گیر جمعیت، شاهد گسترش و توسعه شهرک‌های اقماری در کمربند کلان‌شهرها می‌باشیم. متأسفانه، در برخی از مواقع دیده شده که مکان‌یابی این شهرک‌ها، بدون توجه و یا با نادیده انگاشتن و اغماض برخی مسایل زیست‌محیطی مانند آلودگی خاک، هوا و آب صورت گرفته است. برای مثال، در برخی از موارد شاهد احداث، توسعه و گسترش این شهرک‌ها در مجاورت منابع آلودگی مانند معادن استخراج فلزات می‌باشیم. برای نمونه می‌توان از شهرک سپاهان شهر واقع در ۲۵ کیلومتری جنوب کلان‌شهر اصفهان نام برد که در پای سلسله‌کوه‌های کلاه‌قاسی که در این‌حال دارای سه معدن فعال استخراج سرب و روی می‌باشد، احداث گردیده است. فزونی غلظت عناصر سنگین در خاک که غالباً ناشی از فعالیت‌های انسانی مانند معدن‌کاوی می‌باشد، می‌تواند صدمات جبران‌ناپذیری بر سلامت انسان‌ها که در معرض مستقیم یا غیرمستقیم این مواد هستند، وارد سازد. ریسک به مخاطره افتادن سلامت برای کودکان می‌تواند به مراتب شدیدتر از افراد بالغ باشد؛ زیرا، سطح تحملی کودکان به آلاینده‌ها به مراتب پایین‌تر از افراد مسن است (لی و همکاران، ۲۰۰۱؛ بانرجی، ۲۰۰۳؛ لانگ و همکاران، ۲۰۰۶).

آلودگی عناصر سنگین در خاک‌ها به‌طور معمول از طریق مقایسه غلظت‌های کل عناصر سنگین در نمونه‌های توده‌ای خاک^۱ برداشت شده از منطقه مرجع با استانداردها یا حدود بحرانی مقرر شده کیفیت خاک مورد ارزیابی قرار می‌گیرد (لانگ و همکاران، ۲۰۰۵؛ لانگ و همکاران، ۲۰۰۶؛ وزارت محیط زیست ژاپن، ۲۰۰۷). این در حالی است که بسیاری از مطالعات نشان داده است که غلظت عناصر فلزی در خاک‌ها با کاهش اندازه ذرات خاک، افزایش پیدا می‌کند (سامارا و وتسا، ۲۰۰۵؛ منیرشاه و همکاران، ۲۰۰۶؛ آکوستا و همکاران، ۲۰۰۹). ذرات ریزتر دارای سطح ویژه بالایی بوده و

1- Bulk Soil Samples

بنابراین قادر به نگهداشت مقادیر بیش تری از عناصر سنگین می‌باشند (وانگ و همکاران، ۲۰۰۶). ذرات بسیار ریز (معمولاً با اندازه کوچک‌تر از ۱۰۰ میکرون) به راحتی در هوا به صورت معلق درآمد و توسط نیروی باد در پهنه جغرافیایی بسیار وسیع منتقل و منتشر می‌شوند (دومینگول و همکاران، ۱۹۹۷؛ لین و همکاران، ۱۹۹۸؛ منیرشاه و همکاران، ۲۰۰۶). علاوه بر آن، ذرات کوچک‌تر حل‌شدنی‌تر بوده و به همراه مخاط دستگاه گوارشی راحت‌تر و سریع‌تر منتقل و در مقایسه با ذرات درشت‌تر به گونه‌ای مؤثرتر در نسوج و بافت‌های انسانی جذب می‌شوند (همفیل و همکاران، ۱۹۹۱). یافته‌ها بیانگر این واقعیت است که ذرات خاک در اندازه سیلت و کوچک‌تر از آن، بسیار مستعد برای جدا شدن از توده خاک بوده و در نتیجه، بسیار حساس به فرسایش بادی و انتقال و انتشار در راستای وزش بادهای غالب می‌باشند (آکوستا و همکاران، ۲۰۰۹).

اگرچه اهمیت کلاس‌های اندازه‌ای خاک در ارزیابی کیفیت خاک و از جمله آلودگی توسط عناصر سنگین به رسمیت شناخته شده است (دولت کانادا، ۲۰۰۱)؛ ولی، هنوز در بسیاری از دستورالعمل‌های کیفیت خاک به‌طور رسمی اعمال نگردیده و به‌طور عمده محدود به هیدروکربن‌ها می‌باشد. یکی از این استثناها، عبارت از نگارش جدید دستورالعمل کیفیت خاک کشور کانادا می‌باشد (وزارت محیط زیست کانادا، ۲۰۰۶). بنابراین، دست‌یابی به اطلاعات در زمینه چگونگی توزیع فلزات سنگین در کلاس‌های اندازه‌ای مختلف خاک برای ارزیابی واقعی‌تر ریسک آلودگی خاک‌های حومه کلان شهرها از اهمیت بسیار زیادی برخوردار می‌باشد (الرجایی و همکاران، ۱۹۹۶؛ کیویان و همکاران، ۱۹۹۶؛ استانک و همکاران، ۱۹۹۹؛ لانگ و همکاران، ۲۰۰۶؛ هرنگرن و همکاران، ۲۰۰۶؛ اژمون-مارسون و همکاران، ۲۰۰۸؛ آکوستا و همکاران، ۲۰۰۹).

نکته مهم و قابل تأمل دیگری که باید به آن اشاره نمود، عبارت از نبود دستورالعمل‌ها و حدود آستانه ملی برای کیفیت خاک و حضور عناصر سنگین در محیط زیست می‌باشد. حدود آستانه بین‌المللی و یا دستورالعمل‌های منتشر شده توسط برخی از کشورها، به دلیل شرایط متنوع و متفرق زیست‌محیطی و آب و هوایی و همچنین، مدیریت انسانی نمی‌تواند کارآمد و مؤثر واقع گردد. به‌عنوان مثال مقادیر میانگین زمین‌های^۱ متفاوتی برای غلظت سرب در خاک گزارش شده است: ۱۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم (دیویس، ۱۹۹۵)، ۱۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم (پیچ و چانگ، ۱۹۹۳)، ۲۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم (آدریانو، ۱۹۸۶) و ۱۰۰-۱۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم (کاباتانا-پندیاس و پندیاس، ۲۰۰۰). بدیهی است،

1- Background Value

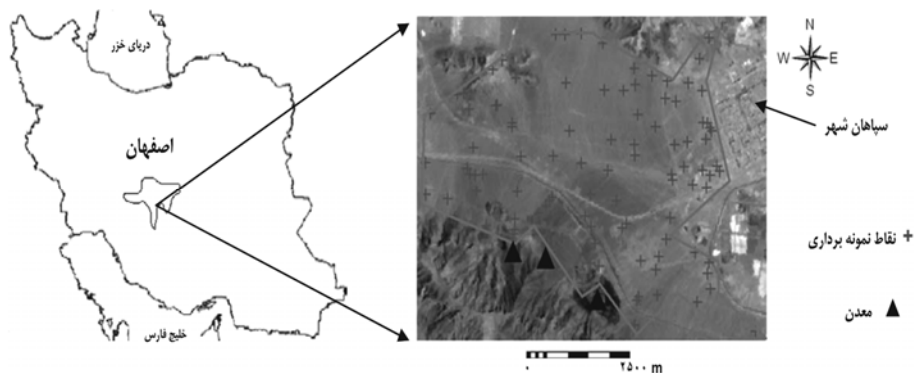
چنین نبود قانون‌گذاری می‌تواند رویکردهای ارزیابی آلودگی عناصر سنگین و گزینش برنامه‌های مناسب اصلاح و به‌سازی را دچار اغتشاش و سردرگمی سازد.

در خلال دو دهه اخیر، استفاده از روش‌های پردازش زمین آماری به‌منظور بررسی تغییرات مکانی آلودگی خاک بسیار گسترش یافته است (کمینیت‌ساس و مودیس، ۲۰۰۶؛ چونفا و همکاران، ۲۰۰۸؛ رودریگر و همکاران، ۲۰۰۸). این روش‌ها، تبیین و صورت‌بندی کمی الگوی مکانی آلاینده‌ها را تسهیل بخشیده و محققان را قادر ساخته تا اقدام به درون‌یابی مکانی و پهنه‌بندی غلظت آلاینده‌های مختلف نمایند. اخیراً، برخی از مطالعات زمین‌آماري متمرکز بر آلودگی خاک توسط عناصر سنگین ناشی از فعالیت‌های صنعتی مانند معدن‌کاوی بوده است (امینی و همکاران، ۲۰۰۵؛ هوکر و ناتانایل، ۲۰۰۶؛ سابی و همکاران، ۲۰۰۶). دینانی و محمدی (۲۰۱۰) در ارزیابی زمین‌آماري آلودگی خاک این منطقه مطالعاتی که بر روی نمونه‌های توده‌ای خاک انجام گرفت، گزارش دادند که خاک‌های حد واسط بین معادن فعال واقع در حاشیه شهرک و مناطق مسکونی، درجه‌های مختلفی از آلودگی را نشان می‌دهند. با این اوصاف، آن‌ها خاطر نشان ساختند که از آنجایی که این محدوده ترانزیت و حد واسط بین منابع آلودگی و مناطق مسکونی به‌طور عمده اراضی بایر و لم‌یزرع می‌باشد؛ بنابراین، نتایج آن‌ها نمی‌تواند به‌طور مستقیم بیانگر ریسک بدون واسطه آلودگی برای سلامت افراد مقیم در شهرک باشد. آن‌ها ضرورت توجه به مسیر و چرخه تنفس و استنشاق، به‌عنوان یکی از مسیرهای پرمخاطره اثرگذاری آلاینده‌های فلزی بر سلامت اهالی منطقه را یادآوری و بررسی چگونگی توزیع فلزات سنگین موردنظر در کلاس‌های اندازه‌ای مختلف خاک را توصیه نمودند. به این ترتیب، هدف اصلی از این مطالعه، عبارت از تعیین توزیع غلظت کل عناصر فلزی، فاکتور تجمع و تبیین کمی الگوی تغییرپذیری مکانی غلظت این عناصر در کلاس‌های اندازه مختلف ذرات خاک بوده است.

