پهنه‌بندی آلودگی فلزات سنگین روی، مس و آهن در رسوبات سطحی پناهگاه حیات‌وحش شادگان با استفاده از روش‌های مختلف درون‌یابی و GIS

بهنام حیدری چهارلنگ[۱]
علیرضا ریاحی بختیاری[۲*]
جهانگرد محمدی[۳]
پروین فرشچی[۴]

۱. گروه علوم محیطزیست، واحد علوم و تحقیقات تهران، دانشگاه آزاد اسلامی، تهران، ایران
۲. گروه علوم محیطزیست، دانشگاه تربیت مدرس (نور مازندران)، مازندران، ایران
۳. گروه علوم خاک، دانشگاه شهرکرد، شهرکرد، ایران
۴. گروه علوم محیطزیست، واحد علوم و تحقیقات تهران، دانشگاه آزاد اسلامی، تهران، ایران

***مسئول مکاتبات:**
ariyahi@gmail.com

کد مقاله: ۱۳۹۸۰۳۰۴۹۵
تاریخ دریافت: ۱۳۹۶/۰۲/۰۶
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۷/۱۲/۱۲
این مقاله برگرفته از رساله دکتری است.

چکیده

تحقیق حاضر باهدف منشأیابی و تعیین مناسب‌ترین روش درون‌یابی فلزات روی، مس و آهن در رسوبات سطحی محدوده پناهگاه حیات‌وحش شادگان جهت مکان‌یابی نواحی آلوده انجام گردید. جهت تعیین غلظت کل و قابل‌دسترس زیستی این عناصر در رسوبات سطحی و دستیابی به الگوی توزیع مکانی صحیح آلاینده‌ها بر مبنای غلظت کل و منشأ آن‌ها، نمونه‌برداری از ۱۶۰ ایستگاه در سه بخش شمالی (آب شیرین)، میانی (لب‌شور) و جنوبی (آب‌شور) پناهگاه حیات‌وحش شادگان از لایه سطحی ۰-۵ سانتیمتری رسوبات در خرداد و آبان سال ۱۳۹۳ به علت باتلاقی بودن بعضی از نواحی تالاب و عدم امکان دسترسی به این نواحی انجام پذیرفت. غلظت کل فلزات در رسوب سطحی با روش *direct aqua regia* و مقادیر آن‌ها در فازهای ژئوشیمیایی رسوب با استفاده از روش استخراج پی‌درپی ۴ مرحله‌ای آنالیز گردید، ضمن آنکه درون‌یابی و مدل‌سازی تغییرات مکانی غلظت فلزات در رسوبات منطقه از طریق روش‌های کریجینگ معمولی، توابع پایه شعاعی (اسپلاین) و وزن دهی معکوس فاصله در محیط *Arc GIS* ترسیم گردید و دقت آن‌ها با استفاده از معیارهای خطا گیری *RMSE* و *MAE* مقایسه و مناسب‌ترین روش انتخاب گردید. نقشه‌های پراکنش غلظت عناصر روی و مس با استفاده از کریجینگ معمولی با مدل نمایی برای روی و مس و با روش وزن دهی معکوس فاصله برای آهن تهیه شدند. نتایج تجزیه‌وتحلیل ژئوشیمیایی رسوبات نشان داد که میانگین غلظت کل فلزات مس، روی و آهن به ترتیب ۲۲/۸۶، ۵۵/۲۰ و ۲۵۹۷۹/۰۱ میکروگرم بر گرم وزن خشک به دست آمدند که بخش طبیعی نسبت به غلظت کل، بیش از ۸۹ درصد و بخش انسان‌ساخت بیش از ۱۰ درصد میزان کل تمام عناصر موردبررسی را در رسوبات ایستگاه‌های موردمطالعه به خود اختصاص داد. بعلاوه میزان عناصر در فاز تبادلی کمتر از ۳ درصد به دست آمد که قابل‌اغماض شناخته شد. از سوی دیگر، تجزیه‌وتحلیل نقشه پهنه‌بندی فلزات سنگین بر اساس تفکیک شیمیایی آن‌ها نشان داد که بالاترین میزان دسترسی زیستی روی در بخش‌های شمالی، غربی و جنوبی اتفاق افتاده است و برای مس و آهن نیز این انباشتگی به ترتیب بیشتر در بخش غربی برای مس و بخش‌های میانی و شمالی برای آهن قابل‌مشاهده می‌باشد.

واژگان کلیدی: توزیع مکانی، منشأ یابی، رسوب سطحی، فلزات سنگین، پناهگاه حیات‌وحش شادگان.

مقدمه

امروزه طیف وسیعی از آلاینده‌ها و فعالیت‌های انسانی و طبیعی اکوسیستم تالاب‌ها را مورد مخاطره قرار داده‌اند که در این میان می‌توان به تالاب بین‌المللی شادگان به‌عنوان بزرگ‌ترین و مهم‌ترین تالاب بین‌المللی ایران با مساحتی حدود ۵۳۷۷۰۰ هکتار در استان خوزستان اشاره نمود (Nasirian *et al*., 2013; Hashemi *et al*., 2016). موقعیت قرارگیری این تالاب به سبب نزدیکی به منابع آلاینده‌ای نظیر خطوط انتقال نفت، پالایشگاه‌ها، صنایع پتروشیمی و صنایع نیشکر موجب گردیده تا طیف وسیعی از مخاطرات، سلامت این اکوسیستم را مورد تهدید قرار دهند (Heidari Chaharlang et al., 2017)، بطوریکه این‌گونه مخاطرات، این تالاب منحصربه‌فرد را از سال ۱۳۷۲ وارد فهرست قرمز تالاب‌های

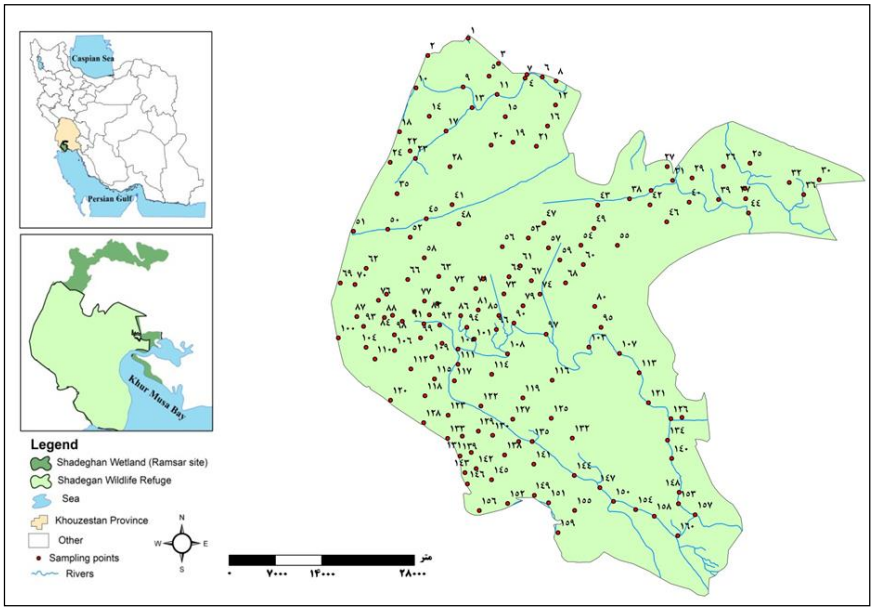
[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-25]

بین‌المللی (فهرست مونترو) رامسر قرار داده است (Kaffashi *et al*. 2011). در بین آلاینده‌های متعددی که وارد اکوسیستم آبی تالاب می‌شود، فلزات سنگین می‌باشند که ازجمله عوامل مختل‌کننده این اکوسیستم آبی به شمار می‌روند که ورود آن به محیط‌زیست تالاب می‌تواند سبب بروز صدمات و بیماری‌های مختلفی شود (حیدری و همکاران، ۱۳۹۲). فلزات سنگین در یک مقیاس وسیع، از منابع متفاوتی وارد محیط‌زیست می‌شوند (Palma *et al*., 2015). در بسیاری از مناطق، ورودی عناصر سنگین به داخل محیط، به‌طور طبیعی و بدون دخالت انسان، بسیار بیشتر از ورودی آن‌ها با دخالت انسان است (تقی پور و همکاران، ۱۳۸۹)، به‌عبارت‌دیگر، این فلزات به‌طور طبیعی در خاک و رسوب وجود دارند، اما در اثر فعالیت‌های انسانی هم ممکن است به خاک و رسوب افزوده شوند (Wang *et al*., 2015)؛ بنابراین با توجه به شرایط جغرافیایی و محیط زیستی منطقه و حائز اهمیت بودن این منطقه به لحاظ صنعتی و کشاورزی (Heidari Chaharlang *et al*., 2017) و استفاده بیش‌ازحد از سموم و کودهای شیمیایی که باعث ورود فلزات سنگینی همچون روی و مس به محیط‌زیست منطقه می‌شوند، این مهم را می‌طلبد که تحقیقی کاربردی و قابل استناد در ارتباط با آلودگی این عناصر در این منطقه صورت گیرد. در خصوص کیفیت آب و رسوب تالاب شادگان مطالعات مختلفی صورت گرفته ازجمله فرخیان، پروژه‌ای را تحت عنوان "مدیریت آب و آلاینده‌های تالاب شادگان" از زمستان ۱۳۷۳ به مدت ۴ فصل و با بررسی فاکتورهای محیط زیستی و آلاینده‌های فلزی رو انجام داد، سازمان حفاظت محیط‌زیست خوزستان از پاییز ۱۳۷۴ تا تابستان ۱۳۷۵ نمونه‌برداری از آب تالاب شادگان را انجام و فاکتورهای محیط زیستی و آلاینده‌های فلزی را موردبررسی قرارداد، همچنین مرکز تحقیقات شیلات استان خوزستان نیز در سال ۱۳۷۴ تا ۱۳۷۵ پروژه‌ای با عنوان "مطالعات طرح جامع تالاب شادگان" را به انجام رساند که همگی وجود آلودگی در آب و رسوب تالاب را گزارش کردند. با توجه به اینکه رفتار محیط زیستی فلزات در رسوبات شدیداً وابسته به فرم شیمیایی آن‌ها است، که تحرک، دسترسی زیستی و سمیت آن‌ها را برای موجودات زنده تحت تأثیر قرار می‌دهد (Nasr *et al*., 2015)، بنابراین فقط اندازه‌گیری غلظت کلی فلزات نمی‌تواند اطلاعات کافی در مورد تحرک، دسترسی زیستی و درنتیجه خطرات برای اکوسیستم‌های دریایی را به دست دهد (Gasparatos *et al*., 2015). این مسئله، لزوم انجام مطالعات تفکیک شیمیایی را به‌منظور دستیابی به منشأ و نوع پیوندها، ضروری می‌سازد (Heidari Chaharlang *et al*., 2016)، ولی ازآنجایی‌که اطلاعات مربوط به آلودگی رسوبات، عمدتاً به‌صورت نقطه‌ای برداشت می‌شود و به همین علت در مطالعات آلودگی حتی زمانی که تعداد نمونه‌ها بسیار زیاد است، با سطوح فاقد اطلاعات روبرو هستیم، ازاین‌رو برای شبیه‌سازی این سطوح فاقد اطلاعات، مقادیر یک متغیر در نقاط نمونه‌برداری نشده نیاز دارد که به‌وسیله نقاط نمونه‌برداری شده مجاورش تخمین زده شود که این امر اصطلاحاً درون‌یابی نامیده می‌شود (Li and Heap, 2011). امروزه استفاده از روش‌های درون‌یابی به‌طور گسترده‌ای در پهنه‌بندی و تخمین غلظت فلزات سنگین در نقاطی که نمونه‌برداری نشده‌اند، کاربرد دارد (Matejicek *et al*., 2006; Liu *et al*., 2016). بنابراین به دلیل وسعت مکانی تالاب شادگان و مشکلات مرتبط با نمونه‌های جمع‌آوری‌شده برای تعیین مناطق آلوده و مناطق در معرض آلودگی و همچنین هزینه‌های بالای نمونه‌برداری و آنالیز آزمایشگاهی، استفاده از سامانه اطلاعات جغرافیایی و روش‌های آمار مکانی بسیار مفید است. در طی سالیان اخیر، علی‌رغم انجام تحقیقات متعدد درزمینه پهنه‌بندی و الگوی توزیع مکانی آلودگی فلزات با استفاده از روش‌های زمین‌آمار و GIS در نمونه‌های خاک و رسوبات اکوسیستم‌های مختلف (خوش‌اقبال و همکاران، ۱۳۹۰؛ باقری و همکاران، ۱۳۹۲؛ حیدری و همکاران، ۱۳۹۲)، این تحقیقات بر مبنای غلظت کلی فلزات بوده و درنتیجه نقشه‌های به‌دست‌آمده از مناطق به‌شدت آلوده یا در معرض آلودگی تصویر واقعی از آلودگی یک محیط آبی را به دست نخواهد داد. در این مطالعه، برای اولین بار چگونگی توزیع مکانی فلزات سنگین و تهیه نقشه پهنه‌بندی آن در رسوبات بزرگ‌ترین تالاب کشور با تکیه‌بر منشأ یابی فلزات با استفاده از روش‌های مختلف درون‌یابی به کمک سامانه اطلاعات جغرافیایی جهت بررسی آلودگی رسوبات تالاب به فلزات ضروری و ارائه راهکارهای متناسب موردبررسی قرار گرفت.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-25]

