



انجمن علوم خاک ایران



موسسه تحقیقات خاک و آب

نشریه علمی

پژوهش‌های خاک

(علوم خاک و آب)

[http:// www.srjournal.areeo.ir](http://www.srjournal.areeo.ir)

ISSN: 2228 -7124

الف / جلد ۳۹ / شماره ۴ سال ۱۴۰۴

فهرست مقالات

۳۸۳.....پایش کیفیت خاک، ضرورتی انکارناپذیر.....

سعید سعادت، لیلا اسماعیل‌نژاد، حامد رضایی و ملیحه مدنیان

۴۰۱..... اثر محلول‌پاشی روی و منابع کلسیم بر بهبود پارامترهای کیفی و کاهش ریزش میوه در سیب.....

حسین عزیزی، عزیز مجیدی، جمال احمد آلی و رزیتا مظلومی اسکویی

۴۲۱..... بررسی نقش ویژگی‌های فیزیکی خاک بر شاخص‌های نفوذ آب در خاک (مطالعه موردی: استان زنجان).....

مرتضی یاوری، علی‌رضا واعظی و محمدصادق عسکری

۴۳۷..... تغییرات شدت تبخیر از خاک شنی و لوم رسی شنی در اثر باکتری باسیلوس ولزنسیس.....

زهرا کریم‌زاده، محمدحسین محمدی و حسین بشارتی

تأثیر سطوح مختلف شوری بر جذب و توانایی گیاه‌پالایی عنصر کادمیم در گیاه کینوا (*Chenopodium quinoa*.)

۴۵۵.....(Willd).....

سیروس صادقی

نقش مدیریت تلفیقی تغذیه مناسب، مالچ گیاهی و سایبان در کاهش عارضه زوال در درختان پرتقال (مطالعه موردی: جنوب

کرمان).....

جواد سرحدی و مهری شریف

۴۸۷..... ارزیابی میزان اجتناب از دو فرایند فرسایش خاک و رسوب‌دهی و ارائه پیش‌های مدیریتی.....

مجید رمضانی مهربان، اردوان زرتدیان، سیده آل‌محمد و جلیل بادام فیروز

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

هادی احمدی، کریم شهبازی، کامیاب بازرگان، مصطفی مارزی و میثم چراغی

وزارت جهاد کشاورزی
سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی

انجمن علوم خاک ایران

مؤسسه تحقیقات خاک و آب

نشریه

پژوهش‌های خاک

جلد ۳۹ شماره (۴)

۱۴۰۴

صاحب امتیاز: مؤسسه تحقیقات خاک و آب

تأییدیه درجه علمی

به استناد نامه شماره ۳/۱۱/۳۷۶۰ مورخ ۱۳۸۹/۳/۱۶ اعتبار علمی پژوهشی نشریه پژوهش‌های خاک
تمدید شده است

استاد مؤسسه تحقیقات خاک و آب

دکتر هادی اسدی رحمانی

مدیر مسئول:

استاد مؤسسه تحقیقات خاک و آب

دکتر کریم شهبازی

سر دبیر:

اعضاء هیأت تحریریه (به ترتیب حروف الفبا):

مدرس دانشگاه

دکتر محمد بای بوردی

استاد مؤسسه تحقیقات خاک و آب

دکتر حسین بشارتی

استادیار مؤسسه تحقیقات خاک و آب

دکتر محمدرضا بلالی

دانشیار مؤسسه تحقیقات خاک و آب

دکتر کامبیز بازرگان

دانشیار دانشگاه تهران

دکتر حسن توفیقی

استاد دانشگاه فردوسی مشهد

دکتر غلامحسین حق نیا

استاد مؤسسه تحقیقات خاک و آب

دکتر کاظم خاوازی

دانشیار پژوهش سازمان تحقیقات آموزش و ترویج کشاورزی

دکتر محمدحسن روزیطلب

استاد پژوهش مؤسسه تحقیقات خاک و آب

دکتر حمید سیادت

استاد دانشگاه فردوسی مشهد

دکتر امیر فتوت

استاد دانشگاه تهران

دکتر منوچهر گرجی

دانشیار مؤسسه تحقیقات خاک و آب

دکتر عزیز مؤمنی

استاد دانشگاه تبریز

دکتر محمدرضا نیشابوری

دکتر حمید سیادت

ویراستار انگلیسی:

مهندس کیانا خامه‌چی

ویراستار فنی:

چهار شماره

تعداد انتشار در سال:

این نشریه در پایگاه‌های علمی زیر نمایه می‌شود:

www.srjournal.areeo.ir :

پایگاه الکترونیکی نشریه پژوهش‌های خاک

www.isc.gov.ir

پایگاه استنادی علوم جهان اسلام (ISC):

پایگاه الکترونیکی مؤسسه تحقیقات خاک و آب:

و همچنین در پایگاه (ISC) از ضریب تأثیر (IF) برخوردار می‌باشد

www.swri.ir

پایگاه الکترونیکی انجمن علوم خاک ایران: www.soiliran.org

www.sid.ir

پایگاه اطلاعات علمی جهاد دانشگاهی:

majalehsoil@yahoo.com

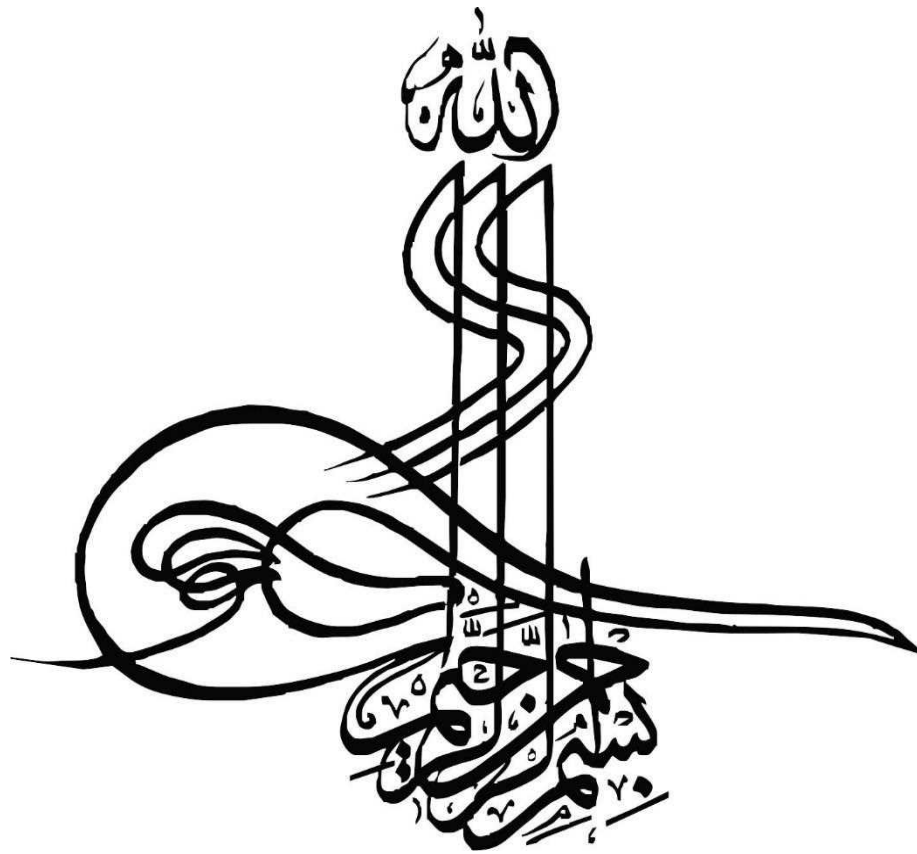
آدرس الکترونیکی دفتر مجله:

www.civilica سیویلیکا

آدرس: کرج - میدان استاندارد، جاده مشکین دشت، بعد از رزکان نو، بلوار امام خمینی، مؤسسه تحقیقات خاک و آب، کد پستی: ۳۱۷۷۹۹۳۵۴۵

آدرس پایگاه الکترونیکی مجله: www.srjournal.areeo.ir

تلفن و نمایر: ۳۶۲۰۸۷۹۶ (۰۲۶)



فهرست مقالات

- ۳۸۳.....پایش کیفیت خاک، ضرورتی انکارناپذیر.....سعید سعادت، لیلا اسماعیل‌نژاد، حامد رضایی و ملیحه مدنیان
- ۴۰۱.....اثر محلول‌پاشی روی و منابع کلسیم بر بهبود پارامترهای کیفی و کاهش ریزش میوه در سیب.....حسین عزیزی، عزیز مجیدی، جمال احمد آلی و رزیتا مظلومی اسکوئی
- ۴۲۱.....بررسی نقش ویژگی‌های فیزیکی خاک بر شاخص‌های نفوذ آب در خاک (مطالعه موردی: استان زنجان).....مرتضی یاوری، علی‌رضا واعظی و محمدصادق عسکری
- ۴۳۷.....تغییرات شدت تبخیر از خاک شنی و لوم رسی شنی در اثر باکتری باسیلوس ولزنسیس.....زهرا کریم‌زاده، محمدحسین محمدی و حسین بشارتی
- تأثیر سطوح مختلف شوری بر جذب و توانایی گیاه‌پالایی عنصر کادمیم در گیاه کینوا (*Chenopodium quinoa* Willd).....سیروس صادقی
- ۴۵۵.....نقش مدیریت تلفیقی تغذیه مناسب، مالچ گیاهی و سایبان در کاهش عارضه زوال در درختان پرتقال (مطالعه موردی: جنوب کرمان).....جواد سرحدی و مهری شریف
- ۴۸۷.....ارزیابی میزان اجتناب از دو فرایند فرسایش خاک و رسوب‌دهی و ارائه بینش‌های مدیریتی.....مجید رمضانی مهران، اردوان زرندیان، سیده آل‌محمد و جلیل بادام فیروز
- ۴۹۳.....بررسی اثر کاربرد فاضلاب بر ویژگی‌های خاک و تجمع فلزات سنگین در خاک‌های ایران-مطالعه مروری.....هادی احمدی، کریم شهبازی، کامبیز بازرگان، مصطفی مارزی و میثم چراغی

«راهنمای تهیه مقاله برای انتشار در نشریه علمی پژوهش های خاک»

اهداف و دامنه فعالیت نشریه

مجله علمی-پژوهشی **پژوهش های خاک** با هدف ارتقای آگاهی محققان و پژوهشگران، افزایش سطح دانش و پژوهش و معرفی اندیشه‌ها، نوآوری‌ها و خلاقیت‌های علمی-پژوهشی در سطح ملی و بین‌المللی تأسیس شده است. این مجله بستری برای تعامل میان پژوهشگران، اعضای هیات علمی، دانشجویان، کارشناسان، مروجان، مدیران و سیاست‌گذاران حوزه کشاورزی، محیط‌زیست و منابع طبیعی فراهم می‌کند. تمرکز اصلی مجله بر انتشار پژوهش‌های مرتبط با شناسایی، حفاظت و بهره‌برداری پایدار از منابع خاک و آب است. محورهای تحت پوشش مجله شامل: ژنز و رده بندی خاک، ارزیابی و تناسب اراضی، نقشه برداری رقومی خاک، شیمی و حاصلخیزی خاک، فیزیک خاک، فرسایش خاک، روابط آب، خاک و گیاه، زیست‌شناسی و بیوشیمی خاک، تغذیه گیاه، کربن آلی خاک، تنش‌های محیطی مانند خشکی، شوری، فرسودگی خاک و سایر تنش‌های مرتبط با سلامت خاک-گیاه-محصولات کشاورزی، پایش کمی و کیفی منابع خاک، بهره‌وری خاک و آب، مدیریت و حفاظت خاک، آلودگی، اصلاح و پالایش خاک، کشاورزی حفاظتی و فناوری‌های نوین مانند سنسور از دور، GIS، فناوری نانو، داده‌ورزی، مدل‌سازی و کاربرد هوش مصنوعی در علوم خاک است. این مجله همچنین موضوعات مرتبط با تأثیر عوامل خاکی-آبی بر سلامت و کیفیت محصولات خوراکی کشاورزی، فناوری‌های تولید و مصرف انواع کودها، بهسازیهای خاک، بهبود دهنده‌های رشد گیاهان و بسترهای کشت را نیز پوشش می‌دهد. پژوهش‌های بین‌رشته‌ای که به توسعه پایدار کشاورزی، امنیت غذایی و حفاظت محیط زیست مرتبط با خاک و آب کمک کنند، در دامنه انتشار مجله قرار دارند.

انواع دست‌نوشته‌ها و محدودیت‌ها

نشریه پژوهش‌های خاک پذیرای مقالات پژوهشی اصیلی (Original Articles) است که حاصل تحقیق و بررسی نوآورانه نویسندگان در حوزه‌های مختلف علوم خاک و یا سایر حوزه‌های مرتبط، در دامنه فعالیت مجله باشند. این مقالات باید شامل داده‌های اصیل، تحلیل‌های دقیق و نتایج علمی معتبر باشند. علاوه بر آن، مقالات مروری (Review Articles) که پیشرفت‌های علمی مرتبط با اهداف و دامنه فعالیت نشریه را به صورت نظام‌مند و تحلیلی بررسی می‌کنند، پذیرفته می‌شوند. سایر انواع دست‌نوشته‌ها مانند یادداشت‌های کوتاه، گزارش‌های فنی یا مقالات روش‌شناختی، تنها در صورت انطباق با سیاست‌های مجله و تأیید سردبیر قابل انتشار هستند. مقالاتی که فاقد نوآوری باشند، ساختار نامناسب داشته باشند یا نتایج آن‌ها به طور کامل تشریح و تفسیر نشده باشد، برای انتشار پذیرفته نخواهند شد.

اصول کلی ارسال مقاله

ارسال مقاله به نشریه پژوهش‌های خاک به منزله پذیرش شرایط زیر از سوی نویسنده یا نویسندگان است:

۱. محتوای مقاله پیش‌تر در هیچ نشریه‌ای (به زبان فارسی یا سایر زبان‌ها) منتشر نشده و به طور هم‌زمان برای بررسی به مجله یا ناشر دیگری ارسال نشده است.
۲. تمامی نویسندگان مقاله و در صورت لزوم مقامات مسئول در مؤسسه یا سازمان محل انجام پژوهش، به صورت رسمی یا ضمنی انتشار مقاله را تأیید کرده‌اند.
۳. نویسنده مسئول تضمین می‌کند که تمامی اطلاعات ارائه شده صحیح بوده و رعایت اصول اخلاق پژوهش در تهیه و نگارش مقاله انجام شده است.
۴. دفتر نشریه و ناشر هیچ‌گونه مسئولیتی در قبال دعاوی احتمالی ناشی از محتوای مقاله بر عهده نخواهند داشت. در صورت احراز مغایرت با اصول فوق، مقاله در هر مرحله از فرایند انتشار و حتی پس از انتشار، از نشریه بازپس‌گیری (Retracted) خواهد شد.
۵. مقاله باید به زبان فارسی روان و پیراسته از غلط‌های نگارشی و نوشتاری باشد. از آوردن واژه‌های بیگانه که معادل شناخته شده فارسی دارند، جداً خودداری گردد.
۶. مسئولیت صحت و سقم مطالب، نظرات و عقاید مندرج در مقالات به عهده نویسندگان مقاله می‌باشد. حقوق معنوی مقالات برای نویسندگان محفوظ می‌باشد.
۷. مقالاتی که مبنی بر آزمایش‌هایی است که بیش از ۳ سال از خاتمه اجرای آن گذشته است از شانس کمتری برای پذیرش برخوردار خواهند بود و نویسندگان باید علت تأخیر در نوشتن مقاله را توجیه کنند.

نسخه‌های ارسالی به دفتر نشریه

نویسندگان موظف‌اند هنگام ارسال مقاله از طریق سامانه دریافت مقالات نشریه، همه فایل اصلی را بارگذاری نمایند:

۱. **فایل اصلی مقاله:** شامل متن کامل مقاله به همراه جداول و شکل‌ها، اما بدون نام و مشخصات نویسندگان، به‌منظور رعایت فرآیند داوری همتا به‌صورت ناشناس (Double-Blind Review).
۲. **فایل مشخصات نویسندگان:** شامل نام و نام خانوادگی همه نویسندگان، وابستگی سازمانی، نشانی پستی، پست الکترونیک و مشخصات نویسنده مسئول. ترتیب نام نویسندگان باید دقیقاً مطابق با ترتیب درج‌شده در مقاله رعایت شود.
۳. **فرم تعارض منافع:** تکمیل و امضای فرم مربوطه توسط نویسندگان جهت اعلام هرگونه تعارض منافع احتمالی.
۴. **فرم تعهد نویسندگان:** تکمیل و امضای فرم تعهد مبنی بر اصالت مقاله، عدم ارسال همزمان به سایر نشریات و تأیید مشارکت تمامی نویسندگان در انجام پژوهش.

نکته: حداکثر مشابهت مجاز در هر مقاله **۲۰ درصد است**. در این بازه ۲۰ درصد، درصد مشابهت با هر مطالعه قبلی نباید بیشتر از **۲ درصد** باشد. مقالاتی که درصد مشابهت بالای ۲۰ درصد داشته باشند و یا از یک منبع بیش از ۲ درصد استفاده کرده باشند، برای ادامه فرآیند بررسی و چاپ در نظر گرفته نمی‌شوند.

تعداد صفحات مقاله

مقالات ارسالی به نشریه، شامل تمامی بخش‌ها (چکیده فارسی و انگلیسی، متن اصلی، جداول و نمودارها، منابع و پیوست‌ها)، باید مطابق با قالب ارائه‌شده در این راهنما تدوین شوند. حداکثر حجم مجاز هر مقاله **۲۰ صفحه** در همین قالب است. در صورت تجاوز از این حد، مقاله جهت اصلاح به نویسندگان بازگردانده خواهد شد.

واژه‌های خارجی در متن فارسی

در نگارش مقالات فارسی، توصیه می‌شود تا حد امکان از معادل‌های فارسی مصوب و رایج برای واژه‌ها و اصطلاحات خارجی استفاده گردد. در مواردی که معادل فارسی برای یک واژه وجود ندارد یا استفاده از آن غیردقیق و نامأنوس است، باید واژه اصلی (لاتین) تنها در اولین اشاره به کار برده شود. در این حالت، واژه لاتین در قالب زیرنویس (Footnote) در همان صفحه درج خواهد شد.

- ✓ از به‌کار بردن هم‌زمان واژه فارسی و لاتین در متن اصلی پرهیز شود.
- ✓ در صورتی که یک اصطلاح تخصصی در متن چندین بار تکرار می‌شود، تنها بار نخست نیاز به ذکر معادل لاتین در زیرنویس دارد.
- ✓ نام‌های خاص، نرم‌افزارها، تجهیزات و اختصارات علمی باید به‌صورت دقیق و استاندارد نوشته شوند.

زیرنویس‌ها

در صورت نیاز به درج زیرنویس در متن مقاله، رعایت موارد زیر الزامی است:

۱. زیرنویس‌های فارسی باید به‌صورت **راست‌چین** و زیرنویس‌های لاتین به‌صورت **چپ‌چین** نوشته شوند.
۲. در ابتدای هر زیرنویس، شماره مربوطه درج شده و سپس یک نقطه (.) و یک فاصله قرار گیرد؛ پس از آن متن زیرنویس تایپ شود.
۳. فونت و اندازه زیرنویس‌ها به شرح زیر است:
 - ✓ زیرنویس فارسی: B, Nazanin, اندازه ۱۰
 - ✓ زیرنویس انگلیسی: Times New Roman, اندازه ۹
۴. شماره‌گذاری زیرنویس‌ها باید به‌صورت پیوسته در کل مقاله انجام شود و از تکرار شماره‌گذاری مجزا در صفحات مختلف خودداری گردد.

۵. استفاده از زیرنویس باید به حداقل و فقط در موارد ضروری مانند توضیح واژه‌های تخصصی، ارائه معادل لاتین یا توضیحات تکمیلی محدود شود.

معرفی نشانه و متغیرها در متن

تمامی نشانه‌ها، علائم و متغیرهای مورد استفاده در مقاله باید در **اولین اشاره در متن** به‌طور کامل معرفی و تعریف شوند. نویسندگان باید:

۱. در اولین استفاده از هر متغیر یا نماد، نام کامل آن را در متن آورده و سپس اختصار یا علامت مربوطه را در پرانتز ذکر کنند. مثال: ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC).
۲. از به‌کارگیری نمادها و اختصارات غیراستاندارد یا مبهم پرهیز نمایند.
۳. در صورت وجود تعداد زیاد نمادها و متغیرها، جدولی تحت عنوان نمادها و اختصارات (Symbols and Abbreviations) در ابتدای مقاله یا در پیوست درج شود.
۴. واحدهای تمامی متغیرهای کمی باید مطابق با استاندارد بین‌المللی واحدها (SI Units) ذکر شوند.

فرمت کلی و ساختار مقاله

مقالات ارسالی به نشریه پژوهش‌های خاک باید ساختاری منظم و استاندارد داشته باشند تا امکان ارزیابی و انتشار علمی فراهم شود. هر مقاله معمولاً شامل بخش‌های زیر است: عنوان و صفحه مشخصات نویسندگان، چکیده فارسی (ساده) و انگلیسی (مبسوط)، واژگان کلیدی، مقدمه، مواد و روش‌ها، نتایج، بحث، نتیجه‌گیری، قدردانی، منابع و جداول و شکل‌های مرتبط که معمولاً در بخش مواد و روش و نتایج ارائه می‌شوند. رعایت ترتیب و قالب این بخش‌ها به نویسندگان کمک می‌کند تا پژوهش خود را به صورت شفاف و قابل فهم ارائه دهند و داوران و خوانندگان بتوانند با سهولت روند علمی و کیفیت مقاله را ارزیابی کنند. در ادامه الزامات مورد نیاز برای تهیه هر یک از این بخش‌ها به‌طور خلاصه شرح داده شده است.

صفحه عنوان مقاله و اطلاعات مؤلفان

عنوان مقاله باید روان، گویا، مختصر و منعکس‌کننده محتوای تحقیق باشد و در عین حال از واژگان کلیدی مقاله متمایز باشد. در زیر عنوان، نام و نام خانوادگی نویسندگان به همراه وابستگی سازمانی و پست الکترونیک آن‌ها درج می‌شود. لازم است نویسنده مسئول (Corresponding Author) مشخص شود و اطلاعات کامل شامل وابستگی سازمانی، ایمیل و آدرس پستی دقیق ارائه گردد. برای یکپارچگی فرمت، عنوان مقاله با قلم B Nazanin، اندازه ۱۴، Bold، نام مؤلفان با قلم B Nazanin، اندازه ۱۲، Bold، آدرس‌ها با قلم B Nazanin، اندازه ۱۱ و ایمیل‌ها با قلم Times New Roman، سایز ۹ و به رنگ آبی نوشته شود. خلاصه‌ای از نوع و اندازه قلم برای هر بخش از مقاله در جدول ۳ ارائه شده است.

چکیده و کلیدواژه‌ها

چکیده‌ها

مقالات ارسالی به نشریه پژوهش‌های خاک باید شامل دو چکیده باشند: **چکیده مبسوط به زبان انگلیسی و چکیده کوتاه به زبان فارسی**. ترتیب ارائه چکیده‌ها در متن مقاله به این صورت است که ابتدا چکیده مبسوط انگلیسی و سپس چکیده فارسی درج می‌شود.

چکیده فارسی

چکیده فارسی باید به صورت روشن و مستقیم به مسئله پژوهش، اهداف، مواد و روش‌ها، یافته‌ها و نتیجه‌گیری اشاره کند. از کلی‌گویی، مقدمه‌پردازی طولانی یا ارجاع به منابع در این بخش خودداری شود. هر بخش از چکیده در سطر جداگانه آورده شود. طول چکیده بین ۲۰۰ تا ۲۵۰ کلمه باشد. تنظیم متن با فاصله خطوط Single و چینش Justify انجام گیرد. فونت چکیده فارسی B Mitra با اندازه ۱۱ و کلمه «چکیده» با B Titr با اندازه ۱۲ و پررنگ (Bold) نوشته شود. کلمات انگلیسی احتمالی در متن فارسی با قلم Times New Roman و اندازه ۹ درج گردند.

چکیده انگلیسی

چکیده انگلیسی باید مبسوط، ساختارمند و جامع‌تر از چکیده فارسی باشد و شامل بخش‌های مشخص با تیتراهای زیر باشد:

- Objectives
- Methodology
- Results
- Conclusion

طول چکیده انگلیسی بین ۴۵۰ تا ۷۵۰ کلمه بوده و لزوماً ترجمه مستقیم چکیده فارسی نیست، بلکه باید بازنویسی علمی و دقیق از محتوای پژوهش باشد. استفاده از ابزارهای ترجمه خودکار مانند Google Translate توصیه نمی‌شود؛ واژگان تخصصی باید به‌درستی ترجمه و بازبینی شوند. نوع قلم در چکیده انگلیسی Times New Roman با اندازه ۹ باشد.

نکته ۱: در صفحه ویژه چکیده انگلیسی، علاوه بر متن چکیده، اطلاعات زیر باید ارائه شود:

- عنوان مقاله (Times New Roman، اندازه ۱۴، Bold)
- نام و نام خانوادگی نویسندگان (Times New Roman، اندازه ۱۲، Bold)
- وابستگی سازمانی نویسندگان و ایمیل (Times New Roman، اندازه ۹)
- متن چکیده مبسوط (Times New Roman، اندازه ۹)

واژگان کلیدی (Keywords)

هر مقاله باید شامل ۴ تا ۶ واژه کلیدی باشد که بازتاب‌دهنده محتوای اصلی پژوهش باشند. انتخاب کلیدواژه‌ها باید به‌گونه‌ای صورت گیرد که امکان نمایه‌سازی و بازیابی بهتر مقاله را فراهم سازد. کلیدواژه‌ها در یک سطر و به ترتیب حروف الفبا نوشته شده و با علامت ویرگول (،) از یکدیگر جدا شوند.

- واژگان کلیدی فارسی: با قلم B Nazanin و اندازه ۱۲ تایپ شوند.
- واژگان کلیدی انگلیسی: ترجمه دقیق معادل‌های فارسی باشند و با قلم Times New Roman و اندازه ۱۲ نوشته شوند.
- از تکرار واژه‌هایی که عیناً در عنوان مقاله ذکر شده‌اند، باید خودداری شود.
- ترجیحاً از واژه‌های استاندارد و پرکاربرد در نمایه‌سازی پایگاه‌های علمی استفاده گردد.

مقدمه

مقدمه باید اهمیت پژوهش انجام‌شده را به‌وضوح نشان دهد و مسئله مورد بررسی را با مروری انتقادی بر پژوهش‌های پیشین، مکانیسم‌های مرتبط و یافته‌های علمی قبلی تبیین کند. ساختار مقدمه بهتر است به‌صورت تدریجی از کلی به جزئی باشد؛ به این معنا که پاراگراف نخست بر اهمیت کلی موضوع و ضرورت پژوهش در زمینه مربوطه تأکید داشته باشد و در ادامه، هر پاراگراف به یک جنبه تخصصی‌تر یا یافته‌های پیشین مرتبط پرداخته و زمینه‌سازی لازم برای بیان اهداف تحقیق را فراهم آورد.

پاراگراف‌ها باید منسجم، مرتبط و یکپارچه باشند و از پراکنده‌نویسی پرهیز شود. طول هر پاراگراف معمولاً بین ۸ تا ۱۳ خط توصیه می‌شود. در پاراگراف پایانی مقدمه، تمرکز اصلی باید بر شکاف پژوهشی (Research Gap) موجود، اهداف مشخص تحقیق و در صورت لزوم، فرضیات پژوهش قرار گیرد. این بخش از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است و باید به‌روشنی تدوین گردد.

متن مقاله باید به‌صورت تک‌ستونی، قلم B Mitra و اندازه ۱۳ و با فاصله خطوط تک‌فاصله (Single Space) تنظیم شود. کلمات انگلیسی درون متن فارسی باید با ۲ اندازه کوچکتر از متن فارسی و قلم Times New Roman تنظیم شوند. عنوان تیتراها با قلم B Titr و اندازه ۱۱ تنظیم شود. عنوان هر بخش یا زیربخش با یک سطر فاصله از انتهای متن بخش قبلی درج شود. در نگارش مقاله از شماره‌گذاری عنوان‌ها خودداری گردد.

مواد و روش‌ها

در این بخش باید شرح کامل، دقیق و جزئیات مربوط به مواد و روش‌های مورد استفاده در پژوهش ارائه شود. این توضیحات باید به اندازه‌ای شفاف باشند که امکان تکرار پژوهش توسط سایر محققان وجود داشته باشد. اطلاعات این بخش می‌تواند شامل موارد

زیر باشد: جامعه آماری یا منطقه مورد مطالعه، روش‌های نمونه‌گیری، تیمارهای آزمایشی، دستگاه‌ها و مواد مورد استفاده (به همراه مشخصات فنی و نام شرکت سازنده)، روش‌های تجزیه و تحلیل آماری داده‌ها.

برای افزایش وضوح و انسجام، توصیه می‌شود این بخش با زیرتیترهای موضوعی (مانند «منطقه مطالعه»، «روش نمونه‌گیری»، «اندازه‌گیری‌های آزمایشگاهی»، «روش‌های آماری») سازمان‌دهی شود. این امر به نویسندگان کمک می‌کند تا با دقت و تمرکز بیشتری به هر بخش بپردازند.

در مواردی که از روش‌های استاندارد یا متداول و پیش‌تر منتشر شده استفاده شده باشد، نیازی به ارائه شرح کامل نیست و صرفاً ذکر مبانی روش به همراه ارجاع به منابع معتبر کافی است. در صورت اعمال تغییرات یا اصلاحات در روش‌های موجود، باید این تغییرات به‌طور شفاف توضیح داده شوند.

نتایج

این بخش باید جدای از بحث باشد. در این بخش باید نتایج به‌دست‌آمده از پژوهش به‌صورت دقیق، روشن و بدون تفسیر یا بحث ارائه شوند. نتایج می‌توانند در قالب متن، جداول و نمودارها گزارش شوند. توضیحات متنی باید مکمل جداول و نمودارها باشند و از تکرار داده‌ها در متن و جدول/شکل خودداری گردد.

ترتیب ارائه نتایج بهتر است تا حد امکان مطابق با ساختار بخش مواد و روش‌ها باشد تا انسجام مقاله حفظ شود. هر نتیجه باید به‌طور مستقیم به هدف یا پرسش پژوهش مرتبط باشد.

توصیه می‌شود **بخش نتایج و بحث به صورت جداگانه** ارائه شوند؛ این جداسازی به نویسندگان امکان می‌دهد با دقت و تمرکز بیشتری ابتدا یافته‌ها را گزارش کرده و سپس در بخش بعدی به تفسیر، مقایسه با پژوهش‌های پیشین و تحلیل علمی آنها بپردازند.

جدول‌ها

هر جدول باید شامل شماره، عنوان، سرستون‌ها و متن جدول باشد. شماره و عنوان جدول در بالای جدول درج می‌شوند و باید به زبان **فارسی و انگلیسی** ارائه شوند. **اعداد در جدول به انگلیسی** درج شوند، **متن یا واژه‌های درون جدول و توضیحات جدول** نیز باید **هم به فارسی و هم به انگلیسی** نوشته شود.

جدول باید با یک خط افقی از شماره و عنوان خود جدا شود و سر جدول نیز با یک خط افقی از متن داده‌ها جدا گردد. در زیر متن جدول یک خط افقی دیگر رسم شود. در متن جدول تا حد امکان از خطوط افقی و عمودی اضافی پرهیز شود. هر ستون جدول باید عنوان و واحد کمیت مربوطه را داشته باشد؛ اگر همه ارقام یک واحد مشترک دارند، واحد در توضیحات یا عنوان اصلی جدول ذکر شود.

اختصارات یا توضیحات اضافی باید در زیرنویس جدول ارائه شوند. جدول‌ها باید در اولین مکان ممکن پس از اشاره به آن‌ها در متن قرار گیرند و نسبت به دو طرف صفحه **وسط‌چین** باشند. مطالب داخل جدول وسط‌چین تنظیم شود. تمامی اعداد فارسی و وسط‌چین درج شوند و در صورت استفاده از ممیز، از "/" به جای نقطه استفاده نشود (مثال: 3.6 صحیح و 3/6 اشتباه است).

فونت و سایز جداول

- عنوان فارسی بالای جدول: B Mitra 11, Bold
- عنوان لاتین بالای جدول: Times New Roman 9, Bold
- عنوان ستون‌ها: B Mitra 10, Bold
- متن فارسی داخل جدول: B Mitra 10
- متن انگلیسی داخل جدول: Times New Roman 8

هر جدول باید با یک سطر فاصله از متن قبل و بعد از خود قرار گیرد و اگر از منبعی استفاده شده است، مرجع باید در انتهای عنوان جدول ذکر شود. جدول (۱) نمونه‌ای از یک فرمت قابل قبول است

جدول ۱- نمونه‌ای از یک جدول مناسب برای ارائه در متن مقاله

Table 1. An example of a table suitable for presentation in the manuscript

عمق / Depth (cm)	TNV (%)	EC (dS.m ⁻¹)	pH	OC (%)	P _{av}	K _{av}	Mg _{ex}	بافت خاک / Soil texture
					(mg.kg ⁻¹)			
0-10	28	1.6	7.6	0.62	12.4	290	300	لومی رسی / Loam clay
10-20	30	2.2	7.2	0.50	6.3	295	305	لومی رسی / Loam clay
20-30	33	4.5	8.5	0.21	4.5	332	286	لومی شنی / Loam sandy

* فونت و ساختار این جدول مطابق با دستورالعمل نشریه تهیه شده است.

* The font and structure of this table have been prepared according to the journal's guidelines.

شکل‌ها

هر شکل، اعم از نمودار، چارت، نقشه یا تصویر، باید شامل شماره و عنوان کامل به فارسی و انگلیسی باشد. از به کار بردن عناوینی مانند نمودار، عکس یا نقشه خودداری شود و تمامی آن‌ها با عنوان "شکل/ Figure" درج شوند. شماره‌گذاری شکل‌ها به ترتیب از شماره ۱ انجام می‌شود. عنوان شکل به صورت وسط‌چین در زیر شکل قرار می‌گیرد.

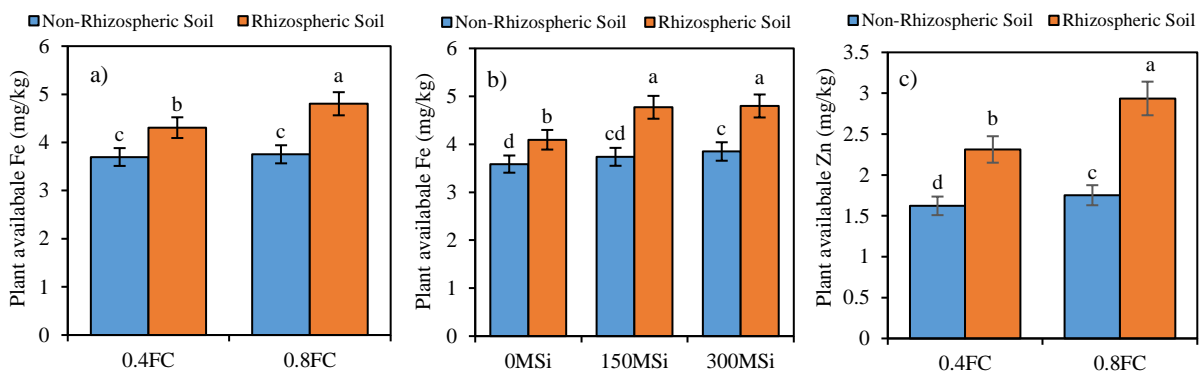
نتایج ارائه شده در جداول یا شکل‌ها نباید به شکل دیگری مانند متن نوشتاری در بخش دیگری از مقاله تکرار شوند. شکل‌ها می‌توانند به صورت رنگی یا سیاه و سفید باشند و باید در محل ارجاع به آن‌ها در متن درج شوند. ذکر واحد کمیت‌ها در شکل‌ها الزامی است و همه شکل‌ها باید در متن به طور دقیق ارجاع داده شوند. در تهیه شکل‌ها توجه شود که اندازه اعداد، متن‌ها، واحدها و Legend به اندازه کافی بزرگ باشد تا پس از درج در مقاله کاملاً خوانا باشند. در صورت استفاده از تصویر خروجی نرم‌افزار، کیفیت تصویر باید بالا باشد.

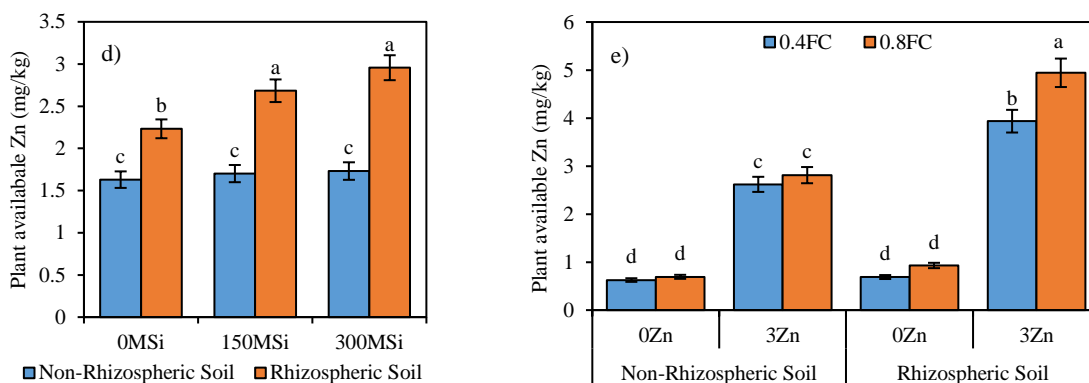
اگر یک شکل شامل چند تصویر یا نمودار است، زیر شکل‌ها باید با حروف a, b, c و ... مشخص شوند و در متن مقاله نیز به همراه شماره شکل به آن‌ها ارجاع داده شود. تمام اختصارات موجود در شکل‌ها باید در زیر نویس و بلافاصله پس از عنوان شکل توضیح داده شوند. تمام اعداد و توضیحات داخل شکل باید به انگلیسی ارائه شوند. عنوان و توضیحات شکل نیز باید هم به فارسی و هم به انگلیسی درج شوند. اندازه فونت محورهای نمودار و اعداد باید به اندازه کافی بزرگ باشد تا پس از کوچک شدن نیز خوانا باقی بماند.

فونت و سایز شکل‌ها

- عنوان فارسی شکل: B Mitra 11, Bold
- عنوان انگلیسی شکل: Times new roman 9, Bold
- حروف انگلیسی در عنوان فارسی (در صورت وجود) باید با دو اندازه کوچکتر و با قلم Times new roman نوشته شوند.

مثال:





شکل ۱- اثر سیلیسیم، روی و محتوای آب خاک بر غلظت آهن (a, b) و روی (c-e) در خاک ریزوسفری و غیرریزوسفری. تیمارها شامل 0Si (شاهد؛ بدون سیلیسیم)، 150MSi و 300MSi (کاربرد ۱۵۰ و ۳۰۰ میلی گرم سیلیسیم در کیلوگرم)، 0Zn (شاهد، بدون روی) و 3Zn میلی گرم روی در کیلوگرم خاک)، تحت دو محتوای متفاوت رطوبت خاک؛ 0.4 FC (تنش خشکی) و 0.8FC (رطوبت بهینه‌بهرینه). حروف متفاوتی ستون‌ها نشان دهنده تفاوت معنی‌دار بین تیمارها بر اساس آزمون چند دامنه‌ای دانکن هستند ($p \leq 0.05$).

Fig. 4. Effects of silicon, zinc, and soil water content on iron (a, b), and zinc (c-e) concentrations in rhizosphere and non-rhizosphere soils. Treatments include 0Si (no Si), 150MSi and 300MSi (150 and 300 mg Si kg⁻¹), 0Zn (no Zn), and 3Zn (3 mg Zn kg⁻¹), under two SWC: 0.4 FC (drought stress) and 0.8 FC (optimal). Different letters indicate significant differences among treatments based on Duncan's multiple range test ($p \leq 0.05$).

فرمول‌ها و روابط ریاضی

استفاده از Microsoft Equation در نوشتن فرمول‌ها الزامی است. برای نمایش روابط و فرمول‌های ریاضی از جدول دو ستونی با خطوط نامرئی مطابق نمونه زیر استفاده شود. در ستون سمت راست، شماره رابطه و در ستون سمت چپ، رابطه یا فرمول مربوطه نوشته شود. در صورتی که فرمول‌ها در محیط word نسخه ۲۰۰۷ تهیه شوند، فایل آر سالی باید با پسوند docx ذخیره شود تا از تبدیل شدن فرمول‌ها به عکس جلوگیری شود. تمام روابط ریاضی به ترتیب از ۱ شماره‌گذاری شوند و شماره هر رابطه با پرانتز جدا شود.

* فونت و سایز فرمول‌ها و روابط ریاضی: (Times New Roman 11)
 دو نمونه رابطه در زیر آمده است.

$$\text{LOD} = \frac{3 \times Sb}{m} \quad \text{رابطه (۱)}$$

$$\text{LOQ} = 3.3 \times \text{LOD} \text{ or } \text{LOQ} = \frac{10 \times Sb}{m} \quad \text{رابطه (۲)}$$

نکته: همه توضیحات و اجزای داخل فرمول باید در زیر فرمول معرفی شوند. برای مثال: در این رابطه‌ها، LOD حد تشخیص، LOQ حد کمی‌سازی، S_b انحراف معیار نمونه‌های شاهد و m شیب منحنی کالیبراسیون است.

بحث

در بخش بحث، یافته‌های مهم و کلیدی مقاله باید با ارجاع به منابع معتبر تفسیر و تحلیل شوند. نویسندگان باید تلاش کنند که نتایج مطالعه خود را نه تنها با ذکر موافق یا مخالف بودن نسبت به مطالعات پیشین، بلکه با تحلیل مکانیسم‌ها و شواهد علمی تفسیر کنند. برای نوشتن یک بحث قوی به موارد زیر توجه کنید:

۱. ارجاع به نتایج خود: به نتایج و مشاهدات تحقیق اشاره شود و از آنها برای پشتیبانی از تحلیل استفاده شود.
۲. استفاده از مکانیسم‌های علمی: یافته‌ها باید با توجه به مکانیسم‌های زیر بنایی موجود و داده‌های مطالعات پیشین تحلیل شوند و دلایل قبول یا رد نتایج با استناد به شواهد علمی توضیح داده شود.

۳. **مقایسه با مطالعات قبلی:** صرفاً بیان موافق یا مخالف بودن با نتایج پیشین کافی نیست؛ نویسنده باید نشان دهد که چرا نتایج مطالعه وی با نتایج دیگران هماهنگ یا متفاوت است و چه مکانیسم یا دلیل علمی مشاهدات آنها را توجیه می‌کند.

۴. **ارجاع به منابع جدید:** در تفسیر نتایج، استفاده از منابع به‌روز و معتبر (ترجیحاً استفاده از مقالات منتشر شده در ۳ سال اخیر) اهمیت بالایی دارد.

۵. **تمرکز بر هدف اصلی پژوهش:** بخش بحث باید به گونه‌ای نوشته شود که پیوسته به هم باشد و هدف اصلی مطالعه و فرضیه‌های کلیدی مقاله روشن و پشتیبانی شوند.

**** نکته مهم:** مقالاتی که بخش بحث آن‌ها صرفاً بر اساس گزارش نتایج و بیان موافق یا مخالف بودن با مطالعات قبلی نوشته شود، در نشریه پژوهش‌های خاک قابل پذیرش نیستند. نویسندگان قبل از ارسال مقاله باید از رعایت این نکته اطمینان حاصل کنند.

نتیجه‌گیری

ارائه بخش نتیجه‌گیری و جمع‌بندی پس از متن اصلی مقاله الزامی است. این بخش باید با توجه به هدف و سوال تحقیق نوشته شود و یافته‌های مطالعه انجام شده برای پاسخ به سوال اصلی تحقیق تشریح گردد. توجه شود که این بخش نباید هم‌پوشانی زیادی با چکیده داشته باشد، در اینجا باید چکیده‌ای از تفسیر نتایج در ارتباط با هدف مطالعه ارائه شود. بهتر است در سطر پایانی نتیجه‌گیری، پیشنهادی برای آینده تحقیقاتی این زمینه ارائه شود؛ بنابراین، در صورت داشتن پیشنهاد، می‌توانید آن‌ها را در انتهای نتیجه‌گیری قرار دهید. توصیه می‌شود که نتیجه‌گیری تا حد ممکن کوتاه نوشته شود و از بیان جزئیات نتایج که باید در چکیده نوشته شود، خودداری شود.

تشکر و قدردانی

در این بخش، نویسندگان می‌توانند از افراد، سازمان‌ها یا نهادهایی که در اجرای پژوهش همکاری یا حمایت داشته‌اند، تشکر و قدردانی نمایند. این قسمت باید کوتاه، مختصر و معمولاً در حدود ۵۰ کلمه باشد و تنها به ذکر کمک‌های مستقیم یا حمایتی اشاره کند.

تعارض منافع

نویسندگان موظف‌اند هرگونه رابطه مالی، شخصی، دانشگاهی یا سازمانی که می‌تواند منجر به تعارض منافع در فرآیند پژوهش یا نگارش مقاله شود، به‌طور شفاف اعلام نمایند. در صورتی که هیچ‌گونه تعارض منافی وجود نداشته باشد، لازم است عبارت زیر درج شود: "نویسندگان اعلام می‌دارند که هیچ‌گونه تضاد منافی در رابطه با انتشار این مقاله وجود ندارد."

منابع و سبک مرجع‌دهی

تمام منابع در مقالات نشریه باید بر اساس **سبک Harvard** ارجاع داده شوند. برای تسهیل این فرآیند، نویسندگان می‌توانند از نرم‌افزارهای مدیریت منابع مانند Word، Mendeley یا EndNote استفاده کنند. با این حال، توجه شود که استفاده از نرم‌افزارها ممکن است گاهی باعث ارجاع ناقص شود؛ بنابراین، نویسندگان موظف‌اند فهرست منابع را با دقت بررسی کرده و هرگونه نقص احتمالی را اصلاح کنند.

ارجاع در متن

ارجاع‌دهی در متن باید به **زبان انگلیسی** انجام شود، **حتی برای منابع فارسی**. برای منابع دارای **دو نویسنده:** هر دو نام نویسنده ذکر شود. برای منابع با **بیش از دو نویسنده:** نام نفر اول ذکر شده و سپس از "et al." در داخل پرانتز و "و همکاران" برای ارجاعات خارج از پرانتز استفاده شود و در نهایت سال انتشار ذکر گردد. **برای نمونه:**

• ارجاع در متن به صورت خارج از پرانتز:

نتایج مشابهی توسط Sparks و همکاران (۲۰۲۵) نیز گزارش شده است.

• ارجاع در متن به صورت داخل پرانتز:

نتایج مشابهی توسط سایر محققان گزارش شده است (Sparks et al., 2025; Sparks and Chen, 2025, Sparks, 2025).

ارجاع در فهرست منابع (References)

در پایان مقاله، تمام منابع اعم از فارسی و انگلیسی باید به **زبان انگلیسی** آورده شوند. برای منابع فارسی، حتماً به منبع اصلی مراجعه کنید و ترجمه دقیق عنوان‌ها انجام شود؛ استفاده از Google Translate تو صیه نمی شود. در پایان منابع فارسی، عبارت (in Persian) اضافه شود. منابع باید به ترتیب حروف الفبا مرتب شوند.

- ✓ **نکته ۱:** در انتهای هر مقاله، DOI اختصاصی مقاله درج شود.
- ✓ **نکته ۲:** نحوه ارجاع‌دهی به کتاب و مقاله مطابق جدول (۲) است. برای سایر منابع اطلاعاتی مانند پایان‌نامه، گزارش پژوهشی، سایت‌ها و فایل‌های چندرسانه‌ای، شیوه Harvard استفاده شود.
- ✓ **نکته ۳:** برای منابع پایان‌نامه یا رساله دکتری باید دانشگاه و شهر درج شود.
- ✓ **نکته ۴:** منابع سمینار و همایش باید تاریخ و مکان دقیق ارائه را شامل شوند. این مقالات معمولاً خلاصه‌ای از یک مقاله جامع هستند، در صورت انتشار مقاله اصلی جامع، به اصل مقاله ارجاع دهید.
- ✓ **نکته ۵:** استفاده از منابع جدید، به‌ویژه دهه اخیر، الزامی است و در صد قابل توجهی از منابع باید مربوط به ۳-۵ سال اخیر باشند، مگر برای مکانیسم‌ها و فرمول‌های ثابت که ارجاع به منبع اصلی قدیمی ضروری است.

جدول ۲- نحوه صحیح ارجاع دهی به منابع در فهرست منابع (به سبک Harvard)

مدرک	مثال
مقاله با ۱ نویسنده	Smith, J.M., 1974. The theory of games and the evolution of animal conflicts. <i>Journal of theoretical biology</i> , 47(1), pp.209-221. https://doi.org/10.1016/0022-5193(74)90110-6
مقاله با ۲ نویسنده	Smith, J.M. and Price, G.R., 1973. The logic of animal conflict. <i>Nature</i> , 246(5427), pp.15-18. https://doi.org/10.1038/246015a0
مقاله با ۳ نویسنده یا بیشتر	Wankmüller, F.J., Delval, L., Lehmann, P., Baur, M.J., Cecere, A., Wolf, S., Or, D., Javaux, M. and Carminati, A., 2024. Global influence of soil texture on ecosystem water limitation. <i>Nature</i> , 635(8039), pp.631-638. https://doi.org/10.1038/s41586-024-08089-2
مقاله فارسی ^۱ با x نویسنده	Karimi, S., 2025. Exploring soil temperature extremes: unraveling dynamics with local and spatial machine learning models. <i>Stochastic Environmental Research and Risk Assessment</i> , pp.1-19. https://doi.org/10.1007/s00477-025-03068-z . (In Persian)
	Zaheri Abdehvand, Z., Karimi, D., Rangzan, K. and Mousavi, S.R., 2024. Assessment of soil fertility and nutrient management strategies in calcareous soils of Khuzestan province: A case study using the Nutrient Index Value method. <i>Environmental Monitoring and Assessment</i> , 196(6), p.503. https://doi.org/10.1007/s10661-024-12665-4 . (In Persian)
مقاله کنفرانسی	Thompson, R., 2018. Soil moisture variation under drought conditions. Paper presented at the 10th International Soil Science Conference, Berlin, Germany, 5-7 June.
پایان‌نامه و رساله دکتری	Rahimi, F., 2017. Phosphorus dynamics in calcareous soils. PhD thesis, University of Tehran, Tehran, Iran. (In Persian)
منابع الکترونیک	Soil Survey Staff. 2004. NRCS soils [Online]. Available at http://soils.usda.gov [verified 23 Mar. 2005]. USDA-NRCS, Washington, DC.
ارجاع به کتاب	Brady, N.C., Weil, R.R. and Weil, R.R., 2008. <i>The nature and properties of soils</i> (Vol. 13, pp. 662-710). Upper Saddle River, NJ: Prentice Hall.
ارجاع به یک فصل از کتاب	Mousavi, S.M. and Sedaghat, A., 2025. Soil Fertility Enhancement Through Biochar Technology. In <i>Biochar Revolution: Transforming Agriculture and Environment Management</i> (pp. 99-115). Cham: Springer Nature Switzerland. https://doi.org/10.1007/978-3-031-73154-9-6
کتاب چند جلدی	Marschner, P., 2012. <i>Marschner's Mineral Nutrition of Higher Plants</i> . Vol.3. 3rd ed. Press, New York, pp.123-145.
ارجاع به استانداردها	ISO, D., 2005. 10390; Soil Quality—Determination of pH (ISO 10390: 2005). <i>DIN Deutsches Institut für Normung eV Beuth-Verlag, Berlin</i> . Available at: xxxxxx

۱. مانند مقاله انگلیسی، فقط در انتها in Persian اضافه می‌شود.

سایر نکات در رابطه با ارجاع‌دهی

در صورتی که دو یا چند نویسنده مختلف دارای نام خانوادگی مشابه باشند و آثار آن‌ها در یک سال منتشر شده باشد، باید منابع در متن و فهرست منابع، با قرار دادن حروف کوچک انگلیسی (a, b, c, ...) بعد از سال انتشار از یکدیگر تفکیک شوند. این قاعده برای آثار متعدد یک نویسنده در یک سال نیز صادق است.

مثال در متن: (Karimi, 2018a; Karimi, 2018b)

مثال در فهرست منابع

Karimi, A., 2018a. Soil fertility management under arid conditions. *Journal of Soil Research*, 25(3), 145–158. <https://doi.org/10.1000/jsr.2018.01>

Karimi, A., 2018b. Phosphorus dynamics in calcareous soils. *Plant and Soil*, 430, 211–224. <https://doi.org/10.1007/s11104-018-3567>

۱. اگر نام نویسنده در متن ذکر شده باشد، نیازی به تکرار آن در پراکنش نیست و تنها سال انتشار ذکر می‌شود.
مثال: مطابق نتایج ما، Smith و همکاران (۲۰۲۱) نشان دادند که (صحیح)
مطابق نتایج ما، Smith et al (2021) نشان دادند که (اشتباه)
۲. مطابق نتایج ما، Smith و همکاران (۲۰۲۱) نشان دادند که (Smith et al., 2021) (اشتباه)
۳. حتی اگر منبع اصلی فارسی باشد، باید در متن مقاله به انگلیسی به آن ارجاع داده شود و در فهرست منابع نیز ترجمه انگلیسی همراه با برجسب (*In Persian*) ذکر گردد. **در این مورد ذکر (In Persian) باید بعد از شناسه DOI درج گردد.**
۴. زمانی که یک مطلب به چند منبع مرتبط است، منابع باید با نقطه‌ویرگول (;) از یکدیگر جدا شوند.
۵. **مثال:** (Smith, 2020; Rezai et al., 2019; Karimi, 2018a)
۶. ترتیب منابع در فهرست منابع باید بر اساس حروف الفبای انگلیسی مرتب شود، نه بر اساس ترتیب استناد در متن.
۷. در فهرست منابع نام کتاب و عناوین نشریه‌ها باید به صورت **ایتالیک** نوشته شوند. **علاوه بر این، تمامی اسامی جنس و گونه‌ها نیز باید در متن مقاله و فهرست منابع به ایتالیک نوشته شوند.**
۸. درج DOI اختصاصی هر مقاله در پایان ارجاع‌دهی الزامی است. اگر مقاله DOI نداشته باشد، باید آدرس دسترسی آنلاین (URL) ارائه گردد.
۹. در مورد منابعی که ماهیت چاپی دارند و DOI یا URL ندارند (مانند کتاب‌های قدیمی یا پایان‌نامه‌های داخلی)، ارائه اطلاعات کامل شامل محل نشر، ناشر، دانشگاه و شهر الزامی است.
۱۰. برای منابع اینترنتی، باید تاریخ دسترسی (Accessed date) نیز ذکر شود، زیرا محتوای آن‌ها ممکن است در آینده تغییر کند.
۱۱. استفاده از منابع جدید و معتبر (ترجیحاً ۳ تا ۵ سال اخیر) توصیه می‌شود. تنها در مواردی که نیاز به ارجاع به منابع کلاسیک، فرمول‌ها یا مکانیسم‌های پایه‌ای وجود دارد، می‌توان از منابع قدیمی‌تر استفاده کرد.

مروری کلی بر نحوه تهیه و ارسال مقاله

۱. مقاله حداکثر در ۲۰ صفحه A4 با فاصله خطوط تک‌فاصله و حاشیه‌های ۲/۵ سانتی‌متر از هر طرف و به صورت تک ستونی در نرم افزار Word 2007 یا نسخه‌های بالاتر تهیه شود.
۲. مقاله باید شامل بخش‌های اصلی شامل: عنوان و صفحه‌ مشخصات نویسندگان، چکیده (فارسی: ساده و انگلیسی: مبسوط)، واژگان کلیدی، مقدمه، مواد و روش‌ها، نتایج، بحث، نتیجه‌گیری و سایر موارد ذکر شده در این راهنما باشد. ارسال چکیده مبسوط انگلیسی همراه با متن مقاله الزامی است.
۳. نوع و اندازه قلم برای متن فارسی و انگلیسی باید مطابق جدول (۳) رعایت شود.
۴. پیش از نقطه (۰) و ویرگول (،) گذاشتن فاصله لازم نیست، اما پس از آن‌ها یک فاصله باید لحاظ شود.
۵. اصول نگارش زبان فارسی باید به طور کامل رعایت گردد و از به کار بردن اصطلاحات انگلیسی که معادل فارسی آن‌ها در فرهنگستان زبان فارسی مصوب شده تا حد امکان پرهیز شود.

۶. شکل‌ها باید با کیفیت بالا و واضح برای بررسی و انتشار تهیه شوند. در صورت پایین بودن کیفیت شکل‌ها، مقاله برای اصلاح به نویسندگان بازگردانده می‌شود.
۷. ارسال فرم تعارض منافع و فرم تعهد نامه الزامی همراه با ارسال مقاله به نشریه الزامی است.
۸. تمامی مقالات پس از دریافت، توسط سردبیر و اعضای هیات تحریریه بررسی می‌شوند و در صورتی که در حوزه پوشش مجله باشند و حداقل کیفیت لازم را داشته باشند، برای ارزیابی به داوران ارسال می‌شوند. پس از دریافت رأی داوران و تأیید هیات تحریریه، مقاله در نوبت چاپ قرار می‌گیرد. توجه شود که ارسال مقاله به داوران به منزله انتشار آن نیست و انتشار مقاله تنها با تأیید داوران و اعضای هیات تحریریه امکان‌پذیر است.

جدول ۳- خلاصه نوع قلم و اندازه مورد تأیید در نگارش مقالات

عنوان	قلم (فونت)	اندازه	نوع قلم
عنوان فارسی مقاله	B Mita	۱۴	پرنج
عنوان انگلیسی مقاله	Times New Roman	۱۴	پرنج
نام و نام خانوادگی مؤلفان (فارسی)	B Mita	۱۲	پرنج
نام و نام خانوادگی مؤلفان (انگلیسی)	Times New Roman	۱۲	پرنج
آدرس سازمانی نویسندگان (فارسی)	B Mita	۱۰	نازک
پست الکترونیکی نویسندگان (فارسی)	Times New Roman	۸	نازک، آبی رنگ
آدرس سازمانی نویسندگان (انگلیسی)	Times New Roman	۹	نازک
عنوان اصلی بخش‌ها	B Titr	۱۲	پرنج
عنوان زیر بخش‌ها	B Titr	۱۱	پرنج
متن چکیده فارسی	B Mita	۱۱	نازک
متن چکیده انگلیسی	Times New Roman	۹	نازک
کلیدواژه‌های فارسی	B Mita	۱۰	نازک و ایتالیک
کلیدواژه‌های انگلیسی	Times New Roman	۹	نازک
متن اصلی ^۱	B Mita	۱۳	نازک
زیرنویس فارسی	B Mita	۱۰	نازک
زیرنویس لاتین	Times New Roman	۸	نازک
عنوان فارسی جدول‌ها و شکل‌ها ^۱	B Mita	۱۱	نازک
عنوان انگلیسی جدول‌ها و شکل‌ها ^۱	Times New Roman	۹	نازک
عنوان ستون‌های جدول‌ها	B Mita	۱۰	پرنج
متون فارسی درون جدول‌ها	B Mita	۱۰	نازک
متون لاتین درون جدول‌ها	Times New Roman	۸	نازک
فهرست منابع (باید انگلیسی باشد)	Times New Roman	۱۱	نازک

۱. کلمات انگلیسی در متن فارسی باید با قلم Times New Roman و با دو اندازه کوچکتر از متن فارسی نوشته شوند.
۲. کلمه عنوان و شماره باید پررنگ باشد.

راهنمای پاسخ به نظرات داوران

۱. نویسنده/نویسندگان موظف‌اند حداکثر ظرف ۱۵ روز پس از دریافت نظرات داوران، اصلاحات لازم را انجام داده و فایل مقاله اصلاح‌شده را به همراه فایل پاسخ به داوران ارسال نمایند.
۲. در پاسخ به نظرات داوران، لازم است تمامی نظرات و پیشنهادات علمی به‌طور کامل در نسخه خطی اعمال شوند؛ مگر در مواردی که دلیل علمی و منطقی برای عدم اعمال آن وجود داشته باشد، که در اینصورت نویسنده باید در فایل پاسخ به داوران آن را ارائه دهد.
۳. نویسندگان باید یک فایل جداگانه با عنوان "**پاسخ به داوران**" تهیه کنند. در این فایل، نظر هر داور به‌صورت شماره‌گذاری شده ذکر گردد و بلافاصله پاسخ نویسنده با جزئیات کامل ارائه شود. در پاسخ‌ها باید دقیقاً مشخص شود که اصلاح مربوطه در

کدام بخش نسخه خطی (ذکر شماره صفحه) اعمال شده است. در صورت عدم اعمال برخی نظرات، باید توضیح و دلیل کافی ذکر شود.

۴. نویسندگان باید پیشنهادات و نظرات داوران را به صورت تفکیک شده پاسخ دهند، در فایل پاسخ به داوران باید به طور واضح مشخص باشد که هر نظر مربوط به کدام داور است. برای این کار بهتر است ابتدا تمام نظرات داور ۱، سپس نظرات داوران بعدی به ترتیب ارائه شود تا روند بررسی مجدد با سهولت و بدون ابهام صورت گیرد. برای این کار، بهتر است در فایل پاسخ داوران، ابتدا یک تیتیر تحت عنوان "پاسخ به نظرات داور x" تعریف شود و در ادامه نظرات آن داور و پاسخ نویسندگان به صورت زیر ارائه شود.

** توصیه می شود ابتدا متن نظر داور (کامنت) با قلم B Mitra، اندازه ۱۲ و با حالت ایتالیک درج شود. سپس پاسخ نویسنده با قلم B Mitra، اندازه ۱۲ و به رنگ آبی نوشته شود. این روش باعث سرعت بخشیدن به روند داوری و جلوگیری از هرگونه ابهام می گردد.

نمونه فرمت

پاسخ به نظرات داور ا:

کامنت ۱: هر نظر یا پیشنهادی که داور ارائه است (قلم B Mitra، اندازه ۱۲ و ایتالیک).

پاسخ ۱: پاسخ کامل نویسنده به این کامنت (صفحه x، بخش x). (قلم B Mitra، اندازه ۱۲ و به رنگ آبی).

کامنت ۲: هر نظر یا پیشنهادی که داور ارائه است (قلم B Mitra، اندازه ۱۲ و ایتالیک).

پاسخ ۲: پاسخ کامل نویسنده به این کامنت (صفحه x، بخش x). (قلم B Mitra، اندازه ۱۲ و به رنگ آبی).

** تأکید می شود که همه نظرات داوران به صورت تک به تک در فایل پاسخ داوری مشخص شده و به آنها پاسخ مناسب داده شود. مگر اینکه داور بر اصلاح موارد نگارشی و املايي کامنت گذاشته باشد.

۵. تمامی اصلاحات در متن مقاله باید با استفاده از گزینه **Track Changes** در نرم افزار Word اعمال شوند. علاوه بر این، متن اصلاحی باید با **رنگ آبی و زیر خطدار** مشخص گردد تا امکان بررسی دقیق تر و سریع تر برای داوران و هیئت تحریریه فراهم شود. بنابراین، هم استفاده از Track Change و هم رنگی و زیر خطدار کردن متن اصلاحی، جهت سهولت بررسی مجدد، ضروری است.

برخی نکات مهم ویرایشی

۱. برای شماره گذاری از عدد و نقطه استفاده شود؛ مانند شماره گذاری همین بخش.
۲. در تهیه مقاله از هدینگ گذاری و شماره گذاری استفاده نکنید.
۳. قبل از نقطه، ویرگول، نقطه ویرگول، دونقطه، علامت سؤال، علامت تعجب و... نیازی به فاصله نیست؛ اما بعد از این علائم باید یک فاصله گذاشته شود.
۴. هنگام استفاده از پرانتز قبل از باز شدن پرانتز و بعد از بسته شدن پرانتز از فاصله استفاده کنید، کلمه داخل پرانتز بدون فاصله به پرانتز می چسبند.
۵. برای نوشتن کلمات مرکب یا بعضی افعال و واژگان مشابه از نیم فاصله استفاده شود (برای مثال انسان ها، می رود، تصمیم گیری، اندازه گیری، بهره مند، منطقه ای، همان گونه و...) [برای مثال می خواهم (غلط) - می خواهم (درست)] برای ایجاد نیم فاصله در نرم افزار WORD الزماً و حتماً از (ctrl + shift + 2) استفاده شود.
۶. به جای استفاده از علامت (%) در متن از کلمه درصد استفاده شود (مانند ۲۵ درصد).
۷. براساس دستورالعمل جدید فرهنگستان زبان و ادب فارسی از به کار بردن (هی) خودداری گردد و در موارد لازم از سریا (ة) استفاده شود.

نکات ضروری

۱. از ذکر عناوینی مانند مرتبه علمی (استاد، دانشیار، دانشجو)، مهندس، دکتر و... در ابتدای اسامی نویسندگان خودداری شود.
۲. مقالات ارسالی توسط اعضای هیات علمی آموزشی و پژوهشی دانشگاه‌ها و مؤسسات تحقیقاتی باید از طریق ایمیل سازمانی یا دانشگاهی آنان ارسال گردد.
۳. درج شناسه پژوهشگر (ORCID id) برای تمامی نویسندگان الزامی است.
۴. ارائه شماره تلفن و نشانی ایمیل معتبر برای تمامی نویسندگان الزامی است. نویسندگانی که پاسخگو به تماس‌ها و مکاتبات نباشند، مقاله آن‌ها از فرآیند داوری خارج و رد خواهد شد.
۵. ترتیب ورود اسامی نویسندگان در سامانه باید دقیقاً مطابق با ترتیب ذکر شده در فایل مشخصات نویسندگان باشد.
۶. **در صورت امکان، نویسندگان پیش از ارسال مقاله، نسخه نهایی را با استفاده از نرم‌افزارهای مشابهت‌یابی معتبر بررسی کنند. میزان مشابهت مجاز حداکثر ۲ درصد از هر منبع است. مجموع میزان مشابهت نباید از ۲۰ درصد بیشتر باشد.** در این مورد، ارائه گواهی به نشریه پژوهش‌های خاک الزامی نیست، زیرا میزان مشابهت توسط نشریه انجام می‌شود و در صورت مغایرت، مقاله برای ادامه روند انتشار در نظر گرفته نمی‌شود.
۷. نویسندگان می‌توانند حداکثر پنج داور متخصص در زمینه مرتبط با موضوع مقاله معرفی کنند. این داوران نباید از همکاران یا هم‌نویسندگان مقالات مشترک در پنج سال اخیر باشند. انتخاب نهایی داوران توسط هیات تحریریه نشریه انجام خواهد شد.

اخلاق پژوهش و انتشار

نشریه پژوهش‌های خاک به اصول اخلاقی در پژوهش و انتشار پایبند است و کلیه نویسندگان ملزم به رعایت استانداردهای بین‌المللی اخلاق نشر مطابق با دستورالعمل کمیته بین‌المللی اخلاق نشر (COPE) هستند. ارسال مقاله به نشریه به منزله تأیید موارد زیر است:

۱. **اصالت مقاله:** مقاله باید حاصل پژوهش اصیل نویسندگان باشد و قبلاً در هیچ نشریه داخلی یا خارجی منتشر نشده و همزمان به نشریه دیگری ارسال نشده باشد.
 ۲. **مسئولیت نویسنده:** همه نویسندگان باید در طراحی، اجرا، تحلیل یا نگارش پژوهش نقش مؤثر داشته باشند. درج نام کسانی که مشارکت علمی نداشته‌اند (Gift Authorship) یا حذف افراد مشارکت‌کننده (Ghost Authorship) خلاف اصول اخلاقی است.
 ۳. **تعارض منافع:** نویسندگان موظف‌اند هرگونه منافع مالی، شخصی یا سازمانی که می‌تواند بر نتایج پژوهش یا تفسیر آنها اثر بگذارد را به صورت شفاف در فرم تعارض منافع اعلام نمایند.
 ۴. **تأیید منابع مالی و حمایتی:** در صورت استفاده از حمایت مالی یا پشتیبانی سازمانی، باید در بخش «تقدیر و تشکر» مقاله ذکر شود.
 ۵. **سرقت علمی و مشابهت‌یابی:** مقالات قبل از ارسال به داوران توسط نرم‌افزار مشابهت‌یابی بررسی می‌شوند. هرگونه سرقت علمی، تحریف داده‌ها یا استفاده بدون استناد مناسب به منابع، منجر به رد فوری مقاله و اطلاع‌رسانی به نهادهای ذی‌ربط خواهد شد.
 ۶. **داده‌ها و مستندات:** نویسندگان باید در صورت نیاز، داده‌های خام پژوهش را در اختیار هیات تحریریه قرار دهند و در نگهداری داده‌ها پس از انتشار مسئول هستند.
 ۷. **اصلاح یا پس‌گرفتن مقاله:** در صورت مشاهده خطاهای اساسی علمی یا اخلاقی پس از انتشار، نشریه حق دارد مقاله پس بگیرد (Retraction) و موضوع را اطلاع‌رسانی نماید.
** همچنین همه نویسندگان باید تأیید کنند که:
- در طراحی، اجرا یا نگارش پژوهش مشارکت داشته‌اند.
 - با نسخه نهایی مقاله موافق بوده و آن را تأیید کرده‌اند.
 - مقاله به‌طور همزمان به نشریه دیگری ارسال نشده است.

فرایند داوری و زمان‌بندی عمومی

مقالات دریافت‌شده در نشریه پژوهش‌های خاک پس از بررسی اولیه توسط سردبیر از نظر انطباق با اهداف و حوزه نشریه، وارد فرایند داوری هم‌تا می‌شوند. این نشریه از شیوه داوری دوسوگور (Double-Blind Peer Review) استفاده می‌کند؛ بدین معنا که هویت داوران و نویسندگان برای یکدیگر محرمانه خواهد بود.

فرایند داوری به‌طور معمول شامل مراحل زیر است:

۱. بررسی اولیه که در این مرحله، مقاله از نظر انطباق با راهنمای نویسندگان، کیفیت نگارشی، ساختار مقاله و شباهت‌یابی (plagiarism check) ارزیابی می‌شود. در صورت عدم تطابق با استانداردها، مقاله بدون ارسال به داوری **عدم پذیرش شده** و یا برای اصلاحات بیشتر به نویسندگان بازگردانده خواهد شد.
۲. مقالاتی که مرحله بررسی اولیه را با موفقیت طی کنند، برای **انطباق با حوزه و چشم‌انداز نشریه و همچنین بررسی نوآوری و کیفیت مطالب، به هیئت تحریریه** ارجاع داده می‌شوند تا در مورد آنها تصمیم‌گیری شود.
۳. در صورت انطباق با فرمت نشریه، مقاله حداقل برای دو داور متخصص ارسال می‌شود و در صورت نیاز، داور سوم نیز تعیین خواهد شد.
۴. داوران نظرات علمی خود را در خصوص کیفیت پژوهش، نوآوری، روش‌شناسی، تحلیل داده‌ها و اعتبار نتایج ارائه می‌دهند.
۵. بر اساس نظرات داوران، مقاله می‌تواند در یکی از حالت‌های «پذیرش»، «پذیرش با اصلاحات جزئی»، «بازنگری کلی» یا «عدم پذیرش مقاله» قرار گیرد. در صورت نیاز به اصلاحات، نویسندگان موظف‌اند نسخه اصلاح‌شده را همراه با پاسخ تفصیلی به داوران ارسال کنند.
۶. پس از اعمال اصلاحات، مقاله توسط داوران یا سردبیر مجدداً بررسی و در صورت تأیید، پذیرش نهایی صادر می‌شود. مقالات پذیرفته‌شده، پس از طی اصلاحات نهایی و تأیید ویراستاری علمی و فنی، در صف انتشار قرار می‌گیرند. زمان‌بندی دقیق انتشار بسته به حجم مقالات پذیرفته‌شده و برنامه انتشار مجله تعیین خواهد شد.

زمان‌بندی عمومی فرایند:

- بررسی اولیه مقاله: بین ۲ تا ۷ روز
- ارسال به داوری و دریافت نظرات: ۲ تا ۴ هفته
- بازنگری نویسندگان: حداکثر ۱۵ روز (برای اصلاحات جزئی) یا ۲۰ روز (برای بازنگری اساسی)
- بررسی مجدد و تصمیم نهایی: ۱ تا ۳ هفته

**** در مجموع، بسته به کیفیت اولیه مقاله و میزان اصلاحات موردنیاز، فرایند داوری و پذیرش معمولاً بین ۱ تا ۲**

ماه زمان خواهد برد.

هزینه‌ها، حق نشر و دسترسی آزاد

۱. **کمک هزینه بررسی و داوری:** برای انجام مراحل داوری و ویرایش اولیه هر مقاله، مبلغ ۲۰۰۰،۰۰۰ ریال (دویست هزار تومان) از نویسنده(گان) دریافت می‌شود. این مبلغ باید همزمان با ارسال مقاله برای داوری پرداخت گردد.
۲. **کمک هزینه انتشار مقاله پذیرفته‌شده:** در صورت پذیرش مقاله، مبلغ ۲۰۰۰،۰۰۰ ریال (دویست هزار تومان) دیگر برای تأمین بخشی از هزینه‌های انتشار از نویسنده(گان) دریافت خواهد شد. بنابراین، مجموع هزینه‌های مربوط به بررسی و چاپ هر مقاله ۴۰۰۰،۰۰۰ ریال (چهارصد هزار تومان) خواهد بود.
۳. **حق نشر:** حق نشر مقاله پس از انتشار همچنان با رعایت قوانین مجله، متعلق به نشریه است.
۴. **دسترسی به مقالات:** مقالات پذیرش شده در نشریه پژوهش‌های خاک، برای همه خوانندگان به صورت رایگان و بدون محدودیت قابل دسترس خواهد بود.
۵. **استفاده و ارجاع به مقاله:** پس از انتشار، استفاده از مطالب مقاله توسط دیگران با ذکر منبع اصلی مجاز است، مشروط بر رعایت قوانین اخلاق نشر و ارجاع‌دهی صحیح.

چک‌لیست ارسال

نویسندگان هنگام ارسال مقاله به نشریه «پژوهش‌های خاک» باید موارد زیر را بررسی و تکمیل نمایند:

۱. نسخه کامل مقاله

✓ مقاله مطابق فرمت و ساختار نشریه (حداکثر ۲۰ صفحه، فاصله خطوط ۱، حاشیه ۲/۵ سانتی‌متر، تک ستونی) آماده شده باشد.

✓ شامل تمامی بخش‌های اصلی مقاله (عنوان، چکیده فارسی و انگلیسی، مقدمه، مواد و روش‌ها، نتایج، بحث، نتیجه‌گیری، منابع و پیوست‌ها) باشد.

۲. چکیده مفصل به زبان انگلیسی

✓ ارسال چکیده انگلیسی همراه مقاله الزامی است.

۳. فرم تعهدنامه نویسندگان

✓ تکمیل و امضا شده توسط همه نویسندگان مقاله.

۴. نامه درخواست چاپ مقاله

✓ شامل درخواست رسمی نویسنده مسئول و ذکر اطلاعات تماس.

۵. فایل پاسخ به داوران (در صورت بازبینی مقاله پس از داوری)

✓ شامل پاسخ تک‌به‌تک به تمام نظرات و پیشنهادات داوران با ذکر شماره صفحه و خط اصلاح شده.

✓ پاسخ‌ها با رنگ متفاوت (مثلاً آبی) مشخص شده و همه اصلاحات در متن با Track Changes اعمال شده باشد.

۶. مدارک پرداخت هزینه‌ها (در صورت ارسال مقاله برای داوری یا پذیرش)

✓ پرداخت کمک هزینه داوری و ویرایش اولیه (۲۰۰ هزار تومان)

۷. فایل‌های ضمیمه دیگر

✓ جداول و شکل‌ها با کیفیت مناسب (حداقل ۳۰۰ dpi)

✓ هر فایل اضافی مانند پیوست داده‌ها، تصاویر تکمیلی یا اطلاعات مربوط به منابع خاص.

فرم تعهدنامه

نشریه پژوهش‌های خاک

اینجانب..... نویسنده مسئول و مکاتبه‌کننده مقاله با عنوان:

"....." متعهد می‌گردم:

۱. کلیه نویسندگان مقاله حاضر از ارسال آن به نشریه پژوهش‌های خاک آگاه بوده و با آن موافقت کامل دارند.
 ۲. این مقاله تا کنون به هیچ مجله داخلی یا خارجی ارسال نشده است.
 ۳. تا تعیین وضعیت نهایی در نشریه حاضر، منحصراً در اختیار این نشریه باقی خواهد ماند.
 ۴. نام تمامی اساتید راهنما، مشاوران و همکاران مؤثر در مقاله درج شده باشد. لازم به ذکر است پس از ارسال مقاله به نشریه، هیچگونه حذف، اضافه و تغییر در ترتیب اسامی نویسندگان امکان‌پذیر نخواهد بود.
- * در غیر این صورت، دفتر نشریه از ادامه برر سی مقاله معذور خواهد بود. همچنین، در صورت احراز هرگونه تخلف در موارد فوق (حتی بعد از انتشار)، نشریه حق بازپس‌گیری مقاله را برای خود محفوظ می‌دارد.

