دو فصلنامه

نشریه علمی

مدیریت اراضی

شاپا ۶۲۰۵-۲۳۴۵

جلد ۱۱/ شماره ۲/ سال ۱۴۰۲

عنوان | صفحه

مروری بر وضعیت شوری خاک در اراضی دیم ایران..... ۱۴۷
سعید سعادت، لیلا اسمعیل‌نژاد، حامد رضائی و رسول میرخانی

بررسی وضعیت مصرف کودهای نیتروژنه در مزارع گندم استان فارس..... ۱۶۱
عبدالرسول شیروانیان و بهروز حسن‌پور

جداسازی، غربالگری و شناسایی مولکولی باسیلوس‌های تولیدکننده آنزیم اوره آز از اراضی بایر جنوب ایران و بررسی توانایی آن‌ها در تثبیت خاک..... ۱۷۹
سمیه فاضلی‌کیا، سیدعلی ابطحی، محمدعلی کارگر و مجتبی جعفری‌نیا

آشکارسازی تغییرات کاربری اراضی و پهنه‌های جنگلی با استفاده از سنجش از دور (مطالعه موردی: شهرستان آستارا)..... ۱۹۵
صیاد اصغری سراسکانرود و حسین شریفی طولارود

مدیریت کوددهی نیتروژن در باغ‌های مرکبات ۲۰۹
علی اسدی کنگرشاهی و نگین اخلاقی امیری

تغییر کاربری اراضی کشاورزی تهدیدی برای امنیت غذایی..... ۲۲۹
میرناصر نویدی، هادی اسدی رحمانی، منصور چترنور، رسول خوارزمی، محمد جمشیدی، علیرضا ضیایی‌جاوید، زهرا محمداسماعیل و فاطمه ابراهیمی-میمند

مروری بر منابع ورودی میکروپلاستیک به خاک و اثرات آن بر سلامت خاک..... ۲۴۹
شنو کریمی و زهرا کلاه‌چی

نقش بیوچار در تغییرات نیتروژن خاک..... ۲۶۵
یاسر عظیم‌زاده

http://lmj.areo.ir

نشریه علمی مدیریت اراضی

صاحب امتیاز: مؤسسه تحقیقات خاک و آب

جلد ۱۱ شماره (۲)

سال ۱۴۰۲

مدیر مسؤول: **دکتر هادی اسدی رحمانی** — **رئیس مؤسسه تحقیقات خاک و آب**

سردبیر: **دکتر حسین بشارتی** — **استاد مؤسسه تحقیقات خاک و آب**

اعضاء هیأت تحریریه (به ترتیب حروف الفبا):

دکتر حسین اسدی	**دانشیار پردیس کشاورزی و منابع طبیعی دانشگاه تهران**
دکتر حسین بشارتی	**استاد مؤسسه تحقیقات خاک و آب**
دکتر محمدرضا بلالی	**استادیار مؤسسه تحقیقات خاک و آب**
دکتر حسینعلی بهرامی	**دانشیار دانشکده کشاورزی دانشگاه تربیت مدرس**
دکتر محمدعلی حاج عباسی	**استاد دانشکده کشاورزی دانشگاه صنعتی اصفهان**
دکتر محمدحسن روزی طلب	**دانشیار سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی**
دکتر سعید سعادت	**استادیار مؤسسه تحقیقات خاک و آب**
دکتر محمدرضا شاهپسند	**دانشیار مرکز آموزش عالی امام خمینی (ره)**
دکتر ناصر علی اصغرزاد	**استاد دانشکده کشاورزی دانشگاه تبریز**
دکتر منوچهر گرجی	**استاد پردیس کشاورزی و منابع طبیعی دانشگاه تهران**
دکتر محمدحسین محمدی	**دانشیار پردیس کشاورزی و منابع طبیعی دانشگاه تهران**
دکتر عزیز مومنی	**دانشیار مؤسسه تحقیقات خاک و آب**

مدیر داخلی: **دکتر فرهاد مشیری**

صفحه آرایی: **مهندس فاطمه آقاجانی**

تعداد انتشار در سال: **دو شماره**

پایگاه الکترونیکی نشریه مدیریت اراضی: http://lmj.areo.ir

آدرس پایگاه الکترونیکی مجله: http://lmj@areo.ir

آدرس الکترونیکی مجله:jolm9297@gmail.com

این نشریه در پایگاه‌های علمی زیر نمایه می شود:

پایگاه استنادی علوم جهان اسلام (ISC): www.isc.gov.ir

پایگاه سیویلیکا:https://civilica.com

پایگاه بانک اطلاعات نشریات کشور (Magiran): https://www.magiran.com

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

تلفن و نمابر: ۳۶۲۲۰۱۶۰ (۰۲۶)

بسم الله الرحمن الرحيم

عنوان **صفحه**

مروری بر وضعیت شوری خاک در اراضی دیم ایران.....۱۴۷
سعید سعادت، لیلا اسمعیل‌نژاد، حامد رضائی و رسول میرخانی

بررسی وضعیت مصرف کودهای نیتروژنه در مزارع گندم استان فارس.....۱۶۱
عبدالرسول شیروانیان و بهروز حسن‌پور

جداسازی، غربالگری و شناسایی مولکولی باسیلوس‌های تولیدکننده آنزیم اوره آز از اراضی بایر جنوب ایران و بررسی توانایی آن‌ها در تثبیت خاک.....۱۷۹
سمیه فاضلی‌کیا، سیدعلی ابطحی، محمدعلی کارگر و مجتبی جعفری‌نیا

آشکارسازی تغییرات کاربری اراضی و پهنه‌های جنگلی با استفاده از سنجش از دور (مطالعه موردی: شهرستان آستارا).....۱۹۵
صیاد اصغری سراسکانرود و حسین شریفی طولارود

مدیریت کوددهی نیتروژن در باغ‌های مرکبات ۲۰۹
علی اسدی کنگرشاهی و نگین اخلاقی امیری

تغییر کاربری اراضی کشاورزی تهدیدی برای امنیت غذایی.....۲۲۹
میرناصر نویدی، هادی اسدی رحمانی، منصور چترنور، رسول خوارزمی، محمد جمشیدی، علیرضا ضیایی‌جاوید، زهرا محمداسماعیل و فاطمه ابراهیمی-میمند

مروری بر منابع ورودی میکروپلاستیک به خاک و اثرات آن بر سلامت خاک.....۲۴۹
شنو کریمی و زهرا کلاه‌چی

نقش بیوچار در تغییرات نیتروژن خاک.....۲۶۵
یاسر عظیم‌زاده

راهنمای نگارش مقاله برای چاپ در نشریه مدیریت اراضی

نشریه علمی مدیریت اراضی باهدف بسط آگاهی‌های علمی و تخصصی پژوهشگران علوم خاک، گسترش رهیافت‌های علمی برای حل مسائل آب‌وخاک، معرفی دیدگاه‌ها، نظریات و فن‌آوری‌های نوین در حوزه مدیریت اراضی، ترویج و تبادل یافته‌های علمی و ارتقا دانش و توانمندی بهره‌برداران، گسترش ارتباط و همکاری‌های علمی بین مراکز تخصصی مربوطه و در راستای بهبود مدیریت و استفاده بهینه از اراضی منتشر می‌گردد.

مقالات پژوهش کاربردی، بنیادی، گردآوری، تحلیلی و انتقاد، علمی مروری، علمی ترویجی و ترجمه‌ای در زمینه‌های زیر که براساس مبانی علمی نگاشته شده و با نگرش عالمانه به مسائل مدیریت اراضی پرداخته باشند،در این نشریه علمی قابلیت پذیرش و انتشار خواهد داشت:

- مدیریت حاصلخیزی خاک
- مدیریت آب در اراضی کشاورزی
- مدیریت اراضی در حوزه آبخیز
- مباحث اقتصادی، اجتماعی و فرهنگی در مدیریت اراضی
- مدیریت اراضی و محیط‌زیست
- نقش قوانین و مقررات در مدیریت اراضی
- مدیریت بهره‌برداری پایدار از اراضی
- نقش ویژگی‌های خاک در مدیریت اراضی

شرایط پذیرش مقاله

مقاله می‌بایست حاوی موضوعی تازه بوده و قبلاً در هیچ یک از نشریات فارسی زبان و در مجلات لاتین با همین عنوان و محتوا منتشر نشده باشد و یا هم‌زمان برای مجله دیگر فرستاده نشده باشد. مقالاتی که خلاصه آن‌ها در مجامع علمی داخلی و خارجی ارائه و چاپ شده باشند، با افزودن مطالب جدید و تبدیل به مقاله کامل قابل‌بررسی خواهند بود. دفتر مجله در ویراستاری، چاپ و یا عدم چاپ مقالات آزاد است. مسئولیت صحت مطالب بر عهده نگارنده/گان است. مقاله باید به زبان فارسی روان و عاری از غلط‌های نگارشی باشد. از آوردن واژه‌های بیگانه که معادل فارسی دارند جدا پرهیز گردد. گواهی پذیرش مقاله فقط پس از تصویب مقاله در هیات تحریریه صادر و مراتب با درج شماره جلد به اطلاع نگارنده/گان خواهد رسید. مقالات ارسالی به دفتر مجله پس از طی مراحل داوری مسترد نمی‌شود.

نامه درخواست و تعهد نامه

ارسال نامه درخواست بررسی مقاله خطاب به سردبیر مجله با امضای نویسنده مسئول مقاله ضروری است. در فرم تعهدنامه، لازم است نویسندگان نسبت به امضای آن اقدام نمایند. فرم تعهد نامه از وبگاه مجله (http://lmj.areo.ir) قابل دریافت می‌باشد. تصویر الکترونیک نامه درخواست و فرم تعهد نامه تکمیل شده در قسمت پرونده مقاله در صفحه شخصی نویسنده مسئول (ارسال کننده مقاله) قابل بارگذاری می‌باشد.

برگ شناسه

برگ شناسه مقاله در یک صفحه مجزا به دو زبان فارسی و انگلیسی شامل عنوان مقاله، نام و نام خانوادگی نگارنده/گان، موقعیت

شغلی نگارنده/گان، نام دانشگاه یا مؤسسه پژوهشی که نگارنده/گان در آن اشتغال دارند، نشانی کامل نگارنده/گان، پست الکترونیکی همه نویسندگان و نام و مشخصات نگارنده مسئول می باشد. برگ شناسه مقاله در قسمت پرونده مقاله در صفحه شخصی نویسنده مسئول (ارسال کننده مقاله) قابل بارگزاری می‌باشد.

نحوه ارسال مقاله

پیشنهاد چاپ مقالات در این مجله به‌صورت الکترونیکی بوده و در وبگاه مجله به آدرس http://lmj.areo.ir اطلاعات لازم آمده است.

برای ارسال مقاله به‌صورت الکترونیکی، مراحل زیر لازم است:

- پر کردن فرم ثبت‌نام و ورود به وبگاه با نام کاربری اختصاصی
- ورود به صفحه شخصی (در بالای صفحه)
- پر کردن فرم ارسال مقاله و اطلاعات و مشخصات مربوط
- بررسی مقاله در صفحه شخصی و افزودن ضمایم و اطلاعات مرتبط
- تأیید نهایی مقاله برای آغاز بررسی آن

راهنمای تهیه مقالات

مقاله حداکثر در ۱۵ صفحه A4 با فاصله خطوط ۱/۵ و حاشیه‌های ۳ سانتی‌متر از هر طرف و به‌صورت تک ستونی تایپ شود.

نوع قلم فارسی و انگلیسی و اندازه آن‌ها مطابق جدول (۱) استفاده شود.

پیش از نقطه (.) و کاما (،) گذاشتن فاصله لازم نیست، لیکن پس از آن‌ها، یک فاصله لازم است.

اصول نگارش زبان فارسی به‌طور کامل رعایت شده و از به کاربردن اصطلاحات انگلیسی که معادل فارسی آن‌ها در فرهنگستان زبان فارسی تعریف شده‌اند، حتی‌الامکان پرهیز گردد.

جدول ۱- نوع قلم و اندازه

موقعیت استفاده	نام قلم	اندازه قلم
عنوان مقاله	B Lotus پر رنگ	14
متن مقاله	B Lotus	12
عناوین بخش‌های مقاله	B Lotus پر رنگ	12
نام مؤلفان	B Lotus پر رنگ	12
کلمه چکیده و کلمات کلیدی	B Lotus پر رنگ	12
عناوین جداول و اشکال	B Lotus پر رنگ	11
متن جداول و شکل‌ها و منابع	B Lotus	11
متن انگلیسی	Times New Roman	یک واحد کمتر از اندازهٔ فارسی در هر موقعیت

نویسنده(گان) موظف هستند حداکثر ۱۵ روز پس از دریافت نظرات داوران اصلاحات لازم و یا پاسخ را ارسال نمایند. ضمناً ارسال چکیده لاتین مقاله به همراه مقاله الزامی است.

ارسال نامه درخواست چاپ مقاله در مجله مدیریت اراضی به همراه فرم تعهدنامه الزامی است.

کلیه مقالات پس از دریافت اعلام وصول گردیده و جهت ارزیابی برای داوران مجله ارسال خواهد شد و پس از اتخاذ رأی داوران و تأیید هیئت تحریریه، مقاله در نوبت چاپ قرار خواهد گرفت

مقالات باید شامل عنوان، چکیده فارسی و انگلیسی (حداکثر تا ۳۰۰ کلمه)، واژه‌های کلیدی، مقدمه، مواد و روش‌ها،نتایج و بحث،

نتیجه‌گیری، پیشنهادها، تشکر و قدردانی (در صورت نیاز) و فهرست منابع باشد. در نگارش مقالات گردآوری، مروری، تحلیلی و انتقادی بر اساس شرایط مقاله قسمت‌های مواد و روش‌ها و همچنین نتایج و بحث می‌تواند حذف گردد. در این شرایط نگارش سایر قسمت‌های مقاله الزامی است.

عنوان مقاله

عنوان مقاله باید روان،گویا، مختصر، مفید و جذاب بوده و در برگیرنده محتوای موضوع پژوهش انجام شده باشد. عنوان مقاله نباید بیش از ۲۰ کلمه باشد. در زیر عنوان نام و نام خانوادگی نویسندگان، مرتبه علمی و یا تحصیلات و وابستگی سازمانی، پست الکترونیک نویسندگان درج گردد.

چکیده

چکیده بایستی شامل حداکثر ۳۰۰ کلمه بوده و بیانگر زمینه و هدف پژوهش، روش بررسی، یافته‌ها، نتیجه‌گیری و ترجیحاً دریک پارگراف باشد .چکیده انگلیسی باید ترجمه کامل چکیده فارسی باشد

واژه‌های کلیدی

واژه‌های کلیدی بایستی ۳-۶ کلمه باشد. واژه‌های کلیدی چکیده انگلیسی نیز بایستی ترجمه دقیق واژه‌های چکیده فارسی باشد. در انتخاب واژه‌های کلیدی از تکرار واژه‌هایی که در عنوان مقاله آمده است خودداری فرمایید.

مقدمه

مقدمه باید دربرگیرندهٔ اهمیت پژوهش انجام شده باشد و به بیان مسئله با مروری بر مطالعات و مشاهدات مرتبط با پژوهش که در گذشته انجام شده بپردازد و به منابع معتبری که در انتهای مقاله ذکر شده، استناد کند. در ادامه مطالب، وجه تمایز پژوهش حاضر نسبت به مطالعات قبلی و لزوم و وجوب آن و در انتهای مقدمه هدف اصلی پژوهش نگاشته شود. مقالاتی که موضوع آن تکراری بوده و در گذشته به کرات در داخل و خارج از ایران در مورد آن مطالعاتی انجام‌شده، درصورتی‌که وجه تمایز قانع‌کننده‌ای نداشته باشد چاپ نخواهد شد.

موادوروش‌ها

در این قسمت باید شرح مواد و روش‌های مورد استفاده در پژوهش، جامعه آماری، روش‌های نمونه‌گیری، اندازه‌گیریهای آزمایشی و نحوه تجزیه‌وتحلیل آماری آورده شود. در صورتی که از روش‌های متداول یا قبلاً منتشر شده استفاده شده باشد، از شرح جزئیات خودداری و فقط به ارائه اصول و ذکر مأخذ اکتفا شود. در نگارش مقالات گردآوری، مروری، تحلیلی و انتقادی براساس شرایط مقاله این قسمت می‌تواند حذف گردد.

نتایج و بحث

در این بخش، نتایج بدست آمده از پژوهش به‌صورت نوشتار همراه شکل و جدول بیان گردد. از بکار بردن عنوان‌هایی مانند نمودار، عکس و نقشه خودداری و کلیه آن‌ها با عنوان "شکل" درج شوند. هر جدول از شماره، عنوان، سرستون‌ها و متن جدول تشکیل می‌شود. یک جدول باید با خطی افقی از شماره و عنوان جدول متمایز شود. همچنین سر جدول با یک خط افقی از متن جدول جدا و در زیر متن جدول نیز یک خط افقی رسم شود. عنوان جدول در بالای آن درج و پس از کلمه جدول و شماره آن، خط تیره

و سپس عنوان به‌صورت فارسی و انگلیسی ذکر شود. هر ستون جدول باید دارای عنوان و واحد مربوط به کمیت آن ستون باشد. اگر همهٔ ارقام جدول دارای یک واحد مشترک باشند، آن واحد در عنوان اصلی جدول ذکر شود. توضیحات اضافی عنوان و متن جدول به‌صورت زیرنویس ارائه شوند. در نمودارها از نشانه‌های○□Δ●■▲ به‌صورت توپر و توخالی استفاده شود. برای درج عنوان هر شکل، پس از کلمهٔ شکل و شماره آن، نقطه و سپس عنوان بصورت فارسی و انگلیسی ذکر شود. اختصارات موجود در شکل‌ها و جدول‌ها باید در زیرنویس توضیح داده شوند. تمام اعداد متن و توضیحات جدول‌ها و شکل‌ها باید به دو زبان فارسی و انگلیسی ارائه گردد. از ارسال نمودارهای رنگی جداً اجتناب نموده و از رنگ‌های سفید، سیاه و هاشورهای کاملاً متفاوت استفاده شود. جدول‌ها و نمودارها حتی‌المقدور در متن مقاله جاسازی شوند. در صورت لزوم می‌توان از تصاویر و یا عکس‌های مناسب و گویا در مقاله استفاده نمود. فایل الکترونیک تصاویر در قسمت پرونده مقاله در صفحه شخصی نویسنده مسئول و یا ارسال کننده مقاله در وبگاه مجله بارگذاری گردد. در این بخش یافته‌های جدید و مهم باید با یافته‌های موجود در منابع مقایسه شود و دلایل قبول و رد آن‌ها مورد بحث قرارگیرد، از تکرار یافته‌ها خودداری شود. یافته‌های جدید و یافته‌های پیش‌بینی‌شده مقایسه شود. در نگارش مقالات گردآوری، مروری، تحلیلی و انتقادی بر اساس شرایط مقاله بخش نتایج و بحث می‌تواند حذف‌شده و مطالب در قالب عناوینی متناسب با موضوع مقاله ارائه گردد. لازم است عناوین مناسب و جذابی برای این قسمت‌ها انتخاب‌شده و در مورد آن‌ها به صورتی کاملاً مستند مطلب نوشته شود.

نتیجه‌گیری و پیشنهادها

در این قسمت باید موارد کاربردهای عملی و تئوری نتایج حاصل از پژوهش و نتیجه کلی پژوهش بیان گردد. این بخش منعکس‌کننده نظر و برداشت کلی نگارنده/گان نسبت به محتوا و مطالب مقاله است. نکته بسیار مهم این است که خواننده دریابد که در این مقاله یک مطلب یا موضوعی بدیع و نو عرضه شده است. در این بخش ارائه یک پیام به‌طور روشن حائز اهمیت می‌باشد. راهکارها و فرضیه‌های جدید نیز پیشنهاد گردد. پیشنهادهایی برای پژوهش‌های آینده در این بخش ارائه شود.

تشکر و قدردانی

در این بخش نگارنده/گان می‌توانند از اشخاص، سازمان‌ها و افراد ذیربطی که در اجرای پژوهش همکاری داشته‌اند، تشکر و قدردانی نمایند. این قسمت باید کوتاه و در حدود ۵۰ کلمه باشد.

فهرست منابع

فهرست منابع مورد استفاده در پایان متن به‌صورت پیوسته و تماماً انگلیسی ارائه شوند. منابع مورداستفاده به ترتیب حروف الفبای نام خانوادگی نگارنده، (یا اولین نگارنده برای منابعی که بیش از یک نگارنده دارند) زیر هم آورده شوند. چنانچه از یک نگارنده چندین منبع ذکر شود، ترتیب درج آن‌ها بر حسب سال انتشار، از جدید به قدیم است. اگر از نگارنده‌ای چندین منبع همسال وجود داشته باشد، با گذاشتن حروف a ، bو c پس از سال انتشار منابع از یکدیگر متمایز شوند. چنانچه مقالات منفرد و مشترک از یک نگارنده ارائه شود، نخست مقالات منفرد و سپس مقاله‌های مشترک به ترتیب حروف الفبای نام نگارندگان بعدی مرتب شوند.

برای یک مقاله به ترتیب نام خانوادگی نگارنده، حرف اول اسم کوچک نگارنده.، تاریخ انتشار، عنوان مقاله عنوان کامل مجله، شماره جلد، و اولین و آخرین صفحه مقاله ارائه شود. برای یک کتاب به ترتیب نام خانوادگی، سپس حرف اول نام کوچک نگارنده.، تاریخ انتشار، عنوان کامل کتاب، شماره جلد، نام ناشر، محل انتشار و تعداد کل صفحات ارائه شود. در مورد مقاله یا کتاب‌هایی که بیش از یک نویسنده دارند به ترتیب نام خانوادگی، حرف اوّل نام اوّلین نویسنده.، و سپس نام خانوادگی نویسنده دوم، و حرف اول نویسنده دوم.، ذکر شود.

در مورد مرجعی که نویسنده آن مشخص نیست به‌جای نام نگارنده از " *Anonymous*" برای منابع انگلیسی و (بی نام) برای منابع فارسی استفاده شود

چنانچه منبع ترجمه‌شده باشد، در فهرست منابع باید نخست نام نویسنده(گان) کتاب اصلی، عنوان و مشخصات آن و سپس نام مترجم (مترجمان) و ناشر ذکر شود

مثال‌های برای تنظیم مقاله از مجله علمی

Brennan, E.W., and Lindsay, W.L., 1998. Reduction and oxidation effect on the solubility and transformation of iron oxides. Soil Science Society of America Journal. 62:930–937.

مقاله از کارگاه آموزشی یا علمی

Hanbury, A., 2002. The taming of the hue, saturation and brightness colour Space, 7th Computer Vision Winter Workshop, February, Bad Aussee, Austria.

ارجاع به کتاب

Lindsay, W.L., 1979. Chemical equilibrium in soils. John Wiley & Sons, New York.

مطلب نقل شده یک نویسنده در یک مجموعه مقالات

Logsdon, S.D., and Laird D.A., 2003. Ranges of bound water properties associated with a smectite clay. p. 101–108. In Electromagnetic Wave Interaction with Water and Moist Substance. Proc. of Conf., Rotorua, New Zealand. 23–26 Mar. 2003. Industrial Research, Auckland, New Zealand.

ذکر مطلب از کتاب

Olsen, S.R., and Sommers, L.E., 1982. Phosphorus. p. 403–427. In A.L. Page et al. (ed.) Methods of soil analysis. Part 2. 2nd ed. Agron. Monogr. No. 9. ASA and SSSA, Madison, WI.

ذکر مطلب از اینترنت

Soil Survey Staff. 2004. NRCS soils [Online]. Available at http://soils. usda.gov [verified 23 Mar. 2005]. USDA-NRCS, Washington, DC.

ضروری است فهرست منابع فارسی به زبان انگلیسی برگردانده شده و در انتهای منبع داخل پرانتز عبارت " in persian" نوشته شود.

در تمام منابع مورد استفاده نام ژورنال‌ها به‌صورت کامل نوشته شود.

هنگام ارجاع مطلبی در متن:

چنانچه منبع دارای یک نگارنده باشد، نام نگارنده و سال قید می‌گردد مانند: .(Johnson, 1995). اگر منبع دارای دو نگارنده باشد، نام هر دو ذکر می‌گردد. مانند:.(Lee & Wu, 2005) ، اگر منبع دارای بیش از دو نگارنده باشد فقط نام نگارنده اول با ذکر عبارت "و همکاران" (et al.,) درج گردد مانند: کیم و همکاران (Kim et al., 2008).

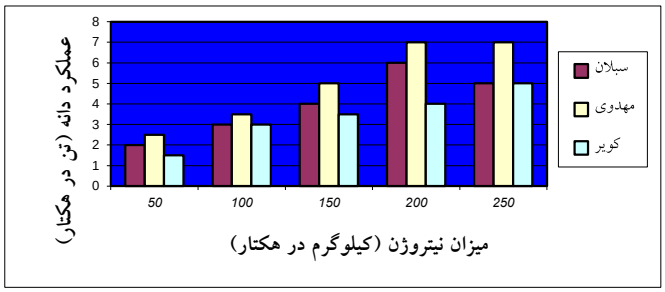
جدول نامناسب

بافت	Mgexch	Kavail.	Pavail	OC (%)	TNV (%)	EC (dS. m-1)	pH	عمق (cm)
	(Mg.kg-1)							
لومی رسی	۳۰۰	۲۹۰	۳/۶	۰/۶۲	۲۸	۷/۶	۸/۲	۰–۳۰
لومی رسی	۳۰۵	۲۹۵	۰/۶	۰/۵۰	۳۰	۷/۲	۸/۲	۳۰–۶۰
لومی شنی	۲۸۶	۳۳۲	۰/۵	۰/۲۱	۳۳	۹/۵	۷/۸	۶۰–۹۰

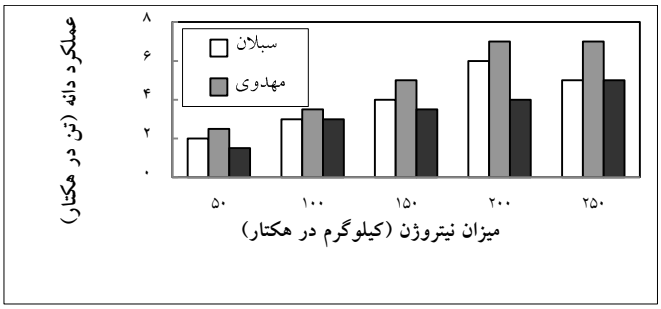
جدول مناسب

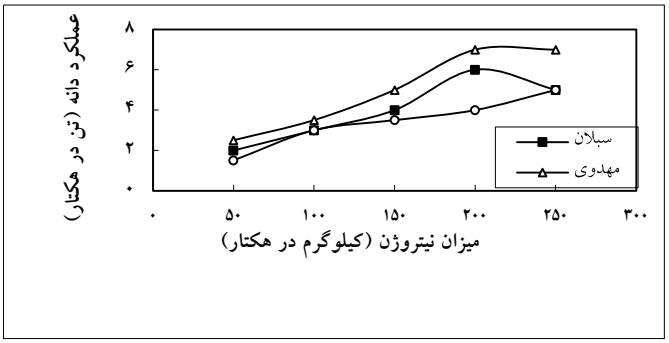
بافت	Mgex	Kav	Pav	OC (%)	TNV (%)	EC ($dS.m^{-1}$)	pH	عمق (cm)
	($mg.kg^{-1}$)							
لومی رسی	300	290	3.6	0.62	28	7.6	8.3	0-30
لومی رسی	305	295	0.69	0.50	30	7.2	8.2	30-60
لومی شنی	286	232	0.50	0.21	33	9.5	7.8	60-90

شکل نامناسب



شکل مناسب





اسامی داوران مقالات جلد ۱۱ شماره۲ سال ۱۴۰۲ به دفتر نشریه مدیریت اراضی

دکتر حسین اسدی..... ۱ داوری
دکتر مجید بصیرت..... ۱ داوری
دکتنر احمدعلی پوربابایی..... ۱ داوری
دکتر محمد جمشیدی..... ۲ داوری
دکتر ماشاله حسینی..... ۲ داوری
دکتر یعقوب حسینی..... ۲ داوری
دکتر هوشنگ خسروی..... ۱ داوری
دکتر فریدون سرمدیان..... ۱ داوری
دکتر محسن سیلسیپور..... ۱ داوری
دکتر جهانشاه صالح..... ۱ داوری
دکتر ناصر علی‌اصغرزاد..... ۲ داوری
دکتر امیر فتوت..... ۲ داوری
دکتر ولی فیضی‌اصل..... ۱ داوری
دکتر امیر لکزیان..... ۱ داوری
دکتر یوسف هاشمی‌نژاد..... ۲ داوری

فرم تعهد نامه

نشریه مدیریت اراضی

اینجانب ..... نویسنده <u>مسئول</u> مقاله زیر:

موارد زیر را به آگاهی می رسانم:

1. **کلیه تهیه کنندگان مقاله از ارسال آن به دفتر مجله شما آگاهند**
2. **مقاله قبلاً در هیچ مجله داخلی و خارجی منتشر نشده است**
3. **مقاله تا زمان پایان بررسی در آن مجله به مجله دیگری ارسال نخواهد شد.**
4. **<u>هیچگونه تغییری در تعداد نویسندگان یا ترتیب ذکر اسامی انجام نخواهد شد.</u>**
5. **<u>نامه پذیرش براساس ترتیب و تعداد نویسندگان در فرم تعهدنامه صادر میگردد.</u>**

نام نام خانوادگی نویسنده اول: امضاء نویسنده اول مقاله

نام نام خانوادگی نویسنده دوم: امضاء نویسنده دوم مقاله

نام نام خانوادگی نویسنده سوم: امضاء نویسنده سوم مقاله

نام نام خانوادگی نویسنده چهارم: امضاء نویسنده چهارممقاله

نشریه علمی مدیریت اراضی/ جلد ۱۱ / شماره ۲ / ۱۴۰۲. ص ۱۴۷-۱۶۰
https://doi.org/10.22092/lmj.2023.361458.326

مروری بر وضعیت شوری خاک در اراضی دیم ایران

سعید سعادت*، لیلا اسمعیل‌نژاد، حامد رضائی و رسول میرخانی

دانشیار مؤسسه تحقیقات خاک و آب، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، تهران، ایران. **saeed_saadat@yahoo.com**

استادیار مؤسسه تحقیقات خاک و آب، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، تهران، ایران. **esmaeelnejad.leila@gmail.com**

دانشیار مؤسسه تحقیقات خاک و آب، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، تهران، ایران. **rezaei_h@yahoo.com**

استادیار مؤسسه تحقیقات خاک و آب، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، تهران، ایران. **rasoul_mirkhani@yahoo.com**

دریافت: فروردین ۱۴۰۲ و پذیرش: شهریور ۱۴۰۲

چکیده

حدود ۸۰ درصد اراضی کشاورزی جهان به‌صورت دیم کشت می‌شوند و این اراضی نزدیک به ۶۰ درصد نیاز غذایی بشر را تأمین می‌کنند. با توجه به پراکنش نامناسب بارش در مناطق خشک و نیمه‌خشک، جلوگیری از شور شدن خاک و آب این اراضی بسیار ضروری است. اراضی دیم یکی از مهم‌ترین منابع برای تولید در بخش کشاورزی به‌ویژه در شرایط کنونی است که توسعه اراضی آبی با محدودیت روبه‌رو باشد. یکی از محدودیت‌های مهم که می‌تواند در توسعه و استفاده از این اراضی مؤثر باشد، شوری خاک است که افزون بر محدودیت‌های دیگر (کمبود رطوبت و ...)، می‌تواند باعث کاهش تولید در این اراضی شود. به‌منظور آگاهی از وضعیت شوری اراضی دیم کشور، در یک پژوهش ملی تعداد ۸۴۹ پایگاه مطالعاتی انتخاب و نمونه‌های خاک از اعماق مختلف تهیه و افزون بر هدایت الکتریکی، برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی آن‌ها نیز اندازه‌گیری شد. نتایج نشان داد که بیشترین و کمترین مقدار شوری در اراضی دیم با کاربری زراعی (عمق ۳۰-۰ سانتیمتر) به‌ترتیب برابر ۹۷/۵ و ۰/۱۹ دسی‌زیمنس بر متر است. میانگین شوری خاک سطحی این اراضی (عمق ۳۰-۰ سانتیمتر) برابر ۲/۲۸ دسی‌زیمنس بر متر بوده و بیش از ۵۰ درصد خاک‌های این اراضی دارای شوری بیش از ۰/۶ دسی‌زیمنس بر متر بودند. همچنین، نتایج تحلیل مؤلفه اصلی نشان داد تغییرپذیری شوری خاک در اراضی دیم، تحت تأثیر ویژگی‌های اقلیمی (مثل دما و بارش و سایر شاخص‌های منتج شده از این دو عامل شامل شاخص‌های بارش استانداردشده و خشک‌سالی مؤثر) و همچنین ویژگی‌های خاک (کربن آلی، رس و مقادیر املاح محلول به‌ویژه سدیم) بودند.

واژه‌های کلیدی: املاح محلول، اقلیم، پایش، کربن آلی، سدیم

*- آدرس ایمیل نویسنده مسئول: saeed_saadat@yahoo.com

نوع مقاله: پژوهشی

مقدمه

خاک به‌عنوان یک پیکر زنده و جزئی از محیط پویای طبیعی، همواره در حال تغییر و تکوین است. خاک تحت تأثیر فاکتورها و فرآیندهای بیرونی و داخلی قرار گرفته و تمام ویژگی‌های فیزیکی و شیمیائی آن در مکان و زمان تغییر می‌کند. با آگاهی از غیر همگن بودن خاک، لازم است تغییرات ویژگی‌های خاک‌پایش و کمّی شده تا بتوان بر مبنای آن به مدیریت مناسب خاک دست یافت. تحقیق در زمینه پایش ویژگی‌های خاک و آب در اراضی کشاورزی و روش‌های مناسب حفظ و بهبود آن‌ها از جمله محورهای پژوهشی در راستای کشاورزی پایدار است. امروزه شوری خاک یکی از مهم‌ترین چالش‌های جهان و کشور ما به‌شمار می‌رود که به دلایل متعدد در حال گسترش و توسعه است. شوری خاک در واقع عبارت است از وجود املاح محلول در خاک به‌اندازه‌ای که بتواند گیاه را تحت تأثیر قرار داده و باعث ایجاد محدودیت در رشد و عملکرد آن شود (Saadat *et al.*, 2019). با این تعریف، شوری، ویژگی‌هایی از خاک و یا آب را بیان می‌کند که گیاه محور بوده و با توجه به ویژگی‌های فیزیولوژیکی و مقدار تحمل گیاه، مقدار و میزان اثربخشی آن می‌تواند برای گیاهان مختلف متفاوت باشد (Saadat *et al.*, 2019). به‌عبارتی‌دیگر، در یک مکان و برای یک گیاه مشخص، یک مقدار شوری می‌تواند محدودکننده باشد درصورتی‌که همین مقدار شوری برای گیاهی دیگر و یا در مکانی دیگر می‌تواند محدود کننده نباشد (Saadat *et al.*, 2020). مدیریت درست شوری خاک برای دستیابی به اغلب اهداف توسعه پایدار (SDGs[1]) سازمان ملل از جمله «گرسنگی صفر» (SDG2[2]) و «زندگی روی زمین» (SDG15[3]) حیاتی است. از دیگر سو با توجه به محدودیت منابع آب‌وخاک و لزوم روزافزون تأمین غذا، استفاده از این منابع نه تنها ضروری، بلکه با اعمال مدیریت‌های مناسب، از جمله وظایف دولت‌ها محسوب می‌شود. بررسی تغییرات شوری در خاک امری بسیار پیچیده بوده و تغییرات زمانی و مکانی آن به‌دلیل حجم آب مصرفی متفاوت، حرکت آب (نفوذپذیری و زهکشی) و تبخیر و تعرق، متفاوت است. شوری خاک‌های زراعی و آب آبیاری را می‌توان جزء عمده‌ترین عوامل محدوده کننده رشد گیاهان در اغلب نقاط جهان و از جمله ایران دانست (Ghassemi *et al.*,1995). کل اراضی شور جهان حدود ۱۱۳۰ میلیون هکتار بوده که حدود ۶۷ درصد آن متأثر از فعالیت‌های بشری هستند (FAO, 2018). همچنین روزانه حدود ۱۴ کیلومترمربع از اراضی آبی جهان به‌واسطه شور شدن در حال از بین رفتن می‌باشند (Singh., 2022). بخش بزرگی از اراضی کشاورزی ایران به‌علت قرار گرفتن در اقلیم خشک و نیمه‌خشک و مدیریت نامناسب زراعی و باغی در خطر شوری قرار گرفته‌اند و بر اساس اطلاعات موجود سطحی حدود ۴۴/۵ میلیون هکتار را به خود اختصاص داده است (Banaei, 2002). بر اساس مطالعات و بررسی‌های انجام شده، سطح اراضی کشاورزی کشور حدود ۱۸/۵ میلیون هکتار است (Momeni, 2011; Saadat *et al.*, 2019). از این مقدار، حدود هشت میلیون هکتار به‌صورت آبی بوده که حدود ۶/۸ میلیون هکتار آن با محدودیت‌های مختلف و عمدتاً شوری روبرو است و تنها حدود ۱/۲ میلیون هکتار آن بدون محدودیت است.

شوری خاک یکی از ویژگی‌های پویای خاک بوده که تحت تأثیر عوامل بسیاری قرار دارد. بر اساس یک تقسیم‌بندی این عوامل به عوامل اولیه و ثانویه گروه‌بندی می‌شوند. همچنین، برخی از پارامترهای محیطی نظیر دما، تبخیر و تعرق، میزان رطوبت خاک و هوا و به‌طورکلی پارامترهای اقلیمی بر شدت تأثیر شوری بر گیاهان اثرگذار است (Aksoy *et al.*, 2020 و Wilson, 2019). با این مقدمه می‌توان گفت که برای درک صحیح اثر شوری بر گیاه، بررسی دقیق و تجزیه‌وتحلیل آن از نظر زمانی، مکانی و فیزیولوژیکی ضرورت دارد. شوری

[1]-Sustainable Development Goals
[2]-Zero Hunger
[3]-Life on Land

هم‌چنین در طی فصول مختلف و با توجه به مدیریت آبیاری در محدوده‌های مختلف، تغییرات وسیعی دارد (Muhetaer *et al.*, 2022). بررسی وسعت، شدت و مقدار شوری منابع خاک و آب و به‌عبارتی پایش آن‌ها می‌تواند به مدیریت درست این منابع کمک نموده و راهکاری برای به‌کارگیری مناسب این منابع به‌منظور قرار گرفتن در چرخه تولید قرار گیرد.

حدود ۸۰ درصد اراضی کشاورزی جهان به‌صورت دیم کشت می‌شوند که نزدیک به ۶۰ درصد نیاز غذایی بشر را تأمین می‌کنند. گستره کشاورزی دیم به‌صورت منطقه‌ای از ۶۰ درصد در جنوب آسیا تا بیش از ۹۵ درصد از زمین‌های کشاورزی در جنوب صحرای آفریقا متفاوت است (Mandal *et al.*, 2020). با توجه به پراکنش نامناسب بارش در سال‌های اخیر، به‌ویژه در مناطق خشک و نیمه‌خشک جهان، مدیریت آب‌وخاک و پیشگیری از شوری در این اراضی بسیار ضروری است. تضاد بین افزایش تقاضا برای تولید غذا و کاهش دسترسی به آب، مانع اصلی برای کشاورزی پایدار در سراسر جهان است (Molden *et al.*, 2011). انتظار می‌رود مشکل کمبود آب (یا دسترسی محدود به آب) در آینده با افزایش جمعیت جهان و تغییرات پیش‌بینی شده اقلیمی (افزایش دما همراه با الگوهای بارندگی نامنظم) تشدید شده (Sishodia *et al.*, 2018) و بدترین مناطق تحت تأثیر این تغییرات، اراضی کشاورزی دیم در مناطق خشک و نیمه‌خشک که عموماً از بهره‌وری پایین و سایر مشکلات زراعی- اکولوژیکی رنج می‌برند، باشد (Jin *et al.*, 2018) ؛ بنابراین، بهره‌وری بیشتر از مناطق دیم باید برای تأمین امنیت غذایی آینده افزایش یابد. بهره‌وری کشاورزی اراضی دیم در درجه اول به بارش باران‌های فصلی بستگی داشته و به‌شدت تحت تأثیر تغییرات مکانی و زمانی بارندگی است. درحالی‌که برخی از این مناطق دارای ذخیره آب زیرزمینی هستند، عملیات کشاورزی فشرده اتخاذشده منجر به کاهش سطح آب شده است. شواهد متعددی مبنی بر کاهش پتانسیل تولید در مناطق کشاورزی دیم در سراسر جهان به‌دلیل تغییر اقلیم وجود دارد؛ بنابراین، افزایش تقاضای غذا، دسترسی ناکافی به آب همراه با بارندگی نامشخص (هم از نظر مقدار و هم از نظر مدت‌زمان) و شور شدن خاک، استراتژی‌های مدیریت پایدار در مناطق دیم را برای افزایش بهره‌وری کشاورزی و تأمین امنیت غذایی آینده تحت تأثیر قرار می‌دهد (Surendran *et al.*, 2016). Feizi Asl (2019) ، وضعیت حاصلخیزی دیمزارهای شمال غرب کشور را ارزیابی نموده و بیان کرد که شوری و آهک، مشکل جدی در دیمزارهای این منطقه محسوب نمی‌شود. وی مقادیر میانگین و بیشینه هدایت الکتریکی این مناطق را به‌ترتیب ۰/۷۶ و ۱/۷۳ دسی زیمنس بر متر اعلام کرد. با توجه به پویا بودن شوری، بررسی و ارائه آمارهای جدید و به‌روز از مقدار، وسعت و شدت آن در اراضی دیم ضروری است. پژوهش حاضر با اهداف ۱) بررسی وضعیت شوری خاک در اراضی دیم کشور، ۲) تعیین مقادیر شوری خاک در کاربری‌های مختلف اراضی دیم (زراعی، باغی و آیش) و ۳) تعیین مهم‌ترین عوامل اقلیمی و خاکی مؤثر بر شوری خاک در اراضی دیم اجرا شد.

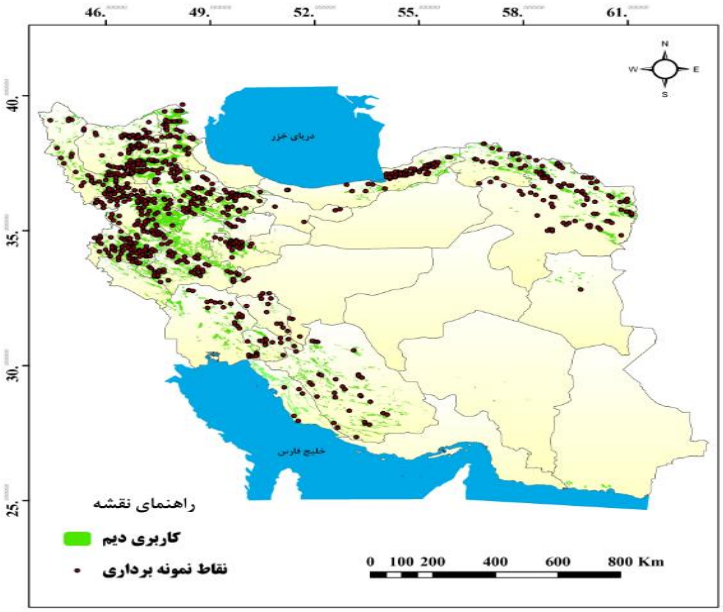
مواد و روش‌ها

نمونه‌برداری

به‌منظور آگاهی از وضعیت شوری خاک اراضی دیم کشور، پژوهشی ملی در ۸۵۴ پایگاه مطالعاتی که توسط شبکه‌بندی اراضی دیم کشور (به ازاء حداقل هر ۶۰۰۰ هکتار یک پایگاه مطالعاتی) تعیین‌شده بودند، انجام گرفت. برای انتخاب این پایگاه‌های نمونه‌برداری، از برخی اطلاعات جانبی نظیر نوع کاربری اراضی، نقشه خاک‌های ایران، اقلیم، اطلاعات زمین‌شناسی و غیره نیز استفاده شد. برای تعیین نقاط نمونه‌برداری، ابتدا با استفاده از اطلاعات موجود نظیر نقشه رقومی استان‌ها، نقشه رقومی کاربری اراضی و نیز نقشه خاک‌های کشور و با توجه به سطح زیر کشت استان‌ها، در یک شبکه ۶×۶ کیلومتر، پایگاه‌های پیشنهادی در هر منطقه مشخص شد.

سپس با انجام بازدیدهای کارشناسی از هر یک از پایگاه‌ها و برگزاری جلسات کارشناسی با کارشناسان خبره منطقه‌ای در نهایت تعداد ۸۴۹ پایگاه انتخاب گردید.

شکل یک موقعیت پایگاه‌ها را در اراضی دیم کشور نشان می‌دهد. همان‌گونه که ملاحظه می‌شود پایگاه-ها از پراکنش مناسبی برخوردار بوده و اطلاعات به‌دست‌آمده از آن‌ها می‌تواند به کل منطقه/کاربری تعمیم یابد. نکته مهم در به‌دست آوردن اطلاعات از این پایگاه‌ها، افزون بر پراکنش، چگونگی و عمق نمونه‌برداری از خاک است. در پایگاه‌های موجود در اراضی زراعی، نمونه‌برداری از دو عمق ۳۰-۰ و ۶۰-۳۰ سانتی‌متری خاک و در پایگاه‌های موجود در اراضی باغی نمونه‌برداری از سه عمق ۳۰-۰، ۶۰-۳۰ و ۹۰-۶۰ سانتی‌متری (در مجموع ۱۷۱۱ نمونه خاک) انجام گرفت تا معرف تغییرات موجود در ویژگی‌های خاک در عمق‌های مختلف باشد.



شکل ۱- موقعیت پایگاه‌های مطالعاتی در اراضی دیم کشور

Figure 1- The location of study sites in the country's rainfed lands

برای تحلیل وضعیت شوری خاک نیز از ویژگی هدایت الکتریکی (EC) اشباع بر حسب دسی‌زیمنس بر متر استفاده شد. نمونه‌های خاک در آزمایشگاه تجزیه‌شده و افزون بر هدایت الکتریکی، pH، سدیم محلول، کلر محلول، کربن آلی، رس، سیلت و شن و ... نیز بر اساس روش‌های استاندارد موسسه تحقیقات خاک و آب (Ali Ehyaei, 1998) اندازه‌گیری شدند. همچنین با استفاده از داده‌های اقلیمی، ویژگی‌های میانگین دمای سالیانه، میانگین بارندگی سالانه، شاخص بارش استانداردشده (SPI) (Bahreini *et al.*, 2018) ، درصد ناهنجاری بارش (RAI) ، شاخص استاندارد تبخیر و تعرق (SPEI) و شاخص خشکسالی مؤثر (EDI) نیز استخراج شده (Yao *et al.*, 2018) و برای بررسی همبستگی با شوری خاک مورد استفاده قرار گرفتند.

به‌منظور محاسبه شاخص استاندارد شدهٔ بارش (SPI)، در بازه‌های زمانی متفاوت ۳، ۶، ۱۲، ۲۴ و ۴۸ ماهه با توجه به حجیم بودن محاسبات و طولانی بودن انتقال تابع توزیع تجمعی گاما به توزیع نرمال از برنامهٔ کامپیوتری SPI استفاده گردید. این برنامه محصول مرکز ملی تعدیل خشکسالی ایالات‌متحده است که در آن به‌منظور پایش خشکسالی از روش SPI در سطح گسترده‌ای استفاده گردیده و نتایج پایش خشکسالی به‌صورت نقشه‌هایی در مقیاس‌های متفاوت تهیه و بر روی سایت اینترنتی ارائه شده است.

اساس درصد ناهنجاری بارش (RAI)، محاسبه انحراف مقادیر بارش از نرمال است و از روابط زیر به‌دست می‌آید:

$$RAI = 3[(P-\bar{P})/(\bar{m}-\bar{P})] \quad P>\bar{P} \quad (۱)$$

$$RAI = -3[(P-\bar{P})/(\bar{m}-\bar{P})] \quad P<\bar{P} \quad (۲)$$

شاخص استاندارد تبخیر و تعرق (SPEI) در مقیاس‌های زمانی مختلف از معادله ساده بیلان آب یعنی تفاوت بین بارندگی و تبخیر و تعرّق پتانسیل بر اساس رویکرد تورنت-وایت استفاده می‌نماید. با در نظر گرفتن تبخیر و تعرّق پتانسیل، تفاوت بین بارندگی و تبخیر و تعرّق پتانسیل برای ماه i به‌صورت رابطه ۳ محاسبه می‌گردد:

$$D_i = P_i - PET_i \quad (۳)$$

مقادیر D در مقیاس‌های زمانی مختلف از رابطه ۴ به‌دست می‌آید:

$$\mathbf{D_n^k = \sum_{n=0}^{k-1} P_{n-1} - PET_{n-i}} \quad (۴)$$

که k ماه‌ها (مقیاس زمانی مورد نظر) و n ماه مورد نظر در محاسبه است. یک توزیع سه پارامتری برای محاسبه شاخص خشکسالی نیاز است تا بتواند مقادیر منفی در داده‌های D را پوشش دهد. نتایج انتخاب مناسب‌ترین تابع توزیع نشان داده است که تابع لجستیک لگاریتمی برازش خوبی بر سری زمانی داده‌ها در مقیاس‌های زمانی مختلف دارد. بدین ترتیب تابع تجمعی احتمال سری داده‌های D بر اساس تابع لجستیک لگاریتمی به‌صورت رابطه ۵ است.

$$f(x) = \left[1 + \left(\frac{a}{x-\gamma}\right)\right]^{-1} \quad (۵)$$

که در آن، a پارامتر مقیاس، γ پارامتر اصلی برای مقادیر مختلف D و x پارمتر شکل است. بدین ترتیب پس از محاسبه تابع توزیع تجمعی و تبدیل آن به مقادیر نرمال مقادیر شاخص SPEI استخراج می‌گردد.

شاخص خشکسالی مؤثر (EDI) عبارت است از مقدار کمبود بارش نسبت به وضعیت نرمال که بر اساس رابطه ۶ بدست می‌آید:

$$EDI = \frac{PRN_j}{ST(PRN_j)} \quad (۶)$$

که در آن، PRN_j مقدار بارندگی لازم برای برگشت به شرایط نرمال از کمبود بارش (میلی‌متر) و $ST(PRN_j)$ نیز انحراف معیار از PRN_j را نشان می‌دهد.

بررسی همبستگی ویژگی‌های خاک و پارامترهای اقلیمی با شوری خاک در اراضی دیم و آنالیز مؤلفه‌های اصلی

همبستگی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک، زمینه‌های به‌کارگیری روش‌های مختلف را برای تفسیر و بررسی تغییرپذیری خاک‌ها فراهم آورده است. از جمله این روش‌ها، روش‌های چندمتغیره است. یکی از روش‌های چند متغیره پرکاربرد در علوم خاک، روش تحلیل مؤلفه‌های اصلی (PCA[۴]) است. این روش با توجه به اهمیت شناخت عوامل خاکی و اقلیمی مؤثر بر شوری خاک در اراضی دیم و در راستای گروه‌بندی ویژگی‌های شیمیایی و فیزیکی اندازه‌گیری شده خاک و همچنین پارامترهای اقلیمی برای شناسایی مهم‌ترین ویژگی‌های مؤثر بر شوری خاک با استفاده از تحلیل مؤلفه‌های اصلی و رگرسیون چند متغیره، در اراضی دیم سراسر کشور انجام شد.

آمار توصیفی

آماره‌های توصیفی ویژگی‌های خاک شامل کرانه‌ها (حداقل و حداکثر)، آماره‌های مرکزیت (میانگین و میانه)، آماره‌های پراکندگی (واریانس، انحراف معیار، چولگی و کشیدگی و ضریب تغییرات) محاسبه شدند. برای محاسبه این ویژگی‌ها از نرم‌افزار (SPSS ۲۴) استفاده شد.

تحلیل مؤلفه اصلی

برای انتخاب تعداد مؤلفه‌های مؤثر، مؤلفه‌هایی انتخاب شدند که مقدار ارزش ویژه آن‌ها بیشتر از یک باشد. ازآنجایی‌که واحدهای متغیرهای مورد بررسی همسان نبودند برای محاسبه مؤلفه‌های اصلی از ماتریس

[4] -Principal Component Analysis

همبستگی استفاده شد. به‌منظور ارزیابی شایستگی داده‌ها برای تحلیل مؤلفه‌های اصلی از ضریب KMO (Kaiser,1974) و به‌منظور بررسی رابطه قوی بین متغیرها (معناداری اطلاعات موجود در ماتریس همبستگی) از آزمون کرویت بارتلت (Bartlett, 1954) استفاده شد. محدوده ضریب KMO از صفر تا یک است و درصورتی‌که KMO بیشتر از ۰/۵ باشد، داده‌ها برای تحلیل عاملی مناسب خواهند بود (Hair *et al*., 2006). قبل از انجام تحلیل مؤلفه‌های اصلی باید بررسی شود که متغیرها در ماتریس همبستگی، همبستگی خیلی کم یا خیلی زیاد با هم نداشته باشند. معیار همبستگی زیاد ضریب همبستگی کمتر از ۰/۸- و بیشتر از ۰/۸ (Field, 2009) است. همچنین چنانچه ضرایب همبستگی یک متغیر بین ۰/۳- تا ۰/۳ باشد، نشان‌دهنده این است که آن متغیر برای تحلیل مؤلفه‌های اصلی مناسب نیست (Tabachnick and Fidell., 2001). به‌منظور انتخاب و تفسیر ویژگی‌های مهم و کنترل‌کننده بیشترین تغییرات در هر مؤلفه، از معیار انتخاب (SC) استفاده گردید (Ovalles and Collins., 1988).

$$SC = \frac{0.5}{(PC_{eigenvalue})^{0.5}} \qquad (۷)$$

در این رابطه SC معیار انتخاب، $PC_{eigenvalue}$ ارزش ویژه مؤلفه مربوطه است. برای تعیین ترکیب خطی هر مؤلفه (رابطه ۷) تنها ویژگی‌هایی انتخاب می‌شوند که قدر مطلق ضرایب آن‌ها از مقدار معیار انتخاب محاسبه‌شده برای آن مؤلفه بیشتر است.

آنالیز رگرسیون چند متغیره

پس از استخراج مؤلفه‌های مهم، بین این مؤلفه‌ها با مقدار شوری خاک، رگرسیون چند متغیره خطی به روش هم‌زمان انجام شد. در رگرسیون هم‌زمان، همه متغیرهای غیر وابسته در یک زمان داخل معادله شده و هر متغیر پیش‌بینی کننده مانند بقیه متغیرهای غیر وابسته دیگر که وارد شده‌اند، ارزیابی می‌شود. این روش برای زمانی که یک مجموعه کوچک از پیش‌بینی کننده‌ها وجود دارد و هنگامی‌که محقق نمی‌داند کدام متغیرهای غیر وابسته بهترین معادله پیش‌بینی را به‌وجود می‌آورند، مناسب است. در این مطالعه از معیارهای ضریب تبیین (R^2)، میانگین خطا یا اریب (ME) و ریشه دوم میانگین مربعات خطای نرمال شده (NRMSE) برای اعتبارسنجی مدل‌ها استفاده شد (معادله ۸ و ۹). برای محاسبه معیارهای مذکور، ۲۵ درصد از داده‌ها که در مدل‌سازی وارد نشده‌اند مورد استفاده قرار گرفتند. در این روابط Pi مقادیر پیش‌بینی‌شده، Qi مقادیر اندازه‌گیری شده، n تعداد نمونه‌های به‌کار رفته و $\bar{Q}_i$ مقدار متوسط پارامتر مشاهده شده است. در شرایط ایده‌ال اگر پیش‌بینی بدون اُریب باشد، آنگاه ME محاسبه‌شده می‌بایستی برابر با صفر شود، بنابراین مقادیر کمتر ME ترجیح داده می‌شوند. اگر چه ارزش ME به مقیاس داده‌ها وابسته است. مقدار NRMSE نشان می‌دهد که پیش‌بینی‌ها تا چه حد اندازه‌گیری‌ها را بیشتر یا کمتر تخمین زده‌اند؛ بنابراین مقادیر کمتر NRMSE محاسبه شده نشان‌دهنده نزدیکی بیشتر مقادیر پیش‌بینی‌شده به مقادیر اندازه‌گیری شده است. مقدار NRMSE ایده‌آل برای مدل‌سازی کمتر از ۱۰ درصد است. مقدار NRMSE در بازه‌های ۱۰ تا ۲۰ درصد و ۲۰ تا ۳۰ درصد به‌ترتیب نشانگر وضعیت مناسب و متوسط در پیش‌بینی و بیشتر از ۳۰ درصد نشان‌دهنده عدم اطمینان از پیش‌بینی است.

$$ME = \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}(P_i - Q_i) \qquad (۸)$$

$$NRMSE = \sqrt{\frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}(P_i - Q_i)^2} \times \frac{100}{\bar{Q}_i} \qquad (۹)$$

نتایج و بحث

آماره‌های هدایت الکتریکی خاک در کاربری‌های مختلف اراضی دیم کشور در جدول ۱ ارائه شده است. بیشترین و کمترین مقدار شوری در اراضی زراعی دیم ایران به ترتیب برابر با ۹۹/۸ و ۰/۱۹ و میانگین آن برابر با ۲/۹۹ دسی زیمنس بر متر است. بیش از ۵۰ درصد خاک‌های اراضی دیم کشور نیز دارای شوری کمتر

از ۰/۶ دسی زیمنس بر متر هستند. در اراضی باغی دیم، میانگین شوری خاک ۱/۸ دسی‌زیمنس بر متر و کمینه و بیشینه آن نیز به‌ترتیب ۰/۳۴ و ۱۷/۳۴ دسی‌زیمنس بر متر است. بیشترین مقدار هدایت الکتریکی خاک در اراضی دیم آیش مشاهده شد که در عمق ۳۰-۰ و ۶۰-۳۰ سانتی‌متری به‌ترتیب ۱۵۹ و ۱۳۲ دسی‌زیمنس بر متر بود. میانگین هدایت الکتریکی در اراضی آیش دیم ۲/۹ دسی‌زیمنس بر متر بود. در اراضی آیش معمولاً به‌دلیل برهنه بودن سطح خاک و افزایش تبخیر از سطح، به‌دلیل پدیده موئینگی، تجمع نمک در سطح خاک افزایش‌یافته و بدین ترتیب شوری خاک افزایش می‌یابد (Singhal *et al.*, 2022).

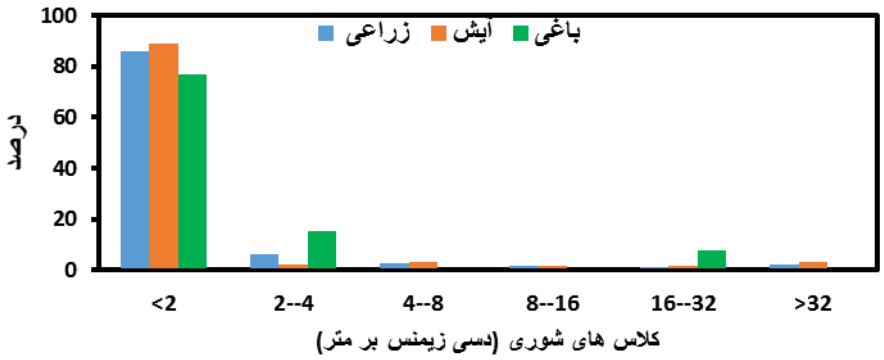
جدول ۱- آماره‌های هدایت الکتریکی خاک در کاربری‌های مختلف اراضی دیم کشور

Table 1- Statistics of EC of soil in different uses of the country's rainfed lands

کاربری	عمق (سانتی‌متر)	میانگین	میانه	انحراف معیار	کمینه	بیشینه	چولگی	کشیدگی
زراعی	0-30	2.28	0.6	8.98	0.19	97.5	8.17	71.88
	30-60	3.08	0.52	13.14	0.2	99.86	7.8	16.73
	Total	2.99	0.57	13.5	0.19	99.86	7.6	62.1
باغی	0-30	2.38	0.8	4.56	0.48	17.34	3.4	11.94
	30-60	1.66	0.64	2.84	0.34	10.73	3.17	10.49
	60-90	1.19	1.15	0.818	0.34	2.58	0.953	2.58
	Total	1.8	0.92	1.2	0.34	17.34	2.2	7.59
آیش	0-30	3.59	0.56	15.1	0.29	159	7.44	63.3
	30-60	2.67	0.49	11.14	0.24	132	8.68	88.4
	Total	2.9	0.5	12.12	0.24	159	7.5	70.5

منظور از کل در هر کاربری، مجموع کل نمونه‌های بررسی شده در همه اعماق آن است

شوری خاک سطحی (۳۰-۰ سانتی‌متری) کاربری‌های زراعی، باغی و آیش اراضی دیم در شکل ۲ نشان داده شده است. همان‌گونه که ملاحظه می‌شود، درصد بالایی از کاربری‌های زراعی، آیش و باغی به ترتیب با ۸۶، ۸۹ و ۷۷ درصد از خاک‌های مطالعه شده، در کلاس غیرشور (شوری کمتر از دو دسی‌زیمنس بر متر) قرار دارند. حدود ۱۴ درصد از خاک‌های زراعی دیم دارای درجات مختلفی از شوری هستند و این مقدار در مورد خاک‌های با کاربری آیش و باغی دیم به‌ترتیب ۱۱ و ۲۳ درصد است.



شکل ۲- وضعیت شوری خاک در عمق ۳۰-۰ سانتی‌متر در کاربری‌های مختلف اراضی دیم کشور

Figure 2- Soil salinity status at depth of 0-30 cm in different land uses of the country's rainfed lands

به‌منظور ارائه تصویری دقیق‌تر از وضعیت شوری خاک‌های اراضی زراعی دیم، اطلاعات مربوط به آن‌ها در مناطق ده‌گانه آگرواکولوژیکی[5] (AEZ) کشور در جدول دو ارائه شده است.

[5] -Agro-Ecological Zones (AEZs)

جدول ۲- مقادیر هدایت الکتریکی خاک‌های اراضی زراعی دیم در مناطق ده‌گانه آگرواکولوژیکی ایران

Table 2- Soil EC values of rainfed agricultural lands in ten Agro-Ecological Zones of Iran

AEZs	استان‌های قرار گرفته در هر AEZ	میانگین هدایت الکتریکی ($dS.m^{-1}$)	توضیحات*
AEZ1	اصفهان، یزد	0.58	استان یزد فاقد نقطه مطالعاتی
AEZ2	کرمان، سیستان و بلوچستان	-	هر دو استان فاقد نقطه مطالعاتی
AEZ3	گیلان، مازندران، گلستان	15.02	–
AEZ4	کرمانشاه، ایلام، لرستان، همدان	0.49	–
AEZ5	قزوین، مرکزی، سمنان، البرز، تهران، قم	0.81	استان‌های تهران و قم فاقد نقطه مطالعاتی
AEZ6	خراسان رضوی، خراسان شمالی، خراسان جنوبی	1.59	–
AEZ7	خوزستان	2.9	–
AEZ8	آذربایجان غربی، آذربایجان شرقی، اردبیل	0.86	–
AEZ9	بوشهر، هرمزگان	5.69	استان هرمزگان فاقد نقطه مطالعاتی
AEZ10	فارس، چهارمحال و بختیاری، کهکیلویه و بویراحمد	2.14	–

AEZ1: ناحیه خشک مرکزی، AEZ2: ناحیه خشک جنوبی، AEZ3: ناحیه دشت ساحلی خزر، AEZ4: ناحیه زاگرس مرکزی، AEZ5: ناحیه مرکزی، AEZ6: ناحیه خراسان، AEZ7: ناحیه خوزستان، AEZ8: ناحیه شمال غرب، AEZ9: ناحیه دشت ساحلی جنوبی، AEZ10: ناحیه زاگرس جنوبی

*: استان‌هایی که سطح اراضی دیم آن‌ها کم بوده یا نقشی در تولید محصولات اراضی دیم کشور نداشته‌اند، فاقد پایگاه مطالعاتی پایش بوده و بنابراین مقادیر شوری آن‌ها در میانگین شوری لحاظ نشده است

همان‌طور که از جدول دو قابل استنتاج است، نواحی آگرواکولوژیکی دشت ساحلی خزری (AEZ3) و دشت ساحلی جنوبی (AEZ9) به‌ترتیب بیشترین تأثیر را در افزایش میانگین شوری خاک اراضی زراعی دیم کشور دارا هستند. در ناحیه آگرواکولوژیکی دشت ساحلی خزر، میانگین شوری استان‌های گیلان و مازندران ۰/۴۲ دسی‌زیمنش بر متر است و آنچه مقدار میانگین شوری خاک در این ناحیه را بالا می‌برد، مقادیر شوری برخی خاک‌های اراضی دیم استان گلستان است. همچنین، در ناحیه دشت ساحلی جنوب، نیز شوری خاک اراضی دیم استان بوشهر باعث افزایش میانگین شوری در این ناحیه شده است. بنظر می‌رسد دشت‌های آبرفتی و تالاب‌ها در مناطق خشک و نیمه‌خشک اغلب به شوری اولیه (و ثانویه) حساس هستند، زیرا به دلیل ارتفاع نسبی کم، جریان آب روی زمین انباشته می‌شود. بررسی‌های تکمیلی در ارتباط با نقش شیب در شور شدن اراضی نشان داد که اراضی مورد بررسی در این نواحی دارای شیب کمتر از یک درصد بوده و به دلیل انباشت آب و خاصیت مویینگی شور شده‌اند، لیکن اراضی دارای شیب بیشتر (در برخی مناطق شیب بیشتر از ۱۴ درصد)، شور نبوده‌اند. فرآیندهای شور شدن در این لندفرم‌ها توسط جریان بین آب‌های زیرزمینی و سطحی کنترل می‌شوند. در دوره‌های خشک، آب‌های زیرزمینی با شوری کم اثرات مفیدی دارند، زیرا تخلیه آن می‌تواند جایگزین آب‌های سطحی تبخیر شونده، حفظ شوری متوسط در دشت آبرفتی یا تالاب شود. برعکس، زمانی که آب‌های زیرزمینی شور هستند و سطح آب به دلیل تغییر کاربری زمین یا تغییرات دبی و سطح دریا افزایش می‌یابد، تأثیر آن بر شوری سطح زمین مضر است (Jolly *et al*., 2008). مناطق ساحلی در اقلیم‌های خشک و نیمه‌خشک در معرض خطر بالای شوری اولیه خاک هستند. نمک‌هایی که توسط بادها مستقیماً از سطح دریا منتقل می‌شوند، می‌توانند در سطح خاک رسوب کنند. این یک فرآیند شوری اولیه رایج در جزایر اقیانوسی، مانند هاوایی است (Whipkey *et al*., 2000). یکی دیگر از انواع شوری اولیه در مناطق ساحلی که در معرض جزر و مد هستند، نفوذ آب شور به رودخانه‌ها و آب‌های زیرزمینی است و با افزایش سطح آب دریا به‌دلیل تغییرات اقلیمی، پیش‌بینی می‌شود در آینده، مقدار و شدت این فرایند تشدید شود.

تحلیل مؤلفه اصلی

پیش از اجرای تحلیل مؤلفه‌های اصلی، مناسب بودن اطلاعات برای تحلیل ارزیابی شد. مقدار ضریبKMO در این مطالعه ۰/۷۲۱ و مقدار آماره بارتلت ۳۹۸/۲ در سطح احتمال یک درصد معنی‌دار بود. این نتایج نشان داد که تحلیل مؤلفه‌های اصلی می‌تواند برای کاهش تعداد داده و متغیرهای مورد مطالعه سودمند باشد. از سوی دیگر ماتریس ضریب همبستگی خطی بین شوری خاک با سایر ویژگی‌های خاک و پارامترهای اقلیمی (جدول ۳) نشان داد که ۱۴ جفت مقایسه، از بین ۷۸ جفت، در سطح احتمال یک و پنج درصد معنی‌دار بودند که این مسئله احتمال موفقیت در کاهش داده‌ها از راه انجام تحلیل مؤلفه اصلی در جلوگیری از همبستگی‌های موازی بین داده‌ها را توجیه می‌نماید.

جدول ۳- همبستگی بین شوری و سایر ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک و پارامترهای اقلیمی

Table 3- Correlation between salinity and other physical and chemical characteristics of soil and climatic parameters

متغیر	EC	PH	Na	Cl	Clay	Sand	Silt	Tem.	Pre.	SPI	RAI	SPEI	EDI	OC
EC	1													
pH	0.08	1												
Na	0.52**	0.43*	1											
Cl	0.61**	0.39	0.4*	1										
Clay	0.42*	0.23	0.32	0.29	1									
Sand	-0.12	-0.2	-0.16	-0.11	-0.16	1								
Silt	0.26	0.29	0.15	0.23	0.14	-0.21	1							
Tem.	0.48**	0.2	0.29	0.25	0.18	0.12	0.16	1						
Pre.	-0.53**	-0.28	-0.33	-0.39	0.19	0.22	0.15	0.1	1					
SPI	0.58**	-0.2	-0.14	-0.15	0.2	0.11	0.1	0.13	0.41*	1				
RAI	0.62**	0.1	0.12	0.15	0.21	0.12	0.14	0.08	0.14	-0.22	1			
SPEI	0.6**	0.09	0.17	0.14	0.09	0.21	0.13	0.44**	0.26	0.25	0.3	1		
EDI	0.69**	0.29	0.32	0.27	0.15	-0.32	0.11	0.22	0.28	-0.39	0.41*	0.25	1	
OC	-0.49*	0.02	0.11	0.14	0.39	0.26	0.08	-0.27	0.45*	0.39	0.22	0.29	-0.2	1

EC: هدایت الکتریکی خاک، Na: سدیم محلول خاک، Cl: کلر محلول خاک، clay، sand و silt به‌ترتیب رس، شن و سیلت خاک، Tem: میانگین دمای سالیانه، Pre: میانگین بارش سالیانه، SPI: شاخص بارش استانداردشده، RAI: درصد ناهنجاری بارش، SPEI: استاندارد تبخیر و تعرق، EDI: شاخص خشکسالی مؤثر و OC: کربن آلی خاک

*: معنی‌داری در سطح پنج درصد و **: معنی‌داری در سطح یک درصد

از ارزش مقدار ویژه به‌عنوان محکی برای تفسیر روابط بین متغیرهای خاک و مؤلفه‌ها استفاده شد. تحلیل مؤلفه‌های اصلی نشان داد که سه مؤلفه اول (PC1، PC2 و PC3) با مقدارهای ویژه بزرگ‌تر از یک،۷۳/۲ درصد واریانس کل را برآورد می‌نمایند (جدول ۴). ترتیب اهمیت این مؤلفه‌ها بر مبنای مقدار ارزش ویژه آن‌ها در جدول ۴ نشان داده شده است. همچنین ضرایب مؤلفه‌های اصلی متغیرهای مختلف در مؤلفه‌های مربوطه در جدول ۴ ارائه شده است.

اولین مؤلفه (PC1)، ۳۶/۰۸ درصد از کل واریانس را تشریح می‌کند و دارای بیشترین بار عاملی مثبت با شاخص خشک‌سالی مؤثر (۰/۷۹۳) و بعد ازآن میانگین بارش سالیانه با بار منفی زیاد (۰/۷۵-) و در ادامه بار عاملی مثبت و زیاد سدیم (۰/۷۱)، درصد ناهنجاری بارش (۰/۷) و کربن آلی (۰/۵۰۸-) قرار داشتند. بر پایه نتایج، میزان کربن آلی خاک با افزایش شوری خاک کاهش می‌یابد. به‌نظر می‌رسد تولید توده زنده کمتر در شرایط شور و در نتیجه برگشت کمتر آن به خاک منجر به کاهش کربن آلی خاک شده باشد. شوری خاک نه تنها موجب کاهش پتانسیل اسمزی خاک و محلول غذایی می‌شود بلکه ریز جانداران خاک را نیز تحت تأثیر قرار می‌دهد. افزون بر این شور شدن خاک در تغییر و تبدیل بیوشیمایی بعضی عناصر غذایی خاک نظیر نیتروژن نیز تأثیر دارد. مؤلفه دوم (PC2) که ۲۵/۲ درصد از کل واریانس را

تشریح می‌کند، دارای بیشترین بار عاملی مثبت با رس (۰/۸۱) و بعد از آن با میانگین دمای سالانه (۰/۷۹) است. مؤلفه سوم (PC3) که ۱۱/۹۲ درصد از کل واریانس را توجیه می‌کند، دارای بیشترین بار عاملی با شاخص بارش استاندارد شده (۰/۶۳) است.

جدول ۴- ضرایب مؤلفه‌های اصلی استخراج‌شده از روش چرخش عاملی و میزان اشتراک واریانس برای ویژگی‌های خاک مورد مطالعه

Table 4- The coefficients of the main components extracted from the factorial rotation method and the share of variance for the studied soil characteristics

متغیر	واحد	PC1	PC2	PC3
pH	-	0.231	0.244	0.140
Na	meq/l	0.710	0.262	0.302
Cl	meq/l	0.302	0.022	0.113
Clay	٪	0.198	0.810	0.058
Sand	٪	-0.002	0.112	0.011
Silt	٪	0.306	0.127	0.211
Tem.	˚C	0.298	0.790	0.149
Pre.	mm	-0.75	0.300	0.134
SPI	-	0.256	0.241	0.630
RAI	-	0.700	0.126	0.300
SPEI	-	0.207	0.133	0.211
EDI	-	0.793	0.013	0.021
OC	٪	-0.508	0.210	0.110
مقدار ویژه	-	2.609	2.241	1.815
واریانس	٪	36.08	25.2	11.92
واریانس تجمعی	٪	36.08	61.28	73.2
معیار انتخاب (SC)	-	0.31	0.34	0.371

Na: سدیم محلول خاک، Cl: کلر محلول خاک، clay، sand و silt به ترتیب رس، شن و سیلت خاک، Tem: میانگین دمای سالیانه، Pre: میانگین بارش سالیانه، SPI: شاخص بارش استاندارد شده، RAI: درصد ناهنجاری بارش، SPEI: استاندارد تبخیر و تعرق، EDI: شاخص خشک‌سالی مؤثر و OC: کربن آلی خاک

به‌منظور تفسیر ویژگی‌های مهم در هر مؤلفه، معیار انتخاب برای سه مؤلفه اصلی شناسایی‌شده، محاسبه شد. همان‌گونه که در جدول ۴ نشان داده شد، به دلیل اینکه از مؤلفه اول به سمت مؤلفه سوم، مقادیر بردار ویژه استفاده‌شده برای محاسبه SC کوچک‌تر می‌شود، مقدار SC حاصله برای مؤلفه سوم بزرگ‌تر است. این مقادیر برای انتخاب ویژگی‌های مهم برای تفسیر هر مؤلفه استفاده می‌شوند. در مؤلفه اول متغیرهای شاخص خشک‌سالی مؤثر، میانگین بارش سالیانه، سدیم محلول خاک، ناهنجاری بارش و کربن آلی که قدر مطلق ضرایب آن‌ها از معیار انتخاب مؤلفه اول (۰/۳۱) بزرگ‌ترند، در تفسیر این مؤلفه در نظر گرفته می‌شوند. به‌همین ترتیب مهم‌ترین ویژگی‌ها برای مؤلفه دوم رس و درجه حرارت سالیانه و برای مؤلفه سوم شاخص بارش استانداردشده می‌باشند. بر این اساس، ترکیب خطی مؤلفه‌های اصلی شناسایی‌شده به‌صورت زیر می‌باشند:

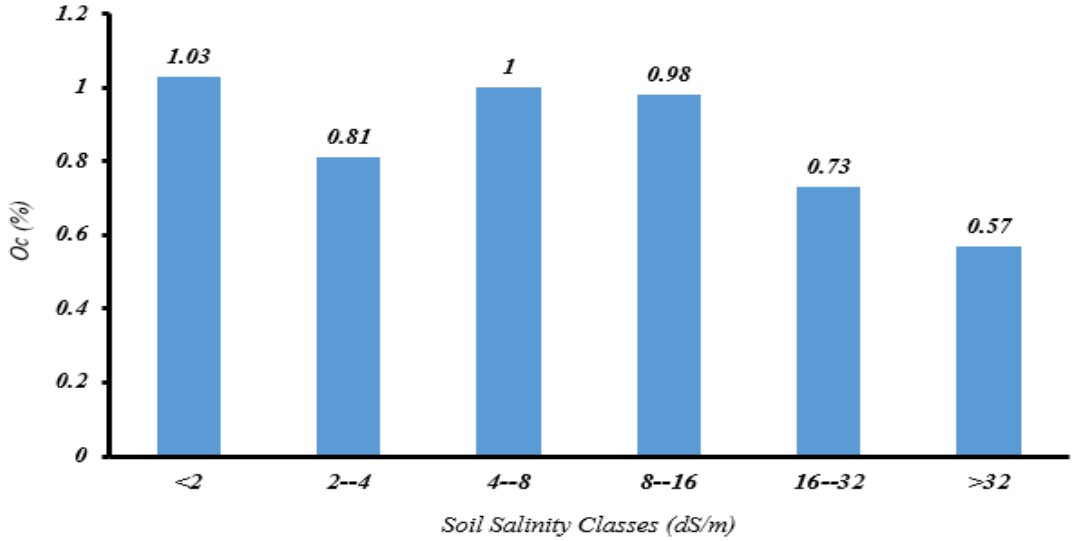
$$PC1 = 0.793EDI - 0.75Pre. + 0.71Na + 0.7RAI - 0.508OC \quad (۱۰)$$

$$PC2 = 0.81Clay + 0.79Tem \quad (۱۱)$$

$$PC3 = 0.63SPI \quad (۱۲)$$

شکل ۳، مقادیر کربن آلی در کلاس‌های مختلف شوری خاک در اراضی دیم را نشان می‌دهد. مقدار میانگین کربن آلی در دیمزارهای کشور، ۷۹٪ درصد است. روند کلی کاهش مقدار کربن آلی خاک با افزایش شوری در شکل ۳ قابل مشاهده است. کاهش مقدار کربن آلی با افزایش شوری می‌تواند بواسطه کاهش فعالیت ریزجانداران، آنزیم‌ها و متابولیک‌ها و در نهایت کاهش زیست‌توده تولید

شده در شرایط شور باشد. به همین خاطر راهکار افزایش کربن آلی از منابع مختلف برای تعدیل اثر شوری بر رشد و عملکرد گیاهان، راهکاری عملی است. نتایج و آمارهای موجود نشان می‌دهد مقادیر کربن آلی تا دو درصد و بیشتر با عملکرد بیشتر همراه است.



شکل ۳- مقادیر کربن آلی در اراضی دیم در کلاس‌های شوری مختلف

Figure 3- Amounts of organic carbon in rainfed lands in different salinity classes

پژوهش‌های زیادی در خصوص تأثیر تغییرات کربن آلی بر عملکرد گیاهان انجام شده است. نتایج بیشتر این پژوهش‌ها حاکی از محدودیت‌های عملکرد محصولات زراعی در مقادیر کربن آلی کمتر از ۲٪ بوده و این مقدار اغلب به‌عنوان یک سطح بحرانی در نظر گرفته می‌شود. Kemper and Koch, 1966; Kravchenko and Bullock, 2000; Pan *et al.*, 2009). در پژوهشی که توسط Rubio و همکاران (۲۰۲۱) انجام گرفت، نشان داده شد که به ازای افزایش یک واحد کربن آلی، مقدار عملکرد گندم ۲۰ درصد افزایش می‌یابد. اخیراً یک متاآنالیز جهانی از این موضوع برای گندم و ذرت توسط Oldfield و همکاران (۲۰۱۹) انجام شد و بر این اساس، مشخص شد بیشترین افزایش عملکرد بین غلظت‌های ۲-۰/۱ درصد کربن آلی اتفاق می‌افتد. به‌عنوان مثال، عملکرد در خاکی با مقدار کربن آلی یک درصد، ۱/۲ برابر بیشتر از خاکی با محتوای کربن آلی ۰/۵ است. همچنین، افزایش مقدار کربن آلی تا دو درصد، ظرفیت بالقوه‌ای برای افزایش میانگین عملکرد در هکتار به میزان ۱۱±۱۰٪ (میانگین ± انحراف معیار) برای ذرت و ۳۷±۲۳٪ برای گندم دارد. این افزایش عملکرد به ترتیب به افزایش ۵ و ۱۰ درصدی در تولید سالانه جهانی ذرت و گندم منجر می‌شود. همچنین، این افزایش در تولید ۳۲٪ از شکاف عملکرد جهانی برای ذرت و ۶۰٪ از شکاف برای گندم را کاهش می‌دهد. با توجه به اینکه دو سوم اراضی تحت کشت ذرت و گندم در جهان دارای غلظت کربن آلی کمتر از ۲ درصد هستند، به نظر می‌رسد فرصت قابل توجهی برای افزایش کربن آلی خاک و در نتیجه کاهش ورودی‌های کودهای نیتروژنی و به‌طور بالقوه کاهش شکاف‌های عملکرد جهانی گندم و ذرت وجود دارد. با این حال، تجزیه‌وتحلیل‌ها نشان می‌دهد که افزایش کربن آلی خاک در زمین‌های مناطق خشک، از ۰/۵ به ۰/۸ درصد، به‌طور بالقوه می‌تواند عملکرد گندم را تا ۱۰٪ افزایش دهد که احتمالاً به دلیل تأثیرات کربن آلی بر افزایش ذخیره رطوبت خاک و همچنین بهبود عرضه مواد مغذی باشد. با توجه به اینکه محدوده کربن آلی در اراضی دیم کشورمان در شوری‌های متفاوت حدود ۰/۵ تا ۱ درصد است، انتظار افزایش عملکرد در این شرایط با

افزایش کربن آلی و مدیریت شوری قابل‌انتظار خواهد بود.

آنالیز رگرسیون چندگانه

نتیجه آنالیز رگرسیون چند متغیره با استفاده از تأثیر سه مؤلفه بر شوری خاک به روش هم‌زمان در معادله ۱۳ نشان داده شده است.

$$EC = 112.1PC1 + 75.1PC2 + 12.1PC3 + 43.2$$
$$R^2 = 0.76; P < 0.05 \qquad (۱۳)$$

ضریب تبیین رابطه بین شوری خاک و سه مؤلفه اصلی، ۰/۷۶ است که نشان می‌دهد حدود ۷۶ درصد از تغییرات شوری خاک توسط ویژگی‌های مؤثر بر سه مؤلفه اصلی ذکر شده کنترل می‌شوند. این نتایج نشان داد که بر تغییرپذیری شوری خاک در اراضی دیم، ویژگی‌های متأثر از اقلیم (مثل دما و بارش و سایر شاخص‌های منتج شده از این دو عامل شامل شاخص بارش استاندارد شده و شاخص خشک‌سالی مؤثر) و همچنین ویژگی‌های خاک (کربن آلی، رس و مقادیر املاح محلول به‌ویژه سدیم) مؤثر بودند. به‌عبارتی، ویژگی‌های اقلیمی و برخی ویژگی‌های خاک مثل بافت خاک (درصد رس) و مقدار نمک‌های سدیمی بیشترین تغییرات شوری در خاک‌های اراضی دیم را توجیه می‌کنند. بقیه موارد مثل شرایط فیزیوگرافی، مدیریت مزرعه و کوددهی، مدیریت بقایای گیاهی بر روی سطح خاک پس از برداشت محصولات نیز در تغییرات شوری مؤثر هستند و ۲۴ درصد باقی‌مانده تغییرات شوری در اراضی دیم را بر عهده دارند. همچنین، معیارهای ME و NRMSE محاسبه شده به‌منظور اعتبارسنجی مدل به‌دست آمده نیز به‌ترتیب ۱۲/۷۸- و ۱۰/۵۶ بوده که نشان می‌دهد مدل به‌دست آمده از دقت خوبی برخوردار بوده است.

