پژوهش‌های محیط‌زیست، سال ۸، شماره ۱۵، بهار و تابستان ۱۳۹۶، از صفحه ۱۶۵ تا ۱۷۸

ارزیابی آلودگی خاک‌های منطقه افیولیتی رباط‌سفید (خراسان رضوی)

سمیرا شمشیری[۱]، محمد حسین محمودی قرائی*[۲]، پروانه ابریشم چی[۳]

۱ دانشجوی کارشناسی ارشد زمین‌شناسی محیط‌زیست، گروه زمین‌شناسی، دانشکده علوم، دانشگاه فردوسی مشهد

۲ دانشیار، گروه زمین‌شناسی، دانشکده علوم، دانشگاه فردوسی مشهد

۳ دانشیار، گروه زیست‌شناسی، دانشکده علوم، دانشگاه فردوسی مشهد

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۵/۰۱/۲۵؛ تاریخ تصویب: ۱۳۹۶/۰۴/۲۶)

چکیده

در این مطالعه خاک‌های سرپنتینی در منطقه افیولیتی رباط‌سفید واقع در ۶۰ کیلومتری جنوب مشهد از نظر آلودگی فلزات سنگین مورد ارزیابی قرار گرفتند. پارامترهای مهم فیزیکوشیمیایی از قبیل بافت خاک، EC، pH، درصد ماده آلی و کربنات‌کلسیم معادل خاک تعیین شدند. غلظت کل عناصر Zn Cr, Ni, Co, Mn, و همچنین غلظت این عناصر در فازهای مختلف خاک از طریق استخراج ترتیبی (روش تسیر) و با استفاده از روش جذب اتمی (AAS) اندازه‌گیری شد. خاک‌های منطقه سبک (لوم ماسه‌ای، لوم سیلتی و لوم) و قلیایی ضعیف ارزیابی شدند. غلظت این عناصر در خاک‌های منطقه بالاتر از مقادیر ارایه شده توسط EPA برای خاک‌های طبیعی است. ارزیابی آلودگی خاک با شاخص زمین‌انباشت (Igeo) و فاکتور غنی‌شدگی (EF)، نشان‌دهنده رده‌های متفاوتی از آلودگی و غنی‌شدگی در خاک‌های منطقه است. شاخص ارزیابی پتانسیل بوم‌شناختی (RI)نیز در مقایسه با ماده مرجع خاک‌های طبیعی درجه خطر بوم‌شناختیبالا را نشان داد. همچنین شاخص بار آلودگی (LPI) بالاتر از یک به دست آمد و خاک‌ها آلوده ارزیابی شدند. همبستگی بالا و معنی‌دار عناصر Cr، Ni و Co با مقادیر ماسه در خاک حاکی از آن است که این عناصر در کانی‌های سنگین مانند کرومیت در حد اندازه ماسه حضور دارند. با توجه به فاکتور تحرک (Mf) و مقادیر کد ارزیابی خطر (RAC)، عناصر Ni, Co و Mn در رده خطر کم تا متوسط قرار دارند. از بین عناصر مطالعه شده فقط Mn و Ni پتانسیل آلایندگی محیط‌زیستی در منطقه دارند.

کلید واژه‌ها: فلزات سنگین، آلودگی خاک، استخراج ترتیبی، سرپانتین، افیولیت

*نویسنده مسئول: Email:mhmgharaie@um.ac.ir

سرآغاز

تعیین منشا فلزات سنگین در خاک از نظر محیط‌زیستی[۱] حایز اهمیت است. فلزات سنگین از مهم‌ترین آلاینده‌ها بوده و به دلیل پتانسیل ایجاد سمیت، تجزیه‌ناپذیری، آثار تجمعی و سرطان‌زایی، یک مشکل محیط‌زیستی مهم به شمار می‌روند (Mico et al., 2006; Ghrefat & Yusuf, 2006). این عناصر پس از ورود به بدن موجود زنده، در بافت‌های آن ذخیره شده و می‌توانند در طول زنجیره غذایی، در اعضای بالاتر هرم جمعیتی به مقادیر بسیار بیشتری تجمع یابند. به علاوه، آنها می‌توانند جایگزین املاح و مواد معدنی مورد نیاز بدن جانداران شده و از این طریق، موجب تضعیف سیستم ایمنی آنها شوند (Taheri et al., 2016).

جنس سنگ بستر خاک در ایجاد آلودگی‌های محیط‌زیستی (زمین‌زاد)[۲] نقشی اساسی دارد. هوازدگی و فرسایش مواد پوسته‌ای منشا عمده ورود این فلزات به محیط‌زیست (بیش از ۸۰ درصد) است. در واقع تمرکز فلزات در خاک بسته به نوع سنگ مادر، کانی‌سازی و شرایط تشکیل خاک در مناطق مختلف، متفاوت است. سرپنتین‌ها و خاک‌های سرپنتینی که با کمپلکس‌های افیولیتی همراه هستند تقریبا ۱ درصد از سطح در معرض کره زمین را می‌پوشانند (Coleman, 1977). خاک‌های حاصل از هوازدگی سنگ‌های اولترامافیک و عمدتا سرپنتین‌های افیولیتی در مقایسه با خاک‌های غیرسرپنتینی، به طور مشخصی دارای کانی سنگین کرومیت بیشتر (Mange & Wright, 2007; Rabenhorst et al., 1982) و دربردارنده تمرکز زیاد کروم تا میزان mg/kg ۲۰۰ هستند. همچنین عناصر دیگری مانند نیکل و کبالت در این خاک‌ها از تمرکز بالا برخوردارند (محمودی میمند و همکاران، ۱۳۸۵؛ Oze et al., 2004). بنابراین، می‌توان افیولیت‌ها را به عنوان یکی از مهم‌ترین آلاینده‌های طبیعی نام برد. در ایران به دلیل وجود مناطق افیولیتی متعدد، پتانسیل آلایندگی محیط‌زیستی نیز وجود دارد که خود لزوم توجه به آسیب‌های ناشی از عناصر آلاینده را ضروری می‌نماید. ارزیابی محیط‌زیستی را می‌توان از طریق مقایسه مقادیر عناصر آلاینده در خاک با استانداردهای تعریف شده انجام داد (Salmine & Tarvainen, 1997). هدف از این مطالعه بررسی ویژگی‌های فیزیکوژئوشیمیایی خاک و ارزیابی محیط‌زیستی عناصر آلاینده Cr, Ni, Co, Mn, Zn در خاک‌های منطقه رباط سفید است.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

موقعیت جغرافیایی و زمین‌شناسی منطقه رباط سفید

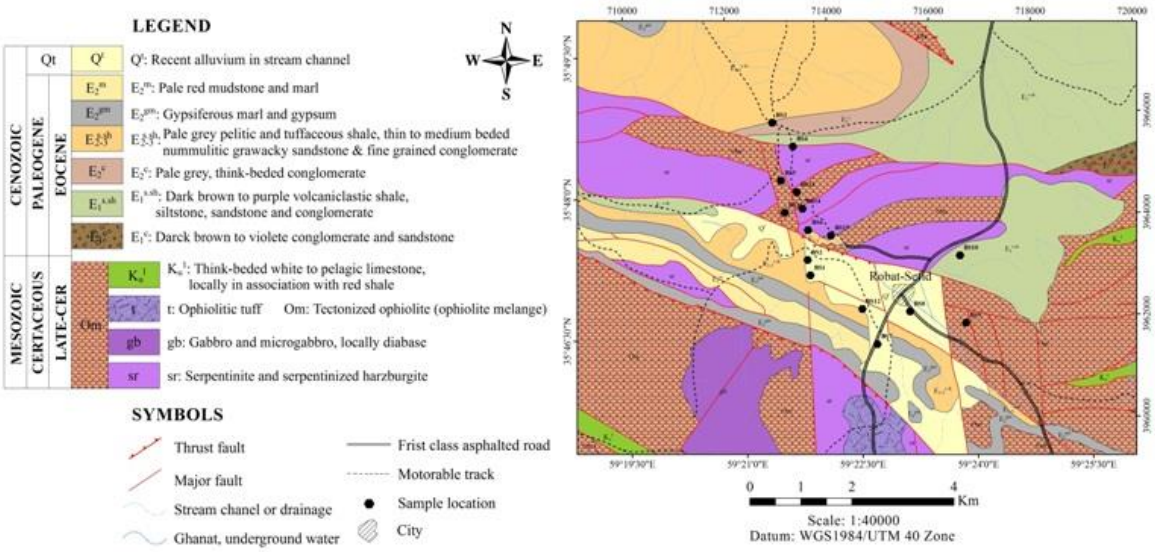
منطقه رباط‌سفید در ۷۶ کیلومتری جنوب شرق مشهد قرار دارد. این منطقه در نقشه‌ی ۱:۱۰۰۰۰۰ زمین‌شناسی تربت حیدریه در محدوده ۵۹ درجه و ۳۰ دقیقه طول شرقی و ۳۵ درجه و ۳۰ دقیقه عرض شمالی واقع شده است. در شکل (۱) موقعیت جغرافیایی و راه‌های دسترسی به منطقه نشان داده شده است.

