Publisher: Soil Science Society of Iran

Journal of Soil Research

(Soil and Water Sci.)

https://srjournal.areeo.ir/

Impacts of Wastewater Irrigation on Soil Properties and Heavy Metal Accumulation in Iranian Soils: A Review Study

Hadi Ahmadi[a], Karim Shahbazi[b*], Kambiz Barzargan[b], Mostafa Marzi[b], and Meysam Cheraghi[b]

[a] Department of soil science, Faculty of Agriculture and Natural Resources, University of Tehran, Tehran, Iran.
[b] Soil and Water Research Institute, Agricultural Research, Education, Extension, Organization, Karaj, Iran.

Article Info

Article Type
Review Article

Received
November 19, 2025
Revised
January 31, 2026
Accepted
March 7, 2026
Published online
March 16, 2026

Keywords
Agricultural soil
Heavy metals,
Soil fertility,
Soil contamination,
Wastewater irrigation

***Corresponding author's email**
shahbazikarim@yahoo.com

Extended Abstract

Background and Objectives: The increasing scarcity of freshwater resources in arid and semi-arid regions has led to the growing use of wastewater for agricultural irrigation. In Iran, this practice has become particularly important due to rising water demand and limited access to high-quality water. Wastewater contains substantial quantities of organic matter and essential plant nutrients that can improve soil fertility; however, its long-term application may also result in accumulation of potentially toxic heavy metals in agricultural soils. Balancing the agronomic benefits with the associated environmental risks remains a key challenge for sustainable wastewater reuse. This review aims to systematically evaluate the effects of wastewater irrigation on the physical and chemical properties of soils in Iran, as well as the accumulation patterns of heavy metals in these soils.

Materials and Methods: A total of 335 scientific sources, including peer-reviewed articles, research reports, and academic theses published up to 2021, were collected and critically evaluated. The methodological quality of each study was assessed based on data completeness, sampling design, and analytical reliability. Studies meeting the inclusion criteria were subjected to quantitative and qualitative synthesis to identify the magnitude and direction of wastewater effects on key soil indicators. The analyzed parameters included soil bulk density, pH, electrical conductivity (EC), cation exchange capacity (CEC), organic carbon (OC), soil aggregate stability, sodium adsorption ratio (SAR), and the concentrations of macro- and micronutrients as well as heavy metals. Data were synthesized to calculate average percentage changes relative to control soils irrigated with freshwater.

Results: The results demonstrate that wastewater irrigation significantly improves several soil fertility indicators. On average, soil organic carbon increased by 88%, CEC by 8.4%, and soil aggregate stability improved markedly, indicating enhanced soil structure and water retention capacity. Conversely, bulk density decreased by 9.5%, reflecting improved soil porosity. The effect of wastewater on pH and SAR was variable and highly dependent on the degree of wastewater treatment and its chemical composition. However, EC increased by 39% on average, indicating an overall rise in soil ionic load. Nutrient enrichment was also evident. The total concentrations of essential nutrients, including nitrogen, iron, zinc, copper, and manganese, increased by 12.8–47.3%. The available (plant-available) forms of potassium, calcium, magnesium, iron, zinc, copper, and manganese increased by 30.8%, 42.5%, 89%, 57.2%, 223.9%, 167.6%, and 116.3%, respectively, confirming the fertilization potential of wastewater irrigation. In contrast, a notable increase in total and available heavy metal concentrations was observed. Average increases in total chromium, nickel, manganese, iron, zinc, copper, lead, and cadmium concentrations were 40%, 29.1%, 40.2%, 20.3%, 46.6%, 34.5%, 50.0%, and 42.0%, respectively. The

bioavailable fractions of these metals exhibited even higher increases, posing a potential risk to food chain safety. Importantly, this review highlights a significant data gap for arsenic (As) and cobalt (Co), which have not been systematically monitored in Iranian soils, indicating a critical need for expanded surveillance.

Conclusion: The findings demonstrate that wastewater irrigation in Iran substantially enhances soil fertility by improving organic matter content, nutrient availability, and physical structure. However, it simultaneously increases the accumulation of heavy metals, particularly in bioavailable forms that can be transferred to crops and potentially threaten soil and food safety. Sustainable wastewater reuse therefore requires effective pretreatment, chemical quality control, and continuous monitoring of soil and plant heavy metal concentrations in accordance with national and international standards (e.g., WHO, FAO, and Iranian EPA guidelines). Establishing long-term monitoring programs and incorporating risk assessment frameworks into wastewater reuse policies are essential to balance the benefits of nutrient recycling with the prevention of long-term contamination in agricultural soils.

Cite this article: Ahmadi, H., Shahbazi, K., Bazargan, K., Marzi, M., Cheraghi, M., 2026. Impacts of Wastewater Irrigation on Soil Properties and Heavy Metal Accumulation in Iranian Soils: A Review Study. Review Article, *Journal of Soil Research, 39 (4)*, pp 493-515.

DOI: https://doi.org/ 10.22092/IJSR.2026.371408.800
Publisher: Soil Science Society of Iran

Publisher: Soil Science Society of Iran

نشریه پژوهش‌های خاک

(علوم خاک و آب)

https:// srjournal.areeo.ir/

بررسی اثر کاربرد فاضلاب بر ویژگی‌های خاک و تجمع فلزات سنگین در خاک‌های ایران-مطالعه مروری

هادی احمدی[۱]، کریم شهبازی[۲*]، کامبیز بازرگان[۲]، مصطفی مارزی[۲] و میثم چراغی[۲]

[۱] گروه علوم و مهندسی خاک، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه تهران، تهران، ایران.

[۲] مؤسسه تحقیقات خاک و آب، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، کرج، ایران.

اطلاعات مقاله

نوع مقاله: مقاله مروری

تاریخ دریافت: ۱۴۰۴/۰۸/۲۸

تاریخ بازنگری: ۱۴۰۴/۱۱/۱۱

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۴/۱۲/۱۶

تاریخ انتشار: ۱۴۰۴/۱۲/۲۵

واژه‌های کلیدی

آبیاری با فاضلاب،
آلودگی خاک،
حاصلخیزی خاک،
خاک کشاورزی،
فلزات سنگین

***ایمیل نویسنده مسئول**

shahbazikarim@yahoo.com

چکیده

مطالعه حاضر با هدف ارزیابی اثر آبیاری با فاضلاب بر تغییر ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک و تجمع فلزات سنگین انجام شد. برای این کار، ۳۳۵ منبع علمی شامل مقالات و گزارش‌های پژوهشی منتشر شده تا سال ۱۴۰۰ گردآوری و از نظر روش‌شناسی و کیفیت داده‌ها ارزیابی شدند. مطالعات واجد شرایط مورد تحلیل کمی و کیفی قرار گرفتند. نتایج نشان داد کاربرد فاضلاب منجر به بهبود شاخص‌های حاصلخیزی خاک از جمله افزایش کربن آلی (۸۸ درصد)، ظرفیت تبادل کاتیونی (۸/۴ درصد) و پایداری خاکدانه‌ها شد، در حالی‌که جرم مخصوص ظاهری خاک به‌طور میانگین ۹/۵ درصد کاهش یافت. اثر فاضلاب بر pH و SAR خاک متغیر و وابسته به سطح تصفیه و ترکیب شیمیایی آن بود، اما هدایت الکتریکی خاک به‌طور میانگین ۳۹ درصد افزایش یافت که نشان‌دهنده افزایش بار یونی خاک است. همچنین غلظت کل عناصر غذایی خاک شامل نیتروژن، آهن، روی، مس و منگنز بین ۸/۱ تا ۴۷/۳ درصد و غلظت شکل قابل جذب پتاسیم، کلسیم، منیزیم، آهن، روی، مس منگنز را به‌ترتیب ۳۰/۸، ۴۲/۵، ۸۹، ۵۷/۲، ۲۲۳/۹، ۱۶۷/۶ و ۱۱۶/۳ درصد افزایش داد. در بخش فلزات سنگین، آبیاری با فضلاب میانگین غلظت کل کروم، نیکل، منگنز، آهن، روی، مس، سرب و کادمیم به‌ترتیب ۴۰/۰، ۲۹/۱، ۴۰/۷، ۲۰/۳، ۴۶/۶، ۳۴/۵، ۵۱/۰ و ۴۲/۰ درصد افزایش داد و اثر آن در افزایش شکل قابل جذب آنها به‌مراتب بیشتر بود. نتایج همچنین نشان داد که در ایران، عناصر آرسنیک و کبالت مورد پایش قرار نگرفته‌اند که خلأ قابل توجهی در داده‌های مرتبط با این عناصر است. در نتیجه، بهره‌برداری پایدار از فاضلاب در کشاورزی مستلزم تصفیه مؤثر، کنترل ترکیب شیمیایی، پایش مستمر خاک و گیاه از نظر فلزات سنگین و رعایت استانداردهای ملی و بین‌المللی است تا ضمن افزایش راندمان مصرف آب و بهره‌گیری از مزایای تغذیه‌ای فاضلاب، از آلودگی بلندمدت خاک‌های کشاورزی جلوگیری شود.

استناد: احمدی، ه.، شهبازی، ک.، بازرگان، ک.، مارزی، م.، چراغی، م.، ۱۴۰۴. بررسی اثر کاربرد فاضلاب بر ویژگی‌های خاک و تجمع فلزات سنگین در خاک-های ایران-مطالعه مروری. مقاله مروری ، *نشریه پژوهش‌های خاک، (۴) ۳۹*، ص ۴۹۳-۵۱۵.

DOI: https://doi.org/ 10.22092/IJSR.2026.371408.800

CC BY NC

مقدمه

کمبود آب به‌عنوان یکی از بزرگ‌ترین چالش‌های قرن بیست و یکم شناخته می‌شود، به‌طوری که پیش‌بینی می‌شود تا سال ۲۰۵۰ بیش از دو سوم جمعیت جهان در کشورهایی با شرایط تنش آبی زندگی کنند (Falco et al., 2019). تغییرات اقلیمی این بحران را تشدید کرده و فشار مضاعفی بر منابع آب وارد می‌آورد. همزمان با رشد سریع جمعیت، نیاز به تولید پایدار غذا افزایش یافته و در نیم‌قرن اخیر، سطح زمین‌های آبیاری‌شده در جهان بیش از دو برابر شده است (Ryder, 2017). این افزایش، رقابت بر سر منابع محدود آب شیرین را تشدید کرده، به‌گونه‌ای که بیش از ۶۹ درصد از کل برداشت آب شیرین جهان در حال حاضر برای آبیاری مصرف می‌شود. از سوی دیگر، حدود ۸۰ درصد فاضلاب تولیدی بدون تصفیه کافی مستقیماً به آبراهه‌ها تخلیه می‌شود که پیامدهای جدی زیست‌محیطی و بهداشتی به همراه دارد. همچنین، بیش از نیمی از جمعیت جهان همچنان به منابع آب آلوده برای تأمین نیازهای مختلف خود متکی هستند (Programme, 2003, Association, 2018). از اینرو، استفاده مجدد از فاضلاب برای آبیاری به‌ویژه در کشورهای در حال توسعه به‌عنوان یک راهکار اضطراری برای مقابله با کمبود آب رواج یافته است (Drechsel and Evans, 2010).

در بسیاری از نقاط جهان، به ویژه در کشورهای در حال توسعه مانند چین، هند و مکزیک، آبیاری با فاضلاب به‌عنوان یک راهکار رایج برای مقابله با کمبود آب مورد استفاده قرار می‌گیرد. برآوردها نشان می‌دهد که حدود ۲۰ میلیون هکتار از زمین‌های زراعی جهان، معادل نزدیک به ۱۰ درصد زمین‌های آبیاری‌شده، با فاضلاب آبیاری می‌شوند (Goyal, 2016). گزارش‌های جدیدتر حاکی از آن است که این مساحت دست‌کم ۵۰ درصد بیشتر از برآوردهای اولیه است (Thebo et al., 2017). هرچند استفاده از فاضلاب، به‌ویژه فاضلاب صنعتی تصفیه‌نشده، می‌تواند منجر به بروز مشکلات زیست‌محیطی و بهداشتی گردد، اما از دیدگاه کشاورزان مزایای متعددی به‌همراه دارد. فاضلاب علاوه بر تأمین بخشی از کمبود آب (به‌ویژه در مناطق خشک و نیمه خشک)، حاوی مقادیر قابل توجهی عناصر غذایی مانند نیتروژن، فسفر و پتاسیم است که آن را به یک منبع ارزان قیمت برای جایگزینی بخشی از کودهای شیمیایی تبدیل می‌کند. با این وجود، استفاده از آب فاضلاب محدودیت‌ها و خطرات مهمی نیز به همراه دارد. آب فاضلاب ممکن است حاوی آلاینده‌هایی مانند فلزها و شبه‌فلزهای سنگین، ترکیبات آلی، نمک‌ها و عوامل بیماری‌زا باشد (Alghobar and Suresha, 2017). فلزهای سنگین و سایر الاینده‌ها از طریق منابع مختلفی همچون دفع نامناسب پسماندها، فعالیت‌های صنعتی و معدنی و حتی برخی عملیات کشاورزی و زه‌آب‌ها وارد فاضلاب می‌شوند و مصرف ان را با چالش مواجه می‌کنند (Vijaya Kumar and Prasad Raju, 2025).

در متون علمی، اصطلاح فلزهای سنگین عمدتاً برای فلزها و شبه‌فلزهای با چگالی بالا و دارای اثرات زیست‌محیطی و سمی قابل‌توجه به‌کار می‌رود، اگرچه تعاریف متعددی برای آن ارائه شده است (Ali and Khan, 2018). برخی از محققان فلزهای سنگین را به‌عنوان فلزاتی با عدد اتمی بالاتر از ۲۰ و چگالی بالاتر از ۵ گرم بر سانتیمتر مکعب تعریف کرده‌اند که شامل ۵۱ عنصر فلزی می‌شود و شبه‌فلزهایی مانند آرسنیک (As) و آنتیموان (Sb) و غیرفلزی مانند سلنیم (Se) را دربر نمی‌گیرد (Duffus, 2002; Ali and Khan, 2018). از آنجایی که ویژگی‌های شیمیایی و بیولوژیکی عناصر برای تعیین سمیت اهمیت بیشتری دارند، این تعریف به‌طور گسترده پذیرفته نشده است. به همین دلیل، برخی پژوهشگران استفاده از اصطلاح «عناصر بالقوه سمی» را ترجیح می‌دهند، چرا که سمیت این عناصر–مانند سرب (Pb)، کادمیم (Cd) و کروم (Cr) - بسته به گونه شیمیایی و غلظت آن‌ها متغیر است (Pourret and Hursthouse, 2019; Pourret et al., 2021). به‌طور کلی، این گروه شامل عناصر غذایی مهم برای گیاهان مانند آهن (Fe)، مس (Cu)، روی (Zn)، منگنز (Mn)، نیکل (Ni)، مولیبدن (Mo)و کبالت(Co) و همچنین عناصر سمی و بالقوه خطرناک مانند سرب (Pb)، آرسنیک (As)، جیوه (Hg)، کادمیم (Cd)، Sb و کروم (Cr) می‌باشد (Rahman and Singh, 2019; Gustin et al., 2021).