نتیجه‌گیری کلی

بر پایه نتایج این پژوهش، خاک‌های کشاورزی بیشتر اراضی دیم ایران در نواحی آگرواکولوژیکی مختلف، مشکل شوری نداشته و تنها در استان‌های گرگان (ناحیه آگرواکولوژیکی دشت ساحلی خزر)، بوشهر (ناحیه آگرواکولوژیکی دشت ساحلی جنوبی)، خوزستان (زون خوزستان) و فارس (زون زاگرس جنوبی) تا حدی مشکل شوری اراضی دیم وجود دارد. با توجه به اینکه مؤثرترین پارامترها بر شوری خاک در اراضی دیم مربوط به ویژگی‌های اقلیمی است لذا با توجه به نتایج، به نظر می‌رسد شوری خاک در شرایط دیم کمتر تابع ویژگی‌های خاک و گیاه باشد، لیکن‌در بین ویژگی‌های خاک بررسی‌شده در این مطالعه، رس و کربن آلی خاک به‌عنوان مهم‌ترین ویژگی‌های خاک مؤثر بر شوری اراضی دیم می‌باشند. از آنجا که تغییرات اقلیمی و میزان بارش‌ها چندان مدیریت‌پذیر نیست؛ لذا لازم است با مدیریت مطلوب منابع خاک، ویژگی‌های مؤثر مربوط به خاک را تعدیل نمود. بنابر گزارش‌های مختلف، عملکرد محصولات در شرایط خاک و آب شور با افزایش کربن آلی خاک، افزایش می‌یابد. بر اساس گزارش Keshavarz *et al.*, (2014)، افزایش کربن آلی خاک تأثیر بیشتری بر افزایش عملکرد دانه گندم در شرایط شور (بیشتر یا مساوی ۶ دسی‌زیمنس بر متر) نسبت به شرایط غیر شور داشت. لذا به نظر می‌رسد کربن آلی خاک افزون بر بهبود وضعیت رطوبتی خاک با افزایش فعالیت میکروبی خاک، قابلیت استفاده و نگهداری نیتروژن و بسیاری از عناصر غذایی دیگر را بهبود می‌بخشد. همچنین با کاهش کربن آلی خاک احتمال از دست رفتن عناصر غذایی به‌واسطه آبشویی و رواناب بیشتر خواهد بود؛ بنابراین به‌نظر می‌رسد مهم‌ترین اقدامات مدیریتی برای جلوگیری از افزایش شوری در خاک‌های دیمزارها در شرایط تغییر اقلیم می‌تواند استفاده از بقایای گیاهی در سطح خاک دیمزارها در شرایط آیش برای جلوگیری از تبخیر زیاد و صعود نمک‌ها به سطح خاک، افزایش ذخیره کربن آلی خاک، استفاده از روش‌های مناسب خاکورزی، استفاده از کودهای آلی و دامی و ... باشد.

Reference

1. Aksoy, s., Yildirim, A., Gorji, T., Hamzehpour, N., Tanik, A., and Sertel, E., 2022. Assessing the performance of machine learning algorithms for soil salinity mapping in Google Earth Engine platform using Sentinel-2A and Landsat-8 OLI data. Advances in Space Research
2. Ali Ehyaei, M., 1998. Description of soil chemical decomposition methods. Extension publication of Tehran Agricultural Education and Extension Research Organization, (1024), 0-0. SID. https://sid.ir/paper/458282/fa. (in Persian).
3. Bahreini, F., Panahi, F., Jafari, M., & Malekian, A. (2018). Identification of vegetation-vulnerable areas to drought using remote sensing (Case study: Boushehr Province). *Journal of Range and Watershed Management*, 71(2), 341-354
4. Balasundram, S. K., Husni, M. H. A., and Ahmad, O. H., (2008). Application of geostatistical tools of qualifies spatial variability of selected soil chemical properties from a cultivated tropical peat. *Journal of Agronomy*, 7(1), 82-87.
5. Banaei, M. H., 2002. Map of Iran's soil resources and potential. Soil and Water Research Institute, Tehran, Iran, 6 pages. (in Persian).
6. Bartlett, M. S., (1954). A note on the multiplying factors for various chi square approximations. *Journal of the Royal Statistical Society.*16, 296–298.
7. Faizi Asl, W., 2019. Evaluation of the soil fertility status in the north-western drylands of Iran using the Nutrient Index (NIV). Journal of Water and Soil, 34 (4): 897-919. (in Persian).
8. FAO. 2018. Handbook for saline soil management. Editors: Vargas, R., Pankova, E.I., Balyuk, S.A., Krasilnikov, P.V., and Khasankhanova, G.M.,.Published by the Food and Agriculture Organization of the United Nations and Lomonosov Moscow State University.
9. Field, A., (2009). Discovering statistics using SPSS (3th ed.). London: Sage.
10. Ghassemi, F., Jakeman A. J., and H. A., Nix. 1995. Salinization of land and water resources human causes, extent management and case studies. CAB International, UK.
11. Hair, J. F., Black, B., Babin, B., Anderson, R. E., and Tatham, R. L., (2006). Multivariate data analysis (6th ed.). New Jersy: Prentice Hall.
12. Jolly, I. D., McEwan, K. L., and Holland, K. L., (2008). A Review of GroundwaterSurface Water Interactions in Arid/semi-Arid Wetlands and the Consequences of Salinity for Wetland Ecology. Ecohydrol. 1, 43–58. doi:10.1002/eco.61
13. Kaiser, H., (1974). An index of factorial simplicity. Psychometrika, 39, 31–36.
14. Keshavarz, P., Zangiabadi, M., Abbas Zadeh, M., 2014. The effect of soil clay and salinity on the relationship between soil organic carbon and wheat yield. Soil Research Journal (Soil and Water Sciences): A, 27 (3). (in Persian).
15. Kline, R. B., (2005). Principles and practice of structural equation modeling (2th ed.). New York: Guilford.
16. Mandal, S., Vema, V. K., Kurian, C., & Sudheer, K. P., (2020). Improving the crop productivity in rainfed areas with water harvesting structures and deficit irrigation strategies. Journal of Hydrology, 124818. doi:10.1016/j.jhydrol.2020.124818.
17. Molden D., Vithanage, M., Fraiture C., Faures J.M., Gordon L., Molle F., Peden, D., 2011. 4.21 - Water Availability and Its Use in Agriculture, Editor(s): Peter Wilderer, Treatise on Water Science, Elsevier, Pages 707-732, ISBN 9780444531995, https://doi.org/10.1016/B978-0-444-53199-5.00108.

   (https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780444531995001081).
18. Momeni, A., 2011. Geographical distribution and salinity levels of Iran's soil resources. Journal of Soil Research (Soil and Water Sciences): A, 24 (3): 215-203, (in Persian).
19. Muhetaer, n., Nurmemet, I., Abulaiti, A., Xiao, S., and Zhao, J., 2022. A Quantifying Approach to Soil Salinity Based on a Radar Feature Space Model Using ALOS PALSAR-2 Data. Remote Sensing. Volume 14, issue 2.

20. Ovalles, F. A., and Collins, M. E., (1988). Variability of northwest Florida soils by principal component analysis. Soil Science Society of America Journal, 52(5), 1430-1435.
21. Saadat, S., 2019. Final report of agricultural soil quality monitoring. Soil and Water Research Institute. Agricultural Research, Education and Extension Organization (AREEO), (in Persian).
22. Saadat, S., Dehghany, F., Rezaei, H., Esmaeelnejad, L., and Maleki, P., 2020. Effects of salinity and Ca:Mg ratio of irrigation water on pistachio seedlings phosphorus planted under greenhouse conditions. Desert (25):1, 25-32
23. Sharma, S., (1996). Applied multivariable techniques. New York: John Wiley and Sons.
24. Singh, A., 2022. Soil salinity: a Global Threat to Sustainable Development. Soil use Manage. 38:39-67.
25. Singhal Sonica, Julie Farmer, Anuj Aggarwal, JinHee Kim, Carlos Quiñonez, 2022. A Review of "Optimal Fallow Period" Guidance Across Canadian Jurisdictions, International Dental Journal, Volume 72, Issue 1, Pages 116-122, ISSN 0020-6539, https://doi.org/10.1016/j.identj.2021.03.003.
26. Sishodia P., Sanjay Shukla, Suhas P. Wani, Wendy D. Graham, James W. Jones, 2018. Future irrigation expansion outweigh groundwater recharge gains from climate change in semi-arid India, Science of The Total Environment, Volume 635, Pages 725-740, ISSN 0048-9697, https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.130.
27. Surendran, U., Jayakumar, M., Marimuthu, S., 2016. Low cost drip irrigation: Impact on sugarcane yield, water and energy saving in semiarid tropical agro ecosystem in India, Science of The Total Environment, Volume 573, Pages 1430-1440, ISSN 0048-9697, https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.144.
28. Tabachnick, B. G., and Fidell, L. S., (2001). Using multivariate statistics. Boston: Allyn and Bacon.
29. Whipkey, C. E., Capo, R. C., Chadwick, O. A., and Stewart, B. W., (2000). The Importance of Sea spray to the Cation Budget of a Coastal Hawaiian Soil: a Strontium Isotope Approach. Chem. Geology. 168, 37–48. doi:10.1016/s00092541(00)00187-x
30. Wilson, M.J., 2019. The importance of parent material in soil classification: A review in a historical context. Catena, 182, doi: 10.1016/j.catena.2019.104131.
31. Yao Ning, Yi Li., Tianjie Lei., Lingling Peng, 2018. Drought evolution, severity and trends in mainland China over 1961–2013, Science of The Total Environment, Volumes 616–617, Pages 73-89, ISSN 0048-9697, https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.327.

نشریه علمی مدیریت اراضی/ جلد ۱۱ / شماره ۲ / ۱۴۰۲. ص۱۶۱-۱۷۷
https://doi.org/10.22092/lmj.2023.362649.334

بررسی وضعیت مصرف کودهای نیتروژنه در مزارع گندم استان فارس

عبدالرسول شیروانیان* و بهروز حسن‌پور

استادیار بخش تحقیقات اقتصادی، اجتماعی و ترویجی، مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی استان فارس، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، شیراز، ایران.**rasoolshirvanian@yahoo.com**

دانشیار بخش تحقیقات اقتصادی، اجتماعی و ترویجی، مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی استان فارس، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، شیراز، ایران.**hassanpourbehrooz@gmail.com**

دریافت: تیر ۱۴۰۲ و پذیرش: شهریور ۱۴۰۲

چکیده

امروزه کودهای شیمیایی یکی از نهاده‌های اساسی تولید در راستای افزایش عملکرد محصولات کشاورزی به شمار می‌رود. با ورود بخش خصوصی به توزیع کودهای شیمیایی که به ترغیب کشاورزان به مصرف هر چه بیشتر این نهاده می‌پردازند، تردیدهایی در زمینه مصرف بهینه آن در سطح مزارع وجود دارد. بر این اساس، این مطالعه به بررسی وضعیت مصرف بهینه کودهای نیتروژنه به‌عنوان یکی از کودهای پایه در مزارع گندم استان فارس و شناسایی عوامل مؤثر بر آن پرداخته است. داده‌های مورد نیاز به‌صورت پیمایشی و از طریق تکمیل پرسشنامه به کمک روش نمونه‌گیری خوشه‌ای چندمرحله‌ای از ۴۵۷ گندمکار این استان جمع‌آوری شد. در ادامه، داده‌ها با استفاده از روش آمار توصیفی و مدل توبیت تجزیه‌وتحلیل شد. نتایج نشان داد در مصرف کودهای نیتروژنه، ۷۸/۵۶ درصد گندمکاران سطح بهینه مصرف را رعایت نکرده‌اند. بر این اساس، توصیه می‌گردد سیاست استفاده بهینه در قالب مصرف متناسب با نیاز خاک و گیاه همچنان سیاست محوری در مصرف کودهای نیتروژنه باشد. بدین‌منظور با عنایت به نتایج پیشنهاد می‌شود تمرکز بر آموزش غیررسمی در کل تناوب زراعی با لحاظ ویژگی‌های اقتصادی-اجتماعی بهره‌برداران در فرآیند آموزش، تمرکز بر استفاده از ظرفیت مدیریت آب در مزرعه در قالب رویکرد کود-آبیاری و نیز تمرکز بر استفاده از ظرفیت منابع خاک مزرعه در قالب تمرکز بر انجام آزمون خاک قبل از انجام عملیات زراعی و ارائه این آزمون به‌عنوان یک فرهنگ اجتماعی در بین کشاورزان و نیز تمرکز بر کاشت گیاهان دولپه در تناوب با گندم در دستور کار قرار گیرد.

واژه‌های کلیدی: استان فارس، کودهای شیمیایی، گندم، مدل توبیت، مصرف بهینه

* - آدرس ایمیل نویسنده مسئول: rasoolshirvanian@yahoo.com

نوع مقاله: پژوهشی

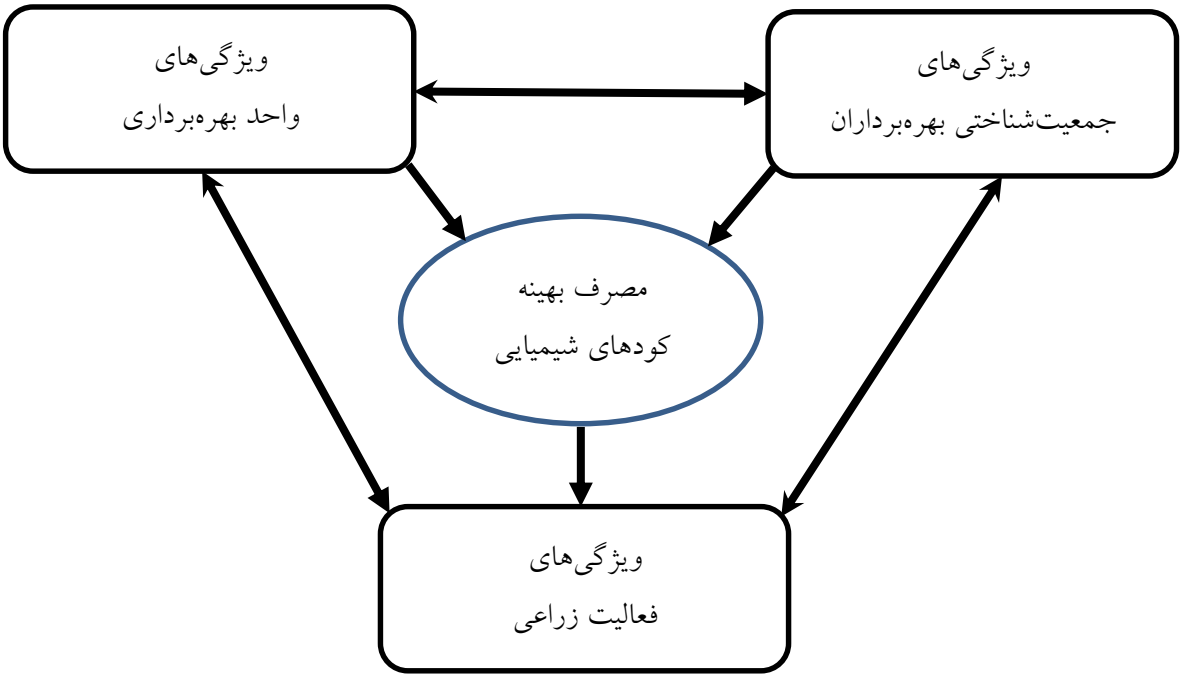
مقدمه

استفاده از کودهای شیمیایی به‌عنوان یک عملیات زراعی معمول به اواسط قرن نوزدهم در کشورهای اروپایی برمی‌گردد. به‌تدریج با افزایش میزان و وسعت مصرف کودهای شیمیایی، تولید محصولات کشاورزی در این کشورها با رشد فزاینده مواجه شد و هم‌زمان با افزایش تولید، صادرات محصولات کشاورزی رونق گرفت و توانست کمک شایان توجهی به اقتصاد این کشورها کند (Karimian, 2012; Tarazkar & Behjat, 2007). در کشورهای در حال توسعه در اواخر دهه ۱۹۶۰ با محرز شدن اثر برجسته کودهای شیمیایی در افزایش عملکرد گیاهان زراعی، استفاده از این کودها به‌سرعت گسترش یافت. در ایران، سابقه مصرف کودهای شیمیایی به سال ۱۳۲۴ برمی‌گردد. در حال حاضر، آنچه از سابقه ۷۸ ساله از مصرف کودهای شیمیایی در ایران قابل استنباط است این است که مصرف کودهای شیمیایی بخش لاینفک فرآیند تولید محصولات کشاورزی ایران شده است. با این همه آنچه هنوز به‌عنوان چالش باقی‌مانده، فقدان چارچوب علمی قابل‌قبول در مصرف این کودها در فرآیند تولید است (Karimian, 2012; Tarazkar & Behjat, 2007). این موضوع زیربنای این مطالعه را تشکیل داده و انجام آن را ضروری نموده است. از سوی دیگر، در بحث تأمین امنیت غذایی، گندم یکی از مهم‌ترین و راهبردی‌ترین محصولات زراعی است که رابطه بسیار نزدیکی با قدرت سیاسی و اقتصادی کشورها دارد (Tarazkar & Behjat, 2007). در ایران، نیز گندم به‌عنوان یک محصول استراتژیک است (Hajimirrahimi & Yazdian, 2008). با عنایت به استراتژیک بودن این محصول، استان فارس از جمله استان‌هایی است که در سال ۱۳۹۹ با تولید ۱۱۷۳/۷ هزار تن گندم و در اختیار داشتن سهمی معادل ۱۰/۱ درصد تولید گندم کشور، مقام دوم را در تولید گندم در بین استان‌های کشور به خود اختصاص داده است (AJOFP, 2020). علی‌رغم این جایگاه استان در تولید گندم، تاکنون مطالعه‌ای که به‌صورت پیمایشی وضعیت مصرف بهینه کودهای نیتروژنه را در زراعت این محصول در استان فارس پایش کرده باشد، گزارش نشده است. این در حالی است که کودهای نیتروژنه یکی از کودهای پایه در زراعت گندم است (Jafarnejadi et al., 2011). در کنار این نقصان، در دو دهه اخیر با عنایت به‌ضرورت استفاده از کودهای شیمیایی در تولید این محصول، بخش خصوصی اقبال قابل ملاحظه‌ای به فعالیت در حوزه توزیع کودهای شیمیایی نشان داده است. حضور بخش خصوصی در حوزه توزیع که به ترغیب کشاورزان به مصرف هر چه بیشتر این نهاده می‌پردازد، بر تردیدهای موجود در خصوص مصرف بهینه کودهای شیمیایی در سطح مزارع گندم استان فارس افزوده است. بر این اساس، این مطالعه بررسی وضعیت مصرف بهینه کودهای نیتروژنه به‌عنوان یکی از کودهای پایه در مزارع گندم و شناسایی عوامل مؤثر بر آن در استان فارس را هدف قرار داده است.

تاکنون مطالعات متعددی در خصوص وضعیت مصرف کودهای شیمیایی در فعالیت‌های زراعی و تعیین عوامل مؤثر بر آن در ایران و جهان صورت گرفته است. آدسینا (Adesina, 1996) با استفاده از مدل توبیت (Tobit Model)، عوامل مؤثر بر مصرف کودهای شیمیایی در مزارع برنج ساحل عاج را مورد بررسی قرار داده است. نتایج این مطالعه نشان داد که اندازه مزرعه، برخورداری از درآمد غیر کشاورزی و تمایل به استفاده متوالی از اراضی کشاورزی دارای تأثیر مثبت و معنی‌دار و مواردی از قبیل زن بودن کشاورز دارای تأثیر منفی و معنی‌دار بر مصرف کود شیمیایی در مزارع برنج داشته‌اند. فریمن و امیتی (Freeman & Omiti, 2003) به بررسی عوامل مؤثر بر مصرف کودهای شیمیایی در مزارع مناطق نیمه‌خشک کنیا با استفاده از مدل توبیت پرداختند. نتایج این مطالعه بیانگر آن است که سطح تحصیلات سرپرست خانوار، تجربه، دسترسی به کود و تمایل با استفاده متوالی از اراضی کشاورزی دارای تأثیر مثبت و معنی‌دار بر میزان مصرف کودهای شیمیایی بوده است. فتوحی و همکاران (Fotouhi et al., 2003) با استفاده از داده‌های اسنادی طرح آمارگیری هزینه تولید برنج به بررسی وضعیت مصرف کودهای شیمیایی در مزارع برنج استان گیلان پرداخته‌اند. نتایج نشان داده است که مصرف کودهای شیمیایی ازته، فسفره و پتاسه در مزارع برنج استان گیلان غیربهینه است. وایتاکا و همکاران (Waithaka et al., 2007) با استفاده از مدل رفتاری توبیت به بررسی عوامل مؤثر بر میزان مصرف کودهای شیمیایی و کود دامی در غرب کنیا در نمونه‌ای شامل ۲۵۳ بهره‌بردار پرداخته‌اند. نتایج نشان داد که مصرف کودهای شیمیایی و دامی به‌شدت تحت تأثیر ویژگی‌های اقتصادی-اجتماعی کشاورزان قرار دارد. طرازکار و بهجت (Tarazkar & Behjat, 2007) عوامل مؤثر بر مصرف بیش از حد مجاز کود ازته در زراعت گندم دیم استان کرمانشاه را با استفاده از داده‌های پیمایشی مربوط به ۲۶۲ گندمکار این استان و

مدل لاجیت مورد مطالعه قرار دادند. نتایج نشان داد شرکت در دوره‌های آموزشی-ترویجی تأثیر معنی‌دار بر مصرف بیش از حد مجاز کود ازته نداشت. اما، سابقه کشت گندم دیم موجب کاهش مصرف بیش از حد این کود گردیده است. یعقوبی و همکاران (Yaghoubi et al., 2014) به‌صورت توصیفی به بررسی میزان مصرف نهاده‌های کود در تولید گندم در ۵۰ مزرعه گندم شهرستان قائنات در استان خراسان جنوبی پرداخته‌اند. نتایج نشان داد مقدار مصرف کودهای نیتروژن، فسفر و پتاس به‌طور معنی-داری کمتر از مقادیر توصیه‌شده است. کریمی زارچی (Karimi-Zarchi, 2017) در مطالعه اثر تناوب بر مدیریت مصرف کودهای شیمیایی در مزراع گندم بیان می‌کند که از نظر کشاورزان و کارشناسان افزایش عملکرد محصولات کشاورزی بدون مصرف کودهای شیمیایی پرهزینه بوده و در بسیاری موارد غیراقتصادی است. بر این اساس، کشاورزان و کارشناسان در مدیریت مصرف کودهای شیمیایی به دنبال میزان بهینه مصرف این کودها هستند. ارنست و همکاران (Ernest et al., 2018) با استفاده از مدل توبیت و نمونه‌ای شامل ۲۲۶ تولیدکننده، به تعیین عوامل مؤثر بر پذیرش کود در بین تولیدکنندگان کاکائو در غرب غنا پرداختند. نتایج نشان داد بعد خانوار، سابقه کشاورزی، حمایت از طریق تشکل‌های محلی و اندازه مزرعه از عوامل مؤثر در استفاده بهره‌برداران از کود بوده است. امیری و همکاران (Amiri et al., 2020) به بررسی عوامل مؤثر بر پایداری سیستم تولید گندم در ایران با استفاده از رویکرد پویایی‌شناسی سیستم پرداخته‌اند. نتایج نشان داد کاهش استفاده از کودهای شیمیایی و افزایش استفاده از کودهای ارگانیک، در کوتاه‌مدت، تولید را کاهش می‌دهد اما در بلندمدت با افزایش کیفیت خاک، سبب پایداری کشت و تولید می‌شود. آننگ و همکاران (Anang et al., 2021) با استفاده از مدل توبیت به بررسی پیشران‌های مدیریت حفاظت و حاصلخیزی خاک در بین ۲۰۰ سویاکار خرده پای منطقه تولون غنا پرداخته‌اند. نتایج نشان داد جنسیت و سن بهره‌برداران، بعد خانوار و اندازه مزرعه از عوامل مؤثر در بکارگیری مدیریت حاصلخیزی است. نازا و همکاران (Nazu et al., 2021) به‌صورت پیمایشی به بررسی عوامل مؤثر بر پذیرش روش‌های بهبود مدیریت تولید گندم با استفاده از مدل توبیت و داده‌های مربوط به ۳۲۰ گندمکار در شمال غربی بنگلادش پرداخته‌اند. نتایج نشان داد میزان مصرف کودهای شیمیایی در مزارع گندم پایین است. درعین‌حال، آموزش گندمکاران، سابقه کشاورزی، سطح زیرکشت گندم و عضویت در تشکل‌های محلی از عوامل مؤثر بر پذیرش روش‌های بهبود مدیریت تولید گندم بوده است.

بدین ترتیب، بر اساس مطالعات صورت گرفته در خصوص میزان مصرف کودهای شیمیایی (Adesina, 1996; Fotouhi et al., 2003; Freeman & Omiti, 2003; Tarazkar & Behjat, 2007; Waithaka et al., 2007; Yaghoubi et al., 2014; Karimi-Zarchi, 2017; Ernest et al., 2018; Amiri et al., 2020; Anang et al., 2021; Nazu et al., 2021)، میزان مصرف کودهای شیمیایی تحت تأثیر ویژگی‌های جمعیت شناختی مدیران مزرعه تحت عنوان بهره‌برداران، ویژگی‌های واحد بهره‌برداری و نیز ویژگی‌های اختصاصی فعالیت زراعی مورد مطالعه قرار دارد. در این مطالعات مواردی از قبیل بعد خانوار، مخارج خانوار، سن، میزان تحصیلات، وضعیت تأهل، شغل، جنسیت و سابقه کشاورزی بهره‌بردار در زمره ویژگی‌های جمعیت شناختی مدیران مزرعه مورد توجه قرار گرفته‌اند. همچنین، متغیرهایی شامل موقعیت جغرافیایی مزرعه، میزان کل زمین کشاورزی، نوع بهره-برداری، نحوه عرضه محصول به بازار در قالب نوع خریدار محصولات و تعداد تشکل‌های محلی عضو به‌عنوان ویژگی‌های واحد بهره‌برداری بوده و متغیرهایی از قبیل سطح زیرکشت محصول مورد نظر، نوع تناوب غالب، منبع تأمین آب محصول مورد نظر، روش آبیاری، تعداد دفعات آبیاری، مدار آبیاری، نوع عملیات خاکورزی مزرعه، وضعیت فشردگی خاک، وضعیت رطوبت خاک در عملیات خاکورزی، وضعیت تسطیح خاک، میزان مصرف انواع کودها در گروه ویژگی‌های اختصاصی فعالیت زراعی در نظر گرفته شده‌اند.



شکل ۱- چارچوب مفهومی تحقیق
Figure 1- The conceptual framework of the research

لازم به ذکر است که ویژگی‌های دارای تأثیرات متقابل و دوسویه بر یکدیگر بوده و در مجموع تأثیر نهایی خود را بر میزان مصرف بهینه کودهای شیمیایی نشان می‌دهند. در این راستا، مدل‌های رگرسیونی از جمله مدل‌های لاجیت، پروبیت و توبیت از مدل‌های رفتاری هستند که به تعیین اثرات نهایی هر یک از ویژگی‌ها بر رفتارها می‌پردازند (Greene, 2008). بر این اساس، مدل رفتاری مدل‌هایی هستند که ضمن لحاظ اثرات متقابل و دوسویه ویژگی‌های یادشده، اثرات نهایی این ویژگی‌ها بر میزان مصرف بهینه کودهای شیمیایی را نشان می‌دهند. در ادبیات موضوع، یکی از مدل‌های متداول و پرکاربرد در بررسی چگونگی تأثیر عوامل یاد شده بر میزان مصرف کودهای شیمیایی، مدل توبیت است (Adesina, 1996; Anang et al., 2021; Ernest et al., 2018; Freeman & Omiti, 2003; Nazu et al., 2021; Waithaka et al., 2007). لذا در انجام این مطالعه از مدل توبیت استفاده شد. مدل یادشده مدل رگرسیونی است که در آن، دامنه متغیر وابسته در برخی موارد سانسور شده و فقط قسمتی از دامنه آن قابل مشاهده است. این دامنه به کمک آستانه سانسور بیان می‌شود. بر این اساس ویژگی اصلی مدل توبیت، وجود آستانه سانسور با احتمال بالا برای برخی از مقادیر است. بدین‌ترتیب در این مدل، تمایز بین مقادیر کمتر یا بیشتر از مقدار بهینه با استفاده از آستانه سانسور قابل اعمال است. در این راستا، وجود مقادیر بیشتر و کمتر از مقدار بهینه، با مساعدت به دسترسی به حجم بالای مشاهدات تجزیه‌وتحلیل بر اعتبار مدل می‌افزایند (Anastasopoulos et al., 2008; Greene, 2008).

روش پژوهش

ازآنجاکه هدف این پروژه بررسی وضعیت مصرف بهینه کودهای نیتروژنه در مزارع گندم استان فارس و شناسایی عوامل مؤثر بر آن است، متغیر وابسته تحقیق، متغیر سانسور شده است. بنابراین برای تجزیه‌وتحلیل اطلاعات از مدل توبیت استفاده گردید. در فرآیند تولید گندم، هر یک از گندمکاران مورد مطالعه ممکن است میزان مصرف کودهای نیتروژنه را کمتر از توصیه فنی یا در سطح توصیه فنی و بیشتر از آن مصرف کنند. بر این اساس، آستانه سانسور برای مقادیر مصرف کمتر از میزان توصیه فنی کود نیتروژنه و نیز آستانه سانسور برای مصرف بیش-تر از توصیه فنی این کود در قالب مقادیر توصیه شده لحاظ گردید (Cong, 2000; Shirvanian & Najafi, 2011; Shirvanian & Sufi, 2018). با عنایت به این موضوع مدل توبیت مورد استفاده در این مطالعه ضمن برخورداری از دو سطح آستانه سانسور بالایی و پایینی به‌صورت زیر بیان شد:

$$Y = \begin{cases} y_i = f(X) & if \quad a < y_i < b \\ a & if \quad y_i \le a \\ b & if \quad y_i \ge b \end{cases}$$
$$i=1,2,...457. \qquad (۱)$$

در این رابطه، Y میزان مصرف کودهای شیمیایی، y_i مصرف کودهای شیمیایی در مزرعه iام، a آستانه سانسور برای مصرف کمتر از میزان توصیه فنی و b آستانه سانسور برای مصرف بیش‌تر از توصیه فنی از مقادیر توصیه شده است. بر اساس رابطه (۱) چنانچه میزان مصرف کود در محدوده بین دو آستانه سانسور باشد، مصرف در سطح بهینه خواهد بود و درصورتی‌که میزان مصرف، بیشتر از آستانه سانسور بالایی باشد، مقداری ثابت برابر با آستانه سانسور بالایی به خود خواهد گرفت و چنانچه میزان مصرف، کمتر از سانسور پایینی باشد، مقداری برابر با آستانه سانسور پایینی به خود می‌گیرد. لازم به ذکر است که با توجه به ناهمگنی اراضی زراعی از نظر حاصلخیزی، مناسب آن است که با استفاده از آزمون خاک برای هر یک از مزارع گندم، سطح بهینه فنی مصرف کودهای شیمیایی در هر مزرعه، تعیین و به‌عنوان آستانه سانسور در مدل لحاظ گردد. ا؛ با عنایت به این که چنین اطلاعاتی در مقیاس کل مزارع یک استان وجود ندارد، لذا در تعیین مقادیر آستانه سانسور از مقادیر توصیه فنی معاونت بهبود تولیدات گیاهی سازمان جهاد کشاورزی استان فارس به‌عنوان میزان بهینه مصرف کود، استفاده شد. لازم به ذکر است که میزان بهینه مصرف کود معادل میزان توصیه فنی این معاونت در مصرف کودهای نیتروژنه (بر مبنای کود اوره)، ۳۰۰ کیلوگرم برای تولید میانگین ۵۱۰۰ کیلوگرم گندم در هکتار است. در رابطه (۱) X بیانگر متغیرهای مستقل مدل است. بر اساس ادبیات موضوع (Adesina, 1996; Fotouhi et al., 2003; Freeman & Omiti, 2003; Tarazkar & Behjat, 2007; Waithaka et al., 2007; Yaghoubi et al., 2014; Karimi-Zarchi, 2017; Ernest et al., 2018; Amiri et al., 2020; Anang et al., 2021; Nazu et al., 2021)، موقعیت جغرافیایی مزرعه (در قالب چهار متغیر مجازی برای پنج شهرستان مورد مطالعه)، تعداد افراد تحت تکفل بهره-بردار (نفر)، سن بهره‌بردار (سال)، میزان تحصیلات (تعداد سال-های تحصیل)، وضعیت تأهل (متغیر مجازی با مقادیر یک برای متأهلین و صفر برای مجردین)، جنسیت بهره‌بردار (متغیر مجازی با مقادیر یک برای مردان و صفر برای زنان)، سرانه مخارج ماهانه خانوار (میلیون ریال)، نوع شغل اصلی بهره‌بردار (متغیر مجازی با مقادیر یک برای کشاورزی به‌عنوان شغل اصلی و صفر برای سایر موارد)، سابقه کشاورزی (سال)، میزان کل زمین کشاورزی (هکتار)، نوع بهره‌برداری (متغیر مجازی با مقادیر یک برای کاملاً تحت تملک و صفر برای سایر موارد)، تعداد تشکل‌های محلی عضو (تعداد تشکل)، سطح زیرکشت گندم (هکتار)، تناوب غالب با گندم (در قالب سه متغیر مجازی برای گیاهان دولپه، آیش و غلات)، منبع تأمین آب کشاورزی (متغیر مجازی با مقادیر یک برای تأمین آب زیرزمینی از طریق چاه عمیق و نیمه عمیق و صفر برای تأمین آب سطحی از طریق سیستم شبکه آبیاری و زهکشی، چشمه، قنات و رودخانه)، روش آبیاری (متغیر مجازی با مقادیر یک برای آبیاری تحت‌فشار و صفر برای سایر روش‌های آبیاری)، تعداد دفعات آبیاری (نوبت)، مدار آبیاری (روز)، نوع عملیات خاکورزی (متغیر مجازی با مقادیر یک برای خاک‌ورزی حفاظتی و صفر برای خاک‌ورزی مرسوم)، وضعیت فشردگی خاک (متغیر مجازی با مقادیر یک برای خاک غیرفشرده و صفر برای خاک فشرده)، وضعیت رطوبت خاک در عملیات خاکورزی (متغیر مجازی با مقادیر یک برای خاک مرطوب و صفر برای خاک خشک)، وضعیت تسطیح خاک (متغیر مجازی با مقادیر یک برای اراضی مسطح و صفر برای اراضی غیر مسطح)، نحوه عرضه محصول به بازار در قالب نوع خریدار محصولات (متغیر مجازی با مقادیر یک برای خریدار دولتی و صفر برای خریدار خصوصی)، میزان مصرف انواع کودها شامل کودهای پرمصرف نیتروژنه، فسفاته و پتاسه، کودهای ریزمغذی و کود حیوانی در کشت گندم و نیز در کشت دوم در تناوب با گندم (تن در هکتار برای کود حیوانی و کیلوگرم یا لیتر در هکتار برای سایر کودها)، متغیرهای مستقل مدل را تشکیل می‌دهند.

در ادامه، به‌منظور تعیین اثر نهایی متغیرهای مستقل بر سطح بهینه مصرف کودهای نیتروزنه از رابطه (۲) استفاده شد (Maddala, 2005):

$$ME = \frac{\partial E(Y)}{\partial x_i} = F(Z)\beta_i \qquad (۲)$$

در رابطه فوق $F(Z)$ تابع توزیع تجمعی بوده و Z به‌صورت رابطه (۳) تعریف می‌شود:

$$Z = X\frac{\beta}{\sigma} \qquad (۳)$$

در این رابطه، β بردار ضرایب مدل توبیت برآوردی و σ انحراف معیار جمله اخلال مدل است.

در تخمین مدل توبیت برای پرهیز از برآورد اریب به پیروی از گرین (Greene, 2008) و ودریج (Wooldridge, 2009) از روش حداکثر درستنمایی استفاده می‌شود. از سوی

دیگر، در تعیین نکویی برازش مدل توبیت، ضریب تعیین[1] (R^2) معیار قابل اعتمادی نیست. لذا به پیروی از آناستاسوپالوس و همکاران (Anastasopoulos et al., 2008) از ضریب تعیین مادالا[2] (R_2^M) در تعیین نکویی برازش استفاده شد (رابطه (۱)). مقدار این ضریب بین صفر تا یک بوده و از مقایسه دو مقدار تابع درستنمایی[3] به دست می‌آید (Maddala, 2005):

$$R_M^2 = 1 - EXP\left\{-\frac{2\times(L_A - L_0)}{N}\right\} \qquad (۴)$$

در این رابطه R_2^M آماره مادالا، L_A و L_0 به ترتیب، مقدار تابع درستنمایی مدل توبیت در حالتی که تمام متغیرها در مدل حضور دارند و مقدار تابع درستنمایی همین مدل در حالتی که تمام متغیرهای مدل، به‌جز عرض از مبدأ، صفر هستند بوده و N تعداد مشاهدات نمونه مورد مطالعه است. لازم به ذکر است که برای به دست آوردن مقادیر LA و L0 مدل توبیت در دو حالت یادشده به‌صورت جداگانه تخمین زده می‌شود.

لازم به ذکر است که برخی گندمکاران ممکن است برخی از کودهای نیتروژنه را در مزارع خود مصرف نکنند. لذا در مصرف چنین کودهایی، پدیده مصرف صفر شکل می‌گیرد (Elsner, 1999; Johnston & Dinardo, 1997). بدین ترتیب که داده‌های پیمایشی معمولاً تعیین نمی‌کنند که آیا مقدار صفر برای مصرف یک کود توسط گندمکاران، مبین آن است که گندمکاران از این کود به دلیل عدم ترجیح، مصرف نمی‌کنند یا کمیابی کود موجب عدم مصرف آنان شده است. این در حالی است که گندمکارانی که این کودها را مصرف نمی‌کنند، اساساً رفتاری متفاوت از گندمکاران مصرف کننده این کودها دارند. در صورت عدم توجه به این موضوع، نتایج حاصل از برآورد مدل، اریب خواهد شد (Gundimeda & Kohlin, 2008). در این راستا، یکی از رویکردهای مقابله با پدیده مصرف صفر، تبیین تصمیم‌گیری برای مصرف یا عدم مصرف کود نیتروژنه توسط گندمکاران است (Elsner, 1999; Gundimeda & Kohlin, 2008; Johnston & Dinardo, 1997). در این رویکرد، در برآورد مدل، تصمیم‌گیری در زمینه مصرف یا عدم مصرف کود نیتروژنه و تصمیم‌گیری در مورد میزان مصرف آن، هر یک به‌طور جداگانه مورد توجه قرار گرفت. در مورد اول، احتمال این که گندمکاران از کود نیتروژنه مصرف کنند، با استفاده از مدل اولیه توبیت برآورد شد. پس از آن، احتمال به دست آمده، برای محاسبه معکوس نسبت میلز[4] برای هر یک از گندمکاران مورد استفاده قرار گرفت. بدین‌ترتیب، با برآورد مدل در مرحله اول، معکوس نسبت‌های میلز برای هر یک از گندمکاران به‌صورت نسبتی از تابع توزیع احتمال[5] (PDF) به تابع احتمال تجمعی[6] (CDF) و برای سایر گندمکاران که کود مورد نظر را مصرف نکرده‌اند، این نسبت به‌صورت تابع توزیع احتمال تقسیم بر یک منهای تابع احتمال تجمعی محاسبه شد:

$$IMR = \begin{cases} \frac{PDF}{CDF} & if\ Cons > 0 \\ \frac{PDF}{1-CDF} & if\ Cons = 0 \end{cases} \qquad (۵)$$

پس‌ازآن، مدل نهایی توبیت با استفاده از معکوس نسبت میلز برآورد گردید. در این مرحله، معکوس نسبت میلز به‌عنوان ابزاری برای لحاظ نمودن متغیرهای پنهان سانسور شده در مدل به‌صورت یک متغیر برونزا مورد استفاده قرار گرفت (Gundimeda & Kohlin, 2008).

لازم به ذکر است که در این مطالعه داده‌ها به‌صورت پیمایشی و از طریق تکمیل پرسشنامه جمع‌آوری شد. در تنظیم پرسشنامه از نظرات کارشناسان خبره مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی استان فارس در زمینه زراعت گندم (بخش تحقیقات تهیه و اصلاح نهال و بذر)، عملیات خاک‌ورزی و آبیاری (بخش تحقیقات فنی و مهندسی) و مصرف انواع کودها (بخش تحقیقات خاک و آب) استفاده شد. با توجه به ادبیات موضوع و لحاظ این نظرات، پرسشنامه شامل سه بخش کلی بود. بخش اول، ویژگی‌های جمعیت شناختی مدیران مزرعه (بهره‌برداران) را تشکیل داد. بخش دوم، ویژگی‌های واحد بهره‌برداری و بخش سوم پرسشنامه شامل ویژگی‌های اختصاصی فعالیت‌های زراعی کاشت، داشت و برداشت گندم بود. در ادامه، به‌منظور تکمیل پرسشنامه، به پیروی از طرازکار و بهجت (Tarazkar & Behjat, 2007) از روش نمونه‌گیری تصادفی چندمرحله‌ای طبقه‌بندی‌شده استفاده شد. در این راستا، بر اساس مطالعات حاتمی بهمن بیگلو و خوشحال دستجردی (Hatami Bahman Beyglou & Khoshhal Dastjerdi, 2010) و حاتمی بهمن بیگلو و همکاران (Hatami Bahman Biglou et al., 2011) استان فارس دارای اقلیم‌های پنج‌گانه شامل اقلیم بسیار گرم و خشک، اقلیم گرم و نسبتاً خشک، اقلیم معتدل و مرطوب، اقلیم گرم و نیمه مرطوب و اقلیم سرد و خشک

1 -Determination coefficient
2 -Maddala Determination coefficient
3 -Likelihood function
4 -Inverse Mill's Ratio (IMR)
5 -Probability Density Function
6 -Cumulative Probability Function

است. لذا به‌منظور جمع‌آوری اطلاعات از این جامعه آماری، با عنایت به توصیه‌های فنی کارشناسان زراعت سازمان جهاد کشاورزی فارس، در هر اقلیم یک شهرستان شامل شهرستان‌های لار (به‌عنوان نماینده اقلیم بسیار گرم و خشک)، داراب (به‌عنوان نماینده اقلیم گرم و نسبتاً خشک)، مرودشت (به‌عنوان نماینده اقلیم معتدل و مرطوب)، نورآباد (به‌عنوان نماینده اقلیم گرم و نیمه مرطوب) و اقلید (به‌عنوان نماینده اقلیم سرد و خشک) انتخاب شدند. در ادامه، به انتخاب تصادفی مراکز جهاد کشاورزی در هر شهرستان مبادرت شد. پس‌ازآن، از بین روستاهای تحت پوشش مراکز جهاد کشاورزی منتخب، به انتخاب تصادفی روستاها و در نهایت در هر روستا با تهیه لیست گندمکاران به انتخاب تصادفی گندمکاران و تکمیل پرسشنامه از آنان مبادرت گردید. لازم به ذکر است که حجم جامعه آماری در این پنج شهرستان برابر ۲۶۹۲۲ گندمکار است. بر اساس جدول کرجسی و مورگان (Krejcie & Morgan, 1970) حجم نمونه در هریک از مراکز جهاد کشاورزی شهرستان‌ها تعیین و در مجموع اطلاعات ۴۵۷ گندمکار مورد بررسی قرار گرفت.

یافته‌ها و بحث

تحلیل توصیفی داده‌های گندمکاران نمونه مورد مطالعه

به‌منظور ایجاد شناخت مناسب نسبت به نمونه گندمکاران مورد مطالعه استان فارس در جدول (۱) توصیف داده‌های گندمکاران این استان را ارائه شده است. بخش اول اطلاعات این جدول به ارائه ویژگی‌های جمعیت شناختی گندمکاران نمونه مورد مطالعه پرداخته است. بر اساس اطلاعات این جدول، حداقل بعد خانوار گندمکاران نمونه مورد مطالعه، یک نفر، حداکثر ۱۲ نفر و میانگین بعد خانوار گندمکاران نمونه مورد مطالعه ۴/۷۰ نفر است. از نظر سنی، حداقل، حداکثر و میانگین سن گندمکاران به‌ترتیب ۲۰، ۸۲ و ۵۰/۳۲ سال است. از نظر تحصیلات، گندمکاران در دامنه‌ای از بی‌سواد تا فوق‌لیسانس قرار دارند. از نظر وضعیت تأهل، ۹۶/۰۴ درصد گندمکاران متأهل بوده و بر این اساس، ۳/۹۶ درصد آنان مجرد می‌باشند. از نظر جنسیت، ۹۹/۵۶ درصد گندمکاران را مردان تشکیل داده و بر این اساس، زنان فقط ۰/۴۴ درصد گندمکاران را شامل می‌شوند. از منظر مخارج، سرانه مخارج ماهانه خانواده‌های گندمکاران دامنه‌ای از ۰/۵۰ میلیون ریال تا ۲۳۳/۳۳ میلیون ریال در نوسان بوده و میانگین مخارج سرانه خانواده گندمکاران ۵/۸۳ میلیون ریال در ماه می‌باشند. از نظر وضعیت اشتغال، کشاورزی برای ۹۴/۳۱ درصد گندمکاران به‌عنوان شغل اصلی است. اشتغال به کشاورزی گندمکاران از دو سال تا ۶۵ سال متفاوت بوده و به‌طور میانگین گندمکاران دارای سابقه ۲۶/۹۰ سال در امر کشاورزی هستند.

بخش دوم جدول (۱) به ارائه ویژگی‌های واحد بهره‌برداری گندمکاران نمونه مورد مطالعه پرداخته است. بر اساس اطلاعات این جدول، گندمکاران از نظر میزان کل اراضی زراعی در دامنه‌ای بین ۰/۴ هکتار تا ۱۵۰ هکتار متفاوت بوده و میانگین مساحت اراضی بهره‌برداران ۱۲/۵۱ هکتار است. از نظر نوع مالکیت اراضی زراعی، ۸۶ درصد گندمکاران مالک کل اراضی زراعی تحت مدیریت خود هستند و بر این اساس، ۱۴ درصد بقیه به یکی از شیوه‌های استیجاری، سهم بری و یا ترکیبی از این‌ها شیوه‌ها زمین زراعی را در اختیار داشته و به فعالیت زراعی مبادرت دارند. دامنه عضویت گندمکاران در تشکل‌های محلی از صفر تا سه تشکل (شامل شرکت‌های تعاونی تولید، شرکت‌های تعاونی روستایی و شورای اسلامی روستا) متغیر است. سطح زیر کشت گندم به ازای هر یک از بهره‌برداران نیز در دامنه‌ای از ۰/۲ تا ۵۰ هکتار در نوسان بوده و به‌طور میانگین سطح زیر کشت گندم به ازای هر یک از گندمکاران ۸/۳۲ هکتار است. در تناوب با گندم، کشت گیاهان دولیه شامل پنبه، کنجد، کلزا، چغندرقند، ماش، نخود، عدس و لوبیا، ۳۶/۱۱ درصد از فعالیت زراعی را به خود اختصاص داده و ۳۰/۸۵ درصد کشاورزان در این تناوب، زمین زراعی خود را به آیش می‌گذارند. در شرایط موجود، آیش گذاشتن اراضی کشاورزی صرفاً به دلیل کمبود آب است. به بیان دیگر، آیش گذاشتن زمین زراعی یک اجبار بوده و گزینه‌ای برای انتخاب نیست. همچنین، ۲۸/۸۸ درصد کشاورزان در تناوب زراعی گندم بنیان از غلات دیگر شامل ذرت و برنج استفاده می‌کنند. باقی‌مانده کشاورزان که ۴/۱۶ درصد آنان را تشکیل می‌دهند، نیز به محصولات متفرقه‌ای از قبیل گوجه‌فرنگی، یونجه، خرفه و هندوانه را در این تناوب جای می‌دهند. بر این اساس، ۲۸/۸۸ درصد کشاورزان در تناوب گندم بنیان، مجدداً به تولید محصولات هم‌گروه با گندم شامل ذرت و برنج می‌پردازند. بدین ترتیب، این دسته از کشاورزان با استفاده از گیاهان هم‌گروه در تناوب گندم در مقایسه با کشاورزانی که از گیاهان گروه‌های متفاوت در تناوب گندم استفاده می‌کنند، فشار بیشتری را بر توان حاصلخیزی خاک وارد می‌کنند (Karimi-Zarchi, 2017). سایر کشاورزان به‌نوعی از اعمال چنین فشاری بر منابع خاک پرهیز می‌نمایند.

جدول ۱- تحلیل توصیفی داده‌های گندمکاران نمونه مورد مطالعه در استان فارس

Table 1- Descriptive analysis of the wheat farmers' sample in Fars province

ویژگی‌های مورد مطالعه		حداقل	حداکثر	میانگین	انحراف معیار
ویژگی‌های جمعیت شناختی گندمکاران	بعد خانوار (نفر)	1	12	4.70	1.60
	سن (سال)	20	82	50.32	10.42
	میزان تحصیلات (سنوات تحصیل)	0	18	8.04	4.77
	متأهل بودن بهره‌بردار	-	-	439	-
	مرد بودن بهره‌بردار	-	-	455	-
	سرانه مخارج ماهانه خانواده (میلیون ریال)	0.50	233.33	5.83	11.56
	کشاورزی به‌عنوان شغل اصلی بهره‌بردار	-	-	431	-
	سابقه کشاورزی (سال)	2	65	26.90	12.23
ویژگی‌های واحدهای بهره‌برداری	میزان کل زمین زراعی (هکتار)	0.40	150	12.51	14.47
	تملک بهره‌بردار بر واحد بهره‌برداری	-	-	393	-
	تعداد تشکل‌های محلی دارای عضویت	0	3	1.05	0.59
	سطح زیر کشت گندم (هکتار)	0.20	50	8.32	8.16
	تناوب گیاهان دولپه[۱] با گندم	-	-	165	-
	تناوب غلات[۲] با گندم	-	-	132	-
	تناوب آیش با گندم	-	-	141	-
	تأمین آب از منابع آب زیرزمینی	-	-	339	-
	آبیاری غرقابی (کرتی و نواری)	-	-	408	-
	تعداد دفعات آبیاری (نوبت)	0	12	6.96	2.82
	مدار آبیاری (روز)	0	30	12.99	4.86
	اجرای عملیات خاک‌ورزی مرسوم	-	-	370	-
	مزرعه دارای خاک فشرده	-	-	267	-
	مزرعه دارای خاک مرطوب در زمان تهیه بستر	-	-	245	-
	اجرای عملیات تسطیح خاک	-	-	271	-

مأخذ: یافته‌های تحقیق ۱: شامل پنبه، کنجد، کلزا، چغندرقند، ماش، نخود، عدس و لوبیا ۲: شامل ذرت و برنج

بخش دیگری از اطلاعات جدول (۱) به ارائه اطلاعات مربوط به مدیریت آبیاری مزارع گندم استان فارس پرداخته است. بر اساس این بخش از اطلاعات، ۷۴/۱۸ درصد گندمکاران از منابع آب زیرزمینی و ۲۵/۸۲ درصد گندمکاران از منابع آب سطحی برای تأمین آب مزارع گندم استفاده می‌کنند. بدین ترتیب، منابع آب زیرزمینی، منبع اصلی تأمین آب مزارع گندم استان فارس را تشکیل می‌دهد. به‌طوری‌که ۸۵/۵۳ درصد گندمکاران از روش آبیاری غرقابی در قالب کرتی و نواری برای آبیاری مزارع گندم خود استفاده نموده و ۱۴/۴۷ درصد گندمکاران نیز از آبیاری تحت فشار (تیپ و بارانی) استفاده می‌کنند. بدین‌ترتیب، روش آبیاری مزارع گندم در استان فارس عمدتاً به‌صورت غرقابی (کرتی و نواری) است. حداقل، حداکثر و میانگین تعداد دفعات آبیاری مزارع گندم در استان فارس در یک فصل زراعی به ترتیب، صفر (دیم)، ۱۲ و ۶/۹۶ نوبت است. از نظر دور یا مدار آبیاری، میانگین دور آبیاری در مزارع گندم استان فارس ۱۲/۹۹ روز بوده و دور آبیاری از صفر روز (دیم) تا ۳۰ روز متغیر است. بدین ترتیب، بر اساس شاخص تعداد دفعات آبیاری، مزارع گندم استان فارس بر پایه کشت آبی شکل گرفته است؛ اما بر اساس شاخص مدار آبیاری، مزارع گندم استان فارس از کم‌آبی و خشک‌سالی رنج می‌برد (Niazi et al., 2005). بخش پایانی جدول (۱) اطلاعات مربوط به وضعیت تهیه بستر مزارع گندم استان فارس را نشان می‌دهد. بر اساس این بخش از اطلاعات، عملیات خاک‌ورزی مرسوم (گاوآهن برگردان‌دار به اضافه دیسک) با سهمی معادل ۸۰/۴۳ درصد موارد عملیات خاک‌ورزی، بیشترین استقبال را از سوی گندمکاران به خود اختصاص داده و عملیات بی‌خاک‌ورزی (کاشت بدون شخم) و عملیات کم‌خاک‌ورزی (استفاده از خاک‌ورز مرکب یا گاوآهن قلمی) توجه کمتر از ۲۰ درصد گندمکاران را به خود معطوف نموده است. لازم به ذکر است که مزارع ۵۸/۴۲ درصد از گندمکاران دارای خاک فشرده است. عملیات خاک‌ورزی مزارع گندم ۴۶/۳۹ درصد از گندمکاران در خاک خشک صورت گرفته و مزارع گندم ۴۰/۷۰ درصد از گندمکاران نیز مسطح است.

در ادامه تحلیل توصیفی داده‌های مزارع گندم استان فارس به‌منظور ایجاد شناخت نسبت به وضعیت مصرف کودهای نیتروژنه در مزارع گندم استان فارس، جدول (۲) به ارائه اطلاعات مربوط به مقایسه وضعیت مصرف کود نیتروژنه[۷] در زراعت گندم و کشت دوم در تناوب با گندم پرداخته است. به‌طورکلی، چهار وضعیت در مصرف هر یک از این کود قابل تصور است. وضعیت اول بیانگر مصرف کود در هر دو فعالیت زراعی است. وضعیت دوم نشان‌دهنده وضعیت مصرف کود در زراعت گندم و عدم مصرف آن در کشت دوم است. وضعیت سوم حاکی از مصرف کود در کشت در تناوب با گندم و عدم مصرف آن در کشت گندم است. وضعیت چهارم نیز نشان‌دهنده عدم مصرف کود در هر دو کشت است. بر اساس اطلاعات این جدول، آنچه در مصرف کودهای نیتروژنه متداول است، تمرکز بر مصرف این نوع کود در کشت گندم به‌عنوان کشت اصلی است. به‌طوری‌که ۹۶/۷۲ درصد بهره‌برداران صرف‌نظر از مصرف و یا عدم مصرف کود نیتروژنه در کشت دوم، به مصرف این نوع کود در کشت گندم مبادرت می‌ورزند. درعین‌حال، ۳۸/۹۵ درصد کشاورزان مصرف کود نیتروژنه در زراعت گندم و عدم مصرف آن در کشت دوم در تناوب با گندم را در دستور کار خود دارند. ذکر این نکته ضروری است که مصرف کود در کشت دوم و عدم مصرف آن در کشت گندم از استقبال بسیار اندکی در بین کشاورزان برخوردار است.

جدول ۲- وضعیت مصرف کود نیتروژنه در زراعت گندم و کشت دوم در تناوب با گندم در استان فارس

Table 2- Status of nitrogen fertilizer consumption in wheat cultivation and second crop in rotation with wheat in Fars province

وضعیت مصرف و نوع کود نیتروژنه مصرفی		تعداد کل مشاهدات	درصد فراوانی
وضعیت مصرف کود نیتروژنه در تناوب زراعی گندم بنیان	مصرف در هر دو کشت	264	57.77
	مصرف در گندم و عدم مصرف در کشت دوم	178	38.95
	مصرف در کشت دوم و عدم مصرف در گندم	8	1.75
	عدم مصرف کود در هر دو کشت	7	1.53
	جمع کل	457	100
نوع کود نیتروژنه مصرفی	اوره	439	96.27
	نیترات آمونیم	3	0.66
	کود کامل (۲۰، ۲۰،۲۰)	14(1)	3.07
	جمع	456	100
وضعیت مصرف کود نیتروزنه نسبت به میزان توصیه فنی (۱)	در سطح توصیه فنی	98	21.44
	کمتر از میزان توصیه فنی	222	48.58
	بیش از میزان توصیه فنی	137	29.98
	جمع کل	457	100

مأخذ: یافته‌های تحقیق ۱: معادل ۳۰۰ کیلوگرم کود اوره در هکتار

از نظر نوع کود مصرفی، بر اساس اطلاعات جدول (۲) اکثر قریب به اتفاق (۹۶/۲۷ درصد) گندمکاران کود اوره را مورد استفاده قرار می‌دهند. کمتر از یک درصد گندمکاران کود نیترات آمونیم را مصرف کرده و ۳/۰۷ درصد گندمکاران در راستای تأمین عناصر ماکرو (ازت، فسفر و پتاس) از کود کامل (۲۰، ۲۰، ۲۰) استفاده می‌کنند. لازم به ذکر است که کلیه گندمکارانی که به مصرف کود کامل می‌پردازند، این کود را در کنار یکی از دو نوع کود نیتروژنه اوره یا نیترات آمونیم مورد استفاده قرار می‌دهند. بر اساس اطلاعات جدول (۲)، صرفاً ۲۱/۸۸ درصد گندمکاران، به مصرف کودهای نیتروژنه در سطح توصیه فنی (معادل ۳۰۰ کیلوگرم کود اوره در هکتار) مبادرت ورزیده‌اند و اکثر (۷۸/۵۶ درصد) گندمکاران، میزان توصیه فنی مصرف کودهای نیتروژنه را رعایت نکرده‌اند. در این بین، ۴۸/۵۸ درصد گندمکاران استان، کودهای نتیروژنه را کم‌تر از میزان توصیه فنی و ۲۹/۹۸ درصد از گندمکاران به مصرف بیش از میزان توصیه فنی این کودها پرداخته‌اند. لازم به ذکر است که

۷ – به منظور پرهیز از حجم زیاد مقاله و با عنایت به این که این مطالعه، بررسی وضعیت مصرف بهینه کودهای نیتروژنه در زراعت گندم را هدف قرار داده است، ضمن پرداختن به وضعیت مصرف انواع کودها، تمرکز بر وضعیت مصرف کود نیتروژنه در گندم قرار گرفته و وضعیت مصرف این نوع کود در زراعت گندم با جزییات بیشتری ارایه شده است

میزان مصرف کود نیترات آمونیم و نیز میزان مصرف کود کامل، بر اساس درصد نیتروژن موجود در آن‌ها و میزان نیتروژن موجود در کودِ اوره، معادل‌سازی شده و میزان کود اوره مصرفی معادل آن در محاسبات لحاظ شده است.

جدول (۳) وضعیت مصرف کودهای نیتروژنه، فسفاته، پتاسه، ریزمغذی‌ها و کود حیوانی توسط گندمکاران در مزارع گندم استان فارس را نشان می‌دهد. بر اساس اطلاعات جدول یادشده، حداکثر مصرف کودهای نیتروژنه ۱۰۰۰ کیلوگرم در هکتار و میانگین مصرف آن ۲۷۸/۲۷ کیلوگرم (معادل‌سازی شده بر اساس کود اوره) در هکتار است. همچنین، حداکثر مصرف کودهای فسفاته ۴۰۰ کیلوگرم در هکتار و میانگین مصرف آن ۱۳۴/۱۸ کیلوگرم (معادل سازی شده بر اساس کود سوپرفسفات‌تریپل) در هکتار است. حداکثر میزان مصرف کود پتاسه ۴۰۰ کیلوگرم و میانگین مصرف آن ۳۱/۴۷ کیلوگرم (معادل‌سازی شده بر اساس کود سولفات پتاسیم) در هکتار است. علاوه بر آن، ۴۰/۹۲ درصد گندمکاران استان مصرف ریزمغذی‌ها را در دستور کار خود قرار داده‌اند. حداکثر میزان مصرف ریزمغذی‌ها ۶۰ کیلوگرم/لیتر و میانگین مصرف آن ۳/۹۷ کیلوگرم/لیتر در هکتار است. در زمینه مصرف کود حیوانی، ۳۰/۶۳ درصد گندمکاران استان مصرف این کود را در دستور کار خود قرار داده‌اند. حداکثر میزان مصرف کود حیوانی ۷۰ تن و میانگین مصرف آن ۳/۶۷ تن در هکتار است. بخش دیگر جدول (۳) حداقل، حداکثر، میانگین و انحراف معیار مصرف انواع کودها را در بین کشاورزان در زراعت دوم در تناوب با گندم را نشان می‌دهد. بر اساس این اطلاعات، مصرف کودهای نیتروژنه (معادل‌سازی شده بر اساس کود اوره) تا ۱۲۰۰ کیلوگرم در هکتار، مصرف کودهای فسفاته (معادل‌سازی شده بر اساس کود سوپر فسفات تریپل) تا ۶۰۰ کیلوگرم در هکتار، مصرف کودهای پتاسه (معادل‌سازی شده بر اساس کود سولفات پتاسیم) تا ۵۰۰ کیلوگرم در هکتار می‌رسد. میانگین مصرف کودهای یادشده به ترتیب، ۱۸۹/۳۲، ۹۱/۶۰ و ۲۴/۲۲ کیلوگرم در هکتار است. علاوه بر آن، انحراف معیار میزان مصرف کودهای یادشده در کشت دوم در تناوب با گندم، مانند انحراف معیار میزان مصرف این کودها در زراعت گندم، بالاست. این موضوع نشان از وجود عدم وحدت رویه در میزان مصرف این کودها دارد.

جدول ۳- وضعیت مصرف انواع کودها در کشت گندم و کشت دوم در تناوب با گندم در استان فارس

Table 3- Fertilizer usage status in wheat cultivation and second crop in rotation with wheat in Fars province

نوع کشت	نوع کود	واحد اندازه‌گیری	حداقل	حداکثر	میانگین	انحراف معیار
کشت گندم	کود نیتروژنه	کیلوگرم در هکتار کود اوره	0	1000	278.27	129.10
	کود فسفاته	کیلوگرم در هکتار کود سوپر فسفات تریپل	0	400	134.18	85.85
	کود پتاسه	کیلوگرم در هکتار کود سولفات پتاسیم	0	400	31.47	60.25
	ریزمغذی‌ها	کیلوگرم/لیتر در هکتار(۱)	0	60	3.96	7.74
	کود حیوانی	تن در هکتار کود گاوی	0	70	3.67	9.48
کشت دوم در تناوب با گندم	کود نیتروژنه	کیلوگرم در هکتار کود اوره	0	1200	189.32	211.32
	کود فسفاته	کیلوگرم در هکتار کود سوپر فسفات تریپل	0	600	91.60	104.70
	کود پتاسه	کیلوگرم در هکتار کود سولفات پتاسیم	0	500	24.22	55.78
	ریزمغذی‌ها	کیلوگرم/لیتر در هکتار(۱)	0	85	2.98	8.30
	کود حیوانی	تن در هکتار کود گاوی	0	60	2.07	7.69

مأخذ: یافته‌های تحقیق ۱) به دلیل تنوع بسیار بالا، امکان معادل‌سازی وجود نداشت و جمع کل ارائه شده است

اثرات نهایی مدل توبیت برای کود شیمیایی نیتروژنه

جدول (۴) نتایج برآورد اثرات نهایی مدل توبیت برای مصرف کودشیمیایی نتیروژنه در مزارع گندم استان فارس را ارائه کرده است. بر اساس این نتایج، موقعیت جغرافیایی، ویژگی‌های جمعیت‌شناختی گندمکاران، ویژگی‌های واحدهای بهره‌برداری، نوع تناوب، ماهیت عملیات خاک‌ورزی، نحوه عرضه محصول به بازار در قالب نوع خریدار محصولات و میزان مصرف کودها در فعالیت زراعی موجود در تناوب گندم بنیان از عوامل مؤثر در مصرف بهینه کود شیمیایی نیتروژنه در کشت گندم می‌باشند. لازم به ذکر است که مدل برآورد شده بدلیل وجود مشاهدات سانسور شده سمت راست و سمت چپ، مدل سانسور شده دو طرفه بوده و بر اساس مقدار ضریب تعیین مادالا که برابر ۰/۳۷ است، از برازش کلی مناسبی برخوردار است. در ادامه، بر اساس ستون رتبه تأثیر، عوامل مؤثر بر مصرف بهینه مورد تحلیل قرار گرفته‌اند.

جدول ۴- نتایج برآورد اثرات نهایی مدل توبیت برای مصرف کودشیمیایی نتیروژنه در مزارع گندم استان فارس

Table 4- The results of estimating the final effects of the Tobit model for the use of nitrogenous chemical fertilizers in the wheat fields of Fars province

متغیرهای مستقل مدل		مقدار اثر نهایی	آماره Z	سطح معنی‌داری (P>|Z|)	رتبه تأثیر
موقعیت جغرافیایی	شهرستان لار=۱، سایر=۰	26.12	3.83	0.00	4
	شهرستان داراب=۱، سایر=۰	29.19	4.04	0.00	2
	شهرستان مرودشت=۱، سایر=۰	17.99	2.66	0.00	7
ویژگی‌های جمعیت شناختی گندمکاران	بعد خانوار (نفر)	2.31	2.04	0.04	13
	سن (سال)	0.58	2.43	0.01	15
	میزان تحصیلات (سال)	1.50	3.90	0.00	14
	وضعیت تأهل (متأهل=۱، مجرد=۰)	20.25	2.12	0.03	6
ویژگی‌های واحدهای بهره‌برداری	نوع بهره‌برداری (کاملاً ملکی=۱، سایر=۰)	16.19	3.16	0.00	8
	عضویت تشکل‌های محلی (تعداد تشکل)	-5.16	-1.80	0.07	12
تناوب غالب کشت با گندم	گیاهان دولپه=۱، سایر=۰	14.41	1.79	0.07	9
	آیش=۱، سایر=۰	25.94	2.99	0.00	5
	غلات=۱، سایر=۰	9.92	1.21	0.22	10
مدیریت عملیات تهیه بستر و خاک‌ورزی	وضعیت رطوبت خاک در عملیات خاک‌ورزی (خاک مرطوب=۱، خشک=۰)	9.13	2.75	0.00	11
نوع خریدار	دولتی=۱، غیردولتی=۰	26.28	3.02	0.00	3
میزان مصرف کودها در فعالیت زراعی در تناوب با گندم	کود نیتروژنه (کیلوگرم در هکتار)	0.05	4.60	0.00	17
	کود فسفاته (کیلوگرم در هکتار)	0.04	1.99	0.04	18
	ریزمغذی‌ها (کیلوگرم/لیتر در هکتار)	0.35	1.62	0.10	16
مقدار ثابت مدل		299.14	1492.25	0.00	1
معکوس نسبت میلز			-399.52		
مقدار ضریب تعیین مادالا			0.37		
تعداد مشاهدات سانسور شده سمت چپ			222		
تعداد مشاهدات سانسور نشده			98		
تعداد مشاهدات سانسور شده سمت راست			137		
تعداد کل مشاهدات			457		

مأخذ: یافته‌های تحقیق

ویژگی‌های جمعیت شناختی بهره‌برداران مؤثر بر میزان مصرف بهینه کودهای نیتروژنه

در جدول (۴) از مجموع متغیرهای بیانگر جمعیت شناختی بهره‌برداران چهار متغیر شامل بعد خانوار، سن، میزان تحصیلات و وضعیت تأهل به‌عنوان متغیرهای تأثیرگذار بر میزان مصرف بهینه کودهای نیتروژنه از نظر آماری معنی دارشده‌اند. بر اساس اطلاعات ستون رتبه تأثیر، وضعیت تأهل دارای رتبه ششم بوده و متغیرهای بعد خانوار، سن و میزان تحصیلات به ترتیب رتبه‌های سیزدهم تا پانزدهم را به خود اختصاص داده‌اند. در این راستا مطالعه شیروانیان و ترکمانی (Shirvanian & Torkamani, 2011) در بررسی رابطه بین فقر گریزی و ریسک گریزی جامعه روستایی استان فارس نشان‌دهنده غالب بودن رفتار ریسک گریزی در جامعه روستایی است. این ریسک گریزی با افزایش بعد خانوار، افزایش سن بهره‌برداران و نیز متأهل شدن بهره‌برداران افزایش می‌یابد.

از نظر میزان تأثیر، متأهل بودن گندمکاران، به طور میانگین مصرف کودهای نیتروژنه را به میزان ۲۰/۲۵ کیلوگرم در هکتار به سمت مصرف بهینه متمایل می‌کند. بر این اساس،

گندمکاران متأهل نسبت به گندمکاران مجرد به میزان ۲۰/۲۵ کیلوگرم در هکتار کودهای نیتروژنه را به‌صورت بهینه‌تر مصرف می‌نمایند. این موضوع به دلیل محدودیت بیشتر گندمکاران متأهل با محدودیت منابع مالی است که به ناچار آن‌ها را به تخصیص منطقی‌تر منابع مالی در مصرف نهاده‌ها از جمله کودهای نیتروژنه سوق می‌دهد (Shirvanian & Najafi, 2021). همچنین، در ادامه از میان ویژگی‌های جمعیت شناختی بهره‌برداران رتبه بعدی تأثیر، مربوط به بعد خانوار است. بدین ترتیب که با افزایش یک نفر به جمعیت خانواده گندمکاران به‌طور میانگین میزان مصرف این کود به میزان ۲/۳۱ کیلوگرم تمایل به بهینه شدن دارد. این موضوع در خصوص میزان تحصیلات معادل ۱/۵۰ کیلوگرم در هکتار است. همچنین در زمینه سن بهره‌برداران، یک واحد افزایش در سن گندمکاران، میزان مصرف کود شیمیایی را به میزان ۰/۵۸ کیلوگرم در هکتار بهینه خواهد کرد.

ویژگی‌های واحد بهره‌برداری مؤثر بر میزان مصرف بهینه کودهای نیتروژنه

در جدول (۴) از مجموع متغیرهای بیانگر ویژگی‌های واحد بهره‌برداری چهار متغیر شامل موقعیت جغرافیایی مزرعه، نوع بهره‌برداری، نحوه عرضه محصول به بازار در قالب نوع خریدار محصولات و تعداد تشکل‌های محلی عضو به‌عنوان متغیرهای تأثیرگذار بر میزان مصرف بهینه کودهای نیتروژنه از نظر آماری معنی‌دار شده‌اند. بر اساس اطلاعات ستون رتبه تأثیر، رتبه دوم، چهارم و هفتم به موقعیت جغرافیایی اختصاص دارد. بدین ترتیب، در مجموع می‌توان بیشترین نقش را به موقعیت جغرافیایی اختصاص داد. چنانکه قبلاً بیان شد بر اساس مطالعات حاتمی بهمن بیگلو و خوشحال دستجردی (Hatami Bahman Beyglou & Khoshhal Dastjerdi, 2010) و حاتمی بهمن بیگلو و همکاران (Hatami Bahman Biglou et al., 2011) استان فارس دارای اقلیم‌های پنج گانه شامل اقلیم بسیار گرم و خشک، اقلیم گرم و نسبتاً خشک، اقلیم معتدل و مرطوب، اقلیم گرم و نیمه مرطوب و اقلیم سرد و خشک است. در این راستا، مصرف کود نیتروژنه در اقلیم سرد و خشک (شهرستان اقلید بر اساس مقدار ثابت مدل) دارای بیشترین نقش در مصرف بهینه کودهای نیتروژنه بوده، پس از آن، مناطق گرم و نسبتاً خشک (شهرستان داراب)، مناطق بسیار گرم و خشک (شهرستان لار) و مناطق معتدل و مرطوب (شهرستان مرودشت) قرار دارند. بدین ترتیب، می‌توان دریافت که خشکی اقلیم در مصرف بهینه کودهای نیتروژنه دارای نقش بسزایی است؛ اما در مواردی که اقلیم تمایل به مرطوب شدن دارد، درصورتی‌که از گرمای هوا کاسته شود و به سمت معتدل شدن حرکت کند، می‌تواند در مصرف بهینه مؤثر باشد؛ اما درصورتی‌که اقلیم گرم باشد، مرطوب شدن اقلیم نمی‌تواند در مصرف بهینه کودهای نیتروژنه ایفای نقش کند. در خصوص میان تأثیر اقلیم‌های مختلف، نتایج بیانگر آن است که کشت گندم در اقلیم گرم و نسبتاً خشک، گرم و خشک و معتدل و مرطوب به ترتیب به‌طور میانگین به میزان ۲۹/۱۹، ۲۶/۱۲ و ۱۷/۹۹ کیلوگرم در هکتار منجر به تغییر در مصرف کود نیتروژنه در راستای بهینه‌سازی است.

متغیر بیانگر نوع بهره‌برداری بر اساس اطلاعات ستون رتبه تأثیر، با مقدار ضریب ۱۶/۱۹ رتبه هشتم را در بین مجموعه عوامل مؤثر بر مصرف بهینه کودهای نیتروژنه به خود اختصاص داده است. با عنایت به مقدار ضریب این متغیر، چنانچه گندمکاران بتوانند تملک واحد زراعی را به خود اختصاص دهند به میزان ۱۶/۱۹ کیلوگرم در هکتار می‌توان انتظار داشت که مصرف کودهای نیتروژنه تمایل به بهینه شدن داشته باشد.

بر اساس اطلاعات جدول (۴)، نحوه عرضه محصول به بازار در قالب نوع خریدار محصولات با مقدار ضریب ۲۶/۲۸ سومین عامل اساسی در راستای بهینه‌سازی مصرف کود نیتروژنه در مزارع گندم است. بدین ترتیب که با ورود تشکل‌های محلی غیردولتی تحت نظارت دولت شامل شرکت‌های تعاونی به‌جای خریداران محلی، در امر تهیه و توزیع کودهای شیمیایی، به‌طور میانگین به میزان ۲۶/۲۸ کیلوگرم تغییر در مصرف کود نیتروژنه در راستای بهینه‌سازی صورت می‌گیرد. این موضوع به دلیل ارتباط تعریف‌شده شرکت‌های تعاونی خریدار گندم کشاورزان با شرکت خدمات حمایتی استان در دریافت نهاده‌های کشاورزی به‌ویژه کودهای شیمیایی است. به‌طوری‌که شرکت خدمات حمایتی، بر اساس میزان توصیه فنی سازمان جهاد کشاورزی به توزیع کود بین شرکت‌های تعاونی می‌پردازد. شرکت‌های تعاونی نیز به دلیل نظارت دولت، بر همین مبنا به توزیع کود بین بهره-برداران می‌پردازند، لذا با ورود تشکل‌های محلی غیردولتی تحت نظارت دولت، به موضوع خرید محصول در قالب شرکت‌های تعاونی و توزیع کود بر اساس توصیه فنی، تمایل به بهینه‌سازی در مصرف کودهای شیمیایی بین گندمکاران افزایش می‌یابد.

از سوی دیگر باید به این موضوع مهم توجه نمود که از میان عوامل مؤثر معنی‌دار شده در مدل، فقط یک عامل دارای تأثیر منفی بر بهینه‌سازی مصرف کودهای نیتروژنه است. این عامل که در زمره ویژگی‌های واحد بهره‌برداری است، تعداد عضویت‌های گندمکاران در تشکل‌های محلی است. مقدار ضریب این ۵/۱۶ و علامت آن منفی است. بر این اساس، هرچند عضویت کشاورزان در تشکل‌های محلی امری مطلوب است اما عضویت آنان در تشکل‌های متعدد عامل نامطلوب در مصرف بهینه کودهای نیتروژنه است. به‌طوری‌که با یک عضویت گندمکاران در یک تشکل بیشتر، به میزان ۵/۱۶ کیلوگرم در هکتار مصرف کودهای نیتروژنه از مصرف بهینه فاصله می‌گیرد. این موضوع، می‌تواند ناشی از موازی کاری تشکل‌های محلی در زمینه دسترسی گندمکاران به نهاده‌های کشاورزی باشد. بدین-ترتیب که با عضویت هر چه بیشتر گندمکاران در تشکل‌های محلی، امکان دسترسی بیشتری به کود فراهم می‌گردد یا این که توصیه‌های بعضاً متفاوت و متناقض در خصوص میزان مصرف بهینه کود دریافت می‌کنند. این موضوع به نوبه خود می‌تواند منجر به مصرف بیشتر آن نسبت به میزان بهینه گردد.

ویژگی‌های اختصاصی فعالیت زراعی گندم

در جدول (۴) از مجموع متغیرهای بیانگر ویژگی‌های اختصاصی فعالیت زراعی گندم سه گروه از متغیرها شامل نوع تناوب غالب، وضعیت رطوبت خاک در عملیات خاکورزی و میزان مصرف کودها در فعالیت زراعی موجود در تناوب با گندم به‌عنوان متغیرهای تأثیرگذار بر میزان مصرف بهینه کودهای نیتروژنه از نظر آماری معنی‌دار شده‌اند. بر اساس اطلاعات ستون رتبه تأثیر، متغیرهای بیانگر نوع تناوب غالب دارای رتبه‌های پنجم، نهم و دهم بوده، متغیر وضعیت رطوبت خاک در عملیات خاکورزی دارای رتبه یازدهم بوده و متغیرهای بیانگر میزان مصرف کودها در فعالیت زراعی موجود در تناوب با گندم رتبه-های شانزدهم تا هیجدهم را به خود اختصاص داده‌اند.

در بین متغیرهای بیانگر نوع تناوب غالب با کشت گندم، بالاترین رتبه مربوط به متغیر آیش زمین زراعی با مقدار ضریب ۲۵/۹۴ و رتبه تأثیر پنج است. بر این اساس، به آیش گذاشتن زمین زراعی در تناوب گندم بنیان، به‌طور میانگین به میزان ۲۵/۹۴ کیلوگرم در هکتار به تغییر در مصرف کود نیتروژنه در راستای بهینه‌سازی کمک می‌کند. این موضوع بدان علت است که به آیش گذاشتن زمین زراعی در بین کشاورزان به‌منزله استراحت زمین زراعی است و چنین زمینی نیاز چندانی به تغذیه ندارد؛ اما باید توجه داشت که آیش یک انتخاب داوطلبانه بین گندمکاران نبوده و گندمکاران به دلیل محدودیت آب مجبور به اعمال آن در تناوب زراعی می‌باشند. بر این اساس، نتایج مربوط به فعالیت زراعی در تناوب با گندم نشان می‌دهد که در شرایطی که امکان تأمین آب زراعی وجود داشته باشد و ضرورتی برای آیش گذاشتن اراضی زراعی وجود نداشته باشد، کاشت گیاهان دولپه به میزان ۱۴/۴۱ کیلوگرم در هکتار و کاشت غلات به میزان ۹/۹۲ کیلوگرم در هکتار می‌توان به بهینه‌سازی در مصرف بهینه کودهای نیتروژنه مساعدت نماید.

موضوع مهم دیگر در ویژگی‌های اختصاصی فعالیت زراعی گندم که می‌تواند بهینه‌سازی مصرف کود نیتروژنه را هدف قرار دهد، توجه به مدیریت عملیات تهیه بستر است. بدین ترتیب که گندمکارانی که به انجام عملیات خاک‌ورزی در شرایط مناسب رطوبت خاک می‌پردازند به میزان ۹/۱۳ کیلوگرم کود نیتروژنه را به‌صورت بهینه‌تری مصرف می‌کنند.

در نهایت، در بین ویژگی‌های اختصاصی فعالیت زراعی گندم و نیز در میان کلیه عوامل مؤثر در بهینه‌سازی مصرف کودهای نیتروژنه، کمترین نقش مربوط به مصرف انواع کودها در فعالیت زراعی در تناوب با کشت کندم است. به‌طوری‌که افزایش یک واحد در مصرف ریزمغذی‌ها، کودهای نیتروژنه و کودهای فسفاته در کشت محصول زراعی موجود در تناوب زراعی گندم بنیان، به ترتیب به میزان ۰/۳۵، ۰/۰۵ و ۰/۰۴ کیلوگرم در هکتار، بهینه‌سازی در مصرف کودهای نیتروژنه در زراعت گندم مورد انتظار است.

نکته قابل تأمل در ویژگی‌های اختصاصی فعالیت زراعی گندم نتایج مربوط به تأثیر مدیریت منابع آب‌وخاک است. نتایج مربوط به مدیریت منابع آب در سطح مزرعه نشان می‌دهد که هیچ یک از متغیرهای لحاظ شده در خصوص منابع آب از قبیل نوع منبع تأمین آب، روش آبیاری، تعداد دفعات آبیاری و مدار آبیاری تأثیری در مصرف بهینه کودهای نیتروژنه ندارند. از میان متغیرهای لحاظ شده در خصوص مدیریت منابع خاک، نتایج نشان داد نوع عملیات خاک‌ورزی، وضعیت فشردگی خاک مزرعه و وضعیت تسطیح مزرعه تأثیری بر مصرف بهینه کودهای نیتروژنه ندارند. علاوه بر آن، مصرف انواع کودها در زراعت گندم نیز تأثیری بر مصرف بهینه کودهای نیتروژنه در این زراعت ندارند.

نتیجه‌گیری و پیشنهادها

نتایج مربوط به میزان مصرف کودهای نیتروژنه در مزارع گندم استان فارس نشان می‌دهد اکثر (۷۸/۵۶ درصد) گندمکاران سطح توصیه فنی مصرف کودهای نیتروژنه را رعایت نکرده‌اند. منطبق با دیدگاه طرازکار و بهجت (Tarazkar & Behjat, 2007) و کریمیان (Karimian, 2012) بوده و بیانگر آن است که مبنا و چارچوب قابل قبول علمی در زمینه الگوی مصرف بهینه کودهای نیتروژنه در بین گندمکاران استان فارس وجود ندارد. در خصوص ماهیت عدم رعایت توصیه فنی نتایج نشان داد که ۴۸/۵۸ درصد گندمکاران استان به مصرف کودهای نتیروژنه کم‌تر از میزان توصیه فنی و ۲۹/۹۸ درصد از گندمکاران به مصرف بیش از میزان توصیه فنی این کودها پرداخته‌اند. این نتیجه با نتایج مطالعه حاجی‌میررحیمی و یزدیان (Hajimirrahimi & Yazdian, 2008) و مطالعه طهرانی و همکاران (Tehrani et al., 2012) همسو است. بدین‌ترتیب که مطالعه حاجی‌میررحیمی و یزدیان (Hajimirrahimi & Yazdian, 2008) نشان دادند مزارع گندم ایران با عدم تعادل در نسبت عناصر غذایی مصرفی کودهای شیمیایی مواجه است. همچنین، طهرانی و همکاران (Tehrani et al., 2012) در مطالعه خود نشان دادند که مصرف کودهای شیمیایی در ایران با چالش زیاد مصرفی یا کم مصرفی مواجه است. لذا به پیروی از طهرانی و همکاران (Tehrani et al., 2012) سیاست استفاده بهینه در قالب مصرف متناسب با نیاز خاک و گیاه همچنان باید سیاست محوری در مصرف کودهای شیمیایی باشد. در راستای سیاست استفاده بهینه از کودهای شیمیایی، نتایج نشان می‌دهد موقعیت جغرافیایی مزرعه از جمله ویژگی‌های واحد بهره‌برداری مؤثر بر میزان مصرف بهینه کودهای نیتروژنه است. بر این اساس با توجه به تنوع اقلیمی استان فارس (Hatami Bahman Beyglou & Khoshhal Dastjerdi, 2010 and Hatami Bahman Biglou et al., 2011) ضروری است در برنامه بهینه‌سازی مصرف کودهای شیمیایی، به شرایط اقلیمی هر منطقه توجه گردد. نتایج مربوط به فعالیت زراعی در تناوب با گندم نشان می‌دهد که آیش اراضی زراعی مهم‌ترین عامل در مصرف بهینه کودهای نیتروژنه است. البته باید عنایت داشت که در شرایط موجود، آیش گذاشتن اراضی کشاورزی صرفاً به دلیل کمبود آب است. در شرایطی که امکان تأمین آب زراعی وجود داشته باشد و ضرورتی برای آیش گذاشتن اراضی زراعی وجود نداشته باشد، کاشت گیاهان دولپه تأثیر بیشتری نسبت به کاشت غلات در مصرف بهینه کودهای نیترونه دارد. در این راستا کریمی زارچی (Karimi-Zarchi, 2017) نشان داد که نیاز کودی مزرعه گندم به کود نیتروژنه در تناوب گندم بنیان دارای کشت گیاهان دولپه کمتر از نیاز کودی مزرعه گندم به این کود در تناوب گندم بنیان دارای کشت قبلی از خانواده غلات، است. این امر بدان علت است که کاشت گیاه دولپه موجب افزایش نیتروژن خاک شده و در نتیجه کاهش نیتروژن مورد نیاز کشت گندم را در پی دارد. علاوه بر آن، در زمینه مصرف کودها در فعالیت زراعی موجود در تناوب با گندم نتایج نشان داد که مصرف اغلب کودها در فعالیت زراعی موجود در تناوب با گندم، موجب مصرف بهینه کودهای نیتروژنه در زراعت گندم می‌گردد. بدین ترتیب، تمرکز بر مدیریت مصرف کودهای شیمیایی در کل تناوب زراعی نیز عاملی در راستای مصرف بهینه کودهای نیتروژنه در زراعت گندم خواهد بود.

