



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

مقاله پژوهشی



بررسی توزیع فلزات سنگین در خاک اراضی آبیاری شده با پساب با استفاده از روش کریجینگ و مدل هایدروس: مطالعه موردی در جنوب تهران

یاسر عباسی، فرهاد میرزایی*، تیمور سهرابی
گروه مهندسی آبیاری و آبادانی، دانشکده مهندسی و فناوری کشاورزی، دانشگاه تهران، کرج، ایران

چکیده

اطلاعات مقاله:

زمینه و هدف: این تحقیق به منظور بررسی توزیع سطحی و عمقی فلزات سنگین سرب، مس و نیکل در خاک اراضی آبیاری شده با پساب در جنوب شهر تهران به کمک GIS و مدل هایدروس انجام شد که انتظار می‌رود اطلاع جامعی از پراکندگی و غلظت آنها در خاک به دست آورد. روش بررسی: پهنه‌بندی فلزات سنگین مس، نیکل و سرب با استفاده از روش کریجینگ در محیط GIS به کمک واریوگرام‌های دایره‌ای، کروی، نمایی و گوسین بررسی شد. علاوه بر این، مدل‌سازی جریان عمقی آب و فلزات سنگین در محیط خاک توسط مدل هایدروس یک بعدی، تا عمق ۵۰ cm خاک برای یک دوره ۲۱۰ روزه صورت گرفت و میزان غلظت فلزات سنگین تا عمق ریشه شبیه‌سازی شد.

تاریخ دریافت: ۹۷/۰۲/۲۵
تاریخ ویرایش: ۹۷/۰۵/۱۶
تاریخ پذیرش: ۹۷/۰۵/۲۰
تاریخ انتشار: ۹۷/۰۹/۲۸

یافته‌ها: بررسی توزیع سطحی عنصر سرب با مدل کروی نشان داد تغییرات این عنصر در محدوده ۲۰ تا ۷۰ mg/kg بوده است. این مقادیر برای عنصر مس ۵۰-۶۰ mg/kg و برای عنصر نیکل در محدوده ۳۰ mg/kg بوده است. بررسی انتقال عمقی عناصر سنگین نیز در داخل خاک با استفاده از مدل هایدروس نشان داد در لایه ۰-۱۵ cm اولیه خاک مقدار شبیه‌سازی شده بیشترین مقدار را دارد و روند تغییرات عمقی عناصر در لایه‌های پایین‌تر بصورت کاهشی است. نتیجه‌گیری: مقایسه غلظت این عناصر با استاندارد مجاز معرفی شده توسط WHO نشان داد عنصر سرب در این منطقه بالاتر از میزان مجاز بوده است. همچنین مدل‌های مورد استفاده توانستند به‌طور قابل قبولی بررسی توزیع عمقی یا سطحی فلزات سنگین را میسر سازند.

واژگان کلیدی: پساب، فلزات سنگین، کریجینگ، هایدروس، انتقال عمقی فلزات سنگین

پست الکترونیکی نویسنده مسئول:

fmirzaei@ut.ac.ir

مقدمه

به علت کمبود منابع آب سالم در مناطق خشک و نیمه خشک دنیا، استفاده مجدد از پساب شهری و حتی صنعتی برای آبیاری یکی از اقدامات معمول در فعالیت‌های کشاورزی است و با وجود تامین بخشی از نیاز آب برای آبیاری، یکی از عوامل آلودگی خاک و محصولات کشاورزی به شمار می‌رود (۱) که استفاده از آن در حال افزایش است. مطالعات Qadir و همکاران (۲) نشان داد آبیاری با پساب خام در برخی از کشورهای در حال توسعه به علت عدم تطابق توسعه شهری با زیرساخت‌های مورد نیاز برای تصفیه پساب رو به گسترش است. استفاده از پساب برای آبیاری دارای مزایای متعددی از جمله استفاده از مواد مغذی موجود در آن و کاهش ورود آن به طبیعت است. با این وجود استفاده از پساب معمولاً همراه با آلودگی‌های میکروبی و فلزات سنگین است که بخش‌های مختلف طبیعت و در نتیجه سلامت انسان را می‌تواند تحت تاثیر قرار دهد.

یکی از ابزارهای مهم در مطالعات محیطی، نرم افزار GIS است. این ابزار بطور گسترده‌ای در مطالعات خاک، مهندسی و مسائل زیست محیطی مورد استفاده قرار گرفته است. استفاده از روش کریجینگ در این نرم افزار یکی از قابلیت‌های مهم آن است که قادر است مقادیر متغیر مورد نظر را براساس مقدار وزنی آن نسبت به نقاط مجاور درون‌یابی نماید. از جمله مطالعات انجام شده در این زمینه می‌توان به تحقیق Khodakarami و همکاران (۳) اشاره نمود که با استفاده از روش کریجینگ معمولی و مدل نمایی، توزیع فلزات سنگین روی و مس را پهنه‌بندی نمودند. از دیگر تحقیقات صورت گرفته می‌توان مطالعه Rahimpour و همکار (۴) ذکر نمود که تغییرات مکانی عناصر سنگین مس، روی، آهن و منگنز را در محدوده شهرستان هریس به کمک روش‌های کریجینگ معمولی و توابع شعاعی پایه مدل سازی نمودند. Sistani و همکاران (۵) به بررسی آلودگی عناصر سنگین در اطراف صنایع فولاد کرمان پرداختند که نتایج تحقیق آنها نشان داد غلظت سرب و کادمیوم تحت تاثیر مجتمع‌های فولاد افزایش یافته است. Borges و همکاران (۶) به بررسی توزیع و پهنه‌بندی فلزات

سنگین به کمک GIS در برزیل پرداختند و به این ترتیب توانستند وضعیت آلودگی فلزات سنگین در منابع آب و خاک منطقه مورد مطالعه را بررسی نمایند. Altan و همکاران (۷) نیز توزیع فلزات سنگین کادمیوم، کروم، مس، نیکل، روی و سرب را به کمک تکنیک‌های درون‌یابی GIS بررسی نمودند. علاوه بر توزیع سطحی فلزات سنگین، تجمع آنها در خاک بر اثر استفاده از پساب برای آبیاری و یا کودهای شیمیایی نیز در مطالعات مختلف گزارش شده است (۸). فلزات سنگین می‌توانند از لایه سطحی خاک به لایه‌های پایین‌تر انتقال یابند و باعث آلودگی لایه‌های پایین و حتی آب‌های زیرزمینی شوند. برای بررسی حرکت فلزات سنگین، مدل‌های عددی مختلفی می‌توانند استفاده شوند که انتقال آنها را در محیط غیر اشباع خاک شبیه‌سازی کند. از جمله این مدل‌ها می‌توان به هایدروس یک بعدی (Hydrus-1D) اشاره نمود که در مطالعات مختلف مورد استفاده قرار گرفته است. این مدل برای بررسی نفوذ آب و آلاینده‌ها به خاک و همچنین انتقال یک بعدی آنها در داخل خاک با در نظر گرفتن شرایط مرزی مختلف استفاده می‌شود. این مدل توسط محققین مختلفی برای بررسی انتقال فلزات سنگین نیز مورد استفاده واقع شده است. Sahaad و همکاران (۹) به بررسی انتقال فلزات سنگین در خاک به کمک Hydrus-1D تحت کشت گل‌رنگ و گندم پرداختند. آنها نتیجه گرفتند که مدل هایدروس توانسته است برآورد مناسبی از روند انتقال فلزات در خاک داشته باشد. Dao و همکاران (۱۰) انتقال فلزات سنگین را در خاک به کمک Hydrus-1D شبیه‌سازی نمودند و نتیجه گرفتند این مدل توانسته است انتقال فلزات سنگین در خاک را در حد قابل قبولی پیش‌بینی کند. همچنین در مطالعه دیگری که توسط Behbahaninia و همکار (۱۱) برای بررسی انتقال فلزات سنگین در محیط غیر اشباع خاک صورت گرفت قابلیت مدل Hydrus-1D در بررسی انتقال و برآورد غلظت فلزات سنگین آهن و روی در داخل خاک مورد تاکید قرار گرفت. بطور کلی هدف از این تحقیق بررسی پراکنش فلزات سنگین در اراضی آبیاری شده با پساب در جنوب شهر تهران به کمک

بصورت سطحی آبیاری می‌شوند اما در برخی نقاط سبزی و صیفی‌جات نیز به چشم می‌خورد. بنابراین در نتیجه استفاده از این منبع آبیاری (پساب خام)، همواره ریسک آلودگی خاک و محصولات کشاورزی و در نتیجه به خطر افتادن سلامت افراد وجود دارد.

