



Creative Commons Attribution 4.0 International License (CC BY 4.0)

جغرافیا و مخاطرات محیطی، شماره سی و هشتم، تابستان ۱۴۰۰

صص ۷۸-۵۹

doi: <https://dx.doi.org/10.22067/geoeh.2021.68492.1015>

مقاله پژوهشی

## بررسی تغییرات مکانی غلظت آلاینده‌های سرب و کادمیم در خاک سطحی بخش‌هایی از ایران مرکزی (مطالعه موردی: دشت قم)

سمیه صدر<sup>۱</sup> - استادیار گروه کشاورزی دانشگاه پیام نور، کرمان، ایران

زهرا موحدی راد - مربی گروه کشاورزی دانشگاه پیام نور، کرمان، ایران

تاریخ دریافت: ۱۳۹۹/۱۱/۴ تاریخ بازنگری: ۱۴۰۰/۲/۱۱ تاریخ تصویب: ۱۴۰۰/۲/۲۳

### چکیده

آلودگی‌های زیست‌محیطی از مهم‌ترین عوامل مؤثر بر تخریب و تنزل کیفیت اجزای بیوسفر محسوب شده و در این میان فلزات سنگین به دلیل سمیت، تجزیه‌پذیری و تحرک کم در خاک و تجمع زیستی در گیاهان مورد توجه هستند. این پژوهش با هدف تهیه نقشه پراکنش سرب و کادمیم خاک‌های سطحی بخش‌هایی از استان قم به مرکزیت شهر قم، با کاربری‌های متفاوت کشاورزی، شهری و صنعتی بایر در دو شکل کل و قابل جذب انجام گرفته است. توزیع مکانی این عناصر در خاک‌های سطحی با کاربری‌های متفاوت به وسعت ۱۰۵۴ کیلومترمربع بررسی شد. نمونه‌برداری در ۲۰۹ نقطه با شبکه‌بندی منطقه مطالعاتی انجام و مقدار کل و قابل جذب سرب و کادمیم با استفاده از دستگاه جذب اتمی تعیین شد. واریوگرام‌های همه جهت عناصر مذکور توسط نرم‌افزار Variowin ترسیم گردید. به دلیل عدم دستیابی به ساختار مناسب تغییرنما در مورد کادمیم، کریجینگ و تهیه نقشه در مورد آن صورت نگرفت. میانبایی به روش کریجینگ نقطه‌ای و با نرم‌افزار WinGslib صورت گرفت. به منظور تعیین دقت تخمین‌های انجام شده از MSEE، MEE استفاده گردید. دامنه تغییرات سرب کل با حداقل ۹/۶ و حداکثر ۱۲۳/۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم، مقدار ۱۱۳/۸ گزارش می‌گردد. در این مطالعه حداقل و حداکثر غلظت کادمیم کل به ترتیب ۰/۲ و ۵/۵ بوده است. میانگین غلظت سرب قابل جذب در منطقه مطالعاتی ۴/۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم با حداقل ۰/۵ و حداکثر ۳۴/۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم است. بر اساس نقشه‌های پراکنش سرب به نظر می‌رسد عامل مؤثر بر روند افزایشی این عنصر، نوع کاربری باشد. اراضی با کاربری شهری و صنعتی بیشترین مقدار

سرب کل و قابل جذب را دارا بودند که نشان از پتانسیل بالای منطقه برای آلودگی است. لذا لازم است اقدامات مدیریتی لازم جهت جلوگیری از بروز حوادث مخرب زیست محیطی انجام گیرد.

**کلیدواژه‌ها:** کریجینگ، WinGslib، عناصر سنگین، استان قم.

#### ۱- مقدمه

فلزات سنگین به دلیل ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاص همچون سمیت، عدم تجزیه پذیری، تحرک کم در خاک و تجمع زیستی در گیاهان بسیار مورد توجه هستند (کاباتا پندیاس<sup>۱</sup>، ۲۰۱۰؛ مومبو و همکاران<sup>۲</sup>، ۲۰۱۵). غلظت این عناصر با سمیت و آلودگی خاک در ارتباط است و به عنوان مهم‌ترین مسائل زیست محیطی و بهداشتی معرفی شده‌اند (هاگنر و همکاران<sup>۳</sup>، ۲۰۱۸). ارزیابی مقدار غلظت عناصر سنگین در سیستم خاک - آب - گیاه به دلیل تأثیر این مواد بر زنجیره غذایی و سلامت گیاهان و جانوران و در نهایت انسان مومبو و همکاران<sup>۴</sup>، اهمیت زیادی دارد. محققان در طی دهه‌های اخیر مهم‌ترین منبع آلودگی خاک و محیط زیست به این عناصر را فعالیت‌های صنعتی انسان ساخت، نظیر معادن، ذوب فلزات، آبکاری‌ها، نیروگاه‌ها، ایستگاه‌های عرضه و نگهداری بنزین، محل تولید و مصرف کودهای شیمیایی و آفت کش‌ها، استفاده از پساب و لجن فاضلاب در کشاورزی و مکان‌های دفن زباله‌های صنعتی معرفی کردند (مورتون برمه‌آ و همکاران<sup>۵</sup>، ۲۰۰۲).

با توجه به اهمیت آگاهی از وضعیت توزیع عناصر سنگین جهت اتخاذ تصمیم‌های درست مدیریتی برای رسیدن به توسعه پایدار به ویژه در بخش محیط زیست و سلامت، جمع‌آوری اطلاعات پایه زیست محیطی برای منابع حیاتی از جمله خاک ضروری است (کارلن و همکاران<sup>۶</sup>، ۲۰۱۱). مطالعات اخیر بر روی فلزات سنگین تمرکز خود را بر مقدار و توزیع این عناصر در خاک قرار داده است (لو و یو<sup>۷</sup>، ۲۰۱۸). در این راستا، بررسی وضعیت آلودگی خاک به فلزات سنگین در مناطقی که به واسطه ساختار زمین شناسی ویژه، فعالیت‌های صنعتی و یا کشاورزی احتمال انباشت فلزات سنگین در آن وجود دارد، ضروری است.

به دلیل وسعت مکانی و مشکلات مرتبط با نمونه برداری برای تعیین مناطق آلوده و مناطق در معرض آلودگی، استفاده از روش‌های زمین‌آمار بسیار مفید است و به عنوان ابزار قدرتمند در شناخت ویژگی‌های خاک و بررسی تغییرات آن با مدیریت خاک محسوب می‌شوند (بهران و شوکلا<sup>۸</sup>، ۲۰۱۵). از میان روش‌های زمین‌آماري ابزار

1 Kabata-pendias

2 Mombo et al

3 Hagner et al.

4 Mombo et al

5 Morton-Bermea et al.

6 Karlen et al

7 Lv & Yu

8 Behera & Shukla

کریجینگ برای تعیین توزیع مکانی فلزات سنگین خاک پتانسیل بالایی دارد و همچنین به‌عنوان روشی مناسب برای درون‌یابی و تهیه نقشه‌های آلاینده‌ها پیشنهاد شده است (کورتس و همکاران<sup>۱</sup>، ۲۰۱۷). در بین روش‌های مختلف کریجینگ، روش کریجینگ معمولی خطای کمتری دارد. زیرا در این روش، مقادیر نقطه مجهول از مقادیر نقاط معلوم اطراف و از یک مدل تغییرنما به دست می‌آید (ملکی و همکاران، ۱۳۹۳). در همین زمینه مطالعات متعددی در دنیا و ایران انجام گرفته است از جمله جدیدترین آن‌ها می‌توان به مطالعات (کاوو و همکاران<sup>۲</sup>، ۲۰۱۷؛ بهونیا و همکاران<sup>۳</sup>، ۲۰۱۸؛ ژن و همکاران<sup>۴</sup>، ۲۰۱۹ و مونوزناژرا و همکاران<sup>۵</sup>، ۲۰۲۰) اشاره کرد.

علی‌رغم اهمیت بالای وجود اطلاعات کافی و کامل از وضعیت توزیع عناصر سنگین در استان‌های کشور، جهت اتخاذ تصمیمات درست مدیریتی در پروژه‌های ملی و منطقه‌ای، تنها در تعداد معدودی از استان‌های کشور پراکنش فلزات سنگین به‌صورت نقشه‌های کاربردی ارائه شده است و در بیشتر استان‌ها، از جمله استان قم اطلاعات بسیار محدودی در مورد مقدار کل فلزات سنگین در خاک وجود دارد. بنابراین، به دلیل تمرکز فعالیت‌های صنعتی و کشاورزی، تعیین وضعیت پراکنش عناصر سنگین در خاک‌های سطحی این منطقه بسیار حائز اهمیت است. از آنجاکه متداول‌ترین فلزات سنگین آلاینده محیط‌زیست و سمی کادمیوم و سرب می‌باشند (لاسات<sup>۶</sup>، ۲۰۰۲). لذا پژوهش حاضر به‌منظور بررسی پراکنش مکانی عناصر کادمیوم و سرب در خاک‌های سطحی بخشی از استان قم، شامل اراضی کشاورزی، صنعتی، شهری و بایر صورت گرفت.