مواد و روش‌ها

تالاب شادگان و گل زارهای خورالامیه و خور موسی (که در اسناد کنوانسیون رامسر جمعاً به‌عنوان تالاب شادگان نامیده شده است) (زادمهر، ۱۳۸۵)، تالاب وسیعی را به وجود می‌آورند که در منتهی‌الیه حوضه رودخانه جراحی در عرض جغرافیایی ۴۸ درجه و ۲۰ دقیقه طول شرقی و ۳۰ درجه و ۱۶ دقیقه عرض شمالی قرار دارد (محمدی روزبهانی و همکاران، ۱۳۹۷). به دلیل اهمیت زیاد بوم‌شناختی، این تالاب به‌عنوان تالاب بااهمیت بین‌المللی به کنوانسیون رامسر معرفی‌شده و بخش‌هایی از آن (بیش از ۵۴ درصد) در چهارچوب قوانین ملی به‌عنوان پناهگاه حیات‌وحش موردحمایت و حفاظت قرارگرفته است (Heidari Chaharlang *et al*., 2017). کل وسعت تالاب (محدوده مذکور در کنوانسیون رامسر) به انضمام خور موسی ۵۳۷۷۰۰ هکتار است (هاشمی و همکاران، ۱۳۹۳). با توجه به اینکه منطقه موردمطالعه ما محدوده پناهگاه حیات‌وحش شادگان انتخاب گردید، لذا برای نمونه‌برداری از آن، تمام پهنه تالاب شادگان موردبررسی قرار گرفت و به دلیل وسعت زیاد منطقه، هزینه زیاد نمونه‌برداری، باتلاقی بودن بعضی از نواحی تالاب و عدم امکان دسترسی به این نواحی، نمونه‌برداری از ۱۶۰ مکان نمونه‌برداری در دو مرحله ابتدا در خردادماه ۱۳۹۳ انجام گرفت و سپس در ادامه با خشک شدن نقاط باتلاقی تالاب به‌ویژه خوریات منطقه در آبان ماه سال ۱۳۹۳ در محدوده پناهگاه حیات‌وحش شادگان که امکان برداشت نمونه‌های رسوب و خاک منطقه وجود داشت، نمونه‌برداری صورت گرفت (شکل ۱)، شایان‌ذکر است که با توجه به خشک بودن قسمت اعظم تالاب شادگان، بخش زیادی از نمونه‌های جمع‌آوری‌شده به‌ویژه در قسمت‌های میانی و جنوبی تالاب در پایین‌دست جاده آبادان به ماهشهر از خاک منطقه برداشت گردید. ضمناً انتخاب مکان‌های نمونه‌برداری بر اساس مطالعات میدانی، حضور نمونه‌های موردنظر و میزان آلودگی به‌صورت تصادفی صورت گرفت.



شکل ۱: نقشه شماتیک مکان‌های نمونه‌برداری موردمطالعه در محدوده پناهگاه حیات‌وحش شادگان (سال ۱۳۹۳).

نمونه‌برداری از رسوبات منطقه موردمطالعه به روش سیستماتیک شبکه‌ای با نقطه شروع تصادفی صورت پذیرفت. بدین منظور منطقه موردمطالعه به سلول‌های ۵×۵ کیلومتر تقسیم گردید و سپس بر اساس اطلاعات میدانی مربوط به منطقه فاصله شبکه‌ها ۲/۵×۲/۵ و ۱×۱ کیلومتر و در بعضی مناطق بافاصله ۵۰۰ ×۵۰۰ متر انتخاب گردید و نمونه‌های رسوب سطحی در ۱۶۰ نقطه موقعیت‌یابی شده به‌وسیله GPS در محدوده

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-25]

هر سلول به‌وسیله دستگاه گراب وان وین از عمق ۵-۰ سانتیمتری از بستر تالاب جمع‌آوری گردید. پس‌ازآن، نمونه‌ها به آزمایشگاه روژان آزما (کیلومتر ۵ جاده کرج-قزوین) منتقل گردید و در دمای ۲۰- درجه سانتی‌گراد نگهداری شد. برای آماده‌سازی، نمونه‌ها برای حداقل ۱۶ ساعت در دمای ۱۰۵ درجه سانتی‌گراد در آون قرار داده شدند تا به وزن ثابتی برسند، سپس نمونه‌ها در هاون چینی پودر شدند، پس‌ازآن رسوبات جهت یکنواخت سازی و جداسازی ذرات کوچک‌تر از ۶۳ میکرون (سیلت و رس) از ذرات درشت (شن و ماسه) با استفاده از الک ۶۳ میکرون غربال شدند و در ظروف پلی‌اتیلنی تا زمان هضم شیمیایی نگه‌داری شدند (Yap *et al*. 2003). آنالیز فلزات در بخش‌های ژئوشیمیایی رسوبات از روش اصلاح‌شده (Sequential Extraction Technique) در ۴ مرحله انجام گرفت (Shirneshan *et al*., 2013): ابتدا در فراکشن سست یا تبادلی، حدود ۱۰ گرم از هر نمونه خشک‌شده رسوب به‌طور متناوب و به مدت ۳ ساعت با ۵۰ میلی‌لیتر ۵۰ میلی‌لیتر از استات آمونیوم ($NH4CH3COO$) یک مولار و pH برابر ۷ به هر نمونه افزوده گردید و پس‌ازآن نمونه‌ها به مدت ۳ ساعت در دمای اتاق بر روی دستگاه شیکر تکان داده شد. در مرحله دوم در فراکشن سولفیدی به هر یک از نمونه‌های رسوب باقیمانده مرحله قبل، ۵۰ میلی‌لیتر هیدروکسیل آمین هیدروکلراید ($NH2OHCL$) ۰/۲۵ مولار اسیدی شده تا pH=۲ با HCL، افزوده شد و محلول به درون ظروف شیکر انتقال داده شد. پس‌ازآن نمونه‌ها به مدت ۳ ساعت در دمای اتاق بر روی دستگاه تکان‌دهنده هم زده شدند. در مرحله سوم که مربوط به فراکشن اکسیداسیون مواد آلی می‌باشد، در این مرحله ابتدا ۲۰ میلی‌لیتر پراکسید هیدروژن (H_2O_2) ۳۰ درصد به نمونه‌های رسوب باقیمانده از مرحله دوم اضافه گردید و در حمام آب گرم (بن ماری) با دمای ۹۰-۹۵ درجه سانتی‌گراد قرار داده شد تا اکسیده شده و پس از سرد شدن، ۵۰ میلی‌لیتر محلول استات آمونیوم ۱ مولار اسیدی شده تا pH=۲ با HCL، به هر نمونه اضافه گردید. سپس نمونه‌ها به مدت ۳ ساعت به‌طور متناوب در دمای اتاق بر روی دستگاه تکان‌دهنده هم زده شدند. سرانجام در آخرین مرحله که مربوط به فراکشن مقاوم یا پایدار می‌باشد، ابتدا اسید پرکلریک (۷۲-۷۰ درصد) و اسید نیتریک (۶۵ درصد) با نسبت ۱ به ۴ (۱۰ میلی‌لیتر اسید پرکلریک و ۴۰ میلی‌لیتر اسید نیتریک) مخلوط گردیدند. سپس ۱۰ میلی‌لیتر از این مخلوط به هر نمونه رسوب باقیمانده از مرحله سوم افزوده شد و بر روی هیتر مخصوص ابتدا ۱ ساعت در دمای ۴۰ درجه و سپس ۳ ساعت در دمای ۱۴۰ درجه قرار داده شد. ماده باقیمانده تا حجم نهایی ۲۰ میلی‌لیتر با استفاده از آب دو بار تقطیرشده رقیق و سپس با کاغذ صافی واتمن شماره ۴۲ صاف گردید. بعد از فیلتر کردن نمونه‌ها، غلظت فلزات (Cu, Fe and Zn) در نمونه‌های رسوب توسط دستگاه جذب اتمی مدل (Shimadzu-AA670) تعیین گردید. جهت کنترل کیفیت آنالیزها و برای حصول اطمینان از عدم وجود ناخالصی در غلظت‌های گزارش‌شده نهایی فلزات، در طول آزمایش از نمونه‌های blank استفاده گردید و برای هر ۲۰ نمونه یک نمونه blank در کنار سایر نمونه‌ها همانند نمونه‌های موردبررسی برای هر دو روش غلظت کل و استخراج پی‌درپی آماده‌سازی گردید. همچنین دقت اندازه‌گیری میزان فلزات و کیفیت روش مورداستفاده با استفاده از آنالیز ماده استاندارد SRM ۲۷۱۱ کنترل گردید. درصد بازیابی رضایت‌بخش و دارای دامنه‌ای بین ۱۰۳/۳۴-۸۸ درصد تعیین گردید (جدول ۱).

جدول ۱: مقایسه نتایج استاندارد (SRM 2711a- Montana II soil): غلظت‌های به‌دست‌آمده (µg/g dw) و چاپ‌شده (سال ۱۳۹۳).