نکته حایز اهمیت در نتایج این مطالعه، عدم ایفای نقش شاخص‌های مدیریت منابع آبی در سطح مزرعه در مصرف بهینه کودهای نیتروژنه، عدم ایفای نقش مدیریت آب در مزرعه در مصرف بهینه این کودهاست. این در حالی است که نتایج مطالعه واعظی و همکاران (Vaezi et al., 2002) و کریمی و همکاران (Karimi et al., 2006) نشان دادند که رویکرد کود-آبیاری که عبارت از مصرف کود با آب آبیاری در طی دوره رشد گیاه است، نقشی مهم در افزایش کارآیی مصرف این دو نهاده دارد. در این رویکرد امکان مصرف نوبتی عناصر غذایی بر اساس نیاز گیاه در طول دوره رشد فراهم شده و بدین‌ترتیب از هدر رفت کود به میزان قابل ملاحظه‌ای کاسته شده و کارایی مصرف آن افزایش می‌یابد (Ziaeyan, 2012). بر این اساس، پیشنهاد می‌شود از ظرفیت موجود در این رویکرد در جهت بهینه‌سازی مصرف کودهای نیتروژنه استفاده لازم به عمل آید.

همچنین، نتایج نشان داد مدیریت منابع خاک و عملیات تهیه بستر در مصرف بهینه کودهای نیتروژنه، نقش بسیار کمرنگی ایفا می‌کند. این در حالی است که روش‌های خاک‌ورزی با تأثیر بر خصوصیات خاک ممکن است توزیع خاصی از عناصر غذایی را در خاک باعث شوند. این موضوع می‌تواند در مدیریت کوددهی و مصرف بهینه کودهای نیتروژنه نقش اساسی داشته باشد (Mousavi-Fazl et al., 2005). بر این اساس، توصیه می‌گردد از پتانسیل مدیریت منابع خاک در بهینه‌سازی مصرف کودهای نیتروژنه استفاده لازم به عمل آید.

از سوی دیگر نتایج نشان داده است که دانش بومی موجود بین بهره‌برداران (سابقه کشاورزی و سابقه کاشت گندم) رویکردی مناسب برای مصرف بهینه کودهای نیتروژنه در زراعت گندم نیست. به‌منظور اصلاح دانش بومی، تمرکز بر آموزش می‌تواند در دستور کار قرار گیرد. در این راستا نتایج نشان داد که میزان تحصیلات بهره‌بردارن به‌عنوان ویژگی جمعیت شناختی در مصرف بهینه کودهای نیتروژنه می‌تواند نقش داشته باشد. علاوه بر آن بر اساس نتایج، کمبود آموزش رسمی در بین گندمکاران استان فارس کاملاً مشهود است. این در حالی است که بیدو-فورسن (Baidu-Forson, 1999) نشان داد تا زمانی که بهره‌برداران نسبت به موضوعی آگاهی نداشته باشند، نمی‌توان از آنان انتظار رفتار مناسب و منطقی داشت. لذا بر اساس دیدگاه لیو و همکاران (Liu et al., 2009) و آجول (Ajewole, 2010) تمرکز بر آموزش غیررسمی در قالب شیوه‌های مختلف آموزش بهره‌برداران و ارائه فعالیت‌های ترویجی به گندمکاران، علاوه بر هدایت فنی و آموزش نکات علمی، شناخت و درک مناسب گندمکاران نسبت به پیامدهای درازمدت مصرف کودها را نیز در پی خواهد داشت. بر این اساس، در راستای ارتقای سطح دانش گندمکاران به‌منظور هدایت آنان به سمت مصرف بهینه کودهای شیمیایی، تمرکز بر آموزش غیررسمی بهره‌برداران به‌عنوان پیشران توصیه می‌گردد. در این راستا، به‌منظور اثربخشی هر چه بیشتر آموزش با عنایت به نتایج مطالعه به نظر می‌رسد تمرکز بر گندمکاران دارای خانواده‌های با جمعیت بیشتر، بهره‌برداران میان‌سال به بالا، بهره‌برداران دارای تحصیلات بالاتر، بهره‌برداران مرد، دارای مالکیت شخصی، می‌تواند اثربخشی بالاتری را در راستای بهینه‌سازی مصرف کودهای نیتروژنه به همراه داشته باشد. بر اساس نتایج مطالعه، در تدوین محتوای آموزشی در فرآیند آموزش نیز بر کشت گیاهان دولیه در تناوب با گندم، توجه به اصول مدیریت آب در مزرعه، توجه به اصول تهیه بستر و انجام عملیات مناسب خاک‌ورزی در دستور کار قرار گیرد.

در یک جمع‌بندی از نتایج این مطالعه آنچه می‌توان بیان نمود این است که هرچند استفاده از کودهای شیمیایی در مزارع گندم امری اجتناب‌ناپذیر است، اما مبنا و چارچوب قابل‌قبول علمی در زمینه الگوی مصرف بهینه کودهای نیترونه در بین گندمکاران استان فارس وجود ندارد. لذا سیاست استفاده بهینه در قالب مصرف متناسب با نیاز خاک و گیاه همچنان باید سیاست محوری در مصرف کودهای نیترونه باشد. با عنایت این موضوع، بر اساس نتایج مطالعه پیشنهادهای زیر در مدیریت مصرف این کودهای در مزارع گندم استان فارس ارائه می‌گردد:

۱. با عنایت به کمبود آموزش رسمی در بین گندمکاران و عدم تأثیر معنی‌دار دانش بومی بهره‌برداران در مصرف بهینه کودهای نیتروژنه از یک طرف و از طرف دیگر تأیید تأثیر میزان تحصیلات بهره‌بردارن به‌عنوان ویژگی جمعیت شناختی در این زمینه، به‌منظور هدایت بهره‌برداران به سمت مصرف بهینه کودهای نیتروژنه، آموزش غیررسمی بهره‌برداران به‌عنوان پیشران، در کانون توجه قرار گیرد.

۲. در فرآیند آموزش بهره‌برداران، تمرکز بر گندمکاران دارای خانواده‌های با جمعیت بیشتر، بهره‌برداران میان‌سال به بالا، بهره‌برداران دارای تحصیلات بالاتر و بهره‌برداران دارای مالکیت شخصی می‌تواند اثربخشی بالاتری را در راستای بهینه‌سازی مصرف کودهای نیتروژنه به همراه داشته باشد.

۳. در تدوین محتوای آموزشی در فرآیند آموزش بهره‌بردارن، توجه به اصول مدیریت آب در مزرعه به‌ویژه رویکرد کود-آبیاری، توجه به مدیریت منابع خاک از جمله ایجاد فرهنگ انجام آزمون خاک قبل از شروع فعالیت زراعی، رعایت اصول تهیه بستر، تمرکز بر کشت گیاهان دولپه در تناوب با گندم و بهینه‌سازی مصرف انواع کودها در کل تناوب زراعی در دستور کار قرار گیرد.

۴. ضمن تقویت تشکل‌های محلی در ایفای نقش در خرید گندم و تشویق کشاورزان به عضویت در تشکل‌های محلی توجه شود که از عضویت هر یک از کشاورزان در چندین تشکل پرهیز شود.

Reference

1. Adesina, A.A., (1996). Factors affecting the adoption of fertilizers by rice farmers in côte d'ivoire. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, *46*(1), 29-39.
2. Ajewole, O., (2010). Farmers' response to adoption of commercially available organic fertilizers in oyo state, nigeria. *African Journal of Agricultural Research*, *5*, 2497-2503 .
3. AJOFP. (2020). *Statistics of fars province agricultural sector in 2019*. Information Technology Statistics and Network Equipment Statistics, Agricultural Jihad Organization of Fars Province. (in Persian)

4. Amiri, A., Zare Mehrjerdi, Y., Jalalimanesh, A., & Sadegheih, A., (2020). A system dynamics analysis of factors affecting the sustainability of wheat production system. *Journal of Production and Operations Management*, *11*(2), 1-26. (in Persian)
5. Anang, B.T., Amesimeku, J., & Fearon, J., (2021). Drivers of adoption of crop protection and soil fertility management practices among smallholder soybean farmers in tolon district of ghana. *Heliyon*, *7*(5), 1-7.
6. Anastasopoulos, P.C., Tarko, A.P., & Mannering, F.L., (2008). Tobit analysis of vehicle accident rates on interstate highways. *Accident Analysis & Prevention*, *40*(2), 768-775.
7. Baidu-Forson, J., (1999). Factors influencing adoption of land-enhancing technology in the sahel: Lessons from a case study in niger. *Agricultural Economics*, *20*(3), 231-239 .
8. Bakhshoodeh, M., (2010). Impacts of world prices transmission to domestic rice markets in rural iran. *Food Policy*, *35*, 12-19 .
9. Cong, R., (2000). Marginal effects of the tobit model. *Stata Technical Bulletin*, *56*, 27-34. (Stata Technical Bulletin, 10: 189-197 .College Station, TX: Stata Press).
10. Elsner, K., (1999). *Analysis russian food expenditure using micro data*. Institute of Agricultural Development in Central and Eastern Europe (IAMO).
11. Ernest, B.A., Joseph, A.A., & Gideon, D.A., (2018). Determinants of fertilizer adoption among smallholder cocoa farmers in the western region of ghana. *Cogent Food and Agriculture*, *4*(1), 1-10 .
12. Fotouhi, H., Del-Afrooz, N., & Siavash-Moghadam, S., (2003). *Economic study of chemical fertilizer use in rice fields of guilan province* 4th Iranian Agricultural Economics Conference, Karaj. (in Persian)
13. Freeman, H.A., & Omiti, J.M., (2003). Fertilizer use in semi-arid areas of kenya: Analysis of smallholder farmers' adoption behavior under liberalized market. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, *66*, 23-31 .
14. Greene, W.H., (2008). *Econometric analysis* (6th ed.). Prentice Hall .
15. Gundimeda, H., & Kohlin, G., (2008). Fuel demand elasticities for energy and environmental policies: Indian sample survey evidence. *Energy Economics*, *30*, 517-546 .
16. Hajimirrahimi, S.D., & Yazdian, Y., (2008). Investigation of effective parameters on innovation adoption of "soil test" by cereal planters in qom province. *New Findings in Agriculture*, *2*(6), 200-214. (in Persian)
17. Hatami Bahman Beyglou, K., & Khoshhal Dastjerdi, J., (2010). Climatic regions of fars province. *Geographic Space*, *10*(32), 135-150. (in Persian)
18. Hatami Bahman Biglou, K., Mustamand, R., & Zare, K., (2011). Climate zoning of fars province. *Growth of Geography Education*, *25*(4), 46-51. (in Persian)
19. Jafarnejadi, A.R., Moezi, A.A., Mousavi Fazl, S.M.H., & Sayyad, G.A., (2011). The efficiency of different types of nitrogen fertilizers and wheat yield. *Agricultural Engineering (Scientific Journal of Agriculture)*, *33*(2), 91-100. (in Persian)
20. Johnston, J., & Dinardo, J., 1997 .(*Econometric methods* (4th ed.). McGraw-Hill/Irwin .
21. Karimi-Zarchi, M., (2017). *The effect of rotation on the management of nitrogen fertilizer application in wheat fields*. Publication of Agricultural Education, Agricultural Research, Education and Extension Organization. (in Persian)
22. Karimi, A., Homaei, M., Moez Ardalan, M., Liaghat, A., & Raiesi, F., (2006). Effect of fertigation on yield and water use efficiency on corn in a tape irrigation system. *Journal of Agricultural Sciences*, *12*(3), 561-575. (in Persian)
23. Karimian, N., (2012). Fertilizer research in iran: A glance at the past, a guide for the future. *Iranian Journal of Soil Research (Formerly Soil and Water Sciences)*, *25*(4), 265-278. (in Persian)
24. Krejcie, R.V., & Morgan, D.W., (1970). Detrmining sample size for research activiteas. *Educational and Psychological Measurement*, *30*, 607-610 .
25. Liu, Y., Zhang, J.B., & Du, J., (2009). *Factors affecting reduction of fertilizer application by farmers: Empirical study with data from jianghan plain in hubei province* the International Association of Agricultural Economists Conference, Beijing, China .
26. Maddala, G.S., (2005). *Introduction to econometrics* (3th ed.). Formerly of Ohio State University Press .

27. Mousavi-Fazl, S.M.H., Barzegar, A., & Asudar, M.A., (2005). *The effect of tillage methods on the distribution of nutrients and soil chemical properties in wheat cultivation* 9th Iranian Soil Science Congress, Tehran. (in Persian)
28. Nazu, S.B., Akhtaruzzaman-Khan, M.D., Saha, S.M., Emran-Hossain, M.D., & Rashid, M.H.A., (2021). Adoption of improved wheat management practices: An empirical investigation on conservation and traditional technology in bangladesh. *Journal of Agriculture and Food Research*, *4*, 1-11 .
29. Niazi, J.A., Fouladmand, H.R., Ahmadi, S.H., & Vaziri, J., (2005). Water requirement and crop coefficient of wheat in zarghan area, fars province. *Water Soil Science*, *9*(1), 8-23 .
30. Shirvanian, A., & Najafi, B., (2011). The effects of social capital on rural welfare and poverty (case study: Villages under doroudzan irrigation and drainage network). *Agricultural Economics: Iranian Journal of Agricultural Economics (Economics and Agriculture Journal)*, *5*(3), 25-53. (in Persian)
31. Shirvanian, A., & Sufi, M., (2018). A review on poverty of nomad households in drought period and identification of its determinants in fars province of iran. *Village and Development*, *17*(4), 93-110. (in Persian)
32. Shirvanian, A., & Torkamani, j., (2010). Poverty and risk attitudes in rural areas of Fars province. Agricultural Economics: Iranian Journal of Agricultural Economics (Economics and Agriculture Journal), 4(2), 83-105. (in Persian)
33. tarazkar, M.H., & Behjat, A.M., (2007). Determinants of nitrogen fertilizer overuse in wheat dry farming in kermanshah province. *Iranian Agricultural Extension and Education Journal*, *3*(1), 45-53. (in Persian)
34. Tehrani, M.M., Balali, M.R., Moshiri, F., & Daryashenas, A.M., (2012). Fertilizer recommendation and forecast in iran: Challenges and strategies. *Iranian Journal of Soil Research (Formerly Soil and Water Sciences, 26(2), 123-144.* (Persian)
35. Vaezi, A.R., Homaee, M., & Malakoti, M.J., (2002). Effect of fertigation on fertilizer use efficiency and water use efficiency on forage corn. *Iranian Journal of Soil Water*, *16*(2), 152-160. (in Persian)
36. Waithaka, M.M., Thornton, P.K ,.Shepherd, K.D., & Ndiwa, N.N., (2007). Factors affecting the use of fertilizers and manure by smallholders: The case of vihiga, western kenya. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, *78*, 211-224 .
37. Wooldridge, J.M., (2009). *Introductory econometrics: A modern approach*. South-Western Cengage Learning .
38. Yaghoubi, F., Jami Alahmadi, M., Bakhshi, M.R., & Sayyari Zahan, M.H., (2014). Comparison of chemical inputs consumption in saffron and wheat fields in qaenat region. *Saffron Agronomy and Technology*, *2*(2), 115-125 .(in Persian)
39. Ziaeyan, A.H., (2012). Comparison of fertigation and soil application of nutrients in wheat crop. *Iranian Journal of Soil Research (Formerly Soil and Water Sciences)*, *26*(1), 33-41. (in Persian)

نشریه علمی مدیریت اراضی/ جلد ۱۱ / شماره ۲ / ۱۴۰۲. ص۱۷۹-۱۹۳
https://doi.org/10.22092/lmj.2023.362680.335

جداسازی، غربالگری و شناسایی مولکولی باسیلوس‌های تولیدکننده آنزیم اوره آز از اراضی بایر جنوب ایران و بررسی توانایی آن‌ها در تثبیت خاک

سمیه فاضلی‌کیا، سیدعلی ابطحی*، محمدعلی کارگر و مجتبی جعفری‌نیا

دانش‌آموخته دکترای مدیریت حاصلخیزی و زیست‌فناوری خاک، گروه خاک‌شناسی، واحد مرودشت، دانشگاه آزاد اسلامی، مرودشت، ایران.
fazelikias@yahoo.com
استاد گروه خاک‌شناسی، واحد مرودشت، دانشگاه آزاد اسلامی، مرودشت، ایران.
seyedaliabtahi@yahoo.com
استاد گروه میکروبیولوژی، دانشکده علوم پایه، واحد شیراز، دانشگاه آزاد اسلامی، شیراز، ایران.
microkargar@gmail.com
استادیار گروه زیست‌شناسی، واحد مرودشت، دانشگاه آزاد اسلامی، مرودشت، ایران.
jaafarinia33@gmail.com

دریافت: تیر ۱۴۰۲ و پذیرش: مرداد ۱۴۰۲

چکیده

اوره آز میکروبی کاربردهای گسترده‌ای در بیوتکنولوژی، کشاورزی، پزشکی، ساخت‌وساز و مهندسی ژئوتکنیک دارد. فناوری رسوب کلسیت به‌واسطه تحریک میکروبی (MICP[1]) یک فرآیند اکولوژیکی مبتنی بر فعالیت اوره آز میکروبی است که به‌تازگی برای تثبیت خاک استفاده شده است. باسیلوس به دلیل قابلیت فروگشت و بقای بالا به‌عنوان کاندید مناسب برای کاربرد در فرآیند سیمانی شدن زیستی در نظر گرفته شده است. هدف از مطالعه حاضر جداسازی و شناسایی گونه‌های باسیلوس با پتانسیل MICP از اکوسیستم‌های ایران است. ۲۰۰ نمونه خاک از اکوسیستم‌های ایران جمع‌آوری شد و جهت شناسایی باسیلوس‌ها توسط روش‌های میکروبیولوژیکی فیزیولوژیک و مولکولی از جمله تکثیر PCR و آنالیز توالی ژن‌های gyrA و 16S rRNA مورد بررسی قرار گرفتند. برای تعیین توانایی تولید سیمان زیستی سویه‌ها، از آزمایش‌های رشد در حضور اوره، شوری، pH و دماهای مختلف، SEM، XRD بر روی خاک‌های تثبیت‌شده با سویه‌ها و آنالیز تونل باد استفاده شد. در مجموع ۱۲ سویه (۶٪) به‌عنوان باسیلوس اوره آز مثبت شناسایی شد که متعلق به چهار گونه مختلف شامل *باسیلوس پارامایکوئیدس* چهار سویه (۳۳/۳۳٪)، *باسیلوس پارالیکنیفورمیس* سه سویه (٪ ۲۵)، *باسیلوس ولزنسیس*سه سویه (٪ ۲۵) و *باسیلوس پاستوری* دو ایزوله (۱۶/۶۶٪) بودند. شرایط بهینه برای MICP توسط سویه‌ها ۳۰ درجه سانتی‌گراد، pH9 و شوری۶٪ است. پس از MICP، نسبت تلفات خاک در سرعت باد ۹۵ کیلومتر در ساعت، ۱۰۰ برابر کاهش نشان داد. نتایج نشان داد که باسیلوسها، توانایی بالقوه‌ای برای سازگاری با شرایط سخت محیطی را دارند، همچنین می‌توان با استفاده از باسیلوسهای تولیدکننده MICP در سطح خاک تأثیر به سزایی در کاهش تلفات خاک در اثر فرسایش بادی و افزایش کیفیت آن جهت کشاورزی را داشته باشیم.

واژه‌های کلیدی: سیمان زیستی، باسیلوس، اوره آز، بهبود خاک

---

*- آدرس ایمیل نویسنده مسئول:seyedaliabtahi@yahoo.com

[1]- Microbially Induced Calcium Carbonate Precipitation

نوع مقاله: پژوهشی

CC BY

مقدمه

در قرن حاضر، فرسایش به‌عنوان یکی از مهم‌ترین چالش‌های موجود در راستای دستیابی به توسعه‌ی پایدار و مدیریت بهینه زمین‌های کشاورزی در اراضی خشک و نیمه‌خشک مطرح است. فرسایش یکی از جنبه‌های مهم تخریب اراضی در مناطق خشک و نیمه‌خشک به شمار می‌آید به‌گونه‌ای که حدود یک ششم مساحت اراضی دنیا را تحت تأثیر خود قرار داده است (Mozaffari et al., 2021). باد به علت نیروی زیاد و عملکرد در سطح وسیع، با مساعد بودن شرایط مناطق خشک و نیمه‌خشک برای فرسایش (نبود موانع و شرایط خاکی خاص) باعث می‌گردد که شدت هدر رفت خاک و میزان رسوب‌دهی در چنین مناطقی گاه تا چندین برابر فرسایش آبی باشد. اگرچه فرسایش بادی در مناطق خشک و نیمه‌خشک بسیار معمول است، اما پژوهش‌ها نشان می‌دهد نواحی مرطوبی که همه بارش سالانه آن‌ها در قسمتی از سال تمرکزیافته و بقیه سال خشک و بدون باران هستند، نیز دارای فرسایش بادی خواهند بود. همچنین ماسه‌های بدون ساختمان ساحلی و خاک‌های سبک آلی باتلاقی نیز نسبت به فرسایش بادی حساس می‌باشند (Vågen and Winowiecki, 2019, Kopittke et al., 2019).

کشور ایران با مساحتی بیش از ۱۶۴ میلیون هکتار، در عرض جغرافیایی ۲۲ تا ۴۲ درجه شمالی واقع‌شده که در نوار خشک کره زمین قرار دارد. موقعیت ایران در منطقه خشک باعث شده تا علاوه بر مشکلات ناشی از فرسایش بادی در داخل، کشور، حرکت ماسه‌های روان از کشورهای همسایه نیز موجب بی‌نظمی در سیستم آب و هوایی کشور شود. در حال حاضر، فرسایش بادی و هجوم ماسه‌های روان به تأسیسات اقتصادی و منابع زیستی یکی از معضلات اصلی کشور است. یکی از مشکلاتی که اخیراً در اثر دخالت‌های بشری و استفاده غیرمنطقی از منابع طبیعی و تخریب آن‌ها در حال گسترش است، پدیده گردوغبار است. مناطق خشک با بیش از ۴۲ درصد سطح زمین، منبع مهمی از طوفان‌های گردوغبار در جهان هستند (Farashi and Shariati, 2017). مقیاس جهانی خطر فرسایش بادی کمتر از فرسایش آبی است، ولی گاهی ابعاد آن از فرسایش آبی بیشتر است. در سال‌های اخیر میزان فرسایش بادی در برخی مناطق ایران افزایش چشمگیری داشته و وسعت عرصه‌های تحت تأثیر فرسایش بالغ بر ۳۲ میلیون هکتار، یعنی حدود یک ششم کل وسعت ایران است. حدود ۱۲ میلیون هکتار از این ۳۲ میلیون هکتار را مناطق با حساسیت فرسایش شدید در برگرفته است که نیاز به عملیات کنترل و حفاظتی دارند. از طرفی کمی بارش و وجود مواد مادری آهکی سبب پیدایش و تحول خاک‌های آهکی در بخش وسیعی از کشور گردیده است. در خاک‌های مذکور به علت فراوانی کربنات کلسیم در نتیجه غلظت زیاد یون کلسیم و pH بالا، برخی از عناصر غذایی مانند فسفر، آهن و روی تثبیت‌شده و از دسترس گیاهان خارج می‌شود. به‌عبارت‌دیگر pH خاک نه تنها حلالیت و انتقال یون‌های عناصر مغذی را تحت تأثیر قرار می‌دهد، بلکه فعالیت‌های میکروبی و آنزیمی را نیز کنترل می‌کند (Mohammadi et al., 2021).

اراضی بایر جنوب ایران، به دلیل خصوصیات اقلیمی و زمین‌شناسی منحصربه‌فرد، از اهمیت ویژه‌ای برخوردار هستند. این مناطق، با داشتن شرایطی مناسب برای کشاورزی و دامداری، به‌عنوان یکی از منابع مهم تولید محصولات کشاورزی و دامی در ایران شناخته‌شده‌اند. بااین‌حال، به دلیل وجود چالش‌هایی مانند کمبود آب، شوری خاک و آلودگی زیستی، بهره‌وری از این اراضی ممکن است با مشکلاتی روبه‌رو شود. بهره‌وری از این اراضی، به‌عنوان یکی از چالش‌های مهم در حوزه کشاورزی، می‌تواند با اتخاذ راهکارهای مناسب، مؤثر و اقتصادی، بهبود یابد. برای بهره‌وری بهینه از این اراضی، ابتدا باید به کنترل شوری خاک و کمبود آب و فرسایش خاک پرداخته شود. با توجه به اینکه این اراضی با فرسایش شدید خاک مواجه هستند، استفاده از روش‌هایی مانند آبیاری مناسب و استفاده از گیاهان شور مقاوم و همچنین استفاده از میکروب‌هایی با توانایی بالا در تثبیت خاک مانند

باسیلوس‌ها می‌تواند به کنترل شوری و فرسایش خاک و بهره‌وری بهتر از این اراضی کمک کند (Patault et al., 2021). بنابراین، بهره‌وری از اراضی بایر جنوب ایران، به‌عنوان یکی از چالش‌های مهم در حوزه کشاورزی، نیازمند استفاده از راهکارهای مناسب و جامع در زمینه کنترل شوری، کمبود آب فرسایش خاک و آلودگی زیستی است. با استفاده از روش‌های بهینه آبیاری، استفاده از کودهای مناسب و گیاهان مقاوم به و میکروب‌های تثبیت‌کننده و تولیدکننده سیمان زیستی، می‌توان به بهره‌وری بهتر از این اراضی و افزایش تولید محصولات کشاورزی و دامی در این مناطق کمک کرد (Mohammadi et al., 2021).

پرورش گیاه و تولید محصولات در خاک‌های با pH پایین، همواره با مشکلاتی مواجه بوده است. این مشکلات به دلیل اینکه در pH پایین مواد غذایی حلالیت بالایی ندارد و از دسترس گیاه خارج می‌شوند همچنین در این شرایط برخی از عناصر کم‌مصرف، از دسترس گیاه خارج می‌شود به همین علت بخش کمی از کود مصرف‌شده، در اختیار گیاهان قرار می‌گیرد و کودهای مورداستفاده راندمان پایینی دارند. با این وجود در خاک‌هایی که در آن‌ها MICP انجام‌شده دارای خصوصیاتی است که می‌تواند رشد گیاهان را تحت تأثیر قرار دهد. یکی از عوامل مهم این خاک برای رشد گیاهان، موجودیت کربنات کلسیم است که سبب افزایش pH خاک می‌شود. مواد آلی در خاک‌های آهکی بر اثر قرار گرفتن کربنات کلسیم بر روی آن‌ها به‌طور فیزیکی محصور شده و بر اثر تشکیل توده سیمانی با کربنات کلسیم از دسترس بخش فعال خاک یعنی همان قسمت بالایی پروفیل خاک خارج می‌گردند. خاک‌های آهکی به‌طورکلی دارای کمبود ماده آلی، نیتروژن و فسفر هستند. همچنین در این خاک‌ها کمبود ریزمغذی‌ها به‌ویژه آهن و روی مشاهده می‌شود که به دلیل pH بالای این خاک‌ها است. خاک آهکی دارای مقدار زیادی پتاسیم، کلسیم و منیزیم و مقادیر کم آهن و منگنز است که این عناصر غذایی برای رشد گیاهان ضروری هستند. اما جذب این عناصر به دلیل ساختار بافت آهکی و رقابت این عناصر با کلسیم و منیزیم کمتر در دسترس گیاه قرار می‌گیرد. با این وجود به علت فرسایش شدید بادی در اراضی جنوب کشور، وجود کربنات کلسیم در خاک‌های آهکی باعث به هم پیوستن ذرات خاک شده و از پراکندگی ذرات خاک و در نتیجه فرسایش خاک جلوگیری می‌کند؛ بنابراین باعث ایجاد ساختار خاکدانه‌ای مناسب می‌شود که می‌تواند در بهبود شرایط کشت و کشاورزی در این اراضی مفید واقع شود (Patault et al., 2021).

تمایل به استفاده از فناوری‌های زیستی در مهندسی زمین‌شناسی و خاک‌شناسی در چند سال اخیر افزایش یافته است. یکی از این تکنیک‌های ارزشمند، تولید سیمان زیستی رسوب کلسیت به‌واسطه تحریک میکروبی (MICP[۲]) یا رسوب دادن باکتریایی کلسیت است. تولید سیمان زیستی در اثر MICP به دلیل تطبیق‌پذیری محیطی، اخیراً مورد توجه محققان علوم مهندسی در سراسر جهان قرار گرفته است. فرآیند تشکیل رسوب یا سیمان زیستی در حضور میکروارگانیسم‌ها را MICP می‌نامند(کاسترو-آلونسو و همکاران، ۲۰۱۹). MICP یک تکنیک بیولوژیکی است که به‌طور طبیعی انجام می‌شود که در آن متابولیسم باکتری‌ها به سمت سیمان سازی در محل به نام تولید کربنات کلسیم یا کلسیت هدایت می‌شود. MICPروش جدیدی برای نو سازی خاک بوده که از باکتری‌های مولد آنزیم اوره آز برای کنترل فرآیند شیمیایی و رسوب در خاک استفاده می‌شود. در این روش پس از تکثیر باکتری‌های مولد اوره آز، باکتری‌ها به خاک تلقیح می‌شوند. باکتری‌ها باعث هیدرولیز اوره شده و یون‌های کلسیم و کربنات به‌صورت کربنات کلسیم در خاک رسوب می‌کنند که در نتیجه اینکار خاک تثبیت‌شده، میزان pH آن بالا رفته و مواد غذایی آزاد در بافت خاک بیشتر می‌شود (Castro-Alonso et al., 2019).

جداسازی و شناسایی باکتری‌های تولیدکننده آنزیم اوره آز مهم‌ترین عامل در فرآیند MICP است. انواع

[2] -Microbiologically Induced calcite precipitation=MICP

مختلف گونه‌های میکروبی موجود در خاک و آب در اکوسیستم طبیعی کربنات‌ها را در محیط‌های قلیایی غنی از یون‌های Ca^{+2} با مکانیسم‌های مختلف رسوب می‌دهند. باکتری‌های احیاکننده سولفات، ارگانیسم‌های فتوسنتز کننده، سیانوباکتری‌ها و جلبک‌ها و باکتری‌های تثبیت‌کننده نیتروژن مهم‌ترین گروه‌های مؤثر در فرآیند سیمان زیستی هستند(Kalkan, 2020). باسیلوس‌ها فراوان‌ترین میکروارگانیسم‌های خاک‌زی هستند و به دلیل فعالیت فروگشت قابل‌توجه و همچنین ماندگاری و بقا در شرایط نامساعد محیطی، یکی از مهم‌ترین کاندیدهای فرآیند تولید سیمان زیستی می‌باشند؛ بنابراین، غربالگری و استفاده از گونه‌های میکروبی با فعالیت تولید سیمان زیستی، می‌تواند به افزایش و توسعه فناوری تثبیت خاک کمک کند. ازاین‌رو هدف از پژوهش حاضر جداسازی و شناسایی سویه‌های باسیلوس واجد توانایی MICP از اکوسیستم‌های ایران و بررسی توانایی تولید سیمان زیستی توسط آن‌ها است (Mutitu et al., 2019).

مواد و روش‌ها

این پژوهش به‌صورت مقطعی از پاییز سال ۱۳۹۹ تا پاییز ۱۴۰۰ بر روی ۲۰۰ نمونه خاک جمع‌آوری‌شده از هشت کانون تولید ریزگرد در ایران که دارای شرایط خشک و بیابانی بودند و دائماً در معرض عوامل فرسایشی بودند انجام شد (جدول شماره ۱). نمونه‌ها در ظروف استریل به آزمایشگاه منتقل و در محیط کشت آبگوشت اوره شرکت مرک آلمان (حاوی اوره یک مولار به‌منظور غنی‌سازی باکتری‌های تولیدکننده آنزیم اوره آز) کشت داده شدند و در دمای ۲۲ درجه سانتی‌گراد به مدت ۴۸ ساعت گرمخانه گذاری گردیدند. سپس از محیط غنی کننده به محیط اوره آگار حاوی یک مولار اوره انتقال داده شد سپس به مدت ۴۸ ساعت در دمای ۳۰ درجه سانتی‌گراد گرمخانه گذاری شدند. خالص‌سازی نهایی سویه‌ها در محیط کشت نوترینت آگار حاوی یک مولار اوره انجام شد.

جدول ۱- موقعیت مکانی نمونه‌گیری خاک، نوع نمونه و خصوصیات شیمیایی نمونه‌های خاک جمع‌آوری‌شده

Table 1- Location of soil sampling, type of sample and chemical properties of collected soil samples

محل‌های نمونه‌گیری (کانون ریزگرد)	تعداد نمونه از هر محل	نوع خاک	عمق خاک نمونه‌گیری	نوع پوشش گیاهی	K (mg/Kg)	P (mg/Kg)	pH	میزان هدایت الکتریکی (µS/cm)	میزان کربن آلی (%)	نیتروژن (mg/Kg)
هورالعظیم (کانون ۱)	25	Aridisols	لایه سطحی خاک	خار و خاشاک	252	0/5	6/4	121/9	3/4	35
خرمشهر (کانون ۲)	25	Mollisols	لایه سطحی خاک	خار و خاشاک	234	11	7/2	118	1/6	43
شرق اهواز (کانون ۳)	25	Aridisols	لایه سطحی خاک	خار و خاشاک	196	8	6/2	131/6	0/2	75
جنوب شرق اهواز (کانون ۴)	25	Aridisols	لایه سطحی خاک	خار و خاشاک	260	0/7	7/3	124	0/33	25
ماهشهر (کانون ۵)	25	Aridisols	لایه سطحی خاک	خار و خاشاک	250	0/1	6/8	118/3	0/12	24
امیدیه (کانون ۶)	25	Mollisols	لایه سطحی خاک	خار و خاشاک	214	32	7/9	145	6	65
هندیجان (کانون ۷)	25	Mollisols	لایه سطحی خاک	خار و خاشاک	185	12	6/8	110	2/3	45
ایلام (کانون ۸)	25	Aridisols	لایه سطحی خاک	خار و خاشاک	222	0/8	6/3	98/3	0/14	78
میزان خطا قابل پیش‌بینی					4/167	0/003	0/001	0/011	0/00002	0/222

شناسایی ریخت‌شناسی و بیوشیمیایی جدایه‌ها

سویه‌ها روی محیط کشت انتخابی اوره آگار، با استفاده از آزمون‌های فنوتیپی و بیوشیمیایی شامل رنگ‌آمیزی گرم، کاتالاز، ایندول، سیترات، هیدرولیز ژلاتین، احیای نیترات، اکسیداز، اوره آز و MR-VP شناسایی شدند. سپس جهت شناسایی دقیق جنس و گونه سویه‌ها از روش‌های مولکولی به شرح زیر استفاده شد (Celandroni et al., 2019).

شناسایی مولکولی جدایه‌ها

DNA کروموزومی ایزوله‌های باسیلوس با استفاده از روش جوشان به ترتیب زیر استخراج شد: برخی از کلنی‌های باکتری به ۲۰۰ میلی‌لیتر بافر Tris EDTA منتقل شدند، سپس به مدت ۲۰ دقیقه جوشانده شدند و ۱۵ دقیقه در g× ۵۰۰۰ سانتریفیوژ شدند. مایع رویی به میکروتیوب استریل منتقل شد و به مدت ۱۵ دقیقه درg × ۸۰۰۰ سانتریفیوژ شد. در پایان DNA رسوب‌کرده به ۵۰ میکرو لیتر آب مقطر اضافه شد و در دمای ۱۸- درجه سانتی‌گراد نگهداری شد (Davarpanah et al., 2019).

با استفاده از پروتکل PCR اختصاصی بر اساس قطعه ۳۰۰ جفت باز از پرایمرهای اختصاصی ژن gyrA (gyrA F 5 '-TCTGCTCGTGAACGGTGCT-3 '; gyrA R 5 '-TTTCGCCTTATTTACTTGG-3 ') ایزوله‌ها در سطح جنس شناسایی شدند(Liu et al., 2022). برای شناسایی گونه ایزوله‌ها، از تکثیر و آنالیز توالی ژن 16SrRNA استفاده شد(Catia et al., 2008, Azadi and Shojaei, 2020). بدین ترتیب که محصولات PCR ژن 16SrRNAپس از خالص‌سازی از ژل توسط شرکت بیونیر کره جنوبی توالی یابی شد. توالی‌های حاصله با توالی‌های گونه‌های باسیلوس دریافت شد از پایگاه داده GenBankTM، هم‌تراز شدند و سپس با استفاده از برنامه jPhydit آنالیز شدند (Jeon et al., 2005). توالی‌های ژن هر کدام از گونه‌ها در سایت GenBankTM ثبت و کد رهگیری ثبت دریافت شد.

آنالیز تولید سیمان زیستی

تولید سیمان زیستی مربوط به رسوب CaCO3 است که از فعالیت میکروارگانیسم‌ها در سامانه‌ای غنی از یون‌های کلسیم تشکیل می‌شود. هیدرولیز اوره توسط آنزیم اوره آز می‌تواند یون‌های کربنات تولید کند، درحالی‌که این هیدرولیز در یک محیط غنی از کلسیم اتفاق می‌افتد، کربنات کلسیم (کلسیت) از محلول رسوب می‌کند و یک ماده کریستالی جامد (سیمان زیستی) ایجاد می‌کند؛ بنابراین آنالیز فعالیت اوره آز توسط سویه‌ها برای تولید سیمان زیستی ضروری است (Almajed et al., 2019).

بررسی فعالیت آنزیم اوره آز سویه‌ها

برای تعیین فعالیت آنزیم اوره آز از محیط کشت کریستین اوره آگار (UAB) (مرک – آلمان) استفاده شد. در مورد تمامی ایزوله‌ها تغییر رنگ محیط‌های کشت UAB به رنگ صورتی در دماهای ۲۰، ۲۵، ۳۰ و ۳۵ درجه سانتی‌گراد مورد ارزیابی قرار گرفت (Whiffin et al., 2007). برای بررسی میزان فعالیت آنزیم اوره آز از روش هدایت الکتریکی استفاده شد. برای این منظور، یک میلی‌لیتر از محیط براث حاوی باکتری به شش میلی‌لیتر محلول اوره ۱/۱۱ مولار افزوده شد. ثبت نهایی هدایت الکتریکی پس از دو دقیقه گرما گذاری در دمای ۲۵ درجه سانتی‌گراد به‌وسیله جریان سنج الکتریکی (Omega Engineering-Germany) انجام شد. فعالیت اوره آز به‌واسطه میزان افزایش هدایت الکتریکی به‌صورت µSiemens/cm سنجش گردید (Achal et al., 2009) .

مقاومت در برابر شوری، pH و دما

بدین منظور ایزوله‌ها در محیط براث مغذی حاوی غلظت‌های مختلف نمک NaCl (۱، ۳، ۶، ۸ و ۱۰٪) و pH (۵، ۶، ۷، ۸ و ۹) کشت و در دماهای ۳۰، ۳۵، ۴۵ و ۵۰ درجه سانتی‌گراد گرمخانه گذاری شدند. سپس جهت بررسی رشد ایزوله‌ها، جذب نوری محیط کشت در طول موج ۶۰۰ نانومتر اندازه‌گیری شد.

بررسی تولید کربنات کلسیم

برای این منظور از محیط پایه شامل دو گرم در لیتر عصاره مخمر، ۲/۲ مولار کلرید کلسیم و ۱٪ اوره ۱ مولار، ۱/۲۵ گرم بی‌کربنات سدیم و نه گرم در لیتر کلرید آمونیوم و ۱۰ میلی‌لیتر از باکتری تکثیر یافته (غلظت نیم مک فارلند) استفاده شد (الثوادی و همکاران، ۲۰۰۸). میزان تولید کربنات کلسیم در محیط مایع در محدوده pH ۵/۵، ۷، ۸/۵ و ۱۰ و دمای، ۲۵، ۳۰ و ۳۵ درجه سانتی‌گراد با سویه استاندارد *اسپوروسارسینا پاستروی* ATCC ۱۱۵۸۹ به‌عنوان کنترل مثبت بررسی گردید. سپس رسوب حاصل توسط دستگاه XRD (D8ADVANCE, Bruker-Germany) و SEM (TESCAN,Vega3- Czech Republic) مورد ارزیابی قرار گرفت (Gowthaman et al., 2019).

آنالیز تولید کربنات کلسیم توسط ایزوله با XRD and SEM

سه گرم از رسوب خشک‌شده برای آنالیز مورفولوژی و فاز کریستالی معدنی کربنات کلسیم تولیدی به ترتیب با استفاده از میکروسکوپ الکترونی روبشی (SEM) و پراش پودر اشعه ایکس (XRD) با تابش Co-Ku استفاده مورد استفاده قرار گرفت.

بررسی توانایی تثبیت خاک توسط ایزوله‌ها

ایزوله‌های تولیدکننده کربنات کلسیم در محیط براث مغذی غنی‌شده با سولفات آمونیوم و استات سدیم (تثبیت‌کننده شرایط قلیایی) تلقیح شد و سپس به مدت ۴۸ ساعت در دمای ۲۵ درجه سلسیوس گرمخانه گذاری شدند. در مرحله بعد پنج میلی‌لیتر از محیط کشت تلقیح شده به‌آرامی به ستون خاک اضافه شد. سپس ۱۰ میلی‌لیتر محلول تثبیت‌کننده باکتری حاوی دو گرم در لیتر عصاره مخمر، دو گرم در لیتر اوره و ۰/۰۵ مولار کلسیم به سینی اضافه شد و به مدت ۲۴ ساعت در دمای ۲۵ درجه سلسیوس گرمخانه گذاری شد. در ادامه برای تکمیل تولید کریستال‌های کربنات کلسیم، محلول تولید سیمان حاوی دو گرم در لیتر عصاره مخمر، ۰/۵ گرم در لیتر $CaCL_2$ و اوره، ۱/۲۵ گرم در لیتر $NaHCO_3$ و هفت گرم در لیتر NH_4Cl به‌آرامی در یک سینی آزمایش (۳۰×۳۰×۶۰ سانتی‌متر) اضافه شد و به مدت ۴۸ ساعت ذخیره گردید. از سویه استاندارد *اسپوروسارسینا پاستروی* ATCC ۱۱۵۸۹ به‌عنوان کنترل مثبت استفاده شد (Ivanov and Chu, 2008).

بررسی مقاومت نمونه‌های خاک تثبیت‌شده در برابر فرسایش بادی

برای بررسی مقاومت نمونه‌های خاک تثبیت‌شده در برابر فرسایش باد از روش تونل باد با سرعت‌های مختلف استفاده شد. دستگاه تونل باد مورد استفاده در این تحقیق به طول ۱۰ متر و از سه قسمت تشکیل شده است: مولد باد، سطح آزمایش، نمونه‌بردار خاک و رسوب. این دستگاه قادر است سرعت بادهای مختلف را تا حداکثر ۱۰ متر در ثانیه در ارتفاع ۱۰ سانتی‌متری (۱۰۰ کیلومتر در ساعت) ایجاد کند.

خاک تثبیت‌شده درون سینی که سطح آن‌ها به اندازه‌های سه و پنج سانتی‌متر اشباع‌شده بود درون دستگاه تونل باد قرار گرفت، سپس به مدت ۱۰ دقیقه در معرض سرعت‌های مختلف باد قرار گرفتند. نمونه‌گیر واقع در انتهای تونل باد، ذرات خاک جداشده از سطح نمونه تثبیت‌شده را از هوا جمع‌آوری کرد، سپس ذرات خاک جمع‌آوری‌شده اندازه‌گیری شدند. مقدار فرسایش بادی با استفاده از نسبت جرم رسوب تولیدشده به جرم کاهش‌یافته از سطح نمونه در معرض فرسایش محاسبه شد. برای ارزیابی مقاومت نمونه‌ها در برابر فرسایش بادی، پارامترهای نوع محیط (محیط بیرونی و آزمایشگاهی) و مدت زمان در فرآیند خشک کردن (دوره ۳-۱ ماهه) مورد بررسی قرار گرفت. در پایان میزان تولید سیمان زیستی و اتصال ذرات خاک توسط دستگاه XRD و SEM مورد بررسی قرار گرفت (Hazirei et. al. 2017).

تجزیه‌وتحلیل داده‌ها

به‌منظور تحلیل داده‌ها از نسخه ۲۱ نرم‌افزار SPSS و آزمون‌های آماری Man witney استفاده شد. سطح اختلاف p <۰/۰۵ مرز معنادار بودن اختلاف در نظر گرفته شد. همه آزمون‌ها در سه تکرار انجام شد و میانگین آن‌ها به‌عنوان نتیجه ارائه گردید.

نتایج

pH و دمای ثبت‌شده برای نمونه‌های خاک جمع‌آوری‌شده به ترتیب در محدوده ۵ تا ۷ و ۱۵ درجه سانتی‌گراد تا ۴۴ درجه سانتی‌گراد بود. مقدار سدیم، پتاسیم کل و رسانایی الکتریکی ثبت‌شده نمونه‌ها به ترتیب در محدوده ۰/۱ تا ۱/۲ mg/kg ، ۵ تا ۲۰ mg/kg و ۱۲۰ تا ۱۴۵ µS/cm بود (جدول ۱).

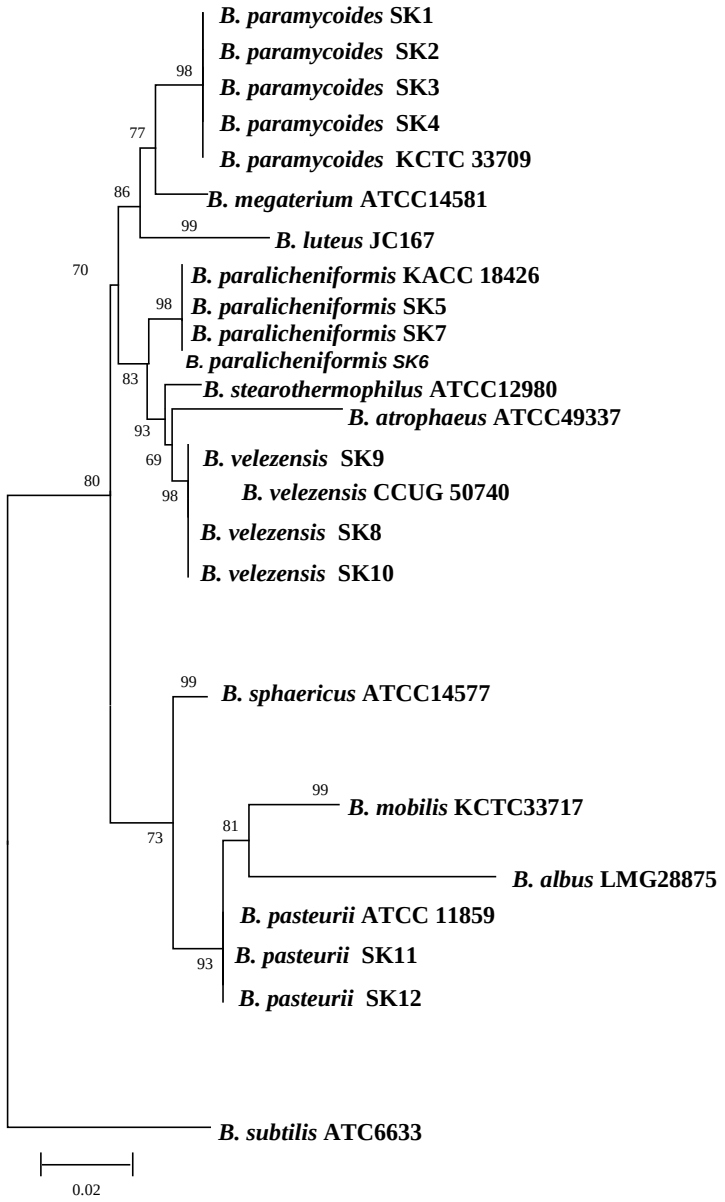
از میان ۲۰۰ نمونه خاک جمع‌آوری‌شده تعداد ۱۲ سویه (۶٪) با استفاده از تست‌های ریخت‌شناسی، کشت و بیوشیمیایی و روش‌های مولکولی شامل PCR ژن gyrA و PCR و تعیین توالی ژن 16SrRNA به‌عنوان باسیلوس-های اوره آز مثبت شناسایی شد، این سویه‌ها متعلق به چهار گونه مختلف شامل *باسیلوس پارامایکوئیدس* چهار سویه (٪۳۳/۳۳)، *باسیلوس پارالیکنیفورمیس* سه سویه (٪ ۲۵)، *باسیلوس ولزنسیس*سه سویه (٪ ۲۵) و *باسیلوس پاستوری* دو ایزوله (٪۱۶/۶۶) بودند (جدول ۲). توالی‌های سویه‌های باسیلوس مورد بررسی در این مطالعه در پایگاه GenBank با شماره‌های دسترسی *باسیلوس پارامایکوئیدس* (ON834526)، *باسیلوس پارالیکنیفورمیس* (ON834493)، *باسیلوس ولزنسیس* (ON834525) و *باسیلوس پاستوری* (ON834547) ثبت شد.

ارتباط بین سویه‌های ما و گونه‌های استاندارد باسیلوس با استفاده از درخت فیلوژنتیکی با ارزش بوت استرپ بالای ژن 16S rRNA توسط نرم‌افزار MEGA 8، با استفاده از روش همسایگی با ماتریکس میانگین تفاوت‌های جفت بازی ترسیم شد. (شکل ۱).

جدول ۲- مشخصات نمونه گیری، خصوصیات بیوشیمیایی و تشخیص مولکولی سویه‌های باسیلوس

Table 2- Sampling characteristics, biochemical characteristics and molecular diagnosis of Bacillus strains

مشخصات سویه‌های باسیلوس		خصوصیات بیوشیمیایی سویه‌ها											آنالیز تعیین توالی ژن 16SrRNA سویه‌ها		
مشخصات سویه‌ها	کانون ریزگرد	دمای مناسب رشد(^{0}C)	رشد در حضور NaCl7%	سیترات	اندول	تولید اسید از گلوکز	احیای نیترات	Voges–Proskauer	تجزیه ژلاتین	هیدرولیز ژلاتین	هیدرولیز نشاسته	میزان شباهت**(%)	تفاوت در تعداد توالی	تشخیص نهایی
SK1, SK2, SK3 and SK4	کانون ۲ و ۴	30	+	-	+	+	+	+	-	-	-	99/96	2/800	*B. paramycoides*
SK5, SK6 and SK7	کانون ۱ و ۵	30	-	-	-	+	+	-	-	-	-	100	0/952	*B. paralicheniformis*
SK8, SK9 and SK10	کانون ۳و ۶	30	-	-	-	-	-	-	-	-	+	100	0/740	*B. velezensis*
FK11 and FK12	کانون ۷	30	-	-	-	-	+	-	-	-	-	100	0/845	*B. pasteurii*



شکل ۱- درخت فیلوژنتیکی سویه‌های باسیلوس مورد مطالعه و سویه‌های مرجع باسیلوس روش joining -Neighbor و ضریب Botstrap هزار

(*باسیلوس سوبتیلیس* به‌عنوان خارج گروه در نظر گرفته شده است)

Figure 1- Phylogenetic tree of studied Bacillus strains and Bacillus reference strains by Neighbor-joining method and Botstrap coefficient of 1000 (*Bacillus subtilis* is considered as an outgroup)

بررسی فعالیت MICP توسط سویه‌ها

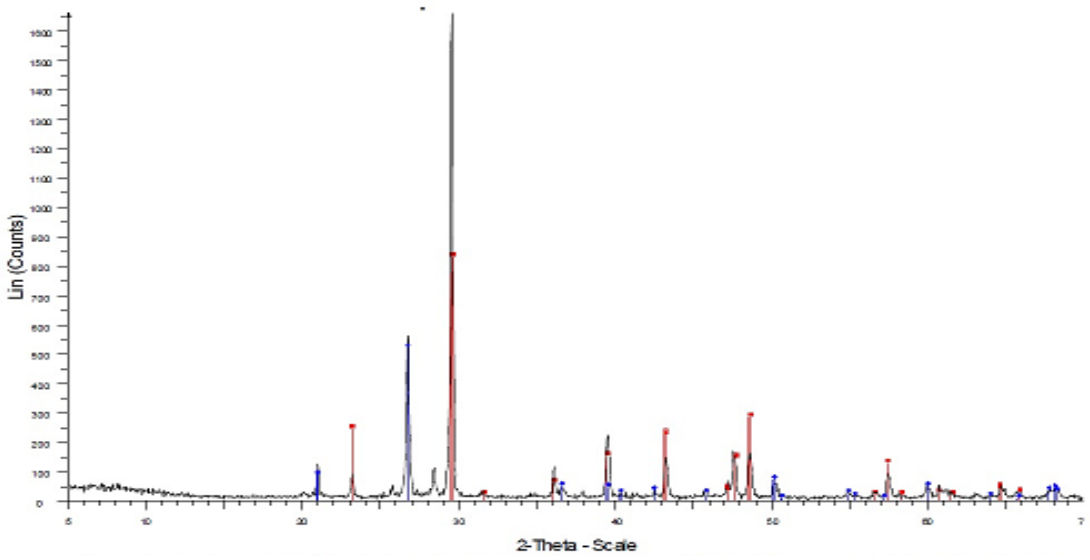
برای تعیین فعالیت آنزیم اوره آز و تولید کربنات کلسیم سویه‌های انتخابی، EC و OD سویه‌ها در محیط‌های حاوی اوره مورد ارزیابی قرار گرفتند. نتایج نشان داد سویه‌های SK1, SK2, SK3 و SK4 که به‌عنوان

باسیلوس پارامایکوئیدس شناسایی شدند با ۴/۴۰×۱۰^۳ واحد در لیتر اوره آز و ۲۴/۱۵ میلی‌گرم در میلی‌لیتر کربنات کلسیم، بیشترین فعالیت آنزیم اوره آز و تولید کربنات کلسیم را داشتند. پس از آن سویه‌های SK11 و SK12 به‌عنوان *باسیلوس پاستروئی* شناسایی شدند با ۳/۹۳×۱۰^۳ واحد در لیتر اوره آز و ۲۲/۸۵ میلی‌گرم در میلی‌لیتر کربنات کلسیم، سویه‌هایSK5, SK6 و SK7 که به‌عنوان *باسیلوس پارالیکنیفورمیس* شناسایی شدند با ۳/۴۳ ×۱۰^۳ واحد در لیتر اوره آز و ۱۸/۶ میلی‌گرم در میلی‌لیتر کربنات کلسیم و سویه‌های SK8, SK9 و SK10 که به‌عنوان *باسیلوس ولزنسیس* شناسایی شدند با ۲/۶ ×۱۰^۳ واحد در لیتر اوره آز و ۱۶/۴۴ میلی‌گرم در میلی‌لیتر کربنات کلسیم دارای فعالیت MICP بودند.

نتایج مطالعه ما نشان داد که بیشترین نرخ رشد و شرایط بهینه برای فعالیت اوره آز و تولید کربنات کلسیم (MICP) سویه‌های مورد بررسی در دمای ۳۰ درجه سانتی‌گراد، pH ۹ و شوری ۶ ٪ و کمترین نرخ رشد در دمای ۵۰ درجه سانتی‌گراد pH ۵ و شوری ۱٪ رخ می‌دهد.

نتایج تثبیت خاک

بررسی میزان تثبیت خاک توسط فرآیند MICP به‌وسیله سویه‌های مورد بررسی، توسط کشت سویه‌ها درون خاک فرسوده شده و آنالیز آن توسط XRD و SEM انجام شد و نتایج نشان داد که میزان MICP در خاک فرسایش یافته توسط باسیلوس‌های جداسازی شده در مقایسه با سویه کنترل دارای اختلاف معناداری بود. نتایج همچنین نشان داد که بیشترین میزان فرآیند MICP و تثبیت خاک به ترتیب در *باسیلوس پارامایکوئیدس*، *باسیلوس پاستیوری*، *باسیلوس پارالیکنیفورمیس* و *باسیلوس ولزنسیس* مشاهده گردید.



Sampel-1 Administrator - File: sampel-12 .raw -Type: 2 Th /Th locked - Start: 5 .000 ° - End: 70. 00 0 ° - Step: 0.0 5 0 ° - Step time: 1. s - Temp.: 25 °C (Room) - Time Started: 0s - 2 -The ta: 5.0 0 0 ° - Theta: 2.5 0 0 ° - Chi: Operations: Import

24 -0027(D) - Calcite - $CaCO_3$ - Y: 50.00% - dxb y: 1. - WL: 1 .5406 - Hexagonal (Rh) - a 4.99 000 - b 4.99000 - c17 .00200 - alpha 90.000 - beta 90.000 - gamma 1 2 0.0 0 0 - Primitive - R-3 c (167) -6-366.633-I/Ic

46-1045 (*) - Quartz, syn- SiO2-Y: 50.00% - dxb y: 1. - W L: 1.5406 - Hexagonal - a 4.91344 -b4.91344 - c5.40524 - alpha 90.000 - beta 90.000 - gamma 120.000 - Primitive - P3221 (154) -3 -113.010 -I/IcPD

شکل ۲- آزمون XRD تولید کربنات کلسیم در محیط خاک سویه باسیلوس پارامایکوئیدس

Figure 2- XRD test of calcium carbonate production in the soil environment of Bacillus paramycoides strain

بررسی مقاومت خاک‌های تیمار شده در برابر فرسایش بادی

نتایج تست تونل باد نشان داد که میزان مقاومت خاک تیمار شده در برابر فرسایش بادی در تونل باد، بین نمونه شاهد منفی و خاک تیمار شده با سویه‌های تولیدکننده سیمان زیستی در محیط و زمان‌های مختلف شامل محیط بیرونی و آزمایشگاهی و زمان یک تا سه ماه (بر سطح احتمال ۱٪) تفاوت معنی‌داری وجود دارد. بیشترین میزان شار اتلاف خاک (فرسایش) در نمونه‌های خشک‌شده با *باسیلوس ولزنسیس* محیط آزمایشگاهی با ۵۶/۴ درصد تلفات خاک، درحالی‌که کمترین میزان شار اتلاف خاک در نمونه‌های خشک‌شده با باکتری *باسیلوس پارامایکوئیدس* در فضای باز با ۳۹/۹ درصد تلفات مشاهده شد. بیشترین میزان فرسایش خاک در نمونه‌های تیمار شده با باسیلوس ولزنسیس یک‌ماهه با ۵۰/۳۱ درصد و کمترین میزان فرسایش خاک در نمونه‌های تیمار شده سه‌ماهه با ۴۱/۸۴ درصد تلفات مشاهده شد. با توجه به افزایش سرعت باد، نرخ فزاینده فرسایش خاک در نمونه‌های تیمار شده با باکتری‌های مولد سیمان زیستی نسبت به نمونه شاهد تفاوت معنی‌داری نشان داد ($p \leq 0.03$). (جدول ۳)

جدول ۳- نتایج تجزیه واریانس اثر تیمار اثر محیط، زمان و جنس باکتری بر میزان مقاومت خاک به فرسایش بادی در تونل بادی در پنج تیمار موردمطالعه

Table 3- Analysis of Variance Results for the Effects of Treatment, Environment, Time, and Bacterial Strain on Soil Wind Erosion Resistance in Wind Tunnel in Five Studied Treatments

منابع تغییرات	درجه آزادی	مجموع مربعات	میانگین مربعات
محیط	1	4094/68	4094/68**
زمان	2	1293/06	646/53**
محیط* زمان	2	51/46	25/73**
باکتری	5	157172/16	31434/43**
محیط* باکتری	5	1281/71	256/34**
زمان* باکتری	10	407/06	40/71**
محیط* زمان*باکتری	10	87/98	8/80**
خطا	72	18/67	0/26

** معنی‌دار در سطح احتمال ۱٪

بحث

خاک عنصر کلیدی اکوسیستم‌های زمین است، به‌طوری‌که تأمین‌کننده کالاها، منابع و خدمات برای بشریت است که کلید دستیابی به تمدن‌های پایدار است. فرسایش خاک به دلیل اختلال در چرخه‌های طبیعی و تولید محصولات کشاورزی، تهدیدی بزرگ برای سلامت انسان و کره زمین است (Vågen and Winowiecki, 2019). ازاین‌رو، جوامع بشری برای غلبه بر این تهدید، از روش‌های تثبیت مختلفی مانند فشرده‌سازی، کسری، خشک‌کردن یا انجماد، عملیات حرارتی و عملیات الکتریکی خاک استفاده کردند. بااین‌حال، این رویکردها سازگار با محیط‌زیست و مقرون به‌صرفه نیستند و ممکن است باعث آسیب بیشتر به خاک شوند و حتی در برخی موارد سرعت فرسایش را افزایش دهند (Afrin, 2017). یافتن یک روش سریع و مؤثر تثبیت خاک می‌تواند تغییری در ارتقای سلامت محیط‌زیست و عمومی ایجاد کند. در سال‌های اخیر استفاده از MICP توسط باکتری‌های هیدرولیز اوره به‌عنوان یک روش جایگزین برای تثبیت خاک پیشنهاد شده است و اخیراً به‌سرعت توسعه یافته است (Anbu P, 2016).

باکتری‌های مولد اوره آز ساکنان معمولی خاک در محیطی با عرضه منظم اوره هستند. علاوه بر این، نتایج مطالعه ما و سایر مطالعات نشان داد که باکتری اورئولیتیک بومی به‌دست‌آمده از محیط‌های خشن ایران، احتمالاً در فرکانس‌های پایین در نمونه‌های اولیه وجود دارد، اما به دلیل وجود اوره کم، غیرقابل شناسایی است (Stabnikov

(et al., 2013, Seifan and Berenjian, 2019). با این وجود، پس از تلقیح نمونه‌ها در محیط‌های حاوی اوره، می‌توان گونه‌های مختلف باکتری‌های اورئولیتیک را جداسازی و شناسایی کرد و آن‌ها را برای رشد در شرایط محیطی شدید سازگار کرد. اجرای روش‌های جدید جداسازی و شناسایی مانند کشت اختصاصی و توالی یابی ژن‌های مختلف در محیط‌های بکر و ناشناخته، اطلاعات مهم‌تری در مورد ترکیب جمعیت میکروبی این محیط به ما می‌دهد (Stabnikov et al., 2013, Seifan and Berenjian, 2019). در این مطالعه ۲۰۰ نمونه خاک مورد بررسی قرار گرفت، و تعداد ۱۲ سویه (۶٪) باسیلوس اوره آز مثبت جداسازی شد. این سویه‌ها متعلق به ۴ گونه مختلف شامل سویه‌های *باسیلوس پارامایکوئیدس* ۴ سویه (۳۳/۳۳٪)، *باسیلوس پارالیکنیفورمیس* ۳ سویه (٪ ۲۵)، *باسیلوس ولزنسیس*۳ سویه (٪ ۲۵) و *باسیلوس پاستوری* ۲ ایزوله (۱۶/۶۶٪) بودند. همچنین نتایج این مطالعه نشان داد که شرایط بهینه انجام فرآیند MICP توسط سویه‌ها ۳۰ درجه سانتی‌گراد، pH ۹ و شوری شش درصد است. جهت کنترل سویه‌ها از سویه استاندارد *اسپوروسارسینا پاسترویی* ATCC ۱۱۸۵۹ به‌عنوان سویه کنترل استفاده گردید. این نتایج با نتایج سایر مطالعات مطابقت دارد که در آن‌ها شایع‌ترین گونه‌های باسیلوس جداشده به *ترتیب باسیلوس سوبتیلیس، باسیلوس مگاتاریوم و باسیلوس پاستوری* بودند. نتایج مطالعه حاضر و سایر مطالعات نشان داد که فراوانی باسیلوس اوره آز مثبت در مقایسه با جنس‌های دیگر بالا است. این احتمال وجود دارد که تمام شرایط محیطی و تغذیه‌ای برای زنده ماندن و رشد جنس باسیلوس در مقایسه با سایرین در دوران سکون مساعد باشد (Stabnikov et al., 2013, Elmanama and Alhour, 2013, Ramanathan et al., 2016).

علاوه بر این، میزان جداسازی کلی گونه‌های باسیلوس واجد اوره آز در این مطالعه (۶٪) درصد بود که در محدوده نرخ گزارش‌شده توسط مطالعات هند و صربستان قرار داشت که به ترتیب دارای ۱۵ درصد و ۱۳/۸ درصد جداسازی بودند (Anitha et al., 2018, Burbank et al., 2012, Šovljanski et al., 2021). بااین‌حال، این میزان در مقایسه با نتایج گزارش‌شده از ایالات متحده آمریکا، چین و ژاپن که به ترتیب دارای ۶٪ و ۵٪ درصد جداسازی بودند، بالا بود (Yang et al., 2020, Gowthaman et al., 2019).

نتایج مطالعه ما مطابق با سایر مطالعات انجام شده بر روی ویژگی‌های زیستی جنس باسیلوس نشان داد که انواع مختلف باسیلوس‌ها به دلیل مقاومت ذاتی بالا در برابر شرایط سخت محیطی، توانایی تکثیر و رشد در محیط‌های مختلف را دارند؛ مانند غلظت بالای نمک و آمونیوم؛ بنابراین می‌توانند در شرایط نامساعد محیطی به فعالیت و رشد خود ادامه دهند و آنزیم‌های مختلفی از جمله آنزیم هیدرولیتیک اوره آز تولید کنند که فرآیندهای بیولوژیکی مانند MICP را انجام می‌دهند (Sohail et al., 2022, Mutitu et al., 2019a).

ساده‌ترین و معمول‌ترین مکانیسم برای تشکیل رسوبی میکروبی کربنات استفاده از باکتری‌های اورئولیتیک به‌عنوان کاتالیزور واکنش‌های بیوشیمیایی است که این باکتری در محیط کشت آزمایشگاهی کشت و به درون خاک تزریق می‌شود که می‌تواند باعث سیمانی شدن قابل کنترل در زمان بسیار سریع در مقایسه با سیمانی شدن شیمیایی شود (Bibi et al., 2018). بیشترین مطالعات رسوب میکروبی کربنات از طریق هیدرولیز اوره با استفاده از باکتری *باسیلوس پاسترویی* ATCC ۶۴۵۳ بوده که امروزه تحت عنوان *اسپوروسارسینا پاسترویی* طبقه‌بندی‌شده است. فعالیت آنزیمی بالا و عدم لخته شدن از جمله دلایل گسترده جهت استفاده از این باکتری می‌توان اشاره کرد (Sohail et al., 2022, Mutitu et al., 2019a).

نتایج مطالعه حاضر نشان داد که خاک موجود در مناطق مختلف ایران حاوی تنوع بالایی از گونه‌های باسیلوس واجد فعالیت اوره آز است به‌طوری‌که از نمونه‌های جمع‌آوری‌شده تعداد ۱۲ سویه باسیلوس که متعلق به چهار گونه مختلف شامل *باسیلوس پارامایکوئیدس*، *باسیلوس پارالیکنیفورمیس*، *باسیلوس ولزنسیس*، *باسیلوس پاستوری* بودند همگی شرایط اوره آز

را داشتند. نتایج این مطالعه در راستای دیگر مطالعات انجام شده از جمله مطالعات زیر قرار داشت: Gowthaman و همکاران در ژاپن که در سال ۲۰۱۹ با تثبیت خاک شیب که با استفاده از باکتری‌های مولد MICP انجام دادند و به این نتیجه رسیدند که باکتری*Psychrobacillus* sp اورئولیتیک بومی موجود در خاک شیب دارای فعالیت اوره آز بسیار بالا در دمای ۳۰ درجه سانتی‌گراد برای MICP را دارا است. در این مطالعه از سه منطقه ۹ باکتری به ترتیب Bacillus (۲ مورد)، *Psychrobacillus* sp (۲ مورد) *Lysinibacillus* sp(۲ مورد) *Sporosarcina* sp، (۲ مورد) و *Viridibacillus* arvi و *Lysinibacillus xylanilyticus* هرکدام ۱ مورد جداسازی شدند (Yang et al., 2020, Gowthaman et al., 2019 فو و همکاران در کره جنوبی که در سال ۲۰۲۳ از دو سویه *S. pasteurii* و*S. saprophyticus* جهت رسوب کلسیتی استفاده کردند. در این مطالعه *S. saprophyticus* پنج برابر بیشتر از *S. pasteurii* در شرایط یکسان pH 5 و دمای ۳۰ درجه سانتی‌گراد درجه فعالیت و رسوب‌گذاری بیشتری را از خود نشان دادند (Fu et al., 2023).

همچنین در این مطالعه، کارایی فرآیند MICP به‌عنوان یک روش افزایش مقاومت خاک در مقابل تنش برشی جریان باد مورد بررسی قرار گرفت. نتایج نشان داد که استفاده ازMICP در سطح خاک می‌تواند اثر بسیار قابل‌توجهی در کاهش تلفات خاک ناشی از فرسایش بادی به‌ویژه در سرعت‌های بالای جریان باد داشته باشد به‌طوری‌که استفاده از تیمار MICP، نسبت تلفات خاک را در مقایسه با نمونه شاهد در سرعت جریان برابر با ۵۵ کیلومتر بر ساعت، در حدود ۱۰۰ برابر کاهش می‌دهد. به نظر می‌رسد افزایش مقاومت لایه سطحی نمونه‌ها در اثر تولید سیمان بیولوژیک ناشی از فناوری MICP دلیل اصلی در کاهش تلفات خاک است

در مطالعه Chen و همکاران در سال ۲۰۲۱ بیان کردند کارایی روش تثبیت خاک به کمک MICP تابعی از نوع اختلاط باکتری و قرارگیری و توزیع آن در محیط خاک است و این امر در خاک‌هایی با بافت متفاوت یکسان نیست، تزریق باکتری در خاک‌های درشت بافت مانند ماسه و شن کارایی روش تیمار MICP و تولید کلسیت بهبود می‌بخشد. همچنین ظرفیت باکتری برای تولید کلسیت با اندازه ذرات خاک مورد آزمایش رابطه دارد میزان کلسیت مورد نیاز در این آزمایش در خاک رسی کمتر از خاک شنی بود همچنین این مطالعه بیان می‌کند که افزایش مقاومت خاک نسبت به روانی و فرسایش با میزان ایجاد پل‌های کلسیت در بین ذرات خاک رابطه مستقیم دارد که با نتایج مورفولوژی نمونه سیمانی شده بیولوژیکی MICP توسط SEM که در آن کریستال‌های کلسیت در بین ذرات خاک تشکیل‌شده در مطالعه حاضر همخوانی داشت .(Chen et al., 2021).

با توجه به توانایی باسیلوس‌های تولیدکننده اوره آز در مصرف نیتروژن و تولید سیمان زیستی در خاک، می‌توان از این باکتری‌ها در تثبیت و بهسازی خاک و افزایش عملکرد محصولات کشاورزی استفاده کرد. به‌عنوان‌مثال، با استفاده از باسیلوس‌های تولید کننده اوره آز، می‌توان به کاهش نیاز به کودهای شیمیایی به دلیل مصرف و تبدیل فرم‌های مختلف نیتروژن در خاک و به دست آوردن عملکرد بهتر محصولات کشاورزی کمک کرد. در نتیجه، استفاده از باسیلوس‌های تولیدکننده اوره آز در بهسازی خاک و کاهش نیاز به کودهای شیمیایی، می‌تواند به بهبود کیفیت خاک و افزایش عملکرد محصولات کشاورزی در اراضی بایر جنوب ایران کمک کند. این نتایج می‌تواند به توسعه پایدار و بهره‌وری بیشتر در کشاورزی و دامداری در این منطقه کمک کند.

نتیجه‌گیری

نتایج نشان داد که باسیلوسها، توانایی بالقوه‌ای برای سازگاری با شرایط سخت محیطی را دارند، همچنین با استفاده از باسیلوس‌های تولیدکننده MICP در سطح خاک می‌توان تأثیر بسزایی در تثبیت و کاهش تلفات خاک در اثر فرسایش را داشت، همچنین این پدیده می‌تواند سبب افزایش مواد درون خاک و بهبود کیفیت آن در پی فعالیت‌های میکروبی گردد.

Reference

1. Mozaffari H, Rezaei M, Ostovari Y. Soil sensitivity to wind and water erosion as affected by land use in southern Iran. Earth. 2021;2(2):287-302.
2. Vågen T-G, Winowiecki LA. Predicting the spatial distribution and severity of soil erosion in the global tropics using satellite remote sensing. Remote Sensing. 2019;11(15):1800.
3. Kopittke PM, Menzies NW, Wang P, McKenna BA, Lombi E. Soil and the intensification of agriculture for global food security. Environ Internat. 2019;132:105078.
4. Farashi A, Shariati M. Biodiversity hotspots and conservation gaps in Iran. J nature conserv. 2017;39:37-57.
5. Mohammadi S, Balouei F, Haji K, Khaledi Darvishan A, Karydas CG. Country-scale spatio-temporal monitoring of soil erosion in Iran using the G2 model. Internat J Digital Earth. 2021;14(8):1019-39.
6. Patault E, Ledun J, Landemaine V, Soulignac A, Richet J-B, Fournier M, et al. Analysis of off-site economic costs induced by runoff and soil erosion: Example of two areas in the northwestern European loess belt for the last two decades (Normandy, France). Land Use Policy. 2021;108:105541.
7. Castro-Alonso MJ, Montañez-Hernandez LE, Sanchez-Muñoz MA, Macias Franco MR, Narayanasamy R, Balagurusamy N. Microbially induced calcium carbonate precipitation (MICP) and its potential in bioconcrete: microbiological and molecular concepts. Frontiers in Materials. 2019;6:126.
8. Kalkan E. A Review on the Microbial Induced Carbonate Precipitation MICP for Soil Stabilization. Internat J Earth Sci Knowl Applic. 2020;2(1):38-47.
9. Mutitu KD, Munyao MO, Wachira MJ, Mwirichia R, Thiong'o KJ, Marangu MJ. Effects of biocementation on some properties of cement-based materials incorporating Bacillus Species bacteria–a review. J Sust Cem-Bas Mater. 2019;8(5):309-25.
10. Celandroni F, Vecchione A, Cara A, Mazzantini D, Lupetti A, Ghelardi E. Identification of Bacillus species: Implication on the quality of probiotic formulations. PloS one. 2019;14(5):e0217021.
11. Davarpanah M, Azadi D, Shojaei H. Prevalence and molecular characterization of non-tuberculous mycobacteria in hospital soil and dust of a developing country, Iran. Microbiology. 2019;165(12):1306-14.
12. Liu Y, Stefanic P, Miao Y, Xue Y, Xun W, Shen Q, et al. Housekeeping gene gyrA, a potential molecular marker for Bacillus ecology study. bioRxiv. 2022.
13. Catia A, Miranda C, Martins OB, Clementino MM. Species-level identification of Bacillus strains isolates from marine sediments by conventional biochemical, 16S rRNA gene sequencing and inter-tRNA gene sequence lengths analysis. Antonie van Leeuwenhoek. 2008;93(3):297.
14. Azadi D, Shojaei H. Biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons, phenol and sodium sulfate by *Nocardia* species isolated and characterized from Iranian ecosystems. Scientific reports. 2020;10(1):1-12.
15. Jeon Y-S, Chung H, Park S, Hur I, Lee J-H, Chun J. jPHYDIT: a JAVA-based integrated environment for molecular phylogeny of ribosomal RNA sequences. Bioinformatics. 2005;21(14):3171-3.
16. Almajed A, Tirkolaei HK, Kavazanjian E, Hamdan N. Enzyme induced biocementated sand with high strength at low carbonate content. Scientific reports. 2019;9(1):1-7.
17. Whiffin VS, Van Paassen LA, Harkes MP. Microbial carbonate precipitation as a soil improvement technique. Geomicrobiology Journal. 2007;24(5):417-23.

18. Achal V, Mukherjee A, Basu P, Reddy MS. Strain improvement of Sporosarcina pasteurii for enhanced urease and calcite production. J indus Microbiol Biotechnol. 2009;36(7):981-8.

19. Gowthaman S, Iki T, Nakashima K, Ebina K, Kawasaki S. Feasibility study for slope soil stabilization by microbial induced carbonate precipitation (MICP) using indigenous bacteria isolated from cold subarctic region. applied sciences. 2019;1(11):1-16.

20. Ivanov V, Chu J. Applications of microorganisms to geotechnical engineering for bioclogging and biocementation of soil in situ. Rev Environ Sci BioTechnol. 2008;7(2):139-53.

21. Afrin H. A review on different types soil stabilization techniques. Internat J Transport Engin Technol. 2017;3(2):19-24.

22. Anbu P KC, Shin YJ ,So JS. . . Formations of calcium carbonate minerals by bacteria and its multiple applications. Springerplus. 2016 5(1):1-26.

23. Seifan M, Berenjian A. Microbially induced calcium carbonate precipitation: a widespread phenomenon in the biological world .Appl microbiol biotechnol. 2019;103(12):4693-708.

24. Stabnikov V, Jian C, Ivanov V, Li Y, Biotechnology. Halotolerant, alkaliphilic urease-producing bacteria from different climate zones and their application for biocementation of sand. World Journal of Microbiology. 2013;29(8):1453-60.

25. Xu J. Microbial ecology in the age of genomics and metagenomics: concepts, tools, and recent advances. Mol Ecol. 2006;15(7):1713-31.

26. Elmanama AA, Alhour MJJoAS. Isolation, characterization and application of calcite producing bacteria from urea rich soils. Engineering Research. 2013;3(4):388-99.

27. Ramanathan G, Kumar TV, Rama R, Vijayalalitha R. Isolation of cement degrading bacteria and screening of their efficacy for biocementation. Pharm Chem Biol Sci. 2016.۲۷-۳:۵۱۸;

28. Anitha V, Abinaya K, Prakash S, Seshagiri Rao A, Vanavil. *Bacillus cereus* KLUVAA mediated biocement production using hard water and urea. Chemical biochem engin q. 2018;32(2):257-66.

29. Burbank MB, Weaver TJ, Williams BC, Crawford RLJGJ. Urease activity of ureolytic bacteria isolated from six soils in which calcite was precipitated by indigenous bacteria. Geomicrobiol J. 2012;29(4):389-95.

30. Šovljanski O, Pezo L, Stanojev J, Bajac B, Kovač S, Tóth E, et al. Comprehensive profiling of microbiologically induced CaCO3 precipitation by ureolytic Bacillus isolates from alkaline soils. Microorganisms. 2021;9(8):1691.

31. Yang Y, Chu J, Cao B, Liu H, Cheng L. Biocementation of soil using non-sterile enriched urease-producing bacteria from activated sludge. J Clean Produc. 2020;262:121315.

32. Sohail MG, Al Disi Z, Zouari N, Al Nuaimi N, Kahraman R, Gencturk B, et al. Bio self-healing concrete using MICP by an indigenous Bacillus cereus strain isolated from Qatari soil. Construction and Building Materials. 2022;328:126943.

33. Mutitu KD, Munyao MO, Wachira MJ, Mwirichia R, Thiong'o KJ, Marangu MJ. Effects of biocementation on some properties of cement-based materials incorporating Bacillus Species bacteria–a review. Journal of Sustainable Cement–Based Materials. 2019;8(5):309-25.

34. Bibi S, Oualha M, Ashfaq MY, Suleiman MT, Zouari N. Isolation, differentiation and biodiversity of ureolytic bacteria of Qatari soil and their potential in microbially induced calcite precipitation (MICP) for soil stabilization. RSC Advances. 2018;8(11):5854-63.

35. Fu T, Saracho AC, Haigh SK. Microbially induced carbonate precipitation (micp) for soil strengthening: a comprehensive review. Biogeotechnics. 2023:100002.

36. Chen L, Song Y, Huang J, Lai C, Jiao H, Fang H, et al. Critical review of solidification of sandy soil by microbially induced carbonate precipitation (MICP). Crystals. 2021;11(12):1439.

37. Skevi L, Reeksting BJ, Hoffmann TD, Gebhard S, Paine K. Incorporation of bacteria in concrete: The case against MICP as a means for strength improvement. Cement and Concrete Composites. 2021;120:104056.

38. Mondal S, Ghosh AD. Review on microbial induced calcite precipitation mechanisms leading to bacterial selection for microbial concrete. Construction and Building Materials. 2019;225:67-75.

39. Al-Thawadi SM. High strength in situ biocementation of soil by calcite precipitating locally isolated ureolytic bacteria. Ph.D. thesis. Perth Western Australia. Mudroch University; 2008, 264.

40. Hazirei F, Zare Ernani M. Investigation of effect of clay-lime mulch for sand dunes fixation. Water and Soil. 2013 Jun 22;27(2):373-80.

نشریه علمی مدیریت اراضی/ جلد ۱۱ / شماره ۲ / ۱۴۰۲. ص۱۹۵-۲۰۸
https://doi.org/10.22092/lmj.2023.362257.332

آشکارسازی تغییرات کاربری اراضی و پهنه‌های جنگلی با استفاده از سنجش از دور (مطالعه موردی: شهرستان آستارا)

صیاد اصغری سراسکانرود* و حسین شریفی طولارود

استاد گروه جغرافیای طبیعی، دانشکده علوم اجتماعی، دانشگاه محقق اردبیلی، ایران.
s.asghari@uma.ac.ir
کارشناسی ارشد سنجش از دور و Gis. دانشکده علوم اجتماعی، دانشگاه محقق اردبیلی، ایران.
hoseinsharifyrsgis@gmail.com

دریافت: اردیبهشت ۱۴۰۲ و پذیرش: شهریور ۱۴۰۲

چکیده

با توجه به ثبت جنگل‌های هیرکانی در یونسکو، امروزه آگاهی از تغییرات و روند تخریب اراضی جنگلی جهت برنامه‌ریزی و مدیریت اراضی ملی امری ضروری است. هدف از این پژوهش، پایش تغییرات کاربری اراضی و پوشش جنگلی در شهرستان آستارا با استفاده از تصاویر ماهواره‌ای سری لندست سنجنده‌های TM, OLI 1 & 2 مربوط به سال‌های ۱۹۹۵ و ۲۰۲۲ است. در این پژوهش ابتدا تصاویر در روزهای با پوشش ابر کمتر از ۱۰ ٪ در سه بازه زمانی، در دو دوره انتخاب، سپس بر اساس روابط بین باندی شاخص پوشش گیاهی EVI تعریف شد. در ادامه با ترکیب شاخص‌ها نسبت به استخراج نقشه کاربری اراضی با استفاده از الگوریتم ماشین بردار پشتیان اقدام شد. نتایج ارزیابی صحت نشان داد که دقت کلی و ضریب کاپا نقشه کاربری اراضی با استفاده از الگوریتم ماشین بردار پشتیبان برای سال‌های ۱۹۹۵ و ۲۰۲۲ به ترتیب برابر با ۸۹، ۹۲ ٪ و ۰/۸۶ و ۰/۷۵ است. نتایج بررسی تغییرات در شهرستان آستارا در بازه زمانی ۱۹۹۵ تا ۲۰۲۲ نشان داد که کاربری مسکونی به میزان ۷ ٪ یعنی ۲۹۵۴ هکتار افزایش یافته در مقابل کاربری اراضی مرتعی و کاربری اراضی کشاورزی به ترتیب ۱ و ۲ ٪ به میزان ۲۵۸ و ۹۹۷ هکتار کاهش یافته‌اند؛ اما یکی از کاربری‌های مهم کرانه خزری، پوشش جنگلی در سال ۱۹۹۵ دارای مساحت ۳۴۲۸۳ هکتار بوده است که ۸۰ ٪ سطح پوشش منطقه مورد مطالعه را در بر گرفته که در سال ۲۰۲۲ سطح این کاربری به ۳۲۵۲۲ هکتار برابر با ۷۶ ٪ می‌رسد که به میزان ۴ درصد برابر با ۱۷۶۱ هکتار کاهش یافته است. بر مبنای یافته‌های این پژوهش می‌توان اظهار نمود که سامانه گوگل ارث انجین با آرشیوی از تصاویر ماهواره‌ای مختلف می‌تواند به عنوان یک ابزار قوی و مناسب جهت پایش و مدیریت اراضی جنگلی باشد.

