

## الگوی پراکنش برخی از فلزات سنگین در خاک سطحی استان گلستان

روح الله میرزا<sup>۱</sup>، هادی قربانی و ناصر حافظی مقدس

استادیار گروه محیط‌زیست، دانشکده منابع طبیعی و علوم زمین، دانشگاه کاشان؛ rmirzaei@kashanu.ac.ir

دانشیار گروه خاک‌شناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی شاهرود؛ ghorbani1969@yahoo.com

استاد گروه زمین‌شناسی، دانشکده علوم، دانشگاه فردوسی مشهد؛ h\_moghads@yahoo.com

دریافت: 93/3/20 و پذیرش: 93/9/19

### چکیده

برای درک بهتر وسعت آلودگی خاک به عناصر سنگین و اثر آن بر اکوسيستم، داشتن اطلاعات مکانی اثر بوم‌شناختی آن‌ها ضروری است. از این‌رو، در این پژوهش، الگوی مکانی خطر بوم‌شناختی فلزات سنگین (کادمیوم، سرب، مس، نیکل و روی) در خاک سطحی استان گلستان مشخص شده است. بدین منظور، از سراسر استان 346 نمونه خاک سطحی (0-30 سانتی‌متر) جمع‌آوری شد. پس از انجام آماده‌سازی‌های اولیه نمونه‌ها با ترکیبی از اسیدهای مختلف هضم شده و غلظت عناصر مذکور در آن‌ها قرائت شد. سپس بر اساس غلظت پایه و معادلات موجود، خطر تجمعی عناصر برای هر نقطه نمونه برداری مشخص گردید و سپس با استفاده از روش کریجینگ معمولی، الگوی مکانی خطر بوم‌شناختی عناصر مشخص شد. نتایج نشان داد که میانگین غلظت کل کادمیوم، سرب، مس، نیکل و روی در منطقه مورد مطالعه، به ترتیب: 0.12، 0.42، 0.23 و 0.08 میلی‌گرم در کیلوگرم است و دامنه تغییرات آن‌ها هم به ترتیب عبارت از 0.35، 0.4، 0.37، 0.23، 0.08 و 0.04 میلی‌گرم در کیلوگرم است. نتایج درون‌یابی مشخص کرد که سه منطقه اصلی با آسیب‌پذیری بوم‌شناختی بسیار زیاد قابل شناسایی است: الف- منطقه‌ای در مرکز قسمت جنوبی استان که در قسمت کوهستانی استان واقع شده است. ب- قسمتی که به صورت نواری در شرق استان از جنوب به شمال امتداد دارد و ج- منطقه‌ای در شمال غربی استان که منطبق با مناطق دشتی و تالاب صوفیکم و مناطق مجاور می‌باشد.

**واژه‌های کلیدی:** عناصر سمی، آسیب‌پذیری بوم‌شناختی، درون‌یابی، استان گلستان

<sup>۱</sup> نویسنده مسئول، آدرس: کاشان، دانشگاه کاشان، دانشکده منابع طبیعی و علوم زمین، گروه محیط‌زیست

**مقدمه**

رفتارهای زادآوری از مهمترین پامدهای مسمومیت با فلزات سنگین در جانوران است (زو و همکاران، 2008). یکی از مهمترین آثار فلزات سنگین در خاک، اثر آنها بر اکوسیستم و جانوران و گیاهان موجود در آن است که این بحث تحت عنوان ارزیابی خطر بومشناختی<sup>۱</sup> مورد توجه قرار می‌گیرد. بیشتر فرآیندهای استفاده شده برای ارزیابی خطرات بومشناختی ناشی از فلزات سنگین در خاک از روش هاکنسون<sup>۲</sup> و شاخص تجمع زمین‌شناختی<sup>۳</sup> منشأ می‌گیرد. این روش‌ها مبتنی بر غلطت کل فلزات سنگین در خاک می‌باشند. به هر حال، از یک سو، سمیت بومشناختی فلزات سنگین به میزان قابل توجهی به دسترس پذیری زیستی آنها در خاک و عوامل سمیت‌شناختی آنها بستگی دارد و ویژگی‌های خاک مانند مواد آلی خاک و اسیدیته می‌تواند دسترس پذیری زیستی فلزات سنگین در خاک را تحت تأثیر قرار دهد (وانگ و همکاران، 2012)؛ از سوی دیگر اندازه‌گیری غلطت قابل دسترس زیستی عناصر در خاک نیز هزینه‌بر است، بنابراین روش‌هایی در حال توسعه است تا بتوانند با استفاده از سایر پارامترهای خاک، جزء قابل دسترس زیستی عناصر را برآورد کنند. به عنوان نمونه، سائو و همکاران (2000) مدلی را برای برآورد دسترس پذیری زیستی فلزات سنگین در خاک بر اساس اسیدیته، غلطت کل فلزات در خاک و مواد آلی خاک ارائه داده‌اند. به هر حال، برای تعیین خطر بومشناختی لازم است که الگوی مکانی پراکنش آلاینده‌ها، حداقل غلطت مجاز زیستی و کسر قابل دسترس زیستی عناصر در خاک مشخص شود.

برای درک بهتر وسعت آلدگی خاک به عناصر سمی و مدیریت بهتر، داشتن اطلاعات مکانی آلدگی ضروری است. فنون زمین‌آمار، شناسایی منابع آلدگی و توزیع مکانی آلاینده‌های متشره در محیط را آسان می‌کند. چنین فنونی برای ارزیابی فعل و انفعالات بین فلزات سنگین منتشره در محیط و محیط دریافت‌کننده بر اساس اطلاعات مکانی منابع انتشار آلدگی، فرآیندهای مؤثر بر توزیع آلاینده‌ها و تراکم جمعیت ایده‌آل هستند (بیکو و ورسکاج، 2009). خروجی فنون زمین‌آمار، مبنای علمی را برای ارزیابی و مدیریت بهتر محیط‌زیستی فراهم خواهد کرد (زانگ و همکاران، 2008).