عنصر	نتایج چاپ‌شده	نتایج اندازه‌گیری شده	درصد بازیابی
روی	۴۱۴	۳۸۵/۶	۹۳ درصد
مس	۱۴۰	۱۲۳/۵	۸۸ درصد
آهن	۲۸۲۰۰	۲۹۱۰۰	۱۰۳/۳۴ درصد

پس از انجام آزمایش‌ها و به دست آوردن اطلاعات و داده‌های موردنیاز، با استفاده از نرم‌افزار آماری (SPSS 17) تجزیه‌وتحلیل آماری انجام شد. پس از اطمینان از نرمال بودن داده‌ها، برای مدل‌سازی تغییرات مکانی و تهیه نقشه‌های توزیع مکانی غلظت فلزات از روش‌های مختلف

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-25]

درون‌یابی شامل روش درون‌یابی زمین‌آماری کریجینگ معمولی (Ordinary Kriging) و روش‌های درون‌یابی جبری یا قطعی شامل وزن دهی معکوس فاصله (Inverse Distance Weighted) و توابع پایه‌ی شعاعی با تابع پایه از نوع اسپیلاین با صفحه نازک (Thin Plate Spline) در محیط نرم‌افزاری Arc GIS 10.2 استفاده گردید. اولین گام در تخمین با استفاده از تخمین گرهای زمین‌آماری یا کریجینگ، محاسبه ساختار مکانی داده‌ها با استفاده از سمی واریوگرام می‌باشد (Va´zquez-Sauceda *et al*. 2015). جهت محاسبه و ترسیم تغییر نما از نرم‌افزار واریووین (Variowin 2.2) (Pannatire, 1996) استفاده گردید. نیم نما که با علامت γ نشان داده می‌شود از طریق رابطه ۱ محاسبه می‌شود (Guagliardi *et al*., 2012):

رابطه ۱:

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

$Z_i(x)$ = مقدار متغیر Z در نقطه i ام

$Z_i(x+h)$ = مقدار متغیر در نقطه‌ای به فاصله h از نقطه i ام

$N(h)$ = تعداد جفت مکان‌های نمونه جداشده به ازا هر فاصله h

پس از رسم واریوگرام با استفاده از کریجینگ معمولی چهار مدل کروی، گوسی، خطی و نمایی برای هر داده به سمی واریوگرام رسم شده برازش داده شد و مناسب‌ترین مدل انتخاب گردید. برای این منظور تغییر نمای همه جهت (Omni variogram) توسط نرم‌افزار واریووین (Variowin 2.2) ترسیم گردید. پس از ترسیم واریوگرام و تعیین پارامترهای مدل برازش داده‌شده (شامل اثر قطعه‌ای، حد آستانه و دامنه تأثیر) درجه وابستگی مکانی هریک از متغیرهای موردنظر تعیین شد. به‌منظور تعیین کلاس‌های مختلف مکانی، از نسبت واریانس اثر قطعه‌ای به واریانس کل استفاده گردید. اگر این نسبت کمتر از ۲۵ درصد باشد، نمایانگر وابستگی مکانی قوی، مقادیر ۲۵ درصد تا ۷۵ درصد به‌عنوان وابستگی مکانی متوسط و مقادیر بیشتر از ۷۵ درصد معرف وابستگی مکانی ضعیف خواهد بود (فرهمند، ۱۳۹۴). برای محاسبه میزان همبستگی مکانی از رابطه ۲ استفاده گردید:

رابطه ۲:

$$\text{کلاس وابستگی مکانی} = \frac{\boldsymbol{Nugget}}{\boldsymbol{Sill}} \times ۱۰۰$$

به‌منظور تهیه نقشه‌های پهنه‌بندی و توزیع مکانی متغیرهای مختلف، ابتدا برای تهیه نقشه‌های کریجینگ بعد از محاسبه تغییر نما و کنترل اعتبار پارامترهای آن، مدل مناسب به تغییر نمای داده‌ها با استفاده از نرم‌افزار واریووین (Variowin 2.2) (Pannatire, 1996) برازش گردید. سپس با انجام درون‌یابی مدل‌های مختلف تغییر نما بهترین مدل انتخاب گردید. درنهایت با استفاده از نرم‌افزار (Arc GIS 10.2) نقشه‌های کریجینگ رسم گردید. ازآنجاکه حجم نمونه‌های برداشت‌شده بالابود، برای ارزیابی دقت تخمین گرهای به کار بسته‌شده و بررسی خطای درون‌یابی از روش داده‌های اعتبار سنجی مستقل (Independent Data Method) استفاده گردید (محمدی، ۱۳۸۵). درنهایت اقدام به ارزیابی نتایج حاصل از تخمین و بهینه‌سازی ویژگی‌های مختلف تخمین گر موردنظر گردید که در این تحقیق از دو معیار خطای برآورد با استفاده از مدل آماری ریشه‌ی میانگین مربعات خطا (Root Mean an Squared Error) و میانگین مطلق خطای تخمین (Mean Absolute Error) استفاده گردید (محمدی، ۱۳۸۵; فرهمند، ۱۳۹۴). هرچه مقدار این دو معیار کمتر و به صفر نزدیک‌تر باشد میزان دقت فضایی روش بیشتر بوده و هرچه از صفر دور شود از میزان دقت آن کاسته می‌شود.

$$\boldsymbol{MAE}=\frac{\boldsymbol{1}}{\boldsymbol{n}}\sum_{\boldsymbol{i=1}}^{\boldsymbol{n}}|\boldsymbol{pi}-\boldsymbol{oi}|$$

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-25]

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}(pi - oi)^2}$$

pi = مقدار تخمینی oi = مقدار مشاهده‌ای

n= تعداد مشاهدات i = اندیس داده‌ها

درنهایت با مقایسه نتایج به‌دست‌آمده از این تکنیک و ارزیابی دقت تخمین گرهای به‌کاربرده شده برای هرکدام از فلزات، بهترین روش درون‌یابی در مورد هر فلز (با کمترین خطا و بیشترین دقت) جهت پهنه‌بندی مشخص گردید.

نتایج

بر اساس نتایج به‌دست‌آمده از آنالیز فلزات سنگین در رسوبات سطحی (جدول ۲)، غلظت کل فلزات سنگین به ترتیب به میزان ۵۵/۲۰ میکروگرم بر گرم وزن خشک برای فلز روی، ۲۲/۸۶ میکروگرم بر گرم وزن خشک برای فلز مس و ۲۵۹۷۹/۰۱ میکروگرم بر گرم وزن خشک برای آهن تغییر می‌کند. از سوی دیگر غلظت و درصد فلزات روی، مس و آهن در هر یک از بخش‌های ژئوشیمیایی رسوبات (جدول ۲) مبین آن است که میانگین درصد عناصر در فاز تبادلی دارای روندی به‌صورت آهن (۰/۰۰۵ درصد) < روی (۰/۵۵ درصد) < مس (۲/۲۹ درصد) بود. در فاز سولفیدی میانگین درصد عناصر روندی به‌صورت آهن (۰/۰۱ درصد) < روی (۱/۴۸ درصد) < مس (۲/۱۲ درصد) را نشان داد. در فاز آلی–فلزی میانگین درصد عناصر روندی به‌صورت آهن (۰/۱۷ درصد) < روی (۳/۳۱ درصد) < مس (۶/۳۴ درصد) را داشت و در فاز پایدار نیز میانگین درصد فلزات روندی به‌صورت مس (۸۹/۲۳ درصد) < روی (۹۳/۹۳ درصد) < آهن (۹۹/۸ درصد) را ثبت کرد.

جدول ۲: نتایج آنالیز غلظت فلزات (µg/g dw) در بخش‌های ژئوشیمیایی وابسته به رسوبات (تالاب شادگان) (سال ۱۳۹۳).

فلزات	حداقل	حداکثر	غلظت کل	بخش تبادلی	بخش وابسته به عناصر احیا	بخش وابسته به مواد آلی	بخش پایدار	رسوبات جهانی	پوسته زمین	میانگین شل
مس	۷	۳۸/۹۵	۲۲/۸۶±۵/۶ ۱۰۰ درصد	۰/۵۲±۰/۲۰ ۲/۲۹ درصد	۰/۴۸±۰/۱۹ ۲/۱۲ درصد	۱/۴۵±۰/۴۳ ۶/۳۴ درصد	۲۰/۴۰±۵/۶۸ ۸۹/۲۳ درصد	۳۳	۵۰	۴۵
روی	۱۴/۳	۱۲۲/۸	۵۵/۲۰±۱۶/۰۴ ۱۰۰ درصد	۰/۳۰±۰/۲۲ ۰/۵۵ درصد	۰/۸۲±۳/۲۲ ۱/۴۸ درصد	۱/۸۲±۲/۷۴ ۳/۳۱ درصد	۵۱/۸۵±۱۶/۶۲ ۹۳/۹۳ درصد	۹۵	۷۵	۹۵
آهن	۶۰۸۷	۴۴۸۹۰	۲۵۹۷۹/۰۱±۶۹۱۷/۹ ۱۰۰ درصد	۱/۴±۱/۰۶ ۰/۰۰۵ درصد	۳/۵۲±۱/۴۱ ۰/۰۱ درصد	۴۵/۲۰±۲۶/۱۲ ۰/۱۷ درصد	۲۵۹۲۸/۳۶±۶۹۱۷/۰۵ ۹۹/۸ درصد	۴۱۰۰۰	۵۶۳۰۰	۴۷۲۰۰

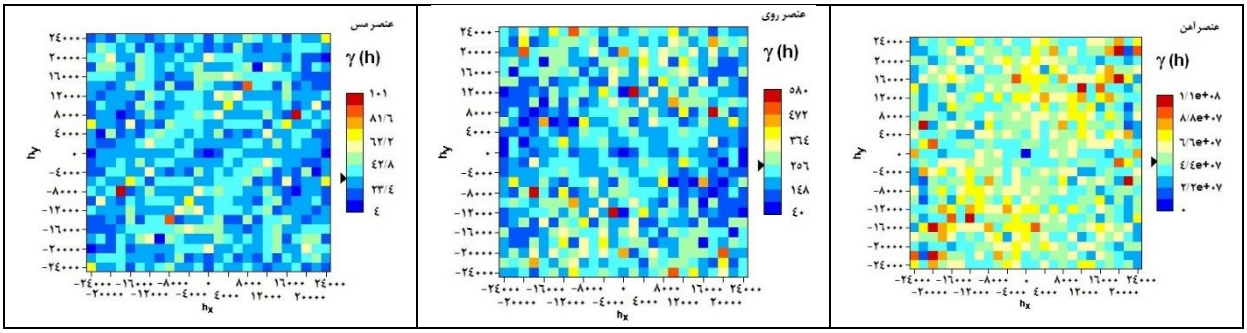
نتایج حاصل از تجزیه‌وتحلیل‌های آماری (جدول ۳) نشان داد که داده‌ها در هر سه بخش غلظت کل، طبیعی و انسان‌ساخت همگی نزدیک به نرمال بودند. نتایج همچنین نشان داد که در بین فلزات سنگین، غلظت کل آهن دارای بیشترین میانگین و غلظت کل مس دارای کمترین

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-25]

میانگین است. در ارتباط با غلظت انسانی فلزات نیز نتایج حاکی از آن بود که در بین فلزات سنگین، همانند غلظت کل و بخش طبیعی فلزات، آهن دارای بیشترین میانگین و مس دارای کمترین میانگین است (جدول ۳).

جدول ۳: مشخصات آماری غلظت کل، طبیعی و انسانی فلزات (µg/g dw) در رسوب سطحی (تالاب شادگان) (سال ۱۳۹۳).