بر اساس نقشه زمین‌شناسی رباط سفید شکل (۱) زمین ریخت‌شناسی منطقه، حاصل الگوی چین‌خوردگی و گسلش در واحدهای سنگی است. مهم‌ترین آلتراسیون موجود در منطقه سرپنتینیتی شدن است که به‌طور عمده سرپنتین‌ها در نتیجه تجزیه کانی‌های الیوین و پیروکسن (اورتوپیروکسن و به احتمال زیاد برونزیت) ایجاد شده‌اند. همچنین دگرسانی پریدوتیت‌ها از نوع هارزبورژیت و یا دگرسانی سنگ‌های دونیتی سبب تشکیل سرپنتنیت‌ها شده است (کریم‌پور و سعادت، ۱۳۸۵). ترکیب کانی‌شناسی سنگ‌های منطقه شامل سرپنتین (لیزاردیت)، کرومیت، مگنتیت، تالک، منیزیت و کلریت است (چمانه‌فر و همکاران، ۱۳۹۰). منطقه افیولیتی و به‌شدت سرپنتینیتی شده رباط سفید دارای پتانسیل معدنی بالا از نظر برخی عناصر مانند کروم و نیکل نیز می‌باشد (کریم‌پور و سعادت، ۱۳۸۵).

روش پژوهش

به‌منظور بررسی منشا و میزان آلودگی خاک‌های منطقه رباط سفید به عناصر کروم (Cr)، کبالت (Co)، نیکل (Ni) و منگنز (Mn) تعداد ۱۵ نمونه خاک از عمق ۱۰تا۲۰ سانتی‌متری نقاط مختلف جمع‌آوری شد. موقعیت جغرافیایی نمونه‌ها بر روی نقشه نشان داده شده و در جدول (۱) آورده شده است. نمونه‌های خاک در دمای اتاق خشک و سپس توزین شدند.

دانه‌بندی خاک‌ها با استفاده از روش الک تر و پیپت (Deshpande & Telang, 1950) انجام و برای تعیین بافت خاک از نرم‌افزار TAL[۳] استفاده شد. pH خاک‌ها در عصاره آن با نسبت ۱ به ۲/۵ (پاولس و همکاران، ۱۳۸۵) اندازه‌گیری شد. اندازه‌گیری EC با استفاده از EC متر در عصاره‌های با نسبت یک به پنج (He et al., 2012) تعیین شد. تعیین ماده آلی (OM)[۴] با استفاده از روش والکلی و بلک[۵] و مقدار کربنات



شکل (۱): موقعیت جغرافیائی و محل برداشت نمونه‌ها بر روی نقشه زمین‌شناسی ۱:۱۰۰۰۰۰ منطقه مورد مطالعه

جدول (۱): نتایج پارامترهای فیزیکوشیمیایی خاک شامل pH، EC، OM, CCE و درصد رس، سیلت، ماسه و بافت خاک

SID	X	Y	pH 1/2.5	Ec (µs/cm)	OM %	Carbonate (CCE %)	Sand (w%)	Silt (w%)	Clay (w %)	Texture
BS1	۳۵°۴۷´۸/۴″	۵۹°۲۱´۵۱/۸″	۷/۶	۲۵۷۰	۱/۴	۲۲/۷۵	۲۷/۴۲	۵۱/۳۳	۲۱/۲۵	silt loam
BS2	۳۵°۴۷´۱۸/۲″	۵۹°۲۱´۴۹/۹″	۷/۶	۴۰۲	۲/۲	۱۳/۵	۱۹/۷۶	۵۷/۷۹	۲۲/۴۵	silt loam
BS3	۳۵°۴۸´۴۶/۲″	۵۹°۲۱´۲۴/۷″	۸/۳	۳۴۸	۰/۹۱	۲۱/۵	۴۲/۹۴	۴۳	۱۴/۰۶	Loam
BS4	۳۵°۴۸´۳۰/۷″	۵۹°۲۱´۴۰/۵″	۸/۸	۱۵۰/۲	۱/۰۲	۲۵	۵۵/۶۲	۳۴/۱۲	۱۰/۲۶	sandy loam
BS5	۳۵°۴۸´۹/۲″	۵۹°۲۱´۳۰/۵″	۸/۷	۱۸۱	۰/۳۲	۱۸/۲۵	۵/۰۶	۷۵/۶۸	۱۹/۲۶	silt loam
BS6	۳۵°۴۷´۳۷/۳″	۵۹°۲۱´۵۰/۸″	۷/۸	۸۰۲	۰/۹۹	۲۰/۲۵	۶۰/۳۲	۲۸/۳۴	۱۱/۳۴	sandy loam
BS7	۳۵°۴۶´۲۳/۶″	۵۹°۲۲´۴۲/۸″	۷/۹	۲۵۱	۱/۳۶	۲۶/۷۵	۵۱/۶۶	۳۸/۹۹	۹/۵۳	Loam
BS8	۳۵°۴۶´۴۳/۹″	۵۹°۲۳´۸/۹″	۷/۷	۲۴۳	۱/۷۶	۲۲/۷۵	۴۳/۰۳	۳۸/۸۲	۱۳/۱۵	Loam
BS9	۳۵°۴۶´۳۵/۸″	۵۹°۲۳´۵۲/۳″	۷/۹	۱۳۷	۰/۶۴	۱۹	۱۱/۱۸	۵۹/۶۳	۲۹/۱۹	silty clay loam
BS10	۳۵°۴۷´۱۸/۹″	۵۹°۲۳´۴۹″	۸	۲۳۵	۰/۴۶	۲۴/۵	۷۶/۷۱	۱۶/۴۷	۶/۸۲	sandy loam
BS11	۳۵⁰۴۷′۴۸/۸″	۵۹°۲۱′ ۳۳/۱″	۹	۶۴۴	۱/۸۷	۱۱	۵۳/۳۹	۳۷/۹۱	۸/۷	sandy loam
BS12	۳۵⁰۴۶′۴۶/۲″	۵۹°۲۲′ ۳۱/۸″	۸	۲۰۳	۱/۰۷	۱۷/۷۵	۴۹/۲	۳۹/۷۸	۱۱	Loam
BS13	۳۵⁰ ۴۸′ ۱/۶″	۵۹⁰۲۱′ ۴۲/۸″	۸/۷	۶۴۹	۰/۳۵	۶	۵۰/۹۴	۴۶/۵۳	۲/۵۳	sandy loam
BS14	۳۵⁰۴۷′ ۵۰/۹″	۵۹⁰۲۱′ ۴۶/۹″	۹/۲	۱۱۶	۱/۱۴	۱۹/۵	۶۱/۵۷	۲۹/۴۱	۹	sandy loam
BS15	۳۵⁰۴۷′ ۳۳/۵″	۵۹⁰ ۲۲′ ۶/۸″	۸	۱۴۶	۰/۸۵	۲۵/۷۵	۳۵/۷۲	۵۰/۰۵	۱۴/۲۳	silt loam
Min			۷/۶	۱۱۶	۰/۳۲	۶	۵/۰۶	۱۶/۴۷	۲/۵۳	
Max			۹/۲	۲۵۷۰	۲/۲	۲۶/۷۵	۷۶/۷۱	۷۵/۶۸	۲۹/۱۹	
Mean			۸/۲	۴۷۱/۸	۱/۱	۱۹/۶۲	۴۳/۳۰	۴۳/۱۹	۱۳/۵۲	
±SD			۰/۵۳	۶۱۸/۵	۰/۵۵	۵/۸۷	۱۹/۸۸	۱۴/۵۱	۶/۸۹	

کلسیم معادل (CCE)[۶] از طریق تیتراسیون و خنثی‌سازی توسط اسید کلریدریک (پاولس و همکاران، ۱۳۸۵) انجام شد. اندازه‌گیری فلزات سنگین در دو مرحله الف) هضم کامل و ب) استخراج ترتیبی صورت گرفت. اندازه‌گیری غلظت کل فلزات

سنگین، پس از هضم کامل اسیدی در محیط اسیدی قوی شامل HCl, HNO_3, HF، محلول به‌دست آمده از کاغذ واتمن عبور عصاره‌گیری متوالی (SSE)[۸] جهت بررسی غلظت عناصر مورد مطالعه در فازهای مختلف خاک با استفاده از روش تسیر و همکاران (Tessier et al., 1979) انجام شد. در جدول (۲) مراحل مختلف استخراج ترتیبی عناصر و حلال‌های شیمیایی به کار رفته در هر مرحله نشان داده شده است. در این مطالعه استخراج ترتیبی بر روی ۱۰ نمونه خاک از منطقه رباط سفید انجام شد. نمونه‌های الک شده ابتدا توسط هاون سیلیسی پودر شده و سپس مورد واکنش با حلال‌های شیمیایی مختلف قرار گرفتند. در روش استخراج ترتیبی تسیر و همکاران (Tessier et al., 1979) با اضافه کردن متوالی اسیدها یا حلال‌های شیمیایی در مراحل مختلف پنج‌گانه ابتدا فازهای ناپایدارتر با پیوندهای ضعیف مانند جز تبادل‌پذیر و در نهایت جز باقی‌مانده مورد واکنش قرار می‌گیرند. در هر مرحله پس از تاثیر حلال با خاک، داده شده و به‌وسیله دستگاه جذب اتمی (AAS)[۷] در آزمایشگاه گروه زمین‌شناسی دانشگاه فردوسی مورد آنالیز قرار گرفت. نمونه سانتریفوژ شده و محلول به‌دست آمده حاوی فلز استخراج شده و سپس نمونه باقی‌مانده از مرحله قبل با حلال مربوط به مرحله بعد واکنش داده می‌شود. آنالیز محلول‌های به‌دست آمده از هر مرحله با استفاده از دستگاه (AAS) در آزمایشگاه ژئوشیمی دانشگاه فردوسی مشهد انجام شد. ارزیابی خاک‌ها توسط شاخص زمین‌انباشتگی (Igeo)[۹]، فاکتور غنی‌شدگی (EF)[۱۰]، شاخص پتانسیل خطر اکولوژیکی (RI)[۱۱]، شاخص بار آلودگی (PLI)[۱۲] و کد ارزیابی ریسک (RAC)[۱۳] انجام شد. پس از بررسی نرمال بودن توزیع داده‌ها با استفاده از روش کولموگروف– اسمیرنوف و روش نموداری و در نظر گرفتن حجم نمونه (n=15)، از ضریب همبستگی اسپیرمن برای تعیین ارتباط بین پارامترهای فیزیکوشیمیایی استفاده شد.