اگر چه تاکنون در سطح کشور مطالعات متعددی درباره تعیین الگوی مکانی فلزات سنگین در خاک انجام

افزایش تولید آلاینده‌ها از جمله فلزات سنگین یکی از مشکلات جدی و در حال گسترش پیش روی انسان عصر حاضر است (خبر، 2010). خاک و پوشش گیاهی آن دارای کارکردهای بومشناختی خاصی در محیط از جمله تعديل جریان آب، مواد مغذی، دما و گازهای گوناگون می‌باشند. اگر چه از طریق همین فرآیندها، آلاینده‌هایی مانند فلزات سنگین ممکن است در خاک افزایش و یا کاهش یابند، اما خاک دارای ساختار بسیار پیچیده و خصوصیات متفاوتی است که ویژگی‌های آن از مکانی به مکان دیگر تغییر می‌کند (مورتون برمنی و همکاران، 2009). یکی از مهمترین آلاینده‌های خاک، فلزات سنگین می‌باشند که باعث کاهش کیفیت خاک و در نتیجه کاهش کارکرد مطلوب آن می‌شوند. خاک مکان ورود مهمی برای فلزات سنگین در اکوسیستم‌های خشکی می‌باشد. فلزات سنگین گروهی از فلزات و شبه فلزات هستند که میزان کم آنها نیز سمی و خطرناک است به گونه‌ای که از نظر آلاینده‌گی در طبقه آلاینده‌های درجه اول سمی قرار دارند و در سالهای اخیر به عنوان آلاینده‌های زیست‌محیطی مؤثر بر سلامت انسان، موجودات زنده و اکوسیستم، بسیار مورد توجه قرار گرفته‌اند. دو منع برای آلدگی فلزات سنگین خاک وجود دارند: منابع طبیعی و منابع انسانی. منابع طبیعی شامل ورود فلزات سنگین از طریق فرسایش مواد مادری خاک بوده و بنابراین با زمین‌شناسی منطقه مرتبط می‌باشد.

صنایع آهن و فولاد، معدن‌کاری، حمل و نقل، جاده‌ای، تولید سوخت، انتقال انرژی، کشاورزی متراکم، آبیاری با فاضلاب، انباشتن لجن، سوزاندن پسماند و به ویژه استفاده از کودها و مواد شیمیایی در کشاورزی از منابع انسانی بسیار مهم ورود فلزات سنگین به اکوسیستم خاک هستند (وبر و کارزیوسکا، 2004، شاه، 2010). آلدگی فلزات سنگین نه تنها به طور مستقیم بر خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک، کاهش فعالیت زیستی و کاهش دستیابی زیستی مواد مغذی خاک تأثیر می‌گذارند، بلکه هم‌چنین خطر جدی برای سلامتی انسان از طریق ورود در آب‌های زیرزمینی محسوب می‌شوند. اثر فلزات سنگین بر جانوران به عواملی مانند خواص فیزیکو‌شیمیایی آلاینده، شدت مواجهه، مدت زمان، قابلیت دسترسی زیستی و ویژگی‌های گونه‌ها بستگی دارد. بنابراین بر اساس شدت مسمومیت، ناتوانی در زادآوری، مرگ و میر زیاد جنین، جهش، ناهنجاری در فرزندان و

<sup>1</sup>. Ecological Risk Assessment

<sup>2</sup>. Hakanson

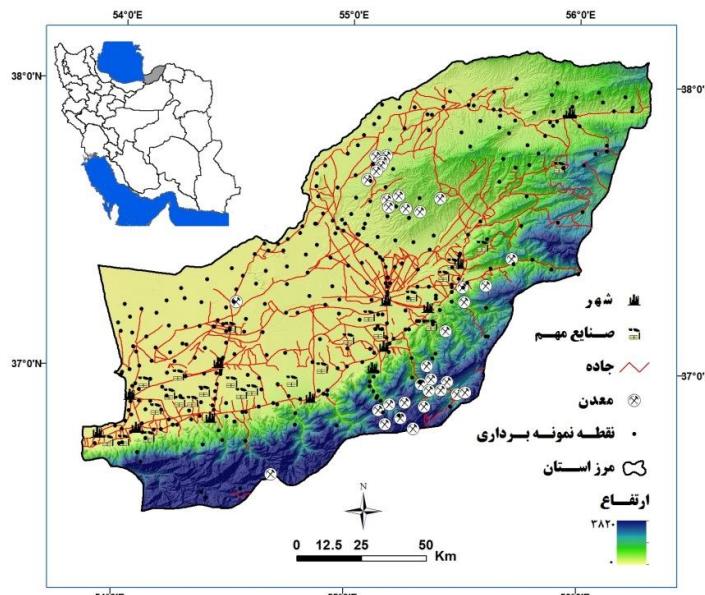
<sup>3</sup>. The geo-accumulation Index (*Igeo*)

است. میانگین بارندگی سالانه استان 450 میلی‌متر است که این میزان در نواحی شمالی آن، به کمتر از 200 میلی‌متر هم می‌رسد. میانگین تغییر سالانه در نواحی جنوبی و ارتفاعات 800 میلی‌متر و در نواحی شمالی تا 2000 میلی‌متر نیز می‌رسد (مساعدي و همکاران، 1388). استان گلستان از نظر تقسیم‌بندی ایالات زمین‌ساختی، در پهنه زون‌های گرگان-رشت، البرز-آذربایجان و کپه‌داغ قرار دارد. بیشترین پهنه زون گرگان-رشت را جلگه گرگان پوشانیده است. در قسمت شرق، این زون‌ها با زون‌های بیتلود و هزار مسجد کپه‌داغ هم مرز است که مرز آن با کپه‌داغ، پوشیده از بادرفت‌های ضخیمی از جنس لس است. وجود انواع نهشته‌ها به خصوص سنگ‌های رسوبی از دوره زمین‌شناسی پرکامبرین تا دوره کنونی این منطقه را از نظر ویژگی‌های زمین‌شناسی در ردیف مناطق استثنایی قرار داده است (حافظی مقدس و همکاران، 1389).

شده است (تقی‌پور و همکاران، 1389، موسوی و همکاران، 1390، شهبازی و همکاران، 1390، عبداللهی و همکاران، 1391)، اما مطالعاتی که الگوی مکانی خطر بوم‌شناختی عناصر را مشخص کند انجام نشده است. بنابراین هدف این پژوهش تعیین خطر بالقوه تجمعی بوم‌شناختی فلزات سنگین بر اساس توزیع مکانی فلزات سنگین در خاک، با استفاده از زمین‌آمار و با توجه به روش سائو و همکاران (2000) در استان گلستان است.