## ۲- مواد و روش‌ها

### ۲-۱- موقعیت جغرافیایی منطقه مطالعاتی

منطقه مطالعاتی بخش‌هایی از اراضی کشاورزی، شهری و صنعتی و بایر استان قم به مرکزیت شهر قم، به وسعت ۱۰۵۴ کیلومتر مربع بین طول‌های جغرافیایی (۴۷° ۵۰' تا ۵۱° ۸' شرقی و عرض‌های جغرافیایی ۳۴° ۴۵' تا ۳۴° ۳۰' شمالی قرار دارد. شکل ۱ تصویر ماهواره‌ای منطقه مطالعاتی را نشان می‌دهد. میانگین ارتفاع منطقه از سطح دریا ۱۰۵۰ متر و میانگین بارندگی در منطقه مطالعاتی بر اساس سالنامه آماری استان در یک دوره ۳۴ ساله در حدود ۱۳۸ میلی‌متر با حداکثر ۲۶۰ میلی‌متر در سال است. جهت وزش بادهای غالب در منطقه از سمت غرب است. به‌طور کلی تشکیلات زمین‌شناختی غالب منطقه از سازندهای جوان دوران چهارم و سنگ‌های ترشیر و کواترنر تشکیل گردیده که عمدتاً شامل رسوبات آبرفتی و تپه‌های ماسه‌ای دوران چهارم و سنگ‌های رسوبی و آتشفشانی کمی دگرگون شده

1 Cortés et al.

2 Cao et al.

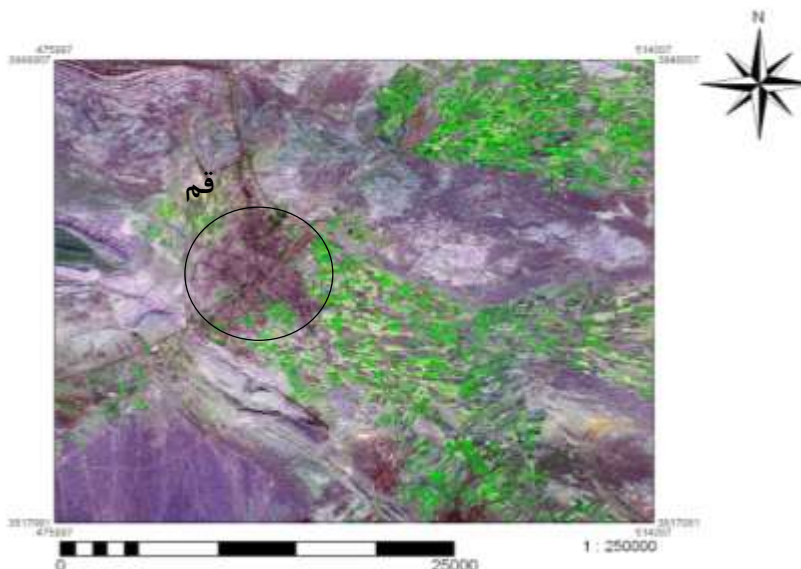
3 Bhunia et al.

4 Zhen et al.

5 Muñoz-Nájera et al.

6 Lasat

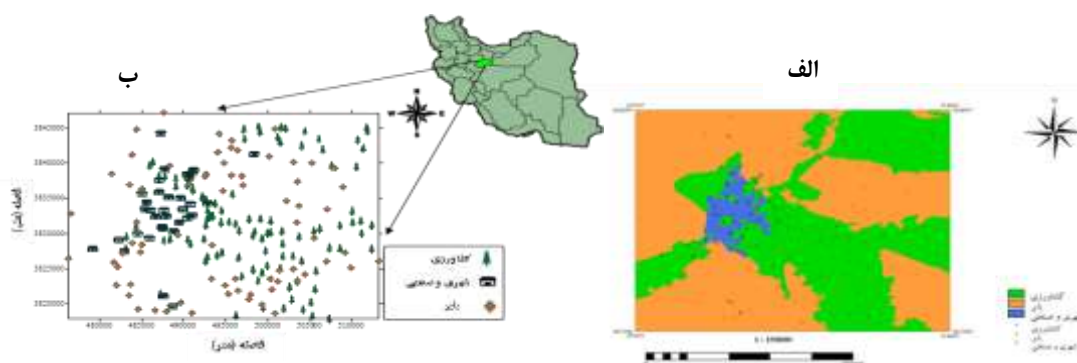
دوران سوم می‌باشد. این منطقه بر روی نقشه سازمان جغرافیایی کشور با مقیاس ۱:۵۰۰۰۰ با نام قم با شماره II ۶۱۵۹ و قمرود با شماره III ۶۲۵۹ مشخص شده است.



شکل ۱- عکس ماهواره‌ای منطقه مطالعاتی جهت تهیه نقشه کاربری اراضی (TM 7-4-2)

۲-۲- نمونه برداری

در این مطالعه به خاک سطحی (عمق ۰-۱۰ سانتیمتر) توجه شده است. نمونه برداری در ۲۰۹ نقطه بر روی شبکه‌ای با فواصل حدود ۱/۵×۱/۵ کیلومتر در اراضی کشاورزی، شهری و صنعتی و حدود ۲×۲ کیلومتر در اراضی بایر انجام شد. موقعیت جغرافیایی نمونه‌ها توسط دستگاه GPS تعیین و کاربری محل نمونه برداری ثبت شد. شکل ۲ موقعیت نقاط نمونه برداری شده را با تفکیک نوع کاربری نشان می‌دهد.



شکل ۲- موقعیت نقاط نمونه برداری شده در منطقه مطالعاتی الف: با تفکیک نوع کاربری اراضی منطقه ب: با توجه به موقعیت جغرافیایی نقطه

## ۲-۳- تجزیه‌های آزمایشگاهی

نمونه‌های خاک ابتدا هوا خشک شده و سپس از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شد. به منظور تعیین غلظت کل عناصر سرب و کادمیوم، مقدار یک گرم از هر نمونه با ترازوی با دقت ۰/۰۰۱ گرم توزین شده و به ارلن مایر ۲۵۰ میلی‌لیتری منتقل شده و سپس ۲۰ میلی‌لیتر اسید نیتریک ۵ نرمال به آن‌ها اضافه شد. محتویات ارلن به مدت ۱۲ ساعت به حال خود رها شدند و پس از آن به مدت ۱۰ دقیقه با قرار گرفتن بر روی صفحه گرما حرارت داده و جوشانده شدند. بعد از سرد شدن نمونه‌ها توسط کاغذ صافی واتمن ۴۲ در بالن ژوژه‌های ۲۵ میلی‌لیتری صاف گردیده و با آب مقطر به حجم رسانده شد. در نهایت غلظت کل سرب و کادمیوم توسط دستگاه جذب اتمی مدل Perkin Elmer 3030 قرائت گردید (آجوی و کامسون<sup>۱</sup>، ۱۹۸۳).

شکل قابل جذب عناصر به وسیله محلول DTPA ۰/۰۰۵ نرمال حاوی کلرید کلسیم ۰/۰۱ نرمال و تری اتانول آمین (TEA) ۰/۱ نرمال اندازه‌گیری شد. pH محلول DTPA با استفاده از HCl نرمال در ۷/۳ تنظیم گردید. به این صورت که تعلیق با نسبت ۱ به ۲ خاک به محلول DTPA تهیه و بعد از ۲ ساعت تکان دادن نمونه‌ها به وسیله تکان دهنده با سرعت ۱۲۰ دور در دقیقه، از کاغذ صافی واتمن ۴۲ عبور داده شد. سپس عناصر سنگین مورد نظر توسط دستگاه جذب اتمی مدل Perkin Elmer 3030 در طیف خاص هر عنصر اندازه‌گیری شد (لینزی و نارول<sup>۲</sup>، ۱۹۷۸). لازم به ذکر است به منظور کنترل کیفیت نتایج تجزیه فلزات سنگین در خاک، یک نمونه استاندارد موسسه تحقیقات ملی و فناوری آمریکا (MST) به نام San Joaquin # 2709 و با مشخصات ارائه شده در جدول ۱ تهیه شده و به همان طریق عناصر مورد مطالعه به شکل کل و قابل جذب در آن اندازه‌گیری شد. بازیابی مقدار فلزات اندازه‌گیری شده از نمونه استاندارد برای کلیه خاک‌های مورد مطالعه بیش از ۹۰ درصد بود.

جدول ۱- ویژگی‌های نمونه استاندارد

San Joaquin # 2709		
عنصر	سرب	کادمیم
غلظت ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	$18.9 \pm 0.6$	$0.38 \pm 0.01$

## ۲-۴- تجزیه‌های آماری و زمین‌آماري داده‌ها

به منظور توصیف نتایج و ویژگی‌های اندازه‌گیری شده خاک، از آمار کلاسیک استفاده شد. توزیع فراوانی داده‌ها و ویژگی‌های آن شامل میانگین، میانه، حداقل، حداکثر، انحراف معیار، ضریب تغییرات، چولگی و کشیدگی با کمک

1 Ajoyi &amp; Kamson

2 Lindsay &amp; Norvell

برنامه رایانه‌ای SPSS 11.5 انجام شد. بررسی وضعیت نرمال بودن توزیع داده‌ها از اهمیت خاصی برخوردار بوده و معمولاً اولین قدم در مطالعات آماری بررسی وضعیت توزیع داده‌ها می‌باشد. در پژوهش حاضر از آزمون کولموگروف-اسمیرنوف جهت آزمون نرمال بودن توزیع متغیرها استفاده شد.

