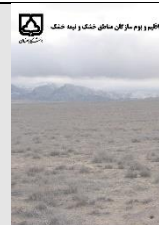




Semnan University

Climate and Ecosystem of Arid and Semi-arid Regions

<https://ceasr.semnan.ac.ir>



Research Article

Monitoring and Health Risk Assessment of Heavy Metals Accumulation in Wheat Irrigated with Treated Wastewater (Case Study: Rey County)

Somayeh Moharami ^{a,*} 

^a Assistant Professor, Department of Environmental Engineering, Faculty of Natural Resources, Semnan University, Semnan, Iran.

ARTICLE INFO

Article type:
Research Full Paper

Article history:
Received: 13 November 2025
Revised: 3 December 2025
Accepted: 4 April 2026

Keywords:
Bio-concentration factor,
Hazard index,
Heavy metals,
Translocation factor,
Wheat.

EXTENDED ABSTRACT

Background and Objectives: Water scarcity has become one of the most critical environmental challenges worldwide, particularly in arid and semi-arid regions. Freshwater resources are rapidly depleting due to population growth, climate change, and increasing demands from agriculture and industry. As a result, the reuse of treated wastewater has emerged as an alternative irrigation source to reduce pressure on freshwater supplies. However, such reuse introduces environmental and health concerns associated with the accumulation of heavy metals in soil–crop systems. Heavy metals such as cadmium (Cd), copper (Cu), nickel (Ni), lead (Pb), and zinc (Zn) are of particular concern due to their persistence and potential toxicity. Once these metals accumulate in agricultural soils, they can be transferred into crops, ultimately entering the human food chain and posing non-carcinogenic or carcinogenic health risks. Wheat (*Triticum aestivum* L.) is a globally important cereal crop that provides a substantial portion of human caloric and protein intake. Given its dietary significance, monitoring heavy metal accumulation in wheat irrigated with treated wastewater is essential for ensuring food safety and public health. The present study was conducted to: 1) quantify Cd, Cu, Ni, Pb, and Zn concentrations in soil and wheat irrigated with treated wastewater in Rey County (southern Tehran Province, Iran); 2) assess the contamination and risk level of these heavy metals in soil and wheat grains; and 3) evaluate bioaccumulation and transfer patterns of the studied metals within the soil–wheat system and their potential non-carcinogenic health risks to adults and children.

Materials and Methods: The study area was located in the agricultural lands of Rey County, south of Tehran, characterized by a semi-arid climate with an average annual temperature of 16.7 °C and mean annual precipitation of 212 mm. The wastewater used for irrigation originated from the South Tehran Wastewater Treatment Plant, which employs an activated sludge process with nitrogen removal and supplies irrigation water to parts of the Rey and Varamin plains. Soil and plant sampling were conducted during the wheat harvest period (June 2024). Ten agricultural fields irrigated with treated wastewater were selected, and composite samples of surface soil (0–15 cm) and wheat plants were collected in

* Corresponding author: s.moharami@semnan.ac.ir

triplicate from each field. Wastewater samples were also collected from ten points along the open-channel conveyance system. Soil and plant samples were air-dried, sieved (2 mm), and oven-dried (60 °C for 48 h). Wheat plants were divided into roots, stems, and grains, washed with distilled water, and ground for analysis. Total concentrations of Cd, Cu, Ni, Pb, and Zn in soils and plant tissues were determined by acid digestion using Aqua Regia (1:3 HNO₃ /HCl) and measured by atomic absorption spectrophotometry (Varian-220AA). Physicochemical parameters of wastewater (pH, NO₃⁻, PO₄³⁻, TSS) were analyzed according to APHA (2005) standard methods. The bio-concentration factor (BCF) and transfer factor (TF) were calculated to evaluate the metal accumulation and translocation capacities of wheat. The estimated daily intake (EDI) and hazard index (HI) for non-carcinogenic risk assessment were calculated following the USEPA (1989, 2011) methodology. Oral Reference Doses (ORD) for Cd, Cu, Ni, Pb, and Zn were 0.001, 0.004, 0.02, 0.0035, and 0.3 mg kg⁻¹ day⁻¹, respectively. An HI > 1 indicates a potential non-carcinogenic health risk. Data analysis and graphing were performed using Microsoft Excel 2021.

Results: Analysis of treated wastewater revealed that concentrations of nitrate (NO₃⁻) and Cd exceeded the permissible limits set by the Iranian Environmental Protection Organization and FAO/WHO standards. Ni concentrations were within the Iranian guideline but above the FAO/WHO limit, indicating that the treated wastewater used in the study area was not fully suitable for agricultural irrigation. Mean concentrations (mg kg⁻¹) of Cd, Cu, Ni, Pb, and Zn in the irrigated soils were 3.16, 47.35, 45.99, 70.75, and 107.29, respectively. Although most metals were within national permissible limits, Cd, Cu, and Ni exceeded recommended levels in some samples. High coefficients of variation (CV) for Cd and Ni suggested non-uniform spatial distribution, likely influenced by anthropogenic sources. Metal concentrations varied among wheat organs, decreasing in the order: roots > stems > grains. The highest mean concentrations (mg kg⁻¹) were found in roots: Cd (71.36), Cu (1.73), Ni (39.25), Pb (8.21), and Zn (34.60). Grain concentrations were Cd (0.95), Cu (11.20), Ni (3.64), Pb (3.12), and Zn (24.27). Compared with the FAO/WHO (1984) limits, all metals except Zn exceeded safe thresholds. The mean BCFs of Cd, Cu, Ni, Pb, and Zn in wheat organs were generally < 1, suggesting that wheat absorbs but does not strongly accumulate metals. Bio-concentration Factor (BCF) values followed roots > grains > stems for Cd, Cu, and Zn, and roots > stems > grains for Ni and Pb. Mean TF values were < 1, showing that metals predominantly accumulated in roots. The overall TF trend was Cd ≈ Zn > Cu > Pb > Ni, with Cd and Zn having relatively higher mobility. The estimated daily intakes (EDI) for all metals were higher in children than in adults due to lower body weight. Cd and Pb exposure levels exceeded reference doses in adults, while all metals exceeded safe limits for children. Hazard index (HI) values for both age groups were > 1, confirming potential non-carcinogenic health risks. The highest hazard quotient (HQ) values were for Cu, while Zn posed the lowest risk.

Conclusion: The study demonstrated that treated wastewater used for irrigation in Rey County contains elevated levels of Cd and Ni, leading to detectable accumulation of heavy metals in both soils and wheat plants. Although overall concentrations in soil were within national limits, Cd,

Ni, and Pb levels in wheat grains exceeded FAO/WHO permissible standards, rendering the crop unsuitable for safe human consumption. Wheat exhibited strong metal uptake by roots but limited translocation to grains (BCF and TF < 1). However, the health risk assessment indicated non-carcinogenic risks (HI > 1) for both adults and children, with children being more vulnerable. To safeguard food safety and public health, continuous monitoring of wastewater and soil quality is recommended. The use of treated wastewater for wheat irrigation should be either restricted or improved through the application of advanced treatment technologies. Future research should explore low-accumulating wheat cultivars and bioremediation strategies, such as plant growth-promoting rhizobacteria, to mitigate heavy metal contamination in wastewater-irrigated systems.

Cite this article: Moharami, S. (2026). Monitoring and health risk assessment of heavy metals accumulation in wheat irrigated with treated wastewater (Case study: Rey County). *Climate and Ecosystem of Arid and Semi-arid Regions*, 3(1), 13-32.

© 2026 Published by Semnan University Press.

DOI: <https://doi.org/10.22075/ceasr.2025.39701.1061>

مقاله پژوهشی

پایش و ارزیابی ریسک سلامت ناشی از تجمع فلزات سنگین در گندم آبیاری شده با پساب تصفیه‌شده (مطالعه موردی: شهرستان ری)

سمیه محرمی^{۱*}

۱- استادیار گروه محیط‌زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه سمنان، سمنان، ایران.

*: نویسنده مسئول، s.moharami@semnan.ac.ir

اطلاعات مقاله	چکیده
نوع مقاله: مقاله کامل علمی- پژوهشی تاریخ دریافت: ۱۴۰۴/۰۸/۲۲ تاریخ ویرایش: ۱۴۰۴/۰۹/۱۲ تاریخ پذیرش: ۱۴۰۵/۰۱/۱۵ واژه‌های کلیدی: تجمع زیستی، شاخص خطر، فاکتور انتقال، فلزات سنگین، گندم.	سابقه و هدف: کمبود منابع آب شیرین به‌ویژه در مناطق خشک و نیمه‌خشک به یکی از چالش‌های زیست‌محیطی مهم جهان تبدیل شده است. استفاده مجدد از فاضلاب تصفیه‌شده به‌عنوان منبع جایگزین برای آبیاری در کشاورزی، به‌منظور کاهش فشار بر منابع آب، در بسیاری از کشورها رایج شده است. با این حال، این اقدام ممکن است منجر به انتقال و تجمع فلزات سنگین در خاک و محصولات کشاورزی شده و در نتیجه خطراتی برای سلامت انسان ایجاد کند. فلزات سنگین نظیر کادمیوم (Cd)، مس (Cu)، نیکل (Ni)، سرب (Pb) و روی (Zn) به دلیل پایداری بالا و سمیت بالقوه، از جمله مهم‌ترین آلاینده‌ها در سیستم‌های خاک-گیاه محسوب می‌شوند. پژوهش حاضر با هدف اندازه‌گیری غلظت فلزات سنگین یادشده در خاک و گیاه گندم آبیاری شده با پساب تصفیه‌شده در شهرستان ری، ارزیابی سطح آلودگی و خطرات سلامت ناشی از مصرف دانه گندم و بررسی الگوی تجمع و انتقال این فلزات در سیستم خاک-گندم انجام گرفت. مواد و روش‌ها: این مطالعه در زمین‌های کشاورزی شهرستان ری، واقع در جنوب استان تهران، با اقلیم نیمه‌خشک و میانگین بارندگی سالانه ۲۱۲ میلی‌متر اجرا شد. منبع آبیاری مزارع، پساب تصفیه‌خانه فاضلاب جنوب تهران بود که از فرآیند لجن فعال با حذف نیترژن استفاده می‌کند. نمونه‌برداری از خاک سطحی (عمق ۱۵-۰ سانتی‌متر) و گیاه گندم در ۱۰ مزرعه طی دوره برداشت در خردادماه ۱۴۰۳ انجام شد. بخش‌های مختلف گیاه شامل ریشه، ساقه و دانه تفکیک و آماده‌سازی گردید. غلظت کل Cd، Cu، Ni، Pb و Zn در نمونه‌های خاک و گیاه پس از هضم اسیدی (Aqua Regia) با دستگاه جذب اتمی (Varian 220-AA) اندازه‌گیری شد. کیفیت پساب (شامل pH، NO₃⁻، PO₄²⁻ و TSS) بر اساس روش‌های استاندارد APHA (2005) تعیین گردید. به‌منظور بررسی رفتار فلزات، فاکتور غلظت زیستی (BCF) و فاکتور انتقال (TF) محاسبه شدند. همچنین، شاخص دریافت روزانه (EDI) و شاخص خطر غیرسرطان‌زا (HI) برای ارزیابی ریسک سلامت انسان بر اساس مدل USEPA (1989, 2011) محاسبه گردید. یافته‌ها: نتایج نشان داد که غلظت نیترات و کادمیوم در پساب از حدود مجاز ملی و استانداردهای FAO/WHO فراتر رفته است، در حالی که Ni نیز بالاتر از حد مجاز FAO/WHO ولی در محدوده مجاز ایران بود. میانگین غلظت Cd، Cu، Ni، Pb و Zn در خاک به ترتیب ۳/۱۶، ۴۷/۳۵، ۴۵/۹۹، ۷۰/۴۷ و ۱۰۷/۲۹ (kg⁻¹) بود. بیشترین تجمع فلزات در ریشه و کمترین در دانه مشاهده شد. غلظت Cd، Cu، Ni و Pb در دانه گندم بیشتر از حدود مجاز FAO/WHO بود، در حالی که Zn در محدوده ایمن قرار داشت. مقادیر BCF و TF برای همه فلزات کمتر از یک بود که نشان‌دهنده توانایی محدود گندم در انتقال فلزات از ریشه به دانه است. با این وجود، شاخص HI برای کودکان و بزرگسالان بیش از ۱ به دست آمد که بیانگر خطر بالقوه سلامت غیرسرطان‌زا است؛ کودکان در مقایسه با بزرگسالان در معرض خطر بیشتری قرار

