



انجمن علوم خاک ایران

نشریه علمی



موسسه تحقیقات خاک و آب

# پژوهش‌های خاک

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

ISSN: 2228 -7124

الف / جلد ۳۵ / شماره ۲ / سال ۱۴۰۰

صفحه

فهرست

عنوان

تأثیر کود مرغی و بیوجار حاصل از آن در دماهای متفاوت روی جذب سطحی فسفر در یک خاک آهکی.....۱۰۵  
مختار زلفی باوریانی و مهرداد نوروزی

ارزیابی اثر حجم ترافیک بر آلودگی و خطر بالقوه بوم‌شناختی عناصر روی، سرب و نیکل در  
خاک‌های حاشیه برخی جاده‌های برون شهری همدان.....۱۱۹  
نیره‌سادات حسینی و سهیل سبحان اردکانی

بررسی اثر نیتروژن، روی، بُر و منیزیم و زمان محلول‌پاشی بر خصوصیات کمی و کیفی انگور دیم.....۱۳۵  
محمدحسین سدروی، فرهاد کرمی و صابر اوستان

بررسی آلودگی خاک به نیترات و تجمع نیترات در محصول سیب‌زمینی و گوجه‌فرنگی در مزارع  
کشاورزان دشت مشهد.....۱۵۵  
محمد جلیلی، محمد کریمی، اردلان ذوالفقاران و سید فاضل فاضلی کاخکی

مقایسه سه روش عصاره‌گیری مقادیر قابل دسترس فلزات سنگین مس، کادمیم، سرب و نیکل برای  
گیاه گندم در خاک‌های متأثر از شوری استان خوزستان.....۱۷۳  
میثم رضایی، کامبیز بازرگان، کریم شهبازی و وحیداله جهانزاده مهجن آبادی

تأثیر شرایط ماندابی بر روند تغییرات شیمیایی و الکتروشیمیایی در محلول خاک‌های آهکی.....۱۸۹  
علی اسدی کنگرشاهی

بررسی میزان فلئوئور در تعدادی از خاک‌ها و ارتباط آن با ویژگی‌های خاک.....۲۰۷  
رامین سلماسی

وزارت جهاد کشاورزی  
سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی

انجمن علوم خاک ایران

مؤسسه تحقیقات خاک و آب

نشریه علمی  
پژوهش‌های خاک

جلد 35 شماره (2)

1400

صاحب امتیاز: مؤسسه تحقیقات خاک و آب

تأییدیه درجه علمی

به استناد نامه شماره 3/11/3760 مورخ 1389/3/16 اعتبار علمی پژوهشی نشریه پژوهش‌های خاک

تمدید شده است

مدیر مسؤول: دکتر هادی اسدی رحمانی  
سر دبیر: دکتر حمید سیادت

رئیس مؤسسه تحقیقات خاک و آب  
استاد پژوهش مؤسسه تحقیقات خاک و آب

اعضاء هیأت تحریریه (به ترتیب حروف الفبا):

دکتر محمد بای بوردی

دکتر حسین بشارتی

دکتر محمدرضا بلالی

دکتر حسن توفیقی

دکتر غلامحسین حق نیا

دکتر کاظم خاوازی

دکتر محمدحسن روزیطلب

دکتر امیر فتوت

دکتر منوچهر گرجی

دکتر عزیز مؤمنی

دکتر محمدرضا نیشابوری

مدرس دانشگاه

استاد مؤسسه تحقیقات خاک و آب

استادیار مؤسسه تحقیقات خاک و آب

دانشیار دانشگاه تهران

استاد دانشگاه فردوسی مشهد

استاد مؤسسه تحقیقات خاک و آب

دانشیار پژوهش سازمان تحقیقات آموزش و ترویج کشاورزی

استاد دانشگاه فردوسی مشهد

استاد دانشگاه تهران

دانشیار مؤسسه تحقیقات خاک و آب

استاد دانشگاه تبریز

دکتر حمید سیادت

کبری علی نژاد

چهار شماره

ویراستار انگلیسی:

تایپ و صفحه آرایی:

تعداد انتشار در سال:

این نشریه در پایگاه‌های علمی زیر نمایه می‌شود:  
www.isc.gov.ir پایگاه استنادی علوم جهان اسلام (ISC):  
و همچنین در پایگاه (ISC) از ضریب تأثیر (IF) برخوردار می‌باشد  
www.sid.ir پایگاه اطلاعات علمی جهاد دانشگاهی:  
www.civilica پایگاه سیولیکا

www.srjournal.areeo.ir :  
www.swri.ir  
www.soiliran.org  
majalehsoil@yahoo.com

پایگاه الکترونیکی نشریه پژوهش‌های خاک  
پایگاه الکترونیکی مؤسسه تحقیقات خاک و آب:  
پایگاه الکترونیکی انجمن علوم خاک ایران:  
آدرس الکترونیکی دفتر مجله:

آدرس: کرج - میدان استاندرد، جاده مشکین دشت، بعد از رزکان نو، بلوار امام خمینی، مؤسسه تحقیقات خاک و آب، کد پستی: 3177993545