حق کپی رایت و انتشار: نشریه پژوهش‌های خاک دارای دسترسی آزاد بوده و تحت مجوز بین‌المللی Creative Commons Attribution 4.0 International License منتشر می‌شود. بر اساس این مجوز، اجازه استفاده، تکثیر، بازآفرینی، باز ترکیب و انتشار محتوا با ذکر منبع برای همگان آزاد است.

امضاء نویسنده مسئول:

تاریخ:

تأییدیه نویسندگان همکار

۱. اینجانب نویسنده اول مقاله..... ضمن مطالعه و تأیید محتوای مقاله حاضر، با ارسال آن به نشریه پژوهش‌های خاک موافقت می‌نمایم.

امضاء:

تاریخ:

۲. اینجانب نویسنده دوم مقاله..... ضمن مطالعه و تأیید محتوای مقاله حاضر، با ارسال آن به نشریه پژوهش‌های خاک موافقت می‌نمایم.

امضاء:

تاریخ:

۳. اینجانب نویسنده سوم مقاله..... ضمن مطالعه و تأیید محتوای مقاله حاضر، با ارسال آن به نشریه پژوهش‌های خاک موافقت می‌نمایم.

امضاء:

تاریخ:

۴. اینجانب نویسنده چهارم مقاله..... ضمن مطالعه و تأیید محتوای مقاله حاضر، با ارسال آن به نشریه پژوهش‌های خاک موافقت می‌نمایم.


امضاء:

تاریخ:

تعداد داوری	اسامی داوران
۱	دکتر حسین اسدی
۳	دکتر علی اسدی کنگرشاهی
۲	دکتر یحیی پرویزی
۴	دکتر میثم چراغی
۱	دکتر سعید حجتی
۲	دکتر مهناز ختار
۱	دکتر میثم رضائی
۱	دکتر عادل ریحانی تبار
۱	دکتر کریم شهبازی
۱	دکتر نعیمه عنایتی ضمیر
۱	دکتر سید علی غفاری نژاد
۱	دکتر امیر فتوت
۱	دکتر فاطمه مسکینی
۱	دکتر محمدرضا مصدقی
۱	دکتر مجتبی مقبلی
۳	دکتر سارا ملاعباسیان
۲	دکتر میلاد میرزائی امینیان
۱	دکتر نصرت اله نجفی
۱	دکتر کبری هاشمی نصب زواره
۱	دکتر مزگان یگانه



Soil Quality Monitoring: An Undeniable Necessity

Saeed Saadat^{a*} , Leila Esmaeelnejad^a, Hamed Rezaei^a, and Maliheh Madanian^b

^a Soil and Water Research Institute, Agricultural Research, Education and Extension Organization (AREEO), Karaj, Iran.

^b Department of Soil and Water Research, Isfahan Agricultural and Natural Resources Research and Training Center, Agricultural Research, Education and Extension Organization, Isfahan, Iran.

Article Info

Article Type

Review Article

Received

September 28, 2025

Revised

December 15, 2025

Accepted

December 15, 2025

Published online

March 16, 2026

Keywords

Soil Pollution,
Soil Degradation,
Soil Health,
Evaluation Models,
Soil Properties

*Corresponding author's email

saeed_saadat@yahoo.com

Extended Abstract

Background and Objectives: Soil integrity is facing serious challenges worldwide due to multiple pollution sources, including industrial effluents, municipal and domestic waste, agricultural chemicals, and pathogenic organisms. According to the Food and Agriculture Organization (FAO), roughly one-third of the global soil resource is affected by varying degrees of degradation, with annual economic losses estimated to exceed €50 billion. To safeguard soil functions, continuous and systematic monitoring of soil properties is essential. Despite growing awareness of its importance, a consolidated review of global soil monitoring experiences has been lacking. This study addresses this gap through a structured literature review.

Methodology: This research used databases such as Science Direct and Scopus. The review is divided into two main sections: the first discusses the advantages and necessity of soil monitoring networks, and the second examines the experiences of several countries, including Europe, China, Canada, Japan, New Zealand, Latin America, and Iran.

Results: Many countries have established soil monitoring programs; however, considerable differences exist in the approaches used. These include observation density, frequency of sampling, sampling depths, measured parameters, and analytical techniques. Such diversity complicates comparisons across regions and highlights the need for harmonized protocols. In China, the initial nationwide agricultural soil survey in 1958 aimed to evaluate soil fertility and guide crop production using 13 chemical and physical parameters. A subsequent survey in 1979 expanded the analysis to include nutrient status, trace elements, and chemical composition, resulting in detailed provincial soil maps. Presently, China operates 107 national and provincial monitoring sites. Canada launched soil monitoring and the selection of benchmark sites in 1989. Sites were chosen to represent major soil zones or agro-ecological regions, typical physiographic units, and dominant agricultural production systems. Soil parameters were classified based on sensitivity and systematically measured at each site. Japan initiated a nationwide soil identification and performance monitoring program in 1999 across 5,500 sites. In 2008, a national program for monitoring soil carbon content and management practices added approximately 3,500 sites to the network. New Zealand implemented two soil quality monitoring initiatives between 1995 and 2001 to evaluate methodologies and provide data for sustainable land use reporting. Over 500 sites were assessed using seven core indicators encompassing physical, chemical, and biological soil properties. Iran's soil monitoring program began in 2011 in three phases, covering 18.5 million hectares across 3,278 sites. Sampling depths were 0–30 and 30–60 cm for croplands and 0–30, 30–60, and 60–90 cm for orchards. The second phase focused on approximately 10% of sites as reference locations for detailed biological, chemical, and physical measurements. By 2025, the third phase will cover all provinces and monitoring sites nationwide.

Conclusion: Comparative evaluation of national soil monitoring programs demonstrates that, despite their widespread implementation, these initiatives continue to face notable constraints, including technical challenges, incomplete soil datasets, and limited continuity in financial support. Variability in selected indicators and monitoring strategies reflects differences in environmental conditions, land management practices, and institutional capacities among countries. While such heterogeneity is context-dependent, it restricts data interoperability and limits the potential for broader regional and global assessments. The findings emphasize the necessity of developing an integrated and flexible framework that allows for methodological harmonization while accommodating local ecological and managerial conditions. Establishing consistent criteria for indicator selection, sampling design, and analytical procedures would enhance data comparability and strengthen long-term soil assessments. Existing monitoring infrastructures provide a valuable foundation for advancing sustainable land management; however, their effectiveness depends on systematic coordination and long-term commitment. Overall, sustained and well-designed soil monitoring systems are critical for tracking changes in soil condition, supporting adaptive management strategies, and informing policy decisions. Strengthening collaboration among monitoring networks and adopting standardized yet adaptable methodologies can significantly improve the reliability of soil information, thereby contributing to soil conservation efforts, agricultural sustainability, and broader environmental objectives.

Cite this article: Saadat, S., Esmailnejad, L., Rezaei, H., Madanian, M., 2026. Soil Quality Monitoring: An Undeniable Necessity. Review Article, *Journal of Soil Research*, 39 (4), pp 383-399.




DOI: <https://doi.org/10.22092/ijsr.2025.370748.793>

Publisher: Soil Science Society of Iran



پایش کیفیت خاک، ضرورتی انکارناپذیر

سعید سعادت^{۱*} , لیلا اسماعیل‌نژاد^۱، حامد رضایی^۱ و ملیحه مدنیان^۲

^۱ مؤسسه تحقیقات خاک و آب، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، کرج، ایران.

^۲ مرکز تحقیقات کشاورزی و آموزش منابع طبیعی استان اصفهان، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، اصفهان، ایران.

چکیده

اطلاعات مقاله

نوع مقاله: مقاله مروری

تاریخ دریافت: ۱۴۰۴/۰۷/۰۶

تاریخ بازنگری: ۱۴۰۴/۰۹/۲۴

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۴/۰۹/۲۴

تاریخ انتشار: ۱۴۰۴/۱۲/۲۵

واژه‌های کلیدی

آلودگی خاک،

تخریب خاک،

سلامت خاک،

مدل‌های ارزیابی،

ویژگی‌های خاک

خاک نقش مهم و تعیین‌کننده‌ای در سلامت و پایداری اکوسیستم‌ها ایفا می‌نماید. آلودگی و تخریب خاک از بزرگترین تهدیدها برای سلامت محیط زیست و انسان در دهه‌های آینده خواهد بود. از این رو، برای تضمین سلامت خاک و نیز برای دستیابی به اهداف توسعه پایدار، نیاز مبرم به پایش ویژگی‌های خاک وجود دارد. پایش خاک می‌تواند ابزاری مناسب برای بررسی توانایی و وضعیت خاک و نیز تغییرات آن با گذشت زمان باشد. افزون بر این، پایش خاک با ارائه نقشه‌ها و آماره‌ها، یکی از بهترین ابزارها برای دانستن تغییرات و محدودیت‌های مربوط به خاک است که می‌تواند مبنایی برای تصمیم‌گیری برنامه‌ریزان و سیاستمداران باشد و در مورد عواقب و اثرات تخریب خاک هشدار دهد. پایش خاک به متولیان خاک و نیز کشاورزان کمک می‌کند تا تصمیم‌های بهتری برای انتخاب محصول، کوددهی، آبیاری و مدیریت تولید اتخاذ کنند. در بخش اول این مقاله، با مرور فواید پایش خاک از جمله جلوگیری از تخریب و آلودگی خاک، حفظ کیفیت خاک و دستیابی به اهداف توسعه پایدار، بر لزوم وجود شبکه‌های پایش خاک تأکید شده و در بخش دوم به تشریح تجربه کشورهای مختلف از جمله ایران، اروپا، چین، کانادا، آمریکای لاتین، ژاپن و نیوزیلند در زمینه پایش خاک پرداخته شده است.

* ایمیل نویسنده مسئول

saeed_saadat@yahoo.com

استناد: سعادت، س.، اسماعیل‌نژاد، ل.، رضایی، ح.، مدنیان، م.، ۱۴۰۴. پایش کیفیت خاک، ضرورتی انکارناپذیر. مقاله مروری، نشریه پژوهش‌های خاک،

(۴) ۳۹، ص ۳۸۳-۳۹۹

DOI: <https://doi.org/10.22092/ijsr.2025.370748.793>



مقدمه

منابع خاک جهان در معرض بهره‌برداری بیش از حد قرار دارند که با فشارهای محیطی ناشی از تغییرات اقلیمی و رویدادهای شدید آب و هوایی که به طور فزاینده‌ای تکرار می‌شوند، تشدید می‌شود (Eugenio et al., 2020). تخریب خاک چالشی است که پیامدهایی فراتر از مرزهای ملی دارد و می‌تواند بر ارائه خدمات اکوسیستمی در سایر کشورها نیز تأثیر بگذارد. تخریب خاک گاهی اوقات به عنوان یک مسئله محلی تلقی شده و اثرات فرامرزی آن دست کم گرفته می‌شود. از این رو، ضروری است که اقدامات مؤثری برای مقابله با تخریب خاک در همه کشورها انجام شود. شایان ذکر است که خاک‌های معدنی زیر کشتزارها سالانه حدود ۷/۴ میلیون تن کربن از دست می‌دهند (De Rosa et al., 2024)، در حالی که زهکشی پیت‌زارها در اروپا به تنهایی حدود ۵ درصد از تمامی انتشار گازهای گلخانه‌ای اتحادیه اروپا را به خود اختصاص می‌دهد (Tanneberger et al., 2022).

برخی از شیوه‌های مدیریتی، مانند کشاورزی فشرده، مدیریت ناپایدار جنگل‌ها و زهکشی زمین‌های باتلاقی ممکن است بر تخریب خاک تأثیر بگذارند و منجر به از بین رفتن مواد آلی، اسیدی شدن، شور شدن و فرسایش خاک شوند. این امر به نوبه خود، ممکن است آسیب‌پذیری خاک‌ها در سراسر مرزها را افزایش دهد. به عنوان مثال، سیل‌های ناشی از رویدادهای شدید آب و هوایی مانند رویدادهای سال ۲۰۲۴ در والنسیا (اسپانیا) و امیلیا رومانیا (ایتالیا) و سیل سال ۲۰۲۳ در تسالی (یونان) می‌توانند کل یک منطقه با تخریب بالای خاک را در معرض بلایای طبیعی قرار دهند (Saco et al., 2021). از این رو، ارزیابی نقش خاک‌ها به عنوان یک جزء کلیدی اکوسیستم، برای تنظیم خطرات بحرانی مانند سیل، خشکسالی، رانش زمین و طوفان‌های گرد و غبار از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است (Smith et al., 2013).

با توجه به اهمیت و ضرورت پایش خاک، این پژوهش با مرور مطالعات مربوطه در دو بخش انجام شد. در بخش اول این مقاله، با مرور فواید پایش خاک از جمله جلوگیری از تخریب و آلودگی خاک، حفظ کیفیت خاک و دستیابی به اهداف توسعه پایدار، بر لزوم وجود شبکه‌های پایش خاک تأکید شده و در بخش دوم به تشریح تجربه کشورهای مختلف از جمله ایران، اروپا، چین، کانادا، آمریکای لاتین، ژاپن و نیوزیلند در زمینه پایش خاک پرداخته شده است.

خاک از طریق تعاملات پیچیده با هوا، آب و موجودات زنده، نقشی حیاتی در زیست‌بوم ایفا می‌کند که شامل ذخیره آب و مواد مغذی، کمک به تنوع زیستی، تأمین آنتی‌بیوتیک‌های مورد استفاده برای مبارزه با بیماری‌ها، بهبود تاب‌آوری در برابر سیل و خشکسالی و محافظت از سیاره زمین در برابر تغییرات اقلیمی، می‌شود (Bünemann et al., 2018). آژانس حفاظت از محیط‌زیست ایالات متحده، ارتقای سلامت خاک را با توجه به چرخه مواد مغذی، نفوذ آب، زیست‌پالایی، حذف آلودگی و ترسیب کربن در اولویت قرار داده است (FRRCC Report, 2015). سازمان خواربار و کشاورزی ملل متحد (فائو^۱) نیز بر اهمیت سلامت خاک برای حفظ جامعه‌ای متنوع از موجودات خاک، کنترل بیماری‌های گیاهی، حشرات و علف‌های هرز و در نهایت بهبود تولید محصولات کشاورزی تأکید می‌کند (Bristol Food Network Website, 2022). تعریف سلامت خاک عبارت است از: وضعیت فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی خاک، که ظرفیت آن را برای عملکرد به عنوان یک سیستم حیاتی زنده و ارائه خدمات اکوسیستم تعیین می‌کند (Panagos et al., 2025a).

سلامت خاک در سطح جهانی توسط منابع آلودگی متعدد از جمله مواد شیمیایی صنعتی، پسماندهای خانگی و شهری، مواد شیمیایی کشاورزی، داروها، عوامل بیماری‌زا و محصولات مشتق شده از نفت به خطر افتاده است (Lehmann et al., 2020). این آلاینده‌ها یا به طور تصادفی (مانند نشت نفت و یا شسته شدن از محل‌های دفن زباله) (Dumitran & Onutu, 2010) یا از روی عمد (مانند استفاده از کودها و آفت‌کش‌ها) (Prashar & Shah, 2016)، آبیاری با پساب تصفیه نشده (Dalkmann et al., 2014) و کاربرد بیوسالیدها^۲ (Sepulvado et al., 2011) در محیط‌زیست آزاد می‌شوند. برای تضمین سلامت خاک، نیاز مبرم به پایش ویژگی‌های خاک وجود دارد. پایش خاک عبارت است از بررسی سیستماتیک تغییرات مکانی و زمانی ویژگی‌های خاک (GSP^۳ & FAO, 2014). هدف از پایش خاک در چارچوب استراتژی خاک اتحادیه اروپا برای سال ۲۰۳۰، شناسایی خاک‌های سالم و ناسالم (تخریب‌شده) است تا میزان دستیابی به هدف خاک‌های سالم تا سال ۲۰۵۰، قابل‌اندازه‌گیری باشد. از این رو، پایش، موفقیت در توقف تخریب خاک ناشی از مدیریت ناپایدار (و تغییرات اقلیمی) و نیز موفقیت در اقدامات بازسازی‌کننده (مدیریت پایدار خاک) را بررسی می‌کند (EEA^۴, 2023).

3. Global Soil Partnership (GSP)
4. European Environment Agency (EEA)

1. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO)
2. Biosolids

هزینه‌های تخریب خاک

برآوردهای سازمان خواربار و کشاورزی ملل متحد (فائو) نشان می‌دهد حدود یک سوم خاک‌های جهان دچار تخریب هستند و هزینه‌های سالانه آن بیش از ۵۰ میلیارد یورو برآورد شده است (Eugenio et al., 2020; European Commission, 2023). این رقم بر اساس تخمین‌های انجام‌شده در سال ۲۰۰۶، سالانه حدود ۳۸ میلیارد یورو بوده است (European Commission, 2006).

فرسایش خاک دارای اثرات در محل^۶ (کاهش بهره‌وری، کاهش عملکرد و مواد مغذی، از بین رفتن گیاهان و تنوع زیستی) و خارج از محل^۷ (رسوب‌گذاری در رودخانه‌ها و دریاچه‌ها، تخریب زیرساخت‌ها و از دست رفتن تنوع زیستی) است. در اتحادیه اروپا، فرسایش شدید، ۱۲ میلیون هکتار از زمین‌های کشاورزی را تحت تأثیر قرار داده و حدود ۱/۲۵ میلیارد یورو سالانه خسارت ایجاد می‌کند (Panagos et al., 2018). در مقیاس جهانی، فرسایش ۷۵ میلیارد تن خاک خساراتی بالغ بر ۴۰۰ میلیارد دلار ایجاد می‌کند و در ایران این رقم حدود ۱۰/۷ میلیارد دلار است (Soleimani & Cheraghi, 2024). در ایران مطالعات اندکی در این زمینه انجام شده است نتایج حاصل از مطالعه Mousavi و همکاران (۲۰۱۱) نشان داد که سه نوع کارکرد حفظ حاصلخیزی، کنترل رسوبات و کاهش میزان از دست رفتن اراضی در مراتع نیمه‌استپی حوزه آبخیز طالقان به عنوان مهمترین کارکردهای اکوسیستمی در منطقه مورد مطالعه هستند که ارزش کل حفاظت خاک برابر ۴۱۵/۲۵ میلیون ریال در سال برآورد شده است (Mousavi et al., 2011). همچنین نتایج حاصل از بررسی خدمات اکوسیستم بخش شمالی منطقه حفاظت شده البرز مرکزی شامل کارکرد حفاظت آب و خاک نشان داد که میزان کل ارزش کارکرد حفاظت آب در اکوسیستم منطقه، ۴۰۷۶۸۸ تومان به ازای هر هکتار برآورد شد که کارکرد مقدار ذخیره آب با مقدار ۳۳۴۴۷۲۲ تومان، بالاترین ارزش را در بین سایر خدمات داشته است. همچنین دیگر نتایج تحقیق در مورد حفاظت خاک نشان داد، ارزش اقتصادی این کارکرد به وسیله هر هکتار از اکوسیستم منطقه برابر ۶۰۳۰۶/۵ تومان در سال برآورده شده، به گونه‌ای که در این کارکرد نیز، جلوگیری از افزایش رسوب و گل و لای، بیشترین ارزش را در بین جنبه‌های دیگر داشته است (Asaadi & Najafi Alamdarlo, 2023).

انتشار سالانه N_2O خاک معادل ۱۰۳ مگاتن CO_2 (۲۴۷ کیلو تن نیتروژن) تخمین زده شده و با قیمت ۱۰۰-۶۰ یورو به ازای هر تن، هزینه‌ای بین ۶ تا ۱۰ میلیارد یورو ایجاد می‌کند.

همچنین تلفات نیتروژن ناشی از فرسایش و آبشویی به ۴۴۰۰ کیلو تن می‌رسد که با قیمت کود نیتروژنی حدود ۴/۱ میلیارد یورو ارزش دارد (Panagos et al., 2025b). شوری خاک عملکرد محصولات را کاهش می‌دهد و با آبیاری و تغییر اقلیم در مناطق نیمه‌خشک شدت می‌یابد؛ هزینه این پدیده در اتحادیه اروپا ۱/۵-۰/۵ میلیارد یورو و در ایالات متحده ۰/۳-۰/۱ میلیارد یورو است (Zörb et al., 2019; Mondal et al., 2023; Stavi et al., 2021). فعالیت‌های انسانی خاک را به آلاینده‌های شیمیایی و فلزی آلوده کرده و مدیریت مکان‌های آلوده در اتحادیه اروپا ۴/۵-۵/۵ میلیارد یورو در سال هزینه دارد؛ که در نتیجه برای پاکسازی ۳۰۰۰ مکان آلوده ۳-۰/۳ میلیارد یورو سالانه لازم است (Eugenio et al., 2020; Panagos et al., 2013). Wilson et al., 2004; EEA et al., 2013 به‌طور کلی، مجموع هزینه سالانه تخریب خاک در اتحادیه اروپا ۱۴۰-۸۰ میلیارد یورو برآورد شده است (Panagos et al., 2025b). از این رو، با توجه به هزینه‌های سنگین ناشی از تخریب خاک، پایش مداوم ویژگی‌های خاک می‌تواند گامی بسیار مؤثر به منظور حفظ ویژگی‌ها و کارکردهای خاک (به‌عنوان یکی از ارکان مهم اکوسیستم)، آگاه‌سازی به موقع از روند تغییرات منفی و نیز اتخاذ تصمیمات بهینه در سریعترین زمان ممکن باشد. در این رابطه، اجرای یک سیستم قوی برای پایش خاک ضرورت دارد. با پایش مداوم تغییرات و ارزیابی نتایج، مدیریت منابع به صورت مؤثری انجام شده و در نهایت هزینه‌های مرتبط با تخریب خاک کاهش یافته و باعث تقویت و پایداری بلندمدت آن خواهد شد (Eugenio et al., 2020).

ضرورت پایش خاک

کیفیت خاک، پایه تولید پایدار محصولات کشاورزی است و پایش آن برای شناخت وضعیت و مدیریت بهینه ضروری است. پایش منظم خاک به کشاورزان کمک می‌کند تا درباره انتخاب محصول، کوددهی و آبیاری تصمیمات دقیق‌تری بگیرند (Saiz-Rubio & Rovira-Más, 2020; Shah & Wu, 2019). همچنین کمبود یا عدم تعادل مواد مغذی را شناسایی می‌کند (Jones et al., 2013; Hirte et al., 2021; Muntwyler et al., 2024) و امکان شناسایی و پیشگیری از تخریب خاک مانند فرسایش، آلودگی، کاهش تنوع زیستی و اختلال در چرخه کربن و مواد مغذی را فراهم می‌آورد و نقش مهمی در کاهش پیامدهای بلایایی مانند سیل، خشکسالی و رانش زمین دارد (Panagos et al., 2025b). برنامه‌های پایش مناسب می‌توانند تغییرات زمانی ویژگی‌های خاک را نشان دهند و

7. Off-site effects

5. 2006 Soil Thematic Strategy

6. On-site effects

al., 2008). پایش خاک با چالش‌هایی مانند ارزیابی مناطق بزرگ و اینکه کدام ویژگی‌های خاک باید اندازه‌گیری شوند و با وجود عوامل کنترل‌کننده متعدد با مقیاس‌ها و منشأهای مختلف، چگونه این کار انجام گیرد، روبرو است (Arrouays et al., 2012).

شبکه پایش خاک بر داده‌های کمی متمرکز است که می‌تواند به راحتی با شناسایی تغییرات در طول زمان، اندازه‌گیری شوند. به طور کلی، هنگام طراحی یک شبکه پایش خاک، برخی از ملاحظات کلیدی شامل پوشش و مقیاس جغرافیایی، روش نمونه‌برداری و متغیرهای مورد اندازه‌گیری باید مدنظر قرار گیرد. در مقیاس ملی، ابتدا باید مجموعه داده‌های موجود بررسی شوند و چون ذینفعان برای جمع‌آوری اطلاعات خاک هزینه‌ای پرداخت نمی‌کنند، در نتیجه گزینه‌های سرمایه‌گذاری برای پایش خاک کاهش می‌یابد (FAO & ITPS, 2015). از این رو، یک شبکه پایش خاک باید تعادلی بین هزینه و دقت تخمین‌ها ایجاد نماید. ایجاد شبکه‌های پایش خاک ممکن است چندین هدف داشته باشد:

- ۱) تعیین ویژگی‌های فعلی خاک‌ها که می‌تواند به‌عنوان ارزیابی اولیه وضعیت خاک در نظر گرفته شوند،
- ۲) تعیین طولانی‌مدت و یا زودهنگام تغییر در ویژگی‌های خاک‌ها به‌عنوان نتیجه عوامل مکان ویژه طی بررسی‌های دوره‌ای،
- ۳) ارزیابی حساسیت خاک‌ها به تغییرات و پیش‌بینی توسعه آینده آنها،
- ۴) توسعه و اعتبارسنجی مدل‌هایی برای شبیه‌سازی پاسخ‌های اکوسیستم و استفاده از آنها برای تخمین پاسخ‌ها به تغییرات و تنش‌های واقعی یا پیش‌بینی‌شده و انجام ارزیابی‌های منطقه‌ای هماهنگ با داده‌های نظرسنجی،
- ۵) ایجاد مکان‌های مرجع برای واسنجی اندازه‌گیری‌ها؛ و
- ۶) جمع‌آوری اطلاعات در مورد روند تغییرات خاک برای آگاهی بخشی در مورد سیاست‌های ملی آینده برای حفاظت از خاک (Arrouays et al., 1998).

شاخص‌های پایش خاک

تدوین سیاست‌های ملی و بین‌المللی در مورد کیفیت خاک نیازمند داده‌هایی در مورد وضعیت فعلی است تا با ایجاد یک خط مبنا بتوان سیاست‌های جدید را اعمال کرد. اجرای این سیاست‌ها به نوبه خود نیازمند پایش با استفاده از شاخص‌های از پیش تعریف شده، برای شناسایی بهبود یا تخریب خاک است (Turbé et al., 2010). در سال ۲۰۰۱، سازمان همکاری و توسعه اقتصادی^۹ مجموعه‌ای از معیارها را برای شاخص‌های تنوع زیستی کشاورزی وضع کرد. این شاخص‌ها باید قابل اندازه‌گیری، مبتنی

مشخص کنند که کیفیت خاک در اثر مدیریت‌های مختلف بهبود یافته یا رو به وخامت است (Jones et al., 2005). پایش مداوم، به ویژه در مقیاس وسیع، مبنایی برای ارزیابی قابلیت و وضعیت خاک فراهم می‌کند و امکان تشخیص تغییرات شدید آن را نیز ارائه می‌دهد. سنجش از دور ابزار مفیدی است، اما تنها بخشی از عملکردهای خاک را پوشش می‌دهد؛ در مقابل، نقشه‌های پایشی می‌توانند آگاهی بخشی درباره سرعت و پیامدهای تخریب خاک را تقویت کنند (Arrouays et al., 2021).

تحقق اهداف توسعه پایدار نیازمند پایش ویژگی‌هایی مانند خصوصیات هیدرولیکی، وضعیت مواد مغذی، آلودگی، تنوع زیستی و کربن آلی خاک است. اهداف ۲، ۳، ۶، ۱۱، ۱۳، ۱۴ و ۱۵ مستقیماً به خدمات اکوسیستمی وابسته به خاک مرتبط هستند؛ از جمله امنیت غذایی (اهداف ۲ و ۶)، سلامت (هدف ۳)، آلودگی خشکی به دریاها (هدف ۱۴)، توسعه شهری (هدف ۱۱) و حفاظت از اکوسیستم‌های زمینی (هدف ۱۵). هدف ۱۵/۳ نیز بر بی‌طرفی در برابر تخریب زمین و اجبای خاک‌های آسیب‌دیده تا سال ۲۰۳۰ تأکید دارد و هدف ۱۳ بر نقش خاک در کاهش و سازگاری با تغییرات اقلیمی متمرکز است (Keesstra et al., 2016). بهره‌وری خاک، شاخصی کلیدی در چندین هدف توسعه پایدار (اهداف ۲/۳ و ۲/۴)، اساساً به حاصلخیزی خاک و شرایط اقلیمی وابسته است و کاهش آن بخشی از تخریب زمین محسوب می‌شود (UNCCD, 1994). ویژگی‌های هیدرولیکی خاک (نگهداری و نفوذ آب)، چرخه مواد مغذی، ویژگی‌های عمودی خاک و توپوگرافی از شاخص‌های اصلی بهره‌وری هستند. بافت خاک مهم‌ترین ویژگی فیزیکی است، اما به دلیل پایداری نسبی آن، پایش معمولاً بر ویژگی‌های متغیر مانند کربن آلی، چگالی ظاهری و شوری تمرکز دارد. کربن آلی نقش مهمی در وضعیت آب، مواد مغذی و تنظیم اقلیم دارد. آلودگی و تنوع زیستی خاک نیز باید به عنوان اجزای مستقل کیفیت خاک پایش شوند. پایش این مؤلفه‌ها امکان پیگیری بسیاری از اهداف توسعه پایدار را فراهم می‌کند (Tóth et al., 2018).

شبکه پایش خاک^۸

دستیابی به یک چارچوب قانونی الزام‌آور برای حفاظت از خاک در سطح ملی، در وهله اول به اجرای یک شبکه پایش خاک متکی است که قادر به تشخیص تغییرات کیفیت خاک در طول زمان باشد. پایش منابع خاک باید برای تسهیل مدیریت مؤثر خاک و پشتیبانی از انجام عملکردهای متعدد آن اجرا شود. شبکه پایش خاک، مجموعه‌ای از مکان‌ها یا مناطقی است که این ارزیابی دوره‌ای در آنها انجام و مستند می‌شود (Morvan et

9. Organization for Economic Co- Operation Development (OECD)

8. Soil Monitoring Network (SMN)

al., 2005). در سطح اتحادیه اروپا، پایش علاوه بر شبکه‌های ملی، توسط دفتر آمار اتحادیه اروپا (Eurostat) نیز انجام می‌شود. Eurostat بررسی منظم LUCAS را برای پایش وضعیت و تغییرات کاربری و پوشش زمین در سراسر اتحادیه اروپا انجام می‌دهد (Eurostat, 2012). از سال ۲۰۰۶ فاصله زمانی بررسی به سه سال کاهش یافت و از ۲۰۰۸، این برنامه از نظر قانونی در برنامه کاری و بودجه Eurostat گنجانده شد. نمونه‌برداری بر اساس شبکه ۲ × ۲ کیلومتر انجام می‌شود و حدود یک میلیون نقطه زمین مرجع ایجاد شده است؛ از این تعداد، تقریباً ۲۷۰ هزار نقطه توسط نقشه‌برداران در محل بازدید می‌شود تا اعتبار مشاهدات سنجش از دور تأیید و اطلاعات تکمیلی جمع‌آوری شود (van Leeuwen et al., 2017).

در سال ۲۰۰۹، LUCAS با افزودن نمونه‌برداری خاک سطحی توسعه یافت تا مجموعه داده‌ای هماهنگ از ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک برای ارزیابی سیاست‌های مرتبط با زمین ایجاد شود (Tóth et al., 2016). آزمون اجزاء خاک^{۱۱} در حدود ۱۰ درصد از نقاط بازدید شده (۲۷۰۰۰ نمونه) انجام شد و بررسی ۲۰۱۵ شامل ۲۷۳۴۰۱ نقطه بود که نمونه‌برداری خاک همچنان در ۱۰ درصد سایت‌ها انجام شد (van Leeuwen et al., 2017). نمونه‌های خاک همچنین از کشورهای همسایه مانند آلبانی، بوسنی و هرزگوین، کرواسی، مقدونیه، یوگسلاوی، مونته‌نگرو، صربستان و سوئیس جمع‌آوری شد تا با استاندارد LUCAS هماهنگ باشد. توزیع جغرافیایی شبکه‌های پایش خاک در اروپا یکنواخت نیست (جدول ۱). برخی کشورها مانند انگلستان، ولز، ایرلند شمالی، اتریش، دانمارک و مالت پوشش متراکم دارند، در حالی که کشورهای بزرگی مانند اسپانیا، ایتالیا و یونان سایت‌های کمتری دارند. داخل هر کشور، پوشش می‌تواند همگن (شبکه‌های سیستماتیک مانند انگلستان و دانمارک) یا ناهمگن (بر اساس انتخاب نامنظم یا قضاوت کارشناسی، مانند آلمان و لهستان) باشد. برخی کشورها چندین شبکه ناهمگن دارند (بلژیک، اسپانیا)، در حالی که برخی دیگر یک شبکه سیستماتیک دارند که هنوز تکمیل نشده است (فرانسه) (Morvan et al., 2008).

میانگین پوشش سایت‌ها در اتحادیه اروپا حدود ۱۳۳ کیلومترمربع به ازای هر سایت است و مقدار میانه تقریباً ۳۰۰ کیلومترمربع است. تقریباً ۹۰ درصد خاک‌ها و طبقات پوشش زمین حداقل یک مکان پایش دارند، اما تراکم سایت‌ها در واحدهای نقشه‌برداری خاک بسیار متغیر است؛ حدود ۷ درصد از مساحت تحت پوشش، هیچ مکان پایشی ندارد. بیشترین تراکم در مراتع و کمترین در زمین‌های زراعی، جنگل‌ها، تاکستان‌ها و فضاهای باز با پوشش گیاهی کم مشاهده می‌شود (Morvan et al., 2008).

بر علم صحیح، قابل تفسیر توسط سیاست‌گذاران و قابل استفاده برای تصمیم‌گیری و سیاست‌گذاری باشد. همچنین باید امکان پایش در مقیاس‌های مکانی و زمانی متعدد را فراهم کند (OECD, 2002). با این حال، پایش خاک در مقیاس بزرگ، به منظور به دست آوردن داده‌های کافی برای نتیجه‌گیری دقیق، هم از نظر نیروی کار و هم از نظر سرمایه مورد نیاز پرهزینه است. از این رو، انتخاب بهترین گروه از شاخص‌ها برای کاهش هزینه‌ها و ارائه داده‌هایی که برای هدف مناسب باشند و بتوانند سیاست‌گذاری و اجرای سیاست‌ها را در رابطه با کیفیت خاک در آینده ممکن سازند، مهم است. نیل به این هدف کار آسانی نیست. به‌عنوان مثال، پروژه ENVASSO که برای ایجاد مجموعه‌ای عملیاتی از معیارها و شاخص‌های پایش خاک در سراسر اتحادیه اروپا فعالیت می‌کرد، به‌دلیل پیچیدگی زیست‌بوم و عملکردهای خاک، دستیابی به مجموعه‌ای کوچک از شاخص‌ها را دشوار یافت (Bispo et al., 2009). شاخص‌های مختلف پایش خاک از کشوری به کشور دیگر متفاوت است (Faber et al., 2013). لذا برای انتخاب شاخص‌های پایش خاک، ویژگی‌هایی نظیر قابلیت اندازه‌گیری، سهولت اندازه‌گیری، تغییرات کمی و کیفی، هزینه اندازه‌گیری و نیز پویایی آن می‌تواند مد نظر قرار گیرد.

وضعیت مطالعات پایش کیفیت خاک در جهان

برخی کشورها از پیش برنامه‌هایی را برای پایش خاک آغاز کرده‌اند، اما هر کشور از پروتکل‌های متفاوت (مانند تراکم مشاهدات یا تناوب زمانی) و ویژگی‌های خاصی (مانند عمق نمونه‌برداری، پارامترهای اندازه‌گیری شده، روش‌های مشاهده و تحلیل) استفاده می‌کند که این تفاوت‌ها، مقایسه میان کشورها را دشوار می‌سازد و هماهنگی و یکسان‌سازی این پروتکل‌ها ضرورت دارد (FAO, 2024). در ادامه چند نمونه از مطالعات پایش در کشورهای مختلف آورده شده است.

اروپا

در کشورهای اروپایی، پایش خاک معمولاً توسط چندین سازمان مختلف انجام می‌شود، زیرا اهداف پایش متنوع است؛ از جمله سلامت جنگل‌ها، آلودگی زمین، حاصلخیزی کشاورزی، ارزیابی ریسک محیط‌زیستی، اثرات باران اسیدی و تخریب زمین؛ بنابراین، ضروری است که برنامه‌های پایش به سیستم‌های ملی اطلاعات خاک متصل شوند تا نتایج به‌تدریج در آن‌ها گنجانده شده و با داده‌های اکولوژیکی، کاربری اراضی، اقلیمی، کاداستر و جمعیت‌شناسی تعامل داشته باشند (Jones et

جدول ۱- مدل‌های طرح نمونه‌برداری اروپایی (O'Sullivan et al., 2017)

Table 1. European Sampling Design Models

کشور / Country	برنامه نمونه‌برداری / Sampling programme	طرح نمونه‌برداری / Sampling design	فراوانی نمونه‌برداری / Sampling frequency	تعداد سایت‌ها / Number of sites
فرانسه / France	شبکه اندازه‌گیری کیفیت خاک / Reseau de Mesures de la Qualite des Sols (RMQS)	شبکه 16x16 کیلومتر / Grid 16 x 16 km	12 سال / 12 yrs	2200
بریتانیا / Great Britain	بررسی حومه شهر / Countryside Survey	سیستم طبقه‌بندی اراضی / Land classification system	1978, 1998, 2007	591
انگلیس و ولز / England and Wales	فهرست برداری ملی خاک / National Soil Inventory (NSI)	شبکه 5 x 5 کیلومتر / Grid 5 x 5 km	1983, 1995	1800 با 6127 نمونه‌برداری مجدد در دهه 1990 / 6127 with 1800 resampled in 1990s
اسکاتلند / Scotland	فهرست برداری ملی خاک / National Soil Inventory (NSI)	شبکه 10 x 10 کیلومتر / Grid 10 x 10 km	1978 – 1988 / 2007–2010	721 خاک / 721 soil profiles / 195 مورد بازدید مجدد / 195 revisited
هلند / The Netherlands	شاخص‌های بیولوژیکی برای کیفیت خاک / Biological Indicators for Soil Quality (BISQ)	نمونه‌برداری تصادفی طبقه‌بندی شده بر اساس کاربری زمین x نوع خاک / Stratified random sampling based on land use x soil types	1999	300 سالانه 60 سایت بازدید می‌شود / 60 sites are revisited per yr.
آلمان / Germany	سایت‌های پایش دائمی خاک / Permanent Soil Monitoring Sites	رویکرد طبقه‌بندی شده برای پوشش انواع شرایط خاص سایت / Stratified approach to cover a variety of specific site conditions	1986، هر 10 سال / every 10 yrs	829
اروپایی / European	بررسی آماری چارچوب پوشش و کاربری اراضی / Land-use / Cover Area frame statistical Survey (LUCAS Soil)	شبکه 2 x 2 کیلومتری که با داده‌های کاربری زمین در 23 کشور عضو نمونه‌برداری شده است / 2 x 2 km grid which is sampled by land use data across 23	2009, 2014	20000
اروپایی / European	نقشه‌برداری ژئوشیمیایی خاک زمین‌های کشاورزی و چراگاهی در اروپا / Geochemical Mapping of Agricultural and Grazing Land Soil in Europe (GEMAS)	1 سایت / 2500 کیلومتر مربع، از 33 کشور اروپایی / 1 site / 2500 km ² , from 33 European countries	2009	2108 مکان در زمین‌های زراعی (0-20 سانتی‌متر) و 2023 مکان در علفزار (0-10 سانتی‌متر) / 2108 sites on arable land (0–20 cm) and 2023 sites on grassland (0–10 cm)

چین

حاصلخیزی و طبقه‌بندی خاک تمرکز داشت و ۱۳ پارامتر شیمیایی و فیزیکی (pH، کربن آلی کل، نیتروژن کل، فسفر قابل استفاده، پتاسیم قابل استفاده، کربنات کلسیم، نیاز آهک، چگالی، رطوبت، کلر، شوری، سولفات و کربنات یا بی‌کربنات) را شامل شد (National Soil Survey Office, 1964; Chen & Gao, 1989). دومین بررسی ملی خاک در سال ۱۹۷۹ علاوه بر توصیف میدانی، ترکیب شیمیایی، مواد مغذی و عناصر کمیاب خاک را تحلیل و نقشه خاک چین را بر اساس استان‌ها تهیه کرد. در سال

صنعتی شدن و شهرنشینی موجب افزایش قابل توجه فلزات بالقوه سمی در چین شده است (He et al., 2013)، که عمدتاً ناشی از آبیاری با فاضلاب و فعالیت‌های استخراج و فرآوری فلزات است. فعالیت‌های کشاورزی در یک سال به ترتیب ۷۹/۶، ۵۶ و ۶۳ درصد از کل مس، روی و کادمیوم خاک‌های کشاورزی را به خود اختصاص داده‌اند (Luo et al., 2009). درک کیفیت خاک برای تضمین امنیت غذایی در چین اهمیت بالایی دارد. اولین بررسی عمومی خاک در چین (۱۹۵۸–۱۹۶۰) بر

بر مبنای پیشنهاد شبکه پایش خاک فرانسه (Lavelle, 1988)، ایجاد حدود ۱۰۰ مکان پایش مطرح شد (Wang et al., 1994). به دلیل محدودیت منابع، در سال ۱۹۸۹ پنج سایت آزمایشی و دو سایت ماهواره‌ای در شرق کانادا نمونه‌برداری شدند و تا سال ۱۹۹۳ شانزده سایت دیگر به شبکه افزوده شد. پایش باید حداقل ده سال ادامه می‌یافت تا روند تغییرات کیفیت خاک آشکار شود. هفت معیار برای انتخاب سایت‌ها تدوین شد که سه معیار اصلی شامل: نمایندگی یک زون خاک یا ناحیه اکولوژیکی کشاورزی، نمایندگی یک منطقه فیزیوگرافیک اصلی، و پوشش یک سیستم تولید کشاورزی غالب بود. سایر معیارها شامل هماهنگی با اولویت‌های استانی، پتانسیل تأثیرپذیری از تخریب، وسعت ۵ تا ۱۰ هکتاری (یا یک حوزه آبخیز کوچک)، و محدود بودن به اراضی کشت‌شده باشند، بودند (Wang et al., 1994). در نهایت، ۲۳ سایت تا سال ۱۹۹۲ انتخاب و نمونه‌برداری شدند.

نمونه‌برداری شامل: (۱) نمونه‌های خاکرخ، (۲) نمونه‌های خاک سست^{۱۴} برای داده‌های پایه و (۳) نمونه‌برداری برای آنالیز Cs^{137} بود. ویژگی‌های خاک عمدتاً در افق AP ارزیابی و در سه گروه طبقه‌بندی شدند: (۱) ویژگی‌های حساس با تغییرات قابل‌انتظار طی کمتر از ۱۰ سال (pH، فسفر و پتاسیم قابل‌استفاده، کربن آلی، نیتروژن کل، توزیع Cs^{137} ، آهن و آلومینیوم قابل‌استخراج، جرم مخصوص ظاهری)؛ (۲) ویژگی‌های نسبتاً حساس با تغییرات در مقیاس دهه‌ها (کاتیون‌های قابل‌تبادل، ظرفیت تبادل کاتیونی، کربنات‌ها، ظرفیت نگهداشت رطوبت خاک)؛ و (۳) ویژگی‌های غیرحساس با ثبات بلندمدت بیش از ۱۰۰ سال (اندازه ذرات، کانی‌شناسی رس، سطح کل^{۱۵}، کل عناصر (آلومینیوم، کلسیم، کبالت، کروم، مس، آهن، پتاسیم، لیتیوم، منیزیم، سدیم، نیکل، سرب و روی) (Wang et al., 1994). افزون بر این، مجموعه‌ای از ویژگی‌های فیزیکی و بیولوژیکی در محل اندازه‌گیری شد که شامل هدایت هیدرولیکی اشباع و نزدیک به اشباع، رطوبت خاک، هدایت الکترومغناطیسی، تعداد منافذ زیستی، تعداد کرم‌های خاکی و عملکرد محصول بود. همچنین در ۸ سایت، ایستگاه‌های هواشناسی خودکار نصب شد (Wang et al., 1994).

ژاپن

در سال ۱۹۹۹، ژاپن بررسی شناسایی خاک برای پایش عملکرد خاک را آغاز کرد که در ابتدا حدود ۲۰۰۰۰ سایت را شامل می‌شد، اگرچه این تعداد به حدود ۵۵۰۰ سایت کاهش یافت. در سال ۲۰۰۸، برنامه ملی شناسایی خاک برای پایش محتوای کربن خاک و مدیریت خاک راه‌اندازی شد که شامل تقریباً ۳۵۰۰ سایت

۱۹۹۲، سیستم طبقه‌بندی خاک بر اساس داده‌های دومین بررسی ایجاد شد.

از سال ۱۹۹۹، چین برنامه سیستماتیک بررسی ژئوشیمیایی منطقه‌ای چندمنظوره را اجرا کرده است (Li et al., 2014) که شامل پایش خاک، ارزیابی اکولوژیکی و وضعیت مواد مغذی در خاک‌های سطحی (۲۰-۳۰ سانتی‌متر) و عمیق (۱۸۰-۱۵۰ سانتی‌متر) است (Yang et al., 2014). بررسی ملی کیفیت و آلودگی خاک (۲۰۱۰-۲۰۰۶) تمام استان‌ها به جز تایوان، هنگ کنگ و ماکائو را پوشش داد و اهدافی مانند ارزیابی کیفیت خاک، منابع آلودگی، خطرات، وضع مقررات و انتخاب تکنیک‌هایی برای پاکسازی خاک‌های آلوده داشت (Wu, 2006). سیستم پایش کیفیت خاک چین توسط وزارتخانه‌های مختلف سازماندهی می‌شود: وزارت کشاورزی (زمین‌های کشاورزی)، وزارت منابع آب (فرسایش خاک)، وزارت زمین و منابع (رانش زمین) و وزارت حفاظت از محیط‌زیست (کیفیت محیط‌زیستی خاک) (Li, 2005). شبکه پایش زمین‌های کشاورزی شامل ۱۰۷ سایت ملی و استانی است و شاخص‌ها شامل محصولات زراعی، عملیات زراعی، عملکرد محصول، مقادیر کود، مواد مغذی خاک (مواد آلی، نیتروژن کل، فسفر قابل‌استفاده، پتاسیم قابل‌استفاده، آهن قابل‌استفاده، منگنز قابل‌استفاده، مس قابل‌استفاده، روی قابل‌استفاده، بور قابل‌استفاده و مولیبدن قابل‌استفاده) و آلاینده‌های خاک (آرسنیک، کادمیوم، کروم، جیوه و سرب) می‌شوند (Lu & He, 2013). شاخص‌های فعلی شامل pH، ظرفیت تبادل کاتیونی، نقره، آرسنیک، کادمیوم، کبالت، کروم، مس، جیوه، منگنز، نیکل، آنتیموان، تالیوم، سرب، وانادیوم، روی، هیدروکربن‌های آروماتیک چند حلقه‌ای^{۱۲} و بی‌فنیل پلی‌کلر^{۱۳} است. اصول پایش شامل انجام سالانه در مناطق کلیدی، هر ۵ سال در همه مناطق، پایش ویژه برای نگرانی‌های محیط زیستی و پایش ملی و استانی متناسب با ویژگی‌های جغرافیایی و آلودگی محلی است (Wang et al., 2012).

کانادا

فرسایش آبی و بادی، شورشدن و اسیدی شدن از مهم‌ترین عوامل تخریب خاک در اراضی کشاورزی کانادا هستند (Coote et al., 1981). و تنها در سال ۱۹۸۴ بیش از یک میلیارد دلار خسارت به کشاورزان وارد کردند. در کارگاه پایش کیفیت خاک در سال ۱۹۸۸ در اتاوا، ضرورت ایجاد یک سیستم پایش و تعیین مکان‌های معیار برای ثبت داده‌های پایه مورد تأکید قرار گرفت (Wang, 1988). پیش از آن، هیچ شبکه معیار رسمی برای پایش کیفیت خاک در جهان وجود نداشت. در سال ۱۹۸۹،

14. loose samples
15. Total surface area

12. Benzo[a]anthracene (BAH)
13. Polychlorinated biphenyls (PCBs)

حذف ۱۵ درصد خاکرخ‌های ناسازگار (مانند موارد تکراری یا دارای همپوشانی) و استانداردسازی ۴/۵ درصد از آنها بود و با ادغام پایگاه‌های موجود، امکان افزایش حجم پایگاه داده بیش از ۵۰ درصد فراهم شد (Díaz-Guadarrama et al., 2024).

ایران

در ایران، مطالعات پایش خاک از سال ۱۳۹۰ با پیشنهاد مؤسسه تحقیقات خاک و آب و همکاری معاونت آب‌و خاک وزارت جهاد کشاورزی در قالب جمع‌آوری اطلاعات از کل ۱۸/۵ میلیون هکتار اراضی کشاورزی کشور و در ۳۲۷۸ پایگاه (سایت) مطالعاتی (به ازاء حداقل هر ۶۰۰۰ هکتار یک پایگاه مطالعاتی) توسط مؤسسه تحقیقات خاک و آب و بخش‌های خاک و آب مراکز استانی آغاز شد. انتخاب این نقاط ترکیب متناسبی از اراضی زراعی، باغی و آیش در شرایط آبی و دیم است. همچنین نقاط و مکان‌های خاص نظیر اراضی آلوده، شور، مانداب که دارای سطح قابل توجهی در منطقه می‌باشند نیز افزون بر نقاط پیش‌بینی شده، در نظر گرفته شد. برای انتخاب این پایگاه‌های نمونه‌برداری، از داده‌های جانبی دیگری نظیر نوع کاربری اراضی، نقشه خاک‌های ایران، اقلیم، داده‌های زمین‌شناسی و غیره نیز استفاده شده است. انتخاب هر پایگاه به‌گونه‌ای است که حتی‌الامکان قطعه‌ای ۳-۱ هکتاری با مدیریت واحد بوده و تغییرات شدید همانند تغییر کاربری و تسطیح اراضی در طول انجام مطالعه در آن صورت نخواهد گرفت. برای انجام مطالعات دقیق‌تر حدود ۱۰ درصد این پایگاه‌ها به‌عنوان پایگاه شاهد انتخاب شده و ویژگی‌های بیولوژیکی و برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی که اندازه‌گیری آنها مستلزم صرف وقت زیاد و هزینه سنگین است در این پایگاه‌ها اندازه‌گیری شد. پس از انتخاب پایگاه‌های مطالعاتی، نمونه‌برداری از آنها حداقل یک‌بار در سال انجام گرفت و ویژگی‌های فیزیکی (بافت خاک و جرم مخصوص ظاهری خاک (در کلیه پایگاه‌ها) و نفوذپذیری، ساختمان، پایداری خاکدانه‌ها و منحنی رطوبتی خاک (در پایگاه‌های شاهد) شیمیایی (عناصر پر مصرف، عناصر کم مصرف، هدایت الکتریکی، pH، محتوای کربن آلی، مقدار کل نیتروژن در خاک، گنج، نسبت جذب سدیم، درصد سدیم تبادلی، بی‌کربنات، کربنات سدیم باقیمانده در همه پایگاه‌ها و ظرفیت تبادلی کاتیونی خاک و عناصر آلاینده در پایگاه‌های شاهد) و ویژگی‌های زیستی (در پایگاه‌های شاهد) اندازه‌گیری شد و پرسشنامه مشخصات نیز برای هر پایگاه تکمیل شد. این پرسشنامه شامل اطلاعاتی نظیر مشخصات کشاورز و پایگاه، نوع محصول، سیستم آبیاری، میزان و نوع کودها و سم‌های مصرفی،

پایش اضافی بود. این برنامه‌ها با هدف پایش سلامت خاک و شیوه‌های مدیریت آن طراحی شده‌اند تا استفاده پایدار از منابع خاک تضمین شود (FAO, 2024).

نیوزیلند

نیوزیلند بین سال‌های ۱۹۹۵ تا ۲۰۰۱ دو برنامه پایش کیفیت خاک را برای آزمایش روش‌ها و ارائه داده‌ها در مورد استفاده پایدار از زمین برای گزارش وضعیت محیط‌زیست اجرا کرد. در این پروژه تأکید بر ویژگی‌های شیمیایی، بیولوژیکی و فیزیکی خاک بود، نه آلودگی یا فرسایش. یک استراتژی نمونه‌برداری و حداقل مجموعه داده‌ها تعریف شد. یک چارچوب تفسیری برای ارزیابی کیفیت خاک بر اساس دسته‌بندی‌های کاربری زمین و رده خاک ایجاد گردید و کیفیت خاک در بیش از ۵۰۰ سایت ارزیابی شد (Sparling et al., 2004). در این پروژه ابتدا مجموعه‌ای از ۱۷ شاخص کیفیت خاک مورد آزمایش قرار گرفت (Cornforth, 1999; Doran & Parkin, 1994,) و در نهایت به ۷ شاخص کلیدی (کربن کل، نیتروژن کل، نیتروژن قابل معدنی شدن، pH، فسفر اولسن، چگالی ظاهری و نسبت حفره‌های بزرگ خاک^{۱۶}) کاهش یافت (Sparling et al., 2004).

آمریکای لاتین

سیستم اطلاعات خاک آمریکای لاتین و کارائیب^{۱۷} (SISLAC)، که توسط GSP فائو ایجاد شده، جامع‌ترین پایگاه داده خاک در منطقه با حدود ۵۰ هزار خاکرخ و ۱۴۰ هزار افق است و شامل اطلاعات مکانی، توصیفی و ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک‌هاست (SISLAC, 2013). با این حال، به دلیل ناهمگونی منابع، بخشی از داده‌ها ناسازگار هستند و می‌توانند موجب عدم قطعیت در تحلیل‌ها شوند (Garg et al., 2020). به همین دلیل پروژه‌ای برای ارزیابی کیفیت داده‌ها و تولید نسخه‌ای سازگار و کامل‌تر از SISLAC اجرا شد. این فرآیند در سه مرحله انجام شد: بررسی انطباق مکانی خاکرخ‌ها، اصلاح داده‌های سایت و اعتبارسنجی توصیف افق‌ها. خروجی نهایی، پایگاه داده‌ای هماهنگ بود که حداقل الزامات یکپارچگی را برای کاربردهایی مانند توصیف خاک، ارزیابی عملکرد، تحلیل فرآیندهای خاک و شناسایی نقش خاک در اکوسیستم‌ها برآورده می‌کند. در نهایت، تحلیل مؤلفه‌های اصلی با استفاده از متغیرهایی مانند ظرفیت تبادل کاتیونی مؤثر، pH، کربن آلی، رس و شن انجام شد و داده‌های قابل اعتمادی درباره خاک‌های منطقه فراهم کرد. نسخه اصلاح‌شده SISLAC شامل

17. Latin America and Caribbean Soil Information System (SISLAC)

16. Macroporosity

پایگاه‌های مطالعاتی آغاز شده است. با توجه به وسعت کار و محدودیت‌های مالی، مطالعات در این فاز در پنج سال متوالی و هر سال در تعدادی از نواحی زراعی-زیستگاهی انجام خواهد شد. در این فاز در مرحله اول؛ منطقه مرکزی و سواحل شمالی، در مرحله دوم؛ مناطق زاگرس جنوبی، سواحل جنوبی، خشک مرکزی، خراسان، خشک جنوبی، زاگرس مرکزی، خوزستان و در مرحله سوم؛ منطقه شمال غرب مطابق با جدول زیر مطالعه می‌شود (جدول ۲). پس از جمع‌آوری داده‌های به‌دست آمده از اندازه‌گیری نمونه‌ها، شاخص‌های مورد اندازه‌گیری در سال‌های مختلف مقایسه و تغییرات آن اندازه‌گیری و به صورت آمار و نقشه ارائه می‌شود (Saadat & Rezaei, 2018).

عملکرد محصول و عملیات خاک‌ورزی بود. پس از انتخاب پایگاه‌های نمونه‌برداری که در نقشه با طول و عرض جغرافیایی مشخص شده‌اند، نمونه‌برداری خاک در هر پایگاه انجام گرفت. نمونه‌برداری از خاک برای اراضی زراعی از دو عمق ۰-۳۰ و ۳۰-۶۰ سانتیمتر و برای اراضی باغی از سه عمق ۰-۳۰، ۳۰-۶۰ و ۶۰-۹۰ سانتیمتر انجام شد (در موارد خاص و در صورت وجود شرایط ویژه در لایه‌های پایین‌تر، از این لایه‌ها نیز نمونه‌برداری شد). فاز اول مطالعه پایش کیفیت خاک‌های کشاورزی از سال ۱۳۹۰ در تمامی اراضی کشاورزی کشور و فاز دوم به مطالعه در پایگاه‌های شاهد (۱۰ درصد پایگاه‌های اصلی) اختصاص پیدا کرد و اکنون (سال ۱۴۰۴) فاز سوم مطالعه در کل استان‌های کشور و در تمامی

جدول ۲- تعداد پایگاه‌های مطالعاتی بر اساس مناطق آگرواکولوژیک ایران
Table 2. Number of Study Stations by Agroecological Regions of Iran

تعداد پایگاه‌ها / Number of Stations	منطقه آگرواکولوژیک / Agroecological Region	ردیف / Number
599	سواحل شمالی (گیلان، مازندران و گلستان) و مرکزی (تهران، البرز، قزوین، قم، مرکزی، سمنان) / Northern Coastal Region (Gilan, Mazandaran, and Golestan) and Central Region (Tehran, Alborz, Qazvin, Qom, Markazi, and Semnan)	1
561	زاگرس جنوبی (فارس، کهگیلویه و بویراحمد، چهارمحال و بختیاری)، سواحل جنوبی (بوشهر و هرمزگان) و خشک مرکزی (یزد، اصفهان) / Southern Zagros Region (Fars, Kohgiluyeh and Boyer-Ahmad, Chaharmahal and Bakhtiari), Southern Coastal Provinces (Bushehr and Hormozgan), and Central Arid Region (Yazd, Isfahan)	2
627	خراسان (خراسان جنوبی، رضوی و شمالی) و خشک جنوبی (کرمان و سیستان و بلوچستان) / Khorasan Region (South, Razavi, and North Khorasan) and Southern Arid Region (Kerman and Sistan and Baluchestan)	3
772	شمال غرب (اردبیل، آذربایجان شرقی، آذربایجان غربی، کردستان و زنجان) Northwestern Region (Ardabil, East Azerbaijan, West Azerbaijan, Kurdistan, and Zanjan)	4
719	زاگرس مرکزی (همدان، ایلام، لرستان، کرمانشاه) و خوزستان (استان خوزستان) Central Zagros Region (Hamedan, Ilam, Lorestan, and Kermanshah) and Khuzestan Province (Khuzestan)	5
3278		مجموع / Total

نسبت به برخی از کشورهای با وسعت بزرگ‌تر، بیشتر است، اما برای بهبود پوشش مکانی و افزایش دقت پایش، لازم است هماهنگی بین دستگاه‌ها، تخصیص بودجه کافی و بهره‌گیری از ظرفیت‌های علمی و انسانی تقویت شود. چنین رویکردی افزون بر ارتقای قابلیت تحلیل و پایش بلندمدت، امکان هم‌راستایی بیشتر با استانداردهای بین‌المللی و بهره‌گیری مؤثر از داده‌ها برای سیاست‌گذاری و برنامه‌ریزی کشاورزی پایدار را فراهم می‌آورد. به طور کلی، برخی از اقدامات مطلوب که هر راهبردی پایش خاک باید آن‌ها را اتخاذ کند، به شرح زیر هستند:

- تعیین مجموعه‌ای حداقلی از شاخص‌ها (فیزیکی، شیمیایی و زیستی) برای پایش که در ارتباط با ابزارهای حکمرانی خاک در سطح محلی یا جهانی تعریف شده باشند.
- تعیین دوره زمانی پایش برای هر شاخص، با توجه به سرعت تغییر آن‌ها در طول زمان.

مقایسه برنامه پایش خاک ایران با سایر کشورها و پیشنهادات

اگرچه ایران در مقایسه با کشورهای دارای سابقه طولانی‌تر در پایش خاک، دوره شروع نسبتاً جدیدتری دارد، اما در این زمینه اقدامات ارزشمندی صورت گرفته است: راه‌اندازی شبکه نمونه‌برداری در سطح کشور، پوشش مناسب اراضی کشاورزی، سنجش دوره‌ای شاخص‌های شیمیایی، فیزیکی، آلاینده‌ها و غیره. این امر نشان می‌دهد که ایران در مسیر توسعه و ارتقای پایش کیفیت خاک گام‌های بسیار مؤثری برداشته و ظرفیت برای گسترش این برنامه وجود دارد. ایران به دلیل تنوع منحصر به فرد اقلیمی، از مناطق خشک و نیمه‌خشک گرفته تا مناطق مرطوب و کوهستانی، با تنوع خاک گسترده‌ای مواجه است. این شرایط موجب شده که برنامه پایش کیفیت خاک در ایران از اهمیت ویژه‌ای برخوردار باشد. هرچند تعداد نقاط نمونه‌برداری در ایران

بررسی وضعیت پایش خاک در کشورهای مختلف نشانگر وجود شکاف‌های قابل توجهی در بسیاری از کشورها است از جمله: چالش‌هایی در زمینه توانایی‌های فنی، داده‌ها و اطلاعات مربوط به خاک و عدم وجود منابع مالی قابل اتکا به‌منظور پشتیبانی از برنامه‌های پایش خاک در طول زمان؛ شاخص‌های مورد استفاده برای ارزیابی کیفیت خاک در کشورهای مختلف، بسته به شرایط اقلیمی، نوع کاربری اراضی، اهداف مدیریتی و ظرفیت‌های علمی، متفاوت هستند. این تفاوت‌ها اگرچه بازتابی از تنوع اکولوژیکی و مدیریتی است، اما در عین حال ضرورت ایجاد یک چارچوب نظام‌مند و هماهنگ جهانی یا ملی برای انتخاب شاخص‌ها، روش‌های نمونه‌برداری و تحلیل داده‌ها را برجسته می‌کند. وجود این برنامه‌ها خود بازتابی از پذیرش اهمیت پایش خاک برای مدیریت پایدار محیط‌زیست و افزایش بهره‌وری کشاورزی است که از این طریق کشورها قادر خواهند بود اقدامات مؤثری را انجام دهند از جمله ردیابی تغییرات وضعیت سلامت خاک در طی زمان، شناسایی تهدیدها، جلوگیری از تخریب منابع خاک مانند فرسایش و کاهش کربن آلی خاک و اتخاذ تصمیم‌های جامع و مهم برای حفاظت از خاک. چنین نظام یکپارچه‌ای می‌تواند امکان مقایسه‌پذیری نتایج، پایش بلندمدت و تصمیم‌گیری آگاهانه در زمینه حفظ و بهبود کیفیت خاک را فراهم آورد.

تعارض منافع

نویسندگان اعلام می‌دارند هیچ‌گونه تضاد منافی در رابطه با انتشار این مقاله وجود ندارد.

- اطمینان از تأمین منابع لازم برای نگهداری بلندمدت برنامه پایش.
- ایجاد سامانه‌هایی برای مدیریت داده‌ها (اعم از داده‌های میدانی، دورسنجی یا آزمایشگاهی).
- نگهداری نمونه‌های خاک در بانک‌های خاک (مشابه با بانک‌های ژن یا بذر) (FAO, 2024).

نتیجه‌گیری

پایش کیفیت خاک به‌عنوان ابزاری ضروری برای مدیریت پایدار منابع خاک و ارزیابی سلامت اکوسیستم‌های طبیعی و کشاورزی، نقشی کلیدی در برنامه‌ریزی‌های محیط‌زیستی و کشاورزی ایفا می‌کند. پایش خاک، دستیابی به اهدافی نظیر مدیریت تولید مواد غذایی، کاهش انتشار گازهای گلخانه‌ای و حفاظت از آب و تنوع زیستی را میسر می‌کند. تلاش‌های هماهنگ و مداوم در پایش خاک می‌تواند دستاوردهای ارزشمندی داشته باشد، از جمله: تحقق اهداف توسعه پایدار، به‌ویژه پایان دادن به گرسنگی، دستیابی به امنیت غذایی، بهبود تغذیه و ترویج کشاورزی پایدار، حفاظت، بازیابی و ترویج استفاده پایدار از اکوسیستم‌های زمینی، مدیریت پایدار جنگل‌ها، مبارزه با بیابان‌زایی، توقف و معکوس کردن تخریب زمین، محافظت از منابع طبیعی در برابر تخریب بیشتر و حفظ عملکردهای اکوسیستم خاک.

References

1. Arrouays, D., Marchant, B. P., Saby, N. P. A., Meersmans, J., Orton, T. G., Martin, M. P. and Kibblewhite, M. 2012. Generic Issues on Broad-Scale Soil Monitoring Schemes: A Review. *Pedosphere*, 22(4), pp.456-469. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(12\)60031-9](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S1002-0160(12)60031-9)
2. Arrouays, D., Mulder, V. L. and Richer-de-Forges, A. C. 2021. Soil mapping, digital soil mapping and soil monitoring over large areas and the dimensions of soil security – A review. *Soil Security*, 5(100018). <https://doi.org/10.1016/j.soisec.2021.100018>
3. Arrouays, D., Vogel, H., Eckelmann, W., Armstrong-Brown, S., Loveland, P. and Coulter, B. 1998. Soil monitoring networks in Europe 16th World Congress of Soil Science.
4. Asaadi, M.A. and Najafi Alamdarlo, H. 2023. Estimation of Economic Value of Water and Soil Conservation Function in Northern Central Alborz Protected Area. *Journal of Plant Ecosystem Conservation*, 11(22), pp. 130-142. <http://pec.gonbad.ac.ir/article-1-891-en.html>. (In persian)
5. Bispo, A., Cluzeau, D., Creamer, R., Dombos, M., Graefe, U., Krogh, P. H. and Winding, A. 2009. Indicators for monitoring soil biodiversity. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 5(4), pp.717-719.
6. Bristol Food Network Website (2022). Save and grow: A policymaker's guide to the sustainable intensification of smallholder crop production; <https://www.bristolfoodnetwork.org/blog/save-and-grow-apolicymaker%E2%80%99s-guide-to-the-sustainable-intensification-of-smallholder-crop-production/>
7. Bünemann, E. K., Bongiorno, G., Bai, Z., Creamer, R. E., De Deyn, G., De Goede, R. and Moder, P. 2018. Soil quality—A critical review. *Soil biology and biochemistry*, 120, pp.105-125.
8. Chen, Y., and Gao, Z. 1989. Development and achievement of soil survey and mapping in China. *Soils Fertility*, 4, pp.7–12.
9. Coote, D. R., Dumanski, J. and Ramsey, J. F. 1981. *An assessment of the degradation of agricultural lands in Canada*. Land Resource Research Institute, Research Branch, Agriculture Canada, Ottawa, ON. 86pp. <http://hdl.handle.net/10214/15132>
10. Cornforth, I. 1999. Selecting indicators for assessing sustainable land management. *Journal of Environmental Management*, 56(3), pp.173-179.
11. Dalkmann, P., Siebe, C., Amelung, W., Schloter, M. and Siemens, J. 2014. Does Long-Term Irrigation with Untreated Wastewater Accelerate the Dissipation of Pharmaceuticals in Soil? *Environmental Science & Technology*, 48(9), pp.4963-4970. <https://doi.org/10.1021/es501180x>
12. De Rosa, D., Ballabio, C., Lugato, E., Fasiolo, M., Jones, A. and Panagos, P. 2024. Soil organic carbon stocks in European croplands and grasslands: How much have we lost in the past decade? *Global Change Biology*, 30(1), e16992. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/gcb.16992>
13. Díaz-Guadarrama, S., Varón-Ramírez, V. M., Lizarazo, I., Guevara, M., Angelini, M., Araujo-Carrillo, G. A., Bolivar, A. 2024. Improving the Latin America and Caribbean Soil Information System (SISLAC) database enhances its usability and scalability. *Earth System Science Data*, 16(3), pp.1229-1246.
14. Doran, J. W. and Parkin, T. B. 1994. *Defining and assessing soil quality* [1-21]. Doran, J.W., Coleman, D.C., Bezdicek, D.F., Stewart, B.A. (Eds.), *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*. SSSA, Madison, WI, USA, pp. 3–21.
15. Dumitran, C. and Onutu, I. E. C. 2010. Environmental Risk Analysis for Crude Oil Soil Pollution. *Journal of Earth & Environment Science*, 5, pp.83–92.
16. EEA report. 2023. Soil monitoring in Europe- Indicators and thresholds for soil health assessments. Available at <https://www.eea.europa.eu/en/analysis/publications/soil-monitoring-in-europe>.
17. Ernst and Young. 2013. Evaluation of expenditure and jobs for addressing soil contamination in Member States,

- final report to European Commission Directorate-General for Environment.
18. Eugenio, N. R., Naidu, R. and Colombo, C. M. 2020. Global approaches to assessing, monitoring, mapping, and remedying soil pollution. *Environmental Monitoring and Assessment*, 192(9), p.601. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08537-2>
 19. European Commission. 2006. Communication from the Commission to the Council, the European Parliament, the European Economic and Social Committee and the Committee of Regions. In Thematic Strategy For Soil Protection (COM 2006.231). Brussels: Commission of the European Communities 2006. [Online]. Available at <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=celex%3A52006DC0231>
 20. European Commission. 2023. "Proposal for a Directive on Soil Monitoring and Resilience. 416 (final), Available at https://environment.ec.europa.eu/publications/proposal-directivesoil-monitoring-and-resilience_en.
 21. Eurostat. 2012. LUCAS-a multipurpose land use survey. Available at http://epp.eurostat.ec.europa.eu/statistics_explained/index.php/LUCAS_%E2%80%94a_multi-purposeland_use_survey
 22. Faber, J. H., Creamer, R. E., Mulder, C., Römbke, J., Rutgers, M., Sousa, J. P. and Griffiths, B. 2013. The practicalities and pitfalls of establishing a policy-relevant and cost-effective soil biological monitoring scheme. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 9(2), pp.276-284. <https://doi.org/10.1002/ieam.1398>
 23. FAO and ITPS. 2015. Status of the World's Soil Resources (SWSR) – Main Report. Food and Agriculture Organization of the United Nations and Intergovernmental Technical Panel on Soils, Rome, Italy. Available at <http://www.fao.org/3/a-i5199e.pdf>; (<http://www.fao.org/3/a-i5199e.pdf>); accessed 26/02/2016.
 24. FAO. 2024. Time to address global soil monitoring. ITPS (Intergovernmental Technical Panel On Soils).
 25. FRRCC Report to the Administrator (2015). EPA's Potential Role in Supporting Soil Health.
 26. Garg, P. K., Garg, R. D., Shukla, G. and Srivastava, H. S. 2020. *Digital mapping of soil landscape parameters*. Poland: Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-981-15-3238-2>
 27. GSP and FAO. 2014. Plan of action for pillar four of the global soil partnership. FAO, Rome. Available at <http://www.fao.org/3/az921ehttp://www.fao.org/3/az921e>; accessed: 25/01/2016.
 28. He, B., Yun, Z., Shi, J. and Jiang, G. 2013. Research progress of heavy metal pollution in China: Sources, analytical methods, status, and toxicity. *Chinese Science Bulletin*, 58(2), pp.134-140. <https://doi.org/10.1007/s11434-012-5541-0>
 29. Hirte, J., Richner, W., Orth, B., Liebisch, F. and Flisch, R. 2021. Yield response to soil test phosphorus in Switzerland: Pedoclimatic drivers of critical concentrations for optimal crop yields using multilevel modelling. *Science of the Total Environment*, 755, 143453. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143453>
 30. Jones, D. L., Cross, P., Withers, P. J. A., DeLuca, T. H., Robinson, D. A., Quilliam, R. S., Haris, L.M., Chadwick, D.R and Edwards-Jones, G. 2013. Review: Nutrient stripping: the global disparity between food security and soil nutrient stocks. *Journal of Applied Ecology*, 50(4), pp.851-862. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/1365-2664.12089>
 31. Jones, R. J. A., Houskova, B., Bullock, P. and Montanarella, L. 2005. *Soil Resources of Europe second edition*. No.9, EUR 20559 EN, (2005), 420pp. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
 32. Karlen, D. L., and Stott, D. E. 1994. A framework for evaluating physical and chemical indicators of soil quality. In *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*. SSSA Special Publication Number 35.

- SSSA, Madison, WI, USA. (Vol. 35). <https://doi.org/10.2136/sssaspecpub35.c4>
33. Keesstra, S. D., Bouma, J., Wallinga, J., Tittonell, P., Smith, P., Cerdà, A. and Fresco, L. O. 2016. The significance of soils and soil science towards realization of the United Nations Sustainable Development Goals. *Soil*, 2(2), pp.111-128. <https://doi.org/10.5194/soil-2-111-2016>
 34. Lavelle, P. 1988. Paramètres biologiques à mesurer dans le cadre de l'Observatoire de la Qualité des Sols. Rapport intermédiaire Novembre, 1988. Secretariat D'etat A L'environnement.
 35. Lehmann, J., Bossio, D. A., Kögel-Knabner, I. and Rillig, M. C. 2020. The concept and future prospects of soil health. *Nature Reviews Earth & Environment*, 1(10), pp.544-553. <https://doi.org/10.1038/s43017-020-0080-8>
 36. Li, G. 2005. The status and development needs of soil environmental monitoring in China. *Journal of Environmental Monitoring and Technology*, 17(1), pp.8-10.
 37. Li, M., Xi, X., Xiao, G., Cheng, H., Yang, Z., Zhou, G., Jiayu, Y. and Li, Z. 2014. National multi-purpose regional geochemical survey in China. *Journal of Geochemical Exploration*, 139, pp.21-30. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2013.06.002>
 38. Lu, S., and He, L. 2013. On the developing of soil environmental monitoring in China. *Adm Tech Environ Monit*, 25(3), pp.6-12.
 39. Luo, L., Ma, Y., Zhang, S., Wei, D., and Zhu, Y.-G. 2009. An inventory of trace element inputs to agricultural soils in China. *Journal of environmental management*, 90(8), pp.2524-2530. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.01.011>
 40. Mondal, P., Walter, M., Miller, J., Epanchin-Niell, R., Gedan, K., Yawatkar, V. and Tully, K. L. 2023. The spread and cost of saltwater intrusion in the US Mid-Atlantic. *Nature Sustainability*, 6(11), pp.1352-1362. <https://doi.org/10.1038/s41893-023-01186-6>
 41. Morvan, X., Saby, N. P. A., Arrouays, D., Le Bas, C., Jones, R. J. A., Verheijen, F. G. A. and Kibblewhite, M. G. 2008. Soil monitoring in Europe: A review of existing systems and requirements for harmonisation. *Science of The Total Environment*, 391(1), pp.1-12. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.10.046>
 42. Mousavi, S.A. Arzani, H. Sharzei, Gh. Azarnivand, H. Farahpour, M., Engel, S., Alizadeh, S., and Nazari Samani, A.A. 2014. Economic valuation of the role of rangeland plant cover in soil conservation (case study: Middle Taleghan Basin). *Scientific-Research Journal of Rangeland and Watershed Management*, 67(2), pp. 317-331. [10.22059/jrwm.2014.51835](https://doi.org/10.22059/jrwm.2014.51835). (In persian)
 43. Muntwyler, A., Panagos, P., Pfister, S., and Lugato, E. 2024. Assessing the phosphorus cycle in European agricultural soils: Looking beyond current national phosphorus budgets. *Science of The Total Environment*, 906, 167143. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167143>
 44. National Soil Survey Office. 1964. Agricultural soils in China. Ministry of Agriculture. (In Chinese)
 45. OECD (Organization for Economic Co-Operation Development). 2002. Report on the OECD expert meeting on agri-biodiversity indicators. November 2001: Summary and recommendations. In: OECD Paris. Available at https://www.oecd.org/en/publications/agriculture-and-biodiversity_9789264199217-en.html
 46. O'Sullivan, L., Bampa, F., Knights, K., and Creamer, R. E. 2017. Soil protection for a sustainable future: options for a soil monitoring network for Ireland. *Soil Use and Management*, 33(2), pp.346-363. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/sum.12351>
 47. Panagos, P., Jones, A., Lugato, E., and Ballabio, C. 2025a. A Soil Monitoring Law for Europe. *Global Challenges*, 9(3), 2400336. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/gch2.202400336>

48. Panagos, P., Jones, A., Lugato, E., and Ballabio, C. 2025b. *A Soil Monitoring Law for Europe*. 9(3), 2400336. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/gch2.202400336>
49. Panagos, P., Standardi, G., Borrelli, P., Lugato, E., Montanarella, L., and Bosello, F. 2018. Cost of agricultural productivity loss due to soil erosion in the European Union: From direct cost evaluation approaches to the use of macroeconomic models. *Land Degradation & Development*, 29, pp.471-484.
50. Panagos, P., Van Liedekerke, M., Yigini, Y. and Montanarella, L. 2013. Contaminated sites in Europe: review of the current situation based on data collected through a European network. *Journal of Environmental and Public Health*, 158764. <https://doi.org/10.1155/2013/158764>
51. Prashar, P. and Shah, S. 2016. Impact of Fertilizers and Pesticides on Soil Microflora in Agriculture. In *Sustainable Agriculture Reviews* (pp.331-361). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-26777-7_8
52. Saadat, S. and Rezaei, H., 2018. Agricultural Soil Quality Monitoring Plan: Investigating Changes in Soil Chemical Properties in Soil Quality Monitoring Study Bases. Soil and Water Research Institute. (In persian)
53. Saco, P. M., McDonough, K. R., Rodriguez, J. F., Rivera-Zayas, J. and Sandi, S. G. 2021. The role of soils in the regulation of hazards and extreme events. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological*. 376(1834), 20200178. <https://doi.org/10.1098/rstb.2020.0178>
54. Saiz-Rubio, V. and Rovira-Más, F. 2020. From Smart Farming towards Agriculture 5.0: A Review on Crop Data Management. *Agronomy*, 10(2). <https://doi.org/10.3390/agronomy10020207>
55. Sepulvado, J. G., Blaine, A. C., Hundal, L. S., and Higgins, C. P. 2011. Occurrence and Fate of Perfluorochemicals in Soil Following the Land Application of Municipal Biosolids. *Environmental Science & Technology*, 45(19), pp.8106-8112. <https://doi.org/10.1021/es103903d>
56. Shah, F. and Wu, W. 2019. Soil and Crop Management Strategies to Ensure Higher Crop Productivity within Sustainable Environments. *Sustainability*, 11(5).
57. SISLAC. 2013. Sistema de Información de Suelos de Latinoamérica –SISLAC. Available at <http://www.sislac.org/#> (last access: 2 October 2017).
58. Smith, P., Ashmore, M. R., Black, H. I. J., Burgess, P. J., Evans, C. D., Quine, T. A. and Orr, H. G. 2013. The role of ecosystems and their management in regulating climate, and soil, water and air quality. *Journal of Applied Ecology*, 50(4), pp.812-829.
59. Soleimani Morchekhorti, A. and Cheraghi, M., 2024. Investigating the implementation process of the soil protection law with emphasis on the country's soil erosion crisis (from an environmental perspective). *Research Center of the Islamic Consultative Assembly*, pp. 1-35. 10.22034/report.mrc.2024.1403.32.8. 20191. (In persian)
60. Sparling, G., Schipper, L., Bettjeman, W. and Hill, R. 2004. Soil quality monitoring in New Zealand: practical lessons from a 6-year trial. *Agriculture, Ecosystems Environment*, 104(3), pp.523-534.
61. Stavi, I., Thevs, N. and Priori, S. 2021. Soil Salinity and Sodicity in Drylands: A Review of Causes, Effects, Monitoring, and Restoration Measures. *Frontiers in the Environmental Sciences*, 9. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.712831>
62. Tanneberger, F., Birr, F., Couwenberg, J., Kaiser, M., Luthardt, V., Nерger, M. and Närmann, F. 2022. Saving soil carbon, greenhouse gas emissions, biodiversity and the economy: paludiculture as sustainable land use option in German fen peatlands. *Regional Environmental Change*, 22(2), p.69. <https://doi.org/10.1007/s10113-022-01900-8>
63. Tóth, G., Antofie, T. E., Jones, A. and Apostol, B. 2016. The LUCAS 2012 topsoil survey and derived cropland and grassland soil properties of Bulgaria and Romania. *Environmental Engineering Management Journal*, 15(12). p.