مواد و روش‌ها

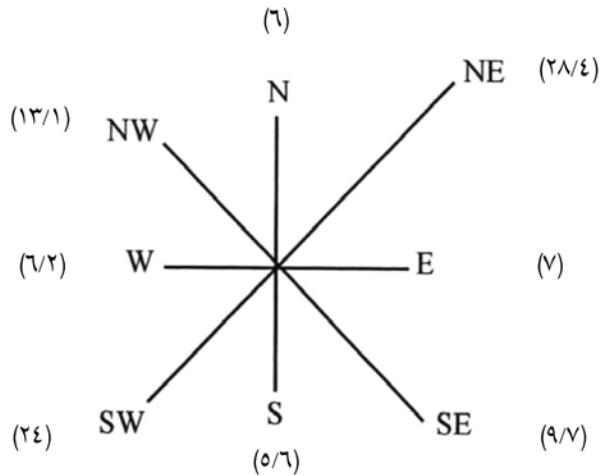
منطقه مورد مطالعه با وسعتی حدود ۹۰۰۰ هکتار در جنوب کلان‌شهر اصفهان و حد واسط بین شهرک سپاهان شهر (با فاصله ۲۵ کیلومتری از مرکز کلان‌شهر اصفهان) و رشته‌کوه کلاه‌قازی که دارای سه معدن فعال می‌باشد، واقع گردیده است. معادن موردنظر، در بخش جنوبی منطقه واقع شده است که بزرگ‌ترین و قدیمی‌ترین آن‌ها، تحت عنوان معدن دولتی باما غنی از رگه‌های روی و سرب بوده و مشغول استخراج این کان‌سنگ‌ها می‌باشند. متوسط ارتفاع منطقه از سطح دریا ۱۶۵۰ متر می‌باشد. از نظر جغرافیایی، محدوده مطالعاتی در حد فاصل طول‌های جغرافیایی ۵۱ درجه و ۴۰ دقیقه و ۳۸ ثانیه

و ۵۱ درجه و ۳۵ دقیقه و ۲۴ ثانیه شرقی و عرض‌های جغرافیایی ۳۳ درجه و ۳۰ دقیقه و ۷۹ ثانیه و ۳۲ درجه و ۳۳ دقیقه و ۴۷ ثانیه شمالی قرار دارد (شکل ۱). با توجه به پردازش داده‌های درازمدت نزدیک‌ترین ایستگاه هواشناسی (ایستگاه هواشناسی اصفهان)، جهت باد غالب در منطقه به سمت شمال شرق می‌باشد (شکل ۲). ابتدا موقعیت ۱۰۰ نقطه نمونه برداری به صورت تصادفی و بر روی تصویر ترکیب رنگی مجازی استاندارد تعیین و سپس با استفاده از دستگاه سامانه موقعیت‌یابی جهانی^۱، موقعیت مکانی محل‌های نمونه برداری در منطقه مورد شناسایی و اقدام به برداشت نمونه‌های توده‌ای خاک شد. نمونه برداری به صورت مرکب و از اختلاط ۴ نمونه خاک سطحی در عمق ۱۰-۰ سانتی متری که در رأس‌های سه‌گانه یک مثلث متساوی‌الاضلاع با طول هر ضلع برابر با ۳۰ متر و یک نمونه مرکزی واقع شده بودند، انجام شد. پس از هوا خشک کردن نمونه‌ها و خرد کردن اولیه نمونه‌ها توسط چکش پلاستیکی، جداسازی ذرات خاک در کلاس‌های ۵۰۰-۲۵۰، ۲۵۰-۱۲۵، ۱۲۵-۷۵، ۷۵-۵۰ و < 50 میکرون از طریق عملیات هم‌زمان تکان دادن توسط دستگاه شیکر و ساطع نمودن امواج ماورای صوت توسط دستگاه التراسونیک^۲ به مدت ۱ ساعت و سپس، غربال نمودن توسط الک‌های با اندازه‌های مورد نظر صورت گرفت. غلظت کل عناصر فلزی پس از هضم نمونه‌ها در اسید نیتریک ۴ مولار و با استفاده از دستگاه اسپکتروفتومتر جذب اتمی انجام شد. به‌عنوان کنترل کیفیت، اقدام به اندازه‌گیری مضاعف بر روی ۲۰ درصد کل نمونه‌ها گردید.



شکل ۱- موقعیت منطقه مورد مطالعه و الگوی نمونه برداری بر روی تصویر ماهواره‌ای.

- 1- GPS
- 2- Ultrasonic-UP200H



شکل ۲- گلباد منطقه مطالعاتی (اعداد داخل پرانتز درصد فراوانی بادهای غالب در ۸ جهت اصلی می‌باشند).

فاکتور تجمع و انباشت فلز (AF_x)^۱ در هر کلاس اندازه‌ای با استفاده از رابطه زیر مورد محاسبه قرار گرفت (آکوستا و همکاران، ۲۰۰۹):

$$AF_x = \frac{X_{fraction}}{X_{bulk}} \quad (1)$$

که در آن، $X_{fraction}$ و X_{bulk} : به ترتیب غلظت فلز (میلی گرم بر کیلوگرم) در هر کلاس اندازه‌ای و توده خاک (کوچک‌تر از ۲ میلی متر) می‌باشد. این فاکتور نشان‌دهنده میزان فلز تجمع‌یافته در کلاس‌های اندازه‌ای ذرات خاک است.

توصیف آماری داده‌ها توسط بسته نرم‌افزاری استاتیکا (استاتستیکا، ۲۰۰۱) و بررسی توزیع آماری متغیرها با استفاده از آزمون کولموگروف-اسمیرنوف^۲ انجام شد. صورت‌بندی کمی ساختار و الگوی تغییرپذیری مکانی غلظت عناصر در کلاس‌های اندازه ذرات خاک از طریق محاسبه تابع ریاضیاتی واریوگرام و برازش یک مدل نظری مناسب بر آن انجام شد:

1- Accumulation Factor

2- Kolmogrov-Smirnov

$$\gamma(h) = \frac{1}{\sqrt{2}N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [Z(x_i) - Z(x_i + h)]^2 \quad (2)$$

که در آن، $N(h)$: تعداد جفت نمونه‌های جدا شده در فاصله گام (h) و $Z(x_i)$: مقدار متغیر اندازه‌گیری شده در نقطه i و $Z(x_i+h)$: مقدار متغیر اندازه‌گیری شده در موقعیت مکانی $i+h$ می‌باشد (محمودی، ۲۰۰۶). پردازش‌های واریوگرافی توسط نرم‌افزار Variowin2.2 انجام شد (پاناتیر، ۱۹۹۶). یک واریوگرام برازش داده شده توسط یک مدل نظری، دارای سه پارامتر اثر قطعه‌ای، حد آستانه و دامنه تأثیر بوده که توصیف‌کننده ویژگی‌ها و مشخصه‌های الگو و ساختار تغییرپذیری مکانی متغیر موردنظر می‌باشند. اثر قطعه‌ای واریانس مؤلفه غیرساختاری (تصادفی)، آستانه بیانگر تقریبی از واریانس کل و دامنه تعیین‌کننده فاصله‌ای است که در فراتر از آن هیچ همبستگی مکانی بین مشاهدات یا نمونه‌ها وجود ندارد. در این مرحله، بررسی همسان‌گرد یا ناهمسان‌گرد بودن الگوی تغییرپذیری مکانی متغیرها از طریق محاسبه و تحلیل کیفی واریوگرام رویه‌ای انجام گرفت. به‌منظور تعیین و تبیین درجه وابستگی مکانی، نسبت واریانس قطعه‌ای به واریانس کل (حد آستانه) محاسبه و اقدام به طبقه‌بندی نتایج براساس کلاس‌های تعریف شده توسط کامباردلا و همکاران (۱۹۹۴) شد. پس از بهینه‌سازی و کنترل اعتبار پارامترهای تخمین‌گر زمین‌آماري کریجینگ (کریجینگ معمولی بلوکی)، اقدام به بهینه‌بندی و تهیه نقشه‌های غلظت عناصر مختلف در کلاس‌های اندازه‌ای ذرات خاک شد. ترسیم نقشه‌ها توسط بسته‌ی نرم‌افزاری سورفر ۸ (سورفر، ۲۰۰۲) صورت گرفت.