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

تلفن و نمابر: (026) 36208796

عنوان	فهرست	صفحه
تأثیر کود مرغی و بیوجار حاصل از آن در دماهای متفاوت روی جذب سطحی فسفر در یک خاک آهکی.....	105	مختار زلفی باوریانی و مهرداد نوروزی
ارزیابی اثر حجم ترافیک بر آلودگی و خطر بالقوه بوم‌شناختی عناصر روی، سرب و نیکل در خاک‌های حاشیه برخی جاده‌های برون شهری همدان.....	119	نیره‌سادات حسینی و سهیل سبحان اردکانی
بررسی اثر نیتروژن، روی، بُر و منیزیم و زمان محلول‌پاشی بر خصوصیات کمی و کیفی انگور دیم.....	135	محمدحسین سدری، فرهاد کرمی و صابر اوستان
بررسی آلودگی خاک به نیترات و تجمع نیترات در محصول سیب‌زمینی و گوجه‌فرنگی در مزارع کشاورزان دشت مشهد.....	155	محمد جلیبی، محمد کریمی، اردلان ذوالفقاران و سید فاضل فاضلی کاخکی
مقایسه سه روش عصاره‌گیری مقادیر قابل دسترس فلزات سنگین مس، کادمیم، سرب و نیکل برای گیاه گندم در خاک‌های متأثر از شوری استان خوزستان.....	173	میثم رضایی، کامبیز بازرگان، کریم شهبازی و وحیداله جهان‌دیده مهجن آبادی
تأثیر شرایط ماندابی بر روند تغییرات شیمیایی و الکتروشیمیایی در محلول خاک‌های آهکی.....	189	علی اسدی کنگرشاهی
بررسی میزان فلوتور در تعدادی از خاک‌ها و ارتباط آن با ویژگی های خاک.....	207	رامین سلمانسی

## راهنمای تهیه مقاله برای انتشار در نشریه علمی پژوهش‌های خاک

نشریه علمی پژوهش‌های خاک به منظور افزایش آگاهی محققان و پژوهشگران علوم خاک و آب، ایجاد زمینه ارتقای سطح دانش و پژوهش، شناخت و معرفی اندیشه‌ها، نوآوریها و خلاقیت‌های علمی - پژوهشی در سطح ملی و بین‌المللی، ایجاد ارتباط بین مراکز آموزشی، علمی - پژوهشی و انتقال و تبادل نتایج یافته‌ها، نتایج حاصل از فعالیتهای تحقیقاتی پژوهشگران در زمینه مسائل مربوط به شناسایی، حفاظت و بهره‌برداری پایدار از منابع خاک و آب در کشاورزی را منتشر می نماید.

### الف) اصول کلی

1- این نشریه صرفاً مقالات پژوهشی (Original Articles) منتج از پژوهش‌های نویسنده و یا نویسندگان در زمینه علوم خاک و آب را منتشر می نماید.

2- مقاله باید به زبان فارسی روان و پیراسته از غلط‌های نگارشی و نوشتاری باشد. از آوردن واژه‌های بیگانه که معادل شناخته شده فارسی دارند جداً خودداری گردد.

3- مسئولیت صحت و سقم مطالب، نظرات و عقاید مندرج در مقالات به عهده نویسندگان مقاله می‌باشد. حقوق معنوی مقالات برای نویسندگان محفوظ می‌باشد.

4- مقاله نباید در هیچ یک از نشریات کشور به چاپ رسیده یا همزمان برای مجلات دیگر ارسال شده باشد این مسئله باید با تأیید کتبی نویسنده مسئول باشد.

• مقالاتی که مبنی بر آزمایش‌هایی است که بیش از 3 سال از خاتمه اجرای آن گذشته است از شانس کمتری برای پذیرش برخوردار خواهد بود و نویسندگان باید علت تأخیر در نوشتن مقاله را توجیه کنند

ب) نحوه تهیه و ارسال مقاله

نحوه نگارش مقاله

1- مقاله حداکثر در 15 صفحه A4 با فاصله خطوط 1/5 و حاشیه‌های 3 سانتی‌متر از هر طرف و به

صورت تک ستونی در نرم افزار Word 2007 تایپ شود.

2- نوع قلم فارسی و انگلیسی و اندازه آنها مطابق جدول (1) استفاده شود.

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

4- اصول نگارش زبان فارسی به طور کامل رعایت شده و از به کار بردن اصطلاحات انگلیسی که معادل فارسی آنها در فرهنگستان زبان فارسی تعریف شده‌اند، حتی الامکان پرهیز گردد.

جدول 1- نوع قلم و اندازه		
موقعیت استفاده	نام قلم	اندازه قلم
عنوان مقاله	Nazanin پر رنگ	14
متن مقاله	Nazanin	12
عناوین بخش‌های مقاله	Nazanin پر رنگ	12
نام مؤلفان	Nazanin پر رنگ	12
کلمه چکیده و کلمات کلیدی	Nazanin پر رنگ	12
عناوین جداول و اشکال	Nazanin پر رنگ	11
متن جداول و شکل‌ها و منابع	Nazanin	11
متن انگلیسی	Times New Roman	یک واحد کمتر از اندازه فارسی در هر موقعیت

نویسنده (گان) موظف هستند حداکثر 15 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 نشریه پژوهش‌های خاک به همراه فرم تعهد نامه 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

#### شناسنامه مقاله

مقالات باید شامل عنوان، چکیده فارسی و انگلیسی (حداکثر تا 300 کلمه)، واژه‌های کلیدی (Keywords)، مقدمه، مواد و روش‌ها، نتایج، بحث و نتیجه‌گیری، تشکر و قدردانی (در صورت نیاز) و فهرست منابع باشد.