- 2651-2662.
<http://omicron.ch.tuiasi.ro/EEMJ/>
64. Tóth, G., Hermann, T., da Silva, M. R. and Montanarella, L. 2018. Monitoring soil for sustainable development and land degradation neutrality. *Environmental Monitoring and Assessment*, 190(2), p.57. <https://doi.org/10.1007/s10661-017-6415-3>
 65. Turbé, A., De Toni, A., Benito, P., Lavelle, P., Lavelle, P., Camacho, N. R. Van Der Putten, W.H., Labouze, E. and Mudgal, S.H. 2010. *Soil biodiversity: functions, threats and tools for policy makers*. <https://hal-bioemco.ccsd.cnrs.fr/bioemco-00560420>
 66. UNCCD. 1994. United Nations convention to combat desertification. (Part I. Article 1.) Available at <http://www.unccd.int/en/about-theconvention/Pages/Text-Part-I.aspx>. Accessed 25 Apr 2017.
 67. van Leeuwen, J. P., Saby, N. P. A., Jones, A., Louwagie, G., Micheli, E., Rutgers, M. and Creamer, R. E. 2017. Gap assessment in current soil monitoring networks across Europe for measuring soil functions. *Environmental Research Letters*, 12(12), 124007. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa9c5c>
 68. Wang, C., Walker, B., Rees, H., Kozak, L., Nolin, M., Michalyina, W., WebB, K.T., Holmstorm, D.A., King, D, Kenny, E.A. and Woodrow, E. F. 1994. Benchmark sites for monitoring agricultural soil quality-Soil Quality Evaluation Program Report 1. (0660159473). Agriculture and Agri-Food Canada. <http://hdl.handle.net/10214/15192>
 69. Wang, C. 1988. Minutes of workshop on soil quality monitoring (January 19-20), Land Resource Research Institute, Agriculture Canada, Ottawa.
 70. Wang, Y., Zhao, X. and He, L. 2012. The research of technique route for national soil environment monitoring. *Environmental Monitoring in China*, 28(3), pp.116-120. [In Chinese].
 71. Wilson, B. H., Hattan, G., Kuhn, J., McKay, R. and Wilson, J. T. 2004. Costs and issues related to remediation of petroleum-contaminated sites 2004 NGWA Remediation Conference, New Orleans, LA.
 72. Wu, X. 2006. Arrangement and requirements of national soil pollution survey. *Environment Protection*, 14, pp.7-10.
 73. Yang, Z., Yu, T., Hou, Q., Xia, X., Feng, H., Huang, C. and Zhang, M. 2014. Geochemical evaluation of land quality in China and its applications. *Journal of Geochemical Exploration*, 139, pp.122-135. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2013.07.014>
 74. Zörb, C., Geilfus, C. M. and Dietz, K. J. 2019. Salinity and crop yield. *Plant Biology*, 21(S1), pp.31-38. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/plb.12884>



The Effect of Foliar Application of Zinc and Calcium Sources on Improving Quality Parameters and Reducing Fruit Drop in Apple

Hossein Azizi^{a*}, Aziz Majidi^a, Jamal Ahmadaali^b, and Rozita Mazlomi Oskoui^c

^a Soil and Water Research Department, West Azerbaijan Agricultural and Natural Resources Research and Education Center, Agricultural Research, Education and Extension Organization (AREEO), Urmia, Iran.

^b Agricultural Engineering Research Department, West Azerbaijan Agricultural and Natural Resources Research and Education Center, Agricultural Research, Education and Extension Organization (AREEO), Urmia, Iran.

^c Food Industry Biotechnology Research Institute, Agricultural Biotechnology Research Institute of Iran, Tabriz, Iran

Article Info

Article Type

Research Article

Received

September 28, 2025

Revised

December 15, 2025

Accepted

December 15, 2025

Published online

March 16, 2026

Extended Abstract

Background and Objectives: Pre-harvest fruit drop is a major challenge limiting both yield and market quality in apple orchards, particularly in commercial orchards. Nutritional imbalances, particularly deficiencies or improper ratios of calcium and micronutrients, are known to cause fruit abscission and reduce fruit quality. Zinc plays a key role in auxin metabolism and enzyme activity, while calcium is crucial for maintaining cell wall structure, membrane stability, and fruit firmness. Applying these nutrients as foliar sprays during critical stages of fruit development can therefore help reduce fruit drop and enhance fruit quality. This study aimed to assess the effects of foliar applications of zinc citrate and different calcium sources, applied at various phenological stages, on pre-harvest fruit drop and quality characteristics of 'Red Delicious' apples over four consecutive growing seasons.

Keywords

Calcium citrate,
Fruit drop,
Fruit quality,
Micronutrients,
Red Delicious apple,
Zinc citrate.

Materials and Methods: This study was conducted from 2019 to 2023 in a commercial apple orchard in Balanj village, Urmia, Iran, chosen for its high incidence of fruit drop. Uniform 20–25-year-old 'Red Delicious' trees were used, with two trees per experimental plot. The experiment followed a factorial design with three replications. The first factor included six foliar treatments: control (water), zinc citrate, calcium citrate, calcium chloride, zinc citrate + calcium citrate, and zinc citrate + calcium chloride. The second factor involved three spraying schedules at key fruit development stages, from fruit set to two weeks before harvest. Sprays were applied at 0.3% zinc citrate, 0.3% calcium citrate, and 0.5% calcium chloride. Soil samples from 0–90 cm depth and irrigation water were analyzed before treatments, and basal fertilizers were applied uniformly. Standard orchard management practices, including irrigation, were followed. Leaf and fruit samples were collected to measure macro- and micronutrient concentrations and nutrient ratios (N/Ca, K/Ca, Mg/Ca, (K+Mg)/Ca, B/Ca). Pre-harvest dropped fruits were collected, counted, and weighed. Fruit quality—firmness, total soluble solids, titratable acidity, and juice pH—was assessed using standard methods. Data were analyzed over four years using SAS software (version 9.1).

*Corresponding author's email

h.azizi@areeo.ac.ir

Results: The results indicated that foliar applications had a significant impact on both fruit drop and fruit quality. Among the treatments, the combined use of zinc citrate and calcium citrate, especially following the four-stage spraying schedule, led to the largest reduction in pre-harvest fruit drop, bringing it down to 17.65%. This combination also improved quality traits of the fruit, including firmness, total soluble solids, and titratable acidity, while slightly lowering the juice pH. Furthermore, the combined zinc and calcium treatments reduced nutrient ratios in the fruit, such as N/Ca, K/Ca, Mg/Ca, and B/Ca. Levels of calcium, zinc, boron, and manganese in the fruit increased, while nitrogen, iron,

and potassium concentrations decreased. Analysis of leaf nutrients showed a clear increase in most macro- and micronutrients under the combined treatments.

Conclusion: The results indicated that combining foliar applications of zinc and calcium, particularly zinc citrate and calcium citrate, at key stages of fruit development is an effective method for reducing pre-harvest fruit drop and improving the quality of 'Red Delicious' apples. This approach helps balance nutrients in both the leaves and the fruit, making it a practical and efficient management strategy for apple orchards to reduce fruit drop.

Cite this article: Azizi, H., Majidi, A., Ahmadaali, J., Mazlomi Oskoui, M., 2026. The Effect of Foliar Application of Zinc and Calcium Sources on Improving Quality Parameters and Reducing Fruit Drop in Apple. Research Article, *Journal of Soil Research*, 39 (4), pp 401-419.



DOI: <https://doi.org/10.22092/ijsr.2026.370743.791>

Publisher: Soil Science Society of Iran



اثر محلول‌پاشی روی و منابع کلسیم بر بهبود پارامترهای کیفی و کاهش ریزش میوه در سیب

حسین عزیزی^{۱*} (ID)، عزیز مجیدی^۱، جمال احمد آلی^۲ و رزیتا مظلومی اسکوتی^۳

^۱ بخش تحقیقات خاک و آب، مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی آذربایجان غربی، ارومیه، ایران.

^۲ بخش تحقیقات فنی مهندسی، مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی آذربایجان غربی، ارومیه، ایران.

^۳ پژوهشکده بیوتکنولوژی صنایع غذایی، پژوهشگاه بیوتکنولوژی کشاورزی ایران، تبریز، ایران.

اطلاعات مقاله	چکیده
<p>نوع مقاله: مقاله پژوهشی</p> <p>تاریخ دریافت: ۱۴۰۴/۰۷/۰۶</p> <p>تاریخ بازنگری: ۱۴۰۴/۰۸/۱۱</p> <p>تاریخ پذیرش: ۱۴۰۴/۱۰/۱۴</p> <p>تاریخ انتشار: ۱۴۰۴/۱۲/۲۵</p> <p>واژه‌های کلیدی</p> <p>ریزش میوه، سیب رد دلشس، سیترات روی، سیترات کلسیم، عناصر کم‌مصرف، کیفیت میوه.</p> <p>* ایمیل نویسنده مسئول h.azizi@areeo.ac.ir</p>	<p>ریزش قبل از برداشت میوه یکی از عوامل مهم کاهش عملکرد و کیفیت سیب به‌شمار می‌رود و عناصر تغذیه‌ای به‌ویژه روی و کلسیم نقش مؤثری در کنترل آن دارند. این پژوهش با هدف بررسی تأثیر محلول‌پاشی سیترات روی و منابع مختلف کلسیم بر کاهش ریزش قبل از برداشت میوه و بهبود کیفیت میوه سیب رقم رد دلشس، طی چهار سال زراعی (از ۱۳۹۹ تا ۱۴۰۳)، در یک باغ تجاری انجام شد. آزمایش به‌صورت فاکتوریل در قالب طرح بلوک کامل تصادفی با سه تکرار و شش تیمار کودی شامل شاهد، سیترات روی، سیترات کلسیم، کلرید کلسیم، سیترات روی + سیترات کلسیم و سیترات روی + کلرید کلسیم و سه زمان محلول‌پاشی اجرا گردید. زمان‌های محلول‌پاشی شامل فن‌دقه شدن + گردویی شدن + دو هفته قبل از برداشت، فن‌دقه شدن + شروع رنگ‌گیری + دو هفته قبل از برداشت، و فن‌دقه شدن + گردویی شدن + شروع رنگ‌گیری + دو هفته قبل از برداشت بود. محلول‌پاشی‌ها با غلظت ۰/۳ درصد سیترات روی، ۰/۳ درصد سیترات کلسیم و ۰/۵ درصد کلرید کلسیم انجام شد. نتایج نشان داد که کاربرد ترکیبی سیترات روی + سیترات کلسیم در چهار مرحله‌ای محلول‌پاشی، بیشترین کاهش درصد ریزش میوه (۱۷/۶۵ درصد) و بهبود پارامترهای کیفی مانند سفتی بافت، مواد جامد محلول و اسیدیته را به‌همراه داشت. این تیمار همچنین موجب کاهش pH و نسبت‌های N/Ca، K/Ca، Mg/Ca و B/Ca گردید. غلظت عناصر کلسیم، روی، بور و منگنز میوه افزایش و غلظت نیتروژن، آهن و پتاسیم آن کاهش یافت. در برگ نیز افزایش قابل‌توجهی در غلظت اکثر عناصر مشاهده شد. در مجموع، استفاده ترکیبی از روی و کلسیم همراه با محلول‌پاشی در مراحل بحرانی رشد میوه، راهکار مناسبی برای کاهش ریزش و بهبود کیفیت میوه سیب ارزیابی شد.</p>

استناد: عزیزی، ح.، مجیدی، ع.، احمد آلی، ج.، مظلومی اسکوتی، ر.، ۱۴۰۴. اثر محلول‌پاشی روی و منابع کلسیم بر بهبود پارامترهای کیفی و کاهش

ریزش میوه در سیب. مقاله پژوهشی، نشریه پژوهش‌های خاک، (۴) ۳۹، ص ۴۰۱-۴۱۹.

DOI: <https://doi.org/10.22092/ijsr.2026.370743.791>



مقدمه

درخت سیب (*Malus domestica Borkh.*) به عنوان یکی از مهم‌ترین میوه‌های مناطق معتدل جهان و ایران، نقشی اساسی در اقتصاد کشاورزی، امنیت غذایی و صادرات محصولاتی باغی ایفا می‌کند. ایران با تولید سالانه بیش از سه میلیون تن سیب، از جمله کشورهای مهم تولیدکننده این محصول در منطقه به شمار می‌رود (FAO, 2021). با وجود پیشرفت‌های فنی در حوزه مدیریت باغداری، یکی از چالش‌های اساسی در تولید سیب به‌ویژه در مناطق عمده‌خیز همچون استان آذربایجان غربی، ریزش زودهنگام میوه‌ها در مراحل انتهایی رشد است. این پدیده موجب کاهش عملکرد نهایی، افت کیفیت تجاری میوه و افزایش خسارت‌های اقتصادی می‌شود (Nouri et al., 2021; Hassani et al., 2013).

خاک‌های مناطق خشک و نیمه‌خشک دارای ویژگی‌هایی مانند pH بالا و مقدار ماده آلی کم هستند. چنین ویژگی‌هایی موجب کاهش قابلیت دسترسی عناصر کم‌مصرف مانند آهن، روی و منگنز برای گیاهان می‌شوند (تاشپینار و همکاران، ۲۰۲۵). نتایج تجزیه خاک‌های تحت کشت ایران نیز نشان‌دهنده آن است که کمبود روی در این خاک‌ها به دلایل متعددی از جمله pH بالا، حضور بی‌کربنات بالا در آب آبیاری، آهک زیاد و مصرف بیش از نیاز کودهای فسفاته است (Fathi and Tehrani, 2017). طبق گزارش Ajoudani و Majidi (۲۰۱۷) بیش از ۶۵ درصد خاک باغات سیب استان آذربایجان غربی دارای pH بالای ۷/۸ بوده و در بیش از ۸۹ درصد این باغات کمبود روی به شکل ریزبرگی، جاروئی شدن و کچلی سرشاخه‌ها مشاهده شد. موضوع دیگر مشکل کمبود کلسیم در میوه سیب خصوصاً در مناطق دشت است. در این مناطق با وجود مقدار کافی کلسیم قابل‌دسترس در محیط غذایی ریشه، به دلیل تحرک کم این عنصر حرکت آن به سوی اندام‌های مختلف گیاه خیلی به کندی صورت می‌گیرد (Hocking, 2016). بسیاری از عوارض ناشی از کمبود کلسیم به دلیل توزیع کند کلسیم است (Hocking, 2016). انتقال محدود کلسیم به میوه از برگ‌ها، افزایش غلظت کلسیم میوه را مشکل می‌سازد (Ajodani and majidi, 2017).

ریزش میوه، فرآیندی پیچیده و چندعاملی است که تحت تأثیر ویژگی‌های ژنتیکی رقم، وضعیت تغذیه‌ای، شرایط محیطی و مدیریت باغ قرار می‌گیرد (Jemric, 2016). مطالعات متعددی نشان داده‌اند که وضعیت تغذیه‌ای درخت، به‌ویژه تأمین عناصر معدنی، در کاهش این مشکل نقش مؤثری دارد. مسئله

اصلی ریزش به افزایش تولید هورمون اتیلن در اندام‌های هوایی گیاه بر اثر بروز تنش‌های غیر زنده در باغات استان برمی‌گردد. در اثر افزایش غلظت هورمون اتیلن، فعالیت آنزیم‌های تجزیه‌کننده پلی‌گالاکتوروناز و سلولاز افزایش یافته و در محل اتصال دم میوه به اسپورها، لایه‌ای بنام لایه جدا کننده از جنس چوب‌پنبه تشکیل شده و ارتباط آوند آبکش میوه با درخت قطع شده و در اثر تکان جزئی میوه ریزش می‌نماید (میر و همکاران، ۲۰۱۵). وجود تعادل در هورمون‌های داخلی درخت در مرحله قبل از برداشت در کنترل ریزش میوه یکی از موضوعات بسیار مهم است (Wang et al., 2024). در میان هورمون‌های گیاهی در مرحله قبل از برداشت میوه، هورمون اکسین نقش مهمی در کنترل هورمون اتیلن و کنترل ریزش میوه دارد (Li, 2023). هورمون اکسین موجب کاهش فعالیت آنزیم‌های ACC سینتاز و ACC اکسیداز در مسیر بیوسنتز هورمون اتیلن شده و در اثر فعالیت آن، میزان سنتز اتیلن کاهش خواهد یافت (Li, 2023).

عناصر کلسیم و روی نقش اساسی در کنترل تولید هورمون اتیلن در گیاه دارند (Saleem et al., 2022). اسید آمینه تربیتوفان به عنوان پیش‌ماده هورمون اکسین (IAA) بوده و برای سنتز این اسید آمینه، وجود عنصر روی در گیاه ضروری است. در صورت کافی بودن میزان عنصر روی در گیاه، هورمون اکسین کافی در گیاه تولید شده و در نتیجه وجود هورمون کافی از افزایش تولید اتیلن جلوگیری می‌گردد (Gate et al., 2024).

از طرفی کلسیم نیز باعث تثبیت دیواره سلولی شده و با مهار آنزیم‌های سنتزکننده اتیلن از تولید اتیلن جلوگیری نموده و بدین شیوه فعالیت آنزیم‌های تجزیه‌کننده پلی‌گالاکتوروناز و سلولاز کاهش می‌یابد (Hocking, 2016). کلسیم همچنین باعث کاهش فعالیت‌های تنفسی شده و قابلیت انبارداری میوه را افزایش می‌دهد. پایداری دیواره سلولی و پایداری غشاهای سلولی ارتباط نزدیکی با میزان سفتی گوشت میوه دارد (Liu, 2019). وجود باندهای کلسیم به صورت پکتات در تیغه‌های میانی برای استحکام دیواره سلولی و بافت گیاهی ضروری است. تخریب پکتات‌ها به‌وسیله آنزیم پلی‌گالاکتورونازها صورت می‌گیرد (Hocking, 2016). زمانی که مقدار کلسیم به حد کافی وجود داشته باشد از تخریب آنها جلوگیری می‌نماید. کلسیم فرآیندهای درون سلولی و برون سلولی را تغییر داده و رسیدن میوه را به تأخیر می‌اندازد و سرعت تغییر رنگ، نرم شدن و تولید اتیلن نیز توسط کلسیم کمتر می‌شود (Wang et al., 2024).

در تیرماه اندازه‌گیری غلظت عناصر غذائی پرمصرف (نیتروژن، فسفر، پتاسیم، منیزیم، سدیم و کلسیم) و کم‌مصرف (آهن، روی، منگنز، بور و مس) اقدام شده و نسبت عناصر نسبت نیتروژن به کلسیم، پتاسیم به کلسیم، منیزیم به کلسیم، پتاسیم به کلسیم + منیزیم، بور به کلسیم اندازه‌گیری گردیدند. نمونه برداری از برگ‌های کامل قسمت میانی شاخه‌ها یک‌ساله انجام گردید (Jones et al., 1991). کودهای پایه بر اساس نتایج تجزیه خاک و برگ سال قبل به‌طور یکسان در کلیه تیمارها از طریق چالکود و کودآبیاری اعمال گردید (جدول ۲).

بر اساس نتایج به‌دست آمده از تجزیه خاک توصیه کودهای شیمیایی به صورت چالکود کود سولفات پتاسیم: نیم کیلوگرم، سوپرفسفات تریپل: ۳۰۰ گرم، کود گوگرد پودری + تیوباسیلوس: ۷۵۰ گرم، سولفات منگنز: ۱۵۰ گرم، سولفات مس: ۱۰۰ گرم و کود حیوانی پوسیده: ۸ کیلوگرم به ارش هر اصله درخت در کلیه تیمارها به صورت مساوی مصرف گردید و در اردیبهشت و خرداد به ازای هر اصله درخت ۳۵۰ گرم سولفات آمونیوم در هر مرحله همراه آبیاری مصرف گردید. بعد از برداشت میوه در فصل پائیز محلول پاشی فروت ست به نسبت ۲ لیتر فروت‌ست به علاوه یک لیتر آمینو اسید در ۱۰۰۰ لیتر آب در کلیه تیمارها صورت گرفت.

جدول ۲- نتایج تجزیه مرکب برگ در تیرماه و شهریورماه

Table 1. Results of composite leaf Analysis in July and September

نتایج تجزیه برگ در تیرماه									
Results of Leaf Analysis in July									
میلی گرم در کیلوگرم mg/kg					درصد Percent				
بور	مس	روی	منگنز	آهن	منیزیم	کلسیم	پتاسیم	فسفر	ازت
B	Cu	Zn	Mn	Fe	Mg	Ca	K	P	N
24	9.45	7.13	18.09	144	0.35	0.75	1.80	0.2	2.3
نتایج آنالیز برگ در شهریور ماه									
Results of Leaf Analysis in September									
38	11.02	43.56	24.75	145	0.38	1.47	1.83	0.19	1.92

نیتروژن به روش کج‌لدال (برمنر و همکاران، ۱۹۸۲)، فسفر با روش مولیبدات- وانادات (Cotini, 1980). پتاسیم با استفاده از دستگاه فلیم فتومتر (Chapman and Pratt, 1978). بور از روش رنگ سنجی آزومترین-H (Wolf, 1974). کلسیم و منیزیم و سایر عناصر به روش جذب اتمی اندازه‌گیری گردیدند (Lindsay and Norvell, 1978) روش‌های اندازه‌گیری صفات کیفی سیب مورد مطالعه به شرح ذیل است:

سفتی بافت میوه: برای اندازه‌گیری سفتی بافت میوه از فشارسنج دستی (پنترومتر) استفاده گردید. بدین منظور، تعداد ۱۰ میوه از هر تکرار انتخاب و لایه پوست روی میوه از دو طرف قرینه برداشته شده و نوک دستگاه سفتی سنج به داخل گوشت میوه فرو برده شده و میزان سفتی بافت برحسب کیلوگرم بر سانتی‌متر مربع خوانده شدند.

میزان مواد جامد محلول (TSS) و اسیدیته قابل تیتراسیون (TA): برای اندازه‌گیری میزان مواد جامد محلول و pH، به ترتیب از دستگاه رفراکتومتر دستی و pH متر استفاده گردید. برای اندازه‌گیری اسیدیته قابل تیتراسیون به این صورت که پس از

پس از اتمام محلول پاشی در مرحله قبل از شروع برداشت، میوه‌های ریزش کرده در هر کرت اعم از شاهد و تیمارهای مختلف را جمع‌آوری نموده و تعداد آنها شمارش و توزین گردید. با توجه به شاخص تعداد روز از مرحله تمام گل و انجام تست نشاسته، اقدام به برداشت محصول گردید. برای هر تیمار از هر تکرار مقدار ۸ کیلوگرم میوه به صورت تصادفی از قسمت‌های مختلف تاج درختان (از قسمت‌های داخلی، فوقانی و تحتانی تاج) انتخاب و پس از برداشت به آزمایشگاه منتقل گردیدند. میوه‌ها برداشت شده به آزمایشگاه جهت اندازه‌گیری صفات مورد نظر منتقل گردیده و در آزمایشگاه سفتی بافت میوه‌ها، pH میوه، اسیدیته قابل تیتراسیون (TA)، میزان مواد جامد محلول (TSS) میوه، اندازه‌گیری شدند. عناصر ماکرو (نیتروژن، فسفر، پتاسیم، منیزیم، کلسیم) و عناصر میکرو (آهن، روی، بور، منگنز و مس) و نسبت عناصر نیتروژن به کلسیم، پتاسیم به کلسیم، منیزیم به کلسیم، پتاسیم به کلسیم + منیزیم، بور به کلسیم در برگ و میوه با روش‌های متداول مؤسسه تحقیقات خاک و آب اندازه‌گیری شد (Imami, 1994).

تهیه آب میوه و گرفتن عصاره آن با کاغذ صافی وات من با شماره ۴۲ با استفاده از سود ده نرمال تیتر شد و در نقطه پایانی تیتراسیون به کمک pH متر که در ۸/۳-۸/۱ اندازه‌گیری شد، مقدار سود مصرفی یادداشت و بر اساس آن میزان اسیدهای قابل تیتراسیون محاسبه گردید (نیلسن و همکاران، ۲۰۰۵). تجزیه و تحلیل آماری داده‌ها برای صفات مختلف به صورت مرکب برای ۴ سال با استفاده از نرم‌افزار آماری SAS نسخه ۹/۱ انجام شد. مقایسات میانگین تیمارها با استفاده از روش چنددامنه‌ای دانکن در سطح احتمال پنج درصد صورت گرفت.

نتایج و بحث

تأثیر محلول‌پاشی بر میزان ریزش میوه

ریزش میوه

نتایج حاصل از تجزیه واریانس (جدول ۳) بیانگر معنی دار بودن اثر سال، نوع کود، زمان محلول‌پاشی و اثرات متقابل سال و نوع کود در سطح ۱ درصد و اثرات متقابل نوع کود و زمان محلول‌پاشی در سطح ۵ درصد بر میزان ریزش میوه است (جدول ۳). در مقایسه اثرات متقابل سال و نوع کود، بیشترین میزان ریزش میوه در سال ۲ در شاهد و کمترین میزان ریزش در سال ۴ در تیمار کودی ۵ (سیترات روی + سیترات کلسیم) مشاهده شد، ولی اختلاف معنی‌داری با سال دوم تیمار ۵ کودی و سال اول تیمار ۶ (کلور کلسیم) و تیمار ۳ (سیترات کلسیم) مشاهده نگردید (جدول ۴). در اثر نوع کود بر میزان ریزش میوه، در همه تیمارها با اعمال کود، میزان ریزش میوه در مقایسه با شاهد کاهش یافت، بیشترین میزان ریزش میوه در شاهد (۶۳/۳ کیلوگرم) و کمترین میزان در تیمار کودی ۵ (سیترات روی + سیترات کلسیم) به میزان ۱۹/۱۹ کیلوگرم مشاهده شد. در تیمارهای کودی دوم (سیترات روی)، سوم (سیترات کلسیم)، چهارم (کلور کلسیم) و ششم (سیترات روی + سیترات کلسیم) میزان ریزش در هر درخت به ترتیب ۳۵/۲۸، ۲۶/۷۸، ۴۰/۰۶ و ۳۲/۳۹ کیلوگرم مشاهده گردید (شکل ۱).

جدول ۳- جدول تجزیه واریانس مرکب ریزش میوه و صفات کیفی میوه
 Table 3. Combined Analysis of Variance Table for Fruit Drop and Fruit Quality Traits

میانگین مربعات Mean Square(MS)						
مواد جامد محلول (TSS)	اسیدیته کل (TA)	pH	سفتی بافت میوه Fruit Firmness	ریزش میوه Fruit Drop	درجه آزادی (df)	منابع تغییرات Sources of Variation
28.145 *	0.130**	5.239 **	1.544**	2915.26 **	3	سال Year
64.617**	0.297**	10.230**	32.3.236**	8239.827**	5	نوع کود Fertilizer Type
6.977**	0.015**	0.926*	12.409**	737.27**	2	زمان محلولپاشی Foliar Application Time
3.742**	0.76**	0.306 ^{ns}	1.993 **	89.182**	15	سال × نوع کود Year × Fertilizer Type
0.696**	0.008 ^{ns}	0.204 ^{ns}	2.238**	43.459 *	10	نوع کود × زمان محلولپاشی Fertilizer Type × Foliar Application Time
0.502 ^{ns}	/0.001 ^{ns}	0.184 ^{ns}	0.516 ^{ns}	7.968 ^{ns}	6	سال × زمان محلولپاشی Year × Foliar Application
0.302 ^{ns}	0.006 ^{ns}	0.261 ^{ns}	0.282 ^{ns}	10.619 ^{ns}	30	سال × نوع کود × زمان محلولپاشی × سال Year × Fertilizer Type × Foliar Application Tim
0.711 ^{ns}	0.001	0.293	0.126	24.284	136	خطای آزمایشی Error
7.68	6.30	12.69	9.07	13.62		ضریب تغییرات (%) (CV%)

^{ns}، *، ** به ترتیب غیر معنی دار و معنی دار در سطوح ۵ درصد و ۱ درصد

*ns, , and ** denote non-significant, significant at the 5% level, and significant at the 1% level, respectively.

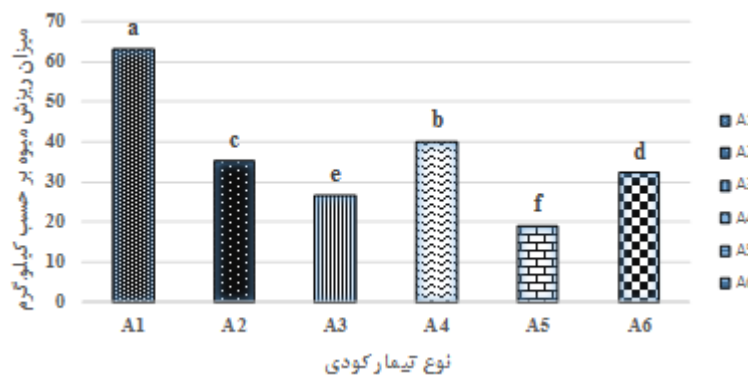
جدول ۴- اثر متقابل سال و نوع کود بر صفات میوه

Table 4. Interaction effect of year and fertilizer type on fruit traits

مواد جامد محلول (%) TSS	اسیدیته کل Titratable Acidity (g 100 ml ⁻¹)	سفتی بافت میوه Fruit Firmness(kg cm ⁻²)	ریزش Fruit Drop(Kg)	تیمار Treatment
15.82 d	0.29 j	4.95 j	56.56 b	Y ₁ A ₁
14.27 gh	0.35 i	5.44 i	28.44 hi	Y ₁ A ₂
13.27 i	0.56 b	11.83c	18.33 kl	Y ₁ A ₃
14.70 efg	0.46 fg	5.72 hi	29.78 hi	Y ₁ A ₄
11.73j	0.59b	13.03a	13.00	Y ₁ A ₅
14.33 gh	0.4 h	5.99 h	20.33 kl	Y ₁ A ₆
17.61a	0.31 j	5.45 i	70.56 a	Y ₂ A ₁
15.36def	0.37i	5.91 h	33.67 g	Y ₂ A ₂
13.21 i	0.54 b	11.15 def	24.67 j	Y ₂ A ₃
14.67efg	0.42 h	5.79 h	38.89 f	Y ₂ A ₄
11.98 j	0.56b	12.62 b	18.89 kl	Y ₂ A ₅
14.51 fgh	0.43 gh	6.3 g	33.44 g	Y ₂ A ₆
15.73 d	0.43 gh	5.44 i	68.67 a	Y ₃ A ₁
15.83d	0.49 def	5.96 h	45.78 d	Y ₃ A ₂
14.33 gh	0.59 b	10.33 e	37.00f	Y ₃ A ₃
16.10 cd	0.5 cde	6.0 h	52.56 c	Y ₃ A ₄
12.99 i	0.65 a	11.78 c	27.78 hi	Y ₃ A ₅
15.23def	0.53c	6.81 f	41.67 e	Y ₃ A ₆
16.11cd	0.43 h	4.96 j	57.56 b	Y ₄ A ₁
16.72 bc	0.47 f	5.97 h	33.22 g	Y ₄ A ₂
15.22 def	0.57 b	10.2 e	27.11 i	Y ₄ A ₃
16.99ab	0.49 def	5.72hi	39.00 f	Y ₄ A ₄
13.72hi	0.63 a	11.7c	17.11 l	Y ₄ A ₅
15.53 de	0.48ef	6.41 g	34.11 g	Y ₄ A ₆

حروف مشابه در مقابل میانگین‌ها در هر ستون نشان دهنده عدم وجود اختلاف معنی‌دار در سطح ۵٪ بین آنها است (آزمون دانکن)
Means followed by the same letter within each column are not significantly different at the 5% level according to Duncan's multiple range test.

- | | |
|---|--|
| A _{4a1} : کلرور کلسیم (فندقه شدن+ گردویی شدن+ ۲۰روز قبل از برداشت) | A _{a1} : شاهد ۱ |
| A _{4a2} : کلرور کلسیم (فندقه شدن+ تغییر رنگ میوه+ ۲۰روز قبل از برداشت) | A _{1a2} : شاهد ۲ |
| A _{4a3} : کلرور کلسیم (فندقه شدن+ گردویی شدن+ تغییر رنگ میوه+ ۲۰روز قبل از برداشت) | A _{1a3} : شاهد ۳ |
| A _{5a1} : سیترات روی + سیترات کلسیم (فندقه شدن+ گردویی شدن+ ۲۰روز قبل از برداشت) | A _{2a1} : سیترات روی (فندقه شدن+ گردویی شدن+ ۲۰روز قبل از برداشت) |
| A _{5a2} : سیترات روی + سیترات کلسیم (فندقه شدن+ تغییر رنگ میوه+ ۲۰روز قبل از برداشت) | A _{2a2} : سیترات روی (فندقه شدن+ تغییر رنگ میوه+ ۲۰روز قبل از برداشت) |
| A _{5a3} : سیترات کلسیم (فندقه شدن+ گردویی شدن+ تغییر رنگ میوه+ ۲۰روز قبل از برداشت) | A _{2a3} : سیترات روی (فندقه شدن+ گردویی شدن+ تغییر رنگ میوه+ ۲۰روز قبل از برداشت) |
| A _{6a1} : سیترات روی (فندقه شدن+ گردویی شدن+ ۲۰روز قبل از برداشت) | A _{3a1} : سیترات کلسیم (فندقه شدن+ گردویی شدن+ ۲۰روز قبل از برداشت) |
| A _{6a2} : سیترات روی (فندقه شدن+ تغییر رنگ میوه+ ۲۰روز قبل از برداشت) | A _{3a2} : سیترات کلسیم (فندقه شدن+ تغییر رنگ میوه+ ۲۰روز قبل از برداشت) |
| A _{6a3} : سیترات روی (فندقه شدن+ گردویی شدن+ تغییر رنگ میوه+ ۲۰روز قبل از برداشت) | A _{3a3} : سیترات کلسیم (فندقه شدن+ گردویی شدن+ تغییر رنگ میوه+ ۲۰روز قبل از برداشت) |



شکل ۱- اثر نوع تیمار کودی بر میزان ریزش میوه

Figure 1. Effect of fertilizer treatment type on fruit drop

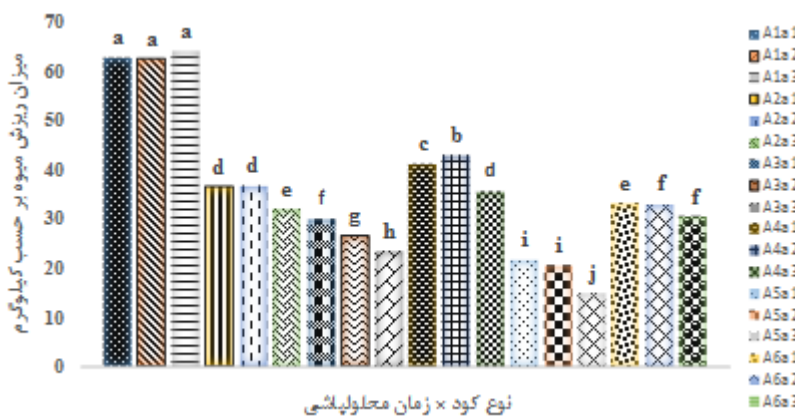
حروف مشابه در مقابل میانگین‌ها، نشان‌دهنده عدم وجود اختلاف معنی‌دار در سطح ۵٪ بین آن‌ها است (آزمون دانکن).

Means followed by the same letter indicate no significant difference at the 5% level according to Duncan's multiple range test.

A1: شاهد
A2: سیترات روی
A3: سیترات کلسیم
A4: کلرور کلسیم
A5: سیترات روی + سیترات کلسیم
A6: سیترات روی + کلرور کلسیم

+ سیترات کلسیم در مراحل (فندقه شدن، گردویی شدن، شروع رنگ گیری میوه و دو هفته قبل از برداشت میوه) مشاهده شد. (شکل ۲).

در مقایسه میانگین مربوط به اثر متقابل نوع کود و زمان محلول‌پاشی بر میزان ریزش میوه، بیشترین ریزش میوه در شاهد (۳۰/۲ درصد) و کمترین مقدار آن (۷ درصد) در تیمار سیترات روی



شکل ۲- اثر متقابل نوع کود و زمان محلول‌پاشی بر میزان ریزش میوه

Figure 2. Interactive effect of fertilizer type and foliar application time on fruit drop

حروف مشابه در مقابل میانگین‌ها، نشان‌دهنده عدم وجود اختلاف معنی‌دار در سطح ۵٪ بین آن‌ها است (آزمون دانکن).

Means followed by the same letter indicate no significant difference at the 5% level according to Duncan's multiple range test.

A4a1: کلرور کلسیم (فندقه شدن + گردویی شدن + ۲۰ روز قبل از برداشت)	a1: شاهد ۱
A4a2: کلرور کلسیم (فندقه شدن + تغییر رنگ میوه + ۲۰ روز قبل از برداشت)	A1a2: شاهد ۲
A4a3: کلرور کلسیم (فندقه شدن + گردویی شدن + تغییر رنگ میوه + ۲۰ روز قبل از برداشت)	A1a3: شاهد ۳
A5a1: سیترات روی + سیترات کلسیم (فندقه شدن + گردویی شدن + ۲۰ روز قبل از برداشت)	A2a1: سیترات روی (فندقه شدن + گردویی شدن + ۲۰ روز قبل از برداشت)
A5a2: سیترات روی + سیترات کلسیم (فندقه شدن + تغییر رنگ میوه + ۲۰ روز قبل از برداشت)	A2a2: سیترات روی (فندقه شدن + تغییر رنگ میوه + ۲۰ روز قبل از برداشت)
A5a3: سیترات کلسیم (فندقه شدن + گردویی شدن + تغییر رنگ میوه + ۲۰ روز قبل از برداشت)	A2a3: سیترات روی (فندقه شدن + گردویی شدن + تغییر رنگ میوه + ۲۰ روز قبل از برداشت)
A6a1: سیترات روی (فندقه شدن + گردویی شدن + ۲۰ روز قبل از برداشت)	A3a1: سیترات کلسیم (فندقه شدن + گردویی شدن + ۲۰ روز قبل از برداشت)
A6a2: سیترات روی (فندقه شدن + تغییر رنگ میوه + ۲۰ روز قبل از برداشت)	A3a2: سیترات کلسیم (فندقه شدن + تغییر رنگ میوه + ۲۰ روز قبل از برداشت)
A6a3: سیترات روی (فندقه شدن + گردویی شدن + تغییر رنگ میوه + ۲۰ روز قبل از برداشت)	A3a3: سیترات کلسیم (فندقه شدن + گردویی شدن + تغییر رنگ میوه + ۲۰ روز قبل از برداشت)

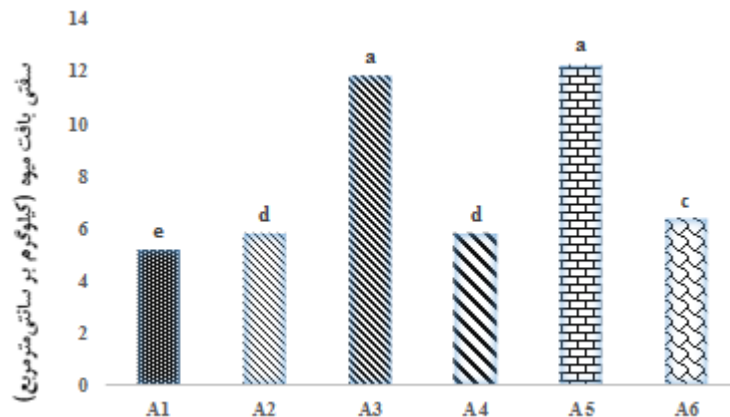
اکسیداز را کاهش داده و مانع افزایش اتیلن می‌شود (Yuan and Carbaugh, 2007; Dal cin., etal; Tsuchisaka and Theologis, 2004). کاهش ریزش میوه در اثر کاربرد کلسیم، به دلیل تقویت دیواره سلولی و غشای سلولی، بهبود استحکام بافت میوه و کاهش تنش‌های فیزیولوژیکی مرتبط با کمبود کلسیم است (Khalaj et al., 2014). روی نیز از طریق نقش خود در سنتز اکسین که به جلوگیری از تشکیل لایه ریزش کمک می‌کند و می‌تواند ریزش میوه را کاهش دهد (smith et al., 2020).

تأثیر بر صفات کیفی میوه سفتی بافت میوه

نتایج حاصل از تجزیه واریانس (جدول ۱) نشان‌دهنده معنی‌دار بودن اثر سال، نوع کود، زمان محلول‌پاشی و همچنین اثرات متقابل سال و نوع کود در سطح ۱ درصد بر میزان سفتی بافت میوه است. در مقایسه میانگین‌های اثر نوع کود بر میزان سفتی بافت میوه، مشخص شد که اعمال تیمار کودی میزان سفتی بافت میوه افزایش یافت. بیشترین سفتی بافت در تیمار ۵ کودی (سیترات روی + سیترات کلسیم) و کمترین مقدار در شاهد مشاهده شد. اختلاف معنی‌داری بین تیمار ۵ (سیترات روی + سیترات کلسیم) با تیمار ۳ (سیترات کلسیم) مشاهده نگردید (شکل ۳).

در مقایسه اثرات متقابل سال و نوع کود، بیشترین میزان ریزش میوه در سال دوم در شاهد و کمترین میزان ریزش در سال چهارم در تیمار کودی پنج (سیترات روی + سیترات کلسیم) مشاهده گردید، ولی اختلاف معنی‌داری با سال دوم تیمار ۵ کودی و سال اول تیمار ۶ (کلرور کلسیم) و تیمار ۳ (سیترات کلسیم) مشاهده نگردید (جدول ۲).

نتایج این مطالعه نشان داد که محلول‌پاشی با ترکیبات روی و کلسیم، به طور معنی‌داری میزان ریزش میوه را در مقایسه با تیمار شاهد کاهش داد ($P < 0.05$). این یافته‌ها با تحقیقات پیشین که نقش کلسیم در پایداری دیواره سلولی و روی در متابولیسم هورمونی را تأیید می‌کنند، همسو است (Thor, 2019). عامل اصلی در ریزش میوه‌ها، افزایش تولید هورمون اتیلن در اندام‌های هوایی گیاه است (میر و همکاران، ۲۰۱۵). با افزایش سطح اتیلن، آنزیم‌هایی نظیر پلی‌گالاکتوروناز و سلولاز فعال شده و در ناحیه اتصال دم میوه، یک لایه جداکننده از جنس چوب‌پنبه تشکیل می‌شود که سبب قطع ارتباط آوند آبکش شده و در نتیجه میوه با اندکی حرکت از درخت جدا می‌شود (Meir et al., 2015). در مرحله قبل از برداشت، حفظ تعادل بین هورمون‌های گیاهی برای جلوگیری از ریزش بسیار حائز اهمیت است (Erdal et al., 2016). در این میان، اکسین نقش کلیدی در مهار سنتز اتیلن ایفا می‌کند، به‌گونه‌ای که فعالیت آنزیم‌های ACC سینتاز و ACC



شکل ۳- اثر تیمار کودی بر سفتی بافت میوه

Figure 3. Effect of fertilizer treatment on fruit firmness

حروف مشابه در مقابل میانگین‌ها، نشان‌دهنده عدم وجود اختلاف معنی‌دار در سطح ۵٪ بین آن‌ها است (آزمون دانکن).

Means followed by the same letter indicate no significant difference at the 5% level according to Duncan's multiple range test

A4: کلرور کلسیم

A1: شاهد

A5: سیترات روی + سیترات کلسیم

A2: سیترات روی

A6: سیترات روی + کلرور کلسیم

A3: سیترات کلسیم

همکاران (۲۰۱۱) روی انگور مطابقت دارد. در جریان رسیدگی میوه، میزان قندها به دلیل تبدیل نشاسته به ساکارز و سپس تجزیه آن به گلوکز و فروکتوز افزایش می‌یابد. معمولاً در میوه‌های کلیماکتریک، این افزایش مواد جامد محلول ناشی از تجزیه نشاسته ذخیره‌ای است. با این حال، گزارش شده که در شرایطی که غلظت کلسیم در بافت میوه بالاتر باشد، روند تجزیه نشاسته کندتر شده و در نتیجه تجمع قندها کاهش می‌یابد (Raese and Drake., 1993).

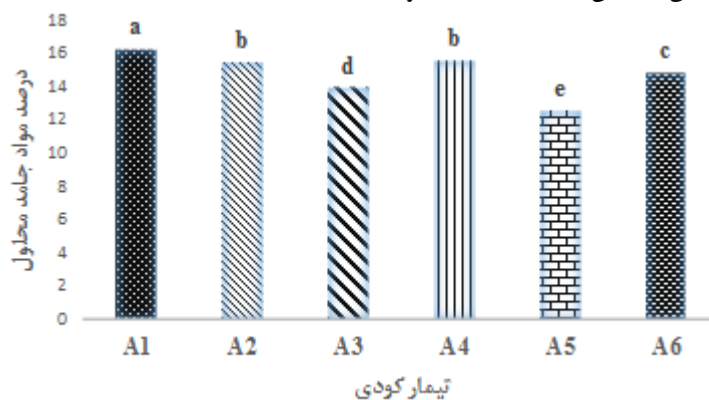
بررسی‌ها نشان داده‌اند که تیمارهایی که منجر به کاهش تولید اتیلن می‌شوند، مصرف قندها را نیز کاهش داده و بنابراین از افزایش سریع مواد جامد محلول جلوگیری می‌کنند. در میوه‌هایی که با محلول‌های کلسیمی تیمار شده‌اند، به دلیل کاهش تولید اتیلن و اثرات کلسیم بر فرآیندهای درون سلولی و برون سلولی، افزایش مواد جامد محلول با تأخیر بیشتری صورت می‌گیرد (Xo et al., 2023). به علاوه، نقش کلسیم در تقویت ساختار دیواره سلولی و پیوند با پکتین‌ها می‌تواند باعث به تعویق افتادن آزادسازی کربوهیدرات‌ها از پلیمرهای دیواره شده و در نتیجه، کاهش سطح مواد جامد محلول در مراحل ابتدایی رسیدگی میوه را به دنبال داشته باشد (Casero et al., 2010).

در مقایسه میانگین‌های اثر متقابل سال و نوع کود مشخص گردید که بیشترین سفتی بافت میوه به ترتیب در سال اول، دوم، سوم و چهارم در تیمار ۵ (سیترات کلسیم + سیترات روی) مشاهده گردید، ولی اختلاف معنی‌داری بین سال سوم و چهارم مشاهده نگردید (جدول ۴).

مواد جامد محلول (TSS)

نتایج حاصل از تجزیه واریانس (جدول ۱) بیانگر معنی دار بودن اثر سال، نوع کود، زمان محلول پاشی و اثر متقابل سال و نوع کود بر درصد مواد جامد محلول میوه در سطح یک درصد معنی‌دار بود. در مقایسه میانگین‌های اثر نوع کود بر میزان مواد جامد محلول با اعمال تیمارهای کودی میزان مواد جامد محلول کاهش یافت و کمترین میزان مواد محلول به ترتیب در تیمار ۵، ۳، ۴ و ۲ مشاهده گردید و اختلاف معنی‌داری بین ۴ و ۲ مشاهده نگردید (شکل ۴). در مقایسه میانگین‌های اثر متقابل سال و نوع کود مشخص گردید که بیشترین میزان مواد جامد محلول در سال ۴ و کمترین مقدار در سال ۱ مشاهده گردید، ولی اختلاف معنی‌داری بین سال ۱ و ۲ مشاهده نگردید (جدول ۲).

کاهش میزان مواد جامد محلول، با نتایج Alizadeh و همکاران (۲۰۱۳) روی سیب گلدن دلشس، Ghasemnejad و



شکل ۴- اثر تیمار کودی بر درصد مواد جامد محلول

Figure 4. Effect of fertilizer treatment on soluble solids content

حروف مشابه در مقابل میانگین‌ها، نشان‌دهنده عدم وجود اختلاف معنی‌دار در سطح ۵٪ بین آن‌ها است (آزمون دانکن).

Means followed by the same letter indicate no significant difference at the 5% level according to Duncan's multiple range test

A4: کلرور کلسیم

A1: شاهد

A5: سیترات روی + سیترات کلسیم

A2: سیترات روی

A6: سیترات روی + کلرور کلسیم

A3: سیترات کلسیم

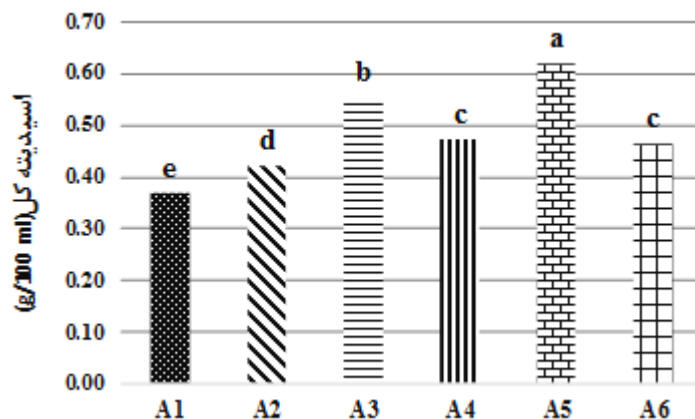
اسیدیته و pH

نتایج حاصل از تجزیه واریانس (جدول ۱) بیانگر معنی دار بودن اثر سال، نوع کود، زمان محلول‌پاشی و اثر متقابل سال و نوع کود در سطح ۱ درصد بر میزان اسیدیته میوه است. در مقایسه میانگین‌های اثر نوع کود بر میزان اسیدیته میوه، در همه تیمارهای با اعمال تیمار کودی میزان اسیدیته افزایش یافت، ولی بیشترین میزان اسیدیته در تیمار ۵ مشاهده گردید و کمترین مقدار در شاهد وجود داشت. اختلاف معنی‌داری بین ۴ و ۶ مشاهده نگردید (شکل ۵). در مقایسه میانگین‌های اثر متقابل سال و نوع کود مشخص گردید که بیشترین میزان اسیدیته میوه در سال ۳ و کمترین مقدار در سال ۱ و در شاهد مشاهده گردید. اختلاف معنی‌داری بین سال ۱ و ۲ در تیمار کودی ۵ مشاهده نگردید و اختلاف معنی‌داری بین تیمار ۵ و ۳ در سال ۱ و ۲ مشاهده نگردید (جدول ۲). اسیدیته قابل تیتر یکی از شاخص‌های مهم کیفی میوه‌ها به‌شمار می‌آید که مستقیماً به میزان اسیدهای آلی موجود در آن‌ها وابسته است (Shirzadeh et al., 2010). اسیدهای آلی، همانند کربوهیدرات‌ها، به‌عنوان یکی از منابع مصرفی در فرایند تنفس گیاه ایفای نقش می‌کنند. معمولاً در اغلب میوه‌ها، مقدار این اسیدها در مراحل ابتدایی رشد افزایش یافته و در ادامه با ورود میوه به مراحل رسیدگی، به‌تدریج کاهش می‌یابد (Blanco et al., 2010). کاهش اسیدهای آلی در این مرحله به‌طور عمده ناشی از مصرف آن‌ها در مسیرهای متابولیکی و تبدیل به قند است. در واقع، اسیدهای آلی به‌عنوان منابع ذخیره‌ای انرژی در میوه عمل کرده و هم‌زمان با افزایش فعالیت‌های متابولیکی در

دوره رسیدگی، مصرف می‌شوند (Xo et al., 2023). در تیمار شاهد، احتمال می‌رود که به دلیل افزایش تولید اتیلن، میزان مصرف این اسیدها نیز بیشتر شده باشد؛ در حالی که در تیمارهای حاوی کلسیم، به‌واسطه نقش کاهنده این عنصر بر نرخ تنفس و تولید اتیلن، مصرف اسیدهای آلی محدود شده و در نتیجه کاهش فعالیت‌های تنفسی مشاهده شده است (Chandel et al., 2023).

در مقایسه میانگین‌های اثر نوع کود مشخص گردید که بیشترین pH در تیمار ۱ (شاهد) و کمترین مقدار در تیمار ۵ (سیترات کلسیم + سیترات روی) مشاهده گردید. اختلاف معناداری بین ۲، ۴ و ۶ مشاهده نگردید (شکل ۶). در حالی که اسیدیته میوه افزایش یافت، pH آب میوه کاهش معنی‌داری داشت. این موضوع نشان‌دهنده افزایش محتوای اسیدهای آلی در میوه است که به تازگی و طعم مطلوب میوه کمک می‌کند.

کاهش pH میوه‌ها پس از مصرف ترکیبات کلسیمی در مطالعات متعددی بر روی محصولات باغی مانند سیب، کیوی و انگور گزارش شده است. این کاهش معمولاً به دلیل نقش کلسیم در تنظیم فرآیندهای فیزیولوژیکی و کاهش تنفس سلولی، کاهش تجزیه ترکیبات آلی اسیدی و محدود کردن فعالیت آنزیم‌های دخیل در نرم شدن بافت است. فردوسی و همکاران (۱۳۹۶) در مطالعه‌ای روی سیب نشان دادند که محلول‌پاشی با کلرید کلسیم و نیترات کلسیم موجب کاهش معنی‌دار pH میوه شد. آن‌ها این پدیده را به کاهش فعالیت‌های تنفسی و حفظ ترکیبات اسیدی در میوه نسبت دادند.



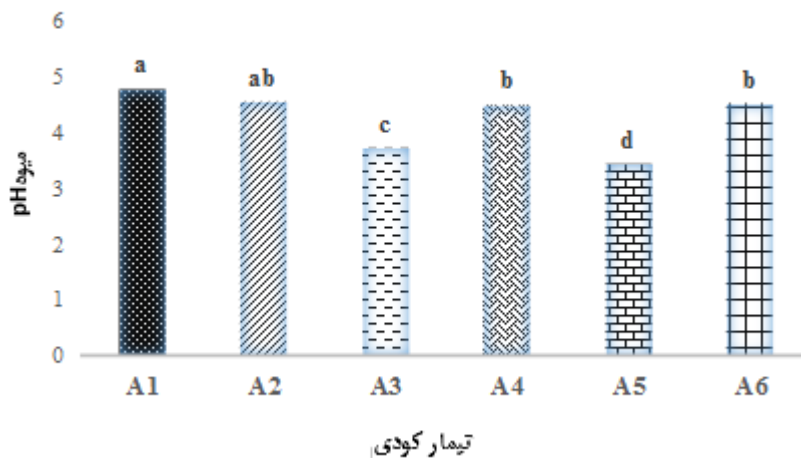
شکل ۵- اثر نوع تیمار کودی بر میزان اسیدیته کل

Figure 5. Effect of fertilizer treatment type on total acidity

حروف مشابه در مقابل میانگین‌ها، نشان‌دهنده عدم وجود اختلاف معنی‌دار در سطح ۵٪ بین آن‌ها است (آزمون دانکن).

Means followed by the same letter indicate no significant difference at the 5% level according to Duncan's multiple range test

A4: کلرور کلسیم	A1: شاهد
A5: سیترات روی + سیترات کلسیم	A2: سیترات روی
A6: سیترات روی + کلرور کلسیم	A3: سیترات کلسیم



شکل ۶- اثر نوع تیمار کودی بر میزان pH میوه

Figure 6. Effect of fertilizer treatment type on fruit pH

حروف مشابه در مقابل میانگین‌ها، نشان‌دهنده عدم وجود اختلاف معنی‌دار در سطح ۵٪ بین آن‌ها است (آزمون دانکن).

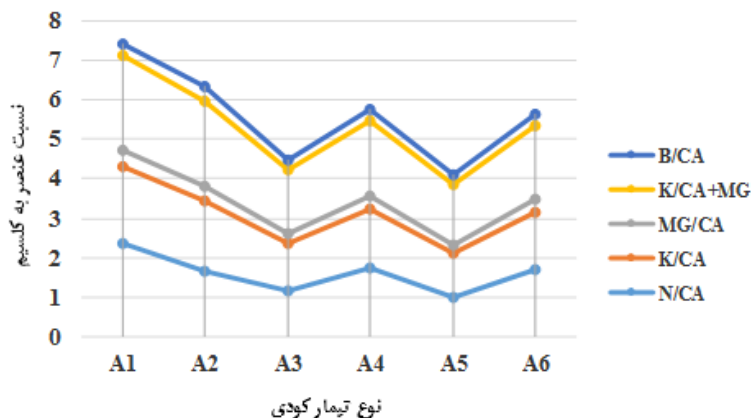
Means followed by the same letter indicate no significant difference at the 5% level according to Duncan's multiple range test

A4: کلرور کلسیم	A1: شاهد
A5: سیترات روی + سیترات کلسیم	A2: سیترات روی
A6: سیترات روی + کلرور کلسیم	A3: سیترات کلسیم

نسبت‌های عناصر در میوه

توزیع کلسیم در میوه و ایجاد تعادل تغذیه‌ای بهتر است. عدم تعادل این نسبت‌ها، به ویژه نسبت‌های بالای این عناصر به کلسیم، با اختلالات فیزیولوژیکی و افزایش ریزش میوه مرتبط است (Thur, 2019).

نتایج نشان داد که محلول‌پاشی باعث کاهش معنی‌دار نسبت‌های N/Ca ، K/Ca ، Mg/Ca ، $K/(Ca+Mg)$ و B/Ca در میوه شد (شکل ۷). این کاهش نسبت‌ها حاکی از بهبود جذب و



شکل ۷- تأثیر تیمار کودی بر نسبت عناصر به کلسیم

Figure 7. Effect of fertilizer treatment on nutrient-to-calcium ratio

(Zarandi et al., 2019). مصرف منیزیم به صورت خاکی یا محلول‌پاشی می‌تواند باعث کاهش مقدار کلسیم در برگ و اندام‌های هوایی گیاه شود (Wang and Patterson., 1974).

نسبت پتاسیم به مجموع کلسیم و منیزیم $K/(Ca+Mg)$ شاخصی است برای بررسی تعادل کاتیونی در گیاه مفید است. نسبت بالا نشانگر غالب بودن پتاسیم و احتمال کمبود کلسیم و منیزیم است. نسبت‌های بالای $K/(Ca+Mg)$ در گیاهان باعث اختلال در جذب کلسیم و منیزیم می‌شود (Marchner, 2012).

نسبت متعادل بور به کلسیم (Ca/B) نقش مهمی در پایداری دیواره سلولی دارد. نسبت نامتعادل ممکن است منجر به اختلالات رشد و کاهش کیفیت میوه شود. محلول‌پاشی بور و کلسیم در سیب موجب بهبود نسبت B/Ca و بهبود رشد و کیفیت میوه شد (Singh et al., 2007).

محلول‌پاشی سیترات کلسیم موجب کاهش نسبت‌های N/Ca ، K/Ca و Mg/Ca گردید که به نفع افزایش کیفیت میوه است. افزودن سیترات روی نیز ممکن است از طریق تحریک رشد ریشه و افزایش جذب عناصر (به‌ویژه کلسیم) به‌طور غیرمستقیم این نسبت‌ها را متعادل کند.

کاهش نسبت N/Ca در میوه با تحقیق Fallahi و همکاران (۲۰۰۱)، Neilsen و همکاران، (۲۰۰۵) در روی سیب مطابقت دارد. محلول‌پاشی کلسیم باعث کاهش این نسبت و بهبود کیفیت میوه می‌شود (Fallahi et al, 2001). افزایش نسبت بالای نیتروژن به کلسیم با افزایش ریزش میوه و بروز ناهنجاری‌هایی مانند لکه تلخ (bitter pit) همراه است.

دیلمقانی (۲۰۰۵) گزارش داد که کاربرد کلسیم باعث کاهش K/Ca در سیب شد و کیفیت میوه را بهبود داد. افزایش K/Ca معمولاً با کاهش سفتی میوه و افزایش حساسیت به اختلالات فیزیولوژیکی مرتبط است. کلسیم به رقابت با پتاسیم در جذب کمک می‌کند (Hey et al., 2025). نسبت بالای Mg/Ca نیز ممکن است جذب کلسیم را مختل کرده و بر کیفیت میوه اثر منفی داشته باشد. محلول‌پاشی کلسیم باعث کاهش نسبت Mg/Ca در برگ سیب و کاهش bitter pit شد (باتس و همکاران ، ۲۰۱۶). جذب منیزیم و کلسیم به‌شدت رقابتی است (Mengel and Kirkby, 2001).

نسبت کلسیم به منیزیم یکی از عوامل مهم در بقاء گیاه است، چرا که یون‌های این دو عنصر در ریشه برای جذب رقابت می‌کنند (Zarandi et al., 2019). غلظت بالای منیزیم موجب اشباع محل‌های جذب و در نتیجه کاهش جذب کلسیم می‌شود

نتیجه گیری کلی

این مطالعه نشان داد که محلول پاشی ترکیبی سیترات روی و سیترات کلسیم، به ویژه در چهار مرحله کلیدی رشد میوه، به طور مؤثر ریزش قبل از برداشت میوه سیب رقم 'رد دلشس' را کاهش داده و کیفیت میوه را بهبود می بخشد. بین سطح دوم و سوم محلول پاشی تفاوت معنی داری مشاهده نشد. یافته‌ها حاکی از آن است که استفاده هدفمند از این ترکیب در برنامه تغذیه برگ می تواند به عنوان یک راهبرد علمی و عملی برای افزایش ماندگاری، حفظ نسبت‌های متعادل عناصر و ارتقای ارزش بازار میوه به کار گرفته شود.

تشکر و قدردانی

بدین وسیله از تمامی دست‌اندرکاران و همکاران محترم مؤسسه تحقیقات خاک و آب و بخش تحقیقات خاک و آب مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی آذربایجان غربی که در مراحل مختلف این پژوهش از جمله برنامه‌ریزی، اجرا، جمع‌آوری و تحلیل داده‌ها، حمایت و همکاری نمودند، صمیمانه تقدیر و تشکر به عمل می‌آید. مشارکت و راهنمایی‌های ارزشمند آنها نقش بسزایی در پیشبرد و موفقیت این تحقیق داشته است.

References

- Ajoudani, P., & Majidi, A. (2017). Assessment of the Nutritional Status of Apple Orchards in West Azerbaijan, Iran. *15th Iranian Soil Science Congress*, 6–8 September, Isfahan, Iran.
- Alizadeh, A., Esfandiari, M., & Yousefi, F. (2013). Effect of Calcium Chloride Foliar Spray on Quantitative and Qualitative Characteristics of 'Golden Delicious' Apple during Storage. *Iranian Journal of Horticultural Sciences*, 24(3), 302–310. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2010.09.000>
- Blanco, A., Fernández, V., & Val, J. (2010). Improving the performance of calcium-containing spray formulations to limit the incidence of bitter pit in apple (*Malus x domestica* Borkh.). *Scientia Horticulturae*, 127, 23–28. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2010.01.005>
- Bremner, J. M., & Mulvaney, C. S. (1982). Nitrogen-Total. In *Methods of Soil Analysis: Part 2, Chemical and Microbiological Properties* (pp. 595-624). American Society of Agronomy.
- Buts, K., Hertog, M. L. A. T. M., Ho, Q. T., America, A. H. P., Cordewener, J. H. G., Vercammen, J., Carpentier, S. C., & Nicolai, B. (2016). Influence of pre-harvest calcium, potassium and triazole application on the proteome of apple at harvest. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 96(15), 4984–4993. <https://doi.org/10.1002/jsfa.7664>
- Casero, T., Benavides, A. L. & Recasens, I. (2010). Interrelation between fruit mineral content and pre-harvest calcium treatments on 'Golden smoothee' apple quality. *Journal of Plant Nutrition*, 33, 27-37. -4993. <https://doi.org/10.1002/jsfa.7664>
- Chandel, J. S., Sharma, S., & Verma, P. (2019). Effect of calcium sprays on fruit quality and shelf-life of apple (*Malus x domestica*). *The Indian Journal of Agricultural Sciences*, 89(9), 1539–1542. <https://doi.org/10.56093/ijas.v89i9.93521>
- Chapman, H.D. and Pratt, P.F. (1978). Methods of analysis for soils, plants and waters. pp. 30-43, In: H. D. Chapman and P. F. Pratt (Eds.), *Division of Agricultural Sciences*. University of California, Berkeley, USA.
- Cotteni, A. (1980). Methods of plant analysis. pp. 64-100, In: *Soil and Plant Testing, FAO Soil Bulletin*.
- Dal Cin, V., Danesin, M., Botton, A., Boschetti, A., Dorigoni, A. & Ramina, A. (2008). Ethylene and preharvest drop: the effect of AVG and NAA on fruit abscission in apple (*Malus domestica* L. Borkh). *Plant Growth Regulation*, 56(3), 317–325. <https://doi.org/10.1007/s10725-008-9312-5>
- Erdal, A., Kenan, Y., Ozkan, Y., Ozturk, B and Erdem, H. (2016). The effects of aminoethoxyvinylglycine and foliar zinc treatments on pre-harvest drops and fruit quality attributes of Jersey Mac apples, *Scientia Horticulturae*, Volume 213, 173-178.
- Falahi, N., Ghanbari, M., & Dehghanpour, F. (2001). Effect of Calcium Foliar Spray on Apple Fruit Quality. *Iranian Journal of Horticultural Sciences*, 3(1), 65–72.
- FAO (2021). *FAOSTAT Statistical Database*. [online] Available at: <https://www.fao.org/faostat/en>
- Fathi, M., & Tehrani, M. (2017). Relationship Between Zinc Deficiency and Some Soil Properties and Landforms in Calcareous Lands of Isfahan Province. *15th Iranian Soil Science Congress*, 6–8 September, Isfahan, Iran.
- Gate, T., Zhang, Y., & Alonso, J. M. (2024). AtIAR1 is a zinc transporter that regulates auxin metabolism in Arabidopsis. *Journal of Experimental Botany*, 75 (3), 890–904. <https://doi.org/10.1093/jxb/erad468>
- Ghasemnezhad, M., Shiri, M. A., & Sanavi, M. (2011). Effect of postharvest calcium and zinc sprays on storability, quality attributes and antioxidant activity of table grapes (*Vitis vinifera* L. cv. Bidaneh Sefid). *American-Eurasian Journal of Agricultural & Environmental Sciences*, 10(4), 537–543.
- Hassani, G., Simani, H., & Rezaei, R. (2013). Climate Change and Pre-harvest

- Fruit Drop in Apple Trees. *Proceedings of the 2nd National Conference on Climate Change and Its Impact on Agriculture and the Environment*, Urmia, Iran.
18. He, Y., Su, K., Wang, L., Zhou, J., Sun, S., Wang, J., & Xing, G. (2025). Modulation of potassium-to-calcium ratio in nutrient solution improves quality attributes and mineral composition of *Solanum lycopersicum* var. *cerasiforme*. *Agronomy*, 15(6), 1380. <https://doi.org/agronomy15061380/0.3390>.
 19. Hocking, B., Tyerman, S. D., Burton, R. A., and Gilliam, M. (2016). Fruit calcium: Transport and physiology. *Frontiers in Plant Science*, 7, 569– 673. <https://doi.org/10.3389/fpls.2016.00569>
 20. Ihayai, A., & Behbani Zadeh, M. (1997). Standard methods of the Soil and Water Research Institute for sample preparation and analysis. *Journal of Soil and Water Research*, 12(3), 45-60.
 21. Imami, A. (1991). *Plant Analysis Methods*. Volume 1, Soil and Water Research Institute, Publication No. 982.
 22. Jemrić, T. (2016). Bitter pit in apples: Pre- and postharvest factors: A review*. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 14(4), e08R01. <https://doi.org/10.5424/sjar/2016144-8491>
 23. Jones, J.B. Jr., Wolf, B. & Mills, H.A. (1991). *Plant Analysis Handbook: A Practical Sampling, Preparation, Analysis, and Interpretation Guide*. Micro-Macro Publishing, Athens/New York, 199.
 24. Khalaj, K., Ahmadi, N., & Souri, M.K. (2014). Effects of Calcium and Boron Foliar Application on Fruit Quality of Asian Pear Cultivar ‘KS10.’ *Journal of Production and Processing of Agricultural and Horticultural Products*, 4(14), 89–97.
 25. Li, J., Sun, X., Zhang, X., & Wang, Q. (2023). Phytohormones and candidate genes synergistically regulate preharvest fruit drop in apple. *Frontiers in Plant Science*, 14. <https://doi.org/>
 26. Liu, B., Li, H., Guo, H., & Wang, Y. (2019). Changes in fruit firmness, quality traits, and cell wall metabolism during storage of apple as affected by calcium treatments. *Scientia Horticulturae*.
 27. Marschner, H. (2012). *Marschner’s Mineral Nutrition of Higher Plants*. 3rd ed. Academic Press.
 28. Marschner, H. 1995. *Mineral Nutrition of Higher Plants*, 2nd ed. Academic Press, New York.
 29. Meir, S.; Sundaresan, S.; Riov, J.; Agarwal, I.; Philosoph-Hadas, S.(2015). Role of auxin depletion in abscission control. *Stewart Postharvest Rev.*11, 1–15.
 30. Meir, S.; Sundaresan, S.; Riov, J.; Agarwal, I.; Philosoph-Hadas, S.(2015). Role of auxin depletion in abscission control. *Stewart Postharvest Rev.*11, 1–15.
 31. Mengel, K., & Kirkby, E. A. (2001). *Principles of Plant Nutrition* (5th ed.). Kluwer Academic Publishers.
 32. Moradinajad, F., Sepehri, S., Asghari, M.R., & Azarmi, A. (2023). Effect of Pre-harvest Spray of Calcium Salts on Some Qualitative Properties of Golden Delicious Apple. *13th Horticultural Sciences Congress*, 27–30 September, Gorgan, Iran.
 33. Lindsay, W. L. & Norvell, W. A. (1978). Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper. *Soil Science Society of America Journal*, 42, 421–428.
 34. Neilsen, G., Neilsen, D., Dong, SH., P. Toivonen. and F. Peryea. (2005). Application of CaCl₂ sprays earlier in the season may reduce bitter pit incidence in Braeburn apple. *HortScience*, 40 (6): 1850-1853.
 35. Nouri, H., Basirat, M., Pir-Moradian, M., Majidi, A., Hassani, G., Taife-Rezaei, H., & Amani, A. (2021). Management of Apple Fruit Drop in West Azerbaijan Province. *Scientific-Technical Report*, Agricultural Education and Extension Institute, Tehran.
 36. Raese, J. T., & Drake, S. R. (1993). Effects of preharvest calcium sprays on apple and pear quality. *Journal of Plant Nutrition*, 16(9), 1807–1819. <https://doi.org/10.1080/0190416930936466>

37. Rasooli-Sedghiani, M., Maghdes-Gerani, M., Ashrafi-Saeidlou, S., & Sepehr, A. (2017).
38. Saleem, M. H., Ali, S., Hussain, S., Kamran, M., Chattha, M. S., Ahmad, S., ... & Zhang, Q. (2022). Functions and strategies for enhancing zinc availability in crops: A review. *Frontiers in Plant Science*, 13, 891087.
39. Salman, M., Ullah, S., Razzaq, K., Rajwana, I. A., Akhtar, G., Faried, H. N., Hussain, A., Amin, M., & Khalid, S. (2022). Combined foliar application of calcium, zinc, boron and time influence leaf nutrient status, vegetative growth, fruit yield, fruit biochemical and anti-oxidative attributes of "Chandler" strawberry. *Journal of Plant Nutrition*, 45(18), 1837-1848.
40. Shirzadeh, E., Rabiei, V. and Y. Sharafi. (2011). Effect of calcium chloride (CaCl₂) on postharvest quality of apple fruits. *African Journal of Agricultural Research* 6 (22): 5139-5143.
41. Singh, R., Sharma, R., & Khan, F. (2007). Pre-harvest foliar application of calcium and boron in apple cultivars under temperate conditions: its effects on yield and fruit quality. *Scientia Horticulturae*, 111(2), 165-171.
42. Smith, J. A., Jones, B. C., & Davis, R. M. (2020). Impact of foliar zinc application on apple fruit quality and pre-harvest drop. *Journal of Plant Nutrition*, 43(5), 700-712.
43. Thor, K. (2019). Calcium—Nutrient and messenger. *Frontiers in Plant Science*, 10, 440.
<https://doi.org/10.3389/fpls.2019.00440>
44. Tsuchisaka, A. and Theologis, A. (2004). Unique and overlapping expression patterns among the Arabidopsis 1-aminocyclopropane-1-carboxylate synthase gene family members. *Plant Physiol.* 136, 2982–3000.
45. Wang, J., Li, Y., Chen, Z., & Zhang, H. (2024). *Signaling pathways mediating the induction of preharvest fruit drop in litchi*. *Frontiers in Plant Science*, 15, 1474657.
<https://doi.org/10.2136/sssaj1974.03615995003800020008>.
46. Wang, M. C., & Patterson, R. E. (1974). Interaction of magnesium and calcium in plant nutrition. *Soil Science Society of America Journal*, 38(2), 206–210.
47. Wolf, B. (1974). Determination of boron in plant tissues by the azomethine-H method. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 5(5), 437-444.
48. Xu, Y., Li, X., Zhang, Z., Zhang, L., Gao, Z., Wang, J., & Chen, K. (2023). Exogenous Ca²⁺ promotes transcription factor-mediated suppression of ethylene biosynthesis during apple fruit storage. *Plant Physiology*, 191(4), 2475–2490.
49. Yuan, R. and Carbaugh, D. (2007). Effects of NAA, AVG, and 1-MCP on ethylene biosynthesis preharvest fruit drop, fruit maturity and quality of 'Golden Supreme' and 'Golden Delicious' apples. *Hortscience* 42, 101–105.
50. Zarandi-Miandoab, S., Sharifi, M., & Ali-Mohammadi, R. (2019). Competitive Uptake of Magnesium, Calcium, and Potassium by Tomato Plants. *Iranian Journal of Soil and Plant Research*, 32(1), 89–97.



Investigating the Role of Soil Physical Properties on Water Infiltration Indices (Case Study: Zanjan Province)

Morteza Yavari^a, Alireza Vaezi^{a*} , and Mohammad Sadegh Askari^a

^a Department of Soil Science and Engineering, Faculty of Agriculture, University of Zanjan, Zanjan Iran.

Article Info

Article Type

Research Article

Received

October 27, 2025

Revised

December 28, 2025

Accepted

January 10, 2026

Published online

March 16, 2026

Keywords

Bulk density,
Geometric mean diameter,
Particle size distribution,
Mean weight diameter,
Water-stable aggregates

*Corresponding author's email

vaezi.alireza@gmail.com

Extended Abstract

Background and Objectives: Infiltration is one of the most important hydraulic properties of soil, representing the entry of water into the soil, which usually occurs in a vertical direction. This soil property plays a crucial role in the natural water cycle and has significant implications for soil management. In semi-arid regions, this hydraulic property is particularly important not only for meeting the water requirements of rangeland and rainfed crops but also for reducing runoff and soil erosion. Several factors influence soil infiltration, and they can be generally categorized into three groups: (1) surface characteristics, (2) soil properties, and (3) climatic and environmental conditions. This study focused on soil physical properties, with the aim of quantifying the influence of a wide range of these properties on water infiltration and identifying the most important factors in selected soils in a semi-arid region.

