ارزیابی فلزات سنگین ناشی از ریزگردهای بیابانی در اکوسیستم‌های مرتعی استان خوزستان

سمانه حبیبی: *دکتری تخصصی علوم و مهندسی آبخیزداری، گروه آبخیزداری، دانشکده‌ی منابع طبیعی، دانشگاه هرمزگان، بندرعباس*
محمود بهروزی*: *دکتری تخصصی آب‌وهواشناسی، گروه علوم محیطی، پژوهشکده‌ی انگور و کشمش، دانشگاه ملایر، ملایر*
احمد نوحه‌گر: *استاد ژئومورفولوژی، گروه برنامه‌ریزی و آموزش محیط‌زیست، دانشکده‌ی محیط زیست، دانشگاه تهران، تهران*

نوع مقاله: پژوهشی

تاریخچه مقاله (تاریخ دریافت: ۱۳۹۹/۹/۱۰ تاریخ پذیرش: ۱۴۰۰/۲/۲۶)

چکیده

ریزگردهای بیابانی که از غرب به استان خوزستان وارد می‌شوند، به فلزات سنگین آلوده هستند و می‌توانند اکوسیستم منطقه را با خطر آلودگی مواجه سازند. شناسایی غلظت فلزات سنگین در ریزگردها و خاک مرتعی مناطق میزبان، می‌تواند میزان آلودگی منطقه را نمایان سازد و راهکاری برای حفاظت از سلامت موجودات زنده نشان دهد. برای دستیابی به این رهیافت، در پژوهش حاضر هشت منطقه در استان خوزستان تعیین شد و در دو بازه‌ی زمانی دوره‌ی سرد و گرم سال، ریزگردهای جوی توسط تله‌های رسوب‌گیر جمع‌آوری شد. سپس طی ۶ مرتبه، از خاک مرتعی این هشت منطقه نمونه‌برداری شد. در آزمایشگاه نیز غلظت فلزات سنگین شامل سرب (Pb)، روی (Zn)، کادمیوم (Cd) و منگنز (Mn)، در ریزگردهای جوی و خاک مرتعی اندازه‌گیری شد. به‌منظور ارزیابی آلودگی خاک مرتعی، از شاخص زمین‌انباشتگی Igeo استفاده شد. نتایج نشان داد که بیشینه‌ی فلز سرب در ریزگردهای جوی آبادان (۴۰/۳)، روی و کادمیوم در اهواز (۳۶۵ و ۱/۷۲ میلی‌گرم در کیلوگرم) و منگنز در آبادان (۵۴۸ میلی‌گرم در کیلوگرم) بود. غلظت فلزات سنگین در ریزگردهای جوی دوره‌ی گرم سال نیز بیش از دوره‌ی سرد سال بود. نتایج غلظت این فلزات در خاک مرتعی نشان داد که در خاک‌های مرتعی غرب استان خوزستان بیش از مناطق شرقی آن، فلزات سنگین وجود داشت = و بیشینه‌ی آن در مراتع آبادان و کمینه‌ی آن در ایذه بود. الگوی فلزات سنگین در ریزگردها و خاک مرتعی منطقه، Mn>Zn>Pb>Cd بود. بیشینه‌ی غلظت سرب، روی، کادمیوم و منگنز به‌ترتیب با میانگین ۱۴۰/۳، ۴۵۰/۱۶، ۰/۸۱ و ۵۶۱ میلی‌گرم در کیلوگرم، در خاک مرتعی ایستگاه آبادان مشاهده شد. ارزیابی آلودگی نیز نشان داد که مناطق غربی استان از لحاظ سرب، روی و کادمیوم، در طبقه‌ی بسیار آلوده قرار داشتند و مناطق شرقی آن در طبقه‌ی کمی آلوده. بنابراین ورود ریزگردهای بیابانی به منطقه، دلیل اصلی افزایش و تجمع فلزات سنگین در خاک‌های مرتعی غرب استان خوزستان بود.

واژگان کلیدی: تله‌ی رسوب‌گیر، خوزستان، ریزگرد بیابانی، سرب، شاخص زمین‌انباشتگی.

* نویسنده مسئول: Behrouzimahmoud@gmail.com

۱ـ مقدمه

بیان نظری

ریزگردها تحت‌تأثیر شرایط جوی و محیطی خاصی، در عرصه‌های بیابانی تشکیل و به اتمسفر وارد می‌شود (Tong et al, 2017). تندبادهای محلی ناشی از ناپایداری سطحی هوا با عبور از روی بیابان‌های خشک، ذرات سیلت و ماسه را از سطح زمین می‌روبد و به‌صورت معلق به اتمسفر وارد می‌کند (Modarres and Sadeghi, 2018). در بیابان‌های مختلف دنیا، ذرات خاک سطحی برای حرکت کردن دارای حد آستانه‌ای هستند که وقوع سرعت باد با بیش از حد آستانه به تعلیق ذرات در اتمسفر منجر می‌شود و در تندبادهای محلی و طوفان‌های منطقه‌ای نیز به‌صورت توده‌ی عظیم گردوغبار ظاهر می‌شود (Zoljoodi et al, 2013). ذرات غبار در زمان طوفان تا ارتفاع ۳ هزار متری صعود می‌کند و دید افقی را به کمتر از هزار متر می‌رساند (Cao et al, 2015). ریزگردهای بیابانی به‌صورت فیزیکی، علاوه‌بر اثرات اکولوژیکی آن همچون بیماری‌های ریوی ـ قلبی (Malmberg and Larsson, 1993)، اختلال در چرخه‌ی فیزیولوژیکی گیاه ((Behrouzi et al, 2019) و فرسایش ابنیه‌ی فرهنگی ـ ساختمانی (Erell and Tsoar, 1999)، حاوی فلزات سنگین است که با رسوب بر سطح خاک، آب‌های سطحی و اندام هوایی گیاه، تغییرات شیمیایی و آسیب-های فیزیولوژیکی را بر اکوسیستم‌های محیطی ایجاد می‌کند (Fazekašová and Fazekaš, 2020).

بیان مسئله

فلزات سنگین اصولاً به دسته‌ای از گروه عناصر فلزی اطلاق می‌شود که وزن مخصوص بزرگ‌تر از ۶ گرم بر سانتی‌متر مکعب و وزن اتمی بیش از ۵۰ گرم داشته باشد. مهم‌ترین فلزات سنگینی که از نظر حفاظت از محیط‌زیست اهمیت دارند؛ شامل کادمیوم، آرسنیک، کبالت، وانادیوم، روی، جیوه، آهن، منگنز، نیکل، سرب، کروم و مس است که به دلیل تجزیه‌ناپذیر بودن در طبیعت و طول عمر زیستی بالا، آلاینده‌ی بسیار مهم محیط‌زیستی محسوب می‌شوند (Atabaki and Lotfi, 2018). ریزگردهای شهر دزفول در استان خوزستان نیز حاوی فلزات سنگین است که منگنز، روی و سرب، فلزات غالب آن هستند (Salahi and BEHROUZI, 2020). در ریزگردهای اتمسفری شهرهای سنندج، خرم‌آباد و اندیمشک، فلز مس بیش از آرسنیک و روی وجود دارد (Rajabi et al, 2015). کارخانه‌های سیمان نیز حاوی فلزات سنگین است که رسوب ذرات غبار آن در سطح خاک اطراف، به تراکم این آلاینده‌ها منجر می‌شود. پژوهشگران نشان دادند که فلز غالب غبارهای کارخانه‌ی سیمان، کرومیت است (Fazekašová and Fazekaš, 2020). رسوب ریزگردهایی که حاوی فلزات سنگین در منابع آب سطحی به‌ویژه در دریاچه و رودخانه است، به افزایش جذب آلودگی آب منجر می‌شود که با ورود به منابع غذایی دریا، اکوسیستم آبی به‌ویژه ماهی و میگو را ـ که از پلانکتون‌ها تغذیه می‌کنند ـ تحت‌تأثیر قرار می‌دهد ((Rai et al, 2018).

پیشینه‌ی پژوهش

در ریزگردهای جوی اهواز و بندر ماهشهر، کوارتز، فلدسپات کانی‌های غالب است و فلزات سنگین شامل کادمیوم، کرمیت، نیکل و سلنیوم نیز در ریزگردها مشاهده می‌شود که غلظت آن در آذرماه به حد بیشینه‌ی خود می‌رسد (Karimian et al, 2016). رسوب ذرات ریزگرد بر سطح برگ درختان در رویشگاه مله سیاه در ایلام ـ که حاوی