#### برگ شناسه

عنوان مقاله، نام، نام خانوادگی، موقعیت شغلی نگارنده (گان)، نام دانشگاه یا مؤسسه پژوهشی که نگارنده (گان) در آن اشتغال دارند، نشانی کامل نگارنده (گان) و نام و مشخصات نگارنده مسئول مکاتبات (به هر دو زبان فارسی و انگلیسی) و پست الکترونیکی همه نویسندگان در صفحه چکیده ها تایپ و در قسمت فایل‌های با نام نویسنده (گان) بارگذاری نمایید و در قسمت بدون نامه نویسنده (گان) مقاله بدون نام بارگذاری گردد.

\* نگارنده مسئول باید فرم تعهدنامه را که با امضای کلیه نگارندگان و الزامی می باشد در قسمت فایل- های پیشنهاد بارگذاری نماید.

#### عنوان مقاله

عنوان مقاله باید روان، گویا، مختصر و مفید بوده و در برگیرنده محتوای تحقیق انجام شده باشد. عنوان مقاله نباید بیش از 20 کلمه باشد. در زیر عنوان نام و نام خانوادگی نویسندگان، مرتبه علمی و یا تحصیلات و وابستگی سازمانی، تاریخ، آدرس کامل پستی، شماره تلفن همراه و پست الکترونیک نویسندگان مقاله درج گردد.

دقت شود کلمه‌های تشکیل دهنده عنوان با کلمه‌های کلیدی متفاوت باشد.

چکیده: چکیده بایستی شامل حداکثر 300 کلمه بوده و بیانگر زمینه و هدف، تحقیق روش بررسی، یافته‌ها، نتیجه‌گیری و ترجیحاً در یک پارگراف باشد. چکیده انگلیسی باید ترجمه کامل چکیده فارسی باشد

#### واژه های کلیدی:

واژه های کلیدی بایستی 3-6 کلمه باشد. واژه های کلیدی چکیده انگلیسی نیز بایستی ترجمه دقیق واژه های چکیده فارسی باشد.

در انتخاب واژه‌های کلیدی از تکرار واژه‌هایی که در عنوان مقاله آمده است خودداری فرمایید

#### مقدمه

باید دربرگیرنده اهمیت پژوهش انجام شده بوده و به بیان مسئله با مروری بر مطالعات و مشاهدات مرتبط با تحقیق که در گذشته انجام شده پرداخته و به منابع معتبری که در انتهای مقاله ذکر شده، استناد شده باشد و در ادامه وجه تمایز نسبت به مطالعات قبلی و لزوم و وجوب آن و در انتها هدف اصلی پژوهش

نگاشته شود. مقالاتی که تکراری بوده و در گذشته به کرات در داخل و خارج از ایران در مورد آن مطالعاتی انجام شده، در صورتی که وجه تمایز قانع کننده‌ای نداشته باشد چاپ نخواهد شد.

#### مواد و روش‌ها

در این قسمت باید شرح مواد و روش‌های مورد استفاده در تحقیق، جامعه آماری، روش‌های نمونه‌گیری، اندازه‌گیری‌های آزمایشی و نحوه تجزیه و تحلیل آماری آورده شود. در صورتی که از روش‌های متداول قبلی منتشر شده استفاده شده باشد، از شرح آنها خودداری و فقط به ارائه اصول و ذکر مأخذ اکتفا شود. نتایج

در این بخش نتایج بدست آمده از تحقیق به صورت نوشتار همراه شکل و جدول و بدون بحث بیان گردد. از بکار بردن عنوان‌هایی مانند نمودار، عکس و نقشه خودداری و کلیه آنها با عنوان " شکل " درج شوند. نتایج ارائه شده در جداول یا شکل‌ها نباید به صورت دیگری مانند منحنی و یا متن نوشتاری در مقاله تکرار گردد. 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 جدول درج و پس از کلمه جدول و شماره آن، خط تیره و سپس عنوان ذکر شود. در متن جدول تا جایی که ممکن است نباید از خطوط افقی و عمودی استفاده کرد. هر ستون جدول باید دارای عنوان و واحد مربوط به کمیت آن ستون باشد. اگر همه ارقام جدول دارای یک واحد مشترک باشند، آن واحد در عنوان اصلی جدول ذکر شود. توضیحات اضافی عنوان و متن جدول به صورت زیرنویس ارائه شوند.

در نمودارها از نشانه‌های  $\blacktriangle$   $\blacksquare$   $\blacklozenge$   $\blacktriangleleft$   $\blacktriangleright$  به صورت توپر و توخالی استفاده شود. برای درج عنوان هر شکل، پس از کلمه شکل و شماره آن، نقطه و سپس عنوان ذکر شود. فایل Excel مربوط به نمودارها ارسال شود. اختصارات موجود در شکل‌ها و جداول باید در زیرنویس توضیح داده شوند. تمام اعداد متن و توضیحات جداول و شکل‌ها باید به زبان فارسی ارائه گردد. از ارسال نمودارهای رنگی جداً اجتناب نموده و از رنگ‌های سفید، سیاه و هاشورهای کاملاً متفاوت استفاده شود. اندازه فونت توضیحات محورهای نمودارها و اعداد به اندازه کافی بزرگ باشد تا در صورت کوچک کردن نیز خوانا باشد. جداول و نمودارها حتی المقدور در متن مقاله جاسازی شوند.