واژه‌های کلیدی: پوشش جنگلی، تخریب، سامانه گوگل ارث انجین، لندست، شاخص پوشش گیاهی

* - آدرس ایمیل نویسنده مسئول: s.asghari@uma.ac.ir

نوع مقاله: پژوهشی

مقدمه

جنگل‌ها اصلی‌ترین منابع طبیعی کره خاکی محسوب می‌شوند و عملکرد آن‌ها نقش اساسی در نگهداری تعادل اکولوژیکی دارد (Mohamadi et al., 2010). یکی از اصلی‌ترین و مهم‌ترین سرمایه‌های ملی کشور و یکی از مهم‌ترین منابع طبیعی تجدیدشونده جنگل-ها هستند (Omrani, 2016). اغلب تغییرات ناسازگاری بر سیماهای سرزمین بر اثر فعالیت انسان است (Ghanbari & et al., 2020). شاید مهم‌ترین عاملی که چهره زمین را در خیلی از قسمت‌های دنیا تغییر داده، پاکسازی جنگل‌ها بوده است (Ebrahimyan, 2011)؛ که احیاء و بازسازی آن‌ها به راحتی میسر نیست که برای آن باید بهای گزاف و زمان زیادی صرف شود (Rezvani & Hashemzadeh, 2014) در طول قرن‌ها، جنگل‌ها به‌طور مرتب مورد استفاده بی‌رویه انسان بوده و با رشد جمعیت دنیا، به‌طور مداوم تبدیل و یا تغییر یافته‌اند (Ebrahimyan, 2011). با توجه به اهمیت موضوع منابع طبیعی و جنگل‌ها، لازم است که منابع موجود در کشور شناسایی و اطلاعات جامع و کافی در مورد آن‌ها گردآوری شود تا برنامه‌ریزی در سطح کلان با توجه به پتانسیل و منابع موجود در هر منطقه صورت گیرد، چرا که لازمه برنامه‌ریزی اصولی و مدیریت پایدار منابع طبیعی در اختیار داشتن اطلاعات دقیق و به هنگام است (Fatemitalab & et al., 2015). شناخت دقیق از روند تغییرات پوشش جنگلی برای برنامه‌های کاربردی و مدیریت منابع، همچنین ارزیابی خدمات زیست‌محیطی بسیار مهم است (Rostamzadeh & et al., 2017). امروزه فن‌آوری سنجش از دور به‌عنوان یک راهکار ارزشمند در جهت شناسایی منابع طبیعی، به‌ویژه در روند تهیه نقشه‌های کاربری اراضی، در مناطق مختلف جهان به‌صورت علمی مورد استناد قرار می‌گیرد. سنجش‌ازدور یک فرصت بسیار عالی برای ارائه اطلاعات در رابطه با تغییرات پوشش جنگل در مقیاس‌های مناسب مکانی و زمانی فراهم می‌نماید که تأثیر بسزایی در مدیریت اراضی دارد (Narngifard, 2015 و Asghari & Ardashiri, 2020). روش‌های مختلفی برای پایش و ارزیابی پوشش-گیاهی و اراضی جنگلی با استفاده از علم سنجش از دور وجود دارد. یکی از روش‌ها بهره‌گیری از شاخص‌های پوشش‌گیاهی است. شاخص‌های پوشش‌گیاهی از پر کاربردترین نمونه‌های محاسبات باندی می‌باشند که به‌منظور محاسبه درصد پوشش گیاهی، بررسی انواع پوشش‌گیاهی، وضعیت سبزینگی یک منطقه طی دوران‌های مختلف بکار می‌روند (Narngifard, 2015). این شاخص-ها یک ترکیب ریاضی از باندهای متعدد تصاویر رقومی ماهواره‌ای هستند که از اختلاف معنی‌دار بازتابش پوشش-گیاهی در طول موج‌های آبی، قرمز، سبز و مادون قرمز نزدیک استفاده می‌کنند (Matsushita, 2007). با توجه به اینکه تغییرات در کاربری اراضی در سطح وسیع و گسترده شکل می‌گیرد امروزه محققان مختلفی با تکیه بر قابلیت‌های سنجش از دور و در دسترس بودن تصاویر ماهواره‌ای از روش‌ها و تکنیک‌های مختلفی در پژوهش‌ها و پروژه‌های کاربردی به ارزیابی و پایش تغییرات کاربری اراضی – پوشش‌گیاهی ازجمله جنگل‌ها پرداخته‌اند؛ که به برخی از این پژوهش‌ها در خارج و داخل کشور اشاره می‌گردد: شیموزو و همکاران (۲۰۱۶) با استفاده از داده‌های سری زمانی لندست ۸ و سنتینل ۱ به آشکارسازی در جنگل‌های گرمسیری پرداختند. نتایج نشان داد که دقت کلی نقشه کاربری با استفاده از تصاویر لندست ۷۸/۳ ٪ و سنتینل ۷۵/۵ ٪ است که دقت ترکیب تصاویر لندست ۸، سنتینل ۱ برابر با ۸۳/۶ ٪ که بالاتر از دقت هر دو ماهواره است. همچنین نتایج نشان می‌دهد که ترکیب داده‌های سری زمانی لندست ۸ و سنتینل ۱ ارزش بالایی در آشکارسازی تغییرات بصورت بموقع و دقیق دارند. خلیله و همکاران (۲۰۱۸) در پژوهشی به پایش پوشش جنگل و آشکارسازی تغییرات جنگل در کشور مراکش با استفاده از سنجنده‌های TM، ETM+ و OLI ماهواره لندست ۵، ۷ و ۸ در بازه زمانی ۱۹۸۷ تا ۲۰۱۵ پرداختند. نتایج پژوهش نشان داد که تغییر قابل توجهی در پوشش گیاهی در بازه زمانی ذکر شده رخ داده است. همچنین محققین بیان داشتند که تراکم در سال

۲۰۰۱ افزایش اما در سال ۲۰۱۵ به طور قابل توجهی کاهش یافته است. اوسی و همکاران (۲۰۱۹) ذخایر جنگلی کشور غنا را با استفاده از سامانه گوگل ارث انجین بصورت بلندمدت پایش نمودند. نتایج پژوهش با استفاده از تصاویر مختلف نشان داد که در بازه زمانی ۱۹۸۵ تا ۲۰۱۸ مقدار ۶۶ ٪ از سطح جنگل‌ها کاسته شده همچنین پایش جنگل‌ها با تصاویر MODIS, LANDSAT از سال ۲۰۰۰ تا ۲۰۱۸ نشان داد که سطح جنگل‌ها به مقدار ۶۱ و ۴۷ ٪ کاهش پیدا کرده‌اند. تجزیه‌وتحلیل تغییرات در بازه زمانی بلندمدت نشان داد که در کشور غنا هر پنج سال میزان سطح جنگل‌ها به دلیل فعالیت‌های انسانی کاهش پیدا می‌کنند. فادلی و همکاران (۲۰۱۹) در کشور اندونزی تغییرات پوشش جنگلی را با استفاده از تصاویر ماهواره‌ای و سامانه گوگل ارث انجین در سال‌های ۲۰۰۰ تا ۲۰۱۶ بررسی کردند. محققین اظهار نمودند که سامانه گوگل ارث انجین[1] برای تجزیه‌وتحلیل سریع حجم زیادی از داده‌های سنجش‌ازدور و برآورد مساحت پوشش جنگلی در سال ۲۰۰۰ و تغییرات سالانه آن در اندونزی بسیار مؤثر است. لی و همکاران (۲۰۲۱) در پژوهشی تغییرات و اختلالات ایجاد شده جنگل را با استفاده از سری زمانی تصاویر لندست در کشور چین بررسی کردند. نتایج پژوهش نشان داد که نوسانات قابل توجهی بر اثر عوامل مختلفی از جمله آتش‌سوزی ۸۳/۳۳ ٪، بهره‌برداری۱۲/۲ حشرات ۲/۴ ٪ و در نهایت جاده‌سازی ۲ ٪ رخ داده است. طارق و همکاران (۲۰۲۳) در پژوهشی تغییرات کاربری اراضی جنگلی را در بازه ۱۹۹۰ تا ۲۰۱۷ مدلسازی و پایش کردند. نتایج پژوهش نشان داد که مساحت جنگل از سال ۱۹۹۰ تا ۲۰۱۰ از ۱۹۳۶۰ کیلومتر مربع (۲۶/۰ ٪) به ۱۸۷۸۴ کیلومتر مربع (۲۵/۲ ٪) کاهش یافت، در حالی که مساحت جنگل بدلیل پروژه یک میلیاردی درخت از ۱۸۶۴۰ کیلومتر مربع (۲۵/۰ ٪) به ۲۶۷۶۵ کیلومتر مربع (۳۵/۹ ٪) افزایش یافته است. هاشمی و همکاران (۱۳۹۵) در پژوهشی سطح پوشش جنگل‌های سیاه‌مرگی استان گیلان را با استفاده از تصاویر ماهواره‌ای پایش کردند. نتایج پژوهش نشان می‌دهد که در بازه زمانی ۲۰۰۰ تا ۲۰۱۵ سطح اراضی جنگل‌ها به مقدار ۲۳۳/۵۵ هکتار کاهش یافته و همچنین سطح مراتع نیز کاهش یافته اما در عوض سطح کاربری اراضی دیمی و مراتع نیمه متراکم افزایش پیدا کرده است. همچنین دقت کلی نقشه‌های تولید شده برابر با ۹۵/۷۵ ٪ و ۹۵/۹۶ ٪ است. جوان و همکاران (۱۳۹۶) در مطالعه‌ای میزان تخریب جنگل‌های هیرکانی را با استفاده از تصاویر لندست ۷ و ۸ آشکارسازی کردند. نتایج پژوهش نشان داد که روند تخریب جنگل‌های هیرکانی در طی سه دوره زمانی ۱۳۷۹، ۱۳۸۸ و ۱۳۹۶ متفاوت بوده بطوری که هر چقدر به سمت سال ۱۳۹۶ می‌رویم میزان تخریب افزایش می‌یابد. سارلی و همکاران (۱۳۹۸) تغییرات پوشش گیاهی استان مازندران را طی باز ۲۰۰۵ تا ۲۰۱۷ بررسی و با استفاده از مدل مارکوف پیش‌بینی نمودند. نتایج پژوهش نشان داد که نقشه کاربری تولید شده با روش درخت تصمیم‌گیری دارای دقت کلی ۹۱ ٪ و ضریب کاپای ۰/۸۸ است. امین املشی و همکاران (۱۳۹۸) سطح و تراکم تاج پوشش جنگل‌های استان گیلان را با استفاده از تصاویر ماهواره‌ایی لندست ۸ در سال ۹۳ ارزیابی کردند. نتایج پژوهش نشان داد که دقت کلی و ضریب کاپای نقشه کاربری جنگل به ترتیب ۹۱/۸ ٪ و ۰/۸ بدست آمد. همچنین سطح پوشش جنگل‌های گیلان ۴۹۸ هزار و ۸۰۴ هکتار برآورد شد. از دیگر نتایج این پژوهش مشخص شدن تأثیر منفی تشابه طیفی بین باغ‌های کشاورزی و جنگل‌های تنک و نیمه انبوه است. فروتن و همکاران (۱۴۰۰) به بررسی روند تغییرات پوشش گیاهی جنگلی و مرتعی استان مازندران در بازه زمانی ۳۰ ساله با استفاده از تصاویر ماهواره‌ای پرداختند. نتایج پژوهش نشان داد که در سنجه‌های سیمای سرزمین تعداد لکه، تراکم لکه، تراکم لبه و فاصله نزدیک‌ترین شباهت افزایش و اما شاخص NDVI کاهش یافته است. همچنین تحلیل کاربری اراضی در بازه زمانی نشان داد که پوشش گیاهی جنگل و مرتع کاسته شده و اما کاربری شهری به مراتب افزایش پیدا کرده است.

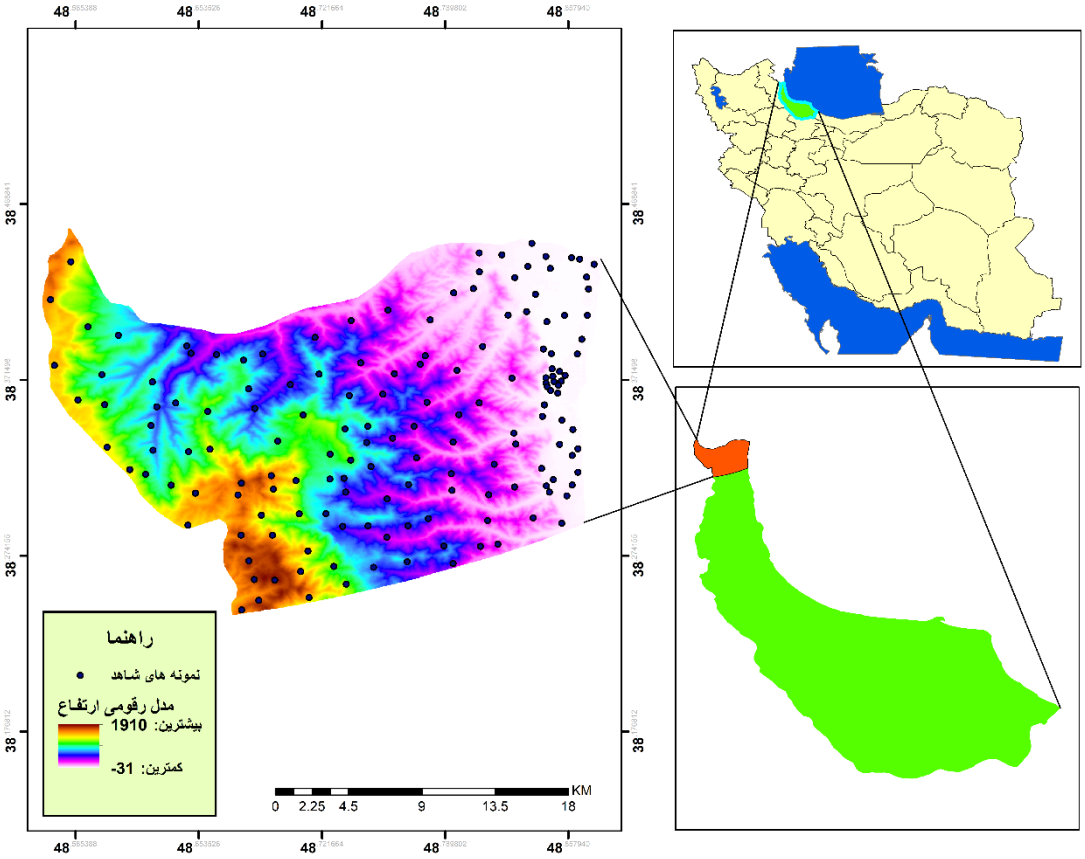
1- Google Earth Engine

عیسی‌زاده (۱۴۰۱) پهنه‌های جنگلی استان مازندران را در بازه زمانی ۲۰۰۰ تا ۲۰۱۸ با استفاده از پرواکت‌های لندست در سامانه گوگل ارث انجین استخراج نمودند. نتایج این پژوهش نشان داد که بیشترین تغییرات در سال ۲۰۰۰ در قسمت‌های شمالی و شمال شرقی بوده است؛ اما تغییرات در سال ۲۰۰۶ در قسمت‌های شمالی، شمال شرقی و غربی بوده همچنین بیشترین تغییرات پهنه‌های جنگلی در سال ۲۰۱۲ تا ۲۰۱۸ رخ داده است. اصغری و سرائی (۱۴۰۱) در پژوهشی به پایش و تحلیل تغییرات پوشش و کاربری اراضی جنگل به کشاورزی با استفاده از تصاویر ماهواره‌ای و سنجش‌ازدور در بازه زمانی ۲۰۰۰ تا ۲۰۲۰ پرداخته و اظهار داشتند که سطح پوشش کاربری جنگل کاهش یافته اما کاربری شهری افزایش یافته، همچنین ضریب کاپا و دقت کلی (۹۸/۴۴ و ۹۷/۸۴) سال ۲۰۲۰ نسبت به سایر سال‌ها بیشتر است. رحیمی اجدادی و همکاران (۱۴۰۱) به آشکارسازی تغییرات پوشش گیاهی شهرستان تالش با استفاده از سنجش از دور پرداختند. نتایج پژوهش نشان داد که کاربری مسکونی در بازه زمانی ۲۰ ساله به‌شدت رشد کرده اما وسعت جنگل‌های متراکم ۴۵ ٪ کاهش اما وسعت کاربری جنگل تنک و نیمه انبوه افزایش یافته است. پیشینه پژوهش نشان می‌دهد مطالعات مختلفی در داخل کشور در زمینه پایش و ارزیابی تغییرات جنگل انجام شده است اما مطالعات کمتری با استفاده از کدنویسی و سامانه‌های تحت وب و داده‌های جدید انجام شده است لذا در این پژوهش برای اولین بار از سامانه گوگل ارث انجین برای پایش تغییرات جنگل‌ها با استفاده از الگوریتم-های یادگیری ماشین در منطقه مورد مطالعه استفاده شده است. سامانه گوگل ارث انجین (GEE)، یک سامانه قدرتمند و قوی، تحت وب برحسب محاسبات ابری است که برای پردازش تصاویر ماهواره‌ای استفاده می‌شود. نگاه به جنگل‌های ایران نشان می‌دهد که بخشی از جنگل‌های هیرکانی در استان گیلان جای دارند که به لحاظ صنعتی و تجاری از دیرباز مورد بهره‌برداری قرار گرفته اند اما امروزه با ثبت جهانی جنگل‌های هیرکانی، توجه به اکوسیستم‌های جنگلی برخلاف گذشته نیازمند برنامه‌ریزی و حفاظت به‌عنوان یک ذخیره‌گاه ژنتیکی است؛ بنابراین با توجه به اهمیت منابع طبیعی و اراضی جنگلی، در اختیار داشتن اطلاعات پایه اعم از نقشه تیپ‌های جنگلی، نقشه پراکنش جنگل‌ها جهت برنامه‌ریزی و مدیریت صحیح منابع طبیعی امری ضروری است. از سویی با وجود تغییرات وسیع کاربری اراضی و افزایش شدت تخریب جنگل‌ها و تبدیل بخصوص اراضی جنگلی به کاربری کشاورزی، ضرورت تولید نقشه‌های پراکنش جنگل‌ها را در سال‌های مختلف افزایش می‌دهد. لذا این پژوهش سعی بر این دارد تا با استفاده از قابلیت‌های سامانه گوگل ارث انجین و الگوریتم-های یادگیری ماشین به پایش و ارزیابی تغییرات کاربری اراضی و پوشش جنگلی در شهرستان آستارا به‌عنوان نقطه شروع پراکنش جنگل‌های هیرکانی در نواحی شمالی کشور در یک بازه زمانی ۲۷ ساله (۱۹۹۵ تا ۲۰۲۲) بپردازد.

مواد و روش

منطقه مورد مطالعه

منطقه مورد مطالعه در این پژوهش در شمال غربی استان گیلان، مساحت شهرستان آستارا ۳۴۴ کیلومتر مربع است که در مختصات جغرافیایی "۳۰ '۵۲ °۴۸ طول شرقی و در عرض شمالی "۰۰ '۲۶ °۳۸ است. این منطقه به‌عنوان اولین نقطه شروع جنگل‌های هیرکانی در استان گیلان است. بستر زمینی عرصه عموماً از انواع توف‌های آندزیتی و سنگ‌های آتشفشانی با نفوذپذیری خوب و عموماً اسیدی تشکیل شده است و تیپ غالب خاک منطقه، قهوه‌ی نیمه تکامل یافته تا تکامل یافته همراه با تیپ رانکر در مناطق سنگلاخی و مرتفع است (Noghreh Alizadeh, et al., 2020).



شکل ۱- موقعیت جغرافیایی منطقه مورد مطالعه

Figure 1- The Geographical location of the study area

داده‌های مورد استفاده

در این پژوهش با توجه به هدف تحلیل مکانی و پیاده‌سازی الگوریتم‌های یادگیری ماشین جهت پایش سری زمانی تغییرات جنگل‌ها از بستر تحت وب سامانه گوگل ارث انجین برای پردازش تصاویر ماهواره‌ای استفاده شد. در این سامانه آرشیوی از انواع داده‌های مکانی از جمله تصاویر ماهواره‌ایی بصورت تصحیح شده ارائه شده است. داده‌های مورد استفاده در این پژوهش برای بازه زمانی ۲۷ ساله با ابر کمتر از ۱۰٪ برای سال ۱۹۹۵ شامل داده‌های تصحیح شده لندست ۵ با قدرت تفکیک مکانی ۳۰ متر سطح Tier 1 با ردیف ۱۶۶ و ۱۶۷ و گذر ۳۳ و همچنین برای سال ۲۰۲۲ از تصاویر لندست ۸ و ۹ با قدرت تفکیک مکانی ۳۰ متر سطح Tier 1 با ردیف ۱۶۶ و گذر ۳۴ استفاده شده است همچنین در انتخاب تصاویر ماهواره‌ای سعی شده تصاویر با حداقل پوشش ابر و با بازه زمانی نزدیک در ماه‌های خرداد، تیر و مرداد بدلیل حداکثر پوشش گیاهی یا اوج سبزینگی اراضی جنگلی استفاده گردید. مشخصات کامل تصاویر استفاده شده در این پژوهش در جدول (۱) ارائه شده است.

جدول ۱- تصاویر مورد استفاده در این پژوهش

Table 1- The images used in this research

ردیف	نوع سنجنده	تاریخ برداشت میلادی	تاریخ برداشت خورشیدی	ردیف و گذر
1	TM	1995.05.15	1374.02.05	167-33
2	TM	1995.06.25	1374.06.04	166-33
3	TM	1995.08.29	1374.06.07	166-33
4	OLI 1	2022.06.30	1401.04.09	166-34
5	OLI 2	2022.07.13	1401.04.22	166-34
6	OLI 2	2022.08.30	1401.06.08	166-34

پردازش تصاویر ماهواره‌ایی در سامانه گوگل ارث انجین

ابتدا با استفاده از کدنویسی مرز منطقه مورد مطالعه با فیلتر مکانی تعریف سپس فیلترهای زمانی براساس زمان اوج رویش اراضی جنگلی برای بازه زمانی مدنظر تعریف شد در این پژوهش با توجه به بهره‌گیری از قابلیت-های روابط بین باندی در شاخص‌ها جهت پایش اراضی جنگلی سعی شد تصاویر ماهواره‌ای برای هر کدام از سال‌ها بصورت ردیف و گذر براساس جدول ۱ انتخاب شود. بعد از فراخوانی تصاویر ماهواره‌ایی و انتخاب تصاویر مناسب براساس تابع تصاویر نهایی برش زده شد (Soltani & Mohamadnezhad, 2021). سپس برای هر کدام از سال-ها شاخص EVI در سه بازه زمانی استخراج شد. با توجه به شناخت منطقه مورد مطالعه شاخص پوشش گیاهی، اراضی جنگلی و سایر کاربری‌ها را به‌خوبی استخراج نمودند. در ادامه با توسعه کد نسبت به مدیریت هر کدام از شاخص‌های اجرا شده در بازه زمانی اولش، دوم و سوم برای هر کدام از سال‌های ۱۳۷۴ و ۱۴۰۱ بصورت ترکیب رنگی اقدام شد. در ادامه با در اختیار داشتن شاخص‌ها نسبت به تعریف کلاس‌های کاربری و تهیه نقشه کاربری اراضی اقدام شد. پنج کلاس کاربری شامل پهنه‌های جنگل، اراضی کشاورزی، مناطق مسکونی، اراضی مرتعی و پهنه-های آبی با هدف بررسی پوشش پهنه‌های جنگلی مشخص شد. اولین مرحله در طبقه‌بندی نقشه کاربری اراضی، تعریف نمونه‌های تعلیمی برای هر کدام از کلاس‌های کاربری است. در این پژوهش با توجه به سامانه تحت وب نمونه‌های تعلیمی به‌صورت پراکنده و تصادفی از سطح پیکسل‌های خالص هر کاربری برداشت شد. با توجه به اینکه الگوریتم‌های مختلفی جهت طبقه‌بندی نقشه کاربری اراضی وجود دارد اما محققین در بسیاری از مطالعات از کارایی الگوریتم ماشین بردار پشتیبان نسبت به سایر الگوریتم‌ها اشاره کرده‌اند از جمله (Noghreh Alizadeh, et al., 2020). بنابراین در این پژوهش نیز با استفاده از الگوریتم طبقه‌بندی نظارت شده روش ماشین بردار پشتیبان نقشه کاربری اراضی برای هر کدام از سال‌ها استخراج شد. پس از تهیه نقشه کاربری اراضی خروجی پردازش سامانه گوگل ارث انجین در گوگل درایو ذخیره شد. نتایج نقشه-های کاربری اراضی و پوشش جنگلی برای ارزیابی صحت، تحلیل‌های مکانی و بررسی تغییرات وارد نرم‌افزار ArcMap شد. لازمه هر نقشه کاربری اراضی بررسی و ارزیابی صحت آن است. برای تهیه نقشه واقعیت زمینی می‌توان از تصاویر، عکس‌ها و همچنین نقشه‌های کاربری مرجع در کنار برداشت داده‌های میدانی استفاده کرد. در این پژوهش با توجه به آشنایی با منطقه مورد مطالعه ابتدا با توجه به عدم دسترسی به منطقه با در اختیار داشتن تصاویر با قدرت تفکیک بالای نرم‌افزار گوگل ارث نسبت به برداشت نمونه‌های کنترلی اقدام شد. در نهایت با در اختیار داشتن نمونه‌های کنترلی صحت نقشه‌های کاربری اراضی برای هر کدام از سال‌ها با دقت کلی[۲] و ضریب کاپا[۳] ارزیابی شد. با استفاده از نرم‌افزار ArcGis نسبت به بررسی تغییرات و تحلیل کاربری‌ها در بازه زمانی ۲۲ ساله اقدام و تصحیحات روی نقشه‌ها جهت استخراج نقشه نهایی انجام شد.

جدول ۲- تعداد نمونه‌های تعلیمی و نمونه‌های کنترلی

Table 2- The number of training samples and control samples

ردیف	نوع کاربری	تعداد نمونه‌های برداشت شده از طریق Google Earth	تعداد نمونه‌های آموزشی
1	جنگل	70	160
2	کشاورزی	50	120
3	آبی	20	45
4	مسکونی	32	85
5	مرتعی	30	73

[2]- Overall accuracy

[3]- Kappa cafficient

با توجه به اینکه در اکثر مطالعات از شاخص عمومی و کاربردی نرمال شده NDVI[4] برای بررسی پوشش گیاهی استفاده می‌شود؛ اما در این پژوهش با در نظر گرفتن شرایط منطقه مورد مطالعه به لحاظ وجود جنگل‌های هیرکانی با طیف سبزینگی بالا و وجود اراضی شالیزار و همچنین بدلیل محدودیت‌هایی از جمله ۱- زود اشباع شدن و عدم توانایی تفکیک مقادیر متراکم پوشش گیاهی ۲- تحت تأثیر شرایط جوی بودن به‌خصوص زمانی که تصحیحات اتمسفری بر روی آن اعمال نشود ۳- تحت تأثیر خاک پس‌زمینه بودن (Yuan et al, 2007)؛ بنابراین سعی شده از شاخص پوشش گیاهی بهبودیافته EVI[5] در این پژوهش استفاده شود.

شاخص EVI

شاخص پوشش گیاهی بهبودیافته برای بهبود شاخص NDVI به‌وسیله بهینه‌سازی سیگنال‌های پوشش گیاهی در محدوده شاخص سطح برگ با استفاده از انعکاس باند آبی توسعه یافته است (Huete et al., 1997). این شاخص از رابطه زیر محاسبه می‌شود:

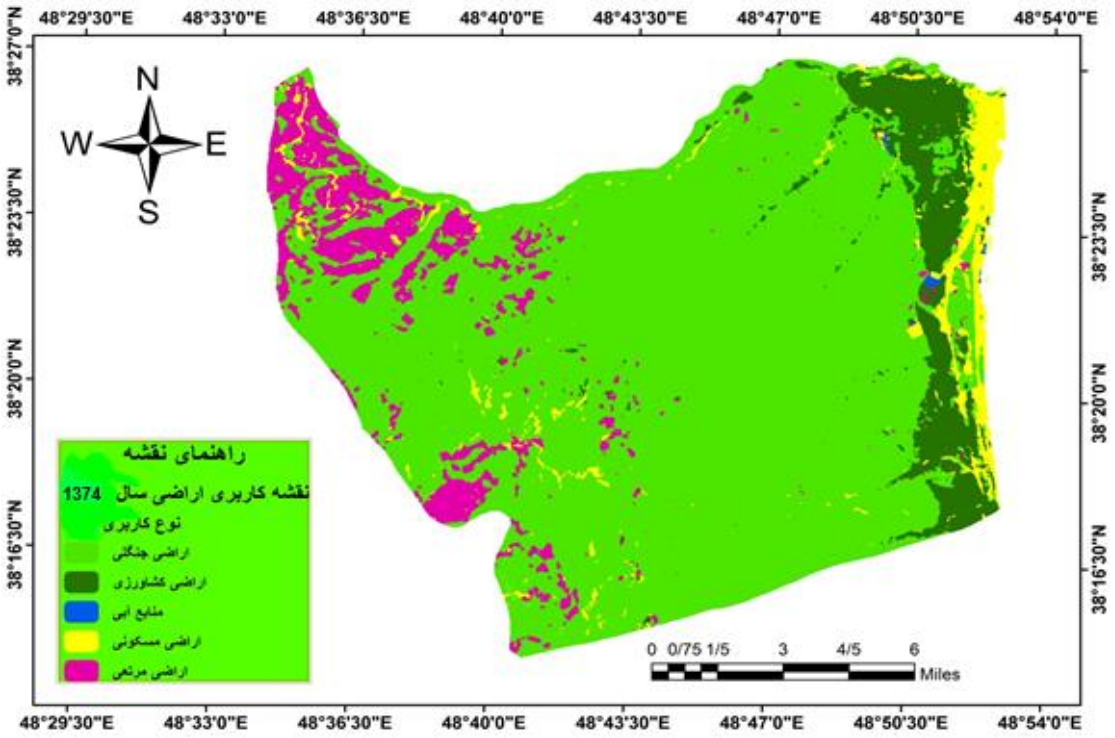
$$EVI = G \times \frac{PNIR-PRED}{PNIR+C1\times PRED-C2\times PBLUE+L} \qquad (۱)$$

که در این شاخص G برابر با ۲/۵ مقدار L ضریب اصلاحی خاک برابر با یک و مقادیر c1 و c2 ضرایب ثابت‌اند که به ترتیب ۶ و ۷/۵ می‌باشند. در این رابطه علاوه بر باندهای قرمز و مادون‌قرمز نزدیک که در شاخص NDVI استفاده می‌شد از باند آبی نیز استفاده شده است که این امر باعث شده اثرات آئروسل‌ها در جو بر مقادیر طیفی باند قرمز بدلیل پخش ایجاد شده در دو باند قرمز و آبی حذف شود همچنین با بهره‌گیری ضریب اصلاح خاک در رابطه این شاخص، اثر پس‌زمینه خاک کاهش می‌یابد. علاوه بر این موارد دیر اشباع شدن این شاخص باعث بهتر نمایان شدن شرایط پوشش گیاهی متراکم می‌شود (li et al., 2009).

نتایج

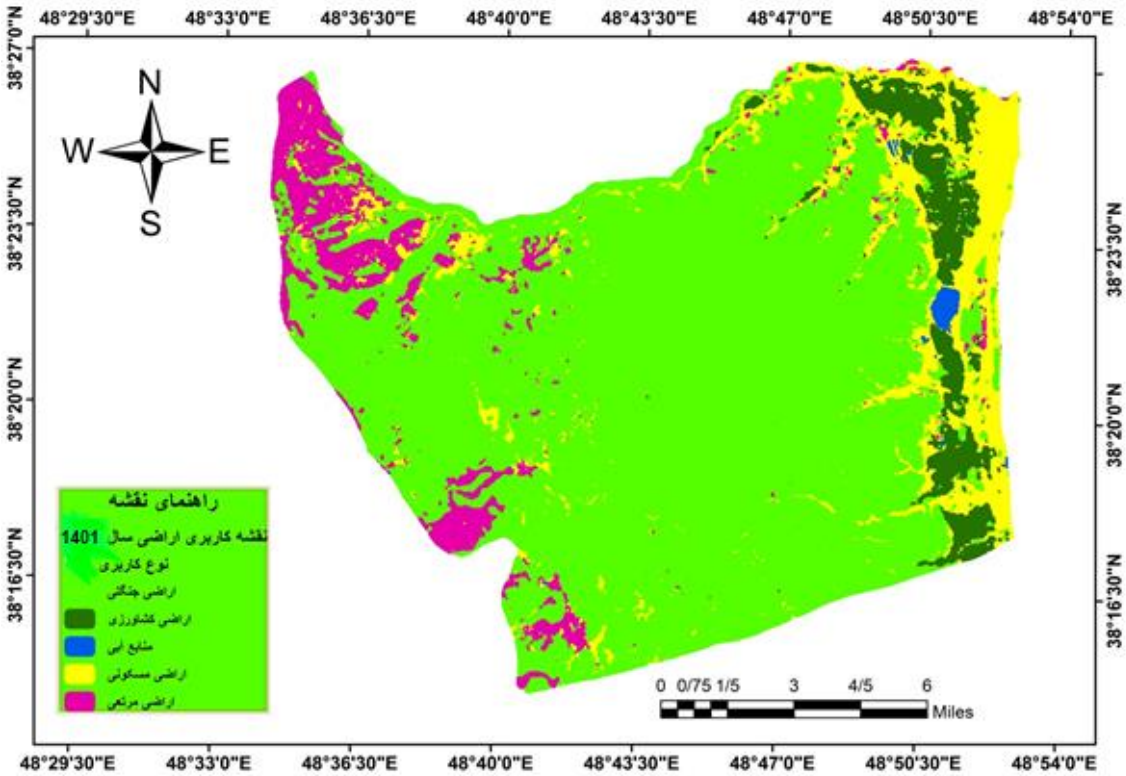
پس از تحلیل و بررسی تغییرات کاربری اراضی و پوشش جنگلی نیاز است صحت نقشه‌های طبقه‌بندی کاربری اراضی ارزیابی شود. در این راستا نقشه‌های کاربری اراضی سال‌های ۱۳۷۴ و ۱۴۰۱ با استفاده از نمونه‌های تست برداشت شده از سطح نرم‌افزار گوگل‌ارث بر اساس معمول‌ترین پارامتر دقت، از جمله دقت کلی[6] و ضریب کاپا[7] مورد ارزیابی قرار گرفت. نتایج ارزیابی صحت طبقه-بندی نظارت شده نشان می‌دهد که دقت کلی و ضریب کاپا برای سال‌های ۱۳۷۴ و ۱۴۰۱ به ترتیب برابر با ۸۹ و ۹۲ درصد و ۰/۸۶ و ۰/۷۵ است که نتایج بدست آمده قابل قبول است. همان‌طور که مشاهده می‌شود دقت کلی و ضریب کاپای نقشه کاربری اراضی سال ۱۴۰۱ از دقت و صحت نقشه کاربری اراضی سال ۱۳۷۴ بهتر و بالاتر است. علت اختلاف صحت در دو بازه زمانی تهیه نقشه کاربری اراضی با روش طبقه‌بندی ماشین بردار پشتیبان بدلیل اختلاف قدرت تفکیک مکانی، طیفی و رادیومتریکی سنجنده‌های TM و OLI 1, OLI 2 است؛ بنابراین با در نظر گرفتن عوامل فوق انتخاب نمونه‌های تعلیمی خالص از سطح کاربری‌ها در دو بازه زمانی از سطح تصویر با خصوصیات متفاوت است و همین امر یکی دیگر از دلایل اختلاف صحت نقشه‌های کاربری اراضی در دو سال ذکر شده است. نقشه کاربری اراضی برای سال‌های ۱۳۷۴ و ۱۴۰۱ با استفاده از الگوریتم ماشین بردار پشتیبان روش طبقه‌بندی نظارت شده صورت گرفت شکل (۲ و ۳).

[4]- Normalized Difference Vegatation Index
[5]- Enhanced Vegatation Index
[6]- Overall accuracy
[7]- Kappa cafficient



شکل ۲- نقشه کاربری اراضی و پوشش جنگلی سال ۱۳۷۴

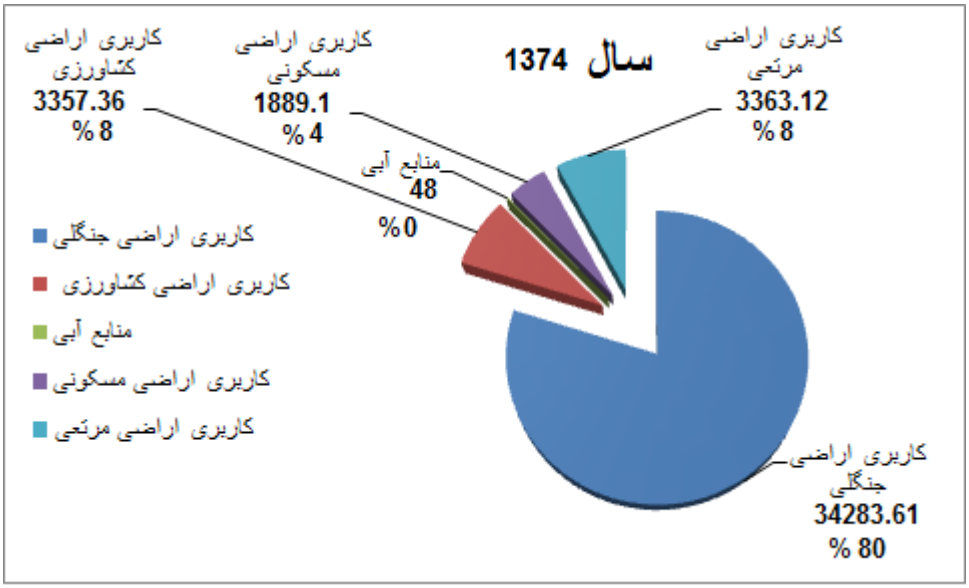
Figure 2- The Land use map and forest cover year 1995

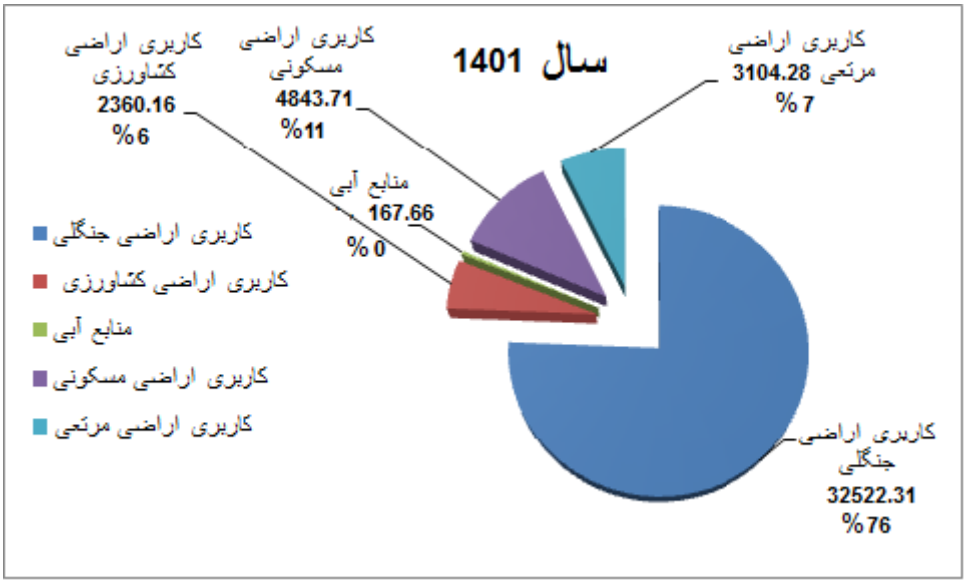


شکل ۳- نقشه کاربری اراضی و پوشش جنگلی سال ۱۴۰۱

Figure 3- The Land use map and forest cover year 2021

برای بررسی تغییرات و تحلیل نقشه‌ها روند تغییرات کاربری اراضی، مساحت هر کدام از کاربری‌ها و میزان مساحت تغییر یافته برای سال‌های ۱۳۷۴ و ۱۴۰۱ در محیط ArcMap ارزیابی شد شکل (۴) و جدول (۲). بررسی مساحت تغییرات کاربری اراضی در شکل (۴) و جدول (۲) نشان می‌دهد که سطح کاربری اراضی مسکونی در سال ۱۴۰۱ افزایش یافته است که از ۱۸۸۹/۱ هکتار در سال ۱۳۷۴ به ۴۸۴۳/۷۱ هکتار در سال ۱۴۰۱ رسیده است و روند تغییرات کاربری مسکونی بصورت افزایشی بوده که به میزان ۲۹۵۴/۶۱ هکتار افزایش یافته است. در بین کاربری‌های مورد مطالعه کاربری مسکونی بیشترین تغییر سطح را داشته که در مقابل، کاربری اراضی جنگلی در هر دو دوره بیشترین سطح کاربری اراضی را داشته که وسعت این کاربری در سال ۱۳۷۴ معادل ۳۴۲۸۳/۶۱ هکتار بوده که در سال ۱۴۰۱ معادل ۳۲۵۲/۳۱ هکتار بوده که به مقدار ۱۷۶۱/۳۰ هکتار کاهش یافته است. مساحت سایر کاربری‌ها از جمله کاربری کشاورزی در سال ۱۳۷۴ معادل ۳۳۵۷/۳۶ هکتار که در سال ۱۴۰۱ معادل ۲۳۶۰/۱۶ هکتار رسیده که به مقدار ۹۹۷/۲ هکتار کاهش یافته است. همچنین مساحت کاربری مرتعی در سال ۱۳۷۴ معادل ۳۳۶۳/۱۲ هکتار و در سال ۱۴۰۱ معادل ۳۱۰۴/۲۸ هکتار است که روند کاهی داشته که به میزان ۲۵۸/۸۴ هکتار کاهش یافته است. همچنین تحلیل بصری نتایج حاصل از طبقه‌بندی نقشه کاربری اراضی و پوشش جنگلی در شکل‌های (۲ و ۳) و تغییرات مساحت کاربری اراضی در شکل (۴) نشان می‌دهد که کاربری پهنه‌های آبی در سال ۱۳۷۴ بدلیل پوشش علفی موجود در سطح تالاب باعث کاهش بازتاب این پدیده و در نتیجه کاهش سطح اشتغال این کاربری شده است. در ادامه می‌توان متذکر شد که کاربری شهری بدلیل افزایش جمعیت و ساخت‌وساز در سال ۱۴۰۱ نسبت به سال ۱۳۷۴ افزایش‌یافته و در مقابل سطح پوشش پهنه‌های جنگلی به میزان قابل توجهی کاهش یافته است.





شکل ۴- مساحت درصد کاربری‌های اراضی در سال‌های ۱۳۷۴ و ۱۴۰۱
Figure 4- The percentage area of Land use in the years 1995 & 2021

جدول ۲- مساحت نقشه کاربری اراضی و پوشش جنگلی برای سال‌های ۱۳۷۴ و ۱۴۰۱ (هکتار)
Table 2- The Area of land use map and forest cover for the years 1995 and 2021 (hectares)

نوع کاربری	سال ۱۳۷۴ مساحت به هکتار	سال ۱۴۰۱ مساحت به هکتار
اراضی جنگلی	34283.61	32522.31
اراضی کشاورزی	3357.36	2360.16
منابع آبی	47.79	166.86
اراضی مسکونی	1889.1	4843.71
اراضی مرتعی	3363.12	3104.28

به‌صورت کلی نتایج میزان تغییر کاربری‌های اراضی در منطقه مورد مطالعه در بازه زمانی ۳۷ ساله (۱۹۹۵ تا ۲۰۲۲) نشان می‌دهد که در سال ۱۳۷۴ در بین کاربری-های مورد بررسی، کاربری اراضی جنگلی ۸۰ درصد سطح منطقه مورد مطالعه را پوشش می‌دهد که در سال ۲۰۲۲، ۷۶ درصد سطح منطقه را در بر گرفته که به مقدار چهار درصد کاهش یافته است. همچنین کمترین سطح مربوط به کلاس کاربری پهنه‌های آبی است.

نتیجه‌گیری

با توجه به اهمیت موضوع منابع طبیعی و جنگل-ها، لازم است که منابع موجود در کشور شناسایی و اطلاعات جامع و کافی در مورد آن‌ها گردآوری شود تا برنامه‌ریزی در سطح کلان با توجه به پتانسیل و منابع موجود در هر منطقه صورت گیرد، چرا که لازمه برنامه‌ریزی اصولی و مدیریت پایدار منابع طبیعی در اختیار داشتن اطلاعات دقیق و به هنگام است. در همین راستا به‌منظور بررسی تغییرات کاربری اراضی و پوشش جنگلی شهرستان آستارا در بازه زمانی ۲۷ ساله ۱۹۹۵ تا ۲۰۲۲ اقدام به تهیه نقشه کاربری اراضی و پوشش جنگلی با استفاده از تصاویر ماهواره‌ای سری لندست در سامانه گوگل ارث انجین و یادگیری ماشین شد. نتایج بدست آمده از نقشه کاربری اراضی و پوشش جنگلی شهرستان آستارا با استفاده از یادگیری ماشین نشان داد که از نظر ارزیابی، دقت و صحت بالایی برخوردار است به‌طوری‌که دقت کلی و ضریب کاپا برای سال‌های ۱۳۷۴ و ۱۴۰۱ برابر با ۸۹، ۹۲ درصد و ۰/۷۵ و ۰/۸۶ است؛ بنابراین صحت داده‌های مکانی نشان می‌دهد که استفاده از سامانه گوگل ارث انجین به جهت پردازش

داده‌های ماهواره‌ای سری لندست در زمان‌های مختلف می‌تواند به‌عنوان یک ابزار مهم جهت پایش و ارزیابی تغییرات کاربری اراضی و پوشش جنگلی باشد. همچنین نتایج بررسی تغییرات نشان می‌دهد که کاربری اراضی مسکونی به‌طور قابل‌توجهی در سال ۱۴۰۱ نسبت به مساحت سال ۱۳۷۴ افزایش یافته است که در این ارتباط مساحت کاربری مسکونی از ۱۸۸۹/۱ هکتار در سال ۱۳۷۴ یعنی چهار درصد به ۴۸۴۳/۷۱ هکتار در سال ۱۴۰۱ یعنی ۱۱ درصد رسیده است که به میزان هفت درصد برابر با ۲۹۵۴/۶۱ هکتار افزایش یافته است. شهرستان آستارا با وجود منطقه آزاد بودن، ترانزیت جاده‌ای و همچنین تبدیل زمین‌های زراعی، مراتع و جنگل‌ها به اراضی مسکونی رشد و توسعه مناطق شهری افزایش چشمگیری داشته است. نتایج این بخش از پژوهش با نتایج اصغری و سرائی (۱۴۰۱) مبنی بر رشد و توسعه کاربری شهری و پیشی گرفتن رشد مساحت کاربری شهری نسبت به سایر کاربری‌ها مطابقت دارد؛ اما در مقابل یکی از پوشش‌های حیاتی و مهم کرانه‌های خزری، پهنه‌های جنگلی به‌شدت کاهش یافته است و ادامه تخریب آن اثرات نامطلوب زیستی را بدنبال خواهد داشت. به‌طوری‌که پوشش جنگلی در سال ۱۳۷۴ دارای مساحت ۳۴۲۸۳/۶۱ هکتار است که ۸۰ درصد سطح پوشش منطقه موردمطالعه را در بر گرفته که در سال ۱۴۰۱ سطح این کاربری به ۳۲۵۲۲/۳۱ هکتار برابر با ۷۶ درصد می‌رسد که به میزان چهار درصد برابر با ۱۷۶۱/۳۰ هکتار کاهش‌یافته است که با نتایج قنبری و شتایی (۱۳۸۹)، فاطمی طلب و همکاران (۱۳۹۴)، مهدوی و همکاران (۱۳۹۶)، مختاری و همکاران (۱۳۹۸)، محمود زاده و عزیز مرادی (۱۳۹۸)، جوان و همکاران (۱۳۹۹) مطابقت دارد. از دلایل عمده کاهش سطح پوشش جنگلی نزدیکی به مناطق شهری یا مسکونی در مناطق جلگه، تبدیل و تصرف این کاربری به اراضی مسکونی و کشاورزی است؛ اما در اراضی بالادست بدلیل وجود روستانشینان و دامداران پهنه‌های جنگلی بیشتر مورد بهره‌برداری قرار گرفته است که به دنبال آن تخریب پوشش جنگلی را ایجاد می‌کند همچنین بدلیل دسترسی و وجود جاده‌های عمومی میزان دسترسی مردم جهت تفریح و گردش و بعضاً قاچاق چوب نیز از دلایل دیگر تخریب جنگل است. در تحقیقات مشابه پیرباوقار (۲۰۱۵) تغییرات مکانی پوشش جنگلی و عوامل مؤثر بر تخریب جنگل‌های گیلان را در سال‌های ۱۳۴۶ تا ۱۳۷۳ بررسی کردند. یافته‌های پژوهش نشان داد که شیب عامل مؤثری در تخریب جنگل‌ها است بطوری که با افزایش شیب شدت تخریب کاسته می‌شود. قدس‌خواه دریایی و همکاران (۱۳۹۹) نیز عوامل تخریب جنگل‌های غرب گیلان را بررسی کردند. یافته‌های پژوهشگران نشان داد که عامل اصلی تخریب جنگل‌های منطقه عوامل انسانی بوده و شیب تأثیر متوسطی بر روند تخریب داشته همچنین سطح جنگل‌ها در بازه ۲۴ ساله به میزان ۵۷۴۴ هکتار کاهش یافته است. در تحقیق دیگر فروتن و اسلام‌زاده (۱۴۰۰) روند تغییرات پوشش گیاهی جنگلی و مرتعی را با استفاده از تصاویر ماهواره‌ای بررسی کردند که بین افزایش سطح کاربری شهری و پوشش رابطه معکوسی وجود داشت بطوری که مساحت شهر نسبت به سال مبنا (۱۹۹۸ تا ۲۰۲۲) سه برابر معادل ۲۶ هزار هکتار افزایش یافته است. هم‌زمان با افزایش مساحت شهری، بیش از سه هزار هکتار از سطح پوشش جنگلی و مرتعی کاهش یافته است. همچنین محققین بیان داشتند که میزان بالای تخریب پوشش گیاهی بدلیل ساخت ویلا و گردشگر پذیر بودن منطقه مورد مطالعه است. کاربری اراضی کشاورزی در سال ۱۳۷۴ از ۳۳۵۷/۳۶ هکتار برخوردار بوده که هشت درصد از کل مساحت منطقه را داشته که در سال ۱۴۰۱ مساحت این کاربری ۲۳۶۰/۱۶ هکتار می‌رسد که شش درصد سطح کل منطقه را در بر می‌گیرد که به مقدار دو درصد برابر با ۹۹۷/۲ هکتار در بازه ۲۷ ساله کاهش پیدا کرده است. توزیع مکانی کاربری کشاورزی در نقشه‌های کاربری اراضی و پوشش جنگلی نشان می‌دهد که طیف غالب گسترش این کاربری به سمت پوشش جنگلی و در ادامه تبدیل به کاربری شهری است. همچنین یکی دیگر از کاربری‌های کاهش‌یافته در بازه زمانی ۲۷ ساله (۱۳۷۴ تا ۱۴۰۱) کاربری اراضی مرتعی است.

مساحت کاربری اراضی مرتعی در سال ۱۳۷۴ مقدار ۳۳۶۳/۱۲ هکتار برآورد شده است که هشت درصد سطح کل منطقه را در اختیار داشته که در سال ۱۴۰۱ این کاربری دارای مساحت ۳۱۰۴/۲۸ هکتار است که هفت درصد سطح را در بر می‌گیرد بنابراین کاربری اراضی مرتعی یک درصد به میزان ۲۵۸/۸۴ هکتار کاهش یافته است. با توجه به تحلیل نقشه کاربری اراضی، شناخت و آگاهی از منطقه مورد مطالعه همچنین با در اختیار داشتن تصاویر با قدرت تفکیک بالای نرم‌افزار گوگل ارث سطح برگرفته کاربری اراضی مرتعی در اراضی بالادست مناطق کوهستانی است که از دلایل عمده تغییر کاربری و کاهش سطح کاربری اراضی مرتعی، نزدیکی بودن به مناطق روستایی و تبدیل کاربری اراضی مرتعی به کاربری کشاورزی جهت کشت و کار است. در مجموع روند تغییرات در منطقه مورد مطالعه به نوعی است که کاربری مسکونی بیشترین تغییرات بصورت افزایشی را دربر داشته است که نمایان گر کاهش سطح سایر کاربری‌ها و تبدیل آن به کاربری مسکونی است اما در مقابل سطح پوشش جنگل‌های شهرستان آستارا که جزئی از جنگل‌های هیرکانی است بیشترین کاهش را در روند تغییرات در منطقه مورد مطالعه داشته است که بیانگر تخریب پوشش گیاهی از نوع پوشش جنگلی است که ادامه روند تخریب آن اثرات نامطلوب زیست‌محیطی را دربر خواهد داشت؛ که با نتایج جوان و حسنی مقدم (۱۳۹۶) مبنی بر کاهش و تخریب سطح جنگل مطابقت دارد؛ بنابراین نیاز است ابتدا بر اساس نقشه‌های کاربری و پوشش جنگل سطح پهنه‌های جنگلی برای ادارات و واحدهای مرتبط با منابع طبیعی شناخته و معرفی شود سپس با برنامه-ریزی نسبت به حفظ و حفاظت از پهنه‌های جنگلی اقدام شود تا از ادامه روند کاهش سطح پهنه‌های جنگلی و تخریب منابع طبیعی جلوگیری شود. از سویی با توجه به اینکه جنگل‌های هیرکانی ثبت جهانی یونسکو قرار گرفته‌اند اجرای موفق طرح کاداستر می‌تواند زمینه آگاهی از سطح این پوشش حیاتی را بیشتر از گذشته فراهم کند.

Reference

1. Ahmadi, M., & M. Narangifard. 2015. Quality assessment and detection of forest area changes using satellite images (Case study: Rustam, Fars). Journal of RS and GIS for Natural Resources, 6(3): 87-100. (in Persian)
2. Asghaari Sereskanrod, S., & Aradashiri, A-A. 2020.. Prediction of land use change using CA-Markov: A Case Study of Yasuj City. Town & Country Planing, 12(2):): 407-430. (in Persian)
3. Amin Amlashi, M., & Kh. K. Mirakhorlou. 2019. Evaluation of area and canopy density of forests in the Guilan Province using satellite data. Iranian Journal of Forest and Poplar Research, 27(1): 100-111. (in Persian)
4. Ebrahimian, M. 2018. Investigating the Factors Affecting the Destruction of Forests and Promotion Strategies to deal with it from the point of view of the experts of the General Department of Natural Resources of Mazandaran Province, Master's Thesis, Tarbiat Modares University, Tehran. (in Persian)
5. Fatemti Talab, S. R., Madanipour Kermanshahi, M., and S. A. Hashemi. 2015. Estimating changes in forest cover in the Rudsar county by using neural network and maximum likelihood methods. Journal of RS and GIS for Natural Resources, 6(2): 33-44. (in Persian)
6. Fadli, A. H. Kosugo, A. Ichii, K. and R. Ramli. 2108. Satellite -Based Monitoring of Forest Cover Change in Indonesia Using Google Earth Engine from 2000 to 2016. Journal of Physics: Conference Series, Volume 1317, The 3rd International Conference on Mathematics, Sciences, Education, and Technology 4–5 October 2018, Padang, Indonesia.
7. Foroutan, S., and N. islamzadeh. 2022. The Study of Mazandaran Province Forest and Rangeland Vegetation Changes Trend by Satellite Images. PEC 2022; 9 (19): 197-215. (in Persian)
8. Ghanbari, F., & Sh. Shataiee. 2010. Investigation on Forest Extend Change Using Aerial Photos and Aster Imagery (Case atudy: border forset in south and southwest of gorgan city). Journal of Wood and Forest Science and Technology, 17(4): 1-18. (in Persian)

9. Gillespie, TW. Ostermann-Kelm, S. Dong, C. Willis, KS. Okin, GS. AND GM. MacDonald. 2018. Monitoring changes of NDVI in protected areas of southern California. Ecological Indicators. 88: 485-494.
10. Hashemi, S. A., Fatemi Talab, S. R., Kavousi Kalashmi, H., M. Madanipour Kermanshahi. 2016. Change detection in the forest cover of Siyahmezgi watershed of Guilan using LandSat images. Journal of RS and GIS for Natural Resources, 7(3): 78-88. (in Persian)
11. Huete, A. R. Liu, H. Q., Batchily, K. V. and W. J. D. A. Van Leeuwen. 1997. A comparison of Vegetation Indices Over a Global set of TM Images for EOS-MODIS. Remote sensing of Environment. 59(3): 440-451.
12. Haddadi, A., Sahibi, M.R., Mokhtarzadeh, M., and H.Fatahi. 2009. Presenting a combined method of supervised and unsupervised methods in the classification of remote sensing images. Iranian Journal of Remote Sensing & GIS, 1(3): 33-50. (in Persian)
13. Isazadeh, V. 1401. Extraction of Changes in Forest Areas Using the Landsat Forest product in the Google Earth Engine system (study area: Mazandaran province (2000-2018). 5th International Conference on Applied Research in Science and Engineering - Amsterdam. (in Persian)
14. Javan, F., Hasani Moghaddam, H., and H. Torabi. 2020. Evaluation Of Deforestation Process Using Artificial Neural Networks Algorithm (Case Study: Namin County Hazelnut Forests). Environment and Interdisciplinary Development, 5(69): 63-74. (in Persian)
15. Javan, F., and H. Hasani Moghaddam. 2016. Deforestation Detection of Hyrcania forest using satellite imagery and Support Vector Machine (Case study: Rezvanshahr County). Forest Strategic Quarterly Journal, second year, number 5: 1-11. (in Persian)
16. Khalile, L. Rhinane, H. Kaoukaya, A. and H. Lahlaoi. 2018. Forest Cover Monitoring and Change Detection in Nfifikh Forest (Morocco). Journal of Geographic Information System. . 10: 219-233.
17. Li, B. Tang, H. and D. Chen. 2009. Drought Monitoring Using the Modified Temperature/ Vegetation Dryness Index, 2nd International Congress on Image and Signal Processing. 17-19 Octber. 2009, China.
18. Li, Y. Wu, Zh. Xu, X. Fan, H. Tong, x. and J. Liu. 2021. Forest Disturbances and the Attribution Derived from Yearly Landsat Time Series Over 1990–2020 in the Hengduan Mountains Region of Southwest China. Forest. Ecosystem. 8, 73.
19. Mahdavi, A. 2017. Assessment of Forest Cover Change Trends and Determination of the main Physiographic Factors on Forest Degradation in Ilam Province (Case Study: Sirvan County). Iranian Journal of Forest and Range Protection Research, 15(1): 1-16. (in Persian)
20. Mahmoudzadeh, H., and M. Azizmoradi. 2020. Deforestation modeling using artificial neural network and GIS (Case study: forests of Khorramabad environs). Journal of RS AND GIS For Natural Resours (Journal OF Applied RS and GIS Techniques in Natural Resource Science), 10(4 (37): 74-90. (in Persian)
21. Matsushita. B. Wei, Y. Jin, c. Yuyichi, O. and Q. Guoyn. 2007. Sensitivity of the Enhanced Vegetation Index (EVI) and Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) to Topographic effects: A case Study in high-Density Cypress Forest. Sensors.
22. Noghreh Alizadeh Deravi, B., Ghodskhah Daryaee, M., and A. HeYdari safari kouchi. 2020. Prioritization of forest degradation factors in West Gilan during 24-years, using remote sensing techniques. Physical Geography Quarterly, 13(49): 23-34. (in Persian)
23. Osei, J.D. Andam-Akorful, S.A. and E.M Osei Jnr. 2019. Long Term Monitoring of Ghana’s Forest Reserves Using Google Earth Engine. Preprints 2019.
24. Omrani, b. 2016. Forest; Revival,Protection and Sustainable Development, the First National Conference on Protection and Protection of Arsbaran Forests, Tabriz. (in Persian).
25. Pirbavaghar, M. 2015. Deforestation Modelling Using Logistic Regression And GIS. Journal Of Forest Science. 61(5): 193-199.
26. Rezvani, M., and F. Hashemzadeh. 2013. Investigating the Effective Factors on Forest Degradation and Impact of Removing Livestock from District 14 of The Northern Forests of Iran: an environmental and economic perspective (Fuman). Journal of Wood and Forest Science and Technology, 20(3): 125-138. (in Persian)

27. Rostam Zadeh, H., Darabi, S., and H. Shahabi. 2017. Change detection of Oak forests using object-based classification of multitemporal Landsat imageries (Case study: forests of the northern province of Ilam). Journal of RS and GIS for Natural Resources, 8(2), 92-110. (in Persian)
28. Sarli, R., G.R. Roshan, and G. Stefan. 2019. Evaluation and prediction of vegetation changes of Mazandaran, Iran from 2005 to 2017 using Markov chain method and Geographical Information Systems (GIS). Geographical Data, 28(111), 149-162. (in Persian)
29. Soltani, N & V. Mohamadnezhad. 2021. Efficiency of Google earth Engine (GEE) Platform in land use change assessment and predicting it using CA-Markov model (Case study of Urmia plain). RS & GIS for Natural Resources, 12(3), 101-114. (in Persian)
30. Sarai, b. and S. Asghari-Saraskanrod. 1400. Monitoring and Analysis of land Cover and Land use Changes from Forest to Agriculture Using Satellite Images and Remote Sensing (Case Study of Tankabon city), the Second International Conference and the Fifth National Conference on Protection of Natural Resources and Environment, Ardabil. (in Persian)
31. Tariq. A, Jiango. Y, Li. Q, Gao. J, Lu. L, Soufan. W, Almutairi. KF and M. Habib-Ur-Rahman. 2023. Modelling, Mapping and Monitoring of Forest Cover Changes, Using Support Vector Machine, Kernel Logistic Regression and Naive Bayes Tree Models with Optical Remote Sensing Data. Heliyon. Jan 26: 9(2)
32. Shimizu, K. Ota, T. Mizoue, N. and Y. Shigejiro. 2016. Forest Monitoring Using Time Series Satellite Images and Its Applications to Tropical Forests. 98(2): 79-89.

نشریه علمی مدیریت اراضی/ جلد ۱۱ / شماره ۲ / ۱۴۰۲. ص۲۰۹- ۲۲۸
https://doi.org/10.22092/lmj.2023.362505.333

مدیریت کوددهی نیتروژن در باغ‌های مرکبات

علی اسدی کنگرشاهی* و نگین اخلاقی امیری

دانشیار بخش تحقیقات خاک و آب، مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی مازندران، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، ساری، ایران. **kangarshahi@gmail.com**

استادیار بخش علوم زراعی و باغی، مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی مازندران، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، ساری، ایران. **neginakhlaghi@yahoo.com**

دریافت: خرداد ۱۴۰۲ و پذیرش: مرداد ۱۴۰۲

چکیده

هدف از این بررسی، ارزیابی مدیریت کوددهی نیتروژن برای درختان مرکبات بود. این ارزیابی می‌تواند به شناخت بهتر نیاز نیتروژنی، مقدار کوددهی، زمان مناسب کوددهی، روند جذب و ذخیره‌سازی نیتروژن در این درختان منجر شود که در بهینه‌سازی توصیه‌های کودی نیتروژن بسیار مؤثر است. به طور میانگین در درختان یک باغ بارده یک هکتاری مرکبات حدود ۵۰۰ تا ۱۰۰۰ کیلوگرم نیتروژن وجود دارد که حدود ۴۰ تا ۵۰ درصد آن در برگ‌های این درختان می‌باشد و به طور میانگین ۱۵ تا ۲۰ کیلوگرم نیتروژن در سال در ساختار اسکلتی این درختان رسوب و ذخیره می‌شود. بر اساس این نتایج و بر اساس بررسی بلندمدت آزمایش‌های کوددهی با مرکبات در ایران و سایر نقاط مختلف جهان برای پایداری تولید، بهبود عملکرد و کیفیت میوه، رشد مناسب و سلامت درختان مصرف حدود ۲۰۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار در سال نیاز است که حدود ۳۰ تا ۵۰ از این نیتروژن مصرفی در تولید میوه‌ها مشارکت دارد، حدود یک دهم آن در ساختار درختان رسوب و ذخیره می‌شود و تعادل بین نیتروژن مصرفی و جذب شده توسط درختان با شستشوی نیتروژن از پروفیل خاک و تلفات گازی نیتروژن ایجاد می‌شود. نتایج آزمایش با کودهای نشاندار (^{15}N) نشان داد که بیشترین راندمان جذب نیتروژن در درختان مرکبات از تشکیل میوه تا بلوغ میوه رخ می‌دهد و پس از برداشت و به ویژه در زمان حداقل فعالیت (زمستان) و اوایل فصل رشد راندمان جذب بسیار کم است. بنابراین در زمانی که جذب نیتروژن از خاک هنوز بسیار کم است ذخیره نیتروژنی در بافت‌های قدیمی‌تر، بیشترین نقش در رشد و توسعه برگ‌ها، سرشاخه‌ها، گل‌ها و میوه‌چه‌ها در اوایل فصل رشد (شروع رشد سرشاخه‌ها، گلدهی و تشکیل میوه) دارند. همچنین نیتروژن موجود در مواد آلی خاک حدود ۱۰۰۰ تا ۲۰۰۰ کیلوگرم در هکتار در باغ‌های با یک تا دو درصد ماده آلی است این نیتروژن موجود در مواد آلی خاک و نیتروژن ذخیره درختان نقش مهمی در تنظیم عرضه نیتروژن به اندام‌های جدید در حال رشد و توسعه، به ویژه در شروع فصل رشد دارند. بنابراین هدف از کوددهی نیتروژن تضمین پایداری تولید، رشد مناسب درختان و بهبود عملکرد و کیفیت میوه است و کوددهی خاکی قبل از گلدهی و تشکیل میوه تاثیری در رشد سرشاخه‌های بهاره، گلدهی و تشکیل میوه در سال جاری ندارد. لذا توصیه می‌شود که باغ‌داران، کوددهی قبل از گلدهی و تشکیل میوه را با حداکثر ۱۰ الی ۱۵ درصد نیاز سالانه درختان شروع نمایند و به تدریج، مقدار مصرف (درصدی از نیاز سالانه) را متناسب با فنولوژی رشد میوه افزایش داده و در اواسط مرحله اول تا اوایل مرحله دوم رشد میوه به حداکثر مقدار مصرف ارتقا داده شود. سپس در اواسط مرحله دوم رشد میوه (با توجه به رقم) مصرف نیتروژن متوقف یا به حداقل مقدار کاهش داده شود.

واژه‌های کلیدی: تعادل نیتروژن، تغذیه نیتروژن، نیاز نیتروژن، نیتروژن ذخیره

* . – آدرس ایمیل نویسنده مسئول: kangarshahi@gmail.com

نوع مقاله: مروری

مقدمه

نیتروژن عنصری ضروری در تعدادی از ترکیبات آلی عمومی و مهم (اسیدهای آمینه، پروتئین‌ها و اسیدهای نوکلئیک) است و حدود دو تا چهار درصد وزن خشک گیاهان را تشکیل می‌دهد. در بیشتر خاک‌ها، نیتروژن مهم‌ترین عامل محدودکننده رشد است. لذا مدیریت مصرف نیتروژن می‌تواند بیشترین تأثیر در افزایش عملکرد محصول داشته باشد (Mengel and Kirkby, 1987). عملکرد محصول بیشتر به فراهمی نیتروژن غیرآلی بستگی دارد و مصرف بهینه کودهای نیتروژنی موجب افزایش تولید می‌شود و به‌طورکلی بدون مصرف کودهای نیتروژنی تأمین غذا برای کل جمعیت جهان غیر ممکن است (Mengel, 1992). از طرف دیگر، قیمت کمتر کودهای نیتروژنی در مقایسه با دیگر کودها و ضرورت مصرف آن برای افزایش تولید، منجر به توسعه مصرف سطوح بالای کودهای نیتروژنی شده است که به نوبه خود می‌تواند موجب بروز مشکلات اکولوژی و زیست‌محیطی به‌ویژه در مناطق شمالی کشور شود.

به‌طورکلی برخی پژوهش‌ها در مورد درختان میوه نشان داده است که نیتروژن مصرفی در اوایل بهار، بیشتر به رشد رویشی سرشاخه‌ها اختصاص پیدا می‌کند درحالی‌که نیتروژن مصرفی در آخر فصل بیشتر به اندام‌های ذخیره مانند پوست ریشه‌ها و تنه درختان می‌رود و مقدار کمی هم به جوانه‌های درحال‌توسعه منتقل می‌شود و محلول‌پاشی پس از برداشت یکی از راهکارهای عملی برای افزایش نیتروژن ذخیره جوانه‌ها در اواخر فصل رشد است (Sanchez, et al., 1992; Asadi Kangarshahi and Akhlaghi Amiri, 2014). در اواخر فصل رشد درختان میوه، انتقال مجدد نیتروژن از برگ‌ها به بافت‌های چوبی، به حفظ و ذخیره نیتروژن کمک می‌کند. این نیتروژن ذخیره شده، در اوایل فصل بعدی رشد قابل استفاده است. برای اصلاح و بهبود مدیریت و راندمان مصرف کودهای نیتروژنی در باغ‌ها، شناخت روند ذخیره نیتروژن، راهکارهای افزایش ذخیره نیتروژن، انتقال مجدد، چرخش داخلی آن و سهم آن نسبت به بودجه کل نیتروژن درختان بسیار ضروری است. همچنین بررسی تغییرات نیتروژن ذخیره در درختان و مشارکت آن در رشد رویشی، تشکیل گل و میوه درختان در اوایل فصل، اهمیت زیادی در مقدار و برنامه‌ریزی کوددهی درختان دارد. شناخت بهتر این نیتروژن ذخیره و چرخش داخلی آن همراه با راندمان بیشتر مصرف کودهای نیتروژنی، ممکن است به‌طور واقعی منجر به افزایش راندمان مصرف، راندمان فیزیولوژیکی و راندمان عملکرد و همچنین کاهش مصرف بی‌رویه کودها در باغ‌ها شود. سود حاصل از این کاهش مصرف نه فقط ناشی از کاهش هزینه تولید و بهبود درک عمومی کشاورزان مدرن است، بلکه ناشی از افزایش تشکیل میوه، افزایش عملکرد و بهبود کیفیت بهتر میوه‌های تولیدی است که می‌تواند به باغدار برگردد (Sugar et al., 1992; Sanchez et al., 1995).

به‌طورکلی حدود ۱۰۰ تا ۴۰۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار در سال برای یک باغ بارده مرکبات در مناطق مختلف جهان مصرف می‌شود. نیتروژن به‌صورت دوره‌ای برای تأمین نیتروژنی که توسط برداشت میوه از باغ خارج شده و همچنین نیتروژن ذخیره مصرف می‌شود. با این حال، نیاز سالانه نیتروژن درختان میوه بسیار کمتر از محصولات زراعی است. هدف این مقاله، درک بهتر اهمیت نیتروژن، ارزیابی پاسخ درختان مرکبات به کوددهی نیتروژن، شناخت تراز نیتروژنی و مقدار کوددهی، زمان مناسب کوددهی، ذخیره‌سازی و انتقال مجدد، کوددهی خاکی، کودآبیاری و محلول‌پاشی نیتروژن برای درختان مرکبات است که می‌تواند در مدیریت و بهینه‌سازی توصیه‌های کودی نیتروژن بسیار مؤثر باشد.

اهمیت نیتروژن

نیتروژن از پرمصرف‌ترین عنصر غذایی برای درختان میوه است. در درختان میوه بیشتر نیتروژن به شکل نیترات توسط ریشه‌ها جذب می‌شود و مقداری که به شکل آمونیم جذب می‌شود بسیار کمتر از نیترات است. جذب

نیترات به انرژی نیاز دارد بنابراین ریشه‌ها، باید کربوهیدرات برای جذب آن مصرف نمایند. نیترات در گیاه، ابتدا به آمونیم و سپس به ترکیبات آمونیمی تبدیل می‌شود. این ترکیبات آمونیمی شامل آمینواسیدها، آمین‌ها و آمیدها است. بیشتر نیتروژن به شکل ترکیبات آمونیمی در درختان میوه ذخیره و انتقال می‌یابد (Asadi Kangarshahi and Akhlaghi Amiri, 2014; Shear and Faust, 1980). نتایج گزارش‌های مختلف نشان می‌دهد که مدیریت مصرف نیتروژن در طی فصل رشد، به‌ویژه مصرف خاکی آن در اواخر فصل رشد موجب افزایش نیتروژن ذخیره در سرشاخه‌ها، برگ‌ها و ریشه‌های فیبری می‌شود و این افزایش نیتروژن ذخیره موجب افزایش گلدهی و تشکیل میوه در سال بعد خواهد شد (Srivastava and Singh, 2003; Cox et al., 2001; Tachibana and Yahataa. 1996).

در بیشتر گیاهان چوبی، نیتروژن مورد نیاز اندام‌های جدید در اوایل فصل رشد توسط نیتروژن آلی از دیگر اندام‌های درخت مانند برگ‌ها، جوانه‌ها، سرشاخه‌ها و ریشه‌ها تهیه می‌شود، نتایج برخی مطالعات نشان داده است که بیشتر از ۷۰ درصد نیاز نیتروژن اندام‌های جدید در اوایل فصل رشد از نیتروژن ذخیره‌شده در اندام‌های قدیمی تأمین می‌شود، همچنین در مورد گل‌ها، حدود ۸۰ درصد از نیاز نیتروژن آن‌ها از نیتروژن ذخیره‌شده در اندام‌های قدیمی می‌آید؛ اما با افزایش سن اندام‌های جدید، نقش نیتروژن محلول خاک در تأمین نیتروژن مورد نیاز آن‌ها افزایش می‌یابد (Dong et al., 2002).

پاییز مناسب‌ترین زمان برای مصرف برخی عناصر غذایی برای درختان میوه است. به‌ویژه اگر این عناصر برای این درختان محدود کننده باشند. نیتروژن مصرف شده در زمان گفته شده در درختان ذخیره و برای رشد اوایل فصل و همچنین تأمین نیتروژن جوانه‌های گل و رشد اولیه میوه‌چه‌ها استفاده می‌شود؛ بنابراین، برای باغدار اهمیت دارد که درختان با نیتروژن کافی به خواب بروند. محلول‌پاشی اوره در پاییز، روشی مناسب برای تأمین نیتروژن درختان میوه است. این نیتروژن، سپس به آسانی به خارج از برگ انتقال پیدا می‌کند و وارد محل‌های ذخیره طولانی‌مدت می‌شود. این روش برای مناطقی با بارندگی‌های زیاد در اوایل فصل رشد و سطح آب زیرزمینی بالا مناسب‌تر است (Xiong et al., 2021; Sanchez, et al., 2006).

پویایی نیتروژن در بافت‌های درختان میوه نشان داده است که آزادسازی نیتروژن از اندام‌های ذخیره برای رشد فصل جاری تا حدود دو ماه بعد از شکوفایی گل‌ها ادامه دارد (Rufat and Dejong, 2001). دوره گلدهی و تشکیل میوه در درختان میوه، از حیاتی‌ترین مراحل فنولوژی رشد میوه در این درختان است و بیشترین تأثیر بر عملکرد و کیفیت نهایی میوه دارد. در این مرحله بیشترین تقاضا برای عناصر غذایی به‌ویژه نیتروژن وجود دارد. در مقابل، درجه حرارت خاک در این زمان معمولاً پایین است و این درجه حرارت پایین منطقه ریشه موجب کاهش فعالیت‌های متابولیک ریشه، حلالیت عناصر غذایی در محلول خاک و انتقال آن‌ها در گیاه می‌شود؛ بنابراین توانایی درختان برای استفاده از عناصر غذایی خاک به بسیاری از عوامل دیگر، غیر از تقاضای گیاه بستگی دارد و این عوامل ارتباطی با تقاضای گیاه ندارند (Lovatt et al., 1988; Asadi Kangarshahi, 2019).

بنابراین با توجه به نیاز زیاد درختان میوه به نیتروژن و جذب پایین آن به‌ویژه در اوایل فصل، ارائه روش‌های مناسب برای افزایش کارایی آن و کاهش هدرفت آن یکی از اهداف بیشتر برنامه‌های تحقیقاتی در جهان است. یکی از روش‌های بهبود کارایی نیتروژن در درختان میوه به‌ویژه در اوایل فصل رشد، محلول‌پاشی پاییزه اوره در درختان میوه بعد از برداشت میوه است که می‌تواند مصرف خاکی نیتروژن را کاهش یا حتی در صورت امکان جایگزین آن شود و در این روش، نیتروژن با کارایی بالا توسط برگ‌ها جذب می‌شود (Rosecrance et al., 1998). پس از محلول پاشی اوره، نیتروژن وارد شده به برگ‌ها به‌تدریج به برخی اندام‌های دائمی درختان انتقال و ذخیره می‌شود و این نیتروژن ذخیره‌شده در بهار سال بعد به‌آسانی برای

گل‌ها، میوه‌چه‌ها و رشد سرشاخه‌ها قابل استفاده است (Rosecrance et al., 1998; Tagliavini et al., 1998). نیتروژن محلول‌پاشی شده به شکل اوره در پاییز به‌آسانی توسط برگ‌ها جذب می‌شود و در کل اندام‌های درختان از جمله ریشه توزیع می‌شود؛ بنابراین محلول‌پاشی پاییزه می‌تواند روش مناسبی برای جایگزینی مصرف خاکی در اوایل فصل سال به‌ویژه در مناطقی با بارندگی بیشتر در ابتدای فصل رویشی باشد که می‌تواند موجب افزایش کارایی مصرف نیتروژن و کاهش پتانسیل آلودگی‌های زیست‌محیطی شود (Johnson et al., 2001).

پاسخ درختان مرکبات به مصرف کودهای نیتروژنی

مبنای اولیه برای ارزیابی نیاز سالانه نیتروژن، مقدار نیتروژن و توزیع آن در اندام‌های مختلف درختان مرکبات است. به دلیل مشکلات میدانی در تعیین وزن ریشه‌های درختان میوه، داده‌های چندانی در مورد کل ماده خشک، مقدار و توزیع نیتروژن وجود ندارد. وزن ماده خشک یک درخت بالغ مرکبات بین ۱۰۰ تا ۳۰۰ کیلوگرم است و ۷۰ تا ۹۰ درصد از این ماده خشک به اندام‌های دائمی مانند شاخه‌ها، تنه و ریشه‌ها است؛ اما حدود ۳۰ تا ۶۰ درصد از کل نیتروژن درختان در اندام‌های سالانه درختان (میوه‌ها و برگ‌ها) وجود دارد (بخش بزرگی از برگ‌های مرکبات سالانه تجدید می‌شوند)؛ اما با توجه به وضعیت درختان، محتوای نیتروژن بخش‌های مختلف درختان در سال‌های مختلف می‌تواند متفاوت باشد (Dasberg, 1978).

برای تخمین نیاز کودی نیتروژن درختان با استفاده از این داده‌ها، باید به دو سؤال مهم پاسخ داده شود: چه مقدار نیتروژن در سال در بخش‌های دائمی درخت ذخیره می‌شود و چه بخشی از نیتروژن برگ‌ها، شکوفه‌ها، میوه‌های ریزش کرده و اندام‌های هرس‌های شده در کف باغ می‌تواند مجدداً از خاک بازیافت شود. بر اساس پژوهش‌های متعدد میدانی حدود ۳۰ تا ۶۰ گرم نیتروژن در بخش‌های دائمی هر درخت (معادل ۲۰ کیلوگرم در هکتار) ذخیره می‌شود که کمتر از یک دهم نیتروژن موجود در میوه‌ها و برگ‌ها است (Dasberg, 1978; Feigenbaum et al., 1986). میوه‌های درختان نیز دارای مقدار زیادی نیتروژن است که با برداشت میوه، این بخش نیتروژن از باغ و سیستم خارج می‌شود. نیتروژن آلی موجود در خاک نیز متناسب با شرایط اقلیمی و مدیریتی به‌تدریج به تعادلی پایدار در خاک می‌رسد (Stevenson, 1982). این‌که چه مقدار از نیتروژن اندام‌های مختلف درختان هرس شده یا ریخته شده در کف باغ مجدداً بازیافت می‌شود یا به شکل ترکیبات فرار نیتروژن (N_2، NH_3 یا N_20) تصعید یا به شکل نیترات به لایه‌های پایین خاک شسته می‌شود، داده‌های چندانی در این مورد وجود ندارد؛ اما بر اساس گزارش‌های Embleton and Jones (1987)، حدود ۷۵ درصد نیتروژن این اندام‌ها پس از تجزیه تصعید می‌شود.

پاسخ عملکردی مرکبات به مصرف نیتروژن در مناطق مختلف جهان متغیر است (Dasberg, 1978). بر اساس گزارش‌های میدانی بلندمدت با پرتقال والنسیا در فلوریدا مصرف نیتروژن بیشتر از ۱۵۰ کیلوگرم در هکتار تأثیری در افزایش عملکرد نداشت (Reuther et al., 1957). در کالیفرنیا، بیشترین عملکرد از مصرف ۱۰۰ تا ۱۵۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار در سال حاصل شد (اسمیت، ۱۹۷۱). در آفریقای جنوبی هیچ پاسخ عملکردی با مصرف بیشتر از ۱۸۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار در سال گزارش نشد (Duplessis, 1977). در ژاپن مصرف ۱۵۰ تا ۲۵۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار در سال برای باغ‌های نارنگی ساتسوما توصیه می‌شود (Wallace et al., 1954). گزارش آزمایش‌های طولانی‌مدت میدانی در باغ‌های مرکبات در استرالیا نشان داده است که درختان مرکبات به بیشتر از ۲۰۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار در سال پاسخ نداده‌اند (Cary and Weerts, 1977). بر اساس گزارش‌های بلندمدت از آزمایش‌های میدانی در باغ‌های مرکبات در ایران، مصرف حداکثر ۱۵۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار برای باغ‌های با عملکرد کم و ۲۰۰ کیلوگرم برای باغ‌های با عملکرد بالا به روش کودآبیاری توصیه می‌شود اما برای

باغ‌های بدون کودآبیاری (سرک خاکی) به ترتیب ۲۰۰ و ۲۵۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار توصیه می‌شود (Asadi Kangarshahi, 2019). به‌طورکلی این داده‌های به‌دست‌آمده از نقاط مختلف جهان نشان می‌دهد که از نظر عملکرد میوه، درختان مرکبات به مصرف زیاد نیتروژن پاسخ نمی‌دهند و مصرف بیشتر از ۲۰۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار در سال اغلب موجب کاهش کیفیت میوه می‌شود. گزارش‌های محدودی افزایش عملکرد با مصرف حدود ۳۰۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار در سال نیز وجود دارد که احتمالاً به دلیل مصرف مداوم نیتروژن همراه با آب آبیاری است (Sanchez, et al., 1995).

تراز نیتروژن در باغ‌های مرکبات

گزارش‌های ارائه‌شده برای ایجاد تعادل نیتروژن در باغ مرکبات نشان می‌دهد که حتی در باغ‌های با عملکرد بالا، برداشت کل نیتروژن توسط درختان مرکبات (میوه، برگ، تنه و شاخه‌ها، ریشه‌ها) به‌ندرت بیشتر از ۱۰۰ کیلوگرم در هکتار در سال است (جدول ۳). برداشت نیتروژن بیشتر (۱۴۶ کیلوگرم نیتروژن در هکتار) تنها در باغ‌های با عملکرد بسیار بالا (۸۵ تن در هکتار) در مصرف‌های بسیار بالای نیتروژن حاصل شده است. این داده‌ها از این ایده حمایت می‌کنند که مصرف بیشتر از ۲۰۰ کیلوگرم در هکتار در سال با در نظر گرفتن ۲۰ کیلوگرم نیتروژن ذخیره در هکتار در سال در ساختار اسکلتی درختان غیر ضروری است و موجب افزایش تلفات نیتروژن می‌شود. همچنین داده‌های جدول ۱ نشان می‌دهد که در مواردی تراز منفی گزارش شده است که نشان می‌دهد مقدار نیتروژن برداشت شده توسط درختان از مصرف سالانه بیشتر است این بدان معنی است که مقداری نیتروژن از خاک با معدنی شدن نیتروژن مواد آلی تأمین شده است و همچنین در مواردی مقدار شستشوی نیتروژن از اختلاف ورودی نیتروژن به باغ توسط مصرف کود و خروجی نیتروژن توسط درختان بیشتر است که موجب ایجاد تراز منفی شده است. از سوی دیگر، تلفات بیش از حد نیتروژن، مانند آنچه در مصرف زیاد نیتروژن رخ داده است ممکن است موجب افزایش تثبیت نیتروژن توسط مواد آلی خاک یا افزایش ورود به اندام‌های ذخیره در اندام‌های مختلف درختان باشد (جدول ۱).