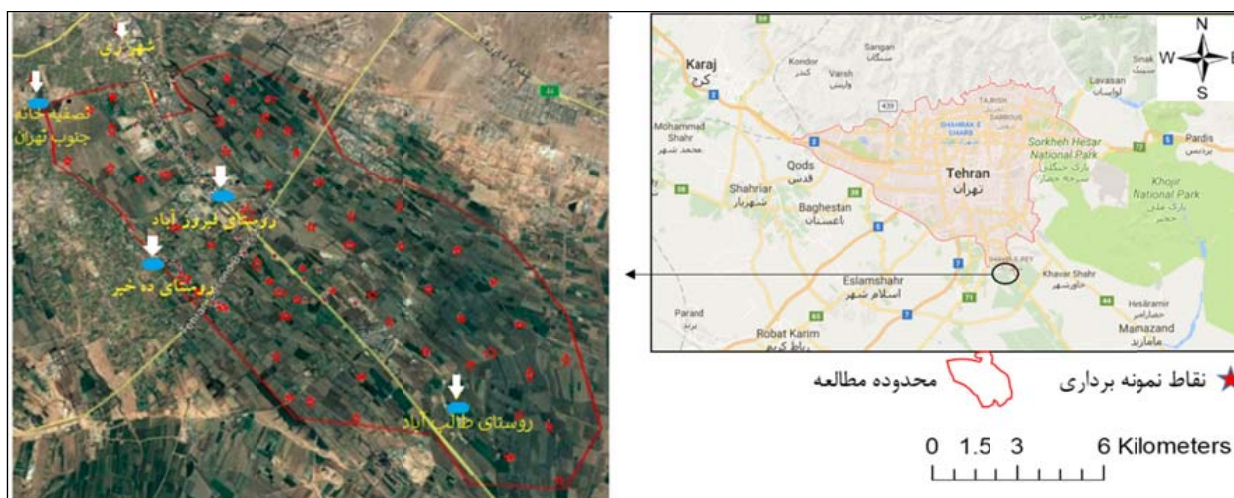
نمونه برداری و آنالیز شیمیایی

پس از بازدیدهای میدانی از نواحی تحت کشت در جنوب شهر تهران و تعیین محل‌هایی که با پساب خام آبیاری می‌شدند، اقدام به نمونه برداری بصورت تصادفی شد. تعداد ۳۰ نمونه از پلات‌های به ابعاد تقریبی 200×200 m از لایه سطحی خاک (0-15 cm) با کیسه‌های پلاستیکی جمع‌آوری شدند و پس از ثبت اطلاعات هر نمونه شامل شماره نمونه، مختصات محل برداشت نمونه‌ها با GPS، زمان و تاریخ نمونه‌برداری و وضعیت کشت منطقه، برای آنالیز شیمیایی به آزمایشگاه منتقل شدند. علاوه بر نمونه‌های خاک، از پساب وارد شده به منطقه مورد مطالعه نیز تعداد ۳۰ نمونه در بخش‌ها و فواصل مختلف برداشت شد. پس از آماده سازی نمونه‌های خاک و پساب، غلظت عناصر سنگین سرب، نیکل و مس آنها با استفاده از دستگاه جذب اتمی (AAS) تعیین شد. همچنین اندازه‌گیری میزان مواد آلی، اسیدیته (pH) و هدایت الکتریکی (EC) نمونه‌ها در محیط آزمایشگاه صورت گرفت.

روش میان‌بایی کریجینگ در محیط GIS و تعیین مناطقی با پتانسیل آلودگی فلزات سنگین سرب، مس و نیکل است. همچنین با توجه به امکان انتقال عمقی این آلاینده‌ها، نفوذ عمقی این فلزات به سمت لایه‌های پایین خاک به کمک نرم افزار Hydrus-1D مورد ارزیابی قرار خواهد گرفت. انتظار می‌رود با بررسی توزیع افقی و عمقی این فلزات در محیط خاک‌های منطقه مورد مطالعه بتوان اطلاع جامعی از پراکندگی و همچنین غلظت آنها در خاک پیدا نمود.

مواد و روش‌ها

مطالعه حاضر روی اراضی واقع در جنوب شهر تهران (شکل ۱) که با پساب شهری آبیاری می‌شوند، صورت گرفت. منطقه مورد مطالعه در محدوده شهر ری با مختصات تقریبی $35^{\circ}30'$ تا $35^{\circ}34'$ عرض شمالی و $51^{\circ}26'$ تا $51^{\circ}29'$ طول شرقی و به ارتفاع متوسط 1050 m از سطح دریا قرار دارد. عمده خاک منطقه مورد مطالعه رسی-لومی با $1/1$ درصد تا $3/5$ درصد مواد آلی است. این ناحیه بخش زیادی از پساب‌های شهری و همچنین جریان‌های سطحی خیابان‌های شهر تهران در فصل بارش را دریافت می‌کند که همواره یکی از عوامل نگران کننده آلودگی فلزات سنگین در این ناحیه بوده است. محصولات عمده این نواحی شامل غلات و محصولات باغی است که اغلب



شکل ۱- منطقه مورد مطالعه و نقاط نمونه برداری

آنالیزهای زمین آماری

برای بررسی توزیع فلزات سنگین مس، نیکل و سرب از روش کریجینگ معمولی در محیط GIS استفاده شد. این روش از کمی سازی همبستگی بین نقاط اندازه گیری شده استفاده می کند سپس به پیکربندی فضای اطراف نقاط مورد پیش بینی براساس مقادیر اندازه گیری شده می پردازد (۱۲). تابع محاسباتی در کریجینگ برای تخمین مقادیر مورد نظر به صورت معادله ۱ است:

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

در این معادله، $z(x_i)$ عبارت است از مقدار پارامتر مورد نظر در نقطه x_i ، h فاصله بین زوج نقطه مورد نظر و $N(h)$ تعداد زوج نقاط اندازه گیری شده که به فواصل h از هم جدا شده اند. مقادیر تخمین داده شده با استفاده از سمی واریوگرام فوق سپس با یک مدل تئوری مثل مدل های دایره ای، کروی، نمایی و یا گوسین برازش داده می شوند. این مدل ها تعیین کننده توزیع مکانی و همچنین پارامترهای مورد نظر در روش کریجینگ هستند. روش کریجینگ از میانگین وزنی نقاط اندازه گیری شده برای تخمین مقدار مجهول استفاده می کند. رابطه مورد نظر به صورت معادله ۲ است:

$$z(x_0) = \sum_{i=1}^n \lambda_i z(x_i) \quad (2)$$

در این معادله، $z(x_0)$ مقدار مجهول پارامتر مورد نظر در نقطه x_0 و $z(x_i)$ مقدار اندازه گیری شده در نقطه x_i و λ_i وزن است. شرط اولیه برای استفاده از مقادیر اندازه گیری شده جهت درون یابی با روش کریجینگ، نرمال بودن توزیع آنها است. به همین منظور با استفاده از تابع لگاریتمی، توزیع داده ها نرمال سازی و سپس با واریوگرام های مختلف درون یابی صورت گرفت. همچنین قبل از انتخاب هر یک از مدل های دایره ای، کروی، نمایی و گوسین، قابلیت استفاده از آنها بررسی و نهایتاً بهترین مدل برای درون یابی انتخاب شد. برای این منظور مقادیر شاخص های آماری ریشه مربعات خطا (RMSE)، ضریب همبستگی پیرسون (R)، میانگین خطای مطلق

(MAE) و میانگین خطای انحراف (MBE) (معادلات ۳ تا ۶) به کمک نرم افزار IBM SPSS statistics 23 یا در محیط Excel محاسبه شدند. در این روابط هر چه مقدار R به عدد یک نزدیکتر باشد نشان دهنده همبستگی بیشتر داده های مشاهداتی و تخمینی است و سایر شاخص ها هر چه به صفر نزدیکتر باشند نشان دهنده بهتر بودن نتایج مدل هستند.

