

وضعیت آلودگی یک زمین کشاورزی به برخی فلزات سنگین در حاشیه بزرگراه اراک-قم

شبیم خالقی، آزاده صفادوست¹ و زهرا کلاه‌چی

دانشجوی کارشناسی ارشد گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه بوعلی‌سینا؛ khaleghi93office@gmail.com

استادیار گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه بوعلی‌سینا؛ safadoust@basu.ac.ir

استادیار گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه بوعلی‌سینا؛ zkolahchi@basu.ac.ir

دریافت: 98/5/30 و پذیرش: 98/8/29

چکیده

در این پژوهش وضعیت آلودگی و توزیع فلزات سنگین نیکل (Ni)، کادمیم (Cd)، سرب (Pb) و روی (Zn) در خاک حاشیه بزرگراه اراک-قم تحت کشت یونجه بررسی شد. نمونه‌های خاک با فواصل 0، 50، 100، 150، 200، 250 و 300 متر از کنار جاده از دو لایه صفر تا 10 و 10 تا 20 سانتی‌متر برداشت شدند. غلظت کل و قابل جذب فلزات سنگین در خاک به عنوان تابعی از فاصله از جاده و عمق خاک مورد بررسی قرار گرفت. نتایج نشان داد با افزایش فاصله از جاده غلظت کل و قابل جذب فلزات سنگین کاهش معنی‌داری داشت که نشان می‌دهد غلظت فلزات سنگین در خاک سطحی شدیداً تحت تأثیر حجم ترافیک می‌باشد. همچنین مقدار ماده آلی و پ-اچ (pH) خاک با فاصله از جاده کاهش یافت که می‌تواند به سبب حضور گیاهان در سطح و تجمع مواد آلی شامل کاغذ، پلاستیک و هیدروکربن‌ها (زباله‌های دورریخته شده از خودروها) در مسیر جاده باشد. غلظت فلزات سنگین اندازه‌گیری شده فراتر از مقدار استاندارد آن‌ها (FAO/WHO) در خاک‌ها بوده و در عمق صفر تا 10 سانتی‌متر بیشتر از عمق 10 تا 20 سانتی‌متر مشاهده گردید. مقدار متوسط غلظت کل فلزات Ni (109/60)، Cd (47/11)، Pb (553/41) و Zn (241/95) بر حسب میلی‌گرم بر کیلوگرم به ترتیب $Cd > Ni > Zn > Pb$ تغییر یافت. همچنین خاک منطقه مورد مطالعه از نظر شاخص‌های زمین‌انباشت و ضریب آلودگی برای عناصر Ni، Cd و Pb دارای آلودگی شدید بود، به طوری که شاخص زمین‌انباشت برای Ni، Cd و Pb به ترتیب برابر با 6/75، 6/71 و 4/21 و شاخص ضریب آلودگی آن‌ها به ترتیب برابر با 161/18، 157/02 و 27/67 بود، که نشان می‌دهد باید دقت زیادی بر میزان فلزات سنگین در خاک‌های کنار جاده انجام شود، چرا که این خاک‌ها اغلب تحت کشت گیاهان خوراکی هستند. در یونجه، تجمع بالای فلزات سنگین مشاهده شد و همچنین جذب و ذخیره آن‌ها در اندام هوایی بیشتر از ریشه بود. مقادیر میانگین Ni، Cd، Pb و Zn به ترتیب برابر با 29/44، 15/64، 5/79 و 10/50 میلی‌گرم بر کیلوگرم در ریشه و 13/53 و 7/14، 19/77، 47/98 و 7/14 میلی‌گرم بر کیلوگرم در اندام‌های هوایی بود. نتایج حاصل از پژوهش نشان داد که لازم است مطالعات پیوسته و بیشتری در زمینه تجمع فلزات سنگین و ارزیابی خطرات اکولوژیکی برای حفاظت و مدیریت بهتر مناطق شهری و دیگر اقدامات محیط زیستی انجام گردد.

واژه‌های کلیدی: آلودگی ترافیک، شاخص زمین‌انباشت، ضریب آلودگی، یونجه

¹ نویسنده مسئول، آدرس: همدان، دانشگاه بوعلی‌سینا، دانشکده کشاورزی، گروه خاکشناسی

مقدمه

امروزه به دلیل شهرنشینی و صنعتی شدن شهرها آلودگی محیط زیست به فلزات سنگین یکی از مسائل مهم در سراسر جهان می‌باشد و در بعضی مناطق خاک‌ها بیش از حد مجاز به این فلزات آلوده شده‌اند. متأسفانه این مشکل تهدیدی برای اکوسیستم زمین، خاک، آب‌های سطحی و زیرزمینی و همچنین ایمنی مواد غذایی و سلامت انسان محسوب می‌شود (چن و همکاران 2010؛ لرستانی و همکاران، 2012). مطالعات نشان داده است که جاده‌ها دومین منبع غیرنقطه‌ای در ایجاد آلودگی فلزات سنگین در محیط‌های شهری هستند. از آنجا که ساخت و ساز جاده‌ها با تخریب و اختلال زیستگاه‌ها و تغییر ساختار افقی خاک همراه می‌باشد، به عنوان یک ناهنجاری محسوب شده که سبب حذف خاک سطحی، دفن افقی‌های بالایی، تغییر توپوگرافی خاک، تخلیه خاک از مواد آلی و عناصر غذایی و تراکم خاک می‌باشد؛ و این مشکلات تا زمان تجمع دوباره‌ی مواد آلی در خاک ادامه دارد (ترامل و همکاران، 2011). دوانگ و لی (2011) گزارش کردند در مناطق شهری، ترافیک جاده مهم‌ترین نقش تماس انسان با فلزات سنگین را دارد و فرسودگی ترمزها، تایرها، دیگر اجزای وسایل نقلیه، سنگ‌فرش جاده و نشرهای آگروز از علل انتشار این آلودگی می‌باشند.

رشد سریع در فعالیت‌های حمل و نقل زمینی در بسیاری از مراکز شهری سبب انتشار فلزات سنگین به جو و ریزش (یا فرونهیست) آنها به خاک‌های کنار جاده‌ای می‌شود (آدجی و همکاران، 2013). پارامترهای مختلفی بر انتشار آلاینده‌های خودروبی در محیط اثر دارند که در ارتباط با شرایط جاده (طول، شیب، عمر جاده، تعداد خطوط حرکت، نوع پوشش و ارتفاع گیاهان اطراف جاده-ها)، ترافیک (سرعت، حجم ترافیک، روند جریان و نیز عواملی همچون رفتار رانندگی در زمان شروع و حرکت) و محیط (شرایط آب و هوایی مانند دما، میزان بارندگی، جهت و سرعت وزش باد) می‌باشند (فری و همکاران، 2001؛ وانگ، 2009؛ کونلیو و همکاران، 2005). وجود مقادیر زیاد فلزات سنگین در خاک تهدیدی جدی می‌باشد زیرا ممکن است سبب کاهش فعالیت‌های زیستی، حاصلخیزی خاک، کاهش عملکرد، کاهش کیفیت محصولات، افزایش غلظت آنها در تولیدات کشاورزی و آسیب به سلامت انسان از طریق ورود به زنجیره غذایی شود (کانتی، 2006؛ سعیدی و همکاران، 2009). یون‌های فلزات سنگین زمانی که در مقادیر زیاد در محیط وجود داشته باشند به وسیله ریشه گیاهان جذب و به اندام‌های هوایی منتقل شده و موجب اختلال در سوخت و ساز گیاه

و کاهش رشد می‌شوند (لی و همکاران، 2010). جذب فلزات سنگین از اراضی آلوده به وسیله گیاهان و بخصوص محصولات کشاورزی یکی از مهم‌ترین راه‌های ورود این عناصر به زنجیره غذایی است. شارما و همکاران (2008) گزارش کردند که ریزش‌های جوی نقش بسزایی در آلودگی سبزیجات به فلزات سنگین داشته‌اند. غلظت بالای فلزات سنگین در خاک‌های حاشیه شهرها اثرات مضر بر سلامت انسان دارد زیرا این فلزات عناصر پایدار هستند و به وسیله بدن تجزیه نمی‌شوند و دارای تجمع زیستی می‌باشند (هوانگ و همکاران، 2011؛ چن و همکاران، 2010).

