علوم و تکنولوژی محیط زیست ، دوره شانزدهم، شماره ویژه ۹۳

ارزیابی تاثیر یک نمونه پساب صنعتی بر آلودگی خاک با فلزات سنگین

آزاده نصرآزادانی [۱]

مهران هودجی [۲*]

M_Hoodaji@khuisf.ac.ir

تاریخ دریافت: ۸۸/۳/۱۵ **تاریخ پذیرش:۸۹/۴/۲۹**

چکیده

زمینه و هدف: فعالیت های کشاورزی و به خصوص صنعتی منجر به آزادسازی مقادیر بالایی فلزات سنگین به محیط شده که می‌تواند به عنوان یک خطر جدی برای سلامتی اکوسیستم و انسان مطرح باشد. آلودگی خاک، آب های زیرزمینی، آب های سطحی و هوا با فلزات سمی و خطرناک یک مشکل جدی و جهانی محسوب می‌شود. در رابطه با ارزیابی خطر خاک های آلوده با فلزات سنگین، مشکل اساسی، جذب فلزات به وسیله زنجیره غذایی می‌باشد، بنابراین ارزیابی و کنترل غلظت فلزات سنگین در پساب های صنعتی قبل از تخلیه به محیط های طبیعی از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است. حضور فلزات سنگین مثل نیکل، کروم، مس، کادمیوم، و سرب که غالباً در فاضلاب های صنعتی مشاهده می شوند، حتی در مقادیر و غلظت های پایین، می‌تواند برای موجودات زنده و انسان سمی باشد. امروزه در مکان های زیادی خاک ها با فلزات سنگین آلوده شده‌اند، به گونه‌ای که یکی از مهم ترین مشکلات در مکان های تخلیه پساب های خطرناک هستند.

مواد و روش ها: در این مطالعه به منظور ارزیابی تاثیر یک نمونه پساب صنعتی بر آلودگی خاک با فلزات سنگین، از ۴ نقطه به فاصله ۵۰ متر، در ۴ عمق ۲۵-۰، ۵۰-۲۵، ۷۵-۵۰ و ۱۰۰-۷۵، در طول زهکش خاکی نمونه‌برداری صورت گرفت. نمونه‌های خاک برداشت شده و پس از انتقال به آزمایشگاه، در برابر هوا خشک و به کمک چکش پلاستیکی کوبیده و الک شدند و خصوصیات فیزیکی، شیمیایی و غلظت فلزات سنگین در آن ها اندازه‌گیری شد. هدایت الکتریکی[۳] عصاره اشباع توسط دستگاه هدایت‌سنج در عصاره گل اشباع، بافت به روش هیدرومتر ، درصد آهک خاک به روش تیترومتری و غلظت کل فلزات سنگین به روش هضم با اسید نیتریک تعیین واندازه‌گیری گردید. ظرفیت تبادل کاتیونی[۴] خاک نیز به روش استات سدیم اندازه‌گیری شد. در نهایت آنالیز آماری نتایج این مطالعه با استفاده از نرم‌افزار SAS انجام گردید.

نتایج و بحث: نتایج حاصل از این مطالعه نشان داد که با توجه به استانداردهای ارایه شده برای اراضی کشاورزی و اطراف مناطق صنعتی در مورد غلظت فلزات سنگین و مقایسه نمونه‌های خاک با استانداردهای جهانی، می‌توان خاک منطقه را تنها از نظر فلز نیکل آلوده دانست که این مساله ممکن است به آلودگی پایین پساب مورد مطالعه با فلزات سنگین نسبت داده شود. هم چنین نتایج همبستگی بین عمق خاک و غلظت فلزات سنگین نشان داد که بین این دو عامل همبستگی منفی وجود داشته که این موضوع با حرکت کند فلزات سنگین در لایه‌های خاک به خصوص در خاک های با درصد آهک و pH بالا، قابل توجیه است.

واژه های کلیدی: آلودگی، خاک، پساب صنعتی، فلزات سنگین، نیکل.

۱- کارشناس ارشد خاکشناسی، عضو باشگاه پژوهشگران جوان دانشگاه آزاد اسلامی واحد اصفهان(خوراسگان)

۲- دانشیار گروه خاکشناسی دانشگاه آزاد اسلامی واحداصفهان(خوراسگان)، *(مسوول مکاتبات).

3 - Electrical Conductivity

4 - Cation Exchangeable Capacity

مقدمه

فلزات سنگین از طریق فعالیت های مختلف انسانی مثل صنعت، رها کردن مواد قراضه، دفن زباله، مصرف کودها و حشره کش ها، ذوب فلزات، فعالیت های معدن و فضولات شهری به محیط های طبیعی وارد می شوند(۱، ۲ و ۳). در غلظت های بالا، تمامی فلزات سنگین اثر نامطلوبی بر محیط زیست دارند و به عنوان آلاینده محیطی محسوب می شوند(۴و ۵). آلودگی خاک یکی از اثرات نامطلوب حضور فلزات سنگین در محیط های طبیعی است که به کاهش عملکرد در کشاورزی از طریق کاهش و توقف رشد گیاه و نهایتا به آلودگی زنجیره غذایی منجر می شود(۶). جذب فلزات سنگین از طریق سیستم گیاهی، به عنوان یک راه عمده برای در معرض قرار گرفتن انسان با فلزات سنگین شناخته شده است(۷). افزایش توجه به غلظت فلزات سنگین در طبیعت، احتمالا مربوط به تاثیر سوء و خطر بالای این ترکیبات بر سلامتی انسان می باشد. در مناطق شهری، غلظت این فلزات بالا بوده که درصد خطر این آلاینده‌ها را افزایش می دهد(۸، ۹ و ۱۰).

آبیاری خاک ها و اراضی کشاورزی یکی از راه های ورود آلاینده های فلزی به محیط های طبیعی و به خصوص اراضی کشاورزی است. در آبیاری با پساب باید به تأثیر اجزای معدنی و آلی موجود در آن بر روی خواص شیمیایی و فیزیکی خاک مثل انباشتگی عناصر مختلف از جمله فلزات سنگین، نیتروژن، فسفر و نیز تغییر در مقدار pH و دیگر خواص شیمیایی و نیز برخی خصوصیات فیزیکی مثل نفوذپذیری، هدایت هیدرولیکی و غیره توجه نمود. تجمع فلزات سنگین در خاک یکی از مشکلات اصلی آبیاری با پساب است. برای استفاده مجدد پساب ها در کشاورزی، استانداردهای مختلفی وجود دارد. هدف اصلی و اولیه از استاندارد کردن پساب های شهری، جلوگیری از شیوع عوامل بیماری‌زا است و در پساب های صنعتی هدف، پایین آوردن مقدار عناصر سمی است، زیرا در این گونه پساب ها امکان حضور موجودات زنده کمتر می‌باشد. البته این نکته را باید در نظر داشت که میزان خسارت وارد شده از طریق پساب، به عواملی چون نوع گیاه، بافت خاک و اقلیم منطقه بستگی دارد(۱۱). آلودگی خاک با فلزات سنگین یکی از مشکلات بزرگ جوامع امروزی می‌باشد. فلزات سنگین به طور متناوب در نتیجه فعالیت های صنعتی و توسعه تکنولوژی، در محیط پیرامون افزایش می‌یابند و افزایش این آلاینده‌ها در محیط، یک تهدید بزرگ و جدی برای سلامتی بشر و بهداشت محیط زیست محسوب می‌شود(۱۲).