غلظت	متغیر	میانگین	میانه	حداقل	حداکثر	چولگی	کشیدگی	انحراف معیار	ضریب تغییرات (٪)	آزمون K-S
	مس	۲۲/۸۶	۲۳/۶۷	۷	۳۸/۹۵	-۰/۳۷۸	۰/۷۲۸	۵/۶۸	۲۲/۸۴ درصد	۰/۰۵۴
غلظت کل	روی	۵۵/۲۰	۵۴/۲۷	۱۴/۳۰	۱۲۲/۸۰	۱/۰۴	۳/۲۸	۱۶/۰۴	۲۹/۰۵ درصد	۰/۲۰۰
	آهن	۲۵۹۷۹/۰۱	۲۶۸۵۵	۶۰۸۷	۴۴۸۹۰	-۰/۴۹۳	۰/۲۵۹	۶۹۱۷/۹۱	۲۶/۶۲ درصد	۰/۰۷۴
	مس	۲۰/۴۰	۲۰/۹۶	۲/۷۸	۳۵/۲۸	-۰/۴۵۶	۰/۸۰۹	۵/۶۸	۲۷/۸۴ درصد	۰/۰۸۸
غلظت طبیعی	روی	۵۱/۸۵	۵۱/۳۶	۱/۹۵	۱۱۹/۴۹	۰/۸۱۳	۳/۰۸	۱۶/۶۲	۳۲/۰۵ درصد	۰/۰۹۹
	آهن	۲۵۹۲۸/۳۶	۲۶۷۷۴/۱۶	۶۰۵۶/۹۱	۴۴۸۵۴/۸۱	-۰/۴۹۱	۰/۲۶۲	۶۹۱۷/۰۵	۲۶/۶ درصد	۰/۰۶۳
	مس	۲/۴۶	۲/۳۵	۱/۱۲	۶/۱۲	۱/۵۷۷	۶/۱۰۲	۰/۶۳۲	۲۵/۶۹ درصد	۰/۰۰۱
غلظت انسان‌ساخت	روی	۳/۳۴	۲/۲۷	۰/۷۴	۶۳/۶۰	۷/۴۷	۶۱/۱۲	۶/۳۸	۱۹۱ درصد	۰/۰۰
	آهن	۵۰/۶۵	۴۴/۵۰	۶/۶۶	۱۴۸/۳۷	۱/۰۷۷	۱/۱۱۴	۲۶/۳۵	۵۲/۰۲ درصد	۰/۰۵۰



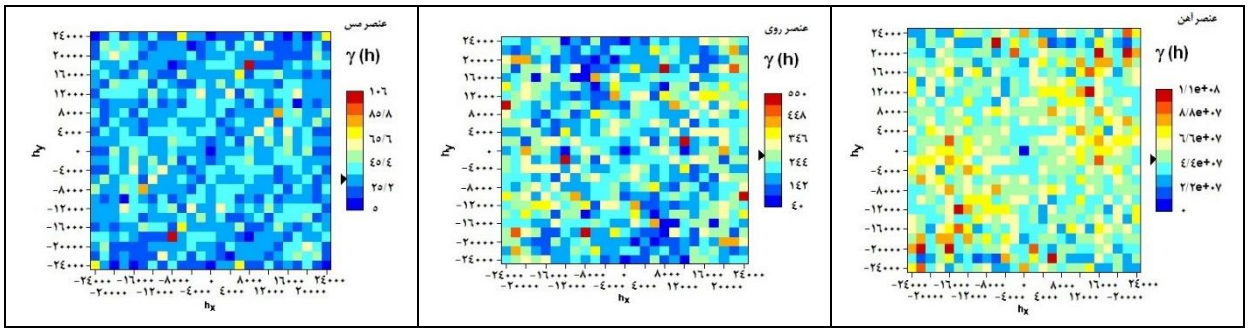
شکل ۲: تغییر نمای سطحی غلظت کل (Total) فلزات (روی، مس و آهن) در رسوبات تالاب شادگان (سال ۱۳۹۳).

بررسی تغییر نمای رویه‌ای یا سطحی غلظت عناصر روی، مس و آهن نشان داد که ناهمسان‌گردی مشخصی برای این متغیرها در هر سه بخش غلظت کل، طبیعی و انسان‌ساخت وجود ندارد (شکل‌های ۲ تا ۴)، بنابراین با توجه به همسان‌گرد بودن متغیر موردبررسی، تغییر نمای تجربی همه جهت آن تهیه و مدل مناسب برازش داده شد (شکل‌های ۵ تا ۷). نتایج حاصل از برازش مدل‌های استاندارد به تغییر نمای تجربی نشان داد که تمامی این متغیرهای موردبررسی در هر سه بخش غلظت کل، بخش طبیعی و انسان‌ساخت همگی دارای ساختار مکانی همراه با مدل‌های دارای سقف یا حد آستانه و عدم وجود روند می‌باشند (شکل‌های ۵ تا ۷).

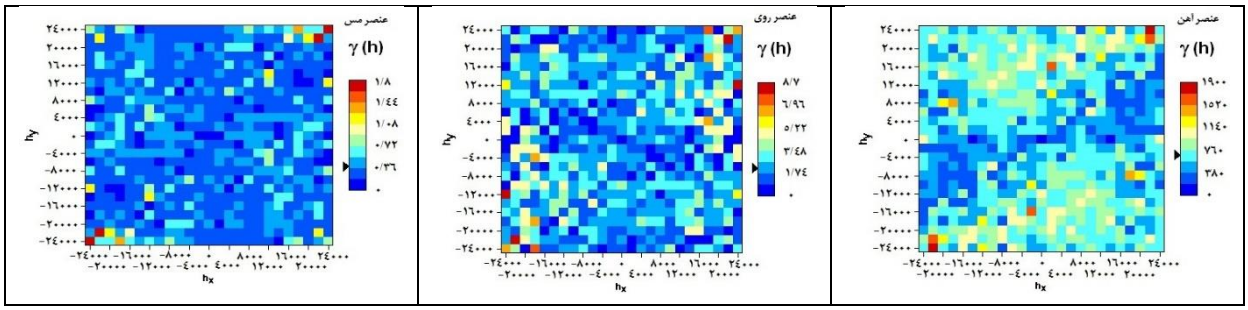
در مورد غلظت کل فلزات، دامنه تأثیر تغییر نماها از حدود ۷۵۷۱/۷ متر برای آهن کل تا ۸۶۵۳/۳ متر برای روی کل در رسوبات سطحی منطقه موردمطالعه در نوسان می‌باشد (جدول ۴). برای بخش طبیعی فلزات در منطقه موردمطالعه، بزرگ‌ترین دامنه تأثیر متعلق به آهن با دامنه ۹۱۸۳/۳ متر و کوچک‌ترین دامنه تأثیر نیز متعلق به آهن با دامنه ۵۶۱۲/۵ متر بود (جدول ۴). در مورد بخش قابل‌دسترس فلزات نیز بزرگ‌ترین دامنه تأثیر متعلق به فلز روی با دامنه ۱۲۱۹۴/۲ متر و کوچک‌ترین دامنه تأثیر نیز به فلز مس با دامنه ۹۹۲۳/۳۳ متر تعلق گرفت (جدول ۴).

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-25]

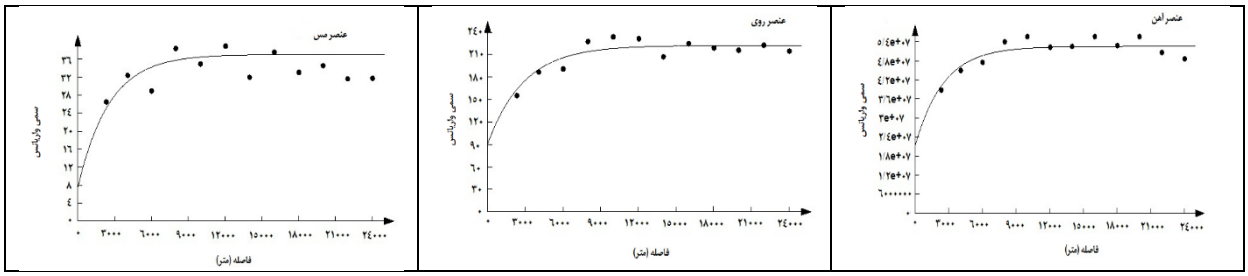
جدول ۵ میزان خطای حاصل از اجرای روش‌های مختلف درون‌یابی را نشان می‌دهند. از میان سه روش درون‌یابی مورداستفاده در این تحقیق، فلزات روی و مس در هر سه بخش غلظت کل، انسان‌ساخت و طبیعی در رسوبات سطحی کمترین مقادیر خطا و بالاترین دقت تخمین را در روش کریجینگ معمولی با مدل نمایی نشان دادند، درحالی‌که فلز آهن در هر سه بخش غلظت کل، طبیعی و انسان‌ساخت در رسوبات سطحی کمترین مقدار خطا و بالاترین دقت تخمین را در روش درون‌یابی وزن دهی معکوس فاصله با توان ۲ نشان داد.



شکل ۳: تغییر نمای سطحی بخش طبیعی (Natural) غلظت فلزات (روی، مس و آهن) در رسوبات تالاب شادگان (سال ۱۳۹۳).

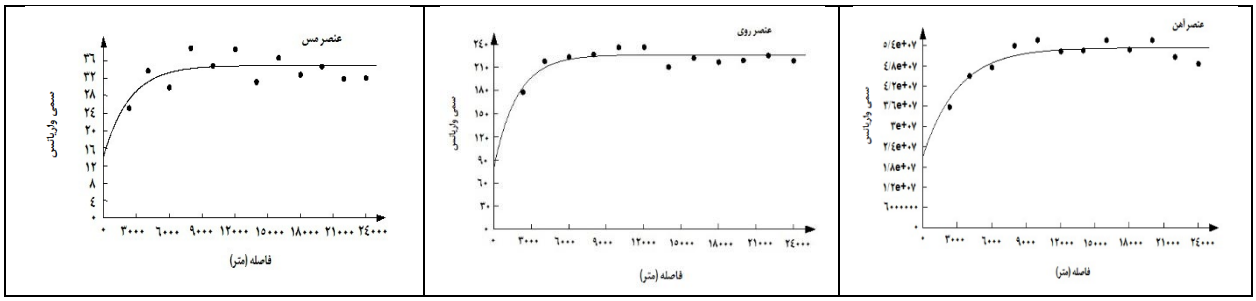


شکل ٤: تغییر نمای سطحی بخش انسان‌ساخت (Anthropogenic) غلظت فلزات (روی، مس و آهن) در رسوبات تالاب شادگان (سال ۱۳۹۳).

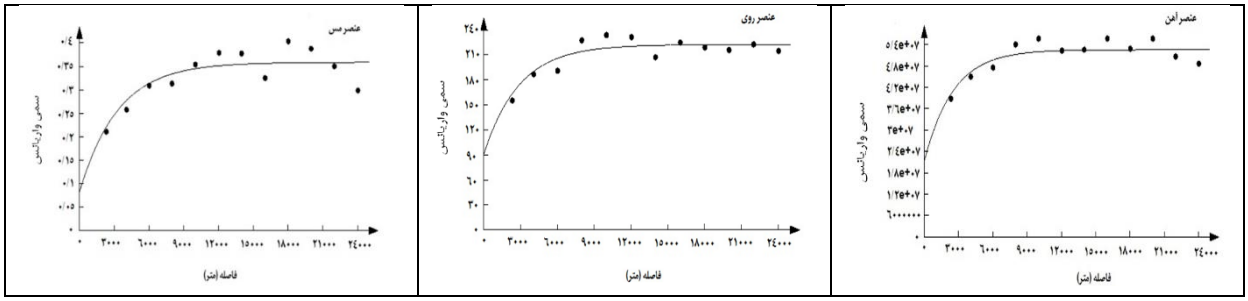


شکل ۵: واریوگرام‌های تجربی (دوایر سیاه‌رنگ) به همراه مدل نظری (خط ممتد) برازش داده‌شده بر آن‌ها در بخش غلظت کل فلزات سنگین (روی، مس و آهن) در رسوبات سطحی تالاب شادگان (سال ۱۳۹۳).

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-25]



شکل ٦: واریوگرام‌های تجربی (دوایر سیاه‌رنگ) به همراه مدل نظری (خط ممتد) برازش داده‌شده بر آن‌ها در بخش طبیعی فلزات سنگین (روی، مس و آهن) در رسوبات سطحی تالاب شادگان (سال ۱۳۹۳).



شکل ۷: واریوگرام‌های تجربی (دوایر سیاه‌رنگ) به همراه مدل نظری (خط ممتد) برازش داده‌شده بر آن‌ها در بخش انسان‌ساخت فلزات سنگین (روی، مس و آهن) در رسوبات سطحی تالاب شادگان (سال ۱۳۹۳).

جدول ٤: نتایج مربوط به مدل‌های تغییر نمای برگزیده برای غلظت کل، طبیعی و انسانی هر فلز در تالاب شادگان (سال ۱۳۹۳).