جدول ۱- تراز نیتروژن در باغ‌های مختلف مرکبات

Table 1- Nitrogen balance in different citrus orchards

رقم Variety	منبع Reference	نیتروژن Nitrogen				
		مقدار مصرف (کیلوگرم در هکتار) Input (kg ha $^{-1}$)	جذب‌شده (کیلوگرم در هکتار) Removal (kg ha $^{-1}$)	اختلاف بین مقدار مصرف و جذب‌شده (زیادی) Excess	شستشو شده از پروفیل خاک Leached	تراز Balance
پرتقال والنسیا Valencia orange	بینگهام و همکاران (۱۹۷۱) *Bingham* et al.*(1971)*	۱۵۶	۶۰	۱۰۶	۶۷	۳۹
پرتقال واشنگتن ناول Washington navel oranges	امبلتون و جونز (۱۹۷۸) Embleton and Jones (1978)	۱۲۴	۵۲	۷۲	۱۸	۵۴
		۳۶۸	۶۱	۳۰۷	۵۸	۲۴۹
لیموی لیسبون Lisbon Lemon	امبلتون و همکاران (۱۹۸۱) *Embleton* et al. *(1981)*	۵۷	۷۳	−۱۶	۳۱	−۴۷
		۱۶۵	۸۶	۷۹	۱۰۹	−۳۰
		۴۸۶	۱۰۱	۳۸۵	۲۳۹	۱۴۶
پرتقال شموتی Shamouti orange	دسبرگ (۱۹۷۸) Dasberg (1978)	۵۰	۵۱	−۱	۴۸	−۴۹
		۲۵۰	۵۳	۱۹۷	۸۰	۱۱۷
پرتقال شموتی Shamouti orange	دسبرگ و همکاران (۱۹۸۳ و ۱۹۸۴) Dasberg et al. (1984 & 1983)	۱۰۸	۷۴	۳۴	۲۱	۱۳
		۱۷۰	۱۲۸	۴۲	۱۵	۲۷
		۳۰۸	۱۴۶	۱۶۲	۶۱	۱۰۱

ذخیره‌سازی و انتقال مجدد نیتروژن

به‌طورکلی مقدار ذخیره نیتروژن در اسکلت ساختاری درختان از ۱۰۰ تا ۵۰۰ کیلوگرم در هکتار متغیر است. این‌که چه مقداری از این نیتروژن قابلیت انتقال مجدد را دارد و چه مقدار می‌تواند در متابولیسم درختان مشارکت فعال داشته باشد یا پس از جابجایی، بیشتر به کدام اندم‌ها منتقل می‌شود، از نظر مدیریت مصرف نیتروژن اهمیت بسیار زیادی دارد (Dasberg, 1978). استفاده از نیتروژن نشان‌دار (^{15}N) برای ردیابی جذب و انتقال مجدد نیتروژن در درختان مرکبات نشان داد که برگ‌های مسن درختان پرتقال قبل از ریزش دارای نیتروژن بسیار کمتری از برگ-های جوان هستند و نشان داد که بیش از ۵۰ درصد نیتروژن برگ‌ها قبل از ریزش، به سایر اندام‌های درختان منتقل می-شود (Wallace et al., 1954). البته مطالعات بعدی این برآورد را زیاد گزارش کردند (Embleton et al., 1973). استفاده از نیتروژن نشان‌دار (^{15}N) با درختان جوان مرکبات جوان نشان داد تنها ۱۵ درصد از نیتروژن برگ‌های جوان در اوایل فصل از خاک جذب می‌شود و در مقابل بخش عمده‌ای از این نیاز نیتروژنی سرشاخه‌های جوان از ذخیره نیتروژن درختان تأمین می‌شود (Wallace et al., 1954). این پدیده در درختان خزان کننده به‌خوبی شناخته شده است، به‌طوری‌که نیتروژن ذخیره‌شده در پارانشیم پوست و سلول‌های شعاعی آوندهای چوبی بیشترین تأثیر در رشد و توسعه گل‌ها و سرشاخه‌ها در اوایل فصل را دارند. اهمیت این نیتروژن ذخیره در درختان مرکبات کمتر مورد توجه قرار گرفته است. یکی از ویژگی‌های تغذیه گیاهان چوبی، ذخیره مقدار زیادی از ترکیبات نیتروژن دار در اندام‌های خاص و متحرک شدن مجدد آن‌ها بر اساس یک ریتم ثابت سالانه است. معمولاً نیتروژن در طول پاییز و زمستان در این درختان ذخیره می‌شود و در رشد جدید در اوایل بهار مورد استفاده قرار می‌گیرد. در درختان مرکبات، برگ‌ها منبع اصلی نیتروژن در طول فصل بهار و تابستان هستند و حدود دو سوم از نیتروژن خارج شده از برگ‌ها، از پروتئین‌ها و بقیه از نیتروژن محلول، احتمالاً از اسیدهای آمینه می‌آید، بنابراین هیدرولیز پروتئین در برگ‌ها، منبع عمده نیتروژن برای اندام‌های جدید را در طول کل رشد بهار و تابستان تضمین می‌کند. همچنین اسیدهای آمینه برگ‌های مسن به‌ویژه پرولین، نیز نقش مهمی به‌عنوان ذخیره نیتروژن در مراحل اولیه رشد سرشاخه‌های بهاره ایفا می‌کند (Moreno and Garcia-Martinez, 1984).

پژوهش‌های انجام‌شده در مورد زمان مصرف نیتروژن در درختان نارنگی انشو نشان داده است که بیشترین بازیابی کود نیتروژن از کوددهی تابستانه و کمترین آن از کوددهی پاییزی یا کوددهی اوایل فصل در بهار است. در کوددهی پاییزی یا اوایل فصل، نه تنها نیتروژن کمتری توسط درخت جذب می‌شود، بلکه مقدار کمتری از نیتروژن جذب‌شده توسط ریشه به سرشاخه‌ها، برگ‌ها و میوه‌ها منتقل می‌شود. این پژوهش همچنین نشان داد که کود نیتروژن عمدتاً توسط اندام‌های جدید جذب می‌شود، اما تبادل زیادی بین نیتروژن اندام‌های جوان و نیتروژن ذخیره در درختان مرکبات وجود دارد (Iwakiri and Nakahara, 1981). Legaz و همکاران (۱۹۸۲) از درختان کالاموندین با بستر ماسه به‌عنوان مدلی برای مطالعات جذب و انتقال نیتروژن با نیتروژن نشان‌دار استفاده کردند و گزارش کردند که کود نیتروژن مصرفی در گلدهی ترجیحاً به اندام‌های جدید منتقل می‌شود، اما همچنین در اندام‌های ذخیره نیز جذب می‌شود. بخش عمده‌ای از نیتروژن میوه‌های درحال‌توسعه از اندام‌های ذخیره تأمین می‌شود. در طول گلدهی، درختان روزانه ۳۰ میلی‌گرم نیتروژن به ازای هر کیلوگرم ماده خشک جذب می‌کنند در طول مرحله تشکیل میوه، میزان جذب نیتروژن به‌طور قابل‌توجهی افزایش می‌یابد (Legaz et al., 1982). همچنین مطالعات جذب و انتقال نیتروژن با نیتروژن نشان-دار با درختان چهار ساله والنسیا در مراحل مختلف چرخه رشد نشان داد که کمترین جذب نیتروژن از خاک در طول دوره استراحت زمستانی است، در مرحله گلدهی جذب نیتروژن از خاک شروع به افزایش کرد و در مرحله تشکیل میوه به بیشترین مقدار رسید. در طول دوره استراحت

زمستانی، بخش اعظم نیتروژن جذب‌شده از خاک در ریشه‌ها تجمع می‌یابد، درحالی‌که در مرحله گلدهی و تشکیل میوه، بیشتر نیتروژن جذب‌شده از خاک به برگ‌ها و میوه‌ها وارد می‌شود (Legaz et al., 1981). جذب و انتقال نیتروژن با مصرف نیتروژن نشاندار در پاییز برای درختان جوان مرکبات با وزن خشک کمتر از یک کیلوگرم نشان داد که بیش از ۵۰ درصد از نیتروژن جذب‌شده در اندام‌های قدیمی (ریشه، ساقه و برگ‌های مسن) در طول گلدهی به رشد جدید منتقل می‌شود و این نسبت به‌تدریج افزایش یافت تا اینکه در مرحله رشد سر شاخه‌های پاییزی تقریباً به ۹۰ درصد رسید، ریشه‌ها و برگ‌های مسن بیشترین بخش ذخیره نیتروژن را در این درختان داشتند؛ اما مصرف مجدد نیتروژن پس از مصرف نیتروژن نشاندار موجب شد اهمیت اندام‌های ذخیره در تأمین نیتروژن برای اندام‌های جوان در حال رشد به‌تدریج از ۷۰ درصد در مرحله گلدهی به ۳۰ درصد در مرحله رشد سرشاخه‌های پاییزی کاهش یافت. در درختان با کمبود نیتروژن، در همه مراحل رشد به‌شدت به نیتروژن ذخیره وابسته هستند (بیش از ۸۰ درصد)؛ بنابراین تغییرات فصلی در جذب نیتروژن و توزیع آن در بین اندام‌های درخت به‌وضوح مشاهده می‌شود و این نیتروژن ذخیره در بافت‌های مسن‌تر برای رشد مناسب برگ‌ها و گل‌های جدید در بهار از اهمیت بسیار زیادی برخوردار است (Legaz et al., 1981).

بررسی سرنوشت جذب و توزیع نیتروژن در درختان بالغ مرکبات در طول فصل رشد با مصرف کم (۳۴۰ گرم نیتروژن) و مصرف زیاد نیتروژن (۱۰۰۰ گرم نیتروژن) نشاندار به ازای هر درخت نشان داد که گرچه همه درختان وزن خشک کل یکسانی داشتند، اما درختان با مصرف کم نیتروژن، سیستم ریشه بزرگ‌تر و میوه و برگ کمتری داشتند و مقدار کل نیتروژن در درختان با مصرف کم نیتروژن به‌ویژه در میوه‌ها و شاخه‌ها کمتر بود (جدول‌های ۲ و ۳). بازیابی کل نیتروژن برای دو مورد مشابه بود، اما در درختان با مصرف کم نیتروژن، باقیمانده کود نیتروژن در خاک فقط پنج درصد بود در حالی در درختان مصرف زیاد نیتروژن این باقیمانده حدود ۱۶ درصد بود بازیابی بیشتر کود نیتروژن در درختان با مصرف کم نیتروژن به‌ویژه در برگ‌ها، ریشه‌ها و شاخه‌ها ظاهر شده بود. جالب بود که حتی در درختان با مصرف زیاد کود نیتروژن، ۲۳ درصد از نیتروژن میوه و ۲۱ درصد نیتروژن به‌طور مستقیم از کود تأمین شده بود و حدود ۸۰ درصد نیتروژن مورد نیاز بافت‌های جوان در حال رشد از نیتروژن ذخیره درختان تأمین می‌شد. اندام‌های دائمی درختان در درختان با مصرف کم نیتروژن، درصد بیشتری از نیتروژن مورد نیاز برگ‌ها و میوه‌های در حال رشد را (حدود ۸۴ درصد) تأمین کردند. این درختان همچنین راندمان جذب ظاهری نیتروژن بسیار کمتری را در ریشه‌ها و شاخه‌ها نشان دادند که می‌توان آن را به‌عنوان تخلیه نیتروژن از این اندام‌ها به نفع میوه‌ها، شاخه‌ها و برگ‌های در حال رشد توضیح داد (Martinez et al., 2012; Feigenbaum et al., 1986). این داده‌ها با نتایج به دست آمده با درختان جوان مرکبان با بستر شن و ماسه مطابقت دارد (Iwakiri and Nakahara, 1981; Legaz et al., 1981, 1982; Wallace et al., 1954). نتایج گزارش‌های Legaz و همکاران (۱۹۸۲) نشان داد که نیتروژن مورد نیاز برگ‌های جدید، سرشاخه‌های جدید، گل‌ها و میوه‌چه‌های جوان عمدتاً از نیتروژن ذخیره‌شده در برگ‌های مسن، سرشاخه‌های سال گذشته، ساقه و بازوها، ریشه‌ها تأمین می‌شود و کمتر از سه درصد نیتروژن مورد نیازشان از کوددهی سال جاری تأمین می‌شود.

یکی از اولین علائم پیری برگ‌های درختان، کاهش پروتئین برگ است که با کاهش طول روز در پاییز شروع می‌شود با توجه به اینکه برگ‌ها معمولاً توانایی سنتز پروتئین‌شان را حفظ می‌کنند بنابراین کاهش در میزان پروتئین نتیجه عدم تعادل بین سنتز و شکستن یا تجزیه پروتئین است و اسیدهای آمینه ناشی از هیدرولیز پروتئین‌ها به محل‌های سینک نیتروژن در گیاهان منتقل می‌شوند(Feller, 1990). به‌طورکلی با کاهش طول روز در پاییز فعالیت آنزیم‌های RNase، پلی‌فنول‌اکسیداز و مالات دهیدروژناز به‌طور نمایی افزایش می‌یابد درحالی‌که

کلروفیل، DNA و RNA در برگ شروع به کاهش می‌کند با کاهش کلروفیل، فتوسنتز سریعاً کاهش می‌یابد اما این دو فرآیند کاملاً به هم متصل نیستند (Thimann, 1980). بیشتر آنزیم‌ها، فعالیت‌شان با پیر شدن کاهش می‌یابد اما فعالیت برخی از آن‌ها ثابت می‌ماند یا حتی ممکن است در اواخر دوره رشد برگ افزایش یابد. برای مثال، گلوتامین سنتاز و آلانین آمینوترانس‌فراز فعالیت‌شان تا مراحل آخر پیری برگ ثابت باقی می‌ماند. این آنزیم‌ها ممکن است در تشکیل و انتقال ترکیبات ناشی از تجزیه پروتئین‌ها و کلروفیل نقش داشته باشد. آمینواسیدهای آزاد شده مجدداً به آسپاراژین یا گلوتامین تبدیل‌شده و بخشی هم به آمونیم تبدیل می‌شوند (Thimann, 1980; Turkals et al., 2013). اگر برگ به درختان متصل باشد این آمینو اسیدها می‌تواند به بافت‌های چوبی و پوست (جایی که برای استفاده آینده ذخیره می‌شوند) انتقال یابد. گزارش‌های مختلف نشان داده است که ذخیره نیتروژن کافی در درختان موجب افزایش و تشکیل میوه و همچنین نگهداری میوه‌چه‌ها می‌شود. درختان با ذخیره نیتروژن کافی دارای غلظت بیشتری از آمینواسیدها و دیگر ترکیبات نیتروژنی هستند و این آمینواسیدها به‌عنوان بلوک‌های ساختمانی برای سنتز DNA و RNA، پروتئین‌ها و برخی از عوامل کاهنده ریزش عمل می‌کنند. همچنین درختان با ذخیره نیتروژن کافی دارای اکسین و سیتوکنین بیشتری هستند که در کاهش ریزش میوه‌چه‌ها نقش مؤثری دارند (Dong et al., 2002; Asadi Kangarshahi, 2019; Carranca et al., 2018).

جدول ۲- وزن خشک کل و توزیع آن در اندام‌های مختلف درختان بالغ مرکبات

Table 2- Dry matter and its distribution in different organs of mature citrus trees

رقم Variety	سن درختان Age trees	وزن خشک (درخت/کیلوگرم) Dry matter (kg/tree)	توزیع وزن خشک (درصد) Dry matter distribution (%)			
			میوه Fruits	برگ Leaves	تنه و شاخه‌ها Trunk & branches	ریشه‌ها Roots
پرتقال والنسیا Valencia orange	۱۰	۸۰	۱۶	۱۹	۴۹	۱۶
پرتقال شموتی Shamouti orange	۲۰	۳۲۰	۱۳	۸	۵۵	۲۴
گریپ فروت Grapefruit	۱۹	۲۷۳	۳	۶	۵۷	۳۴
نارنگی انشو Satsuma mandarin	۳۰	۴۹۸	۱۸	۸	۵۳	۲۱
پرتقال تامسون Thomson navel orange	۲۱	۲۵۶	۱۲	۷	۴۹	۳۲

جدول ۳- مقدار نیتروژن کل و توزیع آن در اندام‌های مختلف درختان بالغ مرکبات

Table 3- Total nitrogen content and its distribution in different organs of mature citrus trees

رقم Variety	نیتروژن کل (درخت/گرم) Nitrogen (g/tree)	توزیع نیتروژن (درصد) Nitrogen distribution (%)			
		میوه Fruits	برگ Leaves	تنه و شاخه‌ها Trunk & branches	ریشه‌ها Roots
پرتقال والنسیا Valencia orange	۷۳۴	۲۱	۴۱	۲۸	۱۰
پرتقال شموتی Shamouti orange	۲۳۷۹	۲۰	۲۲	۴۲	۱۵
گریپ فروت Grapefruit	۲۰۶۱	۶	۱۸	۳۳	۴۳
نارنگی انشو Satsuma mandarin	۳۵۹۷	۲۷	۲۳	۲۸	۲۲
پرتقال تامسون Thomson navel orange	۱۸۴۵	۱۸	۲۷	۲۶	۲۹

تصویر جامع‌تری از منابع فراهمی نیتروژن و تعادل آن‌ها در باغ مرکبات بر اساس داده‌های آزمایشی اخیر در جدول ۴ نشان داده‌شده است (Dasberg et al., 1983, 1984; Feigenbaum et al., 1986). ماده آلی خاک، بزرگ‌ترین منبع فراهمی نیتروژن (بیش از دو تن نیتروژن در هکتار) است. نیتروژن معدنی به شکل نیترات (NO_3) مستقیماً توسط ریشه قابل جذب است، فقط حدود چهار تا پنج درصد از این منبع بزرگ نیتروژن را تشکیل می‌دهد.

نیتروژن مصرفی به‌صورت کود در دو تیمار آزمایشی حدود ۱۴۰ و ۴۱۶ کیلوگرم در هکتار بود در حالی میزان توصیه شده حدود ۲۰۰ کیلوگرم در هکتار در سال است. مقدار نیتروژن جذب شده توسط درختان از کود مصرفی در آن سال به ترتیب معادل ۸۰ و ۱۶۶ کیلوگرم در هکتار است و راندمان جذب به ترتیب حدود ۵۷ و ۴۰ درصد بود. این مقادیر نیتروژن تنها بخش کوچکی از مقدار کل نیتروژن موجود در درختان بالغ است و مقدار کل نیتروژن در درختان بالغ حدود چهار تا پنج برابر بیشتر از میانگین مصرف کود سالانه است. همچنین مقدار نیتروژنی که از مصرف کود به اندام‌های سالانه درختان وارد می‌شود در مقایسه با نیتروژن مصرف شده بسیار کم است. همه این‌ها اهمیت دو منبع اصلی نیتروژن (ماده آلی خاک و اسکلت درختان) را نشان می‌دهد. با مقایسه درختان آزمایشی با نیتروژن کم و زیاد می‌توان دریافت که چگونه از این منابع نیتروژن برای حفظ رشد و پایداری تولید در باغ‌های با مصرف کم نیتروژن استفاده کرد. علی‌رغم این واقعیت که راندمان جذب نیتروژن در درختان با مصرف نیتروژن کمتر، نسبتاً بیشتر و نیترات موجود در خاک نیز کمتر است و شستشوی نیتروژن اگرچه با سرعت کمتر، ولی ادامه دارد.

جدول ۴- ذخیره و تعادل نیتروژن در باغ‌های مرکبات

Table 4- Nitrogen pools and balance in citrus orchards

تیمارها treatments	نیتروژن مصرفی (کیلوگرم در هکتار) Nitrogen inputs (kg/ha)	
	کم Low	زیاد High
نیتروژن در مواد آلی خاک (کیلوگرم در هکتار) Soil organic Nitrogen (kg/ha)	۲۰۸۰	۲۱۴۰
نیتروژن نیتراتی خاک (کیلوگرم در هکتار) Soil N03- Nitrogen (kg/ha)	۸۵	۱۱۳
نیتروژن کل درختان (کیلوگرم در هکتار) Total N in trees (kg/ha)	۸۶۱	۹۹۰
نیتروژن مصرفی به‌صورت کود (کیلوگرم در هکتار) Nitrogen applied as fertilizer (kg/ha)	۱۴۰	۴۱۶
نیتروژن درختان تأمین‌شده از کوددهی فصل جاری (کیلوگرم در هکتار) Nitrogen in trees derived from season's fertilizer (kg/ha)	۸۰	۱۶۶
نیتروژن میوه تأمین‌شده از کوددهی فصل جاری (کیلوگرم در هکتار) Nitrogen in fruits derived from season's fertilizer (kg/ha)	۱۵	۲۲
نیتروژن برگ‌ها تأمین‌شده از کوددهی فصل جاری (کیلوگرم در هکتار) Nitrogen in leaves derived from season's fertilizer (kg/ha)	۲۷	۴۷
نیتروژن شسته شده (نیترات) به زیر منطقه ریشه (کیلوگرم در هکتار) Nitrogen leached as NO) below root zone (kg/ha)	۳۷	۶۴
راندمان جذب (درصد) Uptake efficiency (%)	۵۷	۴۰

کوددهی خاکی نیتروژن

به‌طورکلی برخی پژوهش‌ها در مورد درختان میوه در مناطق معتدله نشان داده است که نیتروژن مصرفی در اوایل بهار، بیشتر به رشد رویشی سرشاخه‌ها اختصاص پیدا می‌کند درحالی‌که نیتروژن مصرفی در آخر فصل، بیشتر به اندام‌های ذخیره مانند پوست ریشه‌ها و تنه درختان می‌رود

و مقدار کمی هم به جوانه‌های درحال‌توسعه منتقل می‌شود و محلول‌پاشی پس از برداشت یکی از راهکارهای عملی برای افزایش نیتروژن ذخیره جوانه‌ها در اواخر فصل رشد است (Carranca et al., 2018; Zubair et al., 2017; Sanchez et al., 2006). گزارش‌های Sanchez (۱۹۹۰) نشان می‌دهد که عدم رعایت زمان و نیاز واقعی مصرف نیتروژن در تولید محصول در کالیفرنیا، موجب می‌شود که سالانه چندین هزار تن نیتروژن از این اراضی شسته و به آب‌های زیرزمینی منتقل شود. درختان مرکبات در زمان گل‌دهی بیشترین نیاز به نیتروژن را دارند، درحالی‌که راندمان مصرف خاکی نیتروژن در این زمان، حداقل است؛ بنابراین، نیتروژن ذخیره‌شده در برخی اندام‌ها است که نیاز نیتروژن جوانه‌های گل و تشکیل میوه را تأمین می‌کند. امّا به‌تدریج با افزایش فعالیت درختان و رشد فلش‌های بهاره، راندمان مصرف نیتروژن افزایش می‌یابد و در زمان توسعه فلش‌های تابستانه به حداکثر و سپس به‌تدریج مجدداً شروع به کاهش می‌کند. در فاز اول رشد میوه‌ها که به‌تدریج راندمان مصرف افزایش می‌یابد، مدیریت مصرف نیتروژن باید به‌گونه‌ای باشد که بین رشد فلش‌های بهاره و رشد میوه‌چه‌ها تعادل برقرار باشد و مصرف زیاد نیتروژن معمولاً موجب تشدید رشد فلش‌های بهاره و افزایش ریزش میوه‌چه‌ها خواهد شد؛ بنابراین توصیه می‌شود مصرف نیتروژن در باغ‌های مرکبات با حداقل مقدار در آغاز رشد فلش‌های بهاره شروع و به‌تدریج با توسعه‌ی میوه‌ها و سرشاخه‌های سال جاری افزایش یابد، به‌طوری‌که در اوایل فاز دوم رشد میوه به حداکثر مقدار برسد و سپس به‌تدریج کاهش و در زمان بلوغ میوه متوقف شود. پس از برداشت میوه، مجدداً مصرف نیتروژن جهت تکمیل فلش‌های پاییزه، افزایش نیتروژن ذخیره بافت‌های مختلف، کاهش تناوب باردهی و بهبود توانایی درختان در مقابل تنش‌های مختلف توصیه می‌شود (Asadi Kangarshahi and Akhlahghi Amiri, 2014).

به‌طورکلی در درختان میوه از جمله مرکبات از نظر زمانی، اختلاف‌فازی بین شروع رشد فلش‌های اندام هوایی و شروع رشد ریشه (از ۲۰ تا ۳۰ روز) وجود دارد. از طرف دیگر، کودهای نیتروژنی (حتی کودهای آمونیمی)، پایداری کمی در خاک دارند و به‌طور میانگین حدود ۲۰ تا ۳۰ روز پایدار هستند. همچنین راندمان مصرف کودهای نیتروژنی در اسفندماه (کود پایه) برای درختان مرکبات، حدود ۱۵ تا ۲۰ درصد است (جدول ۵). از طرفی برگ‌های قدیمی درختان مرکبات در این دوره زمانی، دارای سینک بسیار قویی هستند و بخش عمده‌ی این مقدار کم نیتروژن جذب‌شده نیز به مصرف برگ‌های قدیمی می‌رسد. از این‌رو، مصرف کودهای نیتروژنی قبل از گل‌دهی در اواخر اسفندماه یا اوایل فروردین ماه (به اصطلاح کود پایه) نقش چندانی در کیفیت گل‌ها و بهبود تشکیل میوه ندارند و کیفیت گل‌ها و تشکیل میوه بیشتر تحت تأثیر نیتروژن ذخیره (تغذیه درازمدت درختان به‌ویژه تغذیه سال قبل) درختان است (Asadi Kangarshahi and Akhlahghi Amiri, 2014; Asadi Kangarshahi et al., 2011; Kato et al., 1981).

نتایج پژوهش‌های متعدد نشان داده است که کمبود نیتروژن در درختان مرکبات موجب افزایش قابلیت استفاده هگزوزفسفات، برخی از آنزیم‌های مؤثر در سنتز نشاسته مانند ADP – گلوکزپیروفسفوریلاز و تجمع دانه‌های نشاسته می‌شود. تجمع زیاد دانه‌های بزرگ نشاسته در ساختمان کلروپلاست اختلال ایجاد کرده و میزان کلروفیل و فتوسنتز را کاهش می‌دهد (Bondada et al., 2001; Groot et al., 2003). نتایج پژوهش‌های Tadayon و Hosseini (۲۰۲۰) نشان داد که مدیریت مصرف نیتروژن، نقش تعیین‌کننده‌ای در کاهش تناوب باردهی مرکبات دارد. نتایج تیمارهای مدیریت مصرف نیتروژن و زمان برداشت بر تناوب باردهی نارنگی سیاهو نشان داد که به‌کارگیری تیمارها به‌تدریج نوسان عملکرد و تناوب باردهی را کاهش داد و محلول‌پاشی نیتروژن در آبان ماه بیشترین تأثیر در کاهش تناوب باردهی داشت. به‌طورکلی نتایج این پژوهش با نتایج پژوهش‌های دیگر همخوانی دارد که گزارش کردند مصرف نیتروژن در اواخر فصل رشد (پس از برداشت) بیشترین تأثیر در تعدیل تناوب

باردهی، ذخیره نیتروژن، تأمین نیاز نیتروژنی جوانه‌های گل، فلش‌های رشد و میوه‌چه‌های جوان در سال بعدی دارد به‌طوری‌که بخش عمده‌ای از این نیتروژن در شاخه‌های جوان، جوانه‌ها و ریشه‌های فیبری ذخیره‌شده و در بهار سال بعد، نیاز فلش‌های اوایل فصل، جوانه‌های گل و رشد اولیه میوه‌چه‌ها را تأمین می‌کند (Hosseiniand Rezazadeh, 2014; Akhlaghi Amiri, and Asadi Kangarshahi. 2015; Asadi Kangarshahi and Akhlaghi Amiri, 2014; Lovatt et al., 1992; Mozhar et al., 2007).

جدول ۵- راندمان جذب کود نیتروژن در مراحل مختلف رشد مرکبات و توزیع آن در اندام‌های مختلف

Table 5- Uptake efficiency of nitrogen fertilizer in different stages of citrus growth and its distribution in different organs

زمان مصرف نیتروژن Nitrogen application time	جذب نیتروژن توسط اندام‌های مختلف مرکبات (٪) Nitrogen uptake in different citrus organs (%)				راندمان جذب (٪) Uptake efficiency (%)
	اندام هوایی canopy			ریشه Root	
	برگ‌ها Leaves	میوه‌ها Fruits	شاخه‌ها Branches	ریشه‌ها Roots	
کود پایه (قبل از گل‌دهی) Basic fertilizer (before flowering)	۴۷	۶/۵	۱۶/۵	۳۰	۲۰
فاز اول رشد میوه first stage of the fruit growth	۳۷	۴۴	۱۰/۵	۸/۵	۶۵
فاز دوم رشد میوه second stage of the fruit growth	۳۷	۳۰	۱۵	۱۸	۸۴
آخر فصل رشد (رسیدن میوه) The end of the growth (fruit ripening)	۳۷/۸	۲/۱	۲۸/۴	۳۱/۷	۴۲

نتایج این پژوهش نشان داد که مصرف بخش عمده نیتروژن در اوایل فصل (قبل از شروع توسعه برگ‌ها)، تناوب باردهی را تشدید می‌کند. این نتایج با پژوهش‌های مختلف دیگر همخوانی دارد که گزارش کردند مصرف بخش عمده نیتروژن قبل از شروع رشد و در اوایل فصل رشد، به دلیل راندمان جذب پایین تأثیر چندانی در تأمین نیتروژن درختان ندارد در مقابل مصرف آن در طی فصل رشد به‌ویژه مصرف تابستانی و پاییزی آن از راندمان جذب بیشتری است و علاوه بر تأمین نیاز میوه‌های سال جاری در رشد و تشکیل چوب‌های میوه‌ده برای سال بعد و همچنین تأمین نیتروژن ذخیره جوانه‌های در سال آتی، افزایش تشکیل میوه و عملکرد تأثیر زیادی دارد (Lovatt et al., 1988, 1992; Legaz, et al., 1995; Goldschmidth, Asadi Kangarshahi .(2005; Turkals et al., 2013 و همکاران (۲۰۱۸) گزارش کردند که مصرف کودها قبل از گلدهی از راندمان جذب کمی برخوردار هستند و مصرف آن‌ها متناسب با فنولوژی رشد در مناطق مختلف توصیه می‌کنند.

به‌طورکلی نتایج پژوهش‌های بلندمدت در مورد مدیریت مصرف نیتروژن متناسب با فنولوژی رشد در درختان مرکبات نشان داد که کوددهی اوایل فصل رشد قبل از رشد سرشاخه‌ها، تأثیر چندانی در افزایش تشکیل گل، میوه و رشد فلش‌های بهاره ندارد. لذا توصیه می‌شود که باغداران، کوددهی اوایل فصل را با حداکثر ۱۰ الی ۱۵ درصد نیاز سالانه درختان شروع نمایند و به‌تدریج، مقدار مصرف (درصدی از نیاز سالانه) را افزایش داده و در اوایل یا اواسط تابستان (با توجه به رقم) به حداکثر مقدار مصرف ارتقا داده شود سپس مصرف کودها به‌تدریج کاهش یابد و در اوایل پاییز (پایان رشد فلش‌های پاییزی) متوقف شود. لذا به‌منظور افزایش راندمان مصرف کودهای شیمیایی، افزایش تشکیل میوه، افزایش عملکرد و باردهی منظم باغ‌های منطقه، توصیه می‌شود از کوددهی اواخر فصل زمستان یا اوایل فصل رشد اجتناب یا به حداقل مقدار تقلیل دهند و در مقابل کوددهی بر اساس تقاضای تغذیه‌ای درختان مرکبات در طول سال انجام شود. به‌طورکلی بیشترین عملکرد از مدیریت زمانی مصرف کودهای

نیتروژنی (۱۵ درصد در قبل از گلدهی (اوایل اردیبهشت‌ماه)؛ ۳۵ درصد بین تشکیل میوه‌چه‌ها و شروع ریزش تابستانی میوه‌چه‌ها (از اواخر اردیبهشت تا اواسط خردادماه)؛ ۲۰ درصد در شروع ریزش تابستانی تا اوایل فاز دوم رشد میوه‌ها (اواخر خرداد تا اواسط تیرماه)؛ ۱۵ درصد در فاز دوم رشد میوه (اواخر تیر تا اواسط مردادماه و ۱۵ درصد پس از برداشت میوه (مهرماه) حاصل شد. اما بر اساس داده‌های این آزمایش، برنامه زمانی مصرف کودهای نیتروژنی برای حداقل تناوب باردهی در چهار مرحله: مرحله اول، ۱۵ درصد در قبل از گلدهی (اوایل اردیبهشت‌ماه)؛ مرحله دوم، ۳۰ درصد بین تشکیل میوه‌چه‌ها و شروع ریزش تابستانی میوه‌چه‌ها (از اواخر اردیبهشت تا اواسط خردادماه)؛ ۳۰ درصد در شروع ریزش تابستانی تا اوایل فاز دوم رشد میوه‌ها (اواخر خرداد تا اواسط تیرماه)؛ و ۲۵ درصد پس از برداشت میوه (مهرماه) توصیه می‌شود (Asadi Kangarshahi, 2019).

کودآبیاری نیتروژن

در باغ‌های مرکبات، روش آبیاری به‌طور مستقیم در جذب نیتروژن تأثیر دارد. Quiñones و همکاران (۲۰۰۵) گزارش کردند که راندمان جذب نیتروژن در درختان پرتقال ناولینا در سامانه آبیاری قطره‌ای حدود ۷۳ درصد و در سامانه آبیاری غرقابی حدود ۶۳ درصد است. پژوهش‌های Syvertsen و Smith (۱۹۹۶) برای درختان مرکبات تحت شرایط لایسیمتری نشان داد که راندمان مصرف نیتروژن حدود ۶۱ تا ۶۸ درصد است. نتایج مشابه‌ای از راندمان مصرف نیتروژن در روش کودآبیاری در مقایسه با روش پخش سطحی با کودهای گرانوله خشک توسط پژوهشگران Dasberg و همکاران (۱۹۸۸)، Alva و Paramasivam (۱۹۹۸)، Alva و همکاران (۱۹۹۸)، Alva و همکاران (۲۰۰۳) و Quaggio و همکاران (۲۰۱۹) نیز گزارش شده است. البته استراتژی آبیاری در آبیاری قطره‌ای در توزیع نیتروژن در پروفیل خاک تأثیر دارد برای یک حجم معین آب مصرفی، افزایش میزان مصرف آب در واحد زمان (دبی بیشتر) موجب توزیع بیشتر آب در جهت افقی می‌شود و در مقابل کاهش مصرف آب (دبی کمتر) سبب حرکت بیشتر آب در جهت عمودی خواهد شد بنابراین شستشوی نیترات را افزایش خواهد داد (Li et al., 2004). در همین راستا، Quiñones و همکاران (۲۰۰۷) گزارش کردند درصد نیتروژن نیتراتی نگهداری شده در پروفیل خاک در روش آبیاری غرقابی (۳۸ درصد) بیشتر از روش آبیاری قطره‌ای (هشت درصد) است اما اختلاف معنی‌داری در مقدار نیتروژن آلی خاک در دو روش وجود نداشت.

فراوانی مصرف نیتروژن نیز بر توزیع نیتروژن در پروفیل خاک و در ساختار درختان تأثیر دارد. مصرف محلول‌های رقیق نیتروژن با فراوانی بیشتر می‌تواند راندمان مصرف نیتروژن را نسبت به محلول‌های غلیظ با فراوانی کمتر تا حدود دو برابر افزایش دهد (Scholberg et al., 2002; Quiñones et al., 2005). در مطالعه دیگری، Alva و همکاران (۲۰۰۶) افزایش کمی در راندمان جذب نیتروژن در نتیجه عملیات مدیریت بهینه (جایگذاری مناسب، زمان مصرف مناسب همراه با برنامه آبیاری بهینه) در روش کودآبیاری (۱۵ مرحله کوددهی) در مقایسه با مصرف کودهای گرانوله محلول در آب (چهار مرحله کوددهی) را گزارش کردند. همچنین افزایش در راندمان مصرف نیتروژن موجب افزایش عملکرد میوه می‌شود. Bowman (۱۹۹۶) راندمان مصرف نیتروژن بیشتر (نه درصد عملکرد میوه بیشتر) در درختان گریپ فروت که ترکیبی از یک سرک پخش سطحی با کودهای گراوله خشک (۳۳ درصد مصرف سالانه) و ۱۸ مرحله کودآبیاری دو هفته در میان در مقایسه با درختانی که سه مرحله کوددهی سرک با کودهای گرانوله دریافت کردند را گزارش کردند. گزارش‌های Morgan و همکاران (۲۰۰۹) نشان داد که عملکرد درختانی که نیاز کودی آن‌ها از کودهای کندرها و ۳۰ درصد کودآبیاری نیتروژن تأمین شد در مقایسه با درختانی که کوددهی آن‌ها با کودهای گرانوله خشک و چهار مرحله کودآبیاری نیتروژن انجام شد، بیشتر بود.

به‌طورکلی در درختان مرکبات راندمان جذب کودهای نیتروژن نیتراتی در مقایسه با کودهای آمونیمی بیشتر است. افزودن بازدارنده‌های نیترات سازی به کودهای نیتروژنی آمونیمی، راندمان مصرف این کودها را ۱۶ درصد افزایش داد و در مقابل مقدار نیترات را در پروفیل خاک حدود ۱۰ درصد و در آب زهکشی را ۳۶ درصد کاهش داد (Shirgure and Srivastava, 2013).

محلول‌پاشی نیتروژن

اوره به علت غیر قطبی بودن، جذب سریع، سمیت پایین و حلالیت زیاد، مناسب‌ترین شکل نیتروژن برای محلول‌پاشی نیتروژن است زیرا نفوذ کوتیکولی اوره حدود ۱۰ تا ۲۰ برابر نفوذ کوتیکولی سایر یون‌های غیرآلی نیتروژن است (Johnson et al., 2001). به‌طورکلی دوره گلدهی و تشکیل میوه از حیاتی‌ترین مراحل توسعه درختان میوه است و در این مرحله بیشترین تقاضا برای نیتروژن وجود دارد درحالی‌که در این زمان، فعالیت متابولیک ریشه، حلالیت عناصر غذایی، جذب و انتقال آن‌ها در گیاه بسیار کم است. مطالعات با اوره نشاندار شده نشان داد که اوره جذب شده در برگ‌ها به‌صورت اسیدهای آمینه یا اوره منتقل می‌شود متابولیسم اوره شامل هیدرولیز اوره و تبدیل آمونیم به اسیدهای آمینه است برخی اسیدهای آمیته ممکن است به‌طور مستقیم انتقال پیدا کنند همچنین ترانس آمینه شدن (transamination)، سنتز پروتئین‌ها و شکسته شدن واقعی پروتئین‌ها و انتقال اسیدهای آمینه حاصل از آن‌ها نیز می‌تواند رخ دهد (تایتوس و کانگ، ۱۹۸۲). این نتایج با برخی پژوهش‌های دیگر مطابقت دارد که گزارش کردند محلول‌پاشی پاییزی اوره موجب افزایش نیتروژن جوانه‌های گل و تشکیل میوه در درختان میوه خزان‌دار می‌شود (Rosecrance et al., 1998; Cheng et al., 2002). اوره‌آز (E.C.3.1.5. Urea amidohydrolase) که اوره را به آمونیم و دی‌اکسید کربن هیدرولیز می‌کند در بافت‌های گیاهی از جمله در برگ‌های هلو، زردآلو، گیلاس وجود دارد. به‌طورکلی نیتروژن ذخیره دوام و زنده‌مانی تخمدان‌ها را افزایش می‌دهد بنابراین در توسعه و کارایی دوره گرده‌افشانی تأثیر مثبت دارد و بیشترین تأثیر در گل‌دهی، توسعه گل‌ها و تشکیل میوه را دارد(Tukey,1985). نتایج این پژوهش با نتایج دیگر پژوهش‌ها مطابقت دارد که گزارش کردند محلول‌پاشی اوره در پاییز پس از برداشت میوه موجب افزایش مقدار نیتروژن ذخیره اندام‌های مختلف درختان می‌شود و این نیتروژن ذخیره در زمان گل‌دهی و تشکیل میوه در سال آتی، نیتروژن مورد نیاز گل‌آذین‌ها، گل‌ها، میوه‌چه‌ها و برگ‌های جوان و در حال رشد را تأمین می‌کند و موجب افزایش تشکیل میوه می‌شود (Wojcik, 2006; Zubair et al., 2017).

نتایج بیشتر پژوهش‌ها نشان داده است در طول دوره گلدهی و تشکیل میوه، نیاز و تقاضای زیادی برای عناصر غذایی از جمله نیتروژن وجود دارد و از طرف دیگر این دوره، زمانی رخ می‌دهد که به‌طورمعمول درجه حرارت خاک پایین است و به‌طورکلی درجه حرارت خاک کمتر از ۱۵ درجه سانتی‌گراد است. فعالیت‌های متابولیک ریشه، حلالیت عناصر غذایی در محلول خاک و انتقال عناصر غذایی در مسیر تعرق با کاهش درجه حرارت خاک کاهش می‌یابد (Hamid et al., 1988). بنابراین توانایی درختان برای استفاده از عناصر غذایی مصرفی در خاک به عوامل زیادی غیر از نیاز و تقاضای درختان برای این عناصر بستگی دارد؛ اما محلول‌پاشی برخی عناصر غذایی از جمله نیتروژن در زمان مناسب می‌تواند توسط برگ‌ها یا دیگر اندام‌ها در مراحل خاص فنولوژی جذب شوند و در افزایش عملکرد درختان مرکبات مؤثر باشند (Lovatt, 1999). محلول‌پاشی اوره در طول دوره گل‌انگیزی تا قبل از تمایز جوانه‌های گل موجب افزایش غلظت آمونیم، تعداد شوت‌های زایشی و همچنین تعداد گل‌ها در هر شوت زایشی می‌شود (Lovatt et al., 1988). محلول‌پاشی زمستانه اوره موجب افزایش غلظت آمونیم در بافت برگ می‌شود آمونیم به آرجنین و آرجنین به پلی‌آمین تبدیل می‌شود (Sagee and Lovatt, 1991) و پلی‌آمین‌ها در ایجاد گل‌ها و گلدهی نقش ویژه دارند (Ali and Lovatt,

1995). محلول‌پاشی اوره در زمان گلدهی، غلظت آمونیم، آرجنین و پلی‌آمین‌ها و همچنین سرعت رشد و اندازه میوه‌چه‌ها در گل‌آذین‌های برگ را به‌طور معنی‌داری افزایش می‌دهد (Corona, 1994). نتایج پژوهش‌های متعدد نشان می‌دهد که محلول‌پاشی اوره بیوسنتز پلی‌آمین‌ها را تحریک می‌کند و پلی‌آمین‌ها در تقسیم سلول‌ها نقش دارند و تقسیم سلولی را تشدید می‌کنند.

محلول‌پاشی زمستانه اوره در زمان گل‌آغازی در باغ‌های جنوب کالیفرنیا، عملکرد درختان مرکبات را در سه سال متوالی به‌طور معنی‌داری افزایش داد؛ اما محلول‌پاشی قبل از گل‌آغازی، عملکرد درختان را فقط در دو سال از سه سال متوالی آزمایش افزایش داد و این افزایش عملکرد همراه با کاهش اندازه میوه و ناشی از افزایش غلظت نیتروژن برگ نبود به‌طوری‌که نتایج آزمون برگ نشان داد که غلظت نیتروژن برگ درختان در حد بهینه بود (Lovatt, 1999). گزارش شده که محلول‌پاشی اوره در زمان تمام گل (با غلظت شش در هزار)، عملکرد درختان و تعداد میوه‌ها را به ازای هر درخت افزایش داد، با وجود این‌که نتایج آزمایش برگ درختان در شهریورماه سال گذشته نشان داد که غلظت نیتروژن برگ در حد بهینه بود، این محلول‌پاشی عملکرد درختان را حدود هفت تن در هکتار افزایش داد (Ali and Lovatt, 1995). تحقیقات متعدد نشان می‌دهد که محلول‌پاشی اوره در طول یا پس از دوره تنش سرما، تعداد گل‌ها را در درختان مرکبات افزایش می‌دهد (Lovatt et al., 1988). محلول‌پاشی اوره در این زمان موجب افزایش غلظت آمونیم در برگ و جوانه‌های گل شده و افزایش پلی‌آمین‌ها، پتانسیل تشکیل گل‌ها و همچنین پتانسیل گل‌ها برای تشکیل میوه را افزایش می‌دهد (Corona, 1994; Lovatt et al., 1992). گزارش‌های Asadi Kangarshahi و Akhlagh Amiri (2021) نشان داد که محلول‌پاشی اوره قبل از تمایز جوانه‌های گل و در زمان گلدهی تأثیر معنی‌داری بر غلظت نیتروژن برگ نداشت اما تشکیل میوه و عملکرد را افزایش داد، در مقابل محلول‌پاشی پس از ریزش تابستانه موجب افزایش معنی‌دار غلظت نیتروژن برگ، تشکیل میوه و عملکرد نسبت به شاهد شد. محلول‌پاشی زمستانه و بهاره (در زمان گلدهی) نیتروژن، تشکیل میوه و عملکرد درختان را افزایش داد نتایج عملکرد درختان با محلول‌پاشی اوره در طی هفت سال نشان داد که اختلاف عملکرد درختان در سال‌های پر محصول و کم محصول در سال‌های شروع آزمایش بسیار زیاد بود اما این اختلاف عملکرد به‌تدریج در سال‌های بعدی کاهش یافت؛ بنابراین، محلول‌پاشی اوره به تدریج موجب تعدیل تناوب باردهی در سال‌های آزمایش شده است (Akhlagh Amiri, 2021 and Asadi Kangarshahi). محلول‌پاشی اوره (محلول‌پاشی زمستانه با غلظت هفت در هزار به‌علاوه محلول‌پاشی پس از ریزش فیزیولوژیک میوه‌چه‌ها با غلظت پنج در هزار) همراه با مصرف خاکی نیتروژن پس از برداشت میوه موجب حذف چرخه تناوب باردهی در درختان نارنگی انشو شد (Asadi Kangarshahi et al., 2011). گزارش‌های Karam-Najad و همکاران (۲۰۱۷) نشان داد که محلول‌پاشی زمستانه اوره با غلظت ۰/۷۵ تا ۱/۵ در صد موجب افزایش عملکرد و کنترل تناوب باردهی در درختان نارنگی کینو شد.

نتیجه‌گیری

رشد سالانه و عملکرد میوه درختان مرکبات فقط دارای بخش کوچکی از کود نیتروژنی مصرفی در طول فصل رشد است و بیشتر این کود به اندام‌های دائمی برای حفظ و پایداری ذخیره نیتروژن وارد می‌شود. نیاز نیتروژنی اندام‌های جدید درحال‌توسعه در اوایل فصل، بیشتر از ذخایر نیتروژن در برگ‌های قدیمی، شاخه‌های قدیمی، ساقه و ریشه‌ها تأمین می‌شود و به میزان کمتری از کوددهی اوایل فصل جاری حاصل می‌شود به‌طوری بیش از ۸۰ درصد از نیتروژن مورد نیاز برای رشدهای جدید از نیتروژن ذخیره درختان تأمین می‌شود؛ بنابراین کود نیتروژن مصرفی در سال جاری مستقیماً به میوه‌ها وارد نمی‌شود، بلکه برای کل درخت استفاده می‌شود این کوددهی به‌ویژه کوددهی

تابستانه و پاییزی برای حفظ و پایداری ذخیره نیتروژن در اندام‌های دائمی درختان (تنه، شاخه‌ها و ریشه‌ها) ضروری است. این‌که چرا عدم مصرف نیتروژن در اوایل فصل قبل از گلدهی و تشکیل میوه منجر به کاهش عملکرد نمی‌شود و چرا درختان می‌توانند رشد قوی در بهار داشته باشند زمانی که جذب نیتروژن هنوز بسیار کم است ناشی از ذخیره نیتروژن درختان است. نیتروژن برگ، فقط یک شاخصی از وضعیت نیتروژن درختان است اما به خودی خود فقط بخش کوچکی از نیتروژن کل درخت را نشان می‌دهد اما بیشتر آزمایش‌های کودی با درختان مرکبات نشان داده است که قبل از مشاهده تأثیر نیتروژن بر عملکرد میوه، تفاوت در محتوای نیتروژن برگ ظاهر می‌شود؛ بنابراین با توجه به این‌که راندمان مصرف کودهای نیتروژنی، به‌ویژه در شروع و اوایل فصل رشد بسیار پایین است و از طرف دیگر، تشکیل گل، میوه و رشد فلش‌های بهاره (جهش‌های رشدی در بهار) بیشتر تحت تأثیر مواد غذایی ذخیره‌ی درختان است و این ذخیره، بیشتر به مدیریت کوددهی پس از برداشت و اواخر فصل رشد در سال قبل بستگی دارد، لذا توصیه می‌شود که باغداران، کوددهی قبل از توسعه برگ‌ها و گلدهی در شروع و اوایل فصل را متوقف کنند یا حداکثر پنج الی ۱۰ درصد نیاز سالانه درختان در مرحله رشد و توسعه سرشاخه‌های بهاره گلدهی شروع نمایند. پس از ریزش گلبرگ‌ها و تشکیل میوه به‌تدریج مقدار مصرف نیتروژن (درصدی از نیاز سالانه) را افزایش داده و در نیمه دوم مرحله اول رشد تا اواسط مرحله دوم رشد میوه (با توجه به رقم) به حداکثر مقدار مصرف ارتقا دهند. سپس به‌تدریج مصرف نیتروژن به حداقل مقدار کاهش دهند یا متوقف کنند و مجدداً پس از برداشت، کوددهی نیتروژن جهت افزایش ذخیره نیتروژن اندام‌های دائمی انجام دهند.

پاسخ عملکردی مرکبات به مصرف نیتروژن در مناطق مختلف متغیر است؛ اما بر اساس گزارش آزمایش-های بلندمدت میدانی در باغ‌های مرکبات در ایران، مصرف حدود ۱۵۰ تا ۲۰۰ کیلوگرم نیتروژن برای باغ‌های مرکبات بارده به روش کودآبیاری توصیه می‌شود اما برای باغ‌های بدون کودآبیاری (سرک خاکی) به ترتیب ۲۵۰ تا ۳۰۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار توصیه می‌شود. به‌طورکلی داده‌های به‌دست‌آمده از نقاط مختلف جهان نشان می‌دهد که از نظر عملکرد میوه، درختان مرکبات به مصرف زیاد نیتروژن پاسخ نمی‌دهند و مصرف بیشتر از ۲۰۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار در سال به روش کودآبیاری اغلب موجب کاهش کیفیت میوه می‌شود. البته برای درختان مرکبات مسن بارده با تناوب باردهی در سال آور مانند نارنگی انشو، پرتقال‌های خونی مورو، پرتقال‌های والنسیا در سال آور و ... مصرف حدود ۳۰۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار توصیه می‌شود؛ اما از نظر مدیریت زمانی کوددهی نیتروژن برای افزایش عملکرد و بهبود کیفیت میوه مرکبات در مناطق مختلف کشور، در مناطق شمالی از کل نیتروژن مورد نیاز سالانه درختان حدود ۳۰ درصد آن در اردیبهشت، ۳۰ درصد در خرداد، ۲۰ درصد در تیر و ۲۰ درصد در مرداد (متناسب با رقم ممکن است ۱۰ تا ۲۰ درصد تغییر کند) در مناطق جنوبی (استان فارس و کرمان)، حدود ۲۰ درصد آن در فروردین، ۳۰ درصد در اردیبهشت، ۳۰ درصد در خرداد و ۲۰ درصد در تیرماه (متناسب با رقم ممکن است ۱۰ تا ۲۰ درصد تغییر کند) و در مناطق جنوبی (هرمزگان) حدود ۲۰ درصد آن در اسفند، ۳۰ درصد در فروردین، ۳۰ درصد در اردیبهشت و ۲۰ درصد در خردادماه (متناسب با رقم ممکن است ۱۰ تا ۲۰ درصد تغییر کند) توصیه می‌شود.

Reference

1. Akao, S., Kubota, S., and Hayashida, M., 1978. Utilization of reserve nitrogen, especially autumn nitrogen by Satsuma mandarin trees during the development of spring shoots. Journal Japanese Society of Horticultural Science, 47: 31-38.
2. Akhlaghi Amiri, N., and Asadi Kangarshahi, A., 2015. Possibility of reducing Satsuma mandarin (*Citrus unshiu*) fruit puffing in East of Mazandaran, Iranian Journal of Horticultural Science, 46(4), 590-600. (in Persian).

3. Ali, A.G., and Lovatt, C.J., (1995. Relationship of polyamines to low-temperature stress-induced flowering of the Washington navel orange. Journal Horticultural Science. 70: 491-498.
4. Alva, A K., Paramasivam S., Obreza, T.A., and Schumann, A.W., 2006. Nitrogen best management practice for citrus trees. I. Fruit yield, quality, and leaf nutritional status. Sci. Hort. 107: 233-244.
5. Alva, A.K., and Paramasivam, S., 1998. Nitrogen management for high yield and quality of citrus in sandy soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 62: 1335-1342.
6. Alva, A.K., Paramasivam, S., and Graham, W.D., 1998. Impact of nitrogen management practices on nutritional status and yield of Valencia orange trees and groundwater nitrate. J. Environ. Qual. 27: 904-910.
7. Alva, A.K., Paramasivam, S., Graham, W., and Wheaton, T.A., 2003. Best nitrogen and irrigation management practices for citrus production in sandy soils. Water. Air. Soil. Pollut. 143: 139-154.
8. Asadi Kangarshahi, A., and Akhlaghi Amiri, N., 2014 a. Advanced and Applied Citrus Nutrition. Agricultural Extension and Education Publications. (in Persian)
9. Asadi Kangarshahi, A., and Akhlaghi Amiri, N., 2014 b. Advanced and Applied Citrus Nutrition. Agricultural Extension and Education Publications. (in Persian)
10. Asadi Kangarshahi, A., and Akhlaghi Amiri, N., 2021. Effect of urea spray accordance with growth phenology on yield and alternate bearing of Satsuma mandarin (*Citrus unshiu*). Iranian Journal of Horticultural Science, 52(1), 99-111. (in Persian)
11. Asadi Kangarshahi, A., and Akhlahghi Amiri, N., 2014. Management of Nitrogen consumption and alternate bearing in citrus trees. Iranian Journal of Achievements in Agricultural Science. 1(2): 95-104. (in Persian)
12. Asadi Kangarshahi, A., Savaghabi, G.R., and Akhlaghi Amiri, N., 2011. Alleviation of alternate bearing in Satsuma mandarin by use of nitrogen managment and pruning in the east of Mazandaran. *Iranian* Journal of Horticultural Sciences. 42(3): 225-217. (in Persian)
13. Asadi Kangarshahi, A., 2019. Nutition Management of Citrus Trees (1th ed). Agricultural Extension and Education Publications. (in Persian)
14. Asadi Kangarshahi, A., 2018**.** Effect of Nitrogen Application Management in Different Phonological Stages on Yield and Alternate Bearing of Satsuma Mandarin *(Citrus unshiu)*. Soil Research, 33(3): Pages 335-321. (in Persian)
15. Asadi Kangarshahi, A., et al., 2016. Guidelines for integrated soil fertility and plant nutrition management of citrus trees in the north and south of the country. Soil and Water Research Institute. Karaj. Iran. (in Persian)
16. Bingham, F. T., Davis, Y., and Shade, E., 1971. Water relations, salt balance and nitrate leaching losses of a 960 acre citrus watershed. Soil Sci. 112: 410-418.
17. Bowman, B.J., 1996. Fertigation versus conventional fertilization of flatwoods grapefruit. Fert. Res. 44: 123-128.
18. Bondada, B.R., Syvertsen, J.P., and Albrigo, L.G., 2001. Urea nitrogen uptake by citrus leaves. HortScience.36: 1061-1065.
19. Carranca, C., Brunetto, G., and Tagliavini, M., 2018. Nitrogen nutrition of fruit trees to reconcile productivity and environmental concerns. Plants. 7: 2-12.
20. Cary, P. R., and Weerts, P. C. J., 1977. Crop management factors affecting growth, yield and fruit composition of citrus. Proc. Int. Soc. Citriculture I, 39-43. Dasberg, S. 1987. Nitrogen fertilization in citrus orchad. Plant and Soil. 100: 1-9.

21. Cheng, L., Dong, S., and Fuchigami, L.A., 2002. Urea uptake and nitrogen mobilization by apple leaves in relation to tree nitrogen status in autumn. J. Hortic. Sci. Biotechnol. 77: 13-18
22. Corona, J.C., 1994. Relationship of polyamines to fruit set and growth of the Washington navel orange. MS thesis, University of California Riverside.
23. Cox, J.D., Syvertsen, J.P., and Graetz, D.A., 2001. Nitrogen uptake, partitioning and leaching losses from young bearing citrus trees of different nitrogen status. Journal of the Amrican Society of Horticultural Science. 126: 242-251.
24. Dasberg, S., 1978. Nitrogen balance in a citrus grove. Hassadeh. 58: 874-877. *(Hebrew, with English*
25. Dasberg, S., Bielorai, H., and Erner, Y., 1983. Nitrogen fertigation of Shamouti oranges. Plant and Soil. 75: 41-51.
26. Dasberg, S., Erner, Y., and Bielorai, H., 1984. Nitrogen balance in a citrus orchard. J. Environ. Qual. 13: 353-356.
27. Dasberg, S., Bar-Akiva, A., Spazisky, S., and Cohen, A., 1988. Fertigation versus broadcasting in an orange grove. Fert.Res.15: 147-154.
28. Dong, S., Cheng, L., Scagel, C.F., and Fuchigami, L.H., 2002. Nitrogen absorption, translocation and distribution from urea applied in autumn to leaves of young potted apple trees. Tree Physiology. 22: 1305-1310.
29. Duplessis, S. F., 1977. Soil analysis as a necessary complement to leaf analysis for fertilizer advisory purposes. Proc. Int. Soc. Citriculture. 1: 15-20.
30. Embleton, T. W., Reitz, H. J., and Jones, W. W., 1973. Citrus fertilization. *In* The Citrus Industry. Ed. W Reuther. 3: 122-181.
31. Embleton, T.W., and Jones, W.W., 1978. Nitrogen fertilizer management programs, nitrate pollution potentials and orange productivity. *In* Nitrogen in the Environment. Eds. D R Nielsen and T G MacDonald. 1,275-297, Academic Press, New York.
32. Embleton, T.W., Pallares, C.O., Jones, W.W., summers, L.L., and Matsumura, M., 1981. Nitrogen fertilizer management of vigorous lemons and nitrate pollution potential of ground water. Calif. Water Res. Center, Univ. of California Contr. 182: 1-30.
33. Feigenbaum S., Bielorai, H., Erner, Y., and Dasberg, S., 1986. The fate of ^{15}N labeled nitrogen applied to mature citrus trees. Plant and Soil. 97: 179-187.
34. Feller, U., 1990. Nitrogen remobilization and protein degradation during senescence. P. 195-222. In: Y.P. Abrol (Eds.). Nitrogen in higher plants. Research Studies Press, Somerset England.
35. Goldschmidth, E.E. 2005. Regulatory aspects of alternate bearing in fruit tree. Italus Hortus. 12: 11-17.
36. Groot, C.C., van den Boogaard, R., Marcelis, L.F.M., Harbinson, J., Lamber, H., 2003. Contrasting effects of N and P deprivation on the regulation of photosynthesis in tomato plants in relation to feedback limitation. Journal of Experimental Botany, 54: 1957–1967.
37. Hosseini, Y., Rezazadeh, R., 2014. Investigation of Reducing Alternative Bearing in Siaho Mandarin by Changing Time of Nitrogen Foliar Applications and Harvest Time in Haji Abad (Hormozgan). Soil Research, 29(4): Pages 395-406. (in Persian)
38. Hamid, G.A., VanGundy, S.D., and Lovatt, C.J. 1988. Phenologies of the citrus nematode and citrus roots treated with oxamyl. In: Proceeding of the 6th International Citrus Congress. 2: 993-1004.

39. Iwakiri, T., and Nakahara, M., 1981. Nitrogen fertilization programs in Satsuma mandarin groves in Japan. Proceeding of the International Society of Citriculture. 2: 571-574.
40. Johnson, R.S., Rosecrance, R., Weinbaum, S., Andris, H., and Wang, J., 2001. Can we approach complete dependence on foliar applied urea nitrogen in an early-matering peach. J. Amer. Hort. Sci. 126: 364-370.
41. Karam-Najad, F, Maalemi, N., and creative, A., 2017. The effect of amount and time of urea application on yield and biological characteristics of Kino tangerine trees. Journal of Horticultural Sciences and Techniques. 3 (19): 380-365. (in Persian)
42. Kato, F., Kubota, S., and Tsukahava, S., 1981. N absorption and translocation in Satsuma mandarin trees uptake and distribution of nitrogen supplied in summer. Agricultural Experiment Station of Japan, 36: 1-6.
43. Legaz, F., Serna, M.D., and Primo, E., 1995. Mobilization of the reserve N in citrus. Plant and Soil, 173: 205-210.
44. Legaz, F., Rimo-Millo, E., Primo-Yufero, E., Gill, C., and Rubio, L., 1982. Nitrogen fertilization in citrus. I. absorption and distribution of nitrogen in calamondin trees during flowering, fruit set and initial fruit development periods. Plant and Soil. 66: 339-351.
45. Li, J., Zhang, J., and Rao, M., 2004. Wetting patterns and nitrogen distributions as affected by fertigation strategies from a surface point source. Agri. Water. Mgmt. 67: 9–104.
46. Lovatt, C.J., 1999. Timing citrus and avocado foliar nutrient application to increase fruit set and size. Hortechnology. 9: 607-612.
47. Lovatt, C.J., Sagee, O., and Ali, A.G., 1992. Ammonia and its metabolites influence flowering, fruit set and yield of Washington Navel orange. In: Proceedings of the International Society of Citriculture. 1: 412-416.
48. Lovatt, C.J., Zheng, Y., and Hake, K.D., 1988a. Demonstration of a change in nitrogen metabolism influencing flower initiation in citrus. *Israel Botanists*. 37: 181-188.
49. Lovatt, C.J., Zheng, Y., and Hake, K.D., 1988b. A new look at the Kraus-Kraybill hypothesis and flowering of citrus. In*:* 6th International Citrus Congress. 1: 475-483.
50. Mengel, K., 1992. Nitrogen: Agricultural productivity and environmental problems. P. 2-15. In: K. Mengel and D.J. Pilbeam (Eds.). Nitrogen metabolism of plants. Oxford Press, New York.
51. Mengel, K., and Kirkby, E.A., 1987. Principles of plant nutrition. 4th ed. International Potash Institute, Bern, Switzerland.
52. Millard, P., 1995. Internal cycling of nitrogen in trees. Acta Hortic. 383: 3-14.
53. Okada, M., 2004. Effectiveness of reserved nutrients for estimating productivity of Satsuma mandarin. Journal Japanese Society of Horticultural Science. 73: 163-170.
54. Martinez, B., Quinones, A., Forner, M., Igesias, J., Primo-millo, E., Legaz, F., 2012. Impact fertilizer-water management on nitrogen use efficiency and potential nitrate leaching in citrus trees. Soil Science and Plant Nutrition. 58: 659-669.
55. Moreno, J., and Garcia-Martinez, L., 1984. Nitrogen accumulation and mobilization in citrus leaves throughout the annual cycle. Physiol. Plant. 61: 429-434.
56. Morgan, K.T., Wheaton, T.A., and Castle, W.S., 2009. Response of young and maturing citrus trees grown on a sandy soil to irrigation scheduling, nitrogen, fertilizer rate, and nitrogen application method. Hort. Sci. 44:145-150.

57. Mozhar, M. S., Anwar, R., and Maqbool, M., 2007. A review of alternate bearing in citrus. In: Proceedings International Symposium on Prospects of Horticultural Industry in Pakistan, 143-149.
58. Quiñones, A., Bañuls, J., Primo-Millo, E., and Legaz, F., 2005. Recovery of the ^{15}N-labelled fertilizer in citrus trees relation with timing of application and irrigation system. Pl. Soil. 268: 367-376.
59. Quiñones, A., Martínez-Alcántara, B., and Legaz, F., 2007. Influence of irrigation system and fertilization management on seasonal distribution of N in the soil profile and on N-uptake by citrus trees. Agri. Ecosyst. Environ. 122:399-409.
60. Quaggio, J.A., Souza, T.R., Zambrosi, F.C.B., Mattos, D., Boaretto, R.M., Silva, G., 2019. Citrus fruit yield response to nitrogen and potassium fertilization depends on nutrient-water management system. Hortic. Res. 249, 329–333.
61. Rosecrance, R., Weinbaum, S.A., and Brown, P.H., 1998. Alternate bearing nitrogen, phosphorus, potassium and starch storage pools in mature pistachio trees. 82: 463-470.
62. Rufat, J., and Dejong, T.M., 2001. Estimating seasonal nitrogen dynamics in peach trees in response to nitrogen availability. Tree Physiology. 21: 1113-1140.
63. Reuther, W., Smith, P. F., Scudder, G. K., and Hrnciar, G., 1957. Response of Valencia orange trees to timing, rates and ratios of nitrogen fertilization. Am. Soc. Hort. Sci. Proc. 70: 223-230.
64. Sagee, O., and Lovatt, C.J., 1991. Putrescine concentration parallels ammonia and arginine metabolism in developing flowers of Washington navel orange. Journal of the American Society for Horticultural Science. 116: 280-285.
65. Sanchez, E.E., 1990. Nitrogen dynamics in field-grown "Comice" pears. Ph.D Thesis, Oregon State University, Corvallis, OR, USA.
66. Sanchez, E.E., Weinbaum, S.A., and Johnson, R.S., 2006. Comparative movement of labelled nitrogen and zinc in peach trees following late-season foliar application. Journal of Horticultural Science and Biotechnology. 81: 839-844.
67. Sanchez, E.E., Rigetti, T.L., Sugar, D., and Lombard, P.B., 1992. Effects of timing of nitrogen application on nitrogen partitioning between vegetative, reproductive and structural components of mature "Comice" pears. J. Hort. Sci.
68. Sanchez, E.E., Khemira, H., Sugar, D., and Righetti, T.L., 1995. Nitrogen management in orchards. P. 327-380. In: P.E. Bacon (ed). Nitrogen fertition in the environment. Marcel Dekher, Newyork.
69. Sanchez, E.E., Weinbaum, S.A., and Johnson, R.S., 2006. Comparative movement of labelled nitrogen and zinc in peach trees following late-season foliar application. Journal of Horticultural Science and Biotechnology. 81: 839-844.
70. Scholberg, J.M.S., Parsons, L.R., Wheaton, T.A., McNeal, B.L., and Morgan, K.T., 2002. Soil temperature, nitrogen concentration and residence time affect nitrogen uptake efficiency in citrus. J. Environ. Qual., 31, 759-768.
71. Shear, C.B., and Faust, M., 1980. Nutritional ranges in deciduous tree fruit and nuts. Horticultural Reviews. 2: 142-163.
72. Shirgure, P.S., and. Srivastava, A.K., 2013. Nutrient- water interaction in citrus. Agricultural Advances. 2: 224-136.
73. Smith, P. F., 1971. Effects of time and application of Nand K and of N rate on performance of nucellar Valencia orange trees on two stocks. J. Am. Soc. Hort. Sci. 96: 568-571.
74. Srivastava, A.K., and Singh, S., 2003. Citrus nutrition. International Book Distributing Co. (IBDC). India.

75. Stevenson, F.J. 1982. Origin and distribution of nitrogen in soils. *In* Nitrogen in Agricultural Soils. Ed. F J Stevenson. Agron. 22, 1-43. ASA, Madison, WI.
76. Sugar, D., Righetti, T.L., Sanchez, E.E., and Khemira, H., 1992. Management of nitrogen and calcium in pear trees for enhancement of fruit resistance to postharvest decay. HortTech. 2: 282-287.
77. Syvertsen, J.P. and Smith, M.L., 1996. Nitrogen uptake efficiency and leaching losses from lysimeter-grown citrus treesfertilized at three nitrogen rates. J. Am. Soc. Hort. Sci., 121: 57-62.
78. Tachibana, S., and Yahataa, S., 1996. Optimizing nitrogen fertilizer application for a high density planting of Satsuma mandarin. Journal of Japanese Society Horticultural Science. 65: 471-477.
79. Tadayon, M., and Hosseini, S., 2020. Effect of spread and shallow irrigation wetted area and application of organic mulch on citrus decline amelioration. Advances in Horticultural Science. 34: 213-221.
80. Tagliavini, M., Millard, P., and Quartieri, M., 1998. Storage of foliar absorbed nitrogen and remobilization for spring growth in young nectarine trees. Tree Physiol. 18: 203-207.
81. Thimann, K.V., 1980. The senescence of leaves. p. 85-115. In: Thimann (ed.), Senescence in plants. CRC Press, Bota Raton, FL.
82. Titus, J.S., Kang, S., 1982. Nitrogen metabolism, translocation and recycling trees. Hortic. Rev. 4: 204-245.
83. Tukey, R.B., 1985. Crop potential. Its development and protection. In: Pollination and Fruit Set. Shortcourse Proc. The Goodfruit Grower (ed). pp. 19-35.
84. Turkals, M., Inal, B., Okay, S., Eekilic, E.G., Dundar, E., Hernandez, P., Doredo, G., and Unver, T., 2013. Nutrition metabolism plays an important role in the alternate bearing of olive tree. PLOS ONE. 8:1-15.
85. Wallace, A., Zidan, Z. I., Mueller, R. T., and C. P. North. 1954. Translocation of nitrogen in citrus trees. Am. Soc. Hort. Sci. Proc. 64: 87-105.
86. Wojcik, P., 2006. Effect of postharvest spray of boron and urea on yield and fruit quality of apple trees. Journal of Plant Nutrition. 29: 441-450.
87. Xiong, H., Ma, H., Hu, B., Zhao, H., Wang, J., Rennenberg, H., Shi, X., Zhang, Y., 2021. Nitrogen fertilization stimulates nitrogen assimilation and modifies nitrogen partitioning in the spring shoot leaves of citrus trees. Journal of Plant Physiology. 267: 1-11.
88. Zubair, M., Banday, F.A., Baha, J.A., Rehman, M.V., Hussain, S.S., & Waida, U.I., 2017. Impact of foliar application of urea on fruit set, return bloom and growth of apple cv. Red delicious. Int. J. Curr. Microbial. App. Sci.6: 2123-2130.

نشریه علمی مدیریت اراضی/ جلد ۱۱ / شماره ۲ / ۱۴۰۲. ص۲۲۹- ۲۴۸
https://doi.org/10.22092/lmj.2023.362757.336

تغییر کاربری اراضی کشاورزی تهدیدی برای امنیت غذایی

میرناصر نویدی*، هادی اسدی رحمانی، منصور چترنور، رسول خوارزمی، محمد جمشیدی، علیرضا ضیایی‌جاوید، زهرا محمداسماعیل و فاطمه ابراهیمی‌میمند

دانشیار پژوهش، مؤسسه تحقیقات خاک و آب، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، تهران، ایران.**nnavidi@swri.ir**

استاد پژوهش، مؤسسه تحقیقات خاک و آب، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، تهران، ایران. **asadi_1999@yahoo.com**

محقق، مؤسسه تحقیقات خاک و آب، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، تهران، ایران. **m.chatrenor@areeo.ac.ir**

استادیار پژوهش، مؤسسه تحقیقات خاک و آب، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، تهران، ایران. **R.kharazmi@areeo.ac.ir**

استادیار ، مؤسسه تحقیقات خاک و آب، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، تهران، ایران. **mohammadjamshidi@yahoo.com**

محقق، مؤسسه تحقیقات خاک و آب، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، تهران. ایران.**alirezaziaee65@gmail.com**

محقق، مؤسسه تحقیقات خاک و آب، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، تهران، ایران.**mesmaily_n@yahoo.com**

محقق، مؤسسه تحقیقات خاک و آب، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، تهران، ایران.**meymand1949@gmail.com**

دریافت: تیر ۱۴۰۲ و پذیرش: شهریور ۱۴۰۲

چکیده

تغییر کاربری اراضی کشاورزی یکی از چالش‌های مهم در ارتباط با تولید محصولات کشاورزی و امنیت غذایی محسوب می‌شود. که نتیجه آن از دست رفتن خاک و به خطر افتادن امنیت غذایی است. این مطالعه با هدف بررسی چالش‌های مرتبط با اراضی حاصلخیز کشاورزی ایران صورت گرفت که تهدید کاربری اراضی کشاورزی را در ابعاد مختلف مورد بررسی قرار داده است. در ادامه با مروری بر قوانین تغییر کاربری اراضی در کشورهای مختلف و بررسی قوانین موجود در کشور ایران، سیاست‌های کلی مرتبط با صیانت از اراضی کشاورزی مورد واکاوی قرار گرفته است. بررسی‌ها نشان داد که هر کشور مجموعه قوانینی را برای حفاظت از اراضی کشاورزی تدوین کرده است. ارزیابی قوانین کاربری اراضی در ایران نشان می‌دهد که علی‌رغم وجود قوانین مرتبط، اجرای آن‌ها بسیار ضعیف بوده و دلایل اجتماعی و تاریخی تغییر کاربری اراضی نیز در کنار عدم پایبندی جامعه به قانون در این مورد اثرگذار بوده است. نتایج ارزیابی تغییرات زمانی رشد و توسعه کلان‌شهرها نشان داد که وسعت محدوده شهری در مراکز استان‌های مختلف گسترش زیادی داشته که موجب از بین رفتن اراضی حاصلخیز کشاورزی در محدوده این شهرها شده است. آمار پنج‌ساله تقاضای تغییر کاربری اراضی به تفکیک استان‌ها نیز بیانگر تمایل مالکان به تغییر کاربری اراضی برای سودآوری بیشتر بوده که نتیجه آن از بین رفتن خاک‌های حاصلخیز، کاهش تولیدات کشاورزی و به خطر افتادن امنیت غذایی کشور است.

واژه‌های کلیدی: ارزیابی اراضی، تخریب خاک، صیانت از اراضی، قابلیت کشاورزی، قانون حفاظت خاک

* - آدرس ایمیل نویسنده مسئول: nnavidi@swri.ir.

نوع مقاله: مروری

مقدمه

کشور ایران با مساحت ۱۶۵ میلیون هکتار، هجدهمین کشور وسیع دنیا ازنظر وسعت محسوب می-شود، اما ازنظر خاک مناسب برای تولید غذا چنین جایگاهی را ندارد. به‌طورکلی حدود ۹۵ میلیون هکتار از مساحت کل کشور دارای پوشش خاک هستند که بخش بسیار زیادی از این اراضی به دلایل مختلف نظیر عمق کم خاک، گچی و آهکی بودن، شیب زیاد، شوری و قلیای بودن و قرار گرفتن در اقلیم بسیار خشک و بیابانی و غیره، قابلیت کشت محصولات کشاورزی را ندارند (Roozitalab et al., 2018) و بخش مهمی از آن‌ها در حال حاضر به‌صورت مراتع و یا جنگل‌های پراکنده طبیعی مورد بهره‌برداری قرار می‌گیرند. در بخش کشاورزی نزدیک به هشت میلیون هکتار از اراضی تحت کشت آبی و ۱۰/۵ میلیون هکتار آن نیز تحت کشت دیم است (Asadi et al., 2022). از نظر اقلیمی نیز کشور ایران در کمربند خشک کره زمین قرار گرفته است و محدودیت اقلیمی، توپوگرافی و گستردگی سازندهای نمکی و گچی نیز محدودیت‌هایی را در منابع خاک و اراضی کشاورزی ایجاد کرده است. از سوی دیگر، بهره‌برداری‌های غیراصولی شامل تخریب و تغییر کاربری مراتع، تخریب پوشش‌گیاهی و همچنین کشاورزی سنتی و عدم توجه به پتانسیل اراضی کشاورزی، مخاطرات طبیعی همچون فرسایش بادی و آبی، سبب ایجاد چالش‌های بسیار جدی برای منابع خاک و آب شده است که به‌نوبه خود امنیت غذایی و سلامت جامعه را تحت تأثیر قرار داده است. آمارها بیانگر این است که کشور ایران حدود ۱/۱ درصد از کل جمعیت دنیا را داشته، اما حدود ۰/۴ درصد از اراضی کشاورزی را شامل می‌شود؛ بنابراین کشور ایران ازنظر منابع خاک محدودیت داشته و این منابع محدود نیز به دلیل نبود قوانین مناسب و بازدارنده و یا عدم اجرای صحیح قوانین، بهره‌برداری غیرعلمی و غیراصولی، آلودگی‌های ناشی از کود و سموم، پساب‌های صنعتی، شهری و کشاورزی ازنظر کمی و کیفی سیر نزولی دارد و به‌طورکلی تحت تأثیر چالش‌های مهم از قبیل فرسایش و آلودگی خاک، کاهش توان تولید خاک، کمیت، کاهش کیفیت و بهره‌وری، کاهش حاصلخیزی و ماده آلی، قاچاق و خروج غیرقانونی، فرونشست براثر برداشت بی‌رویه آب‌های زیرزمینی و تغییر غیرمجاز کاربری اراضی قرار داشته است. مجموعه این عوامل مخرب سبب شده که سالانه هزینه‌های زیست‌محیطی و مالی فراوانی بر کشور متحمل گردد. تخریب منابع خاک کشور، نه‌تنها کارکرد تولیدی و زیست‌محیطی اراضی تحت تأثیر قرار داده، بلکه ظرفیت اراضی برای مقابله و سازگاری با تغییرات اقلیم، وقوع خشک‌سالی و سیل به‌شدت کاهش یافته است. (Asadi et al., 2022). هدف از این پژوهش ارزیابی چالش‌های محدودکننده منابع اراضی کشاورزی در کشور و بازسازی نقش تغییرات کاربری اراضی به‌عنوان یک تهدید برای امنیت غذایی است.

مسائل و مشکلات خاک‌های کشور

فرسایش خاک به اشکال بادی و آبی در همه کاربری‌ها وجود دارد. پوشش‌گیاهی اندک، توپوگرافی و شیب زیاد در برخی حوزه‌ها، تأثیرپذیری از جبهه‌های مونسون (Singh et al., 2019) ، تغییر اقلیم، عدم رعایت اصول حفاظتی و تناسب اراضی و نوع مدیریت و بهره-برداری (Asadi et al., 2022) از عوامل مهم فرسایش خاک در ایران هستند. در مطالعات مختلف مقدار فرسایش خاک را بین ۱۵ تا ۲۰ تن در هکتار برآورد شده است که سالانه به‌طور متوسط دو میلیارد تن خاک از دسترس خارج و این رقم معادل ۱۴ درصد تولید ناخالص ملی است (Arabkhedri, 2021). این مقدار فرسایش در حالی است که متوسط نرخ خاکسازی در ایران ۰/۵ تن در هکتار برآورد شده است (Asadi et al., 2022). از مشکلات دیگر خاک‌های کشور، شوری است که توأم با تنش آبی از عوامل مهم محدودکننده تولید پایدار و امنیت غذایی ایران محسوب می¬شود. مجموعه عوامل بارش و مدیریت نامطلوب سبب شده که ۸۵ درصد از اراضی

تحت کشت آبی کشور تحت تأثیر شوری خاک قرار گیرد (Asadi et al., 2022) همچنین بیش از ۶۰ درصد مساحت ایران دارای اقلیم خشک بوده و با میانگین بارندگی یک‌سوم و تبخیر پتانسیل ۲/۵ برابر متوسط جهانی شرایط نامطلوبی ازنظر فرایندهای خاک سازی دارد (Roozitalab et al., 2018). به‌طورکلی آلودگی خاک یا منشأ طبیعی دارد که مرتبط با فلزات سنگین در مواد مادری است (Rezaei et al., 2022) و یا منشأ آن فعالیت‌های انسانی است که ناشی از استفاده وسیع از کودها و آفت‌کش‌ها در کشاورزی، رهاسازی فاضلاب‌های شهری، تولید پساب‌های صنعتی و معدن‌کاوی است. بررسی منابع نشان می‌دهد که تمرکز محققین در این زمینه بر روی مناطق دارای ریسک بالای آلودگی مانند شهرک-های صنعتی، معادن و اراضی تحت آبیاری با فاضلاب بوده است و بنابراین امکان تعمیم‌یافته‌ها به‌کل منابع خاک کشور وجود ندارد. قرارگیری در معرض این آلودگی‌ها تأثیر مستقیم بر سلامت انسان دارد. دانش کافی در ارتباط با منابع آلاینده خاک نقش مهمی را در انتخاب روش اصلاح خاک دارد که در کشورهای توسعه‌یافته از روش-های مختلفی همچون عدم تحرک، شستشو و استفاده از گیاهان به‌منظور اصلاح آلودگی خاک استفاده می‌شود (Abbasitabar et al., 2022).

در سال‌های اخیر فرونشست خاک بر اثر برداشت بی‌رویه آب‌های زیرزمینی به‌ویژه در مناطق خشک و نیمه‌خشک، با توسعه اراضی کشاورزی و مکان‌یابی نادرست صنایع نیازمند آب، تشدید شده است (Safari et al., 2018). بر اساس آمار وزارت نیرو تا سال ۱۴۰۰ حدود نه‌صد هزار چاه مجاز و غیرمجاز در ایران حفر شده است که سالانه حدود ده میلیارد مترمکعب برداشت غیرمجاز آب زیرزمینی صورت می‌گیرد (https://news.moe.gov.ir/News List/77538). مطالعات متعددی در ارتباط با این پدیده در کشور صورت گرفته است که نشان می‌دهد بیش از نیمی از ششصد دشت کشور تحت تأثیر این پدیده قرار دارند (Gharechelou et al., 2023). قاچاق خاک به‌ویژه از استان‌های جنوبی کشور مسئله‌ای است که در چند سال اخیر بیش از قبل شده است. دو روش عمده قاچاق خاک کشور از طریق مبادی غیرقانونی و به‌صورت بسته‌بندی‌شده و در قالب صادرات گل و گیاه انجام می‌گردد (Ahmadi & Azimi 2019).

یکی از مهم‌ترین عوامل حاصلخیزی و باروری خاک، میزان کربن آلی است (Lai et al., 2013). ماده آلی خاک ضمن افزایش توان تولیدی خاک، سبب حفاظت خاک در برابر فرسایش، افزایش ذخیره آب و حفظ تنوع زیستی و خاک می‌شود (Banwart et al., 2015). با توجه به شرایط خشک و نیمه‌خشک کشور و مدیریت نامطلوب اراضی، میزان مواد آلی در بیش از ۶۵ درصد از اراضی کمتر از یک درصد است (Rezaei and Saadat, 2016). به‌عنوان نمونه، بر اساس گزارش Dewan و همکاران (۱۹۶۴) متوسط کربن آلی ناحیه خزری ۳/۲ درصد بیان‌شده اما در مطالعه بلالی و همکاران (۱۳۹۳) مقدار ۱/۷ درصد گزارش‌شده که بیانگر کاهش حدود ۱/۵ درصدی مقدار ماده آلی این ناحیه در طی مدت زمان ۵۱ سال است. در نواحی جنوبی نیز مطالعات نمونه‌های جمع‌آوری‌شده در دهه چهل نشان داد که میزان کربن آلی ۸۰ درصد از نمونه‌ها کمتر از یک درصد بوده است و مطالعات جدید نشان داد که غالب نمونه‌های مورد بررسی این نواحی کربن آلی کمتر از یک درصد هستند (Mirzashahi, 2016).

کاربری اراضی بیانگر روش استفاده از اراضی بوده که به‌منظور برنامه‌ریزی، تعیین نوع فعالیت قابل استقرار بر روی زمین و چگونگی اجرای آن فعالیت انجام می‌شود. تعیین نوع کاربری و پوشش زمین برای ارزیابی روش استفاده از اراضی، توسعه اراضی، مقدار از دست دادن و تخریب زمین، امنیت غذایی و برنامه‌ریزی برای جمعیت رو به رشد، شبیه‌سازی چرخه‌های آب و کربن، دینامیک اکوسیستم و مدل‌های تغییرات آب‌وهوا، ارزیابی اثرات زیست‌محیطی مرتبط با کاربری زمین و در نظر

گرفتن ملاحظات مدیریتی که کاربری زمین را در نظر می‌گیرد، لازم و ضروری است. در واقع تعیین قابلیت اراضی و کاربری آن‌ها سبب مدیریت بهینه منابع اراضی کشاورزی، جنگلی، مسکونی و حفاظت از محیط‌زیست (اکوسیستم‌ها و زیستگاه حیات‌وحش) می‌گردد (Nedd et al., 2021).

شهرنشینی و ساخت مسکن از مهم‌ترین عوامل تغییر کاربری اراضی کشاورزی است (Sayyah Nia et al., 2014). توسعه فیزیکی شهرها فرایندی پویا است که طی آن محدوده‌های فیزیکی شهر و فضاهای کالبدی آن‌ها در جهات عمودی و افقی از حیث کمی و کیفی افزایش می‌یابد (Vahedian Beyki et al., 2011). تحولات نظام اجتماعی، اقتصادی و سیاسی ایران به‌خصوص از دهه ۱۳۴۲ به بعد و گسترش شتابان شهرنشینی و به‌تبع آن افزایش جمعیت شهرها در اثر روندهای مهاجرتی از روستا به شهر مهم‌ترین عامل و منشأ تغییرات کاربری اراضی در بسیاری از شهرها و روستاهای کشور است (Nazarian, 2002).