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (z^*(x_i) - z(x_i))^2}{n}} \quad (3)$$

$$R = \frac{Cov(Z^*(x_i), Z(x_i))}{\delta(Z^*(x_i)) \cdot \delta(Z(x_i))} \quad (4)$$

$$MAE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n |z^*(x_i) - z(x_i)| \quad (5)$$

$$MAE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n [z^*(x_i) - z(x_i)] \quad (6)$$

در این معادلات، مقدار $z^*(x_i)$ برابر مقدار تخمین داده شده پارامتر Z توسط مدل در نقطه x_i و $z(x_i)$ مقدار اندازه گیری شده در نقطه x_i ، COV کواریانس داده ها و n برابر تعداد نمونه ها است.

علاوه بر شاخص های ذکر شده، شاخص Range، Nugget و Sill نیز در واریوگرام های مورد بررسی تعیین شد. مقدار Nugget برابر طول از مبدا تابع واریوگرام است که بیانگر کوچک بودن مقیاس تغییرات داده ها است. مقدار Range نیز فاصله ای است که بعد از آن مقدار واریوگرام ثابت می شود. از نظر فیزیکی بیانگر آن است که زوج نمونه ها بعد از این مقدار از نظر مکانی با هم همبستگی ندارند. مقدار Sill نیز برابر حداکثر تغییرپذیری بین جفت نمونه ها است.

علاوه بر این، مدل سازی جریان عمقی آب و انتقال فلزات سنگین در محیط خاک با استفاده از مدل های دروس یک بعدی صورت گرفت. در هایدروس یک بعدی، جریان آب با استفاده از معادله ریچاردز تشریح می شود. تغییرات آلاینده نیز در داخل خاک براساس معادله انتقال-انتشار (CDE) و به صورت زیر محاسبه می شود (معادله ۷):

$$\frac{\partial \theta c}{\partial t} + \frac{\partial \rho s}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left(\theta D \frac{\partial c}{\partial x} \right) - \frac{\partial qc}{\partial x} \quad (7)$$

اتمسفری و همچنین مقادیر آب آبیاری در نظر گرفته شد. در این شرایط ارتفاع آب روی خاک برابر عمق آب مورد نیاز برای آبیاری و مقادیر بارندگی در نظر گرفته شد که با نفوذ به داخل خاک و یا تبخیر و تعرق کاهش می‌یابد. همچنین با توجه به پایین بودن سطح آب زیرزمینی و عمیق بودن خاک در منطقه مورد مطالعه، شرایط مرزی پایین دست نیز به صورت جریان آزاد در نظر گرفته شد. اطلاعات مربوط به میزان رطوبت خاک نیز برای لایه‌های ۰-۱۵، ۱۵-۳۰ و ۳۰-۵۰ cm خاک نیز به مدل داده شد. در ادامه، شرایط مرزی مدل برای انتقال فلزات نیز براساس مقدار اولیه غلظت عناصر سنگین خاک در نظر گرفته شد.

یافته‌ها

- تجزیه آزمایشگاهی

نتایج تجزیه آزمایشگاهی به دست آمده از اندازه‌گیری غلظت عناصر مس، سرب و نیکل نمونه‌های خاک نواحی کشاورزی و پساب خام وارد شده به منطقه مورد مطالعه، در جدول ۱ آورده شده است. مقایسه مقادیر غلظت این فلزات در تمامی نمونه‌ها نشان داد که سرب در مقایسه با مس و نیکل غلظت بالاتری دارد.

- نتایج آماری و انتخاب بهترین مدل

مقایسه آماری مدل‌های دایره‌ای، کروی، نمایی و گوسین به منظور تعیین بهترین واریوگرام در جدول ۲ آمده است. نتایج نشان داد مدل نمایی با حداقل RMSE، MAE، MBE و حداکثر R بهترین برازش در ترسیم عنصر مس نسبت به دیگر مدل‌ها را دارد که به عنوان واریوگرام مورد استفاده در پهنه‌بندی عنصر سنگین مس مورد استفاده قرار گرفت. مقایسه این شاخص‌ها برای عنصر نیکل نشان‌دهنده بهتر بودن مدل کروی به عنوان واریوگرام مورد نظر بود. مدل کروی بهترین برازش را برای عنصر مس داشت. همچنین مقایسه دیگر پارامترهای مورد بررسی نشان داد که واریوگرام‌های انتخاب شده دارای حداقل مقدار Partial Sill هستند که به معنای کوچکتر بودن حداکثر تغییرپذیری بین جفت نمونه‌ها بوده است.

در این معادله، C غلظت آلاینده در محلول خاک، S مقدار آلاینده جذب شده، θ رطوبت حجمی خاک، D ضریب انتشار، q مقدار جریان انتقالی، t زمان و X نیز بعد مکانی آلاینده نسبت به نقطه اولیه نفوذ به خاک است.

همبستگی میان فلزات سنگین موجود در محلول خاک و میزان جذب شده به ذرات خاک (پارامتر S در معادله فوق) بوسیله مدل جذب فروندلیچ تبیین می‌شود (۱۰) که در معادله ۸ آورده شده است:

$$Q_s = K_F C_e^\beta \quad (8)$$

در این معادله، مقدار Q_s برابر مقدار فلزات سنگین جذب شده، C_e غلظت عناصر سنگین در محلول خاک، K_F و β نیز ضرایب ثابت معادله فروندلیچ هستند. این ضرایب را می‌توان به صورت آزمایشگاهی و یا براساس مطالعات گذشته تخمین و سپس براساس نتایج مدل کالیبره نمود.

مدل هایدروس همچنین از معادله وانگنختن-معلم به صورت زیر برای تعیین پارامترهای هیدرولیکی خاک استفاده می‌کند

$$\theta(h) = \begin{cases} \theta_r + \frac{\theta_s - \theta_r}{[1 + |ah|^n]^m} & h < 0 \\ \theta_s & h \geq 0 \end{cases} \quad (9)$$

در این معادله θ_r مقدار رطوبت باقیمانده خاک، θ_s رطوبت خاک در حالت اشباع، n ، m و α ضرایب مدل وانگنختن، h پتانسیل رطوبت خاک، K_s هدایت هیدرولیکی اشباع خاک و S_e رطوبت موثر خاک است.