فلزات سنگین شامل کادمیوم، سرب و نیکل است ـ رشد رویشی درختان را تحت‌تأثیر قرار داده‌است (نوری و همکاران، ۱۳۹۴). در استان‌های شمالی ترکیه، جاده‌های خاکی در ساحل دریای سیاه به انتشار ذرات غباری منجر می‌شود که حاوی فلزات سنگین است و غلظت کادمیوم، مس، روی، کروم، نیکل و مس در آن به‌ترتیب ۰/۴، ۱۳۲، ۴۵۷، ۵۹، ۴۶ و ۵۹ میلی‌گرم در کیلوگرم است. ارزیابی آلودگی محیط‌زیست اطراف جاده‌ی ساحلی با شاخص I_{geo} نشان داد که این منطقه در طبقه‌ی آلودگی متوسط قرار دارد (Yesilkanat and Kobya, 2021). در معدن سنگ در ماسف اوبان در جنوب‌شرقی نیجریه نیز غلظت فلزات سنگین در ریزگردهای معلق اندازه‌گیری شد و در آن الگوی فلزات Fe>Mn>Zn>Ni> Cu>Pb>Cd>Cr بود؛ اما ارزیابی میزان آلودگی با شاخص I_{geo}، فقدان آلودگی در محیط‌زیست منطقه را نشان داد (Ekwere and Edet, 2021). در شهر اهواز، غلظت ذرات معلق PM_{10} طی سال‌های ۲۰۱۲ و ۲۰۱۳ در مقیاس فصلی بررسی شد و غلظت ذرات در بهار، تابستان، پاییز و زمستان به‌ترتیب ۱۴۵، ۱۲۷، ۱۳۱ و ۱۸۹ میلی‌گرم در کیلوگرم بود. غلظت فلزات سنگین شامل کادمیوم، کروم، کبالت، نیکل، سرب و روی نیز اندازه‌گیری شد که در روزهای گردوغباری نسبت به روزهای عادی، غلظت میانگین کل فلزات سنگین ۲۱/۱ به ۲۵۳ میلی‌گرم در کیلوگرم بود (Farsani et al, 2018). طوفان‌های گردوغبار بیابانی که وارد شهر دهلی نو در هندوستان می‌شوند نیز اغلب اندازه‌ای کوچک‌تر از PM_{10} دارند و حاوی فلزات سنگین به‌ویژه سرب و منگنز هستند که به‌دلیل اندازه‌ی ریز و قابلیت استنشاق و ماندگاری در ریه‌ی انسان، خطر زیست‌محیطی آن در روزهای غباری دهلی بالا است (Goel et al, 2020). در اواسط ماه می (اردیبهشت‌ماه) ۲۰۱۸، طوفان گردوغبار شدیدی در کلان‌شهر شیراز رخ داد که خط سیر آن از بیابان عربستان بود و در بین مسیر، ریزگردهای بیابانی عراق و عسلویه نیز به آن اضافه شد. این طوفان، عناصر کمیاب و فلزات سنگین را به اتمسفر منطقه وارد کرد که غلظت آلومینیوم، تیتانیوم، کادمیوم، آرسنیک، منگنز، کبالت، نیکل، روی، سرب، مس، مولیبدن، اسکاندیوم و آهن به ترتیب ۰/۲۴، ۴۷/۶۷، ۶۷/۳۳، ۲۴۴، ۷۰/۲۷، ۱۹/۳۳، ۶۶۴، ۸/۳۹، ۰/۶۵، ۵۳۷/۳۳، ۴۰۹۳۳، ۱۱/۵۴ و ۳۷۸۰۰ میلی‌گرم در کیلوگرم بود. همچنین شاخص I_{geo} نشان داد که وضعیت آلودگی منطقه از نظر وضعیت آلودگی در طبقه‌ی آلودگی بسیار شدید قرار داشت (Abbasi et al, 2021).

طوفان‌های گردوغبار حاوی فلزات سنگین است که با ورود طوفان به مراکز سکونتگاهی، با ذرات غبار شهری ترکیب می‌شود و سلامت جامعه را بیشتر به خطر می‌اندازد. در روزهای گردوغباری، غلظت سرب، منگنز و کادمیوم در نقاط شهری عربستان نسبت به نقاط روستایی به شدت افزایش می‌یابد و به افزایش فراوانی بیماران مبتلا به سرطان ریه و بیماری‌های تنفسی در نقاط شهری منجر می‌شود (Albar et al, 2020). ریزگردهایی که در خاک زیرِ تاج گیاهان و درختان رسوب می‌کند، درنهایت در ریشه‌ی گیاه جذب می‌شود و فیزیولوژی گیاه را دچار اختلال می‌کند. فلزاتی که از طریق ریزگردهای بیابانی بر خاک رسوب می‌کند، حیات موجودات خاکزی را تحت‌تأثیر قرار می‌دهد (Nouri et al, 2016). خاک، بستر فعالیت موجودات زنده و زندگی انسان است که به‌وسیله‌ی فلزات سنگین ناشی از ریزگردهای مهاجر، می‌تواند آشفته شود و این منبع با ارزش محیطی بدون استفاده بماند. علاوه‌بر ریزگردهای ناشی از منابع معدنی همچون کارخانه‌ی سیمان، معدن‌های آهن و مس و رگه‌های معدنی ـ فلزی، ریزگردهای بیابانی نیز حاوی فلزات سنگین است که پیامدهای اکولوژیکی آن قابل بحث است. ریزگردهای حاوی فلزات سنگین، از طریق فعالیت‌های میکروبی بر محیط‌زیست خاک اثر می‌گذارد (Gall et al, 2015)؛ حشرات، پستانداران، بی‌مهرگان و میکروخاکزی‌ها

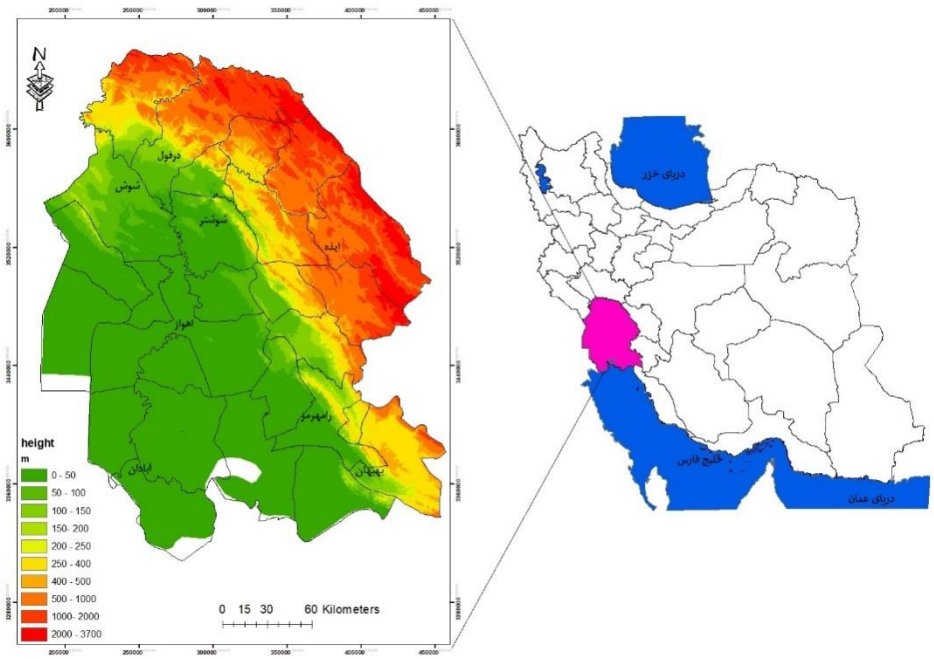
نیز تحت‌تأثیر آن قرار می‌گیرند (Rai et al, 2018). گیاهان دارویی که برای بهداشت و سلامت انسان استفاده می‌شود، بایستی عاری از هرگونه مواد سمی و فلزی باشد. اما ریزگردهای حاوی فلزات سنگین با رسوب بر خاک زراعی گیاهان دارویی و جذب آنها توسط ریشه، به آلودگی گیاه دارویی منجر می‌شود و درنهایت، بر سلامت انسان اثر منفی می‌گذارد. محققان چینی نشان دادند که رسوب ریزگردهای حاوی فلزات سنگین بر خاک گیاه دارویی Feng Dan، موجب آلودگی این گیاه می‌شود (Shen et al, 2017). اگر خاکی که برای سبزیجات گلخانه استفاده می‌شود حاوی فلزات سنگین باشد، آلاینده‌تر از خاکی است که در فضای آزاد در مقابل نور مستقیم خورشید قرار دارد؛ چون کمبود نور خورشید و رطوبت بالای گلخانه، به تحریک فعالیت زیستی فلزات سنگین در خاک منجر می‌شود (Li et al, 2017).

استان خوزستان در جنوب‌غربی ایران، یکی از عرصه‌های میزبان برای ریزگردهای بیابانی خاورمیانه است که طی دهه‌های اخیر، جریان وقوع این پدیده افزایش یافته‌است. پژوهشگران نشان دادند که ریزگردهای جوی این منطقه، اغلب خارجی است و از بیابان‌های جنوبی عراق، شرق سوریه، شمال عربستان و ربع‌الخالی مرکز عربستان نشأت می‌گیرد (Salahi and Behrouzi, 2020)؛ اما باتوجه به خشکسالی‌های اخیر، استفاده‌ی نامناسب از اکوسیستم‌های نیمه‌خشک، خشکیدن تالاب‌های داخلی و تغییرات کاربری اراضی، کانون‌های محلی و داخلی نیز در این منطقه تشکیل شده‌است که اغلب به افزایش غلظت ریزگردهای مهاجر منجر می‌شود. ریزگردها، حاوی فلزات سنگین است و پژوهشگران نیز غلظت این فلزات را در اتمسفر برخی از شهرهای استان خوزستان شناسایی کرده‌اند. اما این پایش‌ها، محلی و در محیط سکونتگاهی است و احتمال اینکه آلودگی ترافیک شهری و صنعتی در آن مؤثر باشد، زیاد است. از طرف دیگر، اندازه‌گیری‌ها اغلب در ارتفاع چندمتری از سطح زمین بود و کمتر به غلظت فلزات سنگین در خاک مرتعی پرداخته شد. با توجه به اثرات محیط‌زیستی فلزات سنگین بر خاک‌ها، پژوهش حاضر می‌کوشد به شناخت غلظت فلزات سنگین در استان خوزستان بپردازد که علاوه‌بر سنجش غلظت فلزات سنگین ناشی از ریزگردهای بیابانی در ارتفاع ۲ متری از سطح زمین، غلظت فلزات در خاک سطحی اکوسیستم مرتعی نیز اندازه‌گیری می‌شود.

۲ـ منطقه‌ی مورد مطالعه

حوزه آبخیز شهر داراب با مساحت ۳۰۱۳۵ هکتار، در ارتفاعات شمالی و شرقی مشرف به شهر داراب بین طول شرقی ۵۴ درجه و ۳۰ دقیقه تا ۵۴ درجه و ۴۱ دقیقه و عرض شمالی ۲۸ درجه و ۴۵ دقیقه تا ۲۸ درجه و ۵۲ دقیقه قرار گرفته‌است و از جنوب به شهر داراب منتهی می‌شود. منطقه‌ی مورد مطالعه قسمتی از حوزه‌ی رودخانه‌ی رودبال است و روستاهای آب جوان، سنگ چارک و تنگ کتویه در محدوده‌ی آن قرار گرفته‌اند. از نظر تقسیمات کشوری نیز جزو بخش مرکزی شهرستان داراب محسوب می‌شود. استان خوزستان با مساحت ۶۳۶۳۳/۶ کیلومتر مربع، در جنوب‌غربی ایران قرار دارد که جلگه‌ی خوزستان از جنوب با ساحل خلیج‌فارس و از شمال با کوهستان زاگرس احاطه شده‌است (شکل ۱). رودخانه‌های فعال و دائمی کرخه، دز و کارون نیز از کوهستان شمالی و شمال‌شرقی سرچشمه می‌گیرد و با عبور از جلگه‌ی خوزستان به خلیج‌فارس می‌ریزد. جلگه‌ی خوزستان با داشتن رودخانه‌های بزرگ و انشعاب کانال‌های فرعی آب، پتانسیل کشاورزی- زراعت بالایی دارد و زمین‌های آن، در اختیار کشاورزان و شرکت‌های کشت و صنعت قرار دارد. خوزستان اگرچه اقلیم متنوع مرطوب تا خشک دارد، ۶۵ درصد آن دارای آب‌وهوای خشک است.