جدول (۲): شرایط آزمایشگاهی و واکنش‌گرهای مورد نیاز روش (Tessier et al., 1979) **بر روی ۱ گرم نمونه**

مرحله	فاز(جز)	واکنشگر	شرایط آزمایشگاهی
۱	تبادل پذیر	8ml 1M $MgCl_2$(pH 7)	۱ ساعت در دمای ۲۵ ºC
۲	متصل به کربنات	8ml 1M NaOAC(pH 5 with acetic acid)	۵ ساعت در دمای ۲۵ ºC
۳	متصل به اکسیدهای آهن و منگنز	20ml of $NH_2OH.HCl$. 0.04 M in 25%v/v HOAc (pH 2)	۶ ساعت در دمای ۹۶ ºC
۴	متصل به ماده آلی	3ml 0.02M HNO_3/5 ml of 30% m/v H_2O_2	۲ ساعت در دمای ۸۵ ºC
		+3ml of 30% m/v H_2O_2	۳ ساعت در دمای ۸۵ ºC
		+5ml of 3.2 M NH_4OAC	۳۰ دقیقه در دمای ۲۵ ºC
۵	متصل به فاز باقیمانده	10ml HF+2ml $HCLO_4$	روی حمام شن تا نزدیک خشک شدن
		10ml HF+1ml $HCLO_4$	حمام شن تا نزدیک خشک شدن
		1ml $HCLO_4$	حمام شن تا ظاهر شدن پودر سفید
		HCL 12N	حل شدن و حجم رساندن با آب مقطر

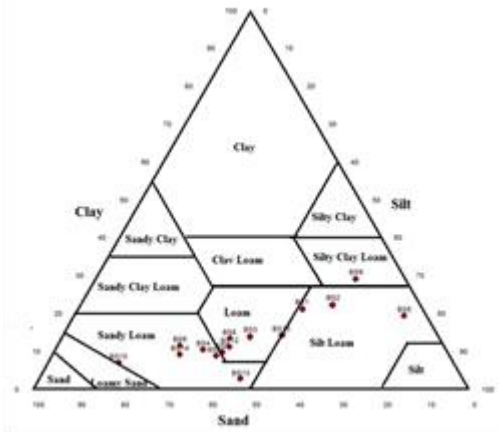
یافته‌ها

پارامترهای ژئوشیمیایی نمونه‌های خاک منطقه، شامل pH، EC، درصد موادآلی و کربنات به روش‌های ذکر شده در بالا تعیین شده و در جدول (۱) ارایه شده‌اند. مقدار pH از ۷/۶ تا ۹/۲۰ با میانگین ۸/۲۱ متغیر بود. بر اساس مقادیرpH نمونه‌ها جز خاک‌های قلیایی ضعیف قرار دارند. مقدار EC و CCE نیز به ترتیب از ۱۱۶ تا ۲۵۷۰ با میانگین ۴۷۱/۸۱ میکروزیمنس بر سانتیمتر و از ۰/۳۲ تا ۲/۲۰ با میانگین ۱/۰۹ درصد متغیر بود. بافت خاک که بر اساس نسبت ذرات ماسه، رس و سیلت تعیین می‌شود، یکی از خصوصیات مهم و ثابت خاک است که بر روی سایر خواص خاک مانند مقدار نفوذپذیری، مقدار کربنات و همچنین میزان غنی‌شدگی از عناصر فلزی تاثیر می‌گذارد. تعیین بافت نمونه‌های خاک توسط روش‌های معرفی شده در بخش قبلی تعیین و در جدول (۱) ارایه شد. نمونه‌های خاک بر روی نمودار بافت پلات شده است (شکل ۲). همان‌طور که در نمودار مشخص شده است بافت خاک در ۶ نمونه sandy loam، در ۴ نمونه silt loam، در ۴ نمونه loam و در ۱ نمونه silty clay loam و به‌طورکلی نسبتا سبک تعیین شد (جدول ۱). غلظت کل

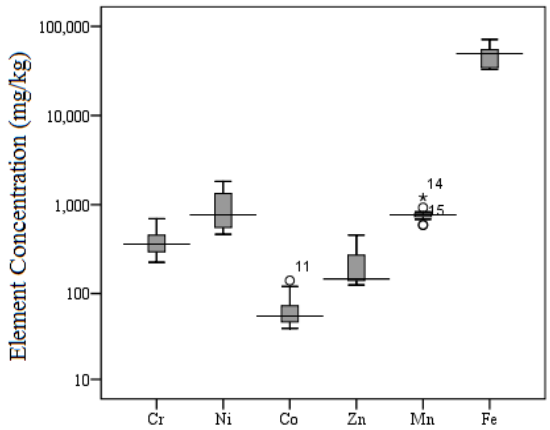
(انحراف از معیار±میانگین، حداکثر–حداقل) عناصر Mn ,Co ,Ni ,Cr و Zn به‌ترتیب (۱۵۵/۶۸±۳۹۶، ۶۹۵–۲۲۵)، (۴۴۹/۹۸±۹۲۹/۶۷، ۱۸۲۵–۴۶۵)، (۳۰/۴۸±۱۴۰، ۶۶–۴۰)، (۱۴۴/۸۳±۷۸۰/۶۷، ۱۲۱۰–۵۹۰) و (۱۰۰/۵۷±۲۰۶/۳۳، ۴۵۵–۱۲۵) به دست آمد جدول (۳) و شکل (۳). غلظت این عناصر در خاک‌های منطقه بالاتر از مقادیر ارایه شده توسط EPA برای خاک‌های طبیعی است.

جدول (۳): غلظت عناصر در خاک‌های منطقه رباط سفید و مقایسه با میانگین غلظت در شیل و خاک‌های طبیعی جهان (واحدها برحسب (mg/kg)

SID	Cr	Ni	Co	Zn	Mn	Fe
BS1	۳۳۵	۶۴۰	۵۰	۲۴۰	۷۶۵	۴۹۲۱۵
BS2	۳۳۵	۵۶۵	۴۰	۱۴۵	۷۳۰	۳۶۰۷۵
BS3	۳۹۰	۷۶۵	۵۰	۱۲۵	۷۸۵	۴۸۳۴۰
BS4	۳۶۵	۸۰۵	۵۵	۱۳۵	۷۹۰	۷۱۴۵۰
BS5	۳۶۰	۷۶۵	۵۵	۳۱۰	۹۲۵	۵۹۲۶۵
BS6	۵۳۰	۱۲۵۵	۷۵	۱۴۵	۷۸۰	۳۳۰۳۰
BS7	۳۶۰	۸۴۵	۵۵	۱۶۵	۷۳۵	۳۳۹۳۵
BS8	۲۲۵	۵۳۰	۴۵	۱۴۰	۶۸۵	۵۵۳۲۵
BS9	۲۴۰	۴۶۵	۴۰	۱۴۵	۷۵۵	۳۴۶۳۵
BS10	۶۱۰	۱۴۱۵	۷۰	۱۳۰	۷۷۵	۶۷۰۵۰
BS11	۳۴۰	۱۸۲۵	۱۴۰	۴۵۵	۷۶۰	۵۴۳۷۵
BS12	۲۶۰	۵۴۵	۵۰	۱۷۵	۵۹۰	۵۳۵۶۵
BS13	۶۶۵	۱۵۰۵	۱۰۰	۳۴۰	۸۳۰	۳۲۷۱۰
BS14	۶۹۵	۱۵۲۵	۱۲۰	۳۰۵	۱۲۱۰	۵۳۵۶۵
BS15	۲۳۰	۴۹۵	۴۵	۱۴۰	۵۹۵	۳۲۷۱۰
Min	۲۲۵	۴۶۵	۴۰	۱۲۵	۵۹۰	۳۲۷۱۰
Max	۶۹۵	۱۸۲۵	۱۴۰	۴۵۵	۱۲۱۰	۷۱۴۵۰
Mean	۳۹۶	۹۲۹/۶۷	۶۶	۲۰۶/۳۳	۷۸۰/۶۷	۴۷۶۸۳
±SD	۱۵۵/۶۸	۴۴۹/۹۸	۳۰/۴۸	۱۰۰/۵۷	۱۴۴/۸۳	۱۳۱۱۰/۳۷
میانگین شیل جهانی	۹۰	۶۸	۱۹	۹۵	۸۵۰	۴۷۲۰۰
میانگین در خاک‌های طبیعی (U.S.EPA, 1983;*T.Shacklette and G.Boerngen, 1984)	۱۰۰	۴۰	۸	۵۰	۶۰۰	*۳۸۰۰۰



شکل (۲): نمودار تعیین بافت خاک منطقه رباط سفید



شکل (۳): نمودار جعبه‌ای عناصر مورد بررسی در خاک‌های مورد مطالعه

بحث و نتیجه‌گیری

در صورتی که تمرکز عناصر فلزی به‌طور قابل توجهی بالاتر از میانگین طبیعی آن باشد، بررسی اثر آلایندگی و سمیت آن‌ها در خاک ضروری می‌باشد (USEPA, 1983) که در این رابطه می‌توان از شاخص‌های مختلف از قبیل فاکتور غنی‌شدگی و شاخص زمین انباشت استفاده نمود.