#### بحث

یافته‌های جدید و مهم باید با یافته‌های موجود در منابع مقایسه شود و دلایل قبول و رد آنها مورد بحث قرار گیرد، از تکرار یافته‌ها خودداری شود. مروری بر مقالات گذشته در این بخش گنجانده شود، محدودیت‌های مطالعه باید مورد توجه قرار گیرد. راهکارهای جدید و فرضیه‌های جدید پیشنهاد گردد، یافته‌های جدید و یافته‌های پیش بینی شده مقایسه شود. در پایان باید موارد کاربردهای عملی و تئوری نتایج حاصل از تحقیق و نتیجه کلی پژوهش بیان گردد.

#### تشکر و قدردانی

در این بخش نویسنده (گان) می‌توانند از اشخاص، سازمان‌ها و افراد ذیربطی که در اجرای تحقیق همکاری داشته‌اند، تشکر و قدر دانی نمایند. این قسمت باید کوتاه و در حدود 50 کلمه باشد.

#### فهرست منابع

شیوه ارجاع در تمام متن مقاله بایستی به صورتی باشد که منبع مورد ارجاع در پایان جمله در داخل پرانتز به فارسی برای منابع انگلیسی و فارسی ارائه شود. برای منابع دارای دو نویسنده، نام هر دو نویسنده و منابعی که بیش از دو نویسنده دارند، نخست نام نفر اول و سپس " همکاران " و تاریخ بیان شود. مثال:

..... نتایج مشابهی توسط برخی پژوهشگران نیز گزارش شده است (کریمی و احمدی ، 1389)

..... نتایج مشابهی توسط سایر محققان گزارش شده است (آلوی و همکاران، 2010)

فهرست منابع مورد استفاده در پایان متن به صورت پیوسته و به ترتیب منابع فارسی و انگلیسی ارائه شوند. منابع مورد استفاده 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, b و 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 و 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 و حرف اول نام اولین نویسنده و سپس اول نام نویسندگان بعدی و پس از آن نام خانوادگی آن‌ها ذکر شود.

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

چنانچه منبع ترجمه شده باشد، در فهرست منابع باید نخست نام نویسنده (گان) کتاب اصلی، عنوان مشخصات آن (به زبان انگلیسی) و سپس نام مترجم (مترجمان) ذکر شود.

مثال‌های برای تنظیم منابع

مقاله از مجله

**Brennan, E.W., and W.L. Lindsay. 1998. Reduction and oxidation effect on the solubility and transformation of iron oxides. Soil Sci. Soc. Am. J. 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 2002, Bad Aussee, Austria.**

مطلب از 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 D.A. Laird. 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 نویسنده ای در یک کتاب که نام ویراستاران روی جلد آن است

**Olsen, S.R., and L.E. Sommers. 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.**

منابع مورد استفاده در متن بدین صورت نگاشته شوند:

بای بوردی و همکاران (1382) گزارش کردند...

اسمیت (2002) گزارش کرد ...

اسمیت و جونز (2002) گزارش کردند...

اسمیت و همکاران (2002) گزارش کردند...

- در صورت عدم رعایت دقیق مطالب فوق‌الذکر، مقاله پذیرفته نمی‌شود و پیش از بررسی به اطلاع نویسنده مسئول می‌رسد. بدیهی است چنانچه مقاله ارسالی با شرایط ذکر شده تهیه و عودت داده شود مجدداً از زمان برگشت که تاریخ واقعی مقاله منظور می‌شود مورد بررسی قرار خواهد گرفت.

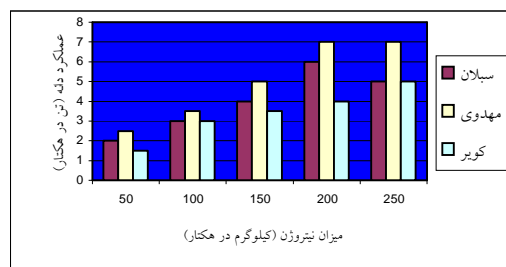
جدول نامناسب

بافت	<i>Mg<sub>ex</sub></i>	<i>K<sub>av</sub></i>	<i>P<sub>av</sub></i>	OC (%)	TNV (%)	EC (dS.m <sup>-1</sup> )	pH	عمق (cm)
	(Mg.kg <sup>-1</sup> )							
لومی رسی	300	290	3/6	0/62	28	7/6	8/2	0-30
لومی رسی	305	295	0/6	0/50	30	7/2	8/2	30-60
لومی شنی	286	332	0/5	0/21	33	9/5	7/8	60-90