فعالیت های روزافزون انسان بر روی کره زمین سبب شده است که کارکرد خاک که خود جزئی فراگیر از پیوسته زمین است در مواردی دچار اختلال شود. بدیهی است اگر جمله بالا را تعریف آلودگی خاک بدانیم، آلودگی خاک را یک پدیده نامطلوب می‌انگاریم و باید برای آن مرز مشخصی تعیین نماییم. از دیدگاه جهانی، پس از آب و هوا، پوسته خاک، سومین جزء عمده محیط زیست انسانی تلقی می‌شود. خاک ها و اراضی که تحت تاثیر پساب های صنعتی قرار می‌گیرند و یا با پساب آبیاری می‌شوند، با گذشت زمان با مقادیر بالایی از فلزات سنگین آلوده می‌گردند(۱۳) که نهایتاً با افزایش غلظت عناصر کمیاب در این محیط، دسترسی گیاه به عناصر فوق زیاد شده و عامل بروز مشکلاتی برای تولیدات کشاورزی می‌شوند(۱۳).

مطالعات بسیاری نشان داده است که خاک های مناطق شهری به دنبال فعالیت های بشر مثل ساخت و ساز مصنوعی اختلاط، به هم خوردگی، فشردگی، تخلیه، ترافیک، فعالیت های معادل و صنایع مدرن، توسط مقادیر بالایی از فلزات سنگین آلوده شده‌اند(۱۴و ۱۵).

بررسی غلظت فلزات سنگین در خاک اطراف مناطق صنعتی دارای اهمیت است. شاید آبیاری با پساب تنها عامل تجمع فلزات سنگین در خاک های کشاورزی نباشد، ولی یکی از دلایل مهم تجمع فلز در خاک و نهایتاً محصولات کشاورزی محسوب می‌شود(۱۶). البته عوامل دیگری نظیر pH، مقدار ماده آلی و بافت خاک نیز بر قابلیت استفاده فلزات سنگین تاثیر گذاشته و با اهمیت به شمار می‌آیند. مدت زمان تماس خاک با پساب هم در غلظت فلزات سنگین تجمع یافته، حایز اهمیت است(۱۷). در آزمایشی که در آن خاک های منطقه‌ای از آلمان، با پساب آبیاری شده بود، مشخص شد که پس از مدت ۱۶ و ۲۵ سال آبیاری با پساب، هیچ یک از فلزات سنگین خاک به مرز زیان آور نرسیده است و تنها عناصر نیکل، کادمیوم و روی به مرز زیان‌آور نزدیک شده‌اند.

برای استفاده مجدد پساب ها در کشاورزی، استانداردهای مختلفی وجود دارد. هدف اصلی و اولیه از استاندارد کردن پساب های شهری، جلوگیری از شیوع عوامل بیماری‌زا است و در پساب های صنعتی هدف از استاندارد کردن، پایین آوردن مقدار عناصر سمی است، زیرا در این گونه پساب ها امکان کمتری برای وجود موجودات زنده می‌باشد. البته این نکته را باید در نظر داشت که میزان خسارت وارد شده از طریق پساب به عواملی چون نوع گیاه، بافت خاک و اقلیم منطقه بستگی دارد(۱۱).

از آن جایی که اکثر پساب های صنعتی نهایتاً به آب های سطحی موجود در منطقه تخلیه می‌شوند، بررسی اثرات تخلیه این پساب ها به رودخانه‌ها و خاک ها اهمیت داشته و ضروری به نظر می‌رسد و از طرف دیگر امروزه به دلیل اعمال محدودیت ها و استانداردهای دقیق‌تر در تصفیه و سپس تخلیه پساب ها به محیط های طبیعی، پاکسازی این ترکیبات سخت‌تر و پرهزینه‌تر می‌شود(۱۲). کنترل آلودگی آب مصرفی در بخش های صنعتی، حداقل‌سازی تولید آلودگی های سمی، مثل فلزات سنگین در خاک ها و منابع طبیعی از اهداف اصلی

مطالعات زیست محیطی می‌باشد. هدف از این تحقیق ارزیابی شدت آلودگی خاک، تحت تاثیر تماس با پساب های صنعتی در منطقه ذوب‌آهن اصفهان می‌باشد.

مواد و روش ها

منطقه مورد مطالعه در جنوب غربی اصفهان، بین ′۱۹، °۳۲ تا ′۲۵، °۳۲ عرض شمالی و ′۱۴، °۵۱ تا ′۳۴، °۵۱ طول شرقی واقع شده است. ارتفاع از سطح دریا در بلندترین نقطه، ۱۶۹۲ متر و در پست-ترین نقطه، ۱۶۵۰ متر است. متوسط درجه حرارت سالانه منطقه، C °۱۶/۵ و متوسط بارندگی سالیانه منطقه، ۱۶۹/۱mm می باشد که از پاییز شروع و تا اوایل بهار ادامه دارد. منبع اصلی آب منطقه، رودخانه زاینده‌رود است که از کوه های زاگرس سرچشمه گرفته و از غرب به شرق در طول منطقه مورد مطالعه، جریان دارد. علاوه بر این، چاه های عمیق و نیمه‌عمیق در منطقه حفر و برای آبیاری زمین‌ها و اراضی کشاورزی در سطوح محدود مورد بهره‌برداری قرار می‌گیرد(۱۸).

خاک منطقه در فلات های پست و بلند، دارای تکامل پروفیلی جزیی و معمولاً پوشیده از سنگریزه‌های بیابانی[1] است و بر اساس رده‌بندی آمریکایی جزء گروه های بزرگ Typic Calciorthid طبقه‌بندی می‌شود. خاک تراس بالایی و میانی دارای تکامل پروفیلی بوده و براساس رده‌بندی آمریکایی جزء گروه های بزرگ Typic Camborthid وTypic Calciorthid گروه بندی می‌گردد. خاک تراس های پایینی رودخانه بدون تکامل و یا با تکامل پروفیلی کم است که براساس رده‌بندی آمریکایی جز گروه های بزرگ Typic Torriorthent طبقه‌بندی می‌شود.

پساب حاصل از بخش های مختلف کارخانه تولید آهن، فولاد، شکل-دهی، تمیزکاری و تغییر ابعاد، پس از خروج از کارخانه و یک تصفیه اولیه به داخل استخرهای ذخیره پساب پمپاژ می‌شوند. این استخرها شامل ۵ استخر خاکی فاضلاب غیر سمی(استخر ۵ در دست احداث)، ۶ استخر تبخیری نگهداری پساب های سمی(استخر ۶ در دست احداث) و ۳ استخر خاکی فاضلاب تصفیه شده اماکن(فاضلاب انسانی) می‌باشند. پساب های غیرسمی و سمی به ترتیب از طریق خطوط انتقال C_1 و C_2 و توسط تلمبه خانه مرکزی، به استخرهای ذخیره مخصوص انتقال داده می‌شوند. پساب استخرها پس از عبور از زهکش خاکی وارد کانال اصلی زهکش شده و جهت مصارف کشاورزی پمپاژ می‌شوند.