شمال و شمال‌شرقی خوزستان به‌دلیل ناهمواری سطحی، نسبت به مناطق پَست و کم‌ارتفاع غربی، جنوب‌غربی و جنوبی آن دمای کمتر و بارش بیشتری دارد. همسایگی این استان مرزی با کشورهای بیابانی عراق، کویت و عربستان، سببی شده‌است که این منطقه به محیطی میزبان ریزگردهای مهاجر غربی تبدیل شود. ریزگردهای بیابانی طی وقوع بادهای شدید به‌ویژه بادهای شمال، از نهشته‌های رسوبی دجله و فرات و بیابان ربع‌الخالی در عربستان سرچشمه می‌گیرد و با مسیر شرقی، به استان خوزستان وارد می‌شود.



شکل ۱: موقعیت جغرافیایی استان خوزستان در جنوب‌غربی ایران

۳ـ مواد و روش

نمونه‌برداری

مکان‌های منتخب استان خوزستان، در مناطق مرتعی اطراف شهرهای دزفول، شوش، اهواز، آبادان، رامهرمز، بهبهان، ایذه و شوشتر واقع است. برای دستیابی به رهیافت پژوهش حاضر و شناسایی غلظت فلزات سنگین شامل سرب (Pb)، روی (Zn)، کادمیوم (Cd) و منگنز (Mn) در هوا و خاک مرتعی مناطق موردمطالعه در استان خوزستان که ناشی از ریزگردهای بیابانی است، ابتدا در هر شهرستان یک ایستگاه اندازه‌گیری درنظر گرفته شد و ریزگردها با نصب تله‌ی رسوب‌گیر در ارتفاع دو متری از سطح زمین، جمع‌آوری و برای سنجش غلظت فلزات سنگین به آزمایشگاه منتقل شد. برای شناخت اثر ریزگردها بر افزایش غلظت فلزات سنگین در خاک اکوسیستم‌های مرتعی استان خوزستان، فیلدهای اندازه‌گیری دور از کارخانه‌های صنعتی ــ معدنی و اراضی کشاورزی ــ باغی درنظر گرفته شد تا از هرگونه فلزات سنگین معدنی و کودهای کشاورزی مصون باشد. جمع‌آوری و نمونه‌برداری ریزگردها به‌گونه‌ای بود که ابتدا تله‌ی رسوب‌گیر در مهرماه ۱۳۹۷ در محل نصب شد و در دی‌ماه ۱۳۹۷ نیز مرحله‌ی اول به پایان رسید. با وقوع هر طوفان، ریزگردهای رسوب‌کرده در تله جمع‌آوری و به آزمایشگاه منتقل شد. طی بازه زمانی مهر تا دی‌ماه ۱۳۹۷، این ریزگردهای رسوب کرده سه بار در تله جمع‌آوری و به آزمایشگاه منتقل شد. در گام زمانی دوم، تله‌های رسوب‌گیر

در همان مکان‌های قبلی در اردیبهشت‌ماه نصب شد و تا تیرماه سال ۱۳۹۸ ـ که ۳ طوفان گردوغبار سهمگین رخ داد ـ پس از هر بار وقوع طوفان، ریزگردهای جمع‌آوری‌شده به آزمایشگاه منتقل شد.

سنجش فلزات سنگین

در آزمایشگاه، غلظت فلزات سنگین در ریزگردهای جمع‌آوری شده از ایستگاه‌های موردمطالعه اندازه‌گیری شد و اختلاف غلظت فلزات در دوره‌ی سرد و گرم سال نیز با استفاده از آزمون تی ـ استیودنت زوجی در ایستگاه‌های منتخب استان خوزستان انجام شد.

در هر بار اندازه‌گیری غلظت فلزات سنگین در ریزگردهای جوی رسوب‌کرده در تله، خاک اکوسیستم مرتعی همان مکان نیز نمونه‌برداری و برای سنجش فلزات سنگین به آزمایشگاه منتقل شد. برای هر شهرستان از استان خوزستان، سه نمونه خاک مرتعی درنظر گرفته شد که در هر یک از این سه نمونه، پنج نمونه جمع‌آوری و با هم ترکیب شد تا خاک مرکب به‌دست آید که هر یک از سه نمونه درواقع حاوی خاک مرکب بودند. پس از نمونه‌برداری خاک اکوسیستم-های مرتعی استان خوزستان (عمق ۵-۰ سانتی‌متری و مساحت ۵۰۰ سانتی‌مترمربع از هر اکوسیستم مرتعی)، نمونه‌های خاک در کیسه‌های پلی‌اتیلنی ذخیره و به آزمایشگاه منتقل شد. ابتدا یک گرم از نمونه‌های خاک، با اسید نیتریک و اسیدکلریدریک (۱:۳) مخلوط شد و به مدت چهار ساعت در لوله‌های هضم در دمای ۱۱۰ درجه‌ی سانتی‌گراد قرار گرفت. سپس محلول با کاغذ صافی واتمن ۴۲ میکرومتر صاف شد و با آب دی یونیزه شده به حجم ۲۵ میلی‌لیتر رسید. عصاره‌ی به‌دست‌آمده حاوی عناصر و فلزات سنگین بود که آنالیز آن با دستگاه HR-CS AAS ساخت شرکت analytikjena AG ، با استفاده از دستگاه جذب اتمی به روش شعله انجام شد (Solgi et al, 2020). اختلاف غلظت فلزات سنگین در بین ایستگاه‌های استان خوزستان نیز با تحلیل واریانس یک‌طرفه و آزمون مقایسه میانگین توکی انجام شد.

شاخص زمین‌انباشت (Igeo)

به‌منظور ارزیابی و تعیین شدت آلودگی ریزگردهای جوی و خاک مرتعی به فلزات سنگین، از شاخص زمین-انباشتگی (I_{geo}) استفاده شد. شاخص زمین‌انباشتگی بر طبق معادله‌ی زیر، آلودگی به فلزات سنگین را با توجه به نسبت غلظت هر فلز سنگین در نمونه‌ی موردبررسی، به غلظت زمینه‌ای آن فلز در پوسته‌ی زمین محاسبه کرد (Muller, 1969):

$$Igeo = \log2 (Cn / 1.5\ Bn)$$ رابطه‌ی ۱

که در آن، Igeo معرف شاخص زمین‌انباشتگی، Cn غلظت اندازه‌گیری شده‌ی فلز سنگین در نمونه و Bn غلظت زمینه‌ای همان فلز سنگین در پوسته‌ی زمین است. ضریب ۱/۵ نیز برای کمینه کردن تغییرات احتمالی در غلظت‌های زمینه‌ای ناشی از فعالیت‌های زمین‌شناسی اعمال می‌شود. براساس این شاخص، خاک‌ها در ۷ گروه مختلف به‌صورت زیر طبقه‌بندی شد:

۰ > Igeo (غیرآلوده)، ۰>Igeo >۱ (غیرآلوده تا کمی آلوده) ، ۱> Igeo>۲ (کمی آلوده) ، ۲> Igeo>۳ (کمی آلوده تا بسیار آلوده)، ۳> Igeo >۴ (بسیار آلوده)، ۴> Igeo> ۵ (بسیار آلوده تا به‌شدت آلوده) و بزرگ‌تر از ۵ (به‌شدت آلوده).

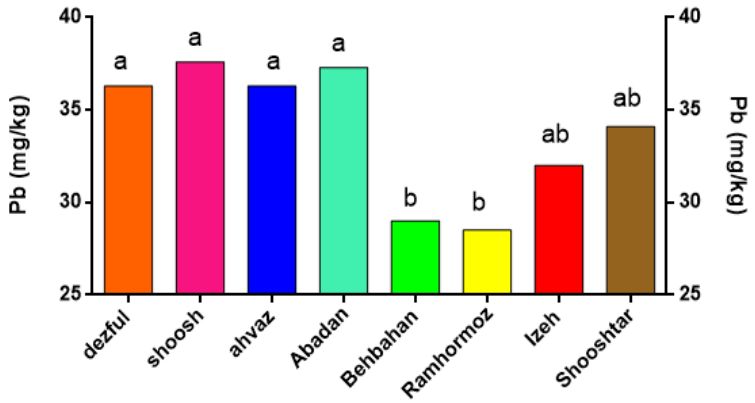
درنهایت، برای بررسی ارتباط غلظت فلزات سنگین در ریزگردهای جوی و خاک مرتعی ایستگاه‌های موردمطالعه، از ضریب همبستگی پیرسون و شاخص نسبت (غلظت فلز در خاک مرتعی تقسیم بر غلظت فلز در ریزگردهای جوی) استفاده شد.

۴ـ یافته‌ها (نتایج)

نتایج پژوهش حاضر در دو بخش، شامل اندازه‌گیری فلزات سنگین در ریزگردهای جوی و خاک مرتعی مناطق مختلف استان خوزستان است که رسوب ریزگردها بر سطح خاک نمایان شده‌است.

۴ـ۱ـ فلزات سنگین در ریزگردهای جوی

سنجش فلزات سنگین شامل سرب، روی، کادمیوم و منگنز، در دوره‌ی سرد و گرم سال انجام شد. بیشینه‌ی فلز سرب در ریزگردهای بخش نیمه‌ی غربی استان خوزستان شامل آبادان، شوشتر، اهواز و دزفول و کمینه‌ی آن در نیمه‌ی شرقی استان شامل بهبهان و رامهرمز بود. اختلاف آماری بین شهرها توسط تحلیل واریانس یک‌طرفه، انجام و نتایج آن به‌صورت نمودار ستونی و حروف کوچک نشان داده شد که در آن ایستگاه‌های غربی با اندیکس a نمایان است و در یک طبقه قرار گرفته‌اند. مناطق شرقی استان خوزستان شامل بهبهان و رامهرمز نیز که با اندیکس b مشخص شده‌اند، در یک طبقه هستند و اختلاف آنها با مناطق غربی استان در سطح ۹۵ درصد معنادار است، اما اختلاف آن با ایستگاه‌های ایذه و شوشتر معنادار نیست (شکل ۲).