ارزیابی آلودگی خاک با استفاده از فاکتور غنی‌شدگی (EF)

فاکتور غنی‌شدگی که جهت ارزیابی آلودگی خاک و رسوبات استفاده می‌شود توسط Buat-Menard & Chesselet در سال ۱۹۷۹ معرفی شد (Nikolaidis et al., 2010) و از طریق **رابطه** (۱) محاسبه می‌شود:

$$EF= (Cn/Cref)/(Bn/Bref) \quad (۱)$$

که در آن Cn غلظت عنصر مورد نظر در نمونه؛ Cref غلظت عنصر مرجع در نمونه و Bn غلظت عنصر مورد نظر در زمینه و Bref غلظت عنصر مرجع در زمینه است. عنصر مرجع می‌تواند Fe یا Al باشد که در بسیاری از مطالعات از عنصر آهن به‌عنوان عنصر مرجع استفاده شده است (Loska et al., 2003; Zhang et al., 2009; Ghrefat & Yusuf, 2006). در این مطالعه نیز از عنصر Fe به عنوان عنصر مرجع استفاده شد. بر اساس فاکتور غنی‌شدگی، خاک‌های مورد مطالعه از نظر آلودگی به پنج رده تقسیم می‌شوند. مقادیر کمتر از ۲ غنی‌شدگی بسیار ضعیف (minimal enrichment)، ۲ تا ۵ غنی‌شدگی متوسط (moderate enrichment)، ۵ تا ۲۰ غنی‌شدگی قابل توجه (significant enrichment)، ۲۰ تا ۴۰ غنی‌شدگی شدید (very highly enriched) و بیشتر از ۴۰ غنی‌شدگی بسیار شدید(extremely highly enriched) را نشان می‌دهد (Nikolaidis et al., 2010; Sutherland, 2000; Loska et al., 2003). محاسبه این ضریب، به تعیین منشا طبیعی یا بشرزاد آلودگی‌ها نیز کمک می‌نماید (Adamo et al., 2005). فاکتور غنی‌شدگی برای عناصر حاصل از آنالیز نمونه‌های خاک با استفاده از غلظت میانگین عناصر در شیل و خاک‌های طبیعی محاسبه شد جدول (۳ و ۴).

میانگین فاکتور غنی‌شدگی براساس محاسبه نسبت به ماده زمینه شیل، نشان می‌دهد که Cr در رده غنی‌شدگی متوسط، Ni در رده غنی‌شدگی قابل توجه، Co در رده غنی‌شدگی متوسط تا قابل توجه، Mn در رده غنی‌شدگی بسیار ضعیف و Zn در رده غنی‌شدگی متوسط قرار دارند (شکل ۴ الف). همچنین محاسبه میانگین فاکتور غنی‌شدگی براساس خاک‌های طبیعی، نشان می‌دهد که Cr و Zn در رده غنی‌شدگی متوسط، Ni و Co در رده غنی‌شدگی قابل توجه و Mn در رده غنی‌شدگی بسیار ضعیف قرار دارند (شکل ۴ الف). لازم به توضیح است که با توجه به مقادیر متفاوت عناصر در دو ماده مرجع مختلف، نتایج به‌دست آمده قدری متفاوت خواهد بود. با این وجود در این مطالعه از هر دو ماده مرجع به کار رفته در متون علمی استفاده می‌شود تا مقایسه‌ای در این رابطه نیز صورت پذیرد. بدیهی است که انتخاب ماده و عنصر مرجع در محاسبه و ارزیابی فاکتور غنی‌شدگی اهمیت زیادی دارد.

جدول (۴): فاکتور غنی‌شدگی براساس مقادیر حداقل، حداکثر و میانگین غلظت عناصر در نمونه‌های خاک محدوده مطالعاتی

		Cr	Ni	Co	Mn	Zn
Shale	Min	۳/۶۰	۹/۸۷	۳/۰۴	۱/۰۰	۱/۸۹
	Max	۵/۱۰	۱۷/۷۳	۴/۸۷	۰/۹۴	۳/۱۶
	Mean	۴/۳۵	۱۳/۵۳	۳/۴۴	۰/۹۰	۲/۱۴
Natural soils	Min	۲/۶۱	۱۳/۵۱	۵/۸۱	۱/۱۴	۲/۹۰
	Max	۳/۶۹	۲۴/۲۷	۹/۳۱	۱/۰۷	۴/۸۱
	Mean	۳/۱۵	۱۸/۵۲	۶/۵۷	۱/۰۴	۳/۲۹

ارزیابی آلودگی خاک با استفاده از شاخص زمین‌انباشت (I_{geo})

شاخص زمین‌انباشت توسط Muller در سال ۱۹۶۹ برای ارزیابی آلودگی خاک معرفی شد. این شاخص با استفاده از معادله (۲) محاسبه می‌شود.

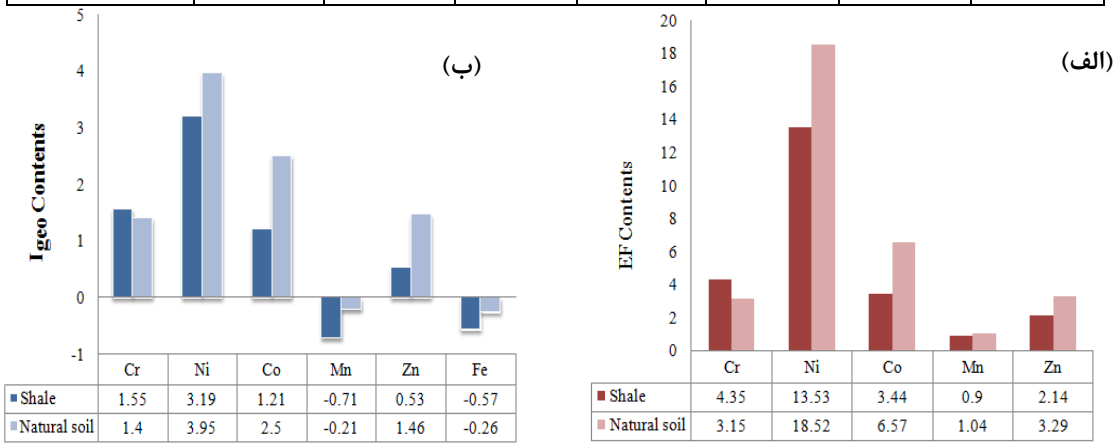
$$I_{geo}=\log_2(Cn/1.5Bn) \quad \text{معادله (۲)}$$

که در آن I_{geo} شاخص زمین‌انباشت عنصر مورد نظر، Cn غلظت عنصر مورد نظر در نمونه‌ی خاک و Bn غلظت عنصر مورد نظر در زمینه و ضریب ۱/۵ نیز برای تصحیح لیتولوژی اعمال می‌شود (Muller, 1969). بر اساس شاخص زمین‌انباشت خاک‌ها از نظر

آلودگی به هفت رده تقسیم می‌شوند جدول (۵). شاخص زمین‌انباشت برای عناصر حاصل از آنالیز نمونه‌های خاک با استفاده از غلظت میانگین عناصر در شیل و خاک‌های طبیعی جدول (۳) محاسبه شده و نتایج آن در جدول (۶) نشان داده شده است. محاسبه میانگین شاخص زمین‌انباشت براساس ماده زمینه شیل، در نمونه‌های مورد مطالعه نشان می‌دهد که Cr کمی آلوده، Ni در رده خیلی آلوده، Co در رده کمی آلوده، Mn در رده غیرآلوده، Zn در رده غیرآلوده تا کمی آلوده و Fe در رده غیرآلوده قرار دارد شکل (۴ ب). همچنین میانگین شاخص زمین‌انباشت براساس محاسبه نسبت به ماده زمینه خاک طبیعی، در نمونه‌های مورد مطالعه نشان می‌دهد که Cr کمی آلوده، Ni در رده خیلی آلوده، Co در رده کمی آلوده تا خیلی آلوده، Mn در رده غیرآلوده، Zn در رده کمی آلوده و Fe در رده غیرآلوده قرار دارد شکل (۴ ب).