نتایج و بحث

توزیع آماری عناصر فلزی در کلاس‌های اندازه ذرات خاک: تفکیک نمونه‌های توده‌ای خاک به کلاس‌های اندازه‌ای مختلف ذرات خاک نشان داد که کلاس‌های کوچک‌تر از ۱۲۵ میکرون، بخش به‌نسبت قابل‌توجهی (حدود ۴۰ درصد) از توده خاک سطحی منطقه را تشکیل می‌دهد. خلاصه آماری غلظت عناصر فلزی در کلاس‌های مختلف اندازه ذرات خاک، به همراه نمونه‌های توده‌ای خاک در جدول‌های ۱ تا ۳ ارایه شده است. علاوه بر آن، آماره‌های مربوط به فاکتور تجمع عناصر فلزی برای کلاس‌های اندازه ذرات خاک و نمونه‌های توده‌ای خاک نیز در این جدول‌ها نشان داده شده است. حداکثر مقدار میانگین برای هر سه عنصر، در کلاس ذرات ریز کوچک‌تر از ۵۰ میکرون به‌دست آمد. روند افزایش غلظت عناصر با کاهش اندازه ذرات برای سه عنصر فلزی کاملاً مشهود می‌باشد؛ اگرچه، برای کادمیوم برخی نوسانات مشاهده گردید. با در نظر گرفتن مقدار غلظتی راهنما ۲۵۰ میلی‌گرم بر

کیلوگرم برای سرب (سابی و همکاران، ۲۰۰۶)، حدود ۱۴ درصد از داده‌های کلاس کوچک‌تر از ۵۰ میکرون دارای غلظت سرب بالاتر از این حد آستانه می‌باشند. این در حالی است که در نمونه‌های توده‌ای خاک، تنها ۱۵ درصد داده‌ها دارای غلظت بیش‌تر از حد آستانه ۲۵۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم می‌باشند. از سوی دیگر، با در نظر گرفتن مقدار حد آستانه ۸۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم برای عنصر روی که توسط دولت کانادا به‌عنوان مقدار راهنما و دستورالعملی در مناطق مسکونی ارایه شده است، حدود ۱۲ درصد از نمونه‌های واقع در کلاس کوچک‌تر از ۵۰ میکرون دارای غلظت‌های روی بیش‌تر از این حد آستانه بوده است. برای نمونه‌های توده‌ای، ۸ درصد از داده‌ها غلظتی بیش از ۸۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم را نشان می‌دهند. حال اگر به‌جای مقدار دستورالعمل کانادایی، از مقدار مرجع (فرانس) ۲۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم که توسط هلندی‌ها پیشنهاد شده است، استفاده نماییم؛ آن‌گاه، ۶۰ درصد از نمونه‌های کلاس اندازه‌ای کوچک‌تر از ۵۰ میکرون دارای غلظت روی بیش‌تر از این مقدار مرجع بوده است. با در نظر گرفتن نمونه‌های توده‌ای، ۷۵ درصد از داده‌ها دارای غلظت بیش‌تر از ۲۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم می‌باشند. برای کادمیوم و با در نظر گرفتن حد آستانه برابر ۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم (کابانا-پندیاس، ۲۰۰۰)، حدود ۴۵ درصد از نمونه‌های کلاس اندازه‌ای کوچک‌تر از ۵۰ میکرون و حدود ۳۹ درصد از نمونه‌های توده‌ای دارای غلظت بیش از این مقدار فرانس می‌باشند.

نکته بسیار مهمی که در خلاصه آماری هر سه عنصر مشهود می‌باشد، عبارت از انحراف و اختلاف به‌نسبت زیاد بین مقادیر میانگین و میانه می‌باشد. این امر ناشی از حضور تعدادی داده با غلظت‌های کرانه‌ای زیاد در مجموعه داده‌ها بوده که موجب اریب میانگین به‌سوی کرانه‌های بالایی توزیع آماری و انحراف از توزیع طبیعی و نرمال داده‌ها شده است. بنابراین به‌نظر می‌رسد که مفهوم و کمیت میانگین در شرایط حضور داده‌های کرانه‌ای، بسیار لغزنده بوده و در کاربرد تطبیقی و مقایسه‌ای آن با مقادیر مرجع و استاندارد باید با احتیاط عمل نمود (اگرچه مقادیر مرجع نیز مبتنی بر مفهوم میانگین می‌باشد). آماره‌های فاکتور تجمع بیانگر انباشت عناصر فلزی در تمامی کلاس‌های اندازه ذرات خاک می‌باشد. مقدار حداکثر فاکتور تجمع در کلاس ذرات کوچک‌تر از ۵۰ میکرون برای عناصر روی، سرب و کادمیوم به‌ترتیب برابر ۱/۳۸، ۱/۶۷ و ۲/۰۸ بوده است. به‌نظر می‌رسد که از میان سه عنصر فلزی مورد مطالعه، کادمیوم تمایل بیش‌تری در انباشته شدن بر روی ذرات ریز خاک از خود نشان داده است. اگرچه مقدار میانگین فاکتور تجمع برای سه عنصر فلزی از واحد فزونی نگرفته است؛ ولی، این فاکتور برای هر سه عنصر الگوی مشابهی به‌صورت روند افزایشی فاکتور انباشت با کاهش اندازه ذرات خاک به نمایش گذاشته است.

جدول ۱- خلاصه آماری غلظت کل روی (میلی گرم بر کیلوگرم) در کلاس‌های اندازه‌ای ذرات خاک (میکرون) و فاکتورهای تجمعی آن.

متغیر	حداقل	حداکثر	میانگین	میانه	انحراف استاندارد	ضریب تغییرات (درصد)
Zn _{<۲۰...}	۱۵۵/۰۰۰	۲۶۸۰/۰۰۰	۴۱۷/۲۳۲	۲۳۱/۲۵۰	۴۱۰/۶۵۹	۹۸/۴۲
Zn _{۲۵-۵۰...}	۴۱/۸۷۵	۱۲۳۱/۰۰۰	۲۲۳/۷۰۱	۱۲۹/۶۲۵	۲۰۳/۷۸۷	۹۱/۰۰
Zn _{۱۲۵-۲۵۰}	۴۳/۰۵۰	۱۲۱۸/۰۰۰	۲۲۹/۶۳۴	۱۳۶/۵۰۰	۲۰۸/۳۸۸	۹۰/۷۴
Zn _{۷۵-۱۲۵}	۵۵/۸۵۰	۱۴۷۷/۰۰۰	۲۳۱/۴۰۳	۱۳۱/۳۱۲	۲۳۰/۶۸۶	۹۹/۶۹
Zn _{۵-۷۵}	۶۸/۱۲۵	۲۷۴۲/۵۰۰	۲۹۰/۰۵۱	۱۵۴/۰۰۰	۳۶۳/۲۳۶	۱۲۸/۶۷
Zn _{<۵۰}	۱۱۸/۷۵۰	۲۹۸۷/۵۰۰	۴۰۰/۹۶۸	۲۲۵/۵۰۰	۴۲۵/۰۸۶	۱۰۶/۰۰
AF _{۲۵-۵۰...}	۰/۱۹۴	۰/۹۱۴	۰/۵۳۸	۰/۵۳۸	۰/۱۵۳	۲۸/۴۴
AF _{۱۲۵-۲۵۰}	۰/۲۰۰	۰/۸۲۱	۰/۵۴۹	۰/۵۴۷	۰/۱۲۸	۲۳/۳۸
AF _{۷۵-۱۲۵}	۰/۲۱۶	۰/۹۱۰	۰/۵۳۷	۰/۵۴۰	۰/۱۲۳	۲۲/۸۹
AF _{۵-۷۵}	۰/۲۶۸	۱/۲۰۹	۰/۶۳۷	۰/۶۱۴	۰/۱۷۶	۲۷/۷۱
AF _{<۵۰}	۰/۵۶۲	۱/۳۷۵	۰/۹۲۵	۰/۹۲۶	۰/۱۷۹	۱۹/۳۷

جدول ۲- خلاصه آماری غلظت کل سرب (میلی گرم بر کیلوگرم) در کلاس‌های اندازه‌ای ذرات خاک (میکرون) و فاکتورهای تجمعی آن.