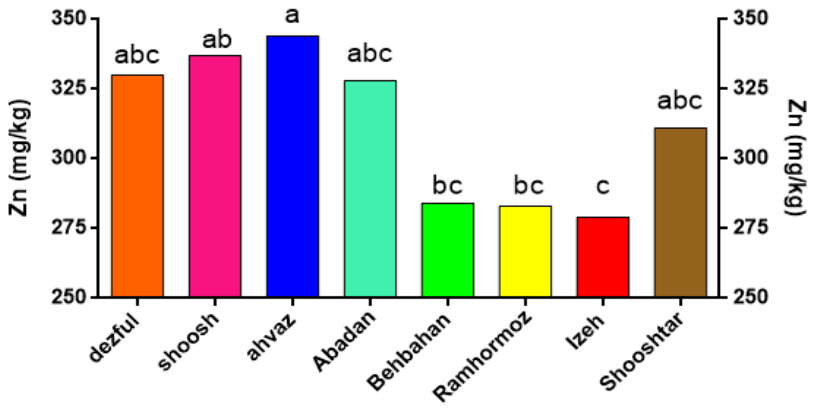
شکل ۲: غلظت فلز سرب (Pb) در ریزگردهای جوی استان خوزستان

فلز سرب نیز در نیمه‌ی سرد و گرم سال اندازه‌گیری شد و نتایج نشان داد که اختلاف آن در دوره‌ی زمانی سرد و گرم سال در ایستگاه‌های شوش و بهبهان در سطح ۹۵ درصد معنادار بود، اما در دیگر ایستگاه‌ها در دوره‌ی سرد و گرم سال اختلاف معناداری نداشت (جدول ۱).

جدول ۱: اختلاف آماری فلز سرب در ریزگردهای جوی استان خوزستان در دوره‌ی سرد و گرم سال با آزمون تی ـ استیودنت زوجی

ایستگاه	دوره‌ی زمانی	میانگین (mg/kg)	انحراف از معیار	آماره t	سطح معنی‌داری
دزفول	سرد	۳۴/۶	۱/۵	-۲	۰/۱۸۴
	گرم	۳۸	۲		
شوش	سرد	۳۴/۶	۱/۵	-۱۰/۳۹	۰/۰۰۹ **
	گرم	۴۰/۶	۰/۵		
اهواز	سرد	۳۳/۳	۳/۲۱	-۲/۳۸	۰/۱۴۰
	گرم	۳۹/۳	۱/۵۲		
آبادان	سرد	۳۴/۳	۲	-۳	۰/۰۹۵
	گرم	۴۰/۳	۱/۵۲		
بهبهان	سرد	۲۴/۶	۲/۰۸	-۴/۹۱	۰/۰۳۹ *
	گرم	۳۳/۳	۲/۵۱		
رامهرمز	سرد	۲۵/۶	۳/۵۱	-۲/۱۲	۰/۱۶۸
	گرم	۳۱/۳	۲/۰۸		
ایذه	سرد	۲۹/۳	۱/۵۲	-۲/۸۷	۰/۱۰۳
	گرم	۳۴/۶	۲/۰۸		
شوشتر	سرد	۳۱/۳	۲/۰۸	-۲/۵۹	۰/۱۲۲
	گرم	۳۷	۲		

فلز روی نیز در ریزگردهای جوی بررسی شد و نتایج نشان داد که بیشینه‌ی آن در ایستگاه‌های اهواز، شوش، دزفول و آبادان بود و کمینه‌ی آن در ایذه، بهبهان و رامهرمز. اختلاف غلظت فلز روی در بین ایستگاه‌ها با انـدیس نشـان داده شد که در آن اهواز با بیشترین غلظت در طبقه‌ی اول و ایذه با کمترین غلظت در طبقه‌ی آخر قرار گرفت (شکل ۳).



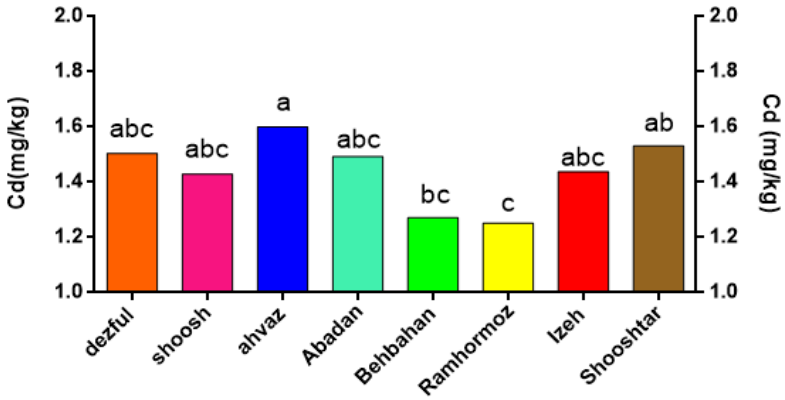
شکل ۳: غلظت فلز روی (Zn) در ریزگردهای جوی استان خوزستان

غلظت فلز روی نیز در نیمه‌ی گرم و سرد سال در ریزگردهای جوی اندازه‌گیری شد و نتایج نشان داد که غلظت آن در دوره‌ی گرم بیش از دوره‌ی سرد سال است و اختلاف آنها در ایستگاه‌های دزفول، شوش، بهبهان و ایذه در سطح ۹۵ درصد معنادار بود (جدول ۲).

جدول ۲: اختلاف آماری فلز روی در ریزگردهای جوی استان خوزستان در دوره‌ی سرد و گرم سال با آزمون تی ـ استیودنت زوجی

ایستگاه	دوره‌ی زمانی	میانگین (mg/kg)	انحراف از معیار	آماره t	سطح معنی‌داری
دزفول	سرد	۳۰۰	۱۱/۵	-۸	۰/۰۱۵*
	گرم	۳۶۱	۶/۴		
شوش	سرد	۳۱۸	۲۵/۶	-۶/۷۹	۰/۰۲۱*
	گرم	۳۵۶	۱۹/۹		
اهواز	سرد	۳۲۴	۲۲/۳	-۳/۶۰	۰/۰۶۹
	گرم	۳۶۵	۹/۷		
آبادان	سرد	۳۱۴	۲۰/۲	-۲/۸۹	۰/۱۰۱
	گرم	۳۴۳	۱۳/۲		
بهبهان	سرد	۲۶۵	۳۰/۵	-۵/۳۱	۰/۰۳۴*
	گرم	۳۰۳	۱۸		
رامهرمز	سرد	۲۷۳	۳۷/۵	-۱/۵۳	۰/۲۶۵
	گرم	۲۹۳	۴۱/۳		
ایذه	سرد	۲۶۱	۲۲/۱	-۴/۳۵	۰/۰۴۹*
	گرم	۲۹۸	۳۱/۵		
شوشتر	سرد	۳۰۵	۱۱	-۲/۰۵	۰/۱۷۷
	گرم	۳۱۸	۲۰		

بیشینه‌ی کادمیوم نیز با دیگر فلزات در بخش غربی استان خوزستان به‌ویژه در اهواز همسان بود و کمینه‌ی آن نیز در رامهرمز و بهبهان بود. به‌طورکلی، ریزگردهای جوی در اتمسفر مناطق غربی استان خوزستان غلظت کادمیوم بالاتری داشت و در بخش شرقی آن، غلظت کادمیوم کاهش یافته بود (شکل ۴).



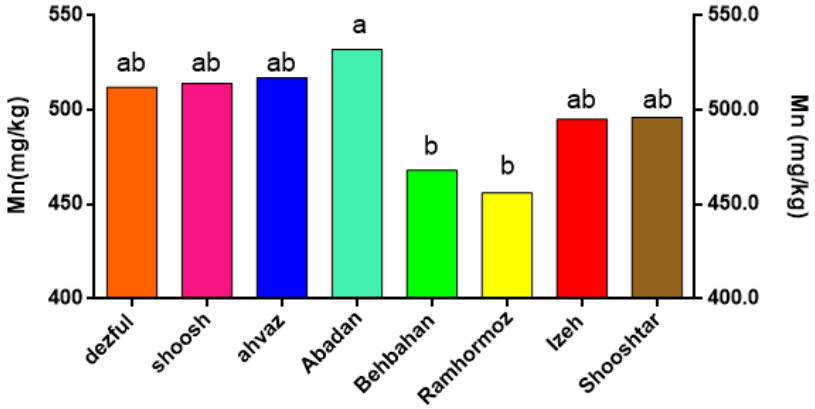
شکل ۴: غلظت فلز کادمیوم (cd) در ریزگردهای جوی استان خوزستان

بررسی اختلاف آماری غلظت کادمیوم طی دوره‌ی گرم و سرد سال بیانگر این است که غلظت آن در دوره‌ی گرم سال بیش از دوره‌ی سرد سال و اختلاف آنها تنها در اهواز در سطح ۹۵ درصد معنادار بود. در بقیه‌ی ایستگاه‌های استان خوزستان نیز اختلاف معناداری مشاهده نشد (جدول ۳).