تغییر کاربری اراضی و ارتباط آن با تهدید امنیت غذایی

امنیت غذایی طیفی از مؤلفه‌های بسیار مهمی همچون عوامل زیستی، اجتماعی، اقتصادی و مهم‌تر از همه، کشاورزی است که سبب افزایش سطح سلامت جامعه می‌شود. کشور ایران به دلیل شرایط اقلیمی و زمین‌شناختی دارای محدودیت شدید اراضی کشاورزی مرغوب بوده که سبب‌ساز کاهش تولیدات محصولات کشاورزی می‌گردد. از سوی دیگر، به دلیل مسائل سیاسی پیش رو و تحریم‌ها، واردات غذا به سهولت انجام نمی-پذیرد که این امر منجر به اصرار سیاستمداران بر خودکفایی تولید محصول شده است. این موضوع در بلندمدت سبب از دست رفتن مرغوبیت و پایین آمدن بهره‌وری اراضی کشاورزی شده و درنتیجه آن ترغیب مالکان به تغییر کاربری اراضی کشاورزی به سایر کاربری-های با سود بیشتر منجر خواهد شد. این مسئله در کنار نبود قوانین مستحکم حفظ اراضی کشاورزی تهدیدی جدی در حوزه امنیت غذایی کشور محسوب می‌شود. هر ساله بخش زیادی از اراضی کشاورزی در کشور در اثر تغییر کاربری در حاشیه شهرها از چرخه تولید خارج می‌گردد به‌طوری‌که سرانه زمین از ۰/۵ در سال ۱۳۳۴ به ۰/۱۱ در سال ۱۴۳۰ خواهد رسید که بخش بزرگی از آن‌ها اراضی دارای پتانسیل کشاورزی است و این هشداری جدی برای تأمین امنیت غذایی در جامعه خواهد بود (mirzashahi & Ghaffari Nejad., 2021). دستیابی به غذای سالم ملزم به هماهنگی و هم‌افزایی بین دولت، کشاورز، صنایع و مصرف‌کنندگان است که در کشورهای توسعه‌یافته به این امر توجه زیادی می‌شود. در ایران اما به دلیل فقدان چارچوب مشخص بین تولیدکننده تا مصرف‌کننده عملاً این موضوع تاکنون مسکوت مانده است (Hojjati and Noshad, 2019).

عوامل تغییر کاربری اراضی در ایران

خرده مالکی و پایین بودن مساحت اراضی کشاورزی، از مهم‌ترین دلایل گرایش مالکان به تغییر کاربری اراضی کشاورزی به کاربری‌هایی با توجیه اقتصادی مطلوب‌تر است (Asadi et al., 2022). حدود هفتاد درصد اراضی کشاورزی ایران بین یک تا پنج هکتار هستند که نیمی از این میزان مساحتی کمتر از یک هکتار دارند. علاوه بر خرده مالکی، مسئله مهم دیگر پراکنده بودن اراضی تحت تملک مالکان است؛ که هزینه‌های تولید را افزایش و راندمان محصول را پایین می‌آورد و به‌نوبه خود سبب ترغیب مالکان به تغییر کاربری اراضی می‌شود. از سوی دیگر عدم دستیابی به حدنصاب فنی و اقتصادی برای تولید بهینه در این نوع اراضی نیز یکی از دلایل مهم تمایل مالکان به تغییر کاربری این اراضی است. بر طبق استانداردهای موجود، حدنصاب مالکیت برای اراضی با کاربری زراعت آبی و دیم به ترتیب ۴/۵ و ۱۸ هکتار و برای کاربری باغات آبی و دیم به ترتیب ۳ و ۸ هکتار برآورد گردیده است. این در حالی است که طبق

نتایج حاصل از حدنگاری سازمان امور اراضی ایران با مقیاس ۱:۲۰۰۰، این مقادیر در ایران برای اراضی زراعی دیم و آبی به ترتیب ۸/۰۹ و ۳/۴۹ هکتار و برای باغات آبی و دیم به ترتیب ۱/۲۸ و ۰/۷۳ است. در کنار خرده مالکی، پراکندگی اراضی، سودآوری پایین اراضی کشاورزی نسبت به سایر کاربری‌ها و مهم‌تر از آن، نبود قوانین منسجم و مستحکم سبب ترغیب مالکان به تغییر کاربری اراضی کشاورزی شده است که در سال‌های اخیر به‌عنوان یک چالش مهم و قابل‌توجه در حوزه امنیت غذایی کشور شده است.

تخطی از مصوبه حدود حریم شهرها توسط شورای عالی معماری و شهرسازی در سال ۱۳۸۴ یکی دیگر از مواردی است که اراضی مرغوب اطراف کلان‌شهرها را تهدید می‌کند. بر طبق این مصوبه حریم شهرها دو برابر مساحت آن‌هاست اما بررسی سازمان امور اراضی در سال ۱۳۹۶ نشان می‌دهد که به‌طور متوسط بیش از چهار برابر مساحت شهرها به‌عنوان حریم شهر در نظر گرفته می‌شود که این مسئله سبب مستثنا شدن اراضی کشاورزی حاشیه شهرها از قوانین حفاظت اراضی می‌شود. در سال‌های اخیر در مناطق روستایی نیز با احداث طرح‌های هادی، گستره وسیعی از اراضی کشاورزی تغییر کاربری پیدا کرده‌اند. به‌طور مثال طبق گزارش بنیاد مسکن انقلاب اسلامی و سازمان امور اراضی (۱۳۹۶)، بیش از نیمی از مساحت اراضی تغییر کاربری یافته مشمول طرح هادی در روستاهای بالای بیست خانوار در شمال کشور، اراضی کشاورزی بوده است. سازمان‌بخشی کاربری اراضی در کشور بر اساس الگوهای سنتی و روش‌های شهرسازی کارکردی استوار است که هم ازنظر حقوق مالکیت و اقتصاد زمین و ساختمان و هم ازنظر شیوه تهیه طرح‌های توسعه شهری و روش‌های تقسیم و توزیع اراضی با نواقص و تنگناهای بارزی روبرو است که حیات شهرهای کشورمان را با مشکلات اساسی مواجه نموده است (Shahinifar et al., 2015).

با توجه به عوامل ایجادکننده تغییر کاربری اراضی، این مفهوم در قالب عوامل مربوط به مدیریت ریسک، ارتقاء اجتماعی عوامل اقتصادی اجتماعی، روان‌شناختی محیطی سازمانی و حقوقی قابل بررسی است؛ بنابراین به‌طورکلی عوامل مهم تغییر کاربری اراضی کشاورزی شامل نظر کشاورزان مبنی بر تولید چند محصول به‌جای یک نوع محصول و چند کاربری به‌جای یک کاربری، برای کاهش ریسک و دستیابی به شغل بهتر و مناسب‌تر، زندگی با رفاه و احترام اجتماعی بیشتر، سود پایین بخش کشاورزی به دلیل کم بودن یا کاهش قیمت محصولات کشاورزی نسبت به سایر بخش‌ها، بهره‌وری پایین سرمایه در کشاورزی، افزایش ارزش زمین با تغییر کاربری آن از کشاورزی به غیر کشاورزی، تضمینی نبودن قیمت‌های بسیاری از محصولات کشاورزی، افزایش درآمد کشاورزان از طریق تبدیل، تفکیک، فروش یا انتقال زمین، مهاجرت جمعیت از روستا به شهر باهدف رسیدن به ارتقاء سطح زندگی تغییر کاربری دهندگان و تقاضای شهرنشینان برای استفاده ویلایی در روستاها به‌عنوان مهم‌ترین دلایل تغییر کاربری اراضی کشاورزی شناخته می‌شوند (Dehghan and Falsafian, 2018).

عوامل تاریخی تغییرات کاربری اراضی در ایران

تحولات نظام اجتماعی اقتصادی و سیاسی ایران به‌خصوص از دهه ۱۳۴۰ به بعد و گسترش شتابان شهرنشینی و به‌تبع آن افزایش جمعیت شهرها در اثر روندهای مهاجرتی از روستا به شهر مهم‌ترین عامل تاریخی تغییرات کاربری اراضی هست. این روند به دو صورت در تغییر کاربری اراضی شهرها اثرگذار بوده است:

۱) گسترش و توسعه مکانی شهرهای موجود در اثر ورود مهاجران که در اغلب موارد موجب تغییر کاربری اراضی کشاورزی پیرامون آن‌ها به کاربری‌های شهری، شکل‌گیری مناطق حاشیه‌نشین و فاقد نظام کاربری اراضی و نظارت بر آن در مقیاس کلان، شکل‌گیری نظام کاربری اراضی ناسازگار و نامناسب با مشکلات و مسائل بسیار زیاد بوده

است. ۲) تورم جمعیتی نقاط روستایی پیرامون شهرهای بزرگ در اثر مهاجرت‌های گسترده و تبدیل آن‌ها به نقاط شهری و دگرگونی در نظام کاربری اراضی خاص و حاصلخیز نواحی روستایی به یک نظام کاربری اراضی شهری بدون برنامه و طرح از پیش اندیشیده شده و غیراستاندارد است (Pourahmad et al., 2022).

برنامه‌های توسعه شهری ایران معمولاً به نقشه‌های کاربری، جداول و سرانه‌های کاربری محدود شده است؛ و درنتیجه کمتر به وضعیت استاندارد زمین و جانمایی توجه شده است. در این طرح‌ها به دلیل نبود پیش‌شرط‌های لازم و عدم کاربرد روش‌ها و عدم انطباق آن‌ها با شرایط خاص شهرهای ایران و از طرف دیگر، ارائه معیارها و ضوابط غیرعلمی و غیرواقعی در سیاست‌های کاربری زمین سبب وضع نابسامان موجود شده و درنتیجه در نظام شهرسازی ایران مفهوم برنامه‌ریزی به معنای جامع و با اهداف و روش مشخص کمتر امکان تحقق پیدا کرده است (Zarrabi et al., 2018).

قوانین تغییر کاربری اراضی در ایران

قانون حفظ کاربری اراضی کشاورزی در تاریخ ۱۳۷۴ تصویب و در سال ۱۳۸۵ اصلاح گردید. در این قانون به حفظ کاربری اراضی زراعی و باغ‌ها و تداوم و حفظ بهره‌وری آن‌ها تأکید شده و تغییر کاربری اراضی زراعی و باغی در خارج از محدوده قانونی شهرها و شهرک‌ها جز در موارد ضروری ممنوع است و به‌موجب ماده ۳ قانون موصوف، ساخت‌وساز غیرمجاز و بدون اخذ مجوز، منجر به تخریب و پرداخت جریمه نقدی می‌گردد (Parsa et al., 2020) تشخیص موارد ضروری تغییر کاربری اراضی زراعی و باغ‌ها در هر استان به عهده گروهی مرکب از رئیس سازمان جهاد کشاورزی، مدیر امور اراضی، رئیس سازمان مسکن و شهرسازی، مدیر کل حفاظت محیط‌زیست آن استان و یک نفر نماینده استاندار است که به ریاست سازمان جهاد کشاورزی تشکیل می‌گردد (سازمان امور اراضی کشور، ۱۳۸۹). لازم به ذکر است که موسسه تحقیقات خاک و آب وابسته به وزارت جهاد کشاورزی وظیفه تعیین قابلیت اراضی کشاورزی را بر عهده دارد (Mahler, 1970).

وضعیت جهانی تغییرات کاربری اراضی

دلایل تغییر کاربری زمین بین کشورهای توسعه‌یافته و در حال توسعه متفاوت است و در کشورهای توسعه‌یافته تغییر کاربری زمین به دلایل اقتصادی مانند کشاورزی بزرگ مقیاس، توسعه شهری و افزایش اهمیت به محیط‌زیست برای نسل فعلی و نسل‌های آتی دارد امّا در کشورهای در حال توسعه رشد سریع جمعیت، فقر و موقعیت اقتصادی عوامل اصلی است (Pourahmad et al., 2022). به‌طورکلی، از نیمه دوم قرن بیستم براثر شهرنشینی، تغییرات وسیعی از مقیاس محلی تا جهانی و نابسامانی‌هایی در ویژگی‌های کاربری اراضی در شهرها به وجود آمد. در این رویکرد، با دیدگاه توسعه شهری به جهان نگاه شده که متأسفانه نتیجه آن، دوری از حفاظت از منابع طبیعی و پذیرش ناخواسته شرایط نامتعادلی است که از روابط ناموزون انسان‌ها و فضای شهری منشأ می‌گیرد (Hosseini Jonbazi and sobhani, 2016). در مقیاس جهانی، نزدیک به ۱/۲ میلیون کیلومترمربع از جنگل در طی سه قرن گذشته به کاربری‌های دیگر تبدیل شده است درحالی‌که زمین‌های کشاورزی طی همین دوره ۱۲ میلیون کیلومترمربع افزایش یافته است، تغییرات دمای و رطوبت سطح زمین وابسته به استفاده از زمین است و پوشش زمین که به‌نوبه خود بر اتمسفر نیز تأثیر می‌گذارد. به همین دلیل تغییرات کاربری اراضی سبب تغییرات مهمی در سطح زمین می‌گردد و به‌نوبه خود، پیامدهای بیشتری برای استفاده از زمین و تغییر پوشش زمین دارد. (Roy & Arijit, 2010).

قوانین تغییرات کاربری اراضی کشورهای مختلف

موضوعات مرتبط با اراضی کشاورزی، بسته به وسعت این اراضی، در کشورهای مختلف متفاوت است (Kim, 2011). در برخی کشورها حفظ اراضی کشاورزی اولویت بوده و در برخی دیگر سیاست‌های جلوگیری از آلودگی خاک در اولویت قرارگرفته است. در کشورهایی که زمین در نواحی روستایی به‌شدت کم است، کاربری‌های غیر کشاورزی به‌شدت منتفی و یا حتی ممنوع است؛ بنابراین کشورهای غربی از روش‌های مختلفی از قانون اراضی کشاورزی پیروی می‌کنند. تنوع دستگاه‌های قانون‌گذاری از بین کشورهایی که به‌صورت فدرالی اداره می‌شوند، نمود بیش‌تری دارد. به‌طورکلی، در اکثر این کشورها دو سیاست کلی دنبال می‌شود (Lv et al., 2021). سیاست اول در راستای طراحی فیزیکی و یکپارچه‌سازی اراضی کشاورزی است که در کشورهای مختلف با اهداف متفاوت دنبال می‌شود. سیاست یکپارچه‌سازی بخش مهمی از اهداف کشورهایی مانند هلند، بلژیک، آلمان و فرانسه است؛ که قوانین وضع‌شده و فرآیند در پیش گرفته شده سبب ارتقای کاربری اراضی زراعی روستایی به‌واسطه تجدید ساختار نواحی برون‌شهری شده است. درعین‌حال برخی کشورها مانند فرانسه، هلند و آلمان در سال‌های اخیر از سیاست یکپارچه‌سازی اراضی به‌منظور حفاظت از محیط‌زیست و منابع طبیعی نیز بهره برده‌اند.

جزئیات این سیاست در کشورهای مختلف متفاوت است، اما روش کلی آن در تعدادی از کشورها یکسان است. به‌طورمعمول روند اجرای آن توسط یک هیئت اجرایی عمومی مدیریت می‌شود. در کشورهایی مانند هلند و فرانسه هم هیئت اجرایی ملی و هم هیئت محلی این امر را بر عهده دارند اما در کشوری مانند نروژ و ایتالیا یکپارچه‌سازی با نظر مالکان و بررسی نظرات عمومی اجرا می‌شود. در آلمان تصمیم نهایی با مقامات محلی است. سیاست دوم در ارتباط با محدودیت‌های آزادی در مالکیت و استفاده از اراضی کشاورزی است. به‌طور مثال در نروژ مالکیت یا تقسیم اراضی بدون اجازه دولت قابل اجرا نیست. در دانمارک علاوه بر ممنوعیت مالکیت و تقسیم اراضی بدون مجوز، بر اندازه مزارع نیز نظارت می‌شود. در این کشور اندازه مزارع به‌طور طبیعی ۱۲۵ هکتار است و تقسیم آن نیازمند اخذ مجوزهای خاص است. در کشور آلمان دولت با اختیارات خود می‌تواند از اقداماتی که منتج به توزیع نامطلوب زمین یا از دست دادن قابلیت زراعی یا قطعه قطعه شدن آن بشود، جلوگیری نماید. این قوانین در کشورهایی مانند نروژ، فرانسه و ایتالیا سختگیرانه‌تر است و دولت با کنترل اراضی کشاورزی، کشاورزان را ملزم به زراعت می‌کنند و در صورت آیش ماندن زمین، اختیار آن را دارند که زمین را به مستأجر اجاره بدهند. حتی در ایتالیا دولت می‌تواند زمین را به مالک یا مالکان جدید واگذار کند. این در حالیست که قانون کشت اجباری در آلمان وجود ندارد اما این به معنای تغییر کاربری زمین به کاربری‌های دیگر نیست.

برخی کشورها نیز فراتر رفته و با ایجاد دادگاه‌های ویژه کشاورزی، نسبت به موضوعات متداول کشاورزی تخصصی عمل می‌نمایند. به‌طور مثال سه کشور آلمان، فرانسه و هلند دارای دادگاه‌های ویژه‌ای هستند که ترکیبی از قضات حرفه‌ای و کارشناسان کشاورزی است که وظیفه آن‌ها تصمیم‌گیری در مسائل مرتبط با اجاره اراضی است. علی‌رغم شباهت کلی سیاست کشورهای مختلف در راستای حفاظت از اراضی کشاورزی، کشورهای مختلف روش‌های متفاوتی را به‌منظور رسیدن به این دو سیاست کلی برگزیده‌اند. به‌عنوان‌مثال در ادامه قوانین کاربری اراضی کشاورزی، چند کشور از نقاط مختلف دنیا شرح داده شده است که به‌خوبی بیانگر تفاوت در سلسله مراتب قوانین با هدف حفظ اراضی کشاورزی است.

در کشور کانادا قوانین مرتبط با تغییر کاربری در استان‌های مختلف متفاوت است و هر استان دارای چارچوب‌های برنامه‌ریزی منحصر به خود است و استان‌ها

نیز بیش‌تر اختیارات را به دولت‌های محلی منتقل کرده‌اند (Porter and Barry, 2016). سیاست‌های پیش گرفته شده در این کشور سبب کند شدن ساخت‌وساز در اراضی کشاورزی شده است (Booth and Muir, 2011; Calvert et al., 2022). به‌عنوان‌مثال، در استان کبک دولت تمامی اراضی زراعی را مشخص کرده است و تمامی فعالیت‌های ناسازگار با کشاورزی را در این استان ممنوع کرده است. در استان نوا اسکوشیا توسعه نواحی شهری محدود شده است و هرگونه ساخت‌وساز در اراضی درجه دو و سه کشاورزی نیز ممنوع است (Booth and Muir, 2011).

در کشور بریتانیا بخش کشاورزی تا حد زیادی از کنترل‌های قانونی مربوط به بسیاری از مالیات‌های اجباری معاف است (Grant, 1992). محدودیت مالکیت یا حداقل مساحت مزارع اعمال نشده و اقدامات حفاظتی بیش‌تر در راستای جلوگیری از آلودگی خاک و جرم انگاری استفاده غیر مجاز از سموم و کود است (Healey, 2013). احداث و یا ترمیم سازه در اراضی کشاورزی ملزم به کسب مجوز از مراجع ذیصلاح است.

در کشورهای حوزه اسکاندیناوی به دلیل قرارگیری در عرض‌های جغرافیایی بالا، شرایط جوی نامطلوب، مزارع کوچک و بالا بودن هزینه تولید در کشاورزی، بر سیاست یکپارچه‌سازی اراضی تأکید می‌شود (Harvold et al., 2012). در نروژ از طریق تخصیص بسته‌های تشویقی به کشاورزان، نواحی مناسب کشاورزی را حفظ می‌کنند. از سوی دیگر، با قوانین بازدارنده و نظارت مستمر از طریق هیئت‌های نظارتی شهرداری‌ها، تغییر کاربری اراضی کشاورزی را رصد می‌کنند و موارد استفاده نادرست از زمین کشاورزی را به مالکان گوشزد می‌کنند (Junker, 2015). همچنین این هیئت بایستی روند تغییرات را به‌صورت سالانه به هیئت کشاورزی استان گزارش دهد. در صورت احراز تخلف، ممکن است مالک را ملزم به اجاره زمین به فرد دیگری برای مدتی خاص (کمتر از پنج سال) کند. ادغام و یکپارچه‌سازی اراضی در این کشور از طریق سازمان ادغام اراضی صورت می‌گیرد که شروع آن با درخواست یک یا گروهی از کشاورزان است. تصمیم نهایی در این رابطه بر عهده دادگاه است.

در کشورهای صنعتی و توسعه‌یافته‌ای همچون آمریکا فرآیند یکپارچه‌سازی اراضی زراعی همگام با توسعه صنعتی مورد بررسی قرار گرفته است (Grossman and Brussaard, 1992). سیاست‌های کلی حفظ کاربری اراضی کشاورزی در آمریکا به‌صورت ملّی و منطقه‌ای تعیین می‌شود. سیاست‌های منطقه‌ای غالباً مالی بوده و شامل تسهیلاتی است که به این زمین‌ها داده می‌شود (Lovell, 2010). مرجع تعیین سیاست‌ها سازمان کشاورزی آمریکا است که از لحاظ رده تقریباً هم‌تراز با وزارت جهاد کشاورزی ایران محسوب می‌شود؛ اما در اموری از قبیل جنگل‌ها، مراتع و منابع ملی اختیاراتی ندارد و صرفاً به امور تخصصی کشاورزی می‌پردازد. در زمین های واگذار شده، ماهیت تملیک وجود نداشته و واگذاری اراضی صرفاً در حالت اجاره با مالکیت دولتی امکان‌پذیر است. پس از تعیین کاربری این اراضی در سندهای آمایش سرزمین، امکان تغییر کاربری آن ها تحت هیچ شرایطی وجود ندارد (White and Allmendinger, 2003). واگذاری اراضی در آمریکا به ندرت و پس از طی مراحل مطالعاتی صورت می گیرد و باوجود مساحت بیشتر اراضی آمریکا نسبت به ایران، تعداد آن به‌مراتب از ایران کمتر است. در این حالت هر نوع تغییر کاربری غیر مجاز در زمین کشاورزی، با خلع ید همراه خواهد بود. در زمین‌هایی که از صدها سال پیش در مالکیت شخصی افراد بوده؛ سیاست‌های تغییر کاربری بر اساس سند آمایش سرزمین تعیین می شود. در این قبیل اراضی به‌منظور حفظ کاربری کشاورزی، از سیاست‌های تشویقی و تنبیهی به‌طور هم‌زمان استفاده می‌شود (Baker et al., 2005). به‌عنوان‌مثال در صورت احداث طرح صنعتی، هیچ‌گونه تسهیلات صنعتی به زمین کشاورزی که

به صنعتی تغییر یافته باشد تعلق نمی گیرد. به عبارت بهتر سیاست‌های کلی کشور توسط کلیه ارگان‌ها رعایت می‌شود.

در کشور آذربایجان که شرایط اقلیمی آن شبیه برخی از مناطق ایران است؛ برای زمین های کشاورزی نوع محصول تعیین می‌شود و این موضوع به‌صورت ماهواره‌ای کنترل می شود. درصورتی که کشاورزان الگوی کشت را تغییر داده و محصول جدید که با شرایط اقلیمی، منابع آب و نیاز کشور سازگار نباشد؛ مکانیزم‌های تشویقی حذف و مکانیزم‌های تنبیهی در نظر گرفته می‌شود.

در کشور ترکیه بر مبنای قانون مصوب سال ۲۰۰۵ هیاتی به‌نام " هیات حفاظت از خاک "تشکیل شده است که وظایف آن تهیه نقشه‌های کاربری اراضی، حفاظت و توسعه اراضی کشاورزی است (Aksu and Iban, 2019). ریاست این هیات در سطح استان بر عهده استاندار است. زمین‌های کشاورزی با توجه به ویژگی‌های طبیعی و اهمیتی که در کشاورزی کشور دارند، به‌عنوان اراضی کشاورزی مطلق، زمین‌های زراعی خاص، زمین‌های زراعی کاشته شده و زمین‌های کشاورزی حاشیه‌ای طبقه‌بندی می‌شوند که کیفیت آن‌ها توسط وزارت (وزارت زراعت و جنگلداری) تعیین می‌شود (Yuser., 2010, Öztürk et al., 2017). طرح‌های کاربری اراضی، برنامه‌ریزی ملی و منطقه‌ای و ارائه داده‌ها برای سایر برنامه‌ریزی‌ها بر اساس پتانسیل آب، پایگاه داده خاک و نقشه‌ها، فرم‌های کاربری مناسب با در نظر گرفتن ماهیت خاک، توانایی زمین و سایر ویژگی‌های زمین در راستای اصل توسعه پایدار با اولویت زیست‌محیطی تعیین می‌شود (Ahmet Yücer, 2020). اندازه قطعه زمین کشاورزی بر اساس کوچک‌ترین مساحتی است که می‌توان فعالیت کشاورزی را از نظر اقتصادی انجام داد و نباید بیش‌تر از این کاهش یابد که توسط وزارت با در نظر گرفتن ویژگی‌های اجتماعی، اقتصادی، اکولوژیکی و فنی تعیین شود. در این کشور، یکپارچه‌سازی اراضی با تصمیم هیات وزیران به‌صورت اختیاری و با موافقت افرادی که بیش از نیمی از زمین را در اختیار دارند؛ تعیین می‌شود. مالکین به‌صورت اختیاری با در نظر گرفتن مصالح عمومی و بنا به درخواست وزارتخانه یا هیات‌ها به‌منظور شکل‌گیری متراژ قطعات در ابعاد استاندارد اقدام می‌کنند. در همین راستا، دشت‌هایی با پتانسیل تولید کشاورزی بالا که در آن‌ها از دست دادن خاک و تخریب زمین به دلایل مختلف مانند فرسایش، آلودگی، سوء استفاده یا استفاده نادرست به‌سرعت رخ می‌دهد، با نظر هیأت یا کمیته‌ها به پیشنهاد وزارتخانه و با تصمیم هیأت وزیران به‌عنوان منطقه حفاظتی بزرگ دشت تعیین می‌شود. زمین‌های کشاورزی در دشت‌های بزرگ، به‌شرط عدم وجود منطقه جایگزین و اظهار نظر مساعد از طرف هیات یا هیات‌ها، برای هیچ هدفی غیر از کشاورزی قابل استفاده نیستند.

اگر فعالیت غیرمجاز برای کاربری زمین شروع شده و کار ادامه پیدا کند، استانداری کار را به‌طور کامل متوقف می‌کند و اگر کار تمام شده باشد، استفاده از آن ممنوع است. کلیه ساخت‌وسازهای غیرمجاز در طرح‌های کاربری اراضی در زمین‌های اختصاص‌یافته به کاربری کشاورزی تخریب و پاک‌سازی می‌شود. هزینه‌های انجام‌شده برای بازسازی زمین از افراد مسئول اخذ می‌شود. همچنین به ازای هر متر مربع از زمین‌های کشاورزی خسارت‌دیده، جریمه اداری دو لیر جدید ترکیه در نظر گرفته شده است.

در کشور روسیه، قانون انتقال زمین از یک کاربری به کاربری دیگر را بنا به درخواست مالک پیش‌بینی نکرده است. مبنای چنین تغییری ممکن است در طرح کلی مصوب محدوده باشد که در آن تغییر قبلاً در نظر گرفته شده است (Pismennaya et al., 2019; Kholodov et al., 2020). اگر طرح جامع تغییراتی را پیش‌بینی نکرده باشد، لازم است برای تغییرات اقدام شود. تنها پس از تصویب طرح جامع جدید، مالک این حق را دارند که برای تغییر طبقه‌بندی زمین اقدام کنند. در مورد انتقال یک قطعه زمین از یک کاربری به کاربری دیگر، مالک زمین باید به دولت‌های محلی مراجعه کنند. پس از

جمع‌آوری اولیه مدارک لازم، مالک زمین درخواست تغییر کاربری قطعه زمین را ارائه می‌کند. در درخواست انتقال کاربری از یک دسته‌به‌دسته دیگر بایستی شماره کاداستر قطعه زمین، نوع کاربری حال حاضر و نوع کاربری که قرار است واگذاری به آن انجام شود و توجیه (دلایل موجه) انتقال یک قطعه زمین از یک دسته زمین به دسته دیگر لحاظ شود. موضوع تغییر کاربری یک قطعه زمین به‌ویژه در صورتی مهم می‌شود که مالک زمین قصد دارد در زمین خود املاک مسکونی یا تجاری بسازد (Shkarubo, 2020).

در کشور فیلیپین سیاست‌های دولت در راستای حفظ اراضی کشاورزی بر مبنای " قانون جامع اصلاحات اراضی" است که در سال ۱۹۸۸ تصویب شده است (Ballesteros, 2000). این قانون چشم‌اندازی از شرایط جامعه و الگوی رشد جمعیت و پیشنهاد برای تخصیص زمین در آینده برای فعالیت‌ها و کاربری‌های مختلف را نشان می‌دهد. بر مبنای این قانون، تغییر کاربری کلیه اراضی کشاورزی که دارای قابلیت آبیاری هستند و یا طرح‌های آبیاری در آن‌ها پیاده شده است، ممنوع است (Verburg, 2006). در همین راستا وزارت کشاورزی این کشور شبکه مناطق حفاظت‌شده برای توسعه کشاورزی و کشت و صنعت را طراحی نموده است که تمام اراضی کشاورزی در قالب نقشه در دسترس می‌باشند. اختیار تغییر کاربری اراضی کشاورزی بر عهده دولت محلی، هیات تنظیم مقررات مسکن و کاربری زمین است. طبق قانون تبدیل اراضی آبی که تحت کشت برنج هستند و اراضی واقع در ارتفاع بالای ۵۰۰ متر که دارای پتانسیل رشد محصولات نیمه معتدل هستند ممنوع است (Grossman and Brussaard, 1992).

تصمیم‌گیری در مورد تغییر کاربری اراضی در هندوستان بر عهده مقامات محلی است و هر ایالت قوانین خاص خود را دارد. هرگونه تغییر کاربری اراضی در ایالت‌ها نیازمند طی روند اداری، تصمیم‌گیری کارشناسان کشاورزی و اثبات اینکه تغییر کاربری تأثیری بر منابع طبیعی، اراضی متبرکه و اراضی کشاورزی و امنیت غذایی ندارد (Gupta, 2006). تغییر کاربری ملزم به بازدید کارشناسان و تائید معاون برنامه‌ریزی شهری است که در آن بایستی سابقه تولید محصول زمین، وضعیت توسعه در اراضی اطراف، وضعیت فعلی کشت و مدت‌زمانی که کشت انجام‌نشده و دلایل آن، بهره‌وری کلی و ضرورت ادامه تولید کشاورزی پرداخته شود(Hoda, 2018) .

بر اساس مطالعه قوانین کاربری اراضی کشورهای ذکرشده، نشان می‌دهد که هر کشور با شماری از موضوعات مشابه در قوانین حفظ اراضی کشاورزی مواجه است. به‌عنوان‌مثال می‌توان به موضوعات مرتبط با مالکیت زمین، توسعه زمین کشاورزی، سیاست‌های اجاره‌داری مزرعه را نام برد. هرچند که این موضوعات مشابه با روش‌های مختلفی از قانون و مقررات آن کشور استنباط شده‌اند. کشور ایران نیز مستثنی از کشورهای دیگر نبوده و در دهه‌های اخیر با وضع قوانین متعدد سعی بر کنترل تغییر کاربری اراضی را داشته است؛ اما نکته مغفول در این قوانین عدم توجه کافی به مسئله خاک در توسعه شهرهاست و همین موضوع سبب از دست رفتن اراضی کشاورزی حاصلخیز اطراف شهرها شده است.

تعیین روند گسترش مناطق مسکونی بر روی خاک حاصلخیز بر اساس مطالعات خاکشناسی

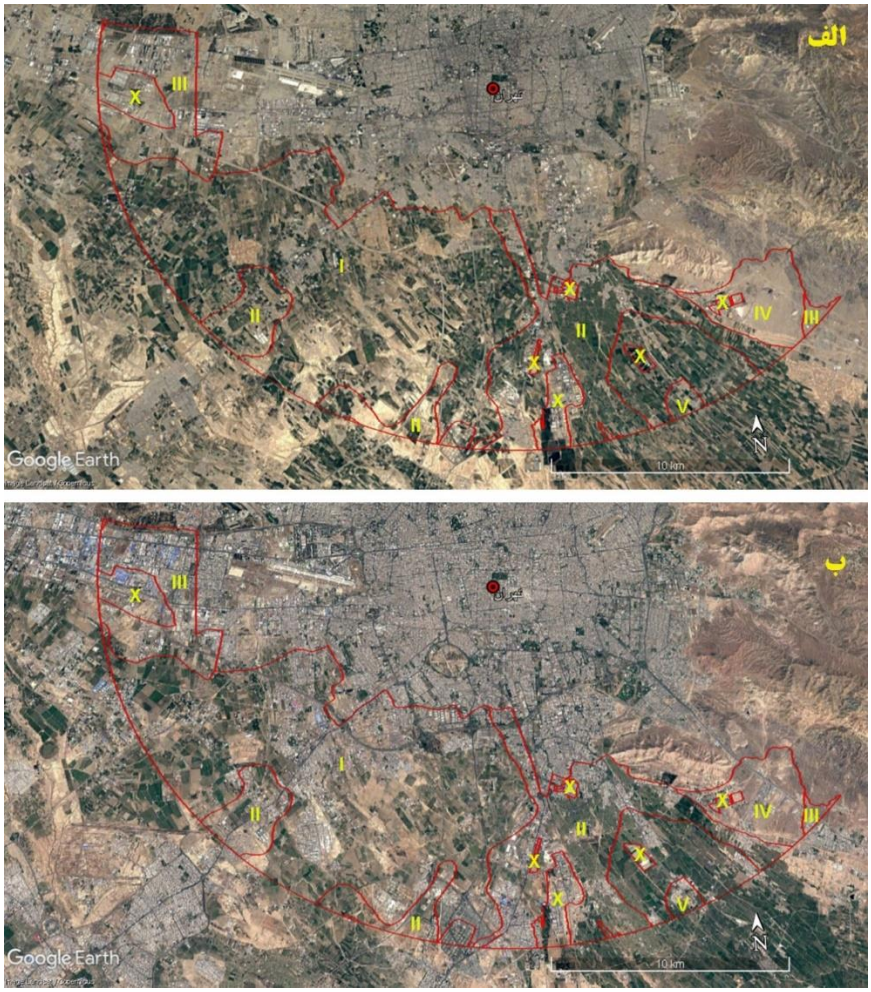
مطالعات خاک‌شناسی باهدف طبقه‌بندی و نقشه-برداری خاک در سطوح ملی، منطقه‌ای و محلی انجام می‌شود و داده‌های دقیق مکان‌دار در قالب نقشه‌های خاک را در اختیار برنامه‌ریزان و تصمیم‌سازان پروژه‌های توسعه-ای و عمرانی در کشور قرار می‌دهد. یکی از چالش‌های اساسی در سال‌های اخیر؛ توسعه شهرها و تغییر کاربری اراضی کشاورزی به مناطق مسکونی است. در همین راستا با تلفیق اطلاعات خاکشناسی گذشته و آرشیو تصاویر ماهواره‌ای، امکان بررسی روند رشد اراضی شهری در کلاس‌های کاربری اراضی فراهم شده است. در این بخش سه مسیر اصلی داشت که شامل تدقیق نقشه‌های رقومی

موجود، رقومی‌سازی نقشه‌های کاغذی و تدقیق آن‌ها و تهیه نقشه در محدوده‌های فاقد اطلاعات و داده بود (برای مثال این مناطق به تفکیک برای کلان‌شهر کرج در شعاع ۲۰ کیلومتری در شکل شماره ۱ ارائه شده است). محدوده مورد بررسی بر اساس مطالعات اولیه، شعاع ۲۰ کیلومتری کلان‌شهرهای تهران و کرج است که به ترتیب ۲۷۹۷۰ و ۱۳۵۷۲ هکتار مساحت دارند (Iravani, 1980; Baghdadi, 1985).

شکل ۱- تفکیک محدوده مطالعاتی اطراف کلان‌شهر کرج به اراضی دارای اطلاعات طبقه‌بندی و فاقد اطلاعات (Iravani, 1980; Baghdadi, 1985)

Figure 1. Separation of the study area around Karaj metropolis into lands with classification information and without information (Iravani, 1980; Baghdadi, 1985)

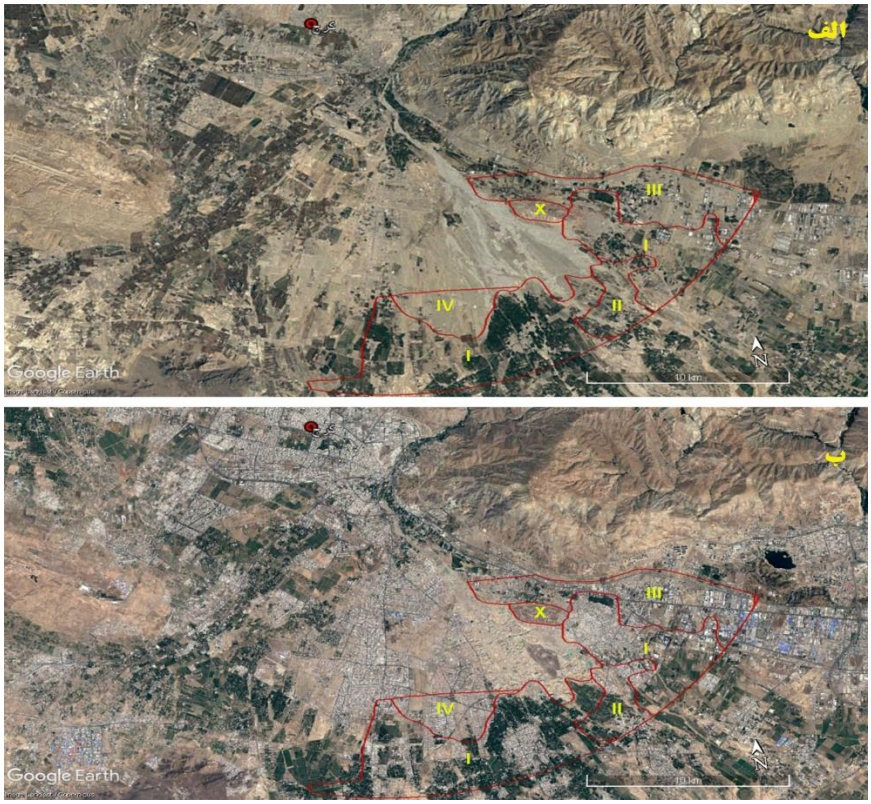
نقشه یکپارچه کاربری اراضی در دو کلان‌شهر تهران و کرج در شکل ۲ و ۳ آورده شده است. استفاده از تصاویر ماهواره‌ای در دسترس امکان تعیین روند رشد مناطق مسکونی را در کلاس‌های مختلف اراضی در سه دهه گذشته فراهم می‌کند. همان‌طور که نتایج نشان می‌دهد، در سه دهه اخیر در هر دو کلان‌شهر تهران و کرج مناطق مسکونی در کلاس‌های قابلیت اراضی I، II و III توسعه پیدا کرده‌اند. در کلان‌شهر تهران در طی دوره سی‌ساله اراضی کلاس I و II بیشترین تغییر کاربری را داشته است. این در حالی است که در کلان‌شهر کرج بیشترین تغییرات مرتبط با کلاس‌های I و III بوده است. ایجاد شهرک‌های جدید بدون توجه به مطالعات خاکشناسی و تعیین قابلیت کشاورزی اراضی از دلایل این تغییرات است. علی‌رغم وجود قوانین باز دارنده، نبود اراده محکم در ارگان‌های مربوطه در ارتباط جلوگیری از تغییر کاربری خاک‌های حاصلخیز، سبب شده که در سه دهه اخیر بخش قابل‌توجهی از اراضی مرغوب اطراف این دو کلان‌شهر تغییر کاربری بدهد و با این روند در سال‌های نه‌چندان دور اراضی کشاورزی مرغوب اطراف این دو کلان‌شهر تبدیل به مناطق مسکونی خواهد شد. در همین راستا با توجه بر اهمیت حفظ خاک‌های مناسب برای کشاورزی که ارتباط مستقیم با امنیت غذایی دارد، بایستی قوانین مستحکم‌تر و سخت گیرانِ تری در ارتباط با صدور مجوز در این اراضی لحاظ گردد.



شکل ۲- روند گسترش مناطق مسکونی در کلاس‌های کاربری مختلف اراضی اطراف کلان‌شهر تهران در بازه زمانی ۱۳۶۳ (الف) و ۱۴۰۰ (ب)

(Iravani, 1980; Baghdadi, 1985).

Figure 2- Development of residential areas in different land use classes around Tehran metropolis in the period of 1984 (a) and 2021 (b)
(Iravani, 1980; Baghdadi, 1985)



شکل ۳- روند گسترش مناطق مسکونی در کلاس‌های کاربری مختلف اراضی اطراف کلان‌شهر کرج در بازه زمانی ۱۳۶۳ (الف) و ۱۴۰۰ (ب)

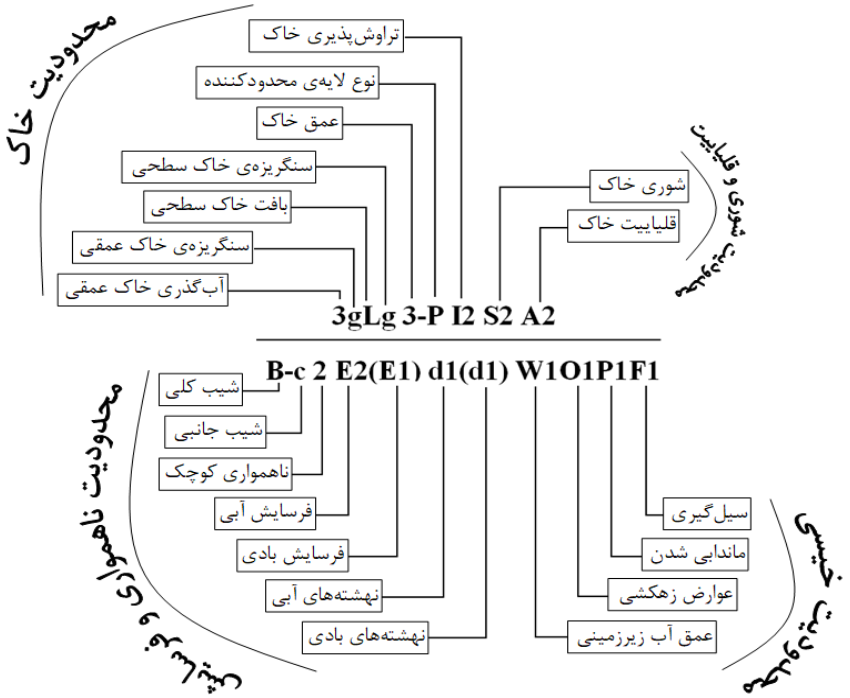
(Iravani, 1980; Baghdadi, 1985)

Figure 3- The development of residential areas in different land use classes around Karaj metropolis in the period of 1984 (a) and 2021 (b)
(Iravani, 1980; Baghdadi, 1985)

تعیین قابلیت کشاورزی اراضی در ایران

مرجع مهم تعیین قابلیت کشاورزی اراضی استفاده از مطالعات خاکشناسی و ارزیابی اراضی است. مطالعات خاکشناسی و ارزیابی اراضی در ایران عملاً در سال ۱۳۳۲ با انجام پروژه مطالعاتی اراضی زیر سد کرخه در استان خوزستان به‌وسیله گروه خاکشناسی مستقر در بنگاه مستقل آبیاری با همکاری کارشناسان فائو آغاز گردید. به‌مرورزمان فعالیت‌های گروه‌های خاکشناسی توسعه پیدا نمود و در سال ۱۳۳۶ اداره خاکشناسی تأسیس گردید. طبقه‌بندی استاندارد اراضی ۲۰ مورد از بارزترین خصوصیات خاک و اراضی را در رابطه با قابلیت کشاورزی آبی و مشکلات و محدودیت‌های فعلی آن‌ها نشان می‌دهد (شکل ۴). بر این اساس اراضی در شش کلاس طبقه‌بندی اراضی به شامل: **کلاس یک (I)– اراضی قابل کشت:** اراضی بدون خطرات یا محدودیت‌های مشهود برای کشاورزی، **کلاس دو (II)ـ اراضی قابل کشت:** اراضی دارای خطرات و یا محدودیت‌های جزئی برای کشاورزی، **کلاس سه (III) ـ اراضی قابل کشت:** اراضی دارای خطرات و یا محدودیت‌های متوسط برای کشاورزی، **کلاس چهار (IV)ـ اراضی با قابلیت کشت محدود:** اراضی دارای خطرات و محدودیت‌های شدید برای کشاورزی، **کلاس پنج (V)ـ اراضی با قابلیت کشت نامشخص:** اراضی دارای خطرات و یا محدودیت‌های شدید برای کشاورزی، (استفاده از این اراضی مستلزم بررسی‌های بیشتر است)، **کلاس شش (VI)- اراضی غیرقابل کشت:** اراضی دارای خطرات و محدودیت‌های شدید برای کشاورزی تحت شرایط فعلی، (اصلاح این نوع اراضی از لحاظ فنی یا اقتصادی فعلاً مقدور نیست)، قرار می‌گیرند (Mahler,

1970). هر کدام از کلاس‌های فوق به‌جز کلاس یک (**I**)، با توجه به نوع محدودیت‌های چهارگانه (خاک، شوری و قلیاییت، پستی و بلندی و فرسایش و زهکشی) در زیر کلاس‌های اراضی به شرح زیر طبقه‌بندی و با اضافه کردن علامت مربوطه مشخص می‌گردند.



شکل ۴- عوامل محدودکننده طبقه‌بندی کلاس اراضی بر مبنای نشریه ۲۰۵

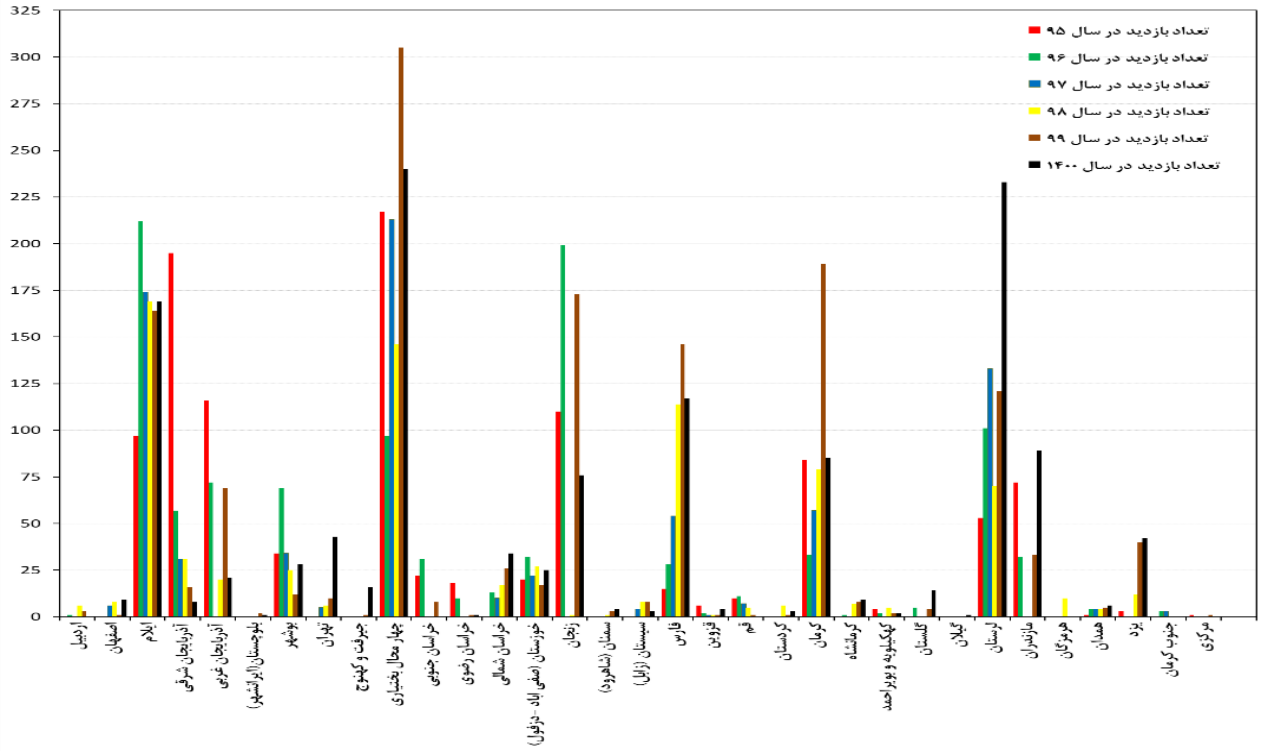
Figure 4- Limiting factors of land classification based on Publication no. 205

ساختار اجرایی تعیین قابلیت کشاورزی اراضی

هدف از بسیاری از مطالعات خاکشناسی و طبقه‌بندی اراضی شناسایی و کمک به حفاظت از منابع خاک کشور است. در این رابطه، بر اساس نظر کارشناسان و بر مبنای نشریه ۲۰۵ تحقیقات خاک و آب تحت عنوان "Manual of Land Classification for Irrigation" (که ترجمه آن در قالب نشریه ۷۶۶ منتشر شده است) به‌عنوان استاندارد فنی برای تعیین قابلیت کشاورزی یا غیر کشاورزی بودن اراضی استفاده شده است.

وضعیت تعیین قابلیت کشاورزی اراضی در ایران

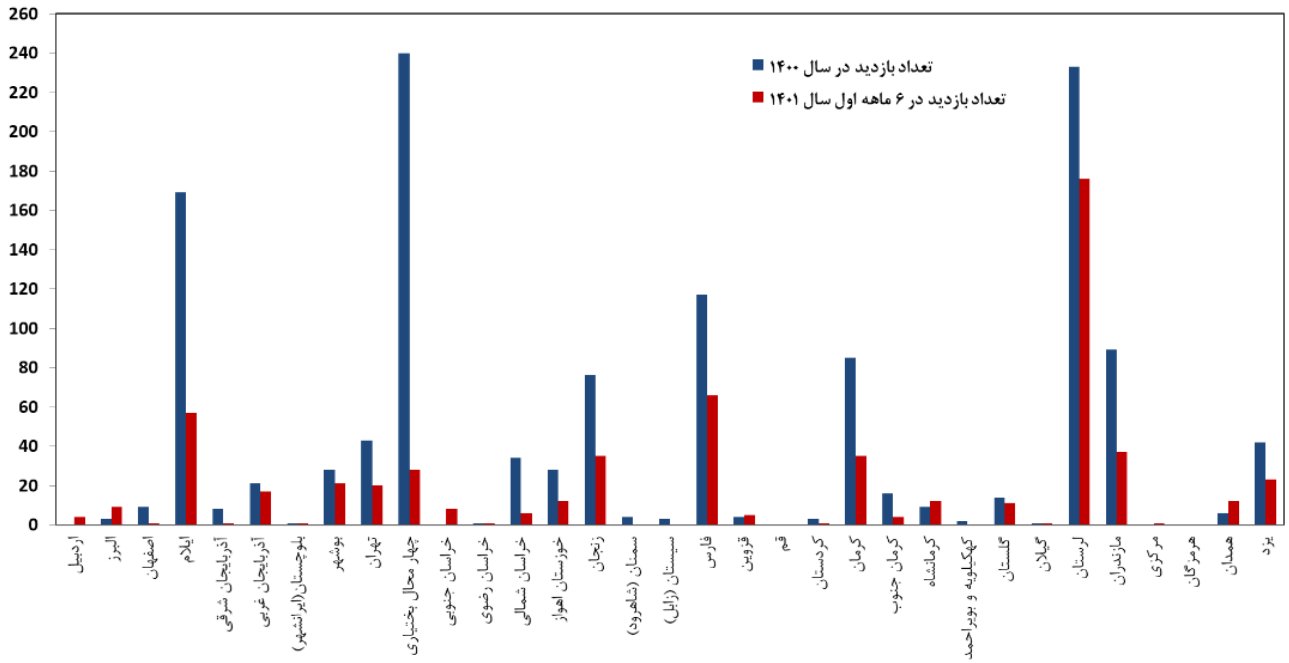
بررسی درخواست‌ها در پنج سال اخیر نشان می‌دهد که بیشترین درخواست‌های کاربری اراضی به ترتیب مرتبط با احداث صنایع، کارگاه‌ها و کارخانه‌ها، طرح‌های گردشگری، استخرهای ذخیره آب، طرح‌های دامپروری و احداث گلخانه است. اخیراً نیز، با توجه به جهش ملی مسکن، تقاضای تغییر کاربری به‌منظور ساخت مسکن در حال افزایش است.



شکل ۵- آمار بازدید از اراضی از سال ۱۳۹۵ تا ۱۴۰۰ به تفکیک استان‌ها (soil and water research institute, 2022)

Figure 5- The statistics of land visits from 2016 to 2021 by provinces (soil and water research institute, 2022)

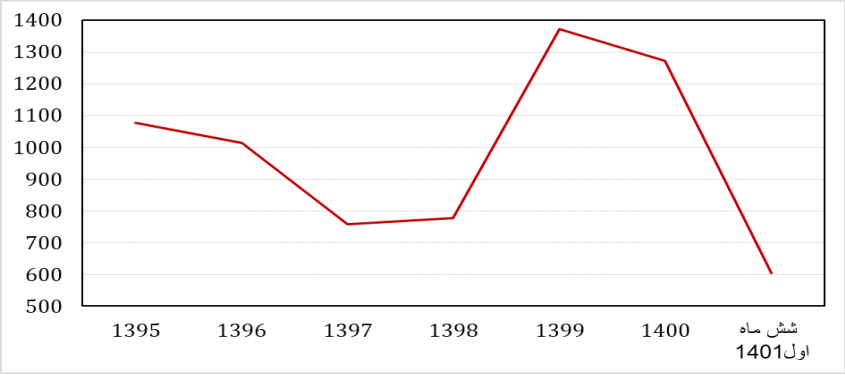
همان‌طور که آمار ارائه‌شده در شکل ۵ نشان می‌دهد، در سال‌های مختلف، تعداد پرونده‌های هر استان دارای نوسان است اما با نگاهی به‌کل آمار می‌توان دریافت که بیشترین پرونده‌های بازدید اراضی پنج سال اخیر مربوط به استان چهارمحال و بختیاری بوده است. استان-های لرستان، ایلام، زنجان و کرمان به ترتیب در رتبه‌های بعدی قرار دارند. نکته قابل‌توجه تعداد کم درخواست‌های تغییر کاربری در استان‌های شمالی کشور است. به‌عنوان‌مثال میانگین درخواست‌های تغییر کاربری در دو استان گیلان و گلستان زیر ده پرونده است. با توجه به آمار ارائه‌شده، تعداد تقاضای استان‌های غربی بیشتر بوده است. این در حالی است که در استان‌های مرکزی ایران مانند اصفهان و یزد که جزو استان‌های صنعتی هستند، میزان تقاضا بسیار کم بوده است. همان‌طور که آمار پنج‌ساله نشان می‌دهد، در استان‌هایی مانند آذربایجان شرقی، ایلام و چهارمحال بختیاری که ازنظر سطح اراضی تحت کشت قابل‌توجه هستند، تعداد درخواست‌های تغییر کاربری نیز بیشتر است. مقایسه آمار سال ۱۴۰۰ و شش ماهه نخست سال ۱۴۰۱ نیز بیانگر افزایش درخواست‌های تعیین قابلیت کشاورزی اراضی است (شکل ۶). در این بین تعداد تقاضا در استان‌های لرستان، فارس و ایلام در شش‌ماهه نخست سال ۱۴۰۱ رشد چشمگیری داشته است.



شکل ۶- تعداد بازدید در سال ۱۴۰۰ و شش ماه نخست ۱۴۰۱ به تفکیک استان‌ها (soil and water research institute, 2022)

Figure 6- The number of visits in 2021 and the first six months of 2022 by provinces (soil and Water Research Institute, 2022)

به طور کلی نتایج ارزیابی‌های استانی نشان داده که از سال ۱۳۹۵ تا اواخر نیمه اول سال ۱۴۰۱ مجموعاً ۶۸۷۸ پرونده توسط کارشناسان بررسی و تعیین قابلیت شده‌اند. در این بین بیشترین آمار مرتبط با رسیدگی به درخواست متقاضیان در سال ۱۳۹۹ با ۱۳۷۱ پرونده بوده است (شکل ۷). با توجه به آمار ارائه‌شده تا سال ۱۴۰۱ به‌طور میانگین در هر سال ۱۰۰۰ پرونده بازدید و قابلیت کشاورزی تعیین تکلیف شده است که بیانگر تمایل مالکان به تغییر کاربری حال حاضر زمین، به کاربری‌هایی با سوددهی بیشتر است.



شکل ۷- روند سالیانه تعداد پرونده‌های مورد بررسی در کل کشور

Figure 7- The annual trend of the number of investigated cases in the whole country

نتیجه‌گیری کلی

این پژوهش باهدف بررسی چالش‌های محدودکننده اراضی کشاورزی در کشور ایران و به‌ویژه تغییرات کاربری اراضی پرداخته است. مطالعات نشان داده که کشور ایران دارای اراضی کشاورزی محدودی بوده به‌طوری‌که با مساحت ۱۶۵ میلیون هکتار هجدهمین کشور وسیع دنیا ازنظر وسعت محسوب می‌شود. از این مقدار نیز تنها ۱۱ درصد آن (معادل ۱۸/۵ میلیون هکتار)

جز اراضی قابل‌کشت دسته‌بندی‌شده و مابقی آن نیز شامل اراضی جنگلی و مرتعی و به بیان روشن‌تر، اراضی فاقد پتانسیل کشاورزی است. در بخش کشاورزی نزدیک به هشت میلیون هکتار از اراضی تحت کشت آبی و ۱۰/۵ میلیون هکتار آن نیز تحت کشت دیم است. بیشتر تولیدات کشاورزی در اثر کشت آبی بوده که از مساحت کل این اراضی، ۸۵ درصد آن، تحت تأثیر محدودیت‌هایی از قبیل شوری، سنگریزه و عمق کم خاک است که تنها ۱۵ درصد در گروه اراضی بدون محدودیت طبقه‌بندی می‌شود حدود چهل درصد از اراضی تحت کشت دیم نیز سالانه به‌صورت آیش باقی می‌ماند. باوجود محدود شدن اراضی حاصلخیز در کشور، همین اراضی هم تحت تأثیر چالش‌های مهم تغییر کاربری اراضی، فرسایش خاک، کاهش توان تولیدی خاک، کاهش کیفیت و بهره‌وری، کاهش حاصلخیزی و ماده آلی، قاچاق و خروج غیرقانونی، فرونشست براثر برداشت بی‌رویه آب و تغییر غیرمجاز کاربری اراضی قرار دارد. مجموعه این عوامل مخرب، سبب شده که سالانه هزینه‌های زیست‌محیطی و مالی فراوانی بر کشور متحمل گردد.

قوانین کاربری اراضی کشورهای مختلف، نشان داد که هر کشور با شماری از موضوعات مشابه در قوانین حفظ اراضی کشاورزی مانند موضوعات مرتبط با مالکیت زمین، توسعه زمین کشاورزی، سیاست‌های اجاره‌داری مزرعه مواجه است؛ و راهکار قابل قبولی برای برخورد با این چالش‌ها از طریق قانون و مقررات آن کشور به‌دست‌آمده است. کشور ایران نیز مستثنی از کشورهای دیگر نبوده و در دهه‌های اخیر با وضع قوانین متعدد سعی بر کنترل تغییر کاربری اراضی را داشته است؛ اما نکته مغفول در این قوانین عدم توجه کافی به مسئله خاک در توسعه شهرهاست و همین موضوع سبب از دست رفتن اراضی کشاورزی حاصلخیز اطراف شهرها شده است. در این راستا در سال‌های اخیر توجه ویژه‌ای به مطالعات خاکشناسی به‌عنوان مرجع بدون جایگزین برای شناسایی و تفکیک اراضی کشاورزی حاصلخیز از سایر اراضی شده است. نتایج پژوهش‌های مرتبط صورت پذیرفته در موسسه تحقیقات خاک و آب نیز نشان داد که با رشد جمعیت و توسعه شهرها اراضی کشاورزی مرغوب در حال تغییر به مناطق مسکونی است که با توجه به سرانه پایین خاک مرغوب در کشور، تهدید جدی برای امنیت غذایی کشور محسوب می‌شود. این نتیجه مؤید این مطلب است که استفاده از مطالعات خاکشناسی و نظرات کارشناسان، در شناسایی اراضی حاصلخیز و تعیین محدوده این اراضی سبب صیانت بهتر از این اراضی می‌گردد. همچنین در مکان‌هایی که فاقد مطالعات جدید است و برای تغییر کاربری اراضی پیشنهاد شده است، با مراجعه به محل و انجام مطالعات جدید و نظر کارشناسان می‌توان در مورد انجام یا عدم صدور مجوز مطالعات اقدام نمود. همچنین آمار پنج‌ساله تقاضای تغییر کاربری اراضی به تفکیک استان‌ها نیز نشان می‌دهد هرساله به‌طور متوسط هزار پرونده تعیین قابلیت کشاورزی کارشناسی شده است که حاکی از تمایل مالکان به تغییر کاربری به کاربری‌های با سودآوری بیشتر است. سوددهی پایین، ریسک سرمایه‌گذاری، خرده مالکی و یکپارچه نبودن اراضی کشاورزی ازجمله دلایل مهم تمایل مالکان به تغییر کاربری و درنتیجه از بین رفتن خاک حاصلخیز است. با دسترسی به اطلاعاتی مانند مساحت اراضی مورد درخواست و نوع تغییر کاربری می‌توان با دقت بیشتری ریسک از دست رفتن خاک حاصلخیز را برآورد نمود.

Reference

1. Abbasitabar, H., Solgi, E., Shayesteh, K., and Mortazavi, S. 2022. Resources and Chemical Structure of Heavy Metals in Soil and Its Effect on Human Health and the Environment. Human & Environ. 20(1): 63-76. (in Persian)
2. Ahmadi, S. A., & Azimi, A. R. 2019. The Geography of Competition for Water and Soil Resources: A Case Study of Competition for the Water Resources in Chaharmahal and Bakhtiari Province and Smuggling of High-quality Soil. *The Journal of Geographical Research on Desert Areas*, *6*(2), 241-272. doi: 10.29252/grd.2018.1480 (in Persian)

3. Arabkhedri, M. 2021. Water Erosion and Sediment Production Status in Iran: Statistical and Comparative Analyses. Strategic Research Journal of Agricultural Sciences and Natural Resources, 6(2):139-156. (in Persian)
4. Asadi, H., Besharati, H., & Gorji, M. 2022. Challenges and Limitations of Soil and Land Resources in Iran. Land Management Journal. 10(1): 111-134. doi: 10.22092/lmj.2022.358760.309. (in Persian)
5. Baghdadi M., 1985. Semi-detailed soil survey of the southwest of Tehran (Shahriyar), Report No 728.
6. Balali, H., and Motaghed, M. 2014. Modeling & Analysisng of Economic Behaviour of Insurance Acceptance of Wheat crop by using of Thinking System Approach. Journal of Agricultural Economics and Development, 28(2): 125-137. doi: 10.22067/jead2.v1391i7.25824. (in Persian)
7. Balali, M. R., Malkouti, M.J., Banai, M. H., Khademi, Z., and Masih-Abadi M. H. 2013. Soil and Water Research Institute, Past, Present and Future (half a century of efforts), Soil and Water Research Institute. P: 155. (in Persian)
8. Banwart, S.A., Black, H., Cai ZuCong, C.Z., Gicheru, P.T., Joosten, H., Victoria, R.L., Milne, E., Noellemeyer, E. and Pascual, U., 2015. The global challenge for soil carbon. In Soil carbon: Science, Management, and Policy for multiple benefits (pp. 1-9). Wallingford UK: CABI.
9. Booth, A.L., and Muir, B.R. 2011. Environmental and land-use planning approaches of indigenous groups in Canada: An overview. Journal of Environmental Policy & Planning, 13(4): 421-442.
10. Calvert, K., Smit, E., Wassmansdorf, D. and Smithers, J. 2022. Energy transition, rural transformation, and local land-use planning: Insights from Ontario, Canada. Environment and Planning E: Nature and Space, 5(3), pp.1035-1055.
11. Dehghan, H. and Falsafian, A., 2018. Identifying factors affecting the preserve of agricultural land use to achieve sustainable agriculture. Journal of Agricultural Science and Sustainable Production, 28(1), pp.151-168.
12. Dewan, M.L. and Famouri, J. 1964. The Soils of Iran. FAO, Rome, Italy.
13. Ellickson, R.C., Been, V.L., Hills, R.M. and Serkin, C. 2020. Land use controls: Cases and materials. Aspen Publishing.
14. Gharechelou, S., Akbari Ghoochani, H., Golian, S., and Ganji, K. 2021. Evaluation of land subsidence relationship with groundwater depletion using Sentinel-1 and ALOS-1 radar data (Case study: Mashhad plain). Journal of RS and GIS for Natural Resources. 12(3): 40-61. doi: 10.30495/girs.2021.680336. (in Persian)
15. Grant, M. 1992. Planning law and the British land use planning system: an overview. The Town Planning Review, pp.3-12.
16. Grossman, R.M., Brussaard, W. 1992. Agrarian Land Law in the Western World: Essays about agrarian land policy and regulation in twelve countries of the western world. Oxford University Press; 1st edition, 296p.
17. Gupta, J.P. 2006. Land use planning in India. Journal of hazardous materials, 130(3): 300-306.
18. Harvold, K. and Nordahl, B., 2012. Planning in Rurbania: rural policy and the planning system in Norway. The Town Planning Review, pp.213-232.
19. Healey, P. 2013. Local Plans in British Land Use Planning: Urban and Regional Planning Series (Vol. 31). Elsevier.
20. Hoda, A. 2018. Land use and Land Acquisition laws in India (No. 361). Working Paper.
21. Hojjati, M., and Noshad, M. 2019. Challenges in Health, Quality and Food Security in Iran. Strategic Research Journal of Agricultural Sciences and Natural Resources. 4(1): 81-94. (in Persian)
22. Hosseini Jonbazi, F. S., and sobhani, N. 2016. Evaluation of Urban Land Sustainable Development (Case Study: Sabzevar). Urban Management Studies. 7(24): 100-110. (in Persian)

23. Information base of the Ministry of Energy, 2020. Available at: https://news.moe.gov.ir/News List/77538.
24. Iravani, S.A., 1980. Semi-detailed soil survey of the southwest of Tehran (Shahriyar), Report No 616.
25. Junker, E. 2015. Legal requirements for risk and vulnerability assessments in Norwegian land-use planning. Local Environment, 20(4):474-488.
26. Kim, J.H. 2011. Linking land use planning and regulation to economic development: a literature review. Journal of Planning Literature, 26(1):35-47.
27. Lv, T., Wang, L., Xie, H., Zhang, X. and Zhang, Y. 2021. Exploring the global research trends of land use planning based on a bibliometric analysis: current status and future prospects. Land, 10(3):304.
28. Mahler, P.J. ed., 1970. Manual of land classification for irrigation. Ministry of Agriculture.
29. Mirzashahi, K. 2016. Investigating the effect of different sources and amounts of organic fertilizers in supplying potassium needed by plants in wheat-corn rotation. Final report of the project. Soil and Water Research Institute. Karaj, Iran. (In Persian).
30. Mirzashahi, K., & Ghaffari Nejad, S. A. 2021. Sustainable Land Management to Ensure Food Security. Land Management Journal, 8(2), 141-154. Doi: 10.22092/lmj.2020.128264.208. (in persian).
31. Nazarian, Ali Asghar, 2002. "Urban Geography of Iran", Payame Noor Publication, First Printing. (in Persian).
32. Nedd, R., Light, K., Owens, M., James, N., Johnson, E., and Anandhi, A. 2021. A Synthesis of Land Use/Land Cover Studies: Definitions, Classification Systems, Meta-Studies, Challenges and Knowledge Gaps on a Global Landscape. Land. 10(9):994. https://doi.org/10.3390/land10090994
33. Öztürk, M., Topaloğlu, B., Hilton, A., & Jongerden, J. (2017). Rural-Urban Mobilities in Turkey: Socio-Spatial Perspectives on Migration and Return Movements. Journal of Balkan and Near Eastern Studies, 5, 513-530. https://doi.org/10.1080/19448953.2018.1406696.
34. Parsa, M., vatani, A., and Karimi, A. 2020. Study of Legal Policies of Agricultural Land Use Change with Emphasis on Cities Privacy, Agricultural Preservation and Development (Case Study: Shemiranat County). Regional Planning. 10(38): 161-1780. (in Persian)
35. Porter, L. and Barry, J., 2016. Planning for coexistence? Recognizing Indigenous rights through land-use planning in Canada and Australia. Routledge.
36. Pourahmad, A., Saifuddin, F., and Parnon, Z. 2022. Migration and Land Use Change in Islamshahr City. Journal of Arid Regions Geographic Studies. 2(5): 131-150. (in Persian)
37. Rezaei, H., and Saadat, S. 2016. From the collapse of civilizations to Haloculture: the environment is the key factor, 1st International Conference on Haloculture. https://civilica.com/doc/769461. (in Persian)
38. Rezaei, H., shahbazi, K., saadat, S., and Bazargan, K. 2022. Investigation of Soil Pollution and Agricultural Crops in Iran. Land Management Journal, 10(1): 61-93. doi: 10.22092/lmj.2021.125620.177. (in Persian)
39. Roozitalab, M.H., H. Siadat, and A. Farshad. 2018. The Soils of Iran. World Soils Book Series. Springer, Switzerland.
40. Roy, P. S., and Arijit, R., 2010. Land use and land cover change in India: Aremote sensing&GIS perspective, Journal of the Indian Institute of Science.
41. Safari, A., Jafari, F., Tavakoli Sabbour, S. M. 2018. Monitoring its land subsidence and its relation to groundwater harvesting Case study: Karaj Plain - Shahriar. Quantitative Geomorphological Research, 5(2): 82-93. (in Persian)
42. Sayyah Nia, R., Makhdoom, M., and Faryadi, Sh. 2014.The Role of Remote Sensing in Land Use Studies (Study Area: Tehran Metropolis and its Area). Quarterly Journal of Space Science & Technology. No. 20.

43. Shahinifar, M., Keshani, E., and Fatuhi, S. 2015. Planning of urban land use in Isfahan Metropolis. New research in the humanities. 9: 211-23. (in Persian)
44. Singh, D., Ghosh, S., Roxy, M.K., and McDermid, S. 2019. Indian summer monsoon: Extreme events, historical changes, and Role of anthropogenic forcings. Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change, 10(2), p 571.
45. Soil and Water Research Institute. 2022. Report of Land Capability Assessment Office, salary report of Land Capability Assessment
46. Vahedian Beyki, L., Pourahmad, A., and Seyfiddini, Faranak. 2011. The Effect of Physical Development of Tehran on Land Use Change in the Area. Quarterly of New Attitudes in Human Geography. Year 4, No. 1.
47. Yücer AA. . 2020. The land use in Turkey: A general assessment and affecting factors. Journal of Geoscience and Environment Protection Oct 19; 8(10):102.
48. Zarrabi, A., Mohammadi, J., and Abdulahi, A. A. 2018. Investigation and evaluation of land use in the fourteen districts of the city using the comparative method and LQi model using GIS software. Journal of Applied Research in Geographical Sciences. 10: 173-202. (in Persian).

نشریه علمی مدیریت اراضی/ جلد ۱۱ / شماره ۲ / ۱۴۰۲. ص۲۴۹- ۲۶۳
https://doi.org/10.22092/lmj.2023.360499.321

مروری بر منابع ورودی میکروپلاستیک به خاک و اثرات آن بر سلامت خاک

شنو کریمی* و زهرا کلاه‌چی

دانشجوی دکتری گروه علوم و مهندسی خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان. **shno.karimi71@gmail.com**

استادیار گروه علوم و مهندسی خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه بوعلی سینا همدان. **zkolahchi@basu.ac.ir**

دریافت: آذر ۱۴۰۱ و پذیرش: مرداد ۱۴۰۲

چکیده

تولید و استفاده انبوه از محصولات پلاستیکی راحتی را برای مردم به ارمغان می‌آورد و در عین حال منجر به تجمع آلاینده‌های پلاستیکی در محیط می‌شود، به‌طوری‌که آلودگی میکروپلاستیک و خطرات زیست‌محیطی مرتبط اخیراً به یک نگرانی جهانی تبدیل شده است. میکروپلاستیک‌ها عموماً به‌عنوان ذرات پلاستیکی با اندازه کمتر از پنج میلی‌متر تعریف می‌شوند. ازآنجایی‌که سالانه مقادیر زیادی ضایعات پلاستیکی در محیط رها می‌شود، میکروپلاستیک‌ها در حال حاضر به‌طور گسترده در محیط‌های مختلف، مانند اقیانوس‌ها، آب‌های شیرین، درون بدن حیوانات آبزی، خاک و لجن شناسایی می‌شوند. مطالعه میکروپلاستیک‌ها در خاک از اهمیت بالایی برخوردار است، زیرا خاک‌ها مخزن مهمی برای میکروپلاستیک‌ها هستند و طیف وسیعی از خدمات اکوسیستمی را ارائه می‌دهند که برای زندگی ضروری هستند. منابع متعدد میکروپلاستیک در خاک شناسایی شده است. در حال حاضر، منابع شناخته شده میکروپلاستیک‌ها عبارتند از کمپوست، لجن فاضلاب، آبیاری، مالچ پلاستیک، ریختن زباله و ته‌نشست اتمسفری. برهمکنش ویژگی‌های مختلف میکروپلاستیک‌ها (وسعت ورود میکروپلاستیک‌ها به محیط، اندازه ذرات و نوع ترکیبات ساختاری میکروپلاستیک‌ها) و عوامل محیطی، انتقال و ماندگاری میکروپلاستیک‌ها در خاک را کنترل می‌کند. در سیستم خاک، پلاستیک می‌تواند برهمکنش بین ذرات، آب، ترکیبات شیمیایی و موجودات زنده را تغییر دهد و بر خصوصیات مختلف اگرواکوسیستم‌ها تأثیرگذار باشد. در این مطالعه، مروری بر تحقیقات صورت گرفته در جهان و ایران در مورد منابع ورودی میکروپلاستیک در خاک و اثرات و خطرات آن بر سلامت خاک و انسان پرداخته شده است.

واژه‌هایی کلیدی: آلودگی، میکروپلاستیک‌ها، عوامل محیطی، اکوسیستم

*- آدرس ایمیل نویسنده مسئول: shno.karimi71@gmail.com

نوع مقاله: مروری

مقدمه

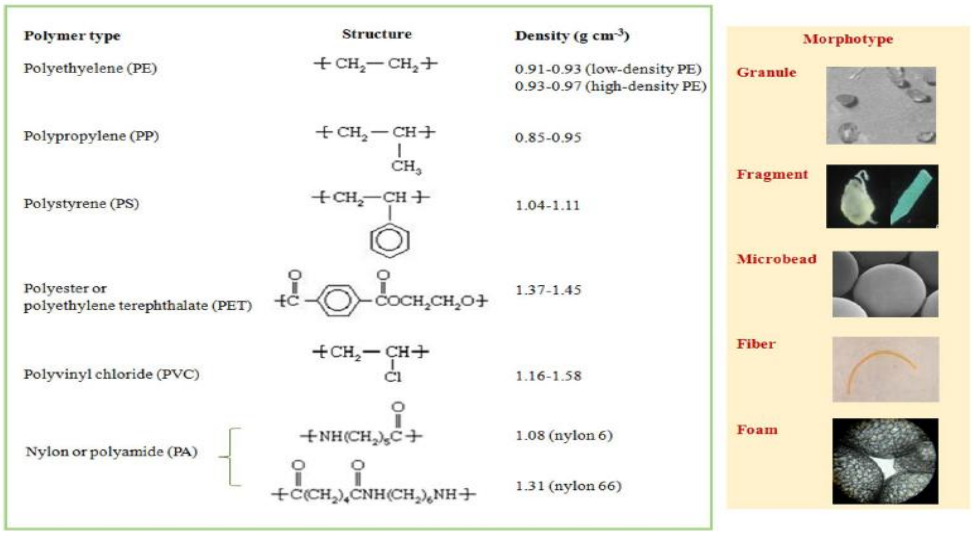
پلاستیک‌ها گروه مختلفی از مواد پلیمری مصنوعی هستند که به جزئی از زباله‌های مصنوعی و آلودگی محیطی تبدیل شده‌اند (Chen *et al.*, 2020; Weber and de Souza Machado *et al.*, 2018; Opp, 2020). پلاستیک‌ها به‌عنوان یک ماده شیمیایی متفرقه، به دلیل دارا بودن ویژگی‌های تطبیق‌پذیری، پایداری، سبکی و هزینه‌های تولید پایین آن، کمبود مواد طبیعی را تا حدودی کاهش داده و آن‌ها را به‌عنوان مواد ضروری در زمینه‌های مختلف توسعه اجتماعی و اقتصادی تبدیل کرده است، در نتیجه تقاضا و تولید پلاستیک سال‌به‌سال در حال افزایش است. سالانه حدود ۴/۹ میلیارد تن پلاستیک تولید می‌شود و نزدیک به ۶۰ درصد از کل پلاستیک‌ها در محل‌های دفن زباله و محیط‌زیست دفع می‌شوند و در حال انباشته شدن هستند (*Shafea et al.*, 2020). تولید جهانی پلی‌اتیلن و پلی‌پروپیلن (متداول‌ترین میکروپلاستیک‌ها در خاک) با نرخ سالانه تقریباً هفت درصد (در سال‌های ۱۹۵۰ تا-۲۰۱۲) در حال افزایش است (Andrady, 2017). با این حال، بازیابی محدود و نامناسب زباله‌های پلاستیکی منجر به تجمع قابل مشاهده زباله‌های پلیمری در محیط شده است تا جایی که آن‌ها در معرض تجزیه شدن سیستماتیک[1] (تجزیه با استفاده از یک روش نظام‌مند) ناشی از اشعه ماوراء بنفش (UV) و سایش مکانیکی هستند (Chen *et al.*, 2020; Wang *et al.*, 2020; Yang *et al.*, 2021). چنانچه مدیریت زباله‌های پلاستیکی به همین منوال ادامه یابد، پیش‌بینی می‌شود که تا سال ۲۰۵۰ بالغ بر ۱۲ میلیارد تن زباله پلاستیکی به محل‌های دفن زباله یا سامانه‌های خشکی وارد شود (Geyer *et al.*, 2017) و به‌تدریج، میکروپلاستیک را می‌توان در جاهای مختلف محیطی، غذا، آب آشامیدنی و حتی بدن انسان یافت (Wang *et al.*, 2021). میکروپلاستیک‌ها هم از نظر علمی و هم از نظر اجتماعی توجه مردم را به خود جلب می‌کنند و حقایقی درباره آن‌ها در حال بررسی است.

میکروپلاستیک‌ها، ذرات پلاستیکی هستند که عموماً با اندازه کمتر از پنج میلی‌متر تعریف می‌شوند (Akdogan and Guven, 2019; Rillig, 2018) که بیش از یک دهه با مطالعات دقیق و فشرده یک موضوع تحقیقاتی ثابت در محیط‌های آبی بوده است (Rillig, 2018).

شناسایی پلیمری

شناسایی میکروپلاستیک‌ها برای ردیابی منبع آلودگی اهمیت زیادی دارد (Huang *et al.*, 2020a, b). انواع رایج پلیمرهای شناسایی شده در خاک عبارت‌اند از پلی‌اتیلن (PE)، پلی‌پروپیلن (PP)، پلی‌آمید (PA)، پلی-استایرن (PS)، پلی‌وینیل کلراید (PVC) و پلی‌استر (PET). PE و PP انواع پلیمرهایی هستند که اغلب در خاک یافت می‌شوند (شکل ۱). به‌عنوان مثال، در زمین‌های کشاورزی در استان سین کیانگ چین، میکروپلاستیک غالب ناشی از مالچ پلاستیک، پلی‌اتیلن، بوده است (Huang *et al.*, 2020a, b; Li *et al.*, 2020).

[1] -systematic fragmentation



شکل ۱- میکروپلاستیک‌های معمولی که در محیط‌های آبی و خاکی دیده می‌شوند. نوع پلیمر به ساختار پلیمری و تراکم پلیمر به مورفوتایپ (شکل ظاهری) میکروپلاستیک اشاره دارد (Andrady, 2011)

Fig1- Typical microplastics encountered in aquatic (and terrestrial) environments. Polymer type; polymer structure; polymer density and microplastic morphotype (Andrady 2011)

با این حال، با توجه به اینکه بیش‌تر زباله‌های پلاستیکی در خشکی تولید و تخلیه می‌شوند، جای تعجب است که مدت زمان کوتاهی است که به مطالعه میکرو پلاستیک‌ها در سامانه‌های خشکی پرداخته شده است، در حالی که خاک یک مخزن بلندمدت مهم برای زباله‌های میکروپلاستیک است (Kumar *et al.*, 2020; Moller *et al.*, 2020; Rilig and Leman, 2020). مطالعات محدود نشان داده است که تعداد زیادی میکروپلاستیک فیبری و تجزیه شده در خاک‌های سراسر جهان یافت می‌شود (Van den Berg *et al.*, 2020). به‌عنوان مثال، اخیراً میکروپلاستیک‌های تجزیه‌شده در خاک‌های مزارع کشاورزی شناسایی شده است، جایی که کاربرد لجن فاضلاب به تجمع میکروپلاستیک‌ها در خاک‌های کشاورزی کمک می‌کند (Van den Berg *et al.*, 2020). علاوه بر این، منشأ و مسیرهای بالقوه ورود میکروپلاستیک‌ها به خاک متنوع است که شامل کاربرد لجن فاضلاب و کمپوست (Huerta Lwanga *et al.*, 2017) ، آبیاری (Blasing and amelung, 2018) ، پوشش پلاستیکی (Zhang *et al.*, 2020b) ، زباله‌ریزی (Akdogan and Guven, 2019) و همچنین ته‌نشست جوی است (Allen *et al.*, 2019). هنگامی که میکروپلاستیک‌ها در خاک انباشته می‌شوند، می‌توانند توسط گیاهان جذب شوند و در طول زنجیره‌ی غذایی منتقل شوند (Gou *et al.*, 2020). البته آلاینده‌های جذب شده توسط میکروپلاستیک‌ها نیز وارد زنجیره‌ی غذایی می‌شود. خاک‌های شهری و کشاورزی، به‌ویژه، در برابر آلودگی میکروپلاستیک آسیب‌پذیر در نظر گرفته می‌شوند، زیرا اغلب در معرض فعالیت‌های مصنوعی و در نتیجه راه‌های ورودی میکروپلاستیک قرار می‌گیرند (Moller *et al.*, 2020). امروزه شواهد بیش‌تر و بیش‌تری نشان می‌دهد که میکروپلاستیک‌ها در همه خاک‌ها وجود دارند. با این حال، شناخت ما از میکروپلاستیک‌ها در خاک هنوز ناقص است (Huang *et al.*, 2020a, b). علاوه بر این، کمی‌سازی و روش‌های مورد استفاده برای جمع‌آوری، پردازش و تجزیه‌وتحلیل نمونه فاقد هماهنگی یا استانداردسازی است که امکان مقایسه جامع در مورد تجمع میکروپلاستیک‌ها در خاک جوامع تحقیقاتی مختلف را نمی‌دهد (Yang *et al.*, 2021).