داشتند.

نتیجه گیری: پژوهش حاضر نشان داد که استفاده از پساب تصفیه شده برای آبیاری گندم در شهرستان ری سبب افزایش غلظت Cd و Ni در خاک و گیاه شده و مقادیر Cd، Ni و Pb در دانه گندم از حدود مجاز فراتر رفته است. هرچند گندم عمدتاً فلزات را در ریشه ها انباشته می کند، اما خطر سلامت ناشی از مصرف دانه گندم همچنان قابل توجه است؛ بنابراین، پایش مستمر کیفیت پساب و خاک، به کارگیری فناوری های پیشرفته تصفیه و استفاده از ارقام گندم با توان جذب پایین فلزات توصیه می شود. همچنین، بررسی بیشتر سایر محصولات آبیاری شده با این پساب برای حفظ ایمنی غذایی و سلامت عمومی ضروری است.

استناد: محرمی، س. (۱۴۰۵). پایش و ارزیابی ریسک سلامت ناشی از تجمع فلزات سنگین در گندم آبیاری شده با پساب تصفیه شده (مطالعه موردی: شهرستان ری). *اقلیم و بوم سازگان مناطق خشک و نیمه خشک*، ۳(۱)، ۱۳-۳۲.

DOI: <https://doi.org/10.22075/ceasr.2025.39701.1061>

ناشر: دانشگاه سمنان

۱- مقدمه

آب عنصر مهمی در تمام فعالیت های انسانی از جمله کشاورزی است. منابع آب شیرین در جهان بسیار محدود بوده و تنها ۰/۶ درصد از کل منابع آب جهان آب شیرین است (Fakaydoe, ۲۰۰۵). منابع آب شیرین به دلیل افزایش رشد جمعیت، تغییرات اقلیمی و تقاضا برای آب شیرین با سرعت نگران کننده ای کاهش یافته اند و ممکن است در آینده نتوانند نیازهای مختلف انسان را برآورده کنند (Qadir و همکاران، ۲۰۱۰؛ Hagmann و همکاران، ۲۰۱۵). افزایش استفاده از تقاضای آب شیرین منجر به افزایش حجم فاضلاب شده است. فاضلاب تصفیه شده به طور فزاینده ای به عنوان یک منبع آب مکمل ارزشمند برای بخش های کشاورزی، صنعتی و شهری در نظر گرفته می شود، نه به عنوان زباله ای که نیاز به دفع دارد (Darvishi و همکاران، ۲۰۱۰). در سطح جهان، حدود ۲۰ میلیون هکتار زمین با فاضلاب شهری (خام، رقیق شده یا تصفیه شده) آبیاری می شود (Rusanescu و همکاران، ۲۰۲۲). این رقم احتمالاً در چند دهه آینده در پاسخ به افزایش سطح تنش آبی در حوضه های آبریز به طور قابل توجهی افزایش خواهد یافت. استفاده مجدد از فاضلاب تصفیه شده یک روش مهم در آبیاری کشاورزی است که توسط کشورهای واقع در مناطق خشک و نیمه خشک که با بارندگی کم مواجه هستند به کار می رود (Abedi-Koupai و همکاران، ۲۰۰۶؛ Streck و Ingwersen، ۲۰۰۶). مفهوم استفاده از فاضلاب بازیافتی برای آبیاری چیز جدیدی نیست. در واقع، قدمت آن به حدود ۳۰۰۰ سال قبل از میلاد مسیح برمی گردد و اگرچه هیچ تخمین جهانی دقیقی از استفاده مجدد از فاضلاب وجود ندارد، اما فرض بر این است که حداقل ۷ درصد از زمین های آبیاری شده از فاضلاب استفاده می کنند (WHO، ۲۰۱۳). آبیاری با فاضلاب با اهداف اصلی توسعه جهانی، به ویژه هدف ۷ از اهداف اولویت دار توسعه هزاره سازمان ملل متحد (پایداری محیط زیست) مرتبط است. استفاده پایدار و ایمن از فاضلاب می تواند با حفظ آب شیرین ارزشمند، از دستیابی به این اهداف پشتیبانی کند. علاوه بر این، احیا و استفاده مجدد منجر به کاهش تخلیه فاضلاب به محیط زیست، به ویژه به اکوسیستم های حساس ساحلی می شود (Hassan و همکاران، ۲۰۱۳). با این حال، استفاده مجدد از فاضلاب در کشاورزی ممکن است به دلیل وجود نمک ها، فلزات سنگین و آلاینده های آلی که می توانند منجر به آلودگی خاک، محصولات کشاورزی و آب های زیرزمینی شوند، با خطرات زیست محیطی و سلامت انسان همراه باشد (Verma و همکاران، ۲۰۲۳). آبیاری با فاضلاب تصفیه شده مشکلاتی را در بخش کشاورزی ایجاد می کند و می تواند بر خواص فیزیکوشیمیایی خاک اثر بگذارد، به ویژه تجمع بیش از حد فلزات سنگین در خاک یکی از این مشکلات است. این فلزات به طور طبیعی قابل تجزیه نیستند. بنابراین، آن ها در داخل خاک تجمع می یابند و ممکن است باعث ایجاد خطر زیست محیطی