شبه‌سازی انتقال آب و فلزات سنگین در خاک تا عمق ۵۰ cm خاک برای یک دوره ۲۱۰ روزه (نیمه آبان تا نیمه خرداد) به عنوان دوره رشد محصول گندم که محصول غالب منطقه مورد مطالعه است صورت گرفت. پارامترهای θ_r ، n ، m ، α و K_s بصورت معکوس در مدل هایدروس برآورد شدند. تابع فدس (Feddes Function) به عنوان تابع اصلی جذب آب به وسیله گیاه انتخاب شد و ضرایب آن نیز از اعداد پیش فرض در مدل برای محصول گندم انتخاب شد. شرایط مرزی و مقادیر اولیه بالادست برای جریان آب به داخل خاک براساس شرایط

جدول ۱- نتایج تجزیه شیمیایی نمونه‌های خاک و غلظت فلزات سنگین (mg/kg)

نمونه	عنصر	پارامتر					تعداد نمونه	
		حدود اطمینان ۹۵ درصد	خطای استاندارد	انحراف معیار	متوسط	حداکثر		
خاک	سرب	۳۸/۷۹ ± ۵/۳۱	۲/۵۰	۱۳/۷۱	۳۸/۷۹	۷۹/۹۰	۱۷/۱۰	۳۰
	مس	۲۹/۶۵ ± ۳/۵۶	۱/۶۳	۸/۹۱	۲۹/۶۵	۶۵/۵۰	۱۷/۶۰	۳۰
	نیکل	۳۳/۰۵ ± ۱/۳۷	۰/۶۲	۳/۴۲	۳۳/۰۵	۴۲/۵۰	۲۷/۱۰	۳۰
	ماده آلی	۲/۳۲ ± ۰/۲۳	۰/۱۱	۰/۶۰	۲/۳۲	۴/۶۴	۱/۶۰	۳۰
پساب	سرب	۱/۴۳ ± ۱/۵۳	۰/۱۸	۰/۹۶	۱/۴۳	۲/۲۵	۰/۰۶	۳۰
	مس	۰/۲۱ ± ۰/۳۲	۰/۰۴	۰/۲۰	۰/۲۱	۰/۵۰	۰/۰۵	۳۰
	نیکل	۰/۰۸ ± ۰/۰۳	۰/۰۱	۰/۰۲	۰/۰۸	۰/۱۰	۰/۰۶	۳۰
	اسیدیته	۷/۶۶ ± ۰/۴	۰/۰۶	۰/۳۱	۷/۶۶	۷/۳۳	۷/۲۱	۳۰

جدول ۲- مقایسه مدل‌های دایره‌ای، کروی، نمایی و گوسین به منظور انتخاب بهترین واریوگرام

عنصر	مدل (واریوگرام)	RMSE	MAE	MBE	R	Nugget	Partial Sill	Range
مس	دایره ای	۲۳/۷۳۳	۲۲/۵۲۲	-۲۲/۵۲۳	۰/۷۲۷	۰/۰۶۲	۰/۰۱۵	۵۵۳/۶۰۳
	نمایی*	۵/۷۱۴	۳/۴۸۶	-۰/۰۰۲	۰/۷۰۴	۰/۰۷۲	۰/۰۰۵	۵۵۳/۶۰۳
	گوسین	۶/۶۴۹	۴/۱۳۱	-۰/۰۴۲	۰/۵۰۷	۰/۰۲۷	۰/۰۳۸	۵۲۷/۸۴۰
نیکل	کروی	۶/۴۱۸	۳/۹۷۱	-۰/۰۳۱	۰/۵۶۱	۰/۰۷۵	۰/۰۰۰	۵۵۳/۶۲۱
	دایره ای	۱/۳۶۴	۱/۰۱۸	۰/۰۹۱	۰/۹۸۰	۰/۰۰۸	۰/۰۱۸	۵۲۴/۵۵۲
	نمایی	۲/۳۵۰	۱/۲۵۳	۰/۰۲۵	۰/۹۱۲	۰/۰۰۳	۰/۰۲۵	۵۵۱/۲۸۴
	گوسین	۱/۸۳۰	۱/۳۶۱	-۰/۲۰۲	۰/۹۶۱	۰/۰۰۰	۰/۰۲۶	۵۵۲/۳۶۰
سرب	کروی*	۰/۵۶۵	۰/۴۲۴	-۰/۱۰۵	۰/۹۹۷	۰/۰۱۰	۰/۰۱۶	۵۵۱/۲۱۳
	دایره ای	۲۵/۶۴۹	۱۶/۱۳۱	-۰/۴۴۲	۰/۵۶۵	۰/۰۴۴	۰/۰۵۲	۵۳۳/۸۴۰
	نمایی	۳۱/۵۳۶	۲۹/۲۳۹	۲/۳۱۴	۰/۵۹۸	۰/۰۱۱	۰/۰۵۶	۵۲۷/۸۴۰
	گوسین	۲۸/۶۴۹	۱۲/۱۳۱	-۰/۱۴۲	۰/۵۲۳	۰/۰۱۷	۰/۰۳۳	۵۲۹/۸۴۰
	کروی*	۱۰/۶۹۲	۷/۵۰۲	-۰/۳۵۸	۰/۸۵۰	۰/۰۹۱	۰/۰۱۱	۳۸۵/۴۹۰

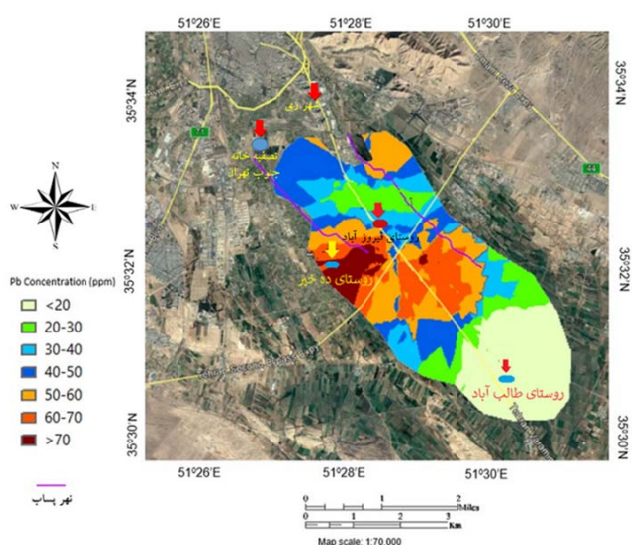
*مدل انتخاب شده در روش کریجینگ

آبیاری می‌شوند، مشاهده می‌شود. غلظت این عنصر در اراضی مجاور شهر ری که اغلب از آب چاه برای آبیاری استفاده می‌شود در محدوده ۳۰-۴۰ یا ۴۰-۵۰ mg/kg قرار دارد. همچنین با افزایش فاصله از این ناحیه به سمت اراضی محدوده روستای طالب آباد (شکل ۲) از میزان غلظت این عنصر کاهش می‌یابد

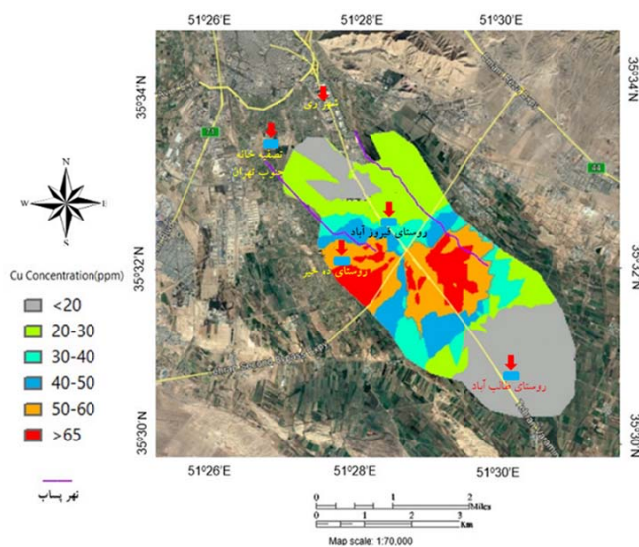
بعد از انتخاب مناسب‌ترین واریوگرام، نقشه پهنه‌بندی عناصر مس، نیکل و سرب در منطقه مورد مطالعه تهیه شد (شکل ۲ تا ۴). بررسی توزیع عنصر سرب نشان داد که بالاترین میزان غلظت (۷۰-۵۰ mg/kg) این عنصر در نواحی مرکزی منطقه مورد مطالعه، که طبق بررسی‌های میدانی توسط پساب خام

در شکل ۳ مانند آنچه در مورد عنصر سرب اتفاق افتاد، حداقل توزیع عنصر مس با غلظت کمتر از 20 mg/kg مشاهده شد. توزیع عنصر نیکل شکل ۴ نشان داد که تغییرات غلظت این عنصر در محدوده 30 mg/kg بوده است. بررسی توزیع این عنصر در منطقه نشان‌دهنده توزیع یکنواخت این عنصر است و تنها در برخی نقاط مرکزی اراضی مورد مطالعه غلظت این عنصر اندکی از 30 mg/kg فراتر رفته است.

