

الگوی پراکنش برخی از فلزات سنگین در خاک سطحی استان گلستان

روح‌الله میرزایی¹، 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؛ gorbani1969@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 اکوسیستم، داشتن اطلاعات مکانی اثر بوم‌شناختی آن‌ها ضروری است. از این رو، 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 نمونه‌برداری 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، 15/42، 23/9، 34/88 و 82/08 میلی‌گرم در کیلوگرم است و دامنه تغییرات آن‌ها هم به ترتیب عبارت از 0/35، 37/2، 84/4، 75/85 و 392/4 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

¹نویسنده مسئول، آدرس: دانشگاه کاشان، دانشکده منابع طبیعی و علوم زمین، گروه محیط‌زیست

مقدمه

افزایش تولید آلاینده‌ها از جمله فلزات سنگین یکی از مشکلات جدی و در حال گسترش پیش روی انسان عصر حاضر است (خیر، 2010). خاک و پوشش گیاهی آن دارای کارکردهای بوم‌شناختی خاصی در محیط از جمله تعدیل 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 برمی 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 منبع برای آلودگی 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). آلودگی فلزات سنگین نه تنها به طور مستقیم بر خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک، کاهش فعالیت زیستی و کاهش دستیابی زیستی مواد مغذی خاک تأثیر می‌گذارد، بلکه هم‌چنین خطر جدی برای سلامتی انسان از طریق ورود در زنجیره غذایی و امنیت زیست‌محیطی از طریق نفوذ در آب‌های زیرزمینی محسوب می‌شوند. اثر فلزات سنگین بر جانوران به عواملی مانند خواص فیزیوشیمیایی 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

رفتارهای زادآوری از مهم‌ترین پیامدهای 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 بوم‌شناختی¹ مورد توجه قرار می‌گیرد. بیشتر فرآیندهای استفاده شده برای ارزیابی خطرات بوم‌شناختی ناشی از فلزات سنگین در خاک از روش هاکنسون² و شاخص تجمع زمین‌شناختی³ منشأ می‌گیرد. این روش‌ها مبتنی بر غلظت کل فلزات سنگین در خاک می‌باشند. به هر حال، از یک سو، سمیت بوم‌شناختی فلزات سنگین به میزان قابل توجهی به دسترس‌پذیری زیستی آن‌ها در خاک و عوامل سمیت‌شناختی آن‌ها بستگی دارد و ویژگی‌های خاک مانند مواد آلی خاک و اسیدیته می‌تواند دسترس‌پذیری زیستی فلزات سنگین در خاک را تحت تأثیر قرار دهد (وانگ و همکاران، 2012). از سوی دیگر اندازه‌گیری غلظت قابل‌دسترس زیستی عناصر در خاک نیز هزینه‌بر است، بنابراین روش‌هایی در حال توسعه است تا بتوانند با استفاده از سایر پارامترهای خاک، جزء قابل‌دسترس زیستی عناصر را برآورد کنند. به عنوان نمونه، سائو و همکاران (2000) مدلی را برای برآورد دسترس‌پذیری زیستی فلزات سنگین در خاک بر اساس اسیدیته، غلظت کل فلزات در خاک و مواد آلی خاک ارائه داده‌اند. به هر حال، برای تعیین خطر بوم‌شناختی لازم است که الگوی مکانی پراکنش آلاینده‌ها، حداکثر غلظت مجاز زیستی و کسر قابل‌دسترس زیستی عناصر در خاک مشخص شود.

برای درک بهتر وسعت آلودگی خاک به عناصر سمی و مدیریت بهتر، داشتن اطلاعات مکانی آلودگی ضروری است. فنون زمین‌آمار، شناسایی منابع آلودگی و توزیع مکانی آلاینده‌های منتشره 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 آلودگی، فرآیندهای مؤثر بر توزیع آلاینده‌ها و تراکم جمعیت ایده‌آل هستند (پوگیو 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

¹ Ecological Risk Assessment

² Hakanson

³ The geo-accumulation Index (Igeo)