## مواد و روش‌ها منطقه مورد مطالعه

استان گلستان با مساحتی بالغ بر 20387 کیلومترمربع در جنوب‌شرقی دریای خزر واقع شده و در حدود ۱/۳ درصد از مساحت کل کشور را شامل می‌شود (شکل 1). این استان بین ۳۶ درجه و ۲۵ دقیقه تا ۳۸ درجه و ۸ دقیقه عرض شمالی و ۵۳ درجه و ۵۰ دقیقه تا ۵۶ درجه و ۱۸ دقیقه طول شرقی واقع شده است. این استان به سه بخش جلگه‌ای، کوهپایه‌ای و کوهستانی تقسیم شده و دارای تنوع آب و هوایی خشک و نیمه‌خشک، معتدل، کوهستانی



شکل 1 - موقعیت استان گلستان در کشور و نقاط نمونه‌برداری خاک در سطح استان گلستان

از الک 0/149 میلی‌متری عبور داده شد و حدود 1 گرم از نمونه‌های خاک توسط ترکیبی از 3 اسید HClO<sub>4</sub>-HNO<sub>3</sub>-HF در ظروف تفلونی (PTFE) در دمای 160 درجه به مدت 6 ساعت هضم شد و سپس با آب دیونیزه به حجم 50 میلی‌لیتر رسانده شد (یای و همکاران،

## مواد و روش‌ها

نمونه‌برداری خاک و تحلیل آزمایشگاهی

تعداد 346 نمونه خاک سطحی (0-30 سانتی‌متر) از استان جمع‌آوری و در هوای آزاد خشک و از الک 2 میلی‌متری عبور داده شد و سپس حدود 50 گرم از خاک،

اندازه‌گیری شده به غلظت پایه<sup>۴</sup> آن فلز به صورت زیر می‌باشد (معادله ۴):

$$C_f^i = C_D^i / C_R^i \quad (4)$$

که در آن،  $C_D^i$  غلظت سنگش شده فلز سنگین مورد نظر و  $C_R^i$  غلظت پایه آن فلز سنگین در خاک می‌باشد. مقدار غلظت محلول فلز سنگین مورد نظر طبق معادلات پیشنهادی سائو و همکاران (2000) و با توجه به میزان مواد آلی و pH خاک محاسبه شد (جدول ۲). منظور از خاک زمینی، خاک منطقه‌ای است که تا حد امکان، دستنخورده و عاری از آلودگی‌های ناشی از فعالیت انسانی باشد و غلظت عنصر در آن تنها منشأ طبیعی داشته باشد. در این پژوهش، نمونه‌هایی از خاک شرق منطقه که در آن هیچ‌گونه توسعه انسانی صورت نگرفته بود به عنوان خاک زمینه انتخاب شد؛ و غلظت اندازه‌گیری شده فلزات سنگین در نمونه‌های خاک زمینه هم به عنوان غلظت‌های پایه فلزات لحاظ شد.

### تحلیل زمین‌آماری و تعیین الگوی مکانی خطر بوم‌شناسختی فلزات سنگین

برای مشخص شدن الگوی مکانی خطر بوم‌شناسختی در کل پهنه استان، لازم است تا خطر بوم‌شناسختی محاسبه شده در نقاط نمونه‌برداری، به کل استان تعمیم داده شود؛ به همین منظور از فن زمین‌آمار برای تعیین الگوی مکانی خطر بوم‌شناسختی در تمام سطح استان استفاده شد. پارامترهای آمار توصیفی شامل میانگین، واریانس، بیشینه، کمینه، کشیدگی و جولگی غلظت فلزات سنگین کل توسط نرم افزار SPSS v.16 به دست آمد. نرمال بودن داده‌ها توسط آزمون کولموگروف اسمیرنوف بررسی شد. قبل از کاربرد تجزیه و تحلیل‌های زمین‌آماری، ناهمسانگردی<sup>۵</sup> هر متغیر با ترسیم نیم تغییرنامی سطحی<sup>۶</sup> مورد بررسی قرار گرفت (محمدی، ۱۳۷۷). بر این اساس، برای تمام موقعیت‌ها توان دوم این اختلاف تحت عنوان تغییرنما به صورت معادله زیر محاسبه گردید (معادله ۵):

$$\gamma(h) = 1/2N(h) \sum_{i=1}^{N(h)} [Z(x_i) - Z(x_i + h)]^2 \quad (5)$$

که در آن،  $N(h)$  تعداد جفت نمونه‌های جدا شده در فاصله  $gام(h)$ ،  $Z(xi)$  مقدار متغیر اندازه‌گیری شده در نقطه  $i$  و  $Z(xi+h)$  مقدار متغیر اندازه‌گیری شده در

2010). غلظت کادمیوم کل توسط دستگاه جذب اتمی کوره (GFAAS، Shimadzu AA-670G، Japan) و غلظت مس کل، نیکل کل، سرب کل و روی کل توسط Dستگاه جذب اتمی شعله‌ای (SRM 1670، Japan<sup>۱</sup>) اندازه‌گیری شدند. خاک استاندارد Montana II 2711 برای کنترل کیفیت و بررسی صحت اندازه‌گیری مقدار فلزات سنگین کل در نمونه‌ها استفاده شد. در هنگام هضم به همراه هر گروه از نمونه‌ها یک نمونه شاهد تهیه و همراه با سایر نمونه‌ها اندازه‌گیری شد. مقدار اسیدیته نمونه‌های خاک، با تهیه سوپسانسیون خاک و آب مقطر به نسبت 1:2 و میزان مواد آلی خاک به روش والکی بلاک تعیین شد.

### ارزیابی خطر بوم‌شناسختی فلزات

خطر بوم‌شناسختی با استفاده از معادله زیر برای هر نقطه نمونه‌برداری، با استفاده از نرم افزار اکسل محاسبه گردید (لی و همکاران، 2008).

$$RI = \sum E_r^i \quad (1)$$

که در آن RI بیانگر شاخص تجمعی خطر بوم‌شناسختی بالقوه<sup>۲</sup>،  $E_r^i$  مولفه خطر بوم‌شناسختی بالقوه عنصر مورد نظر در خاک و  $i$  بیانگر عنصر مورد نظر است که از ۱ تا  $n$  عنصر (در اینجا ۵ عنصر) در ارزیابی متغیر است. مولفه  $E_r^i$  از رابطه زیر محاسبه می‌گردد:

$$E_r^i = T_b^i \times T_e^i \times C_f^i \quad (2)$$

که در آن،  $T_b^i$  درجه تأثیر سمیت عنصر مورد نظر است که با دسترسی‌پذیری زیستی فلز سنگین مورد نظر در خاک به صورت زیر ارتباط پیدا می‌کند:

$$T_b^i = \sqrt{R_b^i / P_b^i} \quad (3)$$

که در آن،  $R_b^i$  نسبت مقدار محلول به غلظت کل فلز سنگین در نمونه خاک به درصد می‌باشد.  $P_b^i$  نسبت غلظت محلول به غلظت کل فلز سنگین مورد نظر در خاک زمینه<sup>۳</sup> به درصد است.  $T_e^i$  وزن سمیت فلز مورد نظر نسبت به سایر فلزات موجود هست (وانگ و همکاران، 2012) (جدول ۱).  $C_f^i$  نسبت غلظت فلز سنگین

<sup>4</sup> Reference or Background concentration

<sup>5</sup> Anisotropy

<sup>6</sup> Surface Semivariogram

1. Standard Reference Materials

2. Cumulative ecological risk index

3. Baseline or Background soil

نتایج نشان داد که پراکنش داده‌های خطر تجمعی بوم‌شناختی عناصر مورد نظر از پراکنش نرمال پیروی نمی‌کند ( $p < 0.05$ ). لذا مقادیر لگاریتم داده‌ها به عنوان ورودی در نرم‌افزار GS+ مورد استفاده قرار گرفت (شکل 2).