در این مطالعه پس از بررسی وضعیت نرمال بودن توزیع داده‌ها با استفاده از تغییر نمای سطحی (Surface variogram)، وجود روند در بین داده‌ها و همسانگرد بودن آن‌ها مورد بررسی قرار گرفت به این منظور تغییرنمای همه جهته (Omni directional) برای متغیرهای مورد مطالعه ترسیم گردید. با تست Cross-Validation به کمک برنامه رایانه‌ای، WinGslib بهترین مدل تغییرنما که کمترین خطای تخمین را ایجاد نمود، انتخاب گردید. مدل بهینه نهایی به نحوی انتخاب شد که دارای حداقل شاخص‌های میانگین خطا (MEE) و میانگین مجذور خطا (MSEE) باشد. این شاخص‌ها بر اساس معادلات ۱ و ۲ محاسبه گردیدند.

$$MEE = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N [Z^*(x_i) - Z(x_i)] \cong 0 \quad \text{معادله [۱]}$$

$$MSEE = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N [Z^*(x_i) - Z(x_i)]^2 \cong A \min \quad \text{معادله [۲]}$$

میان‌یابی با روش توجه به ویژگی‌های بهترین تغییرنمای ترسیم شده و به روش کریجینگ معمولی در ابعاد بلوک‌های ۱۰۰۰\*۱۰۰۰ متر انجام گرفت. در ناحیه جستجو حداکثر ۲۰ نقطه و حداقل ۴ نقطه به منظور میان‌یابی هر نقطه مورد استفاده قرار گرفت. این مرحله توسط نرم‌افزار WinGslib انجام گرفت. در نهایت نقشه‌های کریجینگ و نقشه‌های خطای تخمین برای هر عنصر توسط برنامه رایانه‌ای Surfer 7 تهیه شد. تهیه نقشه کاربری اراضی با برنامه رایانه‌ای ILWIS3.0 انجام شد. به منظور تهیه نقشه کاربری اراضی از عکس ماهواره‌ای شماره n-39-30-2000 به شکل Mr.Sid استفاده شد و نقشه‌های پراکنش مکانی ویژگی‌های مورد مطالعه مورد بررسی و تفسیر قرار گرفت.

### ۳- نتایج و بحث

#### ۳-۱- توصیف آماری متغیرها

ویژگی‌های آماری سرب کل، سرب قابل جذب و کادمیم کل در جدول ۲ نشان داده شده است.

جدول ۲- خلاصه‌ای از وضعیت آماری غلظت کل و قابل جذب سرب در منطقه مطالعاتی به تفکیک کاربری

متغیر	کاربری	میانگین	واریانس	ضریب تغییرات (%)	حداکثر	حداقل	چولگی
سرب کل mg kg <sup>-1</sup>	کشاورزی	۲۷/۱	۶۷/۰	۳۰/۲	۵۱/۱	۹/۶	۰/۱
	شهری	۳۸/۲	۷۳۰/۱	۷۰/۷	۱۲۳/۴	۹/۷	۱/۶
	بایر	۲۲/۰	۵۶/۱	۳۴/۱	۵۲/۸	۱۱/۲	۱/۲
	کل	۲۷/۲	۲۰۰/۸	۵۲/۲	۱۲۳/۴	۹/۶	۳/۲
سرب قابل جذب mg kg <sup>-1</sup>	کشاورزی	۳/۳	۳/۳	۵۴/۵	۷/۸	۰/۶	۰/۶
	شهری	۸/۸	۸۶/۶	۱۰۵/۶	۳۴/۸	۱/۰	۱/۷
	بایر	۲/۵	۸/۸	۹۶/۰	۲۱/۷	۰/۵	۴/۳
	کل	۴/۱	۲۴/۳	۱۱۹/۵	۳۴/۸	۰/۵	۳/۹
کادمیم کل mg kg <sup>-1</sup>	کشاورزی	۰/۳	۰/۰۱	۳۳/۳	۰/۸	۰/۲	۱/۹
	شهری	۰/۵	۰/۳	۱۰۰	۳/۵	۰/۲	۵/۳
	بایر	۰/۴	۰/۴	۱۵۰	۵/۵	۰/۲	۷/۹
	کل	۰/۴	۰/۳	۱۵۰	۵/۵	۰/۲	۷/۲

میانگین غلظت کل سرب و کادمیوم در منطقه مطالعاتی به ترتیب ۲۷/۲ و ۰/۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم گزارش می‌گردد که به ترتیب غلظت کل سرب به میزان ۱۵/۲ و غلظت کل کادمیوم به میزان ۰/۰۵ میلی‌گرم از میانگین جهانی غلظت این دو عنصر (به ترتیب ۱۲ و ۰/۳۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم) (پایس و بتون جونز، ۱۹۹۷) بیشتر بوده است. دامنه تغییرات سرب کل با حداقل ۹/۶ و حداکثر ۱۲۳/۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم، مقدار ۱۱۳/۸ گزارش می‌گردد. دامنه تغییرات سرب در خاک از ۲ تا ۲۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم گزارش شده است (آلووی، ۱۹۹۰). در این مطالعه حداقل و حداکثر غلظت کادمیوم کل به ترتیب ۰/۲ و ۵/۵ بوده است. میانگین غلظت سرب قابل جذب در منطقه مطالعاتی ۴/۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم با حداقل ۰/۵ و حداکثر ۳۴/۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم می‌باشد.

نتایج به‌دست آمده نشان داد که به جز در چند نقطه از منطقه مطالعاتی که به‌طور موضعی غلظت بالای کادمیم را نشان دادند، در مابقی نقاط غلظت کادمیم کل بسیار پایین بوده و در نتیجه امکان اندازه‌گیری کادمیم قابل جذب با استفاده از دستگاه جذب اتمی وجود نداشت. زیرا مقادیر کادمیم قابل جذب حاصل، از حد تشخیص دستگاه جذب اتمی پایین‌تر بوده، نتایج از اعتبار لازم برخوردار نبود و در نتیجه امکان گزارش داده‌های حاصل وجود نداشت. این عناصر به‌طور طبیعی در سنگ‌ها و خاک وجود دارند اما مقدار این عناصر در خاک بر اثر فعالیت‌های کشاورزی و

1 Pais &amp; Benton Jones

2 Alloway

صنعتی انسان، در حال افزایش است. سرب و کادمیوم در غلظت‌های خیلی کم، سمی هستند و کودکان نسبت به بزرگسالان بیشتر در معرض آسیب غلظت‌های بالای این عناصر قرار دارند (خایری و همکاران<sup>۱</sup>، ۲۰۱۰). از مهم‌ترین علائم منفی افزایش غلظت این عناصر، می‌توان به بیماری‌های سیستم عصبی، تغییر شکل سلول‌های خونی و کاهش بهره‌دهی اشاره کرد. حدود مجاز سازمان حفاظت محیط‌زیست ایران برای سرب و کادمیوم به ترتیب ۱۰۰ و ۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم تعیین شده است (سازمان حفاظت محیط‌زیست). این در حالی است که حداکثر مقدار مجاز سرب و کادمیوم در خاک توسط بسیاری از کشورهای اروپایی به ترتیب ۱۰۰ تا ۲۰۰ و ۱ تا ۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک تعیین شده است (کاباتا پندیاس و پندیاس<sup>۲</sup>، ۱۹۹۲). بر اساس نتایج، اگرچه میانگین غلظت کل این دو عنصر نسبت به میانگین جهانی بالاتر است اما در مقایسه با حداکثر مقدار مجاز این دو عنصر مقادیر کمتری را نشان می‌دهد. کادمیوم با مقدار معمول ۰/۰۶ تا ۱/۱ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک متحرک‌ترین عنصر سنگین در خاک است؛ در حالی که سرب با مقدار معمول ۲ تا ۳۰۰ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک، کم‌تحرک‌ترین عنصر سنگین در خاک محسوب می‌گردد (کاباتا پندیاس و پندیاس<sup>۲</sup>، ۱۹۹۲) ضریب تغییرات نشان دهنده درجه تغییرات مکانی عناصر سنگین در نقاط مختلف است. اگر این مقدار بیش از ۵۰ درصد باشد تغییرات مکانی غلظت عنصر سنگین یکنواخت بوده و می‌تواند به دلیل ورود نقطه‌ای آلودگی اتفاق افتاده باشد (وانگ<sup>۳</sup>، ۲۰۲۰). در مورد هر سه متغیر مورد مطالعه درصد ضریب تغییرات بیش از ۵۰ درصد بوده که احتمال تأثیر گرفتن غلظت این عناصر از عوامل آلاینده انسانی را مورد تأکید قرار می‌دهد. شکل ۳ نمودار مقایسه میانگین غلظت متغیرهای مورد مطالعه در اراضی با کاربری‌های متفاوت (در سطح ۵ درصد) را نشان می‌دهد، بر اساس این نتایج، اراضی شهری با میانگین ۸/۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم به‌طور متوسط بیشترین غلظت سرب کل را دارا می‌باشند (شکل ۲-الف) و بالاتر بودن غلظت سرب قابل جذب نیز در این مناطق دور از انتظار نیست (۲-ب). ورود سرب از منابع مختلف و متنوع در اراضی شهری و صنعتی نسبت به مناطق کشاورزی و بایر را می‌توان به‌عنوان یکی از دلایل اصلی این موضوع به‌شمار آورد. اراضی شهری با میانگین ۰/۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم به‌طور متوسط بیشترین غلظت کادمیم را دارا می‌باشند. محققان دامنه تغییرات کادمیم خاک را کمتر از ۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم گزارش کرده‌اند (آلوی<sup>۴</sup>، ۱۹۹۰). مقایسه میانگین کادمیم کل در کاربری‌های مختلف نشان داد که اختلاف معنی‌داری بین اراضی شهری، کشاورزی و بایر از نظر مقدار کادمیم وجود نداشته و به‌استثنای چند مکان موضعی، مابقی نقاط محدوده یکنواختی از غلظت کادمیم را دارا می‌باشند (شکل ۲-ج).