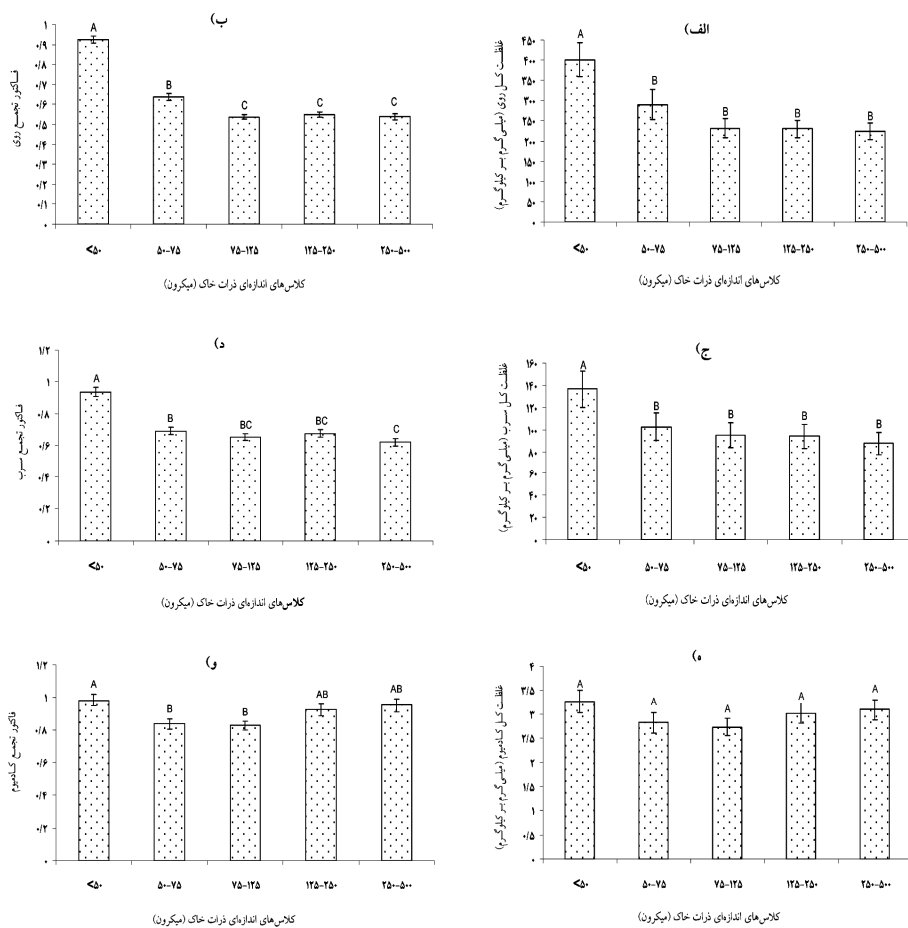
متغیر	حداقل	حداکثر	میانگین	میانه	انحراف استاندارد	ضریب تغییرات (درصد)
Pb _{<۲۰...}	۳۷/۵۵	۶۸۰/۷۵	۱۳۸/۵۱	۶۱/۹۵	۱۵۴/۲۴	۱۱۱/۳۵
Pb _{۲۵-۵۰...}	۱۰/۴۰	۵۳۶/۶۲	۸۷/۴۳	۵۱/۹۵	۱۰۰/۵۴	۱۱۴/۹۸
Pb _{۱۲۵-۲۵۰}	۱۵/۰۵	۶۴۵/۰۰	۹۳/۷۸	۵۵/۷۰	۱۰۸/۶۴	۱۱۵/۸۵
Pb _{۷۵-۱۲۵}	۱۳/۵۰	۶۴۸/۲۵	۹۴/۶۴	۵۴/۰۵	۱۱۳/۱۱	۱۱۹/۵۱
Pb _{۵-۷۵}	۱۴/۵۵	۶۳۱/۱۲	۱۰۲/۲۱	۵۴/۸۶	۱۲۴/۳۹	۱۲۱/۶۹
Pb _{<۵۰}	۲۱/۲۰	۷۷۱/۰۰	۱۳۶/۲۹	۶۸/۷۲	۱۶۳/۰۶	۱۱۹/۶۳
AF _{۲۵-۵۰...}	۰/۲۴	۱/۱۵	۰/۶۲	۰/۵۶	۰/۲۳	۳۷/۵۹
AF _{۱۲۵-۲۵۰}	۰/۲۰	۱/۲۷	۰/۶۷	۰/۶۱	۰/۲۵	۳۶/۴۵
AF _{۷۵-۱۲۵}	۰/۲۳	۱/۰۸	۰/۶۵	۰/۶۲	۰/۲۲	۳۴/۴۶
AF _{۵-۷۵}	۰/۲۲	۱/۱۵	۰/۶۹	۰/۶۹	۰/۲۴	۳۴/۴۵
AF _{<۵۰}	۰/۳۵	۱/۶۷	۰/۹۳	۰/۹۲	۰/۲۸	۳۰/۲۵

جدول ۳- خلاصه آماری غلظت کل کادمیوم (میلی‌گرم بر کیلوگرم) در کلاس‌های اندازه‌ای ذرات خاک (میکرون) و فاکتورهای تجمعی آن.

متغیر	حداقل	حداکثر	میانگین	میان	انحراف استاندارد	ضریب تغییرات (درصد)
Cd _{<۲۰۰}	۱/۸۵	۲۳/۸۵	۳/۴۱	۲/۸۵	۲/۶۲	۷۶/۹۸
Cd _{۲۵۰-۵۰۰}	۰/۴۰	۱۸/۷۵	۳/۱۰	۲/۵۶	۲/۱۹	۷۰/۷۱
Cd _{۱۲۵-۲۵۰}	۰/۳۵	۱۸/۲۵	۳/۰۳	۲/۴۷	۲/۱۷	۷۱/۷۹
Cd _{۷۵-۱۲۵}	۰/۵۵	۱۴/۵۰	۲/۷۳	۲/۴۰	۱/۸۵	۶۷/۷۵
Cd _{۰-۷۵}	۰/۶۵	۱۶/۰۰	۲/۸۲	۲/۴۰	۲/۱۷	۷۷/۰۲
Cd _{<۵۰}	۰/۸۵	۱۹/۳۷	۳/۲۷	۲/۹۷	۲/۴۱	۷۳/۷۸
AF _{۲۵۰-۵۰۰}	۰/۲۰	۲/۰۹	۰/۹۵	۰/۸۸	۰/۴۱	۴۳/۴۴
AF _{۱۲۵-۲۵۰}	۰/۱۷	۱/۷۴	۰/۹۲	۰/۸۸	۰/۳۶	۳۸/۷۲
AF _{۷۵-۱۲۵}	۰/۲۶	۱/۶۵	۰/۸۳	۰/۸۲	۰/۲۸	۳۴/۵۰
AF _{۵۰-۷۵}	۰/۲۶	۱/۷۷	۰/۸۳	۰/۸۳	۰/۳۱	۳۶/۶۴
AF _{<۵۰}	۰/۳۵	۲/۰۸	۰/۹۸	۰/۹۹	۰/۳۶	۳۶/۶۲

به‌منظور مقایسه آماری میانگین غلظت عناصر فلزی و فاکتور انباشت در کلاس‌های اندازه ذرات خاک، از آزمون LSD فیشر در سطح اعتماد ۹۵ درصد استفاده شد. نتایج به‌صورت شماتیک در شکل ۳ نشان داده شده است. همان‌گونه که مشاهده می‌شود، برای عنصر روی، میانگین غلظت این عنصر در کلاس ذرات کوچک‌تر از ۵۰ میکرون دارای اختلاف معنی‌دار با غلظت روی در دیگر کلاس‌ها در سطح احتمال آماری ۵ درصد دارد. نتیجه مشابهی برای فاکتور انباشت عنصر روی به‌دست آمد. مقایسه میانگین غلظت سرب و فاکتور انباشت در کلاس‌های مختلف اندازه ذرات خاک منجر به نتایج شبیه به عنصر روی گردید. اما، میانگین غلظت کادمیوم در کلاس‌های اندازه‌ای مختلف ذرات خاک اختلاف معنی‌داری در سطح اعتماد ۹۵ درصدی از خود نشان نداد. با این اوصاف، میانگین فاکتور انباشت کادمیوم در کلاس ذرات کوچک‌تر از ۵۰ میکرون دارای اختلاف معنی‌دار با دیگر کلاس‌های اندازه ذرات خاک در سطح احتمال آماری ۵ درصد بوده است.

وانگ و همکاران (۲۰۰۶) در بررسی چگونگی توزیع فلزات سنگین در اجزای اندازه‌ای ذرات خاک گزارش کردند که بیش‌ترین غلظت فلزات سنگین در جزء کوچک‌تر از ۴۵ میکرون وجود داشته و بیان نمودند که ذرات ریزتر از ۱۲۵ میکرون به‌آسانی توسط رواناب سطحی و وزش باد در منطقه مطالعاتی انتقال و منتشر می‌شود.



شکل ۳- میانگین غلظت کل فلزات سنگین و فاکتورهای تجمع آن‌ها در کلاس‌های اندازه‌ای ذرات خاک. (میانگین‌های دارای حروف مشترک از نظر آماری در سطح احتمال آماری ۵ درصد براساس آزمون *LSD* فیشر دارای اختلاف معنی‌دار نیستند).