در این مطالعه، نمونه‌برداری خاک از ۴ نقطه در طول مسیر تماس خاک با پساب و به فاصله ۵۰ متر از یک دیگر انجام شد. از هر نقطه در ترانسکت در طول زهکش، ۴ عمق شامل ۲۵-۰ ، ۵-۲۵ ، ۷۵-۵۰ و ۱۰۰-۷۵ نمونه‌برداری خاک انجام گردید. زهکش اصلی بین حوضچه‌های تخلیه پساب و خاک زراعی اطراف این منطقه قرار دارد. نمونه‌های خاک برداشت شده و پس از انتقال به آزمایشگاه، در برابر هوا خشک و به کمک چکش پلاستیکی کوبیده شدند. نمونه‌های خاک از الک ۲ میلی متری عبور داده شدند و از خاک جمع‌آوری شده از زیر الک برای انجام تجزیه‌های فیزیکی- شیمیایی استفاده گردید. حدود ۲۰۰ الی ۳۰۰ گرم خاک کوبیده از هر نمونه، با آب اشباع شده و پس از حدود ۲۴ ساعت، عصاره آن توسط پمپ و ارلن خلأ، استخراج گردید. سپس هدایت الکریکی عصاره اشباع(ECe) توسط دستگاه هدایت‌سنج مترـ اهم مدل ۶۴۴، تعیین شد. مقدار pH عصاره گل اشباع نیز با استفاده از pHمتر مدل ۲۶۲ اندازه‌گیری گردید. بافت نمونه‌های خاک، به روش هیدرومتر تعیین و درصد آهک خاک به روش تیترومتری اندازه‌گیری شد. در این تحقیق غلظت کل فلزات سنگین به روش هضم با اسید نیتریک اندازه‌گیری گردید. به این صورت که ۱۰میلی‌لیتر اسید نیتریک غلیظ به نمونه اضافه شد و سپس ارلن برای مدت ۲ ساعت روی هیتر در دمای $100^{\circ}C$ قرار گرفت. پس از خارج شدن بخار قهوه‌ای، به محتوای ارلن قطره قطره آب اضافه گردید. سپس نمونه‌ها با استفاده از کاغذ صافی واتمن ۴۲ صاف شده و در بالن ۱۰۰ میلی‌لیتری مستقل، به حجم رسانده شد و با استفاده از دستگاه جذب اتمی مدل پرکین المر مدل ۳۰۳۰ در طول موج مشخص، غلظت هر عنصر اندازه‌گیری گردید. در این تحقیق از روش استات سدیم برای تخمین ظرفیت تبادل کاتیونی خاک استفاده شد. در نهایت غلظت فلزات سنگین در نمونه‌های خاک با استانداردهای جهانی مقایسه ، آنالیز آماری داده‌ها نیز با استفاده از نرم افزار آماری SAS انجام و نتایج آن به صورت جدول ارایه گردید.

بحث و نتیجه‌گیری

خصوصیات فیزیکی و شیمیایی نمونه‌های خاک در منطقه مورد مطالعه در هر نقطه، در جدول ۱ ارایه شده است. متوسط pH نمونه-های خاک، بالای ۸ بوده که این مساله، وجود میزان آهک فراوان در خاک، امکان آبشویی فلزات سنگین به لایه‌های زیرین پروفیل خاک و آب های زیرزمینی را کاهش می‌دهد. وجود مقادیر EC بالای dS/m ۴ در خاک های کشاورزی برای گیاه ایجاد مشکل می کند، زیرا رشد اغلب گیاهان زراعی در چنین خاکی محدود می‌گردد، از طرف دیگر در خاک های با بافت سبک تأثیر شوری بیشتر است که دلیل آن را می‌توان به کم بودن سطوح جذبی کلوییدها و درصد اشباع خاک نسبت داد(۱۹).

1 - Desert Pavement

جدول ۱- میانگین برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی نمونه‌های خاک در منطقه مورد مطالعه

نمونه خاک	بافت	pH	EC(dS/m)	CEC(Cmol/Kg)	CaCO3%
نقطه ۱	لوم شنی	۸/۲۸	۸/۱۶	۸/۱۲	۶۲/۷۵
نقطه ۲	لوم شنی	۸/۲۴	۶/۱۶	۱۲/۵	۶۳
نقطه ۳	لوم شنی	۸/۷۶	۶/۲	۱۲/۳	۵۶
نقطه ۴	لوم شنی	۸/۶۹	۷/۶	۱۱/۸	۵۸/۲۵

خاک می‌تواند به عنوان یک فیلتر طبیعی عمل نموده و با جذب فلزات سنگین از پساب، به استخراج فلزات سنگین کمک کند(۲۰)، ولی با توجه به خصوصیات خاک منطقه، به دلیل بافت سبک و مقادیر CEC پایین، عدم نقش موثر خاک در استخراج فلزات سنگین از پساب مورد انتظار است. بررسی غلظت فلزات سنگین در نمونه‌های خاک، به منظور تعیین شدت تاثیر پساب در ایجاد آلودگی فلزی در خاک، انجام گرفت.

با افزایش غلظت عناصر سنگین در خاک، دسترسی گیاه به این عناصر زیاد شده و عامل بروز مشکلاتی برای تولیدات کشاورزی می‌شود(۲۱)، بنابراین بررسی غلظت فلزات سنگین در خاک اطراف مناطق صنعتی دارای اهمیت است.

لازم به ذکر است که غلظت عناصر را در آب مورد استفاده باید طوری در نظر گرفت که از حد مجاز ورود سالیانه به خاک تجاوز نکند. با توجه به شدت کم آلودگی پساب مورد مطالعه با فلزات سنگین، آلودگی ناچیز خاک در معرض پساب، دور از انتظار نیست. مطالعات بسیاری نشان داده است که خاک های مناطق شهری به دلیل فعالیت های بشر مثل ساخت و ساز مصنوعی،اختلاط، به هم خوردگی، فشردگی، تخلیه، ترافیک، فعالیت های معادن و صنایع مدرن، توسط مقادیر بالایی از فلزات سنگین آلوده شده‌اند(۲۲). برخی بررسی‌ها در این زمینه، در شهرهای قدیمی جهان مثل مسکو در روسیه و کونتستانز در آلمان نشان داده‌اند که مقادیر غیر عادی از فلزات سنگین، ناشی از فعالیت های گذشته بشر و کاربری های مختلف اراضی، در خاک ها تجمع پیدا کرده است(۲۳). جدول ۲، غلظت فلزات سنگین در نمونه‌های خاک منطقه مورد مطالعه را نشان می-دهد.