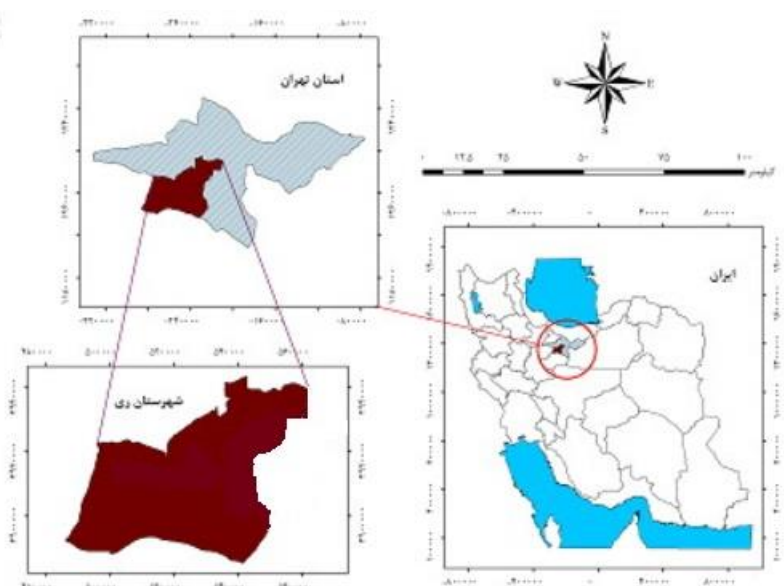
(گیاهان، حیوانات و انسان‌ها) شوند (Tariq و همکاران، ۲۰۱۹). فلزات رایجی که در فاضلاب یافت شده‌اند شامل سرب (Pb)، آرسنیک (As)، کادمیوم (Cd)، جیوه (Hg)، کروم (Cr)، روی (Zn)، نیکل (Ni) و مس (Cu) هستند (Ahmed و Ahmaruzzaman، ۲۰۱۶). این فلزات ممکن است حتی پس از تصفیه در فاضلاب باقی بمانند و در نتیجه منجر به آلودگی خاک شده و از طریق زنجیره غذایی به انسان منتقل شوند (Zinatloo-Ajabshir و همکاران، ۲۰۱۹). برخی از فلزات سنگین مانند Zn و Cu در غلظت‌های کم نقش حیاتی در متابولیسم انسان دارند. اما وقتی غلظت آن‌ها به بیش از سطح توصیه‌شده افزایش یابد، ممکن است سمی شوند (Lamsayah و همکاران، ۲۰۱۶؛ Magu و همکاران، ۲۰۱۶). با این حال، فلزات سنگین دیگری مانند Pb، Hg و Cd حتی در غلظت‌های کم نیز اثرات زیان‌آوری بر موجودات زنده دارند و هنوز هیچ نقش خاصی در موجودات زنده ندارند (Magu و همکاران، ۲۰۱۶). جذب و بلع رایج‌ترین مواجهه انسان با فلزات سمی است (Sayo و همکاران، ۲۰۲۰). مسیر اصلی مواجهه انسان با این فلزات، دریافت فلزات سنگین از طریق سیستم خاک-محصول است (Solidum و همکاران، ۲۰۱۲). بسته به نوع فلزات سنگین، آن‌ها منجر به اثرات نامطلوب سلامتی به‌عنوان مثال: اثرات مزمن، نیمه مزمن و حاد شامل نوروکسیک، تنگی نفس، تراژدیک و انواع مختلفی از سرطان‌ها می‌شوند (Chowdhury و همکاران، ۲۰۱۶؛ Mahdavi و همکاران، ۲۰۱۸). Njuguna و همکاران (۲۰۱۹) دریافتند که فلزات سنگین مانند Cu، Cd و Pb مسئول سرطان دستگاه گوارش هستند که حدود ۲۵ درصد از کل سرطان‌های کشنده در سطح جهان را تشکیل می‌دهند. گندم یک محصول اصلی است که بخش قابل توجهی از کالری و پروتئین جمعیت جهان را تأمین می‌کند. این محصول، گسترده‌ترین محصول کشت شده است که سالانه در میلیون‌ها هکتار از زمین‌های زراعی کشت می‌شود (Erenstein و همکاران، ۲۰۲۲). این یک دانه بسیار مغذی است که مواد مغذی ضروری برای سلامت انسان را فراهم می‌کند. این محصول منبع غنی از کربوهیدرات‌ها، پروتئین‌ها، فیبر غذایی، لیپیدها، ویتامین‌ها، مواد معدنی و مواد شیمیایی گیاهی است (Wieser و همکاران، ۲۰۲۰). تولید جهانی گندم از ۷۵۰ میلیون تن در سال فراتر رفته است که این مقدار حدود ۲۰ درصد از کالری موجود در رژیم غذایی انسان را تشکیل می‌دهد (Gooding، ۲۰۲۳). آلودگی فلزات سنگین در گندم به دلیل تأثیر بالقوه آن بر ایمنی مواد غذایی، سلامت انسان و کیفیت محصولات کشاورزی، نگرانی قابل توجهی است. وجود آن‌ها در مواد غذایی می‌تواند باعث مشکلات پیچیده سلامتی شود که می‌تواند منجر به مرگ گردد (Rai و همکاران، ۲۰۱۹). گیاه گندم مستعد تجمع سطوح بالای فلزات سنگین سمی مانند Cd، Pb و Cr است (Zheng و Zhou، ۲۰۲۲). استفاده از فاضلاب برای آبیاری با افزایش خطر تجمع فلزات سنگین در دانه‌های گندم همراه بوده است (Mussarat و همکاران، ۲۰۲۱). شهرستان ری با ۲۹ هزار هکتار زمین کشاورزی سالانه حدود ۸۵۰ هزار تن محصولات کشاورزی و زراعی تولید می‌کند. سهم شهرستان ری از تولید گندم در استان تهران بین ۲۵ تا ۳۰ درصد اعلام شده است. این رقم بیانگر جایگاه مهم شهرستان به‌عنوان یکی از قطب‌های اصلی تولید غلات در استان تهران است. با توجه به اینکه در سال ۱۴۰۴ بیش از ۱۷ هزار تن گندم از مزارع شهرستان ری برداشت شده است این شهرستان رتبه اول تولید گندم در استان را دارد. استفاده از فاضلاب برای آبیاری، مزایا و معایبی برای کاربردهای کشاورزی دارد. با این حال، مشکل اصلی آن این است که افزودن مواد مغذی، هرگونه آلاینده یا باقیمانده در فاضلاب می‌تواند در طول آبیاری در خاک جمع شود و به دلیل جذب آن‌ها توسط محصولات کشاورزی می‌تواند خطرناک باشد (Margenat و همکاران، ۲۰۱۹؛ Trotta و همکاران، ۲۰۲۴). به همین دلیل، هنگام بررسی استفاده از پساب تصفیه‌شده برای آبیاری، ارزیابی ریسک مناسب ضروری است.

این بررسی با هدف: ۱) تعیین میزان فلزات سنگین Pb , Ni , Cu , Cd و Zn در خاک و گیاه گندم تحت تأثیر آبیاری با پساب تصفیه شده، ۲) ارزیابی میزان آلودگی فلزات سنگین مذکور در خاک و خطر دانه گندم برای سلامت انسان و ۳) بررسی تجمع و مهاجرت فلزات سنگین در گندم انجام شد.

۲- مواد و روش ها

۲-۱- منطقه پژوهش

این پژوهش در زمین های زراعی واقع در جنوب استان تهران (شهرستان ری) با مختصات جغرافیایی ۵۱ درجه و ۲۷ دقیقه طول شرقی و ۳۵ درجه و ۳۲ دقیقه عرض شمالی با میانگین دمای سالانه $16/7^{\circ}\text{C}$ ، میانگین بارندگی سالانه ۲۱۲ mm و ارتفاع از سطح دریای آزاد ۱۰۳۲ m انجام شد (شکل ۱). بر اساس تقسیمات اقلیمی آمبرژه، منطقه دارای آب و هوای نیمه خشک با زمستان نیمه سرد است. تصفیه خانه فاضلاب جنوب تهران به عنوان یکی از پیشرفته ترین تصفیه خانه های فاضلاب کشور، دارای مساحتی بالغ بر ۱۱۰ هکتار بوده که در جنوب غربی شهرری واقع شده است. نوع فرآیند این تصفیه خانه لجن فعال همراه با حذف نیتروژن است و پساب تصفیه شده، آبیاری بخشی از زمین های کشاورزی دشت های ری و ورامین را تأمین می کند.



شکل ۱. موقعیت منطقه مورد مطالعه

Fig. 1. Location of the study area

۲-۲- روش کار

برای انجام این پژوهش، از ۱۰ مزرعه زراعی، از خاک سطحی (۰-۱۵ cm) و گیاه گندم آن در طول برداشت گندم در اواخر خردادماه سال ۱۴۰۳ نمونه برداری انجام شد. نمونه برداری از هر مزرعه به صورت مرکب و در سه تکرار صورت گرفت. زمین هایی انتخاب شدند که منبع آبیاری آن ها پساب تصفیه شده تصفیه خانه جنوب تهران بود. علاوه بر نمونه های خاک و گیاه گندم، از پساب وارد شده به منطقه مورد مطالعه نیز نمونه برداری انجام شد. نمونه های خاک پس از انتقال به آزمایشگاه هوا-خشک شده و از الک ۲ mm عبور داده شدند. نمونه های گندم نیز پس از انتقال به آزمایشگاه، به سه بخش تقسیم شدند: ریشه، ساقه و دانه. نمونه های تقسیم شده با آب مقطر شستشو داده شدند. نمونه ها به مدت ۴۸ ساعت در دمای 60°C داخل آون خشک شده و بعد با آسیاب خرد شدند. غلظت کل فلزات سنگین در نمونه های خاک و بخش های مختلف گندم به روش هضم اسیدی Aqua Regia ($1:3 \text{ HNO}_3/\text{HCl}$) تعیین شد (Sposito و همکاران، ۱۹۸۲). به منظور بررسی کیفیت

پساب در طول مسیر انتقال پساب به دشت ری، تعداد ۱۰ نمونه از کانال انتقال‌دهنده این پساب نمونه‌برداری گردید. نمونه‌های آب تا زمان انتقال به آزمایشگاه در دمای ۴- درجه سانتی‌گراد نگهداری شدند. جهت جلوگیری از ترسیب به نمونه‌ها نیتریک اسید اضافه گردید. در ادامه، پارامترهای pH، NO_3^- ، PO_4^{3-} ، TSS با استفاده از روش استاندارد APHA (۲۰۰۵) اندازه‌گیری گردید. غلظت فلزات سنگین Cu، Cd، Ni، Pb و Zn در تمام عصاره‌ها با دستگاه جذب اتمی مدل واریان (Varian-220AA) اندازه‌گیری شد.

۲-۳- فاکتورهای غلظت زیستی و انتقال

فاکتور غلظت زیستی^۱ (BCF) و فاکتور انتقال^۲ (TF) پارامترهای مهمی در تحقیقات سیستم خاک- محصول هستند که با استفاده از معادله‌های ۱ و ۲ محاسبه می‌شوند (Xu و همکاران، ۲۰۲۴). BCF نسبت محتوای فلز سنگین در اندام‌های محصول به محتوای فلز در خاکی است که ریشه‌ها در آن قرار دارند. فرمول محاسبه آن به‌صورت زیر است:

$$BCF = \frac{C_w}{C_s} \quad (1)$$

که در آن BCF فاکتور غلظت زیستی (بدون بعد)، C_w محتوای فلز سنگین در اندام‌های محصول (mg kg^{-1}) و C_s محتوای فلز سنگین در خاک محصول است. TF نسبت محتوای فلز سنگین در اندام‌های محصولات به محتوای فلز سنگین در ریشه‌ها است (mg kg^{-1}). فرمول محاسبه آن به‌صورت زیر است:

$$TF = \frac{C_w}{C_r} \quad (2)$$

که در آن TF ضریب انتقال (بدون بعد) C_w میزان فلز سنگین در اندام‌های گیاهی (mg kg^{-1}) و C_r میزان فلز سنگین در ریشه گیاهان (mg kg^{-1}) است.

۲-۴- مدل ارزیابی ریسک سلامت برای فلزات سنگین در دانه گندم

طبق مدل ارزیابی ریسک سلامت آژانس حفاظت از محیط‌زیست ایالات متحده^۳ (USEPA، ۱۹۸۹)، ارزیابی ریسک سلامت در منطقه مورد مطالعه انجام شد. این ارزیابی شامل برآورد جذب روزانه^۴ (EDI) و شاخص خطر غیرسرطان^۵ (HI) بوده که توسط معادلات (۳) و (۴) محاسبه گردیدند.