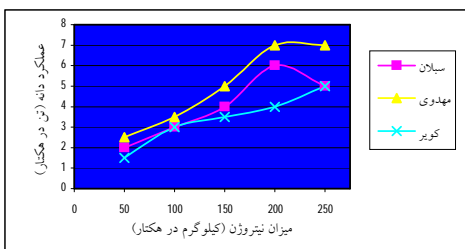
جدول مناسب

بافت	<i>Mg<sub>ex</sub></i>	<i>K<sub>av</sub></i>	<i>P<sub>av</sub></i>	OC (%)	TNV (%)	EC (dS.m <sup>-1</sup> )	pH	عمق (cm)
	(mg.kg <sup>-1</sup> )							
لومی رسی	300	290	3/6	0/62	28	7/6	8/3	0-30
لومی رسی	305	295	/60	0/50	30	7/2	8/2	30-60
لومی شنی	286	232	/50	0/21	33	9/5	7/8	60-90

نامناسب

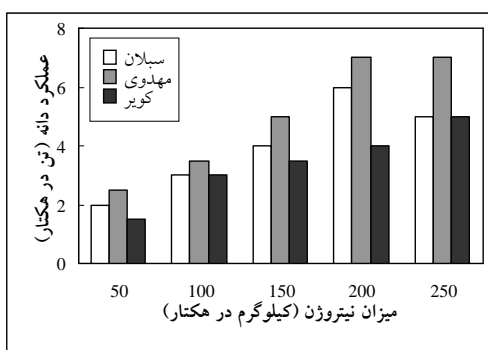




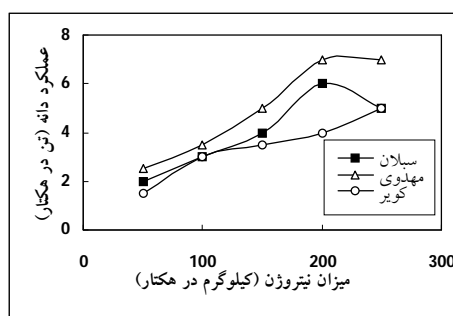


مناسب

نامناسب



مناسب



## فرم تعهد نامه

نشریه پژوهش‌های خاک

اینجانب ..... نویسنده مسئول مقاله زیر:

- سال‌های اجراء آزمایش ذکر شود

موارد زیر را به آگاهی می‌رسانم:

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. هیچگونه تغییری در تعداد نویسندگان یا ترتیب ذکر اسامی انجام نخواهد شد.

نام خانوادگی نویسنده اول: امضاء نویسنده اول مقاله

نام خانوادگی نویسنده دوم: امضاء نویسنده دوم مقاله

نام خانوادگی نویسنده سوم: امضاء نویسنده سوم مقاله

نام خانوادگی نویسنده چهارم: امضاء نویسنده چهارم مقاله

داوران مقالات واصله به دفتر نشریه پژوهش‌های خاک سه ماه دوم سال 1400

---

دکتر شاهین اوسنان	1 مقاله	دکتر عزیز مجیدی	2 مقاله
دکتر کامران افتخاری	1 مقاله	دکتر محمد حسین مهدیان	1 مقاله
دکتر حسین بشارتی	2 مقاله	دکتر محمد حسن مسیح آبادی	1 مقاله
دکتر ابراهیم پذیرا	1 مقاله	دکتر فرهاد مشیری	2 مقاله
دکتر علیرضا جعفرنژادی	6 مقاله	دکتر سید علی اکبر موسوی	2 مقاله
دکتر محمدرضا جلال کمالی	1 مقاله	دکتر علی اکبر نوروزی	1 مقاله
دکتر سید علی محمد چراغی	2 مقاله	دکتر مژگان یگانه	1 مقاله
دکتر حسن روحی پور	2 مقاله		
دکتر عادل ریحانی تبار	1 مقاله		
دکتر میثم رضائی	2 مقاله		
دکتر سید علیرضا سید جلالی	1 مقاله		
دکتر فریدون سرمدیان	1 مقاله		
دکتر کریم شهبازی	2 مقاله		
دکتر محمد مهدی طهرانی	1 مقاله		
دکتر امیر فتوت	3 مقاله		
مهندس محمد فیضی	2 مقاله		
دکتر مسعود کاووسی	1 مقاله		



## تأثیر کود مرغی و بیوچار حاصل از آن در دماهای متفاوت روی جذب سطحی فسفر در یک خاک آهکی

مختار زلفی باوریانی<sup>1</sup> و مهرداد نوروزی

استادیار پژوهش، بخش تحقیقات خاک و آب، مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی استان بوشهر، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج

کشاورزی، بوشهر، ایران؛ mzolfi2001@yahoo.com

استادیار پژوهش، بخش تحقیقات خاک و آب، مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی استان بوشهر، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج

کشاورزی، بوشهر، ایران؛ nowroozi50@yahoo.com

دریافت: 99/4/17 و پذیرش: 1400/4/20

### چکیده

بیوچار به عنوان یکی از منابع ماده آلی می‌تواند در جذب و نگهداری فسفر در خاک مؤثر باشد. این آزمایش به منظور بررسی اثر کود مرغی و بیوچار تهیه شده از آن در دماهای 200، 300 و 400 درجه سانتیگراد بر ویژگی‌های جذب سطحی فسفر در خاک اجرا شد. کود مرغی و بیوچارهای حاصل از آن با نمونه‌های 400 گرمی خاک مخلوط و در دما و رطوبت مناسب به مدت 90 روز خوابانده شد. هم‌دمای جذب سطحی فسفر در محدوده غلظتی صفر تا 90 میلی‌گرم در لیتر فسفر به روش پیمان‌های اندازه‌گیری و مقدار فسفر جذب سطحی شده محاسبه شد. نتایج نشان داد که روند جذب سطحی فسفر در تمامی تیمارها با افزایش غلظت فسفر کاهش یافت. داده‌های جذب با مدل لانگ مویر برازش داده شده. شیب جذب سطحی فسفر در نمونه‌های تیمار شده با بیوچار در غلظت‌های کم و زیاد فسفر در محلول تعادلی، بطور متوسط به ترتیب به میزان 56 درصد کمتر و 116 درصد بیشتر از تیمار شاهد بود. بیوچار تهیه شده در دماهای 300 و 400 درجه سانتیگراد به ترتیب حداقل و حداکثر تأثیر را بر مقدار شیب و حداکثر جذب سطحی فسفر داشتند. حداکثر مقدار فسفر جذب سطحی شده در تیمارهای بیوچار 300 و 400 به ترتیب 144 و 246 میلی‌گرم در کیلوگرم خاک بود. شیب جذب سطحی فسفر در غلظت کم فسفر محلول تعادلی، در تیمارهای بیوچار 300 و 400 به ترتیب 5/42 و 10/1 و در غلظت زیاد فسفر در محلول تعادلی به ترتیب 1/50 و 4/59 میلی‌گرم در کیلوگرم به ازاء هر واحد تغییر در غلظت فسفر در محلول تعادل بود. رفتار بیوچار 300 در جذب سطحی فسفر نشان‌دهنده امکان بیشتر استفاده از آن در اراضی کشاورزی نسبت به سایر بیوچارها به منظور بهبود قابلیت استفاده فسفر در خاک است، اما رفتار بیوچار 400 نشان‌دهنده امکان استفاده آن در اصلاح خاک‌های آلوده به فسفر می‌باشد.

واژه‌های کلیدی: پویایی فسفر، هم‌دمای جذب سطحی، مدل لانگ مویر

<sup>1</sup> نویسنده مسئول، آدرس: بوشهر، مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی استان بوشهر

## مقدمه

شیمیایی یا پیوند کووالانسی) بر روی بارهای الکتریکی متغیر جذب سطحی می‌شوند. بعد از جذب سطحی اولیه، یون‌های فسفر با نفوذ انتشاری به داخل ترکیب ساختمانی وارد می‌شود. در خاک‌های آهکی جذب فسفر به شدت تحت تأثیر واکنش‌های جذب سطحی و رسوب در سطح کربنات کلسیم می‌باشد (مارشتر، 1995).

بیوجار محصول جانبی حاصل از آشکافت زیست توده است که مقاوم به تجزیه بوده و به عنوان ذخیره کربن مورد استفاده قرار می‌گیرد (نامگی و همکاران، 2010). بیوجار به عنوان یکی از منابع ماده آلی ظرفیت بالایی در بهبود کیفیت خاک از طریق افزایش ظرفیت تبادل یونی، سطح ویژه، ظرفیت نگهداری رطوبت و افزایش فراهمی برخی عناصر غذایی ضروری مانند فسفر، کلسیم، گوگرد و نیتروژن داشته (مان، 2002) و تمایل زیادی به جذب ترکیبات آلی و فلزات سنگین دارد (کابرا و همکاران، 2011). سال‌هاست که منابع مختلف مواد آلی برای بهبود زیست فراهمی عناصر غذایی از جمله فسفر مورد استفاده قرار می‌گیرد (اوهنو و امیرباهمان، 2010). انتظار می‌رود بیوجار نیز به طرق مشابه سایر منابع مواد آلی عمل کرده و در افزایش فراهمی عناصر غذایی مؤثر باشد (لهمان و همکاران، 2003). خصوصیات و واکنش پذیری بیوجار در خاک با توجه به نوع زیست توده اولیه و شرایط تولید آن به ویژه میزان و مدت زمان اعمال درجه حرارت متغیر گزارش شده است (گوا و راکستراو، 2007). تغییر دمای آشکافت طیف وسیعی از خصوصیات بیوجار را تحت تأثیر قرار می‌دهد و در نتیجه می‌تواند جذب فسفر را نیز تحت تأثیر قرار دهد (نواک و همکاران، 2009). براساس گزارش وانگ و همکاران (2012) بیوجار بر جذب فسفر در خاک مؤثر بوده و میزان تأثیرگذاری آن به نوع زیست توده اولیه و شرایط تولید بیوجار بستگی دارد. کارنلیسن و همکاران (2005) نیز ظرفیت بیوجار در جذب عناصر را 10-100 برابر بیشتر از زیست توده اولیه گزارش کرده‌اند.