جدول ۲- غلظت فلزات سنگین در نمونه‌های خاک منطقه مورد مطالعه (mg/Kg)

نمونه خاک	عمق	Cr	Ni	Cu	Fe	Pb	Cd	Zn	Mn
زهکش سمی (نقطه ۱)	۰-۲۵	۵۷	۹۲	۳۰	۲۲۹۵۰	۴۶	۱	۷۴	۵۱۸
	۲۵-۵۰	۵۴	۷۲	۲۶	۲۱۶۵۰	۴۴	۰	۶۷	۴۴۶
	۵۰-۷۵	۵۱	۶۳	۲۴	۲۱۴۵۰	۳۵	۱	۵۷	۳۶۶
	۷۵-۱۰۰	۴۹	۶۱	۲۲	۱۹۹۵۰	۳۴	۰	۵۱	۳۵۳
زهکش سمی (نقطه ۲)	۰-۲۵	۴۶	۶۹	۲۹	۳۰۰۵۰	۴۸	۰	۶۸	۵۷۶
	۲۵-۵۰	۴۳	۶۷	۲۷	۲۷۸۰۰	۴۶	۱	۶۸	۵۹۴
	۵۰-۷۵	۴۳	۶۶	۲۴	۲۱۸۰۰	۴۲	۰	۵۷	۴۱۸
	۷۵-۱۰۰	۴۲	۶۶	۲۳	۲۱۲۵۰	۴۲	۰	۵۴	۳۹۷
زهکش عادی (نقطه ۱)	۰-۲۵	۴۷	۷۸	۲۶	۲۵۶۵۰	۴۱	۱	۶۶	۴۵۰
	۲۵-۵۰	۴۷	۷۶	۲۴	۲۲۱۵۰	۴۱	۱	۶۴	۴۲۹
	۵۰-۷۵	۴۲	۷۵	۲۲	۲۱۰۰۰	۴۱	۱	۶۱	۴۲۸
	۱۰۰-۷۵	۴۲	۷۵	۲۲	۲۱۰۰۰	۴۱	۱	۶۰	۴۲۶
زهکش عادی (نقطه ۱)	۰-۲۵	۴۲	۱۲۱	۳۶	۳۶۳۵۰	۳۶	۱	۸۴	۵۸۱
	۲۵-۵۰	۴۲	۱۰۵	۳۰	۳۴۵۵۰	۳۴	۰	۷۹	۵۷۲
	۵۰-۷۵	۴۲	۹۳	۲۵	۲۶۰۵۰	۳۴	۰	۶۷	۴۲۷
	۷۵-۱۰۰	۳۵	۸۱	۲۲	۲۳۵۰۰	۳۰	۱	۶۰	۳۹۸

با توجه به استانداردهای ارایه شده برای اراضی کشاورزی و اطراف مناطق صنعتی و مقایسه مقادیر فلزات مورد بررسی در این نمونه‌های خاک، می‌توان خاک منطقه را تنها از نظر فلز نیکل آلوده دانست. غلظت استاندارد تعیین شده در مورد فلز نیکل برای اراضی کشاورزی و اراضی اطراف مناطق صنعتی، ۵۰ mg/Kg در نظر گرفته شده است(۲۴). مقدار نیکل در محلول خاک طبیعی که در واقع فاز فعال بخش مایع خاک می‌باشد و کلیه فعل و انفعالات شیمیایی خاک ها در این قسمت انجام می‌شود، ۲ mg/kg (اسید استیک ۰/۵ نرمال) در عصاره اشباع ۲۰μg/l است. شکل شیمیایی این عنصر در آب Ni^{2+} ، $NiCO_3$ می‌باشد. محلول خاک به مقدار آب موجود در خاک گفته می‌شود که عناصر مورد نیاز گیاه از این بخش تامین می گردد. در واقع منبع عناصر موجود و آزاد شده از خاک برای تامین گیاه، در این بخش خاک است. محلول خاک در واقع بخش فعال خاک است که تمامی واکنش های شیمیایی درون خاک در این جزء اتفاق می‌افتد.

نیکل برای گیاهان و حیوانات عنصری ضروری محسوب می‌شود. در طی دهه‌های گذشته، نیکل به عنوان یک عنصر سمی به حساب می-آمده است، ولی اخیراً به عنوان یک عنصر ضروری برای گیاهان مورد توجه قرار گرفته است. به هر حال این عنصر در غلظت های بالا می-تواند سمی باشد. اضافه کردن آهک به خاک یکی از راه های کاهش قابلیت استفاده از نیکل است. مقدار کل نیکل در خاک ۵ تا ۵۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم متغیر است. نیکل مازاد در خاک معمولاً در اثر فعالیت‌های انسان به وجود می‌آید. غلظت این فلز تحت تاثیر سوخت های فسیلی، استخراج معادن، پالایشگاه ها و سوختن مواد زاید، اعضاء مصنوعی حاوی نیکل، پساب های آلوده و داروها و مواد حاصل از دیالیز خون، افزایش یافته است.

نتایج همبستگی خصوصیات خاک و غلظت فلزات سنگین در خاک زهکش مجاور، برای چهار منطقه نمونه‌برداری شده، به ترتیب در جداول ۳ تا ۶ ارایه گردیده است.

جدول ۳- نتایج همبستگی خصوصیات و غلظت فلزات سنگین در خاک مجاور زهکش سمی۱

Metal	pH	Depht	EC	CaCO3	CEC
Cr	۰/۸۷۸۳۱ ۰/۱۲۱۷	-۰/۹۹۵۹۱ ۰/۰۰۴۱	۰/۹۰۷۲۶ ۰/۰۹۲۷	۰/۹۶۹۸۶ ۰/۰۳۰۱	۰/۸۰۹۵۲ ۰/۱۹۰۵
Ni	۰/۹۵۰۷۱ ۰/۰۴۹۳	-۰/۹۲۹۵۸ ۰/۰۷۰۴	۰/۸۱۵۱۴ ۰/۱۸۴۹	۰/۹۸۳۰۹ ۰/۰۱۶۹	۰/۹۴۱۲۴ ۰/۰۵۸۸
Cu	۰/۸۸۵۷۱ ۰/۱۱۴۳	-۰/۹۸۲۷۱ ۰/۰۱۷۳	۰/۸۴۵۱۵ ۰/۱۵۴۸	۰/۹۶۸۳۳ ۰/۰۳۱۷	۰/۸۷۸۳۱ ۰/۱۲۱۷
Fe	۰/۷۲۲۷۰ ۰/۲۷۷۳	-۰/۹۶۶۵۵ ۰/۰۳۳۵	۰/۷۵۱۷۵ ۰/۲۴۸۳	۰/۸۶۴۱۴ ۰/۱۳۵۹	۰/۷۸۶۶۶ ۰/۲۱۳۳
Pb	۰/۸۸۳۴۹ ۰/۱۱۶۵	-۰/۹۴۷۶۳ ۰/۰۵۲۴	۰/۹۸۸۸۵ ۰/۱۱۱۱	۰/۹۵۱۲۴ ۰/۰۴۸۸	۰/۶۷۹۶۶ ۰/۳۲۰۳
Cd	۰/۱۶۹۰۳ ۰/۸۳۱۰	-۰/۴۴۷۲۱ ۰/۵۵۲۸	۰/۰۰۰ ۱/۰۰۰۰	۰/۳۰۱۵۱ ۰/۶۹۸۵	۰/۵۷۷۳۵ ۰/۴۲۲۶
Zn	۰/۸۶۲۲۵ ۰/۱۳۷۸	-۰/۹۹۵۷۰ ۰/۰۰۴۳	۰/۹۳۰۰۴ ۰/۰۷۰۰	۰/۹۶۰۲۲ ۰/۰۳۹۸	۰/۷۶۴۷۶ ۰/۲۳۵۲
Mn	۰/۹۴۵۰۹ ۰/۰۵۴۹	-۰/۹۶۶۸۹ ۰/۰۳۳۱	۰/۹۲۱۲۲ ۰/۰۷۸۸	۰/۹۹۶۵۲ ۰/۰۰۳۵	۰/۸۴۴۴۷ ۰/۱۵۵۵