با توجه به مقدار چولگی و آزمون کولموگروف-اسمیرنوف، وضعیت پراکنش سرب کل و قابل جذب در منطقه از تابع نرمال پیروی نکرد ولی از آنجایی که برای انجام محاسبات زمین آماری فرض نرمال بودن توزیع مطرح است، لذا

1 Khairy et al

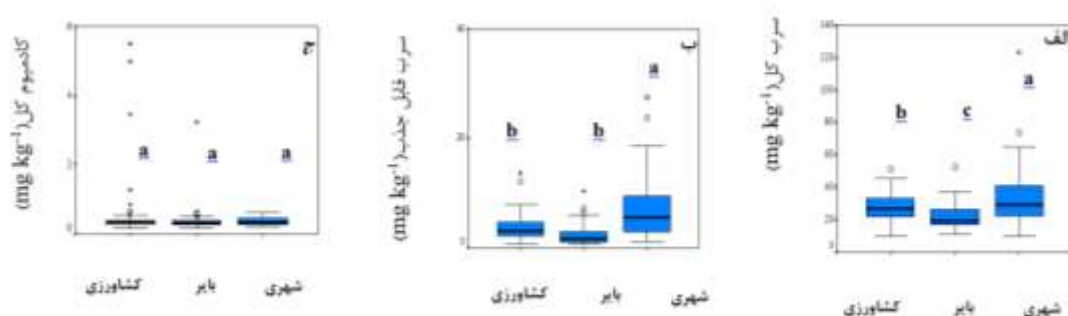
2 Kabata-pendias &amp; Pendias

3 Wang

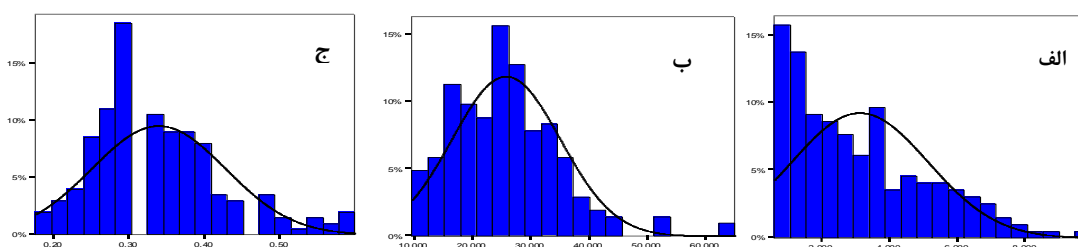
4 Alloway



لازم است که توزیع داده‌ها نرمال گردد. در بین ۲۰۹ داده موجود، تعداد ۵ داده به صورت نامتعادل و یا به عبارتی داده پرت بودند که باعث تغییر شدید چولگی و انحراف توزیع از حالت نرمال شدند. از آنجاکه استفاده از داده‌های اصلی در مطالعات پهنه‌بندی اهمیت دارد لذا ترجیح داده شد که این تعداد داده از مجموع داده‌ها حذف گردد و در محاسبات بعدی از ۲۰۴ داده اصلی استفاده شد. ذکر این نکته نیز ضروری است که داده‌های حذف شده کمتر از ۲/۵ درصد کل داده‌ها را تشکیل می‌دادند. نمودار توزیع فراوانی نرمال شده که پس از حذف داده‌های مذکور حاصل شده در شکل ۴ نمایش داده شده است.



شکل ۳- نمودار جعبه‌ای سرب کل (الف)، سرب قابل جذب (ب) و کادمیم کل (ج) در منطقه به تفکیک کاربری

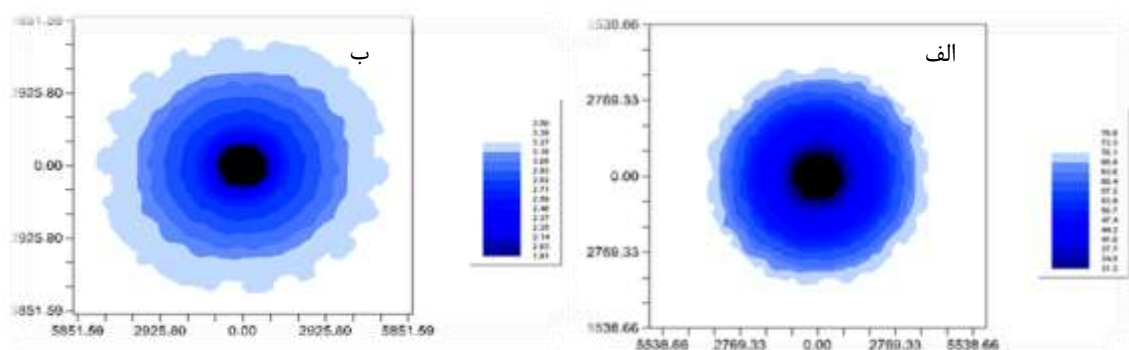


شکل ۴- توزیع فراوانی غلظت عناصر مورد مطالعه در منطقه مطالعاتی پس از حذف داده‌های پرت الف: سرب کل، ب: سرب قابل جذب، ج: کادمیم کل

### ۳-۲- بررسی زمین آماری و تهیه نقشه

تشخیص ناهمسانگردی در کریجینگ از اهمیت خاصی برخوردار است. جهت تشخیص جهات اصلی ناهمسانگردی روش‌های مختلفی وجود دارد که یکی از مناسب‌ترین این روش‌ها، استفاده از تغییرنماهای سطحی است (محمدی، ۱۳۸۵). تغییرنمای سطحی برای شکل کل و قابل جذب سرب ترسیم شد (شکل ۵) و در هیچ‌کدام از حالات ناهمسانگردی خاصی مشاهده نشد. زیرا پیوستگی مکانی مقادیر متغیرهای مورد بررسی در جهات مختلف

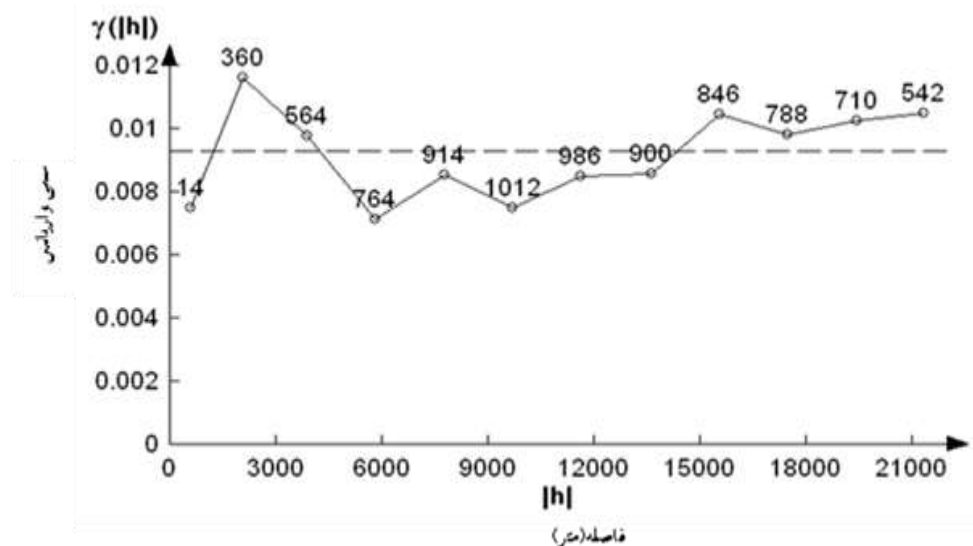
جغرافیایی یکسان بودند. تغییرنا به منظور تخمین به وسیله کریجینگ و بررسی همسانگردی، محاسبه و الگوسازی می شود. در مطالعه حاضر با توجه به طول منطقه مطالعاتی که حدود ۳۶ کیلومتر بود، حداقل و حداکثر فاصله مجاز دخیل در واریوگرام باید ۹ تا ۱۸ کیلومتر در نظر گرفته می شد، لذا حداکثر فاصله مجاز در رسم واریوگرام ۱۶ کیلومتر انتخاب شد.