در سال‌های اخیر، مطالعات زیادی بر غلظت، توزیع و شناسایی منبع فلزات سنگین در گرد و غبار کنار جاده متمرکز شده است. چن و همکاران (2005) نیکل را به گازوئیل، کادمیم و روی را به تایرها و روغن موتور و سرب به عنوان افزودنی سوخت وسایل نقلیه نسبت داده‌اند. کارلوسینا و همکاران (1998) گزارش کردند که خاک‌های کنار جاده‌ای با سرب و دیگر فلزات سنگین از طریق نشر از آگروزهای اتومبیل آلوده می‌شوند. فلزات سنگین با اتصال به ذرات خاک در اکوسیستم ته‌نشین و با خاک سطحی ترکیب می‌شوند (ویه و همکاران، 2002). رشید شمالی و خداوردی‌لو (1391) آلودگی خاک و گیاهان پیرامون بزرگراه ارومیه-سلماس را به فلزات سنگین سرب، کادمیم، روی و نیکل به ویژه سرب در خاک سطحی گزارش کردند.

بررسی پژوهش‌های انجام شده نشان می‌دهد که اخیراً توجه زیادی به آلودگی خاک‌ها و محیط زیست به عناصر سنگین در حاشیه جاده‌ها شده است، در حالی که در کشور ما پژوهش‌های محدودی در این زمینه انجام گرفته است. با توجه به اینکه کشاورزی در مناطق مورد نظر رواج داشته و گیاهان کشت شده متأثر از آلودگی‌های ناشی از ورود فلزات سنگین می‌باشند، اندازه‌گیری غلظت فلزات سنگین در گیاهان کشت شده در زمین‌های کشاورزی اطراف جاده پر تردد اراک-قم مورد توجه قرار گرفت. نتایج حاصل از این پژوهش می‌تواند میزان پراکنش و شدت آلودگی خاک‌ها به فلزات سنگین ناشی از وسایل نقلیه در حاشیه جاده‌ها را نشان دهد و همچنین در دستیابی به یک مدیریت پایدار کمک کند.

مواد و روش‌ها

این پژوهش به منظور بررسی تأثیر فاصله از جاده (به عنوان منبع آلودگی) و عمق خاک بر غلظت فلزات سنگین در خاک‌های کشاورزی و گیاه، انجام گرفت. برای این منظور در اردیبهشت 1396 مزرعه بزرگی با کشت یونجه

برای اندازه‌گیری غلظت کل فلزات سنگین و آماده-سازی نمونه‌های خاک از روش هضم اسیدی (اسپوزیتو و همکاران، 1983)، برای اندازه‌گیری غلظت قابل جذب فلزات سنگین در هر یک از نمونه‌های خاک از عصاره‌گیر DTPA (لیندزی و نورول، 1978) و برای تعیین غلظت کل عناصر در گیاه از روش کاو و همکاران (2010) استفاده شد. سپس اندازه‌گیری غلظت فلزات سنگین در خاک و گیاه با بهره‌گیری از دستگاه جذب اتمی (AA-Varian 220) انجام شد.

برای توصیف غلظت عناصر سنگین در منطقه مورد مطالعه از شاخص زمین انباشت (Geoaccumulation Index) استفاده شد:

(1)

$$I_{geo} = \log_2 \left(\frac{C_n}{1.5B_n} \right)$$

که در این رابطه، C_n غلظت عنصر موردنظر در نمونه خاک، B_n غلظت عنصر موردنظر در مقدار زمینه (متوسط شیل جهانی) که برای عناصر سرب، کادمیم، نیکل و روی به ترتیب برابر با 20، 0/3، 0/68 و 95 میلی‌گرم بر کیلوگرم (کاباتا-پندیاس و ماخروجی، 2007) و ضریب 1/5 برای حذف تأثیر سنگ‌شناسی، نوسانات طبیعی و تغییرات بسیار کم ایجاد شده در اثر فعالیت‌های انسانی می‌باشد (Luoping et al., 2007; Seshan, 2010). بر اساس این شاخص می‌توان مقدار فلز مورد نظر را نسبت به مقدار طبیعی آن سنجید و میزان آلاینده‌گی خاک را تعیین کرد. مولر (1969) شاخص زمین‌انباشت را به 7 رده مطابق با جدول 1 تقسیم کرد.

همچنین برای بیان وضعیت آلودگی محیط زیست نسبت به هر عنصر، از ضریب آلودگی (Contamination Factor) استفاده شد:

(2)

$$C_f = \frac{C_0}{C_n}$$

که در این رابطه C_f ضریب آلودگی، C_0 غلظت فلز در نمونه مورد بررسی و C_n غلظت فلز در مقدار زمینه (متوسط شیل جهانی) می‌باشد. بر اساس این شاخص مطابق با جدول 1 خاک‌ها به 4 گروه مختلف طبقه‌بندی می‌شوند (هانکسون، 1980).

در امتداد بزرگراه اراک-قم انتخاب شد و از نقطه‌ای با مختصات $49^{\circ}51'39''$ N $34^{\circ}04'52''$ E نمونه‌برداری آغاز گردید. نمونه‌برداری بدین صورت انجام گرفت که از نقطه مشخص شده، 10 نقطه به فاصله‌های 50 متر در امتداد بزرگراه مشخص گردید و از هر کدام از این نقاط به صورت عمود بر جاده تا فاصله 300 متری با فواصل 50 متری، از 2 عمق 0-10 و 10-20 سانتی‌متر نمونه‌های خاک برداشته شدند. سپس نمونه‌های مشابه مخلوط گردید (نمونه مرکب) و برای انجام آزمایش‌ها مورد استفاده قرار گرفت. بزرگراه اراک-قم دارای بار ترافیکی بالا و از مسیرهای پر تردد می‌باشد که در حاشیه آن زمین‌های کشاورزی زیادی قرار گرفته است؛ همچنین در این مسیر دو شهرک صنعتی حاجی‌آباد و شماره 3 اراک واقع شده است. این منطقه دارای آب و هوای نیمه بیابانی و معتدل کوهستانی بوده و جهت وزش باد غالب در استان مرکزی به صورت غربی و جنوب غربی می‌باشد.

نمونه‌های خاک دست‌خورده به مقدار مورد نیاز از لایه‌های صفر تا 10 و 10 تا 20 سانتی‌متری برداشت و به آزمایشگاه منتقل شدند. خاک‌های دست‌خورده پس از هوا خشک شدن، از الک 2 میلی‌متری به منظور مطالعات شیمیایی و فیزیکی عبور داده شدند. همچنین از مناطقی که نمونه‌برداری خاک صورت گرفت، نمونه‌برداری از گیاه یونجه، در حالی که 10 درصد گلدهی در سطح منطقه مورد مطالعه قابل مشاهده بود، شامل اندام هوایی و ریشه-ای، انجام شد. نمونه‌های گیاهی پس از انتقال به آزمایشگاه در آون در دمای 72 درجه‌ی سانتی‌گراد خشک و سپس توسط آسیاب پودر و برای انجام آزمایش‌های مربوطه عصاره‌گیری شدند (کاو و همکاران، 2010).

برخی ویژگی‌های فیزیکی شامل بافت خاک به روش هیدرومتر (کلوت، 1986) و شیمیایی شامل مقدار ماده آلی به روش اکسیداسیون تر، مقدار کربنات کلسیم به روش تیتراسیون برگشتی با NaOH، رسانایی الکتریکی (EC) با استفاده از رسانایی‌سنج مدل 712، pH خاک با استفاده از دستگاه pH متر مدل مترام 827 در عصاره 1:5 خاک به آب و ظرفیت تبادل کاتیونی به روش استات سدیم با pH=8/2 (پیچ و همکاران، 1992) در خاک‌های نمونه-برداری شده اندازه‌گیری شد (جدول 2).