جدول ۴- نتایج همبستگی خصوصیات و غلظت فلزات سنگین در خاک مجاور زهکش سمی۲

Metal	pH	Depht	EC	$CaCO_3$	CEC
Cr	۰/۶۶۶۶۷ ۰/۳۳۳۳	-۰/۸۹۴۴۳ ۰/۱۰۵۶	۰/۶۶۶۶۷ ۰/۳۳۳۳	۰/۶۸۰۴۱ ۰/۳۱۹۶	۰/۹۴۲۸۱ ۰/۰۵۷۲
Ni	۰/۸۱۶۵۰ ۰/۱۸۳۵	-۰/۹۱۲۸۷ ۰/۰۸۷۱	۰/۸۱۶۵۰ ۰/۱۸۳۵	۰/۶۶۶۶۷ ۰/۳۳۳۳	۰/۸۶۶۰۳ ۰/۱۳۴۰
Cu	۰/۹۴۳۴۶ ۰/۰۵۶۵	-۰/۹۸۴۵۰ ۰/۰۱۵۵	۰/۹۴۳۴۶ ۰/۰۵۶۵	۰/۸۵۵۹۲ ۰/۱۴۴۱	۰/۸۸۹۵۰ ۰/۱۱۰۵
Fe	۰/۹۷۶۳۷ ۰/۰۲۳۶	-۰/۹۵۵۹۰ ۰/۰۴۴۱	۰/۹۷۶۳۷ ۰/۱۲۳۶	۰/۸۲۶۸۳ ۰/۱۷۳۲	۰/۸۲۱۰۱ ۰/۱۷۹۰
Pb	۰/۰۳۷۷ ۰/۹۶۲۲۵	-۰/۹۴۶۷۳ ۰/۰۵۳۳	۰/۰۳۷۷ ۰/۹۶۲۲۵	۰/۷۸۵۶۷ ۰/۲۱۴۳	۰/۸۱۶۵۰ ۰/۱۸۳۵
Cd	۰/۵۷۷۳۵ ۰/۴۲۲۶	-۰/۲۵۸۲۰ ۰/۷۴۱۸	۰/۵۷۷۳۵ ۰/۴۲۲۶	۰/۴۷۱۴۰ ۰/۵۲۸۶	۰/۰۰۰۰۰ ۱/۰۰۰۰
Zn	۰/۹۸۵۹۰ ۰/۰۱۴۱	-۰/۹۳۴۷۳ ۰/۰۶۵۳	۰/۹۸۵۹۰ ۰/۱۱۴۱	۰/۹۰۱۵۹ ۰/۰۹۸۴	۰/۷۸۰۸۰ ۰/۲۱۹۲
Mn	۰/۹۹۳۹۸ ۰/۰۰۶۰	-۰/۸۹۲۸۰ ۰/۱۰۷۲	۰/۹۹۳۹۸ ۰/۱۱۶۰	۰/۸۵۹۵۹ ۰/۱۴۰۴	۰/۷۰۸۷۹ ۰/۲۹۱۲

جدول ۵- نتایج همبستگی خصوصیات و غلظت فلزات سنگین در خاک مجاور زهکش عادی ۱

Metal	pH	Depht	EC	$CaCO_3$	CEC
Cr	۱/۰۰۰۰۰ <۰/۰۰۰۱	-۰/۸۹۴۴۳ ۰/۱۰۵۶	۰/۸۹۴۴۳ ۰/۱۰۵۶	. .	۱/۰۰۰۰۰ <۰/۰۰۰۱
Ni	۰/۸۱۶۵۰ ۰/۱۸۳۵	-۰/۹۱۲۸۷ ۰/۰۸۷۱	۰/۹۱۲۸۷ ۰/۰۸۷۱	. .	۰/۸۱۶۵۰ ۰/۱۸۳۵
Cu	۰/۹۰۴۵۳ ۰/۰۹۵۵	-۰/۹۴۳۸۸ ۰/۰۵۶۱	۰/۹۴۳۸۸ ۰/۰۵۶۱	. .	۰/۹۰۴۵۳ ۰/۰۹۵۵
Fe	۰/۷۶۰۶۶ ۰/۲۳۹۳	-۰/۸۸۵۶۳ ۰/۱۱۴۴	۰/۸۸۵۶۳ ۰/۱۱۴۴	. .	۰/۷۶۰۶۶ ۰/۲۳۹۳
Pb	. .	. .	. .	. .	. .
Cd	. .	. .	. .	. .	. .

Zn	۰/۹۴۳۴۶ ۰/۰۵۶۵	-۰/۹۸۴۵۰ ۰/۰۱۵۵	۰/۹۸۴۵۰ ۰/۰۱۵۵	. .	۰/۹۴۳۴۶ ۰/۰۵۶۵
Mn	۰/۶۴۲۲۹ ۰/۳۵۷۷	-۰/۸۳۸۷۵ ۰/۱۶۱۳	۰/۸۳۸۷۵ ۰/۱۶۱۳	. .	۰/۶۴۲۲۹ ۰/۳۵۷۷