با بررسی تغییرنامی رویه‌ای، ناهمسانگردی مشخصی مشاهده نگردید (شکل 3)، بنابراین با توجه به همسانگرد بودن متغیر مورد بررسی، تغییرنامی تجربی همه‌جهته آن تهیه و مدل مناسب برآش داده شد (شکل 4). نتایج نشان داد که شاخص خطر تجمعی خطر بوم‌شناختی بالقوه (RI) از مدل سقفدار کروی پیروی نمود و فاقد روند می‌باشد. دامنه تأثیر آن 83600 متر است. اثر قطعه‌ای و حد آستانه به ترتیب 0/001 و 0/04 است. تعیین درجه وابستگی مکانی با استفاده از نسبت اثر قطعه‌ای به آستانه ( $C_0/(C_0+C)$ ) می‌تواند ملاکی برای طبقه‌بندی ساختار مکانی غاظت فلزات سنگین باشد. مقدار نسبی  $> 25\%$  و  $< 75\%$  به ترتیب نشانه ساختار مکانی قوی، متوسط و ضعیف است (کمباردلا و همکاران، 1994).

طبق همین طبقه‌بندی، شاخص خطر تجمعی مورد نظر در خاک با نسبت 50 درصد دارای ساختار مکانی قوی، می‌باشد. همچنین  $R^2$  و RSS مدل به ترتیب 0/99 و 0/00001 به دست آمد.

نقشه الگوی مکانی خطر تجمعی عناصر در شکل 4 آورده شده است. برای درک بهتر الگوی مکانی خطر بوم‌شناختی عناصر، نقشه به پنج طبقه آسیب‌پذیری بوم‌شناختی با فاصله‌های یکسان تقسیم شده است (وانگ و همکاران، 2012). به ترتیب 22/4, 35/9, 27/7, 6/7 و 7/3 درصد از سطح استان در طبقات بسیار کم، کم، متوسط، زیاد و بسیار زیاد از آسیب‌پذیری بوم‌شناختی قرار گرفته‌اند. به طور کلی سه منطقه اصلی با آسیب‌پذیری بوم‌شناختی بسیار زیاد در استان قابل شناسایی است:

الف- منطقه‌ای در مرکز قسمت جنوبی استان که در قسمت کوهستانی استان واقع شده است. ب- قسمتی که به صورت نواری در شرق استان از جنوب به شمال امتداد دارد و ج- منطقه‌ای در شمال غربی استان که منطبق با مناطق دشتی و تالاب صوفیکم و مناطق مجاور می‌باشد.

موقعیت مکانی  $i+h$  است. تغییرنامی ایده‌آل، دارای سه پارامتر اثر قطعه‌ای، حد آستانه یا سقف و دامنه تأثیر است. اثر قطعه‌ای مؤلفه واریانس غیر ساختاری (تصادفی)، حد آستانه واریانس کل و دامنه تأثیر تعیین کننده فاصله‌ای است که فراتر از آن هیچ همبستگی مکانی بین داده‌ها وجود ندارد.

درجه وابستگی مکانی متغیرها بر اساس تقسیم واریانس اثر قطعه‌ای به حد آستانه (واریانس کل) به دست آمد. چنانچه این نسبت کمتر از 25% باشد همبستگی قوی، 75-25% همبستگی متوسط و بیشتر از 1994 75% همبستگی ضعیف خواهد بود (کمباردلا و همکاران، گوسی تغییرنما و از طریق نرم‌افزار GS+ 5.1.1 انجام شد). مجموع مربعات باقیمانده<sup>1</sup> (RSS) و ضریب تعیین ( $R^2$ ) برای ارزیابی صحت تغییرنما، استفاده شد. مقدار کمتر مجموع مربعات باقیمانده، بیانگر کارایی بیشتر مدل است. بعد از برآش مدل مناسب، اقدام به پهنه‌بندی و تهیه نقشه کریجینگ شد. بدین منظور، درونیابی به روش کریجینگ نقطه‌ای و از روش کریجینگ معمولی<sup>2</sup> و پهنه‌بندی نهایی در محیط نرم‌افزار ArcGIS 9.3 انجام شد. برای صحت‌سنجی کریجینگ از ارزیابی متقابل و آمارهای میانگین مربعات خطأ (MSE) و ریشه میانگین مربعات خطأ (RMSE) استفاده شد.

## نتایج و بحث

در جدول 3، آمار توصیفی غاظت عناصر مورد نظر در خاک سطحی استان گلستان آورده شده است. رتبه عناصر، بر اساس میانگین غاظت کل فلزات به صورت کادمیوم > سرب > نیکل > مس > نیکل > سرب است. ضریب تغییرات کمتر از 10% نشان از تغییرپذیری کم و ضریب تغییرات بیشتر از 90% نشان از تغییرپذیری زیاد دارد (زانگ و همکاران، 2007). بر همین اساس، ضریب تغییرات غاظت تمام فلزات نشان از تغییرپذیری متوسط غاظت کل فلزات مذکور در منطقه دارد. میانگین خطر تجمعی شاخص تجمعی خطر بوم‌شناختی بالقوه (RI) عناصر مورد نظر در نقاط نمونه‌برداری، 42/53 است. حداقل و حداکثر خطر تجمعی به ترتیب 13/32 و 137/22 هست. میزان چولگی این متغیر 1/07 است. انحراف معیار 18/99 و ضریب تغییرات 44/65 درصد است (جدول 3).