منابع ورودی میکروپلاستیک به خاک

خاکپوش (پوشش) پلاستیکی

در اثر استفاده زیاد از پوشش‌های پلاستیکی، مقادیر زیادی میکروپلاستیک به خاک اضافه می‌شود بدون اینکه راه حلی برای توقف آن‌ها وجود داشته باشد (Huang *et al*., 2020b). لایه خاکپوش که از پلی‌وینیل کلراید (PVC) و پلی‌اتیلن (PE) تشکیل شده است، به دلیل مزایای اقتصادی قابل توجهی مانند برداشت بیش‌تر محصول، بهبود کیفیت میوه و بهبود راندمان استفاده از آب به یک فناوری پرکاربرد در تولید کشاورزی جهانی تبدیل شده است (Huang *et al*., 2020b). بازار جهانی مصرف لایه‌های پلاستیکی کشاورزی چهار میلیون تن در سال ۲۰۱۶ بوده است و انتظار می‌رود تا سال ۲۰۳۰ با نرخ سالانه ۵/۶ درصد رشد کند (Huang *et al*., 2020b). حدود ۲۰ میلیون هکتار از زمین‌های کشاورزی در سراسر جهان با پوشش پلاستیکی پوشیده شده است که چین بیش‌ترین سهم (تقریباً ۹۰٪) را به خود اختصاص داده است (Huang *et al*., 2020a). حذف تمام لایه‌های خاکپوش از زمین‌های کشاورزی کار سخت و زمان‌بر است، بنابراین، لایه‌های خاکپوش یا قطعاتی از آن‌ها اغلب به‌صورت عمدی یا ناخواسته در زمین‌های کشاورزی رها می‌شوند. یک همبستگی خطی قوی ($R^2 = 0.61$، $p < 0.001$) بین حضور و تجمع بقایای میکروپلاستیکی و استفاده از پوشش پلاستیکی در خاک‌های کشاورزی در سراسر چین (بین سال‌های ۲۰۱۲ تا-۲۰۱۶) مشاهده شده است که به این معنی است که کاربرد خاکپوش پلاستیکی منبع اصلی میکروپلاستیک‌ها است (Huang *et al*., 2020a).

زباله‌های پلاستیکی

طیف گسترده‌ای از زباله‌های میکروپلاستیک به دلیل توسعه بیش از حد پلاستیک‌ها و اقدامات مدیریتی برنامه‌ریزی نشده یا ناکافی در محیط خاک مشابه محیط‌های آبی، موجود است (Kumar *et al*., 2020; Akdogan and Guven, 2019). میکروپلاستیک‌ها می‌توانند از مقدار زیادی زباله پلاستیکی حاصل شوند (Blasing and Amelung, 2018; Wong *et al*., 2020). تخمین زده می‌شود که بین سال‌های ۱۹۵۰ تا ۲۰۱۵، تقریباً ۶/۳ میلیارد تن زباله پلاستیکی در سطح جهان تولید شده است که ۴/۹۷ میلیارد تن آن در محل‌های دفن زباله و محیط‌های طبیعی انباشته شده است (Geyer *et al*., 2017). زباله‌های پلاستیکی با مدیریت ضعیف معمولاً در نزدیکی جاده‌ها، در خاک یا مکان‌های تخلیه غیرقانونی پراکنده می‌شوند (Zhang *et al*., 2018a). در طول کار میدانی، کیسه‌ها و بطری‌های پلاستیکی مورد استفاده برای آفت‌کش‌ها و کودها در اطراف زمین‌های کشاورزی پراکنده شده‌اند. ویژگی‌های مورفولوژیکی میکروپلاستیک‌ها نشان می‌دهد که سطح بیش‌تر میکروپلاستیک‌ها در زمین‌های کشاورزی به‌شدت هوازده شده است که فرضیه تبدیل پلاستیک‌ها به میکروپلاستیک‌ها را اثبات می‌کند (Li *et al*., 2020). با این حال، تاکنون هیچ مطالعه‌ای میزان میکروپلاستیکی را که از طریق ریختن زباله یا ریختن غیرقانونی زباله به خاک می‌رسد، تعیین نکرده است ولی ممکن است راه ورود این میکروپلاستیک‌ها به خاک از طریق باد، رواناب شهری و سیل باشد (Wong *et al*., 2020).

لجن فاضلاب

استفاده از لجن فاضلاب و فاضلاب منجر به وقوع آلودگی میکروپلاستیک می‌شود و میکروپلاستیک‌ها می‌توانند با استفاده مکرر از لجن در خاک تجمع کنند (Xu *et al*., 2019). تصفیه‌خانه‌های فاضلاب، میکروپلاستیک‌ها را از فاضلاب در مسیرهای متعدد دریافت می‌کنند (Gao *et al*., 2020). ریزدانه‌های پلاستیکی[2] حاصل از استفاده از محصولات تمیزکننده و مراقبت شخصی، همراه با الیاف پلیمری آزاد شده از شستشوی پارچه‌های نساجی، همچنین مواد پلاستیکی

[2] -Microbeads

نشت شده از کارخانه فرآوری پلاستیک و میکروپلاستیک‌های حاصل از لاستیک‌های خودرو به فاضلاب منتقل می‌شوند. این میکروپلاستیک‌ها در فرآیند تصفیه فاضلاب جریان یافته و ته‌نشین می‌شوند. بخشی از آن‌ها از سیستم فاضلاب تخلیه می‌شود، درحالی‌که بیش‌تر میکروپلاستیک‌ها از طریق فرآیند ته‌نشینی تصفیه فاضلاب جدا شده و در نهایت همراه لجن فاضلاب می‌شوند (Gao *et al.*, 2020). به‌عنوان محصول نهایی تصفیه‌خانه‌های فاضلاب، لجن فاضلاب غنی از مواد آلی و عناصر کمیاب است، بنابراین معمولاً به‌عنوان کود استفاده می‌شود و در زمین‌های کشاورزی استفاده می‌شود (Blasing and Amelung, 2018). تقریباً ۵۰ درصد از لجن فاضلاب برای اهداف کشاورزی استفاده می‌شود، درحالی‌که در فنلاند و ایرلند تا ۷۲ درصد از لجن در زمین‌های کشاورزی ریخته می‌شود (Blasing and Amelung, 2018). علاوه بر این، مقداری از لجن به‌طور نامناسب (بدون ارزیابی محتوای لجن و مقدار آن) تخلیه می‌شود که همچنین می‌تواند آلودگی میکروپلاستیک خاک را تشدید کند. بر اساس گزارشی، میانگین غلظت میکروپلاستیک‌ها در خاک می‌تواند در یک سال پس از پنج بار ته‌نشست لجن (۲۰۰ تن وزن خشک در هکتار) به ۳/۵ ذره در گرم خاک برسد (Corradini *et al.*, 2019). مطالعه دیگری که در خاک‌های تحت کشاورزی فشرده چین انجام شد، نشان می‌دهد که در خاک‌هایی که حدود ۲۳ تن لجن در هکتار در سال استفاده می‌شود، دارای غلظت ۷ تا ۴۳ ذره میکروپلاستیک در گرم خاک، هستند (Zhang *et al.*, 2018b). همچنین با ارزیابی مزارعی با تعداد متفاوت کاربرد لجن فاضلاب نشان دادند که لجن حاوی مقادیر زیادی میکروپلاستیک است. افزایش چگالی میکروپلاستیک‌ها در خاک با هر بار استفاده متوالی از لجن فاضلاب به ترتیب ۲۸۰ مورد میکروپلاستیک در کیلوگرم خاک و ۴۳۰ مورد میکروپلاستیک در کیلوگرم خاک است (Van den Berg *et al.*, 2020). اگرچه افزایش میکروپلاستیک‌های گزارش شده متفاوت است، اما این یک واقعیت غیرقابل انکار است که استفاده از لجن فاضلاب منجر به آلودگی میکروپلاستیک می‌شود.

کمپوست زباله و لجن فاضلاب

اصلاح خاک با کمپوست می‌تواند مسیری برای رسیدن میکروپلاستیک‌ها به خاک فراهم کند. به‌طورکلی، پسماندهای آلی پس از کمپوست شدن و تخمیر برای استفاده مجدد از مواد مغذی، عناصر کمیاب و هوموس، به‌عنوان کود آلی در زمین‌های کشاورزی استفاده می‌شوند. کاربرد کمپوست در اصل یک روش تولید کشاورزی سازگار با محیط‌زیست است. بااین‌حال، نشان داده شده است که در ترکیب کمپوست‌های تهیه‌شده از زباله‌هایی با جداسازی و طبقه‌بندی غیراصولی، پلاستیک مشاهده می‌شود (Blasing and Amelung, 2018). در یک کارخانه کمپوست‌سازی در شهر بن آلمان، محتوای قطعات پلاستیکی قابل‌مشاهده با چشم غیرمسلح ۲/۳۸ تا ۱۸۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم است که وجود میکروپلاستیک در کمپوست آلی را تأیید می‌کند (Blasing and Amelung, 2018). Wheitmann *et al.*, 2018 دریافتند که کودهای آلی تولید شده از زباله‌های زیستی حاوی میکروپلاستیک‌هایی هستند که حدود ۱۴ تا ۸۹۵ عدد از آن‌ها اندازه ذرات بزرگ‌تر از یک میلی‌متر دارند. علاوه بر این، Crossman *et al.*, 2020 نشان دادند که علیرغم انطباق با قوانین قابل اجرا، کاربردهای جامد زیستی ممکن است منجر به نرخ بالای ورود میکروپلاستیک‌ها به خاک شود. Zhang *et al.*, 2020a اخیراً دریافتند که غلظت کل میکروپلاستیک‌ها در خاک پس از استفاده سالانه با ۳۰ و ۱۵ تن در هکتار کمپوست لجن ۵۴۵/۹ و ۸۷/۶ مورد میکروپلاستیک در کیلوگرم خاک است که به‌طور قابل توجهی بالاتر از خاک بدون کاربرد کمپوست است. این عدد شگفت‌انگیز، کمپوست را به یکی از راه‌های مهم ورود میکروپلاستیک‌ها به خاک تبدیل می‌کند. علاوه بر این، کمپوست به‌طور گسترده در

سراسر جهان استفاده می‌شود و میکروپلاستیک‌های حمل شده توسط کمپوست لجن را نمی‌توان نادیده گرفت (Zhang *et al.*, 2020a).

آبیاری

وجود میکروپلاستیک‌ها در منابع آبی مورد استفاده برای آبیاری کشاورزی به‌طور گسترده تأیید شده است (Hu *et al.*, 2018). در سطح جهان، منابع اصلی آب آبیاری شامل رودخانه‌ها، دریاچه‌ها، مخازن و آب‌های زیرزمینی است. در برخی مناطق که منابع آب کمیاب هستند، از فاضلاب برای آبیاری نیز استفاده می‌شود (Blasing and Amelung, 2018). اگرچه تعداد زیادی میکروپلاستیک را می‌توان در فرآیند تصفیه فاضلاب حذف کرد، اما هنوز غلظت بالایی از میکروپلاستیک‌ها در فاضلاب تصفیه‌شده وجود دارد (Li *et al.*, 2018). همچنین تاکنون، مطالعات گسترده و دقیق وجود سطوح بالای میکروپلاستیک در رودخانه‌ها، دریاچه‌ها، مخازن و آب‌های زیرزمینی را گزارش کرده‌اند (Li *et al.*, 2018; Yang *et al.*, 2021). Li *et al.*, 2018 و Yang *et al.*, 2021 گزارش کردند که میکروپلاستیک‌های موجود در این منابع آبی از طریق آبیاری به خاک منتقل می‌شوند و منبعی از میکروپلاستیک‌ها در خاک تشکیل می‌دهند.

رواناب شهری و سیل

علاوه بر آبیاری، رواناب شهری و جاری شدن سیل مسیرهای مهمی برای انتقال و تجمع ماکروپلاستیک‌ها و میکروپلاستیک‌ها به خاک هستند (He *et al.*, 2018؛ Blasing and Amelung, 2018). رواناب شهری و جاری شدن سیل می‌تواند باعث تخلیه نامناسب زباله در نزدیکی جاده‌ها و سایش لاستیک (حاوی لاستیک، یک پلیمر عمدتاً مصنوعی) در خاک شود (He *et al.*, 2018).

ورودی اتمسفر

ته‌نشست اتمسفری راه مهمی برای رسوب میکروپلاستیک‌ها به خاک است (Zhang *et al.*, 2020b). Dris *et al.*, 2017 ابتدا رسوب میکروپلاستیک‌های فیبری را در داخل و خارج از خانه گزارش و تخمین زدند که جریان ته‌نشینی میکروپلاستیک‌های جوی در فضای باز می‌تواند به ۰/۳ تا ۱/۵ فیبر در مترمکعب برسد. مطالعات موجود تأیید کرده‌اند که ته‌نشست اتمسفری یکی از منابع اصلی ورود میکروپلاستیک به خاک است. بااین‌حال، مناطق بزرگ نمونه‌برداری و نظارت طولانی‌مدت باید برای تعیین سهم انتقال میکروپلاستیک‌ها به خاک ایجاد شود. شایان ذکر است که محققان به‌طور تقریبی منبع میکروپلاستیک‌ها را می‌دانند، در واقع، نیروی محرکه و نرخ تخریب در تولید میکروپلاستیک‌های منبع ثانویه ناشی از هوازدگی محیطی مشخص نیست (Eerkes-Medrano *et al.*, 2015). ممکن است درجات مختلفی از نیروهای فیزیکی مانند تابش فرابنفش و نیروهای برشی ناشی از شخم در خاک سطحی وجود داشته باشد (Piehl *et al.*, 2018). آزمایش‌های شبیه‌سازی باید نرخ تخریب میکروپلاستیک‌ها را تحت شرایط و نیروهای مختلف محیطی مشخص کنند (Piehl *et al.*, 2018).

انتقال میکروپلاستیک‌ها در خاک

جابه‌جایی یک عامل مهم و کلیدی در گسترش نفوذ میکروپلاستیک‌ها در خاک است که شامل جابه‌جایی افقی و عمودی، جابه‌جایی زیستی و غیرزیستی است (Xu *et al.*, 2020). میکروپلاستیک‌ها در خاک سطحی می‌توانند در اثر رواناب سطحی یا باد جابجا شوند (Li *et al.*, 2020) و از نفوذ آن‌ها در خاک جلوگیری شود. وجود میکروپلاستیک‌ها در خاک عمیق شواهدی را برای انتقال میکروپلاستیک‌ها به سمت پایین فراهم می‌کند (Liu *et al.*, 2018). ماهیت متخلخل خاک اجازه می‌دهد تا میکروپلاستیک‌ها در محدوده میکرومتر از طریق منافذ

خاک با شستشو منتقل شوند. برای میکروپلاستیک‌های بزرگ‌تر، نیروهای خارجی مانند اختلالات زیستی و فعالیت‌های کشاورزی باعث می‌شوند این بخش از میکروپلاستیک‌ها در خاک جابجا شوند. درعین‌حال حرکت ریشه، گسترش ریشه، استخراج آب ریشه و غیره نیز ممکن است بر انتقال میکروپلاستیک‌ها در خاک تأثیر بگذارد. جانوران خاک ممکن است به انتقال عمودی و افقی میکروپلاستیک‌ها در خاک کمک کنند (Xu *et al.*, 2019). کشف شده است که کرم‌های خاکی و گونه‌های کلمبولا[3] میکروپلاستیک‌ها را از طریق چسبندگی یا از طریق دفع منتقل و پراکنده می‌کنند (de SouzaMachado *et al.*, 2018). علاوه بر این، پیدایش ترک‌هایی در خاک ناشی از آب‌وهوای خشک، امکان دسترسی میکروپلاستیک‌ها به خاک عمیق را فراهم می‌کند (Li *et al.*, 2020).

فراوانی میکروپلاستیک در خاک

Fuller and Gautam, 2016 وجود میکروپلاستیک‌ها را در خاک‌های صنعتی سیدنی استرالیا بررسی و دریافتند که غلظت میکروپلاستیک‌ها به‌طور گسترده‌ای در محدوده ۳۰۰ تا ۶۷۵۰۰ میلی‌گرم در کیلوگرم متغیر است. Zhou *et al.*, 2016 میکروپلاستیک‌ها را از خاک‌های منطقه ساحلی (هبی، چین) جدا کردند و ویژگی‌های سطحی آن‌ها را مشاهده کردند. آن‌ها دریافتند که میانگین فراوانی میکروپلاستیک‌ها ۶۳۴ عدد بر کیلوگرم وزن خشک خاک است که ۷۵ درصد آن را گرانول و ۲۰ درصد را قطعه‌ای تشکیل می‌دهند. مطالعه دیگر آن‌ها نشان داد که فراوانی میکروپلاستیک‌ها در خاک‌های ساحلی (شانگدونگ، چین) از ۱/۳ تا ۱۴۷۱۲/۵ عدد بر کیلوگرم وزن خشک خاک بود و تقریباً ۶۰ درصد میکروپلاستیک‌های مشاهده شده دارای اندازه کمتر از یک میلی‌متر بودند (Zhou *et al.*, 2018). در گزارشی دیگر تا غلظت ۵۵/۵ میلی‌گرم در کیلوگرم (۵۹۳ عدد بر کیلوگرم) ذره میکروپلاستیک در ۲۶ نمونه خاک دشت سیلابی در سوئیس یافت شد (Scheurer and Bigalke, 2018). Li *et al.*, 2018 فراوانی میکروپلاستیک‌ها را در ۷۹ نمونه لجن فاضلاب در چین تجزیه‌وتحلیل کردند و نتایج نشان داد که فراوانی بین ($۴/۵۶\times۱۰^{۳}$ – ۱/۶ عدد بر کیلوگرم وزن خشک خاک است که این مقدار بیش‌تر از فراوانی میکروپلاستیک‌ها در دشت سیلابی یا خاک‌های ساحلی است. جدول ۱ فراوانی و ویژگی‌های میکروپلاستیک در خاک‌های مختلف را نشان می‌دهد.

[3] -Collembola

جدول ۱- وجود و ویژگی‌های میکروپلاستیک در انواع مختلف خاک (He *et al.*, 2018)

Table 1- The existence and characteristics of microplastics in different types of soil (He *et al.*, 2018)

نوع خاک	فراوانی	اندازه	شکل	ترکیب
خاک صنعتی	300-67.500 میلی‌گرم بر کیلوگرم	–	–	PVC(>80%), PE, PS
خاک ساحلی	1.3 -14712.5 مورد بر کیلوگرم	60 درصد در محدود اندازه کوچک‌تر از یک میلی‌متر	فوم‌ها، گلوله‌ها، قطعات، تکه‌ها، الیاف، فیلم‌ها و اسفنج‌ها	PE, PP, PS, Polyether urethane
خاک دشت سیلابی	بیشتر از 55.5 میلی‌گرم بر کیلوگرم یا 593 مورد بر کیلوگرم	80 درصد در محدوده اندازه 125-500 میکرومتر	–	PE, PS, SBR,PVC
خاک کشاورزی (مزرعه)	کمتر از 0.54 میلی‌گرم بر کیلوگرم	100< میکرومتر	-	PE
خاک کشاورزی (باغ)	7100 -42960 مورد بر کیلوگرم	0.05 – 10 میلی‌متر	الیاف غالب و به دنبال آن قطعات و فیلم‌ها را تشکیل می‌دهند	-
زمین زراعی	78 مورد بر کیلوگرم	0.03 -16 میلی‌متر	الیاف، فیلم، قطعه	PE (50.51%), PP (43.43%), PES (6.06%)

اثرات و خطرات بالقوه میکروپلاستیک در اکوسیستم خاک

تأثیر بر ویژگی‌های خاک

میکروپلاستیک‌ها می‌توانند با تأثیر بر pH، ساختار خاک، حاصلخیزی و مواد مغذی خاک، میکروب‌های خاک و خاکدانه‌های پایدار در برابر آب، خواص بیوفیزیکی خاک را تحت تأثیر قرار دهند (de SouzaMachado *et al.*, 2019). میکروپلاستیک‌ها به‌تدریج در ساختار خاکدانه‌ها وارد شده و به شکل‌های مختلف با خاکدانه پیوندهای سست یا محکم برقرار می‌کنند و از این طریق امکان تأثیرگذاری بر پایداری خاکدانه‌ها را خواهند داشت (Guo *et al.*, 2020). خاکدانه‌های خاک واحد اساسی ساختار خاک هستند و نقش مهمی در شکل دادن به زیستگاه موجودات خاک ایفا می‌کنند علاوه بر این، نقش اصلی در تخلخل کل خاک دارند که به نوبه خود بر حرکت گاز و آب و فعالیت‌های جوامع میکروبی مرتبط تأثیر می‌گذارد (Rillig and Lemann, 2020). هنگامی‌که میکروپلاستیک‌ها وجود دارند، چگالی ظاهری خاک کم است که اثرات غیرمستقیم کاملاً متفاوتی بر کل سیستم خاک خواهد داشت. در حال حاضر، اطلاعات زیادی در مورد چگونگی واکنش گیاهان در حضور میکروپلاستیک‌ها در دسترس نیست (Rillig and Lemann, 2020). اخیراً مطالعه‌ای توسط de SouzaMachado *et al.*, 2019 تأیید کردند که افزودن میکروپلاستیک پارامترهای فیزیکی خاک را تغییر می‌دهد و در نتیجه بر هیدرودینامیک و فعالیت میکروبی تأثیر می‌گذارد و از طرفی تأثیر میکروپلاستیک‌ها بر روی خاک به شکل و اندازه ذرات میکروپلاستیک بستگی دارد. همچنین این پژوهشگران نشان دادند که پس از افزودن پلی‌اتیلن با چگالی بالا، چگالی ظاهری خاک کاهش می‌یابد، درحالی‌که چگالی خاک روند افزایشی را در ریزوسفر نشان می‌دهد. صفات ریشه گیاه، صفات برگ گیاه و زیست‌توده کل نیز تغییر کرده‌اند. Wan *et al.*, 2019 دریافتند که میکروپلاستیک‌ها می‌توانند با ایجاد کانال‌هایی برای حرکت آب، تبخیر آب خاک را تسریع کنند و این اثر با افزایش غلظت میکروپلاستیک افزایش می‌یابد. تجمع میکروپلاستیک‌ها همچنین می‌تواند یکپارچگی ساختاری خاک را از بین ببرد و باعث

ترک‌خوردگی خشکی در سطح خاک شود. پس از افزودن میکروپلاستیک‌ها، خاک نیز تغییر می‌کند (Boots *et al.*, 2019).

جذب میکروپلاستیک توسط گیاهان

میکروپلاستیک‌ها در خاک ممکن است آلاینده‌های محیطی مرکب باشند، زیرا اغلب، آلاینده‌های شیمیایی دیگر از جمله فلزات سنگین، دیوکسین‌ها و آلاینده‌های آلی پایدار را جذب می‌کنند (Kumar *et al.*, 2020؛ Wang *et al.*, 2020). همچنین ترکیبات آلاینده-ای که جزئی از ساختار خود میکروپلاستیک‌ها هستند ولی با ماتریکس پلیمری آن‌ها پیوند شیمیایی ندارند، پتانسیل آزاد شدن در محیط را دارند و به‌عنوان آلودگی مضاعف تلقی می‌شوند (Groh *et al.*, 2019). بااین‌حال، اثرات نامطلوب روی گیاهان نیز ممکن است با افزودنی‌های پلیمر مرتبط باشد (Rillig and Lemann, 2020). چندین افزودنی پرکاربرد، مانند بازدارنده‌های شعله، نرم‌کننده‌ها، تثبیت‌کننده‌های حرارتی و آنتی‌اکسیدان‌ها، به‌عنوان خطرات زیست‌محیطی بزرگ تعریف می‌شوند (Yang *et al.*, 2021). علاوه بر این، وجود میکروپلاستیک‌ها باعث تغییراتی در پارامترهای فیزیکی و شیمیایی خاک می‌شود که سیستم ریشه و مرحله رویشی را تغییر داده و در نتیجه رشد گیاه را تحت تأثیر قرار می‌دهد. در پژوهشی که توسط Ramos *et al.*, 2015 انجام شد نشان داده شده است که بقایای فیلم پلی‌اتیلن می‌توانند آفت‌کش‌های بیش‌تری (۵۸۴ میکروگرم تا ۲۲۸۴ میکروگرم آفت‌کش در گرم پلاستیک) نسبت به خاک (۱۳ تا ۳۲ میکروگرم آفت‌کش در گرم خاک) جذب کنند. یک آزمایش شبیه‌سازی کرم‌های خاکی و خاک تحت کشت چچم[۴]، نشان داد که آلودگی میکروپلاستیک خاک بر هر دو بخش سطح و عمق اکوسیستم خاک، با تغییر خصوصیات کلیدی خاک، تأثیر دارد. هنگامی‌که میکروپلاستیک‌های متشکل از پلی‌لاکتیک اسید زیست-تخریب‌پذیر و پلی‌اتیلن با چگالی بالا (HDPE) و میکروپلاستیک‌های فیبری به خاک اضافه شدند، تعداد کمتری از بذرها جوانه زدند و ارتفاع جوانه‌زنی چچم نیز کاهش یافت (Boots *et al.*, 2019). در مطالعه دیگری، Jiang *et al.*, 2019a سمیت زیست محیطی و سمیت ژنی میکروپلاستیک‌های پلی استایرن (PS) را روی باقلا[۵] بررسی کردند و متوجه شدند که وقتی غلظت میکروپلاستیک‌ها به ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر برسد، میکروپلاستیک‌های PS یک اثر بازدارنده قابل توجهی بر رشد باقلا دارند و این میکروپلاستیک‌ها به‌طور بالقوه اتصالات سلولی یا منافذ دیواره سلولی برای انتقال مواد مغذی را مسدود کردند. علاوه بر این، Guo *et al.*, 2020 ثابت کردند که بقایای ماکروسکوپی و میکروسکوپی پلی اتیلن و فیلم مالچ زیست‌تخریب‌پذیر اثرات نامطلوبی بر گندم در طول تغذیه و رشد تولید مثلی دارند. بااین‌حال، مطالعه‌ای توسط de SouzaMachado *et al.*, 2019 نشان داد که زیست‌توده ریشه در حضور HDPE (پلی اتیلن با چگالی بالا) بیش‌تر است.

انتقال به زنجیره غذایی

خطرات اکولوژیکی و بهداشتی ناشی از قرار گرفتن در معرض میکروپلاستیک مهم‌ترین مسئله مربوط به تحقیقات میکروپلاستیک در خاک است (Guo *et al.*, 2020؛ He *et al.*, 2018؛ Kumar *et al.*, 2020؛ Sarker *et al.*, 2020). شبیه‌سازی زنجیره غذایی و مطالعات میدانی این فرضیه را تأیید می‌کند که میکروپلاستیک می‌تواند از طعمه (در سطح مواد مغذی پایین‌تر) به یک شکارچی (در سطح مواد مغذی بالاتر) در زنجیره غذایی منتقل شود (Rillig *et al.*, 2017). Rillig *et al.*, 2017 یک آزمایش گلخانه‌ای فاکتوریل با چهار اندازه مختلف میکروپلاستیک انجام دادند که نشان داد وجود کرم‌های خاکی به میزان زیادی حضور میکروپلاستیک در عمق خاک را افزایش می‌دهد و

[۴] -Lolium temulentum

[۵] -Vicia faba

میکروسفرهای (ذرات کوچک کروی تجزیه‌پذیر) پلی‌اتیلن (PE) کوچک به میزان بیش‌تری به پایین منتقل شده‌اند (Rillig *et al.*, 2017). به‌جز کرم‌های خاکی، میکروپلاستیک‌ها در دیگر بی‌مهرگان خاکی کوچک مانند دم فنری، موش‌ها، نماتدها و حلزون‌ها یافت می‌شوند. این جانداران می‌توانند میکروپلاستیک‌ها را احتمالاً از طریق قالب‌ها و حفره‌ها، هضم و چسبیدن به بیرون میزبان، در خاک بگنجانند (Rillig *et al.*, 2017). این حرکات پیامدهای بالقوه‌ای برای قرار گرفتن سایر موجودات خاک در معرض میکروپلاستیک‌ها، زمان ماندن میکروپلاستیک‌ها در سطح عمیق‌تر و احتمال ورود میکروپلاستیک‌ها به آب‌های زیرزمینی دارد (Guo *et al.*, 2020؛ Rillig *et al.*, 2017). اخیراً میکروپلاستیک‌ها در نمونه‌های مدفوع انسان و کولکتومی (روده بزرگ) بزرگسالان شناسایی شده‌اند که وجود میکروپلاستیک در دستگاه گوارش انسان را تأیید می‌کند منشأ و مسیر آن ممکن است از طریق زنجیره غذایی منتقل شود، درحالی‌که نمی‌توان مسیرهای دیگر را رد کرد، به‌عنوان‌مثال، استنشاق میکروپلاستیک، خوردن نمک، آب آشامیدنی و سایر مواد غذایی آلوده به میکروپلاستیک‌ها خطرات سلامتی میکروپلاستیک‌ها برای انسان از داده‌های محدود مشخص نیست (Ibrahim *et al.*, 2021). اثرات نامطلوب بر روده‌ها بر روی موجودات دریایی نشان داده شده است (Andrady, 2011). بااین‌حال، برای ایجاد یک سیستم ارزیابی ریسک برای میکروپلاستیک‌هایی که توسط شبکه غذایی خاک وارد زنجیره غذایی انسان می‌شوند، تحقیق در مورد خطرات میکروپلاستیک‌ها برای انسان ضروری است (Zhou *et al.*, 2020).

پیشگیری و کنترل آلودگی میکروپلاستیک در خاک

با افزایش آگاهی از خطرات زباله‌های پلاستیکی و میکروپلاستیک‌ها، این موضوع توجه گسترده بین‌المللی را نیز به خود جلب کرده است. مطالعات گسترده و دقیقی در مورد مطالعات میکروپلاستیک در محیط دریایی انجام شده است و بسیاری از کشورها، پایش معمول زباله‌های پلاستیکی و میکروپلاستیک‌های دریایی را آغاز کرده‌اند (Guo *et al.*, 2020) درحالی‌که نظارت بر میکروپلاستیک‌ها در خاک نسبتاً عقب است (Guo *et al.*, 2020). تا حدودی، کاهش آلودگی میکروپلاستیک می‌تواند از طریق قوانین بهتر و اجرای قانون انجام شود (Wong *et al.*, 2020). سازمان ملل گزارشی را با عنوان «محدودیت‌های قانونی در مورد پلاستیک‌های یکبار مصرف و میکروپلاستیک‌ها: بررسی جهانی قوانین و مقررات ملی» منتشر کرد که نشان می‌دهد تا جولای ۲۰۱۸، ۱۲۷ کشور از ۱۹۲ کشور مورد بررسی، یا حدود ۶۶ درصد، قانون کنترل کیسه‌های پلاستیکی برخی از موارد را اجرایی نموده‌اند. این قوانین و مقررات شامل ممنوعیت‌ها، مالیات‌ها و اقدامات مدیریت زباله برای افزایش دفع، تشویق استفاده مجدد و بازیافت و ترویج جایگزین‌های محصولات پلاستیکی است. کیسه‌های پلاستیکی، سایر پلاستیک‌های یکبار مصرف و ریزدانه‌های پلاستیکی کانون توجه هستند. به‌عنوان‌مثال، ۲۷ کشور برای ساخت و تولید کیسه‌های پلاستیکی مالیات وضع می‌کنند، درحالی‌که ۳۰ کشور برای کیسه‌های پلاستیکی از مصرف‌کنندگان پول دریافت می‌کنند. افزودن ریزدانه‌های پلاستیکی به محصولات مراقبت شخصی در کشورهای توسعه‌یافته مانند ایالات‌متحده، کانادا، هلند و نیوزلند ممنوع است. این نسبتاً آسان است و تأثیر کمی بر زندگی افراد دارد که می‌تواند راهی سریع و مؤثر برای کاهش منبع میکروپلاستیک باشد (Zhang *et al.*, 2018a). محصولات پلاستیکی یکبار مصرف به‌شدت کنترل می‌شوند و استفاده از پلاستیک‌های تجزیه‌پذیر تشویق می‌شود (Wong *et al.*, 2020). در حال حاضر، بیش‌تر مونومرهای ساخته‌شده از پلاستیک از هیدروکربن‌های فسیلی به دست می‌آیند و سرعت تجزیه زیستی آن‌ها بسیار کند است که علت اصلی آلودگی میکروپلاستیک است (Sarker *et al.*, 2020).

پلاستیک‌های زیستی به پلاستیک‌هایی گفته می‌شود که تحت تأثیر میکروارگانیسم‌ها بر اساس مواد طبیعی مانند نشاسته تولید می‌شوند. قابل‌تجدید است و بنابراین بسیار سازگار با محیط‌زیست است. جایگزینی محصولات پلاستیکی با پلاستیک‌های زیستی یک راه‌حل پایدار است (Guo *et al.*, 2020). در سال ۲۰۱۷، چین مقرراتی را برای ممنوعیت واردات زباله‌های جامد خارجی وضع کرد. این مقررات باید انگیزه‌ای برای توسعه مدیریت زباله‌های پلاستیکی پایدار، افزایش نرخ تصفیه و بازیافت در کشورهای صادرکننده زباله باشد (Guo *et al.*, 2020). همچنین دفن مستقیم زباله‌های پلاستیکی در بسیاری از کشورها محدود شده است که می‌تواند بخش زیادی از زباله‌های پلاستیکی را کاهش دهد. از سال ۲۰۰۵، کل خاک آلمان دفن مستقیم زباله را ممنوع کرده است. نسبت دفن زباله در ایالات‌متحده نیز در حال کاهش است. حذف میکروپلاستیک‌ها در تصفیه‌خانه‌های فاضلاب از طریق روش‌های فنی و زیستی نیز جهتی است که کشورها روی آن کار می‌کنند (Yang *et al.*, 2019). مشارکت عمومی نقش بسیار مهمی در مدیریت زباله‌های پلاستیکی و آلودگی میکروپلاستیک ایفا می‌کند.

مطالعات انجام‌شده در ایران

در ایران تاکنون مطالعه‌ای در موردسنجش فراوانی میکروپلاستیک‌ها در خاک صورت نگرفته است. یکی از مطالعات صورت گرفته بر روی خاک در ایران، مطالعه صورت گرفته توسط Abbasi *et al.*, 2021 بر روی خاک کویر لوت بوده که نتایج نشان داد میانگین کلی فراوانی میکروپلاستیک‌ها در حدود ۲۰ ذره بر کیلوگرم خاک بوده است. اکثریت میکروپلاستیک‌ها از لحاظ شکلی فیبر مانند و با توزیع اندازه ۱۰۰–۱۰۰۰ میکرومتر و از جنس پلی‌اتیلن ترفتالات و پلی‌آمید بوده‌اند. تصاویر میکروسکوپ الکترونی روبشی تخریب برخی از ذرات میکروپلاستیکی در اثر هوازدگی را نشان داد. حضور مزوپلاستیک‌ها و ماکروپلاستیک‌ها در کویر در نتیجه انتقال آن‌ها به این منطقه در اثر وزش باد بوده است. در مطالعه دیگر Abbasi *et al.*, 2017 به بررسی فراوانی میکروپلاستیک در گردوغبار خیابان‌های بوشهر پرداختند. نتایج نشان داد که میکروپلاستیک‌ها، عمدتاً الیاف و قطعه بوده و فراوانی آن‌ها در محدوده ۱۶۵۸۰۰–۲۱۰۰۰ ذرات بر کیلوگرم بوده است. Shariati *et al.*, 2019 غلظت استرهای فتالیک اسید را در خاک پایین‌دست محل دفن زباله سراوان (با فاصله دو کیلومتری از محل دفن زباله ولی در معرض شیرابه) در تالاب انزلی را مورد بررسی قرار دادند، نتایج نشان داد میانگین غلظت دی اتیل هگزیل فتالات (DEHP) در این خاک ۴/۵۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم بود که شش برابر استاندارد جهانی آن (۰/۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم) بود.

نتیجه‌گیری

امروزه، میکروپلاستیک‌ها به یک طبقه اصلی از آلاینده‌ها تبدیل‌شده‌اند و در اقیانوس‌ها، آب شیرین و خاک توزیع می‌شوند. به‌طور خلاصه، دانش فعلی منابع میکروپلاستیک‌ها، توزیع و انتقال آن‌ها و راه‌های پیشگیری و کنترل میکروپلاستیک‌ها را توضیح داده است. میکروپلاستیک‌ها بیش‌تر در آب، خاک، نمک خوراکی و حتی غذا شناسایی‌شده‌اند. اثرات سمی شدیدی برای محیط‌زیست دارند و ممکن است از طریق زنجیره‌های غذایی اثرات نامطلوبی برای حیوانات و انسان‌ها داشته باشند. ذرات میکروپلاستیک‌ها آلاینده‌هایی با عمر طولانی هستند که در برابر تخریب محیط‌زیست بسیار مقاوم هستند؛ بنابراین، بررسی و پتانسیل تجزیه زیستی میکروپلاستیک‌ها توسط میکروارگانیسم‌های مختلف در محیط، پس از استفاده از پوشش پلاستیکی و بهسازهایی مانند لجن فاضلاب و کمپوست در محیط‌زیست خاک، به‌عنوان روشی کارآمد و دوستدار محیط‌زیست باید صورت گیرد. این کار به درک بهتر و شناسایی آلودگی میکروپلاستیک‌ها در محیط، سمیت و تجزیه زیستی کمک می‌کند که ممکن است گام مهمی در ارزیابی و کنترل قرار

گرفتن در معرض میکروپلاستیک‌ها باشد. مطالعه میکروپلاستیک در خاک دانشی نوپا بوده که به یک نقطه داغ علمی تبدیل شده است و شاهد بررسی جنبه‌های مختلف آن از جمله خطرات آن بر اکوسیستم خاک، فعالیت میکروارگانیسم‌ها، آلودگی‌های آن و اثرات آن بر انسان و حیوانات همچنین روش‌های اندازه‌گیری و کنترل آن در سطح جهانی هستیم، بااین‌حال این مطالعات در ایران بسیار محدود است.

پیشنهادها

برای تقویت نظارت و تجزیه‌وتحلیل میکروپلاستیک‌ها در محیط‌زیست با توجه به دانسته‌های موجود و اطلاعات مورد جستجو، بررسی جنبه‌های زیر پیشنهاد می‌شوند: ۱. میزان واقعی آلودگی میکروپلاستیک‌ها در محیط‌های خاکی مختلف هنوز کاملاً مشخص نیست و برای تجزیه‌وتحلیل انتقال و سرنوشت میکروپلاستیک‌ها در محیط خاک نیاز به روشی سریع، حساس و دقیق است تا بتوان ارزیابی درستی را ارائه نمود. ۲. بررسی و استفاده از پتانسیل زیستی محیط‌های مختلف به‌ویژه محیط خاک برای شناسایی و تکثیر موجودات زنده فعال، از جمله باکتری‌ها و قارچ‌ها که می‌توانند میکروپلاستیک‌ها را تخریب کنند و از جمله روش‌های مورد توجه جدید برای کنترل آلاینده‌ها در محیط‌زیست و خاک هستند.

Reference

1. Abbasi, S., Keshavarzi, B., Moore F., Delshab, H., Soltani, N., Sorooshian, A., 2017. Investigation of microrubbers, microplastics and heavy metals in stret dust: a study in Bushehr city, Iran. Environmental Earth Sciences. 76. 798.
2. Abbasi, S., Turner, A., Hoseini, M., Amiri, H., 2021. Microplastics in the Lut and Kavir deserts, Iran. Environmental Science & Technology. 55(9):5993-6000.
3. Akdogan, Z., Guven, B., 2019. Microplastics in the environment: a critical review of current understanding and identification of future research needs. Environ. Pollut. 254, 113011. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113011.
4. Allen, S., Allen, D., Phoenix, V.R., Le Roux, G., Jimenez, P.D., Simonneau, A., Binet, S., Galop, D., 2019. Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment. Nat. Geosci. 12, 339–344. https://doi.org/10.1038/s41561-019-0335-5.
5. Andrady, A.L., 2011. Microplastics in the marine environment. Mar Pollut Bull 62:1596–1605.
6. Andrady, A.L., 2017. The plastic in microplastics: a review. Mar. Pollut. Bull. 119, 12–22. https://doi.org/10.1038/s41561-019-0335-5.
7. Blasing, M., Amelung, W., 2018. Plastics in soil: analytical methods and possible sources. Sci. Total Environ. 612, 422–435. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.086.
8. Boots, B., Russell, C.W., Green, D.S., 2019. Effects of microplastics in soil ecosystems: above and below ground. Environ. Sci. Technol. 53, 11496–11506. https://doi.org/10.1021/acs.est.9b03304.
9. Chen, Y., Leng, Y., Liu, X., Wang, J., 2020. Microplastic pollution in vegetable farmlands of suburbWuhan, central China. Environ. Pollut. 257, 113449. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113449.
10. Corradini, F., Meza, P., Eguiluz, R., Casado, F., Huerta-Lwanga, E., Geissen, V., 2019. Evidence of microplastic accumulation in agricultural soils from sewage sludge disposal. Sci. Total Environ. 671, 411 420. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.368.
11. Crossman, J., Hurley, R.R., Futter, M., Nizzetto, L., 2020. Transfer and transport of microplastics from biosolids to agricultural soils and the wider environment. Sci. Total Environ. 724, 138334. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138334.

12. de Souza Machado, A.A., Lau, C.W., Till, J., Kloas, W., Lehmann, A., Becker, R., Rillig, M.C., 2018. Impacts of microplastics on the soil biophysical environment. Environ. Sci. Technol. 52, 9656–9665. https://doi.org/10.1021/acs.est.8b02212.
13. de SouzaMachado, A.A., Lau, C.W., Kloas,W., Bergmann, J., Bachelier, J.B., Faltin, E., Becker, R., Gorlich, A.S., Rillig, M.C., 2019. Microplastics can change soil properties and affect plant performance. Environ. Sci. Technol. 53, 6044–6052. https://doi.org/10.1021/acs.est.9b01339.
14. Dris, R., Gasperi, J., Mirande, C., Mandin, C., Guerrouache, M., Langlois, V., Tassin, B., 2017. A first overview of textile fibers, including microplastics, in indoor and outdoor environments. Environ. Pollut. 221, 453–https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.12.013.
15. Eerkes-Medrano, D., Thompson, R.C., Aldridge, D.C., 2015. Microplastics in freshwater systems: a review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs. Water Res. 75, 63–82. https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.02.012.
16. Fuller, S., Gautam, A. A. 2016. Procedure for measuring microplastics using pressurized fluid extraction, Environ. Sci. Technol. 11. 5774–5780.
17. Gao, D., Li, X.Y., Liu, H.T., 2020. Source, occurrence, migration and potential environmental risk ofmicroplastics in sewage sludge and during sludge amendment to soil. Sci. Total Environ. 742, 140355. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140355.
18. Geyer, R., Jambeck, Jenna R., Law, K.L., 2017. Production, use, and fate of all plastics ever made. Sci. Adv. 3, e1700782. https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782.
19. Groh, K. J., Backhaus, T., Carney-Almroth, B., Geueke, B., Inostroza, P. A., Lennquist, A., Leslie, H. A., Maffini. M., Slunge, D., Trasande, L., Warhurst, A. M., Muncke, J. 2019. Overview of known plastic packaging associated chemicals and their hazards. Sci. Total Environ. 651, 3253-3268. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.015
20. Guo, J., Huang, X.-P., Xiang, L.,Wang, Y.-Z., Li, Y.-W., Li, H., Cai, Q.-Y., Mo, C.-H.,Wong, M.- H., 2020. Source, migration and toxicology of microplastics in soil. Environ. Int. 137,105263. https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105263.
21. He, D., Luo, Y., Lu, S., Liu, M., Song, Y., Lei, L., 2018. Microplastics in soils: analytical methods, pollution characteristics and ecological risks. Trac-Trend Anal. Chem. 109, 163–172. https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.10.006.
22. Hu, L., Chernick, M., Hinton, D.E., Shi, H., 2018. Microplastics in smallwaterbodies and tadpoles from Yangtze River Delta, China. Environ. Sci. Technol. 52, 8885–8893. https://doi.org/10.1021/acs.est.8b02279.
23. Huang, B., Sun, L., Liu, M., Huang, H., He, H., Han, F., Wang, X., Xu, Z., Li, B., Pan, X., 2020a. Abundance and distribution characteristics of microplastic in plateau cultivated land of Yunnan Province, China. Environ Sci Pollut Res Int, 1675–1688 https://doi.org/10.1007/s11356-020-10527-3.
24. Huang, Y., Liu, Q., Jia, W., Yan, C., Wang, J., 2020b. Agricultural plasticmulching as a source of microplastics in the terrestrial environment. Environ. Pollut. 260, 114096. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114096.
25. Huerta Lwanga, E., Mendoza Vega, J., Ku Quej, V., Chi, J.L.A., Sanchez Del Cid, L., Chi, C., Escalona Segura, G., Gertsen, H., Salanki, T., van der Ploeg, M., Koelmans, A.A., Geissen, V., 2017. Field evidence for transfer of plastic debris along a terrestrial food chain. Sci. Rep. 7, 14071. https://doi.org/10.1038/s41598-017-14588-2.
26. Ibrahim, Y.S., Tuan Anuar, S., Azmi, A.A., Wan Mohd Khalik, W.M.A., Lehata, S., Hamzah, S.R., Ismail, D., Ma, Z.F., Dzulkarnaen, A., Zakaria, Z., Mustaffa, N., Tuan Sharif, S.E., Lee, Y.Y., 2021. Detection of microplastics in human colectomy specimens. JGH Open 5, 116–121. https://doi.org/10.1002/jgh3.12457.
27. Jiang, C., Yin, L., Li, Z., Wen, X., Luo, X., Hu, S., Yang, H., Long, Y., Deng, B., Huang, L., Liu, Y., 2019a. Microplastic pollution in the rivers of the Tibet Plateau. Environ. Pollut. 249, 91–98. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.03.022.

28. Jiang, X., Chen, H., Liao, Y., Ye, Z., Li, M., Klobucar, G., 2019b. Ecotoxicity and genotoxicity of polystyrenemicroplastics on higher plant Vicia faba. Environ. Pollut. 250, 831–838. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.04.055.
29. Kumar, M., Xiong, X., He, M., Tsang, D.C.W., Gupta, J., Khan, E., Harrad, S., Hou, D., Ok, Y.S., Bolan, N.S., 2020.Microplastics as pollutants in agricultural soils. Environ. Pollut. 265, 114980. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114980.
30. Li, J., Song, Y., Cai, Y., 2020. Focus topics on microplastics in soil: analytical methods, occurrence, transport, and ecological risks. Environ. Pollut. 257, 113570. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113570.
31. Li, X., Chen, L., Mei, Q., Dong, B., Dai, X., Ding, G., Zeng, E. 2018. Microplastics in sewage sludge from the wastewater treatment plants in China. Water Res. 142. 75–85.
32. Liu, M., Lu, S., Song, Y., Lei, L., Hu, J., Lv, W., Zhou, W., Cao, C., Shi, H., Yang, X., He, D., 2018. Microplastic and mesoplastic pollution in farmland soils in suburbs of Shanghai, China. Environ. Pollut. 242, 855–862. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.07.051.
33. Moller, J.N., Loder, M.G.J., Laforsch, C., 2020. Finding microplastics in soils: a review of analytical methods. Environ. Sci. Technol. 54, 2078–2090. https://doi.org/10.1021/acs.est.9b04618.
34. Piehl, S., Leibner, A., Löder, M.G.J., Dris, R., Bogner, C., Laforsch, C., 2018. Identification and quantification of macro- and microplastics on an agricultural farmland. Sci. Rep. 8, 17950. https://doi.org/10.1038/s41598-018-36172-y.
35. Ramos, L., Berenstein, G., Hughes, E.A., Zalts, A., Montserrat, J.M., 2015. Polyethylene film incorporation into the horticultural soil of small periurban production units in Argentina. Sci. Total Environ. 523, 74–81. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.03.142.
36. Rillig, M.C., 2018. Microplastic disguising as soil carbon storage. Environ. Sci. Technol. 52, 6079–6080. https://doi.org/10.1021/acs.est.8b02338.
37. Rillig, M.C., Lehmann, A., 2020. Microplastic in terrestrial ecosystems research shifts from ecotoxicology to ecosystem effects and Earth system feedbacks. Science 368, 1430–1431. https://doi.org/10.1126/science.abb5979.
38. Rillig, M.C., Ziersch, L., Hempel, S., 2017.Microplastic transport in soil by earthworms. Sci.Rep. 7, 1362. https://doi.org/10.1038/s41598-017-01594-7.
39. Sarker, A., Deepo, D.M., Nandi, R., Rana, J., Islam, S., Rahman, S., Hossain, M.N., Islam, M.S., Baroi, A., Kim, J.-E., 2020. A review of microplastics pollution in the soil and terrestrial ecosystems: a global and Bangladesh perspective. Sci. Total Environ. 733, 139296. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139296.
40. Scheurer, M., Bigalke, M. 2018. Microplastics in Swiss floodplain soils. Environ. Sci. Technol. 52. 3591–3598.
41. Shafea, L., Yap, J., Beriot, N., Felde, V.J.M.N.L., Okoffo, E.D., Ebere Enyoh, Ch., Peth, S. 2022. Microplastics in agroecosystems. A review of effects on soil biota and key soil functions. J. Plant Nutr. Soil Sci. 1-18. DOI:10.1002/jpln.202200136.
42. Shariati, S., Pourbabaee, A. A., Alikhani, H. A. and Rezaei, K. A., 2019. Assessment of phthalic acid esters pollution in Anzali wetland, north of Iran. International Journal of Environmental Science and Technology, 16, 7025–7036.
43. Van den Berg, P., Huerta-Lwanga, E., Corradini, F., Geissen, V., 2020. Sewage sludge application as a vehicle for microplastics in eastern Spanish agricultural soils. Environ. Pollut. 261, 114198. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114198.
44. Wan, Y.,Wu, C., Xue, Q., Hui, X., 2019. Effects of plastic contamination on water evaporation and desiccation cracking in soil. Sci. Total Environ. 654, 576–582. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.123.
45. Wang, C., Zhao, J., Xing, B., 2021. Environmental source, fate, and toxicity of microplastics. J. Hazard. Mater. 407, 124357. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124357.

46. Wang, W., Ge, J., Yu, X., Li, H., 2020. Environmental fate and impacts of microplastics in soil ecosystems: progress and perspective. Sci. Total Environ. 708, 134841. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134841.
47. Weber, C.J., Opp, C., 2020. Spatial patterns of mesoplastics and coarse microplastics in floodplain soils as resulting from land use and fluvial processes. Environ. Pollut. 267, 115390. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115390.
48. Weithmann, N., Möller, U.N., Löder, M.G.J., Piehl, S., Laforsch, C., Freitag, R., 2018. Organic fertilizer as a vehicle for the entry of microplastic into the environment. Sci. Adv. 4, eaap8060. https://doi.org/10.1126/sciadv.aap8060.
49. Wong, J.K.H., Lee, K.K., Tang, K.H.D., Yap, P.-S., 2020. Microplastics in the freshwater and terrestrial environments: prevalence, fates, impacts and sustainable solutions. Sci.Total Environ. 719, 137512. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137512.
50. Xu, B., Liu, F., Cryder, Z., Huang, D., Lu, Z., He, Y., Wang, H., Lu, Z., Brookes, P.C., Tang, C., Gan, J., Xu, J., 2019. Microplastics in the soil environment: occurrence, risks, interactions and fate – a review. Crit. Rev. Environ. Sci. Technol. 50, 2175–2222. https://doi.org/10.1080/10643389.2019.1694822.
51. Xu, C., Zhang, B., GU, C., Shen, C., Yin, S., Aamir, M., Li, F., 2020. Are we underestimating the sources of microplastic pollution in terrestrial environment? J. Hazard. Mater. 400, 123228. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123228.
52. Yang, L., Li, K., Cui, S., Kang, Y., An, L., Lei, K., 2019. Removal of microplastics in municipal sewage from China's largest water reclamation plant. Water Res. 155, 175–181. https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.02.046.
53. Yang, L., Zhang, Y., Kang, S., Wang, Z., Wu, C., 2021. Microplastics in soil: A review on methods, occurrence, sources, and potential risk. Sci. Total Environ, 146546 https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146546.
54. Zhang, G.S., Liu, Y.F., 2018a. The distribution of microplastics in soil aggregate fractions in southwestern China. Sci. Total Environ. 642, 12–20. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.004.
55. Zhang, K., Shi, H., Peng, J., Wang, Y., Xiong, X., Wu, C., Lam, P.K.S., 2018b. Microplastic pollution in China’s inland water systems: a review of findings, methods, characteristics, effects, and management. Sci. Total Environ. 630, 1641–1653. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.300.
56. Zhang, L., Xie, Y., Liu, J., Zhong, S., Qian, Y., Gao, P., 2020a. An overlooked entry pathway of microplastics into agricultural soils from application of sludge-based fertilizers. Environ. Sci. Technol. 54, 4248–4255. https://doi.org/10.1021/acs.est.9b07905?ref=pdf.
57. Zhang, S., Liu, X., Hao, X., Wang, J., Zhang, Y., 2020b. Distribution of low-density microplastics in the mollisol farmlands of northeast China. Sci. Total Environ. 708, 135091. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135091.
58. Zhang, Y., Kang, S., Allen, S., Allen, D., Gao, T., Sillanpää, M., 2020c. Atmospheric microplastics: a review on current status and perspectives. Earth Sci. Rev. 203. https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2020.103118.
59. Zhou, Q., Zhang, H., Fu, C., Zhou, Y., Dai, Z., Li, Y., Tu, C., Luo, Y. 2018. The distribution and morphology of microplastics in coastal soils adjacent to the Bohai Sea and the Yellow Sea, Geoderma. 322. 201–208.
60. Zhou, Q., Zhang, H., Zhou, Y., Li, Y., Xue, Y., Fu, C., Tu, C., Luo, Y. 2016. Separation of microplastics from a coastal soil and their surface microscopic features, Chin. Sci. Bull. 61. 1604– 1611.
61. Zhou, Y., Wang, J., Zou, M., Jia, Z., Zhou, S., Li, Y., 2020. Microplastics in soils: a review of methods, occurrence, fate, transport, ecological and environmental risks. Sci. Total Environ. 748, 141368. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141368.

نشریه علمی مدیریت اراضی/ جلد ۱۱ / شماره ۲ / ۱۴۰۲. ص۲۶۵- ۲۸۵
https://doi.org/10.22092/lmj.2023.360183.319

نقش بیوچار در تغییرات نیتروژن خاک

یاسر عظیم‌زاده*

استادیار بخش تحقیقات مدیریت منابع، مؤسسه تحقیقات کشاورزی دیم کشور، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، مراغه، ایران.
yaser.azimzadeh@gmail.com

دریافت: آذر ۱۴۰۱ و پذیرش: شهریور ۱۴۰۲

چکیده

بیوچار، یک ماده جامد سیاه‌رنگ دارای کربن پایدار است که اثرات مثبت متعددی بر ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک دارد. ازجمله اثرهای مثبت بیوچار بر خاک، تحت‌تأثیر قرار دادن تحرک و پویایی عناصر غذایی ازجمله نیتروژن در خاک است. بیوچار دارای سطوح با بار الکتریکی منفی بوده و می‌تواند یون‌های آمونیوم (NH_4^+) و مولکول‌های آلی کوچک دارای نیتروژن را جذب و نگهداری کند. همچنین با رهاسازی مقادیری نیتروژن به خاک و با تغییر نسبت کربن به نیتروژن (C/N)، می‌تواند تعادل معدنی‌شدن-آلی‌شدن نیتروژن را در خاک تحت‌تأثیر قرار دهد. علاوه‌بر آن، بیوچار با تغییر pH، ظرفیت تبادل کاتیونی، قابلیت هدایت الکتریکی، کربن آلی، فعالیت زیستی، فراهمی عناصر غذایی، تخلخل، تهویه، روابط آبی و سایر ویژگی‌های خاک، به‌طور غیرمستقیم چرخه و پویایی نیتروژن را در خاک تحت‌تأثیر قرار می‌دهد و با تأمین آب، هوا و عناصر غذایی مورد نیاز ریزجانداران خاک، می‌تواند به‌عنوان زیستگاه مناسبی برای ریزجانداران خاک عمل کرده و تثبیت زیستی نیتروژن را بهبود بخشد. بیوچار همچنین با کاهش تصعید نیتروژن خاک، انتشار گاز گلخانه‌ای N_2O از خاک را کاهش می‌دهد. به‌طورکلی، بیوچار با نیتروژن دارای برهم‌کنش هم‌افزایی بوده و می‌تواند میزان مصرف کودهای نیتروژنی را کاهش دهد. بااین‌حال، تغییرات نیتروژن با افزودن بیوچار به خاک، به‌ویژه خاک‌های آهکی هنوز به‌خوبی مشخص نشده و پژوهش‌های بیشتری نیاز است تا تأثیر بیوچارهای تولید شده از زیست‌توده‌ها و شرایط دمایی مختلف بر تحرک و فراهمی عناصر غذایی به‌ویژه نیتروژن در خاک‌های آهکی مورد بررسی قرار گیرد.

واژه‌های کلیدی: چرخه نیتروژن، گرماکافت، ویژگی‌های خاک

* - آدرس ایمیل نویسنده مسئول: yaser.azimzadeh@gmail.com

نوع مقاله: فنی - ترویجی

مقدمه

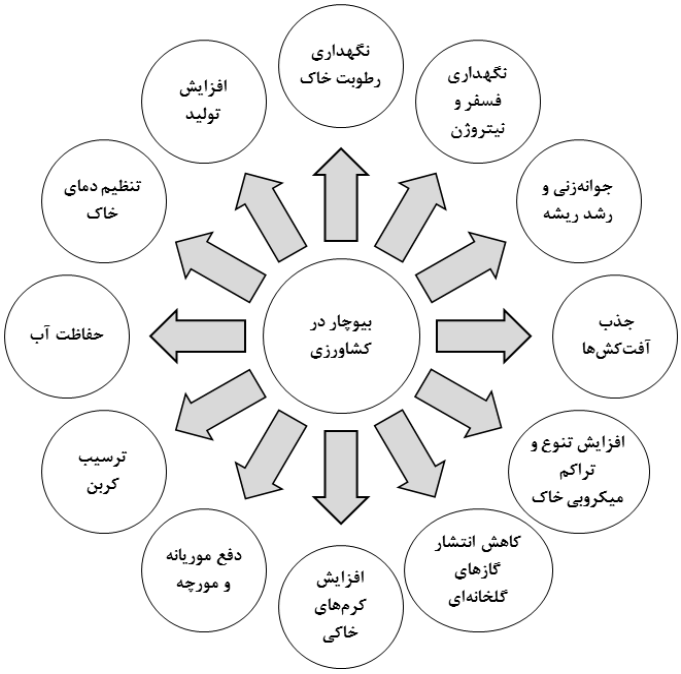
در کربنیزه‌شدن گرمایی[1]، زیست‌توده یا هر نوع ماده آلی دیگر در محیط عاری از اکسیژن و یا با اکسیژن محدود در دمای معمولاً کمتر از ۷۰۰ درجه سانتی‌گراد حرارت داده می‌شود. این عمل را اصطلاحاً گرماکافت[2] می‌نامند. ماده آلی اولیه[3] در طی فرآیند گرماکافت، تبدیل به سه فاز گاز، مایع و جامد می‌شود. فاز گازی این فرآیند را اصطلاحاً گاز زیستی[4]، فاز مایع را روغن زیستی[5] و فاز جامد را بیوچار[6] می‌نامند. با تغییر شرایط فرآیند گرماکافت (دما، زمان حرارت‌دهی و سرعت افزایش دما) می‌توان درصد سهم هر یک از این فازها را در خروجی سامانه کم یا زیاد کرد. بااینکه هر کدام از این سه محصول دارای کاربردهای خاص خود می‌باشند ولی معمولاً از فرآیند گرماکافت بیشتر برای تولید بیوچار استفاده می‌شود. شرایط گرماکافت و نوع ماده آلی اولیه بیشترین تأثیر را بر ویژگی‌های بیوچار تولید شده دارد (Joseph and Lehmann, 2009). شکل ۱ کارکردهای مختلف بیوچار در ارتباط با کشاورزی را نشان می‌دهد.

بیوچار با ویژگی‌های منحصر به‌فردی که دارد می‌تواند ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک را تحت‌تأثیر قرار داده و با بهبود حاصلخیزی خاک، افزایش کارآیی مصرف آب و عناصر غذایی، باعث افزایش رشد و عملکرد محصولات کشاورزی شود. بیوچار می‌تواند با افزایش تعداد، تنوع و فعالیت ریزجانداران خاک، فعالیت زیستی خاک را بهبود بخشد. همچنین، می‌تواند با جذب و تجزیه سموم شیمیایی و انواع آلاینده‌های آلی و تثبیت فلزات سنگین خاک، سلامت خاک و محصولات کشاورزی را ارتقاء بخشد (Haider et al., 2022). بنابراین، افزودن بیوچار به خاک، نه‌تنها منجر به ترسیب کربن و کاهش کربن اتمسفر می‌شود بلکه ویژگی‌های خاک را نیز اصلاح می‌کند (Azimzadeh, 2019).

اثر بیوچار بر پویایی عناصر غذایی خاک

تغییر شکل عناصر غذایی در خاک توسط بسیاری از عوامل زنده و غیرزنده تحت‌تأثیر قرار می‌گیرد. اولین مسئله‌ای که در مورد اثر بیوچار بر تغییر شکل عناصر غذایی خاک مطرح است این است که خود بیوچار چه میزانی از عناصر را وارد محیط خاک می‌کند. آیا محتوای عناصر غذایی موجود در بیوچار به‌قدری است که بتوان آن را به‌عنوان یک کود در نظر گرفت؟ به‌طورکلی، بیوچار را نمی‌توان به‌عنوان یک کود در نظر گرفت مگر این‌که از زیست‌توده‌های کودی نظیر کود مرغی، کود گاوی و لجن فاضلاب تولید شده باشد و یا توسط عناصر غذایی به‌قدری غنی‌سازی شده باشد که اثر غذایی آن قابل‌توجه باشد. در واقع بیوچار بیشتر به‌عنوان یک اصلاح‌گر و بهبوددهنده وضعیت خاک مطرح است که به‌طور مستقیم و غیرمستقیم برخی از ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک را تحت‌تأثیر قرار می‌دهد؛ هر چند که ممکن است برخی از عناصر غذایی پرمصرف و کم‌مصرف را به خاک اضافه کند (Clough et al., 2013). نقش بیوچار در عناصر غذایی خاک، به نوع زیست‌توده اوّلیه بستگی دارد. ازآنجایی‌که میزان عناصر موجود در زیست‌توده گیاهان مختلف متفاوت است، نوع زیست‌توده اوّلیه، عامل کلیدی در تعیین میزان عناصر موجود در بیوچار است (Krull et al., 2009).

1. -Thermal carbonization
2. -Pyrolysis
3. -Feed stock
4. -Syngas
5. -Bio oil
6. -Biochar



شکل ۱- نقش‌های مفید بیوچار در کشاورزی (Haider et al., 2022)

Figure 1- Beneficial roles of biochar in agriculture (Haider et al., 2022)

معمولاً بیوچارهای تولیدشده از زیست‌توده‌های علفی در مقایسه با بیوچارهای تولیدشده از زیست‌توده‌های چوبی دارای میزان عناصر غذایی بیشتری هستند و بیشترین میزان عناصر غذایی را می‌توان در بیوچارهای تولیدشده از کودهای آلی مانند کود مرغی و لجن فاضلاب مشاهده کرد (Haider et al., 2022). Piash et al. (2021) گزارش کردند که میزان فسفر و پتاسیم موجود در بیوچارهای تولید شده از کودهای مرغی و گاوی با افزایش دمای گرماکافت افزایش می‌یابد و غلظت فسفر و پتاسیم این بیوچارها به اندازه‌ای است که می‌تواند نیاز گیاه را تأمین نماید. درجه حرارت، مدت زمان حرارت‌دهی و سرعت افزایش دما به‌طور مستقیم ویژگی‌های شیمیایی بیوچار را تحت تأثیر قرار می‌دهد. برای عناصر موجود در زیست‌توده در طی فرایند گرماکافت، ممکن است یکی از سه اتفاق زیر رخ دهد:

۱) بر اثر حرارت به‌صورت گاز از زیست‌توده خارج شود،

۲) به‌صورت شکل‌های مقاوم‌تر در داخل ساختار زیست‌توده (بیوچار) تثبیت شود،

۳) به‌صورت اکسیدهای محلول از زیست‌توده خارج و وارد بخش مایع (روغن زیستی) شود (Krull et al., 2009).

در برخی از مواد آلی مانند لجن فاضلاب و کودهای دامی، مقادیر زیادی از بخش‌های قابل هیدرولیزِ نیتروژن آلی مانند آمینواسیدها وجود دارد که با افزایش دمای گرماکافت، به دلیل تخریب شکل فراهم نیتروژن در گرماکافت در دمای زیاد از بیوچار خارج می‌شود (Wang et al., 2012a). علاوه بر آن، با خروج بیشتر هیدروژن و اکسیژن از ساختار زیست‌توده، میزان حلقه‌ای شدن[1] کربن در بیوچار افزایش یافته و نیتروژن در داخل ساختارهای حلقوی تشکیل شده به همراه کربن به دام می‌افتد (Almendros et al., 2003).

نیتروژن محدودکننده‌ترین عنصر غذایی گیاهان محسوب می‌شود که در خاک عمدتاً (حدود ۹۸٪) در ساختمان ترکیب‌های آلی وجود دارد (Cassman et al., 2002). نیتروژن آلی خاک به‌عنوان منبع ذخیره نیتروژن خاک است که قبل از جذب توسط بسیاری از گیاهان

1 -Aromatization

زراعی ابتدا باید به آمونیوم و سپس به نیترات تبدیل شود (معدنی‌شدن[1]). میانگین جهانی کارآیی جذب نیتروژن توسط گیاهان از کودهای نیتروژن حدود ۳۳ درصد است که این کارآیی کم به یک چالش زیست‌محیطی جهانی تبدیل‌شده است (Cassman et al., 2002). نیتروژنِ جذب‌نشده که درصد بیشتری از نیتروژن کودهای شیمیایی را شامل می‌شود از دو طریق به شرح زیر از دسترس گیاه خارج می‌شود که مهم‌ترین راه‌های هدررفت نیتروژن در زمین‌های کشاورزی محسوب می‌شوند:

۱) از طریق روانآب و یا آبشویی از خاک وارد آب‌های سطحی و زیرزمینی شده و منجر به غنی‌شدن زیستی[2] و پدید آمدن مشکلات زیست‌محیطی می‌شود.

۲) توسط باکتری‌های خاک از طریق نیترات‌زدایی و به‌صورت گاز از خاک خارج می‌شود. ارزش اقتصادی این هدررفت بیش از ۱۵۰ میلیون دلار در سال تخمین زده می‌شود. این نوع هدررفت علاوه‌بر تحمیل هزینه‌های اقتصادی، با تولید گاز N_2O بر مشکل افزایش گازهای گلخانه‌ای و گرم‌شدن کره زمین می‌افزاید (Cassman et al., 2002).

افزودن بیوچار به خاک، منبع دیگری از نیتروژن و کربن را به خاک اضافه می‌کند. گزارش‌های متعدد و گاهاً متناقض از اثر بیوچار بر معدنی‌شدن و آلی‌شدن (بی‌تحرک‌شدن[3]) نیتروژن خاک ارائه شده است. با افزوده‌شدن بیوچار به خاک، کاهش خالص معدنی‌شدن نیتروژن (Dempster et al., 2012a)، افزایش خالص معدنی‌شدن نیتروژن (Castaldi et al., 2011؛ Piash et al., 2021)، عدم تأثیر بر معدنی‌شدن نیتروژن (Schomberg et al., 2012)، افزایش آلی‌شدن نیتروژن (Bruun et al., 2012) و یا عدم تأثیر معنادار بر آلی‌شدن نیتروژن مشاهده شده است (Cheng et al., 2012). بنابراین، آنچه که مسلم است این است که بیوچار می‌تواند پویایی نیتروژن را در خاک تحت‌تأثیر قرار دهد (Cai et al., 2022; Clough and Condron, 2010). بیوچار از راه‌های زیر بر چرخه نیتروژن خاک تأثیر می‌گذارد:

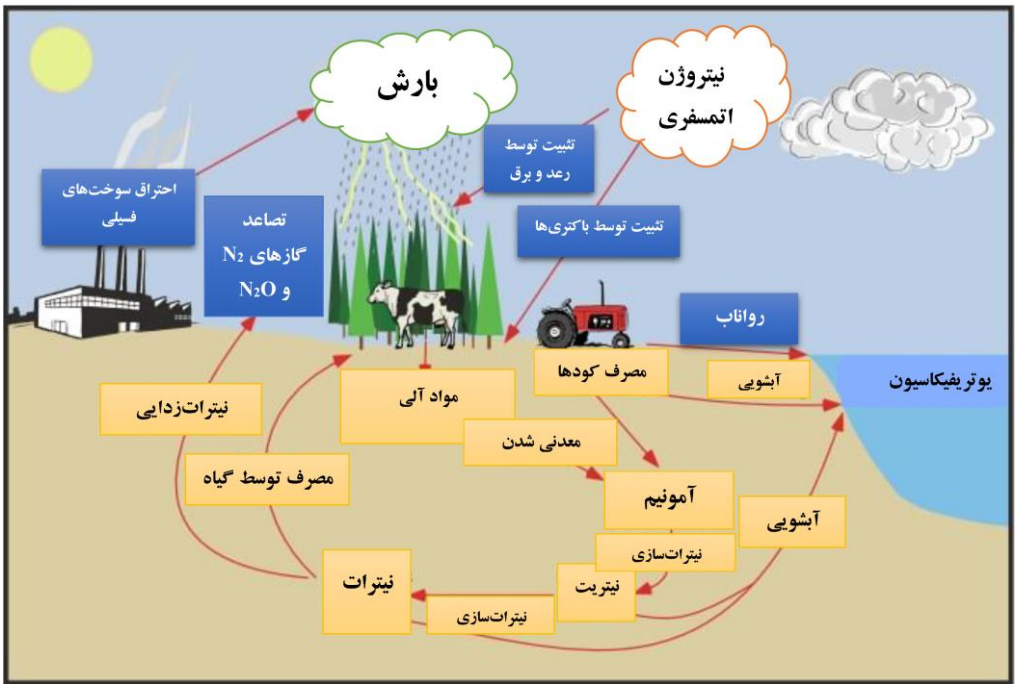
۱) با جذب سطحی، میزان نیترات و آمونیوم محلول خاک را کاهش می‌دهد.

۲) انتشار نیتروژن به‌صورت N_2O از خاک و آبشویی نیتروژن را کاهش می‌دهد.

۳) جمعیت باکتری‌های نیترات‌ساز را افزایش می‌دهد.

مکانیسم اول و دوم زمانی قابل توجه است که بیوچار دارای اندازه ذرات کوچک‌تر و سطح ویژه بالاتری باشد. مکانیسم سوم از طریق سطح ویژه و افزایش pH خاک انجام می‌شود (Clough and Condron, 2010). شکل ۲ چرخه نیتروژن در محیط‌زیست را به‌صورت خلاصه نشان می‌دهد.

1 -Mineralization
2 -Eutrophication
3. -Immobilization



شکل ۲- چرخه نیتروژن (Inglett et al., 2011)

Figure 2- Nitrogen cycle (Inglett et al., 2011)

تغییر مقدار نیتروژن در بیوچار

دمای تصعید متفاوت عناصر، نقش مهمی در نسبت جرمی نیتروژن به سایر عناصر ازجمله نسبت C/N/P/S در بیوچار ایفا می‌کند. کربن، فراوان‌ترین عنصر موجود در بیوچار است (۷۰ تا ۸۰ درصد جرمی) که در دمای ۱۰۰ درجه سلسیوس شروع به تغییر می‌کند و برخی از ترکیب‌های آن به‌تدریج از زیست‌توده خارج می‌شود؛ ولی مقدار نیتروژن در بیوچار بسته به نوع زیست‌توده و شرایط واکنش متغیر بوده و معمولاً کمتر از سه درصد جرمی است. درصد جرمی نیتروژن و گوگرد بیوچار با افزایش دمای گرماکافت کاهش می‌یابد. به‌طوری‌که بسیاری از ترکیب‌های نیتروژن و گوگرد به‌ترتیب در دماهای بیشتر از ۲۰۰ و ۳۷۵ درجه سلسیوس و پتاسیم و فسفر در دمای بین ۷۰۰ تا ۸۰۰ درجه سلسیوس دچار تغییر شده و به‌تدریج از زیست‌توده خارج می‌شوند. تصاعد منیزیم، کلسیم و منگنز در دمای بیشتر از ۱۰۰۰ درجه سلسیوس اتفاق می‌افتد (Neary et al., 1999; Krull et al., 2009; Joseph and Lehmann, 2009). در دمای بیشتر از ۲۰۰ درجه سلسیوس بخشی از آمونیوم زیست‌توده به نیترات و سپس به اکسیدهای نیتروژن تبدیل شده و به‌صورت گاز از ساختار زیست‌توده خارج می‌شود. این روند، یعنی خارج‌شدن ترکیب‌های آلی نیتروژن‌دار از زیست‌توده تا دمای حدود ۴۰۰ درجه سلسیوس ادامه می‌یابد. در دماهای بیشتر از ۵۰۰ درجه سلسیوس کم‌ترین مقدار ترکیب‌های آلی فرّار تولید می‌شود و نیتروژن باقی‌مانده نیز به‌همراه کربن در ساختارهای چندحلقه‌ای نیتروژن‌دار[1] به دام می‌افتد (Novak et al., 2009). نیتروژن بیشتر از سایر عناصر پرمصرف به حرارت حساس است و با افزایش درجه حرارت در طی فرآیند گرماکافت، نیتروژن سریع‌تر از سایر عناصر از زیست‌توده خارج می‌شود؛ بنابراین، بسیاری از بیوچارها در دماهای بین ۴۵۰ تا ۵۵۰ درجه سلسیوس تولید می‌شوند؛ در نتیجه از نظر نیتروژن و گوگرد نسبتاً تخلیه می‌شوند. بااین‌حال، تولید بیوچار از زیست‌توده‌های غنی از نیتروژن و در دمای گرماکافت کم می‌تواند تا حدود ۵۰ درصد نیتروژن و تمام گوگرد زیست‌توده اولیه را در بیوچار حفظ کند. به‌طورکلی با افزایش دمای

1. -N-heterocyclic aromatic structures

گرماکافت، غلظت NH_4^+ و PO_4^{3-} قابل‌استخراج بیوچار کاهش می‌یابد و در دماهای بیشتر، بخشی از NH_4^+ به بخش کوچکی از NO_3^- که قابل‌تبادل است اکسید می‌شود (DeLuca et al., 2006). بسیاری از بیوچارهای با منشأ چوب، دارای نسبت‌های C/P و C/N بالا می‌باشند. درحالی‌که این نسبت‌ها در بیوچارهای با منشأ گیاهی، کودهای دامی و ضایعات غذایی بسیار کمتر است و بیوچارهای با منشأ کودها، دارای مقادیر بالای عناصر غذایی نسبت به کربن می‌باشند. بیوچارهای غنی از عناصر (بیوچارهای غیرچوبی) نسبت به بیوچارهای غنی از کربن (بیوچارهای چوبی) که دارای ساختار حلقوی می‌باشند، مقاومت کمتری در برابر فرآیندهای تجزیه و پوسیدگی در خاک دارند. دماهای گرماکافت زیاد (۸۰۰ درجه سلسیوس) باعث افزایش pH و EC و نیترات قابل‌استخراج و دمای گرماکافت کمتر (۳۵۰ درجه سلسیوس)، باعث افزایش فنول‌ها، فسفر و آمونیوم قابل‌استخراج در بیوچار می‌شود (Azimzadeh and Najafi, 2017a; Azimzadeh et al., 2017).

بیوچار، به‌ویژه بیوچارهای تولید شده از زیست‌توده‌های با نیتروژن زیاد مانند کود مرغی وقتی به خاک افزوده می‌شوند بر اثر فرایندهای اکسید شدن و انحلال می‌توانند مستقیماً مقادیری نیتروژن به خاک اضافه نمایند (Piash et al., 2021). Joseph et al. (2021) سه مرحله از واکنش‌های بیوچار در خاک را شناسایی کردند که عبارت‌اند از: حل شدن، توسعه سطح واکنش‌پذیر و مسن شدن[1] که این مراحل در خاک به ترتیب به مدت ۳-۱ هفته، ۶-۱ ماه و بیش از شش ماه طول می‌کشد. وقتی بیوچار به‌تنهایی به خاک افزوده شود به‌علت نسبت C/N زیاد (بیشتر از ۴۰۰) ممکن است باعث غیرمتحرک‌شدن و کمبود نیتروژن در گیاهان شود و احتمالاً یکی از دلایل کاهش عملکرد محصول در سال اول افزودن بیوچار به خاک، به غیرمتحرک‌شدن نیتروژن مربوط باشد. بااین‌حال، کربن و نیتروژن قابل‌دسترس میکروب‌ها در بیوچار محدود است. علاوه‌بر آن، بیوچار ممکن است مولکول‌های آلی با C/N زیاد را از محلول خاک جذب کرده و معدنی‌شدن نیتروژن را افزایش دهد (Gundale and DeLuca, 2007). بااین‌حال، نتایج بررسی‌ها نشان می‌دهد که کاربرد بیوچار همراه با کودهای نیتروژن، می‌تواند از غیرمتحرک شدن نیتروژن و کاهش عملکرد محصول بکاهد (Ghorbani et al., 2022).

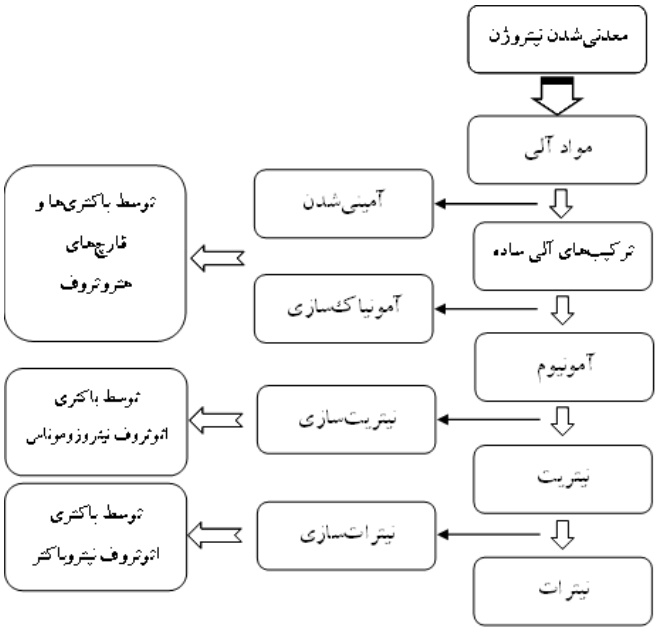
1 -Aging

اثرات بیوچار بر معدنی‌شدن نیتروژن (آمونیاک‌سازی و نیترات‌سازی)

معدنی‌شدن نیتروژن فرآیندی است که در طی آن، نیتروژن آلی به نیتروژن معدنی تبدیل می‌شود. به‌طورکلی، معدنی‌شدن نیتروژن، سازوکارهای آمینی‌شدن[2]، آمونیاک‌سازی[3] و نیترات‌سازی[4] را در بر می‌گیرد. در طی فرآیند آمینی‌شدن، مواد آلی توسط باکتری‌ها و قارچ‌های هتروتروف[5] به ترکیب‌های آلی ساده‌تر شکسته می‌شوند. آمونیاک‌سازی فرآیندی است که به‌واسطه موجودات زنده انجام می‌شود. از این جهت یک فرآیند زیستی زنده است که در آن، نیتروژن موجود در مولکول‌های آلی و ترکیب‌های آلی ساده توسط باکتری‌های هتروتروف و انواع قارچ‌ها به آمونیوم تبدیل می‌شود. نیترات‌سازی نیز یک فرآیند به‌شدت زنده است که بیشتر توسط موجودات اتوتروف[6]، از جمله باکتری‌ها و آرکی‌باکتری‌های[7] موجود در خاک‌های کشاورزی، مرتعی و جنگلی انجام می‌شود و طی آن، آمونیوم به نیترات تبدیل می‌شود. نیترات‌سازی را می‌توان به دو مرحله تقسیم کرد. مرحله اول نیتریت‌سازی[8] است که در طی آن، آمونیوم توسط باکتری نیتروزوموناس به نیتریت تبدیل می‌شود و مرحله دوم نیترات‌سازی است که طی آن نیترات توسط باکتری نیتروباکتر از نیتریت تشکیل می‌شود. هر دو باکتری از نوع

2 -Aminization
3 -Ammonification
4 -Nitrification
5 -Heterotroph
6 -Autotroph
7 -Archaebacteria
8 -Nitritation

باکتری‌های اتوتروف است (شکل ۳) (Havlin et al., 1999). DeLuca et al. (2006) افزایش میزان خالص نیترات‌سازی به موجب افزودن بیوچار به خاک جنگل‌های معتدل که قبلاً نیترات‌سازی کمی داشته و یا بدون نیترات‌سازی بودند را گزارش کردند که علت آن ممکن است به اثر آهک بیوچار، حذف مواد بازدارنده مانند پلی‌فنول‌ها یا تانین‌ها توسط بیوچار و یا افزایش باکتری‌های اکسیدکننده آمونیاک مربوط باشد (Lehmann et al., 2011; Clough et al., 2013). نداشتن اثر مثبت بیوچار بر نیترات‌سازی در برخی از زیست‌بوم‌های کشاورزی ممکن است به‌این‌علت باشد که در زیست‌بوم‌های کشاورزی قبلاً نیترات‌سازی انجام شده است (Clough et al., 2013). همچنین، گزارش شده است که افزودن بیوچار به خاک باعث تولید اتیلن در برخی از خاک‌ها می‌شود (Spokas et al., 2010). ترکیب‌های آلی فرّار موجود در بیوچار با تولید اتیلن می‌تواند نیترات‌سازی را کاهش دهد. بیوچار ممکن است در منطقه ریشه با تولید اتیلن باعث کاهش باکتری‌های نیترات‌ساز شود (Spokas et al., 2010). بعد از فرآیند گرماکافت، انواع مختلفی از ترکیب‌های غیرحلقوی (خطی) در سطوح بیوچار باقی می‌ماند که اتیلن نیز ممکن است یکی از این ترکیب‌ها باشد. علاوه‌بر آن، اخیراً مشخص شده است که اتیلن ممکن است توسط ریزجانداران در حضور بیوچار تولید شود که می‌تواند تا حدودی علت کاهش تولید دی‌اکسیدکربن در خاک را توجیه نماید و یا به کاهش تولید اکسید نیترو ارتباط پیدا کند (Spokas et al., 2010). بیوچار غیرچوبی تولید شده در دماهای کم، نسبت به خاک با سرعت بیشتری اتیلن تولید می‌کند؛ در حالیکه بیوچار چوبی و کربن فعال ممکن است اتیلن تولید شده را جذب کنند. Spokas et al. (2010) نشان دادند که تولید اتیلن در خاک در حضور ریزجانداران می‌تواند تا بیش از ۲۰۰ درصد بیشتر از خاک استریل باشد.



شکل ۳- فرآیند معدنی شدن نیتروژن آلی (Lee et al., 2022)

Figure 3- Organic nitrogen mineralization process (Lee et al., 2022)

گزارش شده است که بیوچار سرعت معدنی‌شدن نیتروژن را در خاک در مقایسه با زیست‌توده‌های غیرزغالی کندتر کرده است (Clough et al., 2013). بیوچارهای تازه و تولید شده در دمای کم،

حاوی مقادیری کربن فراهم می‌باشند که به‌راحتی توسط ریزجانداران خاک مورد استفاده قرار می‌گیرد و هنگامی‌که این نوع بیوچارها به خاک افزوده شود، ممکن است در مدت کوتاهی باعث آلی‌شدن نیتروژن و بروز کمبود موقتی نیتروژن خاک شود (Clough et al., 2013).

Bruun et al. (2012) با استفاده از کلش گندم به‌روش گرماکافت آهسته و سریع بیوچار تولید کرده و به خاک افزودند. بیوچار گرماکافت سریع حاوی مقادیری کربوهیدرات‌های گرماکافت نشده و فراهم بود. در طی ۶۵ روز، بیوچار گرماکافت سریع باعث آلی‌شدن نیتروژن معدنی، ولی بیوچار گرماکافت آهسته باعث معدنی‌شدن خالص نیتروژن خاک شد. بنابراین، با اینکه ممکن است بیوچار دارای مقادیری نیتروژن فراهم باشد ولی معدنی‌شدن و آزادشدن آن به عواملی ازجمله میزان پایداری بیوچار، نسبت C/N در بیوچار و خاک، مقدار ذخیره کربن و نیتروژن خاک و بیوچار و به زیست‌بوم مورد مطالعه بستگی خواهد داشت (Woolf and Lehmann, 2012).