جدول 1- ارزیابی فلزات سنگین بر اساس شاخص زمین‌انباشت (I_{geo}) (مولر، 1969) و ضریب آلودگی (C_f) (هانکسون، 1980)

شدت آلودگی بر اساس I_{geo}	دامنه تغییرات I_{geo}	شدت آلودگی بر اساس C_f	دامنه تغییرات C_f
غیر آلوده	$I_{geo} < 0$	آلودگی کم	$C_f < 1$
غیر آلوده تا کمی آلوده	$0 < I_{geo} < 1$	آلودگی متوسط	$1 < C_f < 3$
کمی آلوده	$1 < I_{geo} < 2$	آلودگی زیاد	$3 < C_f < 6$
کمی آلوده تا بسیار آلوده	$2 < I_{geo} < 3$	آلودگی بسیار زیاد	$C_f > 6$
بسیار آلوده	$3 < I_{geo} < 4$		
بسیار آلوده تا به شدت آلوده	$4 < I_{geo} < 5$		
به شدت آلوده	$I_{geo} > 5$		

نتایج و بحث

اثر فاصله از جاده و عمق خاک بر برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک

برخی از ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک منطقه‌ی مورد نظر در فاصله 0 تا 300 متر در دو عمق 0-10 سانتی‌متر (1) و 10-20 سانتی‌متر (2) شامل توزیع اندازه ذرات، pH، هدایت الکتریکی (EC)، کربن آلی (OC)، کربنات کلسیم ($CaCO_3$) و ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC) در جدول 2 آورده شده است. ویژگی‌های نامبرده می‌توانند بر میزان فلزات سنگین در خاک مؤثر باشند (دراگوویک و همکاران، 2008).

بر اساس نتایج آزمایشگاهی خاک این منطقه در فاصله‌ی 0 تا 300 متر دارای بافت لوم رسی تعیین گردید. با توجه به جدول 2 می‌توان دریافت که در حاشیه جاده مقدار رس خاک (در حدود 37 درصد) بیشتر از سایر مناطق نمونه‌برداری بود. میزان رس خاک در جذب فلزات سنگین بسیار تأثیرگذار است. به طوری که خاک‌های دارای مقدار رس بیشتر، میزان بیشتری از فلزات سنگین را جذب کرده و فلزات سنگین توانایی کمی برای جابجایی دارند. نتایج نشان می‌دهند که pH کل خاک‌ها در دامنه‌ی 7/31 تا 8/51 و مقدار هدایت الکتریکی در دامنه‌ی 0/36 تا 0/64 دسی‌زیمنس بر متر متغیر بود، که بیشترین مقدار مربوط به فاصله‌ی 0-50 متر و کمترین مقدار مربوط به فاصله‌ی 250-300 متر بود.

همچنین از فاکتور انتقال (Translocation Factor) و فاکتور تجمع زیستی (Bioconcentration Factor) فلزات سنگین در گیاه برای بررسی وضعیت عناصر موردنظر در سیستم خاک و گیاه بهره‌گیری شد. فاکتور انتقال از نسبت غلظت فلز در برگ و ساقه گیاه (C_{Shoots})، به غلظت همان فلز در ریشه گیاه (C_{Roots}) برآورد شد (گوپتا و همکاران، 2008):

$$TF = \frac{C_{Shoots}}{C_{Roots}} \quad (3)$$

برای تعیین فاکتور تجمع زیستی (BF) از نسبت غلظت فلزهای سنگین در بخش هوایی گیاه (C_{Plant}) به غلظت قابل جذب این فلزها در خاک (C_{Soil}) استفاده شد (سینگانی و همکاران، 2015):

$$BF = \frac{C_{Plant}}{C_{Soil}} \quad (4)$$

این پژوهش به صورت آزمایش فاکتوریل با دو فاکتور در قالب طرح کاملاً تصادفی با 3 تکرار انجام شد. سپس اثر فاکتورهای مورد مطالعه شامل فاصله در 6 سطح و عمق خاک در دو سطح بر غلظت کل و قابل جذب فلزات نیکل، کادمیم، سرب و روی در خاک و همچنین غلظت فلزات سنگین نامبرده در بخش‌های هوایی و ریشه گیاه یونجه بررسی گردید. رسم نمودارها با استفاده از نرم افزار اکسل (Excel) و پس از نرمال کردن برخی داده‌ها (به علت پراکندگی) تحلیل‌های آماری داده‌ها با استفاده از نرم افزار SPSS انجام شد.

جدول 2- برخی از ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک حاشیه بزرگراه اراک - قم تحت کشت یونجه

فاصله (m)	عمق	رس	سیلت	شن (%)	ماده آلی	کربنات کلسیم	ظرفیت تبادل کاتیونی (cmol _c kg ⁻¹)	هدایت الکتریکی (dS m ⁻¹)	pH
0-50	1	37/4	40/2	22/4	3/32	15/50	12/81	0/64	8/51
		±1/15	±1/73	±0/88	±0/51	±0/57	±0/29	±0/01	±0/04
	2	33/4	40/2	26/4	2/98	14/83	14/32	0/61	8/43
		±1/25	±0/86	±0/08	±0/63	±2/5	±0/67	±0/03	±0/01
50-100	1	37/4	40/2	22/4	2/83	14/83	14/17	0/62	8/38
		±2/3	±1/73	±0/51	±0/15	±0/52	±0/16	±0/05	±0/15
	2	35/4	37/2	27/4	2/39	14/67	13/88	0/57	8/22
		±2/64	±1	±0/60	±0/90	±0/80	±0/44	±0/01	±0/07
-150	1	31/4	44/2	24/4	1/75	14/55	13/79	0/51	8/12
		±2	±1/04	±1/51	±0/76	±0/94	±0/44	±0/03	±0/02
100	2	33/4	42/2	26/4	1/75	14/58	13/71	0/49	7/8
		±0/25	±0/28	±2	±0/30	±0/90	±0/29	±0/02	±0/04
-200	1	31/4	40/2	26/4	1/35	14/25	12/81	0/46	7/64
		±0/02	±0/14	±0/12	±0/80	±1/46	±0/33	±0/02	±0/02
150	2	29/4	40/1	29/6	0/94	14/08	14/36	0/44	7/64
		±1/52	±1/15	±1	±0/55	±0/94	±0/29	±0/03	±0/08
-250	1	33/4	39/70	38/6	0/84	12/83	12/72	0/44	7/56
		±2	±1/21	±0/68	±0/50	±2/98	±0/60	±0/03	±0/06
200	2	28/9	39/7	31/4	0/64	12/67	12/69	0/4	7/55
		±2/5	±1/32	±2	±0/30	±0/38	±0/30	±0/02	±0/11
-300	1	27/4	41/2	31/4	0/59	10/58	12/62	0/37	7/38
		±1/15	±1/54	±0/68	±0/63	±1/46	±0/67	±0/02	±0/07
250	2	27/4	41/2	31/4	0/22	9/42	12/63	0/36	7/31
		±0/41	±2/83	±0/50	±0/45	±0/50	±0/44	±0/02	±0/11

مقدار انحراف معیار برای هر داده در زیر آن با علامت ± مشخص شده است.

میزان ظرفیت تبادل کاتیونی از 14/36 سانتی مول بار بر کیلوگرم در فاصله‌ی 50 متر اول تا 12/63 سانتی مول بار بر کیلوگرم در فاصله‌ی 50 متر ششم متغیر بود. ظرفیت تبادل کاتیونی، عامل تأثیرگذاری در توزیع و پراکنش حرکت فلزات سنگین در خاک و گیاه می‌باشند که خود متأثر از میزان ماده آلی و درصد رس در خاک‌ها است. زی و همکاران (2011) تغییرات رس، ماده آلی، ظرفیت تبادل کاتیونی و کربنات کلسیم را از مهم‌ترین عوامل در غلظت کل فلزات سنگین در خاک ذکر کردند. اثر فاصله از جاده و عمق خاک بر غلظت کل و قابل

جذب فلزات سنگین در خاک

نتایج تجزیه واریانس اثر تیمارهای آزمایشی بر غلظت کل و قابل جذب فلزات سنگین نیکل، کادمیم، سرب و روی نشان داد که اثر فاصله و عمق نمونه‌برداری و همچنین اثر متقابل آن‌ها برای هر چهار عنصر معنی‌دار بود (جدول 3).

بر این اساس خاک منطقه در رده خاک‌های خنثی تا کمی قلیایی و غیرشور قرار می‌گیرند (اسمیت و دوران، 1996). همچنین کربنات کلسیم معادل در دامنه‌ی 9/42 درصد (فاصله‌ی 300-250 متر) تا 15/50 درصد (فاصله -50-0 متر) قرار داشت.