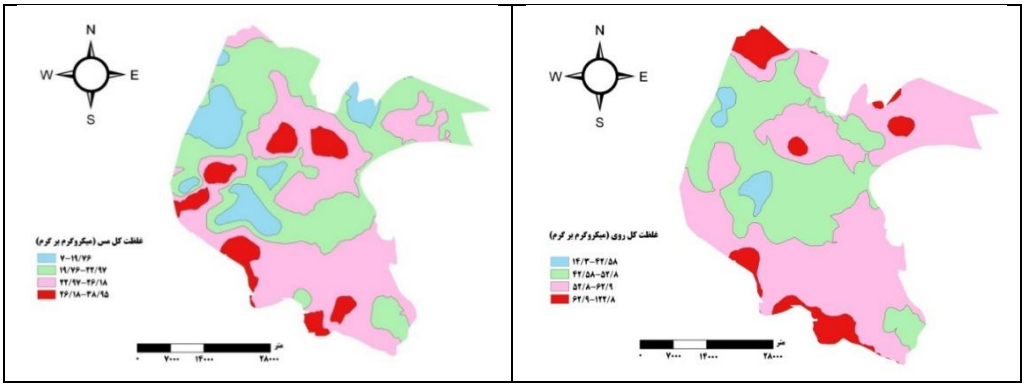
غلظت	عناصر	مدل واریوگرافی	اثر قطعه‌ای *Nugget effect*	سقف یا آستانه *Sill*	دامنه یا شعاع تأثیر *Range*	نسبت همبستگی *Nugget / Sill*	کلاس همبستگی	مجذور میانگین مربعات خطا *RMSE*
غلظت کل	مس	نمایی	۷/۴۱۰	۳۷/۰۹۷	۷۶۸۳/۳	۱۹/۹۷	قوی	۲/۸۰۵
	روی	نمایی	۹۰/۵۲۳	۲۲۲/۳۲۶	۸۶۵۳/۳	۴۰/۷۱	متوسط	۱۰/۱۴۰
	آهن	نمایی	۲۱۳۰۰۰۰۰۰	۵۲۶۰۰۰۰۰۰	۷۵۷۱/۷	۴۰/۴۹	متوسط	۳۶۲۰۰۰۰۰
غلظت طبیعی	مس	نمایی	۱۴/۱۵۶	۳۴/۸۹۹	۷۱۴۲/۵	۴۰/۵۶	متوسط	۰/۰۲۳۳
	روی	نمایی	۸۰/۷۸۹	۲۲۶/۲۱۲	۵۶۱۲/۵	۳۵/۷۱	متوسط	۰/۱۱۷۰
	آهن	نمایی	۲۱۰۰۰۰۰۰	۵۳۳۰۰۰۰۰۰	۹۱۸۳/۳	۳۹/۳۹	متوسط	۳۳/۹۵۴
غلظت انسان‌ساخت	مس	نمایی	۰/۰۸۱۶	۰/۳۵۸۷	۹۹۲۳/۳۳	۲۲/۷۴	قوی	۳/۰۲۷
	روی	نمایی	۰/۰	۲/۲۰	۱۲۱۹۴/۲	۰	قوی	۱۲/۷۶
	آهن	نمایی	۱۷۱/۴۳	۶۸۵/۷۲	۱۰۹۱۳/۳	۰/۲۵	قوی	۲۹۷۰۰۰۰۰۰

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-25]

نقشه‌های مربوط به پراکنش مکانی غلظت کل و طبیعی روی، مس در شکل‌های (۸ و ۹) ارائه‌شده است. همچنین نقشه الگوی پراکنش مکانی غلظت انسان‌ساخت عناصر روی و مس با استفاده از کریجینگ معمولی در رسوبات سطحی منطقه موردمطالعه در شکل ۱۰ و نقشه الگوی پراکنش مکانی غلظت کل، طبیعی و انسان‌ساخت عنصر آهن با استفاده از روش وزن دهی معکوس فاصله در رسوبات سطحی منطقه موردمطالعه در شکل ۱۱ نشان داده‌شده است.

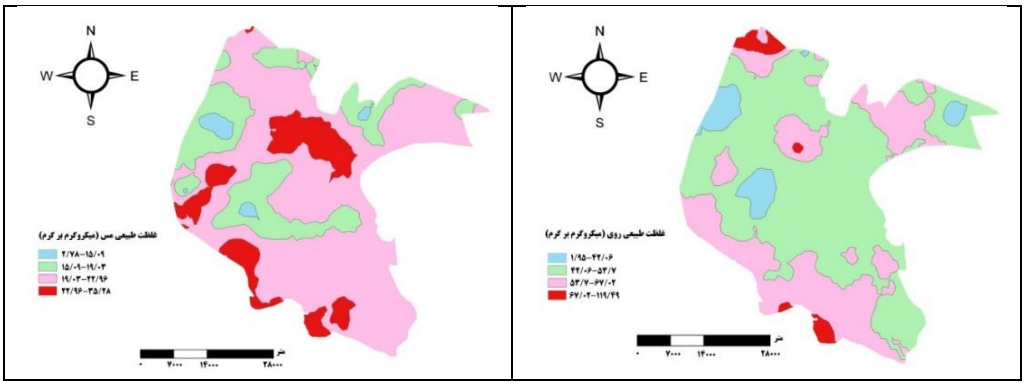
جدول ۵: نتایج حاصل از مدل‌سازی الگوی توزیع مکانی غلظت کل فلزات سنگین با استفاده از روش‌های مختلف درون-یابی برای تهیه نقشه توزیع مکانی فلزات در رسوب سطحی تالاب شادگان (سال ۱۳۹۳).

عناصر	روش درون‌یابی	مدل	ریشه میانگین مربعات خطا (*RMSE*)			میانگین مطلق خطا (*MAE*)		
			غلظت کل	طبیعی	انسانی	غلظت کل	طبیعی	انسانی
مس	کریجینگ معمولی	نمایی	۵/۸۰	۵/۵۴	۰/۴۶۲	۴	۳/۸۹	۰/۳۴۷
	معکوس وزنی فاصله	توان ۲	۵/۹۷	۵/۹۰	۰/۴۶۵	۴/۱۳	۴/۱۵	۰/۳۴۹
	توابع پایه شعاعی	اسپلاین صفحه نازک	۷/۰۲	۶/۸۴	۰/۶۴۰	۵/۱۶	۵/۰۲	۰/۴۵۹
روی	کریجینگ معمولی	نمایی	۱۴/۴۳	۱۳/۷۱	۱/۵۶	۱۰/۰۹	۹/۷۹	۰/۹۴۵
	معکوس وزنی فاصله	توان ۲	۱۵/۵۸	۱۵/۲۶	۱/۸۶	۱۰/۳۱	۱۰/۲۷	۱/۰۲
	توابع پایه شعاعی	اسپلاین صفحه نازک	۱۹/۵۳	۱۹/۳۹	۲/۵۹	۱۳/۴۸	۱۳/۷۷	۱/۳۷
آهن	کریجینگ معمولی	نمایی	۸۵۹۶/۱۴	۸۴۸۷/۷۷	۲۲/۱۸	۶۸۲۰/۹۹	۶۷۳۴/۸۲	۱۶/۱۴
	معکوس وزنی فاصله	توان ۲	۸۴۷۰/۱۶	۸۴۷۱/۴۰	۲۲/۰۲	۶۶۳۹/۸۳	۶۶۴۰/۶۷	۱۶/۱۲
	توابع پایه شعاعی	اسپلاین صفحه نازک	۹۱۲۳/۵۵	۹۱۲۱/۸۱	۲۵	۷۵۶۸/۱۷	۷۵۶۵/۶۷	۱۸/۳۲

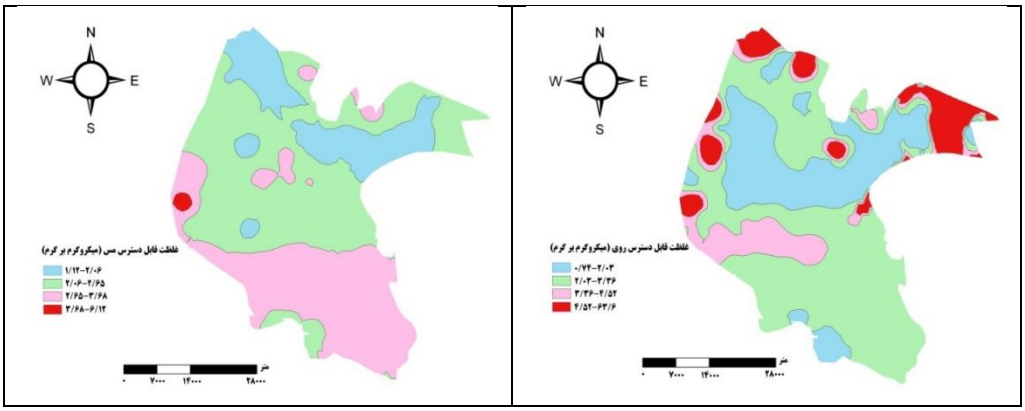


شکل ۸: نقشه الگوی پراکنش مکانی غلظت کل عناصر روی و مس با استفاده از کریجینگ معمولی در رسوبات سطحی تالاب شادگان (سال ۱۳۹۳).

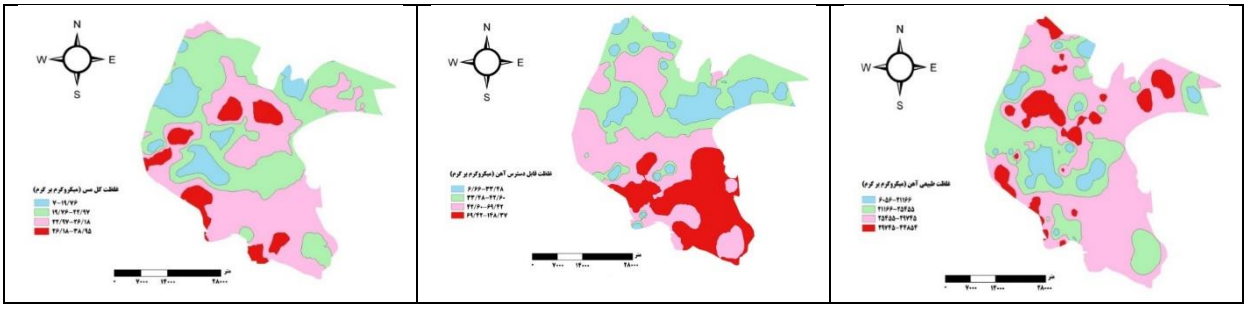
[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-25]



شکل ۹: نقشه الگوی پراکنش مکانی غلظت طبیعی عناصر روی و مس با استفاده از کریجینگ معمولی در رسوبات سطحی تالاب شادگان (سال ۱۳۹۳).



شکل ۱۰: نقشه الگوی پراکنش مکانی غلظت انسان‌ساخت عناصر روی و مس با استفاده از کریجینگ معمولی در رسوبات سطحی تالاب شادگان (سال ۱۳۹۳).



شکل ۱۱: نقشه الگوی پراکنش مکانی غلظت کل، طبیعی و انسان‌ساخت عنصر آهن با استفاده از روش وزن دهی معکوس فاصله در رسوبات سطحی تالاب شادگان (سال ۱۳۹۳).