میانگین جذب روزانه فلزات سنگین ناشی از مصرف دانه گندم در انسان ($\text{mg kg}^{-1} \text{day}^{-1}$) با استفاده از معادله (۳) محاسبه شد.

$$EDI = \frac{C \times IR \times ED \times EF}{BW \times AT} \quad (3)$$

که C محتوای فلز سنگین در دانه گندم (mg kg^{-1}) و IR مقدار مصرف روزانه (mg day^{-1}) است. مقدار مصرف روزانه به ترتیب در بزرگسالان و کودکان ۱۰۰ و ۲۰۰ گرم است. میانگین وزن بدن (BW) بزرگسالان و کودکان به ترتیب ۵۵/۹ و ۱۵ kg در نظر گرفته شد. EF تعداد دفعات مصرف دانه گندم در سال است ($365 \text{ day year}^{-1}$) و ED مدت‌زمان مواجهه (تعداد سال‌های مصرف) که برای کودکان و بزرگسالان به ترتیب ۶ و ۲۴ سال در نظر گرفته شده است. AT زمان متوسط

- 1- Bio-Concentration Factor
- 2- Translocation Factor
- 3- United States Environmental Protection Agency
- 4- Estimated Daily Intake
- 5- Hazard Index

که از حاصل ضرب ED در تعداد روزهای سال به دست می‌آید (EPA, ۲۰۱۱). در مرحله بعد، HI از رابطه (۴) برآورد گردید.

$$HI = \sum HQ = \sum_{i=1}^n \frac{EDI}{ORD} \quad (4)$$

که در آن HI شاخص خطر غیرسرطانزا (بدون واحد) است. مقدار دوز خوراکی مرجع (ORD^۱) برای Pb, Ni, Cu, Cd و Zn به ترتیب ۰/۰۰۱، ۰/۰۰۴، ۰/۰۰۲، ۰/۰۰۳۵ و ۰/۳ (mg kg⁻¹ day⁻¹) در نظر گرفته شد. مقادیر $HI \leq 1$ نشان‌دهنده ایمن بودن در برابر اثرات غیرسرطانزا است. وقتی $1 < HI \leq 10$ باشد خطر سلامتی غیرسرطانزا وجود دارد. زمانی که $HI > 10$ باشد نشان‌دهنده وجود مسمومیت مزمن است (Xu و همکاران، ۲۰۲۴).

۵-۲- تجزیه و تحلیل آماری داده‌ها

به منظور پردازش آماری داده‌ها و ترسیم نمودارها از نرم‌افزار Excel نسخه ۲۰۲۱ استفاده شد.

۳- نتایج و بحث

۳-۱- خصوصیات پساب تصفیه‌شده

نتایج حاصل از بررسی خواص فیزیکوشیمیایی منتخب و غلظت فلزات سنگین پساب مورد مطالعه در جدول ۱ نشان داده شده است. بر اساس نتایج به‌دست‌آمده، مقادیر NO₃⁻ و Cd از حد توصیه شده بر اساس استاندارد سازمان حفاظت محیط‌زیست ایران و سازمان خواربار کشاورزی/بهداشت جهانی^۲ (FAO/WHO) فراتر رفته است. علاوه بر این، مقدار Ni در محدوده توصیه شده در ایران بود؛ اما از حد مجاز تعیین‌شده توسط FAO/WHO فراتر رفت (جدول ۱). از آنجایی که بخشی از پساب تصفیه توسط کانال‌های روباز به زمین‌های کشاورزی دشت‌های ری و ورامین انتقال می‌یابد، بنابراین تغییرات در آب‌وهوا، فصل، فعالیت‌های انسانی، نوع خاک و همچنین سطوح معمولاً منجر به تغییر خواص پساب و محتوای مواد غذایی آن بین مسیر می‌شود (Edokpayi و همکاران، ۲۰۱۷). Mohammad Amine و Shekha (۲۰۱۶) اثرات تغییرات فصلی و موقعیت مکانی را بر کیفیت فاضلاب اربیل عراق بررسی نموده و به این نتیجه رسیدند که محتوای مواد غذایی و خواص فیزیکوشیمیایی فاضلاب بین فصول و مکان‌ها متفاوت است. این یافته‌ها نشان می‌دهد که پساب فعلی برای آبیاری زمین‌های کشاورزی مناسب نیست. Chaoua و همکاران (۲۰۱۹) گزارش کردند که فلزات سنگین موجود در فاضلاب احتمالاً در خاک تجمع یافته و برای گیاهان در حال رشد قابل دسترس می‌شود. غلظت سایر پارامترهای مورد مطالعه کمتر از حداکثر غلظت تعیین‌شده توسط سازمان حفاظت محیط‌زیست ایران و محدوده‌های ایمن تعیین شده توسط FAO/WHO بود (جدول ۱).

جدول ۱. میانگین غلظت ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی و فلزات سنگین در پساب

Table 1. Average concentration of physicochemical properties and heavy metals in wastewater.

پارامتر Parameters	مقدار Value	استاندارد سازمان خواربار کشاورزی/بهداشت جهانی *FAO/WHO (2001)	استاندارد سازمان حفاظت محیط‌زیست ایران **IRNDOE (2024)
اسیدیته	6.6±0.29	6-8.5	6-8.5
pH			
هدایت الکتریکی	0.97±0.21	>3	-
EC (dS m ⁻¹)			

1- Oral Reference Dose

2- Food and Agriculture Organization/World Health Organization

نیترات	19.49±1.53	0-10	10
NO ₃ ⁻ (mg l ⁻¹)			
فسفات	12.45±1.01	0-2	-
PO ₄ ²⁻ (mg l ⁻¹)			
کل مواد جامد معلق	24.83±0.54	-	100
(mg l-1) TSS			
کادمیوم	0.17±0.02	0.01	0.05
Cd (mg l-1)			
مس	0.17±0.02	0.2	0.2
Cu (mg l ⁻¹)			
نیکل	0.61±0.03	0.2	2
Ni (mg l ⁻¹)			
سرب	0.21±0.02	5	1
Pb (mg l ⁻¹)			
روی	0.18±0.02	2	2
Zn (mg l ⁻¹)			

* Food and Agriculture Organization/World Health Organization; ** Iranian Department of Environment

۳-۲- غلظت فلزات سنگین در نمونه‌های خاک

نتایج تجزیه و تحلیل محتوای فلزات سنگین در خاک‌های آبیاری شده با پساب در جدول ۲ ارائه شده است. میانگین محتوای کل فلزات Cd، Cu، Ni، Pb و Zn به ترتیب ۳۵/۱۶، ۹۹/۳، ۷۵/۴۷، ۷۰/۴۵ و ۱۰۷/۲۹ mg kg⁻¹ بود. نتایج نشان داد که میانگین فلزات سنگین خاک‌های مورد مطالعه در حد مجاز غلظت فلزات سنگین در خاک‌های ایران است (جدول ۲). در حالی که محتوای فلزات Cd، Cu و Ni در برخی از خاک‌ها بیشتر از حد مجاز این فلزات در خاک به دست آمد. این نتایج نشان می‌دهد این خاک‌ها ممکن است خطرات آلودگی خاک کشاورزی را داشته باشند. نتایج حاصل با نتایج پژوهش‌های Tariq (۲۰۲۱) و Hawrami و همکاران (۲۰۲۰) مطابقت داشت. آن‌ها دریافتند که غلظت فلزات Cd و Ni در برخی از خاک‌های مورد مطالعه بیشتر از حد مجاز تعیین شده توسط FAO/WHO بوده است. همچنین، غلظت فلزات دیگر مانند Cu، Pb و Zn کمتر از حد مجاز است. غلظت فلزات سنگین کمتر از حد توصیه شده در خاک‌های آبیاری شده با پساب ممکن است به دلیل جذب مداوم توسط گیاهان و آبشویی آن‌ها به پروفیل خاک باشد (Chaoua و همکاران، ۲۰۱۹). ضریب تغییرات (CV) آلودگی فلزات سنگین یک معیار آماری است که یکنواختی توزیع و درجه تغییرات فلزات سنگین در منطقه مورد مطالعه را اندازه‌گیری می‌کند (Wang و همکاران، ۲۰۱۹). هر چه CV آلاینده‌ها بزرگ‌تر باشد تأثیر فعالیت‌های انسانی بیشتر است (Ji و همکاران، ۲۰۲۱). در این مطالعه، مقادیر CV فلزات Cd و Ni نسبت به سایر فلزات دیگر بیشتر بود (جدول ۲) که نشان‌دهنده احتمال توزیع مکانی نابرابر این دو فلز بوده و محتوای این فلزات سنگین در خاک نه تنها تحت تأثیر پیشینه زمین‌شناسی بلکه تحت تأثیر فعالیت‌های انسانی نیز قرار دارند (Hu و همکاران، ۲۰۱۸).

جدول ۲. غلظت فلزات سنگین (mg kg⁻¹) در نمونه‌های خاک

Table 2. Concentration of heavy metals (mg kg⁻¹) in soil samples.

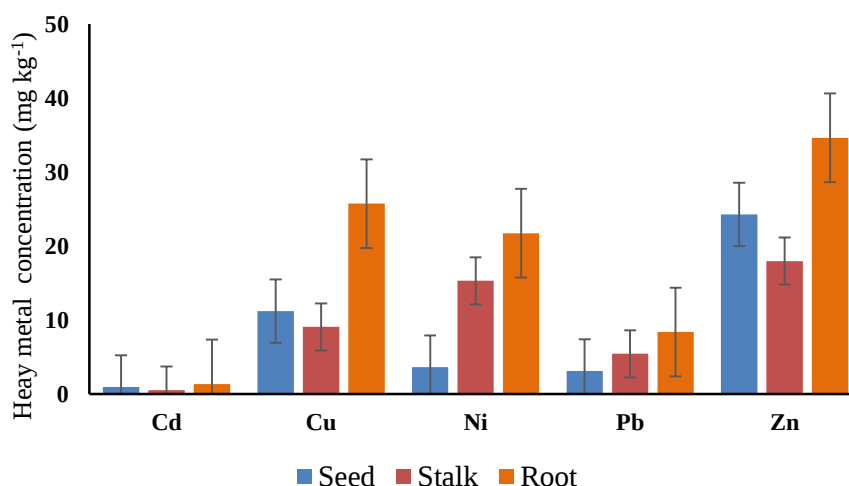
فلزات	میانگین ± انحراف استاندارد	حداقل	حداکثر	درصد ضریب تغییرات	حد مجاز
Metals	Mean±SD	Min	Max	CV%	Metal limit*
کادمیوم	3.16±1.71	1.09	5.61	54.16	3.90
Cd					

مس	47.35±15.73	19.26	71.22	33.23	63.00
Cu	45.99±20.09	18.34	82.38	43.69	50.00
نیکل					
Ni	70.75±14.54	42.12	90.60	20.56	300.00
سرب					
Pb	107.29±27.34	75.25	155.63	25.48	200.00
روی					
Zn					

* Maximum acceptable concentration of heavy metals in soil (mg kg^{-1}) (۲۰۱۳، افیونی)