جدول (۵): طبقه‌بندی خاک بر اساس شاخص زمین‌انباشتگی (Muller, 1969)

		Cr	Ni	Co	Mn	Zn	Fe
Shale	Min	۰/۷	۲/۱	۰/۴	−۱/۱۱	−۰/۱۹	−۱/۱۱
	Max	۲/۳	۴/۱	۲/۳	−۰/۰۸	۱/۶۷	۰/۰۱
	Mean	۱/۵	۳/۱	۱/۲	−۰/۷۱	۰/۵۳	−۰/۵۷
Natural soil	Min	۰/۵	۲/۹	۱/۷	−۰/۶۰	۰/۷۳	−۸/۰
	Max	۲/۲	۴/۹	۳/۵	۰/۴۲	۲/۶۰	۰/۳۳
	Mean	۱/۴	۳/۹	۲/۵	−۰/۲۱	۱/۴۶	−۰/۲۶



شکل (۴): نمودار میله‌ای مربوط به EF (الف) و Igeo (ب) در نمونه‌های خاک منطقه مورد مطالعه

جدول (۶): شاخص زمین‌انباشت نمونه‌های خاک محدوده مطالعاتی

درجه آلودگی	شاخص زمین انباشتگی
غیرآلوده	۰<
غیرآلوده تا کمی آلوده	۰−۱
کمی آلوده	۱−۲
کمی آلوده تا خیلی آلوده	۲−۳
خیلی آلوده	۳−۴
خیلی آلوده تا شدیدا آلوده	۴−۵
شدیدا آلوده	۵>

شاخص پتانسیل خطر بوم‌شناختی (RI)

شاخص ارزیابی پتانسیل بوم‌شناختی (RI) برای ارزیابی درجه فلزات سنگین توسط Hakanson (1980) معرفی شد. که معادلات برای محاسبه RI به شرح زیر (معادله ۳) است:

معادله (۳)

$$RI = \sum_{i=1}^{n} E_i = \sum_{i=1}^{n} T_i C_f^i = \sum_{i=1}^{n} T_i \frac{C_s^i}{C_b^i}$$

که در آن Ei[۱۴] فاکتور پتانسیل خطر بوم‌شناختی، Ti فاکتور پاسخ سمیت فلز[۱۵] است. مقدار Ti برای Cr=۲، Ni=Co=۵ و

Zn=۱ است. Cf فاکتور آلودگی فلز[۱۶]، C_s[۱۷] میانگین غلظت فلز مورد نظر (برحسب mg/kg) در خاک یا رسوب، C_b غلظت همان فلز در ماده مرجع[۱۸] (میانگین شیل و خاک طبیعی)، در جدول (۷) رده‌بندی Ei و در جدول (۸) رده‌بندی RI آورده شده است (Xu et al., 2015). با توجه به مقادیر Ei عنصر Ni بالاترین پتانسیل خطر بوم‌شناختی را نسبت به دیگر عناصر نشان داد. مقادیر Ei به‌دست آمده با در نظر گرفتن خاک‌های طبیعی به عنوان ماده مرجع، درجه خطر بوم‌شناختی بالاتری را نسبت به شیل برای عناصر Cr, Ni و Co نشان داد. شاخص RI نیز با در نظر گرفتن ماده مرجع خاک‌های طبیعی درجه خطر بوم‌شناختی بالا را نشان داد.

جدول (۷): رده‌بندی فاکتور پتانسیل خطر بوم‌شناختی(Ei)

پارامتر	خلاصه آماری	درصد نمونه‌ها (ماده مرجع شیل)					درصد نمونه‌ها (ماده مرجع خاک‌های طبیعی)				
		Cr	Ni	Co	Zn	Mn	Cr	Ni	Co	Zn	Mn
C_f	حداقل	۲/۵	۶/۸۴	۲/۱۱	۱/۳۲	۰/۶۹.	۲/۲۵	۱۱/۶۳	۵	۲/۵	۰/۹۸
	حداکثر	۷/۷۲	۲۶/۸۴	۷/۳۷	۴/۷۹	۱/۴۲	۶/۹۵	۴۵/۶۳	۱۷/۵	۹/۱	۲/۰۲
	میانگین	۴/۴	۱۳/۶۷	۳/۴۷	۲/۱۷	۰/۹۲	۳/۹۶	۲۳/۲۴	۸/۲۵	۴/۱۳	۱/۳۰
	± انحراف از معیار	۱/۷۳	۶/۶۲	۱/۶	۱/۰۶	۰/۱۷	۱/۵۶	۱۱/۲۵	۳/۸۱	۲/۰۱	۰/۲۴
Ei	**درجه خطر بوم‌شناختی**	**Cr**	**Ni**	**Co**	**Zn**	**Mn**	**Cr**	**Ni**	**Co**	**Zn**	**Mn**
15<Ei	Low	۹۳/۳۳	–	۷۳/۳۳	۱۰۰	۱۰۰	۱۰۰	–	–	۱۰۰	۱۰۰
15≤Ei<30	Moderate	۶/۶۶	–	۱۳/۳۳	–	–	–	–	۲۶/۶۶	–	–
30≤Ei<60	Considerable	–	۶۰	۱۳/۳۳	–	–	–	۶/۶۶	۵۳/۳۳	–	–
60≤Ei<120	High	–	۴۰	–	–	–	–	۶۰	۲۰	–	–
≥120	Very high	–	–	–	–	–	–	۳۳/۳۳	–	–	–

جدول (۸): شاخص ارزیابی پتانسیل بوم‌شناختی (RI)

RI	درجه خطر بوم‌شناختی	٪نمونه‌ها (ماده مرجع شیل)	٪ نمونه‌ها (ماده مرجع خاک‌های طبیعی)
RI<50	Low	–	–
50≤RI<100	Moderate	۶۶/۶۶	–
100≤RI<200	Considerable	۳۳/۳۳	۶۶/۶۶
≥200	High	–	۳۳/۳۳

شاخص بار آلودگی (PLI)

به‌منظور ارزیابی شدت آلودگی، از شاخص بار آلودگی (PLI) برای شناخت آثار آلودگی کل ناشی از فلزات مختلف استفاده می‌شود (Sharma & Subramanian, 2010). برای محاسبه‌ی این شاخص، به ضریب آلودگی محاسبه شده در بخش قبل نیاز است و با استفاده از این ضریب، شاخص بار آلودگی از معادله (۴) محاسبه می‌شود:

$$PLI = \sqrt[n]{CF1 \times CF2 \times \ldots \times CFn}$$ معادله (۴)

در این معادله C_f نشان‌دهنده فاکتور آلودگی هر فلز و n برابر با تعداد فلزات مورد مطالعه است. اگر PLI نزدیک به عدد یک باشد نشان‌دهنده این است که بار یا غلظت فلزات سنگین نزدیک به غلظت زمینه و اگر بیش از یک باشد نشان‌دهنده این است که خاک آلوده می‌باشد (Cabrera et al., 1999). با توجه به محاسبات انجام شده در جدول (۹) برای ضریب آلودگی عناصر مورد مطالعه، مقدار ضریب بار آلودگی (PLI) برای همه عناصر بزرگتر از یک بود.

ارزیابی تمرکز فلزات سنگین با استفاده از استخراج مرحله‌ای انتخابی

شناخت ترکیب فلزات و رفتار یا چگونگی حضور آنها در اجزای

مختلف خاک کمک به‌سزایی در ارزیابی تاثیرپذیری موجود زنده از عناصر آلاینده می‌نماید (Bourg, 1995). درجه و میزان تاثیرگذاری فلزات سنگین بر محیطزیست به انحلال‌پذیری و قابلیت حرکت این فلزات بستگی دارد و این عوامل خود به عوامل دیگری از جمله pH، مقدار رطوبت، غلظت کل فلزات، درصد مواد آلی و نوع کانی‌های موجود در خاک وابسته هستند

جدول (۹): خلاصه‌ی آماری مربوط به مقادیر ضریب بار آلودگی (PLI)

	درصد نمونه‌ها (ماده مرجع شیل)				درصد نمونه‌ها (ماده مرجع خاک‌های طبیعی)			
	Min	Max	Mean	±SD	Min	Max	Mean	±SD
PLI	۲/۱۴	۵/۴۹	۳/۲۶	۱/۰۹	۳/۳۸	۸/۶۶	۵/۱۵	۱/۷۲

(Sauve et al., 2000). همانطور که قبلا اشاره شد، برای تعیین غلظت عناصر سنگین در فازهای مختلف خاک که در بردارنده گونه‌های غالب شیمیایی هستند از روش استخراج ترتیبی ۵ مرحله‌ای (Tessier et al., 1979) استفاده شد. روش استخراج ترتیبی در حقیقت یک روش آزمایشگاهی و تجزیه‌ای است که با استفاده از حلال‌های شیمیایی، عناصر مورد مطالعه در نمونه‌های خاک در طی ۵ مرحله عملیاتی جدا می‌شوند. پنج جز یا فازی که در این روش استخراج می‌شوند عبارتند از: ۱. جز تبادل‌پذیر؛ ۲. جز متصل به فاز کربنات؛ ۳. جز متصل به اکسیدهای آهن و منگنز (فازهای کاهش‌پذیر)؛ ۴. جز متصل به ماده آلی (فاز اکسایش‌پذیر)؛ ۵. جز باقی‌مانده.