<sup>1</sup>. Reduced Sums of Squares

<sup>2</sup>. Ordinary Kriging

جدول 1- غلظت‌های پایه فلزات سنگین در خاک، وزن‌های سمیت و نسبت مقدار محلول به مقدار کل فلز سنگین در خاک زمینه (وانگ و همکاران، 2012)

P <sup>i</sup> <sub>b</sub> (%)	T <sup>i</sup> <sub>c</sub>	C <sup>i</sup> <sub>R</sub> (mg/kg)	عنصر
15/2	30	0/07	کادمیوم
2/37	5	11/8	سرب
5/04	5	30/3	نیکل
32/3	5	18/6	من
15/87	1	64/2	روی

جدول 2- معادلات پیش‌بینی کننده غلظت محلول فلزات سنگین مورد نظر بر اساس اسیدیته و مواد آلی خاک (ساتو و همکاران، 2000)

R <sup>2</sup>	معادله	عنصر
0/884** d	$\text{Log}_{10}(\text{DM}^a) = -0/47 \text{ pH} + 1/08 \text{ Log}_{10}(\text{TM}) - 0/81 \text{ Log}_{10}(\text{SOM}^b) + 3/42$	Cd
0/347**	$\text{Log}_{10}(\text{DM}) = -0/37 \text{ pH} + 0/56 \text{ Log}_{10}(\text{TM}) + 1/81$	Pb
0/611**	$\text{Log}_{10}(\text{DM}) = -0/21 \text{ pH} + 0/93 \text{ Log}_{10}(\text{TM}) - 0/21 \text{ Log}_{10}(\text{SOM}) + 1/37$	Cu
0/272**	$\text{Log}_{10}(\text{DM}) = -1/05 \text{ pH} + 1/21 \text{ Log}_{10}(\text{TM}) - 0/85 \text{ Log}_{10}(\text{SOM}) + 7/02$	Ni
0/618**	$\text{Log}_{10}(\text{DM}) = -0/55 \text{ pH} + 0/94 \text{ Log}_{10}(\text{TM}) - 0/34 \text{ Log}_{10}(\text{SOM}) + 3/68$	Zn

a غلظت محلول فلز سنگین

b درصد مواد آلی خاک

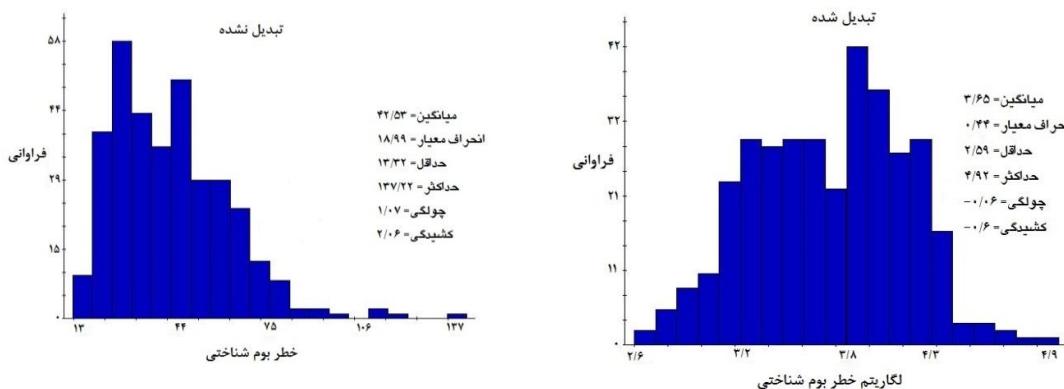
c مقدار کل فلز سنگین در خاک

d معنی دار در سطح 0/01

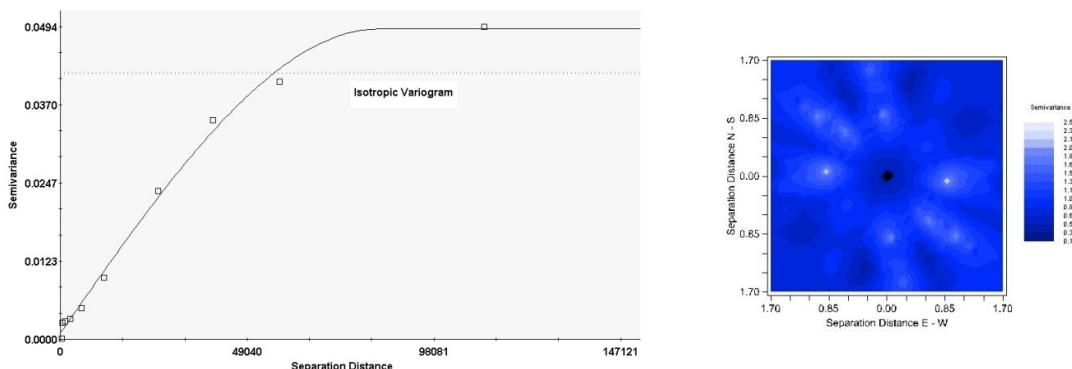
جدول 3- آمار توصیفی غلظت عناصر مورد نظر در خاک سطحی استان گلستان

BC*	کشیدگی	چولگی	CV (%)	SD	Mean	Median	Min	Max	متغیر
0/07	2/54	0/62	58	0/07	0/12	0/11	0/01	0/36	Cd (mg/kg)
11/8	6/5	1/52	37/6	5/81	15/42	13/6	6/8	44	Pb (mg/kg)
18/6	15/74	2/63	37/9	9/07	23/9	21/85	9/3	93/7	Cu (mg/kg)
64/2	47/29	4/86	37/6	30/87	82/08	78/37	25	417/4	Zn (mg/kg)
30/3	3/95	0/79	33/22	11/59	34/88	33/85	9/5	85/35	Ni (mg/kg)
-	2/06	1/07	44/65	18/99	42/53	13/1	13/32	137/22	RI

\* غلظت پایه



شکل 2- نمودار فرآوانی شاخص تجمعی خطر بوم‌شناسی بالقوه فلزات سنگین در نقاط نمونه‌برداری قبل و بعد از تبدیل لگاریتمی



شکل 3- تغییرنما تجربی و مدل برآشن داده شده به داده‌های شاخص خطر تجمعی عناصر و شکل دوبعدی ناهمسانگردی (واریوگرام رویدای) آن

شیمیایی نیز بین شهرستان‌های استان، شهر آق‌قلاء در رتبه سوم قرار دارد. آمار دقیقی از نقش کشاورزی به عنوان یکی از ورودی‌های عناصر سنگین به خاک نیز به خوبی توسط برخی پژوهشگران مشخص شده است (لی و همکاران، 2008، با و همکاران، 2010).

نمودار پراکندگی مقادیر خطر بوم‌شناختی تجمعی اندازه‌گیری شده در مقابل مقادیر پیش‌بینی شده در فرآیند ارزیابی متقابل در شکل 5 آورده شده است. انحراف معیار از میانگین و ضریب تعیین خط رگرسیون به ترتیب  $0/02$  و  $0/88$  به دست آمد؛ همچنین مقادیر میانگین مربعات خطا (MSE) و ریشه میانگین مربعات خطا (RMSE) به ترتیب  $0/05$  و  $4/97$  به دست آمد. همانطور که در نمودار مشخص است، درون‌یابی از صحت قابل قبولی برخوردار است.