Materials and Methods: To investigate the role of soil physical properties on soil water infiltration indices, 68 sites in a semi-arid climate of Zanjan province were selected. To capture sufficient variability for examining the effects of physical factors on soil water infiltration, the sites were chosen based on criteria such as land use type, vegetation cover, and soil texture, ensuring that the experiments were conducted on the predominant soils of the region. At each sampling site, 14 consecutive readings of infiltration depth were recorded at specific time intervals until the infiltration rate reached a steady state flow, for the calculation of various soil water infiltration indices. To evaluate soil water infiltration in detail, six key indices—cumulative infiltration (CI), initial infiltration (II), initial infiltration rate (IIR), final infiltration rate (FIR), mean infiltration rate (MIR), and effective infiltration depth (EID)—were determined. In addition to field infiltration measurements, disturbed and undisturbed soil samples were collected from the 0–60 cm soil depth as the active hydrological layer, and transferred to the laboratory. The following soil physical properties were determined: particle size distribution (PSD), gravel content, bulk density (BD), initial soil moisture, mean weight diameter of dry aggregates (MWD_{dry}), and mean weight diameter and geometric mean diameter of water-stable aggregates (MWD_{wet} and GMD_{wet}).

Results: Pearson correlation analysis revealed that the MWD_{wet} and GMD_{wet} of water-stable aggregates were significantly correlated with all infiltration indices ($p < 0.05$). Bulk density also exhibited significant correlations with CI, II, FIR, and MIR ($p < 0.05$). Moreover, multiple regression results indicated that physical properties including BD, initial soil moisture, gravel content, PSD, and GMD_{wet} are the main factors controlling water infiltration in these soils. According to one-way ANOVA, the soils were classified into four groups based on BD, MWD_{wet}, and GMD_{wet}. Significant differences were found among GMD_{wet} groups in CI, II, and FIR ($p < 0.05$). Differences among the groups of MWD_{wet} in CI and II were significant. Additionally, significant differences were found among the BD groups in CI. This study indicated that, along with

soil structure, the particle size distribution of soils can affect soil structure and porosity and, in turn, impact water infiltration in semi-arid soils.

Conclusion: The results showed that MWD_{wet} and GMD_{wet} of water-stable aggregates, along with BD, have the highest correlations with soil water infiltration indices. These three soil physical properties can be considered the most important determining factors in explaining soil water infiltration. It was also found that PSD indirectly influences MWD_{wet}, GMD_{wet}, and BD and, consequently, affects soil infiltration behavior. These findings emphasize the importance of PSD and soil structure in the process of soil water infiltration in semi-arid regions.

Cite this article: Yavari, M., Vaezi, A., Askari, M.S., 2026. Investigating the Role of Soil Physical Properties on Water Infiltration Indices (Case Study: Zanzan Province). Research Article, *Journal of Soil Research*, 39 (4), pp 421- 436.



DOI: [https://doi.org/ 10.22092/IJSR.2026.370662.796](https://doi.org/10.22092/IJSR.2026.370662.796)
Publisher: Soil Science Society of Iran




نشریه پژوهش‌های خاک

(علوم خاک و آب)

<https://srjournal.areeo.ir/>



بررسی نقش ویژگی‌های فیزیکی خاک بر شاخص‌های نفوذ آب در خاک (مطالعه موردی: استان زنجان)

مرتضی یآوری^۱، علی‌رضا واعظی^{۱*}  و محمدصادق عسکری^۱

^۱ گروه علوم و مهندسی خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه زنجان، زنجان، ایران.

چکیده	اطلاعات مقاله
<p>هدف این پژوهش بررسی نقش برخی ویژگی‌های فیزیکی خاک در نفوذ آب به خاک در برخی خاک‌های منطقه نیمه‌خشک زنجان بود. بدین منظور، ۶۸ نقطه با تنوع بافت، کاربری و پوشش گیاهی، انتخاب و آزمایش‌های نفوذ با استفاده از استوانه مضاعف انجام شد. در نمونه‌های خاک (صفر تا ۶۰ سانتیمتر) ۱۲ ویژگی فیزیکی اندازه‌گیری شد. شش شاخص نفوذ شامل: نفوذ تجمعی (CI)، نفوذ اولیه (II)، شدت نفوذ اولیه (IIR)، شدت نفوذ نهایی (FIR)، شدت نفوذ متوسط (MIR) و عمق مؤثر نفوذ (EDI) تعیین شدند. نتایج همبستگی پیرسون نشان داد که میانگین وزنی نفوذ متوسط (MWD_{wet}) و هندسی (GMD_{wet}) قطر خاکدانه‌ها در حالت تر با همه شاخص‌های نفوذ رابطه معنی‌دار داشت ($p < 0.05$). چگالی ظاهری (BD) با CI، II، FIR و MIR همبستگی معنی‌دار داشت ($p < 0.05$). نتایج رگرسیونی نشان داد ویژگی‌های فیزیکی خاک شامل: چگالی ظاهری، رطوبت اولیه، سنگریزه، توزیع اندازه ذرات و میانگین هندسی قطر خاکدانه‌ها نقش محوری در تعیین نفوذ آب در خاک داشتند. برای انجام تحلیل واریانس یک‌طرفه، خاک‌ها در چهار گروه بر مبنای BD، MWD_{wet} و GMD_{wet} تقسیم شدند. تفاوت معنی‌داری بین سطوح مختلف GMD_{wet} از نظر CI، II و FIR وجود داشت ($p < 0.05$). همچنین تفاوت بین سطوح مختلف MWD_{wet} از نظر CI و II معنی‌دار بود و در مورد سطوح مختلف BD، تفاوت‌ها تنها از نظر CI معنی‌دار بود. این پژوهش نشان داد که علاوه بر ساختمان خاک، توزیع اندازه ذرات اولیه نیز با اثرگذاری بر شاخص‌هایی مانند چگالی ظاهری، تخلخل و پایداری خاکدانه‌ها، نقش مؤثری در نفوذ آب در خاک‌های منطقه نیمه‌خشک دارد.</p>	<p>نوع مقاله: مقاله پژوهشی</p> <p>تاریخ دریافت: ۱۴۰۴/۰۸/۰۵</p> <p>تاریخ بازنگری: ۱۴۰۴/۱۰/۰۷</p> <p>تاریخ پذیرش: ۱۴۰۴/۱۰/۲۰</p> <p>تاریخ انتشار: ۱۴۰۴/۱۲/۲۵</p> <p>واژه‌های کلیدی</p> <p>پایداری خاکدانه، توزیع اندازه ذرات، چگالی ظاهری، خاکدانه‌های پایدار در آب، میانگین وزنی قطر</p> <p>* ایمیل نویسنده مسئول vaezi.alireza@gmail.com</p>

استناد: یآوری، م.، واعظی، ع.، عسکری، م.، ص.، ۱۴۰۴. بررسی نقش ویژگی‌های فیزیکی خاک بر شاخص‌های نفوذ آب در خاک (مطالعه موردی: استان

زنجان). مقاله پژوهشی، نشریه پژوهش‌های خاک، (۴) ۳۹، ص ۴۲۱-۴۳۶.

DOI: <https://doi.org/10.22092/IJSR.2026.370662.796>



مقدمه

نفوذ به‌عنوان مهم‌ترین ویژگی هیدرولیکی خاک بوده و بیانگر ورود عمودی آب از سطح به درون خاک است (Feki et al., 2018). این فرآیند یکی از مهم‌ترین فرآیندهای فیزیکی خاک است که نقش مهمی در مدیریت خاک و چرخه آب در طبیعت ایفا می‌کند (Turner, 2006). این ویژگی هیدرولیکی خاک در مناطق نیمه‌خشک در کنار تأمین نیاز آبی گیاهان مرتعی و دیم، در کاهش رواناب سطحی و فرسایش خاک از اهمیت دوچندانی برخوردار است (Vaezi, 2018). عوامل مختلفی در نفوذپذیری خاک نقش داشتند که می‌توان به سه دسته کلی تقسیم کرد: ۱. ویژگی‌های مکانی و سطحی ۲. ویژگی‌های خاک ۳. ویژگی‌های اقلیمی و طبیعی (Zewide, 2021; Vaezi, 2018). در این میان ویژگی‌های فیزیکی خاک، به‌عنوان بخش جدایی‌ناپذیر از خصوصیات بنیادی خاک، نقش محوری در تعیین رفتار هیدرولوژیکی آن ایفا می‌کنند.

توانایی نفوذ آب در خاک که نشان‌دهنده سهولت حرکت عمودی آب در خاک است را با مفهوم نفوذآیی^۱ بیان می‌کنند. از میان ویژگی‌های خاک، توزیع اندازه ذرات اولیه مهم‌ترین ویژگی ذاتی خاک است که در نفوذآیی خاک نقش دارد (Zewide, 2021). در مخلوط‌های شن و سنگریزه، افزایش سنگریزه سبب کاهش حجم منافذ درشت می‌شود؛ درحالی‌که در مخلوط‌های سیلت و سنگریزه با افزایش مقدار سنگریزه حجم منافذ درشت افزایش می‌یابد (Beck-Broichsitter et al., 2023). ساختمان خاک شامل پایداری خاک‌دانه‌ها و توزیع منافذ تأثیر بسیار معنی‌داری بر شدت نفوذ آب دارد (Basset et al., 2023). ماده آلی، آهن، اکسیدهای آهن و آلومینیوم و بخش رس خاک از مهم‌ترین مواد سیمان‌کننده ذرات اولیه و تشکیل‌دهنده ذرات ثانویه (خاک‌دانه‌ها) است (Yavari et al., 2020). مدیریت خاک نیز نقشی تعیین‌کننده در نفوذ آب ایفا می‌کند. همچنین با کاهش چگالی ظاهری ناشی از عملیات خاک‌ورزی، نفوذپذیری خاک افزایش می‌یابد. تکرار بی‌رویه عملیات شخم منجر به افزایش چگالی ظاهری، کاهش خلل و فرج و فشردگی خاک و در نتیجه کاهش میزان نفوذپذیری خاک می‌شود (Gómez et al., 1999). تراکم و مقاومت مکانیکی خاک نیز یکی از مهم‌ترین عوامل محدودکننده نفوذآیی در سیستم‌های کشاورزی مدرن محسوب می‌شود (Lipiec, et al., 2003). رطوبت خاک نیز در شدت نفوذ آب به خاک مؤثر است. هرچه رطوبت اولیه خاک بیشتر باشد شدت نفوذ اولیه خاک کمتر خواهد بود که این موضوع به علت شیب کمتر پتانسیل ماتریک بین سطح و عمق پایین خاک است (Hillel, 2003). از طرفی در خاک‌های شنی، تغییرات

رطوبت اولیه تأثیر کمی بر شدت نفوذ نهایی دارد، درحالی‌که در خاک‌های رسی این تأثیر می‌تواند بیشتر باشد (Assouline, 2013). نیمرخ خاک نیز عامل تعیین‌کننده دیگر در فرآیند نفوذ آب است. در خاک‌های با لایه دارای نفوذپذیری کم، نفوذ عمودی آب در خاک کم می‌شود و این عامل می‌تواند موجب بروز جریان جانبی آب در خاک شود (Beven and Germann, 1982).

پژوهش‌های فراوانی در خصوص عوامل مؤثر بر نفوذ آب به خاک در سراسر دنیا انجام شده است. Lado و همکاران (۲۰۰۴) ابراز داشتند که نفوذپذیری خاک با افزایش میزان رس، کاهش می‌یابد و از سوی دیگر حضور ذرات درشت‌تر مانند شن باعث افزایش شدت نفوذ می‌شود. (Assouline, 2006) اظهار داشت که افزایش هر چند اندک در چگالی ظاهری خاک، از طریق مسدود شدن منافذ خاک باعث کاهش قابل توجهی در نفوذپذیری می‌شود. Gómez و همکاران (۱۹۹۹) دریافتند که با کاهش چگالی ظاهری ناشی از عملیات خاک‌ورزی مناسب، نفوذپذیری افزایش می‌یابد. بسیاری از پژوهش‌ها از جمله Zeng و همکاران (۲۰۱۷) و Wu و Lv (۲۰۰۸) نشان داده‌اند که شدت نفوذ آب به خاک، مقدار نفوذ تجمعی و موقعیت جبهه رطوبتی، همگی با افزایش چگالی ظاهری خاک کاهش می‌یابند و تأثیر چگالی ظاهری خاک بر شدت نفوذ به تدریج با افزایش زمان تضعیف می‌شود. پژوهش‌های Li Zhuo و همکاران (۲۰۰۹) نشان داد که رابطه بین چگالی ظاهری خاک و تعداد منافذ درشت و حجم نفوذ تجمعی بسیار قوی است که نشان می‌دهد تأثیر چگالی ظاهری خاک بر ویژگی‌های نفوذ اساساً با تغییر تعداد منافذ درشت محقق می‌شود. نتایج پژوهش sedayeeazar و همکاران (۲۰۲۵) نشان داد بخش سنگریزه خاک می‌تواند با تأثیر بر مقدار چگالی ظاهری کل و بخش نرم خاک برای خاک‌های سنگریزه‌دار بر مقدار نفوذ تجمعی آب اثرگذار باشد. پژوهش Yang و همکاران (۲۰۲۴) نشان داد، ارتباط مثبت و معنی‌دار بین شدت نفوذ و سهم خاک‌دانه‌های درشت (بزرگتر از ۲ میلی‌متر) و نسبت عکس با خاک‌دانه‌های ریز (کوچکتر از ۰/۲۵ میلی‌متر) وجود دارد. Vaezi و همکاران (۲۰۱۹) به بررسی تغییرات زمانی نفوذ آب باران به خاک تحت تأثیر محتوای رطوبت اولیه خاک پرداختند. نتایج این پژوهش نشان داد که تخلخل‌های درشت خاک نقش اساسی در تعیین شدت نفوذ خاک داشتند. Abu-Hamdeh و همکاران (۲۰۰۶) بیان کردند با افزایش پوشش گیاهی و در نتیجه محتوای ماده آلی خاک، شاخص‌هایی مانند میانگین هندسی و وزنی قطر خاک‌دانه‌ها و پایداری ساختمان خاک افزایش می‌یابند و سبب افزایش نفوذپذیری خاک می‌شوند. بررسی‌های Liu و همکاران (۲۰۱۱) مشخص کرد که نفوذآیی خاک با افزایش مقدار رطوبت

¹ Infiltrability

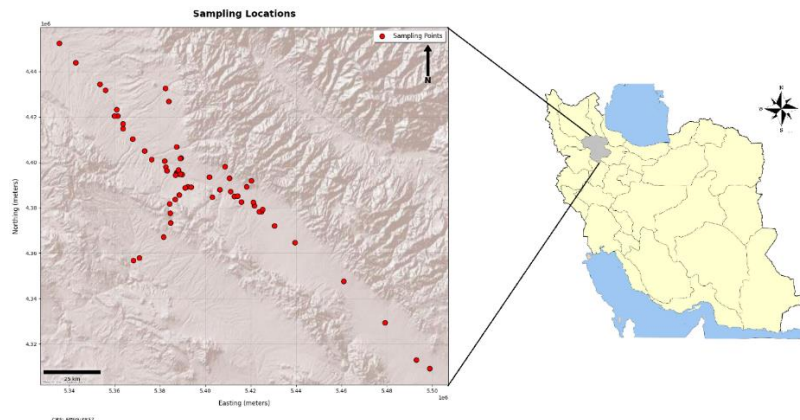
مواد و روش‌ها

منطقه مورد بررسی

به منظور بررسی نقش ویژگی‌های فیزیکی خاک بر شاخص‌های نفوذ آب به خاک، مناطقی از اقلیم نیمه‌خشک استان زنجان به‌عنوان محدوده مورد مطالعه انتخاب شد (شکل ۱). استان زنجان در شمال غرب ایران و در عرض جغرافیایی ۳۵ درجه و ۳۵ دقیقه تا ۳۷ درجه و ۱۵ دقیقه شمالی و طول جغرافیایی ۴۷ درجه و ۱۵ دقیقه تا ۴۵ درجه و ۲۵ دقیقه شرقی از نصف‌النهار گرینویچ واقع شده و مساحتی حدود ۲۱۸۴۱ کیلومتر مربع را به خود اختصاص داده است. بر اساس آمار بلندمدت سازمان هواشناسی کشور، میانگین بارش سالانه منطقه بین ۲۵۰ میلی‌متر در نواحی پست و تا حدود ۵۰۰ میلی‌متر در ارتفاعات متغیر است. همچنین میانگین دمای سالانه بین ۱۰ تا ۱۲ درجه سلسیوس بوده و حداقل مطلق دما در فصل زمستان حدود ۲۰- درجه سلسیوس و حداکثر مطلق دما در تابستان حدود ۳۵ درجه سلسیوس گزارش شده است (سازمان هواشناسی کشور، ۱۴۰۱).

اولیه خاک کاهش می‌یابد که ناشی از کاهش شیب هیدرولیکی در جبهه رطوبتی است.

با توجه به شرایط اقلیمی نیمه‌خشک ایران و چالش‌های جدی در زمینه محدودیت منابع آب، شناخت دقیق فرآیندهای مرتبط با نفوذ آب در خاک از اهمیت زیادی برخوردار است. نفوذ آب به خاک یکی از فرآیندهای کلیدی در چرخه هیدرولوژی و مدیریت بهینه منابع آب و خاک است که تحت تأثیر مجموعه‌ای از عوامل فیزیکی و شیمیایی خاک قرار دارد. با وجود پژوهش‌های متعدد، هنوز بررسی جامعی که نقش کمی هر یک از این عوامل و همچنین برهمکنش و نقش ترکیبی آنها را مورد بررسی قرار داده و متغیرهای مؤثر را اولویت‌بندی کند، صورت نگرفته است. از این رو، این پژوهش با تمرکز بر ویژگی‌های فیزیکی خاک و با هدف تعیین نقش کمی طیف وسیعی از ویژگی‌های فیزیکی خاک در نفوذ آب و شناسایی ویژگی‌های مهم تعیین‌کننده آن در برخی خاک‌های منطقه نیمه‌خشک زنجان انجام شد. نتایج این پژوهش می‌تواند به درک بهتر برهمکنش بین ویژگی‌های خاک و فرآیند نفوذ آب به خاک کمک کرده و مبنایی برای مدیریت مؤثرتر منابع آب در این مناطق فراهم آورد.



شکل ۱- موقعیت نقاط نمونه‌برداری در منطقه مورد مطالعه (استان زنجان، ۱۴۰۳)
Figure 1. Location of sampling sites in the study area (Zanjan Province, 2024)

طی فصل تابستان در شرایطی که رطوبت اولیه خاک کمترین بود، انجام گرفت. طی انجام آزمایش‌ها، رطوبت اولیه خاک در هر نقطه به‌طور هم‌زمان اندازه‌گیری شد. همچنین، در صورت وقوع بارش، عملیات اندازه‌گیری نفوذ حداقل تا دو روز پس از پایان بارش به تعویق افتاد تا رطوبت خاک به شرایط پایدار نزدیک شود. در این پژوهش، برای تعیین میزان نفوذ آب به خاک در نقاط مورد نظر، از حلقه‌های دوگانه استفاده شد. دو حلقه هم‌مرکز با قطر حلقه داخلی ۳۰ سانتی‌متر و قطر حلقه خارجی ۶۰ سانتی‌متر تا عمق ۵ تا ۱۰ سانتی‌متر در خاک فرو رانده شدند تا از نشست جانبی

آزمایش‌های صحرائی و نمونه‌برداری خاک

به منظور دستیابی به تنوع لازم برای بررسی عوامل فیزیکی مؤثر بر نفوذ آب به خاک، ۶۸ نقطه با در نظر گرفتن معیارهایی مانند نوع کاربری اراضی، پوشش گیاهی، بافت و ساختمان خاک و اطلاعات موجود از نقشه‌های خاک‌شناسی مد نظر قرار گرفت؛ به طوری که انجام آزمایش در خاک‌های غالب منطقه صورت گیرد (شکل ۱). بر این اساس مجموعاً ۴۵ نقطه در کاربری مرتع، ۱۳ نقطه در کاربری زراعی، ۸ نقطه در کاربری باغی و ۲ نقطه در کاربری جنگلی انتخاب شد. آزمایش‌ها عمدتاً

مختلف از نظر نفوذپذیری مفید است. عمق مؤثر نفوذ (EID) نیز بر اساس قانون بقای جرم آب در خاک با استفاده از رابطه Hillel, (1982) تخمین زده شد (رابطه ۱). عمق مؤثر نفوذ برای برآورد تقریبی پیشروی رطوبت در خاک‌های مختلف تعیین شد:

$$EID = \frac{I}{\theta_{FC} - \theta_i} \quad \text{رابطه (۱)}$$

که در آن EID: عمق مؤثر نفوذ (cm)، I: نفوذ تجمعی خاک (cm)، θ_{FC} : رطوبت حجمی در ظرفیت زراعی ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$)، و θ_i : رطوبت حجمی اولیه خاک ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$) است. به این ترتیب شش شاخص نفوذ به‌عنوان مبنایی برای تحلیل نفوذ آب به خاک مورد استفاده قرار گرفتند.

اندازه‌گیری ویژگی‌های فیزیکی خاک

به‌منظور بررسی ارتباط ویژگی‌های فیزیکی خاک با شاخص‌های نفوذ آب، مجموعه‌ای از آزمایش‌های میدانی و آزمایشگاهی بر روی نمونه‌های خاک منطقه مورد مطالعه انجام گرفت. بدین‌منظور توزیع اندازه ذرات اولیه خاک با استفاده از دو روش ترکیبی، (۱) هیدرومتری (Yavari et al., 2021) برای تعیین بخش رس و سیلت و (۲) الک برای جداسازی پنج جزء شن (۱-۲، ۳-۵، ۴-۵، ۵-۷، ۶-۷، ۷-۱۰، ۸-۱۰، ۹-۱۰، ۱۰-۱۰۰ میکرون) برای میلی‌متر) انجام شد. به‌منظور بررسی ویژگی‌های سنگریزه‌ای و تخلخل کل از دستورالعمل‌های استاندارد ارائه‌شده توسط Dane و Topp (۲۰۲۰) استفاده شد. بخش سنگی (ذرات معدنی بزرگتر از ۲ میلی‌متر) با روش دستی و با استفاده از سری الک در بازه‌های ۲۵۶-۶۴ (قلوه‌سنگ) و ۶۴-۲ میلی‌متر (سنگریزه) انجام شد (WRB, 2014). ذرات درشت‌تر از ۲۵۶ میلی‌متر (سنگ درشت) در نمونه‌های خاک رؤیت نشد. چگالی حقیقی خاک‌ها طبق روش Blake و Hartge (۱۹۸۶) و چگالی ظاهری با استفاده از سیلندر فلزی با ابعاد ۵ در ۵ سانتی‌متر برای عمق صفر الی ۲۰ سانتی‌متری به روش Jones, (2018) اندازه‌گیری گردید. متوسط اندازه خاک‌دانه‌ها با روش الک خشک و پایداری خاک‌دانه‌ها با روش الک تر بر اساس روش Le Bissonnais, (2016) تعیین شد. بدین‌منظور در الک خشک خاک‌دانه‌ها با استفاده از سری الک با قطر چشمه در بازه‌های ۸-۵/۶، ۵/۶-۴/۷۵، ۴/۷۵-۳/۷۵، ۳/۷۵-۲/۷۵، ۲/۷۵-۱/۷۵ و ۱/۷۵-۰/۷۵ میلی‌متر به روش دستی تقسیم شدند. پایداری خاک‌دانه نیز در روش الک تر برای خاک‌دانه‌های کوچکتر از ۸ میلی‌متر در همان بازه‌های اندازه‌ای تعیین شد. در روش الک تر، پس از خیساندن آرام، تدریجی و از سمت پایین خاک‌دانه‌ها بر روی کاغذ صافی (به مدت ۱۰ دقیقه)، از دستگاه الک نوسانی با

جولوگیری شود (Dane and Topp, 2020; Bouwer, 1986). سعی شد ارتفاع آب داخل حلقه داخلی و خارجی با تزریق آب به داخل حلقه‌ها در طول آزمایش بین ۵ الی ۱۰ سانتی‌متر ثابت نگه داشته شود. برای انجام آزمایش‌ها از آب معمولی با کیفیت مناسب (آب شهری) استفاده شد که شوری آن در حد مجاز آب کشاورزی بوده و اثر قابل‌توجهی بر فرآیند نفوذ نداشته باشد. در هر نقطه، چهارده قرائت متوالی از عمق نفوذ آب در فواصل زمانی مشخص (۰، ۰/۵، ۱، ۲، ۳، ۵، ۱۰، ۱۵، ۲۰، ۳۰، ۴۵، ۶۰، ۸۰ و ۹۰ دقیقه) تا رسیدن شدت نفوذ به حالت پایدار، برای محاسبه شاخص‌های مختلف نفوذ آب به خاک ثبت گردید. علاوه بر انجام آزمایش‌های صحرائی نفوذ آب، برای بررسی مجموعه‌ای از ویژگی‌های فیزیکی، نمونه‌هایی از عمق صفر تا ۶۰ سانتیمتری به‌عنوان لایه فعال هیدرولوژیکی خاک (Brady and Weil, 2017) به‌صورت دست‌خورده و دست‌نخورده تهیه و به آزمایشگاه انتقال داده شد.

تعیین شاخص‌های نفوذ آب به خاک

به‌منظور بررسی دقیق نفوذ آب در خاک، شش شاخص کلیدی شامل: (۱) نفوذ تجمعی (CI)^۲، نفوذ اولیه (II)^۳، شدت نفوذ اولیه (IIR)^۴، (۴) شدت نفوذ نهایی (FIR)^۵، شدت نفوذ متوسط (MIR)^۶ و (۶) عمق مؤثر نفوذ (EID)^۷ از داده‌های صحرائی نفوذ آب استخراج شد و مورد ارزیابی قرار گرفتند. داده‌های لازم برای محاسبه این شاخص‌ها با آزمایش نفوذ با حلقه‌های دوگانه در شرایط میدانی ثبت شدند. نفوذ تجمعی (CI) بیانگر مجموع عمق آب نفوذ یافته به خاک در طول مدت آزمایش بوده و بر حسب سانتی‌متر گزارش می‌شود و معیاری از ظرفیت کلی خاک در جذب آب طی زمان است. نفوذ اولیه (II) به‌صورت عمق آب نفوذ یافته در نخستین بازه زمانی (۳۰ ثانیه ابتدایی) تعریف می‌شود (ASTM, 2009) و نشان‌دهنده جذب اولیه خاک در حالت خشک یا نیمه‌خشک سطحی است. شدت نفوذ اولیه (IIR) از تقسیم مقدار نفوذ اولیه بر مدت زمان متناظر (۳۰ ثانیه ابتدایی) آن محاسبه شد (Horton, 1940). شدت نفوذ نهایی (FIR)، نشان‌دهنده شدت نفوذ ماندگار در دقایق پایانی آزمایش است. این شاخص، زمانی قابل محاسبه است که تغییرات شدت نفوذ بین چند بازه زمانی متوالی بسیار اندک باشد (کمتر از ۱۰ درصد). به‌طوری‌که منحنی نفوذ تقریباً به حالت پایدار برسد. شدت نفوذ متوسط (MIR)، از تقسیم نفوذ تجمعی بر کل زمان آزمایش به‌دست می‌آید و میانگین شدت نفوذ در طول کل دوره نفوذ را ارائه می‌دهد. این شاخص برای مقایسه کلی عملکرد خاک‌های

⁵ Final Infiltration Rate

⁶ Mean Infiltration Rate

⁷ Effective Infiltration Depth

² Cumulative Infiltration

³ Initial Infiltration

⁴ Initial Infiltration Rate

گرفت. در انتخاب مدل نهایی، علاوه بر معنی‌داری ضرایب، معیارهایی مانند ضریب تعیین و ضریب تبیین اصلاح‌شده، آزمون چندخطی بودن متغیرها با استفاده از شاخص Variance (VIF) Inflation Factor مورد توجه قرار گرفت (کمتر از ۱۰). ضریب تعیین به‌عنوان شاخص اصلی توان تبیین مدل است. همچنین ضریب تبیین اصلاح‌شده بیانگر میزان واقعی توان مدل در توضیح تغییرات متغیر وابسته، با در نظر گرفتن تعداد متغیرهای مستقل است. این ضریب با همبستگی پیرسون که صرفاً شدت رابطه خطی بین دو متغیر منفرد را نشان می‌دهد، تفاوت مفهومی دارد. تحلیل داده، ترسیم نمودار و مقایسه میانگین، با استفاده از نرم‌افزارهای (2016) Excel، زبان برنامه‌نویسی Python (x.3)، SPSS (2022)، R در محیط Posit Cloud انجام شد.

نتایج و بحث

ویژگی‌های فیزیکی خاک‌های مورد بررسی

مقادیر اندازه‌گیری‌شده ویژگی‌های فیزیکی خاک در (جدول ۱) نشان داده شده است. نتایج نشان داد مقادیر چگالی ظاهری از ۰/۸۳ در خاک‌های سست تا ۱/۵۲ g cm⁻³ متغیر بود (میانگین ۱/۰۹ g cm⁻³) که بیانگر اختلاف در وضعیت تراکم خاک‌هاست. تخلخل کل به‌عنوان یکی از شاخص‌های کلیدی تعیین‌کننده ظرفیت ذخیره و انتقال آب در خاک، در بازه‌ای بین ۳۶/۶۵ تا ۶۶/۶۸ درصد (میانگین ۵۵/۹ درصد) اندازه‌گیری شد. میانگین هندسی و وزنی قطر خاک‌دانه‌ها بین ۰/۰۱ تا ۲/۹۰ میلی‌متر نوسان داشت. میانگین درصد رس، سیلت و شن به ترتیب ۲۴/۹۸، ۳۱/۸۷ و ۴۳/۱۴ درصد محاسبه شد. پراکندگی داده‌ها با انحراف معیارهای نسبتاً زیاد (رس ۸/۴۱ درصد و سیلت ۹/۲۱ درصد) نشان از ناهمگونی بافت در خاک‌های مورد بررسی داشت. پراکندگی زیاد ویژگی‌های خاک نشان می‌دهد که خاک‌های منطقه می‌تواند از نظر نفوذپذیری، ظرفیت نگهداری آب و تخلخل دارای تنوع زیادی باشد. رطوبت اولیه خاک بین ۳/۶۶ تا ۲۵/۱۵ درصد (در موارد استثنایی) متغیر بود. میانگین رطوبت اولیه برابر با ۱۰/۷۳ محاسبه شد. مقدار ضریب تغییرات (۴۰/۷۵ درصد) این ویژگی بیانگر تغییرپذیری آن در بین نمونه‌ها است. شاخص CI با میانگین ۳۶/۰۶ سانتی‌متر، انحراف معیار ۲۵/۳۲ و دامنه تغییرات ۷/۹۵ تا ۱۳۰/۴۰ سانتی‌متر در دسته شاخص‌هایی با مقادیر میانی قرار گرفت. شدت نفوذ متوسط (MIR) نیز با میانگین ۲۴/۰۸ سانتی‌متر بر ساعت و انحراف معیار ۱۶/۸۷ دامنه قابل‌توجهی داشت (از ۵/۳۰ تا ۸۶/۹۳ سانتی‌متر بر ساعت). شاخص IIR نیز دارای میانگین زیاد (۹۹/۳۵ سانتی‌متر بر ساعت) با انحراف معیار ۸۷/۴۶ و دامنه‌ای از ۱۲/۰۰ تا ۴۸۰/۰۰ سانتی‌متر بر ساعت بود. در مورد FIR، میانگین ۱۷/۳۶ سانتی‌متر بر ساعت، انحراف معیار

فرکانس نیم دور در ثانیه استفاده شد. سپس میانگین وزنی (MWD_{wet and dry}) و میانگین هندسی (GMD_{wet and dry}) قطر خاک‌دانه‌ها در دو حالت تر (wet) و خشک (dry) محاسبه شدند. میانگین وزنی (MWD_{wet and dry}) از روابط ۲ و ۳ و میانگین هندسی (GMD_{wet and dry}) قطر خاک‌دانه‌ها از روابط ۲ و ۴ بدست آمد:

$$W_i = \frac{W_i(a+s) - W_i(s)}{\sum_{i=1}^n W_i(a+s) - \sum_{i=1}^n W_i(s)} \quad \text{رابطه (۲)}$$

$$MWD_{wet \text{ and } dry} = \sum_{i=1}^n W_i \times \bar{X}_i \quad \text{رابطه (۳)}$$

$$GMD_{wet \text{ and } dry} = \frac{\sum_{i=1}^n W_i \log \bar{X}_i}{\sum_{i=1}^n W_i} \quad \text{رابطه (۴)}$$

در این روابط، W_i : جرم خاک‌دانه‌های باقیمانده روی هر الک بر حسب گرم به جرم کل خاک‌دانه‌ها بر حسب گرم، $W_i(a+s)$: جرم خاک باقیمانده روی هر الک بر حسب گرم، $W_i(s)$: جرم شن روی هر الک بر حسب گرم و \bar{X}_i : میانگین قطر خاک‌دانه‌ها روی هر الک بر حسب میلی‌متر است.

تجزیه و تحلیل داده‌ها

برای تحلیل داده‌های حاصل از اندازه‌گیری‌های میدانی و آزمایشگاهی، ترکیبی از آمار توصیفی و استنباطی مورد استفاده قرار گرفت: (۱) آمار توصیفی در ابتدا، برای کلیه متغیرها مانند میانگین، انحراف معیار، حداقل و حداکثر ویژگی محاسبه شد. آزمون نرمال بودن برای بررسی توزیع داده‌ها و تعیین مناسب بودن استفاده از روش‌های پارامتری، آزمون کولموگروف - اسمیرنوف انجام شد. (۲) به‌منظور بررسی رابطه بین شاخص‌های نفوذ آب با ویژگی‌های فیزیکی خاک، ضریب همبستگی پیرسون محاسبه گردید. (۳) در گام بعد، برای بررسی اثر طبقه‌بندی‌شده ویژگی‌های فیزیکی خاک از آزمون تحلیل واریانس یک‌طرفه استفاده شد. به‌طوری‌که ۶۸ نمونه مورد بررسی بر اساس ویژگی‌های مختلف فیزیکی خاک و با توجه به میانگین مقادیر این ویژگی‌ها، در قالب گروه‌های مقایسه‌ای طبقه‌بندی شده و سپس با یکدیگر مورد مقایسه قرار گرفتند. گروه‌های مقایسه‌ای به‌منظور کاهش پراکندگی داده‌ها، افزایش قدرت تفکیک آماری و امکان مقایسه معنی‌داری اثر ویژگی‌های فیزیکی خاک بر شاخص‌های نفوذ آب به خاک انجام شد. (۴) برای ارزیابی تأثیر هم‌زمان چند متغیر فیزیکی بر شاخص‌های نفوذ، مدل‌های رگرسیون چندگانه خطی با استانداردسازی داده‌ها توسعه یافت. این مدل‌ها پیش‌بینی محور نبوده و صرفاً برای بررسی نظری ارتباط ویژگی‌های فیزیکی با شاخص‌های نفوذ مورد بررسی قرار

حداقل ۲۶/۷۸ سانتی‌متر و حداکثر ۸۷۱/۸۷ سانتی‌متر دامنه تغییرات بسیار وسیعی را نشان داد. به‌طور کلی، شاخص‌های نفوذ آب در این پژوهش دارای تغییرپذیری زیادی بودند.

۱۱/۰۴ سانتی‌متر بر ساعت و دامنه ۳/۰۰ تا ۴۴/۴۰ سانتی‌متر بر ساعت ثبت شد. شاخص II با میانگین ۰/۸۳ سانتی‌متر و انحراف معیار ۰/۷۳ سانتی‌متر در محدوده ۰/۱۰ تا ۴/۰۰ سانتی‌متر تغییر کرد. در نهایت، شاخص EID با میانگین ۱۹۰/۰۷ سانتی‌متر،

جدول ۱- آماره‌های توصیفی ویژگی‌های فیزیکی خاک

Table 1. Descriptive statistics of physical soil properties

CV	SD	Mean	Max	Min	Variable
35.04	15.12	43.15	82.75	5.90	Sand (%)
28.91	9.21	31.87	51.28	6.44	Silt (%)
33.69	8.42	24.98	45.14	6.43	Clay (%)
40.49	11.47	28.33	61.29	5.09	TRF (%)
39.13	10.56	26.98	61.29	5.09	G (%)
11.08	0.12	1.09	1.52	0.83	BD (g cm ⁻³)
10.01	5.60	55.95	66.68	36.65	n (%)
40.75	4.37	10.73	25.15	3.66	Θ _i (%)
15.84	0.15	0.94	1.25	0.67	GMD _{dry} (mm)
26.87	0.48	1.79	2.90	0.67	MWD _{dry} (mm)
18.27	0.13	0.71	1.09	0.41	GMD _{wet} (mm)
46.48	0.38	0.82	1.98	0.09	MWD _{wet} (mm)
70.21	25.32	36.06	130.40	7.95	CI (cm)
88.03	0.73	0.83	4.00	0.10	II (cm)
88.03	87.46	99.35	480.00	12.00	IIR (cm h ⁻¹)
63.57	11.04	17.36	44.40	3.00	FIR (cm h ⁻¹)
70.06	16.87	24.08	86.93	5.30	MIR (cm h ⁻¹)
73.10	138.95	190.07	871.87	26.78	EID (cm)

TRF: Total Rock Fragments, G: Gravel, BD: Bulke Density, n: Total Porosity, Θ_i: Initial Moisture, GMD_{dry}: Geometric Mean Diameter Dry, MWD_{dry}: Mean Weight Diameter Dry, GMD_{wet}: Geometric Mean Diameter Wet, MWD_{wet}: Mean Weight Diameter Wet, CI: Cumulative Infiltration, II: Initial Infiltration, IIR: Initial Infiltration Rate, FIR: Final Infiltration Rate, MIR: Mean Infiltration Rate, EID: Effective Infiltration Depth.

ارتباط شاخص‌های نفوذ با ویژگی‌های فیزیکی خاک

نتایج تحلیل همبستگی پیرسون برای روابط بین ویژگی‌های فیزیکی خاک و شاخص‌های نفوذ آب، نشان داد که از میان ۱۲ ویژگی فیزیکی اندازه‌گیری شده، بیشترین همبستگی مربوط به MWD_{wet} و GMD_{wet} و BD بود (جدول ۲). بین MWD_{wet} و GMD_{wet} با هر دو شاخص MIR و CI همبستگی معنی‌دار در سطح احتمال ۱ درصد وجود داشت (p < 0.01). همچنین این دو ویژگی با تمامی شاخص‌های نفوذ آب به خاک رابطه معنی‌دار داشتند. مرور پژوهش‌های پیشین نیز مؤید این یافته است؛ به‌طوری‌که Lal و Bronick (۲۰۰۵) افزایش پایداری

خاک‌دانه‌ها را سبب حفظ منافذ درشت خاک و افزایش نفوذ در سیستم‌های مدیریتی پایدار بیان کردند. همچنین نتایج پژوهش Blanco-Canqui و Ruis (۲۰۱۸) نیز حاکی از اثر معنی‌دار افزایش پایداری خاک‌دانه‌ها بر شدت‌های نفوذ متوسط و نهایی آب به خاک است. در ادامه، این پژوهش‌گران ابراز داشتند فروپاشی خاک‌دانه‌ها در تماس با آب و تشکیل سله، از مهم‌ترین عوامل کاهش نفوذ در خاک‌های زراعی است.

جدول ۲- همبستگی بین شاخص‌های نفوذ و برخی ویژگی‌های فیزیکی خاک

Table 2. Correlation between infiltration indices and selected soil physical properties

MWD _{dry}	GMD _{dry}	G	TRF	Sand	Clay	Silt	n	BD	Variables
								1.00	BD
							1.00	-0.83**	n
						1.00	0.44**	-0.51**	Silt
					1.00	0.47**	0.45**	-0.32**	Clay
				1.00	-0.84**	-0.87**	-0.52**	0.49**	Sand
			1.00	0.24*	-0.25*	-0.16	-0.12	0.12	TRF
		1.00	0.93**	0.31**	-0.29*	-0.24*	-0.17	0.17	G
	1.00	-0.02	-0.04	-0.44**	0.45**	0.31**	0.31**	-0.39**	GMD _{dry}
1.00	0.73**	-0.49**	-0.48**	-0.52**	0.48**	0.42**	0.40**	-0.44**	MWD _{dry}
0.45**	0.63**	-0.07	-0.06	-0.36**	0.31**	0.31**	0.34**	-0.53**	Θ _i
0.08	0.52**	0.43**	0.35**	-0.03	0.03	0.03	0.22	-0.39**	GMD _{wet}
0.25*	0.58**	0.18	0.16	-0.24*	0.19	0.23	0.41**	-0.57**	MWD _{wet}
0.10	0.20	0.16	0.19	0.03	-0.05	0.00	0.25*	-0.47**	CI
0.16	0.26*	0.15	0.18	-0.11	0.08	0.11	0.25*	-0.38**	II
0.16	0.26*	0.15	0.18	-0.11	0.08	0.11	0.25*	-0.38**	IIR
0.10	0.10	0.07	0.12	-0.01	-0.03	0.04	0.26*	-0.42**	FIR
0.10	0.20	0.16	0.19	0.03	-0.05	0.00	0.25*	-0.47**	MIR
0.03	0.03	0.17	0.18	0.32**	-0.22	-0.33**	-0.13	-0.01	EID
EID (cm)	MIR (cm/h)	FIR (cm/h)	IIR (cm/h)	II (cm)	CI (cm)	MWD _{wet} (mm)	GMD _{wet} (mm)	Θ _i (%)	Variables
								1.00	Θ _i
							1.00	0.35**	GMD _{wet}
						1.00	0.86**	0.40**	MWD _{wet}
				1.00	0.79**	0.39**	0.39**	0.11	CI
				1.00	0.79**	0.39**	0.39**	0.10	II
			1.00	1.00	0.79**	0.39**	0.39**	0.10	IIR
		1.00	0.60**	0.60**	0.87**	0.36**	0.37**	0.07	FIR
	1.00	0.87**	0.79**	0.79**	1.00**	0.47**	0.49**	0.11	MIR
1.00	0.74**	0.67**	0.51**	0.51**	0.74**	0.23*	0.31**	0.05	EID

BD: Bulke Density, n: Total Porosity, TRF: Total Rock Fragments, G: Gravel, Θ_i: Initial Moisture, GMD_{dry}: Geometric Mean Diameter Dry, MWD_{dry}: Mean Weight Diameter Dry, GMD_{wet}: Geometric Mean Diameter Wet, MWD_{wet}: Mean Weight Diameter Wet, CI: Cumulative Infiltration, II: Initial Infiltration, IIR: Initial Infiltration Rate, FIR: Final Infiltration Rate, MIR: Mean Infiltration Rate, EID: Effective Infiltration Depth.

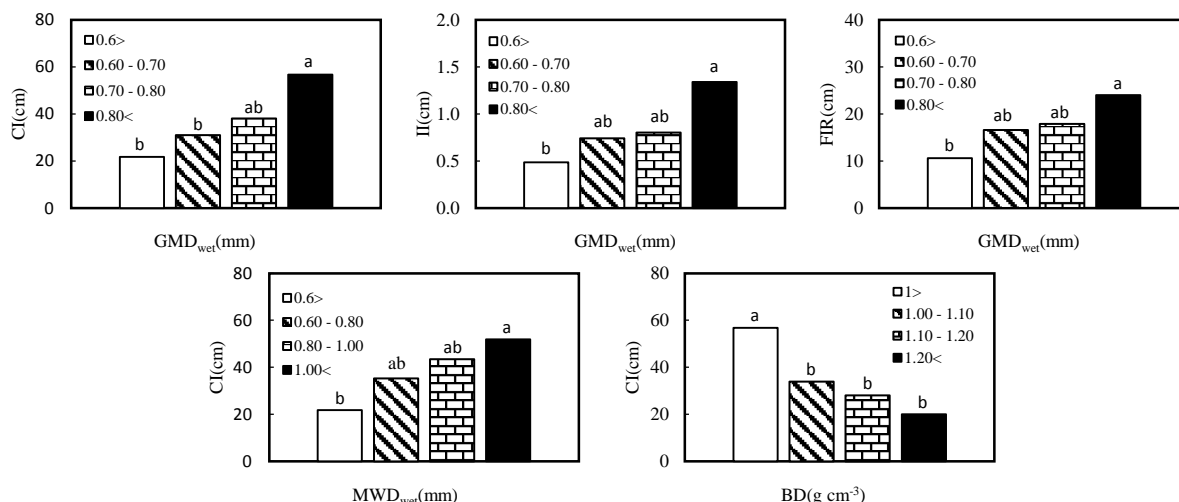
همبستگی معنی‌دار بین توزیع اندازه ذرات با ویژگی مختلف فیزیکی وجود داشت. این یافته مبین این است که توزیع اندازه ذرات علاوه بر اثر مستقیم، بیشترین اثر را به صورت غیرمستقیم و در ارتباط با سایر ویژگی‌های فیزیکی بر شاخص‌های نفوذ می‌گذارند. توزیع اندازه ذرات از راه اثرگذاری بر شاخص‌هایی مانند چگالی ظاهری، تخلخل و پایداری خاک‌دانه‌ها تأثیر قابل توجهی بر فرآیند نفوذ داشت. این امر اهمیت ویژگی توزیع اندازه ذرات را بیشتر نمایان می‌کند؛ بنابراین، این یافته اهمیت بنیادی ویژگی‌های بافتی و کانی‌شناسی خاک را در تحلیل فرآیندهای هیدرولوژیکی برجسته می‌سازد. نفوذ آب به خاک فرآیند بسیار پیچیده‌ای است و ویژگی‌های مختلف خاک به صورت مستقیم و غیرمستقیم بر آن اثرگذار هستند. آنچه که حائز اهمیت است برآیند اثر این ویژگی‌ها بر فرآیند نفوذ است.

نتایج نشان داد، BD با شاخص‌های مختلف نفوذ رابطه منفی معنی‌داری نشان داد. مقادیر ضریب همبستگی بین BD با نفوذ تجمعی، نفوذ اولیه، شدت نفوذ نهایی و شدت نفوذ متوسط به ترتیب برابر ۰/۴۷- (p < 0.01)، ۰/۳۸- (p < 0.05)، ۰/۴۲- (p < 0.05) و 0.05 < و ۰/۴۷- (p < 0.01) بود. در این راستا، Talat و همکاران (۲۰۲۵) نیز بیان کردند، افزایش چگالی ظاهری خاک (از ۱ به ۱/۴۰ گرم بر سانتی‌متر مکعب) می‌تواند منجر به کاهش محسوس شدت نفوذ شود. از طرف دیگر، چگالی ظاهری و درصد شن و سیلت به ترتیب با ضریب تبیین ۰/۴۹ و ۰/۵۱- در سطح احتمال ۵ درصد همبستگی معنی‌دار داشت. تخلخل کل خاک نیز با میانگین وزنی قطر خاک‌دانه‌ها در حالت مرطوب در سطح ۵ درصد معنی‌دار بود (p < 0.05). در بخش سنگی، بین TRF و G با GMD_{wet} ضرایب همبستگی ۰/۳۵ و ۰/۴۳- مشاهده شد که از نظر آماری معنی‌دار بودند. با بررسی‌های بیشتر مشخص شد

همبستگی بین شاخص‌های نفوذ و ویژگی‌های فیزیکی خاک

بیش از ۱ میلی‌متر بیشترین افزایش نفوذ اولیه را نشان داد، به طوری که در این سطح نسبت به بازه ۱ تا ۰/۸ میلی‌متر، نفوذ اولیه ۳۹/۴۶ درصد افزایش داشت. این موضوع بیانگر آن است که پایداری خاک‌دانه‌ها نقش مهمی در تسهیل یا محدودسازی نفوذ دارد و می‌تواند با ایجاد منافذ پیوسته‌تر و پایداری بیشتر در برابر تخریب ناشی از آب، موجب افزایش نفوذپذیری شوند (Bronick, Le Bissonnais, 1996; and Lal, 2005). تأثیر ساختمان خاک که عمدتاً توسط پایداری خاک‌دانه‌ها تعیین می‌شود، نقش کلیدی در نفوذپذیری دارد. یافته‌های این پژوهش با پژوهش‌های متعددی هم‌خوانی دارد. Kay و Angers (۱۹۹۹) نشان دادند که خاک‌دانه‌های پایدار با ایجاد منافذ درشت (قطر بزرگتر از ۳۰ میکرون) مسیری درشت‌تری در پیکره خاک برای نفوذ آب ایجاد می‌کنند. این پژوهشگران گزارش کردند که در خاک‌های با پایداری خاک‌دانه‌ای بالا، شدت نفوذ نهایی می‌تواند تا ۵ برابر بیشتر از خاک‌های با ساختمان تخریب شده باشد.

بر اساس نتایج تحلیل همبستگی پیرسون، سه ویژگی فیزیکی شامل BD، GMD_{wet} و MWD_{wet} ، بیشترین همبستگی را با شاخص‌های نفوذ آب در خاک نشان دادند. نمودارهای میله‌ای با سطوح مختلف میانگین BD، GMD_{wet} ، MWD_{wet} در ارتباط با CI، II و FIR در (شکل ۲) نمایش داده شده است. نتایج حاصل از تحلیل واریانس نشان داد که تفاوت میانگین نفوذ تجمعی در بین سطوح مختلف چگالی ظاهری از نظر آماری معنی‌دار است ($p < 0.01$). این یافته با پژوهش‌های پیشین (Hillel, 1998; Yilmaz et al., 2019) هم‌خوانی دارد و نشان می‌دهد که افزایش چگالی ظاهری می‌تواند با کاهش تخلخل مؤثر، حرکت عمقی آب را محدود سازد. GMD_{wet} نیز رابطه‌ی معنی‌داری با نفوذ تجمعی نشان داد ($p < 0.01$). همچنین، این ویژگی با نفوذ اولیه و شدت نفوذ نهایی در سطح احتمال ۵ درصد تفاوت معنی‌دار آماری داشت ($p < 0.05$). تفاوت بین سطوح MWD_{wet} ، برای نفوذ تجمعی در سطح احتمال یک درصد معنی‌دار بود ($p < 0.01$). این ویژگی همچنین با نفوذ اولیه تفاوت معنی‌دار نشان داد ($p < 0.05$), اما تفاوت معنی‌داری در رابطه با شدت نفوذ نهایی مشاهده نشد. نتایج نشان داد که در BD کمتر از ۱ گرم بر سانتی‌متر مکعب، نفوذ تجمعی نسبت به بازه ۱ تا ۱/۱۰ گرم بر سانتی‌متر مکعب، معادل ۳۴/۶۷ درصد افزایش داشت. این مقدار در مقایسه با BD بیش از ۱/۲۰ گرم بر سانتی‌متر مکعب، به طور چشمگیری بیشتر بوده و افزایشی نزدیک به دو برابر (۱۸۴/۱۷ درصد) را نشان داد. این نتایج با یافته‌های Assouline (2013) هم‌خوانی دارد؛ به طوری که آن‌ها گزارش کردند با افزایش چگالی ظاهری، هدایت هیدرولیکی اشباع و نفوذ کاهش می‌یابد. همچنین GMD_{wet} با افزایش از ۰/۶ میلی‌متر به بیش از ۰/۸ میلی‌متر، با افزایش ۶۱/۶۰ درصدی در نفوذ تجمعی همراه است. افزون بر این، با افزایش MWD_{wet} از کمتر از ۰/۶ به بیش از ۱ میلی‌متر، نفوذ تجمعی ۵۷/۹۲ درصد افزایش نشان داد. در بررسی سطوح مختلف GMD_{wet} ، سطح بیش از ۰/۸ میلی‌متر بیشترین تغییرات افزایشی در نفوذ اولیه را به خود اختصاص داد، به گونه‌ای که در این سطح نسبت به بازه قبلی (۰/۸-۰/۷ میلی‌متر) میزان نفوذ اولیه ۴۰ درصد و نسبت به سطح کمتر از ۰/۶ میلی‌متر، ۶۳/۶۶ درصد افزایش داشت. همچنین در بین سطوح مختلف MWD_{wet} ، سطح



شکل ۲- تغییرات نفوذ تجمعی (CI)، نفوذ اولیه (II) و شدت نفوذ نهایی (FIR) با ویژگی‌های چگالی ظاهری (BD)، میانگین هندسی قطر خاکدانه‌ها در حالت مرطوب (GMD_{wet}) و میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها در حالت مرطوب (MWD_{wet}). تحلیل واریانس یک‌طرفه در سطوح معنی‌داری ۵ و ۱ درصد است. حروف متفاوت بالای ستون‌ها بیانگر اختلاف معنی‌دار بین میانگین‌ها است.

Figure 2. Variations in cumulative infiltration (CI), initial infiltration rate (FIR) in relation to bulk density (BD), geometric mean diameter of soil aggregates under wet conditions (GMD_{wet}), and mean weight diameter of soil aggregates under wet conditions (MWD_{wet}). One-way analysis of variance (ANOVA) was performed at the 5% and 1% significance levels. Different letters above the bars indicate significant differences among means.

منجر به کاهش نفوذ آب به خاک می‌شود. همچنین رطوبت اولیه خاک نیز اثر منفی معنی‌دار بر شاخص‌های CI و II ($p < 0.05$) داشت. در این راستا Hino و همکاران (۲۰۲۵) نشان داده‌اند که افزایش رطوبت اولیه باعث کاهش اختلاف پتانسیل بین سطح و عمق خاک می‌شود؛ این موضوع به‌نوبه خود گرا دیان مکشی را کاهش داده و نفوذ را کاهش می‌دهد. در واقع، وقتی خاک خشک‌تر باشد، مکش ماتریک بیشتر است و آب سریع‌تر وارد خاک می‌شود، درحالی‌که در خاک مرطوب‌تر، آب سخت‌تر نفوذ می‌کند و بخشی از آن تبدیل به رواناب سطحی می‌شود. از میان سایر ویژگی‌های فیزیکی، TRF و GMD_{wet} نیز اثر مثبت و معنی‌داری بر FIR داشتند ($p < 0.05$). پژوهش (Cerdà, 2001) نیز این یافته‌ها را تأیید می‌کند؛ به‌طوری‌که ابراز داشتند، سنگریزه‌های خاک می‌توانند با افزایش تخلخل مؤثر و توسعه مسیرهای ترجیحی جریان، به بهبود نفوذ آب به خاک کمک کنند و این اثر به مقدار، اندازه و چگونگی توزیع سنگریزه‌ها نیز وابسته است؛ هرچند ممکن است در برخی از خاک‌ها بخش سنگریزه اثر منفی بر نفوذ داشته باشد. همچنین پژوهش‌های میدانی Zhang و همکاران (۲۰۲۰) در خاک‌های کشاورزی نشان داد که پایداری خاک‌دانه‌ها می‌تواند شدت نفوذ متوسط را تا ۴۰ درصد افزایش دهد. پژوهش‌های اخیر نیز نشان می‌دهند که روش‌های کشاورزی حفاظتی مانند شیار متقاطع، شخم همراه با زیرشکن یا کشت بدون شخم، می‌توانند پایداری خاک‌دانه‌ها را به‌طور قابل‌توجهی افزایش دهند و به دنبال آن نفوذ آب به خاک را بهبود بخشند (Xu ; Yang et al., 2024)

تحلیل رگرسیون رابطه شاخص‌های نفوذ و ویژگی‌های فیزیکی خاک

سه مدل رگرسیون چندگانه با هدف بررسی نظری ارتباط ویژگی‌های فیزیکی با شاخص‌های CI، II و FIR توسعه یافتند (روابط ۵، ۶ و ۷). با توجه به مقادیر ضریب هم‌خطی از میان ۱۲ ویژگی استاندارد شده ۱۱ ویژگی در مدل قرار گرفتند و بخش شن توزیع اندازه ذرات اولیه به علت هم‌خطی بیشتر از ۱۰ از مدل حذف شد. تحلیل رگرسیون چندگانه بین متغیرهای مستقل (ویژگی‌های فیزیکی خاک) و متغیر وابسته (شاخص‌های نفوذ) نشان داد ضریب همبستگی اصلاح‌شده ($R_{Adjusted}$) این مدل‌ها به ترتیب ۰/۴۲، ۰/۱۸ و ۰/۲۶ بود که بیانگر میزان همبستگی معنی‌دار (به ترتیب $p < 0.01$ ، $p < 0.05$ و $p < 0.01$) بین متغیرهای مستقل و وابسته بود. مقادیر R^2 مدل‌ها نیز به ترتیب ۰/۵۱، ۰/۳۱ و ۰/۳۹ تعیین شد که نشان می‌دهد مدل CI بیشترین و مدل II کمترین توان تعیین تغییرات شاخص‌ها را داشت. نتایج مدل رگرسیونی استاندارد شده نشان داد BD بیشترین اثر منفی را در نفوذ آب به خاک داشت و افزایش آن موجب کاهش مقادیر همه شاخص‌های نفوذ شد ($p < 0.05$ و $p < 0.01$). به‌طوری‌که ضرایب استانداردشده آن از -۰/۶۹، -۰/۵۱، -۱/۰۵ در CI و -۰/۷۴ در FIR متغیر بود. این یافته با نتایج پژوهش Talat و همکاران (۲۰۲۵) هم‌خوانی دارد. این پژوهش‌گران نشان داد که افزایش چگالی ظاهری با افزایش تراکم خاک سبب کاهش منافذ مؤثر و هدایت هیدرولیکی شده و

نیز با دشواری‌های زیادی روبه‌رو است. روش‌ها و شاخص‌های مختلف، ممکن است جنبه‌های متفاوت آن را نشان دهند، بنابراین مدل‌های رگرسیونی تنها بخشی از واریانس تغییرات نفوذ را تبیین می‌کنند و تحلیل ترکیبی و مقایسه چند شاخص برای درک کامل‌تر فرآیند ضروری است؛ و نفوذ آب را نمی‌توان به سادگی با یک مدل خطی و تک‌بعدی به طور کامل توضیح داد. در برخی پژوهش‌های مروری نیز بیان شده است که مدل‌های مختلف نفوذ هر یک با فرض‌های خاص در مورد خاک و شرایط مرزی ارائه شده‌اند و مدل‌سازی دقیق رفتار واقعی نفوذ آب در خاک‌های ناهمگن با ویژگی‌های متفاوت، هنوز یکی از چالش‌های تحقیقاتی مهم در هیدرولوژی و علوم خاک باقی‌مانده است (Morbidelli et al., 2018).

(et al., 2024). تخلخل کل به‌عنوان یک ویژگی ساختمانی و بخش سیلت توزیع اندازه ذرات اولیه به‌عنوان ویژگی ذاتی خاک، اثر منفی معنی‌داری بر شاخص CI داشتند ($p < 0.05$). به‌طور کلی ویژگی‌های فیزیکی و ساختمان خاک، شامل چگالی ظاهری، رطوبت اولیه، مقدار سنگریزه کل، توزیع اندازه ذرات اولیه و میانگین هندسی قطر خاک‌دانه‌ها محور اصلی کنترل نفوذ آب به خاک در روش رگرسیونی ترکیبی بودند. با این حال، باید توجه داشت که نفوذ آب به خاک یک فرآیند پیچیده و چندعاملی است که تحت تأثیر برهمکنش‌های غیرخطی بین ذرات خاک قرار دارد (Morbidelli et al., 2018). مدل‌های توسعه‌یافته اثرات ترکیبی متغیرهای فیزیکی خاک را بر نفوذ آب نشان می‌دهند. مدل‌سازی فرآیند نفوذ آب به خاک صرفاً بر اساس ویژگی‌های فیزیکی خاک

$$CI = 2.28e^{-16} + 0.37 \text{GMD}_{\text{wet}} + 0.02 \text{GMD}_{\text{dry}} + 0.15 \text{MWD}_{\text{dry}} - 0.49 n^* - 0.29 \text{Gravel} + 0.43 \text{TRF} - 0.11 \text{MWD}_{\text{wet}} - 1.05 \text{BD}^{**} - 0.28 \text{Silt}^* + 0.04 \text{Clay} - 0.37 \Theta_i^* \quad \text{رابطه (۵)}$$

$$R_{\text{Adjusted}} = 0.42 \quad R^2 = 0.51 \quad p < 0.01$$

$$II = 7.48e^{-19} + 0.29 \text{GMD}_{\text{wet}} + 0.13 \text{GMD}_{\text{dry}} + 0.14 \text{MWD}_{\text{dry}} - 0.30 n - 0.23 \text{Gravel} + 0.42 \text{TRF} - 0.11 \text{MWD}_{\text{wet}} - 0.69 \text{BD}^* - 0.11 \text{Silt} + 0.09 \text{Clay} - 0.36 \Theta_i^* \quad \text{رابطه (۶)}$$

$$R_{\text{Adjusted}} = 0.18 \quad R^2 = 0.31 \quad p < 0.05$$

$$FIR = 1.21e^{-16} + 0.53 \text{GMD}_{\text{wet}}^* - 0.27 \text{GMD}_{\text{dry}} + 0.32 \text{MWD}_{\text{dry}} - 0.29 n - 0.51 \text{Gravel} + 0.61 \text{TRF}^* - 0.18 \text{MWD}_{\text{wet}} - 0.74 \text{BD}^{**} - 0.19 \text{Silt} + 0.04 \text{Clay} - 0.27 \Theta_i \quad \text{رابطه (۷)}$$

$$R_{\text{Adjusted}} = 0.26 \quad R^2 = 0.39 \quad p < 0.01$$

نفوذ آب به خاک در مناطق نیمه‌خشک تأکید داشتند. نتایج رگرسیونی چندگانه نیز نشان داد ویژگی‌های فیزیکی خاک شامل چگالی ظاهری، رطوبت اولیه، سنگریزه، توزیع اندازه ذرات اولیه و میانگین هندسی قطر خاک‌دانه‌ها عوامل اصلی تعیین‌کننده نفوذ آب به خاک هستند. بر اساس یافته‌های این پژوهش، چند مسیر مطالعاتی برای توسعه و تکمیل پژوهش‌های آینده پیشنهاد می‌شود: (۱) نتایج این پژوهش حاکی از آن است که توزیع اندازه ذرات ممکن است با اثرگذاری بر ویژگی‌هایی مانند چگالی ظاهری، پایداری ساختمان خاک و تشکیل خاک‌دانه‌ها، نقشی غیرمستقیم و کلیدی در فرآیند نفوذ ایفا کند. پیشنهاد می‌شود در پژوهش‌های آینده با استفاده از مدل‌های علی مانند تحلیل مسیر یا مدل‌سازی ساختاری بررسی‌های دقیق‌تری صورت گیرد. (۲) بررسی اثر افق‌های مختلف در نفوذ آب به خاک می‌تواند در شناخت فرآیند نفوذ بسیار مؤثر باشد. (۳) استفاده از مدل‌های غیرخطی، روش‌های چندمتغیره پیشرفته و الگوریتم‌های یادگیری ماشین به همراه بررسی ترکیبی سایر ویژگی‌های خاک (شیمیایی

نتیجه‌گیری کلی

این پژوهش با هدف بررسی نقش برخی ویژگی‌های فیزیکی خاک در شاخص‌های نفوذ آب به خاک برای برخی خاک‌های منطقه نیمه‌خشک زنجان انجام شد. نتایج نشان داد که میانگین وزنی و میانگین هندسی قطر خاک‌دانه‌ها در حالت مرطوب (پایداری خاک‌دانه) و چگالی ظاهری، بیشترین همبستگی را با شاخص‌های نفوذ آب به خاک داشتند. تحلیل همبستگی پیرسون و رگرسیون چندگانه نیز نشان داد که این سه ویژگی از مهم‌ترین عوامل تعیین‌کننده در تبیین نفوذ آب به خاک محسوب می‌شوند. پایداری خاک‌دانه‌ها که با شاخص‌های میانگین وزنی و میانگین هندسی قطر خاک‌دانه‌ها در حالت مرطوب نیز سنجیده می‌شود، تأثیر مثبت و معنی‌دار بر نفوذ آب به خاک داشت، درحالی‌که چگالی ظاهری اثر منفی و قابل‌توجهی نشان داد. همچنین مشخص شد که توزیع اندازه ذرات خاک علاوه بر اثر مستقیم، نقش خود را بیشتر به‌صورت غیرمستقیم و با تغییر در ساختمان خاک مانند پایداری خاک‌دانه و تخلخل ایفا می‌کند. این یافته‌ها بر اهمیت توزیع اندازه ذرات و ساختمان خاک در فرآیند

و بیولوژیکی) می‌تواند روابط پیچیده‌تری را بین نفوذ و متغیرهای خاک آشکار سازد.

تشکر و قدردانی

نگارندگان این مقاله بر خود لازم می‌دانند از همکاری تجهیزاتی گروه علوم و مهندسی خاک و پشتیبانی مالی دانشگاه زنجان و همچنین از داوران محترم این مقاله که با نظرات و پیشنهادهای خود در ارتقای علمی آن تلاش می‌کنند، صمیمانه قدردانی نمایند.

References

1. Abu-Hamdeh, N.H., Abo-Qudais, S.A. and Othman, A.M. 2006. Effect of soil aggregate size on infiltration and erosion characteristics. *European Journal of Soil Science*, 57(5), 609-616. doi: 10.1111/j.1365-2389.2005.00743.x
2. Assouline, S. 2013. Infiltration into soils: Conceptual approaches and solutions. *Water Resources Research*, 49(4), 1755-1772. <https://doi.org/10.1002/wrcr.20155>
3. Assouline, S. 2006. Modeling the relationship between soil bulk density and the hydraulic conductivity function. *Vadose Zone Journal*, 5(2), 697-705. <https://doi.org/10.2136/vzj2005.0084>
4. ASTM. 2009. Standard test method for infiltration rate of soils in field using double-ring infiltrometer. D3385-09, ASTM International, West Conshohocken, PA.
5. Basset, C., Abou Najm, M., Ghezzehei, T., Hao, X. and Daccache, A. 2023. How does soil structure affect water infiltration? A meta-data systematic review. *Soil and Tillage Research*, 226, p.105577. <https://doi.org/10.1016/j.still.2022.105577>
6. Beck-Broichsitter, S., Rizvi, Z.H., Horn, R. and Wuttke, F. 2023. Effect of gravel content on soil water retention characteristics and thermal capacity of sandy and silty soils. *Journal of Hydrology and Hydromechanics*, 71(1), 1-10. <https://doi.org/10.2478/johh-2023-0001>
7. Beven, K. and Germann, P. 1982. Macropores and water flow in soils. *Water resources research*, 18(5). <https://doi.org/1311-1325>. 0043-1397/82/002 W- 1025 \$05.00
8. Blake, G.R. and Hartge, K.H. 1986. Bulk density. *Methods of soil analysis: Part 1 Physical and mineralogical methods*, 5, 363-375.
9. Blanco-Canqui, H. and Ruis, S.J. 2018. No-tillage and soil physical environment. *Geoderma*, 326, 164-200. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.03.011>
10. Bouwer, H. 1986. Intake rate: cylinder infiltrometer. *Methods of soil analysis: Part 1 Physical and Mineralogical Methods*, 5, 825-844.
11. Brady, N.C., and Weil, R.R. 2017. *The Nature and Properties of Soils*, 15th Edn (eBook).
12. Bronick, C.J., and Lal, R. 2005. Soil structure and management: a review. *Geoderma*, 124(1-2), 3-22. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.03.005>
13. Cerdà, A. 2001. Effects of rock fragment cover on soil infiltration, interrill runoff and erosion. *European Journal of Soil Science*, 52(1), 59-68. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2389.2001.00354.x>Digital Object Identifier (DOI)
14. Dane, J.H., and Topp, C.G. (Eds.). 2020. *Methods of soil analysis, Part 4: Physical methods*. John Wiley and Sons.
15. Feki, M., Ravazzani, G., Ceppi, A., Milleo, G. and Mancini, M. 2018. Impact of infiltration process modeling on soil water content simulations for irrigation management. *Water*, 10(7), p.850. DOI:10.3390/w10070850
16. Gómez, J.A., Giráldez, J.V., Pastor, M. and Fereres, E. 1999. Effects of tillage method on soil physical properties, infiltration and yield in an olive orchard. *Soil and Tillage Research*, 52(3-4), 167-175. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(99\)00078-1](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(99)00078-1)
17. Hillel, D. 1998. *Environmental Soil Physics* Academic Press. *San Diego, CA*.
18. Hillel, D. 2003. *Introduction to environmental soil physics*. Elsevier.
19. Hino, M., Odaka, Y., Nadaoka, K., and Sato, A. 1988. Effect of initial soil moisture content on the vertical infiltration process- A guide to the problem of runoff-ratio and loss. *Journal of Hydrology*, 102(1-4), 267-284. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(88\)90102-3](https://doi.org/10.1016/0022-1694(88)90102-3)
20. Lipiec, J., Medvedev, V.V., Birkas, M., Dumitru, E., Lyndina, T.E., Rouseva, S. and Fulajtar, E. 2003. Effect of soil compaction on root growth and crop yield in Central and Eastern Europe. *International agrophysics*, 17(2), 61-69.
21. Horton, R.E. 1940. An approach toward a physical interpretation of infiltration capacity. In *Soil science Society of America proceedings Vol. 5, No. 399-417*, p. 24. doi:10.2136/sssaj1941.036159950005000C0075X
22. IUSS Working Group. 2014. *World reference base for soil resources 2014. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps*. (No Title).

23. Jones, J. 2018. Soil analysis handbook of reference methods. CRC press.
24. Kay, B.P. and Angers, D.A. 1999. Soil structure. In 'Handbook of soil science'.(Ed. ME Sumner). A-229-A-276.(CRC Press: Boca Raton, USA.).
25. Lado, M., Paz, A. and Ben-Hur, M. 2004. Organic matter and aggregate size interactions in infiltration, seal formation, and soil loss. Soil Science Society of America Journal, 68(3), 935-942.
26. Le Bissonnais, Y. 2016. Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: I. Theory and methodology. European Journal of Soil Science, 67(1), 11-21. doi:10.1111/ejss.4_12311
27. Le Bissonnais, Y.L. 1996. Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: I. Theory and methodology. European Journal of Soil Science, 47(4), 425-437. doi:10.1111/j.1365-2389.1996.tb01843.x
28. Li Zhuo, L.Z., Wu Pute, W.P., Feng Hao, F.H., Zhao XiNing, Z.X., Huang Jun, H.J. and Zhuang WenHua, Z.W. 2009. Simulated experiment on effect of soil bulk density on soil infiltration capacity. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 25(6), 40-45.
29. Liu, H.L.T.W., Lei, T.W., Zhao, J., Yuan, C.P., Fan, Y.T. and Qu, L.Q. 2011. Effects of rainfall intensity and antecedent soil water content on soil infiltrability under rainfall conditions using the run off-on-out method. Journal of Hydrology, 396(1-2), 24-32.10.1016/j.jhydrol.2010.10.028
30. Lv, G. and Wu, X.Y. 2008. Review on influential factors of soil infiltration characteristics. Chinese Agricultural Science Bulletin, 24, 494-499. doi:10.11924/j.issn.1000-6850.20080196
31. Morbidelli, R., Corradini, C., Saltalippi, C., Flammini, A., Dari, J., and Govindaraju, R.S. 2018. Rainfall infiltration modeling: A review. Water, 10(12), 1873. doi:10.3390/w10121873.
32. Sedayeeazar, Z., Mohammadi, M. H., Asadi, H. 2025. The effect of gravel on the cumulative infiltration in two different soil textures. Iranian Journal of Soil and Water Research, 55(12), 2483-2498. doi: 10.22059/ijswr.2024.379854.669763. (in Persian)
33. Talat, A.E., Feng, R., Liu, G., Xie, J., Cai, Z. and Wang, J. 2025. Simulated experimental effect of bulk density on infiltration rate of China's loess plateau. Egyptian Journal of Soil Science, 65(1). doi:10.21608/ejss.2024.328370.1886.
34. Turner, E. 2006. Comparison of infiltration equations and their field validation by rainfall simulation. University of Maryland, College Park.
35. Vaezi, A.R., Behtari, M., and Foroumadi, M. 2019. Time variations of rainfall infiltration into the soil under the influence of soil initial moisture. Iranian Journal of Irrigation and Drainage, 13(3), 575-587. (in Persian)
36. Vaezi, A.R. 2018. Water Erosion: Processes and Models. 4th ed. University of Zanjan Press, Zanjan, Iran, 513. (in Persian)
37. Xu, C., Liu, W., Li, J., Wu, J., Zhou, Y. and Kader, R. 2024. Dynamic change of soil aggregate stability and infiltration properties during crop growth under four tillage measures in Mollisols region of northeast China. Frontiers in Earth Science, 12, p.1357467. doi:10.3389/feart.2024.1357467
38. Yang, T., Zhang, Z., Yu, P., Yin, Z., Li, A., Zhou, X., Qi, Z. and Wang, B. 2024. Soil aggregates and water infiltration performance of different water and soil conservation measures on phaeozems sloping farmland in northeast China. Agronomy, 14(10), p.2410. doi:10.3390/agronomy14102410.
39. Yavari, M., Mohammadi, M. H., Shahbazi, K. 2021. Comparison of some methods for measuring primary soil particle size distribution and introducing appropriate times for the four-reading method for determining soil texture. Iranian Journal of Soil and Water Research, 51(12), 2999-3015. doi: 10.22059/ijswr.2020.310061.668738. (in Persian)
40. Yavari, M., Mohammadi, M., Shahbazi, K. 2020. The effect of cement removal in measuring the texture of Iran soils. Iranian Journal of Soil and Water Research, 51(8), 1947-1958. doi: 10.22059/ijswr.2020.280297.668188. (in Persian)
41. Yılmaz, E., Çanakçı, M., Topakçı, M., Sönmez, S., Ağsaran, B., Alagöz, Z., Çıtak, S. and Uras, D.S. 2019. Effect of vineyard pruning residue application on soil aggregate formation, aggregate stability and carbon content in different aggregate sizes. Catena, 183, p.104219. doi:10.1016/j.catena.2019.104219
42. Zeng, J., Fei, L.J. and Pei, Q.B. 2017. Influence of soil bulk density on soil water infiltration characteristics in water vertical

- movement. Journal of Drainage and Irrigation Machinery Engineering, 12(35), 1081-1087.
doi:10.3969/j.issn.1674-8530.16.0294
43. Zewide, I. 2021. Review paper on effect of natural condition on soil infiltration. Chemistry, 7(1), 34-41p. doi: 10.37628/IJGC
44. Zhang, H., Niu, L.A., Hu, K., Hao, J., Li, F., Gao, Z. and Wang, X. 2020. Influence of tillage, straw-returning and mineral fertilization on the stability and associated organic content of soil aggregates in the North China Plain. Agronomy, 10(7), p.951. doi: 10.3390/agronomy10070951



Changes in Soil Evaporation Intensity in Sandy and Sandy Clay Loam Soils as Affected by Inoculation with *Bacillus velezensis*

Zahra Karimzadeh^{a*}, Mohammad Hossein Mohammadi^{a*} , and Hossein Besharati^b

^a Department of Soil Sciences and Engineering, College of Agriculture and Natural Resources, University of Tehran, Karaj, Iran.

^b Soil and Water Research Institute (SWRI), Agricultural Research Education and Extension Organization (AREEO), Karaj, Iran.

Article Info

Article Type

Research Article

Received

November 12, 2025

Revised

December 27, 2025

Accepted

January 10, 2026

Published online

March 16, 2026

Keywords

bare-soil Evaporation,
inverse modeling,
poly-gamma-glutamic acid,
soil hydraulic properties

*Corresponding author's email

mhmohmad@ut.ac.ir

Extended Abstract

Background and Objectives: Direct evaporation from bare soil is a major pathway of “green water” loss in arid and semi-arid regions, and reducing it can improve agricultural water use efficiency. In this study, the effect of inoculating the γ -PGA-producing plant growth-promoting rhizobacterium *Bacillus velezensis* on evaporation intensity and key hydraulic indicators was evaluated in two contrasting soil textures: sand and sandy clay loam. A complementary objective was to use HYDRUS-1D inverse modelling as an analytical tool to estimate effective hydraulic parameters and interpret shifts in evaporation regime after inoculation.

Materials and Methods: A column experiment was conducted using PVC cylinders (15 cm height, 4.5 cm internal diameter) packed with a sandy soil (S) and a sandy clay loam (SCL). Treatments consisted of a distilled-water control (C) and two inoculum levels, with volumetric suspension-to-water ratios of 1:5 and 1:10, corresponding to approximately 8×10^8 and 4×10^8 CFU mL⁻¹, respectively. Columns were saturated from the bottom with the assigned solution and then exposed to laboratory evaporation for 10–11 days, while daily mass loss was recorded and converted to cumulative evaporation. The cumulative evaporation time series for each column were used in HYDRUS-1D (Richards equation with van Genuchten–Mualem functions) to inversely estimate θ_r , θ_s , α , n , and K_s . From the fitted parameters, dynamic soil–water indicators such as characteristic evaporation length (Lc), matric potential at field capacity (Ψ_{FC}), characteristic time to reach field capacity (t_{FC}) and an effective mean unsaturated hydraulic conductivity (k_m) were derived to diagnose the mechanisms underlying evaporation changes.