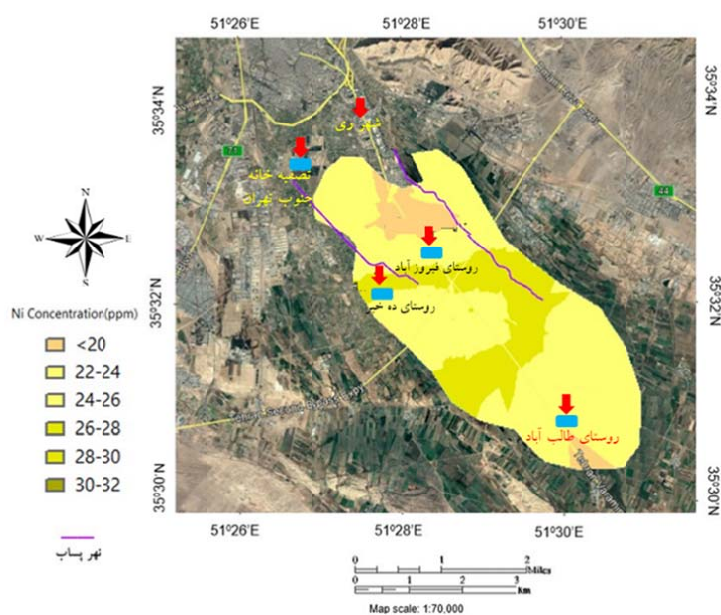
و به حدود 20 یا $20-30 \text{ mg/kg}$ می‌رسد. به‌طور مشابه بررسی توزیع عنصر مس نشان داد که غلظت بالاتری از این عنصر در نواحی مرکزی منطقه مورد مطالعه که عمده‌ترین مصرف‌کننده آب برای آبیاری وجود دارد، نسبت به نقاط دیگر مشاهده می‌شود (شکل ۳). بطوری‌که غلظت این عنصر حدود $50-60 \text{ mg/kg}$ است. در حالی‌که در مجاورت شهر ری، محدوده غلظت این عنصر به $30-40$ ، $20-30$ و یا کمتر از 20 mg/kg می‌رسد. در نواحی اطراف روستای طالب آباد



شکل ۲- توزیع فلز سنگین سرب در اراضی جنوب شهر تهران



شکل ۳- توزیع فلز سنگین مس در اراضی جنوب شهر تهران



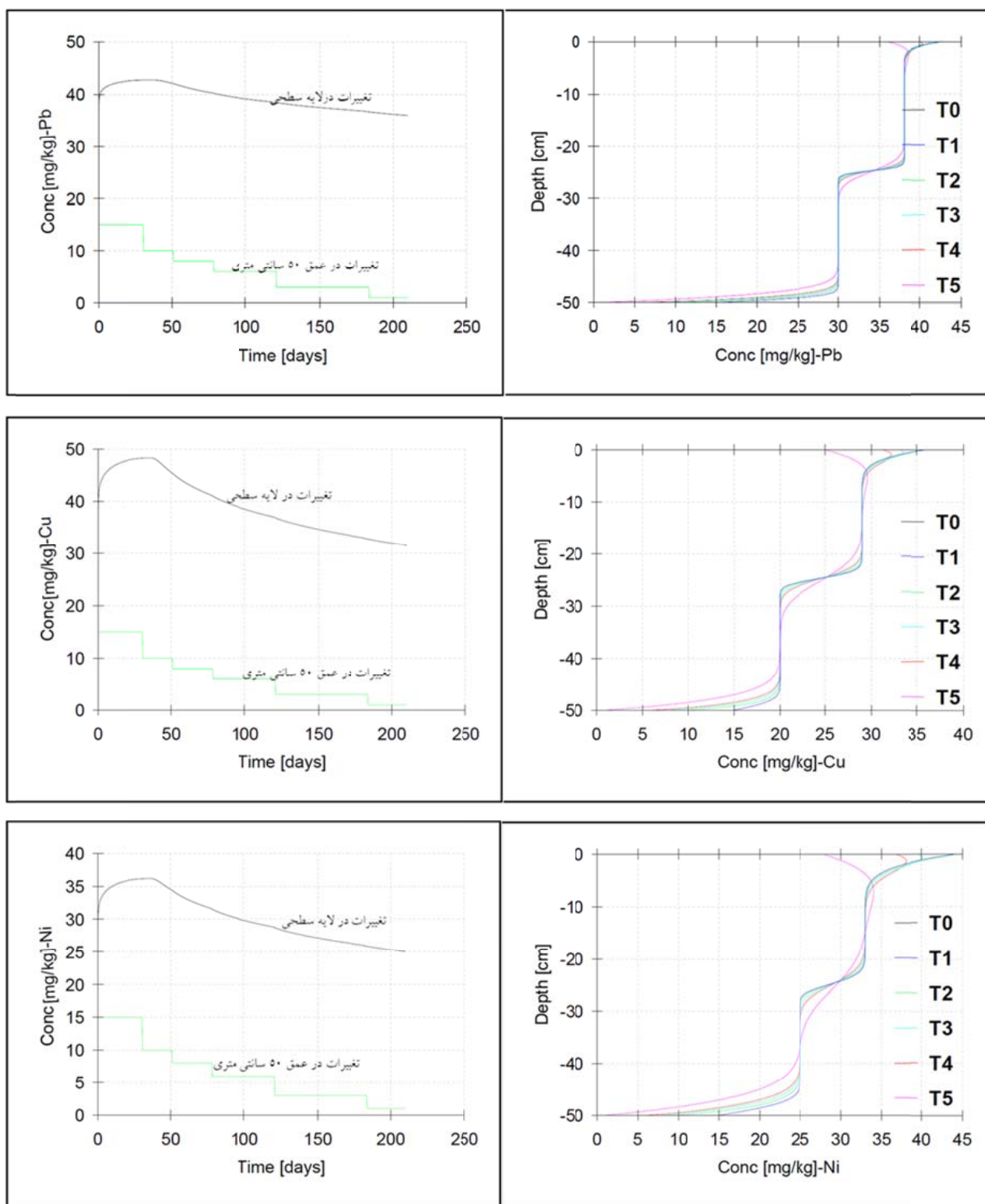
شکل ۴- توزیع فلز سنگین نیکل در اراضی جنوب شهر تهران

سطحی صورت گرفته است و با افزایش عمق، غلظت این عناصر به سرعت کاهش یافته است (نمودار ۱). همچنین تغییرات زمانی انتقال عناصر مس و نیکل در مرز بالایی خاک نشان می‌دهد که هر چند در ابتدا روند افزایش مشاهده شده است اما با گذشت زمان مقدار این عنصر کاهش یافته و در انتهای دوره رشد به حدود 30 mg/kg می‌رسد و در مرز پایین نیز (عمق 50 cm) میزان انتقال این عنصر به مقدار ناچیزی در حدود 2 mg/kg رسیده است. بنابراین می‌توان گفت به علت جذب این عنصر به ذرات خاک در لایه سطحی و همچنین جذب آن توسط گیاه، انتقال آن به لایه‌های پایین‌تر به ندرت اتفاق می‌افتد.