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-25]

بحث و نتیجه‌گیری

با توجه به نتایج حاصله میانگین غلظت کل عناصر مس، روی و آهن به ترتیب ۲۲/۸۶، ۵۵/۲۰ و ۲۵۹۷۹/۰۱ میکروگرم بر گرم وزن خشک بوده است که با توجه به مناطق موردمطالعه غلظت عناصر متفاوت نشان داده است (جدول ۲). به‌عبارت‌دیگر تجمع عناصر در رسوبات سطحی پناهگاه حیات‌وحش شادگان روندی به‌صورت مس< روی < آهن نشان داد. در تحقیق دیگری نیز که بر روی عناصر سنگین روی، مس و آهن در رسوبات سطحی بخش شمالی تالاب شادگان انجام گردید، سطح بالای عناصر سنگین با میانگین غلظت ۱۷۰۰۰، ۳۶/۴ و ۱۴/۸ میکروگرم بر گرم وزن خشک به ترتیب برای آهن، روی و مس در رسوبات سطحی گزارش شد که مبین روند افزایشی غلظت عناصر در تحقیق حاضر نسبت به سالیان گذشته بود (Hosseini Alhashemi *et al*., 2011). همچنین فرخیان و همکاران (۱۳۷۶) در تحقیقی که بر روی کیفیت شیمیایی تالاب شادگان انجام دادند، میزان عنصر مس را در رسوبات تالاب، ۱۵/۰۷ میکروگرم بر گرم گزارش کردند که نسبت به تحقیق حاضر (۲۲/۸۶ میکروگرم بر گرم) میزان پایین‌تری را نشان می‌داد. همان‌طور که ملاحظه می‌شود در رسوبات سطحی، عنصر آهن بالاترین غلظت را در میان عناصر موردمطالعه در تمام ایستگاه‌های نمونه‌برداری نشان داد. غلظت بسیار بالای فلز آهن در مقایسه با سایر عناصر در رسوبات منطقه موردبررسی احتمالاً می‌تواند به این دلیل باشد که عنصر آهن اساساً از منابع طبیعی نشأت می‌گیرد و فراوان‌ترین عنصر موجود در پوسته زمین به شمار می‌آید (Janadeleh *et al*., 2016; Zhu *et al*., 2019). در مقایسه میانگین غلظت کل فلزات موردبررسی در پناهگاه حیات‌وحش شادگان با مقادیر آن‌ها در رسوبات جهانی، پوسته زمین و همچنین میانگین شل (Taylor, 1964; Bowen 1979) مقادیر پایین‌تری را نشان داد (جدول ۲). بااین‌وجود غلظت‌های پایین‌تر عناصر سنگین روی، مس و آهن در مقایسه با میانگین شل، پوسته زمین و رسوبات جهانی نشان‌دهنده عدم آلودگی رسوبات منطقه موردمطالعه به این عناصر نمی‌باشد، ازآنجاکه غلظت عناصر در رخنمون‌های مختلف زمین‌شناسی متفاوت است و خصوصیات رسوب‌شناختی و زمین‌شناختی مناطق مختلف با یکدیگر متفاوت می‌باشد (Javan *et al*. 2015). از سوی دیگر بر طبق نتایج آنالیز ژئوشیمیایی رسوبات محدوده پناهگاه حیات‌وحش شادگان (جدول ۲)، در میان فازهای انسان‌ساخت یا آنتروپوژنیک، فاز تبادلی به لحاظ ژئوشیمیایی قابل‌توجه نبود و کمتر از ۳ درصد غلظت کل برای همه فلزات در این فاز از رسوبات مشاهده گردید و کمترین درصد از غلظت کل عناصر روی، مس و آهن را به خود اختصاص داد. میانگین غلظت عناصر در فاز تبادلی الگویی به‌صورت Cu > Zn > Fe را ثبت کرد. در تحقیق دیگری که بر روی سهم طبیعی و انسان‌ساخت عناصر سنگین در دو دریاچه Qaron و El-Rayan در کشور مصر صورت گرفت، سهم اندک عناصر سنگین با میزان کمتر از ۴ درصد برای کل عناصر در فاز تبادلی رسوبات گزارش شد که با نتایج ما مطابقت دارد (Abdel-Satar and Goher, 2015). نسبت پایین عناصر در فاز تبادلی احتمالاً می‌تواند به pH بالای رسوبات (۸ تا ۹) به‌عنوان یک شرایط قلیایی که کاهش دسترسی فلزات را تحریک می‌کند و میزان فلزات قابل‌دسترس را کاهش می‌دهد نسبت داده شود (Panda *et al*., 1998). در فاز وابسته به عناصر احیا نیز مقادیر عناصر سنگین پایین مشاهده گردید، بطوریکه میانگین غلظت عناصر کمتر از ۳ درصد غلظت کل برای تمام عناصر موردبررسی در این فاز مشاهده گردید. در این فاز میانگین غلظت عناصر روندی به‌صورت Cu > Zn > Fe را نشان داد. این نتیجه در توافق با مطالعات قبلی در بخش جنوبی دریای خزر و بخش شمالی جزیره قشم در خلیج‌فارس می‌باشد که نشان دادند که عناصر روی و مس به میزان بسیار پایین با فاز سولفیدی همراه شدند (Shirneshan *et al*., 2013; Naji and Sohrabi, 2015). این بخش شامل پیوند فلزات با اکسیدها و هیدروکسیدهای آهن و منگنز بوده و به دلیل داشتن سطوح زیاد (منطقه سطحی بزرگ) یکی از مهم‌ترین بخش‌های ژئوشیمیایی محسوب می‌گردد (Wang *et al*., 2010; Ji *et al*., 2019). فاز آلی–فلزی نیز درصد پایینی از پیوند عناصر سنگین را نشان داد، بطوریکه کمتر از ۷ درصد غلظت کل برای تمام فلزات در این فاز از رسوبات قرار گرفتند. بااین‌حال، فلزات در این بخش نسبت به دو فاز تبادلی و اکسیدهای آهن و منگنز با درصد میانگین بالاتری با رسوبات پیوند برقرار کردند. در تحقیق دیگری که توسط چراغی (۱۳۹۳) بر روی سهم طبیعی و انسان‌ساخت عناصر روی و مس در رسوبات تالاب شادگان انجام گرفت، درصد بالاتر عناصر روی و مس در فاز آلی–فلزی نسبت به فاز سولفیدی و تبادلی گزارش گردید که با نتایج تحقیق حاضر مطابقت دارد. به‌طورکلی در تمامی ایستگاه‌های موردمطالعه، بخش بسیار ناچیزی از فلز آهن (کمتر از ۱ درصد) در سه فاز تبادلی، سولفیدی و آلی–

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-25]

فلزی قرار گرفت، درحالی‌که بخش چشمگیری از آهن با نسبت بالای ۹۹ درصد از غلظت کل با فاز مقاوم یا پایدار پیوند برقرار کرد. درمجموع نتایج تفکیک شیمیایی بیانگر آن بود که عناصر موردمطالعه در رسوبات پناهگاه حیات‌وحش شادگان غالباً منشأ طبیعی را نشان دادند و منابع آنتروپوژنیک در آلودگی فلزات در پناهگاه حیات‌وحش شادگان نقش کمتری را داشته‌اند. نتایج مشابهی در نمونه‌های خاک و رسوب توسط سایر پژوهشگران گزارش‌شده است (Doyi *et al*., 2018; Zhang *et al*. 2019; Ji *et al*., 2019; Kostka and Lesniak, 2020) که با یافته‌های حاصل از پژوهش حاضر مطابقت دارد. بعلاوه نتایج حاصل از برازش مدل‌های استاندارد به تغییر نماهای تجربی در هر سه بخش غلظت کل، طبیعی و انسان‌ساخت نشان داد که تمامی این متغیرها جزء مدل‌های سقف دار و دارای حد آستانه بوده و دارای ساختار مکانی می‌باشند و فاقد روند هستند (شکل‌های ۵ تا ۷). شایان توجه است که تغییرپذیری غلظت متغیرهای اندازه‌گیری شده در رسوبات سطحی منطقه موردمطالعه برای بخش غلظت کل، غلظت طبیعی و انسان‌ساخت فلزات از مدل نمایی تبعیت کرد که مناسب‌ترین مدل برازش به تغییر نما تشخیص داده شد (جدول ۴). در تحقیق دیگری نیز که توسط شهبازی و همکاران (۱۳۹۰) بر روی توزیع مکانی غلظت عناصر سنگین در خاک‌های سطحی شهرستان نهاوند انجام گرفت، مدل نمایی به‌عنوان بهترین مدل تغییر نما برای مس کل گزارش گردید که با نتایج تحقیق حاضر همخوانی دارد. بر اساس نتایج حاصله از واریوگرام‌های ترسیم‌شده، در بین عناصر سنگین فاصله‌ای که پس‌ازآن متغیر موردمطالعه فاقد وابستگی مکانی است، برای روی کل در رسوبات سطحی حداکثر می‌باشد، بطوریکه تغییرات غلظت این عنصر تا فاصله ۸۶۵۳/۳ متر وابسته به مکان بوده و پس‌ازآن نمونه‌ها تأثیری بر یکدیگر ندارند و مستقل از موقعیت فضایی خود عمل می‌کنند و برای آهن نیز دامنه تأثیر کمترین میزان را نشان می‌دهد و منطقه تأثیر این عنصر نسبت به سایر عناصر موردمطالعه در منطقه کمتر می‌باشد (جدول ۴). دامنه تأثیر طولانی‌تر روی کل نسبت به سایر عناصر موردمطالعه در این تحقیق نشان‌دهنده پیوستگی مکانی بیشتر و ساختار مکانی گسترده‌تر آن در مقایسه با دو عنصر دیگر می‌باشد. این فاصله به‌مراتب بیشتر از فاصله نمونه‌برداری در منطقه موردمطالعه بوده و نشان می‌دهد که فاصله نمونه‌برداری مورداستفاده توانسته است الگوی تغییرات مکانی ویژگی‌های موردبررسی را به‌خوبی نشان دهد. در مورد بخش قابل‌دسترس فلزات نیز بزرگ‌ترین دامنه تأثیر متعلق به فلز روی با دامنه ۱۲۱۹۴/۲ متر و کوچک‌ترین دامنه تأثیر نیز به فلز مس با دامنه ۹۹۲۳/۳۳ متر تعلق گرفت (جدول ۴)، درحالی‌که برای بخش طبیعی فلزات در منطقه موردمطالعه، بزرگ‌ترین دامنه تأثیر متعلق به آهن با دامنه ۹۱۸۳/۳ متر و کوچک‌ترین دامنه تأثیر نیز متعلق به روی با دامنه ۵۶۱۲/۵ متر بود (جدول ۴). Zamani و همکاران (۲۰۱۴) گزارش کردند درصورتی‌که همبستگی مکانی یک متغیر دارای رنج گسترده‌ای باشد و دامنه تأثیر متغیر موردنظر بزرگ باشد، نشان‌دهنده این است که فاکتورهای درونی مانند مواد مادری توزیع غلظت متغیر موردنظر را در منطقه موردمطالعه تحت تأثیر قرار می‌دهند و توزیع غلظت عنصر در منطقه توسط فاکتورهای زمین‌شناسی کنترل می‌شوند و در شرایطی که فاصله میان نمونه‌ها کم باشد و دامنه تأثیر متغیر موردنظر کوچک باشد و رنج کوتاهی داشته باشد، نشان‌دهنده منطقه تأثیر کوچک می‌باشد که معمولاً به فاکتورهای خارجی مثل آلودگی‌ها که پراکنده‌تر می‌باشند نسبت داده می‌شود. در شکل‌های ۸ تا ۱۰، نقشه‌ی کریجینگ توزیع غلظت عنصر مس در هر سه بخش غلظت کل، طبیعی و انسان‌ساخت در منطقه مطالعاتی قابل‌مشاهده می‌باشد. همان‌طور که ملاحظه می‌شود، نقشه‌های مربوط به بخش غلظت کل و قابل‌دسترس زیستی عنصر مس الگوی توزیع مکانی یکسانی را نشان نمی‌دهند و روند مشابهی را در منطقه مطالعاتی دنبال نمی‌کنند، بطوریکه بالاترین مقادیر عنصر مس کل به‌صورت لکه‌هایی در نواحی میانی به‌موازات جاده آبادان به ماهشهر و مرز غربی تالاب به‌موازات جاده آبادان به قفاس مشاهده می‌شود، این در حالی است که مدل‌سازی وابستگی مکانی و توزیع غلظت قابل‌دسترس زیستی عنصر مس (شکل ۱۰) منجر به شناسایی یک منطقه hot spot یا نقطه داغ آلودگی با سطح بالای میزان قابل‌دسترس زیستی عنصر مس که به‌صورت لکه‌ای در بخش غربی پناهگاه حیات‌وحش در ابتدای جاده آبادان به ماهشهر و همچنین در مجاورت محل دفن زائدات شهری آبادان که توسط شهرداری این شهر در داخل محدوده پناهگاه حیات‌وحش شادگان به‌منظور دفن ضایعات جامد شهری آبادان در نظر گرفته‌شده است گردید. مقادیر بالاتر آنتروپوژنیک یا قابل‌دسترس زیستی عنصر مس در بخش غربی پناهگاه حیات‌وحش شادگان در مقایسه با سایر مناطق احتمالاً می‌تواند به این دلیل باشد که این منطقه از پناهگاه دقیقاً در مجاورت جایگاه دفن زباله‌های شهری آبادان استقرار پیداکرده است (Heidari Chaharlang *et al*., 2017) که