۳-۳- غلظت فلزات سنگین در گیاه گندم آبیاری شده با پساب تصفیه شده

شکل ۲، غلظت فلزات سنگین در بخش‌های مختلف گیاه گندم آبیاری شده با پساب تصفیه شده فاضلاب را نشان می‌دهد. طبق نتایج ارائه شده در شکل ۲، غلظت فلزات سنگین در بخش‌های مختلف گندم متفاوت بود. بیشترین غلظت فلزات سنگین Cd، Cu، Ni، Pb و Zn به ترتیب ۱/۳۶، ۲۵/۷۱، ۲۱/۷۳، ۸/۳۹ و ۳۴/۶ mg kg^{-1} در ریشه گیاه گندم به دست آمد. در صورتی که کمترین غلظت Cd، Cu و Zn به ترتیب ۰/۵۳، ۹/۰۸ و ۱۷/۹۷ mg kg^{-1} در ساقه گندم ثبت شد. کمترین غلظت Ni و Pb نیز به ترتیب ۳/۶۴ و ۳/۱۲ mg kg^{-1} در دانه گندم مشاهده شد. Mojiri و Aziz (۲۰۱۱) در بررسی اثر فاضلاب شهری بر تجمع فلزات سنگین در خاک و گندم به این نتیجه رسیدند که تجمع Cd، Cu و Ni در ریشه بیشتر از اندام‌های هوایی بوده است. فلزاتی مانند Cu، Ni و Zn به‌عنوان ریزمغذی‌ها در نظر گرفته می‌شوند و نقش حیاتی در چرخه زندگی گیاهان دارند (Alloway، ۲۰۱۳). با این وجود، زمانی که غلظت آن‌ها از حد توصیه شده فراتر رود سمی می‌شوند (Avci و Deveci، ۲۰۱۳) و به‌عنوان عامل آلاینده عمل نموده و می‌توانند محیط‌زیست را آلوده کنند (Lamsayah و همکاران، ۲۰۱۶).



شکل ۲. میانگین مقدار فلزات سنگین در اندام‌های مختلف گندم.

Fig. 2. Average heavy metal content in different organs of wheat.

طبق گزارش FAO/WHO (۱۹۸۴)، حد مجاز فلزات سنگین Cd، Cu، Ni، Pb و Zn برای دانه گندم به ترتیب ۰/۲، ۳، ۱/۶، ۰/۲ و ۲۷/۴ mg kg^{-1} است. غلظت این فلزات در دانه گندم در این بررسی به ترتیب ۰/۹۵، ۱۱/۲۰، ۳/۶۴، ۳/۱۲ و ۲۴/۲۷ mg kg^{-1} به دست آمد. در مقایسه با حداکثر غلظت مجاز فلزات سنگین ارائه شده توسط FAO/WHO غلظت تمامی فلزات سنگین مورد بررسی، به‌جز Zn، بیش از حد مجاز بوده است. مطابق با نتایج حاصل از پژوهش حاضر، Beigi

Harchegani و همکاران (۲۰۱۳) گزارش نمودند که غلظت Cu، Cd و Pb در دانه‌های گندم از حد مجاز فراتر رفته است و غلظت Zn نزدیک به حد مجاز است. علی‌رغم اینکه غلظت Zn کمتر از حد مجاز گزارش شده است ولیکن احتمال آن وجود دارد که با مصرف مداوم پساب در طی زمان، غلظت Zn در دانه‌های گندم نیز از حد مجاز فراتر برود. بالا بودن غلظت فلزات Cd، Ni و Pb از حد مجاز مصرف گندم را برای انسان نامناسب می‌سازد. اما در مورد فلزاتی مانند Cu و Zn این نگرانی وجود ندارد زیرا معمولاً کمبود این دو عنصر در رژیم غذایی انسان مشکل‌ساز است (Beigi Harchegani و همکاران، ۲۰۱۳). با توجه به نتایج فلزات سنگین، می‌توان استنباط کرد که جذب و تجمع فلزات سنگین در گندم مستقیماً ناشی از مقادیر تجمع یافته آنها در خاک است. ماهیت قلیایی خاک، ماده آلی و بافت ریزدانه خاک کشاورزی احتمالاً دلایل انتقال فلزات سنگین از خاک به دانه گندم هستند (Rastmanesh و همکاران، ۲۰۱۵). دلایل تفاوت در تجمع فلزات سنگین در نمونه‌های گندم از مناطق مختلف ایران و جهان می‌تواند تفاوت در شرایط خاک، میزان و دفعات کوددهی، نوع کود شیمیایی و منبع آب آبیاری و منابع انسانی و طبیعی ورود فلزات سنگین به مزارع کشاورزی باشد (Werfelli و همکاران، ۲۰۲۱؛ Elgharbay و همکاران، ۲۰۲۱). غلاتی مانند گندم به‌طور طبیعی فلزات سنگین را از طیف وسیعی از منابع، از جمله خاک، آب و جو، جمع‌آوری می‌کنند. با این وجود، خاک در درجه اول نقش اصلی را در آلودگی این گیاهان به فلزات سنگین ایفا می‌کند. در مواقع خشک‌سالی، مقادیر قابل توجهی از فلزات سنگین ناشی از فعالیت‌های وسایل نقلیه در جاده‌ها و تقاطع‌ها تجمع می‌یابند. در نتیجه، این آلاینده‌ها توسط رواناب‌های سطحی به محیط خاک منتقل می‌شوند و منجر به افزایش سطح فلزات سنگین در خاک می‌شوند (Liu و همکاران، ۲۰۲۳).

۳-۴- فاکتورهای غلظت زیستی (BCFs) و انتقال (TFs)

مطالعات متعددی نشان داده‌اند که تعیین BCF برای ارزیابی خطرات بهداشتی مرتبط با گیاهان آبیاری شده با پساب ضروری است (Chaoua و همکاران، ۲۰۱۹؛ Hawrami و همکاران، ۲۰۲۰؛ Tariq، ۲۰۲۱؛ Xu و همکاران، ۲۰۲۴). در صورتی که $BCF \leq 1$ باشد، نشان می‌دهد که گیاه فقط توانایی جذب فلزات را دارد، اما فلزات را جمع نکرده است؛ در حالی که $BCF > 1$ به این معنی است که گیاه فلزات را جمع می‌کند (Chaoua و همکاران، ۲۰۱۹؛ Tariq، ۲۰۲۱). طبق گزارش FAO/WHO (۲۰۱۱) غلات و حبوبات با BCF بیشتر از ۰/۲ به‌شدت توسط فعالیت‌های انسانی آلوده شده‌اند و خطر سلامتی بالایی دارند. مقادیر BCF فلزات سنگین مورد بررسی در بخش‌های مختلف گیاه گندم در جدول ۳ نشان داده شده است. در این مطالعه، $BCF > 1$ نشان می‌دهد که محتوای فلزات سنگین در اندام‌های محصولات کشاورزی کمتر از محتوای فلزات سنگین در خاک است. میانگین BCF فلزات Cu، Cd و Zn در اندام‌های مختلف نمونه‌های گندم به ترتیب ریشه‌ها < دانه‌ها < ساقه‌ها بود. میانگین BCF فلزات Ni و Pb در اندام‌های مختلف نمونه‌های گندم به ترتیب ریشه‌ها < ساقه‌ها < دانه‌ها بود.

جدول ۳. فاکتور تجمع زیستی (BCFs) در اندام‌های مختلف گندم

Table 3. Bio-concentration factors (BCFs) in different organs of wheat crops

فلزات	اندام‌ها	میانگین $\pm$ انحراف استاندارد	حداقل	حداکثر
Metals	Organs	Mean $\pm$ SD	Min	Max
کادمیوم Cd	Root	0.63 $\pm$ 0.47	0.22	1.54
	Stalk	0.22 $\pm$ 0.11	0.09	0.37
	Grain	0.42 $\pm$ 0.26	0.14	0.85
مس	Root	0.61 $\pm$ 0.31	0.38	1.43
	Stalk	0.22 $\pm$ 0.10	0.13	0.47

Cu	Grain	0.27±0.14	0.16	0.63
	Root	0.56±0.25	0.31	1.09
نیکل	Stalk	0.41±0.21	0.17	0.76
Ni	Grain	0.09±0.05	0.21	0.04
	Root	0.12±0.04	0.06	0.22
سرب	Stalk	0.08±0.02	0.05	0.11
Pb	Grain	0.04±0.01	0.02	0.07
	Root	0.34±0.08	0.24	0.46
روی	Stalk	0.17±0.03	0.13	0.22
Zn	Grain	0.24±0.05	0.16	0.31

مطالعات نشان داده‌اند که فراهمی زیستی فلزات سنگین در اندام‌های مختلف گیاه متفاوت است و ریشه‌ها معمولاً بیشترین میزان جذب و تجمع زیستی فلزات سنگین را دارند (Dubey و Verma، ۲۰۰۳). با توجه به یافته‌های مطالعه حاضر می‌توان استنباط کرد که توانایی غنی‌سازی فلزات Cu، Cd، Pb، Ni، Zn ریشه‌ها قوی‌تر از ساقه‌ها و دانه‌ها است و نتایج حاصله با نتایج به‌دست آمده توسط سایر محققین (Tong و همکاران، ۲۰۲۲؛ Xu و همکاران، ۲۰۲۴) مطابقت داشت. میانگین BCF فلزات Cu، Cd، Pb، Ni، Zn در دانه به ترتیب ۰/۴۲، ۰/۲۷، ۰/۰۹، ۰/۰۴ و ۰/۲۴ بود که نشان می‌دهد ۴۲، ۲۷، ۹، ۴ و ۲۴ درصد از فلزات Cu، Cd، Pb، Ni، Zn موجود در خاک به ترتیب وارد دانه شده‌اند. به‌طور کلی، نتایج مطالعه حاضر نشان داد که مقادیر میانگین BCF همه فلزات در بخش‌های مختلف گندم کمتر از یک بود. این نشان می‌دهد که گندم فقط فلزات را جذب می‌کند، اما خوشبختانه فلزات سنگین را تجمع نمی‌دهد. مقدار BCF برای فلز Cd از ۰/۲۲ تا ۱/۵۴ با میانگین ۰/۶۳ متغیر بود که نشان می‌دهد Cd ظرفیت انتقال بیشتری از خاک به ریشه‌های گندم نسبت به Cu، Ni، Pb و Zn دارد (جدول ۳). این ظرفیت انتقال احتمالاً با فراوانی Cd در شکل‌های تبدلی و کربناتی در خاک‌های مورد مطالعه مرتبط است که به‌راحتی برای ریشه‌های محصولات زراعی قابل دسترس زیستی هستند (Chen و همکاران، ۲۰۱۶). در خاک‌های قلیایی و آهکی، مشابه خاک‌های مطالعه حاضر، تشکیل یون‌های Cd پیچیده مانند $CdCl^+$ ، $CdOH^+$ ، $CdCl_3^-$ و $CdCl_4^{2-}$ افزایش می‌یابد (Mukherjee و Kabata-Pendias، ۲۰۰۷). چنین ترکیبات یونی Cd عموماً برای گیاهان در دسترس هستند. در نتیجه مقادیر BCF بالاتری برای Cd را به خود اختصاص می‌دهند (Rezapour و همکاران، ۲۰۱۹).