بیشترین مقدار ماده آلی در فاصله 0-50 متر (3/32 درصد) و کمترین مقدار (0/22 درصد) در فاصله 300-250 متر دیده شد. نتایج نشان داد که میزان مواد آلی خاک با افزایش فاصله از حاشیه بزرگراه کاهش یافته است. با توجه به اینکه منبع اصلی ماده آلی، مواد زائد جامد تخریب‌پذیر مانند باقی‌مانده مواد غذایی، کود گاوی و برگ درختان گزارش شده است (گوسوامی و سرما، 2008)، وجود ماده آلی بیشتر در حاشیه بزرگراه را می‌توان به وجود خار و خاشاک و زباله‌های طبیعی، همچنین هیدروکربن‌ها و رس بیشتر نسبت داد. در زمان نمونه‌برداری از خاک نیز آثار و بقایای زباله‌های دور ریخته شده در حاشیه بزرگراه با چشم قابل مشاهده بود.

جدول 4- مقایسه میانگین اثر فاصله و عمق بر غلظت فلزات سنگین کل بر حسب میلی‌گرم بر کیلوگرم در خاک حاشیه بزرگراه اراک - قم

فاصله (متر)	عمق	نیکل	کادمیم	سرب	روی
غلظت کل					
0-50	1	116/44 ^a ±0/01	49/27 ^a ±0/005	554/62 ^a ±0/23	243/09 ^a ±0/07
	2	111/56 ^g ±0/005	46/85 ^e ±0/23	553/55 ^f ±0/01	241/94 ^g ±0/01
50-100	1	115/24 ^b ±0/04	49/27 ^a ±0/01	554/55 ^a ±0/002	242/94 ^b ±0/001
	2	110/81 ^h ±0/002	46/72 ^f ±0/05	553/37 ^g ±0/01	241/81 ^h ±0/03
100-150	1	114/54 ^c ±0/02	48/90 ^b ±0/14	554/45 ^b ±0/04	242/78 ^c ±0/15
	2	110/45 ⁱ ±0/01	46/46 ^g ±0/07	552/99 ^h ±0/12	241/68 ⁱ ±0/06
150-200	1	113/77 ^d ±0/05	48/81 ^b ±0/01	554/30 ^c ±0/02	242/68 ^d ±0/01
	2	110/11 ^j ±0/03	45/97 ^h ±0/007	552/71 ⁱ ±0/03	241/55 ^j ±0/03
200-250	1	113/35 ^e ±0/10	48/37 ^c ±0/03	554/18 ^d ±0/01	242/57 ^e ±0/02
	2	109/32 ^k ±0/09	45/58 ⁱ ±0/1	552/50 ^j ±0/005	241/18 ^k ±0/01
250-300	1	112/82 ^f ±0/02	48/04 ^d ±0/12	553/94 ^e ±0/02	242/42 ^f ±0/14
	2	108/80 ^l ±0/03	45/04 ^j ±0/09	552/27 ^k ±0/01	240/92 ^k ±0/02
غلظت قابل جذب					
0-50	1	2/30 ^a ± 0/005	9/51 ^a ±0/01	87/36 ^a ± 0/03	9/07 ^a ± 0/02
	2	2/28 ^a ± 0/01	9/49 ^{ab} ±0/01	87/31 ^a ± 0/04	9/06 ^a ± 0/005
50-100	1	2/28 ^b ±0/01	9/45 ^{abc} ±0/01	87/27 ^{ab} ± 0/01	9/06 ^{ab} ± 0/02
	2	2/25 ^b ±0/01	9/44 ^{bc} ± 0/02	87/26 ^{ab} ± 0/02	9/05 ^{abc} ± 0/01
100-150	1	2/18 ^c ± 0/03	9/43 ^{cd} ± 0/03	87/24 ^{abc} ± 0/01	9/03 ^{bc} ± 0/01
	2	2/09 ^d ±0/01	9/38 ^{de} ±0/01	87/19 ^{bc} ± 0/02	9/01 ^c ± 0/005
150-200	1	1/97 ^e ± 0/005	9/33 ^e ± 0/03	87/15 ^c ± 0/02	8/73 ^d ± 0/01
	2	1/95 ^{ef} ± 0/03	9/20 ^f ±0/08	87/13 ^c ± 0/005	8/66 ^e ± 0/04
200-250	1	1/93 ^f ± 0/02	9/16 ^{fg} ± 0/03	86/89 ^d ± 0/02	8/61 ^f ± 0/02
	2	1/84 ^g ± 0/005	9/14 ^g ± 0/02	86/66 ^e ± 0/01	8/56 ^g ± 0/01
250-300	1	1/69 ^h ±0/06	9/12 ^g ± 0/023	86/63 ^e ± 0/01	8/55 ^g ± 0/02
	2	1/63 ⁱ ±0/01	8/87 ^h ±0/01	86/62 ^e ± 0/005	8/51 ^h ± 0/01

* در هر ستون میانگین‌هایی که حداقل یک حرف مشترک دارند، در سطح آماری 5 درصد تفاوت معنی‌داری ندارند.

برداری می‌تواند به دلیل انجام فعالیت‌های کشاورزی و بهم خوردن خاک باشد.

پس از اطمینان از نرمال بودن توزیع داده‌ها و بررسی مقادیر خارج از رده، برای تعیین ضرایب همبستگی (r) پیرسون داده‌ها از نرم‌افزار آماری SPSS استفاده شد. مقادیر ضریب همبستگی بین ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک شامل ظرفیت تبادل کاتیونی، pH خاک، ماده آلی، کربنات کلسیم، هدایت الکتریکی، غلظت عناصر سنگین (نیکل، سرب، روی و کادمیم)، میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها، درصد رس، سیلت و شن در جدول 5 آورده شده است.

بیشترین مقدار قابل جذب عناصر نیکل، کادمیم، سرب و روی در فاصله 50 متر از جاده به ترتیب با مقادیر 2/30، 9/51، 87/36 و 9/07 مشاهده شد. روند تغییرات غلظت قابل جذب فلزات سنگین در خاک به صورت $Pb < Cd < Zn < Ni$ مشاهده شد. از آنجا که تحرک عناصر سنگین در خاک کم می‌باشد، اغلب در خاک سطحی تجمع می‌یابند. بررسی غلظت عناصر سنگین بررسی شده نشان می‌دهد که مقدار هر دو شکل کل و قابل جذب آن‌ها با افزایش عمق کاهش می‌یابد. همچنین دلیل اختلاف کم غلظت‌ها بین دو عمق و فواصل نمونه-

جدول 5- ضریب همبستگی بین ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی و غلظت قابل جذب عناصر سنگین اندازه‌گیری شده در خاک حاشیه کنار بزرگراه اراک- قم تحت کشت یونجه

	CEC	OC	CaCO ₃	pH	EC	Zn	Pb	Cd	Ni	MWD	Clay	Silt	Sand
CEC	1												
OC	0/81**	1											
CaCO ₃	0/60**	0/64**	1										
pH	0/84**	0/93**	0/63**	1									
EC	0/75**	0/79**	0/79**	0/82**	1								
Zn	0/76**	0/77**	0/76**	0/81**	0/91**	1							
Pb	0/69**	0/69**	0/79**	0/74**	0/83**	0/89**	1						
Cd	0/71**	0/74**	0/80**	0/74**	0/88**	0/92**	0/89**	1					
Ni	0/79**	0/77**	0/81**	0/82**	0/92**	0/95**	0/93**	0/95**	1				
MWD	0/76**	0/77**	0/82**	0/81**	0/92**	0/96**	0/93**	0/96**	0/99**	1			
Clay	0/76**	0/74**	0/51**	0/79**	0/72**	0/75**	0/65**	0/62**	0/69**	0/68**	1		
Silt	0/09 ^{ns}	0/004 ^{ns}	0/20 ^{ns}	0/004 ^{ns}	0/09 ^{ns}	0/03 ^{ns}	0/14 ^{ns}	0/18 ^{ns}	0/10 ^{ns}	0/12 ^{ns}	0/07 ^{ns}	1	
Sand	-0/54**	-0/51**	-0/49**	-0/55**	-0/56**	-0/54**	-0/53**	-0/54**	-0/54**	-0/55**	-0/73**	-0/72**	1

** و * به ترتیب معنی‌دار بودن در سطح 0/01، 0/05 و غیر معنی‌دار بودن را نمایش می‌دهند.

از عناصر مقدار CEC در خاک افزایش می‌یابد. میکرو و همکاران (2006) گزارش کردند که ارتباطی قوی بین غلظت عناصر سنگین در خاک و سایر ویژگی‌های خاک مانند مواد آلی، رس و کربنات‌ها وجود دارد. رابطه‌ی بین CEC با ذرات رس ($r=0/76$ ، $p<0/1$) و سیلت ($p<0/1$)، در خاک به ترتیب معنی‌دار مثبت و غیر معنی‌دار مثبت بود، در حالی‌که با درصد ذرات شن ($p<0/1$)، در خاک همبستگی معنی‌دار و منفی داشت. همبستگی بین مقدار ماده آلی در خاک با سایر خصوصیات شیمیایی و عناصر سنگین در خاک به صورت معنی‌دار و مثبت بود در حالی‌که با درصد سیلت همبستگی غیر معنی‌دار و مثبت و با درصد شن خاک همبستگی معنی‌دار و منفی داشت.