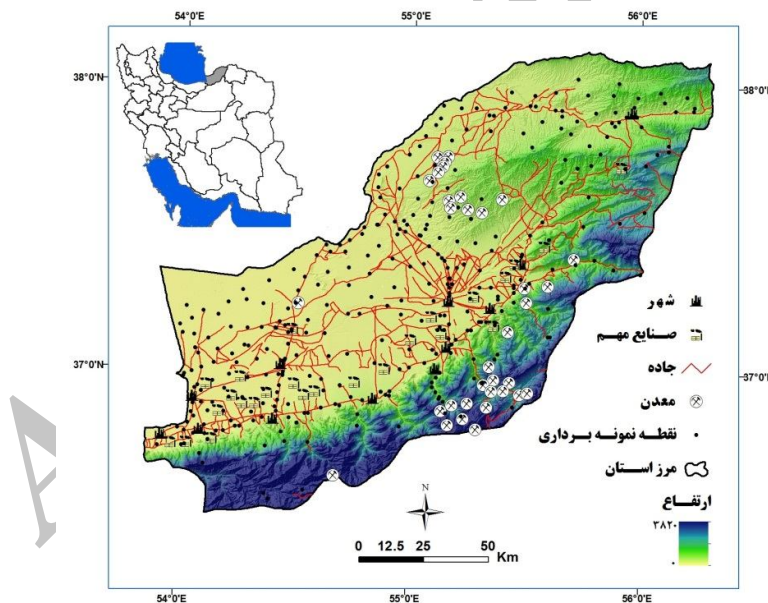
است. میانگین بارندگی سالانه استان 450 میلی‌متر است که این میزان در نواحی شمالی آن، به کم‌تر از 200 میلی‌متر هم می‌رسد. میانگین تبخیر سالانه در نواحی جنوبی و ارتفاعات 800 میلی‌متر و در نواحی شمالی تا 2000 میلی‌متر نیز می‌رسد (مساعدی و همکاران، 1388). استان گلستان از نظر تقسیم‌بندی ایالات زمین‌ساختی، در 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 بینالود و هزار مسجد کپه‌داغ هم‌مرز است که مرز آن با کپه‌داغ، پوشیده از بادرفت‌های ضخیمی از جنس لس است. وجود انواع نهشته‌ها به‌خصوص 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 کیلومتر مربع در جنوب‌شرقی دریای خزر واقع شده و در حدود 1/3 درصد از مساحت کل کشور را شامل می‌شود (شکل 1). این استان بین 36 درجه و 25 دقیقه تا 38 درجه و 8 دقیقه عرض شمالی و 53 درجه و 50 دقیقه تا 56 درجه و 18 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_4 - HNO_3 -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 (بای 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 پایه⁴ آن فلز به صورت زیر می‌باشد (معادله 4):

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

که در آن، C_D^i غلظت سنجش 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 2). منظور از خاک زمینه، خاک منطقه‌ای است که تا حد امکان، دست‌نخورده و عاری از آلودگی‌های ناشی از فعالیت انسانی باشد و غلظت عناصر 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 زمین‌آماري و تعیین الگوی مکانی خطر بوم‌شناختی فلزات سنگین

برای مشخص شدن الگوی مکانی خطر بوم‌شناختی در کل پهنه استان، لازم است تا خطر بوم‌شناختی محاسبه شده در نقاط نمونه‌برداری، به کل استان تعمیم داده شود؛ به همین منظور از فن زمین‌آمار برای تعیین الگوی مکانی خطر بوم‌شناختی در تمام سطح استان استفاده شد. پارامترهای آمار توصیفی شامل میانگین، واریانس، بیشینه، کمینه، کشیدگی و چولگی غلظت فلزات سنگین کل توسط نرم‌افزار SPSS v.16 به دست آمد. نرمال بودن داده‌ها توسط آزمون کولموگروف اسمیرونوف بررسی شد. قبل از کاربرد تجزیه و تحلیل‌های زمین‌آماري، ناهمسانگردی⁵ هر متغیر با ترسیم نیم تغییرنمای سطحی⁶ مورد بررسی قرار گرفت (محمدی، 1377). بر این اساس، برای تمام موقعیت‌ها توان دوم این اختلاف تحت عنوان تغییرنما به صورت معادله زیر محاسبه گردید (معادله 5):

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

که در آن، $N(h)$ تعداد جفت نمونه‌های جدا شده در فاصله گام (h) ، $Z(x_i)$ مقدار متغیر اندازه‌گیری شده در نقطه i و $Z(x_i+h)$ 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 دستگاه جذب اتمی شعله‌ای (FAAS, Shimadzu AA-670, Japan) اندازه‌گیری شدند. خاک استاندارد¹ SRM 2711 Montana II 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 سوسپانسیون خاک و آب مقطر به نسبت 1:2 و میزان مواد آلی خاک به روش والکی بلاک تعیین شد.