شکل ۵- واریوگرام سطحی سرب کل (الف) و سرب قابل جذب (ب)

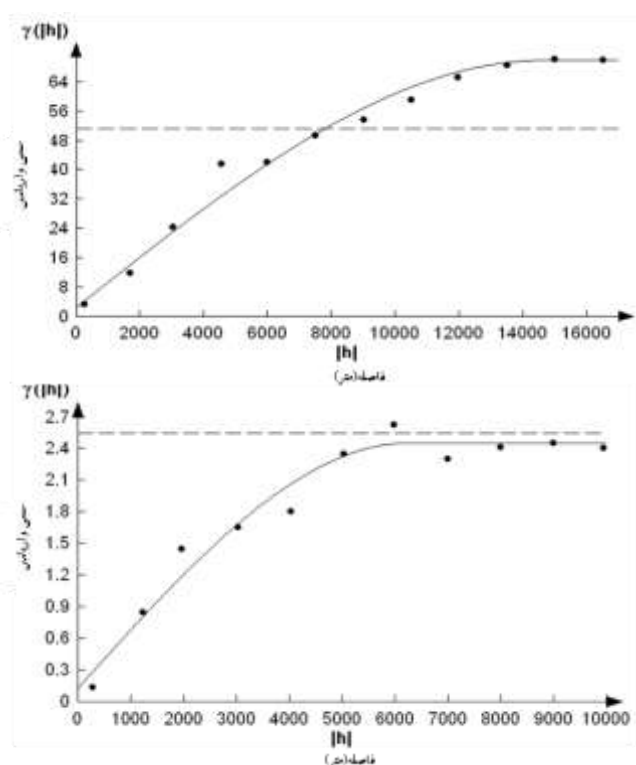
در این مطالعه فاصله از ۰/۵ کیلومتر تا ۴ کیلومتر که حداقل و حداکثر فاصله بین نمونه‌ها هستند، به‌عنوان گام برای مطالعه تغییرات مکانی در نظر گرفته شد. به این ترتیب تمام زوج نمونه‌هایی که در هر کلاس فاصله‌ای قرار می‌گرفتند مشخص و واریانس آن‌ها تعیین گردید و در مقابل فاصله تفکیک رسم شد. تحمل به فاصله، نصف فاصله در نظر گرفته شد. تغییرنمای غلظت کادمیم کل به دلیل پایین بودن نسبت حد آستانه به اثر قطعه‌ای ساختار مناسبی از خود نشان نداد. یکی از علل عدم دستیابی به ساختار مناسب برای تغییرات مکانی مقادیر غلظت عنصر مورد نظر، وجود تغییرات در فواصل کمتر از کوچک‌ترین فاصله نمونه‌برداری در این مطالعه می‌باشد. با توجه به عدم دستیابی به ساختار مناسب تغییرنما، عملیات کریجینگ و تهیه نقشه در مورد این متغیر انجام نگرفت (شکل ۶). تغییرنماهای مربوط به سرب کل و قابل جذب نیز در شکل ۷ نشان داده شده است. در مطالعات زمین‌آماري بایستی صحت تمام فرضیات (پایایی، مدل‌های واریوگرام و غیره) به‌گونه‌ای کنترل گردد. کنترل اعتبار در واقع تخمین هر نقطه نمونه‌برداری شده در یک ناحیه با استفاده از نمونه همسایه (بدون در نظر گرفتن خود آن نمونه) با روش کریجینگ می‌باشد. در این مرحله از پژوهش، پس از تعیین مدل واریوگرام‌های متغیرهای مورد مطالعه، صحت الگوی برازش داده شده توسط آنالیز خطای تخمین بررسی گردید. به این ترتیب که میانگین خطای تخمین بایستی برابر با صفر و یا نزدیک به صفر گردد و میانگین مربعات خطای تخمین حداقل شود. بر این اساس واریوگرام معتبر برای انجام کریجینگ انتخاب گردد. در این مطالعه با استفاده از سعی و خطا مناسب‌ترین الگوهای تغییرنمای متغیرهای مورد مطالعه تعیین گردید و سپس توسط آزمون MEE و MSEE خطای تخمین آن‌ها به دست آمد و از میان حداقل

۵ و حداکثر ۱۸ الگو، یک الگو به‌عنوان بهترین الگو جهت کریجینگ انتخاب گردید که نتایج در شکل ۷ ارائه شده است.



شکل ۶- تغییرنمای همه جهته کادمیم کل در خاک

در بین روش‌های مختلف کریجینگ، روش کریجینگ نقطه‌ای خطای کمتری دارد زیرا در این روش، مقادیر نقطه مجهول از مقادیر نقاط معلوم اطراف و از یک مدل تغییرنما به دست می‌آید (ملکی و همکاران، ۱۳۹۳). بیشترین کاربرد روش کریجینگ نقطه‌ای در ترسیم نقشه‌ها است. بدین ترتیب که براساس نقاط واقع در شبکه نمونه‌برداری، ابتدا شبکه منظمی از نقاط تعریف شده با مختصات معلوم روی نقشه به روش کریجینگ نقطه‌ای مورد تخمین قرار می‌گیرد و سپس با یک الگوریتم انتخابی خطوط هم تراز آن‌ها رسم می‌شود. در مطالعه حاضر از کریجینگ نقطه‌ای برای میانجی‌ابی استفاده گردید. مطالعات متعددی از این روش برای پهنه‌بندی عناصر مختلف در ایران انجام گرفته است (بقایی و دلیری، ۱۳۹۸؛ صادق و همکاران، ۱۳۹۸؛ محمدی، ۱۳۹۷؛ صدر و افیونی، ۱۳۹۶؛ سیفی و میرزایی، ۱۳۹۶، دادگر و همکاران، ۱۳۹۴).



الف: ویژگی ساختاری تغییر نمای منتخب برای انجام

کریجینگ سرب کل

کروی	الگوی تغییر نما
۱۴۶۱۹	دامنه تأثیر (m)
۶۷/۵	حد آستانه
۲/۶	اثر قطعه‌ای
۱۴/۰۳	MSEE
-۰/۰۶	MEE

ب: ویژگی ساختاری تغییر نمای منتخب برای انجام

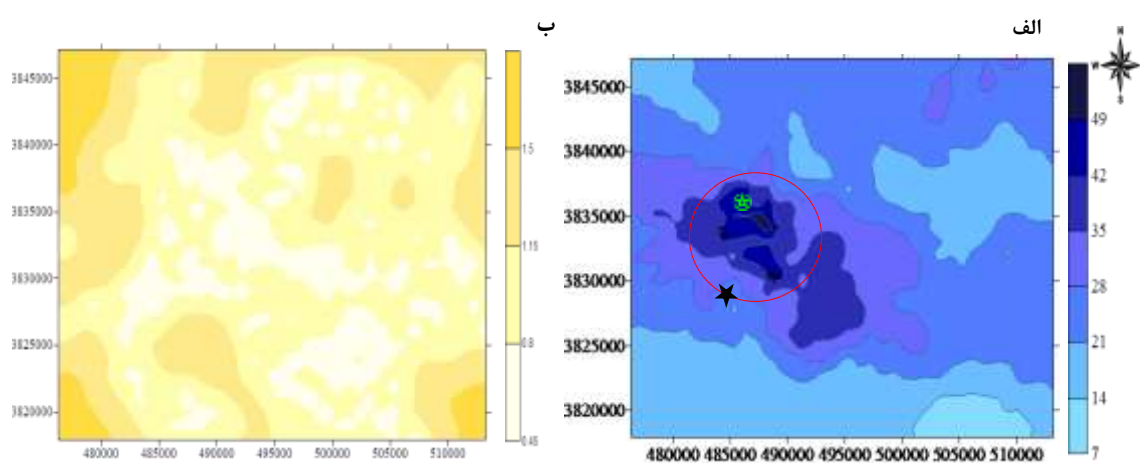
کریجینگ سرب قابل جذب

کروی	الگوی تغییر نما
۶۲۴۳	دامنه تأثیر (m)
۲/۳۳	حد آستانه
۰/۱۳	اثر قطعه‌ای
۲/۵۵	MSEE
-۰/۰۲	MEE

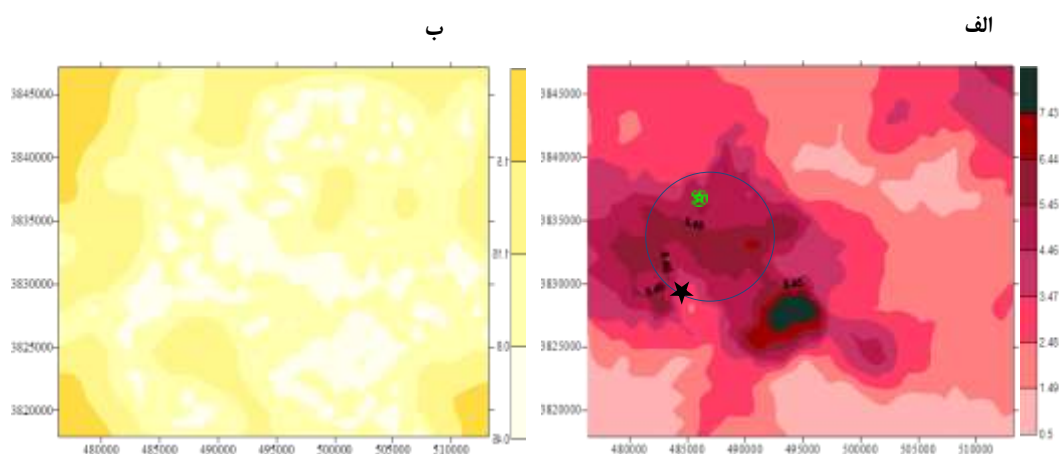
شکل ۷- تغییر نمای همه جهته سرب کل (الف) و سرب قابل جذب (ب) به همراه پارامترهای الگو تغییر نما

شکل ۸- الف و ۹- الف به ترتیب نقشه پراکندگی سرب کل و قابل جذب را با توجه به موقعیت جغرافیایی منطقه نشان می‌دهد. محدوده‌های تیره‌رنگ در نقشه محدوده‌های دارای بالاترین غلظت، در منطقه مطالعاتی می‌باشد. شکل (۸-ب) و (۹-ب)، واریانس خطای تخمین حاصل از کریجینگ نقطه‌ای را نشان می‌دهد. همان‌طور که در این نقشه مشاهده می‌شود حاشیه نقشه دارای واریانس تخمین بیشتری نسبت به سایر نواحی می‌باشد. علت این امر اریب بودن تخمین‌ها در حاشیه می‌باشد. برای رفع این مشکل می‌توان یک یا دو ردیف بیشتر از سطح مورد نیاز نمونه‌برداری انجام داد یا این‌که عمل میان‌یابی را در حواشی منطقه نمونه‌برداری انجام نداد.