بررسی‌های هرنگرن و همکاران (۲۰۰۶) نیز نشان می‌دهد که بیش‌ترین غلظت فلزات سنگین در کلاس اندازه‌ای ۷۵-۴۵ میکرون وجود داشته و رسوبات ریزتر از ۱۵۰ میکرون دربرگیرنده بالاترین مقدار فلزات سنگین بوده است. در گزارش آکوستا و همکاران (۲۰۰۹) آورده شده است که با افزایش اندازه ذرات، غلظت عناصر سنگین کاهش یافته است. آن‌ها بیان داشتند که اساساً فلزات سنگین در کلاس اندازه‌ای کوچک‌تر از ۱۵۰ میکرون تجمع و انباشت پیدا می‌کنند. آن‌ها با استفاده از فاکتور غنی‌شدگی که عبارت از نسبت غلظت فلز در نمونه موردنظر به غلظت مرجع فلز موردنظر در نمونه توده خاک است، نشان دادند که با کاهش اندازه ذرات، نسبت غنی‌شدگی افزایش پیدا نموده و هرگاه، این نسبت از واحد فزونی گیرد؛ آن‌گاه، نشان‌دهنده زیاد بودن غلظت عنصر در مقایسه با مقدار زمینه خواهد بود. آن‌ها این افزایش را به دخالت‌ها و فعالیت‌های انسانی مرتبط دانستند.

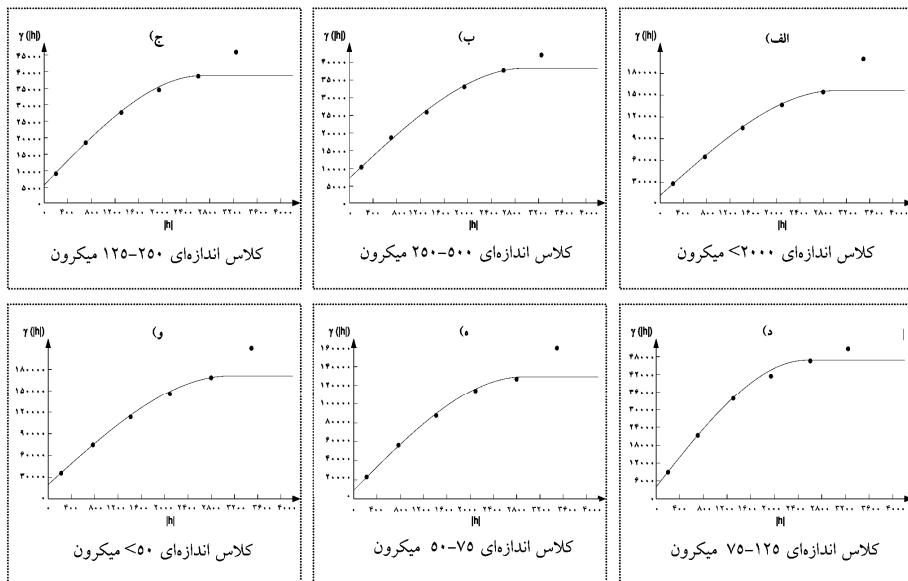
کیویان و همکاران (۱۹۹۶) گزارش کردند که فلزات سنگین به‌طور ویژه‌ای در رس‌ها و شن ریز تجمع پیدا می‌کنند. منیرشاه و همکاران (۲۰۰۶) به این نتیجه رسیدند که منشأ اصلی ذرات معلق در هوا عبارت از ذرات ۱۰۰-۱۰ میکرونی بوده که رابطه‌های هم‌بستگی بالایی با غلظت فلزات سنگین دارند. اژمون-مارسون و همکاران (۲۰۰۸)، افزایش غلظت فلزات سنگین با کاهش اندازه ذرات را به واکنش‌پذیری بیش‌تر ذرات ریز نسبت دادند که سبب تسریع تجمع و انباشت فلزات در این اجزا شده است.

توزیع مکانی غلظت عناصر فلزی در کلاس‌های اندازه ذرات خاک: در اولین قدم تجزیه و تحلیل تغییرپذیری مکانی متغیرها، اقدام به بررسی ناهمسان‌گردی در ساختار و الگوی تغییرات مکانی از طریق محاسبه و تحلیل واریوگرام‌های رویه‌ای شد. تحلیل کیفی واریوگرام‌های رویه‌ای بیانگر توزیع مکانی به‌نسبت همسان‌گرد همه متغیرهای مورد مطالعه بود.

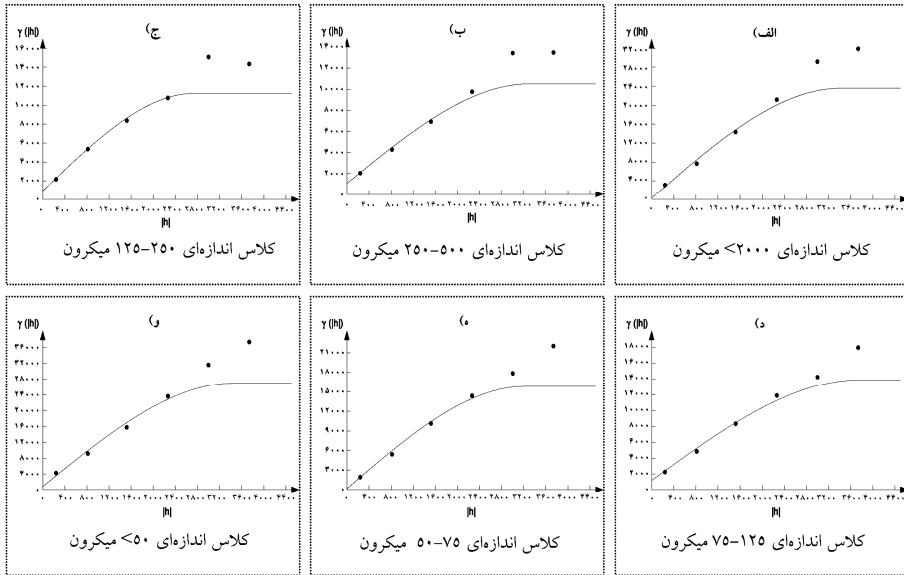
به‌منظور بررسی ساختار تغییرپذیری مکانی غلظت عناصر فلزی در کلاس‌های اندازه‌ای مختلف ذرات خاک، اقدام به محاسبه واریوگرام همه‌جهته و برازش مدل نظری بر آن شد. واریوگرام‌ها در شکل‌های ۴ تا ۶ و نتایج عددی آن‌ها در جدول‌های ۴ تا ۶ نشان داده شده است. تمامی واریوگرام‌ها توسط مدل کروی برازش داده شدند. انتخاب مدل نظری واریوگرام‌ها مبتنی بر تفسیر و تحلیل کیفی چگونگی برازش رفتار کلی واریوگرام تجربی به بهترین وجه ممکن بوده است.

نتایج تعیین درجه وابستگی مکانی، دلالت بر قوی بودن کلاس وابستگی مکانی غلظت عناصر در تمامی کلاس‌های اندازه ذرات خاک داشت. چونفا و همکاران (۲۰۰۸) کلاس وابستگی مکانی متوسط تا قوی برای واریوگرام‌های محاسبه شده غلظت فلزات سنگین در دره فویانگ چین گزارش کردند.

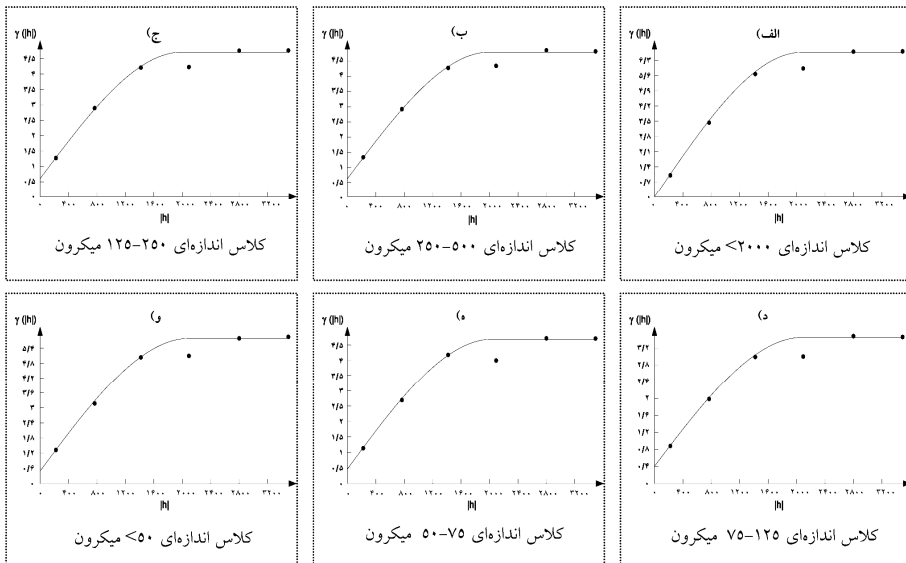
مقایسه مقادیر دامنه محاسبه شده برای واریوگرام‌های غلظت عناصر سنگین نشان داد که برای هر کدام از عناصر، دامنه تغییرپذیری مکانی غلظت آن عنصر در کلاس ذرات ریزتر تا حدودی بزرگ‌تر از ذرات درشت‌تر می‌باشد. این امر می‌تواند ناشی از پدیده ترقیق اتمسفری و نقش باد در گسترش و پراکنده‌تر نمودن ذرات ریزتر و حمل آن تا مسافت‌های بیشتر در مقایسه با ذرات بزرگ‌تر باشد. در عین حال، دامنه تغییرپذیری کادمیوم در مقایسه با دو عنصر دیگر، به مراتب کوچک‌تر بوده است. یافتن دلایل یا عوامل تأثیرگذار بر روی این الگو و وسعت تغییرپذیری نیازمند بررسی‌های بیش‌تری می‌باشد.