ارزیابی خطر بوم‌شناختی فلزات

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

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

که در آن RI بیانگر شاخص تجمعی خطر بوم‌شناختی بالقوه²، E_f^i مولفه خطر بوم‌شناختی بالقوه عنصر مورد نظر در خاک و i بیانگر عنصر مورد نظر است که از 1 تا n عنصر (در اینجا 5 عنصر) در ارزیابی متغیر است. مولفه E_f^i از رابطه زیر محاسبه می‌گردد:

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

که در آن، T_b^i درجه تأثیر سمیت عنصر مورد نظر است که با دسترس‌پذیری 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 زمینه³ به درصد است. T_e^i وزن سمیت فلز مورد نظر نسبت به سایر فلزات موجود هست (وانگ و همکاران، 2012) (جدول 1). C_f^i نسبت غلظت فلز سنگین

⁴ Reference or Background concentration

⁵ Anisotropy

⁶ Surface Semivariogram

¹ Standard Reference Materials

² Cumulative ecological risk index

³ Baseline or Background soil

موقعیت مکانی $i+h$ است. تغییرنمای 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، 25-75% همبستگی متوسط و بیشتر از 75% همبستگی ضعیف خواهد بود (کمباردلا و همکاران، 1994). بررسی همبستگی مکانی و تحلیل ساختار مکانی با استفاده از برازش مدل‌های کروی، خطی، نمایی و گوسی تغییرنما و از طریق نرم‌افزار $GS+5.1.1$ انجام شد. مجموع مربعات باقیمانده¹ (RSS) و ضریب تعیین (R^2) برای ارزیابی صحت تغییرنما، استفاده شد. مقادیر کمتر مجموع مربعات باقیمانده، بیانگر کارایی بیشتر مدل است. بعد از برازش مدل مناسب، اقدام به پهنه‌بندی و تهیه نقشه کریجینگ شد. بدین منظور، درون‌یابی به روش کریجینگ نقطه‌ای و از روش کریجینگ معمولی² و پهنه‌بندی نهایی در محیط نرم‌افزار ArcGIS 9.3 انجام شد. برای صحت‌سنجی کریجینگ از ارزیابی متقابل و آماره‌های میانگین مربعات خطا (MSE) و ریشه میانگین مربعات خطا (RMSE) استفاده شد.

نتایج و بحث

در جدول 3، آمار توصیفی غلظت عناصر مورد نظر در خاک سطحی استان گلستان آورده شده است. رتبه عناصر، بر اساس میانگین غلظت کل فلزات به صورت کادمیوم > سرب > مس > نیکل > روی 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 غلظت تمام فلزات نشان از تغییرپذیری متوسط غلظت کل فلزات مذکور در منطقه دارد. میانگین خطر تجمعی شاخص 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).

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 تغییرنمای رویه‌ای، ناهمسانگردی مشخصی مشاهده نگردید (شکل 3); بنابراین با توجه به همسانگرد بودن متغیر مورد بررسی، تغییرنمای تجربی همه‌جته آن تهیه و مدل مناسب برازش 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 غلظت فلزات سنگین باشد. مقدار نسبی $> 25\%$ ، 25-75% 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 (زانگ و همکاران، 2012). به ترتیب 6/7، 27/7، 35/9، 22/4 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.

¹ Reduced Sums of Squares

² 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)

| عنصر | C _R ⁱ (mg/kg) | T _e ⁱ | P _b ⁱ (%) |
|---------|-------------------------------------|-----------------------------|---------------------------------|
| کادمیوم | 0/07 | 30 | 15/2 |
| سرب | 11/8 | 5 | 2/37 |
| نیکل | 30/3 | 5 | 5/04 |
| مس | 18/6 | 5 | 32/3 |
| روی | 64/2 | 1 | 15/87 |

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

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

a غلظت محلول فلز سنگین

b درصد مواد آلی خاک

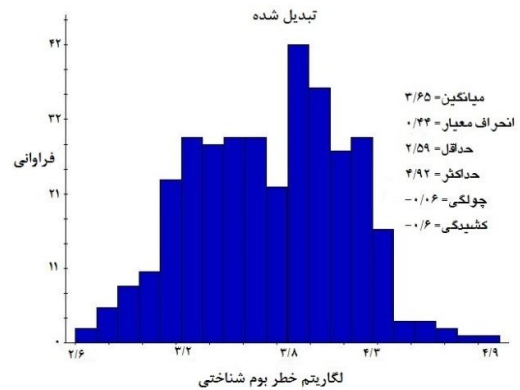
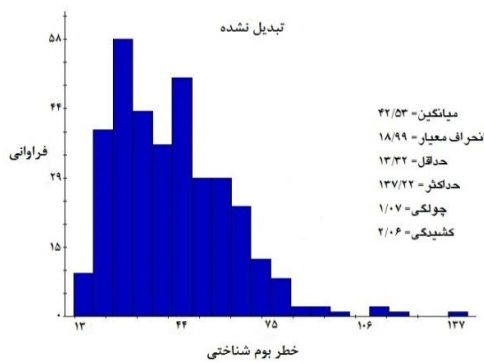
c مقدار کل فلز سنگین در خاک