جدول ۳: اختلاف آماری فلز کادمیوم در ریزگردهای جوی استان خوزستان در دوره‌ی سرد و گرم سال با آزمون تی ـ استیودنت زوجی

ایستگاه	دوره‌ی زمانی	میانگین (mg/kg)	انحراف از معیار	آماره t	سطح معنی‌داری
دزفول	سرد	۱/۳۴	۰/۱۱۳۵	-۴/۲۲	۰/۰۵۲
	گرم	۱/۶۷	۰/۰۷۵۵		
شوش	سرد	۱/۲۹	۰/۱۷	-۲/۹۴	۰/۰۹۹
	گرم	۱/۵۶	۰/۰۸		
اهواز	سرد	۱/۴۸	۰/۰۳۲	-۶/۳۳	۰/۰۲۴*
	گرم	۱/۷۲	۰/۰۶۵		
آبادان	سرد	۱/۴۲	۰/۱۱۷	-۳/۹۴	۰/۰۵۹
	گرم	۱/۵۶	۰/۰۸۱		
بهبهان	سرد	۱/۱۷	۰/۰۳۶	-۳/۲۶	۰/۰۸۲
	گرم	۱/۳۷	۰/۰۷۶		
رامهرمز	سرد	۱/۱۹	۰/۰۴۷	-۲/۶۰	۰/۱۲۱
	گرم	۱/۳۱	۰/۰۴۵		
ایذه	سرد	۱/۳۱	۰/۰۴۷	-۳/۳۱	۰/۰۸۰
	گرم	۱/۵۶	۰/۰۸۷		
شوشتر	سرد	۱/۴۱	۰/۰۹۵	-۲/۴۱	۰/۱۳۷
	گرم	۱/۶۵	۰/۰۸۵		

منگنز نیز به‌عنوان فلز سنگین، در ریزگردهای جوی استان خوزستان اندازه‌گیری شد که بیشینه‌ی آن در آبادان سپس در دزفول، شوش و اهواز بود، اما کمینه‌ی آن در بخش‌های شرقی استان شامل بهبهان و رامهرمز قرار داشت (شکل ۵). غلظت منگنز در دوره‌های گرم و سرد سال نیز در ایستگاه‌های استان خوزستان مقایسه شد و نتایج نشان داد که غلظت این آلاینده، در دوره‌ی گرم سال بیش از دوره‌ی سرد سال و اختلاف آنها در بهبهان و ایذه در سطح ۹۵ درصد معنادار بود.



شکل ۵: غلظت فلز منگنز (Mn) در ریزگردهای جوی استان خوزستان

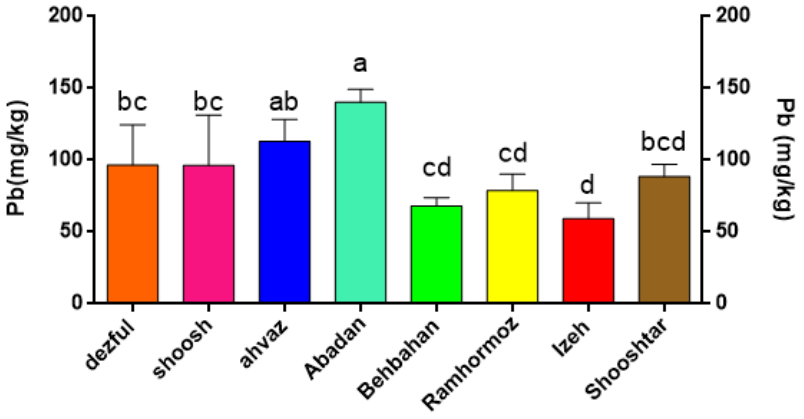
جدول ۴: اختلاف آماری فلز منگنز در ریزگردهای جوی استان خوزستان در دوره‌ی سرد و گرم سال با آزمون تی ـ استیودنت زوجی

ایستگاه	دوره‌ی زمانی	میانگین (mg/kg)	انحراف از معیار	آماره t	سطح معنی‌داری
دزفول	سرد	۴۸۱	۳۴/۵	-۲/۶۰	۰/۱۲۱
	گرم	۵۴۴	۷		
شوش	سرد	۴۸۵	۳۴	-۲/۹۹	۰/۰۹۶
	گرم	۵۴۳	۴		
اهواز	سرد	۴۸۰	۶۱/۴	-۱/۹۸	۰/۱۸۶
	گرم	۵۵۳	۷/۵۰		
آبادان	سرد	۵۱۶	۲۲/۸	-۲/۷۶	۰/۱۱۰
	گرم	۵۴۸	۳/۲		
بهبهان	سرد	۴۴۲	۲۴/۲	-۶/۱۵	۰/۰۲۵*
	گرم	۴۹۵	۱۷/۱		
رامهرمز	سرد	۴۴۳	۲۱/۰۷	-۲/۰۸	۰/۱۷۳
	گرم	۴۶۹	۶/۹۲		
ایذه	سرد	۴۶۹	۴/۵۸	-۶/۰۸	۰/۰۲۶*
	گرم	۵۲۲	۱۰/۵		
شوشتر	سرد	۴۶۲	۵۰/۵	-۲/۲۳	۰/۱۵۵
	گرم	۵۳۱	۱۰/۷		

۴ـ۲ـ فلزات سنگین در خاک اکوسیستم‌های مرتعی

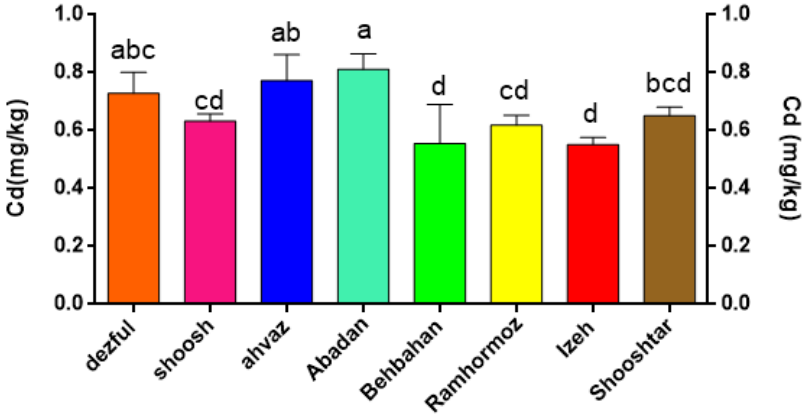
در گام دوم از پژوهش حاضر، غلظت فلزات سنگین در خاک اکوسیستم‌های مرتعی استان خوزستان اندازه‌گیری و اختلاف غلظت فلزات در بین ایستگاه‌های موردمطالعه با تحلیل واریانس یک‌طرفه انجام شد. نتایج نشان داد که بیشترین غلظت فلز سرب در خاک‌های سطحی مراتع آبادان سپس اهواز بود و کمترین آن در خاک‌های مرتعی ایذه مشاهده شد. بین غلظت سرب در مراتع آبادان و اهواز اختلاف معناداری وجود نداشت، ولی با دیگر مناطق اختلاف معناداری در

سطح ۹۵ درصد داشت. خاک‌های مرتعی در بخش غربی استان خوزستان نیز نسبت به بخش‌های شرقی آن دارای غلظت سرب بالایی بود (شکل ۶).



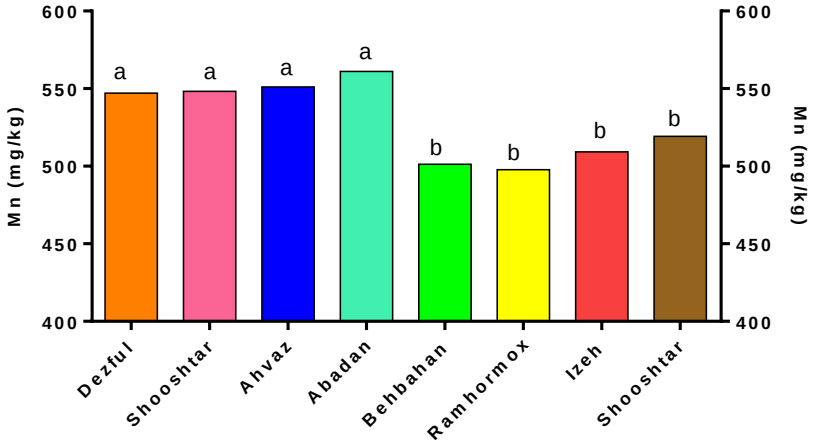
شکل ۶: غلظت فلز سرب (Pb) در خاک‌های مرتعی استان خوزستان

کادمیوم نیز به‌عنوان یکی از فلزات سنگین، در خاک‌های مرتعی استان خوزستان اندازه‌گیری شد و نتایج نشـان داد که بیشینه‌ی غلظت آن در آبادان و اهواز بود و دزفول در مرتبه‌ی بعدی قرار داشت. کمینه‌ی کادمیوم نیز در خاک‌های مرتعی ایذه و بهبهان بود که با بخش‌های غربی استان در سطح ۹۵ درصد اختلاف معناداری داشت (شکل ۷).



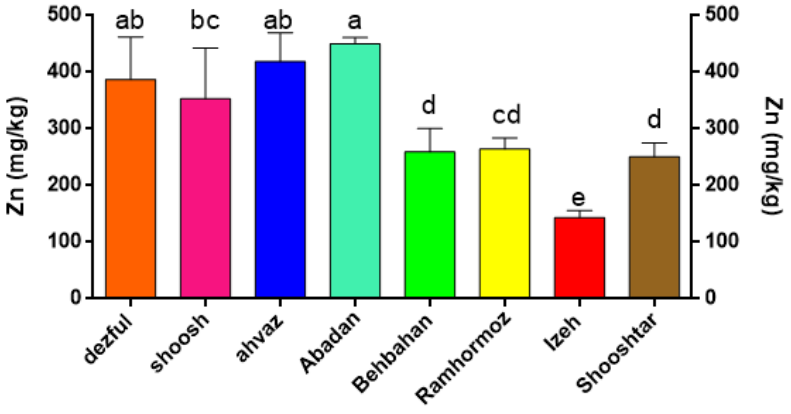
شکل ۷: غلظت فلز کادمیوم (cd) در خاک‌های مرتعی استان خوزستان

بررسی غلظت منگنز در خاک‌های مرتعی استان خوزستان نیز نشان داد که بیشینه‌ی آن در غرب استان خوزستان و کمینه‌ی آن در بخش شرقی آن بود و اختلاف بخش غربی و شرقی در سطح ۹۵ درصد معنـادار بـود؛ بـه‌گونـه‌ای کـه دزفول، شوش، اهواز و آبادان در یک طبقه و بهبهان، رامهرمز، ایذه و شوشتر نیز در طبقه‌ی دیگر قرار گرفتند (شـکل ۸).