استفاده طولانی‌مدت از فاضلاب تصفیه‌نشده برای آبیاری، می‌تواند موجب تجمع فلزهای سنگین و سمی در خاک و محصولات کشاورزی شود، امری که تهدیدی جدی برای سلامت محیط زیست و انسان به شمار می‌رود (Kekana et al., 2025; Aydin et al., 2015). این عناصر آلاینده نه تنها در خاک باقی می‌مانند، بلکه از طریق شستشو به آب‌های زیرزمینی منتقل شده و در زنجیره غذایی انسان و حیوانات انباشته می‌شوند، که اثرات طولانی‌مدت و پیچیده‌ای بر سلامت جامعه و زیست بوم‌ها دارد (Angon et al., 2024). فلزهای سنگین به دلیل تحرک بالا، قابلیت تجمع زیستی، پایداری و سمیت قابل‌توجه، از خطرناک‌ترین آلاینده‌های محیطی محسوب می‌شوند و می‌توانند عملکرد طبیعی گیاهان، حیوانات و انسان‌ها را مختل کنند (Rasoulzadeh et al., 2020). فلزهای رایج موجود در فاضلاب شامل سرب، کادمیم، آرسنیک، جیوه، کروم، روی، نیکل و مس هستند که حتی پس از تصفیه نیز ممکن است در فاضلاب باقی‌مانده و منجر به آلودگی خاک شوند (Ahmed and Ahmaruzzaman, 2016; Zinatloo-Ajabshir et al.,

2019). برخی عناصر مانند روی و مس در مقادیر کم برای عملکرد صحیح متابولیسم انسانی ضروری هستند، درحالیکه عناصر سمی مانند سرب، جیوه و کادمیم حتی در غلظت‌های پایین می‌توانند اثرات زیان‌آور قابل‌توجهی از جمله اختلالات عصبی و تنفسی، ویژگی‌های جهش‌زا و افزایش خطر ابتلا به انواع سرطان‌ها ایجاد کنند (Lamsayah et al., 2016; Magu et al., 2016; Mahdavi et al., 2018).

با توجه به اهمیت استفاده از آب فاضلاب در بخش کشاورزی به‌عنوان روشی مؤثر برای بهبود بهره‌وری مصرف آب و تضمین تولید پایدار در شرایط محدودیت منابع آبی آینده، پرداختن به این موضوع از اهمیت حیاتی برخوردار است. از سوی دیگر، تجمع عناصر سنگین در خاک، ارتباط مستقیم با سلامت مواد غذایی و انسان دارد، و بنابراین ایجاد درکی جامع و دقیق از اثرات کاربرد فاضلاب بر کیفیت خاک‌های کشاورزی، امری ضروری محسوب می‌شود. علیرغم اینکه پژوهش‌های متعددی در این زمینه صورت گرفته است، هنوز تصویر جامعی از تأثیرات کاربرد فاضلاب بر کیفیت خاک و تجمع عناصر سنگین در خاک‌های کشاورزی ایران در سطح ملی موجود نیست. این خلأ علمی ناشی از چند عامل است: نبود یک برنامه پایش جامع، پراکندگی و ناپیوستگی داده‌ها (مطالعات)، تفاوت منابع فاضلاب با ویژگی‌های شیمیایی و زیستی متفاوت و پیچیدگی تفسیر نتایج مطالعات موجود که اغلب منجر به تولید داده‌ها و برداشت‌هایی با عدم قطعیت بالا می‌شود. در این مطالعه تلاش شد با نگاهی نظام‌مند و جامع به کلیه مطالعات پیشین، تصویری روشن و تحلیلی از اثرات کاربرد آب فاضلاب بر تجمع فلزهای سنگین و تغییر ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک ارائه شود. این رویکرد نه تنها به شناسایی شکاف‌های موجود در دانش علمی کمک می‌کند، بلکه بستری فراهم می‌سازد تا سیاست‌گذاران و پژوهشگران بتوانند تصمیمات آگاهانه‌تری در مدیریت منابع آبی و حفظ کیفیت خاک‌های کشاورزی اتخاذ کنند.

مواد و روش‌ها

به‌منظور بررسی اثر کاربرد آب فاضلاب بر تجمع فلزهای سنگین در خاک‌های ایران و همچنین بررسی اثر آن بر تغییر ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک، تمامی منابع علمی مرتبط در این زمینه شامل مقالات انگلیسی و فارسی، گزارش نهایی طرح‌های تحقیقاتی سازمان‌ها و موسسات تحقیقاتی و پایان نامه‌های مرتبط منتشر شده تا پایان سال ۱۴۰۰ (۲۰۲۱) جمع‌آوری و تحلیل شد. مقالات فارسی و پایان نامه‌ها با استفاده از کلیدواژه‌هایی مانند فلزهای سنگین، آب فاضلاب، پساب، آلودگی خاک و خاک‌های ایران در پایگاه‌های اطلاعاتی سیویلیکا، Google Scholar و ایرانداک جست‌وجو شدند. جست‌وجوی مقالات انگلیسی نیز با کلیدواژه‌هایی مانند soil and heavy metals، potentially toxic elements، trace elements، wastewater، sludge و Iran در پایگاه‌های Google Scholar و ScienceDirect انجام شد.

در مجموع، تعداد ۳۳۵ مطالعه مرتبط با اثر کاربرد فاضلاب بر غلظت فلزهای سنگین و سایر ویژگی‌های خاک جمع‌آوری شد (۳۰۱ مقاله انگلیسی و فارسی، ۴ پایان نامه و ۳۰ طرح تحقیقاتی). مستندات جمع آوری شده سه مرحله غربالگری شد. مرحله اول غربالگری بر اساس عنوان و چکیده‌ها بود. مقالاتی انتخاب شدند که به پایش وضعیت فلزهای سنگین در خاک‌ها و گیاه در اثر کاربرد فاضلاب پرداخته بودند، که بر این اساس ۲۰۳ مطالعه دارای اطلاعات مورد نیاز بودند. در مرحله دوم غربالگری، مقالاتی انتخاب شدند که در آن‌ها غلظت فلزهای سنگین در نمونه خاک‌ها تحت کاربرد فاضلاب مطالعه شده بود. مرحله سوم غربال بر اساس معیارهای کنترل کیفیت تجزیه بود. از آنجایی که تعداد مطالعاتی که تمامی الزامات یک مطالعه استاندارد را رعایت نموده بودند بسیار محدود بودند و این تعداد مطالعه از نظر آماری برای جمع بندی وضعیت فلزهای سنگین در اثر کاربرد فاضلاب در کشور کافی نبودند؛ بنابراین مطالعاتی که از نظر کنترل کیفی از حداقل الزامات ذکر شده برای یک مطالعه استاندارد برخوردار بودند برای تجزیه و تحلیل نهایی انتخاب گردیدند. از جمله شاخص‌های بررسی کنترل کیفیت داده‌ها CRM، تکرار نمونه برداشت شده و تکرار قرائت نمونه‌ها و گزارش روش هضم و قرائت نمونه‌ها لحاظ شد. در نهایت، در این تحقیق از ۱۳۰ مطالعه (مقاله، پایان نامه و گزارش نهایی) که از کنترل کیفی مناسب برخوردار بودند و نتایج آن‌ها قابلیت اطمینان بالاتری داشت جهت تعیین وضعیت فلزهای سنگین در خاک تحت کاربرد فاضلاب استفاده شد. درصد تغییرات با توجه به فرمول ۱ محاسبه گردید.

$$\text{درصد تغییرات} = \frac{\text{غلظت در خاک شاهد} - \text{غلظت در خاک تیمار شده}}{\text{غلظت در خاک شاهد}} \times 100 \qquad \text{رابطه (۱)}$$

نتایج و بحث

توزیع مکانی و زمانی مطالعات

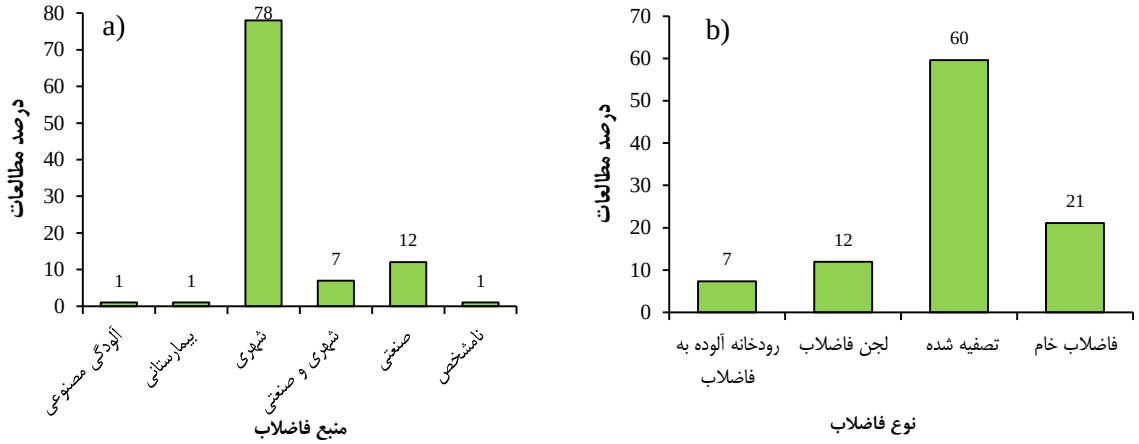
بررسی توزیع مکانی مطالعات نشان داد که ۴۱ درصد از پژوهش‌ها در سه استان تهران، اصفهان و خراسان رضوی انجام شده و ۵۹ درصد دیگر به ۲۷ استان کشور مربوط است. این تمرکز مکانی بیانگر استفاده گسترده‌تر از فاضلاب خام یا تصفیه‌شده در این مناطق است. از نظر توزیع زمانی، نخستین مطالعات مرتبط با کاربرد فاضلاب در ایران از اوایل دهه ۱۳۷۰ آغاز شد و تنها ۴ درصد از کل پژوهش‌ها را شامل می‌شد. این سهم در دهه ۱۳۸۰

به ۳۱ درصد و در دهه ۱۳۹۰ به ۶۳ درصد افزایش یافت. به دلیل انتشار ناقص داده‌های پس از سال ۱۴۰۰، ارزیابی دقیق‌تر روند اخیر ممکن نیست. روند فزاینده مطالعات در سه دهه گذشته بیانگر افزایش تدریجی استفاده از فاضلاب در کشاورزی و رشد توجه علمی و مدیریتی به پیامدهای آن بر کیفیت خاک و منابع آب کشور است.

تحلیل ساختار، گستره و کیفیت مطالعات انجام‌شده درباره تأثیر فاضلاب بر خاک‌های کشاورزی ایران

بر اساس نتایج، ۷۷ درصد از مطالعات در شرایط مزرعه‌ای، ۲۰ درصد در گلخانه و ۳ درصد در سایر محیط‌ها انجام شده است. بیشتر پژوهش‌ها بر روی اراضی با سابقه مصرف فاضلاب متمرکز بوده‌اند. با این حال، در حدود ۵۰ درصد از مطالعات، مدت‌زمان استفاده از فاضلاب مشخص نشده است که یکی از کاستی‌های اصلی داده‌های موجود محسوب می‌شود. از میان پژوهش‌هایی که سابقه مصرف را گزارش کرده‌اند، حدود ۲۹ درصد کمتر از دو سال، ۷ درصد بین دو تا ده سال، ۹ درصد بین ده تا بیست سال و ۶ درصد بیش از بیست سال سابقه آبیاری با فاضلاب داشته‌اند. در ۴۹/۶ درصد از مطالعات نیز سابقه کاربرد فاضلاب مشخص نشده بود. بیشترین دوره‌های مصرف طولانی به اراضی کشاورزی جنوب تهران مربوط بوده است که سابقه تاریخی استفاده از فاضلاب در آن مناطق قابل‌توجه است.

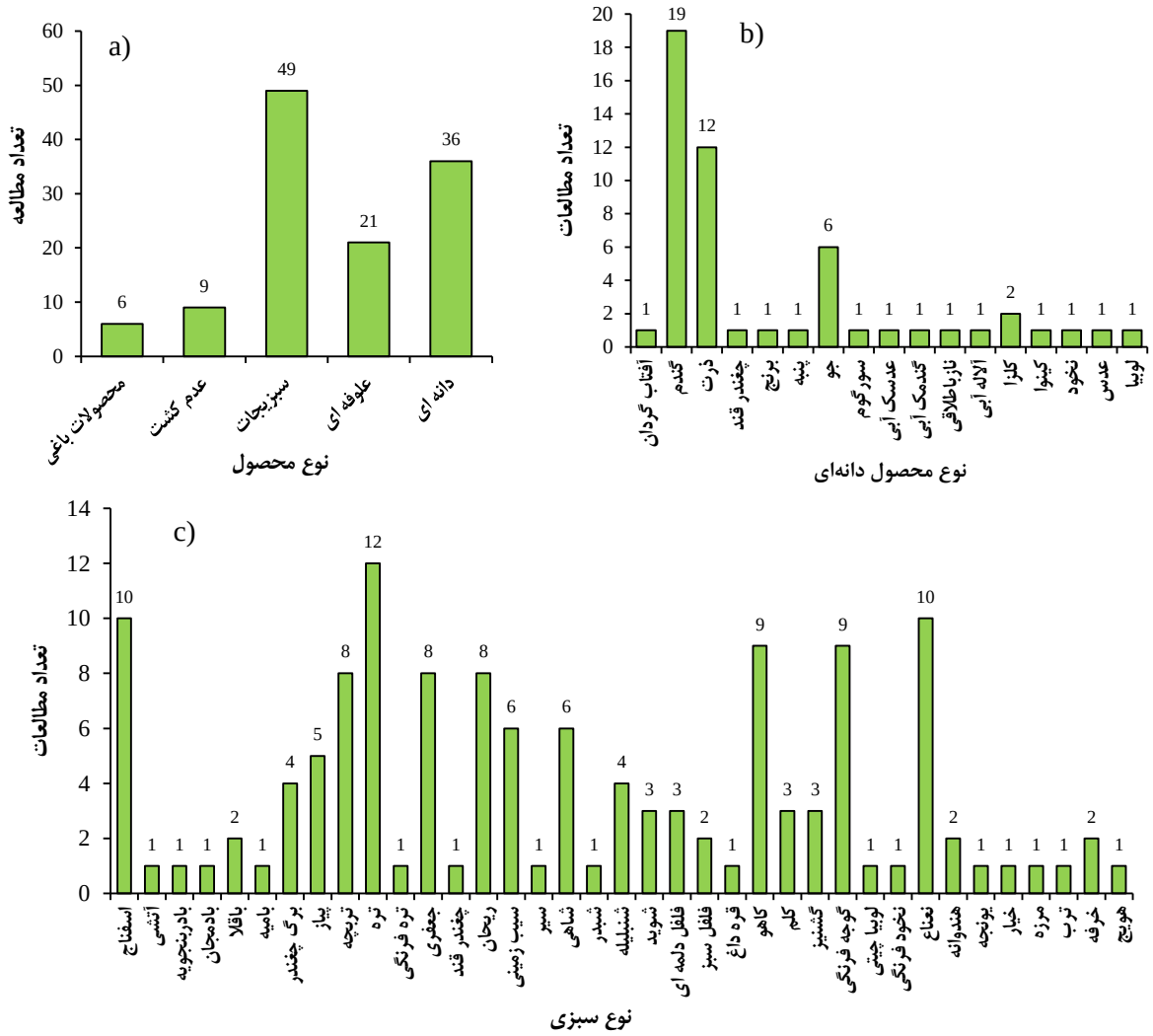
بررسی داده‌های گردآوری‌شده نشان داد که در میان منابع آبی مورد استفاده برای آبیاری، فاضلاب شهری بیشترین سهم را به خود اختصاص داده است؛ به‌طوری‌که ۷۸ درصد از مطالعات بر پایه فاضلاب شهری، ۱۲ درصد بر فاضلاب صنعتی، ۷ درصد بر ترکیب فاضلاب شهری و صنعتی و تنها ۱ درصد بر هر یک از فاضلاب بیمارستانی، آلودگی مصنوعی و منابع نامشخص متمرکز بوده‌اند (شکل ۱a). از نظر نوع فاضلاب، در ۶۰ درصد از مطالعات از فاضلاب تصفیه‌شده با درجات مختلف تصفیه و در ۲۱ درصد از فاضلاب خام استفاده شده است که بیانگر ریسک بالای استفاده مستقیم از فاضلاب تصفیه‌نشده در برخی مناطق کشور است (شکل ۱b).