جدول ۴، TF فلزات Cu، Cd، Pb، Ni، Zn از ریشه‌های گندم به سایر اندام‌ها را نشان می‌دهد. اگر مقدار $TF > 1$ باشد نشان‌دهنده تجمع بیشتر فلز در اندام‌های مختلف گندم نسبت به ریشه است. در حالی که $TF < 1$ نشان‌دهنده تجمع فلزات در ریشه‌ها است. مقادیر میانگین TF تجمع بیشتر فلزات سنگین مورد بررسی در این مطالعه را در ریشه گندم نشان داد (جدول ۴). ترتیب TF برای انتقال فلزات سنگین از خاک به دانه‌های گندم به‌صورت $Cd > Zn > Cu > Pb > Ni$ بود (جدول ۴) که با ترتیب تعیین‌شده برای BCF تا حدودی تفاوت داشت. بیشترین TF برای Cd و Zn محاسبه شد. اگرچه مقدار BCF برای Zn به‌طور قابل توجهی کمتر از Cd بود، ولیکن نشان‌دهنده سطح بالایی از انتقال Zn در محصول گندم در مطالعه حاضر است.

جدول ۴. فاکتور انتقال (TFs) در اندام‌های مختلف گندم

Table 4. Translocation factors (TFs) in different organs of wheat crops.

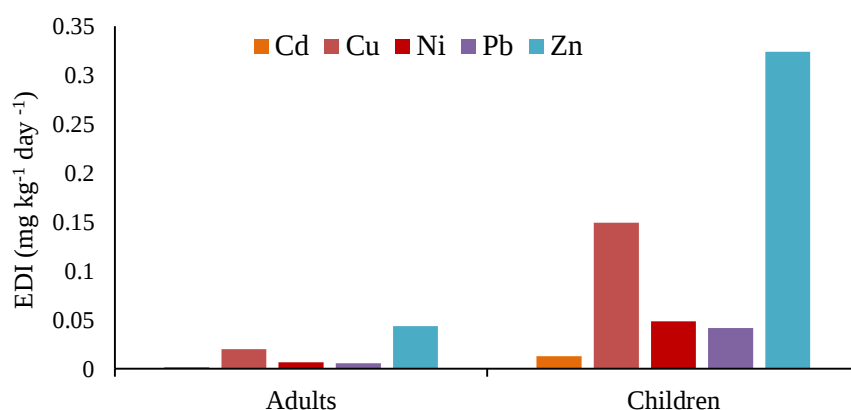
فلزات	اندام‌ها	میانگین $\pm$ انحراف استاندارد	حداقل	حداکثر
Metals	Organs	Mean $\pm$ SD	Min	Max
کادمیوم	Stalk	0.41±0.17	0.24	0.82
Cd	Grain	0.71±0.16	0.53	1.12
مس	Stalk	0.36±0.08	0.23	0.49
Cu	Grain	0.44±0.08	0.35	0.64

نیکل	Stalk	0.71±0.10	0.56	0.92
Ni	Grain	0.17±0.03	0.11	0.22
سرب	Stalk	0.67±0.15	0.42	0.91
Pb	Grain	0.40±0.16	0.23	0.64
روی	Stalk	0.52±0.07	0.43	0.65
Zn	Grain	0.71±0.09	0.59	0.91

مقادیر TF برای همه فلزات کمتر از یک بود که نشان می‌دهد گندم توانایی ضعیفی در انتقال این فلزات از ریشه به دانه دارد. در حالی که این فلزات همان‌طور که مقادیر BCF نشان داد در ریشه‌ها انباشته شده‌اند. نتایج حاصل با یافته‌های Rezapour و همکاران (۲۰۱۹) و Chen و همکاران (۲۰۱۶) مطابقت داشت. با مقایسه مقادیر BCF و TF می‌توان نتیجه گرفت که گیاه گندم هنگامی که با فاضلاب تصفیه‌شده آبیاری می‌شود استراتژی خاصی برای تجمع فلزات در ریشه‌ها و کاهش انتقال آن‌ها از ریشه به دانه‌ها دارد (Rezapour و همکاران، ۲۰۱۹). میانگین TF فلزات Cd، Cu و Zn در دانه‌ها بیشتر از ساقه‌ها بود. در حالی که برای فلزات Ni و Pb برعکس این حالت به دست آمد. میانگین TF فلز Ni در دانه‌ها کمتر از سایر فلزات سنگین مورد بررسی بود که نشان می‌دهد فلزات Cd، Cu، Pb و Zn به راحتی در گندم منتقل می‌شوند. با توجه به نتایج گزارش شده در جدول ۴ در حدود ۷۱ درصد از Cd و Zn موجود در ریشه به دانه منتقل شده است. Al-Othman و همکاران (۲۰۱۶) نیز بر اساس مقادیر TF به دست آمده غلظت‌های بالاتر فلزات سنگین را در ریشه گندم نسبت به دانه گزارش کردند.

۳-۵- ارزیابی ریسک سلامت دانه‌های گندم

غذا منبع اصلی اکثر عناصر کمیاب بلعیده‌شده توسط انسان است (David و همکاران، ۲۰۱۹). مقادیر EDI فلزات سنگین برای بزرگسالان و کودکان در شکل ۳ ارائه شده است. بیشترین میزان دریافت در اثر مصرف دانه گندم توسط بزرگسالان و کودکان مربوط به فلز Zn بود. با توجه به نتایج به دست آمده، مقادیر EDI محاسبه شده برای Cd و Pb در بزرگسالان از حد مجاز ORD فراتر رفته است. در صورتی که میزان دریافت تمامی فلزات سنگین (Cd، Cu، Ni، Pb و Zn) در کودکان بیش از حد مجاز ORD بود (شکل ۳). بنابراین این یافته‌ها نشان می‌دهد که مصرف این ماده غذایی ممکن است خطرات سلامتی نامطلوبی برای کودکان و بزرگسالان داشته باشد.



شکل ۳- دریافت روزانه فلزات سنگین (EDI) در اثر مصرف دانه گندم در بزرگسالان و کودکان

Fig 3. Daily intake of heavy metals (EDI) from wheat grain consumption in adults and children.

مقادیر EDI برای کودکان در نتایج مربوط به تمام فلزات موجود در دانه گندم بیشتر از بزرگسالان بود (شکل ۳). این بدان معناست که با مصرف این ماده غذایی، کودکان در مقایسه با بزرگسالان، در معرض فلزات سنگین بیشتری قرار می‌گیرند. EDI بالاتر برای کودکان در مقایسه با بزرگسالان به وزن بدن آن‌ها (۱۵ kg) مربوط می‌شود که بسیار کمتر از وزن بدن بزرگسالان (۵۵/۹ kg) است. بالاترین ضریب خطر^۱ (HQ) فلزات سنگین در گندم برای بزرگسالان و کودکان مربوط به فلز Cu و کمترین مربوط به فلز Zn بود (جدول ۵).

جدول ۵. مقادیر شاخص خطر (HI) مواجهه با فلزات سنگین در بزرگسالان و کودکان

Table 5. Hazard index values of heavy metals exposure in adults and children.

	کادمیوم Cd	مس Cu	نیکل Ni	سرب Pb	روی Zn	شاخص خطر HI*
بزرگسالان Adults	1.7	5.01	3.25	1.86	0.14	11.97
کودکان Children	12.69	37.33	24.28	13.89	1.08	89.27

*The hazard index (HI) value is the sum of the hazard quotients of Cd, Cu, Ni, Pb, and Zn.

همان‌طور که در جدول ۵ نشان داده شده است، تحت شرایط بلع، HI فلزات مورد بررسی در دانه‌های گندم برای هر دو گروه بزرگسالان و کودکان بیشتر از یک بود. این نشان می‌دهد که گندم کشت‌شده در منطقه مورد بررسی دارای خطر سلامتی غیرسرطان‌زا برای بزرگسالان و کودکان است. در بررسی آلودگی فلزات سنگین محصول گندم دیم و آبی در برخی از مزارع کشاورزی همدان، Lorestani و Hazavei (۲۰۱۴) نشان دادند که به دلیل بالا بودن شاخص خطر Cd و Pb (بیش از یک)، این دو عنصر به‌عنوان عوامل خطر برای سلامت انسان در منطقه مورد مطالعه در نظر گرفته می‌شوند. مصرف گیاهان خوراکی، به‌ویژه گندم، بحرانی‌ترین مواجهه انسان با عناصر سنگین است (Mansouri Moghadam و همکاران، ۲۰۲۲). Bayissa و همکاران (۲۰۱۸) گزارش کردند که شاخص خطر فلزات Cd و Pb در ارقام مختلف گندم برای کودکان ۱/۸۲ و برای بزرگسالان ۱/۶۰ بوده است. این نشان می‌دهد که کودکان فلزات سنگین بیشتری نسبت به بزرگسالان جذب می‌کنند. آن‌ها در برابر عوارض جانبی این فلزات آسیب‌پذیرتر هستند.