شکل ۴- تغییرنمای همه‌جته غلظت کل روی (میلی‌گرم بر کیلوگرم) در کلاس‌های اندازه‌ای ذرات خاک (میکرون).



شکل ۵- تغییرنمای همه‌جته غلظت کل سرب (میلی گرم بر کیلوگرم) در کلاس‌های اندازه‌ای ذرات خاک (میکرون).



شکل ۶- تغییرنمای همه‌جته غلظت کل کادمیوم (میلی گرم بر کیلوگرم) در کلاس‌های اندازه‌ای ذرات خاک (میکرون).

جدول ۴- پارامترهای مدل‌های تغییرنمای غلظت کل روی (میلی‌گرم بر کیلوگرم) در کلاس‌های اندازه‌ای ذرات خاک (میکرون).

متغیر	مدل	اثر قطعه‌ای	حد آستانه	دامنه (متر)	درصد وابستگی مکانی	کلاس وابستگی مکانی
Zn _{<۲۰۰}	کروی	۱۱۹۰۰/۰	۱۵۶۴۰۰/۰	۳۰۱۰	۷/۶۰	قوی
Zn _{۲۵۰-۵۰۰}	کروی	۷۲۹۴/۰	۳۸۳۷۴/۰	۲۹۷۰	۱۹/۰۰	قوی
Zn _{۱۲۵-۲۵۰}	کروی	۵۷۳۰/۵	۳۸۷۹۶/۱	۲۶۷۳	۱۴/۷۷	قوی
Zn _{۷۵-۱۲۵}	کروی	۴۰۱۲/۱	۴۶۸۲۲/۰	۲۵۴۱	۸/۵۶	قوی
Zn _{۵۰-۷۵}	کروی	۹۱۳۲/۷	۱۲۹۲۱۹/۷	۲۹۰۹	۷/۰۶	قوی
Zn _{<۵۰}	کروی	۱۹۷۸۷/۰	۱۷۰۹۸۲/۰	۳۱۱۵	۱۱/۵۷	قوی

جدول ۵- پارامترهای مدل‌های تغییرنمای غلظت کل سرب (میلی‌گرم بر کیلوگرم) در کلاس‌های اندازه‌ای ذرات خاک (میکرون).

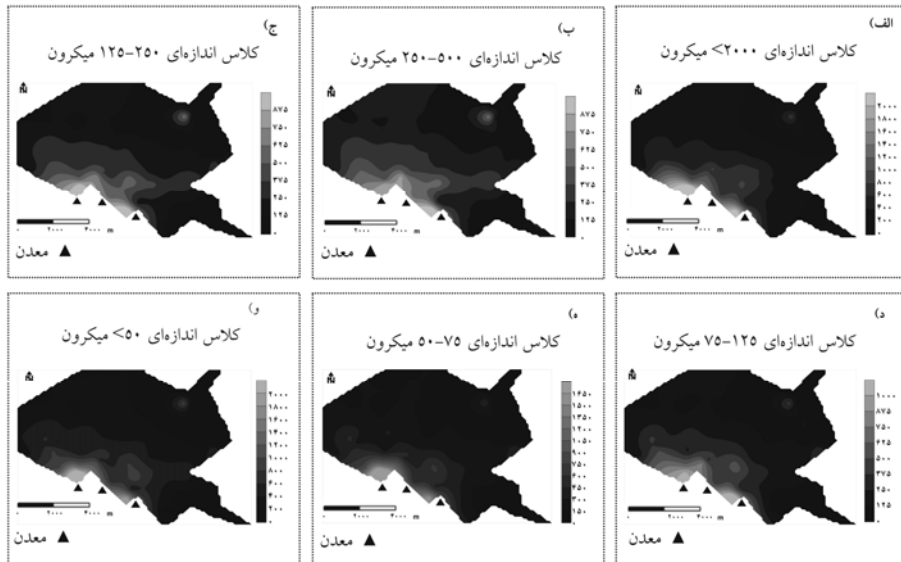
متغیر	مدل	اثر قطعه‌ای	حد آستانه	دامنه (متر)	درصد وابستگی مکانی	کلاس وابستگی مکانی
Pb _{<۲۰۰}	کروی	۲۹۸/۴۰	۲۳۵۷۸/۴۰	۳۴۲۰	۱/۲۶	قوی
Pb _{۲۵۰-۵۰۰}	کروی	۱۰۶۶/۲۷	۱۰۵۲۶/۲۷	۳۳۰۶	۱۰/۱۳	قوی
Pb _{۱۲۵-۲۵۰}	کروی	۹۲۳/۲۰	۱۱۲۴۳/۲۰	۲۷۳۶	۸/۲۱	قوی
Pb _{۷۵-۱۲۵}	کروی	۱۱۷۰/۰۰	۱۳۹۱۰/۰۰	۳۷۶۲	۸/۴۱	قوی
Pb _{۵۰-۷۵}	کروی	۱۶۰/۰۰	۱۵۸۴۰/۰۰	۳۲۳۰	۱/۰۱	قوی
Pb _{<۵۰}	کروی	۸۱۰/۰۰	۲۷۰۰۰/۰۰	۳۴۵۸	۳/۰۰	قوی

جدول ۶- پارامترهای مدل‌های تغییرنمای غلظت کل کادمیوم (میلی‌گرم بر کیلوگرم) در کلاس‌های اندازه‌ای ذرات خاک (میکرون).

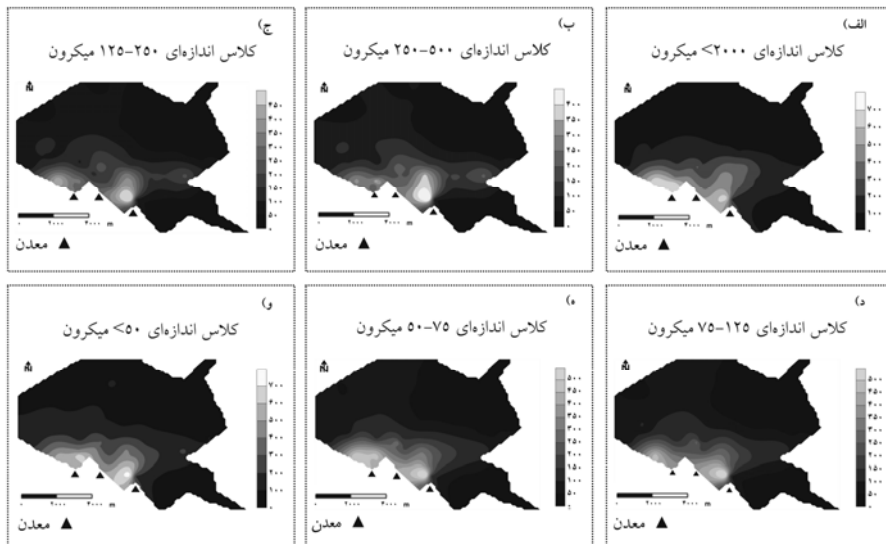
متغیر	مدل	اثر قطعه‌ای	حد آستانه	دامنه (متر)	درصد وابستگی مکانی	کلاس وابستگی مکانی
Cd _{<۲۰۰}	کروی	۰/۰۰۰	۶/۶۶	۲۰۷۱	۰/۰۰۰	قوی
Cd _{۲۵۰-۵۰۰}	کروی	۰/۶۲۴	۴/۸۱	۲۰۰۰	۱۴/۹۰۰	قوی
Cd _{۱۲۵-۲۵۰}	کروی	۰/۶۱۱	۴/۷۱	۱۹۹۴	۱۲/۹۷۱	قوی
Cd _{۷۵-۱۲۵}	کروی	۰/۴۰۸	۳/۵۰	۲۰۸۱	۱۱/۷۸۷	قوی
Cd _{۵۰-۷۵}	کروی	۰/۴۷۰	۴/۶۸	۲۰۳۵	۱۰/۰۳۰	قوی
Cd _{<۵۰}	کروی	۰/۴۹۷	۵/۷۹	۲۰۹۴	۸/۵۸۳	قوی