شکل ۱- وضعیت مطالعات انجام شده در ایران بر اساس نوع و منبع فاضلاب مصرفی در کشاورزی

Figure 1. Classification of studies in Iran by the type and source of wastewater applied in agriculture.

از نظر نوع کاربری اراضی، بیشترین سهم استفاده از آب‌های نامتعارف به کشت سبزیجات و محصولات زراعی اختصاص داشته و پس از آن محصولات علوفه‌ای و باغی قرار دارند (شکل ۲a). در گروه محصولات دانه‌ای نیز گندم، ذرت و جو به‌ترتیب با سهم‌های ۳۷، ۲۳ و ۱۲ درصد بیشترین میزان بررسی را به خود اختصاص داده‌اند (شکل ۲b). در میان سبزیجات، تره، نعناع، اسفناج، گوجه‌فرنگی، تربچه و ریحان بیشترین فراوانی را داشته‌اند (شکل ۲c). این تمرکز نشان می‌دهد که اغلب پژوهش‌ها بر محصولات با مصرف مستقیم انسانی یا دامی تمرکز داشته‌اند که از منظر ایمنی غذایی حائز اهمیت است.



شکل ۲- وضعیت مطالعات انجام شده بر اساس محصولات کشت شده

Figure 2. Classification of studies by crop type.

از نظر ابزارهای تحلیلی، ۸۱ درصد از مطالعات برای اندازه‌گیری غلظت عناصر سنگین در نمونه‌های گیاهی از دستگاه جذب اتمی و ۱۹ درصد از دستگاه نشر اتمی (ICP-OES) استفاده کرده‌اند. در نمونه‌های خاک نیز به‌ترتیب ۷۵ درصد از دستگاه جذب اتمی، ۱۶/۱درصد از ICP-OES و ۵/۴ درصد از ICP-MS بهره گرفته شده است. نتایج همچنین نشان داد که ۷۷ درصد از پژوهش‌ها بر خاک‌های سطحی (۳۰–۰ سانتی‌متر)، ۱۴ درصد بر عمق ۶۰–۳۰ سانتی‌متر و ۹ درصد بر اعماق بیش از ۶۰ سانتی‌متر تمرکز داشته‌اند. این امر نشان‌دهنده تمرکز مطالعات بر لایه‌هایی است که بیشترین تماس را با فاضلاب آبیاری دارند.

از نظر کنترل کیفی، تنها ۶۷ درصد از مطالعات به این موضوع پرداخته‌اند. از میان سه شاخص کنترل کیفی شامل تکرار آزمایش، استفاده از مواد مرجع استاندارد (CRM) و تعیین حدود تشخیص دستگاه، به‌ترتیب در ۸۵، ۴ و ۱۱ درصد از مطالعات گزارش شده‌اند. در نتیجه، گرچه تکرار آزمایش در اغلب پژوهش‌ها رعایت شده است، اما ضعف در به‌کارگیری CRM و تعیین حدود تشخیص دستگاه، نشان‌دهنده کمبود دقت روش‌شناسی در بخشی از مطالعات پیشین است. این موضوع ضرورت ارتقای استانداردهای کنترل کیفی در پژوهش‌های آتی را برجسته می‌سازد.

اثر کاربرد فاضلاب بر تغییر ویژگی‌های شیمیایی و فیزیکی خاک

pH خاک

pH خاک یکی از شاخص‌های کلیدی شیمیایی است که ممکن است تحت تأثیر آبیاری با فاضلاب خام یا پساب تغییر یابد. دامنه تغییرات pH در نمونه‌های شاهد (آب چاه یا آب معمولی) بین ۶/۸ تا ۸/۷ و در خاک‌های آبیاری شده با فاضلاب بین ۶/۱ تا ۸/۸ گزارش شده است. بررسی مطالعات نشان داد که در ۵۲ درصد مطالعات، pH افزایش یافته، در ۳۳ درصد کاهش

یافته و در ۱۵ درصد تغییر قابل‌توجهی مشاهده نشده است. در مطالعات بررسی شده افزایش pH معمولاً به غلظت بالای بیکربنات در فاضلاب نسبت به آب معمولی نسبت داده شده بود. با این وجود، ظرفیت بافری خاک مانع تغییرات شدید pH می‌شود؛ با این حال تغییرات جزئی و احتمالاً موقتی نیز مشاهده شده است (Shojaei, 2016).

تعدادی از مطالعات کاهش جزئی pH خاک در اثر کاربرد فاضلاب را گزارش نموده بودند. آنها علت این کاهش را افزایش مواد آلی، تولید واسطه‌های اسیدی و انتشار گازهایی مانند H_2Sعنوان کرده بودند. برای نمونه در مطالعه‌ای نشان داده شد که آبیاری کامل (صد در صد) زمین کشاورزی با آب فاضلاب، pH خاک را تا ۱۲/۵ درصد کاهش داد؛ این در حالی بود که آبیاری ترکیبی آن با ۵۰ درصد آب چاه و ۵۰ درصد آب فاضلاب موجب کاهش ۹/۶ درصدی pH خاک شد (Mojiri, 2011). همچنین بررسی‌ها نشان داده‌اند که با افزایش عمق خاک، pH افزایش می‌یابد. کاهش جزئی pH خاک سطحی نسبت به خاک عمقی نیز به تهویه بهتر و افزایش سرعت تجزیه مواد آلی نسبت داده می‌شود (McLaren et al., 2005).

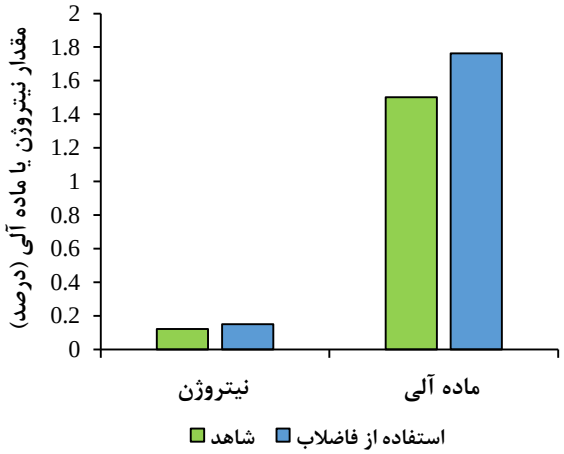
قابلیت هدایت الکتریکی (EC) خاک

در مطالعات بررسی شده، دامنه EC در نمونه‌های شاهد (آب چاه یا آب معمولی) بین ۰/۱۱ تا ۱۲/۹۰ دسی‌زیمنس بر متر و در خاک‌های آبیاری شده با فاضلاب بین ۰/۱۲ تا ۳۴/۶ دسی‌زیمنس بر متر گزارش شده است. بررسی مطالعات نشان داد که به طور میانگین، آبیاری با فاضلاب میزان EC خاک را تا ۳۹ درصد افزایش می‌دهد. در ۸۰/۶ درصد مطالعات، استفاده از فاضلاب به عنوان آب آبیاری باعث افزایش EC خاک شده، در ۹/۷ درصد تغییر معنی‌داری مشاهده نشده و در ۹/۷ درصد باعث کاهش EC خاک شده است. افزایش EC خاک عمدتاً به دلیل ورود یون‌های مختلف موجود در فاضلاب به خاک است و شدت آن با محتوای نمک و یون‌های کاتیونی فاضلاب و مدت زمان آبیاری رابطه مستقیم دارد (Wang et al., 2021). مطالعات نشان داده‌اند که آبیاری طولانی‌مدت با فاضلاب شهری می‌تواند سبب تجمع سدیم و افزایش شوری خاک شود (Qian and Mecham, 2005; Xu et al., 2010). با این حال، در صورتی که شوری فاضلاب در محدوده توصیه‌شده (۰/۷ تا ۳ دسی‌زیمنس بر متر) باشد، با اجرای آبشویی مناسب، شوری خاک قابل کنترل است (Li et al., 2008). مطالعات موردی نشان می‌دهند که EC خاک تحت تأثیر نوع خاک و عمق پروفیل نیز تغییر می‌کند؛ معمولاً با افزایش عمق خاک، میزان شوری کاهش می‌یابد، زیرا تجمع مواد آلی در سطح خاک می‌تواند نفوذ پساب به اعماق را محدود کند و شوری لایه‌های سطحی را افزایش دهد (Magesan et al., 2000).

در عین حال، برخی گزارش‌ها حاکی از کاهش EC خاک پس از آبیاری با فاضلاب هستند. این کاهش معمولاً زمانی رخ می‌دهد که EC اولیه خاک بالا بوده و فاضلاب با EC کمتر برای آبیاری استفاده شده باشد، که منجر به شستشوی نمک‌ها به عمق پایین‌تر از ناحیه ریشه می‌شود (Asano et al., 1996; Abedi Koopai et al., 2003). به‌عنوان مثال، استفاده از فاضلاب به طور قابل‌توجهیEC خاک را کاهش داده و شرایط مناسب برای کشت محصولات فراهم شده است (Mardiha Honarjoo and 2019). Honarjoo و Mardiha (۲۰۱۹) گزارش کردند که استفاده از ۶۰ سانتی‌متر فاضلاب در یک مرحله آبیاری، EC خاک‌های شور سدیمی دشت‌های اصفهان را در عمق‌های ۳۰–۰ و ۶۰–۳۰ سانتی‌متر از ۲۶ به‌ترتیب به ۴/۶ و ۲۱ دسی‌زیمنس بر متر کاهش داده است. بنابراین، اثر آبیاری با فاضلاب بر EC خاک وابسته به شوری اولیه خاک، شوری و ترکیب فاضلاب، مدت زمان آبیاری و مدیریت خاک است و با کنترل این عوامل می‌توان از مزایای فاضلاب بدون ایجاد مشکلات شوری بهره‌مند شد.

مقدار نیتروژن و مواد آلی خاک

بر اساس نتایج جمع‌آوری شده، آبیاری با فاضلاب باعث افزایش میزان نیتروژن، کربن آلی و مواد آلی خاک به ترتیب به میزان ۲۳، ۸۸ و ۱۷ درصد شده است (شکل ۳). این افزایش، علاوه بر بهبود ویژگی‌های ساختاری خاک، می‌تواند بخشی از نیاز نیتروژنی محصولات کشاورزی را تأمین کرده و نیاز به کودهای نیتروژنی را کاهش دهد (Heidarpour et al., 2007). با این حال، برخی مطالعات نتایجی متناقض گزارش کرده‌اند، که عمدتاً به ماهیت فاضلاب و ترکیب شیمیایی آن در هر تحقیق بستگی دارد (Rezapour et al., 2021; Santos et al., 2023). مواد آلی موجود در فاضلاب بخش مهمی از ترکیبات وارد شده به خاک را تشکیل می‌دهند؛ حدود نیمی از مواد موجود در فاضلاب، مواد آلی ناپایدار با منشأ انسانی، حیوانی و گیاهی هستند که با ورود به خاک، توسط آن جذب و فرآوری می‌شوند (Chauhan et al., 2025). این فرآیند موجب افزایش درصد مواد آلی خاک و بهبود شرایط فیزیکی و شیمیایی آن می‌شود و خاک به عنوان یک فیلتر طبیعی عمل می‌کند، بخش اعظم مواد آلی محلول و معلق در فاضلاب را جدا کرده و شرایط مناسب‌تری برای رشد گیاه فراهم می‌آورد (Shahid et al., 2021).



شکل ۳- اثر آبیاری با آب فاضلاب بر تغییرات مقدار نیتروژن و مواد آلی خاک

Figure 3. Effect of wastewater irrigation on changes in soil nitrogen and organic matter content.

ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC)

نتایج حاصل از بررسی‌ها نشان می‌دهد که استفاده از پساب یا فاضلاب برای آبیاری اراضی کشاورزی، در مقایسه با آب چاه یا آب معمولی، در حدود ۸۰ درصد از مطالعات موجب افزایش ظرفیت تبادل کاتیونی خاک شده است. به‌طور میانگین، مقدار CECدر خاک‌های آبیاری‌شده با فاضلاب حدود ۸/۴۰ درصد بیشتر از خاک‌های آبیاری‌شده با آب معمولی گزارش شده است. این افزایش عمدتاً به دلیل افزایش محتوای مواد آلی خاک پس از آبیاری با فاضلاب است، زیرا مواد آلی دارای ظرفیت تبادل کاتیونی بالایی بوده و نقش مؤثری در بهبود ویژگی‌های تبادل یونی خاک دارند مطالعات متعددی نیز این روند را تأیید کرده‌اند؛ از جمله Safari Sanjani (۲۰۰۱) و Mazhari و Haghighi (۲۰۱۷) که افزایش معنی‌دار CEC را در اثر کاربرد فاضلاب در خاک گزارش کردند. بنابراین، می‌توان نتیجه گرفت که افزایش ماده آلی ناشی از استفاده از فاضلاب یکی از عوامل کلیدی در افزایش ظرفیت تبادل کاتیونی و بهبود حاصلخیزی خاک به شمار می‌رود.