۴- نتیجه‌گیری

گندم یکی از مهم‌ترین غلات و محصولات استراتژیک در سطح جهان است که به دلیل استفاده در رژیم غذایی از اهمیت بالایی برخوردار است. در این مطالعه، غلظت فلزات سنگین Cd، Cu، Ni، Pb و Zn در خاک و بخش‌های مختلف گیاه گندم تحت آبیاری با پساب تصفیه‌شده بررسی شده است. اگرچه در ایران استفاده از پساب تصفیه‌شده به‌عنوان یک گزینه مورد توجه در آبیاری اراضی کشاورزی به‌طور گسترده مورد استفاده قرار می‌گیرد اما بررسی‌های اندکی در زمینه ارزیابی تجمع فلزات سنگین و خطرات بهداشتی ناشی از کاربرد آن به‌ویژه در خاک‌های آهکی وجود دارد. میانگین غلظت فلزات سنگین Cd و Ni در پساب تصفیه‌شده بیش از حد مجاز توصیه‌شده توسط FAO/WHO برای آبیاری اراضی کشاورزی است. از آنجا که پساب تصفیه‌شده از مناطق مختلف جمع‌آوری و آنالیز گردید دارای غلظت فلزات سنگین متغیری بود. به نظر می‌رسد که علی‌رغم برنامه‌ریزی‌های انجام‌شده جهت انتقال این پساب به دشت‌های ورامین و ری ممکن است در طول مسیر انتقال آغشته به رواناب‌های شهری یا فاضلاب صنعتی و غیره گردد. نتایج نشان داد که در مقایسه با میزان استاندارد، غلظت فلزات سنگین Cd، Cu، Ni و Pb بیش از حد مجاز در دانه گندم بوده است. آلودگی دانه‌های گندم در منطقه مورد

بررسی را می‌توان به عوامل مختلفی چون استفاده بی‌رویه از نهاده‌های کشاورزی، کودها و آبیاری با رواناب‌های شهری و صنعتی موجود در منطقه نسبت داد. در اندام‌های مختلف گندم، Zn بیشترین و Cd کمترین غلظت را در بین فلزات مورد بررسی داشتند. نتایج این بررسی نشان داد که گندم ظرفیت بالایی برای جذب فلزات سنگین از خاک و انتقال آن به ریشه دارد؛ اما انتقال این فلزات از ریشه به دانه ضعیف است. تحلیل ارزیابی ریسک سلامت فلزات سنگین در دانه گندم نشان داد که حد مجاز تمامی فلزات سنگین (Cd, Cu, Ni, Pb و Zn) مورد بررسی برای بزرگسالان و کودکان بیشتر از یک بوده است. به‌طور کلی نتایج ارزیابی ریسک سلامت فلزات سنگین نشان داد که مصرف این محصول می‌تواند تأثیر نامطلوب حادّی بر سلامت مصرف‌کننده داشته باشد. با توجه به اینکه پساب تصفیه‌خانه جنوب شهر تهران جهت آبیاری مزارع سبزی و صیفی‌جات، ذرت، سورگوم و غیره مورد استفاده قرار می‌گیرد، لذا پیشنهاد می‌گردد جهت حفظ امنیت غذایی و سلامت افراد مطالعات جامع‌تری در رابطه با غلظت فلزات سنگین در این محصولات انجام گیرد و جهت کنترل آلودگی فلزات سنگین در گندم علاوه بر استفاده از خاک و آب باکیفیت، گونه‌های گندم با تجمع کم فلزات یا مقاوم در برابر سمیت فلزات کشت گردد. همچنین، راهکارهای اصلاح میکروبیولوژیک مانند استفاده از ریزوباکتری‌های محرک رشد به‌منظور پالایش زیستی خاک‌های آلوده به فلزات سنگین می‌تواند نویدبخش افزایش تولید گندم در خاک‌های تحت تنش فلزات سنگین باشد.

۵- داده‌ها و اطلاعات

مبنای داده‌ها و اطلاعات مقاله حاضر، کارهای میدانی نویسنده است.

۶- تعارض منافع

در این مقاله، تعارض منافی وجود ندارد.

۷- مشارکت نویسندگان

این مقاله صرفاً یک نویسنده داشته و تمام بخش‌ها و مراحل پژوهش توسط وی انجام شده است.

۸- اصول اخلاقی

نویسنده اصول اخلاقی را در انجام و انتشار این اثر علمی رعایت نموده است.

۹- حمایت مالی

این مقاله تحت حمایت مالی خاصی نیست.

۱۰- مراجع

1. Abedi-Koupai, J., Mostafazadeh-Fard, B., Afyuni, M., & Bagheri, M. R. (2006). Effect of treated wastewater on soil chemical and physical properties in an arid region. *Plant Soil Environment*, 52(8), 335. <https://doi.org/10.17221/3450-PSE>
2. Afyuni, M. (2013). Soil Quality Standards and its Guides. Office of Vice Human Environment, Water and Soil Office. Tehran, Iran. [In Persian]
3. Ahmed, M. J. K., & Ahmaruzzaman, M. (2016). A review on potential usage of industrial waste materials for binding heavy metal ions from aqueous solutions. *Journal of Water Process Engineering*, 10, 39–47. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2016.01.014>
4. Alloway, B. J. (2013). Heavy metals and metalloids as micronutrients for plants and animals. *Heavy Metals in Soils*. Springer, Dordrecht, pp. 195–209.

5. Al-Othman, Z. A., Ali, R., Al-Othman, A. M., Ali, J. A., & Habila, M. (2016). Assessment of toxic metals in wheat crops grown on selected soils, irrigated by different water sources. *Arabian Journal of Chemistry*, 9, 1555–1562. <https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2012.04.006>
6. American Public Health Association (APHA). (2005). Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater. 21st Edition, American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington DC.
7. Avci, H., & Deveci, T. (2013). Assessment of trace element concentrations in soil and plants from cropland irrigated with wastewater. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 98, 283–291. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2013.08.013>
8. Bayissa, Y., Maskey, S., Tadesse, T., Van Andel, S. J., Moges, S., Van Griensven, A., & et al. (2018). Comparison of the performance of six drought indices in characterizing historical drought for the upper Blue Nile basin, Ethiopia. *Geosciences*, 8(3), 81. <https://doi.org/10.3390/geosciences8030081>
9. Beigi Harchegani, H., & Banitalebi, G. (2013). The effect of twenty-three years of surface irrigation with treated municipality wastewater on soil loadings, transfer to wheat and corn grains, and related health risks of some heavy metals. *Journal of Water and Soil*, 27(3), 570-580. <https://doi.org/10.22067/JSW.V0I0.26085>. [In Persian]
10. Chaoua, S., Boussaa, S., El Gharmali, A., & Boumezzough, A. (2019). Impact of irrigation with wastewater on accumulation of heavy metals in soil and crops in the region of Marrakech in Morocco. *Journal of the Saudi Society of Agricultural Science*, 18(4), 429–436. <https://doi.org/10.1016/j.jssas.2018.02.003>
11. Chen, H., Yuan, X., Li, T., Hu, S., Ji, J., & Wang, C. (2016). Characteristics of heavy metal transfer and their influencing factors in different soil–crop systems of the industrialization region, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 126, 193–201. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.12.042>
12. Chowdhury, S., Mazumder, M. J., Al-Attas, O., & Husain, T. (2016). Heavy metals in drinking water: occurrences, implications, and future needs in developing countries. *Science of the Total Environment*, 569, 476–488. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.166>
13. Darvishi, H. H., Manshour, M. & Farahani, H. A. (2010). The effect of irrigation by domestic waste water on soil. *Journal of Soil Science and Environmental Management*, 1, 30–33. <http://www.academicjournals.org/J SSEM>
14. David, C. G., Hugo, J. O., Norma, O. B., Ernestina, H. G., & Miroslava, L. S. (2019). The Use of trace and essential elements in common clinical disorders: roles in assessment of health and oxidative stress status. *Nutrition and Cancer- An International Journal*, 71,13–20. <https://doi.org/10.1080/01635581.2018.1557214>
15. Edokpayi, J. N., Odiyo, J. O., & Durowoju, O. S. (2017). Impact of wastewater on surface water quality in developing countries: a case study of South Africa. *Water Quality*, 401–416. <https://doi.org/10.5772/66561>
16. Elgharbawy, S. S., Abdelhamid, M. I. E., Mansour, E., & Salem, A. H. (2021). Rapid screening wheat genotypes for tolerance to heavy metals. In: Awaad H, Abu-hashim M, Negm A, (editors) Mitigating Environmental Stresses for Agricultural Sustainability in Egypt. Springer Water. Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-64323-2_6
17. EPA (United States Environmental Protection Agency). 2011. Risk assessment guidance for superfund (Part E, Part F); Washington DC.
18. Erenstein, O., Jaleta, M., Mottaleb, K. A., Sonder, K., Donovan, J., & Braun, H. J. (2022). Global Trends in Wheat Production, Consumption and Trade. In: Reynolds, M. P., Braun, H. J. (eds) Wheat Improvement. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-90673-3_4
19. Fakayode, S. O. (2005). Impact of industrial effluents on water quality of the receiving Alaro River in Ibadan, Nigeria. *African Journal of Environmental Assessment and Management*, 10, 1–13.
20. FAO/WHO, Contaminants, Codex Alimentarius, vol, XVII, Edition 1, FAO/WHO, Codex Alimentarius, Commission, Rome, 1984.
21. FAO/WHO. (2001). Food additives and contaminants-joint FAO/WHO Food Standards Programme. ALINORM 01 (12A), 1–289.
22. FAO/WHO. (2011). Joint report, Food Standard Programs Codex Committee on Contaminants in Foods (CF/5 INF/1); FAO: Rome, Italy.