به‌منظور بررسی دقت و صحت نتایج تجزیهٔ استخراج ترتیبی، مجموع غلظت فلزات استخراج شده در مراحل مختلف، با نتایج حاصل از اندازه‌گیری غلظت کل عناصر فلزی مقایسه و درصد بازیافت (RP)[۱۹] فلزات مورد مطالعه از استخراج ترتیبی محاسبه شد. درصد بازیافت با استفاده از معادله (۵) به‌دست می‌آید جدول (۱۰):

$$\left[\frac{CF1+CF2+CF3+CF4+CF5}{Ctotal}\right]\times 100$$ معادله (۵)

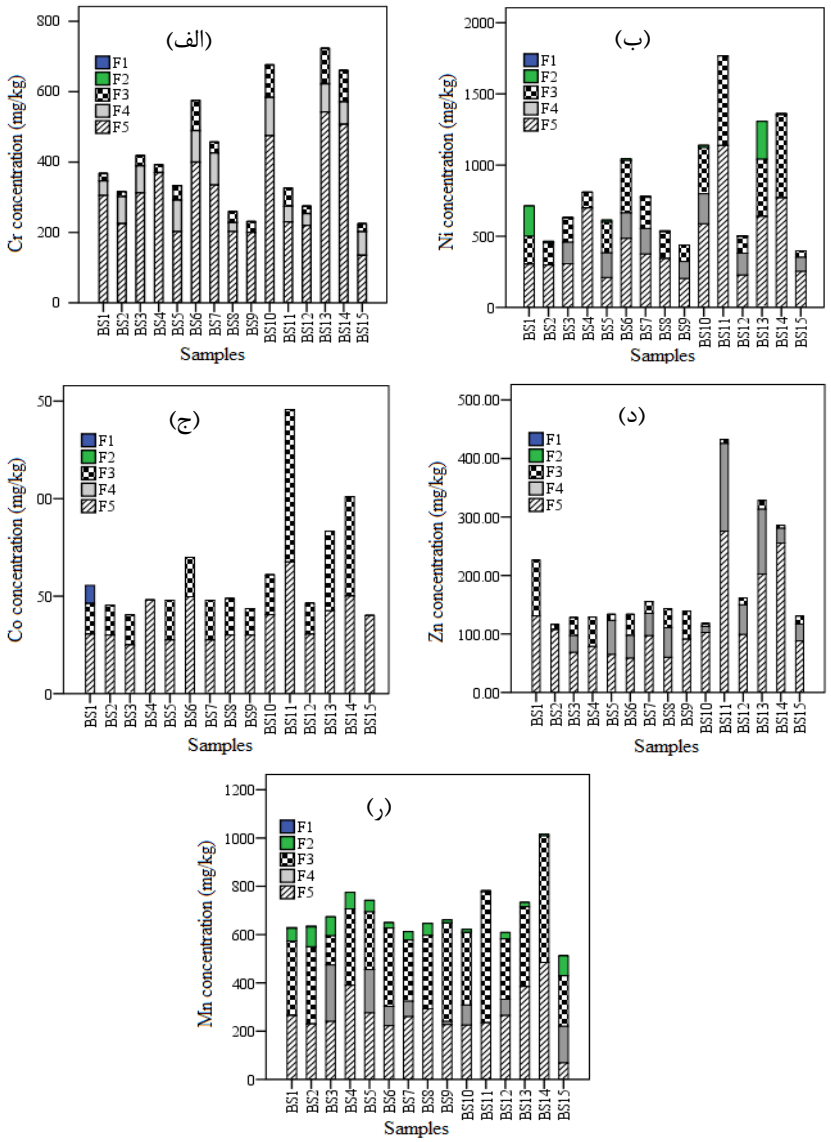
جدول (۱۰): مقدار درصد بازیافت عناصر در نمونه‌های خاک مورد مطالعه

	BS1	BS2	BS3	BS4	BS5	BS6	BS7	BS8
Cr	۱۰۹/۶	۹۴/۱۵	۱۰۷/۲۳	۱۰۷/۴۲	۹۲/۴۷	۱۰۸/۴۲	۱۱۹/۸۰	۸۶/۴۳
Ni	۱۱۱/۳۵	۸۲/۱۰	۸۲/۵۸	۸۹/۴۶	۸۰/۰۹	۸۳/۰۸	۹۲/۳۷	۱۰۱/۴۲
Co	۱۱۱	۱۱۳/۲۵	۸۰/۶۰	۸۷/۲۷	۸۷/۰۹	۹۳/۲۰	۸۷/۰۹	۱۰۸/۲۲
Zn	۹۴/۱	۸۰/۰۰	۱۰۲/۲۴	۹۵/۴۰	۹۴/۷۷	۹۱/۹۳	۹۴/۰۶	۱۰۲/۲۱
Mn	۸۲/۲۷	۸۷/۰۸	۸۱/۱۰	۹۸/۰۸	۸۵/۰۳	۸۳/۱۹	۸۳/۳۱	۹۴/۲۸
	BS9	**BS10**	**BS11**	**BS12**	**BS13**	**BS14**	**BS15**	
Cr	۹۶/۰۸	۱۱۰/۷۵	۹۵/۷۹	۱۰۵/۴۶	۱۰۸/۶۴	۹۴/۹۵	۹۷/۵۲	
Ni	۹۴/۱۰	۸۰/۴۸	۹۶/۷۹	۹۲/۴۲	۸۶/۸۱	۸۹/۲۷	۸۰/۳۲	
Co	۱۰۹	۸۹/۸۵	۱۰۴/۰۷	۸۴/۸	۸۳/۳۰	۸۴/۱۷	۸۸/۸۸	
Zn	۹۵/۸۶	۹۰/۹۲	۹۵/۰۳	۹۲/۳۴	۹۶/۶۴	۹۳/۶۷	۹۰/۶۴	
Mn	۸۷/۵۴	۸۰/۲۲	۱۰۲/۸۳	۱۰۳/۱۷	۸۳/۳۰	۸۳/۳۵	۸۶/۰۵	

نتایج حاصل از تعیین گونه‌سازی عناصر مورد مطالعه نشان می‌دهد که مجموع فازهای اول تا پنجم سازگاری زیادی با نتایج هضم کامل داشته و بازیافت‌ها رضایت‌بخش است؛ بنابراین، روش استفاده شده قابل اطمینان و تکرارپذیر است. در شکل (۵-الف، ب، ج، د، ر) نتایج حاصل از تجزیه استخراج ترتیبی عناصر Cr, Ni, Co, Zn و Mn در ۵ فاز مختلف، نشان داده شده است.

فاکتور تحرک (Mf)[۲۰] و کد ارزیابی خطر (RAC)

نتایج حاصل از استخراج ترتیبی خاک، حضور فلزات در بخش‌های مختلف آن را نشان می‌دهد و ارزیابی تحرک فلزات سنگین با استفاده از مقایسه درصد فلزات در بخش‌های با پیوند ضعیف (تبادلی و متصل به کربنات) نسبت به کل فلزات صورت می‌گیرد. از آنجایی که این بخش‌ها به راحتی متحرک می‌شوند،



شکل (۵): نمودار میله‌ای مربوط به ۵ عنصر کروم (الف)، نیکل (ب)، کبالت (ج)، روی (د) و منگنز (ر) در ۵ فاز مختلف استخراج شده از نمونه‌های خاک منطقه رباط‌سفید

به عنوان یک خطر بالقوه برای محیطزیست در نظر گرفته می‌شوند (Kabala & Singh, 2001). یک فاکتور تحرک (MF) برای ارزیابی رفتار فلزات در خاک و رسوب پیشنهاد کردند. فاکتور تحرک(Mf) را نشان‌دهنده تحرک بالقوه عناصر است و بیانگر نسبت سهم فازهای متحرک (فازهای اول و دوم) به مجموع کل فازهای خاک می‌باشد که بر اساس معادله (۶) محاسبه می‌شود (Narwal & Singh, 1998).

$$MF=\left(\frac{F1+F2}{F1+F2+F3+F4+F5}\right)\times 100$$ معادله (۶)

F1، F2، F3، F4 و F5 به ترتیب نمـایـانگر همراهـی فلـزات با فازهای تبادل پذیر، کربنات، اکسید، ماده آلی و بخش باقی‌مانده می‌باشد. روند زیست‌دسترس‌پذیری عناصر به این صورت تغییر می‌کند: تبادل‌پذیر>متصل به کربنات>متصل به اکسیدها>متصل به ماده آلی>متصل به فاز باقی‌مانده (سیلیکاتی) که با افزایش قدرت اتصال فلزات انطباق دارد. فازهای تبادل‌پذیر و متصل به کربنات، ضعیف‌ترین پیوندها و بالاترین تحرک را داراست، بنابراین، تحرک فلزات را می‌توان بر اساس در صد مطلق و نسبی فازهایی که دارای اتصال ضعیف هستند ارزیابی کرد. از بین عناصر مورد مطالعه ضریب تحرک برای منگنز از ۰/۵۳ تا ۱۶/۱۳ درصد و برای نیکل از ۰ تا ۲۹/۸۸ درصد متغیر است.

ضریب تحرک برای کبالت تنها در یک نمونه ۱۶/۷۵ درصد و در بقیه نمونه‌ها معادل صفر است. ضریب تحرک برای عناصر Cr و Zn در تمام نمونه‌های خاک صفر بود. بنابراین، عناصر Ni, Mn, Co در خاک‌های رباط سفید بیشترین تحرک را داشته و در طی زمان، پتانسیل خطر زیست‌انباشت در گیاهان را به همراه دارند. در حالی‌که Cr و Zn در فاز باقی‌مانده (سیلیکاتی) خاک‌های مورد مطالعه به دام افتاده و متحرک نیستند. بنابراین، از بین عناصر مطالعه شده فقط Mn و Ni از پتانسیل آلایندگی در منطقه برخوردارند (جدول ۱۱).

در این مطالعه کد ارزیابی خطر (RAC)، که به بخش فعال خاک از نظر فلزات سنگین می‌پردازد، به‌منظور شناسایی خطر فلزات در نمونه‌ها مورد بررسی قرار گرفته است. اگر مجموع بخش قابل تبادل و کربناته کمتر از یک باشد خطر محیط‌زیستی کم، بین ۱–۱۰ درصد نشان‌دهنده خطر کم، ۱۱–۳۰ درصد نشان‌دهنده خطر متوسط، ۳۱–۵۰ درصد خطر زیاد و بیشتر از ۵۰ درصد نشان‌دهنده خطر بسیار زیاد می‌باشد (Perin et al., 1997; Swarnalatha et al., 2015). با توجه به نتایج به‌دست آمده از جدول (۱۱)، ۵۳/۳ درصد از نمونه‌ها از نظر فلز Ni بی‌خطر، ۳۳/۳ در صد از نمونه‌ها در رده خطر کم و ۱۳/۳ در صد از نمونه‌ها در رده خطر متوسط قرار دارند. ۸۶/۶ در صد از نمونه‌ها از نظر فلز Co در رده بی خطر، ۶/۶ درصد از نمونه‌ها در رده خطر کم و ۶/۶ درصد هم در رده خطر متوسط قرار دارند. ۱۳/۳ در صد نمونه‌ها از نظر فلز Mn در رده بی خطر، ۶۶/۶ در صد از نمونه‌ها در رده خطر کم و ۲۰ درصد دیگر هم در رده خطر متوسط قرار دارند.