Results: Bacterial inoculation suppressed cumulative evaporation in both textures, with markedly larger effects in the sand: after 11 days, S-B1:5 and S-B1:10 reduced evaporation by 40.5% and 54.4% versus S-C (3.12 cm \rightarrow 1.85 cm and 1.42 cm), while SCL-B1:5 and SCL-B1:10 achieved 6.9% and 12.1% reductions versus SCL-C (3.62 cm \rightarrow 3.38 and 3.19 cm). HYDRUS-1D reproduced dynamics with high fidelity ($R^2 = 0.996$ – 0.999 ; low bias/error), enabling robust parameter inference. In the sand, inoculation transformed evaporation from step-like capillarity control into smoother diffusion-dominated trends via near-surface γ -PGA biofilm, disrupting capillary continuity. Metrics confirmed this: Lc decreased (26.5 \rightarrow 17.6 \rightarrow 15.4 cm), t_{FC} increased (0.32 \rightarrow 0.40 \rightarrow 0.52 days), and Ψ_{FC} declined (36.2 \rightarrow 21.4 \rightarrow 19.7 cm). SCL showed modest but evident effects, with higher inoculum reducing Lc (\sim 18 cm) and extending t_{FC} (\sim 4.5 days). The 1:10 inoculum often outperformed 1:5, indicating self-limitation at higher densities constraining γ -PGA efficacy. γ -PGA biofilms reshape hydraulic networks, shifting coarse sands from capillary-to diffusion-limited evaporation, which was captured by VGM parameters and dynamic indicators (Lc \downarrow , tFC \uparrow). Coarser textures yielded greater gains, aligning with capillary theory.

Conclusion: In conclusion, the results support the potential of *Bacillus velezensis* inoculation as a “bioengineering” strategy to suppress bare-soil evaporation, particularly in coarse-textured soils where green-water conservation is most critical. The observed non-monotonic response to inoculum level highlights the need to optimise dosage with respect to soil texture and target process. Given the laboratory column scale of this proof-of-concept, field-scale validation and explicit quantification of γ -PGA/EPS production are recommended to refine the mechanistic interpretation and to develop practical guidelines for the use of *B. velezensis* in water-limited cropping systems.

Cite this article: Karimzadeh, Z., Mohammadi, M.H., Besharati, H., 2026. Changes in Soil Evaporation Intensity in Sandy and Sandy Clay Loam Soils as Affected by Inoculation with *Bacillus velezensis*. Research Article, *Journal of Soil Research*, 39 (4), pp 437-453.



DOI: <https://doi.org/10.22092/IJSR.2026.371357.799>

Publisher: Soil Science Society of Iran



تغییرات شدت تبخیر از خاک شنی و لوم رسی شنی در اثر باکتری باسیلوس ولزنسیس

زهرا کریمزاده^۱، محمدحسین محمدی^{۱*} و حسین بشارتی^۲

^۱ گروه علوم و مهندسی خاک، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه تهران، کرج، ایران.

^۲ مؤسسه تحقیقات خاک و آب (SWRI)، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی (AREEO)، کرج، ایران.

اطلاعات مقاله	چکیده
نوع مقاله: مقاله پژوهشی	در این پژوهش اثر تلقیح باکتری <i>Bacillus velezensis</i> تولیدکننده پلیمر γ -PGA، بر شدت تبخیر از دو خاک با بافت‌های شنی و لومی رسی شنی، به صورت آزمایشگاهی، بررسی گردید. آزمایش‌ها در ستون‌های PVC با سه تیمار شامل، شاهد (آب)، تلقیح نسبت ۱:۵ و ۱:۱۰ سوسپانسیون به آب با جمعیت‌های 4×10^8 و 8×10^8 (CFU ⁻¹ mL) اجرا شد و میزان تبخیر از خاک طی ۱۰ الی ۱۱ روز با وزن کردن روزانه پایش شد. شبیه‌سازی با نرم‌افزار HYDRUS-1D انجام و پارامترهای هیدرولیکی به همراه شاخص‌های دینامیک آب خاک، شامل؛ مکش و رطوبت ظرفیت زراعی و طول مشخصه تبخیر با استفاده از حل معکوس برآورد شد. نتایج نشان داد که تلقیح باکتری، تبخیر تجمعی را در هر دو خاک کاهش داد و این اثر در خاک شنی بیشتر از لوم‌رسی شنی بود. در اثر تلقیح خاک با باکتری باسیلوس ولزنسیس، میانگین وزنی هدایت هیدرولیکی و طول مشخصه تبخیر (LC) و پتانسیل ماتریک بحرانی ظرفیت مزرعه (ΨFC) کاهش و زمان مشخصه رسیدن به ظرفیت مزرعه (tFC) افزایش یافت. تغییرات ویژگی‌های هیدرولیکی خاک نیز با تراکم جمعیت باکتری تلقیح‌شده غیرخطی بود و کارایی غلظت پایین‌تر باکتری در کاهش تبخیر در برخی شرایط بیشتر بود که احتمال خودمهارگری در تراکم‌های بالاتر را نشان می‌دهد. این یافته‌ها ظرفیت مهندسی زیستی برای مهار تبخیر و بهبود آب سبز در خاک‌های درشت‌دانه را تأیید کرد. توصیه می‌شود مطالعات آینده اعتبارسنجی مزرعه‌ای و تعیین دوز بهینه را مورد بررسی قرار دهند.
تاریخ دریافت: ۱۴۰۴/۰۸/۲۱	
تاریخ بازنگری: ۱۴۰۴/۱۰/۰۶	
تاریخ پذیرش: ۱۴۰۴/۱۰/۲۰	
تاریخ انتشار: ۱۴۰۴/۱۲/۲۵	
واژه‌های کلیدی پلی‌گاما گلوتامیک اسید، تبخیر، خواص هیدرولیکی خاک، مدل‌سازی معکوس	
* ایمیل نویسنده مسئول mhmohmad@ut.ac.ir	

استناد: کریمزاده، ز.، محمدی، م.ح.، بشارتی، ح.، ۱۴۰۴. تغییرات شدت تبخیر از خاک شنی و لوم رسی شنی در اثر باکتری باسیلوس ولزنسیس. مقاله

پژوهشی، نشریه پژوهش‌های خاک، (۴) ۳۹، ص ۴۳۷-۴۵۳.

DOI: <https://doi.org/10.22092/IJSR.2026.371357.799>



مقدمه

در عصر حاضر تأمین امنیت آبی و غذایی و توسعه پایدار کشاورزی با چالش‌های پیچیده و چندوجهی از جمله کمبود منابع آبی شیرین و تخریب وسیع خاک مواجه است؛ به طوری که رشد جمعیت جهانی و افزایش مصرف محصولات کشاورزی فشار بی‌سابقه‌ای بر تولید مواد غذایی و مدیریت محدود منابع آب وارد نموده است (de Souza et al., 2021; Bangira, 2018; Moradi et al., 2021). این معضل در مناطق خشک و نیمه‌خشک شدت بیشتری دارد، جایی که کشاورزی به‌عنوان مصرف‌کننده عمده منابع آبی، نیازمند بهینه‌سازی مصرف و کاهش اتلاف آب است (Diallo et al., 2024; Sharma et al., 2025). در این زمینه، مفهوم «آب سبز» یعنی رطوبت ذخیره‌شده در خاک به‌عنوان مهم‌ترین منبع آب قابل‌دستیابی مطرح شده است و به همین دلیل دانش و فناوری‌هایی که توان خاک را در حفظ و انتقال مؤثر این آب افزایش می‌دهند، از اهمیت بالایی برخوردارند (Rockström et al., 2009; Sposito, 2013). در این میان، بخش قابل‌توجهی از آب سبز پیش از آن‌که در اختیار گیاه قرار گیرد، در مسیرهای مختلف از سامانه خاک-گیاه-اتمسفر اتلاف می‌شود که تبخیر مستقیم از سطح خاک یکی از مهم‌ترین آن‌هاست (Stewart and Peterson, 2015). تبخیر از سطح خاک می‌تواند بیش از نیمی از کل آب ورودی به خاک را قبل از جذب توسط ریشه‌ها به اتمسفر بازگرداند (Zheng et al., 2018). فرآیند تبخیر از خاک به‌صورت دو مرحله‌ای عمل می‌کند (Hillel, 2003; Assouline and Or, 2013). در مرحله اول که عمدتاً تحت کنترل انرژی خورشیدی و تقاضای اتمسفری است، آب لازم برای تبخیر بدون محدودیت تأمین شده و نرخ تبخیر تقریباً ثابت است. در مرحله دوم که پس از خشک شدن لایه سطحی خاک آغاز می‌شود، شدت تبخیر با گذشت زمان کاهش می‌یابد. تغییرات شدت تبخیر به توانایی خاک در انتقال مویینه‌ای آب از لایه‌های زیرین به سطح و انتقال بخار و الگوی خشک شدن در عمق‌های مختلف پروفیل وابسته است؛ بنابراین خشک شدن صرفاً به یک لایه بسیار سطحی محدود نمی‌شود (Chenu et al., 1993; Carminati et al., 2010). در این مرحله، ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک به‌ویژه توزیع اندازه ذرات و منافذ، نقش کلیدی در حفظ پیوستگی جریان آب ایفا می‌کنند (Assouline and Or, 2013; Zheng et al., 2018). در پی تبخیر آب، خاک‌های با بافت درشت به دلیل داشتن منافذ بزرگ و نیروی مویینی ضعیف، سریع‌تر خشک شده و زودتر وارد مرحله دوم می‌شوند؛ اما خاک‌های رسی با بافت ریز و منافذ کوچک، پیوستگی جریان آب را برای مدت طولانی‌تری حفظ کرده و در

زمان‌های طولانی تبخیر جمعی بیشتری دارند (Zheng et al., 2018). به طور کلی هر عاملی مانند تفاوت اندازه کوچکترین بزرگترین منفذ و نحوه قرار گرفتن آب در منافذ که بر پیوستگی جریان آب و یا به عبارت دیگر اتصال هیدرولیکی آب منافذ مختلف تأثیر بگذارد، تأثیر مستقیمی بر شدت تبخیر آب از خاک و بهبود نگهداشت آب در خاک دارد. (Assouline and Or, 2013; Mekonnen and Hoekstra, 2011).

یکی از رویکردهای نوین در مهندسی زیستی خاک، استفاده از باکتری‌های محرک رشد گیاه (PGPR)^۱ است که با ترشح پلیمرهای خارج‌سلولی (EPS)^۲، علاوه بر تحریک رشد گیاه، ساختار خاک را نیز اصلاح و ظرفیت نگهداری آب را افزایش می‌دهند (Glick, 2012). EPSها، پلیمرهای زیست‌تخریب‌پذیر و آب دوستی هستند که می‌توانند با ایجاد پل‌های بین ذرات خاک، افزایش پایداری خاک‌دانه‌ها و در پی آن افزایش تخلخل درشت، خاصیت نگهداری آب خاک را بهبود بخشند (Rosenzweig et al., 2012; Zheng et al., 2018). علاوه بر این، EPS- در حالت خشک می‌توانند با ایجاد آب‌گریزی در سطح ذرات خاک و نیز تغییر خواص فیزیکی و شیمیایی آب مانند گرانبوی و کشش سطحی، قابلیت هدایت هیدرولیکی غیراشباع را کاهش داده و شدت تبخیر را تغییر دهند (Felde et al., 2018; Lei et al., 2025). در این میان *Bacillus velezensis* به‌عنوان یک باکتری محرک رشد گیاه شناخته می‌شود (Glick, 2012)، سویه‌های این گونه توانایی تولید بیوپلیمرهای متنوع از جمله EPS و γ -PGA را دارند (Moghannem et al., 2018; Guo et al., 2025). همچنین، باکتری *Bacillus velezensis* به‌عنوان یکی از مهم‌ترین گونه‌های PGPR، توانایی تولید پلیمر زیست‌تخریب‌پذیر پلی گاما گلوتامیک اسید (γ -PGA^۳) را دارد (Guo et al., 2025). این پلیمر با خواص آبدوستی بالا و ویژگی ژل‌مانند، اتصال هیدرولیکی بین منافذ خاک را بهبود می‌بخشد و ظرفیت نگهداری و انتقال آب را در خاک‌های شنی و رسی افزایش می‌دهد (Lehmann et al., 2008; Chamizo et al., 2013). مطالعات نشان داده‌اند که تلقیح خاک با سویه‌های *Bacillus-velezensis* موجب افزایش مقدار آب خاک، بهبود تشکیل خاکدانه‌ها و کاهش تبخیر جمعی می‌شود (Zheng et al., 2018; Lei et al., 2025). نقش مهمی در تعدیل ویژگی‌های هیدرولیکی خاک بازی می‌کند؛ اما درک کامل سازوکار آن در اقلیم‌ها و بافت‌های مختلف خاک نیازمند مطالعات بیشتری است (Guo et al., 2018). مشکلات زیادی در کمی‌سازی ویژگی‌های هیدرولیکی خاک‌های تیمار شده با γ -PGA وجود دارد؛ به‌ویژه پارامترهای تبیین‌کننده ویژگی‌های هیدرولیکی و معیارهای

³Poly-gamma-glutamic acid¹Plant Growth-Promoting Rhizobacteria²Extracellular Polymeric Substances

دستیابی به دانه‌بندی کنترل شده (شن متوسط تا درشت)، خاک شنی با دقت بالا از الک‌های ۱ میلی‌متر و ۰/۵ میلی‌متر عبور داده شد. پس از آماده‌سازی، ستون‌های آزمایشگاهی - PVC با قطر داخلی ۴/۵ سانتی‌متر و ارتفاع ۱۵ سانتی‌متر که انتهای آن‌ها بسته و مجهز به یک شیر زهکش بود، با نمونه‌های خاک پر شدند (شکل ۱). همچنین جرم مخصوص ظاهری در همه ستون‌ها به شرح زیر یکسان گردید. خاک به صورت لایه‌لایه در ستون‌های PVC ریخته شد و هر لایه با جرم مشخص و کوبش یکنواخت تا رسیدن به چگالی ظاهری هدف متراکم گردید تا بدین ترتیب جرم مخصوص ظاهری در تمامی تیمارها و تکرارها در یک بازه ثابت ایجاد شود. اندازه‌گیری منحنی رطوبتی در نمونه‌های بدون تیمار باکتریایی (شاهد) انجام شد. برای اندازه‌گیری مکش ماتریک تا ۱۰۰ سانتی‌متر آب از دستگاه جعبه شنی، برای مکش‌های تا ۳۰۰۰ سانتی‌متر آب از دستگاه صفحات فشاری و برای مکش‌های تا ۱۵۰۰۰ سانتی‌متر آب از دستگاه غشای فشاری استفاده شد. این اندازه‌گیری‌ها برای هر نمونه خاک شاهد در سه تکرار انجام شد. برای برازش منحنی رطوبتی اندازه‌گیری شده بر داده‌های به دست آمده از معادله ون‌گنوختن-معلم (رابطه ۱) (Van Genuchten, 1980) و نرم‌افزار RETC نسخه 6.02 استفاده شد (van Genuchten et al., 1991).

رابطه (۱)

$$\theta = \theta_r + \frac{\theta_s - \theta_r}{\left[1 + (\alpha h)^n\right]^{\frac{1-1/n}{n}}}$$

θ_r رطوبت باقیمانده خاک (cm^3/cm^3)، θ_s رطوبت اشباع خاک (cm^3/cm^3)، h مکش ماتریک خاک (cm)، α پارامتر دارای بعد معکوس طول (cm^{-1}) است که به‌طور تقریبی با عکس مکش ورود هوا آب مرتبط است و n -پارامتر شکل منحنی است که شیب و کشیدگی بخش گذار منحنی نگهداشت آب را کنترل می‌کند. جدول ۱ برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی این دو خاک را نشان می‌دهد.

جدول ۱- برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک‌های مورد مطالعه

Table 1. Some physical and chemical properties of the studied-soils

مقدار رس	مقدار سیلت	مقدار شن	کربنات کلسیم	ماده آلی	pH	بافت خاک
Clay	Silt	Sand-	Calcium carbonate	Organic matter		Soil texture
g/kg	(0.05-0.002mm) g/kg	g/kg	g/kg	g/kg	(-)	
32.8	45.6	921.6	0	0	6.9	شنی Sandy Soil
272.8	146.5	580.7	16.89	58.5	8.04	لوم رسی شنی Sandy Clay Loam soil

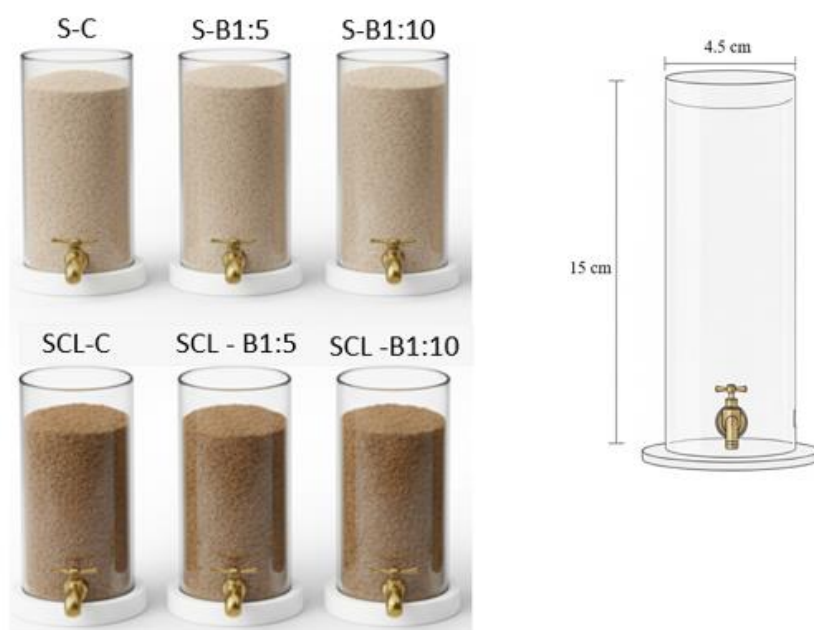
پویایی آب خاک در اثر تلقیح با *B. velezensis* بررسی نشده است (Šimůnek et al., 2008; Kaniz et al., 2023). علاوه بر این، مدل‌سازی تبخیر از خاک‌های اصلاح‌شده با پلیمرهای بیولوژیکی با HYDRUS-1D و روش معکوس پارامترها نیازمند مطالعات بیشتر است (Rosenzweig et al., 2012; Dettmann et al., 2019). در حالی که مطالعات قبلی یا اثر PGPR مانند *B. subtilis* را بر تبخیر ارزیابی کرده‌اند (Zheng et al., 2018) یا تولید γ -PGA توسط *B. velezensis* را گزارش کرده‌اند (Moghannem et al., 2018; Guo et al., 2025)، این مطالعه برای اثر یک سویه *B. velezensis* (SAM96) تولیدکننده γ -PGA را بر تبخیر خاک لخت و پارامترهای هیدرولیکی با واسنجی معکوس توسط HYDRUS-1D در دو بافت متفاوت (شنی و لوم رسی شنی) ارزیابی می‌کند. پژوهش حاضر به ارزیابی آزمایشگاهی تأثیر پلی‌گاما گلوتامیک اسید تولیدشده توسط *Bacillus velezensis* بر تبخیر از خاک می‌پردازد. اهداف اصلی این مطالعه عبارتند از: (۱) بررسی تأثیر تلقیح *Bacillus velezensis* بر شدت تبخیر و پارامترهای هیدرولیکی در دو بافت شنی و لوم رسی و (۲) به‌کارگیری مدل‌سازی معکوس با نرم‌افزار HYDRUS-1D به‌عنوان ابزار تحلیلی برای برآورد پارامترهای هیدرولیکی برای تشریح تغییرات رژیم تبخیر.

مواد و روش‌ها

این مطالعه در دو بافت خاک، خاک شنی و خاک لوم رس شنی انجام شد. پس از نمونه‌برداری خاک از مزرعه، نمونه‌ها به آزمایشگاه منتقل و در دمای اتاق به‌صورت هوا خشک آماده شدند. ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی پایه، شامل بافت خاک، کربنات کلسیم، pH و کربن آلی، با استفاده از روش‌های رایج تجزیه خاک تعیین گردیدند (جدول ۱) (Sparks, 1998; Dane and Topp, 2020). برای اطمینان از همگنی و حذف مواد درشت، نمونه‌های خاک الک شدند؛ به طوری که خاک لوم رس شنی از الک ۲ میلی‌متر عبور داده شد. به منظور ایجاد یکنواختی بالا و

برای انجام آزمایش تبخیر از مجموع شش ستون PVC با ابعاد ذکر شده و به ترتیب زیر استفاده شد: سه ستون با خاک شنی (S) و سه ستون با خاک لوم رسی شنی (SCL) پر شدند. تیمارهای آزمایشی شامل نوع خاک و جمعیت مایه تلقیح بودند (جدول ۲). ستون‌ها از پایین با استفاده از آب مقطر یا سوسپانسیون باکتریایی مربوطه به آرامی اشباع شدند. در طی اشباع‌سازی از پایین، جریان صعودی پایدار به مدت ۲۴ ساعت برقرار بود، به طوری که آب از تمام ارتفاع ستون عبور کرده و هوای محبوس را جایگزین نمود. ستون‌های خاک بلافاصله بعد از اشباع توزین شده و در محیط آزمایشگاه و در معرض تبخیر قرار گرفتند. میزان تبخیر برای هر ستون از طریق اندازه‌گیری کاهش وزن با استفاده از ترازوی دیجیتال با دقت ۰/۰۱ گرم در طول ۱۱ روز انجام شد-کاهش جرم ستون‌ها در هر روز به ارتفاع معادل ستون آب (سانتی‌متر) تبدیل شد و سری زمانی تبخیر تجمعی حاصل، به‌عنوان داده ورودی برای مدل‌سازی معکوس در HYDRUS-1D به کار رفت. همچنین مقدار دما و رطوبت نسبی هوای آزمایشگاه نیز ثبت گردید. شکل ۱، شمای کلی سیستم آزمایشی را نشان می‌دهد.

در این پژوهش باکتری *Bacillus velezensis* سویه SAM96 از موسسه تحقیقات خاک و آب کشور تهیه شد. این سویه در محیط کشت شیب‌دار نوترینت آگار در دمای ۴ درجه سلسیوس نگهداری شد. برای آماده‌سازی مایه تلقیح، یک کلونی منفرد به ۱۰۰ میلی‌لیتر نوترینت برات استریل منتقل شد و به مدت ۷۲ ساعت در دمای ۲۸ درجه سانتی‌گراد و با سرعت چرخش ۱۵۰ دور در دقیقه انکوبه گردید. جمعیت اولیه سوسپانسیون باکتریایی برابر با 5×10^9 CFU/ml بود که به منظور کاهش غلظت، رقیق‌سازی انجام شد. به این منظور، بخشی از سوسپانسیون اولیه به نسبت ۱:۱۰ رقیق و جمعیت نهایی آن به 4×10^8 CFU/ml تنظیم شد و بخش دیگری به نسبت ۱:۵ رقیق و جمعیت نهایی آن به 8×10^8 CFU/ml تنظیم گردید. شمارش جمعیت باکتری با استفاده از روش شمارش مستقیم در پلیت حاوی نوترینت آگار اندازه‌گیری شد (Shi et al., 2025). سوسپانسیون‌های تازه به صورت روزانه تهیه شده و بلافاصله برای اعمال در ستون‌های خاک استفاده شدند.



شکل ۱- نمای کلی از ستون‌های تبخیر مورد استفاده در آزمایش، شامل دو بافت خاک شنی (S) و لوم رسی شنی (SCL) با سه تیمار: آب مقطر بدون باکتری (C) و تلقیح باکتریایی *Bacillus velezensis* با نسبت حجمی سوسپانسیون باکتریایی به آب ۱:۵ با جمعیت 8×10^8 CFU mL^{-1} و نسبت ۱:۱۰ (B1:10) با جمعیت 4×10^8 CFU mL^{-1} در ستون‌های PVC با ارتفاع ۱۵ سانتی‌متر و قطر داخلی ۴٫۵ سانتی‌متر.

Figure 1. Overview of the evaporation columns used in the experiment, including two soil textures, sand (S) and sandy clay loam (SCL), with three treatments: distilled water without bacteria (C) and bacterial inoculation with *Bacillus velezensis* at volumetric suspension-to-water ratios of 1:5 (B1:5; 8×10^8 CFU mL^{-1}) and 1:10 (B1:10; 4×10^8 CFU mL^{-1}), in PVC columns with a height of 15 cm and an internal diameter of 4.5 cm.

جدول ۲- طرح تیمارهای آزمایشی اعمال شده بر ستون‌های تبخیر از خاک
Table 2. Experimental treatments applied to the soil evaporation columns

کد تیمار Treatment code	جمعیت باکتری Bacterial-population(CFU/ml)	نام تیمار Treatment name
S-C	0-	خاک شنی با آب خالص Sandy soil with distilled water
S-B1:5	8×10^8 -	خاک شنی با تلقیح باکتریایی ۱:۵ Sandy soil with bacterial inoculation 1:5
S-B1:10	4×10^8 -	خاک شنی با تلقیح باکتریایی ۱:۱۰ Sandy soil with bacterial inoculation 1:10
SCL-C	0-	خاک لوم رسی شنی با آب خالص Sandy clay loam soil with distilled water
SCL - B1:5	8×10^8 -	خاک لوم رسی شنی تلقیح باکتریایی ۱:۵ Sandy clay loam soil with bacterial inoculation 1:5
SCL -B1:10	4×10^8	خاک لوم رسی شنی تلقیح باکتریایی ۱:۱۰ Sandy clay loam soil with bacterial inoculation 1:10

به منظور تحلیل ساز و کار تبخیر از خاک تلقیح شده، پارامترهای هیدرولیکی برآورد شده ($\theta_s, \theta_r, \alpha, n, K_s$) برای محاسبه شاخص‌های دینامیک برهم‌کنش آب و خاک طول مشخصه تبخیر (LC) و پتانسیل ماتریک بحرانی ظرفیت مزرعه ($-\psi_{FC}$)، با استفاده از روابط ارائه شده توسط Lehmann و همکاران (۲۰۰۸)، Or و Assouline (۲۰۱۴) استفاده شدند.

$$LC = \frac{1}{\alpha(n-1)} \left(\frac{2n-1}{n} \right)^{\frac{2n-1}{n}} \left(\frac{n-1}{n} \right)^{\frac{1-n}{n}} \quad (1)$$

$$\psi_{FC} = \frac{1}{\alpha} \left(\frac{n-1}{n} \right)^{\frac{(1-2n)}{n}} \quad (2)$$

اشباع مؤثر متناظر S در ظرفیت زراعی (S_{FC}) از رابطه‌ی زیر محاسبه شد:

$$S_{FC} = \left[1 + \left\{ \left(\frac{n-1}{n} \right)^{(1-2n)} \right\}^{\frac{(1-n)}{n}} \right] \quad (3)$$

آب قابل زهکشی در ظرفیت زراعی، Q_{FC} ، به صورت زیر تعیین گردید:

$$Q_{FC} = z(\theta_s - \theta_r)(1 - S_{FC}) \quad (4)$$

که در آن z (m) عمق خاک است. زمان مشخصه برای رسیدن به ظرفیت زراعی (τ_{FC}) به صورت نسبت آب قابل زهکشی به هدایت هیدرولیکی متناظر، q_{FC} ، تعریف شد:

$$\tau_{FC} = \frac{Q_{FC}}{q_{FC}} \quad (5)$$

مدل‌سازی حرکت آب در ستون‌های خاک با حل عددی معادله یک‌بعدی ریچاردز در نرم‌افزار HYDRUS-1D و با استفاده از مدل ون‌گنوختن معلم صورت گرفت. این پژوهش، به‌عنوان یک مطالعه اثبات مفهوم^۴ در مقیاس ستون، از طرح تحقیق فرآیندگرا با ستون‌های تک‌نمونه‌ای برای هر تیمار بهره گرفت (Schindler et al., 2010). در این راستا، داده‌های سینتیک تبخیر تجمعی هر ستون به صورت مجزا به عنوان داده‌های مشاهده‌شده در نرم‌افزار HYDRUS-1D استفاده شدند (Shoaibi Nobariyan et al., 2025). ابزار تحلیلی اصلی، حل معکوس^۵ معادله ریچاردز است که امکان می‌دهد تا پارامترهای هیدرولیکی منحنی مشخصه آب و هدایت هیدرولیکی غیراشباع ($\theta_r, \theta_s, \alpha, n$) برای هر تیمار و استخراج شوند. تبخیر ابتدا بر مبنای داده‌های منحنی رطوبتی خاک شاهد کالیبره شد. عملکرد مدل شاهد در شبیه‌سازی تبخیر تجمعی با استفاده از معیارهای آماری ضریب تبیین ($-R^2$)^۶، ریشه میانگین مربعات خطا (RMSE)^۷، میانگین خطا (ME)^۸، میانگین قدر مطلق خطا (MAE)^۹ و میانگین سوگیری (MBE)^{۱۰} مورد ارزیابی قرار گرفت. با توجه به اعتبار مدل در شبیه‌سازی فرآیند تبخیر در خاک شاهد، کالیبراسیون و شبیه‌سازی برای چهار تیمار خاک تیمار شده با باکتری به صورت حل معکوس بر اساس داده‌های تبخیر تجمعی اندازه‌گیری شده انجام شد تا پارامترهای منحنی رطوبتی ($\theta_s, \theta_r, \alpha, n, K_s$) برای خاک‌های تیمار شده به دست آیند (Šimůnek et al., 1980).

⁸Mean Error

⁹Mean Absolute Error

¹⁰Mean Bias Error

⁴proof- of- concept

⁵Inverse Solution

⁶Coefficient of Determination

⁷Root Mean Square Error

جزئیات محاسبات توسط Assouline و Or (۲۰۱۴) ارائه شده است.

نتایج و بحث

تبخیر تجمعی در طول دوره ۱۰ روزه برای نمونه‌های خاک با بافت‌های شنی و لوم رسی شنی در تیمارهای تلقیح باکتریایی و شاهد در شکل ۲ ارائه شده است. در همه تیمارها و هر دو بافت خاک، تبخیر تجمعی با گذشت زمان روندی صعودی و غیرخطی دارد که مطابق با الگوی کلاسیک تبخیر از خاک است و غیرخطی دارد که مطابق با الگوی کلاسیک تبخیر از خاک است (Philip, 1957; Epplein et al., 2011). این الگو معمولاً شامل سه فاز متمایز است: فاز اولیه با نرخ تبخیر ثابت، فاز دوم با نرخ تبخیر کاهشی و فاز نهایی که تبخیر در آن کم و تا حدودی ثابت بوده و توسط انتشار بخار کنترل می‌شود (Philip, 1957; Epplein et al., 2011).

معیار دینامیک ظرفیت مزرعه (FC) برآورد گردید. برای این منظور، زمان مشخصه رسیدن به ظرفیت مزرعه (t_{FC}) به گونه‌ای تعریف شد که در آن شدت زهکشی (Q) طی یک دوره ۲۴ ساعته متوالی به کمتر از $1.0/0.01$ cm کاهش یابد. برای نمایش دقیق‌تر شرایط غیراشباع، «هدایت هیدرولیکی مؤثر میانگین» (K_m) از رابطه‌ی زیر محاسبه شد:

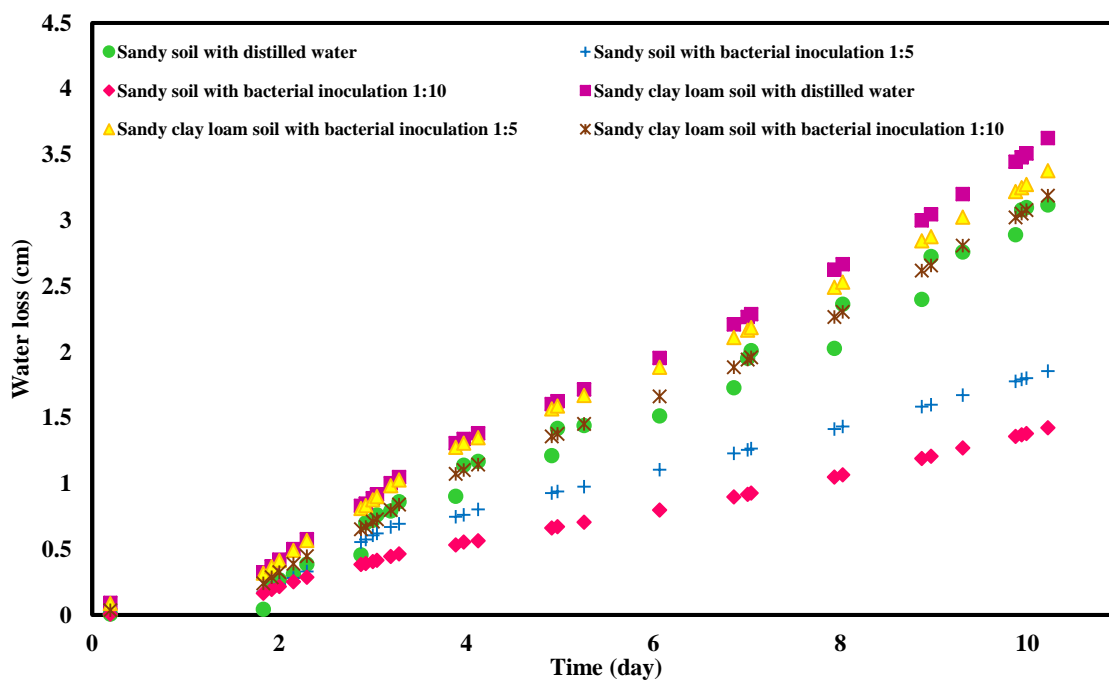
$$K_m = \frac{\int_0^1 SK(S)dS}{\int_0^1 SdS} \quad (6)$$

در نهایت، زمان دینامیک رسیدن به ظرفیت مزرعه (t_{FC}) با استفاده از نسبت حجم آب زهکشی‌پذیر تا زمان t_{FC} به هدایت هیدرولیکی متناظر تعیین گردید (Assouline and Or, 2014).

$$t_{FC} = -\frac{Q_\infty}{K_m} \ln\left(\frac{K(S_{FC})}{K_m}\right) \quad (7)$$

که در آن Q_∞ نمایانگر ذخیره‌ی اولیه‌ی آب قابل زهکشی در پروفیل خاک است.

$$Q_\infty = z(\theta_s - \theta_r) \quad (8)$$



شکل ۲- تبخیر تجمعی (سانتی متر) در طول زمان (روز) برای نمونه‌های خاک با بافت‌های مختلف (شن و لوم رسی شنی) تحت تأثیر تلقیح باکتری و آب خالص مقادیر نهایی تبخیر تجمعی در انتهای دوره آزمایش برای هر تیمار نشان داده شده است.

Figure 2. Cumulative evaporation (cm) over time (days) for soils with two textures, sand (S) and sandy clay loam (SCL), subjected to distilled water (control) and bacterial inoculation treatments. Final cumulative evaporation at the end of the experimental period is indicated for each treatment.

تیمار شاهد منجر به کاهش تبخیر تجمعی در طول دوره آزمایش شد؛ بطوری‌که در خاک شنی، تبخیر تجمعی پس از ۱۰ روز در تیمار شاهد (بدون باکتری) برابر با $3/12$ سانتی متر بود. این مقدار در تیمارهای تلقیح شده با باکتری به ترتیب در تیمارهای ۱:۱۰ و ۱:۵ به $1/42$ و $1/85$ سانتی متر کاهش یافت. در خاک لوم رسی شنی نیز، تبخیر تجمعی در تیمار شاهد $3/62$ سانتی متر و در تیمارهای تلقیح شده با غلظت‌های ۱:۱۰ و ۱:۵ به ترتیب $3/19$ و

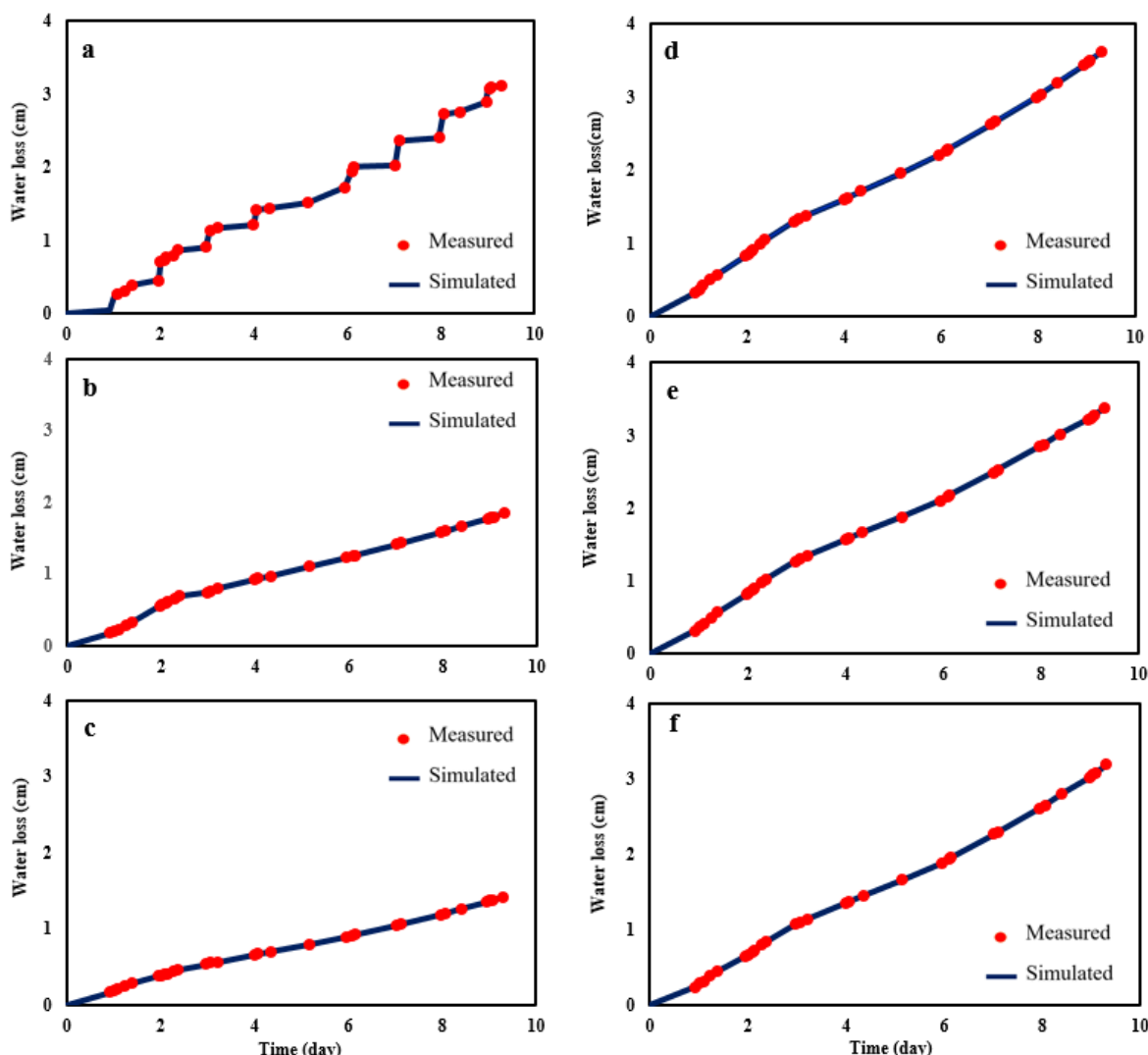
مقادیر تبخیر تجمعی در طول دوره آزمایش در (شکل ۲) نشان داده شده و مقادیر آنها در انتهای آزمایش برای هر تیمار در (جدول ۳) آمده است. تفاوت‌های مشاهده شده در شدت و الگوی تبخیر تجمعی (شکل ۲) را نمی‌توان صرفاً به تقاضای اتمسفری یا دسترسی آب نسبت داد، زیرا تمام ستون‌ها تحت شرایط جوی یکسان، اشباع اولیه همگن و دوره تبخیر ثابت آزمایش شدند. در هر دو خاک تیمار تلقیح باکتریایی در مقایسه با

تولید بیوپلیمرهای فعال باکتری شده و یا تشکیل فیلمی با استحکام مکانیکی کمتر را در پی داشته باشد (Cromwick et al., 2013; Birrer et al., 1994; Zhu et al., 2013). برعکس، در غلظت‌های پایین‌تر، تولید γ -PGA و EPS با کارایی بالاتری همراه است، و منجر به تشکیل فیلم بیوپلیمری مناسبی می‌شود. این امر اهمیت بهینه‌سازی غلظت تلقیح را بر اساس بافت هدف - نشان می‌دهد. کاهش تبخیر مشاهده شده می‌تواند ناشی از تشکیل این فیلم بیوپلیمری باشد که خصوصیات هیدرولیکی خاک را تعدیل می‌کند. در این مطالعه مقدار تولید EPS توسط SAM96 اندازه‌گیری نشد، ولی سایر مطالعات ظرفیت سوبیه‌های دیگر *Bacillus velezensis* در تولید EPS (۶/۷-۱/۴ g/l) و γ -PGA (۸۲/۴-۸۰/۷) را تأیید می‌کنند (Moghannem et al., 2018; Guo et al., 2025). شکل ۳ (f - a) - تغییرات تبخیر تجمعی اندازه‌گیری شده (نقاط قرمز) و تبخیر شبیه‌سازی شده با نرم‌افزار HYDRUS-1D (خطوط آبی) را در طول ۱۰ روز برای دو بافت خاک (شنی ولوم رسی شنی) تحت سه سطح تیمار (شاهد آب خالص، تلقیح باکتریایی با نسبت ۵، و تلقیح با نسبت ۱۰) و (جدول ۳) برخی آماره‌های این شبیه‌سازی را نشان می‌دهند.

۳/۳۸ سانتی‌متر بود. در تیمارهای بدون باکتری، خاک لوم رسی شنی تبخیر تجمعی بیشتری نسبت به خاک شنی نشان داد. در خاک شنی به دلیل وجود منافذ درشت، پیوستگی هیدرولیکی سریع‌تر از بین رفته و سطح خاک زودتر خشک می‌شود (Malik et al., 1987). خاک لوم رسی دارای منافذ ریزتر با توزیع گسترده‌تری است که موجب حفظ پیوستگی موئینگی برای مدت طولانی‌تر می‌شود (Malik et al., 1987-); در نتیجه انتقال آب از عمق به سطح در این خاک استمرار داشته و موجب اتلاف بیشتر آب نسبت به خاک شنی می‌گردد (Lehmann, 2008).

تغییرات تبخیر تجمعی با جمعیت باکتری در هر دو بافت خاک نشان داد که غلظت پایین‌تر تلقیح (B1:10) اثربخشی بیشتری در کاهش تبخیر (کاهش ۱۲/۰۶ درصد در خاک لوم رسی شنی و ۵۴/۳۶ درصد در خاک شنی) نسبت به غلظت بالاتر (B1:5) با کاهش به ترتیب ۶/۸۵-درصد و ۴۰/۵۳ درصد دارد. این تغییرات که در هر دو بافت مشاهده می‌شود، ممکن است ناشی از رفتار غلظت وابسته غیرمونوتونیک^{۱۱} نسبت به تلقیح باشد- در شرایط چگالی سلولی بالا، محدودیت شدید مواد مغذی یا اکسیژن، و همچنین تجمع محصولات جانبی متابولیک سمی (مانند اسیدهای آلی) در ریز محیط، می‌تواند منجر به کاهش کارایی

¹¹non - monotonic



شکل ۳- مقایسه تبخیر تجمعی اندازه‌گیری شده و شبیه‌سازی شده با نرم‌افزار HYDRUS-1D در دو خاک شنی (S) و لوم رسی شنی (SCL) تحت تیمارهای مختلف: (الف) خاک شنی با آب مقطر (شاهد)، (ب) خاک شنی با تلقیح باکتریایی ۱:۵، (ج) خاک شنی با تلقیح باکتریایی ۱:۱۰، (د) خاک لوم رسی شنی با آب مقطر (شاهد)، (ه) خاک لوم رسی شنی با تلقیح باکتریایی ۱:۵، (و) خاک لوم رسی شنی با تلقیح باکتریایی ۱:۱۰.

Figure 3. Comparison-of measured and HYDRUS-1D-simulated cumulative evaporation-for two soil textures, sand (S) and sandy clay loam (SCL), under-different treatments: (a) sand with distilled water (control), (b) sand with inoculation 1:5, (c) sand with-inoculation 1:10, (d) sandy clay loam-with distilled water (control), (e) sandy clay loam with-inoculation 1:5, and (f) sandy clay loam-with-inoculation 1:10.

به سطح و کاهش موقت نرخ تبخیر تا زمان تأمین مجدد رطوبت است (Shokri and Or, 2013; Assouline and Or, 2013). با وجود پیچیدگی فرآیند مدل HYDRUS-1D، توانسته است این الگو را به خوبی شبیه‌سازی کند. در تیمارهای S-B1:5 و S-B1:10، شکل منحنی تبخیر در خاک شنی به‌ویژه در S-B1:10، به‌طور چشمگیری تغییر کرده و روندی نزدیک به خطی، به خود گرفته است. این رفتار با نقش فیلم سطحی حاصل از فعالیت باکتری‌ها به‌عنوان یک مقاومت نسبتاً ثابت در برابر خروج رطوبت و غلبه تدریجی کنترل انتشار بخار بر کنترل موئینگی قابل تبیین است (Zheng et al., 2018; Gutierrez et al., 2022) (جدول ۳).

همخوانی بین داده‌های اندازه‌گیری شده در (شکل ۳) و شبیه‌سازی شده تبخیر تجمعی توسط نرم‌افزار HYDRUS-1D را نشان می‌دهد. میانگین مقادیر R^2 به عنوان شاخصی از دقت برازش، MBE به عنوان معیاری برای سوگیری سیستماتیک و میانگین ME، MAE و RMSE به عنوان شاخص خطای شبیه‌سازی به ترتیب برابر با ۰/۹۹۷، ۰/۰۱، ۰/۰۲، ۰/۰۵۱ و ۰/۰۲۴ بوده مؤید دقت مناسب در تبیین تبخیر آب از خاک است. در تیمار خاک شنی با آب خالص (S-C)، منحنی تبخیر، الگوی پله‌ای با تناوب روزانه نشان می‌دهد؛ به طوری که تبخیر در روز بالا و در شب ناچیز است. این رفتار ناشی از انتقال سریع آب موئینگی

بر عهده گرفته است (Lehmann et al., 2008). در خاک لوم رسی شنی، تلقیح خاک تغییر چندانی در فرم منحنی تبخیر ایجاد نکرد و این موضوع بر وابستگی کارایی بهسازی زیستی به ویژگی‌های بافتی و نقش پررنگ‌تر آن در خاک‌های با بافت متوسط تا سنگین دلالت دارد (Kogbara et al., 2015; Haghollahi et al., 2016).

در نتیجه، نوسانات روزانه کاهش‌یافته و تبخیر در طول زمان یکنواخت‌تر شده است (Gutierrez et al., 2022). این تغییر در شکل منحنی نشان می‌دهد که به دلیل تشکیل لایه‌ای با نفوذپذیری کمتر در سطح یا ناحیه فوقانی خاک شرایط هیدرولیکی ناحیه نزدیک سطح در خاک شنی بر اثر تلقیح باکتری به‌گونه‌ای اصلاح شده که انتقال بخار، سهم بیشتری نسبت به جریان موئین

جدول ۳- شاخص‌های آماری عملکرد مدل HYDRUS-1D در شبیه‌سازی تبخیر تجمعی برای تیمارهای مختلف

Table 3. Statistical performance indicators of the HYDRUS-1D model for simulating cumulative evaporation under different treatments

MBE%	RMSE(cm)	MAE(cm)	ME(cm)	R ²	Treatment code کد تیمار
0.052	0.01	0.007	0.007	0.998	S-C
0.002	0.04	0.032	0.005	0.996	S-B1:5
0.002	0.024	0.197	0.019	0.997	S-B1:10
0.004	0.002	0.001	0.068	0.996	SCL-C
0.002	0.008	0.006	0.002	0.998	SCL-B1:5
0.003	0.051	0.065	0.019	0.999	SCL-B1:10
0.01	0.024	0.051	0.02	0.997	میانگین

S-C: خاک شنی با آب خالص، S-B1:5: خاک شنی با تلقیح باکتریایی ۱:۵، S-B1:10: خاک شنی با تلقیح باکتریایی ۱:۱۰، SCL-C: خاک لوم رسی شنی با آب خالص، SCL-B1:5: خاک لوم رسی شنی با تلقیح باکتریایی ۱:۵، SCL-B1:10: خاک لوم رسی شنی با تلقیح باکتریایی ۱:۱۰. ضریب تبیین (R²)، ریشه میانگین مربعات خطا (RMSE)، میانگین خطا (ME)، میانگین قدر مطلق خطا (MAE) و میانگین سوگیری (MBE)

S-C: Sandy soil with distilled water, S-B1:5: Sandy soil with bacterial inoculation 1:5, S-B1:10: Sandy soil with bacterial inoculation 1:10, SCL-C: Sandy clay loam soil with distilled water, SCL-B1:5: Sandy clay loam soil with bacterial inoculation 1:5, SCL-B1:10: Sandy clay loam soil with bacterial inoculation 1:10. R²: coefficient of determination; RMSE: root mean square error; ME: mean error; MAE: mean absolute error; MBE: mean bias error.

مقادیر ویژگی‌های هیدرولیکی و نیز شکل منحنی‌های رطوبتی برآورد شده برای تیمارهای مختلف به ترتیب در (جدول ۴) و (شکل ۴) ارائه شده است.

جدول ۴- داده‌های تبخیر تجمعی تیمارهای مختلف در خاک‌های شنی و لوم رسی شنی و پارامترهای هیدرولیکی مدل ون گنوختن-معلم برآورد شده با استفاده از روش حل معکوس

Table 4. Cumulative evaporation data and van Genuchten-Mualem hydraulic parameters-estimated by inverse modeling for sandy and sandy clay loam soils under different treatments

Ks cm/day	n	α (cm ⁻¹)	θ _s (cm ³ /cm ³)	θ _r (cm ³ /cm ³)	تغییرات تبخیر نسبت به تیمار	تبخیر تجمعی پس	کد تیمار
					کنترل	از یازده روز (cm) Cumulative evaporation after 11 days (cm)	
63.36	3.4	0.05	0.38	0.04	0	3.12	S-C
144	2.68	0.1	0.43	0.045	-40.53	1.85	S-B1:5
144	3	0.1	0.42	0.04	-54.36	1.42	S-B1:10
14.4	2.59	0.042	0.46	0.075	0	3.62	SCL-C
24.91	1.49	0.05	0.49	0.01	-6.85	3.38	SCL-B1:5
99.36	1.94	0.15	0.43	0.01	-12.06	3.19	SCL-B1:10

S-C: خاک شنی با آب خالص، S-B1:5: خاک شنی با تلقیح باکتریایی ۱:۵، S-B1:10: خاک شنی با تلقیح باکتریایی ۱:۱۰، SCL-C: خاک لوم رسی شنی با آب خالص، SCL-B1:5: خاک لوم رسی شنی با تلقیح باکتریایی ۱:۵، SCL-B1:10: خاک لوم رسی شنی با تلقیح باکتریایی ۱:۱۰

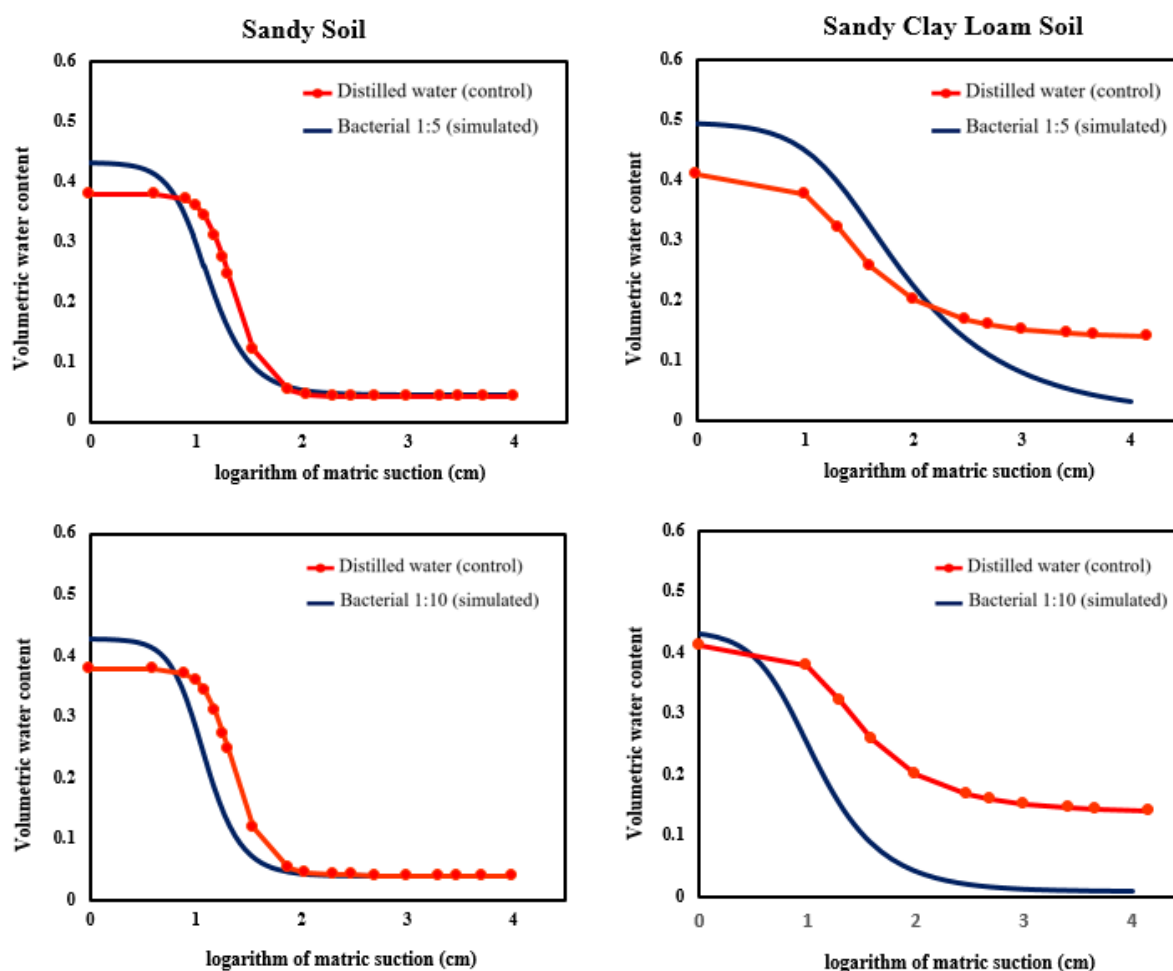
S-C: Sandy soil with distilled water, S-B1:5: Sandy soil with bacterial inoculation 1:5, S-B1:10: Sandy soil with bacterial inoculation 1:10, SCL-C: Sandy clay loam soil with distilled water, SCL-B1:5: Sandy clay loam soil with bacterial inoculation 1:5, SCL-B1:10: Sandy clay loam soil with bacterial inoculation 1:10

ساختار منفذی و نحوه تبخیر آب از خاک بوده می‌تواند مؤید افزایش خروج باشد، کاهش تبخیر در این تیمار نشان می‌دهد که احتمالاً تشکیل یک لایه سطحی با مقاومت هیدرولیکی زیاد که شار بخار را محدود کرده و پیوستگی موئینی بین سطح و زیر سطح را مختل می‌کند، نقش غالب را در کنترل تبخیر بر عهده

نرم‌افزار HYDRUS-1D با فراخوانی دینامیک تبخیر در خاک‌های تلقیح‌شده با باکتری، پارامترهای هیدرولیکی θ_r، θ_s و α برای هر تیمار برآورد نموده وضعیت جدید انتقال آب را در پی هر تغییر در ریزساختار و شبکه تخلخل خاک بازتاب می‌دهد (Šimůnek et al., 2008). در بافت شنی، افزایش α و کاهش n بیانگر دگرگونی

در خاک شنی شاهد (S-C)، منحنی تبخیر تجمعی الگوی پله‌ای و گسسته‌ای را نشان می‌دهد که با رژیم تبخیر تحت کنترل انتقال موئینگی، شامل دوره‌های فعال و غیرفعال، سازگار است (Shokri and Or, 2013; Assouline and Or, 2013; Lehmann and Or, 2009). در مقابل، در تیمارهای تلقیح شده S-B1:10 و S-B1:5، منحنی‌های تبخیر صاف‌تر و یکنواخت‌تر شده‌اند که بیانگر تضعیف نقش انتقال موئینگی و غالب شدن کنترل انتشار بخار از خلال لایه سطحی تغییر یافته است؛ این تغییر با تشکیل پوسته/بیوفیلم سطحی که پیوستگی موئینگی را مختل و به‌عنوان مانع انتشار عمل می‌کند، هم‌خوانی دارد (Lehmann et al., 2008; Lehmann and Or, 2009).

دارد (Wang et al., 2013). ولی پارامترهای برآورد شده از حل معکوس HYDRUS-1D پاسخ مؤثر کل ستون را بازتاب می‌دهند؛ به‌عبارت دیگر، سهم ناحیه سطحی و توده زیرسطحی در این پارامترها به‌صورت تجمعی وارد می‌شود و به‌طور جداگانه قابل تفکیک نیست. از آن‌جا که در این پژوهش نه اندازه‌گیری لایه‌ای رطوبت انجام شده و نه لایه سطحی به‌طور صریح در مدل تعریف شده است، امکان برآورد مستقل مقاومت هیدرولیکی پوسته سطحی وجود ندارد و نتایج صرفاً در سطح «پارامترهای مؤثر کل پروفیل» تفسیر می‌شوند، برخی مطالعات دیگر نشان داده‌اند که تفکیک کمی مقاومت سطحی نیازمند داده‌ها و مدل‌سازی لایه‌های مختلف خاک است (Iden et al., 2021).



شکل ۴- مقایسه منحنی‌های مشخصه آب-خاک (SWCC) شبیه‌سازی شده با HYDRUS-1D برای ارزیابی اثر تلقیح باکتریایی (نسبت‌های ۱:۵ و ۱:۱۰) در مقایسه با تیمار شاهد (آب مقطر) در دو بافت خاک شنی و لوم رسی شنی.

Figure 4. Comparison of soil water characteristic curves (SWCCs) simulated with HYDRUS-1D to evaluate the effect of bacterial inoculation (ratios 1:5 and 1:10) relative to the control-(distilled water) for two soil textures: sand and sandy clay loam.

به طور کلی (شکل ۴) نشان می‌دهد که تلقیح خاک بدون تغییر در بافت، سبب تغییر الگوی پاسخ نگهداری آب و انتقال آن شده و منحنی رطوبتی متناسب با سطح تیمار، جابه‌جا کرده است.

جدول ۵- خلاصه پارامترهای هیدرولیکی مدل ون گنوختن-معلم و معیارهای ظرفیت مزرعه دینامیک تحت تیمارهای مختلف در دو بافت خاک

Table 5. Summary of van Genuchten-Mualem-hydraulic parameters and dynamic field capacity criteria for two soil textures under different treatments

t_{FC} day	Q_{∞} cm	k_m cm/day	τ_{FC} day	Q_{FC} cm	Ψ_{FC} cm	L_c cm	ks cm/day	کد تیمار Treatment code
0.323	5.1	8.43	0.276	3.98	36.23	26.5	63.36	S-C
0.397	5.775	9.19	0.876	4.28	21.37	17.6	144	S-B1:5
0.524	5.7	10.15	1.087	4.34	19.65	15.35	144	S-B1:10
2.349	5.775	6.01	8.133	4.24	52.33	43.75	14.4	SCL-C
3.838	7.2	1.59	1.023	3.83	87.67	85.85	24.91	SCL-B1:5
4.515	6.3	1.84	0.6	4.13	19.55	18.11	99.36	SCL-B1:10

S-C: خاک شنی با آب خالص، S-B1:5: خاک شنی با تلقیح باکتریایی ۱:۵، S-B1:10: خاک شنی با تلقیح باکتریایی ۱:۱۰، SCL-C: خاک لوم رسی شنی با آب خالص، SCL-B1:5: خاک لوم رسی شنی با تلقیح باکتریایی ۱:۵، SCL-B1:10: خاک لوم رسی شنی با تلقیح باکتریایی ۱:۱۰، ks: هدایت هیدرولیکی اشباع، L_c : طول مشخصه تبخیر- Ψ_{FC} : پتانسیل ماتریک در ظرفیت مزرعه، Q_{FC} : مقدار آب زهکشی شده در زمان رسیدن به ظرفیت مزرعه- t_{FC} : زمان مشخصه رسیدن به ظرفیت مزرعه، k_m : میانگین وزنی هدایت هیدرولیکی غیر اشباع، Q_{∞} : مقدار آب زهکشی شده نهایی یا Q در زمان نامحدود، τ_{FC} : زمان مشخصه رسیدن به ظرفیت مزرعه

S-C: sandy soil with distilled water (control), S-B1:5: sandy soil with bacterial inoculation at a 1:5 inoculum ratio, S-B1:10: sandy soil with bacterial inoculation at a 1:10 inoculum ratio, SCL-C: sandy clay loam soil with distilled water (control), SCL-B1:5: sandy clay loam soil with bacterial inoculation at a 1:5 inoculum ratio, SCL-B1:10: sandy clay loam soil with bacterial inoculation at a 1:10 inoculum ratio, ks: saturated hydraulic conductivity, L_c : characteristic evaporation length, Ψ_{FC} : matric potential at field capacity, Q_{FC} : drained water amount at the time of reaching field capacity, t_{FC} : characteristic time to reach field capacity; k_m : weighted mean unsaturated hydraulic conductivity; Q_{∞} : asymptotic drained water (Q at infinite time).

شدن جریان زهکشی در ستون خاک است (Streltsova, 1972). در واقع خاک برای رسیدن به شرایط تعادل رطوبتی زمان بیشتری نیاز دارد (Tran et al., 2020). در خاک لوم‌رسی شنی، روند تغییرات نظم کمتری دارد. مقدار L_c از ۴۳/۷۵ در نمونه شاهد به ۱۸/۱۱ سانتی‌متر در تیمار B1:10 کاهش یافت، اما تغییرات Ψ_{FC} الگوی نوسانی نشان داد؛ از ۵۲/۳۳ در نمونه شاهد به ۸۷/۶۷ در B1:5 افزایش یافت و سپس به ۱۹/۵۵ در B1:10 کاهش یافت. این نوسان در پتانسیل آب در نقطه ظرفیت مزرعه می‌تواند بیانگر پیچیده‌تر شدن رفتارهای هیدرولیکی خاک‌های تیمار شده باشد (Dennis and Turner, 1998; Barrientos-Sanhueza et al., 2022). در این خاک نیز تیمار با باکتری موجب افزایش t_{FC} تا حدود ۴/۵ روز گردید. جمع‌بندی نتایج حاکی از آن است که تلقیح باکتریایی به طور معناداری دینامیک انتقال آب در خاک را تحت تأثیر قرار می‌دهد. این تأثیر که از طریق تغییرات در پارامترهای طول مشخصه تبخیر (L_c)، پتانسیل آب در ظرفیت زراعی (Ψ_{FC}) و زمان رسیدن به ظرفیت زراعی (t_{FC}) ارزیابی شده است به بافت خاک متغیر است. شبیه‌سازی‌ها با HYDRUS-1D نشان داد که در طول بخش عمده‌ای از دوره آزمایش، پتانسیل ماتریک در عمق پروفیل در بازه‌ای مرطوب باقی‌مانده است، به طوری که تبخیر به‌طور اصلی توسط شرایط سطحی و تقاضای اتمسفر کنترل می‌شود و کمبود آب در عمق عامل محدودکننده غالب نبوده است.

هر چند پارامترهای هیدرولیکی برآورد شده برای تبیین کمی تغییرات حاصل از اعمال تیمار استفاده می‌شود اما جمع‌بندی آنها در قالب شاخص‌هایی مانند طول مشخصه تبخیر (L_c)، پتانسیل ماتریک در ظرفیت مزرعه- Ψ_{FC} و زمان رسیدن به ظرفیت مزرعه (t_{FC}) می‌تواند مستقیم وضعیت رطوبتی و رفتار دینامیک آب در خاک را پس از تلقیح باکتریایی توصیف کند. جدول ۵ نشان می‌دهد در خاک شنی، افزایش سطح تلقیح از B1:5 تا B1:10 باعث کاهش L_c از ۱۷/۶ به ۱۵/۳۵ سانتی‌متر شده و بیانگر افت توانایی نیروهای موئینگی در انتقال آب به سمت سطح خاک است که منشأ آن می‌تواند تشکیل فیلم‌های پلیمری و انسداد بخشی از ماکروپورها بر اثر تولید γ -PGA باشد (Gao et al., 2018)؛ زیرا فرآیند بیوپلیمری شدن با محدودسازی مسیرهای موئینگی، تبخیر سطحی را کنترل کرده و باعث کوتاه‌تر شدن دامنه تأثیر جبهه تبخیر می‌شود (Kim et al., 2019). هم‌زمان، پتانسیل ماتریک در ظرفیت مزرعه Ψ_{FC} در همین تیمارها از ۳۶/۲۳ به ۱۹/۶۵ سانتی‌متر کاهش یافت. این کاهش نشان‌دهنده جابه‌جایی منحنی مشخصه آب-خاک به سمت رطوبت‌های کمتر است؛ وضعیتی که در آن خاک تیمار شده در مکش‌های بالاتر، آب کمتری را نگه می‌دارد. در مقابل، تلقیح خاک باعث شد زمان مشخصه رسیدن به ظرفیت مزرعه (t_{FC}) از ۰/۳۹۷ روز در تیمار شاهد به ۰/۵۲۴ روز در سطح B1:10-افزایش یابد که بیانگر کندتر

ظرفیت نگهداری آب در توده خاک است (Kaniz et al., 2023; Assouline and Or, 2014). با این حال، به دلیل عدم اندازه‌گیری مستقیم ویژگی‌های فیزیکی سطح خاک (مانند آزمون‌های تصویربرداری یا مکانیکی)، وجود و ماهیت لایه سطحی صرفاً بر پایه شواهد هیدرولیکی استنباط شده و نیازمند بررسی‌های تجربی در آینده است.

باید تأکید شود که نتایج و استنتاج‌های به‌دست‌آمده از این پژوهش صرفاً در مقیاس آزمایشگاهی کنونی و تحت شرایط کنترل‌شده (نوع خاک‌های شنی و لوم رسی شنی، اندازه ستون‌های آزمایش و غلظت‌های باکتری استفاده‌شده) معتبر هستند. تغییر در هر یک از پارامترهای آزمایشگاهی، از جمله تغییر مقیاس از آزمایشگاهی به مزرعه‌ای، تغییر نوع بافت خاک تغییر اندازه ستون‌های آزمایشی، یا تغییر غلظت و نژاد باکتری می‌تواند منجر به نتایج متفاوتی شود. از این رو، تعمیم دقیق این یافته‌ها به شرایط مزرعه‌ای و اکوسیستم‌های مختلف نیازمند مطالعات تکمیلی است. به طور کلی، این پژوهش به‌عنوان یک مطالعه اثبات مفهومی در مقیاس ستون نشان داد که تلقیح *Bacillus velezensis* می‌تواند از طریق سازوکارهای فیزیکی و میکروبی مؤثر، موجب کاهش چشمگیر تبخیر از خاک‌های شنی و تا حدودی از خاک‌های لوم‌رسی شنی شود. شاخص‌های هیدرودینامیکی مورد استفاده در این مطالعه از جمله L_c ، Ψ_{fc} ، Q_{fc} ، t_{fc} و Q_{∞} و km همگی توسط HYDRUS-YD و حل معکوس برآورد شده‌اند و بنابراین، تحلیل‌های ارائه‌شده از نظر مفهومی به مدل وابسته‌اند و «مستقل از مدل‌سازی» تلقی نمی‌شوند. نقش HYDRUS-YD ایجاد پیوندی سازگار بین داده‌های تبخیر تجربی و تفسیر ساز و کار تغییرات آن بر اساس خصوصیات هیدرولیکی خاک است. یکی از محدودیت‌های مهم این پژوهش، عدم پایش مستقیم حرکت و استقرار *Bacillus velezensis* و پلیمرهای آن در طول ستون در حین اشباع‌سازی از پایین است. پیشنهاد می‌شود در مطالعات آتی از ردیاب‌های میکروبی/فلورسنت یا روش‌های تصویربرداری پیشرفته برای مشخص کردن پروفیل عمقی و دینامیک حرکت باکتری‌ها استفاده شود.

بر این اساس، کاهش تبخیر در تیمارهای تلقیح‌شده عمدتاً به تغییر ویژگی‌های هیدرولیکی ناحیه نزدیک سطح، از جمله کاهش طول مشخصه تبخیر (Lc) و افزایش مقاومت موئینگی ناشی از تشکیل لایه‌های بیوفیلم و پلیمرهای برون‌سلولی، نسبت داده می‌شود (Volk et al., 2016).