پهنه‌بندی و تهیه نقشه‌های غلظت عناصر سنگین، یکی از مراحل مهم و اولیه در راستای تصمیم‌گیری برای جداسازی محدوده‌های آلوده یا تعیین محدوده‌های مناسب برای اقدامات حفاظتی می‌باشد. پس از بهینه‌سازی پارامترهای تخمین‌گر کریجینگ، اقدام به پهنه‌بندی غلظت عناصر فلزی برای کلاس‌های اندازه ذرات خاک شد. نقشه‌های کریجینگ در شکل‌های ۷ تا ۹ نمایش داده شده‌اند. همان‌گونه که ملاحظه می‌شود، توزیع مکانی تمامی متغیرها پیوسته و وابسته به موقعیت جغرافیایی نقاط نمونه‌برداری می‌باشد. برای هر سه عنصر فلزی، صرف‌نظر از کلاس اندازه ذرات خاک، یک الگوی تغییرپذیری مکانی مشترک و مشابه بر روی تمامی نقشه‌های کریجینگ مشهود می‌باشد: حداکثر غلظت عناصر فلزی در نزدیکی و مجاورت منابع آلودگی (معادن) وجود داشته و با فاصله گرفتن از آنها، غلظت عناصر کاهش پیدا می‌کند. اگرچه، در آلودگی‌های نقطه‌ای، مشاهده چنین الگویی بسیار مرسوم و معمول می‌باشد؛ با این اوصاف، چنین گرادیان و افت غلظت عناصر را می‌توان به گرادیان‌های مشابه در عوامل و فاکتورهای تأثیرگذار و کنترل‌کننده، مانند جهات اصلی میزان و سرعت وزش باد، تاریخچه و شدت فعالیت‌های معدن‌کاوی در منطقه یا اثر فاصله انتقال فلزات ترقیق شده در اتمسفر توسط باد نسبت داد.

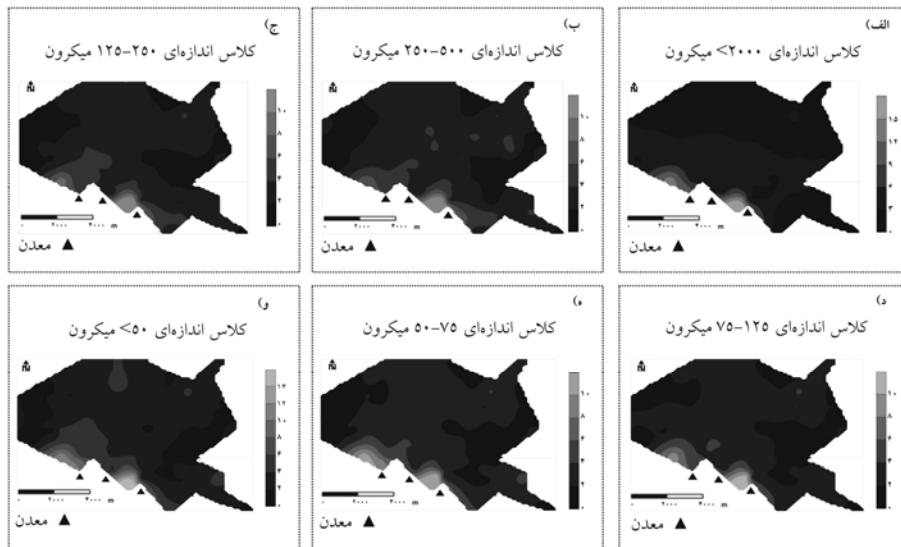
نکته مهم دیگری که توجه بیش‌تری را طلب می‌کند، عبارت از هم‌راستایی جهت بادهای غالب در منطقه با مناطق مسکونی (شهرک سپاهان‌شهر) است که موجب الگوی نواری انتشار و انتقال آلاینده‌ها به‌سوی مناطق مسکونی شده است. بدیهی است، انتظار می‌رود که نوارهای غلظتی مربوط به ذرات ریزتر طولی‌تر بوده و با سرعت بیش‌تری نواحی مسکونی را ملاقات نمایند. نقشه‌های کریجینگ دیگر خصوصیات خاک (مانند pH، مواد آلی، شن و سیلت) منطقه ارایه شده توسط دیانی و محمدی (۲۰۱۰) بیانگر مشابهت بسیار زیاد بین الگوی پراکنش مکانی آنها با الگوی توزیع مکانی غلظت عناصر فلزی مورد مطالعه است.



شکل ۷- نقشه‌های کریجینگ غلظت کل روی (میلی گرم بر کیلوگرم) در کلاس‌های اندازه‌ای ذرات خاک.



شکل ۸- نقشه‌های کریجینگ غلظت کل سرب (میلی گرم بر کیلوگرم) در کلاس‌های اندازه‌ای ذرات خاک.



شکل ۹- نقشه‌های کریجینگ غلظت کل کادمیوم (میلی‌گرم بر کیلوگرم) در کلاس‌های اندازه‌ای ذرات خاک.

نتیجه‌گیری

نتایج این پژوهش، بسیاری از گزارش‌های اخیر در مورد تقسیط ترجیحی غلظت فلزات در اندازه‌های ذرات ریزتر خاک را مورد تأیید قرار می‌دهد. تجمع فلزات در ذرات ریزتر خاک ناشی از سطوح ویژه بسیار بالای آن‌ها و همچنین، بارهای الکتریکی منفی همراه با ذرات ریزتر (به‌ویژه بر روی کانی‌های رسی از نوع ۲:۱) و مواد آلی است. میزان رس در نمونه‌های خاک سطحی از حداقل ۶ درصد تا حداکثر ۳۱ درصد (با میانگین ۱۵ درصد) و میزان مواد آلی نیز از ۰/۷-۰/۱ درصد (با میانگین ۰/۲ درصد) برای خاک منطقه مطالعاتی گزارش شده است (دیانی و محمدی، ۲۰۱۰). همچنین، مقدار میانگین pH در منطقه و برای لایه سطحی خاک برابر با ۸/۱ بوده است. این آمارها می‌توانند تا حدود زیادی توجیه‌کننده تجمع ترجیحی فلزات در کلاس‌های اندازه‌ای ذرات ریز خاک باشند.

اگرچه مقدار میانگین فاکتور تجمع و انباشت برای کلاس‌های مختلف ذرات خاک و برای سه عنصر فلزی مورد مطالعه از واحد فزونی نداشته است؛ ولی، این فاکتور دارای روندی صعودی از ذرات درشت‌تر به سمت ذرات ریزتر خاک بوده است. علاوه بر آن، در بسیاری از نمونه‌ها، مقدار فاکتور انباشت از عدد ۱ برای هر سه عنصر سنگین بیش‌تر بوده است.

الگوی توزیع مکانی غلظت عناصر سنگین برای هر سه عنصر فلزی و کلاس‌های اندازه‌ای ذرات خاک بسیار شبیه به یکدیگر بوده است. به‌طورکلی، غلظت عناصر سنگین با فاصله گرفتن از منبع (معادن فعال در منطقه) کاهش پیدا می‌کند. اگرچه، چنین الگوی پراکنش مکانی برای آلودگی‌های ناشی از منابع نقطه‌ای (آلودگی نقطه‌ای)، بسیار معمول و مرسوم می‌باشد؛ اما از عامل باد و جهت وزش بادهای غالب در منطقه که موجب القا و وسعت بخشیدن به گستره مکانی آلودگی در منطقه شده است، نباید غفلت نمود. در منطقه مطالعاتی، غالب بادهای محلی در راستای شمال‌شرقی می‌وزد که خود موجب زایش و استمرار پدیده تریقی اتمسفری و انتقال و انتشار ذرات ریزتر (همراه با آلاینده‌ها) از معادن به‌سوی مناطق شهری و مسکونی می‌شود. بدیهی است، برای بررسی بیش‌تر نقش و اثرات این پدیده اتمسفری در گسترش آلودگی به‌سوی مناطق مسکونی، نمونه‌برداری از ترسیبات اتمسفری در محدوده شهری از طریق تکنیک تله‌گذاری و همچنین، نمونه‌برداری (خاک و هوا) از مراکز عمومی و تفریحی مانند پارک‌ها و فضاهای سبز واقع در شهرک سپاهان‌شهر ضروری و توصیه می‌گردد. علاوه بر آن، برای شناخت مکانیزم‌های انباشت عناصر فلزی در کلاس‌های مختلف اندازه ذرات خاک، به‌ویژه ذرات ریزتر، بررسی ترکیب مینرالوژیکی (کانی‌شناسی) و همچنین، مرفولوژیکی (ریخت‌شناسی) نمونه‌های خاک در کلاس‌های اندازه‌ای مختلف توصیه می‌شود.

براساس نتایج به‌دست آمده از این پژوهش و دیگر گزارش‌های ارایه شده از مناطق مختلف دنیا، به‌نظر می‌رسد که ارزیابی ریسک آلودگی خاک در محدوده‌های شهری، به‌ویژه شهرک‌های احداث شده در مجاور قطب‌های صنعتی باید مبتنی بر کلاس‌های اندازه‌ای ذرات خاک، به‌ویژه ذرات ریز باشد. زیرا مشاهدات بیانگر تمایل فلزات سنگین و آلاینده‌ها در تجمع و انباشت بر روی این دسته از ذرات خاک می‌باشد. در منطقه مطالعاتی، تنفس و استنشاق ذرات ریز (احتمالاً ذرات کوچک‌تر از ۱۰۰ میکرون) می‌تواند یکی از مسیرهای پرمخاطره و خطرآفرین در رابطه با سلامت ساکنان شهرک تازه احداث شده سپاهان‌شهر باشد.