d معنی‌دار در سطح 0/01

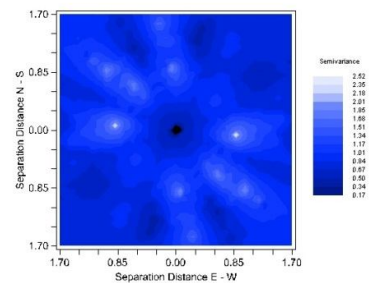
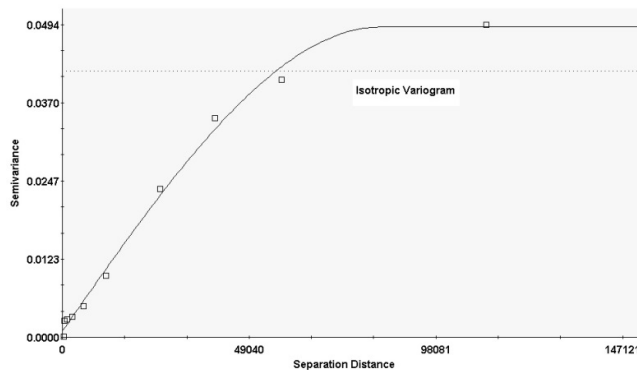
جدول 3- آمار توصیفی غلظت عناصر مورد نظر در خاک سطحی استان گلستان

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

* غلظت پایه



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



شکل 3- تغییرنمای تجربی و مدل برازش داده شده به داده‌های شاخص خطر تجمعی عناصر و شکل دوبعدی ناهمسانگردی (واریوگرام رویه‌ای) آن

شیمیایی نیز بین شهرستان‌های استان، شهر آق‌قلا 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، بای و همکاران، 2010).

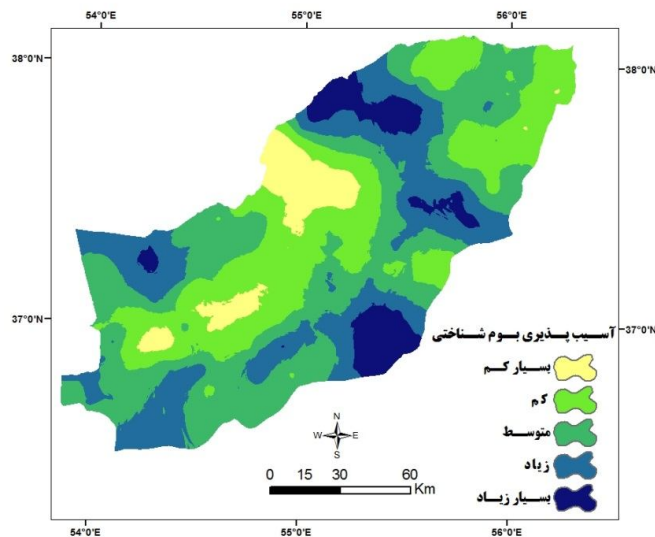
نمودار پراکندگی مقادیر خطر بوم‌شناختی تجمعی اندازه‌گیری شده در مقابل مقادیر پیش‌بینی شده در فرآیند ارزیابی متقابل در شکل 5 آورده شده است. انحراف معیار از میانگین و ضریب تعیین خط رگرسیون به ترتیب 0/02 و 0/88 به دست آمد؛ همچنین مقادیر میانگین مربعات خطا (MSE) و ریشه میانگین مربعات خطا (RMSE) به ترتیب 0/05 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 تنش‌زا، در تهدید برخی از گونه‌های حیات وحش نقش دارد و حتی ممکن است مسئول اصلی در خطر قرارگرفتن گونه باشد (بیاتی و همکاران، 2003). معمولاً بحث آلودگی برای تنوع‌زیستی به طور عام و حیات وحش به طور خاص، در علمی به نام بوم‌سم‌شناسی¹ 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 آثار آلاینده‌ها بر گونه‌های مختلف جانوری و گیاهی به‌ویژه در محیط خاک تحت