نتیجه‌گیری

پژوهش حاضر با هدف ارزیابی آزمایشگاهی تأثیر تلقیح باکتری *Bacillus velezensis* بر تبخیر از سطح دو نمونه کوچک ستون خاک شنی و لوم رسی شنی و مدل‌سازی تغییرات ویژگی‌های هیدرولیکی آن‌ها با استفاده از نرم‌افزار HYDRUS-ID انجام شد. نتایج نشان داد تلقیح خاک با این باکتری منجر به کاهش تبخیر تجمعی ده روزه به میزان ۵۴/۳۶ درصد و ۱۲/۰۶ درصد به ترتیب نسبت به تیمار شاهد گردید. این تغییر می‌تواند ناشی از تشکیل یک پوسته سطحی سیمانی‌شده با مقاومت هیدرولیکی بالا ناشی از تولید PGA- γ که به طور مؤثر پیوستگی منافذ موئینه را مختل می‌نماید، باشد (Gao et al., 2024). به‌طور خاص، پلی‌ساکاریدهای خارج‌سلولی با ایجاد یک لایه با مقاومت هیدرولیکی بالا نزدیک سطح خاک، اتصال هیدرولیکی را مختل کرده و رژیم تبخیری را از حالت موئینگی محور به حالت انتشار بخار تغییر می‌دهند (Lehmann و همکاران، ۲۰۰۸). این تغییر رژیم خصوصاً در خاک‌های شنی بیشتر نمایان است که تحت شرایط بدون تلقیح کاملاً به تداوم موئینگی وابسته‌اند. با وجود تفسیر فوق، باید در نظر داشت که بخشی از تغییر در الگوی تبخیر می‌تواند ناشی از تفاوت‌های رئولوژیکی و شیمیایی محلول تلقیح نسبت به آب خالص باشد؛ در این مطالعه تمرکز بر اثر ترکیبی باکتری و پلیمرهای آن بوده و تفکیک کمی نقش دقیق محیط کشت و گرانروی محلول به‌عنوان یک محدودیت مطرح است که نیازمند کنترل‌های اختصاصی در پژوهش‌های آتی است. تغییرات ویژگی‌های هیدرولیکی برآورد شده مبین تبخیر، نشان داد تلقیح خاک شنی با باکتری موجب کاهش پتانسیل ماتریک در ظرفیت مزرعه (Ψ_{fc}) و افزایش زمان مشخصه رسیدن به ظرفیت مزرعه (tfc) می‌گردد که بیانگر کاهش سرعت خروج آب و افزایش

References

1. Reassouline, S. and Or, D. 2013. 'Conceptual and parametric representation of soil hydraulic properties: A review'. *Vadose Zone Journal*, 12(4), vzj2013-07. doi:10.2136/vzj2013.07.0121
2. Assouline, S. and Or, D. 2014. 'The concept of field capacity revisited: Defining intrinsic static and dynamic criteria for soil internal drainage dynamics'. *Water Resources Research*, 50(6), pp. 4787–4802. doi:10.1002/2014WR015475
3. B Kogbara, R., Ayotamuno, M. J., Worlu, D. C. and Fubara-Manuel, I. 2015. 'A case study of petroleum degradation in different soil textural classes'. *Recent Patents on Biotechnology*, 9(2), pp. 108–115. doi:10.2174/2211550105666151110203337
4. Bangira, C. 2018. 'Food security as a water grand challenge'. *Journal of Contemporary Water Research & Education*, 165(1), pp. 59–66. doi:10.1111/j.1936-704X.2018.03293.x
5. Barrientos-Sanhueza, C., Cargnino-Cisternas, D., Díaz-Barrera, A. and Cuneo, I. F. 2022. 'Bacterial alginate-based hydrogel reduces hydro-mechanical soil-related problems in agriculture facing climate change'. *Polymers*, 14(5), 922. doi:10.3390/polym14050922
6. Birrer, G. A., Cromwick, A. M. and Gross, R. A. 1994. 'γ-Poly(glutamic acid) formation by *Bacillus licheniformis* 9945a: physiological and biochemical studies'. *International Journal of Biological Macromolecules*, 16(5), pp. 265–275. doi:10.1016/0141-8130(94)90032-9
7. Carles Brangari, A., Sanchez-Vila, X., Freixa, A., M. Romani, A., Rubol, S. and Fernández-García, D., 2017. A mechanistic model (BCC-PSSICO) to predict changes in the hydraulic properties for bio-amended variably saturated soils. *Water Resources Research*, 53(1), pp.93-109. <https://doi.org/10.1002/2015WR018517>.
8. Carminati, A., Moradi, A. B., Vetterlein, D., Vontobel, P., Lehmann, E., Weller, U., Vogel, H. J. and Oswald, S. E. 2010. 'Dynamics of soil water content in the rhizosphere'. *Plant and Soil*, 332(1), pp. 163–176. doi:10.1007/s11104-010-0283-8
9. Chamizo, S., Cantón, Y., Domingo, F. and Belnap, J. 2013. 'Evaporative losses from soils covered by physical and different types of biological soil crusts'. *Hydrological Processes*, 27(3), pp. 324–332. doi:10.1002/hyp.8421
10. Chenu, C. 1993. 'Clay—or sand—polysaccharide associations as models for the interface between micro-organisms and soil: water related properties and microstructure'. *Soil Structure/Soil Biota Interrelationships*, pp. 143–156. Elsevier. doi:10.1016/B978-0-444-81490-6.50016-9
11. Cromwick, A. M., Birrer, G. A. and Gross, R. A. 1996. 'Effects of pH and aeration on γ-poly (glutamic acid) formation by *Bacillus licheniformis* in controlled batch fermentor cultures'. *Biotechnology and Bioengineering*, 50(2), pp. 222–227. doi:10.1002/(SICI)1097-0290(19960420)50:2<222::AID-BIT10>3.0.CO;2-P
12. Czarnes, S., Hallett, P. D., Bengough, A. G. and Young, I. M. 2000. 'Root- and microbial-derived mucilages affect soil structure and water transport'. *European Journal of Soil Science*, 51(3), pp. 435–443. doi:10.1046/j.1365-2389.2000.00327.x
13. Dane, J. H. and Topp, C. G. (eds.) 2020. *Methods of Soil Analysis, Part 4: Physical Methods*. John Wiley & Sons.
14. de Souza, M., Koo-Oshima, S., Kahil, T., Wada, Y., Qadir, M., Jewitt, G., Cudennec, C., Uhlenbrook, S. and Zhang, L., 2021. Food and agriculture.
15. Dennis, M. L. and Turner, J. P. 1998. 'Hydraulic conductivity of compacted soil treated with biofilm'. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 124(2), pp. 120–127. doi:10.1061/(ASCE)1090-0241(1998)124:2(120)
16. Dettmann, U., Bechtold, M., Viohl, T., Piayda, A., Sokolowsky, L. and Tiemeyer, B. 2019. 'Evaporation experiments for the determination of hydraulic properties of peat and other organic soils: An evaluation of methods based on a large dataset'. *Journal of Hydrology*, 575, pp. 933–944. doi:10.1016/j.jhydrol.2019.05.088
17. Diallo, M.C.A., Santos, R.C., Gomes, E.P., Machado, C.A.C., Dias, C.R.A., Dos Santos, E.C., Padilha, G.A.C., Belarmino, M.D., Galiasso, M., Riffel, A.S. and Da Silva, E.A.S., 2024. Challenges of smart irrigation implementation in water optimization and agricultural sustainability. *Contribuciones A Las Ciencias Sociales*, 17(13), p.E13723. <https://doi.org/10.55905/revconv.17n.13-270>
18. Epplein, M., Zheng, Y., Zheng, W., Chen, Z., Gu, K., Penson, D., Lu, W. and Shu, X. O. 2011. 'Quality of life after breast cancer diagnosis and survival'. *Journal of Clinical Oncology*, 29(4), pp. 406–412. doi:10.1200/JCO.2010.30.6951
19. Felde, V. J., Drahorad, S. L., Felix-Henningsen, P. and Hoon, S. R. 2018. 'Ongoing oversanding induces biological soil crust layering: A new approach for biological soil crust structure elucidation determined from high resolution penetration resistance

- data'. *Geoderma*, 313, pp. 250–264. doi:10.1016/j.geoderma.2017.11.022
20. Gao, S., Zhang, X., Wang, S., Fu, Y., Li, W., Dong, Y., Li, Y. and Dai, Z. 2024. 'Multifactorial analysis of the effect of applied gamma-polyglutamic acid on soil infiltration characteristics'. *Polymers*, 16(20), 2890. doi:10.3390/polym16202890
21. Giovanna, D., Soumiya, C., Francesca, M., Valentina, R., Redouane, C. A., Oqbit, W. A. and Sara, B. 2024. 'Inoculating plant growth-promoting bacteria: Effects on soil hydraulic properties and tomato root development under water stress conditions'. *Agriculture and Food Sciences Research*, 11(1), pp. 15–29. doi:10.20448/aesr.v11i1.5359
22. Glick, B. R. 2012. 'Plant growth-promoting bacteria: Mechanisms and applications'. *Scientifica*, 2012(1), 963401. doi:10.6064/2012/963401
23. Guo, Y. S., Furrer, J. M., Kadilak, A. L., Hinestroza, H. F., Gage, D. J., Cho, Y. K. and Shor, L. M. 2018. 'Bacterial extracellular polymeric substances amplify water content variability at the pore scale'. *Frontiers in Environmental Science*, 6, 93. doi:10.3389/fenvs.2018.00093
24. Gutierrez, M. M., Cameron-Harp, M. V., Chakraborty, P. P., Stallbaumer-Cyr, E. M., Morrow, J. A., Hansen, R. R. and Derby, M. M. 2022. 'Investigating a microbial approach to water conservation: Effects of *Bacillus subtilis* and surfactin on evaporation dynamics in loam and sandy loam soils'. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 6, 959591. doi:10.3389/fsufs.2022.959591
25. Hillel, D. 2003. *Introduction to Environmental Soil Physics*. Elsevier.
26. Hodson, T. O. 2022. 'Root mean square error (RMSE) or mean absolute error (MAE): When to use them or not'. *Geoscientific Model Development Discussions*, 2022, pp. 1–10. doi:10.5194/gmd-15-5481-2022
27. Iden, S. C., Blöcher, J. R., Diamantopoulos, E. and Durner, W. 2021. 'Capillary, film, and vapor flow in transient bare soil evaporation (1): Identifiability analysis of hydraulic conductivity in the medium to dry moisture range'. *Water Resources Research*, 57(5), e2020WR028513. doi:10.1029/2020WR028513
28. Kaniz, F., Zheng, W., Bais, H. and Jin, Y. 2023. 'Plant growth-promoting rhizobacteria mediate soil hydro-physical properties: An investigation with *Bacillus subtilis* and its mutants'. *Vadose Zone Journal*, 22(5), e20274. doi:10.1002/vzj2.20274
29. Kim, D. O., Rokoni, A., Kaneelil, P., Cui, C., Han, L. H. and Sun, Y. 2019. 'Role of surfactant in evaporation and deposition of bisolvent biopolymer droplets'. *Langmuir*, 35(39), pp. 12773–12781. doi:10.1021/acs.langmuir.9b01705
30. Lehmann, P. and Or, D. 2009. 'Evaporation and capillary coupling across vertical textural contrasts in porous media'. *Physical Review E*, 80(4), 046318. doi:10.1103/PhysRevE.80.046318
31. Lehmann, P., Assouline, S. and Or, D. 2008. 'Characteristic lengths affecting evaporative drying of porous media'. *Physical Review E*, 77(5), 056309. doi:10.1103/PhysRevE.77.056309
32. Lehmann, P., Merlin, O., Gentine, P. and Or, D. 2018. 'Soil texture effects on surface resistance to bare-soil evaporation'. *Geophysical Research Letters*, 45(19), pp. 10398–10406. doi:10.1029/2018GL078803
33. Lei, Q., Tao, W., Yang, F., Liu, J., Xi, Z., Wang, Q. and Deng, M. 2025. 'Effects of coupled application of magnetoelectric activated water and amendments on photosynthetic physiological characteristics and yield of maize in arid regions'. *Frontiers in Plant Science*, 15, 1497806. doi:10.3389/fpls.2024.1497806
34. Malik, R. S., Butter, B. S., Anlauf, R. and Richter, J. 1987. 'Water penetration into soils with different textures and initial moisture contents'. *Soil Science*, 144(6), pp. 389–393.
35. Moghannem, S.A., Farag, M.M., Shehab, A.M. and Azab, M.S., 2018. Exopolysaccharide production from *Bacillus velezensis* KY471306 using statistical experimental design. *brazilian journal of microbiology*, 49(3), pp.452-462. <https://doi.org/10.1016/j.bjm.2017.05.012>
36. Moradi, R., Haghverdi, A. and Farzam, M. 2021. 'Sustainable water management in agriculture: A review of challenges and opportunities'. *Journal of Cleaner Production*, 287, 125026.
37. Muñoz-Castelblanco, J. A., Pereira, J. M., Delage, P. and Cui, Y. J. 2012. 'The water retention properties of a natural unsaturated loess from northern France'. *Géotechnique*, 62(2), pp. 95–106. doi:10.1680/GEOT.9.P.084
38. Orr, H. K. 1960. 'Soil porosity and bulk density on grazed and protected Kentucky bluegrass range in the Black Hills'. *Journal of Range Management*, 13(2), pp. 80–86. doi:10.2307/3895129
39. Philip, J. R. 1957. 'Evaporation, and moisture and heat fields in the soil'. *Journal of Atmospheric Sciences*, 14(4), pp. 354–366. doi:10.1175/1520-0469(1957)014<0354:EAMAHF>2.0.CO;2

40. Rockström, J., Falkenmark, M., Karlberg, L., Hoff, H., Rost, S. and Gerten, D. 2009. 'Future water availability for global food production: The potential of green water for increasing resilience to global change'. *Water Resources Research*, 45(7), W00A12. doi:10.1029/2007WR006767
41. Rosenzweig, R., Shavit, U. and Furman, A. 2012. 'Water retention curves of biofilm-affected soils using xanthan as an analogue'. *Soil Science Society of America Journal*, 76(1), pp. 61–69. doi:10.2136/sssaj2011.0155
42. Rothfuss, Y., Merz, S., Vanderborght, J., Hermes, N., Weuthen, A., Pohlmeier, A., Vereecken, H. and Brüggemann, N. 2015. 'Long-term and high-frequency non-destructive monitoring of water stable isotope profiles in an evaporating soil column'. *Hydrology and Earth System Sciences*, 19(10), pp. 4067–4080. doi:10.5194/hess-19-4067-2015
43. Schindler, U., Durner, W., von Unold, G. and Müller, L. 2010. 'Evaporation method for measuring unsaturated hydraulic properties of soils: Extending the measurement range'. *Soil Science Society of America Journal*, 74(4), pp. 1071–1083. doi:10.2136/sssaj2008.0358
44. Sharma, S., Yost, M.A. and Reeve, J.R., 2025. Roles of Organic Agriculture for Water Optimization in Arid and Semi-Arid Regions. *Sustainability*, 17(12), p.5452. <https://doi.org/10.3390/su17125452>
45. Shi, Y., Feng, X., Sun, Z., Zhang, B. and Li, C. 2025. 'Issues on microbial soil remediation: a case of Cd detoxification by Bacillus strains for alleviating heavy metal stress in crop plants'. *Frontiers in Microbiology*, 16, 1665354. doi:10.3389/fmicb.2025.1665354
46. Shoaibi Nobariyan, M. R. and Mohammadi, M. H. 2025. 'The role of soil water solutes type on changes in evaporation intensity from sandy and clayey soils'. *Journal of Water and Soil Science (Isfahan University of Technology)*, 29(2), pp. 199–214. (in Persian)
47. Shokri, N. and Or, D. 2013. 'Drying patterns of porous media containing wettability contrasts'. *Journal of Colloid and Interface Science*, 391, pp. 135–141.
48. Šimůnek, J., Köhne, J. M., Kodešová, R. and Šejna, M. 2008. 'Simulating non-equilibrium movement of water, solutes, and particles using HYDRUS: A review of recent applications'. *Soil and Water Research*, 3(1), pp. S42–S51.
49. Sparks, D. L. (ed.) 1998. Soil Physical Chemistry. CRC Press.
50. Streltsova, T. D. 1972. 'Unconfined aquifer and slow drainage'. *Journal of Hydrology*, 16(2), pp. 117–124. doi:10.1016/0022-1694(72)90117-5
51. Tran, T. P., Cho, G. C. and Ilhan, C. 2020. 'Water retention characteristics of biopolymer hydrogel containing sandy soils'. Hue University Journal of Science: *Earth Science and Environment*, 129(4A). doi:10.26459/hueuni-jese.v129i4a.5652
52. van Genuchten, M. T. 1980. 'A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils'. *Soil Science Society of America Journal*, 44(5), pp. 892–898. doi:10.2136/sssaj1980.0361599500440005002x
53. Van Genuchten, M.T., Leij, F.J. and Yates, S.R., 1992. *The RETC code for quantifying the hydraulic functions of unsaturated soils*. Robert S. Kerr Environmental Research Laboratory, Office of Research and Development, US Environmental Protection Agency.
54. Volk, E., Iden, S.C., Furman, A., Durner, W. and Rosenzweig, R., 2016. Biofilm effect on soil hydraulic properties: Experimental investigation using soil-grown real biofilm. *Water Resources Research*, 52(8), pp.5813–5828. <https://doi.org/10.1002/2016WR018866>.
55. Wang, Y., Ma, J., Zhang, Y., Zhao, M. and Edmunds, W. M. 2013. 'A new theoretical model accounting for film flow in unsaturated porous media'. *Water Resources Research*, 49(8), pp. 5021–5028. doi:10.1002/wrcr.20390
56. Zhao, Y., Wang, H., Song, B., Xue, P., Zhang, W., Peth, S., Hill, R. L. and Horn, R. 2023. 'Characterizing uncertainty in process-based hydraulic modeling, exemplified in a semiarid Inner Mongolia steppe'. *Geoderma*, 440, 116713. doi:10.1016/j.geoderma.2023.116713
57. Zheng, W., Zeng, S., Bais, H., LaManna, J. M., Hussey, D. S., Jacobson, D. L. and Jin, Y. 2018. 'Plant growth-promoting rhizobacteria (PGPR) reduce evaporation and increase soil water retention'. *Water Resources Research*, 54(5), pp. 3673–3687. doi:10.1029/2018WR022656
58. Zhu, F., Cai, J., Wu, X., Huang, J., Huang, L., Zhu, J., Zheng, Q., Cen, P. and Xu, Z. 2013. 'The main byproducts and metabolic flux profiling of γ -PGA-producing strain *B. subtilis* ZJU-7 under different pH values'. *Journal of Biotechnology*, 164(1), pp. 67–74. doi:10.1016/j.jbiotec.2012.12.009



The Effect of Different Salinity Levels on Cadmium Uptake and Phytoremediation Capacity in Quinoa (*Chenopodium quinoa* Willd.)

Siros Sadeghi^{a*}

^a Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, University of Maragheh, Maragheh, Iran.

Article Info

Article Type
Research Article

Received
October 18, 2025

Revised
January 23, 2026

Accepted
January 24, 2026

Published online
March 16, 2026

Keywords
bioremediation,
environment,
hyperaccumulator plants,
pollution,
soil remediation

***Corresponding author's email**
sirossadeghi@gmail.com

Extended Abstract

Background and Objectives: Soil contamination with heavy metals, particularly cadmium (Cd), poses serious threats to ecosystem health and food safety. Phytoremediation using salt-tolerant crops offers a sustainable approach for remediating contaminated soils in arid and semi-arid regions where salinization often accompanies metal pollution. Quinoa (*Chenopodium quinoa* Willd.) has gained attention for its remarkable tolerance to abiotic stresses, including salinity and heavy metals. This study aimed to: (1) evaluate the interactive effects of Cd contamination and soil salinity on Cd uptake and accumulation in different organs of quinoa; (2) determine the distribution pattern of Cd within plant tissues (root, stem, leaf, and grain) under combined stress conditions; (3) assess how increasing salinity levels influence Cd mobility, bioavailability, and extractability in soil; (4) investigate the potential of quinoa to reduce soil Cd concentrations and electrical conductivity (EC) through phytoextraction; and (5) examine the morphological stability and tolerance of quinoa when exposed to concurrent Cd and salinity stress.

Materials and Methods: A factorial experiment was conducted under laboratory conditions using a completely randomized design with two factors: four levels of soil salinity (0, 4, 8, and 12 dS/m) and three levels of Cd contamination (0, 6, and 12 mg/kg soil), each with three replications. Soil texture was determined by the hydrometric method. Calcium carbonate equivalent (CCE) was measured using the titration method. Soil pH was determined in a 1:2.5 soil:distilled water suspension using a pH meter. Electrical conductivity (EC) was measured in saturated paste extract. Available Cd concentration in soil was extracted using the DTPA method. Quinoa plants were grown under controlled conditions and harvested after the complete growth period. Cd concentrations in different plant organs (root, stem, leaf, and grain) were measured. Data were analyzed using MSTATC and SPSS software, and means were compared using Duncan's multiple range test at the 5% probability level.

Results: Quinoa demonstrated a high capacity for Cd uptake and accumulation across all plant organs, with accumulation increasing significantly in response to higher Cd concentrations and elevated soil salinity levels. A significant interaction was observed between Cd and salinity stresses, leading to enhanced Cd uptake under combined stress conditions. Cadmium accumulation followed the consistent order: root > stem > leaf > grain, indicating effective retention of toxic metals in belowground tissues and limited translocation to reproductive organs. Increasing soil salinity enhanced Cd mobility and bioavailability, resulting in greater plant uptake. Post-harvest analysis revealed significant reductions in both soil Cd content and electrical conductivity, confirming the active role of quinoa in phytoextraction of Cd and soluble salts. The plant maintained morphological

stability across all treatment combinations, demonstrating remarkable tolerance to both stressors.

Conclusion: This study confirms that quinoa possesses exceptional capacity for Cd phytoextraction in saline soils, with the highest accumulation occurring in roots followed by stems and leaves, while grains maintained the lowest Cd concentrations—a desirable trait for food safety. Elevated salinity enhanced Cd bioavailability and subsequent plant uptake, demonstrating a synergistic effect between the two stressors. The significant reduction in soil Cd and EC after harvest underscores quinoa's potential as an effective phytoremediation agent for Cd-contaminated saline soils. These findings support the use of quinoa in sustainable remediation strategies for degraded lands in arid and semi-arid regions, though field-scale validation is recommended to develop practical guidelines for optimal phytoremanagement.

Cite this article: Sadeghi, S., 2026. The Effect of Different Salinity Levels on Cadmium Uptake and Phytoremediation Capacity in Quinoa (*Chenopodium quinoa* Willd.). Research Article, *Journal of Soil Research*, 39 (4), pp 455-467.



DOI: <https://doi.org/10.22092/IJSR.2026.371007.794>

Publisher: Soil Science Society of Iran



نشریه پژوهش‌های خاک

(علوم خاک و آب)

<https://srjournal.arsoc.ir/>



تأثیر سطوح مختلف شوری بر جذب و توانایی گیاه‌پالایی عنصر کادمیم در گیاه کینوا (*Chenopodium quinoa. Willd*)

سیروس صادقی^{۱*}

^۱ گروه علوم و مهندسی خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه مراغه، مراغه، ایران.

اطلاعات مقاله	چکیده
نوع مقاله: مقاله پژوهشی	
تاریخ دریافت: ۱۴۰۴/۰۷/۲۶	
تاریخ بازنگری: ۱۴۰۴/۱۱/۰۳	
تاریخ پذیرش: ۱۴۰۴/۱۱/۰۴	
تاریخ انتشار: ۱۴۰۴/۱۲/۲۵	
واژه‌های کلیدی	
آلودگی، اصلاح خاک، زیست‌پالایی، گیاهان بیش‌انباشتگر، محیط‌زیست	
* ایمیل نویسنده مسئول sirossadeghi@gmail.com	

استناد: صادقی، س.، ۱۴۰۴. تأثیر سطوح مختلف شوری بر جذب و توانایی گیاه‌پالایی عنصر کادمیم در گیاه کینوا (*Chenopodium quinoa. Willd*).

مقاله پژوهشی، نشریه پژوهش‌های خاک، (۴) ۳۹، ص ۴۵۵-۴۶۷.

DOI: <https://doi.org/10.22092/IJSR.2026.371007.794>



مقدمه

در پی افزایش جمعیت، توسعه شهرنشینی و صنایع مختلف در جهان، موجبات به خطر افتادن منابع طبیعی و آلودگی محیط‌زیست فراهم شده است. آلودگی‌های زیست‌محیطی ناشی از توسعه صنعت، تغییرات آب و هوایی، آشفته‌گی‌های سیاسی و توسعه شهرنشینی و عوامل دیگر است (Al-Muilali and Ozturk, 2015). آلودگی محیط‌زیست به یک نگرانی جدی برای سلامت عمومی تبدیل شده است زیرا در سراسر جهان منبع اصلی ایجاد خطر برای سلامتی است و باعث بیماری می‌شود (Briggs, 2003).

یکی از مشکلات قابل توجه که از آلودگی محیط‌زیست نشأت می‌گیرد، آسیب به منابع کشاورزی است که باعث اثرات منفی بر کیفیت مواد غذایی می‌گردد. یکی از آلاینده‌های جدی زیست‌محیطی فلزات سنگین است. اگرچه اثرات سلامتی فلزات سنگین مدت زیادی است که شناخته شده است، اما قرار گرفتن در معرض فلزات سنگین همچنان در برخی مناطق ادامه دارد و حتی در حال افزایش است. تأثیر فلزات سنگین بر سلامتی انسان حتی می‌تواند منجر به مرگ شود (Jarup, 2003).

آلودگی فلزات سنگین از زمان آغاز انقلاب صنعتی به سرعت تسریع یافته است، همچنین سمیت فلزات سنگین مشکلات عمده زیست‌محیطی و بهداشتی را ایجاد کرده است (Carlin, 1994). فلزات سنگین می‌توانند منشأ طبیعی یا انسانی داشته باشند. به طوری که در طی فرآیندهای پدوژنتیکی و هوازگی مواد مادری به محیط خاک اضافه می‌شوند، اما به ندرت باعث ایجاد اثرات سمی می‌شوند (Kabata-Pendias, 2010; Pierzynski et al., 2005). منبع اصلی ایجاد آلودگی فلزات سنگین فعالیت‌های انسان که شامل استخراج معادن، ذوب سنگ معدن فلزی، سوزاندن بنزین، فاضلاب شهری و زباله‌های صنعتی است (Seaward and Richardson, 1989). از متداول‌ترین آلودگی‌های فلزات سنگین می‌توان به آلودگی کادمیم، کروم، مس، جیوه، سرب و روی اشاره کرد. یکی از آلودگی‌های نامطلوب محیط‌زیست، آلودگی خاک به وسیله فلزات سنگین است که باعث کاهش بازدهی کشاورزی و تأثیر بر رشد گیاهان شده و در نهایت وارد چرخه غذایی می‌شود (Friesl et al., 2006). جذب فلزات سنگین در گیاهان از قابل توجه‌ترین راه‌های قرار گرفتن انسان در معرض آلودگی فلزات سنگین است (Liu et al., 2007).

یکی از فلزات سنگین خطرناک که در این مطالعه نیز مد نظر قرار گرفته، کادمیم است. بروز بیماری ایتای در ژاپن وجود کادمیم در محیط‌زیست را به عنوان یک عامل خطرناک برای سلامت انسان نشان داده است. کادمیم در انسان باعث از دست دادن حس بویایی، سرطان، سکنه مغزی، آمفیوزم و پوکی استخوان

می‌شود (Khan, 2005). از دیگر مشکلات جدی پیش روی کشاورزی خاک‌های شور است. شوری خاک از مهم‌ترین فاکتورهای محدودکننده کشاورزی در ایران است و از نظر وسعت زمین‌های شور در رده سوم آسیا و در رده پنجم جهان قرار گرفته است (Szabolcs, 1989). تنش شوری بر گیاهان اثرات مختلفی می‌گذارد. گیاهان در برابر شوری اغلب دچار دو مشکل می‌شوند: از یک سو پتانسیل آب محیط اطراف ریشه به دلیل کاهش آب برای گیاه کاهش پیدا می‌کند، همچنین بسیاری از یون‌ها آثار مخربی بر فعالیت‌های فیزیولوژیکی و بیوشیمیایی گیاهان دارند که این موارد باعث اختلالاتی در جذب مواد مغذی توسط گیاه شده و در نهایت باعث کاهش رشد گیاه می‌شود (Noitszkis et al., 1996).

به‌طور کلی، تخریب خاک ناشی از شوری یک محدودیت مهم زیست‌محیطی با تأثیر منفی شدید بر بهره‌وری و پایداری کشاورزی به ویژه در مناطق خشک و نیمه‌خشک جهان است. با افزایش شوری در خاک، تحرک فلزات سنگین افزایش می‌یابد. مطالعات نشان داده است که افزایش شوری در خاک، تحرک فلزات سنگین و جذب آن توسط گیاهان را افزایش می‌دهد (Usman et al., 2005; Wegler-Beaton et al., 2000). پژوهشگران گزارش کرده‌اند که شوری خاک دسترسی زیستی کادمیم را در خاک‌های آلوده به فلزات سنگین افزایش می‌دهد و روی جذب و تجمع کادمیم به وسیله گیاهان تأثیر می‌گذارد (Lefever et al., 2009). همچنین گزارش شده که افزایش غلظت کلرید سدیم، باعث افزایش معنادار غلظت کادمیم در اندام‌های هوایی گیاه گندم، متناسب با سطح شوری کلرید سدیم گردید (Khoshgoftarmanesh et al., 2003). با توجه به این مطالب، حذف آلودگی فلزات سنگین در خاک، همچنین در خاک‌هایی که مشکل شوری نیز دارند بسیار حائز اهمیت است. روش‌های مختلفی برای حذف یا کاهش فلزات سنگین از خاک آلوده ارائه شده است، روش‌های فیزیکی مانند شستشوی خاک که خطر آلودگی آب‌های زیرزمینی را به همراه دارد و روش‌های شیمیایی، بیولوژیکی مختلف که هزینه بالایی دارند و نیز اثرات نامطلوبی بر فعالیت‌های بیولوژیکی خاک می‌گذارند (Khan, 2005; Pulford and Watson, 2003). تکنیک‌های فیزیکی و شیمیایی برای اصلاح خاک باعث می‌شود از کارایی زمین برای رشد گیاه کاسته شود زیرا همه فعالیت‌های بیولوژیکی خاک طی فرآیند حذف آلودگی از بین می‌رود (Chaney and Oliver, 1996). از روش‌های مهم برای بهسازی مناطق آلوده که نسبت به سایر روش‌ها دارای معایب کمتری است می‌توان به گیاه‌پالایی اشاره کرد. فناوری‌های زیست‌پالایی گیاهی مبتنی بر گیاه به‌طور کلی گیاه‌پالایی نامیده می‌شوند که به استفاده از گیاهان سبز برای

توجهی تحت تأثیر آبیاری قرار گیرد (Bhargava et al., 2006). با توجه به اینکه قابلیت هدایت الکتریکی آب دریا (ds/m) ۵۰ است گزارش شده این گیاه در آبیاری با آب دریا نیز رشد کرده است. چنین مشاهداتی نشان می‌دهد که گیاه کینوا یک هالوفیت است که ممکن است از مکانیسم‌های فیزیولوژیکی بی‌نظیری برای تحمل شوری خاک استفاده کند (Morales et al., 2011). با توجه به مسئله آلودگی خاک به کادمیم و هم‌زمان وجود شوری در بسیاری از مناطق خشک و نیمه‌خشک، این پژوهش با اهداف زیر انجام شده است: بررسی اثر سطوح مختلف شوری بر تحرک‌پذیری و قابلیت جذب کادمیم در خاک که مشخص شود افزایش شوری چگونه بر فراهمی کادمیم در خاک، حرکت آن به سمت ریشه و میزان جذب آن توسط گیاه کینوا تأثیر می‌گذارد. همچنین ارزیابی اثر سطوح مختلف آلودگی کادمیم بر جذب و تجمع آن در اندام‌های مختلف گیاه کینوا در سطوح مختلف آلودگی می‌پردازد. در ضمن بررسی اثرات متقابل شوری و کادمیم بر توانایی گیاه کینوا در جذب فلز سنگین مورد ارزیابی قرار گرفت که آیا اثر تقویتی است یا تضعیفی است و یا باعث تغییر الگوی توزیع در اندام‌ها می‌شود. ارزیابی توان گیاه کینوا به‌عنوان یک گیاه هالوفیت برای استفاده در گیاه‌پالایی خاک‌های آلوده به کادمیم هدف اصلی پژوهش است که ارزیابی نماید که آیا کینوا می‌تواند: در شرایط شور رشد مناسب داشته باشد و مقادیر قابل توجهی از کادمیم را از خاک استخراج کند و به‌عنوان یک گیاه بیش‌انباشتگر یا حداقل گیاه کارا در فیتوآکستراکشن عمل کند. در نهایت داده‌ها باید پاسخ دهند که آیا کینوا گزینه مناسبی برای گیاه‌پالایی در خاک‌های شور آلوده است؛ بنابراین هدف نهایی پژوهش درک رفتار کادمیم در سیستم خاک - گیاه تحت شرایط شوری و ارزیابی عملی کینوا به‌عنوان ابزاری برای زیست‌پالایی است.

مواد و روش‌ها

این پژوهش در آزمایشگاه پژوهشی شیمی و بیولوژیکی گروه علوم و مهندسی خاک دانشگاه مراغه در سال ۱۴۰۱ و ۱۴۰۲ انجام شد. برای انجام آزمایش، نمونه خاک از محوطه دانشگاه مراغه با موقعیت جغرافیایی طول ۴۶ درجه و ۱۶ دقیقه و ۲۹/۴۳۸ ثانیه و عرض شمالی ۳۷ درجه و ۲۲ دقیقه و ۳۸/۸۵۳ ثانیه واقع در استان آذربایجان شرقی با ارتفاع ۱۵۳۰ متر از تراز سطح دریا با این هدف که مقدار کادمیم آن کمتر از ۰/۰۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک خشک و دارای بافت لوم‌شنی است انتخاب گردید (McBride, 1994). خاک مورد نظر از عمق صفر تا ۳۰ سانتی‌متری تهیه گردید. برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک پس از انجام مراحل آماده‌سازی (هوا خشک کردن

تصفیه خاک و آب‌های زیرزمینی اطلاق می‌گردد (Sadowsky, 1999). گیاه‌پالایی روشی بر مبنای استفاده از گیاهان است که کم‌هزینه و سازگار با محیط‌زیست محسوب می‌شوند (Liphadzi and Kirkham, 2006). گیاه‌پالایی می‌تواند برای آلاینده‌های آلی و غیر آلی موجود در خاک، آب یا هوا نیز استفاده شود (Salt et al., 1998; Raskin et al., 1994). این روش به‌طور بالقوه برای انواع آلاینده‌ها کاربرد دارد و شامل چندین روش مختلف است که می‌تواند از طریق تجمع آلاینده منجر به حذف آلاینده‌ها شود که عبارت‌اند از: تخریب توسط گیاه، استخراج توسط گیاه، تثبیت توسط گیاه، تصعید توسط گیاه و فیلتر کردن توسط گیاه است (Awad et al., 2014; Cheng, 2003). در گیاه‌پالایی از گیاهانی استفاده می‌شود که در طول دوره رشد میزان زیادی از آلودگی‌های سمی را تجمع می‌کنند که اصطلاحاً بیش‌انباشتگر نامیده می‌شوند. همچنین می‌توان با افزودن عوامل کلات‌کننده به داخل خاک سرعت گیاه‌پالایی را افزایش داد. کلات‌کننده‌هایی مانند EDTA در افزایش تحرک فلزات سنگین مانند سرب، کادمیم نقش دارد (Huang et al., 1997; Lombi et al., 2001). همان‌طور که ذکر شد، بسیاری از مناطق خشک و نیمه‌خشک جهان که تحت تأثیر مشکل شوری خاک قرار دارند و در بسیاری از همین مناطق آلودگی خاک با فلزات سنگین نیز وجود دارد که مسئله اصلاح خاک در این مناطق را دشوارتر می‌کند، زیرا جداسازی یک وضعیت نامطلوب از سایرین امکان‌پذیر نیست. در این شرایط، گیاهان هالوفیت به‌عنوان کاندیدای گیاه‌پالایی و حذف عناصر آلاینده از خاک توصیه می‌شوند (Manousaki and Kalogerakis, 2009). برخی هالوفیت‌ها قادر به بقا در محیط‌هایی هستند که غلظت نمک کلرید سدیم در آنها حدود ۲۰۰ میلی‌مولار یا بیشتر است که اغلب در این محیط‌ها بیشتر گونه‌های گیاهی از بین می‌روند (Manousaki and Kalogerakis, 2011). با توجه به تحمل بالای گیاهان هالوفیت نسبت به شوری بالا، احتمالاً استفاده از گیاهانی که نسبت به شوری تحمل بالایی دارند، می‌تواند در مناطق گرم و خشک راندمان فرآیند گیاه‌پالایی را افزایش دهد. لذا این تحقیق در راستای بررسی کارایی گیاه کینوا بر حذف آلودگی کادمیم در شرایط شور مورد مطالعه قرار گرفت. کینوا با نام علمی (*Chenopodium quinoa*. Willd) گیاهی سنتی است با قدمت ۵۰۰۰ ساله که بومی مناطق آند در بولیوی، شیلی و پرو است که به‌عنوان یک شبه غله مصرف می‌شود. کشت این گیاه برای امراض معاش در آمریکای جنوبی صورت می‌گرفت، ولی اخیراً با توجه به معرفی جهانی و افزایش مصرف این گیاه کشت آن در سایر نقاط دنیا آغاز شده است. کینوا یک محصول مقاوم به خشکسالی است که نیاز به آب کم دارد، اما عملکرد آن می‌تواند به میزان قابل

نمائییم. نشاءها در گلدان‌های ۴ کیلوگرمی کاشته شدند و چهار سطح شوری همراه با آب آبیاری در شرایط زهکشی نزدیک به صفر انجام شد. برای تأمین نیازهای غذایی گیاهان با توجه به نتایج آزمون خاک، ۱۸۰ میلی‌گرم نیتروژن از منبع اوره ($\text{CH}_4\text{N}_2\text{O}$) و در سه نوبت و هر نوبت یک سوم مقدار ذکر شده (قبل از کاشت، ۲۰ و ۴۰ روز بعد از کاشت)، ۵۰ میلی‌گرم فسفر از منبع سوپر فسفات تریپل ($\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$)، ۱۰۰ میلی‌گرم پتاسیم از منبع سولفات پتاسیم (K_2SO_4)، ۱۰ میلی‌گرم آهن از منبع سولفات آهن آبدار ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$)، ۱۰ میلی‌گرم منگنز از منبع سولفات منگنز آبدار ($\text{MnSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$)، ۵ میلی‌گرم مس از منبع سولفات مس آبدار ($\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$) و ۲ میلی‌گرم بور از منبع اسید بوریک (H_3BO_3) به ازای هر کیلوگرم خاک، قبل از کشت اضافه گردید. اندازه‌گیری میزان غلظت کادمیم جذب شده در اندام‌های مختلف گیاه با استفاده از روش یور انجام شد (Ure et al., 1993). در پایان، داده‌های به‌دست آمده با استفاده از نرم‌افزار MSTATC و SPSS تجزیه و تحلیل شده و مقایسه میانگین‌ها با آزمون چند دامنه‌ای دانکن در سطح احتمال پنج درصد انجام و نتایج تفسیر شدند. برای رسم نمودارها نیز از نرم‌افزار Excel استفاده شد.

و نرم کردن) اندازه‌گیری شدند. بافت خاک به روش هیدرومتری (Gee and Or, 2002) کربنات کلسیم معادل (CCE) به روش تیتراسیون (Klute, 1986)، pH در سوسپانسیون ۱:۲/۵ خاک و آب مقطر با دستگاه pH متر اندازه‌گیری شد (Mclean, 1982). اندازه‌گیری قابلیت هدایت الکتریکی (EC) در عصاره گل اشباع انجام شد (Rhoades, 1996). برای اندازه‌گیری کادمیم قابل جذب از روش عصاره‌گیری با DTPA استفاده شد (جدول ۱). تحقیق به صورت آزمایش فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی با دو فاکتور شامل چهار سطح شوری خاک، صفر، ۴، ۸ و ۱۲ دسی‌زیمنس بر متر و سه سطح آلودگی کادمیم صفر، ۶ و ۱۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک با سه تکرار انجام شد که به منظور آلوده کردن خاک از سولفات کادمیم و برای شور نمودن خاک از کلرید سدیم استفاده شد. لازم به ذکر است که خاک‌ها قبل از اقدام به کشت طبق تیمارهای آلودگی با کادمیم در سطوح مورد نظر آلوده و در نهایت به گلدان منتقل شدند. بذر گیاه کینوا در سینی‌های کشت حاوی کوکوپیت، جهت نشاء‌گیری کاشته شد. پس از رشد، نشاءها و رسیدن نشانه به مرحله سه برگی، نشاءهای از سینی کشت به گلدان‌های ۴ کیلوگرمی حاوی خاک آلوده به کادمیم انتقال داده شدند. البته برای حصول اطمینان بیشتر در هر گلدان ۶ بذر کاشته شد تا پس از رشد، بوته‌های نامناسب را تنک

جدول ۱- ویژگی‌های شیمیایی و فیزیکی خاک مورد مطالعه

Table 1. Chemical and physical characteristics of the studied soil

Cd (mg.kg^{-1})	EC (dS.m^{-1})	pH	کربن آلی OC (%)	آهک Lime (%)	رس Clay (%)	سیلت Silt (%)	شن Sand (%)	کلاس بافت خاک Soil texture class
0.0726	1.637	7.37	1.26	11.50	12.20	10.66	77.14	لوم شنی Loam sandy
قابل جذب Available (mg.kg^{-1})								
مس Cu	منگنز Mn	آهن Fe	سدیم Na	پتاسیم K	فسفر P			
1.3	1.1	1.8	108.8	250	5.7			

همین دلیل بررسی و تحلیل اثرات متقابل فاکتورها بر جذب مقادیر کادمیم استخراج شده در گیاه کینوا مورد بررسی قرار گرفته شده است.

بحث و نتایج

بررسی اثرات متقابل کادمیم و شوری بر جذب کادمیم در اندام‌های گیاه کینوا نشان داد که با افزایش سطوح شوری و مقدار کادمیم در خاک، جذب کادمیم و املاح در اندام‌های مختلف گیاه افزایش یافت. همان‌طور که در (جدول ۲) مشاهده می‌گردد اثرات اصلی کادمیم و شوری و اثرات متقابل این دو فاکتور بر مقدار کادمیم استخراجی در اندام‌های مختلف گیاه در سطح یک درصد معنادار است. از آنجائی که اثرات متقابل فاکتورهای مذکور معنادار می‌باشند لذا به بررسی و تفسیر اثرات اصلی نیاز نیست. به

جدول ۲- تجزیه واریانس (میانگین مربعات) اثرات کادمیم و شوری بر روی مقادیر کادمیم جذب شده در اندام‌های مختلف گیاه کینوا
Table 2. Analysis of variance (mean squares) for the effects of cadmium and salinity on cadmium accumulation in different organs of quinoa.

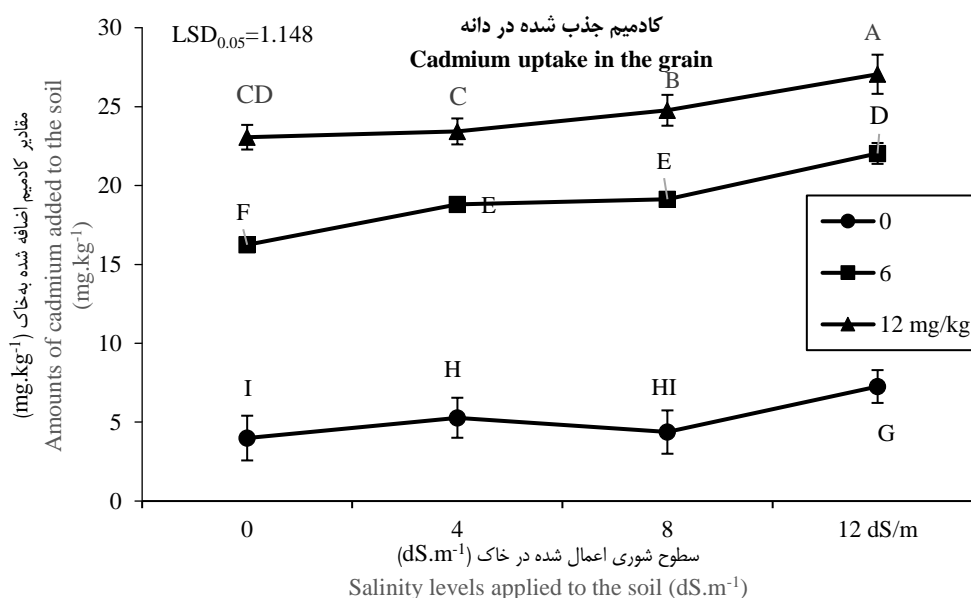
میانگین مربعات Mean squares						درجه آزادی DF	منابع تغییر S.O.V.
خاک EC Soil EC (dS.m ⁻¹)	خاک Soil (mg.kg ⁻¹)	ریشه Root (mg.kg ⁻¹)	ساقه Stem (mg.kg ⁻¹)	برگ Leaf (mg.kg ⁻¹)	دانه Seed (mg.kg ⁻¹)		
0.020**	0.012**	114789.85**	8496.68**	6931.12**	1192.102**	2	کادمیم Cadmium
0.005**	0.001	5768.642**	159.992**	1542.28**	29.707**	3	شوری Salinity
0.017**	0.002*	1358.740**	62.609**	236.571**	65.1**	6	کادمیم*شوری Cd*Salinity
0.001	0.000	4.796	2.226	0.923	0.466	24	خطا Error
3.58	35.36	2.04	3.77	2.3	4.18		ضریب تغییرات C.V (%)

** و * به ترتیب عدم معنی داری، معنی داری در سطح احتمال ۱ و ۵ درصد.

** and *: non-significant, significant at $p \leq 0.01$ and $p \leq 0.05$, respectively

کادمیم بر کیلوگرم وزن خشک دانه است. همچنین کمترین مقدار کادمیم جذب شده در دانه مربوط به تیمار با سطح کادمیم صفر میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک و سطح شوری صفر دسی‌زیمنس بر متر است که میزان آن ۳/۹۹۶ میلی‌گرم کادمیم بر کیلوگرم وزن خشک دانه است.

نتایج تجزیه واریانس (جدول ۲) نشان داد اثر متقابل کادمیم و شوری بر مقادیر کادمیم استخراج شده از خاک معنادار است. مطابق (شکل ۱) بیشترین مقدار کادمیم جذب شده در دانه گیاه در تیمار با سطح کادمیم ۱۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک و سطح شوری ۱۲ دسی‌زیمنس بر متر برابر با ۲۷/۰۵ میلی‌گرم

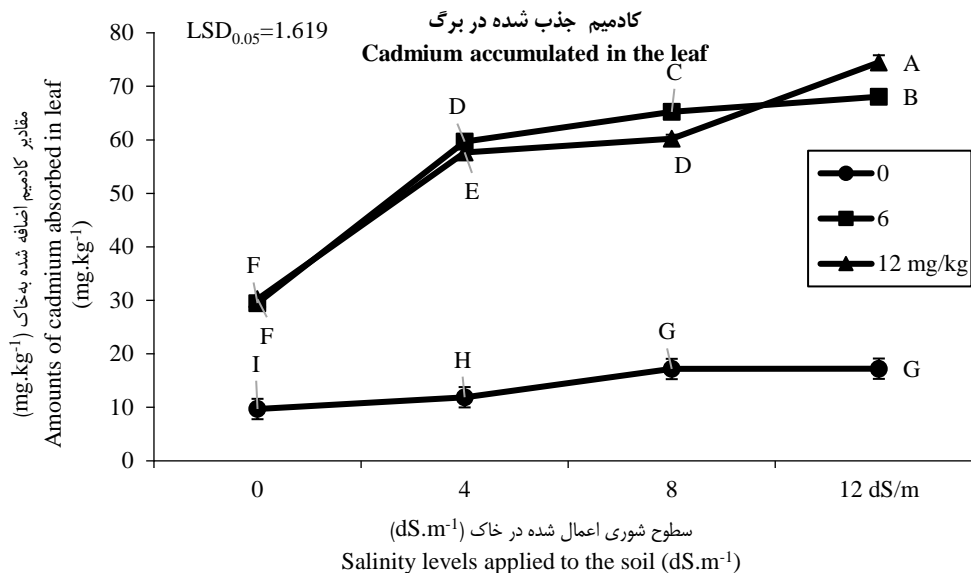


شکل ۱- مقایسه میانگین اثرات کادمیم و شوری بر مقادیر کادمیم جذب شده در دانه

Figure 1. Comparison of the mean effects of cadmium and salinity on cadmium accumulation in the grain

کمترین مقدار کادمیم جذب شده در تیمار با سطح کادمیم صفر میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک و سطح شوری صفر دسی‌زیمنس بر متر با مقدار ۹/۶۹۳ میلی‌گرم کادمیم بر کیلوگرم وزن خشک برگ است.

نمودار مقدار کادمیم جذب شده با توجه به (شکل ۲) در برگ گیاه را نشان می‌دهد. طبق این نمودار بیشترین میزان کادمیم جذب شده در برگ در تیمار با سطح کادمیم ۱۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک و سطح شوری ۱۲ دسی‌زیمنس بر متر با مقدار ۷۴/۴۷ میلی‌گرم کادمیم بر کیلوگرم وزن خشک برگ می‌باشد و

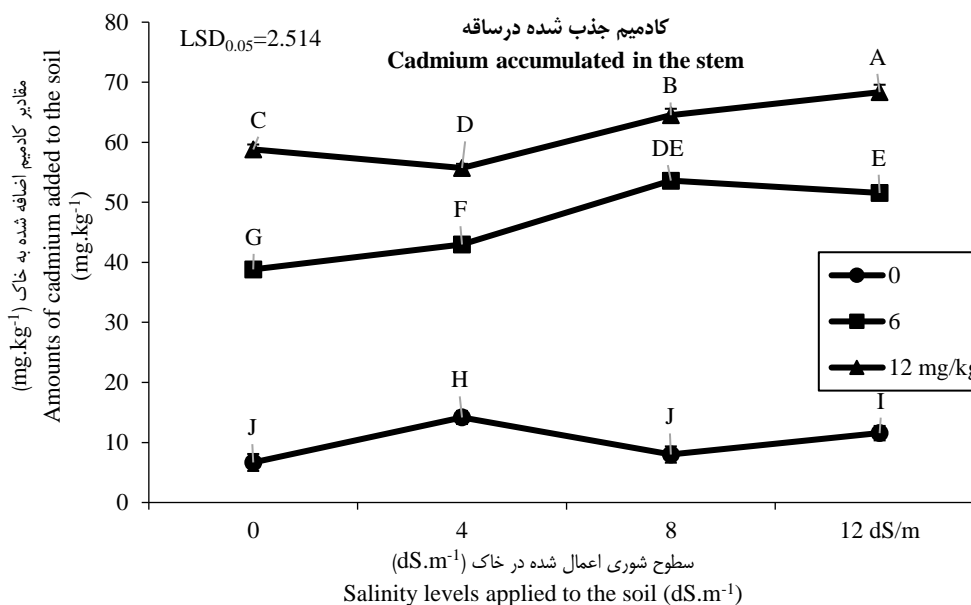


شکل ۲- مقایسه میانگین اثرات کادمیم و شوری بر مقادیر کادمیم جذب شده در برگ

Figure 2. Comparison of the mean effects of cadmium and salinity on cadmium accumulation in the leaf

مقدار کادمیم جذب شده نیز در تیمار با سطح کادمیم صفر میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک و سطح شوری صفر دسی‌زیمنس بر متر معادل با ۶/۶۷۳ میلی‌گرم کادمیم بر کیلوگرم وزن خشک ساقه است.

نمودار مقدار کادمیم جذب شده در ساقه گیاه را در (شکل ۳) نشان می‌دهد. بیشترین مقدار کادمیم جذب شده در ساقه گیاه مربوط به تیمار با سطح کادمیم ۱۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک و سطح شوری ۱۲ دسی‌زیمنس بر متر برابر با ۶۸/۳۵ میلی‌گرم کادمیم بر کیلوگرم وزن خشک ساقه است. کمترین



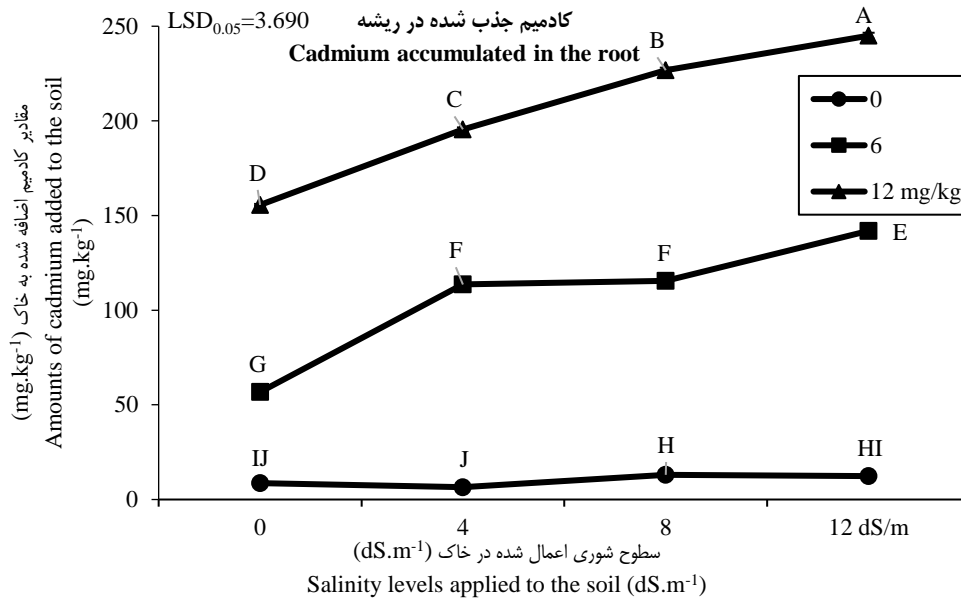
شکل ۳- مقایسه میانگین اثرات کادمیم و شوری بر مقادیر کادمیم جذب شده در ساقه

Figure 3. Comparison of the mean effects of cadmium and salinity on cadmium accumulation in the stem

۲۴۵ میلی‌گرم کادمیم بر کیلوگرم وزن خشک ریشه و کمترین مقدار کادمیم جذب شده در تیمار با مقادیر کادمیم صفر میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک و سطح شوری ۴ دسی‌زیمنس بر متر که معادل با ۶/۵۲۷ میلی‌گرم کادمیم بر کیلوگرم وزن خشک ریشه است که

نمودار مقدار کادمیم جذب شده در ریشه گیاه را در (شکل ۴) نشان می‌دهد. مطابق نمودار بیشترین مقدار کادمیم جذب شده در تیمار با سطح کادمیم ۱۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک و سطح شوری ۱۲ دسی‌زیمنس بر متر برابر با

تفاوت معناداری با تیمار کادمیم صفر میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک ندارد.

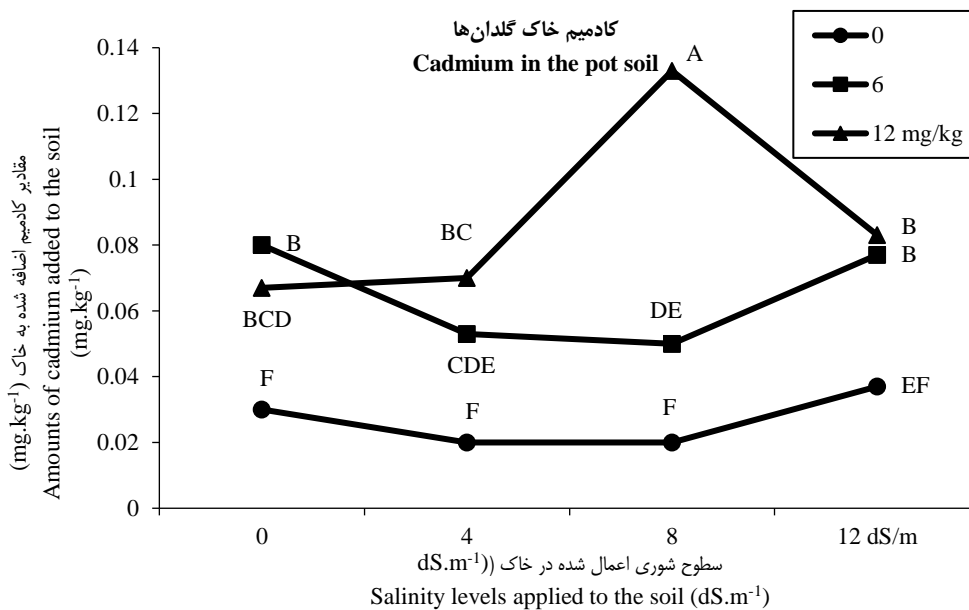


شکل ۴- مقایسه میانگین اثرات کادمیم و شوری بر مقادیر کادمیم جذب شده در ریشه

Figure 4. Comparison of the mean effects of cadmium and salinity on cadmium accumulation in the root

کمپلکس‌های کلرید ناشی از کلرید سدیم با کادمیوم، جذب این فلز سنگین به وسیله خاک را به‌طور چشمگیری کاهش داده و به تبع آن افزایش غلظت کادمیوم و کلر در فاز محلول می‌تواند فراهمی کادمیوم در خاک را افزایش دهد (Acosta et al., 2011).

نمودار مقادیر کادمیم خاک پس از برداشت گیاهان در خاک گلدان‌ها را در (شکل ۵) نشان می‌دهد. همان‌گونه که در نمودار دیده می‌شود، مقدار کادمیم خاک گلدان‌ها پس از مراحل برداشت گیاهان از گلدان، کاهش یافته است که این به‌دلیل جذب و انباشت کادمیم در بخش‌های مختلف گیاهان بوده است.

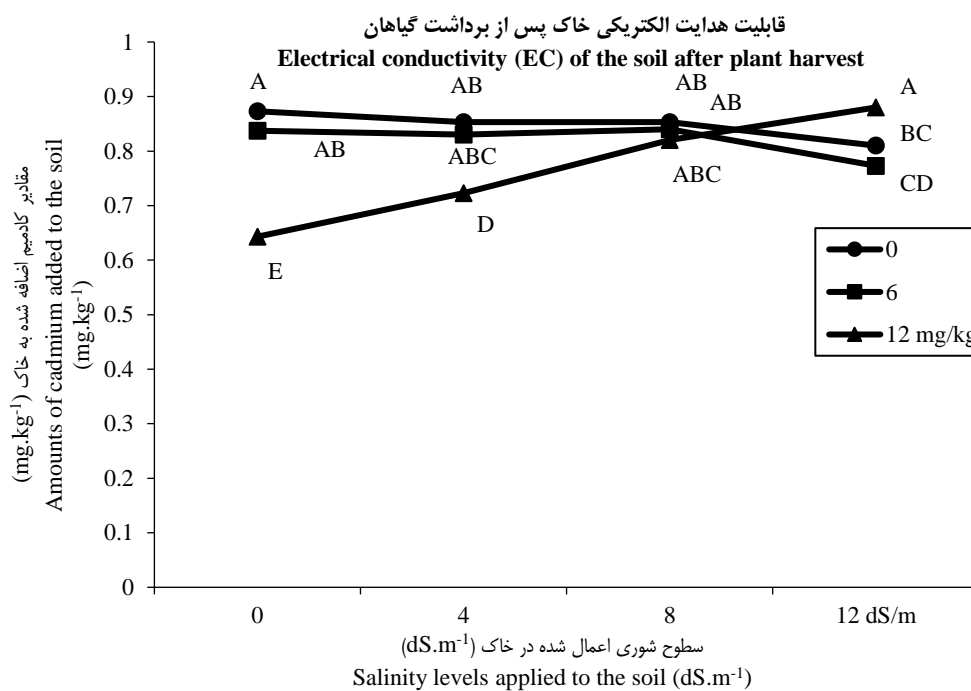


شکل ۵- مقایسه میانگین اثرات کادمیم و شوری بر مقادیر باقیمانده در خاک گلدان‌ها

Figure 5. Comparison of the mean effects of cadmium and salinity on the residual cadmium levels in the pot soil

می‌تواند به دلیل جذب شوری و کادمیم اعمال شده توسط گیاه باشد.

قابلیت هدایت الکتریکی (EC) خاک گلدان‌ها پس از برداشت گیاهان را در (شکل ۶) نمایش می‌دهد. مطابق این نمودار شوری خاک گلدان‌ها در تمام تیمارها کاهش یافته است که



شکل ۶- مقایسه میانگین اثرات کادمیم و شوری بر هدایت الکتریکی (EC) خاک پس از برداشت گیاهان

Figure 6. Comparison of the mean effects of cadmium and salinity on soil electrical conductivity (EC) after plant harvest

نتیجه‌گیری

این پژوهش نشان داد که گیاه کینوا توانایی بالایی در جذب و انباشت کادمیم در اندام‌های مختلف خود دارد و شدت این فرایند به‌طور مستقیم تحت تأثیر افزایش هم‌زمان غلظت کادمیم و سطوح شوری خاک قرار می‌گیرد. نتایج نشان داد که اثرات متقابل کادمیم و شوری بر غلظت کادمیم در تمامی اندام‌های گیاه در سطح یک درصد معنادار بود و با افزایش تنش‌های اعمال‌شده، میزان جذب و انتقال کادمیم در گیاه نیز به‌طور محسوسی افزایش یافت. الگوی توزیع کادمیم در اندام‌ها نشان داد که بیشترین انباشت در ریشه و سپس در ساقه و برگ رخ می‌دهد، در حالی که کمترین مقدار در دانه گیاه مشاهده شد. این الگوی تجمع نشان‌دهنده مکانیسم‌های کارآمد گیاه در محبوس‌سازی عناصر سمی در بخش‌های زیرزمینی و حداقل‌رسانی انتقال آن‌ها به ساختارهای تولیدمثلی است. افزایش شوری سبب افزایش تحرک‌پذیری کادمیم در خاک و افزایش بخش قابل جذب آن شد که در نهایت به افزایش جذب کادمیم توسط گیاه انجامید. کاهش مقدار کادمیم و کاهش هدایت الکتریکی خاک پس از برداشت نیز تأییدی بر نقش فعال گیاه در استخراج کادمیم و جذب بخشی از املاح محلول است.

اثرات متقابل کادمیم و شوری بر جذب کادمیم در اندام‌های مختلف گیاه کینوا بررسی شد و نتایج نشان داد که گیاه کینوا قابلیت جذب و تجمع کادمیم را در اندام‌های خود دارد و بیشترین مقادیر انباشت کادمیم به ترتیب در ریشه، ساقه، برگ و کمترین مقدار انباشت کادمیم در دانه گیاه بود. با توجه به افزایش حلالیت کادمیم در خاک‌های شور (Paalman et al., 1994; Hatje et al., 2003) با افزایش سطوح شوری اعمال شده و مقادیر کادمیم، میزان جذب و انباشت کادمیم در اندام‌های گیاه نیز افزایش یافت و مقادیر کادمیم و سطوح شوری اعمال شده در خاک پس از برداشت گیاهان کاهش یافته بود که این نتایج می‌تواند توانایی این گیاه را برای کاربرد در فرآیند گیاه‌پالایی اثبات کند. با توجه به مقاومت گیاه کینوا نسبت به سطوح شوری بسیار بالا (Jacobsen et al., 2000; Tagle and Planella, 2002) و سازگاری این گیاه با شرایط نامساعد آب و هوایی و خاک‌های فقیر، نتایج آزمایش عدم تغییر در شرایط مورفولوژیکی و صفات ظاهری این گیاه نسبت به آلودگی فلزات سنگین را نشان داد.

ارسال و انتشار دوگانه، پرهیز نموده و منافع تجاری در این راستا وجود ندارد و نویسندگان در قبال ارائه اثر خود وجهی دریافت ننموده‌اند.

تشکر و قدردانی

این مقاله حاصل کار تحقیقی در دانشکده کشاورزی دانشگاه مراغه است. نویسندگان از کلیه مسئولان دانشگاه به‌ویژه کارشناسان آزمایشگاه نهایت تشکر و سپاس را دارد.

نتایج این پژوهش نشان می‌دهد که کینوا می‌تواند یک گیاه مناسب برای کاربردهای گیاه‌پالایی در خاک‌های آلوده به فلزات سنگین، به‌ویژه در شرایط شور، باشد. افزون بر این، عدم مشاهده تغییرات جدی در صفات مورفولوژیکی گیاه در شرایط آلودگی، پایداری و مقاومت آن را در برابر تنش‌های محیطی تأیید می‌کند.

تعارض منافع

در رابطه با انتشار مقاله ارائه شده به طور کامل از اخلاق نشر، از جمله سرقت ادبی، سوء رفتار، جعل داده‌ها و یا

References

1. Acosta, J. A., Jansen, B., Kalbitz, K., Faz, A., and Martínez-Martínez, S. 2011. Salinity increases mobility of heavy metals in soils. *Chemosphere*, 85(8), 1318-1324. DOI:10.1016/j.chemosphere.2011.07.046.
2. Al-Mulali, U., and Ozturk, I. 2015. The effect of energy consumption, urbanization, trade openness, industrial output, and the political stability on the environmental degradation in the MENA (Middle East and North African) region. *Energy*, 84, 382-389. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2015.03.004>
3. Awad, M., Al Solaim, S. G., and El-Nakhlawy, F. S. 2014. Phytoextraction of salts by indigenous weeds in arid land. *International Journal of Agronomy and Agricultural Research*, 4(6), 110-115.
4. Bhargava, A., Shukla, S., and Ohri, D. 2006. Chenopodium quinoa—an Indian perspective. *Industrial Crops and Products*, 23(1), 73-87. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2005.04.002>.
5. Briggs, D. 2003. Environmental pollution and the global burden of disease. *British Medical Bulletin*, 68(1), 1-24. DOI:10.1093/bmb/ldg019.
6. Carlin, A. 1994. *Environmental investments: The cost of a clean environment*. DIANE Publishing. EPA, 11. 90-083.
7. Chaney, R. L., and Oliver, D. P. 1996. Sources, potential adverse effects and remediation of agricultural soil contaminants. In *Contaminants and the Soil Environment in the Australasia-Pacific Region* (pp. 323-359). Springer, Dordrecht. DOI:10.1007/978-94-009-1626-5_11
8. Cheng, S. 2003. Heavy metal pollution in China: origin, pattern and control. *Environmental Science and Pollution Research*, 10(3), 192-198. DOI:10.1065/espr2002.11.141.1.
9. Friesl, W., Friedl, J., Platzer, K., Horak, O., and Gerzabek, M. H. 2006. Remediation of contaminated agricultural soils near a former Pb/Zn smelter in Austria: batch, pot and field experiments. *Environmental Pollution*, 144(1), 40-50. DOI:10.1016/j.envpol.2006.01.012.
10. Gee, G. W., and Or, D. 2002. 2.4 Particle-size analysis. *Methods of Soil Analysis*. Part, 4(598), 255-293.
11. Hatje, V., Payne, T. E., Hill, D. M., McOrist, G., Birch, G. F., and Szymczak, R. 2003. Kinetics of trace element uptake and release by particles in estuarine waters: effects of pH, salinity, and particle loading. *Environment International*, 29(5), 619-629. [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(03\)00049-7](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(03)00049-7).
12. Huang, J. W., Chen, J., Berti, W. R., and Cunningham, S. D. 1997. Phytoremediation of lead-contaminated soils: role of synthetic chelates in lead phytoextraction. *Environmental Science & Technology*, 31(3), 800-805. DOI:10.1021/es9604828.
13. Jacobsen, S. E., Quispe, H. and Mujica, A. 2000. Quinoa: an alternative crop for saline soils. *Journal of Experimental Botany*, Vol. 54, pp. 25-25.
14. Järup, L. 2003. Hazards of heavy metal contamination. *British Medical Bulletin*, 68(1), 167-182. <https://doi.org/10.1093/bmb/ldg032>.
15. Kabata-Pendias, A. 2010. *Trace elements in soils and plants*. CRC Press. Taylor & Francis Group. <https://doi.org/10.1201/b10158>.
16. Khan, A. G. 2005. Role of soil microbes in the rhizospheres of plants growing on trace metal contaminated soils in phytoremediation. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, 18(4), 355-364. doi: 10.1016/j.jtemb.2005.02.006.
17. Klute, A. 1986. Water retention: laboratory methods. pp: 635-660. In: A. Klute (Ed.). *Methods of Soil Analysis. Part 1, Physical and Mineralogical Methods*. ASA and SSSA, Madison, WI.
18. Khoshgoftarmanesh, A., H., Shariyatmadari, H., and Karimian, N. 2003. Effects of irrigation water salinity and zinc application on soil cadmium solubility and its concentration in wheat. *Agricultural Sciences and Techniques and Natural Resources*, 7(4), 53-59. 20.1001.1.24763594.1382.7.4.5.5. (In Persian).
19. Lefèvre, I., Marchal, G., Meerts, P., Corréal, E., and Lutts, S. 2009. Chloride salinity reduces cadmium accumulation by the Mediterranean halophyte species *Atriplex halimus L.* *Environmental and Experimental Botany*, 65(1), 142-152. DOI:10.1016/j.envexpbot.2008.07.005.

20. Liphadzi, M. S., and Kirkham, M. B. 2006. Availability and plant uptake of heavy metals in EDTA-assisted phytoremediation of soil and composted biosolids. *South African Journal of Botany*, 72(3), 391-397. <https://doi.org/10.1016/j.sajb.2005.10.010>.
21. Liu, W. X., Shen, L. F., Liu, J. W., Wang, Y. W., and Li, S. R. 2007. Uptake of toxic heavy metals by rice (*Oryza sativa* L.) cultivated in the agricultural soil near Zhengzhou City, People's Republic of China. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 79(2), 209-213. doi: 10.1007/s00128-007-9164-0.
22. Lombi, E., Zhao, F. J., Dunham, S. J., and McGrath, S. P. 2001. TECHNICAL REPORTS-Bioremediation and Biodegradation-Phytoremediation of Heavy Metal-Contaminated Soils Natural Hyperaccumulation versus Chemically Enhanced Phytoextraction. *Journal of Environmental Quality*, 30(6), 1919-1926. doi: 10.2134/jeq2001.1919.
23. Manousaki, E., and Kalogerakis, N. 2009. Phytoextraction of Pb and Cd by the Mediterranean saltbush (*Atriplex halimus* L.): metal uptake in relation to salinity. *Environmental Science and Pollution Research*, 16(7), 844-854. doi: 10.1007/s11356-009-0224-3.
24. Manousaki, E., and Kalogerakis, N. 2011. Halophytes present new opportunities in phytoremediation of heavy metals and saline soils. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 50(2), 656-660. <https://doi.org/10.1021/ie100270x>.
25. McBride, M. B. 1994. *Environmental Chemistry of Soils*. Oxford University Press. New York.
26. McLean, E. O. 1982. Soil pH and lime requirement. pp: 199-224. In: A.L. Page (Ed.). *Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties*. ASA and SSSA, Madison, WI.
27. Morales, A. J., Bajgain, P., Garver, Z., Maughan, P. J., and Udall, J. A. 2011. Physiological responses of *Chenopodium quinoa* to salt stress. *International Journal of Plant Physiology Biochemistry*. 3(6), 219-232. DOI: 10.5897/IJPPB11.026.
28. Noitsakis, B., Dimassi, K., and Therios, I. 1996. Effects of NaCl Induced Salinity on Growth, Chemical Composition and Water Relations of Two Almond (*Prunus Amygdalus* L.) Cultivars and the Hybrid GF-677 (*Prunus Amygdalus x Prunus Persica*). *In II International Symposium on Irrigation of Horticultural Crops*, 449 (pp. 641-648). <https://doi.org/10.17660/ActaHortic.1997.449.89>.
29. Paalman, M. A. A., Van Der Weijden, C. H., and Loch, J. P. G. 1994. Sorption of cadmium on suspended matter under estuarine conditions; competition and complexation with major sea-water ions. *Water, Air, and Soil Pollution*, 73(1), 49-60.
30. Pierzynski, G. M., Sims, J. T., and Vance, G. F. 2005. *Soils and Environmental Quality* (Vol. 3). CRC Press, Taylor & Francis Group.
31. Pulford, I. D., and Watson, C. 2003. Phytoremediation of heavy metal-contaminated land by trees-a review. *Environment international*, 29(4), 529-540. [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(02\)00152-6](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(02)00152-6).
32. Raskin, I., Kumar, P. N., Dushenkov, S., and Salt, D. E. 1994. Bioconcentration of heavy metals by plants. *Current Opinion in Biotechnology*, 5(3), 285-290. DOI:10.1016/0958-1669(94)90030-2.
33. Rhoades, J. D. 1996. Salinity: Electrical conductivity and total dissolved solids. *Methods of soil analysis: Part 3, Chemical methods* (Vol.5.,pp. 417-435).
34. Sadowsky, M. J. 1999. Phytoremediation: past promises and future practices. *In Proceedings of the 8th international symposium on microbial ecology*. Halifax, Canada (pp. 1-7).
35. Salt, D. E., Smith, R. D., and Raskin, I. 1998. *Phytoremediation*. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology*, 49(1), 643-668. <https://doi.org/10.1146/annurev.arplant.49.1.643>.
36. Seaward, M. R. D., and Richardson, D. H. S. 1989. Atmospheric sources of metal pollution and effects on vegetation. *Heavy Metal Tolerance in Plants: Evolutionary Aspects*, 75-92.
37. Szabolcs, I. 1989. Salt-affected soils.,(CRC Press Inc.: Boca Raton, FL).
38. Tagle, M. B., and Planella, M. T. 2002. *La quinoa en La Zona Central de Chile. Supervivencia de una Tradición Prehispana*. Editorial IKU, Santiago de

- Chile, (pp, 25-29). DOI
10.7764/rcia.v46i2.2153.
39. Ure, A. M., Quevauviller, P. H., Muntau, H., and Griepink, B. 1993. Speciation of heavy metals in soils and sediments. An account of the improvement and harmonization of extraction techniques undertaken under the auspices of the BCR of the Commission of the European Communities. *International journal of environmental analytical chemistry*, 51(1-4), 135-151. <https://doi.org/10.1080/03067319308027619>
40. Usman, A. R. A., Kuzyakov, Y., and Stahr, K. 2005. Effect of immobilizing substances and salinity on heavy metals availability to wheat grown on sewage sludge-contaminated soil. *Soil & Sediment Contamination*, 14(4), 329-344.
DOI:10.1080/15320380590954051.
41. Weggler-Beaton, K., McLaughlin, M. J., and Graham, R. D. 2000. Salinity increases cadmium uptake by wheat and Swiss chard from soil amended with biosolids. *Australian Journal of Soil Research*, 38(1), 37-46.
DOI:10.1071/SR99028.



The Role of Integrated Management of Suitable Nutrition, Plant Mulch, and Shading in Reducing Decline in Orange Trees (Case Study: South of Kerman Province)

Javad Sarhadi^{a*}, and Mehri Sharif^a

^a Soil and Water Department, South Kerman Agricultural and Natural Resources Research and Education Center, Agricultural Research, Education and Extension Organization (AREEO), Jiroft, Kerman, Iran.

Article Info

Article Type

Research Article

Received

January 24, 2026

Revised

February 07, 2026

Accepted

February 14, 2026

Published online

March 16, 2026

Keywords

Calcareous Soils,
Citrus Decline,
Heat Stress,
Integrated Management,
Leaf Nutrient Concentration.

*Corresponding author's email

javad.sarhadi2009@gmail.com

Extended Abstract

Background and Objectives: Citrus decline, a multifactorial syndrome characterized by gradual growth reduction, yield loss, and eventual tree death, poses a severe threat to the sustainability of citrus orchards in arid and semi-arid regions. This phenomenon results from the complex interaction of biotic pathogens and abiotic stresses, including water deficit, nutritional imbalances, and particularly heat stress in warm climates. Southern Kerman province in Iran is a major citrus-producing area increasingly affected by this decline, linked to calcareous sandy soils with inherent limitations in organic matter and nutrient availability. Conventional singular management practices have proven inadequate in addressing this complex issue. Therefore, this study aimed to design and evaluate a holistic, integrated management strategy. The primary objective was to assess the combined effects of optimized nutrition and irrigation, organic mulch application, and artificial shading on mitigating decline symptoms, improving tree physiological status, and enhancing yield and fruit quality of Valencia orange trees (*Citrus sinensis* cv. Washington Navel) grown in calcareous sandy soils.

Materials and Methods: The research was conducted over two years (2021-2022) in a commercial Valencia orange orchard with calcareous sandy soil in Anbarabad, southern Kerman province. Initial soil analysis confirmed a sandy loam to loamy texture, high pH (7.5-7.7), low organic carbon (0.31-0.53%), and deficient levels of available phosphorus, potassium, and micronutrients (Zn, Fe, Mn). The experiment followed a randomized complete block design (RCBD) with three replications and four distinct treatments: (1) Control: standard local orchard practices (conventional nutrition and irrigation). (2) Optimal Nutrition and Irrigation (ONI): Fertilization based on soil and leaf analysis, using chemical and organic amendments (including decomposed cow manure) applied via localized placement (pit method). Irrigation was optimized through a pressurized drip system with proper emitter placement and spacing to ensure adequate water supply. (3) ONI + Mulch (ONI+M): Treatment 2 supplemented with a surface layer of plant-based mulch (shredded palm leaves). (4) ONI + Mulch + Shade (ONI+M+S): Treatment 3 supplemented with a 50% shading net installed from late May to mid-September to mitigate summer heat stress. Key growth and physiological parameters were measured at the end of each growing season. These included vegetative growth (number of new shoots per tree), yield (kg per tree), fruit quality attributes (diameter and length), leaf area, and the concentration of macro- and micronutrients (N, P, K, Zn, Fe, Mn) in leaf tissue. Collected data were subjected to analysis of variance (ANOVA) using SAS software, and mean comparisons were performed using Duncan's multiple range test at the 1% significance level.

Results: The integrated management strategy demonstrated highly significant and progressive improvements across all measured parameters. Treatment 4 (ONI+M+S) produced the most dramatic results, recording 298.57 new shoots per tree and a yield of 78.29 kg per tree. This represents increases of 198.6% and 196.1%, respectively, compared to the control (100 shoots, 26.44 kg/tree). Treatments 2 (ONI) and 3 (ONI+M) also showed significant improvements, with yield increases of 64% and 116.3% over the control, indicating the additive benefits of each component. Fruit diameter and length were significantly enhanced under the full integrated treatment (83.67 mm and 86.23 mm, respectively), corresponding to increases of 27.5% and 33.8% compared to control fruit (65.63 mm, 64.44 mm). This indicates a substantial improvement in fruit marketability and grade. Leaf analysis revealed a profound positive impact on tree nutritional health. Treatment 4 resulted in the highest concentrations of all measured nutrients. Most notably, micronutrient levels increased dramatically: by 126.7%, Iron (Fe) by 160.6%, and Manganese (Mn) by 98.8% compared to the control. Macronutrient levels (N, P, K) were also significantly higher in the integrated treatment compared to the control. Leaf area, an indicator of photosynthetic capacity, was also largest (39.63 cm²) in Treatment 4. ANOVA confirmed that the effect of treatments was significant ($p < 0.01$) for all studied traits.

Conclusion: This study conclusively demonstrates that citrus decline in calcareous sandy soils is a multifactorial challenge that cannot be effectively mitigated by conventional, piecemeal approaches. The integrated management package—combining scientifically guided nutrition and irrigation, organic mulching, and seasonal shading—proved to be a highly effective and synergistic strategy. The results provide clear evidence that this approach simultaneously alleviates multiple key stress factors: it corrects nutritional and water deficits, conserves soil moisture and moderates root-zone temperature, and reduces radiative and heat stress on the canopy.

Cite this article: Sarhadi, J., Sharif, M., 2026. The Role of Integrated Management of Suitable Nutrition, Plant Mulch, and Shading in Reducing Decline in Orange Trees (Case Study: South of Kerman Province). Research Article, *Journal of Soil Research*, 39 (4), pp 469-484



DOI: <https://doi.org/10.22092/IJSR.2026.372081.812>

Publisher: Soil Science Society of Iran



نقش مدیریت تلفیقی تغذیه مناسب، مالچ گیاهی و سایبان در کاهش عارضه زوال در درختان پرتقال (مطالعه موردی: جنوب کرمان)

جواد سرحدی^{۱*} و مهتری شریف^۱

^۱ بخش تحقیقات خاک و آب، مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی جنوب استان کرمان، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، جیرفت، کرمان، ایران.

اطلاعات مقاله	چکیده
نوع مقاله: مقاله پژوهشی	
تاریخ دریافت: ۱۴۰۴/۱۱/۰۴	
تاریخ بازنگری: ۱۴۰۴/۱۱/۱۸	
تاریخ پذیرش: ۱۴۰۴/۱۱/۲۵	
تاریخ انتشار: ۱۴۰۴/۱۲/۲۵	
واژه‌های کلیدی تنش گرمایی، خاک‌های آهکی، زوال مرکبات، غلظت عناصر برگ، مدیریت یکپارچه.	زوال مرکبات در اثر تعامل تنش‌های محیطی به‌ویژه گرما، خشکی و عوامل بیماری‌زا یک تهدید جدی برای پایداری باغات در مناطق خشک و نیمه‌خشک محسوب می‌شود. این مطالعه با هدف ارزیابی تأثیر مدیریت تلفیقی تغذیه و آبیاری بهینه، به‌کارگیری مالچ گیاهی و ایجاد سایبان بر کاهش عوارض زوال و بهبود شاخص‌های رشدی درختان مرکبات در جنوب استان کرمان، به صورت طرح بلوک‌های کامل تصادفی با سه تکرار و چهار تیمار روی درختان والنسیا در یک باغ با خاک شنی آهکی اجرا شد. تیمارها شامل: (۱) شاهد (مدیریت سنتی و عرف منطقه)، (۲) تغذیه و آبیاری بهینه (بر اساس نتایج آزمون خاک، برگ و برآورد علمی نیاز آبی گیاه)، (۳) تیمار دوم + مالچ گیاهی (برگ خرما) و (۴) تیمار سوم + سایبان (توری ۵۰ درصد) از اردیبهشت تا شهریور بودند. تعداد شاخه جدید، عملکرد، ابعاد میوه، سطح برگ و غلظت عناصر غذایی در برگ اندازه‌گیری و تجزیه آماری شدند. طبق نتایج، کلیه تیمارها تأثیر معنی‌داری ($P < 0.01$) بر تمامی صفات مورد بررسی داشتند. تیمار چهارم (ترکیب کامل) با ۲۹۸/۵۷ عدد شاخه جدید و عملکرد ۷۸/۲۹ کیلوگرم در هر درخت، به ترتیب افزایشی معادل ۱۹۸/۶ و ۱۹۶/۱ درصد نسبت به شاهد داشت. قطر و طول میوه نیز در این تیمار به طور معنی‌داری افزایش یافت. بالاترین غلظت نیتروژن، فسفر، پتاسیم و عناصر کم‌مصرف (روی، آهن، منگنز) در برگ‌های درختان تحت تیمار چهارم مشاهده شد. به نظر می‌رسد ترکیب تغذیه و آبیاری مناسب (رفع کمبودهای غذایی و آبی)، همراه با مالچ (حفظ رطوبت خاک و تعدیل دمای ریشه) و سایبان (کاهش تنش تابشی و گرمایی)، مقاومت درخت پرتقال در برابر عوامل زوال را تقویت می‌کند. این پژوهش مدیریت یکپارچه فوق را به عنوان راهکاری مؤثر برای کنترل زوال و افزایش بهره‌وری در باغات مرکبات مناطق مشابه توصیه می‌نماید.

استناد: سرحدی، ج.، شریف، م.، ۱۴۰۴. نقش مدیریت تلفیقی تغذیه مناسب، مالچ گیاهی و سایبان در کاهش عارضه زوال در درختان پرتقال (مطالعه

موردی: جنوب کرمان). مقاله پژوهشی، نشریه پژوهش‌های خاک، (۴) ۳۹، ص ۴۶۹-۴۸۴.

DOI: <https://doi.org/10.22092/IJSR.2026.372081.812>



*ایمیل نویسنده مسئول
javad.sarhadi2009@gmail.com

مقدمه

مرکبات از جمله محصولات باغی با اهمیت اقتصادی بالا در سطح جهان محسوب می‌شوند. با این حال، پدیده‌ای تحت عنوان زوال مرکبات در دهه‌های اخیر به‌عنوان یکی از جدی‌ترین تهدیدات پایدار باغات مرکبات در بسیاری از نقاط جهان از جمله ایران مطرح شده است. این عارضه در اثر تخریب سیستم ریشه‌ای و اختلال در جذب عناصر غذایی ناشی از تعامل تنش‌های محیطی (به‌ویژه گرمای شدید و خشکی هوا) و محدودیت‌های فیزیولوژیکی خاک‌های آهکی بروز می‌کند. این فرآیند که با کاهش تدریجی شاخساره‌دهی و باردهی آغاز شده و به مرگ درخت ختم می‌شود، خسارات اقتصادی سنگینی به بار آورده است (Tadayon, 2020). گزارش‌های اولیه از ظهور نشانه‌های زوال در مرکبات به قرن نوزدهم در شبه‌قاره هند و مناطق آمریکای جنوبی بازمی‌گردد. امروزه این اختلال در قاره‌های آسیا، آفریقا و آمریکا به‌صورت گسترده مشاهده شده و موضوع مطالعات متعدد پژوهشی قرار گرفته است (Tadayon, 2020). در ایران نیز نخستین گزارش‌های رسمی از بروز زوال در استان خوزستان و در ارتباط با آلودگی قارچی *Nattrassia mangiferae* ارائه شد (Alizadeh et al., 2000). زوال مرکبات یک اختلال فیزیولوژیک و پاتولوژیک پیچیده است که با علائم مشخصی همچون زردی پیش‌رونده برگ‌ها، کوچک شدن اندازه برگ‌های جدید و خشکیدگی تدریجی سرشاخه‌ها از انتها به سمت تنه شناخته می‌شود. در درختان زوال‌یافته، سیستم ریشه‌های موئین به شدت تخریب شده که منجر به اختلال در جذب آب و عناصر غذایی می‌گردد. این وضعیت در نهایت منجر به لخت شدن کانوپی، ریزش شدید میوه‌ها و کاهش کیفیت محصول شده و در صورت عدم مدیریت، مرگ تدریجی درخت را در پی دارد (Hosseini et al., 2020; Poudel et al., 2022).