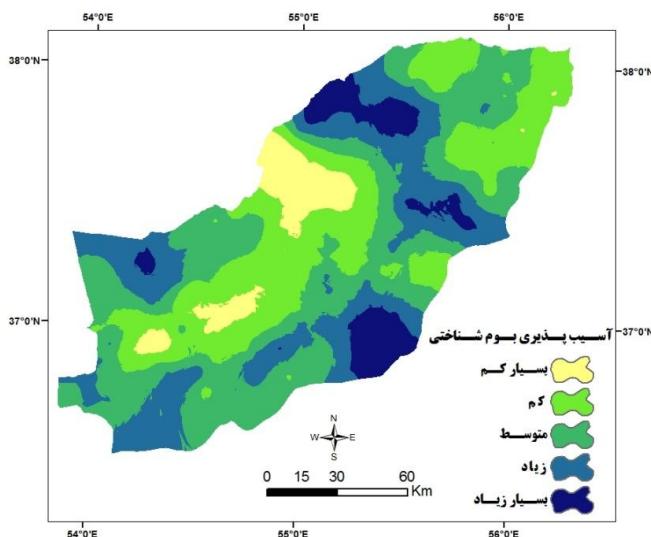
آلاینده‌های محیط‌زیستی یکی از عواملی است که اکوسیستم‌ها، جمعیت‌های گونه‌های جانوری و گیاهی و زیستگاه آن‌ها را تحت تأثیر قرار می‌دهد (راتنر و آکرسون، 2008). این عامل تشدیز، در تهدید برخی از گونه‌های حیات وحش نقش دارد و حتی ممکن است مسئول اصلی در خطر قرار گرفتن گونه باشد (پاتی و همکاران، 2003). معمولاً بحث آلودگی برای تنوع‌زیستی به طور عام و حیات وحش به طور خاص، در علمی به نام بوم‌شناصی<sup>1</sup> مورد مطالعه قرار می‌گیرد و نقش آلودگی و آلاینده‌ها به عنوان تهدیدی برای تنوع‌زیستی و گونه‌های مختلف حیات وحش به خوبی مشخص شده است (دی‌لنگ و همکاران، 2010، فریچ و همکاران، 2011). اما به طور اخص بحث ارزیابی اثرات آلاینده‌ها بر گونه‌های مختلف جانوری و گیاهی بهویژه در محیط خاک تحت

مهمنه‌ترین بخش، منطقه‌ای است که در جنوب استان قرار گرفته است و به نظر می‌رسد جدا از عوامل طبیعی و زمین‌شناختی مؤثر بر آن (حافظی مقدس و همکاران، 1389)، وجود معادن متعدد یکی از عوامل اصلی افزایش خطر در این منطقه شده است (شکل 1)، لی و همکاران (2008) نیز نشان دادند که وجود معادن بر آسیب‌پذیری بوم‌شناختی عناصر سنگین می‌افزاید. بخش مهم دیگر منطقه‌ای است در شرق استان که به صورت نواری از شمال به جنوب کشیده شده است. جدا از معادن فعلی واقع شده در شمال این منطقه، مهم‌ترین و پرترددترین مسیر حمل و نقل جاده‌ای استان نیز در این بخش قرار گرفته است و به نظر می‌رسد سهم مهمی در افزایش خطر در این منطقه داشته است. نتایج مشابهی درباره اثر جاده بر افزایش غلظت عناصر سنگین در خاک توسط سایر افزایش‌گرها در این منطقه مشاهده شده است (زانگ و همکاران، 2008، پوگیو و ورسکاج، 2009، وانگ و همکاران، 2012). بخش مهم دیگر، لکه‌ای است که در شمال غربی استان واقع شده است. با بررسی منطقه و نبودن صنایع و معادن در این بخش، به نظر می‌رسد فعالیت کشاورزی مهم‌ترین عامل انسانی مؤثر بر افزایش غلظت فلزات سنگین در این منطقه است. این منطقه متنطبق بر شهرستان‌های بندر ترکمن و آق‌قلاء است. طبق آمار موجود، به ترتیب 59525 و 54004 هکتار از اراضی این دو شهرستان زیر کشت آبی و دیم است (سازمان حفاظت از محیط‌زیست، 1389). بر اساس میزان کشت آب و دیم شهرستان‌های بندر ترکمن و آق‌قلاء بعد از شهرهای گنبد کاووس و کلاله در رتبه‌های سوم و چهارم قرار دارند. میزان کودهای شیمیایی (شامل اوره، فسفات آمونیوم، سوپرفسفات تریپل و...) مورد استفاده در شهرستان‌های آق‌قلاء و بندرترکمن به ترتیب 25745 و 15148 تن در سال 1385 بوده است (سازمان حفاظت از محیط‌زیست، 1389)؛ و از لحاظ مصرف کود

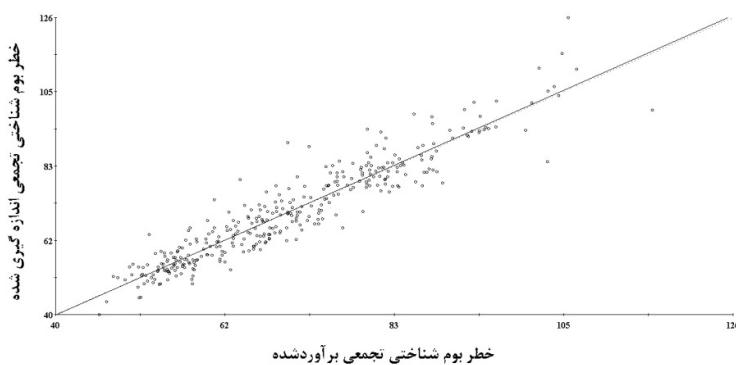
<sup>1</sup> Ecotoxicology

(لوس و همکاران، 2010، پیستوچی و همکاران، 2011).