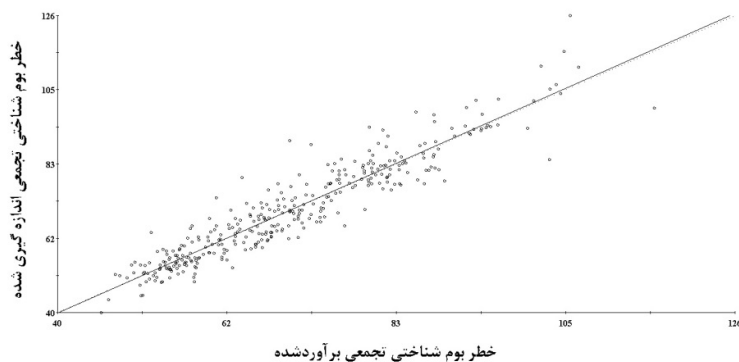
مهم‌ترین بخش، منطقه‌ای است که در جنوب استان قرار گرفته است و به نظر می‌رسد جدا از عوامل طبیعی و زمین‌شناختی مؤثر بر آن (حافظی مقدس و همکاران، 1389)، وجود معادن متعدد یکی از عوامل اصلی افزایش خطر در این منطقه شده است (شکل 1)؛ لی و همکاران (2008) نیز نشان دادند که وجود معادن بر آسیب‌پذیری بوم‌شناختی عناصر سنگین می‌افزاید. بخش مهم دیگر منطقه‌ای است در شرق استان که به صورت نواری از شمال به جنوب کشیده شده است. جدا از معادن فعال واقع شده در شمال این منطقه، مهم‌ترین و پرتعدادترین 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 پژوهشگران گزارش 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 نبود 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 منطبق بر شهرستان‌های بندر ترکمن و آق‌قلا 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 آق‌قلا 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 آق‌قلا و بندر ترکمن به ترتیب 25745 و 15148 تن در سال 1385 بوده است (سازمان حفاظت از محیط‌زیست، 1389)؛ و از لحاظ مصرف کود

¹ Ecotoxicology

عنوان ارزیابی خطر بوم‌شناختی مورد بررسی قرار می‌گیرد (لوس و همکاران، 2010، پیستوچی و همکاران، 2011).



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- نقشه خطر تجمعی ایجاد شده تنها مبتنی 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 سینرژیسم یا آنتاگونیسم باشد (لار و همکاران، 2010) که این مطلب در تهیه نقشه تولیدی لحاظ نشده

در سال‌های اخیر، با ظهور 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 قابل‌دسترس از طریق مطالعه سائو و همکاران (2000) به دست آمد که امکان تعیین کسر زیستی قابل‌دسترس به صورت مستقیم و کاهش اریب و خطا در نقشه تولیدی در مطالعات بعدی وجود دارد؛ ب- در تولید نقشه خطر بوم‌شناختی، پذیرندگان آلاینده‌ها به طور عام فرض شده‌اند و تنها براساس کسر زیستی قابل‌دسترس 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.

است؛ ه- ارتباط میان غلظت آلاینده‌های سمی در خاک و آثار آن‌ها بر حیات‌وحش 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 حیات‌وحش 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 (کورمنت و همکاران، 2005)؛ و- سم‌شناسی حیات‌وحش¹، یعنی مطالعه آثار آلاینده‌های محیط‌زیستی بر تولیدمثل، سلامت و رفاه و آرامش گونه‌ها به صورت سنتی متکی بر مطالعات انجام‌شده 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 کمی‌کردن 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 نمونه برداری 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.

¹ Wildlife toxicology

فهرست منابع:

1. سازمان حفاظت محیط‌زیست ایران. 1389. اطلس آلودگی 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. دهرآزما. 1389. بررسی نقش واحدهای سنگی عمده جنوب استان گلستان در آلودگی 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. افراز، 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. دلاور، و پ. شکاری. 1391. پهنه‌بندی توزیع مکانی سرب، روی و کادمیوم و ارزیابی آلودگی 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 (ژئواستاتستیک). انتشارات پلک. 453 صفحه.
7. محمدی، ج. 1377. مطالعه تغییرات مکانی شوری خاک در منطقه رامهرمز (خوزستان) با استفاده از نظریه ژئواستاتستیک، 1- کریجینگ. مجله علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی. 2 (4): 49-63.
8. مساعدی، 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 Vaufléury, 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 planning: an 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.

Archive of SID