بحث

مقایسه میانگین غلظت اندازه‌گیری شده عناصر سنگین در خاک با یکدیگر نشان داد که غلظت سرب در این نمونه‌ها بالاتر از مقدار نیکل و مس است و از طرفی مقایسه این مقادیر با میزان غلظت این عناصر در نمونه پساب نشان داد که ممکن است بالاتر بودن غلظت عنصر سرب در نمونه‌های خاک مورد بررسی مرتبط با غلظت بالای این عنصر در پسابی که به منظور آبیاری مورد استفاده قرار می‌گیرد، باشد. این مسئله می‌تواند

نتایج بررسی انتقال عمقی عناصر سنگین در پروفایل خاک با استفاده از مدل Hydrus-1D نشان داد که عمده‌ترین تجمع سرب در لایه سطحی خاک (عمق $0-15 \text{ cm}$) رخ داده است (نمودار ۱). روند تغییرات عمقی این عنصر در لایه‌های پایین‌تر نیز به صورت کاهشی بود بطوری که در عمق $15-30 \text{ cm}$ غلظت شبیه سازی شده عنصر سرب به حدود 25 mg/kg و در عمق $30-50 \text{ cm}$ به کمتر از 15 mg/kg رسید. تغییرات زمانی انتقال این عنصر در دوره 210 روزه در مرز بالا و پایین خاک (عمق 0 و 50 cm) نیز نشان داد که غلظت این عنصر در لایه سطحی از حدود 45 mg/kg در ابتدای دوره رشد به مرور زمان به حدود 35 mg/kg کاهش می‌یابد. این کاهش می‌تواند در ارتباط افزایش رشد گیاه و در نتیجه افزایش میزان جذب توسط گیاه باشد. بررسی تغییرات غلظت در لایه پایین دست نیز روند مشابهی را در طول دوره رشد نشان می‌دهد به گونه‌ای که در انتهای دوره مقدار غلظت عنصر سرب به حداقل رسیده است و از حدود 15 mg/kg در ابتدای دوره شبیه سازی به کمتر از 5 mg/kg در انتهای دوره رسیده است. شبیه سازی انتقال عمقی عناصر مس و نیکل نیز نتایج مشابهی را نشان داد، به گونه‌ای که تجمع عمده این دو فلز نیز در لایه



نمودار ۱- تغییرات غلظت عناصر سرب، مس و نیکل نسبت به عمق (سمت راست) و زمان (سمت چپ)

بیانگر اهمیت موضوع تصفیه پساب خام قبل از استفاده برای مصارف کشاورزی باشد. بررسی یافته‌های Harati و همکاران (۱۳) نیز بیانگر بالا بودن غلظت عنصر سرب در منطقه مورد مطالعه است که با نتایج این تحقیق سازگاری دارد.

با توجه به اهمیت مسئله آلودگی فلزات سنگین، استفاده از مدل‌ها امری اجتناب ناپذیر است. در این راستا استفاده از روش کریجینگ معمولی براساس مدل‌های مختلف دایره‌ای، کرووی، نمایی و گوسین یکی از روش‌های معمول در بررسی توزیع عناصر سنگین است. در این تحقیق، مدل کرووی برای عناصر نیکل و سرب و مدل نمایی برای عنصر مس امکان بررسی پراکندگی و تعیین وضعیت آلودگی این عناصر را فراهم آورد. مقایسه نتایج این تحقیق با مطالعه Khaledan و همکاران (۱۴) و همچنین Rahimpour و همکار (۴) که گزارش کرده بودند مدل کرووی برای عنصر سرب و مدل نمایی برای عنصر مس بهترین برازش را داشته است همخوانی دارد. بررسی سمی واریوگرام این مدل‌ها نشان‌دهنده بیشتر بودن میزان غلظت فلزات سنگین در نواحی مرکزی منطقه مورد مطالعه بود. یکی از دلایل بالاتر بودن غلظت این عناصر در این ناحیه می‌تواند مرتبط با استفاده مکرر از پساب که مهمترین منبع آبیاری در این ناحیه است، باشد. لازم به توضیح است با توجه به غلظت پایین عنصر نیکل در پساب ورودی به منطقه و همچنین توزیع یکنواخت غلظت این عنصر در تمام ناحیه مورد مطالعه نمی‌توان ارتباط قوی بین استفاده از پساب با پراکنش عنصر نیکل در این منطقه برقرار کرد. نتایج به‌دست آمده برای تغییرات این عنصر با نتایج مطالعه Samiei Fard و همکاران (۱۵) که غلظت این عنصر در ناحیه مورد مطالعه از پراکنش را یکنواخت گزارش کرده‌اند، قابل مقایسه است. از دیگر تحقیقات صورت گرفته مشابه می‌توان به مطالعه Barzin و همکاران (۱۶) اشاره نمود که به بررسی فلزات سنگین در اراضی استان همدان پرداختند. نتایج تحقیق آنها نیز نشان داد عنصر سرب تحت تاثیر فعالیت‌های کشاورزی در سطح آلودگی زیاد قرار گرفته است.

تعیین حداکثر غلظت مجاز عناصر سنگین در خاک‌های مناطق

کشاورزی به دلیل امکان جذب این عناصر توسط گیاه و تاثیرات منفی آن در رابطه با سلامت و رشد گیاه و همچنین امکان انتقال آنها از طریق چرخه‌های غذایی به گیاهان و جانوران بسیار حائز اهمیت است. گرچه عنصری مانند مس یکی از فلزات لازم در خاک برای رشد گیاه است که به شکل طبیعی نیز در خاک یافت می‌شود و معمولاً با مواد آلی تشکیل کمپلکس داده و به‌ندرت به‌صورت آزاد یا قابل تبادل وجود دارد. حتی ممکن است به‌علت کمبود این عنصر به‌عنوان یکی از ریز مغذی‌های مهم برای رشد گیاه، نیاز به اضافه نمودن آن به خاک باشد. اما باید توجه نمود به‌علت ناچیز بودن مرز بین مقدار مورد نیاز و مقدار مسموم کننده در خاک، افزایش غلظت آن در خاک ممکن است باعث ایجاد آلودگی زیست محیطی شود. لذا ورود بیش از حد مجاز این عنصر سنگین توسط عوامل غیرطبیعی مانند استفاده از کودهای کشاورزی، آفت‌کش‌ها و یا پساب به خاک، می‌تواند عاملی بالقوه در ایجاد آلودگی باشد. حداکثر مقدار مجاز گزارش شده برای عناصر سرب، مس و نیکل در کشورهای مختلف (جدول ۳) (۱۷) نشان می‌دهد مقادیر مجاز آن برای کشورهای مختلف به‌طور قابل توجهی متفاوت است. لذا لازم است از یک شاخص قابل قبول جهانی برای این منظور از جمله شاخص سازمان بهداشت جهانی (WHO) استفاده نمود. حداکثر مقدار مجاز در خاک‌های کشاورزی برای عناصر سرب، مس و نیکل براساس استاندارد WHO به ترتیب ۶۰، ۱۰۰ و ۵۰ mg/kg تعیین شده است (۱۸). همچنین میزان استاندارد مجاز خاک‌های کشاورزی در ایران توسط سازمان محیط زیست (۱۶) برای این سه عنصر به ترتیب ۷۵، ۲۰۰ و ۱۱۰ mg/kg معرفی شده است. براساس تغییرات غلظت نیکل و مس و مقایسه آنها با حداکثر مقدار مجاز براساس استاندارد WHO و همچنین مقادیر مجاز در خاک‌های کشاورزی کشورمان می‌توان گفت هیچ‌گونه آلودگی نسبت به این دو عنصر در منطقه دیده نمی‌شود. در مقابل، مقایسه غلظت سرب با استاندارد معرفی شده توسط WHO و همچنین مقدار مجاز در خاک‌های کشاورزی کشورمان نشان می‌دهد مقدار این عنصر در نواحی مرکزی منطقه مورد مطالعه