جدول (۱۱): مقادیر به‌دست آمده برای مقدار فاکتور تحرک (Mf) عناصر مورد مطالعه در نمونه‌های مختلف

SID	Mf (Cr)	Mf (Ni)	Mf (Co)	Mf (Zn)	Mf (Mn)
BS1	۰	۲۹/۸۸	۱۶/۷۵	۰	۹
BS2	۰	۲/۴۱	۰	۰	۱۳/۵۴
BS3	۰	۰/۸۸	۰	۰	۷/۸۴
BS4	۰	۰/۸۹	۰	۰	۵/۷۱
BS5	۰	۲/۲۸	۰	۰	۶/۰۵
BS6	۰	۱/۰۷	۰	۰	۳/۳۴
BS7	۰	۰/۸۹	۰	۰	۵/۷۱
BS8	۰	۱/۱۷	۰	۰	۷/۵۸
BS9	۰	۰	۰	۰	۱/۹۰
BS10	۰	۱/۳۵	۰	۰	۲/۰۲
BS11	۰	۰	۰	۰	۰/۵۳
BS12	۰	۱/۱۱	۰	۰	۴/۳۶
BS13	۰	۲۰/۳	۰	۰	۲/۴۸
BS14	۰	۰/۶۱	۰	۰	۰/۶۳
BS15	۰	۰	۰	۰	۱۶/۱۳

رابطه پارامترهای فیزیکوشیمیایی خاک با عناصر مورد مطالعه

درجه و میزان تاثیرگذاری فلزات سنگین در محیط‌زیست بستگی به قابلیت حرکت و حلالیت این فلزات در محیط داشته و این عوامل خود وابسته به عوامل دیگری از جمله pH، درصد مواد آلی، غلظت کل فلزات و نوع بافت خاک می‌باشد (Sauev et al., 2000). هرچقدر مقدار مواد آلی، رس، کربنات و pH خاک افزایش یابد، میزان جذب فلزات سنگین در خاک بیشتر می‌شود (Covelo, 2004).

به‌طور کلی عناصری که رابطه همبستگی معنادار و مثبتی را با یکدیگر نشان می‌دهند دارای ویژگی‌های ژئوشیمیایی مشابه بوده و تجمع و توزیع مشابهی را نیز نشان می‌دهند. در نمونه‌های

خاک مورد مطالعه، همبستگی مثبت و معناداری بین مقادیر Cr با Ni (α=0.01 و r= 0.833)، Co با Cr (α=0.01 و r=0.770) و Mn با Cr(α=0.01 وr=0.825) دیده می‌شود جدول (۱۲). خصوصیات شیمیایی و منشا مشترک برای این عناصر، خاک‌های سرپنتینی مشتق شده از سنگ‌های افیولیتی و اولترامافیکی است (Oze et al., 2004; Brooks, 1987; Kumar & Maiti, 2013). همبستگی مثبت و معنادار بین عناصر Cr، Ni، Co و Mn با pH نیز وجود دارد که مقادیر آن به ترتیب (α = 0.05 وr=0.520)، (α = 0.05 وr=0.582)، (α = 0.05 وr=0.520) می‌باشد جدول (۱۲). به‌طور کلی با افزایش pH به علت کاهش تحرک فلزات سنگین، ظرفیت خاک‌ها برای جذب فلزات[۲۱] افزایش می‌یابد (Elzahabi & Yony, 2001). عناصر Cr، Ni و Co با مقادیر ماسه هم دارای همبستگی مثبت و معنی‌دار هستند، این مقادیر به ترتیب (α = 0.05 وr=0.633)، (α= 0.01 وr=735) و (α = 0.01 وr=0.733) است جدول (۱۲). ولی میزان این عناصر با مقادیر ذرات ریزتر از سیلت (در حد اندازه رس) کاهش می‌یابد. در مورد کاهش تمرکز فلزات سنگین با فراوان شدن ذرات بسیار ریز می‌توان گفت که این عناصر عمدتا در ساختار کانی‌های سنگین (کانی‌های کرومیت و مگنتیت) حضور دارند که معمولا در حد ماسه از فراوانی بیشتری برخوردارند (کامرانپوری، ۱۳۸۱؛ Mange & Wright, 2007).

جدول (۱۲): مقادیر ضریب همبستگی اسپیرمن بین متغیرهای مورد بررسی

	Cr	Ni	Co	Zn	Mn	Fe	pH	EC	CCE	OC	Sand	Silt	Clay
Cr	۱/۰۰۰												
Ni	۰/۸۳۳*	۱/۰۰۰											
Co	۰/۷۷۰*	۰/۹۵۲**	۱/۰۰۰										
Zn	۰/۱۱۷	۰/۳۹۰	۰/۴۷۲	۱/۰۰۰									
Mn	۰/۸۲۵*	۰/۶۳۸*	۰/۶۲۹*	۰/۲۱۳	۱/۰۰۰								
Fe	۰/۰۵۴	۰/۱۵۶	۰/۱۶۷	-۰/۱۱۹	۰/۲۱۶	۱/۰۰۰							
pH	۰/۵۲۰*	۰/۵۸۲*	۰/۶۵۸**	۰/۲۸۲	۰/۵۸۶*	۰/۳۱۲	۱/۰۰۰						
EC	۰/۲۶۳	۰/۳۹۵	۰/۳۰۳	۰/۰۵۲	-۰/۰۱۴	-۰/۲۶۷	-۰/۰۴۷	۱/۰۰۰					
CCE	-۰/۱۰۵	-۰/۱۹۹	-۰/۱۹۴	-۰/۶۲۹	-۰/۱۵۹	۰/۰۷۹	-۰/۲۱۵	-۰/۳۶۸	۱/۰۰۰				
OC	-۰/۳۳۵	-۰/۰۰۲	۰/۱۲۱	۰/۱۱۱	-۰/۴۲۹	۰/۱۰۴	-۰/۳۲۲	۰/۰۸۹	-۰/۰۰۹	۱/۰۰۰			
Sand	۰/۶۳۳*	۰/۷۳۵**	۰/۷۳۳**	-۰/۰۷۹	۰/۲۷۹	۰/۲۱۱	۰/۳۹۰	۰/۲۴۶	۰/۲۰۲	۰/۰۷۱	۱/۰۰۰		
Silt	۰/۴۹۲	۰/۶۰۸*	-۰/۶۱۳	۰/۲۲۸	-۰/۱۷۵	-۰/۳۱۱	-۰/۲۷۵	-۰/۲۴۳	-۰/۲۸۶	-۰/۱۶۱	-۰/۹۶۱	۱/۰۰۰	
Clay	-۰/۶۳۰	۰/۸۰۴**	-۰/۸۲۰	-۰/۲۰۸	-۰/۳۱۱	-۰/۱۶۳	-۰/۵۷۹	-۰/۳۶۱	۰/۰۳۹	۰/۰۷۹	-۰/۸۴۳	۰/۷۲۵**	۱/۰۰۰

*. Correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed) & **. Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed)

تعیین مقدار فلزات سنگین و سمی در نمونه‌های خاک منطقه رباط سفید با استفاده از آنالیز هضم کامل و همچنین استخراج ترتیبی پنج مرحله‌ای انجام شد. مقایسه میانگین غلظت عناصرCr, Mn، Ni، Co و Zn در نمونه‌های خاک منطقه با خاک‌های طبیعی نشان داد که غلظت این عناصر بالاتر از خاک‌های طبیعی است. خاک‌های منطقه از نوع قلیایی ضعیف بوده و با افزایش pH غلظت Cr، Ni، Co و Mn افزایش یافته است. همبستگی بالا و معنی‌دار عناصر Cr، Ni و Co با میزان ماسه حاکی از آن است که این عناصر در کانی‌های سنگین مانند کرومیت در حد اندازه ماسه حضور دارند. منشا این عناصر، آلتراسیون سرپنتینی سنگ‌های افیولیتی منطقه است. خاک‌های مورد مطالعه با توجه به شاخص ارزیابی پتانسیل بوم‌شناختی (RI) در رده‌ی خطر بالا و با توجه به شاخص بار آلودگی (LPI) آلوده ارزیابی شدند. مطالعه استخراج ترتیبی، محاسبه فاکتور تحرک (Mf) و کد ارزیابی خطر (RAC) نشان داد عناصر Ni, Co و Mn در رده خطر کم تا متوسط قرار دارند. از بین عناصر مطالعه شده فقط Mn و Ni پتانسیل آلایندگی محیطزیستی در منطقه دارند.

قدردانی

نویسندگان مقاله قدردانی خود را از خانم موقر به خاطر اندازه‌گیری فلزات سنگین در آزمایشگاه ژئوشیمی دانشگاه

فردوسی مشهد اعلام می‌دارند. این پژوهش از طریق طرح شماره ۳/۳۲۷۲۰ توسط معاونت پژوهشی دانشگاه فردوسی مشهد حمایت شده است.