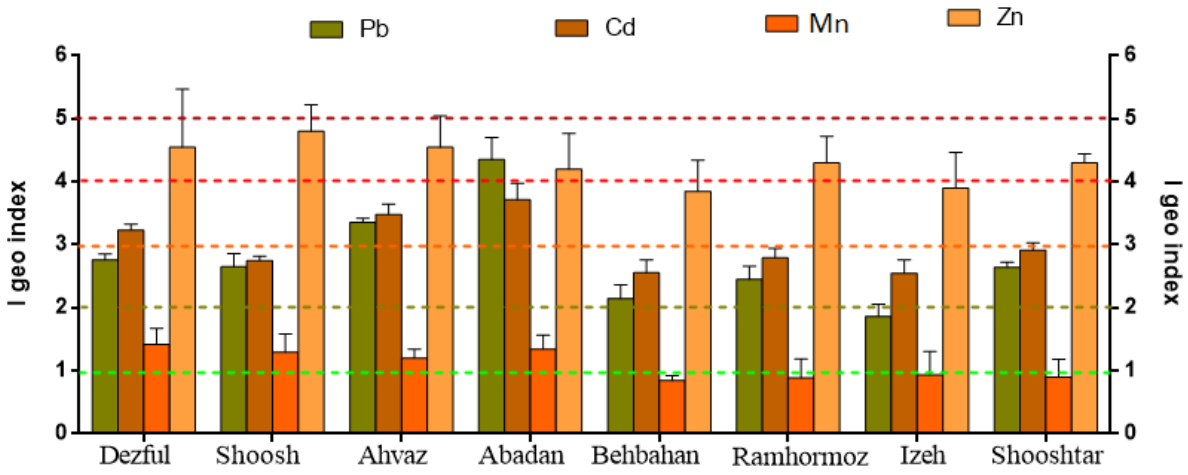
شکل ۸: غلظت فلز منگنز (Mn) در خاک‌های مرتعی استان خوزستان

در خاک‌های مرتعی استان خوزستان، روی نیز اندازه‌گیری شد و نتایج نشان داد که غلظت آن در خاک‌های غرب این استان بیش از مناطق شرقی آن است و بیشینه‌ی آن در آبادان، سپس در اهواز بود و اختلاف آن با دیگر مناطق در سطح ۹۵ درصد معنادار بود. اما کمینه‌ی غلظت این فلز در ایذه بود و با دیگر مناطق استان خوزستان اختلاف معناداری داشت (شکل ۹).



شکل ۹: غلظت فلز روی (Zn) در خاک‌های مرتعی استان خوزستان

درنهایت، غلظت فلزات سنگین در خاک‌های مرتعی استان خوزستان با شاخص آلودگی زمین‌انباشت ارزیابی شد (شکل ۱۰). از لحاظ فلز روی، دزفول، شوش، آبادان، اهواز، رامهرمز و شوشتر در طبقه‌ی بسیار آلوده تا به‌شدت آلوده قرار داشتند. از لحاظ کادمیوم، دزفول، اهواز و آبادان در طبقه‌ی بسیار آلوده و شوش، بهبهان، رامهرمز، ایذه و شوشتر در طبقه‌ی کمی آلوده تا بسیار آلوده قرار داشتند. از لحاظ فلز سرب، آبادان در طبقه‌ی بسیار آلوده تا به‌شدت آلوده و اهواز نیز در طبقه‌ی بسیار آلوده قرار داشت. از لحاظ منگنز نیز مناطق غربی استان خوزستان در طبقه‌ی کمی آلوده و مناطق شرقی استان در طبقه‌ی غیرآلوده تا کمی آلوده قرار داشتند.



شکل ۱۰: ارزیابی آلودگی خاک‌های مرتعی استان خوزستان با شاخص زمین‌انباشتگی Igeo

ارتباط و همبستگی بین غلظت فلزات سنگین در هوا و خاک مرتعی

همبستگی فلزات سرب و کادمیوم میان هوا و خاک مرتعی در همه‌ی ایستگاه‌های موردمطالعه معنادار نیست و نشان می‌دهد که غلظت سرب و کادمیوم بین هوا و خاک اختلاف دارد و شاخص نسبت نیز بیانگر این است که غلظت سرب در خاک مرتعی بیش از هوا و غلظت کادمیوم در هوا بیش از خاک مرتعی ایستگاه‌ها است. همبستگی فلز روی میان هوا و خاک فقط در دزفول مثبت و معنادار بود، اما در دیگر ایستگاه‌ها همبستگی مشاهده نشد و شاخص نسبت نیز بیانگر این است که غلظت فلز روی در ایستگاه‌های غربی استان خوزستان (دزفول، شوش، اهواز و آبادان) بیش از هوا است؛ چون شاخص نسبت در این ایستگاه‌ها بیش از یک است. همبستگی غلظت منگنز میان هوا و خاک ایستگاه‌های موردمطالعه به‌جز رامهرمز، در دیگر ایستگاه‌ها مثبت و معنادار و شاخص نسبت نیز بیش از یک بود که نشان می‌دهد غلظت منگنز در خاک مرتعی بیش از هوای محیطی است.

جدول ۵: آنالیز آماری شاخص نسبت و ضریب همبستگی فلزات سنگین در بین ایستگاه‌های موردمطالعه

ایستگاه	سرب		روی		کادمیوم		منگنز	
	نسبت (خاک/ هوا)	همبستگی	نسبت (خاک/ هوا)	همبستگی	نسبت (خاک/ هوا)	همبستگی	نسبت (خاک/ هوا)	همبستگی
دزفول	۲/۶۶	-۰/۰۲۷	۱/۱۷	۰/۸۸۹*	۰/۵۱	۰/۶۷۲	۱/۰۶	۰/۹۴۴**
شوش	۲/۵۵	۰/۳۴۵	۱/۰۴	۰/۷۷۳	۰/۴۹	۰/۳۴۸	۱/۰۶	۰/۸۷۳*
اهواز	۳/۱۱	۰/۴۴۴	۱/۲۱	۰/۳۱۳	۰/۶۰	-۰/۰۸۱	۱/۰۵	۰/۹۹۱**
آبادان	۳/۷۵	۰/۶۷۶	۱/۳۶	-۰/۰۴۰	۰/۵۵	۰/۵۵۹	۱/۰۴	۰/۸۳۲*
بهبهان	۲/۳۵	۰/۴۱۵	۰/۹۱	۰/۷۴۹	۰/۳۷	-۰/۰۴۷	۱/۰۶	۰/۹۲۷*
رامهرمز	۲/۷۶	۰/۲۸۸	۰/۹۳	۰/۶۱۰	۰/۴۰	-۰/۰۰۶	۱/۰۹	۰/۷۲۴
ایذه	۱/۸۴	-۰/۲۱۴	۰/۵۱	-۰/۳۲۰	۰/۳۸	۰/۵۱۴	۱/۰۲	۰/۹۷۹*
شوشتر	۲/۵۹	۰/۲۲۳	۰/۸۰	-۰/۰۴۳	۰/۴۰	۰/۵۱۲	۱/۰۴	۰/۹۹۱**

۵ـ بحث و نتیجه‌گیری

ریزگردهای بیابانی یکی از معضلات محیط‌زیستی مناطق خشک و نیمه‌خشک است که اگر حاوی فلزات سنگین با غلظت بالا باشد، اکوسیستم‌های محیطی مناطق میزبان را با خطر آلودگی تهدید می‌کند. استان خوزستان در جنوب‌غربی ایران، با بیابان‌های عراق، کویت و عربستان همسایه است و هرساله تندبادها حجم عظیمی از ریزگرد این بیابان‌ها را به استان خوزستان وارد می‌کند. با وقوع طوفان و عبور بادهای شدید از روی بیابان‌های داخلی این استان، غلظت ریزگردهای جوی در منطقه افزایش می‌یابد (Salahi and Behrouzi, 2020). ورود ریزگردهای بیابانی از سمت غرب به این استان، سبب شده غلظت ریزگردها در غرب استان خوزستان بیش از مناطق شرقی آن باشد. نتایج پژوهش حاضر نشان داد که غلظت فلزات سنگین، در ریزگردهای جوی غرب استان خوزستان بیش از شرق آن است که در اهواز و آبادان به اوج خود می‌رسد. مناطق شمالی، غربی و جنوبی این استان شامل دزفول، شوش، اهواز و آبادان نیز اولین مناطقی است که ریزگردهای بیابانی ــ که از بیابان‌های غربی به منطقه وارد می‌شوند ــ بدان وارد می‌شود؛ اما در بخش شرقی استان خوزستان که حدود ۴۰۰ تا ۶۰۰ کیلومتر از بیابان‌های کشورهای همسایه‌ی غربی فاصله دارند، غلظت فلزات سنگین و حجم ریزگردها نیز کاهش می‌یابد.

در هوای محیطی مناطق شمالی ترکیه در ساحل دریای سیاه، غلظت فلزات سرب، روی و کادمیوم ناشی از جاده‌های خاکی ساحلی به‌ترتیب ۴۶، ۴۵۷ و ۰/۴ میلی‌گرم در کیلوگرم بود (Yesilkanat and Kobya, 2021)، اما در پژوهش حاضر که فلزات از ریزگردهای بیابانی در هوای محیطی به‌دست آمد، غلظت سرب، روی و کادمیوم به‌ترتیب ۳۴، ۳۱۳ و ۱/۴۴ میلی‌گرم در کیلوگرم بود که در آن غلظت سرب و روی، کمتر از مناطق ساحلی دریای سیاه و غلظت کادمیوم، بیش از ساحل دریای سیاه بود. در طوفان گردوغباری شیراز ــ که طی ماه می ۲۰۱۸ شکل گرفت ــ غلظت سرب، روی، کادمیوم و منگنز به‌ترتیب ۰/۶۵، ۸/۳۹، ۶۷/۳۳ و ۷۰/۲۷ میلی‌گرم در کیلوگرم بود. غلظت کادمیوم در این طوفان، بیش از

حد مجاز بود، اما غلظت دیگر فلزات نسبت به پژوهش حاضر کمتر بود (Farsani et al, 2018). در معدن سنگ در ماسف اوبان در جنوب‌شرقی نیجریه، الگوی فلزات Fe>Mn>Zn>Ni> Cu>Pb>Cd>Cr بود (Ekwere and Edet, 2021). در پژوهش حاضر نیز الگوی فلزات سنگینی که اندازه‌گیری شد، Mn>Zn>Pb>Cd بود که با الگوی فلزات در معدن سنگ نیجریه همسان است. دلیل اصلی این الگو، سنگینی این فلزات است که در بین فلزات موردمطالعه در پژوهش حاضر، منگنز بیشترین وزن را داشت و پس از آن فلزات روی، سرب و کادمیوم در رتبه‌های بعدی قرار داشت.