فسفر از مهمترین عناصر غذایی مورد نیاز گیاه است که نقش اساسی در متابولیسم و نقل و انتقال انرژی در گیاه دارد (روگوتاما و همکاران 2005). گیاهان فسفر را از محلول خاک به شکل یون‌های ارتوفسفات جذب می‌کنند (گول و والن، 2016). فسفر در خاک دستخوش فرآیندهای ژئوشیمیایی متفاوتی از جمله حلالیت، کمپلکس شدن، جذب و رسوب قرار می‌گیرد که تحرک و سرنوشت آن را در خاک تعیین می‌کند (دام و همکاران، 2017). این فرآیندهای شیمیایی عملکرد پیچیده‌ای از چندین ویژگی خاک از جمله مقدار و شکل شیمیایی اکسیدهای آهن و آلومینیم، مقدار و نوع رس‌های سیلیکاتی و مقدار کربنات کلسیم بوده (هاولین و همکاران، 2005) و از طریق تأثیر بر فرآیندهای جذب و واجذب بر فراهمی فسفر در خاک مؤثر هستند (دایلان و همکاران، 2004). تأثیر این خصوصیات بر نگهداری و آزادسازی فسفر به اسیدیته و قلیائیت خاک بستگی دارد. در خاک‌های اسیدی فسفر به شکل اکسیدهای آهن و آلومینیم تثبیت می‌شود. پ‌هاش بالای خاک‌های آهکی نیز با تشکیل فسفات‌های کلسیم نسبتاً نامحلول سبب کاهش فراهمی فسفر می‌شود (وانس و همکاران، 2003). تبادل فسفر بین محلول و ذرات جامد خاک و تغییر شکل آن تا حد زیادی تحت تأثیر ویژگی‌های جذب و واجذب فسفر است (زیا و همکاران، 2002). بنابراین جذب و واجذب فسفر ظرفیت خاک در فراهمی فسفر و جذب آن توسط گیاه را تحت تأثیر قرار می‌دهد (شن و همکاران، 2001). جذب یکی از مکانیسم‌های معمول مورد استفاده برای توصیف نگهداری فسفر در خاک است (مک دونل و کاندرون، 2001). درک بهتر از فرآیند جذب و واجذب فسفر برای مدیریت مؤثر فسفر در خاک به منظور افزایش تولید محصولات کشاورزی و پایداری کیفیت خاک مفید و تعیین کننده است (هان و همکاران، 2018). بر اساس گزارش لیندسی (2001) فسفر معدنی اضافه شده به خاک ابتدا به طور ضعیف (جذب فیزیکی یا الکترواستاتیکی) یا قوی (جذب

حاوی کود مرغی بوسیله کوره الکتریکی تهویه‌دار (Heraeus مدل K-1252) با روند افزایش دمای 15 درجه سانتیگراد در دقیقه و به مدت 4 ساعت به طور جداگانه در دماهای 200، 300 و 400 درجه سانتیگراد حرارت داده شد (هال و همکاران، 2008). پس از اتمام مدت زمان اعمال حرارت ضمن پوشاندن مجدد سوراخ ایجاد شده در بسته‌های کود، به آن فرصت داده شد تا رسیدن به دمای اتاق سرد و سپس از الک 2 میلی‌متری عبور داده شد. بیوچارهای تولیدی بسته‌بندی و برای استفاده در آزمایشات بعدی نگهداری شد. در ادامه این نگارش از بیوچار تولیدی در دماهای 200، 300 و 400 درجه سانتیگراد به ترتیب تحت عنوان بیوچار 200، بیوچار 300 و بیوچار 400 ذکر می‌شود.

برخی ویژگی‌های بیوچارها از جمله قابلیت هدایت الکتریکی و پ‌هاش در نسبت 1:5 نمونه به آب و تکان دادن به مدت 30 دقیقه (رایمنت و هیگینسن، 1992) و مقدار کل فسفر به روش اکسیداسیون مرطوب هضم (پارکینسون و آلن، 1975) و به روش اسید آسکوربیک (مورفی و ریلی، 1962) با استفاده از دستگاه اسپکتروفوتومتر مدل Pharmacia Novaspec II در طول موج 890 نانومتر اندازه‌گیری شد (جدول 1).

برای انجام آزمایش مقدار 200 کیلوگرم خاک از افق سطحی (0-30 سانتیمتری) خاک ایستگاه تحقیقات کشاورزی برازجان با نام فامیل Coarse loamy, carbonatic, hyperthermic, Ustic Torriorthents جمع‌آوری و پس از عبور از الک دو میلی‌متری برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی آن اندازه‌گیری شد (جدول 2). بافت به روش هیدرومتری (جی و بودر، 1986)، کربنات کلسیم معادل به روش خشتی کردن با اسید کلریدریک (لوپرت و سوارز، 1996)، قابلیت هدایت الکتریکی در عصاره اشباع (رودز، 1996)، واکنش خاک در خمیر اشباع (توماس، 1996)، ماده آلی به روش اکسیداسیون تر (والکلی و بلاک، 1934)، ظرفیت تبادل کاتیونی به روش جانشیننی با استات سدیم (سامنر و میلر، 1996) و فسفر قابل استفاده به روش اولسن و سامر (1982) اندازه‌گیری شدند.