یادداشت‌ها

1. Environmental
2. Geogenic
3. Texture Auto Look up (TAL) for Windows
4. Organic matter
5. Walkley and Black
6. Calcium carbonate equivalent
7. Atomic Absorption Spectrophotometer
8. Selective sequential extraction
9. Geoaccumulation index
10. Enrichment factor
11. Potential ecological risk index
12. Pollution load index
13. Risk assessment code
14. Ecological risk factor of metal
15. Toxic response factor of metal
16. Contamination Factor
17. Concentration of metal in analysed sample
18. Background value of metal
19. Recovery Percent
20. Mobility factor
21. Adsorption

فهرست منابع

پاولس،جی. ام.؛ وان رنست، ای.؛ ورلو، ام و ام. وندو، ز. ۱۳۸۵. آنالیز خاک و گیاه، [مترجم: جواد غازان شاهی]، انتشارات آییژ،(چاپ دوم، سال چاپ ۱۹۹۲).

چمانه‌فر، س.؛محمودی قرائی، م.ح.؛ قاسم زاده، ف. و مشرقی، م. ۱۳۹۱. مطالعه پتانسیل آلایندگی فلزات سنگین در خاک و منابع آب منطقه رباط سفید و بررسی پالایش میکروبی در جهت کاهش آلاینده‌های فلزی، پایان‌نامه کارشناسی ارشد، دانشکده علوم، دانشگاه فردوسی مشهد.

کامرانپوری، ع. ۱۳۸۱. مشخصات رسوب‌شناسی سفیدرود از سد منجیل تا دلتای سفیدرود با نگرش بر آلودگی‌های زیست‌محیطی؛ دانشنامه کارشناسی ارشد؛ دانشگاه تهران؛ ۱۴۲.

کریم‌پور، م. و سعادت، س. ۱۳۸۵. مطالعه و بررسی پتانسیل‌های معدنی و تعیین اولویت‌های اکتشافی با استفاده از داده‌های ماهواره‌ای، آلتراسیون، ژئوشیمی و ژئوفیزیک در محدوده ورقه‌ی رباط سفید. مرکز تحقیقات ذخایر معدنی شرق ایران.

محمودی میمند، س.؛ اسفندیاری، م. و زرین کفش، م. ۱۳۸۵. بررسی تاثیر سرپانتینیت‌های گسل نائین-بافت (منطقه شهر بابک) بر پاره‌ای از خصوصیات فیزیکوشیمیایی خاک و آب‌های متأثر از این تشکیلات. مجله علمی-پژوهشی علوم کشاورزی، ۱۲(۴): ۷۶۷-۷۷۷.

Adamo, P.; Arenzo, M.; Imperato, M.; Naimo, D.; Nardi, G & Stanzione, D. 2005- Distribution and partition of heavy metal in surface and sub-surface sediments of Naplescity Por. Chemosphere. 61:800-809.

Bourg, A.C. 1995. Speciation of heavy metals in soils and groundwater and implications for their natural and provoked mobility. In Heavy metals (pp. 19-31). Springer Berlin Heidelberg.

Brooks, R.R. 1987. Serpentine and its vegetation: Portland, OR, Dioscorides Press. 454 p.

Buat-Menard, P. & Chesselet, R. 1979. Variable influence of the atmospheric flux on the trace metal chemistry of oceanic suspended matter. Earth Planet Sci Lett. 42, 398–411.

Cabrera, F.; Clemente, L.; Diaz Barrientos, E.; Lopez, R. & Murillo, J.M. 1999. Heavy metal pollution of soils affected by the Guadiamar toxic flood. Sci Tot Environ. 242: 117-142.

Coleman, R.G. 1977. Ophiolites: Ancient oceanic lithosphere? Berlin, Germany, Springer-Verlag, 229 p.

Covelo, E.F.; Anrade Couce, M.L. & Vega, F.A. 2004. Competitive adsorbtion and desorbtion of cadmium, chromium, copper, nickel, lead, and zink by humic Umbrisoil.Commun. Soil Sci. Plant Anal. 35:2709-2729.

Deshpande, V.V & Telang, M.S. 1950. Pipet Method of Sedimentation Analysis. Rapid Determination of Distribution of particle Size. Anal. Chem. 22 (6), 840–841.

Elzahabi, M. & Yong, R.N. 2001. pH influence on sorption characteristics of heavy metal in the vadose zone. Eng. Geol. 60, 61e68.

Ghrefat, H. & Yusuf, N. 2006. Assessing Mn, Fe, Cu, Zn, and Cd pollution in bottom sediments of Wadi Al-Arab Dam, Jordan. Chemosphere. 65(11): 2114-2121.

Hakanson, L. 1980. An ecological risk index for aquatic pollution control, a sediment logical approach. Water Research. 14: 975-1001.

He.Y.; Desutter.T.; Prunty.L.; Hopkins.D.; Jia.X. & Wysocki. D. 2012. Evaluation of 1:5 soil to water extract electrical conductivity methods. Geoderma. 185-186:12-17.

Kabala, C. & Singh, B.R. 2001. Fractionation and mobility of copper, lead and zinc in soil profiles in the vicinity of a copper smelter. J. Environ. Qual., 30, 485– 492.

Kumar, A. & Maiti, S.K. 2013. Availability of Chromium, Nickel and Other Associated Heavy Metals of Ultramafic and Serpentine Soil /Rock and in Plants. International Journal of Emerging Technology and Advanced Engineering. 3(2):256-268.

Loska, K.; Wiechual, D.; Barska, B.; Cebula, E. & Chojnecka, A. 2003. Assessment of arsenic enrichment of cultivated soils in southern Poland. Journal of environmental studies. 12(2):187-192.

Mange, M.A & Wright, D.T. 2007. Heavy minerals in use. Developments in Sedimentology. Volume 58, Pages 1-1283. Copyright © 2016 Elsevier B.V. All rights reserved.

Mico, C.; Recatala, L.; Peris, M. & Sanchez, J. 2006. Assessing heavy metal sources in agricultural soils of an European Mediterranean area by multivariate analysis. Chemosphere. 65(5):863-872.

Mu¨ller, G. 1969. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. Geoj. 2:108–118.

Narwal, R.P. & Singh, B.R. 1998. Effect of organic materials on portioning, exchangeability and pland uptake of metal in alum shale soil. Water Air Soil Pollut. 103:405-421.

Nikolaidis, C.; Zafiriadis, I.; Mathioudakis, V. & Constantinidis, T. 2010. Heavy metal pollution associated with an abandoned lead–zinc mine in the Kirki Region, NE Greece. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology. 85(3):307-312.

Oze, C.; Fendorf, S.; K. Bird, D. & G. Coleman, R. 2004. Chromium Geochemistry of Serpentine Soils. International Geology Review. 46:97–126.

Perin, G.; Fabris, R.; Manente, S.; Rebello Wagenerb, A.; Hamacherb, C. & Scottoa, S. 1997. A fiveyear study of the heavy-metal pollution of Guanabara Bay sediments (Rio de Janeiro, Brazil) and evaluation of the metal bioavailability by means of geochemical speciation. Water Research. 31:3017−3028.

Rabenhorst, M. C.; Foss, J. E. & Fanning, D. S. 1982. Genesis of Maryland soils formed from serpentinite: Soil. Science Society of America Journal. 46:607–616.

Salminen R. & Tarvainen, T .1997. The problem of defining geochemical baselines. A case study of selected elements and geological materials in Finland. J Geochem Expl. 60:91–98.

Sauve, S.; Hendershot, W. & Allen, H.E. 2000. Solid-Solution partitioning of metals incontaminated soils: dependence on pH, total metal burden, and organic matter. Environmental Science and Technology .34 (7):1125-1131.

Sharma, S. K. & Subramanian, V. 2010. Source and distribution of trace metals and nutrients in Narmada and Tapti river basins, India. Environmental Earth Sciences. 61(7): 1337-1352.

Sutherland, R.A. 2000. Bed sediment-associated trace metals in an urban stream, Oahu, Hawaii. Environ Geol, 39:611–626.

Swarnalatha, K.; Letha, J.; Ayoob, S. & Ajith, G.N. 2015. Risk assessment of heavy metal contamination in sediments of a tropical lake, 187:322.

Shacklette, H.T. & Boerngen, G. 1984. Element Concentrations in Soils and Other Surficial Materials of the Conterminous United States. 63 p.

Taheri, M.; Mehrzad, J.; Afshari, R.; Saleh Moghaddam, M. & Mahmudy Gharaie, M.H. 2016. Inorganic arsenic can be a potent granulotoxic in mammalian neutrophils in vitro. Journal of Immunotoxicology. 13(5): 686–693.

Tessier, A.; Campbell, P. G.C. & Bisson, M. 1979. Sequential extraction procedure for speciation of particulate trace metals. Anal. Chem. 51:844–851.

U.S. Environmental Protection Agency Office of Solid Waste and Emergency Response. 1983. Hazardous Waste Land Treatment. SW-874, p: 273.

Walky, A. & Black, C.A. 1947. A critical examination of rapid method for determining organic carbon in soil. Soil Sci, 63:251-64.

Xu, X.; Lu, X.; Han, X. & Zhao, N. 2015. Ecological and health risk assessment of metal in resuspended particles of urban street dust from an industrial city in China. Current Science. 108 (1):72-79.

Zhang, W.; Feng, H.; Chang, J.; Qu, J.; Xie, H.; & Yu, L. 2009. Heavy metal contamination in surface sediments of Yangtze River intertidal zone: an assessment from different indexes. Environmental Pollution. 157(5):1533-1543.