جدول ۶- نتایج همبستگی خصوصیات و غلظت فلزات سنگین در خاک مجاور زهکش عادی ۲

Metal	pH	Depht	EC	$CaCO_3$	CEC
Cr	۰/۰۰۰۰۰ ۱/۰۰۰۰	-۰/۷۷۴۶۰ ۰/۲۲۵۴	۰/۳۳۳۳۳ ۰/۶۶۶۷	۱/۰۰۰۰۰ <۰/۰۰۰۱	۰/۸۱۶۵۰ ۰/۱۸۳۵
Ni	۰/۳۸۲۲۵ ۰/۶۱۷۷	-۰/۹۹۷۲۶ ۰/۰۰۲۷	۰/۸۱۹۲۹ ۰/۱۸۰۷	۰/۷۴۱۲۶ ۰/۲۵۸۷	۰/۹۵۵۶۴ ۰/۰۴۴۴
Cu	۰/۳۹۹۵۶ ۰/۶۰۰۴	-۰/۹۸۹۷۵ ۰/۰۱۰۳	۰/۸۴۲۷۸ ۰/۱۵۷۲	۰/۶۷۹۶۶ ۰/۳۲۰۳	۰/۹۳۲۳۰ ۰/۰۶۷۷
Fe	۰/۱۱۶۷۶ ۰/۸۸۳۲	-۰/۹۶۵۱۳ ۰/۰۳۴۹	۰/۶۶۰۷۳ ۰/۳۳۹۳	۰/۷۰۰۴۵ ۰/۲۹۹۵	۰/۸۳۳۵۵ ۰/۱۶۶۵
Pb	۰/۳۲۴۴۴ ۰/۶۷۵۶	-۰/۹۲۳۳۸ ۰/۰۷۶۶	۰/۶۶۲۲۷ ۰/۳۳۷۷	۰/۹۲۷۱۷ ۰/۰۷۲۸	۰/۹۷۳۳۳ ۰/۰۲۶۷
Cd	۰/۷۰۷۱۱ ۰/۲۹۲۹	۰/۰۰۰۰۰ ۱/۰۰۰۰	۰/۵۷۷۳۵ ۰/۴۲۲۶	-۰/۵۷۷۳۵ ۰/۴۲۲۶	۰/۰۰۰۰۰ ۱/۰۰۰۰
Zn	۰/۱۸۶۰۸ ۰/۸۱۳۹	-۰/۹۸۸۵۸ ۰/۰۱۱۴	۰/۶۹۸۹۰ ۰/۳۰۱۱	۰/۷۵۹۶۷ ۰/۲۴۰۳	۰/۸۹۳۱۹ ۰/۱۰۶۸
Mn	۰/۰۳۸۴۸ ۰/۹۶۱۵	-۰/۹۳۸۲۳ ۰/۰۶۱۸	۰/۶۰۳۸۸ ۰/۳۹۶۱	۰/۶۷۳۶۹ ۰/۳۲۶۳	۰/۷۸۲۳۵ ۰/۲۱۷۶

در نمونه‌های خاک بررسی شده، همان طور که نتایج بررسی همبستگی در جداول ۳ تا ۶ نشان می‌دهند، بین افزایش عمق خاک و غلظت فلزات سنگین همبستگی منفی مشاهده شده که این مساله به تحرک پایین فلزات سنگین در خاک و تجمع بیشتر این فلزات در لایه‌های سطحی مربوط می‌باشد.

از نظر pH، ثابت شده که با افزایش این پارامتر در خاک، حلالیت و حرکت کادمیوم در خاک کاهش می‌یابد. مقدار آهن موجود در محلول خاک نیز تحت تأثیر pH خاک است و با افزایش pH خاک، مقدار این عنصر و در نتیجه تحرک آن در خاک کاهش می‌یابد(۲۵) و در واقع کمبود این عنصر بیشتر در خاک های قلیایی رخ می‌دهد.

فلز مس در خاک غیر متحرک بوده، پراکندگی آن در پروفیل خاک نسبتاً یکنواخت است(۲۵). سرب کم تحرک‌ترین فلز سنگین در خاک است و بنابراین عدم تحرک آن در لایه‌های خاک نیز قابل توجیه است. قابلیت استفاده از این عنصر نیز مثل کادمیوم و آهن، با افزایش pH خاک کاهش می‌یابد(۲۵). این رفتار سرب در برابر شرایط قلیایی خاک باعث شده که از افزودن آهک به خاک، به عنوان یکی از راه های کاهش قابلیت دسترسی گیاه به سرب موجود در خاک، استفاده کرد(۲۶).

در مورد فلز روی باید اشاره کرد که این عنصر اساساً در لایه های سطحی خاک ها تجمع می‌یابد و همبستگی منفی غلظت این عنصر با عمق خاک، مربوط به pH خاک و تحرک کم این عنصر در شرایط قلیایی می‌باشد. فعالیت روی در محلول خاک در شرایط تعادل به ازای هر واحد افزایش pH، ۱۰۰ برابر کاهش می‌یابد. اثرات سمی روی را می‌توان با آهک‌دهی و بالا بردن pH خاک تا حدود ۶ به میزان زیادی کاهش داد. آهک‌دهی یک روش تثبیت فلزات سنگین مثل روی و نیکل در خاک های اسیدی است که از طریق افزایش مکان های باندی فلز روی، این تثبیت را انجام می‌دهد(۲۵).

در مورد منگنز نیز شرایط مانند سایر فلزات سنگین است و حلالیت آن وابسته به pH و شرایط اکسیداسیون و احیاء می باشد. با کاهش pH خاک قابلیت استفاده از این عنصر افزایش می‌یابد. قابلیت استفاده از منگنز با کاهش دما و افزایش مواد آلی خاک کم می شود. سمیت منگنز بیشتر در خاک های اسیدی و درشرایط بی‌هوازی رخ می-دهد(۲۵).

مقدار کروم در محلول خاک ۱۰mg/L در گل اشباع است. شکل شیمیایی این عنصر در آب CrO_4^{2-} و $Cr(OH)_3$ می باشد. حلالیت هر دو شکل کروم شدیداً تحت تأثیر pH بوده و کمترین حلالیت در pH بین ۵/۵ تا ۸ رخ می‌دهد (۲۵). به طور کلی کاربرد عناصر سنگین در سطوحی بیش از نیاز گیاه، نهایتاً خاک را آلوده و نابارور ساخته و یا محصولات تولید شده را به صورت غیرقابل استفاده در می‌آورد. به همین دلیل مقادیر بحرانی و حدود سمیت فلزات سنگین در فاضلاب، جهت تخلیه به اراضی کشاورزی، در بسیاری از کشورها بررسی شده است(۲۷).

نتایج نشان دادند که بین غلظت فلزات سنگین در نمونه‌های خاک و عامل شوری، هم چنین بین درصد آهک و غلظت فلزات سنگین، رابطه مثبت ولی غیرمعنی‌داری وجود دارد. بین ظرفیت تبادلی کاتیونی خاک و غلظت فلزات سنگین نیز رابطه‌ای مثبت ولی غیرمعنی‌داری مشاهده شد که این مساله را می‌توان به شدت پایین آلودگی خاک با فلزات سنگین نسبت داد. فلزات سنگین قابلیت تجمع در خاک را داشته و در بسیاری مواقع حذف کامل آن ها از خاک میسر نبوده و به همین دلیل حضور آن ها در آب و خاک و متعاقبا در گیاه، مطلوب نخواهد بود (۲۸). مطالعه درباره فلزات سنگین بیانگر آن است که مناطق وسیعی در جوار شهرها و معادن و یا جاده‌های اصلی به طور غیرعادی دارای غلظت بالایی از این عناصر هستند(۲۹).

خاک ها و اراضی که تحت تاثیر پساب های صنعتی قرار می‌گیرند و یا با پساب آبیاری می‌شوند، با گذشت زمان با مقادیر بالایی از فلزات سنگین آلوده می‌گردند(۱۳).این خاک به عنوان محیط فعالیت ریشه، منبع اولیه عناصر کمیاب موجود در گیاه است و نهایتاً با افزایش غلظت عناصر کمیاب در این محیط، دسترسی گیاه به این عناصر زیاد شده و عامل بروز مشکلاتی برای تولیدات کشاورزی می‌شوند(۳۰، ۳۱ و ۳۲).

در آزمایشی که در آن خاک های منطقه‌ای از آلمان با پساب آبیاری شده بود، مشخص شد که پس از مدت ۱۶و ۲۵ سال آبیاری با پساب، هیچ یک از فلزات سنگین خاک به مرز زیان آور نرسیده است و تنها عناصر نیکل، کادمیوم و روی به مرز زیان‌آور نزدیک شده‌اند.