در اهواز نیز فلزات سرب، روی و کادمیوم در غبارهای جوی اندازه‌گیری شد و غلظت بالایی داشت (Karimian et al, 2016). در ریزگردهای جوی شهر دزفول نیز روی، کادمیوم، منگنز و سرب از فلزات غالب بود (Salahi and Behrouzi, 2020).

ریزگردهای بیابانی به‌واسطه‌ی بادهای شدید به‌صورت معلق به جو وارد می‌شوند و به‌صورت طوفان گردوغبار ظاهر می‌گردند، پس از طی مسافتی و کاهش سرعت باد، در محیط میزبان رسوب می‌کنند. رسوبات ممکن است بر روی اندام هوایی گیاه، چشم‌اندازهای انسانی یا محیط‌زیست طبیعی قرار گیرد. مناطق مرتعی که بیش از ۳۰ درصد مساحت استان خوزستان را به‌خود اختصاص داده است، در معرض رسوب ریزگردهای بیابانی قرار دارد که حاوی فلزات سنگین است. در این مراتع، اغلب گیاهان بومی و مقاوم به شوری و تنش خشکی به‌صورت پراکنده و بوته‌زار هستند که یکی از منابع تغذیه‌ی دام و اکوسیستم مرتعی به‌شمار می‌روند؛ اما با ورود ریزگردهای آلوده به فلزات سنگین به خاک این مراتع و جذب آن به‌وسیله‌ی ریشه‌ی گیاهان، احتمال به‌خطر افتادن حیات موجودات زنده وجود دارد (Shahid et al, 2017). سازمان جهانی محیط‌زیست، حد استاندارد فلزات سنگین را در خاک مشخص کرده‌است که در صورت عبور از این حد استاندارد، محیط‌زیست با خطر آلودگی مواجه می‌شود (Singh et al, 2011). پژوهشگران از شاخص زمین-انباشتگی I_{geo} برای ارزیابی آلودگی به فلزات سنگین استفاده می‌کنند (Barbieri, 2016 & Magni et al, 2021& Pesantes et al, 2019) که در پژوهش حاضر نیز برای ارزیابی آلودگی خاک‌های مرتعی استان خوزستان به آلودگی فلزات سنگین، از این شاخص استفاده شد. به‌طورکلی، نتایج پژوهش حاضر نشان داد که خاک مرتعی مناطق غربی این استان خوزستان نسبت به مناطق شرقی آن، فلزات سنگین بیشتری دارد که حداکثر آن در آبادان و اهواز مشاهده شد. ارزیابی خطر آلودگی خاک مرتعی به فلزات سنگین نیز نشان داد که مناطق غربی این استان از لحاظ فلزات روی، سرب و کادمیوم در منطقه‌ی بسیار آلوده قرار دارند؛ بخش شرقی آن نیز از لحاظ عنصر روی آلوده است و از لحاظ دیگر فلزات سنگین موجود در خاک، در بخش کمی آلوده قرار دارد. فلزات سنگین موجود در خاک به سرعت به‌سمت ریشه‌ی گیاه حرکت می‌کند و در آن جذب می‌شود (Raskin et al, 1994). در بدنه‌ی گیاه نیز اغلب در برگ و میوه‌ی گیاه تجمع می‌یابد (Punz et al, 1993) و چرای بوته‌های مرتعی به‌وسیله‌ی دام، برگ و میوه‌ی آلوده به فلز سنگین را به دام و سایر موجودات خشک‌زی در اکوسیستم‌های مرتعی منتقل می‌کند (Kumar et al, 1995). مصرف گوشت دام‌هایی که از گیاهان آلوده به فلزات سنگین تغذیه کرده‌اند، می‌تواند سلامتی انسان را نیز به‌خطر بیندازد. پژوهشگران در مرسی‌ساید انگلستان نشان دادند استفاده از گیاهان مرتعی پایین‌دستی که در معرض فلزات سنگین قرار دارند، برای چرای دام ممنوع است (Enya et al, 2019). باتوجه به تجزیه‌ناپذیری و قدرت تجمع زیستی فلزات سنگین،

دام و سایر موجودات زنده در معرض خطر بیماری‌های مربوط به فلزات سمی و سنگین قرار می‌گیرند. در بوته‌ی تنباکو، فلزات سنگین اغلب در سطح برگ تجمع می‌یابد و چرخه‌ی فتوسنتز گیاه را با مشکل مواجه می‌سازد (Jung and Thornton, 1996). باتوجه به اینکه گیاه قدرت بالایی در جذب فلزات سنگین دارد، از روش گیاه‌پالایی برای حذف فلزات سنگین از خاک و تصفیه‌ی محیط استفاده می‌کند (Zand et al, 2020 & Chibuike et al, 2014). گیاهان مناطق خشک که در معرض آلودگی فلزات سنگین قرار دارند، نسبت به این فلزات حساس هستند؛ اگرچه این گیاهان نسبت به شوری و کم‌آبی مقاوم‌اند، آلودگی می‌تواند به تخریب و مرگ آنها منجر شود (Ullah et al, 2020).

ریزگردهای بیابانی که به استان خوزستان وارد می‌شود، حاوی فلزات سنگین است که محیط‌زیست منطقه را با مشکل آلودگی مواجه می‌سازد. چون ریزگردها از سمت غرب به این استان وارد می‌شود، بیشتر آنها با کاهش سرعت باد در بخش‌های غربی رسوب می‌کند و بر اکوسیستم مناطق غربی خوزستان اثر می‌گذارد. باتوجه به اینکه غلظت فلزات سنگین در ریزگردهای جوی و خاک‌های مناطق غربی استان خوزستان بیش از مناطق شرقی آن بود، همچنین نمونه‌برداری خاک‌ها به‌دور از مناطق صنعتی، مسکونی و زباله‌ها بود، رسوب ریزگردهای جوی می‌تواند دلیل اصلی افزایش فلزات سنگین در خاک‌های مرتعی غرب این استان باشد. مناطق غربی استان خوزستان اغلب به‌صورت مناطق خشک و نیمه‌خشک است که از مراتع و بوته‌زارهای پراکنده پوشیده شده‌است. رسوب ریزگردهای آغشته به فلزات سنگین در خاک سطحی مراتع، گیاهان را با خطر آلودگی تهدید می‌کند. جذب و تجمع فلزات سنگین همچون روی، سرب، کادمیوم و منگنز در ریشه و برگ گیاهانی که منابع غذایی دام‌های منطقه است، سلامت انسان را نیز به خطر می‌اندازد. از طرف دیگر، موجودات ریز خاکی نیز در تقابل با فلزات سنگین دچار مشکل می‌شوند و حیات آنها در خطر آلودگی قرار می‌گیرد. بنابراین، نتایج پژوهش حاضر می‌تواند در اختیار مدیران و برنامه‌ریزان محیط‌زیست قرار گیرد تا برنامه‌ای منطبق بر حفاظت محیط‌زیست مبنی بر ممنوعیت استفاده از چرای دام‌ها در مناطق آلوده به فلزات سنگین، تدوین و از سلامت دام و انسان در برابر آلودگی حفاظت کنند.

منابع

1. Abbasi, S.; Rezaei, M.; Keshavarzi, B.; Mina, M.; Ritsema, C.; & V. Geissen, 2021. Investigation of the 2018 Shiraz dust event: Potential sources of metals, rare earth elements, and radionuclides; health assessment, *Chemosphere*, 130533.

2. Albar, H. M. S. A.; Ali, N.; Eqani, S. A. M. A. S.; Alhakamy, N. A.; Nazar, E.; Rashid, M. I.; & I. M. I. Ismail, 2020. Trace metals in different socioeconomic indoor residential settings, implications for human health via dust exposure, *Ecotoxicology and environmental safety*, 189, 109927.

3. Atabaki, M. R., & A.J.J.o.R.i.E.H. Lotfi., (2018). Investigation of heavy metal soil concentration (Pb, Cd, Zn and Cu) in different areas of Isfahan in 1396. 4, 23-35.

4. Barbieri, M., 2016. The importance of enrichment factor (EF) and geoaccumulation index (Igeo) to evaluate the soil contamination, *J Geol Geophys*, 5(1), 1-4.

5. Behrouzi, M.; Bazgeer, S.; Nouri, H.; Nejatian, M. A.; & D.J.D.E.E.J. Akhzari, 2019. Dust Storms Detection and Its Impacts on the Growth and Reproductive Traits of Grape vine (Vitis vinifera) in Malayer Plain, 8, 59-72.

6. Cao, H.; Amiraslani, F.; Liu, J.; & N.J.S.o.t.T.E. Zhou, 2015. Identification of dust storm source areas in West Asia using multiple environmental datasets, 502, 224-235.

7. Chibuike, G. U.; Obiora, S.C.J.A.; & E. S. Science, 2014. Heavy metal polluted soils: effect on plants and bioremediation methods, 2014.
8. Ekwere, A. S., & B. B. Edet., (2021). Temporal variations of heavy metals in sediment, soil and dust particulates across the rock quarrying districts of the Oban Massif, Southeastern Nigeria. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*. 15, 100431.

9. Enya, O.; Lin, C.; & J.J.M.p.b. Qin, 2019. Heavy metal contamination status in soil-plant system in the Upper Mersey Estuarine Floodplain, *Northwest England*, 146, 292-304.
10. Erell, E., & H.J.A.E. Tsoar, (1999). Spatial variations in the aeolian deposition of dust–the effect of a city: a case study in Be'er-Sheva, Israel, 33, 4049-405.
11. Fazekašová, D., & J. J. S. Fazekaš., (2020). Soil Quality and Heavy Metal Pollution Assessment of Iron Ore Mines in Nizna Slana (Slovakia), 12, 2549.
12. Farsani, M. H.; Shirmardi, M.; Alavi, N.; Maleki, H.; Sorooshian, A.; Babaei, A.; & G. Goudarzi, 2018. Evaluation of the relationship between PM10 concentrations and heavy metals during normal and dusty days in Ahvaz, Iran, *Aeolian Research*, 33, 12-22.

13. Gall, J. E .; Boyd, R. S .; Rajakaruna, N. J. E. m.; Assessment, 2015. Transfer of heavy metals through terrestrial food webs: a review, 187, 201.
14. Goel, V.; Mishra, S. K.; Pal, P.; Ahlawat, A.; Vijayan, N.; Jain, S.; & C. Sharma, 2020. Influence of chemical aging on physico-chemical properties of mineral dust particles: A case study of 2016 dust storms over Delhi, *Environmental Pollution*, 267, 115338.