بر اساس نقشه‌های توزیع سرب کل و قابل جذب در این مطالعه و انطباق این نقشه‌ها با نقشه کاربری اراضی (۲- الف)، مشاهده می‌شود که تمرکز مناطق دارای غلظت بالای سرب در نواحی شهری و صنعتی بیشتر است. این مطلب در نمودارهای مقایسه میانگین سرب کل و قابل جذب در کاربری‌های متفاوت نیز گزارش گردید که بیانگر ورود عمده سرب از منابع صنعتی و شهری به خاک سطحی منطقه مطالعاتی است. لذا می‌توان دود ناشی از اتومبیل‌ها و ترافیک شهری را از عوامل اصلی افزایش سرب در این مناطق به شمار آورد.



شکل ۸- الف: نقشه تخمین حاصل از کریجینگ نقطه‌ای سرب کل ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) و ب: نقشه واریانس تخمین حاصل از کریجینگ نقطه‌ای سرب کل ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) (★) به ترتیب شهرک صنعتی محمودآباد و معادن سرب، روی و منگنز را نشان می‌دهد. محدوده داخل دایره تمرکز شهرنشینی و صنایع را نشان می‌دهد.



شکل ۹- الف: نقشه تخمین حاصل از کریجینگ نقطه‌ای سرب قابل جذب ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) و ب: نقشه واریانس تخمین حاصل از کریجینگ نقطه‌ای سرب قابل جذب ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) (★) به ترتیب شهرک صنعتی محمودآباد و معادن سرب، روی و منگنز را نشان می‌دهد. محدوده داخل دایره تمرکز شهرنشینی و صنایع را نشان می‌دهد.

محققان در مطالعات متعددی تراکم سرب را در مناطق شهری و صنعتی گزارش کردند و علت این افزایش غلظت را به فعالیت‌های انسانی و تردد وسایل بنزین سوز نسبت دادند (کریک و همکاران<sup>۱</sup>، ۲۰۱۰؛ جانسون و

همکاران<sup>۱</sup>، ۲۰۱۷؛ منگ و همکاران<sup>۲</sup>، ۲۰۲۰). کریمی و همکاران (۱۳۹۳) عامل ایجاد نقاط حساس عنصر سرب در خاک‌های حومه و شهر مشهد را وجود کاربری شهری، جهت وزش باد غالب منطقه و نزدیکی نقاط حساس به فرودگاه مشهد معرفی کردند.

طی سال‌های اخیر به دلیل حذف سرب از بنزین، ورود آن به محیط‌های شهری کاهش چشمگیری پیدا کرده اما همچنان انباشت پیشین آن در محیط‌زیست و خاک وجود دارد (عموئی و همکاران، ۱۳۹۰). یکی دیگر از عوامل مؤثر در بالا رفتن غلظت سرب در منطقه مطالعاتی را می‌توان به فعالیت‌های صنعتی و وجود کارخانه‌ها و کارگاه‌های کوچک و بزرگی که در سطح منطقه پراکنده هستند نسبت داد. نقش صنعت در گسترش و توسعه استان قم به مراتب بیش از بخش کشاورزی بوده است. یکی از دلایل گسترش کارگاه‌های صنعتی در این استان، نزدیکی به شهر تهران و از طرف دیگر به دو استان صنعتی اصفهان و مرکزی می‌باشد. در میان گسترگی بالای محدوده‌های صنعتی در منطقه مطالعاتی، شهرک صنعتی محمودآباد به‌عنوان یکی از فعال‌ترین شهرک‌های صنعتی استان قم محسوب می‌شود که با وسعتی بالغ بر ۷۰۰ هکتار در بخش قم‌رود واقع شده است و ده‌ها کارگاه و کارخانه صنعتی را در خود جا داده است (محل قرارگیری این شهرک در نقشه‌ها مشخص شده است). نقشه‌های کریچینگ حاصل از مطالعات توزیع مکانی سرب، روی و کادمیم در خاک‌های منطقه انگوران (استان زنجان) نیز نشان داد که غلظت فلزات سنگین در اطراف کارخانه‌های تولیدی افزایش یافته و با افزایش فاصله غلظت آن‌ها کاهش می‌یابد (عبداللهی و همکاران، ۱۳۹۱).

در استان قم تعداد زیادی معادن فعال کوچک و بزرگ مورد بهره‌برداری قرار گرفته است که وجود معدن سرب، روی و منگنز واقع در ۴۰ کیلومتری جنوب غربی شهر قم هم می‌تواند به‌عنوان یکی از منابع افزایش سرب به خاک منطقه به شمار آید. ابوثیان جهرمی و همکاران (۱۳۹۶) در بررسی خاک اراضی اطراف کارخانه سرب و روی ایرانکوه اعلام داشتند که خاک‌های اطراف کارخانه به‌شدت به فلزات سرب، روی و کادمیوم آلوده بودند و در روستای مجاور کارخانه هرچند میزان آلودگی نسبت به محدوده اطراف کارخانه کاهش یافت ولی خاک‌های سطحی آن همچنان نسبت به فلزات سرب، روی و کادمیوم آلودگی داشتند. فیض نیا و همکاران (۱۳۹۸) در مطالعه معدن سرب و روی کوشک در بافق اعلام کردند که مقدار سرب در خاک سطحی نواحی پایین‌دست معدن چهار برابر مقدار آن در عمق بوده که این اختلاف را ناشی از بشرزاد بودن سرب موجود در خاک سطحی اعلام کردند. جانسی و همکاران (۲۰۱۰) علت بالا بودن مقدار سرب و کادمیوم و تعدادی از عناصر سنگین دیگر در نمونه‌های خاک منطقه‌ی اسکوپیه را حاصل فعالیت ژئوشیمیایی منتج شده از صنایع در این منطقه معرفی کرد.

بالا بودن غلظت سرب کل در کاربری‌های کشاورزی نسبت به اراضی بایر در این مطالعه را می‌توان به استفاده از انواع کودهای شیمیایی و آلی نسبت داد. استفاده از کودهای آلی به دلیل اثرهای مفیدی که بر ویژگی‌های فیزیکی و

1 Johnson et al.

2 Meng et al.

شیمیایی خاک دارند، به‌عنوان یک روش مهم در افزایش باروری خاک شناخته شده است (انگلهارت و همکاران<sup>۱</sup>، ۲۰۰۱). هرچند که استفاده زیاد از کودهای آلی باعث تجمع فلزات سنگین در خاک و ورود آن‌ها به چرخه زنجیره غذایی می‌شود. در سال‌های اخیر استفاده از کودهای آلی نظیر کمپوست به دلیل ارزان بودن و وجود مواد آلی و مواد مغذی در آن برای خاک‌های حاوی مواد آلی کم، رواج یافته است. تحقیقات زیادی در خصوص اثرات کمپوست تولیدی از منابع مختلف بر محصولات کشاورزی در دنیا انجام شده که حاکی از مفید بودن آن‌ها در بهبود شرایط فیزیکی، شیمیایی و حاصلخیزی خاک‌ها است اما به دلیل وجود رنگ‌ها، وسایل الکترونیکی، وسایل آرایشی، باقیمانده مواد دارویی در زباله شهری معمولاً کودهای کمپوست حاوی فلزات سنگین می‌باشند. سرب یکی از متداول‌ترین این فلزات است که غلظتشان از چند میکروگرم تا چند میلی‌گرم در هر کیلوگرم کمپوست متغیر است (رستگار و همکاران، ۱۳۹۱) و استفاده درازمدت از آن می‌تواند باعث افزایش مقدار عناصر سنگین در حد مضر گردد. بن آچیبیا و همکاران<sup>۲</sup> (۲۰۱۰) در مطالعه‌ای نشان دادند که استفاده از کود کمپوست زباله شهری باعث افزایش سرب، کادمیوم و مس کل خاک گردید. حتی برخی آب‌های زیرزمینی مورد استفاده در کشاورزی و فاضلاب‌های مورد استفاده در آبیاری محصولات کشاورزی نیز غلظت‌های بالای سرب را دارا هستند (ماچووتی و همکاران<sup>۳</sup>، ۲۰۰۶) و استفاده از انواع آفت‌کش‌ها نیز می‌تواند منبع ورود سرب به اراضی کشاورزی باشد.