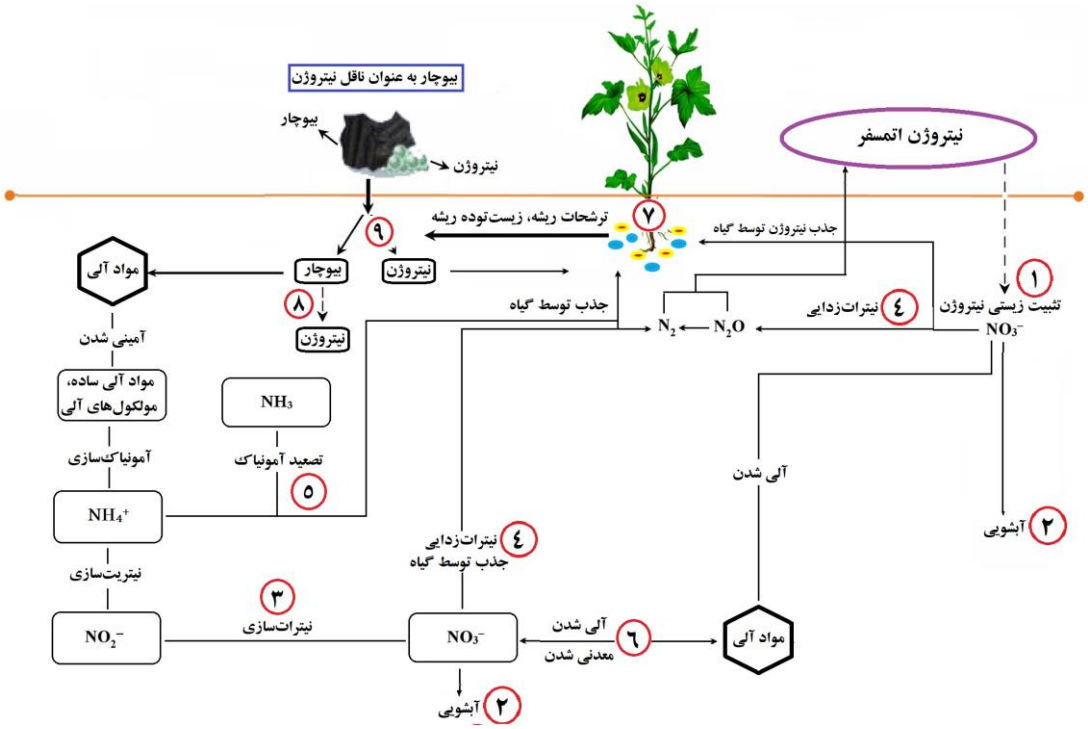
Luo et al. (2014) با بررسی اثر بیوچارهای تولید شده از گیاه چمن فیلی (*Miscanthus giganteus*) در دمای ۳۵۰ و ۷۰۰ درجه سلسیوس بر نیتروژن معدنی خاک‌های با pH های مختلف، متوجه شدند که بیوچار تولید شده در دمای بالاتر دارای pH بیشتری بوده و تمایل بیشتری به جذب نیترات و آمونیوم داشت. در نتیجه، خاک حاوی بیوچار تولید شده در دمای پایین در مقایسه با خاک حاوی بیوچار تولید شده در دمای بالا نیترات و آمونیوم بیشتری داشت. بااین‌حال، آنان مشاهده کردند که بیوچار تولید شده در دمای بالاتر، آمونیوم را بیشتر از نیترات جذب کرد. باکتری‌های نیترات‌ساز[1] در pH قلیایی و در حضور مقدار کافی اکسیژن فعالیت بهتری دارند و بیوچار تهویه خاک را بهبود می‌بخشد و با داشتن pH بالا باعث افزایش pH خاک می‌شود، ولی جذب بیشتر آمونیوم نسبت به نیترات توسط بیوچارهای با pH بالا باعث کاهش غلظت آمونیوم به‌عنوان ماده اولیه نیترات‌سازی در محلول خاک شده و در نتیجه، باعث کاهش نیترات‌سازی می‌شود. علاوه‌بر آن، برخی از بیوچارها، به‌ویژه بیوچارهای تولید شده در دماهای پایین ممکن است دارای مقادیری از ترکیبات آلی سمی باشند که برای فعالیت باکتری‌های نیترات‌ساز محدودیت ایجاد کرده و منجر به کاهش نیترات‌سازی شوند (Alkharabsheh et al., 2021).

آلی‌شدن نیتروژن (بی‌تحرک شدن)

در حین فرآیند گرماکافت، بخشی از نیتروژن زیست‌توده از ساختمان آن خارج شده و بدین ترتیب، بیوچارها (به‌ویژه بیوچارهای تولید شده در دماهای بالا) محتوای نیتروژن کمی داشته و یک ماده با نسبت C/N بالا می‌باشند (Joseph et al., 2021). نسبت C/N بیوچار از مهم‌ترین عواملی است که بر چرخه نیتروژن خاک اثر می‌گذارد (شکل ۴). نسبت C/N در بیوچارهای چوبی ممکن است بسیار بالا بوده و تا ۱۰۰۰ نیز برسد. وقتی بیوچار با نسبت C/N بیشتر از ۳۲ به خاک افزوده شود، نیتروژن معدنی خاک به نیتروژن آلی تبدیل می‌شود که به آن آلی‌شدن یا غیرمتحرّک‌شدن نیتروژن گفته می‌شود (Hamer et al., 2004). آلی‌شدن نیتروژن در خاک ممکن است باعث بروز کمبود موقتی نیتروژن در گیاهان شود و احتمالاً یکی از دلایل کاهش عملکرد گیاه پس از مصرف بیوچار در خاک، به غیرمتحرّک‌شدن نیتروژن مربوط است. بااین‌حال، در برخی از تحقیقات نیز عدم کاهش نیتروژن خاک بر اثر افزودن بیوچار به خاک گزارش شده است؛ چرا که کربن و نیتروژن قابل‌استفاده برای میکروب‌ها در بیوچار کم است و حتی ممکن است بیوچار مولکول‌های آلی با C/N زیاد را از محلول خاک جذب کرده و معدنی‌شدن را افزایش دهد (Gundale and DeLuca, 2007). بیوچارهای تولید شده در دمای پایین، حاوی مواد فرّار بیشتری بوده و هنگامی که به خاک‌های معدنی افزوده می‌شوند، می‌توانند سبب تحریک

1 -Nitrifying bacteria

بی‌تحرک‌شدن خالص نیتروژن خاک شوند. این فرآیند یک منبع موقت نیتروژن آلی را در خاک ایجاد می‌کند که می‌تواند پتانسیل هدررفت نیتروژن معدنی از طریق آبشویی را در خاک‌های با پتانسیل آبشویی بالا کاهش دهد (Steiner et al., 2007). بااین‌حال، تغییرهای نیتروژن با افزودن بیوچار به خاک هنوز به‌خوبی مشخص نشده است و تحقیقات بیش‌تری نیاز است تا اثرهای کوتاه‌مدّت و بلندمدّت بیوچار بر معدنی‌شدن و بی‌تحرّک‌شدن نیتروژن در خاک را مشخص سازد.



شکل ۴- نقش بیوچار در چرخه نیتروژن خاک

Figure 4- The role of biochar in the soil nitrogen cycle

(۱): بیوچار با بهبود شرایط زیستی ریزجانداران تثبیت‌کننده نیتروژن، تثبیت زیستی نیتروژن را در خاک افزایش می‌دهد. (۲): بیوچار با جذب رطوبت و جذب و نگهداری نیترات، آمونیوم و مولکول‌های آلی نیتروژن‌دار، آبشویی نیتروژن خاک را کاهش می‌دهد. (۳): بیوچار با افزایش pH خاک و حذف مواد بازدارنده، فعالیت باکتری‌های نیترات‌ساز را بهبود داده و نیترات‌سازی را در خاک‌هایی که نیترات‌سازی در آن‌ها ضعیف است، افزایش می‌دهد. (۴): بیوچار با بهبود تهویه خاک و کاتالیز کردن تبدیل N_2O به N_2، میزان تولید و انتشار گاز N_2O را کاهش می‌دهد. (۵): بیوچار با جذب آمونیاک و افزایش نیترات‌سازی، تصعید آمونیاک از خاک را کاهش می‌دهد. (۶): بیوچار غالباً دارای نسبت C/N زیادی بوده و در ابتدای افزودن به خاک منجر به آلی شدن و بعد از مدتی منجر به معدنی‌شدن نیتروژن خاک می‌شود. (۷): بیوچار با افزایش رطوبت مورد نیاز گیاه، بهبود تهویه خاک، افزایش فعالیت زیستی خاک و افزایش مقاومت گیاه به تنش‌های زیستی و غیرزیستی، رشد و عملکرد و درنتیجه میزان جذب نیتروژن گیاه را افزایش می‌دهد. (۸): بیوچار بسته به نوع زیست‌توده اولیه و شرایط تولید، دارای مقادیری نیتروژن است که آن را در گذر زمان به خاک آزاد می‌نماید. (۹): بیوچار ممکن است به‌عنوان حامل نیتروژن استفاده شود (Zhang et al., 2021).

نیترات‌زدایی و انتشار گاز گلخانه‌ای N_2O

نیترات‌زدایی[1] یکی از فرآیندهای منتهی به هدررفت نیتروژن از خاک است که عمدتاً به‌صورت زیستی انجام می‌شود و در آن، NO_3^- در غیاب O_2 به گاز N_2 احیا می‌شود. این فرآیند توسط باکتری‌های هتروتروف بی‌هوازی انجام می‌شود، هرچند که در شرایط خاصی به‌صورت شیمیایی و بدون دخالت میکروب‌ها نیز قابل‌انجام است. بیوچار می‌تواند به‌طور مستقیم یا غیرمستقیم نیترات‌زدایی را تحت‌تأثیر قرار دهد. فرآیند نیترات‌زدایی نیاز به حضور ماده زمینه یا سوبسترا[2] (کربن قابل‌استفاده) و یک پذیرنده نهایی الکترون، مانند NO_3^- دارد. بنابراین، شرایط مساعد برای نیترات‌زدایی شامل نبود اکسیژن، در دسترس بودن نیترات و وجود رطوبت و ماده آلی کافی است. زمانی که شرایط مناسب برای احیای کامل NO_3^- به N_2 وجود نداشته باشد، در طول این فرآیندِ احیایی، چند ترکیب واسطه (از جمله گازهای NO و N_2O) تشکیل و در اتمسفر خاک انتشار می‌یابد. بیوچار می‌تواند احیای N_2O به N_2 را کاتالیز کرده و باعث کاهش انتشار این گاز گلخانه‌ای مهم به اتمسفر شود. همچنین بیوچار با تغییر روابط آبی خاک، فراهمی اکسیژن، نیتروژن و کربن را در خاک تحت‌تأثیر قرار داده، می‌تواند انتشار گازهای گلخانه‌ای ازجمله N_2O از خاک را تحت‌تأثیر قرار دهد (Zhang et al., 2010). علاوه بر آن، بیوچار ممکن است از طریق سازوکارهایی مانند جذب سطحی NH_3، تغییر در جوامع باکتریایی و قارچی خاک، واکنش‌های اکسایش و کاهش و برهم‌کنش با سایر عناصر و ترکیب‌های آلی و معدنی خاک، تولید و انتشار گازهای گلخانه‌ای از خاک را تحت‌تأثیر قرار دهد. بااین‌حال، تاکنون مدرک محکمی در رابطه با این سازوکارهای احتمالی ارائه نشده است (Lehmann et al., 2011). سازوکارهای اصلی کاهش انتشار N_2O در نتیجه افزودن بیوچار به خاک شامل موارد زیر است (Clough et al., 2013):

۱) بیوچار با افزایش تهویه خاک به‌علت فراهم‌شدن اکسیژن زیاد، باعث کاهش نیترات‌زدایی می‌شود.

۲) کربن فراهم موجود در بیوچار در اختیار باکتری‌های هتروتروف نیترات‌زدا قرار گرفته و باعث تشدید نیترات‌زدایی و تولید N_2 می‌شود.

۳) pH زیاد بیوچار، محیط مناسبی برای فعالیت آنزیم N_2O–ریداکتاز فراهم کرده و تشکیل N_2 و نسبت N_2/N_2O را افزایش می‌دهد.

۴) بیوچار با جذب سطحی آمونیوم و یا نیترات، تصعید آمونیاک، بی‌تحرک‌شدن نیتروژن و افزایش رشد گیاه، باعث کاهش ذخیره نیتروژن معدنی خاک می‌شود.

سازوکارهای اصلی افزایش انتشار N_2O در نتیجه افزودن بیوچار به خاک شامل موارد زیر است (Clough et al., 2013):

۱) نیتروژن موجود در بیوچار به خاک آزاد می‌شود و ذخیره نیتروژن معدنی خاک افزایش می‌یابد.

۲) بیوچار با جذب و نگهداری رطوبت، باعث افزایش رطوبت خاک می‌شود که شرایط را برای نیترات‌زدایی مساعدتر می‌سازد.

۳) تأمین نیتروژن معدنی و مواد کربنی مورد نیاز ریزجانداران که باعث افزایش جمعیت میکروب‌های نیترات‌زدا می‌شود.

Gao et al. (2022) گزارش کردند که بیوچار با کاهش آبشویی نیترات و کاهش نیترات‌زدایی و جلوگیری از تصعید آمونیاک، هدرروی نیتروژن افزوده شده به خاک را کاهش و کارایی مصرف کود نیتروژنی را افزایش می‌دهد. Case et al. (2012) نشان دادند که کاهش انتشار N_2O با افزودن ۱۰ درصد وزنی بیوچار به خاک به‌علت افزایش تهویه خاک بود. آنان خاک را در حالت ظرفیت زراعی نگه‌داشته و انتشار N_2O را از خاک مخلوط با بیوچار اندازه گرفتند و کاهش بیش از دو درصد انتشار N_2O و افزایش نیتروژن آلی خاک را مشاهده

1 -Denitriffication
2 -Substrate

کردند و آن را به افزایش بی‌تحرک‌شدن نیترات نسبت دادند. Saarnio et al. (2013) اثر رقابت گیاه برای دستیابی به نیتروژن بر انتشار N_2O را بررسی و نشان دادند که در نبود گیاه، میزان انتشار N_2O از خاک افزایش یافت؛ زیرا گیاه در مصرف نیتروژن با میکروب‌ها رقابت می‌کند. بنابراین، مقدار و طول زمان انتشار N_2O از خاک مخلوط شده با بیوچار، نتیجه برآیند عوامل مختلفی نظیر میزان نیتروژن فراهم بیوچار و خاک، رطوبت و حاصلخیزی خاک، اقلیم و رقابت برای نیتروژن فراهم بین گیاه و میکروب‌ها است (Clough et al., 2013). سازوکارهای جزئی‌تر در مورد اثر بیوچار بر انتشار N_2O توسط Spokas et al. (2012) بررسی شده است. آنان همچنین به نقش اتیلن در کاهش انتشار N_2O از خاک اشاره کرده‌اند. بااین‌حال، اطلاعات در این زمینه محدود بوده و نقش اتیلن در خاک‌های مخلوط با بیوچار در کاهش انتشار N_2O نیازمند تحقیقات بیشتری است (Azimzadeh and Najafi, 2017b).

جذب سطحی و آبشویی نیترات

آبشویی، علت اصلی هدررفت نیتروژن از بسیاری از خاک‌ها است. نیتروژن خاک عمدتاً به شکل نیترات (NO_3^-) است. اگرچه تجزیه و تخریب تمام موجودات زنده خاک منجر به تولید NH_4^+ در خاک می‌شود، ولی در خاک‌های گرم و هوازده، ریزجانداران NH_4^+ را به‌سرعت به نیترات تبدیل کرده و در اختیار گیاه قرار می‌دهند و حتی ممکن است در شرایطی، نیترات به مقدار بیش از نیاز گیاه در خاک افزایش یابد. نیترات در داخل آب موجود در حفرات خاک به‌صورت محلول است و این آبِ حاوی نیترات ممکن است به زیر منطقه ریشه نفوذ کند و یا توسط گیاه جذب شود. نتایج مطالعات متعدد نشان داده‌اند که بیوچار باعث کاهش آبشویی نیترات از خاک می‌شود (Gao et al., 2022). سازوکارهای متعددی برای نگهداری نیتروژن توسط بیوچار ارائه شده است که شامل جذب سطحی آمونیوم یا نیتروژن آلی توسط بیوچار، واکنش‌های تبادل یون و تقویت بی‌تحرک‌سازی نیتروژن در نتیجه افزودن کربن فراهم موجود در بیوچار به خاک است (Clough et al., 2013).

Zhou et al. (2011) اثر بیوچار تولیدشده از کلش ذرت را بر آبشویی نیترات از خاک بررسی کرده و نشان دادند که افزودن کود دامی به خاک، باعث افزایش میزان آبشویی نیتروژن از خاک شد. درحالی‌که با افزودن بیوچار به خاک، میزان آبشویی نیتروژن به مقدار قابل‌توجهی کاهش یافت. بیوچار، نیتروژن آلی را بیشتر از نیتروژن معدنی جذب و نگهداری می‌کند. به‌عنوان‌مثال Zhou et al. (2011) نشان دادند که بیوچار ترکیب‌های آلی نیتروژن را در خاک (۸۸٪) بیشتر از نیترات نگهداری می‌کند. این نتایج بعداً توسط Xinxiang et al. (2014) نیز تأیید شد. آنان مقادیر مختلفی از بیوچار را به خاک افزوده و خاک را در بیش از ۱۰ نوبت آبشویی کرده و مشاهده کردند که ۹۷/۳ تا ۹۸ درصد نیتروژن خارج شده از خاک، به شکل نیترات بود. با افزایش میزان بیوچار، میزان نیتروژن آبشویی شده از خاک در هر دو شکل نیترات و آمونیوم کاهش یافت. یک علت برای این کاهش این است که بیوچار دارای تخلخل و سطح ویژه زیادی بوده و می‌تواند نیترات و آمونیوم را به‌صورت فیزیکی جذب نماید. علاوه برآن، ظرفیت نگهداری آب خاک را افزایش و میزان آبشویی را کاهش می‌دهد. Lehmann et al. (2011) بیان کردند که سطح ویژه و تخلخل زیاد بیوچار باعث فراهم کردن مکان‌های جذب الکترواستاتیک[1] شده و توان نگهداری آب و عناصر را در خاک افزایش می‌دهد. اثر بیوچار بر آبشویی نیتروژن از خاک علاوه بر نوع بیوچار، به شکل غالب نیتروژن در خاک (نیترات یا آمونیوم) نیز بستگی دارد (Yao et al., 2012).

با افزودن بیوچار به خاک‌های کشاورزی مناطق استوایی، هم کاهش قابلیت دسترسی و جذب نیتروژن

1 -Electrostatic

(Lehmann et al., 2003) و هم افزایش آن (Steiner et al., 2007) گزارش شده است. کاهش قابلیت دسترسی نیتروژن ممکن است به‌دلیل نسبت C/N زیاد بیوچار و در نتیجه، بروز بی‌تحرک‌شدن خالص نیتروژن و یا به‌دلیل جذب NH_4^+ به سطوح بیوچار باشد. جذب آمونیوم توسط بیوچار به نوبه خود می‌تواند تلفات آبشویی نیتروژن از خاک را کاهش دهد و منجر به حفظ حاصلخیزی خاک شود (Steiner et al., 2007). بیوچار تولید شده در دمای پایین با تحریک بی‌تحرک‌شدن، نیتروژن معدنی خاک را در یک منبع نیتروژن آلی در خاک موقتاً ذخیره می‌کند و بدین ترتیب، پتانسیل هدررفت نیتروژن معدنی از طریق آبشویی را در خاک‌های با پتانسیل آبشویی بالا کاهش دهد (Steiner et al., 2007). نتایج مطالعات مختلف نشان داده‌اند که بیوچار با این که دارای خالص بار سطحی منفی است ولی می‌تواند علاوه بر NH_4^+، NO_3^- را نیز از محلول خاک جذب کند (Lehmann et al., 2006). با وجود این که جذب نیترات و آمونیوم توسط بیوچار باعث کاهش موقتی غلظت نیتروژن معدنی در محلول خاک می‌شود، ممکن است نیتروژن برای استفاده میکروبی در خود بیوچار تغلیظ شود.

معمولاً بیوچارهای تولید شده در دماهای بالاتر توانایی بیشتری برای جذب نیترات از خود نشان می‌دهند. به‌طوری‌که حداقل دمای مناسب برای تولید بیوچارهای با ظرفیت جذب نیترات، ۶۰۰ درجه سلسیوس است و با کاهش دمای گرماکافت از ۶۰۰ درجه سلسیوس، از ظرفیت جذب نیترات توسط بیوچار کاسته می‌شود. البته نوع زیست‌توده نیز در توانایی جذب نیترات توسط بیوچار مؤثر است. بااین‌حال، برای اطلاع از این‌که چه ویژگی‌هایی از زیست‌توده در توانایی جذب سطحی بیوچار اثرگذارند نیاز به تحقیقات بیشتری است. Kameyama et al. (2012) با بررسی اثر بیوچارهای تولیدشده از باگاس نیشکر در دماهای ۴۰۰ و ۸۰۰ درجه سلسیوس بر ظرفیت نگهداری نیترات توسط یک خاک آهکی مشاهده کردند که نیترات به‌طور ضعیف به بیوچارها جذب شد ولی جذب نیترات با افزایش دمای تولید بیوچار افزایش یافت که به‌علت تشکیل گروه‌های عاملی بازی در سطوح بیوچار بود. بااین‌حال، Ippolito et al. (2012) بیوچارهای تولیدشده از ارزن (*Panicum virgatum* L.) در دو دمای ۲۵۰ و ۵۰۰ درجه سلسیوس را به یک خاک اریدی‌سول اضافه کرده و ۳۴، ۶۲، ۹۲ و ۱۲۷ روز بعد از شروع آزمایش، میزان نیترات آبشویی شده تجمعی از خاک را اندازه‌گیری و مشاهده کردند که خاک حاوی بیوچار تولید شده در دمای پایین، میزان کمتری از آبشویی نیترات را نشان داد. آنان در بیان علت، اظهار داشتند که بیوچار تولید شده در دمای پایین میزان بیشتری از کربن فراهم را در اختیار ریزجانداران قرار داده و باعث افزایش بی‌تحرک شدن نیتروژن و کاهش آبشویی نیترات شده است. عصاره‌گیری با محلول دو مولار KCl نیز میزان نیترات کمتر در خاک مخلوط شده با بیوچار دمای پایین را تأیید کرد. البته ممکن است علت آبشویی کمتر نیترات به نیترات‌زدایی نیز مربوط باشد که با افزوده‌شدن کربن فراهم به خاک، ممکن است تحریک شود. بااین‌حال، در تحقیق آنان میزان نیترات‌زدایی اندازه‌گیری نشد. Schomberg et al. (2012) پنج نوع بیوچار را به خاک افزوده و بعد از ۱۲۷ روز کاهش آبشویی نیترات را مشاهده کردند ولی علت این کاهش را به نگهداری نیترات توسط بیوچار مربوط ندانستند بلکه علت آن را به افزایش هدررفت نیتروژن از طریق تصعید آمونیاک ارتباط دادند که به افزایش pH ناشی از حضور بیوچار در خاک مربوط می‌شود. یعنی به عقیده آنان، با کاهش آبشویی نیترات و افزایش انتشار گاز آمونیاک، نوعی تعویض آلودگی[1] رخ می‌دهد که نمی‌تواند مشکل هدررفت نیتروژن از زمین‌های کشاورزی را حل نماید. بی‌تحرک‌شدن نیتروژن با افزودن بیوچار به خاک ممکن است تنها برای مدت کوتاهی اتفاق افتد و ممکن است آبشویی نیترات را به تأخیر اندازد. بنابراین، تحقیقات

1 -Pollution swapping

زیادی باید انجام شود تا سازوکارهای این کاهش و این‌که سهم هر مکانیسم در این کاهش چقدر است مشخص شود.

Yao et al. (2012) با بررسی اثر دو درصد وزنی از بیوچارهای تولید شده در دمای ۶۰۰ درجه سلسیوس بر جلوگیری از آبشویی نیترات از یک خاک شنی مشاهده کردند که بیوچار، آبشویی نیترات را به‌میزان ۳۴ درصد کاهش داد. بنابراین، باید ویژگی‌های بیوچار که مرتبط با ظرفیت نگهداری آب است شناسایی‌شده و بیوچارهای با ویژگی‌های مناسب برای این منظور استفاده شود. Kameyama et al. (2012) با افزودن بیوچار تولیدشده از باگاس در مقادیر صفر، ۵ و ۱۰ درصد وزنی به خاک، پایداری جذب سطحی نیترات را بررسی کردند. آنان به این نتیجه رسیدند که نیترات به‌طور ضعیف به بیوچار جذب می‌شود و می‌تواند توسط آب واجذب شود. بدین‌ترتیب، گیاه برای جذب نیترات فرصت بیشتری پیدا می‌کند. بنابراین، نقش بیوچار در کاهش آبشویی نیترات به ظرفیت جذب سطحی نیترات در بیوچار و آن هم به دمای گرماکافت و نوع زیست‌توده بستگی دارد. بااین‌حال، تحقیقات بیشتری در مورد اثر بیوچار بر آبشویی نیترات در لایسیمتر[1] و در زمان‌های بلندمدت در مقیاس مزرعه مورد نیاز است. علاوه‌بر آن، اثر عوامل مختلف مانند اندازه ذرات بیوچار، نوع زیست‌توده، دما و زمان گرماکافت و غیره بر میزان آبشویی نیترات باید مورد بررسی بیشتری قرار گیرد.

Major et al. (2012) نشان دادند که با افزودن بیوچار به‌میزان ۲۰ تن بر هکتار به یک خاک اکسی‌سول، عمق آبشویی عناصر به نصف کاهش یافت. Schomberg et al. (2012) نه بیوچار مختلف را به‌مقدار ۴۰ تن بر هکتار به یک خاک آلتی‌سول افزودند و در طی ۱۲۷ روز آن را آبشویی کردند. نتایج نشان داد که برخی از بیوچارها آبشویی نیتروژن را کاهش دادند ولی شکل‌های مختلف نیتروژن خاک با افزودن بیوچار به خاک افزایش نیافت. مقدار زیادی از این کاهش آبشویی به خاطر تصعید آمونیاک از بیوچارهای با خاکستر زیاد است. Hass et al. (2012) با افزودن بیوچار تولید شده از کود مرغی در مقادیر ۰، ۵، ۱۰، ۲۰ و ۴۰ گرم بر کیلوگرم (معادل ۰، ۱۰، ۲۰، ۴۰ و ۸۰ تن بر هکتار) به یک خاک آلتی‌سول، میزان فراهمی و آبشویی عناصر را در مدت هشت هفته بررسی کردند. نتایج نشان داد که بیوچار فراهمی عناصر گوگرد، پتاسیم و فسفر را کاهش ولی فراهمی مس و روی را افزایش داد. همچنین بیوچار باعث افزایش غلظت فسفات در زه‌آب شد که نشان می‌دهد مصرف بیوچار تولید شده از کود مرغی به‌علت ورود فسفر به آب‌های زیرزمینی ممکن است مشکل‌آفرین باشد. Brewer et al. (2012) یک مالی‌سول شنی را با ۰/۵ درصد از بیوچارهای تولیدشده در شرایط گرماکافت مختلف مخلوط و مشاهده کردند که فسفر، پتاسیم، منگنز و آهن فراهم خاک افزایش یافت. آنان همچنین تفاوت اندکی در غلظت نیترات در خاکی که بیوچار دریافت کرده بود مشاهده کردند و بیان داشتند که حتی بیوچارهای تولید شده در دماهای پایین باعث بی‌تحرک شدن نیتروژن نشدند.

جذب سطحی و آبشویی آمونیوم

نتایج پژوهش‌ها نشان می‌دهد که بیوچار نه‌تنها می‌تواند یون‌های نیترات را در خاک جذب کرده و هدررفت آن از طریق آبشویی را بکاهد، بلکه درصورتی‌که در مقادیر زیاد (۱۰ یا ۲۰ درصد جرمی) به خاک افزوده شود، می‌تواند با جذب و نگهداری یون‌های آمونیوم، به‌طور مؤثر از آبشویی آمونیوم از خاک نیز جلوگیری کند. بااین‌حال این اثر، به نوع بیوچار و خاک، غلظت نیتروژن بیوچار و همچنین زمان تماس[2] بیوچار با خاک بستگی دارد (Lehmann et al., 2003) ؛ به‌طوری‌که در اوایل افزوده‌شدن بیوچار با مقدار نیتروژن زیاد به خاک ممکن است آبشویی برخی از عناصر (مانند نیترات) از خاک افزایش یابد. اگرچه افزودن بیوچار تازه تولید شده به

1 -Lysimeter

2-Aging

خاک، اثر اندکی در جلوگیری از آبشویی آمونیوم از خاک دارد، ولی با گذشت زمان (حدود پنج ماه) بیوچار تولید شده از چوب و کود مرغی در دمای ۵۵۰ درجه سلسیوس، آبشویی آمونیوم را از خاک آلفی‌سول به‌میزان ۵۵ تا ۶۵ درصد کاهش داد. درحالیکه این اثر در بیوچارهای تولید شده در دمای ۴۰۰ درجه سلسیوس مشاهده نشد (Singh et al., 2010). Yao et al. (2012) توان ۱۳ بیوچار مختلف در جذب نیترات و آمونیوم را بررسی و نشان دادند که نه بیوچار از ۱۳ بیوچار مورد مطالعه، آمونیوم را از محلول حاوی ۱۰ میلی‌گرم آمونیوم بر لیتر، بسته به نوع زیست‌توده و دمای گرماکافت به‌میزان ۱/۸ تا ۱۵/۷ درصد حذف کردند و بسیاری از این بیوچارها توان اندکی در جذب نیترات از محلول نشان دادند. درحالی‌که وقتی این بیوچارها به خاک افزوده شدند، بیوچار تولید شده از فلفل دلمه‌ای در دمای ۶۰۰ درجه سلسیوس آبشویی نیترات و آمونیوم را به‌ترتیب به‌میزان ۳۴ و ۳۴/۷ درصد کاهش داد. Dempster et al. (2012b) مشاهده کردند که وقتی بیوچار تولید شده از اوکالیپتوس در دمای ۶۰۰ درجه سلسیوس با ظرفیت تبادل کاتیونی ۱۰ سانتی‌مول بر کیلوگرم به یک خاک شنی با CEC برابر با دو سانتی‌مول بر کیلوگرم افزوده شد، ۲۱ روز بعد از کوددهی با سولفات آمونیوم، آبشویی آمونیوم به‌میزان ۴۰ کیلوگرم نیتروژن بر هکتار کاهش یافت و علت این کاهش را به جذب آمونیوم توسط بیوچار نسبت دادند. بنابراین، افزودن بیوچار نگه‌دارنده آمونیوم به خاک می‌تواند باعث کاهش آبشویی آمونیوم از خاک شود. معمولاً اکثر مطالعات انجام شده در مورد اثر بیوچار بر خاک با استفاده از بیوچار تازه انجام شده که CEC پایینی دارد. درحالی‌که CEC بیوچار با گذشت زمان و به اصطلاح با پیرشدن بیوچار افزایش می‌یابد و شدت این تغییرها به شرایط اقلیمی بستگی دارد (Cheng et al., 2006, 2008). ممکن است افزودن بیوچار به خاک‌های با مقادیر زیاد مواد آلی و رس، نقش معنادار در میزان آبشویی آمونیوم نداشته باشد. آمونیوم جذب‌شده توسط بیوچار که به CEC بیوچار مربوط می‌شود را می‌توان به‌راحتی با عصاره‌گیر پتاسیم کلرید عصاره‌گیری و تعیین کرد. با این‌که سازوکار دقیق نگهداری آمونیوم توسط بیوچار هنوز به‌درستی مشخص نیست، ولی احتمالاً به دام افتادن آمونیوم در ساختار حفره‌ای بیوچار[1] مهم‌ترین نقش را داشته باشد. منافذ موجود در ساختمان بیوچار اندازه بسیار متنوعی دارند و قطر یون آمونیوم برابر با ۲۸۶ پیکومتر[2] است که می‌تواند در دامنه اندازه منافذ بیوچار باشد (Clough et al., 2013).

جذب سطحی و آبشویی نیتروژن آلی محلول (DON[3])

در مقایسه با آبشویی نیتروژن معدنی (نیترات و آمونیوم)، مطالعات نسبتاً کمتری در مورد آبشویی نیتروژن آلی محلول از خاک انجام شده است و از این میان سهم مطالعات انجام‌شده در مورد اثر بیوچار بر این آبشویی بسیار اندک است.Dempster et al. (2012b) مشاهده کردند که بیوچار اثر معنادار بر سطح DON آبشویی شده از یک خاک شنی نداشت. بنابراین، با توجه به این‌که ترکیب‌های DON معمولاً دارای بار منفی می‌باشند و در تحقیقات مختلف اثبات شده است که بیوچار باعث کاهش نیترات‌سازی در خاک می‌شود، این فرضیه تا حدودی تقویت می‌شود که نقش بیوچار در کاهش آبشویی نیترات از خاک، بیشتر به کاهش نیترات‌سازی مربوط می‌شود تا جذب سطحی نیترات (Clough et al., 2013). Kameyama et al. (2012) نیز در میزان نیترات آبشویی شده تجمعی از یک خاک شنی بعد از افزودن بیوچار به خاک تفاوت معنادار مشاهده نکردند.

تثبیت زیستی نیتروژن

تثبیت زیستی N_2 در خاکی که سایر منابع نیتروژن در آن محدود باشد اهمیت به‌سزایی دارد.

1 -Physical entrapment
2 -Picometer = 10-12 meter
3 -Dissolver organic nitrogen

بنابراین، اثر بیوچار بر موجودات زنده تثبیت‌کننده N_2 هم‌زیست و آزادزی خاک حائز اهمیت است. Rondon et al. (2007) نشان دادند که افزودن بیوچار به خاک، تثبیت N_2 را افزایش داد. یک فرضیه برای این افزایش، بهبود قابلیت دسترسی فلزات کم‌مصرف نظیر نیکل، آهن، بور، تیتانیوم و مولیبدون است. بااین‌حال، کاربرد بیوچار در مقادیر زیاد می‌تواند تثبیت زیستی N_2 را کاهش دهد. بیوچار ممکن است مانع عملکرد کافی و مناسب علامت‌دهنده‌ها[1] در خاک شده و بدین‌وسیله می‌تواند گره‌زایی ریزوبیوم‌ها[2] را در لگوم‌ها تحت‌تأثیر قرار دهد (Warnock et al., 2007). فلاونوئیدها[3]، نمونه‌ای از این ترکیب‌های علامت‌دهنده پلی‌فنولی هستند که تشکیل گره‌های ریشه در گیاهان لگوم را تحریک می‌کنند. تحقیقات نشان می‌دهد که بیوچار می‌تواند انواع ترکیب‌های فنولی از جمله فلاونوئیدها را جذب نماید (Jain and Nainawatee, 2002).

بیوچار به‌عنوان ناقل نیتروژن

علی‌رغم وجود مقادیر هرچند کم نیتروژن در بیوچار که ممکن است بعد از افزودن به خاک آزاد شده و مورد استفاده گیاه و ریزجانداران قرار گیرد، تلاش‌هایی برای استفاده از بیوچار به‌عنوان ناقل عناصر غذایی مانند غنی‌سازی بیوچار با برخی از عناصر غذایی انجام گرفته است. به‌عنوان‌مثال، Sarkhot et al. (2012) بیوچار را با پساب گاوداری[4] مخلوط و سپس خشک کرده و میزان نیتروژن بیوچار را اندازه‌گیری کرده و مشاهده کردند که نیتروژن بیوچار به میزان ۸/۳ درصد افزایش یافت. آنان وقتی دو بیوچار غنی‌شده و غنی‌نشده را به خاک افزودند، در طی ۸ هفته نیترات‌سازی خالص به‌ترتیب به‌میزان ۶۸ و ۷۵ درصد و آمونیاک‌سازی به‌میزان به‌ترتیب ۲۲۱ و ۲۲۹ درصد کاهش یافت. همچنین هر دو بیوچار تقریباً به یک اندازه بر میزان انتشار گاز N_2O از خاک اثر داشتند به‌طوری‌که انتشار N_2O در هر دو مورد به میزان ۲۶ درصد کاهش یافت. بنابراین، غنی‌سازی بیوچار با نیتروژن بر میزان انتشار N_2O از خاک اثر معنادار نداشت. کاهش انتشار N_2O به‌علت فرآیند جذب سطحی و نه آلی‌شدن است. چون در تیمارهای مخلوط شده با بیوچار، میزان CO_2 کمتر از تیمارهای بدون بیوچار بود. آنان نتیجه گرفتند که می‌توان از بیوچار غنی‌شده با نیتروژن به‌عنوان کود کندرهای نیتروژن استفاده کرد.

آمونیاک (NH_3) می‌تواند توسط انواع مواد کربنی حاصل از تبدیل ترموشیمیایی زیست‌توده‌های آلی ازجمله بیوچار جذب سطحی شود. با جذب سطحی آمونیاک بر سطوح کربنی، آمیدها و آمین‌ها تشکیل می‌شوند. جذب سطحی آمونیاک توسط مواد کربنی در ارتباط با تعداد گروه‌های عاملی اسیدی سطحی آن‌ها است (Spokas et al., 2012). Taghizadeh-Toosi et al. (2011) محتوای نیتروژن بیوچار را از طریق جذب سطحی آمونیاک افزایش دادند تا بتوانند از بیوچار تولیدشده به‌عنوان کود نیتروژن استفاده کنند. آنان بیوچارهای مختلف را با آمونیاک نشان‌دار شده با ^{15}N مخلوط کرده و به خاک افزودند. ۲۵ روز بعد از افزودن این بیوچارها به خاک، زیست‌توده گیاه تا سه برابر افزایش یافت. درحالی‌که بیوچار تیمار نشده با آمونیاک بر رشد گیاه اثر معنادار نداشت. آنان مشاهده کردند که میزان غنی‌شدن نیتروژن در بیوچار اسیدی بیشتر بود و نیتروژن بیوچار به خاک منتقل (۲/۵ تا ۱۰/۶ درصد بازیابی ^{15}N) و سپس توسط گیاه جذب شد (۱۰/۹ تا ۲۶/۱ درصد بازیابی ^{15}N). Doydora et al. (2011) بیوچارهای تولید شده از چوب کاج و پوست بادام‌زمینی در دمای ۴۰۰ درجه سلسیوس را با استفاده از محلول HCl اسیدی نموده و سپس به خاک افزودند. علاوه بر بیوچار، کود مرغی را نیز به دو صورت مخلوط با خاک و پخش سطحی به این خاک‌های حاوی بیوچار افزودند. فرضیه آنان این بود که بیوچار اسیدی باعث کاهش تصعید آمونیاک از خاک خواهد شد. ۲۱ روز بعد از انکوباسیون، آنان مشاهده

1 -Signaling
2 -Rhizobium
3 -Flavonoid
4- Liquid dairy manure

کردند که تصعید آمونیاک از خاک مخلوط با کود مرغی و پخش سطحی شده (که هر دو خاک دارای بیوچار اسیدی بودند) به‌ترتیب به‌میزان ۵۸-۶۳ و ۵۶-۶۰ درصد کاهش یافت. آنان در آزمایش خود از کشت گیاه استفاده نکردند. با توجه به نتایج، اگر در این شرایط از گیاه استفاده می‌شد، میزان مصرف کود نیتروژنی کاهش و عملکرد گیاه افزایش می‌یافت.

اثر کاربرد بیوچار بر جذب نیتروژن توسط گیاه

بر اثر فرآیند گرماکافت (به‌ویژه گرماکافت در دماهای پایین) مقادیری از ترکیبات آلی با وزن مولکولی کم تشکیل و بر روی سطوح بیوچار قرار می‌گیرند که بخش کربن فراهم بیوچار را تشکیل می‌دهند. این ترکیبات علاوه بر کربن، دارای مقادیری نیتروژن نیز می‌باشند که در نسبت کربن به نیتروژن بیوچار نقش مهمی دارند. بیوچارهای تازه تولید معمولاً دارای نسبت کربن به نیتروژن بزرگ‌تر از ۳۰ هستند و بعد از افزودن بیوچار به خاک ممکن است در ابتدا به علت بی‌تحرک کردن نیتروژن، منجر به کمبود موقتی نیتروژن در خاک شوند (Haider et al., 2022). بااین‌حال، نتایج بررسی‌ها نشان می‌دهد که کاربرد مقادیری از کودهای نیتروژن‌دار همراه با بیوچار، می‌تواند از کمبود موقتی نیتروژن خاک جلوگیری کرده و کارایی مصرف نیتروژن کود مصرفی و جذب نیتروژن توسط گیاه را نیز افزایش دهد. به‌عنوان مثال، Ghorbani et al. (2022) برهم‌کنش بین بیوچار و کودهای شیمیایی و زیستی نیتروژن را بررسی و گزارش کردند که بیوچار با کود اوره، کمپوست و کود سبز (لگوم) برهم‌کنش هم‌افزایی داشت؛ به‌طوری‌که کاربرد بیوچار همراه با هر یک از کودهای اوره، کمپوست و کود سبز توانست جذب نیتروژن توسط گیاه گندم و عملکرد آن را در مقایسه با کاربرد کود اوره، کمپوست و یا کود سبز به‌صورت تنها افزایش دهد. با کاربرد کودهای نیتروژنی در شرایط غرقاب ممکن است تصاعد گاز آمونیاک به گیاهان صدمه وارد نماید و یا به‌علت بروز شرایط بی‌هوازی، نیترات‌زدایی و انتشار گازهای N_2 و N_2O از خاک افزایش و کارایی مصرف کودهای نیتروژنی کاهش یابد. کاربرد بیوچار در چنین شرایطی می‌تواند از تصاعد آمونیاک و گازهای N_2 و N_2O جلوگیری کرده و کارایی مصرف نیتروژن کود مصرفی را افزایش و جذب نیتروژن توسط گیاه را افزایش دهد (Cai et al., 2022).

با توجه به پایداری زیاد بیوچار در خاک، اثرات مثبت بیوچار بر ویژگی‌های خاک و برهم‌کنش‌های هم‌افزایی بین بیوچار و کودهای نیتروژن (Bolan et al., 2022) ، در چند سال اخیر تولید انواع کودهای نیتروژنی بر پایه بیوچار مورد توجه زیادی قرار گرفته است. این کودها به علت رهایش آهسته و هوشمند نیتروژن، میزان هدرروی نیتروژن و آلودگی‌های ناشی از زیادی مصرف کودهای نیتروژنی را کاهش و کارایی مصرف نیتروژن را افزایش می‌دهند (Gao et al., 2022). به‌عنوان مثال، Azimzade (2019) با استفاده از نانوذرات هیدروکسید دوگانه لایه‌ای، بیوچار و هیدروچار نوعی کود هوشمند بر پایه بیوچار و هیدروچار را تولید کرد که بر اثر قرار گرفتن در ریزوسفر و تحت‌تأثیر ترشحات اسیدی ریشه، عنصر غذایی خود را به محلول خاک رهاسازی می‌نماید.

جمع‌بندی و رهیافت ترویجی

بیوچار ماده کربنی متخلخل پایدار با سطح ویژه زیاد، pH قلیایی، بارهای سطحی منفی و حاوی مقادیری از عناصر غذایی است که پویایی و فراهمی همه عناصر غذایی موجود در خاک را تحت‌تأثیر قرار می‌دهد. بااین‌حال، تأثیر آن بر تغییرات برخی از عناصر غذایی ازجمله نیتروژن بسیار پیچیده و متنوع است. بخش زیادی از تغییرشکل‌های نیتروژن خاک به‌صورت زیستی و توسط ریزجانداران خاک انجام می‌شود و بیوچار با بهبود تهویه و حفظ رطوبت خاک و همچنین تأمین کربن مورد نیاز ریزجانداران و حذف مواد بازدارنده، فعالیت زیستی خاک را بهبود داده و از این طریق جمعیت باکتری‌های تثبیت‌کننده زیستی نیتروژن و باکتری‌های معدنی‌کننده

نیترون خاک را افزایش داده و فراهمی نیتروژن معدنی خاک را افزایش می‌دهد. همچنین، علاوه‌بر این‌که بسته به نوع زیست‌توده اولیه و شرایط تولید، می‌تواند مقادیری نیتروژن آلی و معدنی به خاک وارد کند، می‌تواند ۱) نیتروژن آلی و معدنی (یون‌های آمونیوم و نیترات) خاک را جذب و نگهداری کرده و از آبشویی آن‌ها بکاهد. ۲) به‌علت داشتن مقادیری کربن فراهم و نسبت C/N نسبتاً زیاد، در ابتدای افزوده شدن به خاک منجر به کمبود موقتی نیتروژن خاک شده ولی در ادامه به روش‌های مستقیم و غیرمستقیم، فراهمی نیتروژن معدنی خاک را افزایش می‌دهد. ۳) با تغییر میزان فراهمی نیتروژن معدنی خاک، تغییر جمعیت و فعالیت باکتری‌های نیترات‌زدا و کاتالیز کردن تبدیل N_2O به N_2، میزان انتشار گاز N_2O از خاک را تحت‌تأثیر قرار دهد؛ بنابراین، به‌طورکلی می‌توان گفت بیوچار با نیتروژن دارای برهم‌کنش هم‌افزایی[1] بوده و می‌تواند میزان مصرف کودهای نیتروژنی را کاهش دهد. بااین‌حال، تغییرات نیتروژن با افزودن بیوچار به خاک هنوز به‌خوبی مشخص نشده است و پژوهش‌های بیشتری نیاز است تا اثرات کوتاه‌مدّت، میان‌مدّت و بلندمدّت بیوچار بر پویایی عناصر غذایی ازجمله نیتروژن در خاک مورد بررسی قرار گیرد. لذا با توجه به اثرپذیری ویژگی‌های بیوچار از نوع زیست‌توده اولیه و شرایط تولید و نقش زیاد این ویژگی‌ها در اثرگذاری بیوچار بر ویژگی‌ها و حاصلخیزی خاک، پیشنهاد می‌شود تأثیر بیوچارهای تولید شده از زیست‌توده‌های مختلف و در شرایط دمایی مختلف بر تحرک و فراهمی عناصر غذایی به‌ویژه نیتروژن در خاک‌های آهکی مورد بررسی قرار گیرد.

1- Synergistic interaction

Reference

1. Alkharabsheh, H.M., Seleiman. M.F., Battaglia. M.L., Shami, A., Jalal, R.S., Alhammad, B.A., Almutairi, K.F., Al-Saif, A.M., 2021. Biochar and Its broad impacts in soil quality and fertility, nutrient leaching and crop productivity: A Review. Agronomy. 11(5):1-29.
2. Almendros, G., Knicker, H., and Gonzalez-Vila, F.G., 2003. Rearrangement of carbon and nitrogen forms in peat after progressive thermal oxidation as determined by solid-state ^{13}C-and ^{15}N-NMR spectroscopy. Organic Geochemistry. 34:1559-1568.
3. Azimzadeh, Y. 2019. Synthesis of biochar/hydrochar-based layered double hydroxide composites for sorption of phosphate and the feasibility of their using as slow-release fertilizer. Ph.D. Thesis. Faculty of Agriculture, University of Tabriz. Tabriz. [in Persian].
4. Azimzadeh, Y., and Najafi, N., 2017a. Effects of biochar on soil physical, chemical, and biological properties. Land Management Journal, 4(2):161-173. (in Persian).
5. Azimzadeh, Y., and Najafi, N., 2017b. Biochar: the material with unique properties for carbon sequestration and global warming mitigation. Land Management Journal, 5(1):51-63. (in Persian).
6. Azimzadeh, Y., Najafi, N., Amirloo, B., and Abdolmaleki, E. 2017. Investigating the properties of the biochars produced from different organic materials. 15th Iranian Soil Science Congress. 28-30 August 2017, Isfahan, Iran. (in Persian).
7. Bolan, N., Hoang, S.A., Beiyuan, J., Gupta, S., Hou, D., Karakoti, A., Joseph, S., and Jung, S., 2022. Multifunctional applications of biochar beyond carbon storage. International Materials Reviews. 67(2):150-200.
8. Brewer, C.E., Hu, Y.Y., Schmidt-Rohr, K., Loynachan, T.E., Laird, D.A., and Brown R.C., 2012. Extent of pyrolysis impacts on fast pyrolysis biochar properties. Journal of Environmental Quality. 41:1115-1122.
9. Bruun, E.W., Ambus, P., Egsgaard, H., and Hauggaard-Nielsen, H., 2012. Effects of slow and fast pyrolysis biochar on soil C and N turnover dynamics. Soil Biology and Biochemistry. 46:73-79.
10. Cai, Y., Zhu, M., Meng, X., Zhou, J.L., Zhang, H., and Shen, X., 2022. The role of biochar on alleviating ammonia toxicity in anaerobic digestion of nitrogen-rich wastes: A review. Bioresource Technology. 351:126-134.
11. Case, S.D., McNamara, N.P., Reay, D.S., and Whitaker, J., 2012. The effect of biochar addition on N_2O and CO_2 emissions from a sandy loam soil–The role of soil aeration. Soil Biology and Biochemistry. 51:125-134.
12. Cassman, K.G., Dobermann, A., and Walters, D.T., 2002. Agroecosystems, nitrogen-use efficiency, and nitrogen management. AMBIO: A Journal of the Human Environment. 31:132-140.
13. Castaldi, S., Riondino, M., Baronti, S., Esposito, F., Marzaioli, R., Rutigliano, F., Vaccari, F., and Miglietta, F., 2011. Impact of biochar application to a Mediterranean wheat crop on soil microbial activity and greenhouse gas fluxes. Chemosphere. 85:1464-1471.
14. Cheng, C.H., Lehmann, J., Thies, J.E., and Burton, S.D., 2008. Stability of black carbon in soils across a climatic gradient. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences. 113:20-27.
15. Cheng, C.-H., Lehmann, J., Thies, J.E., Burton, S.D., and Engelhard, M., 2006. Oxidation of black carbon by biotic and abiotic processes. Organic Geochemistry. 37:1477-1488.
16. Cheng, Y., Cai, Z.c., Chang, S.X., Wang, J., and Zhang, J.b., 2012. Wheat straw and its biochar have contrasting effects on inorganic N retention and N_2O production in a cultivated Black Chernozem. Biology and Fertility of Soils. 48:941-946.
17. Clough, T.J., and Condron, L.M., 2010. Biochar and the nitrogen cycle: introduction. Journal of Environmental Quality. 39:1218-1223.
18. Clough, T.J., Condron, L.M., Kammann, C., and Müller, C., 2013. A review of biochar and soil nitrogen dynamics. Agronomy. 3:275-293.
19. DeLuca, T., MacKenzie., M., Gundale, M., and. Holben, W., 2006. Wildfire-produced charcoal directly influences nitrogen cycling in ponderosa pine forests. Soil Science Society of America Journal. 70:448-453.

20. Dempster, D., Gleeson, D., Solaiman, Z.i., Jones, D., and Murphy, D., 2012a. Decreased soil microbial biomass and nitrogen mineralization with Eucalyptus biochar addition to a coarse textured soil. Plant and Soil. 354:311-324.
21. Dempster, D.N., Jones, D.L., and Murphy, D.V., 2012b. Clay and biochar amendments decreased inorganic but not dissolved organic nitrogen leaching in soil. Soil Research. 50:216-221.
22. Doydora, S.A., Cabrera, M.L., Das, K.C., Gaskin, J.W., Sonon, L.S., and Miller, W.P., 2011. Release of nitrogen and phosphorus from poultry litter amended with acidified biochar. International Journal of Environmental Research and Public Health. 8:1491-1502.
23. Gao, Y., Fang, Z., Van Zwieten, L., Bolan, N., Dong, D., Quin, B.F., Meng,. J., Li, F., Wu, F., Wang, H., and Chen, W., 2022. A critical review of biochar-based nitrogen fertilizers and their effects on crop production and the environment. Biochar. 4(36):22-36.
24. Ghorbani, M., Konvalina, P., Neugschwandtner, R.W., Kopecký, M., Amirahmadi, E., Bucur, D., and Walkiewicz, A., 2022. Interaction of biochar with chemical, green and biological nitrogen fertilizers on nitrogen use efficiency indices. Agronomy. 12(9):211-220.
25. Gundale, M.J., and DeLuca, T.H., 2007. Charcoal effects on soil solution chemistry and growth of Koeleria macrantha in the ponderosa pine/Douglas-fir ecosystem. Biology and Fertility of Soils. 43:303-311.
26. Haider, F.U., Coulter, J.A., Cai, L., Hussain, S., Cheema, S.A., Wu, J., and Zhang, R., 2022. An overview on biochar production, its implications, and mechanisms of biochar-induced amelioration of soil and plant characteristics. Pedosphere. 32(1):107–130.
27. Hamer, U., Marschner, B., Brodowski, S., and Amelung, W., 2004. Interactive priming of black carbon and glucose mineralisation. Organic Geochemistry. 35:823-830.
28. Hass, A., Gonzalez, J.M., Lima, I.M., Godwin, H.W., Halvorson, J.J., and Boyer, D.G., 2012. Chicken manure biochar as liming and nutrient source for acid Appalachian soil. Journal of Environmental Quality. 41:1096-1106.
29. Havlin, J.L., Beaton, J.D., Tisdale, S.L., Nelson, W.L., 1999. Soil Fertility and Fertilizers, 6th Edition. Upper Saddle River, N.J: Prentice-Hall, Inc. 499 p.
30. Inglett, P.W., Rivera-Monroy, V.H., and Wozniak, J.R., 2011. Biogeochemistry of nitrogen across the everglades landscape. Critical Reviews in Environmental Science and Technology. 41: 6:187-216.
31. Ippolito, J., Novak, J., Busscher, W., Ahmedna, M., Rehrah, D., and Watts, D., 2012. Switchgrass biochar affects two Aridisols. Journal of environmental quality. 41:1123-1130.
32. Jain, V., and Nainawatee, H., 2002. Plant flavonoids: signals to legume nodulation and soil microorganisms. Journal of Plant Biochemistry and Biotechnology. 11:1-10.
33. Jones, D., Rousk, J., Edwards-Jones, G., DeLuca, T., and Murphy, D., 2012. Biochar-mediated changes in soil quality and plant growth in a three year field trial. Soil Biology and Biochemistry. 45:113-124.
34. José, M., and Knicker, H., 2011. Bioavailability of N released from N-rich pyrogenic organic matter: an incubation study. Soil Biology and Biochemistry. 43:2368-2373.
35. Joseph, S., Cowie, A.L., Van Zwieten, L., Bolan, N., Budai, A., Buss, W., Cayuela, M.L., Graber, E.R., Ippolito, J.A., and Kuzyakov, Y., 2021. How biochar works, and when it doesn't: A review of mechanisms controlling soil and plant responses to biochar. GCB Bioenergy. 13(11):1731–1764.
36. Joseph, S., and Lehmann, J., 2009. Biochar for environmental management: Science and technology. Earthscan, London, UK.
37. Kameyama, K., Miyamoto, T., Shiono, T., and Shinogi, Y., 2012. Influence of sugarcane bagasse-derived biochar application on nitrate leaching in calcaric dark red soil. Journal of Environmental Quality. 41:1131-1137.

38. Kammann, C.I., Linsel., S., Gößling, J.W., and Koyro, H.W., 2011. Influence of biochar on drought tolerance of Chenopodium quinoa Willd and on soil–plant relations. Plant and Soil. 345:195-210.
39. Krull, E.S., Baldock, J.A., Skjemstad, J.O., and Smernik, R.J., 2009. Characteristics of Biochar: Organo-chemical Properties, In: Biochar for Environmental Management: Science and Technology. J. Lehmann, S. Joseph (Eds.), Earthscan, London, UK, pp. 53–66.
40. Lehmann, J., Gaunt, J., and Rondon, M., 2006. Bio-char sequestration in terrestrial ecosystems–a review. Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change. 11:395-419.
41. Lehmann, J., da Silva., J.P., Steiner, C., Nehls, T., Zech, W., and Glaser, B., 2003. Nutrient availability and leaching in an archaeological Anthrosol and a Ferralsol of the Central Amazon basin: fertilizer, manure and charcoal amendments. Plant and soil. 249:343-357.
42. Lehmann, J., Rillig, M.C., Thies, J., Masiello, C.A., Hockaday, W.C., and Crowley, D., 2011. Biochar effects on soil biota–a review. Soil Biology and Biochemistry. 43:1812-1836.
43. Lentz, R., and Ippolito, J., 2012. Biochar and manure affect calcareous soil and corn silage nutrient concentrations and uptake. Journal of Environmental Quality. 41:1033-1043.
44. Li, X., Wang, R., Shao, C., Li, D., Bai, S., Hou, N., and Zhao, X., 2022. Biochar and Hydrochar from Agricultural Residues for Soil Conditioning: Life Cycle Assessment and Microbially Mediated C and N Cycles. ACS Sustainable Chemistry & Engineering. 10 (11):3574-3583.
45. Luo, Y., Zhao, X., Li, G., Zhao, L., Meng, H., and Lin, Q., 2014. Effect of biochar on mineral nitrogen content in soils with different pH values. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering. 30:166-173.
46. Major, J., Rondon, M., Molina, D., Riha, S.J., and Lehmann, J., 2012. Nutrient leaching in a Colombian savanna Oxisol amended with biochar. Journal of Environmental Quality. 41:1076-1086.
47. Neary, D.G., Klopatek, C.C., DeBano, L.F., and Ffolliott, P.F., 1999. Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis. Forest Ecology and Management. 122:51-71.
48. Novak, J.M., Busscher, W.J., Laird, D.L., Ahmedna, M., Watts, D.W., and Niandou, M.A., 2009. Impact of biochar amendment on fertility of a southeastern coastal plain soil. Soil Science. 174:105-112.
49. O'Toole, A., Knoth de Zarruk, K., Steffens, M., and Rasse, D., 2013. Characterization, stability, and plant effects of kiln-produced wheat straw biochar. Journal of Environmental Quality. 42:429-436.
50. Piash, M.I., Iwabuchi, K., Itoh., T., and Uemura, K., 2021. Release of essential plant nutrients from manure- and wood-based biochars. Geoderma. 397:115-127.
51. Prendergast-Miller, M.T., Duvall, M., and Sohi, S.P., 2011. Localisation of nitrate in the rhizosphere of biochar-amended soils. Soil Biology and Biochemistry. 43:2243-2246.
52. Rondon, M.A., Lehmann, J., Ramírez, J., and Hurtado, M., 2007. Biological nitrogen fixation by common beans (Phaseolus vulgaris L.) increases with bio-char additions. Biology and Fertility of Soils. 43:699-708.
53. Saarnio, S., Heimonen, K., and Kettunen, R., 2013. Biochar addition indirectly affects N_2O emissions via soil moisture and plant N uptake. Soil Biology and Biochemistry. 58:99-106.
54. Sarkhot, D.V., Berhe, A.A., and Ghezzehei, T.A., 2012. Impact of biochar enriched with dairy manure effluent on carbon and nitrogen dynamics. Journal of Environmental Quality. 41:1107-1114.
55. Schomberg, H.H., Gaskin., J.W., Harris, K., Das, K., Novak, J.M., Busscher, W.J., Watts, D.W., Woodroof, R.H., Lima, I.M., and Ahmedna, M., 2012. Influence of biochar on

nitrogen fractions in a coastal plain soil. Journal of Environmental Quality. 41:1087-1095.

56. Singh, B.P., B.J Hatton., B. Singh., A.L. Cowie., and A. Kathuria. 2010. Influence of biochars on nitrous oxide emission and nitrogen leaching from two contrasting soils. Journal of Environmental Quality. 39:1224-1235.
57. Spokas, K.A., Baker, J.M., and Reicosky, D.C., 2010. Ethylene: potential key for biochar amendment impacts. Plant and Soil. 333:443-452.
58. Steiner, C., Teixeira, W.G., Lehmann, J., Nehls, T., de Macêdo, J.L.V., Blum, W.E., and. Zech, W., 2007. Long term effects of manure, charcoal and mineral fertilization on crop production and fertility on a highly weathered Central Amazonian upland soil. Plant and Soil. 291:275-290.
59. Taghizadeh-Toosi, A., Clough, T.J., Condron, L.M., Sherlock, R.R., Anderson, C.R., and Craigie, R.A., 2011. Biochar incorporation into pasture soil suppresses in situ nitrous oxide emissions from ruminant urine patches. Journal of Environmental Quality. 40:468-476.
60. Uzoma, K., Inoue, M., Andry, H., Fujimaki, H., Zahoor, A., and Nishihara, E., 2011. Effect of cow manure biochar on maize productivity under sandy soil condition. Soil Use and Management. 27:205-212.
61. Wang, T., Camps-Arbestain, M., Hedley, M., and Bishop, P., 2012b. Predicting phosphorus bioavailability from high-ash biochars. Plant and Soil. 357:173-187.
62. Wang, T., Arbestain, M.C., Hedley, M., and Bishop, P., 2012a. Chemical and bioassay characterisation of nitrogen availability in biochar produced from dairy manure and biosolids. Organic Geochemistry. 51:45-54.
63. Warnock, D.D., Lehmann, J., Kuyper, T.W., and Rillig, M.C., 2007. Mycorrhizal responses to biochar in soil–concepts and mechanisms. Plant and Soil. 300:9-20.
64. Woolf, D., and Lehmann, J., 2012. Modelling the long-term response to positive and negative priming of soil organic carbon by black carbon. Biogeochemistry. 111:83-95.
65. Xinxiang, C., Xusheng, H., and Wen, Z., 2014. Effects of quantity of biochar on nitrogen leaching in simulated soil columns and soil moisture parameters in field. Agricultural Research in the Arid Areas. 32:110-139.
66. Yao, Y., Gao, B., Zhang, M., Inyang, M., and Zimmerman, A.R., 2012. Effect of biochar amendment on sorption and leaching of nitrate, ammonium, and phosphate in a sandy soil. Chemosphere. 89:1467-1471.
67. Zhang, A., Cui, L., Pan, G., Li, L., Hussain, Q., Zhang, X., Zheng, J., and Crowley, D., 2010. Effect of biochar amendment on yield and methane and nitrous oxide emissions from a rice paddy from Tai Lake plain, China. Agriculture, Ecosystems & Environment. 139:469-475.
68. Zhang, L., Jing, Y., Chen, C., Xiang, Y., Rezaei Rashti, M., Li, Y., Deng, Q., Zhang, R., 2021. Effects of biochar application on soil nitrogen transformation, microbial functional genes, enzyme activity, and plant nitrogen uptake: A meta-analysis of field studies. GCB Bioenergy. 13(12):1859-1873.
69. Zhou, Z., Li, X., Xing, Y., Fang, B., Zhang, L., and Peng, Y., 2011. Effect of biochar amendment on nitrogen leaching in soil. Earth and Environment. 39:278-284.

The Role of Biochar in Soil Nitrogen Cycle

Y. Azimzadeh*

Assistant Prof., Natural Resources Management Research Department; Dryland Agricultural Research Institute; Agricultural Research, Education, and Extension Organization (AREEO); Maragheh, Iran.

yaser.azimzadeh@gmail.com

Received: December 2022and Accepted: September 2023

Abstract

Biochar is a black solid containing stable carbon with many positive effects on the physical, chemical, and biological properties of soil. One important positive effect of biochar on soil is its contribution to nutrient (e.g., nitrogen) mobility and dynamics in soil. Negatively charged on the surface, biochar is capable of adsorbing and storing ammonium ions (NH_4^+) and small nitrogen-containing organic molecules. It also releases nitrogen into the soil to change the carbon to nitrogen ratio (C/N), whereby the mineralization-immobilization balance of nitrogen is affected. Moreover, biochar indirectly affects soil nitrogen cycle and dynamics by changing such soil properties as pH, cation exchange capacity, electrical conductivity, organic carbon, biological activity, nutrient availability, porosity, ventilation, and water relations, among others. It is through these changes that water, air, and nutrients are provided to make soil a suitable habitat favorable to soil microorganisms that help improve biological fixation of nitrogen. Biochar also reduces N_2O emission, as a greenhouse gas, from the soil by reducing soil nitrogen sublimation. In general, biochar has a synergistic interaction with nitrogen and can enhance nitrogen use efficiency to reduce nitrogen fertilizer consumption. However, only scant knowledge is presently available on soil nitrogen changes induced by biochar, especially in calcareous soils. Further research is needed to investigate the effects of biochars produced from different types of biomass under different temperatures on the mobility and availability of nutrients, especially nitrogen, in calcareous soils.

Keywords: Pyrolysis, Nitrogen cycle, Soil properties

* - Corresponding author's email: yaser.azimzadeh@gmail.com

Sources of Microplastics in Soil and Their Adverse Effects on Soil: A Review

Sh. Karimi* and Z. Kolahchi
PhD student, Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, Isfahan University of Technology.
shno.karimi71@gmail.com
Assistant Prof., Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, Bu -Ali Sina University, Hamedan.
zkolahch@yahoo.com.

Received: December 2022 and Accepted: July 2023

Abstract

Although plastic products nowadays widely mass-produced bring convenience to people, they definitely cause plastic pollutants to accumulate in the environment. Microplastics are generally defined as plastic particles less than 5 mm in size. Large amounts of such wastes are annually released and dumped into the environment so that they are now widely detected in open oceans, freshwater, marine organisms, soil, and sewage sludge, among others. Pollution with microplastics and the associated environmental hazards are nowadays a major global concern, with soil pollution with microplastics being of special importance because soils provide a wide range of ecosystem services essential for life while they house most of the microplastic waste released into the environment. A wide array of sources has been identified for soil pollution with these materials including composts, sewage sludge, irrigation, plastic mulch, littering, and atmospheric deposits. The transport and persistence of microplastics in soil are governed by the interaction effects of microplastic properties (namely, the extent of their swarm into the environment, particle size, and type of their constituent compounds) and environmental factors. Moreover, plastic materials present in soil can change the interactions among soil particles, water, chemical compounds, and living organisms to alter the different characteristics of agro-ecosystems. To shed more light on these issues, the present article provides a review of the research projects performed, both at the national and international levels, on the sources of microplastics in soil and their detrimental impacts on soil and human beings.

Keywords: Pollution, Microplastics, Environmental factors, Ecosystem

* - Corresponding author's email: shno.karimi71@gmail.com

Changes in Agricultural Land Use as a Threat to Food Security

M.N. Navidi*, H. Asadi Rahmani, M. Chatrenour, R. Kharazmi, M. Jamshidi, A. R. Ziaee Javid , Z. Mohamadesmail, and F. Ebrahimi Meymand

Associate Prof., Soil and Water Research Institute, Agricultural Research, Education and Extension Organization (AREEO), Tehran, Iran. **nnavidi@swri.ir**

Professor, Soil and Water Research Institute, Agricultural Research, Education and Extension Organization (AREEO), Tehran, Iran. **asadi_1999@yahoo.com**

Researcher, Soil and Water Research Institute, Agricultural Research, Education and Extension Organization (AREEO), Tehran, Iran. **m.chatrenor@areeo.ac.ir**

Assistant Prof., Soil and Water Research Institute, Agricultural Research, Education and Extension Organization (AREEO), Tehran, Iran. **R.kharazmi@areeo.ac.ir**

Assistant Prof., Soil and Water Research Institute, Agricultural Research, Education and Extension Organization (AREEO), Tehran, Iran.**mohammadjamshidi@yahoo.com**

Researcher, Soil and Water Research Institute, Agricultural Research, Education and Extension Organization (AREEO), Tehran, Iran**. alirezaziaee65@gmail.com**

Researcher, Soil and Water Research Institute, Agricultural Research, Education and Extension Organization (AREEO), Tehran, Iran**. mesmaily_n@yahoo.com**

Researcher, Soil and Water Research Institute, Agricultural Research, Education and Extension Organization (AREEO), Tehran, Iran**. meymand1949@gmail.com**

Received: July 2023 and Accepted: September 2023

Abstract

Al land use changes pose a most serious challenge to agricultural production, resulting in the loss of fertile soil and food security. The present study was conducted to investigate the challenges associated with fertile agricultural lands in Iran as an attempt to examine and identify the different aspects of the threats agricultural lands are faced with. As a second step, the laws and regulations governing land use change in different countries and in Iran were reviewed and the general policies related to the protection of agricultural lands were examined. The review of land use laws in Iran showed that, despite their abundance, they have suffered from poor law enforcement as a result of both social and historical reasons as well as a public negligence of and non-adherence to the laws. Evaluations of temporal changes in the growth and development of metropolises as provincial centers revealed that they had greatly expanded beyond their original limits to annex fertile agricultural lands in the suburbs to these large cities. The five-year statistics of the requests submitted for land use change in each province also revealed landlords' increasing demands submitted for land use change motivated by more profits out of their property, which result in loss of fertile soil, decreased agricultural production, and endangered food security.

Keywords: Land evaluation, Soil degradation, Land protection, Agricultural production, Soil protection law

* - Corresponding author's email: nnavidi@swri.ir

Management of Nitrogen Fertilizer Application in Citrus Orchards

A. Asadi Kangarshahi* and N. Akhlaghi Amiri

Associate Prof., Soil and Water Research Department, Mazandaran Agricultural and Natural Resources Research and Education Center, AREEO, Sari, Iran. **kangarshahi@gmail.com**

Assistant prof., Agronomy and Horticultural Science Department, Mazandaran Agricultural and Natural Resources Research and Education Center, AREEO, Sari, Iran. **neginakhlaghi@yahoo.com**

Received: June 2023 and Accepted: September 2023

Abstract

Management of nitrogen fertilizer application for citrus trees was evaluated to obtain an enlightened understanding of plant nitrogen requirements, amount of fertilization needed, appropriate fertilization timing, and nitrogen uptake and storage in these plants. The knowledge thus obtained could be effectively exploited toward formulating recommendations that ensure optimized nitrogen fertilization. Mature citrus trees reportedly contain 500 to 1000 kg N/ha, 40 to 50 percent of which belongs in the leaves and fruits while only 15 to 20 kg N is deposited in their skeletal structure. These findings and the long-term survey of citrus fertilization experiments in Iran and elsewhere indicate that annual application of 200 kg N/ha seems sufficient for stable fruit production, improved fruit yield and quality, and proper tree growth and health. Moreover, it is found that 30-50% of this amount of N application will be incorporated into the fruits while about one tenth will be deposited and stored in the tree, with the balance between nitrogen uptake and consumption by the tree being secured by N leaching from the soil profile and lost as gas into the air. The results of an experiment with labeled fertilizers (^{15}N) showed that the highest N-uptake rate in citrus trees occurred during the period from fruit set to fruit maturity and, further, that N uptake was very low during the post-harvest period, especially during minimum tree activity (winter) and the beginning of the growing season. This indicates that nitrogen storage in older tissues plays the greatest role in the growth and development of leaves, branches, flowers, and fruits at the beginning of the growing season when N uptake from the soil is still very low (i.e., when branches and flowers begin to sprout and fruits are in the form). It has also been reported that the nitrogen present in soil organic matter ranges from 1000 to 2000 kg/ha in orchard soils containing 1 to 2% O.M. and that both the soil nitrogen content and that stored in the tree bodies play important roles in regulating the supply of nitrogen to new organs (i.e., leaves, blooms, and fruitlets), especially in the beginning of the growing season. It follows that the purpose behind N fertilization should be to ensure stable production, proper tree growth, and improved fruit yield and quality such that soil application of fertilizers before the flowering and fruit set stages have no effects on the growth of spring buds or flowering and fruit setting in the current year. Producers are, therefore, recommended to start fertilizer application with a maximum of 10-15% of the annual plant requirement during the period prior to flowering and fruit setting, gradually increase application rate (by some percentage of the annual requirement) as determined by the phenology of fruit growth, and increase it to its maximum rate by the middle of the first stage up to the early second stage of fruit growth. Then, in the middle of the second stage of fruit growth, nitrogen rate should be reduced to its minimum or stopped altogether (depending on plant variety).

Key words: N balance, N nutrition, N requirement, N storage

* Corresponding author's email: kangarshahi@gmail.com

Remote Sensing Used to Detect Changes in Land Use and Forest Cover (A Case Study of Astara City)

S. Asghari Sareskanroud* and H. Sharifi Tularoud
Professor, Department of Physical Geography, Faculty of Social Sciences, Mohaghegh Ardabili University, Iran.
s.asghari@uma.ac.ir
Msc remote sensing and GIS, Faculty of Social Sciences, Mohaghegh Ardabili University, Iran.
hoseinsharifyrsgis@gmail.com

Received: May 2023 and Accepted: September 2023

Abstract

Given the significance of the Hyrcanian Forests, inscribed by the UNESCO as a world heritage site, it is essential to monitor the changes in and the devastation of the forest cover in this ecoregion for the planning and management of national lands. It is the objective of the present study to monitor changes in both land use and forest cover in Astara region using Landsat TM, OLI 1 & 2 sensors for the years 1995 and 2022. For this purpose, images captured on days with cloud covers of less than 10% were selected over three time intervals and the relevant enhanced Vegetation Index (EVI) values were determined based on Landsat inter-band relations. In the next stage, the index values were combined to derive the land use map using the support vector machine (SVM) algorithm. The results of accuracy evaluation showed that the overall accuracy and Kappa coefficients of the land use map for the year 1995 were equal to 89 and 92% and those for 2022 were 0.86 and 0.75%, respectively, indicating acceptable results. The results of land use changes in Astara city during the period from 1995 to 2022 showed that residential land use had increased by 7% equal to 2954 ha while rangeland and agricultural uses had decreased by 1 to 2% equal to 258 and 997 ha, respectively. However, an important land use along the Caspian coast line – that is, forest cover - stretched over an area of 34283 ha equal to 80% of the study area, which declined in 2022 to 32522 ha equal to 76%, showing a decrease of 4% equal to 1761 ha. It is clear that, owing to its rich archive of satellite images, the GEE system can be used as a strong and useful tool for monitoring and managing forest lands.

Keyword: Forest cover, Deforestation, Google Earth Engine, Landsat

* - Corresponding author's email: s.asghari@uma.ac.ir

Isolation and Molecular Identification of Urease Producing Bacilli from Iranian Soils for Biocement Production

S. Fazelikia, S. A. Abtahi*, M. Kargar, and M. Jafarinia

Ph.D. graduate, Soil fertility and biotechnology management, Department of Soil Sciences, Marvdasht Branch, Islamic Azad University, Marvdasht, Iran. **fazelikias@yahoo.com**

Professor, Department of Soil Sciences, Marvdasht Branch, Islamic Azad University, Marvdasht, Iran. **seyedaliabtahi@yahoo.com**

Professor, Department of Microbiology, Shiraz Branch, Islamic Azad University, Shiraz, Iran. **microkargar@gmail.com**

Assistant Prof., Department of Biology, Marvdasht Branch, Islamic Azad University, Marvdasht, Iran. **jaafarinia33@gmail.com**

Received: June 2023 and Accepted: August 2023

Abstract

Microbial urease has found applications in biotechnology, agriculture, medicine, construction industry, and geotechnical engineering. Microbially-Induced Calcium Carbonate Precipitation (MICP) technology is an ecological process based on microbial urease activity that has recently been used for soil stabilization. Due to its catabolic ability and high survival rate, Bacillus is considered to be a suitable candidate for use in the biocementation process. It was the objective of the present study to isolate and identify different Bacillus strains with MICP potential from various ecosystems in Iran. For this purpose, 200 soil samples were collected from different regions in Iran and subjected to microbiological and molecular analyses including PCR amplification and sequence analysis of gyrA and 16S rRNA genes in order to isolate and identify bacillus strains. Moreover, tests were performed on the strains to examine their growth in the presence of urea and under different salinity, pH, and temperature levels while soils stabilized with selected strains were also subjected to SEM and XRD examinations and wind tunnel analyses to determine the ability of the isolates to produce biocement. A total of 12 isolates (6%) were identified as urease-positive bacilli belonging to four different species, including four strains of *Bacillus paramycoides* (33.33%), three of *Bacillus paralicheniformis* (25%), three of *Bacillus velezensis* (25%), and two of *Bacillus Pasteuri* (16.66%). The optimal conditions for MICP by the isolates included a temperature of 30 °C, a pH level of 9, and a salinity of 6%. After MICP, the ratio of soil loss at a flow rate of 95 km/h was found to be 100-fold. The results showed that bacilli possess the inherent ability to adapt to harsh environmental conditions. It was also found that MICP-producing bacilli applied on soil surface can significantly contribute to reduced soil loss to erosion.

Keywords: Biocement, Bacillus, Urease, Soil improvement

*- Corresponding author's email: seyedaliabtahi@yahoo.com

Nitrogen Fertilizers Consumption in Wheat Fields in Fars Province, Iran (Investigation of the Socio-economic and Technical Repercussions)

A. R Shirvanian* and B. Hassanpour

Assistant Prof.; Economic, Social, and Extension Research Department; Fars Agricultural and Natural Resources Research and Education Center; AREEO; Shiraz, Iran. **rasoolshirvanian@yahoo.com**

Associate Prof.; Economic, Social, and Extension Research Department; Fars Agricultural and Natural Resources Research and Education Center; AREEO; Shiraz, Iran. **hassanpourbehrooz@gmail.com**

Received: June 2023 and Accepted: September 2023

Abstracrt

Chemical fertilizers are nowadays one of the basic production inputs toward enhanced yields of agricultural products. The private businesses stepping into the chemical fertilizer market increasingly encourage farmers to consume more fertilizers, which, in turn, ushers in doubts about their optimal application at the farm level. To address this issue, the present study was designed and implemented to determine the factors involved in the optimal application of nitrogen fertilizers on wheat fields in Fars Province. For this purpose, data were collected through the multi-stage cluster sampling method and the survey method using a questionnaire admninistered to 457 wheat farmers in Fars Province. The data thus collected were analyzed through descriptive statistics and the Tobit model. Results showed that 78.56 percent of wheat farmers had failed to observe optimal fertilizer consumption levels. It may, therefore, be recommended that the policies pertinent to optimal use of nitrogen fertilizers as tailored to soil and plant requirements should still be enforced as the pivotal approach. For this purpose, informal education on the whole crop rotation may be suggested as the main agenda with due heed paid to farmers' socio-economic characteristics that affect their learning while farm water management as realized by the fertilizer-irrigation approach management of soil resources as implemented through soil tests prior to field operations and disseminated as a social culture among farmers, and the main focus placed on planting dicotyledonous plants in alternation with wheat.

Keywords: Chemical fertilizers, Fars Province, Optimal use, Tobit model, Wheat

* - Corresponding author's email: rasoolshirvanian@yahoo.com

A Survey of Soil Salinity in Iran's Drylands

S. Saadat*, L. Esmaeelnejad, H. Rezaei, and R. Mirkhani
Associate Prof.; Soil and Water Research Institute; Agricultural Research, Education and Extension Organization; Tehran, Iran.**saeed_saadat@yahoo.com**
Assistant Prof.; Soil and Water Research Institute; Agricultural Research, Education and Extension Organization; Tehran, Iran**. esmaeelnejad.leila@gmail.com**
Associate Prof.; Soil and Water Research Institute; Agricultural Research, Education and Extension Organization; Tehran, Iran**. rezaei_h@yahoo.com**
Assistant Prof.; Soil and Water Research Institute; Agricultural Research, Education and Extension Organization, Tehran; Iran**. rasoul_mirkhani@yahoo.com**

Received: April 2023 and Accepted: September 2023

Abstract

About 80 percent of the world's agricultural lands, supplying nearly 60 percent of all human food, is under rain-fed cultivation. Considering the uneven distribution of global rainfall, arid and semi-arid areas call for measures to prevent soil and water salinization. Being one of the most important resources for agricultural production, especially in the face of the current restrictions on the development of irrigated lands, drylands are especially stressed by soil salinity as an important limitation on dry farming, which causes decreased production especially when combined with other limitations such as lack of moisture. In order to gain an enlightened knowledge of the salinity status of rain-fed lands in Iran, a research project of national-scale including 849 study sites was performed and soil samples were collected from different depths across the study sites to determine their Electrical Conductivity (EC) as well as soil physical and chemical characteristics. The results showed that the highest and lowest salinity levels of the surface soil (depths of 0-30 cm) in rain-fed lands under cultivation were 97.5 and 0.19 dS/m, respectively, with an average value of 2.28 dS/m while more than 50% of the soils collected exhibited salinity levels greater than 0.6 dS/m. The results of principal component analysis showed that the variability of soil salinity in rain-fed lands were affected by climatic parameters (such as temperature and precipitation as well as indices resulting from their interactions including standardized precipitation indices and effective drought). Moreover, soil characteristics such as organic carbon, clay, and soluble salt (especially sodium) contents were found to have due effects on salinity level.

Keywords: Climate, Dissolved solutes, Monitoring, Organic carbon, Sodium

*. Corresponding author's email: saeed_saadat@yahoo.com

Subject **Page**

A Survey of Soil Salinity in Iran's Drylands.....11
S. Saadat, L. Esmaeelnejad, H. Rezaei, and R. Mirkhani

Nitrogen Fertilizers Consumption in Wheat Fields in Fars Province, Iran (Investigation of the Socio-economic and Technical Repercussions) ……..……....12
A. R Shirvanian and B. Hassanpour

Isolation and Molecular Identification of Urease Producing Bacilli from Iranian Soils for Biocement Production……...……....13
S. Fazelikia, S. A. Abtahi, M. Kargar, and M. Jafarinia

Remote Sensing Used to Detect Changes in Land Use and Forest Cover (A Case Study of Astara City) ……..……..……....14
S. Asghari Sareskanroud and H. Sharifi Tularoud

Management of Nitrogen Fertilizer Application in Citrus Orchards.....….15
A. Asadi Kangarshahi and N. Akhlaghi Amiri

Changes in Agricultural Land Use as a Threat to Food Security.....…..16
M.N. Navidi, H. Asadi Rahmani, M. Chatrenour, R. Kharazmi, M. Jamshidi, A. R. Ziaee Javid , Z. Mohamadesmail, and F. Ebrahimi Meymand

Sources of Microplastics in Soil and Their Adverse Effects on Soil: A Review……..17
Sh. Karimi and Z. Kolahchi

The Role of Biochar in Soil Nitrogen Cycle……...…….18
Y. Azimzadeh

Ministry of Jihad-e-Agriculture
Agricultural Research, Education and Extension Organization
Soil and Water Research Institute

Journal of Land Management

Vol. 11, No. 2
2024

Manager-in–Charge: Hadi Asadi Rahmani, PhD
Director General, Soil and Water Research Institute

Editor-in–Chief: Hossein Besharati, PhD
Professor, Soil and Water Research Institute

Editorial Board

Naser Aliasgharzad, PhD	Professor, Faculty of Agriculture, Tabriz University
Hossein Asadi, PhD	Associate Prof., College of Agriculture and Natural Resources, Tehran University
Hossein Besharati, PhD	Professor, Soil and Water Research Institute
Hossein A. Bahrami, PhD	Associate Prof., Faculty of Agriculture, Tarbiat Modarres University
Mohammad R. Balali, PhD	Assistant Prof., Soil and Water Research Institute
Manuchehr Gorji, PhD	Professor, College of Agriculture and Natural Resources, Tehran University
Mohammad A. Hajabbasi, PhD	Professor, Faculty of Agriculture, Isfahan Industerial University
Mohammad H. Mohammadi	Associate Prof., College of Agriculture and Natural Resources, Tehran University
Aziz Momeni, PhD	Associate Prof., Soil and Water Research Institute
Mohammad H. Roozitalab, PhD	Associate Prof., Agricutural Research, Education and Extension Organization
Saeed Saadat, PhD	Assistant Prof., Soil and Water Research Institute
Mohammad R. Shahpasand, PhD	Imam Khomeini Higher Education Center

Executive Manager: Farhad Moshiri
Type and Design: Fatemeh Aghajani

Postal Address: P. O. Box: 317793545, Karaj – IRAN
Tel / Fax: 026-36220160
Soil and Water Research Institute Website: www.swri.ir
Journal Website: http://lmj.areo.ir

Journal of
Land Management

ISSN: 2345-6205

Volume 11/ No. 2/ 2024

Subject **Page**

A Survey of Soil Salinity in Iran's Drylands.....11
S. Saadat, L. Esmaeelnejad, H. Rezaei, and R. Mirkhani

Nitrogen Fertilizers Consumption in Wheat Fields in Fars Province, Iran (Investigation of the Socio-economic and Technical Repercussions) 12
A. R Shirvanian and B. Hassanpour

Isolation and Molecular Identification of Urease Producing Bacilli from Iranian Soils for Biocement Production.....13
S. Fazelikia, S. A. Abtahi, M. Kargar, and M. Jafarinia

Remote Sensing Used to Detect Changes in Land Use and Forest Cover (A Case Study of Astara City) 14
S. Asghari Sareskanroud and H. Sharifi Tularoud

Management of Nitrogen Fertilizer Application in Citrus Orchards.....15
A. Asadi Kangarshahi and N. Akhlaghi Amiri

Changes in Agricultural Land Use as a Threat to Food Security.....16
M.N. Navidi, H. Asadi Rahmani, M. Chatrenour, R. Kharazmi, M. Jamshidi, A. R. Ziaee Javid , Z. Mohamadesmail, and F. Ebrahimi Meymand

Sources of Microplastics in Soil and Their Adverse Effects on Soil: A Review.....17
Sh. Karimi and Z. Kolahchi

The Role of Biochar in Soil Nitrogen Cycle.....18
Y. Azimzadeh

http://lmj.areo.ir