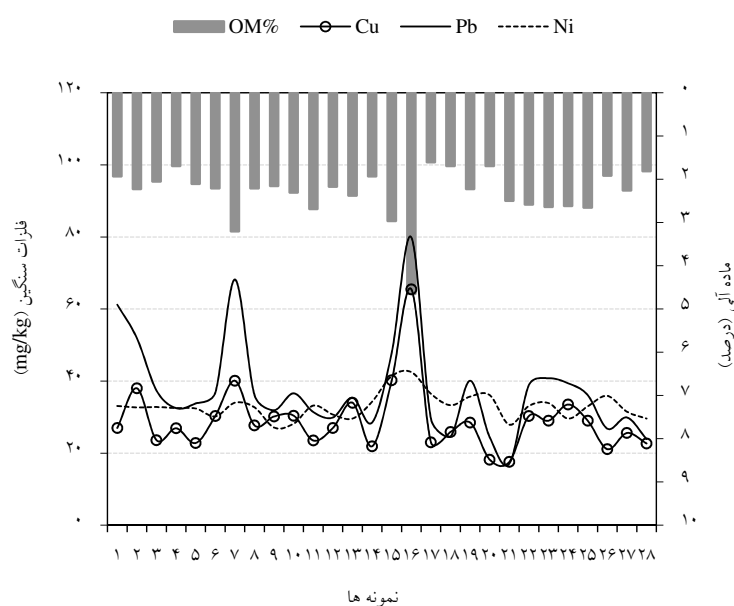
میزان ماده آلی در خاک، غلظت فلزات سنگین در نمونه‌ها افزایش یافته است (نمودار ۲). بنابراین می‌توان گفت یکی از عوامل مهم تجمع فلزات سنگین در لایه‌های سطحی و عدم انتقال آن به لایه‌های پایین‌تر مربوط به این پارامتر باشد (۱۰). مقایسه یافته‌های این تحقیق با مطالعه صورت گرفته توسط Dao و همکاران (۱۰) نیز بیانگر نقش مهم مواد آلی خاک در کنترل انتقال فلزات سنگین به لایه‌های زیرین خاک است. لایه ۵-۱۵ cm خاک، به علت داشتن درصد بالای مواد آلی و رس تمایل بیشتری به جذب فلزات سنگین دارد و باعث تاخیر در آبشویی آنها به لایه‌های پایین‌تر می‌شود. تجزیه مواد آلی خاک می‌تواند باعث آزاد شدن فلزات سنگین و افزایش غلظت آن در محلول خاک شود در حالیکه با تشکیل و یا تجمع مواد آلی در خاک، فلزات سنگین می‌توانند جذب خاک شده و آبشویی آن به تاخیر افتد که این موضوع بیانگر اهمیت مواد آلی خاک در جلوگیری از انتقال فلزات سنگین به لایه‌های پایین‌تر و نهایتاً آب زیرزمینی است. علاوه بر این، جذب فلزات سنگین به کلوئیدهای خاک از جمله کانی‌های رسی یکی از عواملی است که سرعت انتقال یون‌ها را کاهش می‌دهد (۸). در مقابل، فعالیت موجودات زنده در خاک، رشد ریشه گیاهان و ویژگی‌های سطح خاک مثل ترک‌های خاک در فصل خشک که باعث جریان ترجیحی در زمان آبیاری می‌شود، می‌تواند تاثیر بسزایی در انتقال آلودگی به لایه‌های پایین داشته باشد. همچنین بررسی نتایج نشان داد مدل هایدروس توانسته است مقادیر عناصر را در حد قابل قبولی پیش‌بینی کند. بطوری‌که مقادیر شبیه‌سازی شده در لایه سطحی بیشترین و در لایه پایین کمترین مقدار را نشان داد که قابل مقایسه با مقادیر اندازه‌گیری شده بود. مقایسه عملکرد این مدل با تحقیق صورت گرفته توسط Behbahaninia و همکار (۱۱) نیز نشان می‌دهد با دادن اطلاعات کافی مورد نیاز ورودی مدل، می‌توان با دقت مناسبی انتقال عناصر را شبیه‌سازی نمود. از دیگر تحقیقات مشابه قابل مقایسه می‌توان به مطالعه Sayaad و همکاران (۹) اشاره نمود که در آن نتیجه گرفتند مدل هایدروس توانسته است انتقال عنصر مس و سرب را در محیط ریشه شبیه‌سازی کند.

که آبیاری مکرر این منطقه توسط پساب صورت گرفته بالاتر از مقدار WHO و همچنین تا حدودی بالاتر از مقدار مجاز در خاک‌های کشاورزی در ایران است. لازم به توضیح است سرب یکی از مهمترین فلزاتی است که کاربرد فراوانی در بخش‌های مختلف وسایل نقلیه، تجهیزات الکتریکی و ساختمان دارد. همچنین رواناب‌های شهری که آلاینده‌های حاصل از وسایل نقلیه در سطح شهر و یا فاضلاب‌های صنایع کوچک داخل شهر را به پساب‌های خانگی شهر اضافه می‌کند و نهایتاً به اراضی تحت آبیاری این منبع آب می‌رساند باعث می‌شود محتوای فلزات سنگین پساب وارد شده به منطقه مورد مطالعه افزایش یابد. بنابراین با توجه به غلظت بالاتر این عنصر در مقایسه با نیکل و مس در پساب ورودی به این منطقه، بنظر می‌رسد کنترل میزان غلظت این عنصر بسیار حائز اهمیت است.

در ادامه، مدل‌سازی انتقال فلزات سنگین در پروفیل خاک به کمک مدل هایدروس بیانگر تجمع آنها در لایه سطحی خاک بود. دلیل عمده این موضوع این است که رفتار فلزات سنگین به عوامل حد واسط موثر در جذب فلزات سنگین در خاک مانند مواد آلی، اکسیدهای آهن و یا رس‌ها وابسته هستند (۱۹) که مقادیر آنها در لایه سطحی بیشتر است. به‌عنوان مثال، بررسی ارتباط غلظت عناصر سنگین اندازه‌گیری شده در نمونه‌ها و مقدار ماده آلی موجود در آنها نشان داد که بطور کلی با افزایش

جدول ۳ - استاندارد عناصر سنگین در کشورهای مختلف برای خاک اراضی کشاورزی (mg/kg) (۱۷)

کشور	عنصر	مس	نیکل	سرب
استرالیا		۱۰۰	۶۰۰	۳۰۰
کانادا		۱۵۰	۱۰۰	۲۰۰
چین		۲۰۰-۵۰	۶۰-۴۰	۸۰
آلمان		۲۰۰	۲۰۰	۱۰۰۰
تانزانیا		۲۰۰	۱۰۰	۲۰۰
هلند		۱۹۰	۱۰۰	۵۳۰
نیوزلند		۱۰۰۰۰	-	۱۶۰
انگلیس		-	۲۳۰	-
آمریکا		۲۷۰	۷۲	۲۰۰



نمودار ۲- تاثیر مقدار ماده آلی در خاک بر تجمع فلزات سنگین در نمونه‌های اندازه‌گیری شده

نتیجه‌گیری

با توجه به هزینه بالا و طاقت‌فرسا بودن اندازه‌گیری فلزات سنگین در مقیاس وسیع، استفاده از مدل‌ها و تکنیک‌های زمین آماری یکی از راه‌های مناسب در بررسی توزیع و سطح آلودگی آنها است. در این تحقیق از کریجینگ معمولی در محیط GIS برای درون‌یابی مقادیر عناصر سنگین سرب، مس و نیکل در اراضی تحت آبیاری پساب در جنوب شهر تهران استفاده شد. یافته‌ها نشان داد که به‌طور کلی بیشترین غلظت عناصر مربوط به نواحی مرکزی منطقه مورد مطالعه بود که منبع آبیاری در آن عمدتاً پساب خام بود. مقایسه غلظت این عناصر با استاندارد مجاز معرفی شده توسط WHO و همچنین مقدار مجاز اعلام شده در خاک‌های کشاورزی در ایران نشان داد عنصر سرب در قسمت نواحی مرکزی این منطقه که تحت آبیاری مکرر با پساب قرار دارند بالاتر از میزان مجاز مشاهده شد و نیاز به بررسی‌های کنترلی بیشتر دارد. علاوه بر توزیع سطحی این عناصر، انتقال عمقی آنها در داخل خاک با استفاده از نرم افزار هایدروس یک بعدی نشان داد بیشترین تجمع عناصر در لایه سطحی (0-15 cm) رخ داده است که این مسئله به وجود بیشتر بودن مواد آلی، رس و هیدروکسیدهای آهن و منگنز به‌عنوان عوامل

مهم جذب سطحی در این لایه بر می‌گردد که بیانگر اهمیت آنها در جلوگیری از انتقال این عناصر به لایه‌های عمقی است. در این مطالعه با توجه به محدودیت امکانات اجرایی، تنها به بررسی آلودگی سه عنصر سرب، نیکل و مس پرداخته شد، در حالی که پساب می‌تواند حاوی فلزات سنگین بیشتری باشد. لذا با در نظر گرفتن این کاستی تحقیق، انجام مطالعات تکمیلی به منظور بررسی جامع‌تر فلزات سنگین و پهنه‌بندی نواحی با حد آلودگی بیش از حد مجاز می‌تواند بسیار سودمند باشد.