نسبت جذب سدیم (SAR)

تحلیل مطالعات نشان داد که آبیاری با آب فاضلاب در مقایسه با آب معمولی، در ۷۱ درصد از پژوهش‌ها موجب افزایش و در ۲۹ درصد از آن‌ها باعث کاهش نسبت جذب سدیم در خاک شده است. افزایش SAR در بیشتر مطالعات به غلظت بالای یون سدیم در فاضلاب مورد استفاده نسبت داده شده است، که تعادل طبیعی کاتیون‌های محلول خاک را بر هم زده و موجب جایگزینی یون‌های سدیم با کلسیم و منیزیم در سطوح تبادلی خاک شده است (Hosseinpour et al., 2007; Heidarpour et al., 2007; Meli et al., 2002). این فرایند در بلندمدت می‌تواند خطر سدیمی شدن خاک و کاهش نفوذپذیری را افزایش دهد.

در مقابل، در برخی مطالعات که کاهش SAR مشاهده شد، علت اصلی بالا بودن مقدار اولیه SAR در خاک‌های مورد بررسی و استفاده از فاضلاب با نسبت سدیم پایین‌تر عنوان شده است. چنین شرایطی می‌تواند منجر به رقیق شدن سدیم تبادلی و کاهش SAR نهایی خاک گردد. افزون بر این، بررسی‌ها نشان داده‌اند که با افزایش عمق خاک، مقدار SAR کاهش می‌یابد که به تجمع بیشتر کاتیون‌های محلول در لایه‌های سطحی خاک نسبت به لایه‌های عمقی مرتبط است (Hosseinpour et al., 2007). در همین راستا، Honarjoo و Mardiha (۲۰۱۹) با استفاده از نسبت‌های مختلف آب چاه و فاضلاب برای آبیاری خاک شور سدیمی نشان دادند که سدیمی بودن خاک در تمامی تیمارها تا عمق ۳۰ سانتی‌متر به طور معناداری کاهش یافت. در عمق ۳۰ تا ۶۰ سانتی‌متر تنها تیمار مربوط به کاربرد ۶۰ سانتی‌متر فاضلاب خام در یک مرحله آبیاری موجب کاهش معنی‌دارSAR شد؛ به‌طوری‌که مقدار آن از ۳۶/۷ به ۲/۷ در عمق سطحی و از ۱۶ به ۷ در عمق ۶۰–۳۰ سانتی‌متر کاهش یافت. با این حال، هیچ‌یک از تیمارها نتوانستند کاهش معنی‌داری در SAR خاک تا عمق ۹۰ سانتی‌متر ایجاد کنند. این نتایج نشان می‌دهد که اثر فاضلاب بر کاهش سدیمی بودن خاک عمدتاً محدود به لایه‌های سطحی است، جایی که تماس مستقیم‌تر محلول خاک با فاضلاب رخ می‌دهد.

جرم مخصوص ظاهری خاک

جرم مخصوص ظاهری خاک تنها در سه مطالعات مورد بررسی قرار گرفته است. مقایسه نتایج این پژوهش‌ها نشان داد که آبیاری با فاضلاب به طور میانگین موجب کاهش ۹/۵

درصدی در جرم مخصوص ظاهری خاک شد. هر سه مطالعه‌ای که این شاخص را ارزیابی کرده بودند، کاهش جرم مخصوص ظاهری خاک در اثر استفاده از فاضلاب را گزارش نموده‌اند (Farmanifard et al., 2016; Amirinazhad and Shahbazzadeh, 2017). علت اصلی این کاهش را می‌توان به افزایش مقدار مواد آلی حاصل از آبیاری با فاضلاب نسبت داد، زیرا مواد آلی سبب کاهش چگالی ذرات و بهبود تهویه خاک می‌شوند. از سوی دیگر، افزایش ورودی مواد آلی به خاک باعث تشکیل و پایداری بیشتر خاک‌دانه‌ها می‌گردد که در نتیجه، تخلخل خاک افزایش یافته و جرم مخصوص ظاهری کاهش می‌یابد.

پایداری خاکدانه‌ها در آب

پایداری خاکدانه‌ها در اثر کاربرد آب فاضلاب برای آبیاری، تنها در دو مطالعه بررسی شده است. نتایج نشان داد که آبیاری با فاضلاب در مقایسه با آب چاه موجب افزایش پایداری خاکدانه‌ها شد. این بهبود در پایداری خاکدانه‌ها را می‌توان به افزایش مواد آلی ناشی از ورود ترکیبات آلی فاضلاب نسبت داد، که سبب بهبود چسبندگی بین ذرات خاک و تشکیل خاک‌دانه‌های پایدارتر می‌گردد. Amirinezhad و Shahbazzadeh (۲۰۱۷) نیز افزایش پایداری خاکدانه‌ها در اثر آبیاری با فاضلاب را به کاهش شوری و افزایش مواد آلی خاک نسبت دادند که در نهایت منجر به بهبود ویژگی‌های فیزیکی و پایداری ساختار خاک می-شود.

اثر کاربرد فاضلاب بر تغییر غلظت عناصر غذایی خاک

پتاسیم قابل استفاده

نتایج بررسی مطالعات مختلف نشان داد که آبیاری با فاضلاب نسبت به آب چاه، به‌طور میانگین موجب افزایش ۳۰/۸ درصدی پتاسیم قابل‌استفاده در خاک شد. این افزایش عمدتاً به غلظت بالاتر پتاسیم در فاضلاب‌های مورد استفاده نسبت داده شده است. بر اساس گزارش Aghabarati و همکاران (۲۰۰۹)، با افزایش عمق خاک، میزان پتاسیم قابل‌استفاده کاهش می‌یابد که نشان‌دهنده تمرکز بیشتر پتاسیم در لایه‌های سطحی تحت تأثیر مستقیم آبیاری با فاضلاب است. همچنین، مطالعاتی که نسبت‌های مختلفی از اختلاط فاضلاب و آب چاه را بررسی کرده‌اند، نشان دادند که افزایش سهم فاضلاب در آب آبیاری باعث افزایش قابل‌توجه پتاسیم قابل‌استفاده در خاک شده است (Yazdani et al., 2018; Jamali et al., 2020). در همین راستا، Jamali و همکاران (۲۰۲۰) نیز گزارش کردند که کاربرد متناوب فاضلاب و آب چاه در مقایسه با آبیاری همزمان با نسبت ۵۰:۵۰ از آن‌ها، اثر کمتری در افزایش محتوای پتاسیم خاک داشت. با این حال، Safari Sanjani و Hajrasouliha (۲۰۰۱) پس از هفت سال آبیاری با پساب، تغییر محسوسی در میزان پتاسیم قابل‌استفاده خاک مشاهده نکردند، در حالی که Abedi Koopai و همکاران (۲۰۰۲) کاهش غلظت پتاسیم قابل‌استفاده را در اثر کاربرد پساب نسبت به آب چاه گزارش کردند. این نتایج نشان می‌دهد که اثر فاضلاب بر پتاسیم خاک علاوه بر ترکیب شیمیایی فاضلاب، به ویژگی‌های خاک، مدت‌زمان آبیاری و نسبت اختلاط فاضلاب و آب بستگی دارد.

کلسیم و منیزیم قابل‌استفاده

نتایج نشان داد که آبیاری خاک با آب فاضلاب موجب افزایش چشمگیر غلظت کلسیم و منیزیم در خاک شد. به‌طور میانگین، آبیاری با فاضلاب باعث افزایش ۴۲/۵ درصدی غلظت کلسیم و ۸۹ درصدی غلظت منیزیم خاک گردید. این افزایش به‌طور مستقیم به محتوای بالاتر کلسیم و منیزیم در فاضلاب نسبت داده شده است. افزایش غلظت کلسیم در خاک علاوه بر نقش تغذیه‌ای، تأثیر قابل‌توجهی بر خواص فیزیکی خاک دارد، به‌طوری‌که موجب فلوکوله شدن ذرات خاک، تشکیل خاکدانه‌های پایدار و در نهایت بهبود نفوذپذیری، تهویه و تخلخل خاک می‌شود. به‌طور مشابه، Gao و همکاران (۲۰۲۱) نیز گزارش کردند که آبیاری با فاضلاب به افزایش غلظت عناصر دوظرفیتی مانند کلسیم در محلول خاک منجر می‌شود. علاوه‌براین، روند افزایش غلظت کلسیم و منیزیم خاک با افزایش درصد اختلاط فاضلاب در آب آبیاری تقویت شده است که نشان می‌دهد تداوم مصرف فاضلاب می‌تواند نقش موثری در بهبود وضعیت کلسیم و منیزیم خاک ایفا کند. در مقابل، Shayan jazi و همکاران (۲۰۱۰) گزارش کردند که آبیاری با آب چاه در مقایسه با آب فاضلاب اثر بیشتری در افزایش محتوای منیزیم خاک دارد، آن‌ها دلیل این افزایش را به بالا بودن غلظت منیزیم در آب چاه نسبت دادند.

آهن

آهن کل

نتایج مرور مطالعات نشان داد که آبیاری با فاضلاب در مقایسه با آب چاه موجب افزایش میانگین غلظت آهن کل در خاک می‌شود. میانگین وزنی غلظت آهن کل در خاک‌های آبیاری‌شده با آب چاه برابر با ۱۲۶۶۰/۲۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم و در خاک‌های آبیاری‌شده با فاضلاب یا پساب ۱۵۲۳۱/۸۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم بود؛ بنابراین، استفاده از فاضلاب باعث افزایش حدود ۲۰/۳۱ درصدی در آهن کل خاک گردید. با این حال، تأثیر فاضلاب بر غلظت آهن کل در مناطق مختلف ایران متغیر گزارش شده است، به‌طوری‌که ۷۴ درصد از مطالعات افزایش، ۲۱ درصد کاهش و ۵ درصد عدم تغییر در غلظت آهن کل را در اثر مصرف

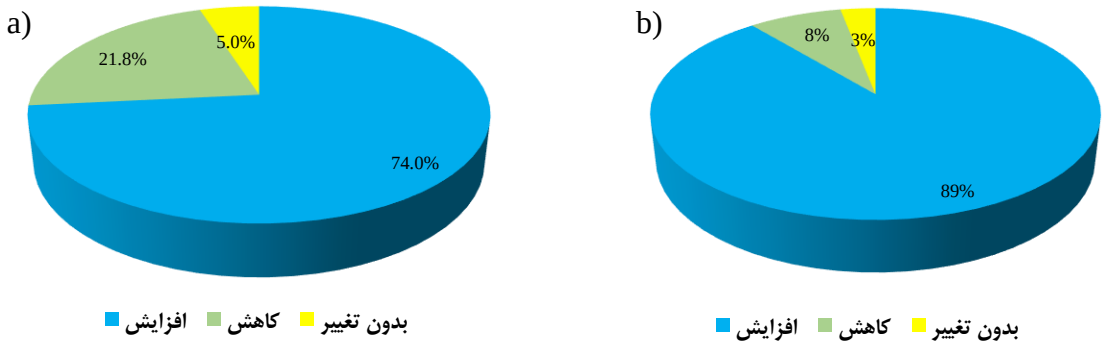
فاضلاب نسبت به آب چاه گزارش کردند (شکل ۴a). برخی از پژوهش‌ها نیز کاهش آهن کل در خاک را در اثر کاربرد فاضلاب گزارش کردند. برای نمونه، Safari Sanjani و Hajrasooliha (۲۰۰۰) کاهش غلظت آهن کل را پس از آبیاری با فاضلاب مشاهده کردند؛ هرچند یکی از محدودیت‌های مطالعه‌ی آنان، عدم گزارش غلظت اولیه‌ی عناصر در آب چاه و فاضلاب مورد استفاده بود، که تفسیر نتایج را دشوار می‌سازد. در مقابل، Parsafar و Maroofi (۲۰۱۴) نشان دادند که تصفیه فاضلاب به‌طور قابل‌توجهی غلظت عناصر سنگین ازجمله آهن را کاهش می‌دهد و در نتیجه استفاده از پساب تصفیه‌شده نسبت به فاضلاب خام، خطر تجمع فلزهای سنگین در خاک را به‌طور چشمگیری کم می‌کند. در این راستا، Natasha و همکاران (۲۰۲۳) نیز گزارش کردند که میزان آهن کل در خاک‌های آبیاری‌شده با فاضلاب بین ۳/۵۹ تا ۸۵۹۸/۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم متغیر بوده است.

آهن قابل‌استفاده

کاربرد فاضلاب تأثیر چشمگیری بر افزایش غلظت آهن قابل‌استفاده در خاک داشت. میانگین وزنی غلظت آهن قابل‌استفاده در خاک‌های آبیاری‌شده با آب چاه برابر با ۷/۹۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم و در خاک‌های آبیاری‌شده با فاضلاب یا پساب برابر با ۱۲/۴۹ میلی‌گرم بر کیلوگرم بود، که نشان‌دهنده افزایش حدود ۵۷/۲۲ درصدی در نتیجه کاربرد فاضلاب است.

به‌طور کلی، ۸۹ درصد از مطالعات افزایش، ۸ درصد کاهش و ۳ درصد عدم تغییر در غلظت آهن قابل‌استفاده را گزارش کرده‌اند (شکل ۴b). مطالعات بین‌المللی نیز نتایج مشابهی ارائه کرده‌اند. Alnaimy و همکاران (۲۰۲۱) در مصر گزارش کردند که آبیاری طولانی‌مدت با فاضلاب منجر به افزایش ۵/۵ برابری آهن قابل‌استفاده نسبت به آبیاری با آب رود نیل گردید. همچنین Hussain و Qureshi (۲۰۲۰) در دبی مشاهده کردند که استفاده از پساب، غلظت آهن قابل‌استفاده خاک را از ۱۰/۲ به ۱۳/۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم افزایش داد. در مطالعه‌ی Kumar و همکاران (۲۰۲۰) در هند، کاربرد فاضلاب صنعتی برای آبیاری مزارع اسفناج موجب افزایش ۵ تا ۸ برابری آهن قابل‌استفاده در سال‌های اول و دوم نسبت به آب چاه شد.