علائم زوال در مرکبات بسیار متنوع و اغلب غیراختصاصی است. این علائم می‌تواند شامل زردی بین رگبرگی و پیشرفت به سمت کل برگ، ریزش برگ‌ها، خشکیدگی سرشاخه‌ها، تیره شدن آوندها، ریزش میوه‌های نارس، کاهش سیستم ریشه‌ای و در موارد شدید، پژمردگی ناگهانی و مرگ درخت باشد (Gottwald et al., 2011; Nwugo et al., 2013; Razi et al., 2012). چنین درختانی حتی در صورت زنده ماندن، باردهی اقتصادی خود را از دست می‌دهند. اتیولوژی زوال مرکبات پیچیده و چند عاملی است. مجموعه‌ای از عوامل بیماری‌زا (زیستی) شامل قارچ‌ها (مانند *Phytophthora* و *Fusarium*)، نماتدها، باکتری‌ها (مانند عامل بیماری گرینینگ) و ویروس‌ها (مانند ویروس تریستیزا) در کنار

عوامل غیرزنده (غیرزیستی) مانند تنش‌های آبی، کمبودهای غذایی، شوری، دمای بالا و مدیریت نادرست باغی در بروز و تشدید این عارضه نقش دارند (Timmer & Menge, 2007; Kumar & Das, 2019). در بسیاری از موارد، تعامل این عوامل است که منجر به بروز سندرم زوال می‌شود.

بررسی‌های انجام شده در باغات مبتلا به زوال، اغلب حکایت از نقش پررنگ تنش‌های محیطی به‌ویژه کمبود آب و عناصر غذایی دارد. مقایسه وضعیت خاک در اطراف درختان سالم و مبتلا، اختلاف معناداری در سطح عناصری مانند نیتروژن، فسفر، گوگرد، روی و منگنز را نشان می‌دهد که عموماً در پای درختان سالم غلظت بالاتری دارند (Bande et al., 2010). مطالعات دیگر نیز بر ارتباط زوال با سطوح ناکافی نیتروژن، فسفر، پتاسیم، کلسیم و ریزعنصر در خاک تأکید دارند. از سوی دیگر، آسیب به سیستم ریشه‌ای ناشی از بیماری‌هایی مانند پوسیدگی ریشه فیتوفترایی نیز می‌تواند با تحت تأثیر قرار دادن جذب آب و مواد غذایی، درخت را به سمت زوال سوق دهد (Srivastava & Singh, 2009). در شرایط اقلیمی گرم و خشک، تنش حرارتی به عنوان یک عامل غیرزیستی کلیدی خود را نشان می‌دهد. افزایش دما می‌تواند با افزایش تبخیر و تعرق، تشدید تنش آبی، سوختگی برگ‌ها و اختلال در فرآیندهای فیزیولوژیکی، درختان را مستعد زوال کند. در این راستا، راهکارهای مدیریتی که بتوانند اثرات تنش گرمایی را تعدیل کنند، مورد توجه قرار گرفته‌اند. استفاده از سایبان (توری‌های سایه‌انداز) یکی از این روش‌هاست که اگرچه سابقه مطالعاتی محدودی دارد، اما نتایج امیدوارکننده‌ای در بهبود شرایط رشدی و کیفی میوه مرکبات نشان داده است. به عنوان مثال، کاربرد توری با ۵۰ درصد سایه‌اندازی در دوره‌های حساس رشد توانسته است کیفیت محصول را تا ۳۵ درصد افزایش دهد (Jifon & Syvertsen, 2001). همچنین، گزارش شده که پوشش توری می‌تواند اثرات منفی کم‌آبایی را تا حد قابل توجهی جبران نماید (Abouatallah et al., 2012). استفاده از مالچ گیاهی نیز با حفظ رطوبت خاک، تعدیل دمای منطقه ریشه و بهبود فعالیت بیولوژیک خاک می‌تواند به کاهش تنش‌های خشکی و حرارتی کمک کند.

جنوب استان کرمان (منطقه جیرفت و کهنوج) با تولید بیش از ۵۰۰ هزار تن در سال، یکی از قطب‌های اصلی تولید مرکبات در ایران به شمار می‌رود. متأسفانه از اوایل دهه ۱۳۷۰، عارضه زوال مرکبات به صورت مرگ زود هنگام درختان، به‌ویژه در فصل تابستان و در باغات مناطق کوهپایه‌ای این منطقه ظهور کرده و روندی فزاینده داشته است. بررسی‌های میدانی نشان می‌دهد که شدت زوال با افزایش

مواد و روش

محل اجرای آزمایش و خصوصیات خاک

این پژوهش به مدت یک سال، بین سال‌های ۱۴۰۰ تا ۱۴۰۱، در یکی از باغات پرتقال رقم والنسیا (*Citrus sinensis cv. Washington Navel*) واقع در شهرستان عنبرآباد استان کرمان که دارای عارضه زوال بود، انجام گرفت. مساحت باغ محل اجرای آزمایش چهار هکتار بود که در طول جغرافیایی ۵۸/۱۵۵ و عرض جغرافیایی ۲۸/۳۴۹ درجه واقع شده است. اقلیم منطقه خشک و نیمه‌خشک با تابستان‌های گرم است. جهت تعیین ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی خاک، نمونه‌برداری از عمق ۰-۳۰ و ۳۰-۶۰ سانتی متری انجام شد. قبل از انجام آزمایش، بافت خاک به روش پیپت (Gee & Bauder, 1986) و ویژگی‌های شیمیایی خاک با استفاده از روش‌های استاندارد اندازه‌گیری شد. نیتروژن کل به روش کج‌دال، فسفر قابل دسترس به روش اولسن با استفاده از بی‌کربنات سدیم و پتاسیم قابل تبادل با روش استات آمونیوم یک نرمال اندازه‌گیری گردید. غلظت عناصر کم‌مصرف (آهن، روی، منگنز و مس) نیز پس از عصاره‌گیری با DTPA، توسط دستگاه جذب اتمی تعیین شد (Sparks et al., 1996). مطابق نتایج (جدول ۱)، خاک محل آزمایش دارای pH قلیایی بود. این شرایط فیزیکوشیمیایی، به همراه بافت سنی و کربن آلی ناچیز، منجر به تثبیت شدید فسفر و کاهش حلالیت کاتیون‌های فلزی شده است، به طوری که غلظت روی و آهن در خاک به ترتیب ۲/۵ و ۰/۳۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم بود که بسیار پایین‌تر از حد آستانه بحرانی برای مرکبات در خاک‌های آهکی است. این محدودیت‌های شدید، فرضیه ضرورت مدیریت تلفیقی برای احیای ریشه و افزایش جذب را تأیید می‌کند

دما و کاهش رطوبت نسبی رابطه مستقیم دارد. این شرایط اقلیمی سخت، از یک سو با ایجاد تنش اکسیداتیو و تخریب مستقیم ریشه‌های موئین، توان جذب آب و عناصر را کاهش داده و از سوی دیگر، درخت را در برابر حمله عوامل زیستی ثانویه (مانند قارچ‌های فرصت‌طلب خاک‌زاد) آسیب‌پذیر می‌سازد. در واقع، گرما و خشکی به عنوان محرک‌های اولیه، زمینه را برای تخریب نهایی توسط عوامل زیستی فراهم می‌کنند (Hosseini et al., 2020; Sarhadi et al., 2023). عواملی همچون کم‌آبایی، مدیریت نامناسب تغذیه، شوری آب و خاک، توپوگرافی زمین، نوع پایه و رقم و شیوع بیماری‌های گیاهی می‌توانند با تأثیر بر تحمل درخت در برابر گرما شدت این عارضه را افزایش یا کاهش دهند. به عنوان مثال ارقام ناول و انواع نارنگی در مقایسه با رقم والنسیا، نسبت به این عارضه حساسیت بیشتری دارند (Sarhadi, et al 2023).

با توجه به اهمیت اقتصادی مرکبات، روند تغییرات اقلیمی منطقه (افزایش دما و کاهش رطوبت) و پیچیدگی عوامل درگیر در زوال، اتخاذ راهکارهای مدیریتی یکپارچه و جامع ضروری به نظر می‌رسد. چنین راهکارهایی باید بتوانند همزمان بر چندین عامل استرس‌زا تأثیر بگذارند. بر این اساس، پژوهش حاضر بر پایه این فرضیه بنا شد که بهبود وضعیت تغذیه‌ای درختان به تنهایی نمی‌تواند بر عارضه زوال غلبه کند، مگر آنکه تنش‌های محیطی مانند دماهای بالا و نیز تنش خشکی و شوری به‌طور همزمان تعدیل شوند. فرض بر این است که ایجاد سایبان با کاهش بار حرارتی بر کانوپی و کاربرد مالچ با تعدیل دمای لایه رویی ریزوسفیر و کاهش تبخیر رطوبت از خاک و بهبود میزان رطوبت منطقه ریزوسفیر، شرایط فیزیولوژیک لازم برای حفظ ریشه‌های موئین و افزایش کارایی جذب عناصر غذایی فراهم‌شده در برنامه تغذیه‌ای را بهبود می‌بخشد. از این‌رو، مطالعه حاضر با هدف بررسی اثر یک مدیریت تلفیقی با تیمارهای تغذیه و آبیاری بهینه، مالچ و سایبان، بر کاهش عارضه زوال درختان پرتقال در جنوب استان کرمان انجام گرفت.

جدول ۱- خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک مورد مطالعه

Table 1. Physical and chemical properties of the soil studied

روی Zn	منگنز Mn	آهن Fe	پتاسیم K	فسفر P	آهک %	کربن آلی OC %	هدایت الکتریکی EC mmohs.cm-1	اسیدیته pH	بافت خاک texture	عمق خاک depth
mg.kg-1										
0.32	3.12	2.50	185	12.50	13	0.53	2.40	7.5	لوم شنی	0-30
0.11	1.85	1.70	128	8.60	23	0.31	2.80	7.7	لومی	30-60

تیمارهای آزمایشی و اجرای آزمایش

مناسب (اصلاح مکان قرارگیری قطره چکان‌ها)، انتخاب نوع و تعداد مناسب قطره چکان‌ها و همچنین فاصله مناسب آنها از یکدیگر (۴۵ سانتیمتر، با دبی ۴ لیتر در ساعت). کودها شامل کود گاوی پوسیده، سوپرفسفات تریپل و سولفات پتاسیم برای هر درخت بود که در چند مرحله شامل نیمه اول دی ماه به صورت چالکود (صد درصد فسفر و ۳۰ درصد کل پتاسیم به همراه تمامی کود حیوانی) و به صورت کودآبیاری (باقیمانده پتاسیم و سایر عناصر غذایی مورد نیاز در مراحل چهارگانه رشدی و فیزیولوژیکی درخت) مصرف شدند. نوع و مقدار کود مصرف شده در این تیمار، در (جدول ۲) نشان داده شده است.

به منظور بررسی اثر مدیریت تلفیقی تغذیه، رطوبت خاک (آبیاری) و ایجاد سایبان بر کنترل عارضه زوال در درختان مرکبات، چهار تیمار آزمایشی، در قالب طرح بلوک‌های کامل تصادفی و با سه تکرار در درختان پرتقال اعمال شد. تیمارها شامل: ۱- تیمار شاهد (عرف باغدار): مطابق با عرف رایج منطقه، شامل آبیاری با دور دو تا چهار روز و مصرف نامنظم کودهای اوره و فسفات دی آمونیوم (بدون آزمون خاک) در دو نوبت ابتدای فصل و اواخر بهار بود. ۲- تغذیه بهینه (کود شیمیایی و آلی بر اساس آزمون خاک و برگ و به روش چالکود و در زمان کوددهی مرسوم منطقه) + آبیاری

جدول ۲- مقدار و نوع کود شیمیایی و آلی مصرف شده در تیمار تغذیه بهینه (تیمار دوم)

Table 2. amount and kind of organic and chemical fertilizers used in optimal nutrition treatment (T2)

مقدار (به ازای هر درخت) Amount (per tree)	نوع کود Type of fertilizer
15 Kg	کود گاوی پوسیده Well-rotted cattle manure
1Kg	سوپرفسفات تریپل Triple superphosphate
1.5Kg	سولفات پتاسیم Potassium sulfate
40gr	سکوسترین آهن Iron chelate (Sequestrene)
100gr	سولفات منگنز Manganese sulfate
100gr	سولفات روی Zinc sulfate

۴- مدیریت تلفیقی کامل: این تیمار شامل تمامی موارد تیمار سوم، همراه با نصب سایبان بود. سایبان با استفاده از توری‌های پلیمری آنتی‌یووی با ضریب سایه‌اندازی ۵۰ درصد از اواخر اردیبهشت تا اواسط شهریور نصب شد. زمان‌بندی عملیات و نمونه‌برداری: عملیات اجرایی و اعمال تیمارها از اواخر اسفندماه با اصلاح سیستم آبیاری و کوددهی پایه آغاز و با نصب سایبان در نیمه دوم اردیبهشت‌ماه (همزمان با افزایش دمای هوا به بیش از ۳۵ درجه سانتی‌گراد) وارد

۳- تغذیه بهینه + مالچ: در این تیمار، علاوه بر تمامی کودهای مصرف شده در تیمار دوم، از برگ‌های خشک و هرس شده خرما به عنوان مالچ گیاهی استفاده شد. این مالچ در اوایل اردیبهشت‌ماه در شعاع دو متری تنه درخت (محدوده سایه‌انداز) به ضخامت ۱۰ تا ۱۵ سانتی‌متر پخش گردید تا از تبخیر سطحی جلوگیری کرده و دمای خاک را تعدیل نماید.

نتایج

همانگونه که در (جدول ۱) مشاهده می‌شود خاک مورد استفاده در این پژوهش دارای بافتی سبک و آهکی بوده و از نظر ماده آلی، فسفر، پتاسیم، آهن، روی و منگنز ضعیف تا تقریباً ضعیف و فاقد شوری برای مرکبات است. بر اساس تجزیه واریانس داده‌ها، تأثیر تیمارهای مختلف بر تمامی صفات رشدی مورد مطالعه در سطح احتمال یک درصد معنی‌دار بود (جدول ۳). مقایسه میانگین تیمارها نشان داد که تیمار چهارم (تغذیه و آبیاری بهینه + مالچ + سایبان) بیشترین مقادیر را در تمامی صفات رشدی و عملکردی مورد اندازه‌گیری به خود اختصاص داد (شکل ۱). در این تیمار، تعداد شاخ و برگ جدید به ۲۹۸/۵۷ عدد رسید که نسبت به تیمار شاهد (۱۰۰ عدد) افزایش ۱۹۸/۶ درصدی داشت. عملکرد درخت نیز در تیمار چهارم ۷۸/۲۹ کیلوگرم به ازای هر درخت بود که ۱۹۶/۱ درصد بیشتر از تیمار شاهد (۲۶/۴۴ کیلوگرم) بود (شکل ۱- الف). قطر و طول میوه به ترتیب با ۸۳/۶۷ و ۸۶/۲۳ میلی‌متر در تیمار چهارم ثبت شد که در مقایسه با تیمار شاهد (قطر ۶۵/۶۳ میلی‌متر و طول ۶۴/۴۴ میلی‌متر) افزایشی به میزان ۲۷/۵ درصد و ۳۳/۸ درصد را نشان داد (شکل ۲).

مقایسه میانگین‌ها نشان داد که تیمار سوم (تغذیه و آبیاری بهینه + مالچ) منجر به افزایش معنی‌دار تعداد شاخه‌های جدید (۹۲/۸ درصد)، عملکرد کل (۱۱۶/۳ درصد)، قطر میوه (۱۳/۲ درصد) و ارتفاع میوه (۱۵/۹ درصد) در مقایسه با روش مدیریت سنتی شد. تیمار دوم (تغذیه و آبیاری بهینه به تنهایی) نیز اگرچه تأثیری کمتر از تیمارهای ترکیبی داشت، اما همچنان تفاوت معنی‌داری با شاهد نشان داد؛ به طوری که میزان افزایش صفات مذکور در این تیمار نسبت به شاهد به ترتیب ۳۹/۶، ۶۴، ۸/۳ و ۱۲/۶ درصد ثبت گردید (شکل‌های ۱ و ۲).

فاز اصلی شد. این مراقبت‌ها تا اواخر شهریورماه به طور مستمر ادامه یافت. در نهایت، جهت ارزیابی اثر تیمارها، نمونه‌برداری از برگ‌های شاخه‌های بدون میوه (۴ تا ۶ ماهه) در مهرماه انجام شد و بلافاصله جهت آنالیزهای شیمیایی که در بخش بعدی شرح داده شده است، به آزمایشگاه منتقل گردید.

نمونه‌برداری و اندازه‌گیری صفات

به منظور حذف اثرات احتمالی تفاوت در اندازه کانوپی و سن درخت بر عملکرد نهایی، درختانی برای این پژوهش انتخاب شدند که از نظر سن (۱۵ سال)، رقم (والنسیا روی پایه نارنج) و حجم تاج پوشش در ابتدای آزمایش، دارای یکنواختی کامل بودند. تمام درختان منتخب دارای سطوح مشابهی از علائم زوال (خشکیدگی سرشاخه‌ها بین ۳۰ تا ۴۰ درصد) بودند. در اواخر مهرماه تعداد شاخه‌های جدید در چهار جهت جغرافیایی شمارش شد. در زمان برداشت میوه (اوتایل بهمن ماه)، تمامی میوه‌های هر درخت به صورت جداگانه چیده شده و با استفاده از باسکول دیجیتال با دقت ۰/۱ کیلوگرم وزن‌کشی شدند. میانگین عملکرد هر تیمار بر پایه وزن محصول به ازای هر درخت گزارش شد تا پاسخ مستقیم فیزیولوژیک هر واحد آزمایشی به مدیریت تلفیقی، بدون دخالت فاکتورهای جانبی نظیر تراکم کشت، مورد ارزیابی دقیق قرار گیرد. جهت تعیین ابعاد فیزیکی میوه، در زمان برداشت از هر درخت ۱۰ میوه به صورت تصادفی از جهات مختلف انتخاب شد. قطر میوه (عرض میوه در پهن‌ترین قسمت) و ارتفاع میوه (فاصله بین محل اتصال دم‌میوه تا نقطه گلگاه) با استفاده از کولیس دیجیتال با دقت ۰/۰۱ میلی‌متر اندازه‌گیری و ثبت گردید. جهت سنجش عناصر، نمونه‌برداری از برگ‌های میان‌فصل (۴ تا ۶ ماهه) شاخه‌های بدون میوه انجام شد. غلظت نیتروژن به روش کج‌لدال، فسفر به روش رنگ‌سنجی و عناصر ریزمغذی پس از هضم اسیدی، با دستگاه جذب اتمی اندازه‌گیری شدند (Sparks et al., 1996).

آنالیز نتایج

داده‌ها با استفاده از نرم‌افزار آماری SAS تجزیه واریانس شده و جهت مقایسه میانگین تیمارها از آزمون دانکن استفاده شد. برای ترسیم همه شکل‌ها از نرم‌افزار Excel 2016 استفاده شد.

جدول ۳- تجزیه واریانس اثرات تیمارهای آزمایشی بر صفات عملکردی و رشدی مورد مطالعه

Table 3. Analysis of variance of the effects of experimental treatments on the functional and growth traits studied

عملکرد yeild	سطح برگ Leaf area	طول میوه Fruit length	قطر میوه Fruit diameter	تعداد شاخ و برگ جدید Number of shoots	درجه آزادی df	منابع تغییرات S.O.V
میانگین مربعات Mean squars						
1444.29**	74.25**	242.70**	171.73**	22221.26**	3	تیمار Treatments
1.95	2.01	0.85	8.07	1.32	2	بلوک Block
3.55	7.89	8.48	12.11	14.17	6	خطا Error
3.67	8.29	3.91	4.72	2.06	-	CV (%)

* و ** به ترتیب معنی‌داری در سطح احتمال ۵ و ۱ درصد را نشان می‌دهند.

* and ** shows significant at $p \leq 0.05$ and $p \leq 0.01$, respectively.

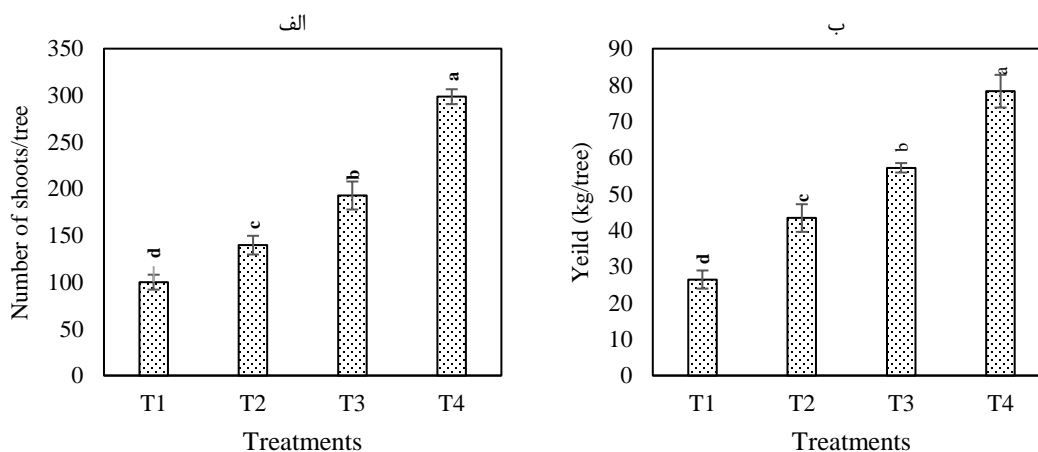
جدول ۴- تجزیه واریانس اثرات تیمارهای آزمایشی بر غلظت عناصر در برگ مرکبات

Table 3. Analysis of variance of the effects of experimental treatments on element concentration on leaf

میانگین مربعات Mean squars						درجه آزادی df	منابع تغییرات
Fe آهن	Mn منگنز	Zn روی	K پتاسیم	P فسفر	N نیترژن		
1061.35**	201.08**	331.50**	0.16**	0.0027**	0.44**	3	تیمار Treatment
0.52	0.13	1.06	0.008	0.0001	0.03	2	بلوک Block
9.83	2.04	14.21	0.01	0.0001	0.03	6	خطا Error
5.86	4.68	10.98	9.85	10.75	10.21	-	CV (%)

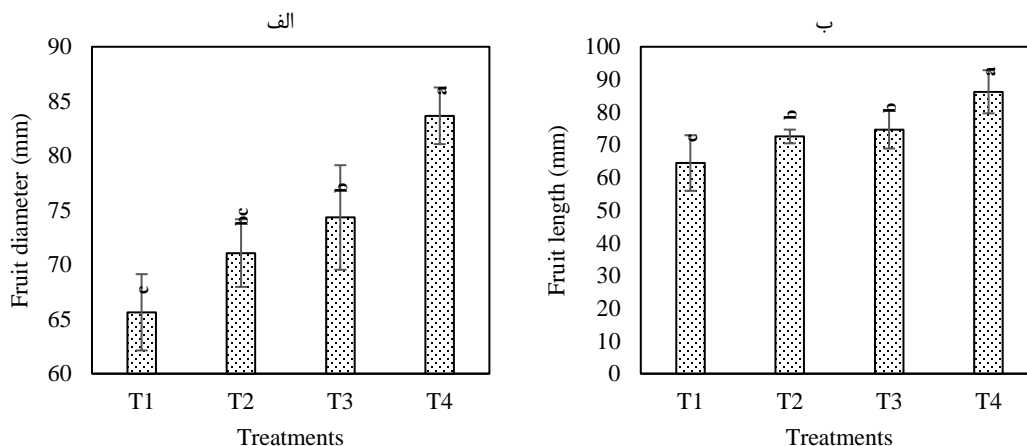
* و ** به ترتیب معنی‌داری در سطح احتمال ۵ و ۱ درصد را نشان می‌دهند.

* and ** shows significant at $p \leq 0.05$ and $p \leq 0.01$, respectively.



شکل ۱- اثر تیمارهای آزمایشی بر تعداد شاخه در هر درخت (الف) و نیز عملکرد میوه (ب). تیمارهای T1، T2، T3 و T4 به ترتیب نشان دهنده تیمار شاهد، تیمار تغذیه بهینه، تیمار تغذیه بهینه + مالچ و تیمار تغذیه بهینه + مالچ + سایبان هستند. وجود حروف مشابه نشان دهنده عدم اختلاف معنی‌دار در سطح خطای ۵ درصد با آزمون دانکن است.

Figure 1- The effect of treatments on per tree (a) and fruit yield (b). Treatments T1, T2, T3 and T4 represent the control treatment, optimal nutrition and irrigation treatment, optimal nutrition and mulch treatment and complete combined treatment, respectively. The presence of similar letters indicates no significant difference at the 5% error level by Duncan's test.

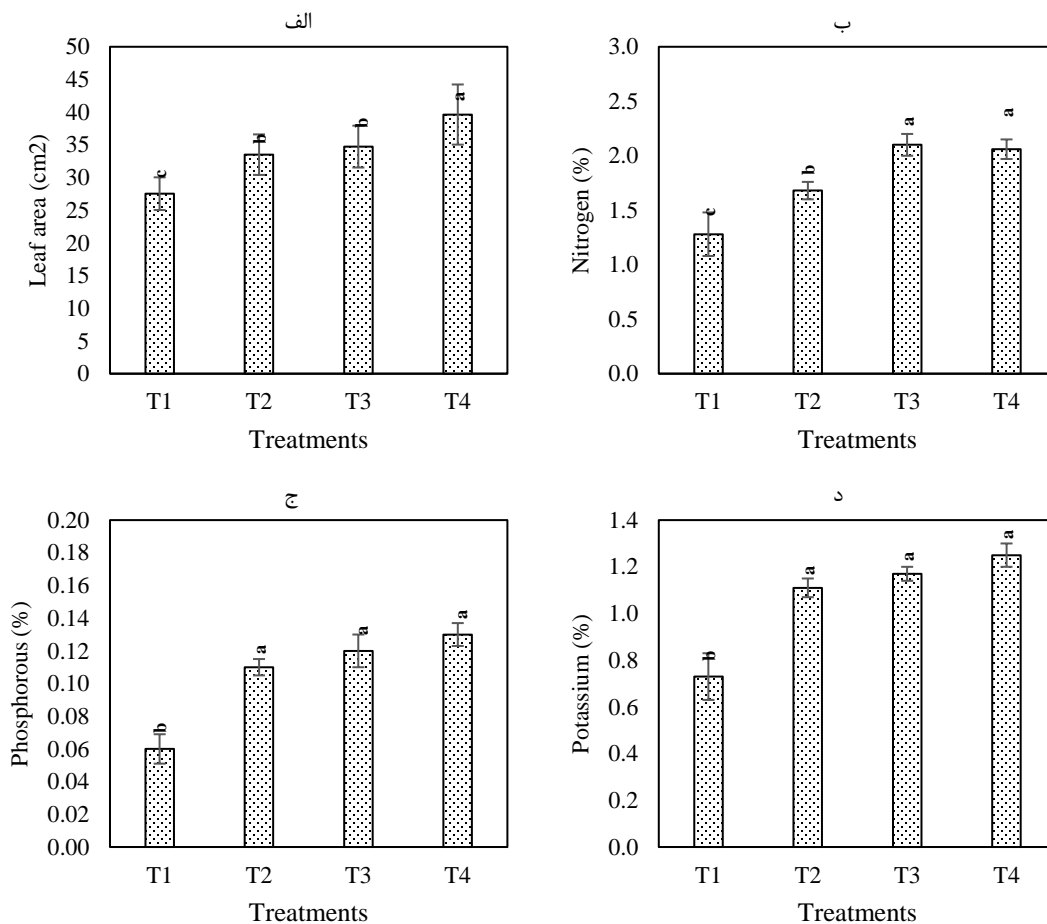


شکل ۲- اثر تیمارهای آزمایشی بر قطر میوه (الف) و نیز طول میوه (ب). تیمارهای T1، T2، T3 و T4 به ترتیب نشان دهنده تیمار شاهد، تیمار تغذیه بهینه، تیمار تغذیه بهینه + مالچ و تیمار تغذیه بهینه + مالچ + سایبان هستند. وجود حروف مشابه نشان دهنده عدم اختلاف معنی‌دار در سطح خطای ۵ درصد با آزمون دانکن است.

Figure 2- The effect of treatments on fruit diameter (a) and fruit length (b). Treatments T1, T2, T3 and T4 represent the control treatment, optimal nutrition and irrigation treatment, optimal nutrition and mulch treatment and complete combined treatment, respectively. The presence of similar letters indicates no significant difference at the 5% error level by Duncan's test.

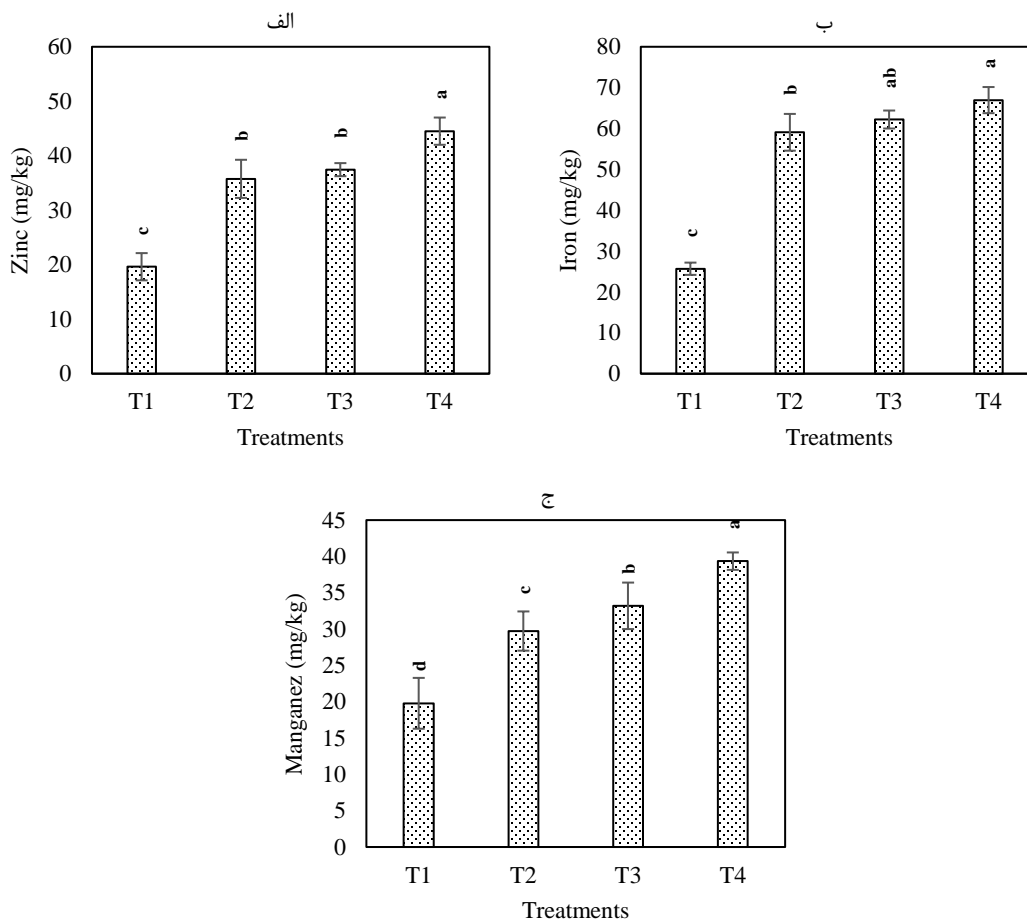
همچنین در تیمار چهارم، غلظت عناصر ماکرو شامل نیتروژن (۲/۰۶ درصد)، فسفر (۰/۱۳ درصد) و پتاسیم (۱/۲۵ درصد) به طور معنی داری بالاتر از شاهد بود. سایر تیمارهای مدیریتی نیز در بهبود وضعیت تغذیه‌ای مؤثر بودند، چنانکه تیمار سوم (مالچ + تغذیه) منجر به افزایش ۱۰۰ درصدی فسفر برگ نسبت به شاهد شد و تیمار دوم (تغذیه بهینه) نیز افزایش ۱۳۰ درصدی غلظت آهن را نسبت به شاهد به همراه داشت (شکل ۳).

نتایج تجزیه واریانس نشان داد که اثر تیمارها بر غلظت تمامی عناصر غذایی برگ در سطح احتمال ۱ درصد معنی‌دار بود (جدول ۴). مقایسه میانگین‌ها (شکل ۳ و ۴) بیانگر برتری مطلق تیمار چهارم (مدیریت تلفیقی کامل) بود، به طوری که بالاترین سطح برگ (۳۹/۶۳ سانتی‌متر مربع) و بیشترین غلظت عناصر روی (۴۴/۵۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم)، آهن (۶۶/۹۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم) و منگنز (۳۹/۳۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم) در این تیمار ثبت شد. این مقادیر نشان‌دهنده افزایشی معادل ۴۳/۹ درصد در سطح برگ، ۱۲۶/۷ درصد در روی، ۱۶۰/۶ درصد در آهن و ۹۸/۸ درصد در منگنز در مقایسه با تیمار شاهد است.



شکل ۳- اثر تیمارهای آزمایشی بر سطح برگ (الف)، غلظت نیتروژن (ب)، فسفر (ج) و پتاسیم (د) در برگ. تیمارهای T1، T2، T3 و T4 به ترتیب نشان دهنده تیمار شاهد، تیمار تغذیه بهینه، تیمار تغذیه بهینه + مالچ و تیمار تغذیه بهینه + مالچ + سایبان هستند. وجود حروف مشابه نشان دهنده عدم اختلاف معنی دار در سطح خطای ۵ درصد با آزمون دانکن است.

Figure 3- The effect of treatments on leaf area (a), the concentration of nitrogen (b), phosphorus (c) and potassium (d) in the leaf. Treatments T1, T2, T3 and T4 represent the control treatment, optimal nutrition and irrigation treatment, optimal nutrition and mulch treatment and complete combined treatment, respectively. The presence of similar letters indicates no significant difference at the 5% error level by Duncan's test.



شکل ۴- اثر تیمارهای آزمایشی بر غلظت روی (الف)، آهن (ب) و منگنز (ج) در برگ. تیمارهای T1، T2، T3 و T4 به ترتیب نشان دهنده تیمار شاهد، تیمار تغذیه بهینه، تیمار تغذیه بهینه + مالچ و تیمار تغذیه بهینه + مالچ + سایبان هستند. وجود حروف مشابه نشان دهنده عدم اختلاف معنی‌دار در سطح خطای ۵ درصد با آزمون دانکن است.

Figure 4- The effect of treatments on leaf area (a), the concentration zinc (a), iron (b) and manganese (c) in leaf. Treatments T1, T2, T3 and T4 represent the control treatment, optimal nutrition and irrigation treatment, optimal nutrition and mulch treatment and complete combined treatment, respectively. The presence of similar letters indicates no significant difference at the 5% error level by Duncan's test.

(شکل ۱ الف). این بهبود چشمگیر در رشد رویشی تحت تیمار سایبان، می‌تواند به تعدیل میکروکلیمای اطراف کانوپی نسبت داده شود. اگرچه در این تحقیق دمای سطح برگ و نرخ تعرق به طور مستقیم اندازه‌گیری نشد، اما بر اساس یافته‌های پژوهشگران دیگر (Tanny & Cohen, 2003; Jifon & Syvertsen, 2003)، ایجاد سایبان با کاهش تابش مستقیم و بار حرارتی روی برگ‌ها، منجر به بهبود پتانسیل آبی گیاه و تداوم باز بودن روزنه‌ها در ساعات گرم روز می‌شود. در پژوهش حاضر، افزایش معنی‌دار جذب عناصری نظیر پتاسیم و نیتروژن در تیمار چهارم، شواهد غیرمستقیمی بر بهبود کارایی فیزیولوژیک برگ‌ها در نتیجه کاهش فشار تبخیری محیط

بحث

تأثیر تیمارها بر صفات رشدی و عملکرد درختان

این پژوهش با هدف بررسی تأثیر ترکیبی مدیریت تغذیه و آبیاری بهینه همراه با کاربرد مالچ گیاهی و ایجاد سایبان بر کاهش عوارض زوال پرتقال رقم والنسیا در اراضی شنی و آهکی جنوب استان کرمان انجام شد. یافته‌ها به وضوح نشان داد که تیمار تغذیه و آبیاری بهینه + مالچ + سایبان برترین عملکرد را در تمامی صفات رشدی و تغذیه‌ای مورد بررسی داشت. افزایش معنی‌دار تعداد شاخ و برگ جدید (۱۹۸/۶ درصد نسبت به شاهد) در تیمار چهارم نشان‌دهنده بهبود قابل توجه در سلامت و رشد رویشی درختان بود

تأثیر تیمارها بر غلظت عناصر در برگ و ارتباط آن با سلامت درخت

نتایج نشان داد که مدیریت تلفیقی (تیمار چهارم) منجر به جهش قابل توجهی در غلظت روی (۱۲۶/۷ درصد)، آهن (۱۶۰/۶ درصد) و منگنز (۹۸/۸ درصد) نسبت به شاهد شد (شکل ۴). در خاک‌های آهکی، حلالیت این عناصر به دلیل pH بالا و حضور کربنات کلسیم به شدت محدود است که این امر محرک اصلی شروع زوال فیزیولوژیک در مرکبات است (Srivastava & Singh, 2009). مکانیسم این اثرگذاری را می‌توان در نقش کلیدی این عناصر در متابولیسم ثانویه جستجو کرد؛ روی با تسهیل سنتز پیش‌سازهای اکسین (تریئوفان)، از ریزبرگی و توقف رشد شاخه‌های انتهایی جلوگیری می‌کند، در حالی که آهن و منگنز به عنوان کوفاکتورهای حیاتی در سیستم‌های آنزیمی آنتی‌اکسیدان (مانند SOD) و زنجیره انتقال الکترون فتوسنتزی عمل می‌کنند. بهبود جذب این عناصر در تیمار تلفیقی، احتمالاً ناشی از ترشح اسیدهای آلی توسط مالچ گیاهی (کاهش pH ریزوسفر) و تعدیل دمای برگ توسط سایبان است که کارایی آنزیم‌های وابسته به این ریزمغذی‌ها را در مقابله با تنش‌های اکسیداتیو ناشی از زوال افزایش می‌دهد (Tadayon, 2020; Sarhadi et al., 2023). بدین ترتیب، تأمین این عناصر نه تنها کلروز را برطرف کرده، بلکه با تقویت بنیه ریشه و توازن هورمونی، زنجیره خودتخریبی زوال را متوقف می‌سازد. نتایج نشان‌دهنده بهبود معنی‌دار وضعیت تغذیه‌ای درختان در تیمار چهارم (تغذیه و آبیاری بهینه + مالچ + سایبان) از نظر عناصر پرمصرف (NPK) بود. کمبود این عناصر مستقیماً در چرخه زوال نقش دارد؛ نیتروژن به عنوان ستون فقرات پروتئین‌ها و کلروفیل، در صورت کمبود باعث تخلیه ذخایر کربوهیدراتی و ریزش برگ‌های پیر می‌گردد. فسفر با نقش کلیدی در ساختار ATP، انرژی لازم برای ترمیم بافت‌های آسیب‌دیده ریشه را فراهم می‌کند که در شرایط زوال به شدت آسیب دیده‌اند. همچنین پتاسیم با تنظیم پتانسیل اسمزی، کارایی مصرف آب را در شرایط تنش گرمایی منطقه افزایش داده و از سوختگی فیزیکی برگ‌ها جلوگیری می‌کند؛ بنابراین، تأمین متعادل این عناصر در تیمار تلفیقی، با رفع گرسنگی پنهان درخت و تقویت سدهای دفاعی بیوشیمیایی، از پیشرفت زوال جلوگیری کرده است (Srivastava & Singh, 2009; Nwugo et al., 2013). این نتایج با مطالعه‌های متعددی که نشان داده‌اند کمبود این عناصر از عوامل مهم زوال مرکبات است، مطابقت دارد (Gottwald et al., 2012; Nwugo et al., 2013). به علاوه، بهبود وضعیت تغذیه‌ای برگ می‌تواند مقاومت درختان را در برابر

در زیر سایبان است. همچنین، مالچ گیاهی با حفظ رطوبت خاک و تعدیل دمای منطقه ریشه، شرایط بهتری برای رشد ریشه، جذب آب و مواد غذایی فراهم می‌کند (Tu et al., 2021). این عوامل در کنار تغذیه بهینه که کمبودهای غذایی خاک را جبران می‌کند، منجر به افزایش تعداد شاخه‌های جدید و بهبود رشد درخت می‌شود. مطالعه sarhadi و همکاران (۲۰۲۳) نیز نشان دادند که استفاده از سایبان و مالچ در کنار تغذیه بهینه، رشد رویشی درختان مرکبات را در شرایط گرم و خشک افزایش می‌دهد.

نتایج همچنین نشان داد که با کاربرد تیمار تلفیقی (تغذیه و آبیاری بهینه، مالچ و سایبان)، افزایش ۱۹۶/۱ درصدی مشاهده شد که نشان‌دهنده تأثیر مثبت ترکیب تیمارها بر باردهی درختان است (شکل ۱-ب). تغذیه بهینه به‌ویژه تأمین نیتروژن، فسفر و پتاسیم کافی، نقش کلیدی در تشکیل میوه و افزایش عملکرد دارد (Srivastava & Singh, 2009). از سوی دیگر، آبیاری بهینه از تنش آبی جلوگیری کرده و فتوسنتز و انتقال مواد فتوسنتزی به میوه‌ها را بهبود می‌بخشد. مالچ و سایبان نیز با کاهش تنش گرمایی، از ریزش میوه‌های نارس جلوگیری می‌کنند (Abouatallah et al., 2012). این نتایج با یافته‌های Srivastava et al. (۲۰۰۴) که نشان دادند مدیریت یکپارچه تغذیه و آبیاری همراه با بهبود شرایط فیزیکی خاک، عملکرد مرکبات را در خاک‌های آهکی افزایش می‌دهد، همسو است. افزایش قطر و طول میوه به ترتیب ۲۷/۵ درصد و ۳۳/۸ درصد در تیمار چهارم نیز حاکی از بهبود کیفیت میوه بود. این بهبود می‌تواند ناشی از تأمین بهتر مواد غذایی به‌ویژه کلسیم و پتاسیم باشد که در تشکیل دیواره سلولی و اندازه میوه نقش دارند (Ramirez-Godoy et al., 2018). همچنین، کاهش تنش گرمایی به‌واسطه سایبان، از اختلال در فرآیندهای فیزیولوژیکی مانند تقسیم سلولی جلوگیری کرده و به افزایش اندازه میوه کمک می‌کند (Tanny & Cohen, 2003). مطالعه‌های دیگر نیز نشان داده‌اند که استفاده از سایبان می‌تواند کیفیت میوه مرکبات را از طریق کاهش تنش نوری و حرارتی بهبود بخشد (Jifon & Syvertsen, 2001).

بهبود پایداری خاکدانه‌ها و ارتقای ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC) در اراضی شنی مورد مطالعه شده است (Tu et al., 2021). این اصلاح ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی، علاوه بر کاهش وزن مخصوص ظاهری و بهبود تخلخل، به عنوان یک بافر حرارتی و رطوبتی عمل کرده و از نوسانات شدید دما در منطقه ریزوسفر جلوگیری می‌کند. با توجه به اینکه تخریب ریشه‌های موئین از علائم کلیدی زوال مرکبات در جنوب ایران است، حفظ رطوبت و تعدیل دمای خاک توسط مالچ، محیطی بهینه برای بقا و توسعه ریشه‌های جدید فراهم آورده و کارایی جذب عناصر را در تیمار تلفیقی افزایش داده است (Srivastava & Singh, 2009; Sarhadi et al., 2023). همچنین، تقویت بیولوژی خاک و حمایت از میکروارگانیسم‌های سودمند در حضور ماده آلی، می‌تواند از طریق القای مقاومت سیستمیک (ISR)، توانایی درخت را در مقابله با تنش‌های زنده و غیرزنده مرتبط با زوال ارتقا بخشد (Kumar & Das, 2019).

نتیجه‌گیری کلی

مطالعه حاضر با هدف بررسی اثر تغذیه و آبیاری بهینه، مالچ گیاهی و سایبان بر عارضه زوال مرکبات در شهرستان عنبرآباد در جنوب استان کرمان انجام شد. نتایج حاصل از این پژوهش نشان داد که برتری چشمگیر تیمار چهارم (تغذیه و آبیاری بهینه، مالچ گیاهی و سایبان) در مقایسه با سایر تیمارها، بیانگر ضرورت به‌کارگیری رویکردهای چندجانبه در مدیریت باغات درگیر با زوال است. در واقع، اثربخشی همزمان بهینه‌سازی تغذیه، تعدیل دمای محیط ریشه با مالچ و کاهش بار گرمایی کانوبی توسط سایبان، توانست با ایجاد سینرژی فیزیولوژیک، محدودیت‌های محیطی و تغذیه‌ای را که محرک اصلی زوال در این منطقه هستند، به حداقل برساند. این استراتژی مدیریتی نه تنها موجب افزایش معنی‌دار رشد رویشی و عملکرد شد، بلکه با بهبود توازن عناصر در برگ، باعث بهبود عملکرد در این آزمایش شد. مطالعات نشان داده است که استفاده از سایبان در دوره‌های گرم سال باعث تعدیل ریزاقليم باغ، کاهش تابش مستقیم و در نتیجه کاهش تنش گرمایی و تبخیر و تعرق شده است. مالچ گیاهی نیز با حفظ رطوبت خاک، تعدیل دمای منطقه ریشه و بهبود فعالیت بیولوژیک خاک، شرایط بهتری برای توسعه ریشه فراهم می‌کند. تلفیق این اقدامات مدیریتی در کنار برنامه‌ی تغذیه مبتنی بر نیاز واقعی گیاه، منجر به قطع زنجیره تنش‌های متقاطع (آبی، گرمایی و تغذیه‌ای) می‌گردد، عاملی که به صورت یک فرآیند خودتقویت‌کننده منجر به پیشرفت زوال مرکبات می‌شود. در واقع، این رویکرد با فراهم کردن بستر مناسب جهت

بیماری‌های قارچی و باکتریایی افزایش دهد (Timmer & Menge, 2007).

نقش ترکیبی تیمارها در کاهش زوال مرکبات و مکانیسم‌های مرتبط

زوال مرکبات یک پدیده چندعاملی است که عوامل زنده و غیرزنده در آن دخیل هستند (Timmer & Menge, 2007). در این پژوهش، تیمار چهارم (تغذیه و آبیاری بهینه، مالچ و سایبان) به‌عنوان مؤثرترین تیمار، توانست به‌طور همزمان بر چندین عامل استرس‌زا تأثیر بگذارد. تغذیه و آبیاری بهینه، کمبودهای غذایی و تنش آبی را برطرف می‌کند. اگرچه در این پژوهش پارامترهای مستقیم تنش (مانند دمای برگ یا پتانسیل آب خاک) اندازه‌گیری نشد، اما افت شدید شاخص‌های رشدی و سطح برگ در تیمار شاهد در مقایسه با تیمارهای مدیریتی، نشان‌دهنده محدودیت‌های محیطی ناشی از اقلیم نیمه‌بیابانی منطقه است. بر این اساس، به نظر می‌رسد مالچ گیاهی با پتانسیل تعدیل نوسانات دمایی منطقه ریشه و حفظ رطوبت، بخشی از شدت تنش‌های غیرزنده را در تیمار چهارم تعدیل کرده است. همچنین، استفاده از سایبان احتمالاً از طریق تعدیل شدت تابش و کاهش بار گرمایی کانوبی، شرایط بهینه‌تری را برای فتوسنتز فراهم کرده است (Jifon & Syvertsen, 2001; Abouatallah et al., 2012). امری که در مطالعات منطقه‌ای به‌عنوان راهکاری برای جلوگیری از سوختگی فیزیکی و کاهش تبخیر و تعرق مازاد در مرکبات جنوب ایران پیشنهاد شده است (Hosseini et al., 2020; Sarhadi et al., 2023). این رویکرد ترکیبی با مدیریت همزمان تنش‌های محیطی و تغذیه‌ای، زنجیره عوامل محرک زوال را در حساس‌ترین ماه‌های سال (اردیبهشت تا شهریور) گسسته است. به‌عنوان مثال، Singh و Srivastava (۲۰۰۹) نشان دادند که مدیریت یکپارچه تغذیه و آبیاری همراه با بهبود شرایط فیزیکی خاک، می‌تواند زوال مرکبات را در خاک‌های آهکی کاهش دهد. همچنین، Sarhadi و همکاران (۲۰۲۳) گزارش کردند که استفاده از سایبان و مالچ در کنار تغذیه بهینه، بهبود معنی‌داری در سلامت درختان مرکبات در جنوب کرمان ایجاد می‌کند.

مکانیسم عمل این تیمارها را می‌توان از جنبه فیزیولوژیکی نیز بررسی کرد. سایبان با کاهش دمای برگ‌ها، فتوسنتز را بهبود بخشیده و از تنش اکسیداتیو جلوگیری می‌کند (Tanny & Cohen, 2003). استفاده از مالچ گیاهی (برگ خرما) از طریق تجزیه تدریجی و آزادسازی ترکیبات هوموسی، منجر به

عنوان یک راهکار عملی و پایدار به باغداران پیشنهاد شود. با این وجود، برای تعمیم‌پذیری بیشتر این یافته‌ها، انجام مطالعات بلندمدت و بررسی جنبه‌های اقتصادی اجرای این راهکار در مقیاس وسیع‌تر پیشنهاد می‌گردد.

بازسازی سیستم ریشه‌ای و بهبود کارایی فتوسنتزی، روند زوال درختان را متوقف کرده و مسیر را برای بازیابی توان فیزیولوژیک و جوان‌سازی بافت‌های رویشی در باغات آسیب‌دیده هموار می‌سازد. با توجه به شرایط اقلیمی گرم و خشک منطقه و محدودیت‌های ذاتی خاک‌های آهکی، به کارگیری این بسته مدیریتی تلفیقی می‌تواند به


References

1. Abouatallah, A., R. Salghi, A. El Fadl, B. Hammouti and A. Zarrouk. 2012. Shading nets usefulness for water saving on citrus orchards under different irrigation doses. *Current world environment*. 7(1): 13-22. <https://doi.org/10.12944/CWE.7.1.03>
2. Alizadeh, A., A. Heidarian, and R. Farokhinejad. 2000. Branch wilt disease, decline and death of citrus trees caused by the fungus *Nattrassia magniferae* (h.and.p.sydow) sutton and dyko and its other hosts in Khuzestan province. *Iranian Journal of Plant Pathology* 36(1-2): 77-98. (In persian).
3. Bande, M.S., S.P. Wagh, M.V. Kadu, M.P. Gajbhiye, and S.B. Selgaonkar. 2010. Soil characteristics of some typical healthy and declined orange gardens in Warud tahsil of Amravati District (MS). *Journal of Soils and Crops* 20(1): 149-154.
4. Gee, G., & Bauder, J. 1986. Particle-size analysis 1: Soil science society of America. American Society of Agronomy Madison, WI .
5. Gottwald, T., J. Graham, M. Irey, T. McCollum and B. W. Wood. 2012. Inconsequential effect of nutritional treatments on huanglongbing control, fruit quality, bacterial titer and disease progress. *Crop Protection* 36: 73-82. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2012.01.004>
6. Jifon, J. and J.P. Syvertsen. 2001. Effects of moderate shade on citrus leaf gas exchange, fruit yield, and quality. *Proceedings of the Florida State Horticultural Society*. 114: 177-181.
7. Kumar, K.K. and A. Das. 2019. Diversity and community analysis of plant parasitic nematodes associated with citrus at citrus research station, Tinsukia, Assam. *Journal of Entomology and Zoology Studies*. 7: 187-189.
8. Nwugo, C.C., H. Lin, Y. Duan, and E.L. Civerolo. 2013. The effect of 'Candidatus *Liberibacter asiaticus*' infection on the proteomic profiles and nutritional status of pre-symptomatic and symptomatic grapefruit (*Citrus paradisi*) plants. *BMC plant biology* 13(1): 1-24. <https://doi.org/10.1186/1471-2229-13-59>
9. Ramirez-Godoy, A., Puentes-Perez, G., & Restrepo-Diaz, H. 2018. An evaluation of the use of calcium, potassium and silicon for the management of *Diaphorina citri* populations in Tahiti lime trees. *Notulae Botanicae Horti Agrobotanici Cluj-Napoca*, 46(2), 546-552. <https://doi.org/10.15835/nbha46211152>.
10. Razi, M., I.A. Khan, and M.J. Jaskani. 2011. Citrus plant nutritional profile in relation to Huanglongbing prevalence in Pakistan. *Pakistan Journal of Agricultural Sciences* 48(4): 299-304.
11. Sarhadi, J., Heidari, S., Sharif, M., & Mousavi, S. M. 2023. Efficacy of integrated management on control of citrus decline: A case study. *Journal of Plant Nutrition*, 46(5), 1-15. <https://doi.org/10.5958/2582-2527.2024.00007.1>
12. Sparks, D., Page, A., Helmke, P., Loeppert, R., Soltanpour, P., Tabatabai, M., Johnston, C., & Summer, M. (1996). *Methods of soil analysis*, parts 2 and 3 chemical analysis. Soil Science Society of America Inc., Madison .
13. Srivastava, A. and S. Singh. 2004. Soil and plant nutritional constraints contributing to citrus decline in Marathwada region, India. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 35(17-18): 2537-2550. <https://doi.org/10.1081/LCSS-200030359>
14. Srivastava, A.K. and S. Singh. 2009. Citrus decline: Soil fertility and plant nutrition. *Journal of Plant Nutrition* 32(2): 197-245. <https://doi.org/10.1080/01904160802592706>
15. Tadayon, M.S .2020.The role of nutritional management in improving the symptoms of citrus decline. *Journal of plant nutrition* 43(10): 1555-1570. <https://doi.org/10.1080/01904167.2020.1730897>

16. Tanny, J., & Cohen, S. 2003. The Effect of a Small Shade Net on the Properties of Wind and Selected Boundary Layer Parameters above and within a Citrus Orchard. *Biosystems Engineering*, 84(1), 57-67.
17. Timmer, L. W., & Menge, J. A. 2007. *Compendium of Citrus Diseases* (2nd ed.). American Phytopathological Society.
18. Tu, A., Xie, S., Zheng, H., Li, H., Li, Y., & Mo, M. 2021. Long-term effects of living grass mulching on soil and water conservation and fruit yield of citrus orchard in south China. *Agricultural Water Management*, 252, 106897. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2021.106897>.



Quantifying Avoided Soil Erosion and Sediment Export and Deriving Managerial Insights

Majid Ramezani Mehrian^a, Ardavan Zarandian^b, Sayedeh Alemohammad^{c*} , and Jalil Badam Firouz^d

^a Department of Environmental Studies, Institute of Research and Development in the Humanities (SAMT), Tehran, Iran.

^b Department of Environmental Assessment and Risks, Research Center of Environment and Sustainable Development, Tehran, Iran.

^c Department of Innovation and Sustainability, Faculty of Governance, University of Tehran, Tehran, Iran.

^d Department of Environmental Economics, Research Center of Environment and Sustainable Development, Tehran, Iran.

Article Info

Article Type

Research Article

Received

December 9, 2025

Revised

December 28, 2025

Accepted

March 7, 2026

Published online

March 16, 2026

Keywords

Ecosystem Service,
Soil Erosion,
Sediment Delivery Ratio,
Sediment Export,
Zanjan Province

*Corresponding author's email

Sh.alemohammad@ut.ac.ir

Extended Abstract

Background and Objectives: The primary objectives of this research were: 1) To conduct a spatial assessment and mapping of the sediment retention ecosystem service in the watersheds of Zanjan Province by quantifying avoided soil erosion and avoided sediment export. 2) To identify and delineate priority management areas at the watershed level and provide spatial strategies for enhancing the sediment retention service. The overarching goal was to bridge the gap between detailed biophysical evaluations and practical, location-specific decision-making for sustainable watershed management.

Materials and Methods: The methodological core of this study was the Sediment Delivery Ratio (SDR) model implemented in the InVEST software suite. The process began with estimating soil erosion potential for each pixel using the RUSLE, which synthesizes data layers for rainfall erosivity (R), soil erodibility (K), the topographic length-slope factor (LS) derived from a 30m Digital Elevation Model (DEM), land cover (C), and conservation practices (P). Subsequently, the SDR for each pixel was calculated based on a hydrological connectivity index, balancing upslope resistance and downslope flow path factors. The sediment export from each pixel was then derived as the product of its USLE erosion potential and its SDR. Finally, the ecosystem services of "avoided erosion" (soil loss prevented at source by vegetation) and "avoided sediment export" (sediment prevented from entering streams) were quantified. All spatial data, including land use/land cover from Landsat 8 imagery, were standardized within a GIS environment to a consistent coordinate system and raster resolution for model execution.

Results: The application of the model across Zanjan Province revealed a highly heterogeneous spatial pattern of erosion and sediment dynamics. The total annual soil erosion potential and sediment export for the province were estimated, confirming the severity of the process. More importantly, the existing vegetative cover was quantified as providing a crucial ecosystem service by preventing a vastly greater amount of soil loss and sediment delivery to watercourses annually. Spatial aggregation of pixel-level results to the watershed scale enabled clear prioritization. Watershed 1 was identified as "Critical," contributing the dominant share to both total erosion potential and sediment export. watersheds 7 and 5 were categorized as "High Priority," while the remaining watersheds (2, 3, 4, 6) were classified as "Moderate to Low Priority". This stratification effectively pinpoints areas where management interventions would yield the highest return in terms of reducing sediment loads to vital water reservoirs.

Conclusion: This study successfully moved beyond conventional erosion modeling by translating complex biophysical assessments into operational, priority-ranked maps at a management-relevant scale. By integrating the RUSLE and SDR models within the InVEST framework, it provided a scientifically robust and spatially explicit basis for optimizing the allocation of limited conservation resources. The proposed spatial prioritization enables a shift from uniform, dispersed management approaches to a targeted, evidence-based strategy focused on critical intervention areas. The methodology and findings not only offer a direct and practical tool for watershed managers in Zanjan Province but also establish a replicable framework for adaptive and intelligent decision-making in other watersheds across Iran. Ultimately, this approach supports the development of a dynamic, integrated spatial information system for the national-scale protection of fundamental soil and water resources.

Cite this article: Ramezani Mehrian, M., Zarandian, A., Alemohammad, S., Badam Firouz, J., 2026. Quantifying Avoided Soil Erosion and Sediment Export and Deriving Managerial Insights. Research Article, *Journal of Soil Research*, 39 (4), pp 485-492.



DOI: <https://doi.org/10.22092/ijsr.2026.371627.804>

Publisher: Soil Science Society of Iran



ارزیابی میزان اجتناب از دو فرایند فرسایش خاک و رسوب‌دهی و ارائه بینش‌های مدیریتی

مجید رضانی مهران^۱، اردوان زرندیان^۲، سیده آل محمد^{۳*} و جلیل بادام فیروز^۴

^۱ گروه مطالعات محیطی، پژوهشکده تحقیق و توسعه علوم انسانی، تهران، ایران

^۲ گروه ارزیابی و مخاطرات محیط زیست، پژوهشکده محیط زیست و توسعه پایدار، تهران، ایران

^۳ گروه نوآوری و پایداری، دانشکده حکمرانی، دانشگاه تهران، تهران، ایران

^۴ گروه اقتصاد محیط‌زیست، پژوهشکده محیط زیست و توسعه پایدار، تهران، ایران

چکیده

اطلاعات مقاله

فرسایش خاک و تولید رسوب به‌عنوان یکی از مخاطرات اصلی، پایداری اکوسیستم‌ها و توسعه پایدار در حوضه‌های استان زنجان را تهدید می‌کند. این پژوهش، با هدف ارزیابی کمی خدمات اکوسیستمی نگهداشت رسوب انجام شد. برای دستیابی به این هدف، از چهارچوب مدل نسبت تحویل رسوب در نرم‌افزار InVEST استفاده شد. در گام اول، پتانسیل فرسایش خاک با به‌کارگیری معادله اصلاح‌شده جهانی هدررفت خاک (RUSLE)، برآورد شد که عوامل فرسایش‌پذیری باران، فرسایش‌پذیری خاک، توپوگرافی، پوشش اراضی و اقدامات حفاظتی را تلفیق می‌کند. در مراحل بعد، رسوب‌گذاری و رسوب‌دهی نهایی در پیکسل‌ها، بر حسب نسبت تحویل رسوب و شاخص اتصال هیدرولوژیکی، محاسبه شد و سپس این مقادیر در سطح حوضه‌ها تجمیع شد. نتایج، توزیع مکانی ناهمگون و تمرکز قابل‌توجه فرسایش و تولید رسوب را در برخی حوضه‌ها آشکار ساخت. ارائه بینش‌های مدیریتی در حوضه‌ها، بر اساس مقایسه منطقی دو معیار فرسایش و رسوب‌دهی، در سه سطح اولویت، صورت پذیرفت. این پژوهش با کمی‌سازی نقش بازدارنده پوشش گیاهی موجود در جلوگیری از فرسایش خاک و ورود رسوب به شبکه‌های آبی، بر ارزش خدمات اکوسیستمی تأکید می‌نماید. نوآوری مطالعه حاضر، گذار از ارزیابی‌های صرفاً کمی به سمت ارائه بینش‌های مدیریتی مکان‌محور در مقیاس حوضه‌ها است. این نتایج برای تخصیص بهینه منابع و هدایت هدفمند طرح‌های حفاظتی و آبخیزداری به سوی پهنه‌های بحرانی، کارآمد است. تکرار و پیگیری چنین مطالعاتی در کشور، می‌تواند به تکمیل یک سامانه اطلاعات جغرافیایی پشتیبان و قابل اتکا برای اتخاذ شیوه‌های مدیریت انطباقی در راستای حفاظت از منابع پایه خاک و آب بینجامد.

نوع مقاله: مقاله پژوهشی

تاریخ دریافت: ۱۴۰۴/۰۹/۱۸

تاریخ بازنگری: ۱۴۰۴/۱۰/۰۷

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۴/۱۲/۱۶

تاریخ انتشار: ۱۴۰۴/۱۲/۲۵

واژه‌های کلیدی

استان زنجان،
خدمات اکوسیستمی،
رسوب‌دهی،
فرسایش خاک،
نسبت تحویل رسوب

* ایمیل نویسنده مسئول

Sh.alemohammad@ut.ac.ir

استناد: رضانی مهران، م.، زرندیان، ا.، آل محمد، س.، بادام فیروز، ج.، ۱۴۰۴. ارزیابی میزان اجتناب از دو فرایند فرسایش خاک و رسوب‌دهی و ارائه

بینش‌های مدیریتی. مقاله پژوهشی، نشریه پژوهش‌های خاک، (۴) ۳۹، ص ۴۸۵-۴۹۲.

DOI: <https://doi.org/10.22092/ijssr.2026.371627.804>



مقدمه

کم‌بازده و همچنین توسعه فعالیت‌های عمرانی بدون ملاحظات محیط‌زیستی، احتمال تشدید نرخ فرسایش و افزایش بار رسوبی ورودی به این مخازن را افزایش داده و سرمایه‌گذاری‌های کلان در بخش آب را با تهدید مواجه ساخته است (Hosseini, Mofrad et al., 2023). در این میان، استان زنجان با قرارگیری در منطقه‌ای کوهستانی، از جمله مناطق مستعد فرسایش در کشور محسوب می‌شود. وجود منابع آبی حیاتی تغذیه‌کننده سدهای تالوار، سفیدرود و دیگر مخازن مهم در این استان، لزوم توجه جدی به مقوله کنترل فرسایش و رسوب را دوچندان می‌کند.

در این راستا، رویکردهای مدل‌سازی فضایی با یکپارچه‌سازی داده‌های مختلف و شبیه‌سازی فرایندهای هیدروژئومورفولوژیکی، ابزاری کارآمد و قدرتمند در اختیار مدیران و برنامه‌ریزان قرار داده است (Vigiak et al., 2012; Redhead et al., 2016). در میان این رویکردها، ارزیابی خدمات اکوسیستمی جایگاه ویژه‌ای دارد. خدمات اکوسیستمی به مزایا و منافع اطلاق می‌شوند که انسان‌ها مستقیم یا غیرمستقیم از اکوسیستم‌ها به دست می‌آورند. این خدمات در چهار دسته کلی تأمین، تنظیمی، فرهنگی و پشتیبانی دسته‌بندی می‌شوند. خدمت مورد توجه این پژوهش، خدمت تنظیمی نگهداشت رسوب است که بیانگر توانایی طبیعی اکوسیستم (به ویژه پوشش گیاهی) در کنترل فرسایش خاک و جلوگیری از انتقال رسوب به منابع آبی است (IPBES, 2018). کمی‌سازی این خدمت، ارزش عملکردی طبیعت را در حفظ سرمایه‌های طبیعی خاک و آب، به زبانی ملموس برای مدیریت و تصمیم‌گیری تبدیل می‌کند.

مدل نسبت تحویل رسوب^۱ (SDR) که در چهارچوب معتبر ارزیابی یکپارچه خدمات اکوسیستمی^۲ (InVEST) توسعه یافته است، با بهره‌گیری از الگوریتم‌های پیشرفته و داده‌های قابل دسترس، قادر است به صورت کمی، نرخ فرسایش خاک، مسیرهای انتقال، مناطق تمرکز و نگهداشت رسوب و در نهایت میزان بار رسوبی صادر شده به خروجی حوضه (رسوب‌دهی) را برآورد نماید (Sharp et al., 2020). یکی از برجسته‌ترین قابلیت‌های این مدل، کمی‌سازی خدمات اکوسیستمی نگهداشت رسوب به صورت مقدار کل فرسایش خاک اجتناب شده^۳ و مقدار کل رسوب‌دهی اجتناب شده^۴ است که حفظ خاک و جلوگیری از ورود رسوب به منابع آبی را توسط پوشش گیاهی نشان می‌دهد (Hamel et al., 2020; Matomela et al., 2022).

فرسایش خاک و تولید رسوب به‌عنوان یکی از مخاطرات اصلی محیط‌زیستی در سطح جهانی، تهدیدی جدی برای امنیت غذایی، پایداری اکوسیستم‌ها و توسعه اقتصادی پایدار به شمار می‌رود (IPBES, 2018; Borrelli et al., 2021). این پدیده‌های طبیعی که بر غلظت رسوب در جریان‌های آبی اثر می‌گذارند، عمدتاً توسط اقلیم (به‌ویژه شدت بارش)، ویژگی‌های خاک، توپوگرافی و پوشش گیاهی تعیین می‌شوند. بر اساس برآوردهای اخیر، سالانه میلیاردها تن خاک در اثر فرسایش در سراسر جهان از دست می‌رود (Panagos et al., 2022; Qurishi, 2024). تغییر کاربری اراضی و شیوه‌های مدیریتی نادرست، این روند طبیعی را تشدید کرده و نه تنها منجر به کاهش حاصلخیزی زمین‌های کشاورزی می‌شود، بلکه با انتقال رسوبات به شبکه‌های آبی، پیامدهای گسترده‌ای به همراه دارد (Alewell et al., 2020; Aneseyee et al., 2020).

درک این پیامدها مستلزم ارزیابی رسوبات خارج شده از حوضه‌ها است که تحت تاثیر منابع تولید رسوب و مخازن نگهداشت رسوب است. رسوبات، ناشی از فرسایش سطحی زمین (شامل ذرات خاک جدا شده توسط باران و رواناب)، فرسایش خندقی (در کانال‌هایی که جریان را متمرکز می‌کنند) و فرسایش کناره‌ای (در کناره رودخانه‌ها) هستند. در مقابل، مخازن نشست رسوب، شامل عوارضی مانند شیب‌ها، دشت‌های سیلابی، بستر رودخانه و مخازن سدها هستند که رسوبات در آن‌ها ته‌نشین می‌شوند. از جمله پیامدهای منتج از این روند می‌توان به چنین مواردی اشاره نمود (Ji et al., 2024; Poesen, 2021): کاهش کیفیت فیزیکی و شیمیایی آب شرب و آب کشاورزی، افزایش کدورت و اختلال در حیات آبزیان، کاهش چشمگیر ظرفیت ذخیره‌سازی و عمر مفید سدها، افزایش هزینه‌های لایروبی و در نهایت تحمیل خسارات اقتصادی کلان. همچنین تغییرات در بار رسوب می‌تواند بر آبیاری پایین‌دست، تصفیه آب، فعالیت‌های تفریحی و تفرجی تأثیر بگذارد.

مسئله فرسایش خاک و تولید رسوب، در ایران نیز به دلیل شرایط اقلیمی نیمه‌خشک، توپوگرافی پر شیب، تغییر کاربری اراضی، تخریب پوشش گیاهی، از حساسیت و شدت بالایی برخوردار است. برخی برآوردها، حاکی از آن است که میزان فرسایش خاک در ایران به طور متوسط بیش از میانگین جهانی است (Mohammadi et al., 2018; Sadeghi et al., 2017; Sadeghi et al., 2018). در چنین شرایطی، مدیریت پایدار حوضه‌ها و حفاظت از منابع آب و خاک، نیازمند توجه بیشتر است. تغییر کاربری اراضی مرتعی و جنگلی به اراضی دیم

¹Sediment Delivery Ratio

²Integrated Valuation of Ecosystem Services and Trade-offs

³Avoided Soil Erosion

⁴Avoided Sediment Export

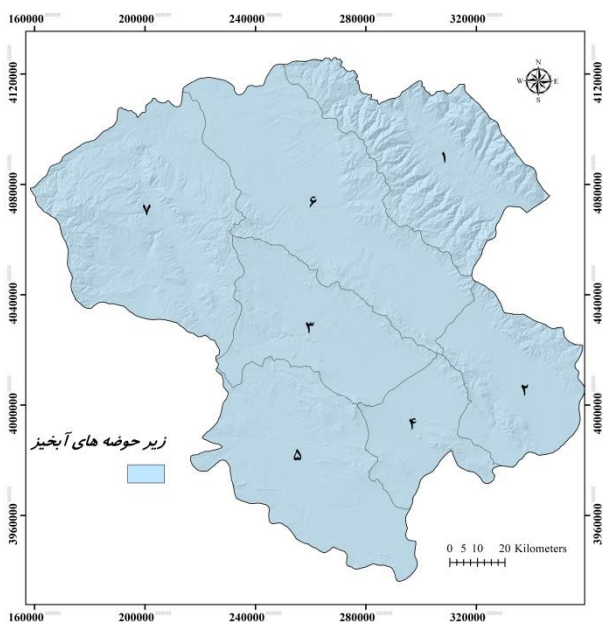
بینش‌های مدیریتی ایجاد کند. اهداف این پژوهش را می‌توان در دو محور زیر تبیین نمود: (۱) نقشه‌سازی خدمت اکوسیستمی نگهداشت رسوب در حوضه‌های استان زنجان با کمی‌سازی میزان فرسایش خاک اجتناب شده و میزان رسوب‌دهی اجتناب‌شده و (۲) ارائه بینش‌های مدیریتی مکان‌محور برای تقویت خدمت اکوسیستمی نگهداشت رسوب.

مواد و روش‌ها

معرفی منطقه مورد مطالعه

استان زنجان با وسعت ۲۲،۱۶۴ کیلومتر مربع در شمال غرب ایران واقع است. این استان، دارای اقلیم نیمه‌خشک، توپوگرافی متنوع (متشکل از ارتفاعات، دشت‌ها و دره‌های متعدد) و الگوی پیچیده‌ای از پوشش گیاهی و کاربری اراضی است. دامنه میانگین بارش سالانه در این استان بین ۳۰۰ تا ۴۵۰ میلی‌متر در نوسان است که توزیع مکانی و زمانی نامنظمی دارد. استان زنجان بر اساس شاخص‌های هیدرولوژیکی و توپوگرافی، دارای هفت حوضه درجه ۳، است (شکل ۱).

مطالعات متعددی در سطح جهان به فرسایش خاک و تولید رسوب پرداخته‌اند. پژوهش‌های جدیدتر به برآورد کمی فرسایش و رسوب اکتفا نکرده و به تعیین پهنه‌های حساس و مداخله شیوه‌های مدیریتی در مناطق بحرانی، متمایل شده‌اند (Bayatikhatabi, M. and ali, 2025; Mahmood et al., 2026; Panagos et al., 2022; Nasir and Selvakumar, 2018; Borrelli et al., 2021; Haregeweyn et al., 2017; Ganasri & Ramesh, 2016). مطالعات مربوط به جغرافیای کشور ایران، بیشتر به برآورد نرخ فرسایش و رسوب در حوضه‌های مختلف ایران پرداخته‌اند. تمرکز بسیاری از این مطالعات بر ارائه نقشه طبقه‌بندی خطر فرسایش و شدت رسوبگذاری بوده است (Ebrahimzadeh et al, 2024; Motamedirad et al., 2023; Jafari et al., 2022; Hosseinalizadeh et al., 2019; Sadeghi et al., 2018; Mohammadi et al., 2018). در کشور به ترسیم نقشه‌سازی خدمات اکوسیستمی نگهداشت رسوب و ارائه بینش‌های مدیریتی در مقیاس استان و حوضه‌های آن، به اندازه کافی پرداخته نشده است. این شکاف، لزوم انجام پژوهش‌هایی را نمایان می‌سازد که بتوانند پلی بین ارزیابی‌های بیوفیزیکی و



شکل ۱- منطقه مورد مطالعه و حوضه‌های آن
Figure 1- The study area and its watersheds

شبیه‌سازی نماید. در ادامه سه مرحله به کارگیری این مدل به تفصیل بیان شده است:
(۱) برآورد پتانسیل فرسایش خاک: پتانسیل فرسایش خاک در هر پیکسل (i)، بر حسب تن در هکتار در سال، با استفاده از استاندارد چهارچوب معادله اصلاح‌شده جهانی فرسایش خاک

روش پژوهش

چهارچوب اصلی این پژوهش، مدل نسبت تحویل رسوب در نرم‌افزار InVEST بوده است. این مدل مکان‌محور، با تلفیق داده‌های هیدروژئومورفولوژیک، قادر است فرایندهای تولید، انتقال، رسوب‌گذاری و در نهایت رسوب‌دهی حوضه (یعنی صدور رسوب به خروجی حوضه) را در مقیاس پیکسل^۵ (RUSLE) مطابق رابطه (۱)، برآورد شد. این معادله عوامل

^۵Revised Universal Soil Loss Equation

وجود پوشش گیاهی) و همچنین رسوب‌دهی اجتناب‌شده (یعنی میزان ممانعت از ورود رسوب به شبکه آبی)، به معنی کمی‌سازی خدمت تنظیمی نگهداشت رسوب^۹ محسوب می‌شوند. این دو شاخص، به‌طور مستقیم و عملیاتی، کارکرد ارزشمند اکوسیستم را در حفظ کیفیت خاک و آب اندازه‌گیری می‌کنند و در چهارچوب‌های معتبری مانند مدل InVEST به‌عنوان شاخص‌های جانشین کمی این خدمت اکوسیستمی پذیرفته شده‌اند (Hamel et al., 2015; Sharp et al., 2020).

تهیه داده‌های ورودی

برای اجرای مدل در استان زنجان، داده‌های ورودی لازم تهیه و با در نظر گرفتن شرایط خاص منطقه مطالعه، آماده‌سازی شد. کلیه داده‌های مکانی مورد نیاز برای اجرای مدل از منابع معتبر استخراج و در سامانه اطلاعات جغرافیایی آماده‌سازی شدند. مدل رقومی ارتفاع با قدرت تفکیک مکانی ۳۰ متر، از داده‌های مأموریت شاتل رادار توپوگرافی^{۱۰} (SRTM) تهیه شد. شاخص فرسایش‌دهی باران (R) و فرسایش‌پذیری خاک (K) از پایگاه داده‌های مرجع اتحادیه اروپا (ESDAC)^{۱۱} استخراج گردید و به‌منظور افزایش قابلیت اتکا، با داده‌های موجود استانی، تطبیق داده شد. لازم به ذکر است که این مطالعه شامل نمونه‌برداری میدانی خاک نبوده و بنابراین اطلاعات مستقل نقاط نمونه‌برداری در استان در دسترس نیست. محاسبه این دو عامل بر اساس روابط و شرایط استاندارد چهارچوب RUSLE صورت گرفته است (Panagos et al., 2014; Renard et al., 1997). لایه کاربری اراضی/پوشش زمین از پردازش تصاویر ماهواره‌ای سنجنده OLI لندست ۸ در سال ۲۰۲۰ میلادی با روش طبقه‌بندی نظارت‌شده به‌دست آمده است. ضرایب C و P (که به ترتیب بیانگر اثر پوشش گیاهی و روش‌های حفاظتی زمین بر کاهش فرسایش هستند)، برای هر رده پوشش/ کاربری اراضی، از مطالعات مشابه (Zarandian et al., 2024) اقتباس شد (مطابق جدول ۱). مقادیر عددی این ضرایب بین ۰ تا ۱ قرار دارد. مقدار ۰، نشان دهنده پوشش گیاهی یا اقدامات حفاظتی کامل و در نتیجه کاهش حداکثری فرسایش است. مقدار ۱، بیانگر زمین برهنه یا عدم وجود حفاظت و در نتیجه بیشترین میزان فرسایش بالقوه است. تمامی لایه‌ها در یک سیستم مختصات یکسان (WGS 1984 UTM Zone 39N) بازنمایی و به رستر با اندازه پیکسل یکسان تبدیل شدند.