ملاحظات اخلاقی

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

تشکر و قدردانی

این مقاله حاصل بخشی از پایان نامه با عنوان "پهنه‌بندی و مدل‌سازی سرنوشت فلزات سنگین در اراضی آبیاری شده با پساب به کمک تصاویر ماهواره‌ای" در مقطع دکترا در سال ۱۳۹۷ است که با حمایت دانشگاه تهران اجرا شده است.

References

1. Carr G, Potter RB, Nortcliff S. Water reuse for irrigation in Jordan: Perceptions of water quality among farmers. *Agricultural Water Management*. 2011;98(5):847-54.
2. Qadir M, Wichelns D, Raschid-Sally L, McCornick PG, Drechsel P, Bahri A, et al. The challenges of wastewater irrigation in developing countries. *Agricultural Water Management*. 2010;97(4):561-68.
3. Khodakarami L, Soffianian A, Mohamadi Towfigh E, Mirghafari N. Study of heavy metals concentration copper, zinc and arsenic soil using GIS and RS techniques (Case study: Kaboudarahang, Razan and Khonjin- Talkhab catchment in Hamedan province). *Journal of Applied RS & GIS Techniques in Natural Resource Science*. 2011;2(1):1-14 (in Persian).
4. Rahimpour F, Abbaspour RA. Zoning soil heavy metals pollution using Kriging and radial basis function methods (case study: Haris County). *Scientific Research Quarterly of Geographical Data (SEPEHR)*. 2014;23(91):56-67 (in Persian).
5. Sistani N, Moeinaddini M, Khorasani N, Hamidian AH, Ali-Taleshi MS, R AY. Heavy metal pollution in soils nearby Kerman steel industry: metal richness and degree of contamination assessment. *Iranian Journal of Health and Environment*. 2017;10(1):75-86 (in Persian).
6. Borges RC, Caldas VG, Filho F, Ferreira MM, Lapa CMF. Use of GIS for the evaluation of heavy metal contamination in the Cunha Canal watershed and west of the Guanabara Bay, Rio de Janeiro, RJ. *Marine Pollution Bulletin*. 2014;89:75-84.
7. Altan M, Ayyildiz Ö, Malkoç S, Yazici B, Koparal S. Heavy metal distribution map in soil by using GIS techniques. *Journal of Environmental Science and Engineering*. 2011;5(1):15-20.
8. Khai NM, Ha PQ, Öborn I. Nutrient flows in small-scale peri-urban vegetable farming systems in Southeast Asia—A case study in Hanoi. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 2007;122(2):192-202.
9. Sayaad GA, Mousavi SF, Abbaspour K, Afyouni M. Simulating the Transport of Cd, Cu, Pb and Zn in a non-disturbed Calcareous Soil under Wheat and Canola Cultivation using Hydrus-1D model. *Agricultural Science of Iran*. 2008;39(1):187-200 (in Persian).
10. Dao CA, Phuong KM, Vy Anh P. Application of Hydrus -1D model to simulate the transport of some selected heavy metals in paddy soil in Thanh Tri, Hanoi. *VNU Journal of Science: Earth and Environmental Sciences*. 2014;3(1):22-30.
11. Behbahaninia A, Farahani M. Investigation of leaching process heavy metals (Fe, Zn) in the soil under sewage sludge application by using hydrus-1D. *Journal of Biodiversity and Environmental Sciences (JBES)*. 2014;5(4):35-41.
12. Nas B. Geostatistical approach to assessment of spatial distribution of groundwater quality. *Polish Journal of Environmental Studies*. 2009;18(6):1073-82.
13. Harati M, TamadonRastegar M, Hariri N, Varavipour M. Effects of wastewater application for irrigation on heavy metals accumulation (case study south of Tehran, Iran). *The 1st Iranian Fertilizer Challenges Congress, Half a Century of the Fertilizer Consumption*; 2010; Iran (in Persian).
14. Khaledan S, Taghavi L, Paykanpour Fard P. Investigation of spatial distribution of lead and cadmium using geostatistical techniques and GIS (case study: field's surrounding Mobarakeh steel complex). *Iranian Journal of Health and Environment*. 2017;10(2):151-64 (in Persian).
15. Samiei Fard R, Keshavarzi A, Etesami H, Rostami nia M, Rahmani A. Monitoring the accumulation of Cd, As, Ni and Pb in soil using Landsat 8 images. *5th Natinal Conference of Sustainable Agriculture and Natural Resources*; 2016; Iran (in Persian).
16. Barzin M, Kheirabadi H, Afyuni M. An investigation into pollution of selected heavy metals of surface soils in Hamadan Province using pollution index. *Journal of Water and Soil Science*. 2015;19(72):69-80 (in Persian).
17. He Z, Shentu J, Yang X, Baligar VC, Zhang T, Stoffella PJ. Heavy metal contamination of soils: sources, indicators, and assessment. *Journal of Environmental Indicators*. 2015;9:17-18.
18. Toth G, Hermann T, da Silva MR, Montanarella L. Heavy metals in agricultural soils of the European Union with implications for food safety. *Environment International*. 2016;88:299-309.
19. Rattan RK, Datta SP, Chhonkar PK, Suribabu K, Singh AK. Long-term impact of irrigation with sewage effluents on heavy metal content in soils, crops and groundwater—a case study. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 2005;109(3-4):310-22.



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

Original Article



Exploring distribution of heavy metals in wastewater-irrigated agricultural soil using kriging method and hydrus model: case study in south of Tehran

Y Abbasi, F Mirzaei*, T Sohrabi

Department of Irrigation and Reclamation, Faculty of Agricultural Engineering and Technology, University of Tehran, Karaj, Iran

ARTICLE INFORMATION:

Received: 15 May 2018

Revised: 7 August 2018

Accepted: 11 August 2018

Published: 19 December 2018

Keywords: Wastewater, Heavy metals, Kriging, Hydrus, Heavy metals deep percolation

*Corresponding Author:

fmirzaei@ut.ac.ir

ABSTRACT

Background and Objective: The main objective of this study was to evaluate the surface and deep distribution of Pb, Ni and Cu in the wastewater-irrigated area of south of Tehran using GIS and Hydrus. It was expected to find a comprehensive information of heavy metals distribution and their accumulation in the soil.

Materials and Methods: This study was carried out in wastewater-irrigated area of south of Tehran. Soil sampling from the top surface layer (0-15 cm) and wastewater channels was done. After sample analysis, ordinary Kriging method using different variogram in GIS was applied to explore the surface distribution of Ni, Pb and Cu heavy metals. Moreover, the deep percolation of heavy metals in the soil profile was simulated by Hydrus-1D in a duration of 210 days and the heavy metals concentrations in the soil were estimated.

Results: Exploration of the distribution of Pb using spherical model showed that the variation of this element was in the range of 20-70 mg/kg. This amount varied to 50-60 mg/kg for Cu and about 30 mg/kg for Ni. Moreover, the simulation of heavy metals deep percolation using Hydrus revealed that the most accumulation of heavy metals happened in the 0-15 cm soil surface layer and for deeper layer, this trend was descending.

Conclusion: Comparing the concentration of Pb, Cu and Ni with the maximum allowable amounts of WHO standards demonstrated that Pb concentration was more than the threshold limit. Finally, the applied models could simulate soil's heavy metals content for both surface and deep distribution in the studied area.

Please cite this article as: Abbasi Y, Mirzaei F, Sohrabi T. Exploring distribution of heavy metals in wastewater-irrigated agricultural soil using kriging method and hydrus model: case study in south of Tehran. *Iranian Journal of Health and Environment*. 2018;11(3):351-64.