عنوان ارزیابی خطر بومشناختی مورد بررسی قرار می‌گیرد



شکل 4- الگوی مکانی آسیب‌پذیری بومشناختی فلزات سنگین در خاک سطحی استان گلستان



شکل 5- نمودار پراکندگی مقادیر خطر بومشناختی تجمعی اندازه‌گیری شده در مقابل مقادیر پیش‌بینی شده با کریجینگ طی فرایند ارزیابی متقابل

می‌شود در حالی که مشخص است که میزان آسیب‌پذیری منابع خاک و آب و گونه‌های مختلف گیاهی و جانوری براساس ویژگی‌های آن‌ها بسیار متفاوت است؛ ج- نقصه خطر تجمعی ایجاد شده تنها مبنی بر فلزات سنگین می‌باشد و سایر آلاینده‌ها مانند آفتکش‌ها را شامل نمی‌شود در حالی که سایر آلاینده‌ها ممکن است اثر بیشتری نسبت به فلزات سنگین بر گونه‌های مختلف حیات وحش داشته باشند (لار و همکاران، 2010)؛ د- در بسیاری از موارد، آثار ترکیبی چندین ماده شیمیایی در محیط از اثر مجزای آن‌ها متفاوت خواهد بود که می‌تواند به صورت سینergic یا آنتاگونیسم باشد (لار و همکاران، 2010) که این مطلب در تهیه نقشه تولیدی لحظه نشده

در سال‌های اخیر، با ظهر تکنولوژی‌های جدید، نقشه‌سازی این خطرات برای گونه‌های مختلف توسعه یافته‌اند (لار و همکاران، 2010، وانگ و همکاران، 2012). ذکر چند نکته در ارتباط با نقشه ارائه شده ضروری است: الف- در این پژوهش، غلظت کسر زیستی قابل دسترس از طریق مطالعه سائو و همکاران (2000) به دست آمد که امکان تعیین کسر زیستی قابل دسترس به صورت مستقیم و کاهش اریب و خطأ در نقشه تولیدی در مطالعات بعدی وجود دارد؛ ب- در تولید نقشه خطر بومشناختی، پذیرنده‌گان آلاینده‌ها به طور عام فرض شده‌اند و تنها براساس کسرزیستی قابل دسترس فلزات و وزن‌دهی براساس سمیت فلزات، آسیب‌پذیری مشخص

## تشکر و قدردانی

این مطالعه بخشی از طرح پژوهشی به شماره 92011972 صندوق حمایت از پژوهشگران کشور (INFS) است. همچنین بخشی از داده‌های این مطالعه مربوط به طرح مطالعاتی تهیه اطلس آلودگی خاک استان گلستان هست که با حمایت مالی دفتر بررسی آلودگی آب و خاک سازمان حفاظت محیط‌زیست کشور به انجام رسیده است. بدین‌وسیله از صندوق حمایت از پژوهشگران و سازمان حفاظت محیط‌زیست کشور سپاسگزاری می‌شود.

آثار آن‌ها بر حیات وحش شاید آن طور که به نظر می‌رسد واضح نباشد. وقتی نقشه رستری خطر تجمعی تهیه می‌شود فرض می‌شود که ارتباط مستقیمی میان غلظت آلاینده در خاک و آثار آن‌ها بر حیات وحش وجود دارد که این فرض همیشه درست نیست چون گونه‌های مختلف دارای گستره خانگی با اندازه‌های گوناگونی می‌باشند؛ علاوه بر این، درون گستره خانگی هر گونه‌ای، غلظت آلاینده‌ها تغییر می‌کند و مواجهه با آلاینده‌ها به رفتار تغذیه‌ای گونه بستگی خواهد داشت (Kormann و همکاران، 2005)؛ و - سمشناسی حیات وحش<sup>1</sup>، یعنی مطالعه آثار آلاینده‌های محیط‌زیستی بر تولید مثل، سلامت و رفاه و آرامش گونه‌ها به صورت سنتی ممکن بر مطالعات انجام شده در آزمایشگاه می‌باشد و ز - نتایج تمام روش‌های درون‌یابی دارای خطا است (ایکسای و همکاران، 2011). به هر حال در این پژوهش سعی شد براساس منابع موجود، زمان و بودجه، بهترین روش برای تهیه نقشه خطر بوم‌شناختی آلودگی خاک تهیه شود و این به معنی کامل و عاری از خطا بودن آن نیست. این روش، اولین پژوهش در سطح کشور است که در مقیاس بزرگی مانند استان سعی در کمی کردن آثار آلاینده‌های خاک بر تنوع‌زیستی دارد و امید است در آینده، پژوهش‌های بهتری در ارتباط با مدل‌سازی مکانی در ارزیابی خطر بوم‌شناختی آلاینده‌های خاک انجام شود.

## نتیجه‌گیری

در این پژوهش، الگوی مکانی خطر بوم‌شناختی یا آسیب‌پذیری بوم‌شناختی عناصر کادمیوم، سرب، مس، نیکل و روی در خاک سطحی استان گلستان با استفاده از فن زمین‌آمار بررسی شد. بدین منظور برای 346 نقطه نمونه‌برداری خاک در استان، خطر تجمعی بوم‌شناختی، بر اساس غلظت‌های پایه عناصر، وزن سمیت آن‌ها و غلظت محلول عناصر برآورد شده از معادلات مبتنی بر مقادیر مواد آلی خاک و اسیدیته، محاسبه شد و سپس این خطر تجمعی به عنوان متغیر وارد فرآیند درون‌یابی با استفاده از کریجینگ معمولی به منظور تهیه نقشه خطر بوم‌شناختی شد. نتایج نشان داد که سه منطقه اصلی با خطر بوم‌شناختی بسیار زیاد در استان قابل‌شناسایی است که حدود 7% سطح استان را پوشش می‌دهد. این مناطق در مرکز قسمت جنوبی، شرق استان از جنوب به شمال و شمال غربی استان واقع شده‌اند.