15. Jung, M. C., & I. J. A. G. Thornton., (1996). Heavy metal contamination of soils and plants in the vicinity of a lead-zinc mine, Korea. 11, 53-59.
16. Karimian, B.; Landi, A.; Hojati, S.; & J. Ahadian, 2016. Physicochemical and mineralogical characteristics of dust particles carried through dust storms in ahvaz city.
17. Kumar, P. N.; Dushenkov, V.; Motto, H.; Raskin, I. J. E. s.; technology, 1995. Phytoextraction: the use of plants to remove heavy metals from soils , 29, 1232-1238.
18. Li, F.; Shi, W.; Jin, Z. f.; Wu, H. -m.; & G. D. J. J. o. G. E. Sheng, 2017. Excessive uptake of heavy metals by greenhouse vegetables, 173, 76-84.
19. Malmberg, P., & K. J. E. R. J. Larsson., (1993). Acute exposure to swine dust causes bronchial hyperresponsiveness in healthy subjects, 6, 400-404.
20. Magni, L. F.; Castro, L. N.; & A. E. Rendina, 2021. Evaluation of heavy metal contamination levels in river sediments and their risk to human health in urban areas: A case study in the Matanza-Riachuelo Basin, Argentina, *Environmental Research*, 197, 110979.

21. Modarres, R., & S. J. N. H. Sadeghi., (2018). Spatial and temporal trends of dust storms across desert regions of Iran, 90, 101-114.
22. Müller, G., 1969. Index of geoaccumulation in the sediments of the Rhine River, *Geojournal*, 2, 108-118.
23. Nouri, E.; Matinizadeh, M.; Moshki, A.; Moghadam, T.; Rahimi, M. J. I. J. o. F .; & P. Research, 2016. Evaluating the amount of heavy metals in dusts and their absorption by Brant's oak (Quercus brantii Lindl.)(Case study: Meleh Siah, Ilam). 23.
24. Pesantes, A. A.; Carpio, E. P.; Vitvar, T.; López, M. M. M.; & J. M. Menéndez-Aguado, 2019. A multi-index analysis approach to heavy metal pollution assessment in river sediments in the Ponce Enríquez Area, Ecuado, *Water*, 11(3), 590.

25. Punz, W. F.; Sieghardt, H. J. E.; & E. Botany, 1993. The response of roots of herbaceous plant species to heavy metals, 33, 85-98.

26. Rai, P. K.; Lee, J.; Kailasa, S. K.; Kwon, E. E.; Tsang, Y. F.; Ok, Y. S.; & Kim, K. H. J. E. r., 2018. A critical review of ferrate (VI)-based remediation of soil and groundwater, 160, 420-448.

27. Rajabi, M.; Souri, B. J. I. J. o. H.; & Environment, 2015. Evaluation of heavy metals among dustfall particles of Sanandaj, Khorramabad and Andimeshk cities in western Iran, 2012-2013. 8, 11-22.
28. Raskin, I.; Kumar, N.; Dushenkov, S.; & D. Salt, 1994. Bioconcentration of heavy metals by plants: Current Opinions in Biotechnology, v. 5.
29. Salahi, B., & M. J. J. o. N. E. H. BEHROUZI., (2020). Detection of dust canons and Physico-chemical analysis of its particles in Dezful area, 9, 187-208.
30. Shahid, M .; Dumat, C.; Khalid, S.; Schreck, E.; Xiong, T.; & N. K. J. J. o. h. m. Niazi, 2017. Foliar heavy metal uptake, toxicity and detoxification in plants: A comparison of foliar and root metal uptake, 325, 36-58.
31. Shen, Z. J.; Chen, Y. S.; Zhang, Z. J. E.; & Safety, E, 2017. Heavy metals translocation and accumulation from the rhizosphere soils to the edible parts of the medicinal plant Fengdan (Paeonia ostii) grown on a metal mining area, China, 143, 19-27.
32. Singh, J.; Upadhyay, S. K.; Pathak, R. K.; & V. Gupta, 2011. Accumulation of heavy metals in soil and paddy crop (Oryza sativa), irrigated with water of Ramgarh Lake, Gorakhpur, UP, India, *Toxicological & Environmental Chemistry*, 93(3), 462-473.
33. Solgi, E., & F. Beigmohammadi., (2020). Investigate the effect of distance from source and species type on the absorption ability of heavy metals by tree species around Nahavand cement factory, *Journal of Plant Ecosystem Conservation*, *8*(16), 321-343. (In Persian with English Abstract).
34. Tong, D. Q.; Wang, J. X.; Gill, T. E.; Lei, H.; & B. J. G. R. L. Wang, 2017. Intensified dust storm activity and Valley fever infection in the southwestern United States, 44, 4304-4312.
35. Ullah, R.; Muhammad, S. J. E. T.; Innovation, 2020. Heavy metals contamination in soils and plants along with the mafic-ultramafic complex (Ophiolites), Baluchistan, Pakistan: Evaluation for risk and phytoremediation potential. 100931.
36. Zand, A. D.; Tabrizi, A. M.; Heir, A. V. J. E. T.; Innovation, 2020 .Incorporation of biochar and nanomaterials to assist remediation of heavy metals in soil using plant species, 20, 101134.
37. Zoljoodi, M.; Didevarasl, A.; & A. R. Saadatabadi, 2013. Dust events in the western parts of Iran and the relationship with drought expansion over the dust-source areas in Iraq and Syria.
38. Yesilkanat, C. M., & Y. Kobya., (2021). Spatial characteristics of ecological and health risks of toxic heavy metal pollution from road dust in the Black Sea coast of Turkey, *Geoderma Regional*, e00388.

Evaluation of heavy metals from desert dust in rangeland ecosystems of Khuzestan province

Samaneh Habibi: *PhD in Watershed management engineering, Watershed management Department, Faculty of Agriculture & Natural Resources, University of Hormozgan, BandarAbbas*.
Mahmoud Behrouzi [1]**:** *PhD in Climatology, Research Institute for Grapes and Raisin, Malayer University, Malayer.*
Ahmad Nohegar**:** *Professor of Geomorphology, Environmental Planning, Management & Education, college of environment, university of Tehran, Tehran.*

Article History (Received: 2020/11/30 Accepted: 2021/05/16)

Extended abstract

1- Introduction

Desert dust is formed under the influence of special weather and environmental conditions in desert areas and enters the atmosphere. Local hurricanes caused by surface air instability, passing through dry deserts, remove silt and sand particles from the surface and enter the atmosphere. Desert dust physically, in addition to its ecological effects such as lung-heart disease, disruption of the physiological cycle of the plant and erosion of cultural-structural buildings, contains heavy metals that are deposited on the soil surface, water surface and canopy surfaces of plants which cause chemical changes and physiological damage to environmental ecosystems. Heavy metals are generally referred to as a group of metal elements which have a specific gravity greater than 6 g/cm3 and an atomic weight of more than 50 g. The heavy metals that are important from an environmental point of view include: cadmium, arsenic, cobalt, vanadium, zinc, mercury, iron, manganese, nickel, lead, chromium and copper, which are non-degradable in nature. Furthermore, long life expectancy of the heavy metals is also considered as a very important environmental pollutant. Due to the environmental effects of heavy metals on soils, the present study tries to identify the concentration of heavy metals in Khuzestan province. In addition to monitoring the concentration of heavy metals caused by desert dust at a height of 2 meters above the ground, the concentration of metals in surface soil rangelands were measured.

2- Methodology

Several location on Khuzestan province were selected for carrying out the experiment which include the rangelands around the cities of Dezful, Shousha, Ahvaz, Abadan, Ramhormoz, Behbahan, Izeh and Shushtar. A sediment trap was then installed in these selected locations at a height of 2 meters above the ground to trap the fine dusts after each dust storm. The collected fine dust is then transferred to the laboratory to measure the concentration of heavy metals. The heavy metals that were measured in atmospheric particulate matter included lead, zinc, cadmium and manganese. Moreover, each time the concentration of heavy metals in the atmospheric fine dust deposited in the trap was measured; the soil of the rangeland ecosystem of the same field was also sampled and transferred to the laboratory for heavy metals measurement. Finally, in order to evaluate and determine the severity of contamination of atmospheric fine dust and rangeland soil with heavy metals, Geo accumulation Index (Igeo) was used.

3- Results

The results showed that the maximum Pb metal in atmospheric fine dust of Abadan is (40.3 mg / kg), Zn and cadmium in Ahvaz is (365 and 1.72 mg / kg) and manganese in Abadan is ((548 mg) in kilograms). The pattern of heavy metals in the fine dust and rangeland soils of the region was Mn> Zn> Pb> Cd. The maximum concentrations of Pb, Zn, Cd and Mn were observed in the rangeland soil of Abadan station with the mean of 140.3, 450.16, 0.81 and 561 mg / kg, respectively.

The concentration of heavy metals in the atmospheric fine dust of the warm period of the year was higher than the cold period of the year. The results of heavy metal concentration in rangeland soil showed that heavy metals in rangeland soils in the west of Khuzestan province were more than its eastern regions and its maximum was in Abadan rangelands and its minimum was in Izeh.

Pollution assessment also showed that the western regions of the province are in a very polluted category in terms of Pb, Zn and Cd; But the eastern regions of Khuzestan province were in a slightly polluted category. Therefore, the entry of desert dust into the region is the main reason for the increase and accumulation of heavy metals in the rangelands of western Khuzestan province.

[1] **Corresponding Author: Behrouzimahmoud@gmail.com**

4- Discussion & Conclusions

According to the experiment done on different regions of Khuzestan provience, the desert dust that enters Khuzestan province contains high concentration of heavy metals which can lead to many environmental problems. Desert dust mostly enters Khuzestan from the west and settles in western parts of the country which reduce wind speed and affects its ecosystem negatively. Due to the fact that the concentration of heavy metals in atmospheric dust and soils of the western regions is higher than its eastern regions, it can be concluded that dust deposition is the main reason for the increase in heavy metals in the rangelands of western Khuzestan province.

Key Words: Sediment trap, Khuzestan Province, Desert dust, Lead, Igeo Index