لازم به ذکر است اختلاف معنی‌دار غلظت سرب کل بین اراضی با کاربری کشاورزی و بایر در رابطه با سرب قابل جذب مشاهده نمی‌شود. این شرایط را می‌توان به تأثیر کودهای آلی و معدنی مورد استفاده در اراضی کشاورزی بر فراهمی سرب در خاک مربوط دانست. بعد از اضافه شدن کودهای آلی به خاک، قابلیت جذب فلزات سنگین تحت تأثیر خصوصیات خاک قرار می‌گیرد که این باعث افزایش قدرت تثبیت فلز و کاهش قابلیت دسترسی آن توسط گیاه می‌شود (مرینگتون و همکاران<sup>۴</sup>، ۲۰۰۳). با توجه به نقشه حاصل، مناطق کشاورزی واقع در قسمت مرکزی نقشه محدوده ۳۸ تا ۴۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم سرب را نشان می‌دهند که در مقایسه با سایر مناطق موجود در منطقه مطالعاتی به‌استثنای اراضی شهری، غلظت بالاتری از سرب را دارند هرچند که با توجه به حد سمیت سرب برای گیاه در خاک‌های کشاورزی (جدول ۳) این مقادیر در محدوده‌ی سمیت قرار ندارند.

1 Engelhart et al.  
2 BenAchiba et al.  
3 Muchuweti et al.  
4 Merrington et al.

جدول ۳- حداکثر غلظت قابل قبول سرب و کادمیوم بر حسب میلی گرم بر کیلوگرم در کشورهای مختلف با توجه به سمیت آنها برای گیاه در خاک‌های کشاورزی (پایس و بنتون جونز<sup>۱</sup>، ۱۹۹۷)

فلز	استرالیا	کانادا	لهستان	ژاپن	انگلستان	آلمان
کادمیم	۵	۸	۳	—	۱	۲
سرب	۱۰۰	۲۰۰	۱۰۰	۴۰۰	۱۰۰	۵۰۰

\_\_\_ استاندارد ا ارائه نشده است.

جدول ۴ و ۵ به ترتیب حدود مجاز سرب را بر اساس گزارش‌های دفتر محیط‌زیست، جنگل و منظر زمین فدرال سوئیس (FOEFL) و دفتر آب‌و‌خاک سازمان حفاظت محیط‌زیست ایران را نشان می‌دهد. با توجه به این حدود، منطقه‌ی بسیار کوچکی در قسمت مرکزی شهر قم که در نواحی پرتراфик قرار گرفته غلظت بالاتر از حد مجاز سرب را نشان می‌دهد اما در سایر مناطق با توجه به استانداردهای موجود، آلودگی سرب وجود ندارد.

جدول ۴- حدود آستانه بر حسب میلی گرم بر کیلوگرم برای خاک‌های غیر آلوده (دفتر محیط‌زیست، جنگل و منظر زمین فدرال سوئیس (FOEFL))

فلز سنگین	سرب	کادمیم	روی	مس	کبالت
حدود آستانه آلودگی (میلی گرم بر کیلوگرم)	۵۰	۰/۸	۲۰۰	۵۰	۲۵

در منطقه مطالعاتی به‌طور موضعی نقاطی وجود دارند که غلظت کادمیم در آنها به حد قابل توجهی بالا رفته و از مرز استانداردهای تعریف شده برای آلودگی کادمیم گذشته است. البته در بین ۲۰۹ نقطه موجود تنها ۳ نقطه (۱/۴ درصد داده‌ها) از چنین شرایطی برخوردار بوده و به نظر می‌رسد تعمیم این تعداد محدود به کل منطقه مطالعاتی از صحت کافی برخوردار نباشد. در میان کاربری‌های مختلف اختلاف معنی‌داری در غلظت کادمیم مشاهده نشد. از سوی دیگر عدم دستیابی به ساختار تغییرنمای مناسب کادمیم امکان انجام میان‌بایی و کریجینگ و تهیه نقشه پراکنش کادمیم وجود نداشت.

منابع آلوده‌کننده خاک به‌وسیله کادمیم عبارتند از معدن‌کاری، ذوب و تصفیه روی، آلودگی اتمسفری، خرد کردن زباله‌هایی که دارای کادمیم می‌باشند، سوزاندن قوطی‌های پلاستیکی و بطری‌ها، کاربرد لجن فاضلاب و لجن باطری‌ها در اراضی و سوزاندن سوخت‌های فسیلی (آلوی<sup>۲</sup>، ۱۹۹۰). در اینجا نباید نقش کودهای فسفاته را نادیده گرفت.

1 Pais & Benton Jones

2 Alloway



همان‌طور که قبلاً اشاره شد، کودهای فسفاته مهم‌ترین منبع ورود کادمیم به اراضی کشاورزی می‌باشند. مقدار کادمیم در خاک‌های سطحی به مقدار زیادی تحت تأثیر فعالیت‌های بشر می‌باشد.

**جدول ۵- حدود مجاز سرب و کادمیم بر حسب میلی‌گرم بر کیلوگرم (دفتر آب و خاک سازمان حفاظت محیط‌زیست ایران)**

حفاظت آب‌های زیر زمینی	حفاظت محیط‌زیست	انسان					آلاینده
		جنگل و مرتع	کشاورزی	پارک تفریحی	تجاری	مسکونی	
۲۰	۳/۹	۸	۵	۸	۸	۲	کادمیم
۳۰۰	۳۰۰	۲۹۰	۷۵	۲۹۰	۷۰۰	۸۰	سرب

اگرچه این عنصر به صورت طبیعی هم وارد محیط می‌شود (نایدو و همکاران<sup>۱</sup>، ۱۹۹۷). در مطالعات رحیمی و چرخ‌آبی (۱۳۹۳) مشخص شد که فعالیت‌های انسانی از قبیل ورود فاضلاب‌های صنعتی و شهری به منابع آب‌رسانی و کاربرد بیش از اندازه کودها در افزایش غلظت کادمیم در شالیزارهای جنوب غرب اصفهان تأثیر بسزایی داشته است. خالدان و همکاران (۱۳۹۶) نیز در بررسی‌های خود نقش کارخانه فولاد مبارکه را در بالا بردن غلظت کادمیم در نواحی اطراف این مجموعه را مورد تأکید قرار دادند.

#### ۴- جمع‌بندی

در مجموع با توجه به شناسایی نقاط موضعی که غلظت عناصر سنگین مورد مطالعه در آن‌ها بیشتر از حد مجاز استانداردهای جهانی است، روشن شد که منطقه مطالعاتی پتانسیل لازم جهت پیشروی به سمت آلودگی و بروز علائم آلودگی را دارد. لذا لازم است اقدامات مدیریتی لازم جهت جلوگیری از بروز حوادث مخرب زیست‌محیطی انجام گیرد. از جهت دیگر غلظت بالای سرب در محدوده شهری شهرستان قم، لزوم اعلام خطر برای مسئولین شهری جهت توجه به کنترل بیشتر بر حرکت وسایل نقلیه و کیفیت بنزین، کنترل و مدیریت واحدهای صنعتی کوچک در سطح شهر و وضع قوانین سختگیرانه‌تر در دفع فاضلاب و پسماندهای معادن اطراف شهر را بیشتر می‌کند.

#### تشکر و قدردانی

با سپاس از دانشگاه پیام نور استان کرمان، مرکز رفسنجان.

## کتابنامه

- بقائی، امیرحسین؛ دلیری، امیر؛ ۱۳۹۸. تجزیه و تحلیل زمین آماری پراکنش سرب و کادمیوم خاک با استفاده از شاخص‌های زیست‌محیطی در منطقه جنوب غرب اصفهان در سال ۱۳۹۶. *مهندسی بهداشت محیط*. شماره ۶(۳). ۲۳۹-۲۵۰.
- خالدان، شقایق؛ تقوی، لعبت؛ پیکان پورفرد، پروانه؛ ۱۳۹۶. بررسی تغییرات مکانی پراکنش سرب و کادمیوم با استفاده از تکنیک‌های زمین‌آمار و GIS (مطالعه موردی: اراضی اطراف مجتمع فولاد مبارکه)، *فصلنامه سلامت و محیط‌زیست*، شماره ۱۰(۲). ۱۵۱-۱۶۴.
- دادگر، مریم؛ محمد علیها، مسعود؛ زندی اصفهان، احسان؛ ۱۳۹۴. تجزیه و تحلیل زمین آماری غلظت آهن و روی در اراضی مرتعی و زراعی مطالعه موردی منطقه آبرسد شهر دماوند، *تحقیقات مرتع و بیابان ایران*. شماره ۲۲(۳). ۴۵۴-۴۴۷.
- رحیمی، قاسم؛ چرخ آبی، امین؛ ۱۳۹۳. توزیع مکانی کادمیوم در شالیزارهای جنوب غربی اصفهان با استفاده از زمین‌آمار و GIS، *آب‌وخاک*. شماره ۲۸(۴). ۷۵۴-۷۶۵.
- رستگار، ایوب؛ جنیدی جعفری، احمد؛ فرزاد کیا، مهدی؛ رضائی کلانتری، روشنک؛ آبادی، احدالله؛ قلیزاده، عبدالمجید؛ ۱۳۹۱. بررسی تأثیر کمپوست مواد زائد شهری بر میزان نشت و جذب فلزات سنگین از خاک شنی رسی لومی. *مجله دانشگاه علوم پزشکی سبزوار*، شماره ۱۹(۳). ۲۷۷-۲۸۶.
- سازمان حفاظت محیط‌زیست، معاونت محیط‌زیست انسانی، دفتر آب‌وخاک. استانداردهای کیفیت منابع خاک و راهنماهای آن.
- سیفی، یونس؛ میرزایی، روح‌الله؛ ۱۳۹۶. مقایسه روش‌های درون‌یابی مکانی جهت پهنه‌بندی غلظت فلزات سنگین در خاک سطحی شهرستان آران و بیدگل. *علوم و تکنولوژی محیط‌زیست*. شماره ۱۸(۱). ۱۳۱-۱۴۷.
- صادق، نرگس؛ رضایی، محمدرضا؛ صیادی اناری، محمدحسین؛ ۱۳۹۸. ارزیابی آلودگی به فلزات سنگین سرب، کروم و کادمیوم تحت تأثیر نوع کاربری در خاک و گیاه زعفران (مطالعه موردی: فردوس). *پژوهش‌های زعفران*. شماره ۱(۱)، ۱-۱۲.
- صدر، سمیه؛ افیونی، مجید؛ ۱۳۹۶. بررسی توزیع وانادیوم در اراضی با کاربری‌های کشاورزی و صنعتی در استان اصفهان. *محیط‌شناسی*. شماره ۴۳(۲). ۲۰۷-۲۱۸.
- عبداللهی، سمانه؛ دلاور، محمد امیر؛ شکاری، پرویز؛ ۱۳۹۱. پهنه‌بندی توزیع مکانی سرب، روی و کادمیم و ارزیابی آلودگی خاک‌های منطقه انگوران، استان زنجان، *آب‌وخاک*، شماره ۲۶(۶). ۱۴۱۰-۱۴۲۰.
- عموئی، عبدالایمان؛ محوی، امیرحسین؛ ندافی، کاظم؛ ۱۳۹۰. مقایسه میزان سرب، کادمیوم و روی در خاک مناطق صنعتی، کشاورزی و بزرگراه آمل و بابل (۱۳۸۷). *دانشگاه علوم پزشکی بابل*، شماره ۱۴(۱). ۷۷-۸۲.
- فیض‌نیا، سادات؛ مختاری، احمدرضا؛ جعفری، محمد؛ قانع، محمدجواد؛ خداییان، زیبا؛ ۱۳۹۸. بررسی پراکنش سرب و شاخص‌های زیست‌محیطی آن در خاک‌های مجاور معدن سرب و روی کوشک - بافق، مرتع و آبخیزداری،