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-25]

داخل مرز پناهگاه حیات‌وحش شادگان قرار دارد (دوامی و همکاران، ۱۳۹۳) و آنچه که در بررسی‌های میدانی موردتوجه قرار گرفت، پراکندگی انواع زباله‌های جامد و مواد پلاستیکی در سطح آب تالاب و نیز مدفون شدن آن‌ها در زیر رسوبات بستر تالاب بود که می‌تواند تهدید جدی برای زیستمندان تالاب محسوب گردد. در تحقیقی نیز که درزمینه آنالیز مکانی عناصر سنگین در رسوبات تالاب San Andres با رویکرد زمین‌آماری در کشور آمریکا انجام گرفت، نتایج بیانگر آن بود که آلودگی مس در رسوبات تالاب ناشی از ورود و تخلیه شیرابه محل تلنبار و انباشت زباله به محیط تالاب می‌باشد (Vazquez-Sauceda *et al*., 2015). از سویی دیگر همان‌گونه که در نقشه کریجینگ فلز روی در شکل‌های (۸ تا ۱۰) مشهود است، نقشه الگوی توزیع مکانی غلظت عنصر روی بر مبنای تفکیک شیمیایی با استفاده از زمین‌آمار به‌خوبی توانسته است روند آلودگی این عنصر را به‌صورت لکه‌هایی در ۳ بخش مجزا شامل بخش شمالی تالاب به‌موازات جاده دارخوین به شادگان (مرز شمالی پناهگاه حیات‌وحش)، مرز غربی پناهگاه حیات‌وحش به‌موازات جاده آبادان به اهواز و همچنین بخش شرقی پناهگاه به‌موازات جاده آبادان به ماهشهر نرسیده به سربندر نشان دهد به‌گونه‌ای که این روند آلودگی به‌تدریج به سمت مناطق پایین‌دست تالاب با دور شدن از نواحی صنعتی کاهش می‌یابد که بیانگر آن است که این نقاط از پناهگاه به‌طور عمده تحت تأثیر مواد مادری سنگ‌بستر قرارگرفته‌اند. مقادیر بالاتر آنتروپوژنیک یا انسان‌ساخت عنصر روی در بخش شمالی پناهگاه حیات‌وحش شادگان احتمالاً می‌تواند به این دلیل باشد که تالاب آب شیرین هم از طرف غرب (منطقه دارخوین) و هم از طرف شرق (دشت شادگان) در احاطه اراضی کشاورزی می‌باشد که بخشی از این اراضی باوجوداینکه در محدوده پناهگاه حیات‌وحش واقع نشده‌اند اما جزئی از سیستم بوم‌شناختی تالاب محسوب می‌گردند (پندام، ۱۳۸۱) و خطرات ناشی از غرقاب شدن اراضی در اثر وقوع سیلاب و بالا آمدن آب تالاب می‌تواند باعث ورود انواع سموم آفت‌کش و کودهای شیمیایی به داخل تالاب گردد. زارع خوش‌اقبال و همکاران (۱۳۹۰) نیز در تحقیق خود بر روی پهنه‌بندی آلودگی فلزات سنگین در رسوبات سطحی تالاب انزلی با استفاده از GIS و زمین‌آمار آلودگی‌های ناشی از کودهای شیمیایی، علف‌کش‌ها و قارچ‌کش‌های استفاده‌شده در اراضی کشاورزی پیرامون تالاب انزلی را به‌عنوان مهم‌ترین منبع آنتروپوژنیک عنصر روی گزارش کردند. از سوی دیگر وجود روستاهای متعدد در درون تالاب و همچنین پیرامون آن ازجمله روستاهای بزرگ رگبه، صراخیه و حدبه خنافره که همگی در بخش شمالی تالاب آب شیرین در مجاورت مرز شمالی پناهگاه حیات‌وحش در درون پناهگاه واقع‌شده‌اند و به دنبال آن تخلیه فاضلاب‌های خانگی، زباله‌های خانگی و کودهای دامی به داخل آب تالاب می‌تواند از دیگر علل افزایش آلودگی عنصر روی در این بخش از پناهگاه باشد (Nasirian *et al*., 2016). بخش مهم دیگر لکه‌ای است که در مرز غربی پناهگاه حیات‌وحش شادگان قرارگرفته است. وجود بزرگراه مواصلاتی آبادان به اهواز و به‌تبع آن انتقال آلاینده‌هایی همچون فلزات سنگین به خاک‌های کنار جاده‌ای به‌وسیله انتشارات اگزوز اتومبیل‌ها و فرسوده‌شدن اجزای آن‌ها در کنار جایگاه دفن زباله‌های شهری آبادان که به‌طور مستقیم به تالاب ریخته می‌شود در این بخش از منطقه موردبررسی به نظر می‌رسد سهم مهمی در افزایش خطر زیستی فلزات سنگین در این منطقه داشته است (پندام، ۱۳۸۱). نتایج مشابهی درباره اثر جاده برافزایش غلظت عناصر سنگین به‌ویژه روی در خاک توسط سایر پژوهشگران گزارش‌شده است (Poggio and Vrscaj, 2009; Wang *et al*., 2012). بخش مهم دیگر، منطقه‌ای است که در شرق پناهگاه حیات‌وحش به‌موازات جاده آبادان به ماهشهر در فاصله ۱۰ تا ۱۵ کیلومتری سر بندر واقع‌شده است. با بررسی منطقه و نبودن صنایع در این بخش، به نظر می‌رسد احتمالاً وجود لوله‌های انتقال نفت که به‌صورت روباز و بدون حفاظ در معرض شرایط سخت منطقه قرار داشته و به دنبال آن شکستگی این لوله‌ها و نشت و تخلیه مواد نفتی در طی سالیان گذشته به درون تالاب که منجر به خساراتی به زیستمندان تالاب نیز شده است می‌تواند عاملی در جهت افزایش بیشتر مقادیر آلودگی عنصر روی در منطقه مطالعاتی بوده باشد (Sabzghabaei *et al*., 2015). شکل ۱۱، نقشه‌ی پراکنش و توزیع غلظت عنصر آهن را بر مبنای غلظت کل و تفکیک بر اساس منشأ طبیعی و انسان‌ساخت در منطقه مطالعاتی با استفاده از روش IDW نشان می‌دهد. همان‌طور که مشاهده می‌شود، نقشه‌های مربوط به مدل‌سازی و پراکنش مقادیر آهن الگوی توزیع مکانی نسبتاً مشابه و یکسانی را در منطقه موردمطالعه نشان می‌دهد، بطوریکه مقدار طبیعی عنصر آهن در رسوبات سطحی کل منطقه تقریباً به‌صورت یکنواخت توزیع پیداکرده است و به‌صورت لکه‌های کوچکی در مرکز، غرب، شرق و شمال منطقه مطالعاتی افزایش نشان داده است، به‌عبارت‌دیگر این الگوی مشابه تأثیر و نقش عوامل طبیعی یا پدوژنیک را در افزایش غلظت آهن

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-25]

در محدوده موردبررسی تأیید می‌کند و مبین آن است که غلظت عنصر آهن در کل منطقه موردمطالعه اساساً توسط ورودی‌های طبیعی تحت تأثیر قرارگرفته است. به‌طورکلی نتایج حاصل از نقشه‌های پهنه‌بندی بر مبنای منشأ یابی عناصر در تالاب بیانگر آن بود که فاکتورهای درونی مانند مواد مادری سنگ‌بستر به‌طور گسترده‌ای توزیع غلظت عناصر مذکور را در منطقه موردمطالعه تحت تأثیر قرار می‌دهند و توزیع غلظت عناصر در منطقه غالباً توسط فاکتورهای زمین‌شناسی کنترل می‌شوند. بااین‌حال در برخی از نقاط تالاب به‌ویژه ناحیه شمالی تالاب به‌موازات جاده دارخوین به شادگان در محدوده تالاب آب شیرین و نواحی مرکزی تالاب به‌موازات جاده آبادان به ماهشهر میزان آلاینده‌ها بیشتر از حد مجاز بوده و کنترل یا محدود ساختن پساب‌ها و دیگر منابع ورودی آلاینده‌ها ضروری می‌باشد. لذا برای حفظ فرآیندهای اساسی حیات، حفظ تنوع زیستی و بهره‌برداری پایدار از منابع طبیعی تالاب ضروری است مدیریت اکوسیستمی تالاب از طریق تدوین یک برنامه مدیریتی به‌منظور کاهش تهدیدهای عمده‌ای که متوجه این تالاب بین‌المللی است، اجرا گردد و پناهگاه حیات‌وحش شادگان در چارچوب حوضهٔ آبریز تالاب مدیریت شود.

سپاسگزاری

نویسندگان بر خود لازم می‌دانند تا از همکاری کارکنان شرکت تولیدی و تحقیقاتی روژان آزما و به‌ویژه مدیریت آن جناب آقای دکتر محمدجواد رسایی در انجام آزمایش‌های شیمیایی این پروژه تحقیقاتی تشکر نمایند.

منابع

باقری، س. م.، مهدیان، م. ح.، کریمخانی، ا. و پذیرا، ا.، ۱۳۹۲. تلفیق منطق فازی و روش‌های زمین‌آماری در پهنه‌بندی عناصر مس و کبالت در تالاب انزلی. اولین همایش حفاظت از تالاب‌ها و اکوسیستم‌های آبی ایران، استان همدان، ایران، ۱۳ ص.

پندام، م. م.، ۱۳۸۱. فعالیت‌های انسانی و اثرات آن‌ها بر اکوسیستم تالاب شادگان. جلد ۲ از مجموعه گزارش‌های مطالعات مدیریت زیست‌محیطی تالاب شادگان. پروژه بهسازی آبیاری ایران-وزارت جهاد کشاورزی.

تقی پور، م.، ایوبی، ش. ا. و خادمی، ح.، ۱۳۸۹. تجزیه‌وتحلیل تغییرات مکانی غلظت کل نیکل و مس در خاک‌های سطحی اطراف همدان به روش زمین‌آمار. مجله پژوهش‌های حفاظت آب‌وخاک، ۱۷(۲): صفحات ۸۷-۶۹.

چراغی، ز.، ۱۳۹۳. منشأ یابی فلزات سنگین (سرب، مس و روی) در رسوب سطحی تالاب شادگان. پایان‌نامه کارشناسی ارشد مهندسی منابع طبیعی محیط‌زیست، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه ملایر.

حیدری، ا.، هانی، ع. و غلامی، ع.، ۱۳۹۲. تعیین پراکنش عنصر سنگین سرب در رسوبات تالاب میانگران شهر ایذه و خاک‌های (GIS) اطراف تالاب با استفاده از سیستم اطلاعات جغرافیایی. اولین همایش ملی بحران آب، استان اصفهان، ایران، ۱۰ ص.

دوامی، ا. ح.، محمد نژاد، ن.، منوری، س. م. و شریعت، م.، ۱۳۹۳. ارزشیابی مکان دفن پسماندهای شهری در محیطهای تالابی، مطالعه موردی: شهر شادگان. فصلنامه اکو بیولوژی تالاب، ۶(۱۹): صفحات ۷۱-۵۷.

زادمهر، م. ۱۳۸۵. اکوسیستم تالاب بین‌المللی شادگان. انتشارات نقش مهر، چاپ اول، تهران، ۸۴ ص.

زارع خوش‌اقبال، م.، غضبان، ف.، شریفی، ف. و خسرو تهرانی، خ.،۱۳۹۰. استفاده از زمین‌آمار و GIS در پهنه‌بندی آلودگی فلزات سنگین در رسوبات تالاب انزلی. فصلنامه زمین، ۱۹ (۶): صفحات ۴۹-۳۴.