با توجه به مقادیر میانگین شاخص زمین‌انباشت (I_{geo}) در خاک حاشیه جاده اراک-قم مشاهده می‌شود که این منطقه نسبت به عناصر کادمیم (6/71) و نیکل (6/75) آلودگی شدید و نسبت به سرب (4/21) بسیار آلوده می‌باشد. در حالی‌که خاک منطقه نسبت به روی (0/76) غیر آلوده تا کمی آلوده به شمار می‌رود. همچنین بر اساس مقادیر میانگین ضریب آلودگی (C_f) محاسبه شده، سرب، کادمیم و نیکل (به ترتیب 27/67، 157/02 و 161/18)، دارای آلودگی بسیار زیاد در منطقه بوده که با توجه به غلظت بسیار زیاد فلزات در خاک امری قابل انتظار است؛ در حالی‌که روی با ضریب آلودگی 2/5 دارای آلودگی متوسط بود. پژوهش‌های انجام گرفته نشان داده است که غلظت فلزات سرب، مس، روی و کادمیم از طریق

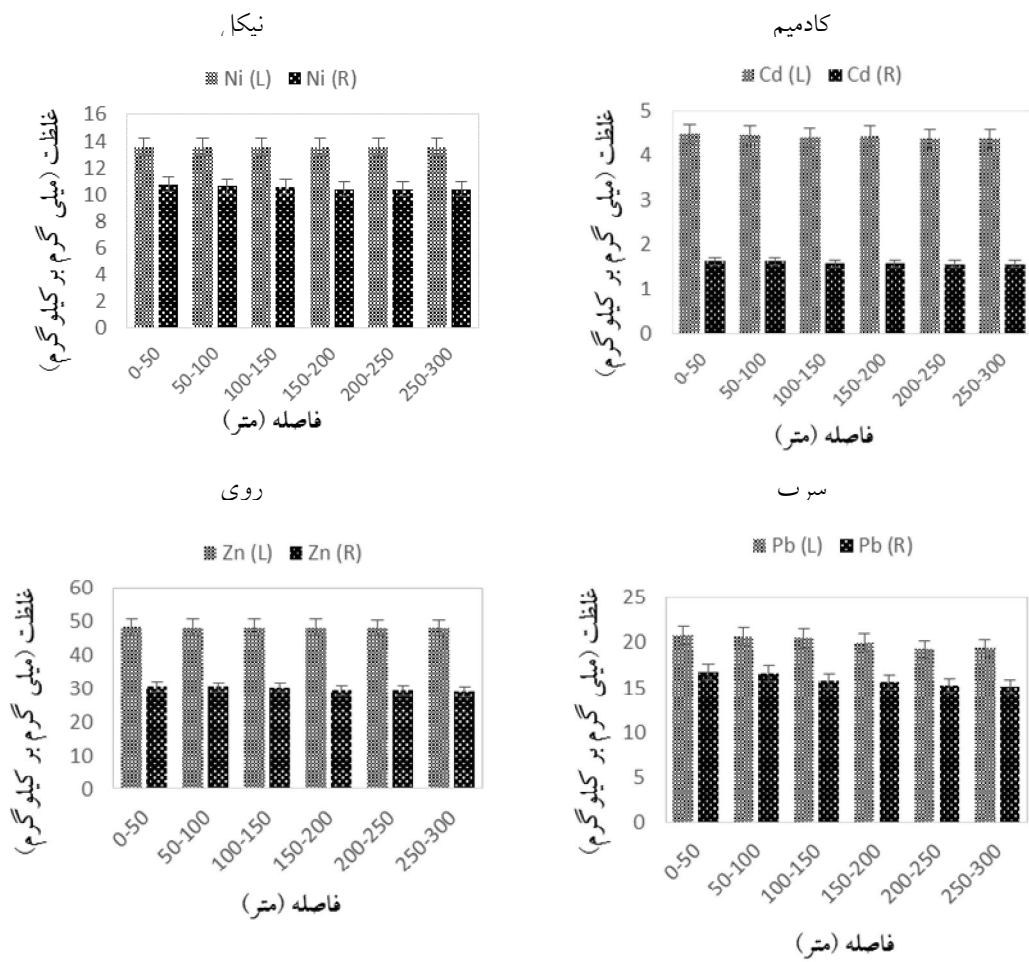
بر اساس داده‌های جدول ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی اندازه‌گیری شده به جز شن و سیلت دارای رابطه معنی‌دار و مثبت با فلزات سنگین اندازه‌گیری شده بودند. نتایج نشان می‌دهد که رابطه‌ی بین ظرفیت تبادل کاتیونی و ماده آلی ($r=0/81$ ، $p<0/1$) به صورت معنی‌دار و مثبت است. مقدار CEC (ظرفیت تبادل کاتیونی) و ماده آلی زیادتر در فواصل نزدیک به بزرگراه سبب جذب بیشتر فلزات سنگین در خاک می‌گردد. هارتر و نایدو (2001) بیان کردند که ظرفیت خاک برای جذب فلزات سنگین با CEC خاک در ارتباط است؛ به طوری‌که با افزایش CEC سایت‌های تبدالی بیشتری از مواد معدنی فلزات سنگین را جذب کرده و قابلیت دسترسی را افزایش می‌دهند. همچنین همبستگی بین CEC با CaCO₃ ($p<0/1$)، EC ($r=0/60$ ، $p<0/1$)، pH ($r=0/75$ ، $p<0/1$) و در خاک معنی‌دار و مثبت بود؛ به صورتی‌که با افزایش CaCO₃ و EC در خاک مقدار CEC افزایش یافت. لازم به ذکر است که علیرغم معنی‌دار بودن تغییرات CEC با غلظت فلزات سنگین، نمی‌توان این همبستگی‌ها را بطور کامل پذیرفت، زیرا تغییرات CEC با فاصله بسیار ناچیز مشاهده شد (جدول 2). الووی (2013) بیان کرد که به طور کلی مقدار pH خاک بیشتر از هر عامل دیگری بر حلالیت یا حفظ فلزات سنگین در خاک تأثیرگذار است. با بررسی همبستگی بین CEC با نیکل ($p<0/1$)، کادمیم ($r=0/79$ ، $p<0/1$)، سرب ($r=0/71$ ، $p<0/1$)، روی ($r=0/69$ ، $p<0/1$) می‌توان دریافت که با هم همبستگی معنی‌دار مثبت داشته و با افزایش هر یک

فلزهای سنگین اندازه‌گیری شده در اندام هوایی شامل ساقه و برگ بیشتر از اندام ریشه‌ای بود و تفاوت معنی‌داری بین فاصله با غلظت فلزات سنگین در اندام‌های هوایی و ریشه در گیاه مشاهده نشد. نتایج نشان می‌دهد که به غیر از فلز سنگین روی، غلظت نیکل، سرب و کادمیم در گیاهان بالا می‌باشد؛ ولی با توجه به آلودگی شدید خاک به فلزهای سنگین اندازه‌گیری شده نمی‌توان به صورت دقیق نتیجه‌گیری کرد که آلودگی گیاهان کشت شده مربوط به فلزهای سنگین حاصل از نشر اتمی‌ها باشد. حد مجاز فلزهای سنگین در گیاهان بر اساس کمیته مشترک سازمان خواربار و کشاورزی ملل متحد و سازمان بهداشت جهانی (FAO/WHO) (2001) برای نیکل 0/2، کادمیم 0/1، سرب 0/2 و روی 60 میلی‌گرم بر کیلوگرم می‌باشد.