رابر و همکاران(۲۰۰۰) اثبات کردند که فرآیندهای ابتدایی صنعتی، باعث تجمع Cu و Pb در خاک های سطحی گردیده است(۲۳). بنابراین به دلیل شدت بالای آلودگی خاک های شهری توسط فرایندهای صنعتی، لازم و ضروری است که کیفیت خاک با استانداردهای محیط، ارزیابی شده و نیز پتانسیل خطر خاک های آلوده در انتقال آلاینده‌ها به زنجیره غذایی در بخش کشاورزی نیز مورد تحقیق و بررسی خاص قرار گیرد(۳۳ و ۳۴). آبشویی و رواناب حاصل از خاک های آلوده با فلزات سنگین، به طور بالقوه آب های سطحی و زیر زمینی را تحت تاثیر این آلاینده‌ها قرار داده و به انتشار این آلودگی‌ها در مسافت های طولانی کمک می‌کنند(۳۵).

همان طور که نتایج جدول ۱ نشان می‌دهد، این نمونه‌های خاک درصد آهک و pH بالایی دارند که منجر به تثبیت و عدم تحرک فلزات سنگین در آن ها می‌گردد. در واقع شرایط قلیایی خاک مانع از حرکت فلزات سنگین در طول پروفیل خاک می‌شود. تحرک و قابلیت جذب فلزات سنگین در خاک یک فرآیند پیچیده است که به ترکیب پارامترهای فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی خاک بستگی دارد(۳۶ و ۳۷).

به این ترتیب بررسی نمونه‌های خاک منطقه مورد مطالعه نشان داد که این خاک ها از نظر میزان عامل شوری، درصد بالای آهک و غلظت بالای فلز کروم دارای محدودیت و مشکل می‌باشند. عدم تحرک فلزات سنگین در لایه‌های مختلف خاک، در اینجا کاملا مشهود است که این مساله علاوه بر رفتار طبیعی فلزات سنگین و تحرک‌پذیری کم این فلزات در خاک، به خصوصیات خاک منطقه مورد مطالعه، شامل درصد آهک بالا و نیز pH بالا نسبت داده می‌شود.

تجمع فلزات سنگین در خاک یکی از این مشکلات در خاک ها است. برحسب نوع پساب و نیز خاک و یا تصفیه شدن پساب، گزارش های

مختلفی در مورد تجمع عناصر سنگین در خاک ارایه شده است(۳۸ و ۳۹) و البته زمان در معرض قرار گرفتن خاک به وسیله پساب، در غلظت فلز سنگین تجمع یافته، حایز اهمیت می باشد و بین این دو فاکتور رابطه خطی وجود دارد(۱۷).

همان گونه که قبلا نیز اشاره شد، فلزات سنگین به طور گسترده‌ای در بخش های مختلف طبیعت مثل آب، هوا و خاک رها شده‌اند که برخی از این فلزات مثل جیوه، کادمیوم، سرب، ارسنیک و کروم در غلظت های پایین هم باعث آلودگی و آسیب شدید به محیط زیست می شوند(۴۰).

مدیریت صحیح در قبال کیفیت پساب علاوه بر مرزهای استاندارد، به ویژگی‌های آب، اقلیم، خاک و گیاه نیز توجه می‌کند، زیرا یک استاندارد به تنهایی قادر نیست کلیه رده‌بندی‌های مختلف را بیان نماید و تنها یک چهارچوب کلی را مشخص می‌کند.

افزایش جهانی جنبه‌های مختلف آلودگی فلزات سنگین، تلاش‌های انسان را برای کنترل، تخلیه و انهدام پسماندها و تجدید و احیاء اراضی آلوده شده، بیشتر نموده است . با توجه به توسعه روزافزون صنایع مختلف و لزوم مصرف آب در آن ها که منجر به آلودگی منابع آبی مصرفی و نیز محیط های دریافت کننده این آب ها می‌گردد، کنترل غلظت این آلاینده‌های خطرناک در پساب های آلوده، به خصوص در مناطقی که با کمبود آب مواجه بوده و یا آب ها لزوما به منابع آبی محیطی مثل رودخانه‌ها، تخلیه می شوند، به منظور نیل به توسعه پایدار از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است و باید به آن توجه شود.

منابع

1. Yadav, S.K., Juwarkar, A.A., Kumar, G.P., Thawale, P.R., Singh, S.K., Chakrabarti, T. 2009. Bioaccumulation and phyto-translocation of arsenic, chromium and zinc by Jatropha curcas L.: impact of dairy sludge and biofertilizer. Bioresour. Technol. 100 (20), 4616–4622.
2. Amato, F., M. Pandolfi, M. Viana, X. Querol, A. Alastuey, T. Moreno. 2009. Spatial and chemical -patterns of PM10 in road dust deposited in urban environment, Atmospheric Environment 43.1650–1659.
3. Yang, P., R. Mao, H. Shao, Y. Gao. 2009. The spatial variability of heavy metal distribution the suburban farmland of Taihang Piedmont Plain, China, C. R. Biologies 332 . 558–566.
4. Chehregani, A., Malayeri, B., Golmohammadi, R. 2005. Effect of heavy metals on the developmental stages of ovules and embryonic sac in Euphorbia cheirandenia. Pak. J. Biol. Sci. 8. 622–625.
5. Nedelkoska, T.V., Doran, P.M. 2000. Characteristics of heavy metal uptake by plant species with potential for phytoremediation and phytomining. Miner. Eng. 13, 549–561.
6. Friesl, W., Friedl, J., Platzer, K., Horak, O., Gerzabek, M.H. 2006. Remediation of contaminated agricultural soils near a former Pb/Zn smelter in Austria: batch, pot and field experiments. Environ. Pollut. 144, 40–50.
7. Liu, W.X., L.F. Shen, J.W. Liu, Y.W. Wang, S.R. Li. 2007. Uptake of toxic heavy metals by rice (Oryza sativa L.) cultivated in the agricultural soils near Zhengzhou City, People's Republic of China, Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 79. 209–213.
8. Poggio, L., B. Vīščaj, E. Hepperle, R. Schulin, F.A. Marsan. 2008. Introducing a method of human health risk evaluation for planning and soil quality management of heavy metal-polluted soils—an example from Grugliasco (Italy), Landscape and Urban Planning 88. 64–72.
9. Marjorie, C., H. Aeliona, T. Davisa, S. McDermottb, A.B. Lawsonc. 2008. Metal concentrations in rural topsoil in South Carolina: potential for human health impact, Science of the Total Environment 402.149–156.
10. Lim, H., J. Lee, H. Chon, M. Sager. 2008. Heavy metal contamination and health risk assessment in the vicinity of the abandoned Songcheon Au–Ag mine in Korea, Journal of Geochemical Exploration 96. 223–230.
11. Ayers, R. S and D. W. Wastcot. 1985. Water quality for agriculture. Rev, 1. FAO Rome.
12. Bambang, V and K. Jae-Duck. 2007. Super critical oxidation for the destruction of toxic organic wastewater. Areview. Journal of Environmental Sciences, 19. pp: 513-522.
13. Lucho-Constantino, CA., M. Alvarez-suarez., R. I. Beltran-Hernandez., F. Prieto-Garcia and H. M. Poggi-varaldo, 2005. A multivariate analysis of the

accumulation and fraction of major and trace elements in Agricultural soils in Hidalgo state, Mexico irrigated with raw wastewater. Environment International, 31. pp: 313-323.