به‌طور کلی، افزایش غلظت آهن قابل استفاده در خاک‌های آبیاری‌شده با فاضلاب را می‌توان ناشی از حضور ترکیبات آهن محلول در فاضلاب و نیز بهبود شرایط احیایی خاک در اثر افزایش مواد آلی دانست که موجب تسهیل تبدیل آهن از حالت اکسید شده (Fe^{3+}) به شکل احیا شده و قابل جذب (Fe^{2+}) می‌شود. بنابراین، مصرف کنترل‌شده فاضلاب تصفیه‌شده می‌تواند علاوه بر تأمین بخشی از آهن مورد نیاز گیاه، حاصلخیزی خاک را نیز بهبود بخشد؛ هرچند لازم است غلظت آهن و سایر فلزهای سنگین در پساب پیش از استفاده به‌طور دقیق پایش شود.



شکل٤- اثر آبیاری با آب فاضلاب بر تغییرات غلظت آهن کل (a) و آهن قابل‌جذب (b) در مطالعات مورد بررسی

Figure 4. Total (a) and available (b) iron concentrations in soils irrigated with wastewater: findings from the reviewed studies.

روی

روی کل

نتایج این بررسی نشان داد که میانگین وزنی غلظت روی کل در خاک‌های آبیاری‌شده با آب چاه ۷۴/۷۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم و در خاک‌های آبیاری‌شده با پساب یا فاضلاب ۱۰۹/۶۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم بود. بر این اساس، استفاده از فاضلاب موجب افزایش ۴۶/۶۵ درصدی غلظت روی کل خاک نسبت به آبیاری با آب چاه گردید. تحلیل داده‌های مطالعات انجام‌شده در ایران نشان داد که ۹۰ درصد مطالعات افزایش، ۶ درصد کاهش و ۴ درصد عدم تغییر در غلظت روی کل خاک را در اثر کاربرد فاضلاب گزارش کرده‌اند. حداقل و حداکثر غلظت روی کل در خاک‌های کشاورزی ایران به ترتیب ۰/۲ و ۵۴۵۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم

گزارش شده است (Shahbazi et al., 2022). در همان مطالعه، میانگین وزنی غلظت روی در خاک‌های کشاورزی کشور برابر با ۸۴/۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم گزارش شد، در حالی که میانگین جهانی غلظت روی کل در خاک‌های دنیا حدود ۷۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم گزارش شده است (Meharg, 2011). میانگین وزنی غلظت روی کل در خاک‌های آبیاری‌شده با آب چاه تقریباً معادل میانگین جهانی بوده و حدود ۱۳ درصد کمتر از میانگین ملی است. در مقابل، میانگین وزنی غلظت روی کل در خاک‌های آبیاری‌شده با فاضلاب نسبت به میانگین کشوری و جهانی به ترتیب ۲۹/۷۷ و ۵۶/۶۵ درصد افزایش نشان داد. با توجه به اینکه حداکثر غلظت مجاز روی کل در خاک‌های کشاورزی ایران ۵۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم گزارش شده است (جدول ۱)، کاربرد فاضلاب از منظر آلودگی فلزهای سنگین منجر به تجاوز از حدود مجاز نگردیده است. مطالعه Mkhinini و همکاران (۲۰۲۰) در تونس نیز نشان داد که آبیاری طولانی‌مدت با پساب موجب افزایش ۳/۹ برابری غلظت روی کل خاک نسبت به تیمار شاهد گردید. همچنین Natasha و همکاران (۲۰۲۳) گزارش کردند که غلظت روی کل در خاک‌های آبیاری‌شده با فاضلاب در پاکستان بین ۰/۰۸ تا ۱۲۲/۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم متغیر بود.

جدول ۱- حداکثر غلظت مجاز برخی عناصر در خاک با توجه به سمیت آن برای گیاه (Singh and Steinnes, 2020)

Table 1. Maximum permissible levels of selected elements in soil considering their toxicity to plants (mg kg^{-1}).

Country		کادمیم Cd	سرب Pb	کروم Cr	کبالت Co	آهن Fe	روی Zn	مس Cu	منگنز Mn	آرسنیک As	نیکل Ni
آلمان	Germany	2	500	200	-	-	300	50	-	40	200
انگلستان	UK	1	100	20	-	-	150	100	-	20	50
ژاپن	Japan	-	400	-	50	-	250	125	-	15	400
لهستان	Poland	3	100	100	50	-	300	100	-	30	100
کانادا	Canada	8	200	75	25	-	400	200	-	25	100
استرالیا	Australia	5	100	100	50	-	300	100	-	50	100
ایران	Iran	5	75	110	50	-	500	200	-	-	110

روی قابل‌استفاده

میانگین وزنی غلظت روی قابل‌استفاده در خاک‌های آبیاری‌شده با آب چاه ۲/۸۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم و در خاک‌های آبیاری‌شده با پساب یا فاضلاب ۹/۱۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم برآورد شد. بنابراین کاربرد فاضلاب موجب افزایش ۲۲۳/۹۰ درصدی در میزان روی قابل‌استفادهخاک نسبت به آبیاری با آب چاه گردید. بر اساس داده‌های موجود، ۸۳ درصد مطالعات افزایش، ۱۶ درصد کاهش و تنها ۱ درصد عدم تغییر معنی‌دار در غلظت روی قابل‌استفاده را گزارش کرده‌اند. نتایج مشابهی از سایر کشورها نیز مشاهده شده است. Alnaimy و همکاران (۲۰۲۱) در مطالعه‌ای در مصر نشان دادند که آبیاری طولانی‌مدت با فاضلاب موجب دو برابر شدن غلظت روی قابل‌استفاده خاک نسبت به آبیاری با آب رود نیل شد. همچنین Hussain و Qureshi (۲۰۱۰) در مطالعه‌ای در دبی گزارش کردند که استفاده از پساب باعث افزایش غلظت روی‌قابل استفاده در خاک از ۱۰/۴ به ۱۲/۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم گردید. Kumar و همکاران (۲۰۲۰) نیز در هند نشان دادند که کاربرد فاضلاب صنعتی برای آبیاری مزارع، موجب افزایش ۴ و ۵ برابری غلظت روی قابل‌استفاده خاک در سال‌های اول و دوم نسبت به آبیاری با آب چاه گردید.

مس

مس کل

میانگین وزنی غلظت مس کل در خاک‌های آبیاری‌شده با آب چاه برابر با ۳۱/۲۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم و در خاک‌های آبیاری‌شده با فاضلاب ۴۲/۰۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم بود. این نشان می‌دهد که کاربرد فاضلاب موجب افزایش ۳۴/۵۲ درصدی غلظت مس کل در خاک نسبت به آبیاری با آب چاه گردید. تحلیل مطالعات همچنین نشان داد که در ۸۸ درصد موارد، کاربرد فاضلاب سبب افزایش و در ۱۲ درصد موارد کاهش غلظت مس کل خاک شده است. مطالعه Mkhinini و همکاران (۲۰۲۰) در تونس نشان داد که استفاده از پساب موجب افزایش ۶۰/۰۹ درصدی غلظت مس کل خاک نسبت به تیمار شاهد گردید. همچنین، Iqbal Khan و همکاران (۲۰۲۰) در بررسی تجمع عناصر سنگین در خاک و گیاهان آبیاری‌شده با فاضلاب گزارش کردند که غلظت مس بسته به نوع کشت متغیر بوده و به طور میانگین، کاربرد فاضلاب باعث افزایش ۵۲ درصدی غلظت مس کل خاک شد. در مطالعه Natasha و همکاران (۲۰۲۳) نیز غلظت مس در خاک‌های آبیاری‌شده با فاضلاب بین ۰/۴۵ تا ۱۰۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم متغیر بود.

غلظت مس در خاک‌های کشاورزی ایران در دامنه‌ای از غیرقابل تشخیص تا ۳۵۲/۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم با میانگین وزنی ۲۸/۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم قرار دارد (Shahbazi et al., 2022). Meharg(۲۰۱۱) میانگین جهانی غلظت مس در خاک را ۳۸/۹ میلی‌گرم بر کیلوگرم گزارش کرده است. بنابراین، کاربرد فاضلاب برای آبیاری اراضی کشاورزی، میانگین غلظت مس کل در خاک را نسبت به میانگین کشوری و جهانی به ترتیب ۴۹/۷۴ و ۸/۱۴ درصد افزایش داده است. با توجه به حدود مجاز بین‌المللی، غلظت‌های مشاهده‌شده همچنان پایین‌تر از مقادیر حداکثر مجاز در تمامی کشورها بوده و از منظر آلودگی فلزهای سنگین، نگرانی زیست‌محیطی قابل‌توجهی ایجاد نمی‌کند (جدول ۱).

مس قابل استفاده

میانگین وزنی غلظت مس قابل‌استفاده در خاک‌های آبیاری‌شده با آب چاه ۱/۸۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم و در خاک‌های آبیاری‌شده با فاضلاب ۵/۰۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم برآورد شد. بر این اساس، استفاده از فاضلاب موجب افزایش ۱۶۷/۵۸ درصدی غلظت مس قابل‌استفاده در خاک نسبت به آبیاری با آب چاه گردید. تحلیل نتایج مطالعات نشان داد که ۹۰ درصد از آن‌ها افزایش، ۵ درصد کاهش، و ۵ درصد عدم تغییر معنی‌دار در غلظت مس قابل استفاده را در اثر آبیاری با فاضلاب گزارش کرده‌اند مطالعه Alnaimy و همکاران (۲۰۲۱) در کشور مصر نشان داد که آبیاری طولانی‌مدت با فاضلاب موجب ۴/۵ برابر شدن غلظت مس قابل استفاده خاک نسبت به آبیاری با آب رود نیل گردید. همچنین، Hussain و Qureshi (۲۰۲۰) گزارش کردند که کاربرد پساب در دبی باعث افزایش غلظت مس قابل استفاده خاک از ۵/۳ به ۵/۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم شد. در مطالعه Kumar و همکاران (۲۰۲۰) در هند نیز، کاربرد فاضلاب صنعتی برای آبیاری مزارع اسفناج موجب افزایش ۱۱ و ۱۷ برابری غلظت مس قابل استفاده در سال‌های اول و دوم نسبت به آب چاه گردید.

منگنز

منگنز کل

میانگین وزنی غلظت منگنز کل در خاک‌های آبیاری‌شده با آب چاه و فاضلاب یا پساب به ترتیب برابر با ۴۵۷/۱۸ و ۶۴۰/۷۹ میلی‌گرم بر کیلوگرم بود. به طور میانگین، کاربرد فاضلاب باعث افزایش ۴۰/۱۶ درصدی غلظت منگنز کل خاک نسبت به آبیاری با آب چاه گردید. تحلیل مطالعات همچنین نشان داد که به ترتیب ۷۳، ۱۹ و ۸ درصد از مطالعات افزایش، کاهش و عدم تغییر معنی‌دار در غلظت منگنز کل خاک را در اثر کاربرد فاضلاب نسبت به تیمار شاهد گزارش کرده‌اند. میانگینغلظت منگنز کل در خاک‌های کشاورزی ایران و جهان به ترتیب ۷۰۲ و ۴۸۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم گزارش شده است (Meharg, 2011; Shahbazi et al., 2020). مقایسه این مقادیر نشان می‌دهد که میانگین غلظت منگنز در خاک‌های ایران به طور قابل‌توجهی بالاتر از میانگین جهانی است، اما میانگین وزنی به‌دست‌آمده در این بررسی برای آب چاه کمتر از میانگین کشوری و نزدیک به میانگین جهانی است. اما برای زمین‌های فاضلاب‌خورده نزدیک به میانگین کشوری و بیشتر از میانگین جهانی می‌باشد. مطالعاتی که نسبت‌های مختلف فاضلاب به آب چاه را بررسی کرده‌اند گزارش کردند که با افزایش سهم فاضلاب در آبیاری، غلظت منگنز کل خاک به طور معنی‌داری افزایش یافته است (Parsafer and Maroufi, 2014; Mollahhosaini, 2021). همچنین، تصفیه فاضلاب پیش از آبیاری، ضمن کاهش چشمگیر غلظت عناصر سنگین و منگنز، باعث ایمنی بیشتر در استفاده از آن در اراضی کشاورزی می‌شود. Natasha و همکاران (۲۰۲۳) گزارش کردند که غلظت منگنز کل در خاک‌های آبیاری‌شده با فاضلاب بین ۰/۶۳ تا ۳۵۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم متغیر بوده است. علاوه بر این، برخی مطالعات نشان داده‌اند که نوع گیاه کشت‌شده نیز بر غلظت منگنز تأثیر دارد، به‌طوری‌که معمولاً میزان منگنز خاک قبل از کشت بالاتر از مقادیر پس از برداشت محصول است.

منگنز قابل‌استفاده

میانگین وزنی غلظت منگنز قابل‌استفاده در خاک‌های آبیاری‌شده با آب چاه ۱۲/۵۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم و در خاک‌های آبیاری‌شده با فاضلاب یا پساب ۲۷/۰۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم بود. بنابراین، استفاده از فاضلاب موجب افزایش ۱۶۲/۲۷ درصدی غلظت منگنز قابل‌استفاده در خاک نسبت به آبیاری با آب چاه گردید. نتایج مطالعات نشان داد که ۷۸ درصد مطالعات افزایش، ۱۷ درصد کاهش، و ۵ درصد عدم تغییر معنی‌دار در میزان منگنز قابل‌استفاده در خاک را در اثر آبیاری با فاضلاب گزارش کرده‌اند. مطالعه Alnaimy و همکاران (۲۰۲۱) در مصر نشان داد که آبیاری طولانی‌مدت با فاضلاب موجب سه برابر شدن غلظت منگنز قابل‌استفاده نسبت به آبیاری با آب رود نیل گردید. همچنین، Kumar و همکاران (۲۰۲۰) در هند گزارش کردند که استفاده از فاضلاب صنعتی برای آبیاری مزارع اسفناج باعث افزایش ۹/۷ و ۱۱ برابری غلظت منگنز قابل‌استفاده در سال‌های اول و دوم نسبت به آب چاه شد.

اثر کاربرد فاضلاب بر تغییر غلظت فلزهای سنگین خاک

آرسنیک

آرسنیک کل

تعداد مطالعاتی که به بررسی غلظت کل آرسنیک در خاک‌های آبیاری‌شده با آب چاه و فاضلاب یا پساب پرداخته‌اند بسیار محدود بوده و تنها دو مطالعه در این زمینه شناسایی شد. این موضوع نشان‌دهنده یکی از کاستی‌های عمده در پژوهش‌های انجام‌شده در کشور است؛ به‌گونه‌ای که عنصر آرسنیک، علی‌رغم اهمیت زیست‌محیطی و سمیّت بالای آن، در اغلب مطالعات نادیده گرفته شده است. بنابراین توصیه می‌شود در پژوهش‌های آتی، ارزیابی دقیق‌تر وضعیت این عنصر در خاک‌های آبیاری‌شده با منابع آب غیرمتعارف مورد توجه ویژه قرار گیرد. مطالعه Mazhari و Haghighi (۲۰۱۷) در جنوب تهران نشان داد که کاربرد فاضلاب شهری سبب افزایش غلظت آرسنیک کل در خاک شد (از ۲/۹۴ به ۳/۸۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم)، با این حال، مقادیر اندازه‌گیری‌شده کمتر از حدود مجاز استاندارد ملی (۴۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم) بودند. همچنین، Khosravi و همکاران (۲۰۱۹) در استان کرمانشاه، میزان آرسنیک کل خاک را در دو عمق ۲۰–۰ و ۴۰–۲۰ سانتی‌متر بررسی کرده و گزارش نمودند که غلظت آرسنیک در اراضی آبیاری‌شده با فاضلاب افزایش یافته است. آن‌ها نتیجه گرفتند که افزایش غلظت آرسنیک در لایه‌های سطحی خاک احتمالاً ناشی از استفاده مکرر از فاضلاب و تجمع تدریجی عناصر در سطح خاک است.