<sup>1</sup>. Wildlife toxicology

## فهرست منابع:

1. سازمان حفاظت محیط‌زیست ایران. 1389. اطلس آلدگی خاک استان گلستان. 970 صفحه.
2. تقی‌پور، م.، ش. ایوبی، و ح. خادمی. 1389. تجزیه و تحلیل تغییرات مکانی غلظت کل نیکل و مس در خاک‌های سطحی اطراف همدان به روش زمین‌آمار. مجله پژوهش‌های حفاظت آب و خاک، 17(2): 69-87.
3. حافظی مقدس، ن.، ه. حاجی‌زاده، ه. قربانی، و ب. دهرآزم. 1389. بررسی نقش واحدهای سنگی عمدۀ جنوب استان گلستان در آلدگی و غنی‌سازی خاک سطحی به فلزات سنگین و کمیاب. چهاردهمین همایش انجمن زمین‌شناسی ایران و بیست و هشتمین گردهمایی علوم زمین. دانشگاه ارومیه.
4. شهبازی، ع.، ع. سفیانیان، ر. افزار، و ل. خداکرمی. 1390. بررسی توزیع مکانی فلزات سنگین کادمیوم، مس و سرب در خاک و تعیین منشأ این فلزات (مطالعه موردی: شهرستان نهاوند). نشریه کاربرد سنجش از دور و GIS در علوم منابع طبیعی، 2: 97-110.
5. عبداللهی، س.، م.ا. دلاور، و پ. شکاری. 1391. پنهان‌بندی توزیع مکانی سرب، روی و کادمیوم و ارزیابی آلدگی خاک‌های منطقه انگوران، استان زنجان. نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)، 26(6): 1410-1420.
6. محمدی، ج. 1385. پدومتری - جلد دوم: آمار مکانی (ژئواستاتیستیک). انتشارات پلک. 453 صفحه.
7. محمدی، ج. 1377. مطالعه تغییرات مکانی شوری خاک در منطقه رامهرمز (خوزستان) با استفاده از نظریه ژئواستاتیستیک، 1- کریجینگ. مجله علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی، 2(4): 49-63.
8. مساعدي، ا.، م. مرعشی، و غ. کواکبی. 1388. بررسی مقایسه‌ای خشکسالی در مناطق پرباران و کم باران (مطالعه موردی - استان گلستان). مجله علوم کشاورزی و منابع طبیعی، 16(1): 277-292.
9. موسوی، ا.، ع. سفیانیان، ن. میرغفاری، و ل. خداکرمی. 1390. بررسی توزیع مکانی برخی فلزات سنگین در خاک‌های استان همدان. مجله پژوهش‌های خاک (علوم خاک و آب)، 25(4): 323-336.
10. Bai, J. , R. Xiao, A. Gong, H. Gao, and L.Huang. 2010. Assessment of heavy metal contamination of surface soils from typical paddy terrace wetlands on the Yunnan Plateau of China. *Phys Chem Earth*. 36:447–450.
11. Cambardella, C.A. , T.B. Moorman, J.M. Novak, T.B. Parkin, D.L. Karlen, R.F.Turco, and A.E. Konopka. 1994. Field-scale variability of soil properties in Central Iowa soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58: 1501–1511.
12. Cormont, A., J.M. Baveco, and N.M. Van den Brink. 2005. Effects of spatial foraging behaviour on risks of contaminants for wildlife. Breaking ecotoxicological restraints in spatial planning (BERISP): the development of a spatially explicit risk assessment. Report no. 1369, Alterra, Wageningen UR, Wageningen, The Netherlands.
13. De Lange, H.J., S. Sala, M. Vighi, and J.H. Faber. 2010. Ecological vulnerability in risk assessment — a review and perspectives. *Sci Tot Environ.* 408:3871–9.
14. Fritsch, C., M. Coeurdassier, P. Giraudoux, F. Raoul, F. Douay, D. Rieffel, A. de Vaulfleury, and R. Scheifler. 2011. Spatially Explicit Analysis of Metal Transfer to Biota: Influence of Soil Contamination and Landscape. *PLoS ONE*, 6(5): e20682. doi:10.1371/journal.pone.0020682
15. Kheir, R. B. 2010. Spatial soil zinc content distribution from terrain parameters: A GIS-based decision-tree model in Lebanon. *Environ Pollut.* 158: 520-528.
16. Lahr, J., B. Münier, H.J. De Lange, J.F. Faber, and P.B. Sørensen. 2010. Wildlife vulnerability and risk maps for combined pollutants. *Sci Total Environ.* 408:3891–3898.

17. Li, Z., J. Hou, and J. Wang. 2008. Potential ecological risk assessment model for heavy metal contamination of agricultural soils in mining areas. *Adv Earth Sci.* 23 (5): 509 -516.
18. Loos, M., A.M.J. Ragas, R. Plasmeijer, A.M. Schipper, and A.J. Hendriks. 2010. Eco-SpaCE: An object-oriented, spatially explicit model to assess the risk of multiple environmental stressors on terrestrial vertebrate populations. *Sci Total Environ.* 408:3908–3917.
19. Morton-Bermea, O., E. Hernández-Álvarez, G. González-Hernández, F. Romero, R. Lozano, and L.E. Beramendi-Orosco. 2009. Assessment of heavy metal pollution in urban topsoils from the metropolitan area of Mexico City. *J Geochem Explor.* 101:218-224.
20. Pattee, O.H., V.L. Fellows, and D.L. Bounds. 2003. Animal species endangerment: The role of environmental pollution. p 1237–1251. In D.J. Hoffman et al.(ed.) *Handbook of ecotoxicology*. 2nd ed. Boca Raton (FL), Lewis.
21. Pistocchi, A., J. Groenwold, J. Lahr, M. Loos, M. Mujica, A.M.J. Ragas, R. Rallo , S. Sala, U. Schlink, K. Strelbel, M . Vighi, and P.Vizcaino. 2011. Mapping Cumulative Environmental Risks: Examples from the EU NoMiracle Project. *Environ Model Assess.* 16:119–133.
22. Poggio, L., and B. Vrscaj. 2009. A GIS-based human health risk assessment for urban green space planningan example from Grugliasco (Italy). *The Science of the Total Environment* 407, 5961-5970.
23. Rattner, B. A and B.K. Ackerson. 2008. Potential Environmental Contaminant Risks to Avian Species at Important Bird Areas in the Northeastern United States. *Integrated Environ Assess Manag.* 4 ( 3 ):344–357.
24. Sauvé, S., W. Hendershot, and H. Allen. 2000. Solid-solution partitioning of metals in contaminated soils: dependence on pH, total metal burden, and organic matter. *Environmental Science and Technology.* 34 (7):1125-1131.
25. Shah, M. T., S. Begum, S. Khan. 2010. Pedo and biogeochemical studies of mafic and ultramafic rocks in the Mingora and Kabal areas, Swat, Pakistan. *Environ. Earth Sci.* 60:1091-1102.
26. Wang, M., Y. Bai, W. Chen, B. Markert, C. Peng, and Z. Ouyang. 2012. A GIS technology based potential eco-risk assessment of metals in urban soils in Beijing, China. *Environ. Pollut.* 161:235-242.
27. Weber, J., and A. Karczewska. 2004. Biogeochemical processes and cycling of elements in the environment.. *Geoderma.* 122: 2-4.
28. Xie, Y., T. Chen, M. Lei, J. Yang, Q. Guo, B. Song, and X. Zhou. 2011. Spatial distribution of soil heavy metal pollution estimated by different interpolation methods: Accuracy and uncertainty analysis. *Chemosphere.* 82: 468–476.
29. Zhang, C., L. Luo, W. Xu, V. Ledwith, and L. Poggio. 2008. Use of local Moran's I and GIS to identify pollution hotspots of Pb in urban soils of Galway, Ireland. *Sci Total Environ.* 398: 212-221.
30. Zhang, X.Y., Y.Y. Sui, X.D. Zhang, and K. S.J. Herbert. 2007. Spatial variability of nutrient properties in black soil of northeast China. *Pedosphere.* 17 (1):19–29.
31. Zhu, Y.G., P. N. Williams, and A. A. Meharg. 2008. Exposure to inorganic arsenic from rice: a global health issue?. *Environ. Pollut.* 154:169-171.