23. Gooding, M. J. (2023). Wheat. In ICC Handbook of 21st century cereal science and technology (pp. 121–130). Academic Press.
24. Hagmann, D. F., Goodey, N. M., Mathieu, C., Evans, J., Aronson, M. F. J., Gallagher, F., & Krumins, J. A. (2015). Effect of metal contamination on microbial enzymatic activity in soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 91, 291–297. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.09.012>
25. Hassan, N. U., Mahmood, Q., Waseem, A., Irshad, M., Faridullah, & Pervez, A. (2013). Assessment of heavy metals in wheat plants irrigated with contaminated wastewater. *Polish Journal of Environmental Studies*, 22, 115–123.
26. Hawrami, K. A., Crout, N. M., Shaw, G., & Bailey, E. H. (2020). Assessment of potentially toxic elements in vegetables cultivated in urban and peri-urban sites in the Kurdistan region of Iraq and implications for human health. *Environmental Geochemistry and Health*, 42, 1359–1358. <https://doi.org/10.1007/s10653-019-00426-z>
27. Hu, W., Wang, H., Dong, L., Huang, B., Borggaard, O.K., Hansen, H.C.B., He, Y., & Holm, P. E. (2018). Source identification of heavy metals in peri-urban agricultural soils of southeast China: an integrated approach. *Environmental Pollution*, 237, 650–661. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.02.070>
28. Ingwersen, J., & Streck, T. (2006). Modeling the environmental fate of cadmium in a large wastewater irrigation area. *Journal of Environmental Quality*, 35(5), 1702–1714. <https://doi.org/10.2134/jeq2005.041>
29. Iran Environmental Protection Organization. (2024). Environmental Regulations and Standards. Environment Organization Press.
30. Ji, Z., Long, Z., Zhang, Y., Wang, Y., Qi, X., Xia, X., & Pei, Y. (2021). Enrichment differences and source apportionment of nutrients, stable isotopes, and trace metal elements in sediments of complex and fragmented wetland systems. *Environmental Pollution*, 289, 117852. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117852>
31. Kabata-Pendias, A., & Mukherjee, A. B. (2007). Trace Elements in Soils and Plants. Springer-Verlag, Berlin, Germany.
32. Lamsayah, M., Khoutoul, M., Takfaoui, A., & Touzani, R. (2016). High liquid–liquid extraction selectivity of Fe (II) and Pb (II) with TD-DFT theoretical calculations of long chain acid pyrazole- and triazole-based ligands. *Cogent Chemistry*, 2(1), 1230359. <https://doi.org/10.1080/23312009.2016.1230359>
33. Liu, J., Kang, H., Tao, W., Li, H., He, D., Ma, L., Tang, H., Wu, S., Yang, K., & Li, X. (2023). A spatial distribution–Principal component analysis (SD-PCA) model to assess pollution of heavy metals in soil. *Science of The Total Environment*, 859, 160112. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160112>
34. Lorestani, B., & Hazavei, Z. (2014). Investigation of heavy metal pollution in wheat crops (rainfed and irrigated) in some agricultural farms in Hamadan. *Journal of Environmental Science & Technology*, 16(1), 218–05. https://jest.srbiau.ac.ir/article_8117.html. [In Persian]
35. Magu, M. M., Keriko, J. M., Kareru, P. G., & Chege, C. W. (2016). “Burdens” of selected heavy metals in common fish species from specific Kenyan freshwaters. *International Journal of Fisheries and Aquatic Studies*, 4(3), 173–179.
36. Mahdavi, M., Amin, M. M., Mahvi, A. H., Pourzamani, H., & Ebrahimi, A. (2018). Metals, heavy metals and microorganism removal from spent filter backwash water by hybrid coagulation-UF processes. *Journal of Water Reuse Desalination*, 8(2), 225–233. <https://doi.org/10.2166/wrd.2017.148>
37. Mansouri Moghadam, S., Payandeh, K., Koshafar, A., Goosheh, M., & Mohammadi Roozbahani, M. (2022). Health Risk Assessment of Heavy Metals in Wheat Farms in the Northern Regions of Ahvaz. *Journal of Advances in Environmental Health Research*, 10(4), 291–304. <http://dx.doi.org/10.32598/JAEHR.10.4.1263>
38. Margenat, A., Matamoros, V., Díez, S., Cañameras, N., Comas, J., & Bayona, J. M. (2019). Occurrence and human health implications of chemical contaminants in vegetables grown in peri-urban agriculture. *Environment International*, 124, 49–57. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.12.013>

39. Mohammed, Amine, J. K., & Shekha, Y. A. (2016). Multivariate statistical characterization of water quality analysis for Erbil wastewater channel. *Zanco Journal of Pure Applied Sciences*, 28(3), 142–151.
40. Mojiri, A., & Aziz, H. A. (2011). Effects of municipal wastewater on accumulation of heavy metals in soil and wheat (*Triticum aestivum* L.) with two irrigation method. *Romanian Agricultural Research*, 28, 217-222.
41. Mussarat, M., Jamal W. A., Muhammad, D., Ahmad, M., Saleem, A., Khan, S., Aman, F., Bibi, H., Shah, W. A., Dawar, K., Ul Akbar, N., Mian, I. A., Waheed, M., Ali, I., Zia, A., & Malik, W. (2021). Risk of heavy metals accumulation in soil and wheat grains with waste water irrigation under different NPK levels in alkaline calcareous soil. *PLoS ONE*, 16, 1–15. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0258724>
42. Njuguna, S. M., Makokha, V. A., Yan, X., Gituru, R. W., Wang, Q., & Wang, J. (2019). Health risk assessment by consumption of vegetables irrigated with reclaimed waste water: a case study in Thika (Kenya). *Journal of Environmental Management*, 231, 576–581. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.10.088>
43. Qadir, M., Wichelns, D. L., Raschid-Sally, P. G., McCornick, P., Drechsel, A. B. & Minhas, P. S. (2010). The challenges of wastewater irrigation in developing countries. *Agriculture Water Management*, 97(4), 561-568. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2008.11.004>
44. Rai, P. K., Lee, S. S., Zhang, M., Tsang, Y. F., & Kim, K. H. (2019). Heavy metals in food crops: Health risks, fate, mechanisms, and management. *Environment International*, 125, 365–385. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.01.067>
45. Rastmanesh, F., Marwani, F., Mehrabi Koushki, M., & Zarasvandi, A. (2015). Evaluation of heavy metal enrichment in wheat fields in Ahvaz. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 2(8), 31-19.
46. Rezapour, S., Atashpaz, B., Moghaddam, S. S., & Damalas, C. A. (2019). Heavy metal bioavailability and accumulation in winter wheat (*Triticum aestivum* L.) irrigated with treated wastewater in calcareous soils. *Science of the Total Environment*, 656, 261-269. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.288>
47. Rusănescu, C. O., Rusănescu, M., & Constantin, G. A. (2022). Wastewater management in agriculture. *Water Switzerland*, 14, 3351. <https://doi.org/10.3390/w14213351>
48. Sayo, S., Kiratu, J. M., & Nyamoto, G. S. (2020). Heavy metal concentrations in soil and vegetables irrigated with sewage effluent: A case study of Embu sewage treatment plant, Kenya. *Scientific African*, 8, e00337. <https://doi.org/10.1016/j.sciaf.2020.e00337>
49. Solidum, J., Dykimching, E., Agaceta, C., & Cayco, A. (2012). Assessment and identification of heavy metals in different types of cooked rice available in the Philippine market. In: 2nd International Conference on Environmental and Agriculture Engineering IPCBEE, Vol. 37, pp. 35–39.
50. Sposito, G., Lund, L. J., & Chang, A. C. (1982). Trace metal chemistry in arid zone field soils amended with sewage sludge: I. Fractionation of Ni, Cu, Zn, Cd, and Pb in soil phases. *Soil Science Society of America Journal*, 46, 260-264. <https://doi.org/10.2136/sssaj1982.03615995004600020009x>
51. Tariq, F. (2021). Heavy metals concentration in vegetables irrigated with municipal wastewater and their human daily intake in Erbil city. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, 16, 100475. <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2021.100475>
52. Tariq, F. S., Samsuri, A. W., Karam, D. S., Aris, A. Z., & Jamilu, G. (2019). Bioavailability and mobility of arsenic, cadmium, and manganese in gold mine tailings amended with rice husk ash and Fe-coated rice husk ash. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191(4), 232. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7359-6>
53. Tong, S., Yang, L., Gong, H., Wang, L., Li, H., Yu, J., Li, Y., Deji, Y., Nima, C., Zhao, S., Gesang, Z., Kong, C., Wang, X., & Men, Z. (2022). Bioaccumulation characteristics, transfer model of heavy metals in soil-crop system and health assessment in plateau region, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 241, 113733. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2022.113733>
54. Trotta, V., Russo, D., Rivelli, A. R., Battaglia, D., Bufo, S. A., Caccavo, V., & et al. (2024). Wastewater irrigation and Trichoderma colonization in tomato plants: effects on plant traits,

- antioxidant activity, and performance of the insect pest *Macrosiphum euphorbiae*. *Environmental Science and Pollution Research*, 31, 18887–18899. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-32407-w>
55. USEPA, (1989). Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I Human Health Evaluation Manual (Part A). EPA/540/1-89/002. Environmental Protection Agency, Washington, DC, pp. 35–52.
 56. Verma, K., Manisha, M., Shivali, N. U., Santrupt, R. M., Anirudha, T. P., Ramesh, N., & et al. (2023). Investigating the effects of irrigation with indirectly recharged groundwater using recycled water on soil and crops in semi-arid areas. *Environmental Pollution*, 337, 122516. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.122516>
 57. Verma, S., & Dubey, R. S. (2003). Lead toxicity induces lipid peroxidation and alters the activities of antioxidant enzymes in growing rice plants. *Plant Science*, 164, 645–655. [https://doi.org/10.1016/S0168-9452\(03\)00022-0](https://doi.org/10.1016/S0168-9452(03)00022-0)
 58. Wang, M., Han, Q., Gui, C., Cao, J., Liu, Y., He, X., & He, Y. (2019). Differences in the risk assessment of soil heavy metals between newly built and original parks in Jiaozuo, Henan Province, China. *Science of The Total Environment*, 676, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.396>
 59. Werfelli, N., Ben Ayed, R., Abassi, M., & Bejaoui, Z. (2021). Contamination assessment of durum wheat and barley irrigated with treated wastewater through physiological and biochemical effects and statistical analyses. *Journal of Food Quality*, 6626184. <https://doi.org/10.1155/2021/6626184>
 60. WHO. (2013). Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater - volume 2. Geneva èè, Switzerland: World Health Organization, United Nations Environment Programme, 222. Available at: <https://www.who.int/publications/i/item/9241546832>
 61. Wieser, H., Koehler, P., & Scherf, K. A. (2020). Nutritional value of wheat. In *Wheat - An Exceptional Crop* (pp. 133–148). Woodhead Publishing.
 62. Xu, S., Li, C., Wang, Y., Wu, A., Gao, G., & Zang, F. (2024). Characteristics and evaluation of heavy metal pollution in a soil–wheat system of an arid oasis city in northwest China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 271, 115958. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2024.115958>
 63. Zhou, M., & Zheng, S. (2022). Multi-omics uncover the mechanism of wheat under heavy metal stress. *International Journal of Molecular Sciences*, 23: 1–16. <https://doi.org/10.3390/ijms232415968>
 64. Zinatloo-Ajabshir, S., Morassaei, M. S., & Salavati-Niasari, M. (2019). Eco-friendly synthesis of $\text{Nd}_2\text{Sn}_2\text{O}_7$ -based nanostructure materials using grape juice as green fuel as photocatalyst for the degradation of erythrosine. *Composites Part B: Engineering*, 167, 643–653. <https://doi.org/10.1016/j.compositesb.2019.03.045>