آرسنیک قابل‌استفاده

تعداد مطالعاتی که به بررسی غلظت آرسنیک قابل‌استفاده در خاک‌های ایران پرداخته‌اند، بسیار اندک است و در مرور حاضر، هیچ پژوهش مشخصی در این زمینه گزارش نشد. این کمبود داده، ارزیابی دقیق‌تر رفتار زیست‌دسترس آرسنیک در خاک‌های تحت آبیاری با پساب یا فاضلاب را با چالش جدی مواجه کرده است. با توجه به اهمیت شکل‌های قابل استفاده عناصر در انتقال به گیاهان و زنجیره غذایی، انجام مطالعات جامع در زمینه تعیین غلظت و رفتار شیمیایی آرسنیک قابل‌استفاده در شرایط مختلف خاک، اقلیم، و نوع فاضلاب توصیه می‌شود.

کروم

کروم کل

تحلیل مطالعات گردآوری‌شده نشان داد که میانگین وزنی غلظت کروم کل در خاک‌های آبیاری‌شده با آب چاه برابر با ۴۵/۶۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم بوده است، در حالی‌که در خاک‌های آبیاری‌شده با فاضلاب یا پساب مقدار آن به ۶۳/۹۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم رسید. این یافته‌ها نشان داد که کاربرد فاضلاب به‌طور میانگین موجب افزایش ۴۰ درصدی غلظت کروم کل خاک نسبت به آب چاه گردید. بر اساس نتایج مرور مطالعات، به‌ترتیب ۸۳، ۱۱ و ۶ درصد از پژوهش‌ها افزایش، کاهش و عدم تغییر معنی‌دار در غلظت کروم کل در اثر مصرف فاضلاب را گزارش کردند.

حداکثر غلظت مجاز کروم در خاک‌های ایران ۱۱۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم اعلام شده است (سازمان محیط زیست). غلظت کروم کل در بیشتر مطالعات کمتر از ۱۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم بود و تنها در معدودی از موارد از حدود مجاز ملی فراتر رفت. تنها استثنا مربوط به مطالعه Mazhari و Haghighi (۲۰۱۷) بود که میانگین غلظت کروم در خاک آبیاری‌شده با آب چاه و فاضلاب به‌ترتیب ۱۰۹۴ و ۱۱۴۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم گزارش گردید، که احتمالاً به‌دلیل آلودگی صنعتی منطقه مورد بررسی بوده است. یافته‌های متعدد نیز تأیید می‌کنند که آبیاری با فاضلاب معمولاً سبب افزایش غلظت کروم کل خاک نسبت به کاربرد آب چاه می‌شود (Shahbazzadeh and Amirinezhad, 2017; Tabari and Salehi, 2008; Bahmanyar, 2007). Zarabi و همکاران (۲۰۱۸) نیز گزارش کردند که استفاده از فاضلاب صنعتی باعث افزایش ۱۱۶ درصدی غلظت کروم کل خاک نسبت به تیمار شاهد شد. با این حال، در برخی مطالعات نظیر پژوهش Zoghi و Doosti (۲۰۱۹) در بیرجند، کاهش غلظت کروم کل در اثر کاربرد پساب مشاهده گردید که به پایین‌تر بودن غلظت اولیه کروم در منبع پساب نسبت داده شد.

در بررسی ملی Shahbazi و همکاران (۲۰۲۲)، دامنه غلظت کروم در خاک‌های کشاورزی ایران از ۰/۰۴ تا ۲۰۴۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم متغیر و میانگین وزنی آن ۸۶/۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم گزارش شد. در سطح جهانی نیز، مطالعات متعددی بر نقش فاضلاب در افزایش تجمع کروم در خاک تأکید دارند. به‌عنوان مثال، Mkhinini و همکاران (۲۰۲۰) در تونس نشان دادند که استفاده بلندمدت از پساب موجب افزایش چهار برابری غلظت کروم خاک در مقایسه با تیمار شاهد گردید. همچنین، Mireles و همکاران (۲۰۰۴) در مکزیک گزارش کردند که آبیاری با فاضلاب به مدت ۵۰ سال سبب تجمع عناصر سنگین از جمله کروم، مس و کبالت در خاک تا سطوح بالقوه خطرناک شده است. افزون بر این، Natasha و همکاران (۲۰۲۳) در مرور ۱۴۴ مطالعه در پاکستان نشان دادند که دامنه غلظت کروم کل در خاک‌های آبیاری‌شده با فاضلاب از ۰/۴۹ تا ۱۷۷/۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم متغیر بوده است.

کروم قابل‌استفاده

میانگین وزنی غلظت کروم قابل‌استفاده در خاک‌های آبیاری‌شده با آب چاه ۰/۳۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم و در خاک‌های آبیاری‌شده با فاضلاب یا پساب ۱/۵۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم بود. بر این اساس، آبیاری با فاضلاب منجر به افزایش ۳۱۸/۰۱ درصدی در کروم قابل‌استفاده خاک نسبت به آب چاه گردید. همچنین، بررسی نتایج مطالعات نشان داد که ۵۳ درصد از پژوهش‌ها افزایش، ۳۳ درصد کاهش و ۱۴ درصد عدم تغییر در غلظت کروم قابل‌استفاده را در اثر کاربرد فاضلاب نسبت به آب چاه گزارش کرده‌اند. مطالعات بین‌المللی نیز یافته‌های مشابهی را تأیید می‌کنند. به‌عنوان نمونه، Kumar و همکاران (۲۰۲۰) در هند گزارش کردند که کاربرد دو ساله فاضلاب صنعتی برای آبیاری مزارع اسفناج موجب افزایش ۴/۱ تا ۵/۱ برابری غلظت عناصر قابل‌استفاده از جمله کروم در مقایسه با آبیاری با آب چاه شد. این نتایج به‌وضوح نشان می‌دهد که مصرف مکرر فاضلاب می‌تواند سبب افزایش معنی‌دار شکل‌های زیست‌دسترس کروم در خاک شود که از دیدگاه زیست‌محیطی و ایمنی غذایی نیازمند مدیریت و پایش دقیق است.

کبالت

کبالت کل

نتایج بررسی‌های انجام‌شده نشان داد که مطالعات مرتبط با پایش غلظت کبالت کل در خاک‌های کشاورزی ایران بسیار محدود بوده و تنها در چهار مطالعه به‌صورت مستقیم به مقایسه منابع مختلف آبیاری پرداخته شده است. این کمبود داده‌ها نشان‌دهنده غفلت قابل‌توجه در ارزیابی رفتار و تجمع کبالت در خاک‌های آبیاری‌شده با فاضلاب است. در مطالعه Khosravi و همکاران (۲۰۱۹) گزارش شد که غلظت کبالت کل در مزارع آبیاری‌شده با فاضلاب (۱۰/۸۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم) نسبت به زمین‌های آبیاری‌شده با آب چاه (۱۲/۲۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم) کمتر بود، هرچند در هیچ‌یک از تیمارها مقدار کبالت کل از غلظت متوسط آن در پوسته زمین (۲۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم) فراتر نرفت. با این حال، به دلیل عدم ارائه ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی آب چاه در این پژوهش، تعیین منبع واقعی کبالت (منشأ زمین‌شناسی یا آلودگی آب آبیاری) امکان‌پذیر نیست. در مقابل، Erfani و همکاران (۲۰۰۲) در مطالعه‌ای در مشهد نشان دادند که آبیاری با فاضلاب خانگی موجب افزایش ۱۰۴ درصدی غلظت کبالت کل در خاک نسبت به آبیاری با آب چاه شد.

کبالت قابل‌استفاده

میانگین وزنی غلظت کبالت قابل‌استفاده در خاک‌های آبیاری‌شده با آب چاه برابر با ۰/۹۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم و در خاک‌های آبیاری‌شده با فاضلاب یا پساب ۳/۴۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم بود. بنابراین، کاربرد فاضلاب باعث افزایش ۲۵۳/۷۷ درصدی در کبالت قابل‌استفاده خاک نسبت به آب چاه گردید. تحلیل مطالعات همچنین نشان داد که به‌ترتیب ۶۳، ۲۵ و ۱۲ درصد پژوهش‌ها افزایش، کاهش و عدم تغییر معنی‌دار در غلظت کبالت قابل‌استفاده را در اثر آبیاری با فاضلاب نسبت به آب چاه گزارش کرده‌اند. مطالعات جهانی نیز بیانگر آن است که رفتار کبالت در خاک به ترکیب فاضلاب، نوع خاک و زمان تماس بستگی دارد. به‌عنوان مثال، Chen و همکاران (۲۰۲۱) گزارش کردند که غلظت کبالت قابل‌استفاده در خاک‌های آبیاری‌شده با آب زیرزمینی (۰/۲۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم) کمی بیشتر از خاک‌های آبیاری‌شده با فاضلاب (۰/۱۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم) بود که به جذب سطحی کبالت توسط ذرات ریزدانه و ترکیبات آلی فاضلاب نسبت داده شد. به‌طور کلی، نتایج موجود نشان می‌دهد که استفاده مداوم از فاضلاب می‌تواند موجب افزایش تدریجی شکل‌های زیست‌دسترس کبالت در خاک شود.

نیکل

نیکل کل

بررسی مطالعات انجام‌شده نشان داد که در ۷۸ درصد از گزارش‌ها، آبیاری با فاضلاب یا پساب موجب افزایش غلظت نیکل کل خاک نسبت به تیمار شاهد (آب چاه) شده است، در حالی که ۱۹ درصد کاهش و ۳ درصد عدم تغییر را گزارش کرده‌اند. میانگین وزنی غلظت نیکل کل در خاک‌های آبیاری‌شده با آب چاه و پساب به‌ترتیب برابر با ۵۷/۵۹ و ۷۴/۳۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم بوده است، که نشان‌دهنده افزایش ۲۹/۱۴ درصدی نیکل کل در اثر کاربرد پساب یا فاضلاب است. این نتایج نشان می‌دهد که اثر فاضلاب بر غلظت نیکل کل در خاک به غلظت اولیه فلز در منبع آب، مدت زمان آبیاری و غلظت اولیه فلز در خاک بستگی دارد. تعداد زیادی از مطالعات مورد بررسی نشان داده‌اند که با افزایش عمق خاک، غلظت نیکل کل کاهش یافته است؛ بنابراین می‌توان نتیجه گرفت که منبع نیکل افزوده‌شده در بیشتر موارد خاکزاد نبوده و منشأ آن از آب آبیاری بوده است (Tabari and Salehi, 2008; Aghabarati et al., 2009). از میان ۲۷ مطالعه بررسی‌شده، تنها در پژوهش Zoghi و Doosti (۲۰۱۹) در منطقه بیرجند، غلظت نیکل کل خاک از حد مجاز ملی (۱۱۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم) فراتر رفت. در این مطالعه، غلظت اولیه نیکل کل خاک ۳۸/۲۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم بود و پس از آبیاری با آب چاه

و فاضلاب، غلظت نیکل کل در خاک تحت کشت جو به‌ترتیب به ۱۵۹/۲۸ و ۱۲۶/۲۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم و در خاک تحت کشت ذرت به‌ترتیب به ۱۳۶/۹۱ و ۱۱۸/۰۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم افزایش یافت. غلظت نیکل در آب چاه و پساب مورد استفاده نیز به‌ترتیب ۱/۳۴ و ۱/۲۲ میلی‌گرم بر لیتر بود که افزایش غلظت آن در خاک را توجیه می‌کند.

Shahbazi و همکاران (۲۰۲۲) حداقل و حداکثر غلظت نیکل در خاک‌های کشاورزی ایران را به‌ترتیب غیرقابل تشخیص تا ۲۱۲۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم و میانگین وزنی آن را در ۷۷۴۴ نمونه خاک ۶۷/۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم گزارش کردند. نتایج آن‌ها نشان داد که غلظت نیکل در خاک‌های کشاورزی ایران به‌طور طبیعی از بسیاری از مناطق جهان بالاتر است. همچنین میانگین جهانی غلظت نیکل ۲۹ میلی‌گرم بر کیلوگرم برآورد شده است (Meharg, 2011). بر این اساس، کاربرد فاضلاب در اراضی کشاورزی ایران موجب افزایش به‌ترتیب ۹/۸۷ و ۱۵۶/۴۸ درصدی غلظت نیکل نسبت به میانگین کشوری و جهانی شده است. در پژوهش Mkhinini و همکاران (۲۰۲۰) در تونس، آبیاری بلندمدت با پساب موجب افزایش ۴۶ درصدی غلظت نیکل خاک نسبت به تیمار شاهد شد. Liang و همکاران (۲۰۲۰) نیز گزارش کردند که کاربرد فاضلاب باعث دو برابر شدن غلظت نیکل و روی در خاک نسبت به آبیاری با آب کانال غیرآلوده گردید.

نیکل قابل‌استفاده

نتایج بررسی‌ها نشان داد که میانگین وزنی نیکل قابل‌استفاده در خاک‌های آبیاری‌شده با آب چاه ۱/۳۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم و در خاک‌های آبیاری‌شده با فاضلاب یا پساب ۳/۹۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم بود؛ که بر این اساس، آبیاری با فاضلاب نسبت به آب چاه موجب افزایش ۲۰۰ درصدی در نیکل قابل‌استفاده خاک گردید. همچنین، ۸۶ درصد از مطالعات افزایش، ۱۳ درصد کاهش و ۱ درصد عدم تغییر در غلظت نیکل قابل‌استفاده در اثر آبیاری با فاضلاب نسبت به آب چاه را گزارش کرده‌اند. Alnaimy و همکاران (۲۰۲۱) در پژوهشی در مصر نشان دادند که آبیاری بلندمدت با فاضلاب موجب افزایش هشت برابری غلظت نیکل قابل‌استفاده خاک نسبت به آبیاری با آب رود نیل می‌شود. به‌طور مشابه، Hussain و Qureshi (۲۰۲۰) در دبی گزارش کردند که کاربرد پساب باعث افزایش غلظت نیکل قابل‌استفاده از ۳۶/۳ به ۴۰/۹ میلی‌گرم بر کیلوگرم شد.