فعالیت‌های بشر مانند فعالیت‌های صنعتی و کشاورزی کنترل می‌شود (میکو و همکاران، 2006). به طور کلی آلودگی خاک نسبت به فلزات سنگین در سطح منطقه بالا بوده و می‌تواند گویای تأثیرگذاری آلاینده‌های محیطی از قبیل فعالیت‌های صنعتی، شهری و به خصوص وسایل نقلیه موتوری بر خاک باشد (چن و همکاران، 2005؛ هانگ و همکاران، 2011).

اثر فاصله از حاشیه بزرگراه اراک - قم بر غلظت کل عناصر نیکل، کادمیم، سرب، منگنز، مس و روی در گیاه یونجه

در شکل 1 غلظت عناصر نیکل، کادمیم، سرب و روی در اندام هوایی (L) و ریشه‌ای (R) گیاه یونجه در کنار بزرگراه اراک - قم بر حسب میلی‌گرم بر کیلوگرم در فواصل 0-50، 50-100، 100-150، 150-200، 200-250 و 250-300 متر آورده شده است. با توجه به شکل 1 غلظت



شکل 1- غلظت عناصر نیکل (Ni)، کادمیم (Cd)، سرب (Pb)، روی (Zn) و بر حسب میلی‌گرم بر کیلوگرم در اندام هوایی (L) و ریشه‌ای (R) یونجه حاشیه بزرگراه اراک - قم

اندام‌های گیاهی بی‌تأثیر نیست که در این راستا، شمارما و همکاران (2008) گزارش کردند که ریزش‌های جوی، نقش بسزایی در آلودگی به فلزات سنگین در سبزیجات داشته‌اند.

بررسی فاکتورهای انتقال و تجمع عناصر سنگین در گیاه یونجه در کنار بزرگراه اراک-قم

جدول 6 فاکتور تجمع و فاکتور انتقال عناصر نیکل، کادمیم، روی و سرب برای گیاه یونجه در حاشیه بزرگراه اراک- قم نشان را می‌دهد. به طور کلی با افزایش فاصله از بزرگراه، میزان انتقال فلزات از خاک به اندام ریشه‌ای کم شده است که می‌تواند به دلیل کاهش غلظت فلزات در خاک با افزایش فاصله باشد. ولی میزان انتقال فلزات سنگین از اندام ریشه‌ای به اندام هوایی افزایش یافته و در نتیجه فلزات سنگین در اندام هوایی بیشتر از اندام ریشه‌ای تجمع پیدا می‌کند.

با وجود اینکه مقدار فلزات اندازه‌گیری شده در اندام-های گیاهی بسیار بالاتر از حد استاندارد و قابل قبول در گیاه بود، ولی به علت آلودگی شدید خاک‌ها، مقدار فاکتور تجمع برای همه فلزات کوچک‌تر از یک بدست آمد. همان‌طور که در جدول 6 مشاهده می‌شود فاکتور انتقال برای فلزهای سنگین بیشتر از یک بود که نشان از انتقال این فلزات از ریشه و تجمع بیشتر آن در اندام هوایی دارد؛ همچنین بیشترین جابجایی در مورد کادمیم و پس از آن به ترتیب روی، نیکل و سرب مشاهده شد که مطابق با یافته‌های چانی (1982) مبنی بر کمترین توان جابجایی سرب در یونجه و همچنین بیشترین توان جابجایی برای کادمیم پس از جذب در گیاه است.

گیاهانی که فلزها را در غلظت‌های بالا در خود انباشته می‌کنند، فرا انباشت یا بیش اندوز نامیده می‌شوند. این واژه را بروکس و همکاران (1977)، برای گیاهانی که بیش از 1000 میکروگرم فلز را در 1 گرم وزن خشک (0/1 درصد) در اندام‌های هوایی خود جذب و انباشته می‌نمایند، بکار گرفت. ذرات فلزات سنگین منتشره از آگروز اتومبیل‌ها به دو طریق گیاهان اطراف جاده را آلوده می‌سازند: یکی رسوب بر سطح خاک و جذب آن به وسیله ریشه گیاه و دیگری رسوب بر روی اندام هوایی گیاه از اتمسفر (پندیازو پندیاز، 1992). آتش‌نما و همکاران (1385) در بررسی تجمع برخی فلزات سنگین در سه گیاه علوفه‌ای یونجه، خلر و اسپرس گزارش دادند که گیاه یونجه در جذب و نگهداری فلزات سنگین در اندام‌های خود به ویژه بخش هوایی استعداد بالایی دارد و بعد از یونجه، اسپرس و خلر حاوی بیشترین میزان کادمیم و سرب در اندام هوایی خود بودند. صفری سنجانی (2007) تغییرات زمانی و مکانی سرب را بر گیاه تاج خروس در بزرگراه رزن- همدان مورد بررسی قرار داد و نتایج حاکی از آن بود که سطح سرب در نمونه‌های گیاهی بالاتر از حد مجاز بود. این محقق عواملی مانند تراکم ترافیک یا سن جاده، فصل یا فاصله از جاده‌ها را دلیل این امر دانست. همچنین بیان کرد که غلظت سرب در اندام هوایی بیشتر از ریشه بود.

غلظت فلزات سنگین کل در اندام هوایی و ریشه‌ای یونجه به صورت $Zn < Pb < Ni < Cd$ مشاهده شد. مک - براید (2003) گزارش کرد که افزایش در غلظت‌های فلزات سنگین در خاک، جذب آن در محصول را افزایش می‌دهد. علاوه بر جذب فلزات سنگین موجود در خاک توسط گیاه، آلودگی هوا نیز بر غلظت عناصر موجود در

جدول 6- فاکتور انتقال و تجمع فلزات سنگین در حاشیه بزرگراه اراک- قم

فاکتور انتقال				فاکتور تجمع				فاصله (متر)
روی	سرب	کادمیم	نیکل	روی	سرب	کادمیم	نیکل	
1/58	1/24	2/74	1/26	0/77	0/89	0/54	0/88	50-0
1/59	1/24	2/72	1/27	0/77	0/89	0/54	0/88	100-50
1/59	1/30	2/77	1/28	0/77	0/87	0/53	0/88	150-100
1/64	1/28	2/82	1/30	0/76	0/88	0/52	0/87	200-150
1/65	1/26	2/79	1/30	0/76	0/88	0/53	0/87	250-200
1/66	1/28	2/79	1/30	0/75	0/88	0/53	0/87	300-250

ریشه به اندام هوایی) بیش از یک است. با توجه به اینکه غلظت این فلزات در قسمت برداشت‌شدنی گیاه یونجه

بویون و همکاران (1979) بیان کردند که در گونه‌هایی با توانایی ذخیره بالای فلزهای سنگین، فاکتور انتقال (از

های مهم برای جذب فلزات سنگین بودند. بنابراین این متغیرها از عوامل اصلی در پیشگویی وضعیت خاک از نظر جذب فلزات هستند. با توجه به غلظت‌های بالای فلزات سنگین روی، کادمیم، نیکل و سرب در خاک در مقایسه با حد استاندارد این عناصر، آلوده بودن خاک‌های مناطق مورد مطالعه مشاهده شد. با افزایش غلظت فلزات سنگین در خاک، جذب فلزات سنگین توسط گیاهان نیز افزایش یافته است و سبب آلودگی گیاهان گردید. به طوری که مقدار فلزات سنگین بیشتر از حد مجاز سازمان FAO/WHO (2001) و همچنین حد مجاز سازمان حفاظت محیط زیست کشور (1397) بود. نتایج نشان داد که تفاوت معنی‌داری بین فاصله با غلظت فلزات سنگین در اندام‌های هوایی و ریشه در گیاه مشاهده نشد. با توجه به اینکه علاوه بر اثر آلودگی هوا بر غلظت عناصر موجود در اندام‌های گیاهی، جذب فلزات سنگین موجود در خاک توسط گیاه نیز در آلودگی گیاه نقش دارد، لذا نمی‌توان با اطمینان کامل در رابطه با اثر آلودگی هوا بر آلودگی گیاه اظهار نظر کرد. با این حال، از آنجا که عامل اصلی جذب عناصر سمی از طریق زنجیره غذایی صورت می‌گیرد، لذا استفاده از این محصولات همراه با خطرات جدی بوده و باید نسبت به استفاده از این محصولات و شرایط کشت و کار در این زمین‌ها مدیریت مناسبی اعمال گردد.