منابع

1. Acosta, J.A., Faz Cano, A., Arocena, J.M., Debela, F., and Martinez-Martinez, S. 2009. Distribution of metals in soil particle size fractions and its implication to risk assessment of playgrounds in Murcia City (Spain). *Geoderma*, 149: 101-109.
2. Adriano, D.C. 1986. Trace elements in the terrestrial environment. Springer-Verlag, New York, 533p.
3. Ajimone-Marsan, F., Biasioli, M., Kralj, T., Greman, H., Davidson, C.M., Hursthouse, A.S., Madrid, L., and Rodrigues, S. 2008. Metals in particle-size fractions of the soils of five European cities. *Environ. Pollut.* 152: 73-81.

4. Al-Rajahi, A., Seaward, M.R., and Edwardst, H.G. 1996. Particle size effect for metal pollution analysis of atmospherically deposited dust. *Atmos. Environ.* 30: 145-153.
5. Amini, M., Afyuni, M., Khademi, H., Abbaspour, K.C., and Schulin, R. 2005. Mapping risk of cadmium and lead contamination to human health in soils of Central Iran. *Sci. Total Environ.* 347: 64-77.
6. Banerjee, A.D.K. 2003. Heavy metal levels and solid phase speciation in street dusts of Delhi, India. *Environ. Pollut.* 123: 95-105.
7. Cambardella, C.A., Moorman, T.B., Novak, J.M., Parkin, T.B., Karlen, D.L., Turco, R.F., and Konopka, A.E. 1994. Field-scale variability of soil properties in central Iowa soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58: 1501-1511.
8. Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME). 2006. Canadian soil quality guidelines for the protection of environmental and human health: summary table. *Canadian Environmental Quality Guidelines*. Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg, Pp: 1-6.
9. Chunfa, W., Jiaping, W., Yongming, L., Haibo, Z., and Ying, T. 2008. Statistical and geochemical characterization of heavy metal concentrations in a contaminated area taking into account soil map units. *Geoderma*, 144: 171-179.
10. Davies, B.E. 1995. Lead, P 206-220. In: Alloway, B.J. (ed.), *Heavy metals in soils*, Blackie Academic and Professional, London.
11. Dayani, M., and Mohammadi, J. 2010. Geostatistical assessment of Pb, Zn and Cd contamination in near-surface soils of the urban-mining transitional region of Isfahan, Iran. *Pedosphere*, 20: 568-577.
12. De Miguel, D., Llamas, J., Chacon, E., Berg, T., Larssen, S., Royset, O., and Vadset, M. 1997. Origin and patterns of distribution of trace elements in street dust: unleaded petrol and urban lead. *Atmos. Environ.* 31: 2733-2740.
13. Golden Software. 2002. *Surfer for Windows*. Version 8, Golden Software Inc., Golden Co, USA.
14. Government of Canada. 2001. Order adding toxic substances to schedule 1 to the Canadian environment protection act, 1999. *Canada Gazette*, 135: 1-8.
15. Hemphill, C.P., Ruby, M.V., Beck, B.D., and Davis, A. 1991. The bioavailability of lead in mining wastes: physical/chemical considerations. *Chem. Speciation Bioavailability*, 3: 135-148.
16. Herngren, L., Goonetilleke, A., and Ayoko, G.A. 2006. Analysis of heavy metals in road-deposited sediments. *Anal. Chim. Acta.* 571: 270-278.
17. Hooker, P.J., and Nathanail, C.P. 2006. Risk-based characterization of lead in urban soil. *Chem. Geol.* 226: 340-351.
18. Kabata-pendias, A., and Pendias, H.K. 2000. *Trace Elements in soils and plants*. CRC Press, United States, 413p.
19. Komnitsas, K., and Modis, K. 2006. Soil risk assessment of As and Zn contamination in coal mining region using geostatistics. *Sci. Total Environ.* 371: 190-196.

20. Li, X., Poon, C.S., and Liu, P.S. 2001. Heavy metal contamination of urban soils and street dusts in Hong Kong. *Appl. Geochem.* 16: 1361-1368.
21. Lin, Z.X., Harsbo, K., Ahlgren, M., and Qvarfort, U. 1998. The source and fate of Pb in contaminated soils at the urban area of Falun in Central Sweden. *Sci. Total Environ.* 209: 47-58.
22. Ljung, K., Selinus, O., and Otabbong, E. 2005. Metals in soils of children's urban environments in the small northern European city of Uppsala. *Sci. Total Environ.* 366: 749-759.
23. Ljung, K., Selinus, O., Otabbong, E., and Berglund, M. 2006. Metal and arsenic distribution in soil particle size relevant to soil ingestion by children. *Appl. Geochem.* 21: 1613-1624.
24. Ministry of the Environment, Government of Japan. 2007. Environmental Soil Quality Standards for Soil Pollution. Japan. <http://www.env.go.jp/en/water/soil/sp.html>.
25. Mohammadi, J. 2006. *Pedometrics (spatial statistics)*. Pelk Publication. Tehran, 453p. (In Persian)
26. Munir-Shah, H., Shaheen, N., Jaffar, M., Khalique, A., Tariq, S.R., and Manzoor, S. 2006. Spatial variations in selected metal contents and particle size distribution in an urban and rural atmosphere of Islamabad, Pakistan. *J. Environ. Manage.* 78: 128-137.
27. Page, A.L., and Chang, A.C. 1993. Lead contaminated soils: priorities for remediation? *Hazard. Waste Hazard. Mater.* 10: 1-2.
28. Pannatier, Y. 1996. *VARIOWIN: software for spatial data analysis in 2D. Statistics and computing series*, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 91p.
29. Qian, J., Shan, X., Wang, Z., and Tu, Q. 1996. Distribution and plant availability of heavy metals in different particle-size fractions of soil. *Sci. Total Environ.* 187: 131-141.
30. Rodriguez, J.A., Nanos, N., Grau, J.M., Gil, L., and Lopez-Arias, M. 2008. Multiscale analysis of heavy metal contents in Spanish agricultural topsoils. *Chemosphere*, 70: 1085-1096.
31. Saby, N., Arrouays, D., Boulonne, D.L., Jolivet, C., and Pochot, A. 2006. Geostatistical assessment of Pb in soil around Paris, France. *Sci. Total Environ.* 367: 212-221.
32. Samara, C., and Voutsas, D. 2005. Size distribution of airborne particulate matter and associated heavy metals in the roadside environment. *Chemosphere*, 59: 1197-1206.
33. Stanek, E.J., Calabrese, E.J., and Barnes, R.M. 1999. Soil ingestion estimates for children in Anaconda using trace element concentrations in different particle size fractions. *Hum. Ecol. Risk Assess.* 5: 547-558.
34. StatSoft, Inc. 2001. *STATISTICA 6.0, (data analysis software system) for windows*. Statsoft Inc., Tulsa, Oklahoma. (www.statsoft.com).
35. Wang, X., Qin, Y., and Chen, Y. 2006. Heavy metals in urban roadside soils, part 1: effect of particle size fractions on heavy metals partitioning. *Environ. Geol.* 50: 1061-1066.



Statistical and spatial distribution of some heavy metals in surface soil particle size fractions in South of Isfahan

Sh. Mahmoudi¹, *J. Mohammadi² and M. Naderi³

¹M.Sc. Graduate, Dept. of Soil Science, Shahrekord University, ²Associate Prof., Dept. of Soil Science, Shahrekord University, ³Assistant Prof., Dept. of Soil Science, Shahrekord University

Received: 10/17/2011; Accepted: 07/03/2012

Abstract

Metal contents in bulk soil samples are commonly used to evaluate pollution. However, many documents indicated that metal accumulations in soils are increased with decreasing particle size. We investigated the distribution of heavy metal (Zn, Pb and Cd) concentrations in various particle size fractions and assessed spatial variability of their concentrations in soil surface around Sepahan Shahr Town located 25 Km south of Isfahan metropolis. One hundred composite soil samples were taken randomly and after air-drying fractionated in five classes including 250-500, 125-250, 75-125, 50-75 and <50 μm . Results indicated that metal contents increased with decreasing particle size. The mean of Zn concentration increased from 224 mg kg^{-1} in 250-500 μm size fraction to 401 mg kg^{-1} for the finest fraction of <50 μm . The same trend was observed for the mean of Pb and Cd concentrations. Kriged maps indicated the same general pattern for all metal concentrations. The amount of metal pollution decreased with increasing distance from sources (mines). The results could provide important information that might be useful in assessing risks associated with urban soils and areas around Isfahan metropolis where under intensive development.

Keywords: Heavy metal, Kriging, Soil pollution, Spatial variability

* Corresponding Author; Email: jahan.mohammad@ymail.com