سرب

سرب کل

نتایج نشان داد میانگین وزنی غلظت سرب کل در خاک‌های آبیاری‌شده با آب چاه ۳۲/۳۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم و در خاک‌های آبیاری‌شده با فاضلاب ۴۸/۸۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم بود. بنابراین، آبیاری با فاضلاب موجب افزایش ۵۱ درصدی غلظت سرب کل در مقایسه با آب چاه شد. قابل‌توجه است که در تمام مطالعات انجام‌شده در ایران، استفاده از فاضلاب منجر به افزایش غلظت سرب خاک گردیده است. اگرچه میانگین کلی سرب کمتر از حدود مجاز FAO/HWO (۱۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم) گزارش‌شده است، اما در ۸ مورد از میان ۴۹ مطالعه، غلظت آن از حد مجاز ملی ۷۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم فراتر رفته است. در یک بررسی ملی، شهبازی و همکاران (۲۰۲۲) گزارش کردند که غلظت سرب در خاک‌های کشاورزی ایران از غیرقابل تشخیص تا ۹۵۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم متغیر است و میانگین آن ۳۲/۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم بود، در حالی که میانگین جهانی غلظت سرب در خاک‌های کشاورزی حدود ۲۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم برآورد شده است (Meharg, 2011). بنابراین، کاربرد فاضلاب نه تنها غلظت سرب را به‌طور معنی‌داری افزایش داده است، بلکه تداوم این روند می‌تواند منجر به عبور از حدود مجاز شود.

در پژوهش Qishlaqi و همکاران (۲۰۰۸)، استفاده از فاضلاب تصفیه‌نشده در اراضی اطراف شیراز باعث افزایش غلظت سرب خاک تا بیش از ۴۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم گردید، در حالی که میانگین غلظت سرب در فاضلاب تصفیه‌نشده ۳۳۰ میلی‌گرم بر لیتر بود. ترکیب فاضلاب با آب چاه غیرآلوده موجب کاهش غلظت سرب خاک به ۱۴۴/۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم شد. با این وجود، پس از ورود سرب به خاک، بخشی از خطر زیست‌محیطی آن ممکن است به‌علت تشکیل ترکیبات نامحلول مانند کربنات و سولفات کاهش یابد (Khanlari, 2005). Natasha و همکاران (۲۰۲۳) نیز در پاکستان دامنه غلظت سرب کل در خاک‌های آبیاری‌شده با فاضلاب را ۰/۳۹ تا ۶۷/۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم گزارش کردند که با دامنه‌های جهانی مطابقت دارد.

سرب قابل‌استفاده

نتایج بررسی‌ها نشان داد میانگین وزنی غلظت سرب قابل‌استفاده در خاک‌های آبیاری‌شده با آب چاه ۲/۶۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم و در خاک‌های آبیاری‌شده با فاضلاب ۶/۲۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم بود. بنابراین، آبیاری با فاضلاب یا پساب نسبت به آب چاه موجب افزایش ۱۳۵/۰۶ درصدی غلظت سرب قابل‌استفاده در خاک گردید. تحلیل داده‌های موجود نشان داد که در ۸۹ درصد مطالعات، کاربرد فاضلاب سبب افزایش، در ۶ درصد کاهش و در

۵ درصد عدم تغییر در غلظت سرب قابل‌استفاده نسبت به تیمار شاهد گزارش شده است. فزایش سرب قابل‌استفاده در اثر آبیاری با فاضلاب معمولاً به دلیل تجمع تدریجی این فلز در لایه‌های سطحی خاک و احتمالاً تغییر pH است که تحرک یون‌های فلزی را بالا می‌برد.

مطالعه‌ی Alnaimy و همکاران (۲۰۲۱) در کشور مصر نشان داد که آبیاری بلندمدت با فاضلاب موجب افزایش شش‌برابری غلظت سرب قابل‌استفاده خاک نسبت به آبیاری با آب رود نیل گردید. همچنین Hussain و Qureshi (۲۰۲۰) در بررسی تغییرات عناصر سنگین در خاک‌های آبیاری‌شده با پساب در دبی گزارش کردند که غلظت سرب قابل‌استفاده خاک از ۲۸/۵ به ۲۹/۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم افزایش یافت. هرچند این افزایش نسبتاً محدود بود، اما در شرایط آبیاری مداوم می‌تواند منجر به تجمع تدریجی غلظت بالای این عنصر در خاک شود. به‌طور کلی، یافته‌های این پژوهش و مطالعات مشابه نشان می‌دهند که کاربرد فاضلاب برای آبیاری، به‌ویژه در سیستم‌های زراعی بلندمدت، نه تنها غلظت کل سرب بلکه سهم بخش قابل‌استفاده آن را نیز افزایش می‌دهد.

کادمیم

کادمیم کل

بر اساس بررسی‌ها، میانگین وزنی غلظت کادمیم کل در خاک‌های آبیاری‌شده با آب چاه ۱/۷۹ میلی‌گرم در کیلوگرم و در خاک‌های آبیاری‌شده با فاضلاب یا پساب ۲/۵۴ میلی‌گرم در کیلوگرم بود، که نشان‌دهنده افزایش ۴۲ درصدی در اثر کاربرد فاضلاب است. نتایج مطالعات نشان داد که ۷۱ درصد مطالعات افزایش، ۲۲ درصد کاهش و ۷ درصد عدم تغییر در غلظت کادمیم کل خاک در اثر آبیاری با فاضلاب را گزارش کرده‌اند. از میان ۴۹ مطالعه، تنها ۵ مطالعه غلظت کادمیم کل را در خاک بالاتر از حداکثر مجاز ملی (۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم) گزارش کردند. دامنه غلظت کادمیم کل در خاک‌های کشاورزی ایران از غیرقابل تشخیص تا ۳۶۵ با میانگین وزنی ۰/۳۱ میلی‌گرم در کیلوگرم گزارش شده است (Shahbazi et al., 2022). میانگین جهانی نیز ۰/۴۱ میلی‌گرم در کیلوگرم گزارش شده است (Meharg, 2011). میانگین کادمیم در مطالعات مورد بررسی از میانگین کشوری و جهانی بیشتر می‌باشد. مطالعات طولانی‌مدت نشان می‌دهد که آبیاری با فاضلاب می‌تواند غلظت کادمیم خاک را تا ۲۵/۸ درصد افزایش دهد (Mkhinini et al., 2020).

کادمیم قابل‌استفاده

بر اساس بررسی‌ها، میانگین وزنی کادمیم قابل‌استفاده در خاک‌های آبیاری‌شده با آب چاه ۰/۰۷ میلی‌گرم در کیلوگرم و در خاک‌های آبیاری‌شده با فاضلاب یا پساب ۰/۲۸ میلی‌گرم در کیلوگرم بود. بنابراین کاربرد فاضلاب باعث افزایش ۲۹۵/۱۵ درصدی کادمیم قابل استفاده نسبت به آب چاه شد. نتایج نشان داد که ۸۳ درصد مطالعات افزایش، ۱۳ درصد کاهش و ۴ درصد عدم تغییر در میزان کادمیم قابل‌استفاده را گزارش کرده‌اند.

مطالعاتی مانند Alnaimy و همکاران (۲۰۲۱) نشان داده‌اند که آبیاری طولانی‌مدت با فاضلاب در مصر باعث پنج‌برابر شدن کادمیم قابل‌استفاده خاک نسبت به آبیاری با آب رود نیل شد. Hussain و Qureshi (۲۰۲۰) در دبی گزارش کردند که آبیاری با پساب میزان کادمیم قابل‌استفاده را از ۳/۳ به ۳/۴ میلی‌گرم در کیلوگرم افزایش داد. همچنین، مطالعه Kumar و همکاران (۲۰۲۰) در هند نشان داد که استفاده از فاضلاب صنعتی طی دو سال باعث افزایش ۲۸ و ۳۱ برابری کادمیم قابل‌استفاده خاک نسبت به آب چاه در سال اول و دوم شد.

نتیجه گیری

مطالعه حاضر اثر آبیاری با آب فاضلاب بر تغییر ویژگی‌های شیمیایی و فیزیکی خاک و همچنین تجمع عناصر سنگین در خاک‌های کشاورزی کشور را مورد بررسی قرار داد. به‌طور کلی، نتایج نشان داد که کاربرد فاضلاب سبب بهبود شاخص‌های حاصلخیزی خاک از جمله افزایش مقدار ماده آلی (۱۷ درصد)، ظرفیت تبادل کاتیونی (۸/۴ درصد) و پایداری خاکدانه‌ها و در عین حال جرم مخصوص ظاهری خاک (۹/۵ درصد) کاهش یافت. کاربرد فاضلاب در مقایسه با آب چاه سبب افزایش غلظت عناصر غذایی از جمله نیتروژن (۲۳ درصد)، پتاسیم قابل‌استفاده (۳۰/۸ درصد)، کلسیم قابل‌استفاده (۴۲/۵ درصد) و منیزیم قابل‌استفاده (۸۹ درصد) در خاک گردید. این تغییرات عمدتاً ناشی از محتوای بالای مواد آلی محلول، اسیدهای آلی و غلظت بالاتر عناصر معدنی در فاضلاب است که موجب بهبود ساختمان خاک و افزایش فعالیت میکروبی می‌گردد. با این حال، اثر فاضلاب بر pH، EC و SAR خاک متغیر و وابسته به ترکیب شیمیایی و سطح تصفیه فاضلاب بود؛ به‌طور میانگین، قابلیت هدایت الکتریکی خاک تا ۳۹ درصد افزایش یافت، که بیانگر افزایش بار یونی خاک در اثر آبیاری با فاضلاب است.

آبیاری با فاضلاب میانگین وزنی غلظت کل کروم، نیکل، منگنز، آهن، روی، مس، سرب و کادمیم را به ترتیب ۴۰، ۲۹/۱۴، ۴۰/۱۶، ۲۰/۳۱، ۴۶/۶۵، ۳۴/۵۲، ۵۱/۰۰ و ۴۲/۰۰ درصد افزایش داد. افزایش در شکل قابل‌استفاده این فلزها حتی بارزتر

بود؛ به‌طوری که غلظت شکل قابل‌استفاده عناصر کبالت، کروم، نیکل، آهن، روی، مس، سرب و کادمیم به ترتیب ۲۵۳/۷۷، ۳۱۸/۰۱، ۲۰۰/۰۰، ۵۷/۲۲، ۲۲۳/۹۰، ۱۶۷/۵۸، ۱۳۵/۰۶ و ۲۹۵/۱۵ درصد افزایش یافت. اگرچه در اغلب مطالعات، مقادیر کل فلزهای سنگین در محدوده ایمن باقی مانده‌اند، اما در برخی موارد، غلظت نیکل، سرب و کادمیم از حدود مجاز ملی فراتر رفت. این امر نشان می‌دهد که خطر فوری برای کیفیت خاک در کوتاه‌مدت وجود ندارد، اما در صورت تداوم آبیاری با فاضلاب تصفیه‌نشده، احتمال افزایش غلظت شکل‌های قابل‌استفاده و تجمع تدریجی فلزهای سنگین در لایه‌های سطحی خاک و انتقال آن‌ها به گیاه و زنجیره غذایی انسان وجود دارد. افزون بر این، نتایج نشان داد که در ایران، عناصر آرسنیک و کبالت به‌طور نظام‌مند مورد پایش قرار نگرفته‌اند و خلأ قابل‌توجهی در داده‌های مرتبط با این عناصر وجود دارد. بنابراین، بهره‌برداری پایدار از فاضلاب در کشاورزی مستلزم تصفیه مؤثر فاضلاب، کنترل دقیق ترکیب شیمیایی آن، پایش مستمر خاک و گیاه از نظر غلظت کل و قابل استفاده فلزهای سنگین و انطباق با استانداردهای ملی و بین‌المللی است. چنین رویکردی می‌تواند ضمن بهره‌برداری از پتانسیل تغذیه‌ای فاضلاب، از بروز آلودگی بلندمدت و تهدیدهای زیست‌محیطی در خاک‌های کشاورزی جلوگیری کند.

تعارض منافع

هیچ‌گونه تعارض منافع توسط نویسندگان وجود ندارد.

References

1. Parsafar, N. and Maroufi, S. 2014. Accumulation of manganese, zinc, copper and iron elements in a soil irrigated with wastewater under lysometric conditions. *Irrigation Science and Engineering*, 38(2), 137-146. (In Persian).
2. Zarabi, S., Hatamikiya, M., Dorosti, N., Zarabi, M., & Mortazavi, S. 2018. A suevey of Sampling of heavy metals (Lead, Cadmium, Copper, Nickel and mercury) in some cultivated vegetables in Khoramabad city and Aleshtar, summer 2017. *Yafteh*, 20(2 (76), 1-12. (In Persian)
3. Tabari, M. and Salehi, A. 2012. Impact of irrigation by municipal sewage on accumulation of heavy metals in soil. *Journal or Environmental Science and Tecnology*, 13(4 (51)), 49-59. (In Persian)
4. Bahmanyar, M. A. 2007. The effect of wastewater irrigation in crops on the levels of some heavy elements in soil and plants. Environment, 33(44), 19-26 (In Persian).
5. Khosravi, Y., Zamani, A., Pari Zanganeh, A. and Nouri, F. 2019. Study of the effect of irrigation with urban wastewater on the concentration of heavy metals in surface soils south of Harsin city, Kermanshah. *Iranian Journal of Irrigation and Drainage*, 6(13), 1550-1564. (In Persian).
6. Shayan Jezi, M., Ghorbani, H., Feizi, M. 2010. The effect of using wastewater as an irrigation source on the accumulation of some elements in soil layers. First Conference on Applied Research on Iranian Water Resources, Kermanshah (In Persian).
7. Safari Sanjani, A. A., and Hajrasouliha, S. 2001. The effect of irrigation with wastewater from the northern Isfahan wastewater treatment plant on some chemical characteristics of soils in the Barkhowar region. *Iranian Journal of Agricultural Sciences*, 32(1), 79-88. (In Persian)
8. Jamali, S., Zeynodin, S. M., and Kolahi, M. 2020. Effect of Conjunctive Wastewater Regimes on Irrigation of Quinoa. *Journal of Soil and Water Conservation Research*, 27(1), 181-195. (In Persian)
9. Abedi, M. J. and Najafi, P. 2001. Use of treated wastewater in agriculture. (Translation), Publications of the National Irrigation and Drainage Committee of Iran, Tehran. (In Persian).
10. Abedi Koopai, J. Afyouni, M. Mostafizadeh, B. Mousavi, S.F. and Bagheri Rial, M.R. 2003. The effect of sprinkler and surface irrigation with treated wastewater on soil salinity. *Journal of Water and Wastewater*, 14(1). 2-12. (In Persian)
11. Honarjoo, N., & Mardiha, A. 2019. Possibility of applying municipal wastewater of Baharestan city to remediate saline and sodic soils of Margh plain of Isfahan. *Geography and Environmental Planning*, *30*(2), 1-16. (In Persian)
12. Erfani A, Haghnia G, Alizadeh A. 2002. Yield and Chemical Composition of Lettuce and Some Soil Characteristics as Affected by Irrigation with Wastewater. *Journal of Crop Production and Processing*; 6 (1) :71-92. (In Persian)
13. Mazhari, S. A. & Haghighi, F. 2017. Assessment of potential health risks of heavy metals due to sewage irrigation of agricultural soils in the south of Sabzewar. *Journal of Sabzevar University of Medical Sciences*, 24(4), 281-291. (In Persian)
14. Amirinejad, A. A., and Shahbazzadeh, R. 2017. Effects of raw municipal wastewater on soil physical quality and biological yield of Wheat (Case study: Harsin). *Iranian Soil and Water Research*, 49(1), 83-90. (In Persian)
15. Farmanifard, M., Ghamarnia, H., Pirsaheb, M., & Fatahi, N. 2016. Investigation of heavy metal accumulation on different crop under irrigation with Kermanshah treated municipal wastewater. *Water and Irrigation Management*, *6*(2), 347-365. (In Persian)
16. Aghabarati, A., Hosseini, S. M., Esmaeili, A., & Maralian, H. (2009). The effect of irrigation with municipal effluent on physico-chemical characteristics of soil, accumulation of nutrient and Cd in olive trees (*Olea europaea* L.),