سازمان حفاظت محیطزیست خوزستان. ۱۳۷۳. پروژه بررسی آلودگی و منابع آلوده‌کننده آب تالاب شادگان.

شهبازی، ع.، سفیانیان، ع.، افراز، ر. ا. و خداکرمی، ل.، ۱۳۹۰. بررسی توزیع مکانی فلزات سنگین کادمیوم، مس و سرب در خاک و تعیین منشأ این فلزات (مطالعهٔ موردی: شهرستان نهاوند). مجله کاربرد سنجش‌ازدور و GIS در منابع طبیعی، ۲ (۲): صفحات ۱۰۹-۹۷.

فرخیان، ف.، سواری، ا.، ایماندل، ک.، عباسپور، م. و ریاضی، ب. ، ۱۳۷۶. نگرشی بر کیفیت شیمیایی تالاب شادگان. مجله محیط‌شناسی، ۱۹: صفحات ۲۴-۱۳.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-25]

فرهمند، ز.، ۱۳۹٤. پهنه‌بندی فلزات سنگین (سرب روی و کادمیوم) در خاک‌های سطحی اطراف پالایشگاه نفت اصفهان. پایان‌نامه کارشناسی ارشد خاکشناسی گرایش فیزیک و حفاظت خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهرکرد.

محمدی روزبهانی، م.، چوبکار، ن.، رضایی منش، م. و کاکولکی، ش.، ۱۳۹۷. احیای تالاب شادگان از منظر توسعه آبزی‌پروری و مهار ریز گردها با رهیافت مدیریت زهاب نیشکر. مجله بهره‌برداری و پرورش آبزیان، ۷(۴): صفحات ۴۰-۲۹.

محمدی، ج.، ۱۳۸۵. پدومتری ۲ (آمار مکانی). انتشارات پلک، چاپ اول، تهران، ۴۵۳ ص.

هاشمی، س. ا.، قربانی، ر.، کیمرام، ف.، حسینی، س. ع.، اسکندری، غ. و هدایتی، س. ع. ا.، ۱۳۹۳. برخی از خصوصیات زیستی ماهی بنی (Mesopotamichthys sharpeyi) در تالاب شادگان. مجله علمی شیلات ایران، ۲۳ (۳): صفحات ۱۲۹-۱۱۹.

Abdel-Satar, A. M. and Goher, M. E., 2015. Heavy metals fractionation and risk assessment in surface sediments of Qarun and Wadi El-Rayan Lakes, Egypt. Environmental Monitoring and Assessment, 187: 1-12.

Bowen, H. J. M., 1979. Environmental Chemistry of the Elements. London.

Doyi, I., Essumangb, D., Gbeddyc, G., Damparec, S., Kumassahe, E. and Saka, D., 2018. Spatial distribution, accumulation and human health risk assessment of heavy metals in soil and groundwater of the Tano Basin, Ghana. Ecotoxicology and Environmental Safety, 165: 540-546.

Gasparatos, D., Mavromati, G., Kotsovilis, P. and Massas, I., 2015. Fractionation of heavy metals and evaluation of the environmental risk for the alkaline soils of the Thriassio plain: a residential, agricultural, and industrial area in Greece. Environmental Earth Sciences, 74: 1099–1108.

Guagliardi, I., Cicchella, D. and De Rosa, R., 2012. A geostatistical approach to assess concentration and spatial distribution of heavy metals in Urban Soils. Water Air Soil Pollution, 223: 5983–5998.

Hashemi, S. A., Ghorbani, R., Kymaram, F., Hossini, S. A., Eskandari, Gh. and Hedayati, A. A., 2016. Relationship of physicochemical factors with fish biomass and production in Shadegan Wetland, Iran. Biodiversitas, 17: 515-522.

Heidari Chaharlang, B., Riyahi Bakhtiari, A., Mohammadi, J. and Farshchi, P., 2017. Geochemical fractionation and pollution assessment of Zn, Cu, and Fe in surface sediments from Shadegan Wildlife Refuge, southwest of Iran. 24(26): 21334–21350.

HeidariChaharlanga, B., RiyahiBakhtiari, A., Mohammadi, J. and Farshchi, P., 2016. Geochemical partitioning and pollution assessment of Ni and V as indicator of oil pollution in surface sediments from Shadegan wildlife refuge, Iran. Marine Pollution Bulletin, 111(1–2): Pages 247-259.

Hosseini Alhashemi, A., Karbassi, A., Kiabi, B., Monavari, S. M. and Nabavi, M. B., 2011. Accumulation and bioaccessibility of trace elements in wetland sediments. African Journal of Biotechnology, 10: 1625-1636.

Janadeleh, H., Hosseini Alhashemi, A. and Nabavi, S. M. B., 2016. Investigation on concentration of elements in wetland sediments and aquatic plants. Global Journal of Environmental Science and Management, 2: 1-7.

Javan, S., Hassani, A. H., Gholamalizadeh Ahangar, A. and Soltani, J., 2015. Fractionation of heavy metals in bottom sediments in Chahnimeh 1, Zabol, Iran. Environmental Monitoring and Assessment, 187: 1-11.

Ji, Z., Yu Zhang, Y., Zhang, H., Changxing Huang, Ch. and Pei, Y., 2019. Fraction spatial distributions and ecological risk assessment of heavy metals in the sediments of Baiyangdian Lake. Ecotoxicology and Environmental Safety, 174: 417–428.

Kaffashi, S., Shamsudin, M. N., Radam, A., Khalid Abdul Rahim, Kh., Yacob, M. R., Muda, A. and Yazid, M., 2011. Economic valuation of Shadegan International Wetland, Iran: notes for conservation. Regional Environmental Change, 11: 925-934.

Kostka, A. and Le_sniak, A., 2020. Spatial and geochemical aspects of heavy metal distribution in lacustrine sediments, using the example of Lake Wigry (Poland). Chemosphere, 240: 1-12.

Li, J. and Heap, A. D., 2011. A review of comparative studies of spatial interpolation methods in environmental sciences: Performance and impact factors. Ecological Informatics, 6: 228–241.

Liu, B. Ma, X. Ai, Sh. Zhu, S., Zhang, W. and Yingmei Zhang, Y., 2016. Spatial distribution and source identification of heavy metals in soils under different land uses in a sewage irrigation region, northwest China. Journal of Soils and Sediments, 16: 1547–1556.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-25]

Matejicek, L., Engst, P. and Janour, Z., 2006. A GIS-based approach to spatio-temporal analysis of environmental pollution in urban areas: A case study of Pragues environment extended by LIDAR data. Ecological Modeling, 199: 261-277.

Naji, A. and Sohrabi, T., 2015. Distribution and contamination pattern of heavy metals from surface sediments in the southern part of Caspian Sea, Iran. Chemical Speciation and Bioavailability, 27: 29–43.

Nasirian, H., Mahvi, A. M., Hosseini, M., Vazirianzadeh, B., Taghi Sadeghi, S. M. and Nazmara, Sh., 2013. Study on the heavy metal bioconcentrations of the Shadegan international wetland mosquitofish, Gambusia affinis, by inductively coupled plasma Technique. Iranian Journal of Environmental Health Science & Engineering, 11: 1-10.

Nasirian, N., Irvine, K. N., Taghi Sadeghi, S. M., Amir Hossein Mahvi, A. and Nazmara, Sh., 2016. Assessment of bed sediment metal contamination in the Shadegan and Hawr Al Azim wetlands, Iran. Environmental Monitoring and Assessment, 188: 1-15.

Nasr, S. M., Okbah, M. A., El Haddad, H. S. and Soliman, N. F., 2015. Fractionation profile and mobility pattern of metals in sediments from the Mediterranean Coast, Libya. Environmental Monitoring and Assessment, 187: 1-8.

Palma, P., Ledo, L. and Alvarenga, P., 2015. Assessment of trace element pollution and its environmental risk to freshwater sediments influenced by anthropogenic contributions: The case study of Alqueva reservoir (Guadiana Basin). Catena, 128: 174–184.

Panda, D., Subramanian, V. and Panigrahy, R. C., 1998. Geochemical fractionation of heavy metals in Chilka Lake (east coast of India) a tropical coastal lagoon. Environmental Geology, 26: 199- 210.

Pannatire, Y., 1996. Variowin: Software for spatial data analysis in 2D. Springer-Verlag, New York, NY, USA.

Poggio, L. and Vrscaj, B., 2009. A GIS-based human health risk assessment for urban green space planningdan example from Grugliasco (Italy). The Science of the Total Environment, 407: 5961-5970.

Sabzghabaei, G. R. Monavari, S. M. Riazi, B. Khorasani, N. and Karami, M. 2015. Analysing pressures and threats on the Southern Wetlands of Iran with the application of RAPPAM methodology (case study: Khuzestan Province). Global NEST Journal, 17: 344-356.

Shirneshan, G., Riyahi Bakhtiari, A., Seyfabadi, S. J. and Mortazavi, S., 2013. Environmental geochemistry of Cu, Zn and Pb in sediment from Qeshm Island, Persian Gulf, Iran: a comparison between the northern and southern coast and ecological risk. Geochemistry International, 51: 670–676.

Taylor, R. S., 1964. Abundance of chemical elements in the continental crust: a new table. Geochimicue t CosmochimicnA cta, 28: pp. 1273-1285.

Va´zquez-Sauceda, M., Pe´rez-Castan˜eda, R., Sa´nchez-Martı´nez, J. and Luis Ra´bago-Castro, J., 2015. Spatial Analysis of Metal Profiles in Sediments in a Tropical Estuary: A Geostatistical Approach. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 69: 482–493.

Wang, L., Yu, R., Hu, G. and Tu, X., 2010. Speciation and assessment of heavy metals in surface sediments of Jinjiang River tidal reach, southeast of China. Environmental Monitoring and Assessment, 165: 491–499.

Wang, M., Bai, Y., Chen, W. Markert, B., Peng, C. and Ouyang, Z., 2012. A GIS technology based potential eco-risk assessment of metals in urban soils in Beijing, China. Environmental Pollution, 161: 235-242.

Wang, Y., Yang, L., Kong, L., Liuc, E., Wang, L. and Zhu, J., 2015. Spatial distribution, ecological risk assessment and source identification for heavy metals in surface sediments from Dongping Lake, Shandong, East China. Catena, 125: 200–205.

Yap, C. K., Ismail, A., Tan, S. G. and Abdul Rahim, I., 2003. Can the shell of the green-lipped mussel Perna viridis from the west coast of Peninsular Malaysia be a potential biomonitoring material for Cd, Pb and Zn? Estuarine, Coastal and Shelf Science, 57: 623–630.

Zamani, A., Esmaili-Sari, A., Mohammadi, J., Riyahi Bakhtiari, A. and Savabieasfahani, M., 2013. Spatial distribution of cadmium and lead in the sediments of the western Anzali wetlands on the coast of the Caspian Sea (Iran). Marine Pollution Bulletin, 74: 464–470.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-25]

Zamani, R., Alahverdi, M. and Mirzaei, R., 2014. Mercury concentrations in common tern Sterna hirundo and Slender-billed Gull Larus genei from the Shadegan Marshes of Iran, in north-western corner of the Persian Gulf. Biological Trace Element Research, 159: 161-166.

Zhang, M., He, P. Qiao, G., Huang, J., Yuan, X. and Li, Q., 2019. Heavy metal contamination assessment of surface sediments of the Subei Shoal, China: Spatial distribution, source apportionment and ecological risk. Chemosphere, 223: 211-222.

Zhu, H., Bing, H., Wua, Y., Zhou, J., Sun, H., Wang, J. and Wang, X., 2019. The spatial and vertical distribution of heavy metal contamination in sediments of the Three Gorges Reservoir determined by anti-seasonal flow regulation. Science of the Total Environment, 664: 79–88.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-25]