14. Li X. D., C. N. Poon and P. S. Liu . 2001. Heavy Metal contamination of urban soils and street dusts in Hong kong. Appl Geochem, 16. pp: 1361-1368.
15. Lu y. Z., T. Gong. G. L. Zhang and W. Burghadt. 2003. Concentration and chemical speciation of Cu, Zn, Pb and Cr of urban soils in Nanjing, China. Geoderma, 115. pp: 101-111.
16. Bie, X., X. Feng., Y. Yang., G. Qiu., G. Li., F. Li., Z. Fu and Z. Jin, 2006. Environmental contamination of heavy metals from Zinc smeltingareas in Hezyang County, Western Guizhou, China. Environment International, 32. pp: 883-890.
17. Khan, S., Q. Cao., B. Chen and Y. G. Zhu, 2006. Humic acids increase the phytoavailabilitu of Cd and Pb to wheat plants cultivated infreshly spiked, contaminated soil. JOURNAL OF Soils Sediments, 6. PP: 236-242.

۱۸. حاجوی، ع و ا. صادقی. ۱۳۵۳ . مطالعات خاکشناسی و طبقه‌بندی اراضی تفصیلی منطقه اویشان استان اصفهان. نشریه شماره ۳۹۶ وزارت کشاورزی . مؤسسه خاکشناسی و حاصلخیزی خاک. ص: ۷۱.

19. Koopmans, G. F., W. J. Chardon., P. A. I. Elbert., A. A. Suurs., O. Oenema and W. H. V. Riemsdihk, 2004. Phosphorous availability for plant uptake in a phosphorous enriched noncalcareous sandy. J. Environment. Qual, 33.pp: 965-975.

۲۰. عابدی م. ج. و نجفی. پ. ۱۳۸۰. استفاده از فاضلاب تصفیه شده در کشاورزی. انتشارات کمیته ملی آبیاری و زهکشی ایران. چاپ اول.

21. Chen Y., C. Wang and Z. Wang. 2005. Residues and source indentification of persistent organic pollutants in farmland soils irrigated by effluents from biological treatment plants, Envirinmental International, 31. pp: 778-783.
22. Wingenfelder U., B. Nowak., G. Furrer and R. Schulin. 2005. Adsorbtion of Pb and Cd by amine-modified zeolite. Water Res, 39. pp: 3287-3297.
23. Rober R., D. Bibby., W. Burghardt and M. Bahamani. 2000. Some feautures of the soil of old constance. In: Burghardt, E and C. Domauf, (editors). Proceedings of 1 st international conference on soils of urban, Industrial, traffic and mining Areas. The unknown urban soils detection, resource and facessvol l.Germany: Essen. pp. 21-26.
24. EPB, 2004. Land Application of Municipal Sewage Sludge. Environmental protection Branch.
25. Pais I. J and B. Jones . 1997 . The handbook of trace elements. Publishing by: st. Lucie Press Boca Raton Florida.
26. Tsadilas CD, Matsi T, Barbayiannis N, Dimoyiannis D. 2000. Influence of sewage Sludge application on soil properties and on the distribution and availability of heavy metals fraction. Commun Soil Sci Plant Anal;26: 2603-2619.
27. Wang C. X. Hu. M. L. Chen and Y. H. Wu. 2005. Total concentrations and fractions of Cd , Cr , Pb , Cu , Ni and Zn in sewage sludge from municipal and industrial wastewater treatment plants. Journal of Hazardous Material , B119. pp: 245-249.

۲۸. وحیده‌دستجردی، م. ۱۳۷۵. بررسی تجمع برخی از فلزات سنگین در محصولات کشاورزی آبیاری شده با پساب و غیر پساب. پایان‌نامه کارشناسی ارشد. دانشکده علوم پزشکی دانشگاه اصفهان.

29. Merian E. 1991. Metals and their compounds in the environment. Occurrence analysis and biological relevance. VHC. Weinheim. Germany.
30. Singh K. P. D. Mohan. S. Sinha and R. Dalwani. 2004. Impact assessment of treated/untreated wastewater toxicant discharged by sewage treatment plants on health, agricultural and environmental quality in wastewater disposal area. Chemosphere, 55. pp: 227-255.
31. Liu W. H. J. Z. Zhao. Z. Y. Ouyang. L. Soderlund and G. H. Liu. 2005. Impacts of sewage irrigation on heavy metals distribution and contamination in Beijing,

ChinaEnvironment International, 31. pp: 805-812.

32. Sharma R. K. M. Agrawal and F. Marshal. 2007. Heavy metal contamination of soil and vegetables in suburban areas of Varanasi, India. Ecotoxicology and Environment Safety, doi: 10.1016/j. ecoenv. 2005. pp: 11-7.
33. Rattan R. K., S. P. Datta., P. K. Chhonkar., K. Surubabu and A. K. Singh. 2005. Long-term impact of irrigationwith sewage effluents on heavy metal content in soils, crops and groundwater-a case study. Agriculture. Ecosystem and Environment, 109. pp: 310-322.
34. Scheyer J and C. A. Wettstein. 2003. Minimizing soil risk from contaminated urban gardens and school sites. Proceedings of SUITMA (soil of urban industrial, traffic and mining Areas conference, Nancy, France, July 9-11. pp: 239-240.
35. Komecki T. D., G. O. Brown., B. Allred and N. Basta. 1998. Cationic surfactant feasibility for use in removal of lead from soil, Environ. Geosci, 5. pp: 29-38.
36. Panuccio, M.R., Sorgonà, A., Rizzo, M., Cacco, G., 2009. Cadmium adsorption on vermiculite, zeolite and pumice: batch experimental studies. J. Environ. Manage. 90 (1), 364–374.
37. Peijnenburg, W.J. G.M., Jager, T. 2003. Monitoring approaches to assess bioaccessibility and bioavailability of metals: matrix issues. Ecotoxicol. Environ. Saf. 56 (1), 63–77.
38. Ikeda M. Z. W. Zhang. S. Shimbo. T. Watanabe. H. Nakatsuka. C. S. Moon. N. Matsuda-inoguchi and K. Higashikawa. 2000. Urban population exposure to lead and cadmium in east and south-east Asia. Scienceof the Total Environment, 249. pp: 373-384.
39. Rothenberg S. E. X. Du. Y. G. Zhu and J. A. Jay. 2007. The impact of sewage irrigation on the uptake of Mercury in corn plants(Zea mays) from suburban Beijing. Environment Pollution, doi: 10.1016/j. envpol. 2007.01.005.
40. Manyin Zhanga,b,c, Lijuan Cuib,c , Lianxi Shenga, Yifei Wangb,c. 2009. Distribution and enrichment of heavy metals among sediments, water body and plants in Hengshuihu Wetland. .ecological engineering 3 5 (2 0 0 9) 563–569.