Environmental Science, 6(3). 1-10. (In Persian)
17. Yazdani A, Saffari M, Ranjbar G .2018. Effects of irrigation with treated wastewater on yield and grain heavy metals content of barley (*Hordeum vulgare* L.) genotypes. *Iranian Journal of Crop Sciences*. 19 (4) :284-296. (In Persian)
18. Shahbazi, K., Fathi-Gerdelidani, A., & Marzi, M. 2022. Investigation of the status of heavy metals in soils of Iran: A comprehensive and critical review of reported studies. *Iranian Journal of Soil and Water Research*, *53*(5), 1163-1212.
19. Asano, T., & Levine, A. D. 1996. Wastewater reclamation, recycling and reuse: past, present, and future. *Water Science and Technology*, *33*(10), pp.1-14.
20. 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, pp.39-47.
21. Alghobar, M. A. & Suresha, S. 2017. Evaluation of metal accumulation in soil and tomatoes irrigated with sewage water from Mysore city, Karnataka, India. *Journal of the Saudi Society of Agricultural Sciences*, 16, pp.49-59.
22. Angon, P. B., Islam, M. S., Das, A., Anjum, N., Poudel, A. & Suchi, S. A. 2024. Sources effects and present perspectives of heavy metals contamination: Soil, plants and human food chain. Heliyon, 10(7).
23. Association, I. W. 2018. Wastewater Report 2018—The Reuse Opportunity. International Water Association: London, UK.
24. Aydin, M. E., Aydin, S., Beduk, F., Tor, A., Tekinay, A., Kolb, M. & Bahadir, M. 2015. Effects of long-term irrigation with untreated municipal wastewater on soil properties and crop quality. *Environmental Science and Pollution Research*, 22, pp.19203-19212.
25. Chauhan, A., Jain, A., Koloton, M. & Pathak, A. 2025. Impacts of long-term irrigation of municipally-treated wastewater to the soil microbial and nutrient properties. *Science of the Total Environment*, 959, pp.178143.
26. Drechsel, P. & Evans, A. E. 2010. Wastewater use in irrigated agriculture. Irrigation and Drainage Systems, 24, pp.1-3.
27. Falco, C., Galeotti, M. & Olper, A. 2019. Climate change and migration: is agriculture the main channel? Global Environmental Change, 59, p.101995.
28. Goyal, M. R. 2016. Wastewater management for irrigation: principles and practices, CRC Press
29. Gustin, M. S., Hou, D. & Tack, F. M. 2021. The term" heavy metal (s)": History, current debate, and future use. *The Science of the Total Environment*, 789, pp.147951-147951.
30. Heidarpour, M., Mostafazadeh-Fard, B., Koupai, J. A & Malekian, R. 2007. The effects of treated wastewater on soil chemical properties using subsurface and surface irrigation methods. Agricultural wWater Management, 90, pp.87-94.
31. Hosseinpour, A., Haghnia, G. & Fotovat, A. 2007. Effects of irrigation with raw wastewater and urban wastewater on some chemical properties of soil at different depths under continues and alternate conditions. Iran Journal Irrigation Drain1 (2), pp.73-85.
32. Kekana, I. K. J., Kgopa, P. M. & Munjonji, L. 2025. Bioremediation of non-essential toxic elements using Indigenous microbes in soil following irrigation with treated wastewater. Applied Sciences, 15, p.2299.
33. 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, p.1230359.
34. Magu, M., Keriko, J., Kareru, P. & Chege, C. 2016. Burdens' of selected heavy metals in common fish species from specific Kenyan freshwaters. International *Journal of Fisheries and Aquatic Studies*, 4, pp.173-179.
35. Mahdavi, M., Aamin, 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 and Desalination*, 8, pp.225-233

36. Mclaren, R., Clucas, L. & Taylor, M. 2005. Leaching of macronutrients and metals from undisturbed soils treated with metal-spiked sewage sludge. 3. Distribution of residual metals. Soil Research, 43, pp.159-170.
37. Meli, S., Porto, M., Belligno, A., Bufo, S. A., Mazzatura, A. & Scopa, A. 2002. Influence of irrigation with lagooned urban wastewater on chemical and microbiological soil parameters in a citrus orchard under Mediterranean condition. Science of the Total Environment, 285, pp.69-77.
38. Mojiri, A. 2011. Effects of municipal wastewater on physical and chemical properties of saline soil. *Journal of Biological and Environmental Sciences*, 5(14).
39. Pourret, O., Bollinger, J.-C. & Hursthouse, A. 2021. Heavy Metal: a misused term? Acta Geochimica, pp.1-6.
40. Pourret, O. & Hursthouse, A. 2019. It's Time to Replace the Term "Heavy Metals" withwith "Potentially Toxic Elements" When Reporting Environmental Research. International *Journal of Environmental Research and Public Health*, 16, p.4446.
41. Programme, W. W. A. 2003. Water for people, water for life: a joint report by the twenty three UN agencies concerned with freshwater, United Nations World Water Dev
42. Rahman, Z. & Singh, V. P. 2019. The relative impact of toxic heavy metals (THMs)(arsenic (As), cadmium (Cd), chromium (Cr)(VI), mercury (Hg), and lead (Pb)) on the total environment: an overview . Environmental Monitoring and Assessment, 191, pp.1-21
43. Rasoulzadeh, H., Dehghani, M. H., Mohammadi, A. S., Karri, R. R., Nabizadeh, R., Nazmara, S., Kim, K.-H. & Sahu, J. N. 2020. Parametric modelling of Pb (II) adsorption onto chitosan-coated Fe3O4 particles through RSM and DE hybrid evolutionary optimization framework. Journal of Molecular Liquids, 297, p.111893.
44. Rezapour, S., Nouri, A., Jalil, H. M., Hawkins, S. A. & Lukas, S. B. 2021. Influence of treated wastewater irrigation on soil nutritional-chemical attributes using soil quality Index. Sustainability, 13, p.1952.
45. Ryder, G. 2017. The United Nations world water development report, 2017: Wastewater: the untapped resource.
46. Santos, A. F., Alvarenga, P., Gando-Ferreira, L. M. & Quina, M. J. 2023. Urban wastewater as a source of reclaimed water for irrigation: barriers and future possibilities. Environments, 10, p.17.
47. Shahid, A., Khan, A. Z., Malik, S., Liu, C.-G., Mehmood, M. A., Syafiuddin, A., Wang, N., Zhu, H. & Boopathy, R. 2021. Advances in green technologies for the removal of effluent organic matter from the urban wastewater. Current Pollution Reports, 7, pp.463-475.
48. Shojaei, S. 2016. Evaluation of pH and EC changes in wastewater application in different depths of soil. J Res Ecol, 4, pp.340-346.
49. Thebo, A. L., Drechsel, P., Lambin, E. & Nelson, K. 2017. A global, spatially-explicit assessment of croplands influenced by urban wastewater flows irrigated. Environmental Research Letters, 12, p.074008.
50. Vijaya Kumar, M., & Prasad Raju, H. 2025. Heavy Metals in the Environment: Sources, Fate, and Health Implications. In Groundwater Resource Management Planning Strategies: A Geospatial Approach: Volume 1 (pp. 135-153). Cham: Springer Nature Switzerland.Water, U. 2020. Water and climate change. The United Nations World Water Development Report.
51. Zinatloo-Ajabshir, S., Morassaei, M. S. & Salavati-Niasari, M. 2019. Eco-friendly synthesis of Nd2Sn2O7–based nanostructure materials using grape juice as green fuel as photocatalyst for the degradation of erythrosine. Composites Part B: Engineering, 167, pp.643-653.
52. Duffus, J. H. 2002. " Heavy metals" a meaningless term?(IUPAC Technical Report). Pure and Applied Chemistry, 74(5), 793-807.
53. Magesan, G. N., J. C. Williamson, G. W. Yeates, and A. R. Lloyd-Jones. 2000. Wastewater C:N ratio effects on soil hydraulic conductivity and potential mechanisms for recovery. Bioresource Technology. 71 (1):21–

54. Xu, J. Wu, L. Chang, A.C., Zhang, Y. 2010. Impact of long-term reclaimed wastewater irrigation on agricultural soils: A preliminary assessment. Joutnal Hazard Mater 183: 780–786. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.07.094
55. Wang, J., Yu, D., Wang, W., Du, X., Li, G., Li, B., Zhao, W., Wei, W., Xu, S. 2021. Source analysis of heavy metal pollution in agricultural soil irrigated with sewage in Wuqing, Tianjin. *Scientific Reports*. 11: 178196.
56. Qian, Y.L.; Mecham, B. 2005. Long-term effects of recycled wastewater irrigation on soil chemical properties on golf course fairways. *Agronomy Journal*, 97, 717–721.
57. Li, Y., Gou, X., Wang, G., Zhang, Q., Su, Q., Xiao, G. 2008. Heavy metal contamination and source in arid agricultural soil in central Gansu Province, China. *Journal of Environmental Sciences*, 20: 607–612.
58. Alnaimy, M., Shahin, S., Vranayova, Z., Zelenakova, M., Abdel-Hamed, E.M. 2021. Long-Term Impact of Wastewater Irrigation on Soil Pollution and Degradation: A Case Study from Egypt . *Water*, 13, 2245. https://doi.org/10.3390/w13162245 .
59. Mkhinini, M., Boughattas, I., Alphonse, V., Livet, A., ıustı-Mıller, S., Bannı, M., Bousserrhıne, N. 2020. Heavy metal accumulation and changes in soil enzymes activities and bacterial functional diversity under long-term treated wastewater irrigation in East Central region of Tunisia (Monastir governorate). Agricultural Water Management. 235, 106150.
60. Varasteh Khanlari, Z. 2005. Determination of chemical species andvestigation of the effect of EDTA on the redistribution of heavy metals in some contaminated soils of Hamadan. Master's thesis in soil science, Bu-Ali Sina University, Hamadan. (In Persian).
61. Hussain, M.I.; Qureshi, A.S. 2020. Health risks of heavy metal exposure and microbial contamination through consumption of vegetables irrigated with treated wastewater at Dubai, UAE. *Environemental Science Pollutation Research*, 27, 11213–11226.
62. Mireles, A., Solis, C., Andrade, E., Lagunas-Solar, M., Pina, C., Flocchini, R.G. 2004. Heavy metal accumulation in plants and soil irrigated with wastewater from Mexico city. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research*. 219, 187-190.
63. Ali, H., & Khan, E. 2018. What are heavy metals? Long-standing controversy over the scientific use of the term 'heavy metals'–proposal of a comprehensive definition. *Toxicological & Environmental Chemistry*, 100(1), 6-19.
64. Natasha, M., Khalid, S., Murtaza, B., Anwar, H., Shah, A. H., Sardar, A., Shabbir, Z., & Niazi, N. K. 2023. A critical analysis of wastewater use in agriculture and associated health risks in Pakistan. *Environmental Geochemistry and Health*, 1-20.
65. Kumar, M., Gupta, N., Ratn, A., Awasthi, Y., Prasad, R., Trivedi, A., Trivedi, S.P., 2020. Biomonitoring of heavy metals in river ganga water, sediments, plant, and fishes of different trophic levels. Biol. Trace Element Research. 193 (2), 536–547.
66. Chen, F., Iqbal Khan, Z., Zafar, A., Ma, J., adeem, M., Ahmad, K., ahpara, S., Wajid, K., ashir, H., Munir, M., Malik, I.S., Ashfaq, A., gulu, I., Dong, Y., Yang, Y. 2021. Evaluation of toxicity potential of cobalt in wheat irrigated with wastewater: health risk implications for public. *Environmental Science and Pollution Research*, 28:21119–21131.
67. Ighbal Khan, z., Safdar, H., Ahmad, K., Wajid, K., Bashir, H., Ugulu, I., Dogan, Y. 2020. Copper Bioaccumulation and translocation in forages grown in soil irrigated with sewge water. Pak. J. Bot. 52(1): 111-119.
68. Zoghi, M. J. and Dosti, M. R. 2019. Investigation of heavy metal accumulation in plants irrigated with well water and treated wastewater of Birjand city. *Journal of Environmental Health Engineering, 7*(2), 135-151. (In Persian)
69. Liang, H., Ighbal khan, Z., Ahmad, K., Nisar, A., Mahmood, Q., Ebadi, E.G., Toughani, M. 2020.

Assessment of Zinc and Nickel Profile of Vegetables Grown in Soil Irrigated with Sewage Water.

Revista de Chimie, 71(4): 500-511.
70. Qishlaqi, A., Moore, F., and Forghani, G. 2008. Impact of untreated wastewater irrigation on soils and crops in Shiraz suburban area: SW Iran. Environmental Monitoring and Assessment 141 (1–3):257–73. doi: 10.1007/s10661-007-9893-x.
71. Gao, X., Bai, Y., Huo, Z., Xu, X., Huang, G., Xia, Y., Steenhuis, T.S., 2021. Deficit irrigation enhances contribution of shallow groundwater to crop water consumption in

arid area. *Agriculture Water Management*. 185, 116–125.

72. Mollahhosaini, H. 2021. Assessment of effects of urban wastewater usage on soil chemicals properties. Soil and Water Research Institute, Agricultural Research, Education, Extension, Organization, Isfahan, Iran.
73. Meharg, A.A. 2011. Trace elements in soils and plants. *Exp Agric* 47:739