بیشتر می‌باشد، بنابراین همواره باید در نظر داشت که استفاده از این گیاهان سبب انتقال آن‌ها به زنجیره غذایی انسان و حیوانات گشته و مشکلات جدی را در پی خواهد داشت. ویه و همکاران (2002) بیان کردند که غلظت زیاد فلزات در بخش‌های هوایی در مقایسه با ریشه-ها نشان‌دهنده توانایی ویژه گیاه در جذب از خاک و انتقال فلزات و ذخیره‌سازی آنها در بخش‌های هوایی است.

نتیجه‌گیری

جاده‌های پرتردد سبب آلودگی خاک و محصولات کشاورزی به علت فرونشست فلزات سنگین موجود در نشرهای خودروها می‌شوند. بررسی پارامترهای عمق و فاصله از منابع آلودگی بر خاک نشان داد که غلظت فلزات سنگین با افزایش فاصله و عمق از منبع آلوده‌کننده کاهش یافت. نتایج حاکی از این است که تمرکز فلزات سنگین در خاک‌های سطحی به علت وجود ماده آلی و کربنات کلسیم بیشتر است. با توجه به اینکه منطقه مورد مطالعه تحت کشاورزی بود، بسته به عمق بهم خوردن خاک، نفوذپذیری و همچنین میزان بارندگی، خاک زیرسطحی (لایه 10 تا 20 سانتی‌متر) نیز تحت تأثیر آلودگی سطحی خاک قرار گرفت. مقدار ماده آلی، کربنات کلسیم، رس خاک، ظرفیت تبادل کاتیونی، pH خاک و هدایت الکتریکی به دلیل داشتن همبستگی مثبت، به عنوان متغیر-

فهرست منابع:

1. استاندارد کیفیت منابع خاک و راهنماهای آن. 1397. سازمان حفاظت محیط زیست ایران، <http://www.environment-lab.ir/standards/soil-standard-environ.pdf>
2. آتش‌نما، ک، گلچین، ا، اسماعیلی، م. 1385. میزان تجمع برخی از فلزات سنگین در سه گیاه علوفه‌ای یونجه، خلر و اسپرس. مجموعه مقالات همایش خاک، محیط زیست و توسعه پایدار، کرج، 17 و 18 آبان. صفحه. 303-304.
3. رشید شمالی، ا، خداوردی‌لو، ح. 1391. آلودگی خاک‌ها و گیاهان پیرامون بزرگراه ارومیه-سلماس به برخی فلزهای سنگین. نشریه دانش آب و خاک. 22 (3): 157-171.
4. Adedeji, O.H., Olayinka, O.O., and Oyebanji, F.F. 2013. Assessment of Traffic Related Heavy Metals Pollution of Roadside Soils in Emerging Urban Centres in Ijebu-North Area of Ogun State, Nigeria. *Journal of Applied Science and Environmental Management*. 17(4): 509-514.
5. Alloway, B.J. 2013. Sources of heavy metals and metalloids in soils". In *Heavy metals in soils*. pp. 11-50.
6. Bowen, H.J.M. 1979. *Environmental Chemistry of the Elements*". Academic Press, New York. 333.
7. Brooks, R.R., Lee, J., Reeves, R.D., and Jaffre, T. 1977. Detection of nickeliferous rocks by analysis of herbarium specimens of indicator plants. *Journal of Geochemical Exploration*. 7: 49-57.
8. Cao, H., Chen, J., Zhang, J., Zhang, H., Qiao, L., and Men, Y. 2010. Heavy metals in rice and garden vegetables and their potential health risks to inhabitants in the vicinity of an

- industrial zone in Jiangsu, China. *Journal of Environmental Sciences*. 22(11): 1792-1799.
9. Carlosena, A., Andrade, J.M., and Prada, D. 1998. Searching for heavy metals grouping roadside soils as a function of motorized traffic influence. *Talanta*. 47(3): 753-767.
 10. Caron, J., Espindola, C.R., and Angers, D.A. 1996. Soil structural stability during rapid wetting: Influence of land use on some aggregate properties. *Soil Science Society of America Journal*. 60:901-908.
 11. Chaney, R. L. 1982. Fate of toxic substances in sludge applied to cropland. *Proc. Internat. Symp. Land Appl. of Sludge 13-15 Oct., Tokyo, Japan*.
 12. Chen, X., Xia, X., Zhao, Y., and Zhang, P. 2010. Heavy metal concentrations in roadside soils and correlation with urban traffic in Beijing, China. *Journal of hazardous materials*. 181(1): 640-646.
 13. Chen, T.B., Zheng, Y.M., Lei, M., Huang, Z.C., Wu, H.T., Chen, H., ... and Tian, Q.Z. 2005. Assessment of heavy metal pollution in surface soils of urban parks in Beijing, China. *Chemosphere*. 60(4): 542-551.
 14. Coelho, M.C., Farias, T.L., and Roupail, N.M. 2005. Impact of speed control traffic signals on pollutant emissions. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*. 10(4): 323-340.
 15. County, N. 2006. Influence of cadmium on growth of root vegetable and accumulation of cadmium in the edible root. *International Journal of Applied Science and Engineering*. 3: 243-252.
 16. Dragović, S., Mihailović, N., and Gajić, B. 2008. Heavy metals in soils: distribution, relationship with soil characteristics and radionuclides and multivariate assessment of contamination sources. *Chemosphere*. 72(3): 491-495.
 17. Duong, T.T., and Lee, B.K. 2011. Determining contamination level of heavy metals in road dust from busy traffic areas with different characteristics. *Journal of Environmental Management*. 92(3): 554-562.
 18. FAO/WHO. 2001. Codex Alimentarius Commission. Food additive and contaminants. Joint FAO/WHO Food Standards Programme. Alinorm 01/12(A). Pp: 1-289.
 19. Frey, C., Roupail, N., Unal, A., and Colyar, J. 2001. Emission reduction through better management. North Carolina: Department of Civil Engineering, North Carolina State University.
 20. Goswami, U., and Sarma, H.P. 2008. Study of the impact of municipal solid waste dumping on soil quality in Guwahati City. *Pollution Research*. 27(2): 327-330.
 21. Gupta, N., Khan, D.K., and Santra, S.C. 2008. An assessment of heavy metal contamination in vegetable grown in waste water irrigated areas of Titagarh, West Bengal, India. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 80: 115-118.
 22. Hakanson, L. 1980. An ecological risk index for aquatic pollution control a sedimentological approaches, *Water Research*, 14: 975-1001.
 23. Harter, R.D., and Naidu, R. 1995. Role of metal-organic complexation in metal sorption by soils. *Advances in Agronomy*. 55: 219-263.
 24. Huang, H., Yuan, X., Zeng, G., Zhu, H., Li, H., Liu, Z., Jiang, H., Leng, L., and Bi, W. 2011. Quantitative evaluation of heavy metals' pollution hazards in liquefaction residues of sewage sludge. *Bioresource Technology*. 102(22): 10346-10351.
 25. Kabata-Pendias, A. 2001. Trace Elements in Soils and Plants. CRC Press, Boca Raton, FL. Pp. 413.
 26. Kabata-Pendias, A., and Mukherjee, A.B. 2007. Trace elements from soil to Human. Springer-Verlag Berlin Heidelberg Pub., 550 pp.
 27. Klute, A. (Ed.), 1986. Methods of Soil Analysis: Part I. Physical and Mineralogical Methods. Agronomy Monograph, second ed., vol. 9. ASA, WI, USA.