اصلی کنترل‌کننده فرسایش را یکپارچه می‌سازد و اجزای آن چنین است: R، شاخص فرسایش‌دهی باران (انرژی فرسایش‌دهی بارش‌های منطقه بر حسب $\text{MJ}\cdot\text{mm}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$ است). K، عامل فرسایش‌پذیری خاک (میزان مقاومت خاک در برابر فرسایش بر حسب $\text{t}\cdot\text{ha}\cdot\text{h}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{MJ}^{-1}\cdot\text{mm}^{-1}$ است). عامل ترکیبی طول مسیر و درصد شیب^{۱۲} (LS)، یعنی گرادیان طول شیب برای هر پیکسل با مدل رقومی ارتفاع^{۱۳} (DEM) و بر اساس الگوریتم سطوح با توپوگرافی پیچیده به کار گرفته شد (Desmet & Govers, 1996). C، عامل پوشش گیاهی است. P، عامل اقدامات حفاظتی و مدیریتی است. در این پژوهش، پتانسیل کل اتلاف خاک در هر پیکسل (i) با رابطه (۱)، محاسبه شد و سپس با تجمیع مقادیر پیکسل‌های هر حوضه، برای آن حوضه محاسبه شد.

$$USLE_i = R_i \cdot K_i \cdot LS_i \cdot C_i \cdot P_i \quad (1)$$

۲) برآورد بار رسوبی صادر شده از هر پیکسل: از آنجا که تنها بخشی از خاک فرسایش یافته به شبکه آبی اصلی می‌رسد، مدل برای هر پیکسل، نسبت تحویل رسوب را محاسبه می‌کند. این نسبت از طریق یک شاخص اتصال هیدرولوژیکی^{۱۴} (HIC) که توازن بین مقاومت مسیر بالادست (متأثر از پوشش و شیب) و مقاومت مسیر جریان پایین‌دست را کمی می‌کند، برآورد می‌شود. مطابق رابطه (۲)، معادله نسبت تحویل رسوب، با یک تابع اتصال هیدرولوژیکی تعریف شده و با پارامترهای IC_0 و k کالیبره می‌گردد که بر اساس پیش‌فرض نرم‌افزار، به ترتیب برابر با ۰/۵ و ۲ در نظر گرفته شده‌اند (Vigiak et al., 2012). SDR_{max} حداکثر نسبت تحویل رسوب است و 0.8 در نظر گرفته می‌شود.

$$SDR_i = \frac{SDR_{max}}{1 + \exp\left(\frac{IC_0 - IC_i}{k}\right)} \quad (2)$$

بار رسوبی صادر شده (رسوب‌دهی) از هر پیکسل (E_i) (از حاصلضرب پتانسیل فرسایش خاک و نسبت تحویل رسوب مطابق رابطه (۳))، به دست آمده است. در این پژوهش، این مقدار در هر پیکسل و سپس با تجمیع مقادیر رسوب‌دهی پیکسل‌های موجود در هر حوضه، برای هر حوضه محاسبه شد.

$$E_i = USLE_i \cdot SDR_i \quad (3)$$

۳) کمی‌سازی خدمات اکوسیستمی: کمی‌سازی فرسایش خاک اجتناب‌شده (یعنی میزان کاهش فرسایش خاک در مبدأ ناشی از

^۹Sediment Retention Service

^{۱۰} Shuttle Radar Topography Mission

^{۱۱} European Soil Data Centre

^{۱۲}Length-Slope factor

^{۱۳}Digital Elevation Model

^{۱۴}Hydrological Connectivity Index

جدول ۱- رده‌بندی پوشش / کاربری اراضی و ضرایب C و P متناظر با آنها

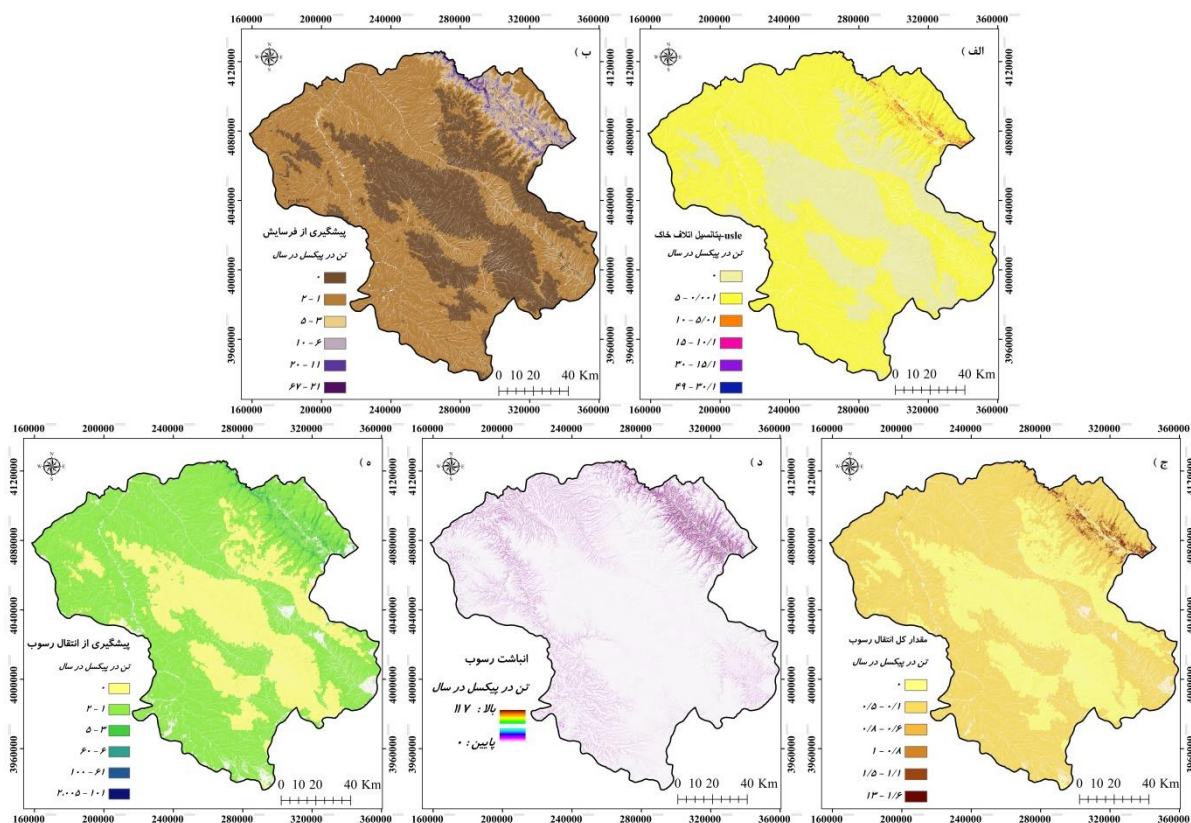
Table 1. Land cover/land use classification and their corresponding C and P factors

نوع پوشش / کاربری اراضی Land use/ Land Cover Type	lucode	usle_c	usle_p
Urban and rural areas and installations	1	1	1
Forest with 10-25 percent canopy cover	4	0.04	0.9
Shrub-lands with more than 10 percent canopy cover	5	0.04	0.9
Plantation forests	6	0.1	0.7
Rangelands with more than 50 percent canopy cover	7	0.15	0.9
Rangelands with 25-50 percent canopy cover	8	0.24	0.8
Rangelands with 5-25 percent canopy cover	9	0.45	1
Irrigated farming and orchards	10	0.5	0.65
Dry farming	11	0.7	0.7
Kavir (low desert lands without canopy cover)	12	1	1
Different types of sand dune	13	1	1
Smooth sand surfaces	14	0.9	1
Smooth clay surfaces in the margins of Kavir	15	1	1
Salty lands	16	1	1
Marsh lands with high level surfaces water	17	0	1
Rangelands with less than 5 percent canopy cover and out crop	18	0.45	1
Lakes and water reservoirs	19	1	1
Large river beds	20	1	1
Forest with 5-10 percent canopy cover	23	0.01	0.7
Forest with 1-5 percent canopy cover	24	0.01	0.7

نتایج

تن در پیکسل در سال نشان می‌دهد (مطابق شکل ۲- b). به علاوه، مقدار کل رسوب صادر شده بر حسب تن در پیکسل در سال (مطابق شکل ۲- c)، مقدار کل رسوب انباشت شده یا به دام افتاده روی سطح بر حسب تن در پیکسل در سال (شکل ۲- d) و مقدار اجتناب از انتقال رسوب به دلیل نقش پوشش گیاهی در جلوگیری از ورود رسوب به رودخانه بر حسب تن در پیکسل در سال (شکل ۲- e) نمایش داده شده است.

پتانسیل فرسایش خاک بر حسب تن در پیکسل در سال در شرایط واقعی محاسبه شده است. شایان ذکر است که در این مطالعه، محاسبات در واحد پیکسل بوده است و سپس برای هر حوضه مقادیر پیکسل‌های آن، تجمیع شده است (مطابق شکل ۲- a). میزان فرسایش اجتناب شده، نقش پوشش گیاهی و اقدامات مدیریتی در جلوگیری از فرسایش خاک را بر حسب



شکل ۲- (a) پتانسیل فرسایش خاک، (b) فرسایش اجتناب شده، (c) کل رسوب صادر شده، (d) کل رسوب انباشت شده و (e) اجتناب از انتقال رسوب

Figure 1. a) Soil erosion potential, b) Avoided erosion, c) Total sediment exported, d) Total sediment deposited, and e) Sediment delivery avoidance

نقش حفاظتی پوشش و مدیریت فعلی زمین است، نه خطای مدل.

پس از تجمیع مقادیر پیکسل‌ها، هر یک از نقشه‌های بالا برای حوضه‌ها نیز تهیه شده است. در نتیجه اجرای مدل در محدوده مورد مطالعه، خروجی‌های کمی دقیقی (مطابق جدول ۲)، برای هر یک از هفت حوضه تولید شد. لازم به ذکر است که شاخص‌های «فرسایش اجتناب‌شده» و «انتقال رسوب اجتناب‌شده»، کمیت‌های مقایسه‌ای هستند که اختلاف بین سناریوی فعلی و یک سناریوی مرجع تخریب‌یافته را نشان می‌دهند. همچنین، سناریوی خاک لخت بدون پوشش گیاهی^{۱۲} (RKLS) نیز محاسبه شده است. نتایج نشان می‌دهد که در تمامی زیرحوضه‌ها، مقادیر RKLS به‌طور معنی‌داری بزرگ‌تر از مقادیر فرسایش و انتقال رسوب اجتناب‌شده هستند. این موضوع تأیید می‌کند که مقادیر اجتناب‌شده در محدوده‌ی منطقی قرار داشته و از پتانسیل حداکثری فرسایش، فراتر نرفته‌اند. بنابراین نیاز به توضیح است که بزرگ‌تر بودن مقادیر اجتناب‌شده نسبت به USLE فعلی، ناشی از ماهیت سناریومحور مدل بوده و بیانگر

¹ Rainfall erosivity – K soil erodibility² – L slope length – S slope steepness

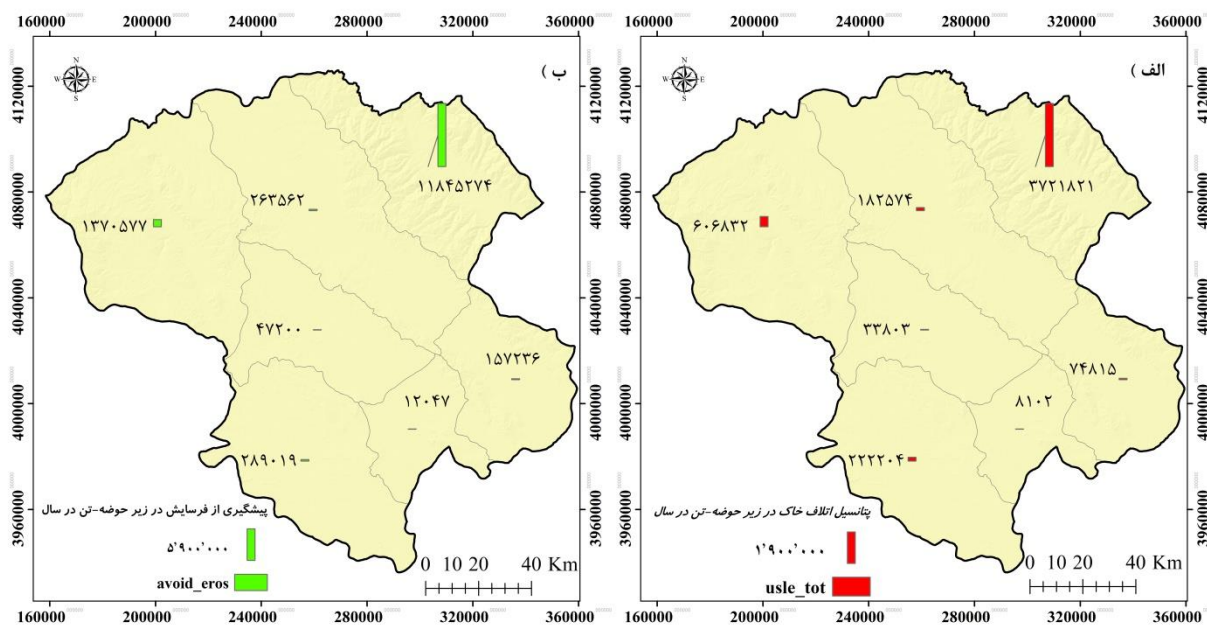
جدول ۲- نتایج نهایی مدل در هریک از حوضه‌ها و کل استان زنجان (تن در سال)

Table 2. Final model results for each watershed within the study area and for Zanjan Province as a whole

کد حوضه Watershed code	پتانسیل فرسایش خاک با وجود پوشش گیاهی Soil erosion potential in USLE Framework	پتانسیل فرسایش خاک با برهنه بودن خاک Soil erosion potential in RKLS Framework	رسوب‌دهی Sediment Export	انباشت رسوب Sediment Deposition	رسوب‌دهی اجتناب شده Avoided Sediment export	فرسایش خاک اجتناب شده Avoided Soil Erosion
1	3721821/15	15567559.8	733109/56	2553060/79	4279831/89	11845274/29
2	74815/28	232094.42	12207/69	49794/97	66383/44	157235/79
3	33802/99	81005.32	6097/61	27113/10	31215/13	47199/76
4	8102/10	20153.36	1278/41	5549/08	6329/99	12046/62
5	222204/01	511246.92	35869/50	158645/87	181179/18	289019/50
6	182574/48	446140.82	29621/46	145457/79	162055/30	263562/36
7	606831/77	1977509.87	115130/39	442553/77	624204/85	1370576/59
Total	4850151/78	18835710.51	933314/61	3382175/37	5351199/78	13984914/91

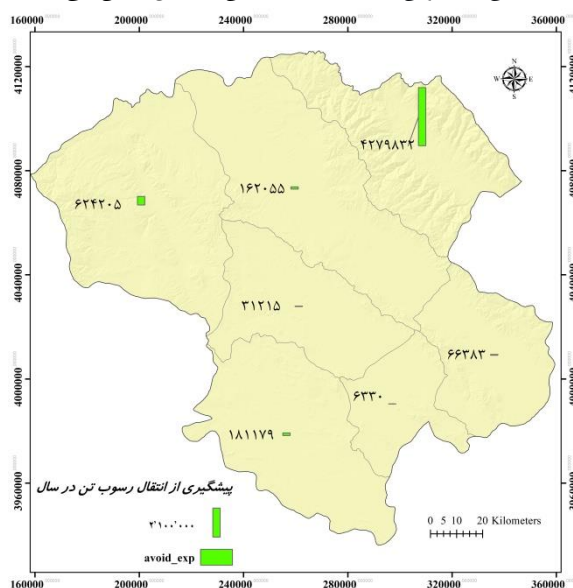
پیکسل) را کمی می‌کند. پوشش گیاهی موجود در استان زنجان از فرسایش ۱۳,۹۸۴,۹۱۴,۹۱ تن خاک در سال جلوگیری می‌کند. در صورت نبود پوشش گیاهی، میزان کل اتلاف خاک سالانه استان به جای ۴,۸۵ میلیون تن، به حدود ۱۸,۸۳ میلیون تن افزایش می‌یافت که نشان‌دهنده افزایش حدود ۲۸۸ درصدی یا ۳,۹ برابر نرخ فرسایش خاک است. حوضه شماره ۱ با ۱۱,۸۴۵,۲۷۴,۲۹ تن، بیشترین سهم را در خدمت اکوسیستمی جلوگیری از فرسایش خاک دارد. شکل ۳ (a و b)، به ترتیب میزان پتانسیل فرسایش خاک و میزان فرسایش خاک اجتناب شده در هر حوضه را بر اساس تن در سال نشان می‌دهد.

پتانسیل فرسایش خاک در هر حوضه با در نظر گرفتن اثرات کاهش‌دهنده پوشش گیاهی و اقدامات مدیریتی یا حفاظتی موجود بوده است. بر این اساس، کل پتانسیل اتلاف خاک در استان زنجان در شرایط فعلی، ۴,۸۵۰,۱۵۱,۷۸ تن در سال برآورد می‌شود. بیشترین سهم در این مقدار مربوط به حوضه شماره ۱ با ۳,۷۲۱,۸۲۱,۱۵ تن و کمترین سهم مربوط به حوضه شماره ۴ با ۸۱,۰۲ تن در سال است. این اختلاف چشمگیر، نشان‌دهنده تفاوت‌های عمده در ویژگی‌های زمین‌شناسی، توپوگرافی، پوشش زمین و کاربری اراضی بین حوضه‌ها است. اجتناب از فرسایش خاک، خدمت اکوسیستمی پوشش گیاهی در جلوگیری از وقوع فرسایش در مبدأ (خود



شکل ۳- (a) پتانسیل فرسایش خاک در هر حوضه و (b) فرسایش اجتناب شده در هر حوضه
Figure 2. a) Soil erosion potential per watershed, and b) Avoided erosion in the watershed

رسوبگذاری را به خود اختصاص داده‌اند. اجتناب از رسوبدهی، مستقیم‌ترین معیار برای ارزش‌گذاری خدمت نگهداشت رسوب و میزان ممانعت پوشش گیاهی از ورود رسوب به شبکه‌های آبی است. پوشش‌های طبیعی استان از ورود ۵,۳۵۱,۱۹۹,۷۸ تن رسوب به رودخانه‌ها و مخازن آبی در سال جلوگیری می‌کنند. در سناریوی فقدان پوشش گیاهی، بار رسوبی صادر شده به خروجی حوضه‌ها، می‌توانست به ۶,۲۸۴,۵۱۴,۳۹ تن در سال برسد که حدود ۶,۷ برابر مقدار فعلی است. حوضه شماره ۱ با ۴,۲۷۹,۸۳۱,۸۹ تن، بیشترین نقش را در این زمینه ایفا می‌کند. شکل ۴، میزان رسوبات ته‌نشین شده روی سطح هر حوضه که وارد جریان آبی نمی‌شود را در حوزه آبخیز بر حسب تن در سال نشان می‌دهد.



شکل ۴- رسوبدهی اجتناب شده در حوزه آبخیز

Figure 4. Avoided sediment export in the watershed

خاک» و «اجتناب از رسوبدهی» به خود اختصاص داده است. این ارقام، حاکی از حساسیت فوق‌العاده بالا و نقش تعیین‌کننده این پهنه‌ها در هیدرولوژی و کیفیت رسوبی استان است. هرگونه اقدام مدیریتی یا تخریب در این حوضه، پیامدهای مستقیم و شدیدی بر کاهش عمر مفید مخازن سدهای پایین‌دست و کیفیت منابع آبی خواهد داشت. بنابراین، این حوضه باید در اولویت نخست برای اجرای طرح‌های حفاظتی و آبخیزداری، قرار گیرد. شیوه‌های مدیریتی در این پهنه‌ها، باید بر حفاظت و احیای شدید پوشش گیاهی، اجرای عملیات مکانیکی و بیومکانیکی با شدت بالا برای کنترل فرسایش و کنترل سختگیرانه تغییر کاربری اراضی و هر گونه فعالیت عمرانی متمرکز باشد. (۲) حوضه‌های با اولویت بالا (بحران): در حوضه‌های ۷ و ۶ اگرچه مقادیر فرسایش و رسوب در مقایسه با حوضه شماره ۱ کمتر است، اما سهم آن‌ها در تولید رسوب و تشدید بار رسوبی

کل رسوبدهی از همه حوضه‌ها به خروجی آن‌ها (مانند رودخانه‌های اصلی یا مخازن سدها) یا همان کل بار رسوبی تحویل داده شده از استان زنجان، ۹۳۳,۳۱۴,۶۱ تن در سال محاسبه شده است. حوضه شماره ۱ با ۷۳۳,۱۰۹,۵۶ تن در سال، سهم غالب (حدود ۷۸,۵ درصد) را در تولید بار رسوبی کل استان دارد. پس از آن، حوضه‌های ۷ و ۶ با مقادیر ۱۱۵,۱۳۰,۳۹ و ۲۹,۶۲۱,۴۶ تن در سال قرار دارند. انباشت رسوب در طول مسیر و قبل از رسیدن به مجاری خروجی (به صورت ته‌نشینی در دامنه‌ها و دشت‌های سیلابی) یا همان کل رسوب ته‌نشین شده در سطح استان ۳,۳۸۲,۱۷۵,۳۷ تن در سال برآورد شد. حوضه شماره ۱ با ۲,۵۵۳,۰۶۰,۷۹ تن، بیشترین و حوضه شماره ۴ با ۵,۵۴۹,۰۸ تن، کمترین مقدار

بحث

بینش‌های مدیریتی

داده‌ها نشان می‌دهد که توزیع مکانی فرسایش خاک، تولید و انتقال رسوب و همچنین خدمات اکوسیستمی ارائه شده توسط پوشش گیاهی در حوضه‌ها، یکنواخت نبوده و تمرکز قابل توجهی در برخی پهنه‌ها است. ارائه بینش‌های مدیریتی در حوضه‌ها، بر اساس مقایسه منطقی دو معیار فرسایش و رسوبدهی، در سه سطح «فوق بحرانی»، «بحرانی» و «متوسط تا پایین» صورت پذیرفت. به این ترتیب، حوضه‌ها در سه دسته کلی بر اساس سه بینش مدیریتی قرار می‌گیرند:

(۱) حوضه‌های با اولویت بسیار بالا (فوق بحرانی): حوضه ۱ که به تنهایی مسئول بخش عمده‌ای از کل فرسایش خاک استان است و بیشترین سهم را در تولید بار رسوبی صادر شده دارد. همچنین، بیشترین سهم را در خدمات اکوسیستمی «اجتناب از فرسایش

طراحی نقشه‌های تصمیم‌ساز با تجمیع مقادیر داده‌های پیکسلی در حوضه‌ها

تبدیل دانش به عمل مستلزم ارائه خروجی‌ها در مقیاس‌های مدیریتی متناسب با واحدهای تصمیم‌گیری واقعی است (Cvitanovic et al., 2021). خروجی بسیاری از مدل‌ها در مقیاس پیکسل باقی می‌ماند یا صرفاً به میانگین‌های حوضه‌ای تقلیل می‌یابد. نوآوری کلیدی این پژوهش، تجمیع داده‌های پیکسلی در واحدهای همگن مدیریتی حوضه‌ها است. این گذار از «پیکسل» به «پهنه مدیریتی»، زبان مشترکی بین تحلیل‌های علمی پیچیده و نیازهای اجرایی مدیران ایجاد می‌کند. به این ترتیب، نهادهای متولی متوجه می‌شوند دقیقاً در کدام پهنه سرزمین و با چه درجه‌ای از فوریت باید وارد عمل شوند، که این خود اساس مدیریت مکان‌محور و کارآمد را تشکیل می‌دهد.

پایگاه دانش پویا برای مدیریت انطباقی

مدیریت پایدار منابع طبیعی در برابر عدم قطعیت‌ها، نیازمند چهارچوب‌های یادگیرنده و توانمند در شبیه‌سازی‌های بعدی است (Iacona et al., 2023; William and Brown, 2016). این مطالعه صرفاً یک ارزیابی مقطعی ارائه نمی‌دهد، بلکه چهارچوب و پایگاه داده جغرافیایی ایجاد کرده که قابلیت به‌روزرسانی پویا را دارا است. مدیران می‌توانند با قالب همین پژوهش، اثرات تغییرات آبی در کاربری اراضی، اجرای پروژه‌های آبخیزداری یا حتی تغییرات اقلیمی را بر روند فرسایش و رسوب، پیش از اجرا، مدل‌سازی، شبیه‌سازی و ارزیابی کنند و حتی برای آینده سناریوسازی کنند. این قابلیت، پژوهش را از یک گزارش ایستا به یک سامانه پشتیبانی تصمیم‌گیری فعال تبدیل می‌نماید که می‌تواند به صورت مستمر همراه و راهنمای برنامه‌ریزی و پیش در بلندمدت باشد. این رویکرد، در قلب مدیریت انطباقی قرار دارد که بر یادگیری از طریق پیش و بازنگری مداوم تأکید می‌کند.

نتیجه‌گیری

این پژوهش با به‌کارگیری مدل نسبت تحویل رسوب در چهارچوب InVEST، ضمن کمی‌سازی دقیق نقش خدمات اکوسیستمی پوشش‌های گیاهی (در کنترل فرسایش خاک و کاهش رسوب‌دهی) در مقیاس پیکسل مبنای تجمیع اطلاعات در حوضه‌های استان زنجان، گامی مؤثر از مرحله ارزیابی و تشخیص به سوی ارائه راهکارهای عملی و تجویز برداشته است. مهم‌ترین دستاورد این مطالعه، تبدیل داده‌های پیچیده بیوفیزیکی به نقشه‌هایی در مقیاس قابل مدیریت حوضه‌ها است. این خروجی، یک پایه علمی شفاف و مکان‌محور برای تخصیص

شبکه‌ها آبی کل استان، قابل توجه است. شیوه‌های مدیریتی در این پهنه‌ها باید ترکیبی از مدیریت جامع پوشش گیاهی (احیای مراتع و جنگل‌ها)، تغییر الگوی کشت و بهینه‌سازی مدیریت اراضی کشاورزی در مناطق مستعد و اجرای طرح‌های آبخیزداری با تراکم متوسط باشد.

حوضه‌های با اولویت متوسط تا پایین: حوضه‌های ۲، ۳، ۴ و ۶ سهم بسیار کمتری در تولید کل رسوب استان دارند. با این حال، نقش آن‌ها در ارائه خدمات اکوسیستمی «اجتناب از فرسایش خاک» و «اجتناب از رسوب‌دهی»، اهمیت دارد. تمرکز اصلی در این پهنه‌ها می‌تواند بر حفاظت از وضع موجود، پیش مستمر برای جلوگیری از تخریب پوشش گیاهی و تغییر کاربری و همچنین اجرای اقدامات مدیریتی سبک مانند کنترل چرا و کشت گیاهان مرتعی کم‌نیاز به آب، متمرکز باشد.

به طور خلاصه، بینش‌های مدیریتی مکان‌محور ارائه شده، مدیران و برنامه‌ریزان را قادر می‌سازد تا منابع محدود مالی و انسانی را به صورت کارآمد و مؤثر در پهنه‌هایی متمرکز کنند که بیشترین بازده را در کاهش کل بار رسوبی ورودی به منابع آبی حیاتی استان داشته باشند. این بینش، حرکت از مدیریت یکنواخت و پراکنده را به سمت مدیریت مبتنی بر شواهد کمی، هدایت می‌کند.

ارزش افزوده نسبت به مطالعات گذشته

پژوهش حاضر، گامی فراتر از بسیاری از مطالعات موجود در حوزه فرسایش و رسوب برداشته است. ارزش افزوده این تحقیق را می‌توان در محورهای نوآورانه زیر تبیین نمود:

معیار دوگانه و یکپارچه

به‌کارگیری همزمان معیارهای مکمل در تصمیم‌گیری‌های محیط‌زبستی، کلید مواجهه مؤثر با سیستم‌های پیچیده و چندبعدی است (Bozali, 2020). در حالی که رویکردهای مرسوم معمولاً تنها بر «میزان فرسایش» یا «رسوب خروجی» به صورت مجزا تمرکز می‌کنند، این مطالعه با ارائه چهارچوب تلفیقی همزمان، هم پتانسیل فرسایش در مبدأ و هم روند انتقال رسوب به شبکه آبی را به عنوان معیارهای مکمل، به کار گرفته است. این نگاه دو وجهی، نقاط بحرانی تولید رسوب و مسیرهای حساس انتقال را آشکار می‌سازد و راه را برای طراحی اقدامات ترکیبی (کنش در مبدأ و مداخله در مسیر) هموار می‌نماید. این رویکرد، احتمال موفقیت آبخیزداری را با توجه به مکانیسم واقعی تولید و انتقال رسوب، به طور چشمگیری افزایش می‌دهد.

یک سامانه اطلاعاتی یکپارچه و پویا بینجامد. چنین سامانه‌ای می‌تواند به عنوان پشتیبان استراتژیک در سطح ملی، از برنامه‌های حفاظت از منابع پایه سرزمین (خاک و آب)، حمایت نماید.

تعارض منافع

نویسندگان اعلام میدارند که هیچ‌گونه تضاد منافی در رابطه با انتشار این مقاله وجود ندارد.

تقدیر و تشکر

بدین‌وسیله از حمایت مالی اداره محیط زیست استان زنجان، سپاسگزاری می‌شود.

بهینه منابع محدود مالی و انسانی فراهم می‌سازد. رویکرد ترکیبی به‌کار رفته، که تلفیقی از مدل‌سازی کمی و تحلیل‌های مکانی است، چهارچوبی عملیاتی را در اختیار مدیران و برنامه‌ریزان قرار می‌دهد. این چهارچوب به آنان امکان می‌دهد تا به جای اتخاذ رویکردهای یکنواخت و پراکنده، مداخلات حفاظتی و آبخیزداری را بر روی پهنه‌های بحرانی و با بیشترین بازده تمرکز کنند.

در نهایت، این مطالعه فراتر از ارائه ارقام و توصیه‌های کلی، یک الگوی کاربردی برای تصمیم‌گیری هوشمند و انطباقی در مدیریت یکپارچه حوضه‌ها ارائه می‌نماید. این رویکرد با پر کردن شکاف میان ارزیابی‌های علمی و نیازهای اجرایی، نه تنها برای استان زنجان کاربرد دارد، بلکه می‌تواند با توسعه و تکرار در دیگر حوضه‌های کشور، به تشکیل

References


1. Alewell, C., Ringeval, B., Ballabio, C., Robinson, D.A., Panagos, P. and Borrelli, P., 2020. Global phosphorus shortage will be aggravated by soil erosion. *Nature Communications*, 11(1), p.4546. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-18326-7>
2. Andualem, T. G., Hewa, G. A., Myers, B. R., Peters, S. and Boland, J., 2023. Erosion and sediment transport modeling: a systematic review. *Land*, 12(7), p. 1396. <https://doi.org/10.3390/land12071396>
3. Aneseyee, A. B., Elias, E., Soromessa, T. and Feyisa, G. L., 2020. Land use/land cover change effect on soil erosion and sediment delivery in the Winike watershed, Omo Gibe Basin, Ethiopia. *Science of the Total Environment*, 728, p. 138776. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138776>
4. Bayatikhatibi, M. and ali, I., 2025. Soil erosion spatial mapping with RUSLE model; A case study of Quetta Sub-basin (Pakistan). *Journal of Hydrogeomorphology*, 11(41), PP. 86-67. https://hyd.tabrizu.ac.ir/article_18214.html
5. Borrelli, P., Robinson, D.A., Panagos, P., Lugato, E., Yang, J.E. and Alewell, C., 2021. Land use and climate change impacts on global soil erosion by water (2015-2070). *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117(36), pp. 21994-22001. <https://doi.org/10.1073/pnas.2001403117>
6. Bozali, N., 2020. Assessment of the soil protection function of forest ecosystems using GIS-based Multi-Criteria Decision Analysis: A case study in Adıyaman, Turkey. *Global Ecology and Conservation*, 24, p. 01271. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e01271>
7. Cvitanovic, C., Shellock, R. J., Mackay, M., van Putten, E. I., Karcher, D. B., Dickey-Collas, M. and Ballesteros, M., 2021. Strategies for building and managing 'trust' to enable knowledge exchange at the interface of environmental science and policy. *Environmental Science & Policy*, 123, 179-189. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2021.05.020>
8. Desmet, P. J. J. and Govers, G., 1996. A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units. *Journal of Soil and Water Conservation*, 51(5), pp. 427-433. <https://doi.org/10.1080/00224561.1996.12457102>
9. Ebrahimzadeh, S. , Argany, M. and Mirdar Harijani, F., 2024. Modeling the rate of soil erosion and sediment yield using the RUSLE / SDR model in the Dizgaran watershed. *Journal of Natural Environmental Hazards*, 13(39), 1-24. <http://doi.org/10.22111/jneh.2024.39109.1823>
10. Ganasri, B.P. and Ramesh, H., 2016. Assessment of soil erosion by RUSLE model using remote sensing and GIS-A case study of Nethravathi Basin. *Geoscience Frontiers*, 7(6), pp. 953-961. <https://doi.org/10.1016/j.gsf.2015.10.007>

11. Hamel, P., Chaplin-Kramer, R., Sim, S. and Mueller, C., 2015. A new approach to modeling the sediment retention service (InVEST 3.0): Case study of the Cape Fear catchment, North Carolina, USA. *Science of the Total Environment*, 524, pp. 166-177. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.04.027>
12. Haregeweyn, N., Tsunekawa, A., Nyssen, J., Poesen, J., Tsubo, M. and Tsegaye Meshesha, D., 2017. Comprehensive assessment of soil erosion risk for better land use planning in river basins: Case study of the Upper Blue Nile River. *Science of the Total Environment*, 574, pp. 95-108. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.019>
13. Hosseinalizadeh, M., Alinejad, M., Mohammadian Behbahani, A., Khormali, F., Kariminejad, N., Pourghasemi, H.R. (2020). A Review on the Gully Erosion and Land Degradation in Iran. In: Shit, P., Pourghasemi, H., Bhunia, G. (eds) *Gully Erosion Studies from India and Surrounding Regions. Advances in Science, Technology & Innovation*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-23243-6_26
14. Hosseini Mofrad, S. M. R. , Ahmadi, H. , Mehrabi, A. A. and Motamedvaziri, B., 2023. Investigating the effect of the construction of the new Hashtgerd - Taleghan road in Alborz province on the amount of erosion and sediment production using the WARSEM model. *Journal of Range and Watershed Management*, 76(3), 237-251. <http://doi.org/10.22059/jrwm.2023.354414.1694>
15. Iacona, G. D., Sutherland, W. J., Mappin, B., Adams, V. M., Armsworth, P. R., Coleshaw, T. and Possingham, H. P., 2023. Standardized reporting of the costs of management interventions for biodiversity conservation. *Conservation Biology*, 32(5), 979-988. <https://doi.org/10.1111/cobi.13195>
16. IPBES, 2018. The IPBES assessment report on land degradation and restoration. Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. <https://www.ipbes.net/assessment-reports/ldr>
17. Jafari, M., Tahmoures, M., Ehteram, M., Ghorbani, M. and Panahi, F., 2022. *Soil erosion control in drylands* (pp. 649-700). Springer. <https://link.springer.com/book/10.1007/978-3-031-04859-3>
18. Ji, C., Cao, Y., Li, X., Pei, X., Sun, B., Yang, X. and Zhou, W., 2024. A review of the satellite remote sensing techniques for assessment of runoff and sediment in soil erosion. *Journal of Hydrology and Hydromechanics*, 72(2), pp. 252-267. <https://doi.org/10.2478/johh-2024-0009>
19. Mahmood, S., Naeem, N., Ahamad, M. I., Tariq, Z. and Song, J., 2024. Spatial modeling of soil erosion potential in the Panjkora Basin, Eastern Hindu Kush: integrated RUSLE and geospatial approaches. *Environment, Development and Sustainability*, pp. 1-22. <https://doi.org/10.1007/s10668-024-05709-9>
20. Matomela, N., Li, T., Ikhumhen, H. O., Raimundo Lopes, N. D. and Meng, L., 2022. Soil erosion spatio-temporal exploration and Geodetection of driving factors using InVEST-sediment delivery ratio and Geodetector models in Dongsheng, China. *Geocarto International*, 37(26), pp. 13039-13056. <https://doi.org/10.1080/10106049.2022.2076912>
21. Mohammadi, S. , karimzadeh, H. , pourmanafi, S. and Soltani, S., 2018. Spatial and Temporal Evaluation of Soil Erosion using RUSLE model Landsat satellite image time series (Case Study: Menderjan, Isfahan). *Journal of Range and Watershed Management*, 71(3), 759-774. <https://doi.org/10.22059/jrwm.2018.221162.1073> (In Persian)
22. Motamedirad, M. , Zangane Asadi, M. A. and Ajam, H., 2023. Investigating the rate of soil erosion and sediment production using the RUSLE model and the modified method PSIAC (case study: kal basin of Ismail , Shahrood city, Semnan province). *Quantitative Geomorphological Research*, 11(4), 147-165. <http://doi.org/10.22034/gmpj.2022.360813.1374> (In Persian)
23. Nasir, N. and Selvakumar, R., 2018. Influence of land use changes on spatial erosion pattern, a time series analysis using RUSLE and GIS: the cases of Ambuliyar sub-basin, India. *Acta Geophysica*, 66(5), pp. 1121-1130. <https://doi.org/10.1007/s11600-018-0186-2>
24. Panagos, P., Standardi, G., Borrelli, P., Lugato, E., Montanarella, L. and Bosello,

- F., 2022. Cost of agricultural productivity loss due to soil erosion in the European Union: From direct cost evaluation approaches to the use of macroeconomic models. *Land Degradation & Development*, 33(3), pp.459-471.
<https://doi.org/10.1002/ldr.2879>
25. Panagos, P., Meusburger, K., Ballabio, C., Borrelli, P., & Alewell, C., 2014. Soil erodibility in Europe: A high-resolution dataset based on LUCAS. *Science of the Total Environment*, 479–480, 189–200.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.02.010>
26. Poesen, J., 2021. Soil erosion in the Anthropocene: Research needs. *Earth Surface Processes and Landforms*, 46(1), pp.5-13. <https://doi.org/10.1002/esp.4250>
27. Qurishi, S. M., 2024. Exploring the major watershed basins all around the world: a meta-analysis for basins characteristics. *AUIQ Technical Engineering Science*, 1(2), p. 9.
<https://doi.org/10.70645/3078-3437.1018>
28. Redhead, J. W., Stratford, C., Sharps, K., Jones, L., Ziv, G., Clarke, D. and Bullock, J. M., 2016. Empirical validation of the InVEST water yield ecosystem service model at a national scale. *Science of the Total Environment*, 569, pp. 1418-1426.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.227>
29. Renard, K. G., Foster, G. R., Weesies, G. A., McCool, D. K., & Yoder, D. C., 1997. Predicting soil erosion by water: A guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). U.S. Department of Agriculture, Agriculture Handbook No. 537.
<https://directives.nrcs.usda.gov/sites/default/files/201712932574/28651.pdf>
30. Sadeghi, S. H. , Hashemi Ariyan, Z. , Vafakhah, M. and Karimi, Z., 2018. Comparison of Spatial Variations of Soil Erosion at Gonbad Representative and Treated Watersheds in Hamadan Province. *Journal of Range and Watershed Managment*, 71(2), 405-417.
<https://doi.org/10.22059/jrwm.2018.202889.984> (In Persian)
31. Sadeghi, S. H. R., 2017. Soil erosion in Iran: state of the art, tendency and solutions. *Poljoprivreda i Sumarstvo*, 63(3), 33-37.
<http://doi.org/10.17707/AgricultForest.63.3.04>
32. Sharp, R., Douglass, J., Wolny, S., Arkema, K., Bernhardt, J., Bierbower, W., and Wyatt, K., 2020. InVEST User's guide. The natural capital project, Standford university, University of Minnesota, the nature conservancy, and World Wildlife Fund: Standford, CA, USA.
<https://storage.googleapis.com/releases.naturalcapitalproject.org/invest/3.9.0/userguide/index.html>
33. Vigiak, O., Borselli, L., Newham, L., McInnes, J. and Roberts, A., 2012. Comparison of conceptual landscape metrics to define hillslope-scale sediment delivery ratio. *Geomorphology*, 138 (1), pp. 74- 88.
<https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2011.08.026>
34. Williams, B. K. Brown, E. D., 2016. Technical challenges in the application of adaptive management. *Biological Conservation*, 195, pp. 255-263.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.01.012>
35. Zarandian, A., Ramezani Mehrian, M., Mohammadyari, F., Mousazadeh, R., Azizi, N., 2024. Assessment and Economic Valuation of Ecosystem Services for Soil Erosion Prevention and Sediment Retention in the Khorkhoran International Mangrove Wetland. *Iranian Journal of Applied Ecology*, 13 (4), pp. 1-20. <http://ijae.iut.ac.ir/article-1-1251-fa.html>



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



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.

چکیده

اطلاعات مقاله

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 حالی که 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 به ترتیب ۳۰/۸، ۴۲/۵، ۸۹، ۵۷/۲، ۲۲۳/۹، ۱۶۷/۶ و ۱۱۶/۳ درصد افزایش داد. در بخش فلزات سنگین، آبیاری با فاضلاب میانگین غلظت کل کروم، نیکل، منگنز، آهن، روی، مس، سرب و کادمیم به ترتیب 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 به مراتب 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.

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

استاد: احمدی، ه.، شهبازی، ک.، بازرگان، ک.، مارزی، م.، چراغی، م.، ۱۴۰۴. بررسی اثر کاربرد فاضلاب بر ویژگی‌های خاک و تجمع فلزات سنگین در

خاک‌های ایران-مطالعه مروری. مقاله مروری، نشریه پژوهش‌های خاک، (۴) ۳۹، ص ۴۹۳-۵۱۵.

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



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 آلاینده‌ها از طریق منابع مختلفی همچون دفع نامناسب پسماندها، فعالیت‌های صنعتی و معدنی و حتی برخی

عملیات کشاورزی و زه‌آب‌ها وارد فاضلاب می‌شوند و مصرف آن را با چالش مواجه می‌کند (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 قابل توجه 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). 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 قابل توجه، 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.,

Google Scholar و ایرانداک جست‌وجو شدند. جست‌وجوی مقالات انگلیسی نیز با کلیدواژه‌هایی مانند soil and heavy trace elements, potentially toxic elements, metals, 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 پایان‌نامه و ۳۰ طرح تحقیقاتی). مستندات جمع‌آوری 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 جمع‌بندی 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، پایان‌نامه 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.

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

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

(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، گزارش‌های نهایی طرح‌های تحقیقاتی سازمان‌ها و موسسات تحقیقاتی و پایان‌نامه‌های مرتبط منتشر شده تا پایان سال ۱۴۰۰ (۲۰۲۱) جمع‌آوری و تحلیل شد. مقالات فارسی و پایان‌نامه‌ها با استفاده از کلیدواژه‌هایی مانند فلزهای سنگین، آب فاضلاب، پساب، آلودگی خاک و خاک‌های ایران در پایگاه‌های اطلاعاتی سیویلیکا،

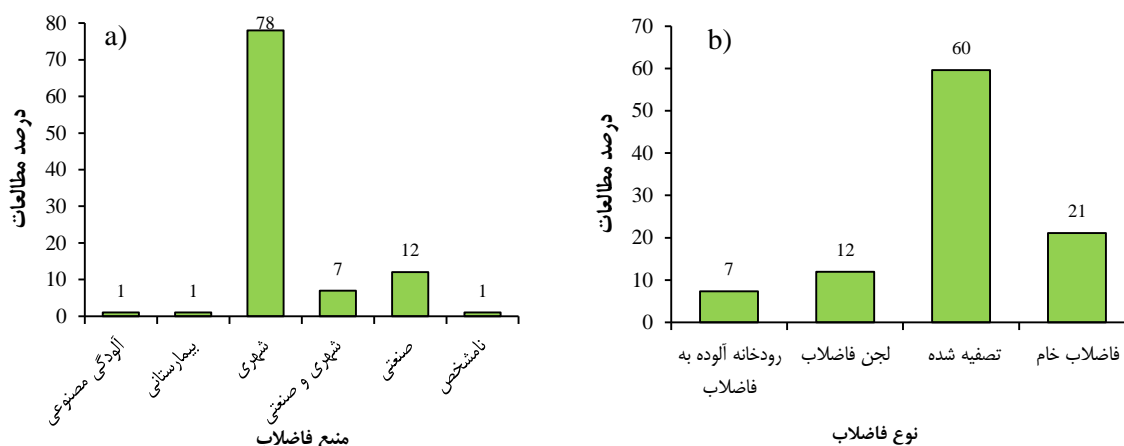
ده تا بیست سال و ۶ درصد بیش از بیست سال سابقه آبیاری با فاضلاب داشته‌اند. در ۴۹/۶ درصد از مطالعات نیز سابقه کاربرد فاضلاب مشخص نشده بود. بیشترین دوره‌های مصرف طولانی به اراضی کشاورزی جنوب تهران مربوط بوده است که سابقه تاریخی استفاده از فاضلاب در آن مناطق قابل توجه است.

بررسی داده‌های گردآوری شده نشان داد که در میان منابع آبی مورد استفاده برای آبیاری، فاضلاب شهری بیشترین سهم را به خود اختصاص داده است؛ به طوری که 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 نامشخص متمرکز بوده‌اند (شکل ۱a). از نظر نوع فاضلاب، در ۶۰ درصد از مطالعات از فاضلاب تصفیه شده با درجات مختلف تصفیه و در ۲۱ درصد از فاضلاب خام استفاده شده است که بیانگر ریسک بالای استفاده مستقیم از فاضلاب تصفیه نشده در برخی مناطق کشور است (شکل ۱b).

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 انجام شده درباره تأثیر فاضلاب بر خاک‌های کشاورزی ایران

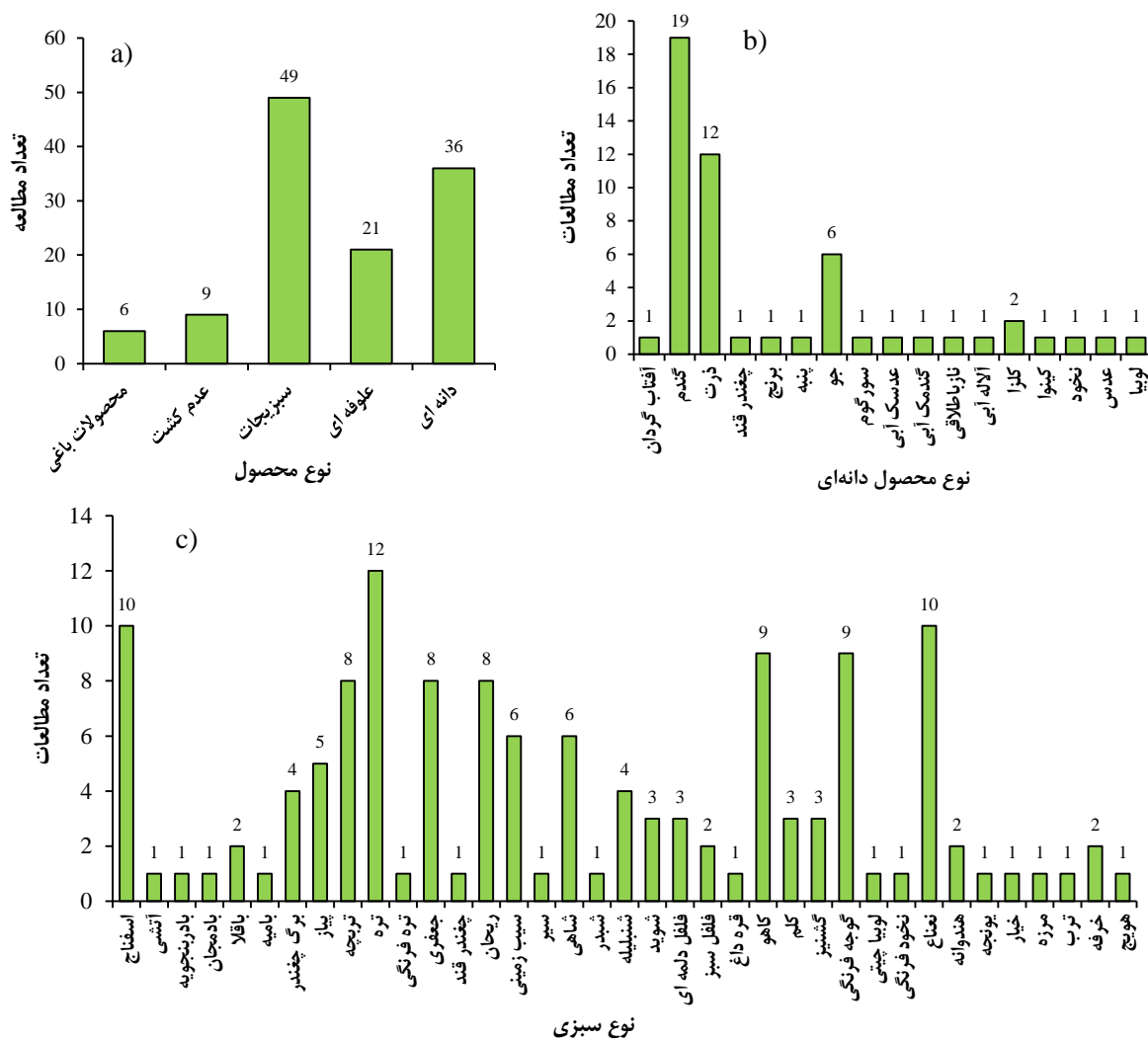
بر اساس نتایج، ۷۷ درصد از مطالعات در شرایط مزرعه‌ای، ۲۰ درصد در گلخانه و ۳ درصد در سایر محیط‌ها انجام شده است. بیشتر پژوهش‌ها بر روی اراضی با سابقه مصرف فاضلاب متمرکز بوده‌اند. با این حال، در حدود ۵۰ درصد از مطالعات، مدت زمان استفاده از فاضلاب مشخص نشده است که یکی از کاستی‌های اصلی داده‌های موجود محسوب 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



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.

را به خود اختصاص داده‌اند (شکل ۱b). در میان سبزیجات، تره، نعناع، اسفناج، گوجه‌فرنگی، تربچه و ریحان بیشترین فراوانی را داشته‌اند (شکل ۱c). 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.

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 ۱a). در گروه محصولات دانه‌ای نیز گندم، ذرت و جو به ترتیب با سهم‌های ۳۷، ۲۳ و ۱۲ درصد بیشترین میزان بررسی



شکل ۲- وضعیت مطالعات انجام شده بر اساس محصولات کشت شده
 Figure 2. Classification of studies by crop type.

رعایت شده است، اما ضعف در به کارگیری CRM و تعیین حدود تشخیص دستگاه، نشان دهنده کمبود دقت روش شناسی در بخشی از مطالعات پیشین است. این موضوع ضرورت ارتقای استانداردهای کنترل کیفی در پژوهش‌های آبی 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

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 به ترتیب ۷۵ درصد از دستگاه جذب اتمی، ۱۶/۱ درصد 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 ۳۰-۶۰ سانتی‌متر و ۹ درصد بر اعماق بیش از ۶۰ سانتی‌متر تمرکز داشته‌اند. این امر نشان دهنده 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، به ترتیب در ۸۵، ۴ و ۱۱ درصد از مطالعات گزارش شده‌اند. در نتیجه، گرچه تکرار آزمایش در اغلب پژوهش‌ها

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 قابل توجهی EC خاک را کاهش داده و شرایط مناسب برای کشت محصولات فراهم شده است (Mardiha and Honarjoo, 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 ۳۰-۶۰ و ۳۰-۶۰ سانتی‌متر از ۲۶ به ترتیب 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

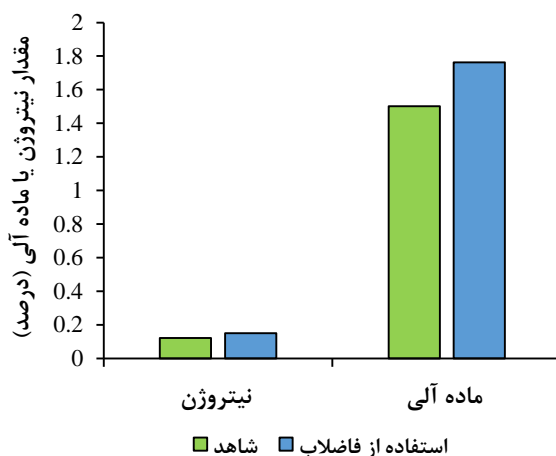
بر اساس نتایج جمع‌آوری شده، آبیاری با فاضلاب باعث افزایش میزان نیتروژن، کربن آلی و مواد آلی خاک به ترتیب به میزان ۲۳، ۸۸ و ۱۷ درصد شده است (شکل ۳). این افزایش، علاوه بر بهبود ویژگی‌های ساختاری خاک، می‌تواند بخشی از نیاز نیتروژنی محصولات کشاورزی را تأمین کرده و نیاز به کودهای نیتروژنی را کاهش دهد (Heidarpour 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).

یافته و در ۱۵ درصد تغییر قابل توجهی 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_2S عنوان 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, 2010; Xu et al., 2005). 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



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 CEC در 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 Haghghi (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.

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). 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 معنی‌دار SAR شد؛ به‌طوری‌که مقدار آن از ۳۶/۷ به ۲/۷ در عمق سطحی و از ۱۶ به ۷ در عمق ۳۰-۶۰ 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 به‌طور میانگین موجب کاهش ۹/۵

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).

پس از هفت سال آبیاری با پساب، تغییر محسوسی در میزان پتاسیم قابل‌استفاده خاک مشاهده نکردند، در حالی که Abedi و 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 آبیاری شده با آب چاه برابر با ۱۲۶۶۰/۲۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم و در خاک‌های آبیاری شده 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

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; Amirnazhad 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 می‌شود.

اثر کاربرد فاضلاب بر تغییر غلظت عناصر غذایی خاک

پتاسیم قابل‌استفاده

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)

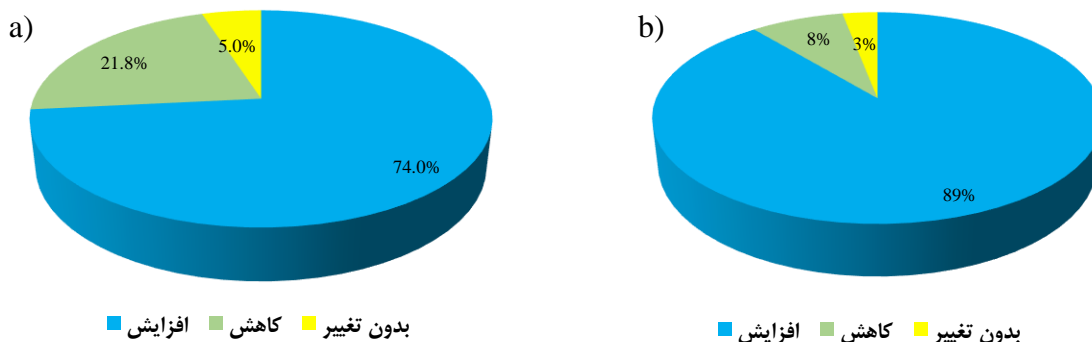
به طور کلی، ۸۹ درصد از مطالعات افزایش، ۸ درصد کاهش و ۳ درصد عدم تغییر در غلظت آهن قابل استفاده را گزارش کرده‌اند (شکل ۴b). مطالعات بین‌المللی نیز نتایج مشابهی ارائه کرده‌اند. Alnaimy و همکاران (۲۰۲۱) در مصر گزارش کردند که آبیاری طولانی‌مدت با فاضلاب منجر به افزایش ۵/۵ برابری آهن قابل استفاده نسبت به آبیاری با آب رود نیل گردید. همچنین Qureshi و Hussain (۲۰۲۰) در دبی مشاهده کردند که استفاده از پساب، غلظت آهن قابل استفاده 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 قابل استفاده در سال‌های اول و دوم نسبت به آب چاه شد.

به طور کلی، افزایش غلظت آهن قابل استفاده در خاک‌های آبیاری شده 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 کنترل شده فاضلاب تصفیه شده 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 به طور دقیق پایش شود.

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، Hajrasooliha و Safari Sanjani (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 به طور قابل توجهی غلظت عناصر سنگین از جمله آهن را کاهش می‌دهد و در نتیجه استفاده از پساب تصفیه شده نسبت به فاضلاب خام، خطر تجمع فلزهای سنگین در خاک را به طور چشمگیری کم می‌کند. در این راستا، Natasha و همکاران (۲۰۲۳) نیز گزارش کردند که میزان آهن کل در خاک‌های آبیاری شده با فاضلاب بین ۳/۵۹ تا ۸۵۹۸/۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم متغیر بوده است.

آهن قابل استفاده

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



شکل ۴- اثر آبیاری با آب فاضلاب بر تغییرات غلظت آهن کل (a) و آهن قابل جذب (b) در مطالعات مورد بررسی
Figure 4. Total (a) and available (b) iron concentrations in soils irrigated with wastewater: findings from the reviewed studies.

افزایش ۴۶/۶۵ درصدی غلظت روی کل خاک نسبت به آبیاری با آب چاه گردید. تحلیل داده‌های مطالعات انجام شده 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

روی روی کل

نتایج این بررسی نشان داد که میانگین وزنی غلظت روی کل در خاک‌های آبیاری شده با آب چاه ۷۴/۷۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم و در خاک‌های آبیاری شده با پساب یا فاضلاب ۱۰۹/۶۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم بود. بر این اساس، استفاده از فاضلاب موجب

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 آبیاری شده 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 آبیاری شده 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 آبیاری شده 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 قابل استفاده

میانگین وزنی غلظت روی قابل استفاده در خاک‌های آبیاری شده با آب چاه ۲/۸۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم و در خاک‌های آبیاری شده با پساب یا فاضلاب ۹/۱۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم برآورد شد. بنابراین کاربرد فاضلاب موجب افزایش ۲۲۳/۹۰ درصدی در میزان روی قابل استفاده خاک 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 قابل استفاده 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 قابل استفاده 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 روی قابل 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 قابل استفاده خاک در سال‌های اول و دوم نسبت به آبیاری با آب چاه گردید.

مس

مس کل

میانگین وزنی غلظت مس کل در خاک‌های آبیاری شده با آب چاه برابر با ۳۱/۲۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم و در خاک‌های آبیاری شده 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 آبیاری شده 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 آبیاری شده با فاضلاب بین ۰/۴۵ تا ۱۰۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم متغیر بود.

میانگین غلظت 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 قابل توجهی بالاتر از میانگین جهانی است، اما میانگین وزنی به دست آمده 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. و همکاران (Natasha و همکاران ۲۰۲۳) گزارش کردند که غلظت منگنز کل در خاک‌های آبیاری شده با فاضلاب بین ۰/۶۳ تا ۳۵۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم متغیر بوده است. علاوه بر این، برخی مطالعات نشان داده‌اند که نوع گیاه کشت شده نیز بر غلظت منگنز تأثیر دارد، به طوری که معمولاً میزان منگنز خاک قبل از کشت بالاتر از مقادیر پس از برداشت محصول است.

منگنز قابل استفاده

میانگین وزنی غلظت منگنز قابل استفاده در خاک‌های آبیاری شده با آب چاه ۱۲/۵۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم و در خاک‌های آبیاری شده با فاضلاب یا پساب ۲۷/۰۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم بود. بنابراین، استفاده از فاضلاب موجب افزایش ۱۶۲/۲۷ درصدی غلظت منگنز قابل استفاده 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 قابل استفاده در خاک را در اثر آبیاری با فاضلاب گزارش کرده‌اند. مطالعه Alnaimy و همکاران (۲۰۲۱) در مصر نشان داد که آبیاری طولانی مدت با فاضلاب موجب سه برابر شدن غلظت منگنز قابل استفاده 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 قابل استفاده در سال‌های اول و دوم نسبت به آب چاه شد.

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 مشاهده شده همچنان پایین‌تر از مقادیر حداکثر مجاز در تمامی کشورها بوده و از منظر آلودگی فلزهای سنگین، نگرانی زیست‌محیطی قابل توجهی ایجاد نمی‌کند (جدول ۱).

مس قابل استفاده

میانگین وزنی غلظت مس قابل استفاده در خاک‌های آبیاری شده با آب چاه ۱/۸۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم و در خاک‌های آبیاری شده با فاضلاب ۵/۰۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم برآورد شد. بر این اساس، استفاده از فاضلاب موجب افزایش ۱۶۷/۵۸ درصدی غلظت مس قابل استفاده 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 طولانی مدت 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 آبیاری شده 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.

اثر کاربرد فاضلاب بر تغییر غلظت فلزهای سنگین

خاک

آرسنیک

آرسنیک کل

تعداد مطالعاتی که به بررسی غلظت کل آرسنیک در خاک‌های آبیاری شده 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 سمیت بالای آن، در اغلب مطالعات نادیده گرفته شده است. بنابراین توصیه می‌شود در پژوهش‌های آتی، ارزیابی دقیق‌تر وضعیت این عنصر در خاک‌های آبیاری شده با منابع آب غیرمتعارف مورد توجه ویژه قرار گیرد. مطالعه Mazhari و Haghghi (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 اندازه‌گیری شده 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 ۲۰-۴۰ سانتی‌متر بررسی کرده و گزارش نمودند که غلظت آرسنیک در اراضی آبیاری شده 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 قابل استفاده

تعداد مطالعاتی که به بررسی غلظت آرسنیک قابل استفاده 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 قابل استفاده در شرایط مختلف خاک، اقلیم، و نوع فاضلاب توصیه می‌شود.

کروم

کروم کل

تحلیل مطالعات گردآوری شده نشان داد که میانگین وزنی غلظت کروم کل در خاک‌های آبیاری شده با آب چاه برابر با ۴۵/۶۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم بوده است، در حالی که در خاک‌های

آبیاری شده 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 Haghghi (۲۰۱۷) بود که میانگین غلظت کروم در خاک آبیاری شده 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 آبیاری شده با فاضلاب از ۰/۴۹ تا ۱۷۷/۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم متغیر بوده است.

کروم قابل استفاده

میانگین وزنی غلظت کروم قابل استفاده در خاک‌های آبیاری شده با آب چاه ۰/۳۸ میلی گرم بر کیلوگرم و در خاک‌های آبیاری شده با فاضلاب یا پساب ۱/۵۸ میلی گرم بر کیلوگرم بود. بر این اساس، آبیاری با فاضلاب منجر به افزایش ۳۱۸/۰۱ درصدی در کروم قابل استفاده 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 قابل استفاده را در اثر کاربرد فاضلاب نسبت به آب چاه گزارش کرده‌اند. مطالعات بین‌المللی نیز یافته‌های مشابهی را تأیید می‌کنند. به عنوان نمونه، Kumar و همکاران (۲۰۲۰) در هند گزارش کردند که کاربرد دو ساله فاضلاب صنعتی برای آبیاری مزارع اسفنج موجب افزایش ۴/۱ تا ۵/۱ برابری غلظت عناصر قابل استفاده از جمله کروم در مقایسه با آبیاری با آب چاه شد. این نتایج به وضوح 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.

کیالت

کیالت کل

نتایج بررسی‌های انجام شده نشان داد که مطالعات مرتبط با پایش غلظت کیالت کل در خاک‌های کشاورزی ایران بسیار محدود بوده و تنها در چهار مطالعه به صورت مستقیم به مقایسه منابع مختلف آبیاری پرداخته شده است. این کمبود داده‌ها نشان‌دهنده غفلت قابل توجه در ارزیابی رفتار و تجمع کیالت در خاک‌های آبیاری شده با فاضلاب است. در مطالعه Khosravi و همکاران (۲۰۱۹) گزارش شد که غلظت کیالت کل در مزارع آبیاری شده با فاضلاب (۱۰/۸۶ میلی گرم بر کیلوگرم) نسبت به زمین‌های آبیاری شده با آب چاه (۱۲/۲۸ میلی گرم بر کیلوگرم) کمتر بود، هرچند در هیچ‌یک از تیمارها مقدار کیالت کل از غلظت متوسط آن در پوسته زمین (۲۵ میلی گرم بر کیلوگرم) فراتر نرفت. با این حال، به دلیل عدم ارائه ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی آب چاه در این پژوهش، تعیین منبع واقعی کیالت (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 کیالت کل در خاک نسبت به آبیاری با آب چاه شد.

کیالت قابل استفاده

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

نیکل

نیکل کل

بررسی مطالعات انجام شده 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 آبیاری شده با آب چاه و پساب به ترتیب برابر با ۵۷/۵۹ و ۷۴/۳۸ میلی گرم 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 افزوده شده در بیشتر موارد خاکزاد نبوده و منشأ آن از آب آبیاری بوده است (Tabari and Salehi, 2009; Aghabarati et al., 2008). از میان ۲۷ مطالعه بررسی شده، تنها در پژوهش Zoghi و Doosti (۲۰۱۹) در منطقه بیرجند، غلظت نیکل کل خاک از حد مجاز ملی (۱۱۰ میلی گرم بر کیلوگرم) فراتر رفت. در این مطالعه، غلظت اولیه نیکل کل خاک ۳۸/۲۴ میلی گرم بر کیلوگرم بود و پس از آبیاری با آب چاه

و فاضلاب، غلظت نیکل کل در خاک تحت کشت جو به ترتیب به ۱۵۹/۲۸ و ۱۲۶/۲۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم و در خاک تحت کشت ذرت به ترتیب به ۱۳۶/۹۱ و ۱۱۸/۰۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم افزایش یافت. غلظت نیکل در آب چاه و پساب مورد استفاده نیز به ترتیب 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 به ترتیب 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 به طور 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 به ترتیب ۹/۸۷ و ۱۵۶/۴۸ درصدی غلظت نیکل نسبت به میانگین کشوری و جهانی شده است. در پژوهش Mkhini 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 قابل استفاده

نتایج بررسی‌ها نشان داد که میانگین وزنی نیکل قابل استفاده در خاک‌های آبیاری شده با آب چاه ۱/۳۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم و در خاک‌های آبیاری شده 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 قابل استفاده خاک گردید. همچنین، ۸۶ درصد از مطالعات افزایش، ۱۳ درصد کاهش و ۱ درصد عدم تغییر در غلظت نیکل قابل استفاده 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 قابل استفاده خاک نسبت به آبیاری با آب رود نیل می‌شود. به طور مشابه، Hussain و Qureshi (۲۰۲۰) در دبی گزارش کردند که کاربرد پساب باعث افزایش غلظت نیکل قابل استفاده از ۳۶/۳ به ۴۰/۹ میلی‌گرم بر کیلوگرم شد.

سرب

سرب کل

نتایج نشان داد میانگین وزنی غلظت سرب کل در خاک‌های آبیاری شده با آب چاه ۳۲/۳۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم و در خاک‌های آبیاری شده 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. قابل توجه است که در تمام مطالعات انجام شده 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) گزارش شده 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 به طور 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 تصفیه نشده 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 تصفیه نشده 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 به علت تشکیل ترکیبات نامحلول مانند کربنات و سولفات کاهش یابد (Khanlari, 2005). Natasha و همکاران (۲۰۲۳) نیز در پاکستان دامنه غلظت سرب کل در خاک‌های آبیاری شده با فاضلاب را ۰/۳۹ تا ۶۷/۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم گزارش کردند که با دامنه‌های جهانی مطابقت دارد.

سرب قابل استفاده

نتایج بررسی‌ها نشان داد میانگین وزنی غلظت سرب قابل استفاده در خاک‌های آبیاری شده با آب چاه ۲/۶۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم و در خاک‌های آبیاری شده 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 قابل استفاده در خاک گردید. تحلیل داده‌های موجود نشان داد که در ۸۹ درصد مطالعات، کاربرد فاضلاب سبب افزایش، در ۶ درصد کاهش و در

کادمیم قابل استفاده

بر اساس بررسی‌ها، میانگین وزنی کادمیم قابل استفاده در خاک‌های آبیاری شده با آب چاه ۰/۰۷ میلی گرم در کیلوگرم و در خاک‌های آبیاری شده با فاضلاب یا پساب ۰/۲۸ میلی گرم 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 قابل استفاده را گزارش کرده‌اند. مطالعاتی مانند Alnaimy و همکاران (۲۰۲۱) نشان داده‌اند که آبیاری طولانی مدت با فاضلاب در مصر باعث پنج برابر شدن کادمیم قابل استفاده خاک نسبت به آبیاری با آب رود نیل شد. Hussain و Qureshi (۲۰۲۰) در دبی گزارش کردند که آبیاری با پساب میزان کادمیم قابل استفاده را از ۳/۳ به ۳/۴ میلی گرم 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 قابل استفاده 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. به طور 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 قابل استفاده (۳۰/۸ درصد)، کلسیم قابل استفاده (۴۲/۵ درصد) و منیزیم قابل استفاده (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؛ به طور 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 قابل استفاده این فلزها حتی بارزتر

۵ درصد عدم تغییر در غلظت سرب قابل استفاده نسبت به تیمار شاهد گزارش شده است. افزایش سرب قابل استفاده 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 شش برابری غلظت سرب قابل استفاده خاک نسبت به آبیاری با آب رود نیل گردید. همچنین Hussain و Qureshi (۲۰۲۰) در بررسی تغییرات عناصر سنگین در خاک‌های آبیاری شده با پساب در دبی گزارش کردند که غلظت سرب قابل استفاده خاک از ۲۸/۵ به ۲۹/۲ میلی گرم 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. به طور 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 قابل استفاده آن را نیز افزایش می‌دهد.

کادمیم

کادمیم کل

بر اساس بررسی‌ها، میانگین وزنی غلظت کادمیم کل در خاک‌های آبیاری شده با آب چاه ۱/۷۹ میلی گرم در کیلوگرم و در خاک‌های آبیاری شده با فاضلاب یا پساب ۲/۵۴ میلی گرم 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 میلی گرم بر کیلوگرم) گزارش کردند. دامنه غلظت کادمیم کل در خاک‌های کشاورزی ایران از غیرقابل تشخیص تا ۳۶۵ با میانگین وزنی ۰/۳۱ میلی گرم در کیلوگرم گزارش شده است (Shahbazi et al., 2022). میانگین جهانی نیز ۰/۴۱ میلی گرم در کیلوگرم گزارش شده است (Meharg, 2011). میانگین کادمیم در مطالعات مورد بررسی از میانگین کشوری و جهانی بیشتر می‌باشد. مطالعات طولانی مدت نشان می‌دهد که آبیاری با فاضلاب می‌تواند غلظت کادمیم خاک را تا ۲۵/۸ درصد افزایش دهد (Mkhini et al., 2020).

نظام‌مند مورد پایش قرار نگرفته‌اند و خلأ قابل توجهی 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.

بود؛ به طوری که غلظت شکل قابل استفاده عناصر کبالت، کروم، نیکل، آهن، روی، مس، سرب و کادمیم به ترتیب ۲۵۳/۷۷، ۳۱۸/۰۱، ۲۰۰/۰۰، ۵۷/۲۲، ۲۳۳/۹۰، 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 قابل استفاده 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

References

- 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).
- Zarabi, S., Hatamikiya, M., Dorosti, N., Zarabi, M., & Mortazavi, S. 2018. A survey 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)
- Tabari, M. and Salehi, A. 2012. Impact of irrigation by municipal sewage on accumulation of heavy metals in soil. *Journal of Environmental Science and Technology*, 13(4 (51)), 49-59. (In Persian)
- 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).
- 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).
- 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).
- 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)
- 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)
- 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).
- 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)
- 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)
- 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)
- Mazhari, S. A. & Haghghi, F. 2017. Assessment of potential health risks of heavy metals due to sewage irrigation of agricultural soils in the south of Sabzevar. *Journal of Sabzevar University of Medical Sciences*, 24(4), 281-291. (In Persian)
- 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)
- Farmanifard, M., Ghamarnia, H., Pirsahab, 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)
- Aghabarati, A., Hosseini, S. M., Esmaili, 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" with "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. *Journal 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., Iusti-Miller, S., Banni, M., Bousserhine, 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 and investigation 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. *Environmental Science Pollution 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 sewage 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

Contents
Subject

- Soil Quality Monitoring: An Undeniable Necessity 383**
Saeed Saadat, Leila Esmaelnejad, Hamed Rezaei, and Maliheh Madanian
- The Effect of Foliar Application of Zinc and Calcium Sources on Improving Quality Parameters and Reducing Fruit Drop in Apple401**
Hossein Azizi, Aziz Majidi, Jamal Ahmadaali, and Rozita Mazlomi Oskoui
- Investigating the Role of Soil Physical Properties on Water Infiltration Indices (Case Study: Zanzan Province).....421**
Morteza Yavari, Alireza Vaezi , and Mohammad Sadegh Askari
- Changes in Soil Evaporation Intensity in Sandy and Sandy Clay Loam Soils as Affected by Inoculation with *Bacillus velezensis*.....437**
Zahra Karimzadeh, Mohammad Hossein Mohammadi, and Hossein Besharati
- The Effect of Different Salinity Levels on Cadmium Uptake and Phytoremediation Capacity in Quinoa (*Chenopodium quinoa* Willd.).....455**
Siros Sadeghi
- The Role of Integrated Management of Suitable Nutrition, Plant Mulch, and Shading in Reducing Decline in Orange Trees (Case Study: South of Kerman Province).....469**
Javad Sarhadi, and Mehri Sharif
- Quantifying Avoided Soil Erosion and Sediment Export and Deriving Managerial Insights485**
Majid Ramezani Mehrian, Ardavan Zarandian, Sayedeh Alemohammad, and Jalil Badam Firouz
- Impacts of Wastewater Irrigation on Soil Properties and Heavy Metal Accumulation in Iranian Soils: A Review Study493**
Hadi Ahmadi, Karim Shahbazi, Kambiz Barzargan, Mostafa Marzi, and Meysam Cheraghi

Ministry of Jihad-e-Agriculture
Agricultural Research Education and Extension Organization

Soil and Water Research Institute Soil Science Society of Iran

**Research and Scientific Journal
Iranian Journal of Soil Research**

**Vol. 39, No.4
2026**

Manager-in-Charge: Hadi Asadi Rahmani, PhD
Director General, Soil and Water Research Institute
Editor-in-Chief: Karim Shahbazi, PhD
Professor, Soil and Water Research Institute

Editorial Board

Mohammad Bybordi, PhD	University Lecturer
Hossein Besharati, PhD	Professor, Soil and Water Research Institute
Mohammad Reza Balali, PhD	Assistant Professor (Research), Soil and Water Research Institute
Kambiz bazargan, PhD	Associate Professor, Soil and Water Research Institute
Amir Fotovat, PhD	Professor, Ferdowsi University, Mashhad
Manochehr Gorji, PhD	Professor, Tehran University
Gholamhosien Haghnia, PhD	Professor, Ferdowsi University, Mashhad
Kazem Khavazi, PhD	Professor, Soil and Water Research Institute
Aziz Momeni, PhD	Associate Professor, Soil and Water Research Institute
Mohammad R. Neyshaboori, PhD	Professor, Tabriz University
Mohammad H. Roozitalab, PhD	Associate Professor Agricultural Research, Education and Extension Organization
Hamid Siadat, PhD	Professor(Research), Soil and Water Research Institute
Hassan Towfighi, PhD	Associate Professor, Tehran University

English Editor: Hamid Siadat, PhD
Technical Editor: Eng. Kiana khomehchi

Address: P. O. Box: 31785-311, Karaj – IRAN
Tel / Fax: 026-36208796
Soil and Water Institute Website: www.swri.ir
Journal Website: www.srjournal.areeo.ir



Soil and Water Research Institute



Soil Science Society of Iran

Iranian Journal of Soil Research (Soil and Water Sciences)

Volume 39\ No.4\ 2026

ISSN: 2228 -7124

Contents Subject

- Soil Quality Monitoring: An Undeniable Necessity 383**
Saeed Saadat, Leila Esmaelnejad, Hamed Rezaei, and Maliheh Madanian
- The Effect of Foliar Application of Zinc and Calcium Sources on Improving Quality Parameters and Reducing Fruit Drop in Apple401**
Hossein Azizi, Aziz Majidi, Jamal Ahmadaali, and Rozita Mazlomi Oskoui
- Investigating the Role of Soil Physical Properties on Water Infiltration Indices (Case Study: Zanzan Province).....421**
Morteza Yavari, Alireza Vaezi , and Mohammad Sadegh Askari
- Changes in Soil Evaporation Intensity in Sandy and Sandy Clay Loam Soils as Affected by Inoculation with *Bacillus velezensis*.....437**
Zahra Karimzadeh, Mohammad Hossein Mohammadi, and Hossein Besharati
- The Effect of Different Salinity Levels on Cadmium Uptake and Phytoremediation Capacity in Quinoa (*Chenopodium quinoa* Willd.).....455**
Siros Sadeghi
- The Role of Integrated Management of Suitable Nutrition, Plant Mulch, and Shading in Reducing Decline in Orange Trees (Case Study: South of Kerman Province).....469**
Javad Sarhadi, and Mehri Sharif
- Quantifying Avoided Soil Erosion and Sediment Export and Deriving Managerial Insights485**
Majid Ramezani Mehrian, Ardavan Zarandian, Sayedeh Alemohammad, and Jalil Badam Firouz
- Impacts of Wastewater Irrigation on Soil Properties and Heavy Metal Accumulation in Iranian Soils: A Review Study493**
Hadi Ahmadi, Karim Shahbazi, Kambiz Barzargan, Mostafa Marzi, and Meysam Cheraghi