شماره ۷۲(۲)، ۵۱۷-۵۲۶.

محمدی، جهانگرد؛ ۱۳۸۵. پدومتری (آمار مکانی). جلد دوم. انتشارات پلک.  
 محمدی، صدیقه؛ ۱۳۹۷. تحلیل توزیع مکانی فلزات سنگین مس، روی و آرسنیک در خاک اطراف کارخانه ذوب مس خاتون‌آباد شهر بابک. *تحقیقات کاربردی خاک*. شماره ۶(۴)، ۸۴-۹۶.  
 ملکی، صدیقه؛ خرمالی، فرهاد؛ کریمی، علیرضا؛ ۱۳۹۳. تهیه نقشه کرین آلی خاک با استفاده از خصوصیات توپوگرافی و زمین‌آمار در بخشی از منطقه توشن، استان گلستان. *پژوهش‌های آب و خاک (علوم خاک و آب)*. شماره ۲۸(۲). ۴۶۸-۴۵۹

- Ajoyi A, Kamson F., 1983. Determination of lead in roadside in Logos city by atomic absorption spectrophotometry. *Environment International* 9: 397-400
- Alloway BJ, 1990 *Heavy Metals in Soils* Blackie and Son, Ltd Glasgow and London.
- Behera SK, Shukla AK., 2015. Spatial distribution of surface soil acidity, electrical Conductivity, soil organic carbon content and exchangeable Potassium, calcium and Magnesium in some cropped acid Soils of India. *Land Degradation & Development* 26: 71-79
- BenAchiba W, Lakhdara A , Gabtenib N, Du Laing G, Verlooc M, Boeckxd P, Van Cleemput P, Jedidi N, Gallali, T., 2010. Accumulation and fractionation of trace metals in a Tunisian calcareous soil amended with farmyard manure and municipal solid waste compost. *Journal of Hazardous Materials* 176: 99-108
- Bhunia GS, Shit PK, Chattopadhyay R., 2018. Assessment of spatial variability of soil properties using geostatistical approach of lateritic soil (West Bengal, India). *Annals of Agrarian Science* 16(4):436-443
- Cao S, Lu A, Wang J, Huo L., 2017. Modeling and mapping of cadmium in soils based on qualitative and quantitative auxiliary variables in a cadmium contaminated area. *Science of the Total Environment* 580: 430-439
- Cortés JL, Bautista F, Delgado C, Quintana P, Aguilar D, Garcia A, Figueroa C, Gogichaishvili A., 2017. Spatial distribution of heavy metals in urban dust from Ensenada, Baja California, Mexico. *The Revista Chapingo Serie Horticultura* 23(1): 235-248
- Engelhart M, Kruger M, Kopp J, Dichtl N., 2000. Effect of disintegration on an aerobic degradation of sewage excess sludge in downflow stationary fixed film digesters. *Water Science and Technology* 41: 171-179
- FOEFL (Swiss Federal Office of Environment, Forest and Landscape) 1998. Commentary on the ordinance relating to pollutants in soils (VBBO of July 1, 1998) Bern
- Hagner M, Romantschuk M, Penttinen OP, Egfors A, Marchand C, Augustsson A., 2018. Assessing toxicity of metal contaminated soil from glassworks sites with a bat-tery of biotests. *Science of the Total Environment* 613-614, 30-38
- Jancev S, Bogoevski S, Bliznakovska B., 2010. Results of the Preliminary Regional Eco Geochemical Mapping of the Agricultural Soil Samples from the Skopje City Area. *Journal of Environmental Protection and Ecology* 11(3): 854-865
- Johnson LE, Bishop TFA, Birch GF. 2017. Modelling drivers and distribution of lead and zinc concentrations in soils of an urban catchment (Sydney estuary, Australia). *Science of the Total Environment* 598, 168-178
- Kabata-pendias A, Pendias H. 1992. Elements of group II In: Trace elements in soils and plants

- 2nd Edition, CRC Press, Boca Raton, Ann Arbor London.
- Kabata-pendias A., 2010. Trace elements in soils and plants Fourth Edition CRC press Talor and francis Group, LLC.
- Karlen DL, Wienhold BJ, Kang S, Zobeck TM, Andrews SS., 2011. Indices for soil management decisions. *Soil Management: Building a Stable Base for Agriculture* 39-50
- Khairy M, barakat A, mostafa A, wade T., 2011. Multielement determination by flame atomic absorption of road dust samples in delta region Egypt. *microchemical journal* 97: 234-242
- Lasat MM, 2002. Phytoextraction of toxic metals: A review of biological mechanisms. *Journal of Environmental Quality* 31(1): 109-120.
- Lindsay WL, Norvell WA., 1978. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper. *Soil Science Society of America Journal* 42: 421-428
- Lv J, Yu Y., 2018. Source identification and spatial distribution of metals in soils in a typical area of the lower Yellow River eastern China. *Environmental Science and Pollution Research* 25, 21106-21117
- Meng Y, Cave M, Zhang C., 2020. Identifying geogenic and anthropogenic controls on different spatial distribution patterns of aluminum, calcium and lead in urban topsoil of Greater London. Authority area. *Chemosphere* 238: 124541
- Merrington G, Oliver I, Smernik RJ, McLaughlin MJ., 2003. The influence of sewage sludge properties on sludge-borne metal availability. *Advances in Environmental Research* 8: 21-36
- Mombo S, Foucault Y, Deola F, Gaillard I, Goix S, Shahid M, Schreck E, Pierart A, Dumat C., 2015. Management of human health risk in the context of kitchen gardens polluted by lead and cadmium near a lead recycling company. *Journal of Soils and Sediments* 16(4), 1214-1224
- Morton-Bermea O, Hernandez Alvarez E , Gaso I, Seqovia N., 2002. Heavy metal concentrations in surface soils from Mexico City. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 68(3):383-388
- Muchuweti M, Birkett JW, Chinyanga E, Zvauya R., 2006. Heavy metal content of vegetables irrigated with mixtures of wastewater and sewage sludge in Zimbabwe: Implications for human health, *Agriculture, Ecosystems and Environment* 112:41-48
- Muñoz-Nájera MA, Tapia-Silva FO, Barrera-Escorcia G, Ramírez-Romero P., 2020. Statistical and geostatistical spatial and temporal variability of physico-chemical parameters, nutrients, and contaminants in the Tenango Dam, Puebla, Mexico. *Journal of Geochemical Exploration* 209: 106435
- Naidu R, Kookana RS, Sumner ME, Harter RD, Tiller KG., 1997. Cadmium sorption and transport in variable charge soils: a review. *Journal of Environmental Quality* 26: 602-607
- Pais IJ, Benton Jones J., 1997. *The handbook of Trace Element Publishing by: Luice St Press Boc a Raton Florida USEPA* 2162-2168
- Skrbic B, Mladenovic N., 2010. Chemometric interpretation of Heavy Metal Patterns in Soils. *Worldwide Chemosphere* 80: 1360-1369
- Wang Y, Duan X, Wang L., 2020. Spatial distribution and source analysis of heavy metals in soils influenced by industrial enterprise distribution: Case study in Jiangsu Province. *Science of the Total Environment* 710:134953
- Zhen J, Pei T, Xie S., 2019. Kriging methods with auxiliary nighttime lights data to detect potentially toxic metals concentrations in soil. *Science of the Total Environment* 659:363-371