28. Le Bissonnais, Y. 1996. Soil characteristics and aggregate stability". In: Agassi, M. (Ed). Soil Erosion, Conservation, and Rehabilitation. Marcel Dekker, Inc. New York. PP. 41-60.
29. Liu, H., Chen, L.P., Ai, Y.W., Yang, X., Yu, Y.H., Zuo, Y.B., and Fu, G.Y. 2009. Heavy metal contamination in soil alongside mountain railway in Sichuan, China. *Environmental Monitoring and Assessment*. 152(1): 25-33.
30. Lorestani, B., Cheraghi, M., Yousefi, N. 2012. The potential of phytoremediation using hyperaccumulator plants: a case study at a lead-zinc mine site. *International Journal of Phytoremediation*. 14:786-795.
31. Li, Q., Cai, S., Mo, C., Chu, B., Peng, L., and Yang, F. 2010. Toxic effects of heavy metals and their accumulation in vegetables grown in a saline soil. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 73(1): 84-88.
32. Lindsay, W.L., and Norvell, W.A. 1978. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper. *Soil Science Society of America Journal*. 42: 421-428.
33. Luoping Zhang, X.Y., Huan Feng, Y.J., Tong Ouyang, X.Y., Rongyuan Liang, C.G. and Weiqi, C. 2007. Heavy metal contamination in western Xiamen Bay sediments and its vicinity, China, *Marine Pollution Bulletin* 54, 974-982.
34. Madany, I.M., Ali, S.M., and Akhter, S. 1990. Assessment of lead in roadside vegetation in Bahrain. *Environment International*. 6: 123-126.
35. McBride, M.B. 2003. Toxic metals in sewage sludge-amended soils: has promotion of beneficial use discounted the risks?. *Advances in Environmental Research*. 8(1): 5-19.
36. Minhas, P.S. and Sharma, D.R. 1986. Hydraulic conductivity and clay dispersion as affected by application sequence of saline and simulated rain water. *Irrigation Science*. 7: 159-161.
37. Mico, C., Recatala, L., Peris, M., and Sanchez, J. 2006. Assessing heavy metal sources in agricultural soils of an European Mediterranean area by multivariate analysis. *Chemosphere*, 65: 863-872.
38. Müller, G. 1969. Index of geoaccumulation in the sediments of the Rhine River. *Geojournal*, v. 2, pp: 108-118.
39. Page, A.L., Miller, R.H., Keeney, D.R. (Eds.). 1992. *Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Methods* Soil Sci. Soc. Am. Agron.
40. Rasiah, V., and Kay, B.D. 1994. Characterizing changes in aggregate stability subsequent to introduction of forages. *Soil Science of America Journal*. 58: 935-942.
41. Pendias, A.K., and Pendias, H. 1992. *Trace Elements in Soils and Plants*. Boca Raton Arbor, London.
42. Saeedi, M., Hosseinzadeh, M., Jamshidi, A., and Pajoohehshfar, S.P. 2009. Assessment of heavy metals contamination and leaching characteristics in highway side soils, Iran. *Environmental Monitoring and Assessment*. 151(1): 231-241.
43. Safari Sinigani A.A. 2007. Temporal and spatial variability of lead levels in *Salsola kali* near Razan-Hamadan highway. *Journal of Applied Sciences and Environmental Management*. 11:143-146.
44. Seshan, B.R.R., Natesan, U. and Deepthi, K. 2010. Geochemical and statistical approach for evaluation of heavy metal pollution in core sediments in southeast coast of India. *International Journal of Environmental Science and Technology*. 7, 291-306.
45. Sharma, R.K., Agrawal, M., and Marshall, F.M. 2008. Heavy metal (Cu, Zn, Cd and Pb) contamination of vegetables in urban India: a case study in Varanasi. *Environmental Pollution*. 154(2): 254-263.
46. Sinigani, A., Tahmasbian, I., and Sinigani, M. 2015. Chelating Agents and Heavy Metal Phytoextraction. In: I. Sherameti, A. Varma (Eds.), *Heavy Metal Contamination of Soils*. Soil Biology. Springer International Publishing, pp. 367-393.

47. Smith, J.L., and Doran, J.W. 1996. Measurement and use of pH and electrical conductivity for soil quality analysis. In 'Methods for assessing soil quality'. Soil Science Society of America Special Publication No. 49. (Eds JW Doran, AJ Jones) pp. 169–186. (SSSA, Inc.: Madison, WI)
48. Sposito, G., Luud, J., and Change, A. C. 1983. Trace metal chemistry in arid zone field soils amended with sewage sludge: fractionation of Ni, Cu, Zn, Cd and Pb in solid phases. *Soil Science Society of American Journal*. 46: 260–264.
49. Sun, Y., Zhou, Q., Xie, X., and Liu, R. 2010. Spatial, sources and risk assessment of heavy metal contamination of urban soils in typical regions of Shenyang, China. *Journal of Hazardous Materials*. 174(1): 455-462.
50. Trammell, T.L., Schneid, B.P., and Carreiro, M.M. 2011. Forest soils adjacent to urban interstates: Soil physical and chemical properties, heavy metals, disturbance legacies, and relationships with woody vegetation. *Urban Ecosystems*. 14(4): 525-552.
51. Wang, J., Zhang, C.B., and Jin, Z.X. 2009. The distribution and phytoavailability of heavy metal fractions in rhizosphere soils of *Paulownia fortunei* (seem) Hems near a Pb/Zn smelter in Guangdong, PR China. *Geoderma*. 148(3): 299-306.
52. Wei, C.Y., Chen, T.B., and Huang, Z.C. 2002. Cretan brake (*Pteris cretica* L): an Arsenic accumulating Plant. *Acta Ecologica Sinica*. 22: 777– 82.
53. WHO. 2001. Codex Alimentarius Commission Codex Twenty-Fourth Session. Geneva: World Health Organization.
54. Xie, W.Y., Fan, G.S., Zhou, H.P., Xie, J.F., and Guan, C.L. 2011. Access of heavy metals pollution of sewage irrigation region in Taiyuan, China. *Journal of Agro-Environment Science*. 30: 1553-1560.

Pollution Status of Some Heavy Metals in an Agricultural Land Along Arak-Qom Highway

S. Khaleghi, A. Safadoust¹, and Z. Kolahchi

MSc. Student, Dept. of Soil Science, Faculty of Agriculture, Bu-Ali Sina University, Hamadan;

E-mail: khaleghi93office@gmail.com

Assistant Professor, Dept. of Soil Science, Faculty of Agriculture, Bu-Ali Sina University, Hamadan;

E-mail: safadoust@basu.ac.ir

Assistant Professor, Dept. of Soil Science, Faculty of Agriculture, Bu-Ali Sina University, Hamadan;

E-mail: zkolahchi@basu.ac.ir

Received: August, 2019 and Accepted: November, 2019

Abstract

In this study, the pollution status and horizontal distribution of heavy metals of Ni, Cd, Pb and Zn was investigated along the Arak-Qom highway in an agricultural field under alfalfa. Soil samples from depths of 0-10 and 10-20 cm were collected perpendicular to the road at the distances of 0, 50, 100, 150, 200, 250 and 300 m. The content of the total and available levels of these heavy metals was investigated as a function of distance from the road and soil depth. Results showed that the total and available concentration of heavy metals decreased by increasing distance from the road, indicating that accumulation of heavy metals in top soils was greatly influenced by traffic. Also, organic matter content and pH decreased with distance from the roadway, probably due to the presence of vegetation on the surface and accumulation of organic matter including debris such as paper, plastic and hydrocarbons (garbage out of vehicles). The concentration of measured heavy metals were higher than standard (FAO/WHO) and in layer of 0-10 cm were higher than 10-20 cm. The mean total concentration of heavy metals of Ni (109.60), Cd (47.11), Pb (553.41) and Zn (241.95) all in mg kg⁻¹ followed the order of Pb > Zn > Ni > Cd. In terms of geo-accumulation index and contamination factor for Ni, Cd and Pb, the soil showed high levels of contamination, as the geo-accumulation index for Ni, Cd and Pb were 6.75, 6.71 and 4.21, and the contamination factors were 161.18, 157.02 and 27.67, respectively, which suggests care must be taken to control the level of heavy metals concentration on roadside soils as these soils are often cultivated to produce food crops. High accumulations of heavy metals were usually found on alfalfa and accumulation of the heavy metals was higher in shoot than root. Median values of Ni, Cd, Pb and Zn were 29.44, 15.64, 5.79 and 10.50 mg kg⁻¹ for root and 47.98, 19.77, 7.14 and 13.53 mg kg⁻¹ for shoot, respectively. Results show that it is necessary to have continuous studies on the accumulation of heavy metals and the potential ecological risk assessment to ensure effective protection and management of urban soil and other environmental media.

Keywords: Traffic pollution, Geo-accumulation index, Contamination factor, Alfalfa

¹ Corresponding author: Soil Science Department, Faculty of Agriculture, Bu-Ali Sina University, Hamadan