ارتباط دینامیکی غلظت فسفر در محلول خاک با فرآیندهای جذب سطحی توسط اجزاء جامد خاک به وسیله هم‌دماهای جذب قابل توصیف است. این هم‌دماها رابطه میان جذب سطحی فسفر و غلظت یونی آن را در محلول تعادل نشان می‌دهد. تاکنون معادله‌های مختلفی برای توصیف و بیان این رابطه پیشنهاد شده است که یکی از معروف‌ترین آنها معادله لانگ‌مویر<sup>1</sup> است. معادله لانگ‌مویر تاکنون در پژوهش‌های زیادی مورد استفاده قرار گرفته است. مزیت این معادله به دلیل اهمیت فیزیکی دو ثابت آن یعنی حداکثر جذب و ضریب متناسب با انرژی پیوند آن است (کاندو و گوپتا، 2006 و شیروانی و شریعتمداری، 1381).

با توجه به نکات مذکور همچنانکه هان و همکاران (2018) نیز گزارش کرده‌اند یافته‌های جذب فسفر مربوط به یک ماده و شرایط خاص تولید قابل تعمیم به ماده و شرایط تولید دیگر نمی‌باشد. درک فعل و انفعالات دینامیک فسفر در خاک تیمار شده با بیوچار در برنامه‌ریزی استفاده از بیوچار به عنوان یک ماده اصلاح کننده خاک برای دستیابی به اهداف مختلف مدیریت خاک کمک می‌کند. هدف از اجرای این آزمایش ارزیابی تأثیر بیوچار تهیه شده از کود مرغی در دماهای مختلف بر جذب سطحی فسفر در یک خاک آهکی بود.

## مواد و روش‌ها

برای تهیه بیوچار مقدار کافی کود مرغی از مجتمع‌های تولید و پرورش مرغ گوشتی تهیه و پس از خشک کردن در دمای 45 درجه سانتیگراد به مدت 24 ساعت و کوبیدن آن، از الک 4 میلی‌متری عبور داده شد. کود مورد نظر در بسته‌های 500 گرمی در دو لایه فویل آلومینیمی به نحوی قرار داده شد که هوا وارد آن نشود. به منظور خروج گازهای تولیدی در اثر اعمال حرارت در مراحل بعد، یک سوراخ به قطر 2 میلی‌متر در فویل آلومینومی ایجاد و به منظور جلوگیری از ورود هوا به آن با لایه نازکی از خمیر پوشانده شد. بسته‌های فویل آلومینیمی

<sup>1</sup> Longmuier

جدول 1- برخی ویژگی‌های کود مرغی و بیوجارهای حاصل از آن در دمای مختلف

ویژگی				منبع ماده آلی
Total P (%)	CEC (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	EC (dS m <sup>-1</sup> )	pH	
1/04	60	6/06	7/38	کود مرغی
1/04	58	8/59	7/20	بیوجار 200
1/26	69	8/96	7/30	بیوجار 300
1/72	75	15/3	9/98	بیوجار 400

در شرایط رطوبت ظرفیت زراعی و دمای 25 درجه سانتیگراد خوابانده شد. از تمامی تیمارها در پایان زمان خواباندن نمونه برداری و ضمن اندازه‌گیری برخی ویژگی‌های شیمیایی خاک مطابق روش‌های ذکر شده قبلی، مطالعات جذب سطحی فسفر به روش پیمانه‌ای انجام شد.

آزمایش در قالب طرح کاملاً تصادفی با سه تکرار در ظروف پلی اتلنی 400 گرمی اجرا شد. کود مرغی و بیوجارهای 200، 300 و 400 به میزان دو درصد وزنی با نمونه‌های 400 گرمی خاک خشک مورد نظر مخلوط شدند. یک تیمار بدون مصرف ماده آلی نیز به عنوان شاهد در نظر گرفته شد. خاک تیمارهای مذکور به مدت 90 روز

جدول 2- برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک قبل از اجرای آزمایش

عمق (cm)	pH	EC <sub>e</sub> (dS m <sup>-1</sup> )	CEC (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	CCE (%)	O.C (%)	P <sub>ava.</sub> (mg kg <sup>-1</sup> )	θ <sub>FC</sub> (cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> )	بافت
0 - 30	7/90	3/90	8/10	58	0/43	6/60	0/27	لوم شنی

خاک محاسبه شد. به منظور پیش بینی رفتار جذب فسفر در شرایط مصرف بیوجارهای مختلف داده‌های جذب سطحی فسفر با همدمای جذب لانگ مویر برازش داده شد. همدمای جذب لانگ مویر در معادله 1 نشان داده شده است

$$X = K_b C / (1 + K_b C) \quad \text{(معادله 1)}$$

در این معادله X مقدار جذب فسفر بر حسب میکروگرم بر گرم خاک و C غلظت نهایی فسفر در محلول تعادلی بر حسب میکروگرم بر میلی‌لیتر می‌باشد. ثابت‌های b و K در این معادله به ترتیب بیانگر حداکثر جذب سطحی فسفر و انرژی جذب است که از طریق برازش فرم خطی آن بر داده‌ها برآورد گردید. برای پردازش داده‌ها و رسم نمودارها از نرم افزارهای SPSS و Excell و برای مقایسه میانگین‌ها از آزمون چند دامنه‌ای دانکن استفاده شد. علاوه بر ضریب تبیین، خطای استاندارد تخمین نیز به عنوان معیاری در ارزیابی مدل استفاده می‌شود که با استفاده از معادله 2

به منظور مطالعه جذب سطحی فسفر محلول کلرید کلسیم 0/01 مولار حاوی چند قطره تولوئن با غلظت‌های صفر، 1، 2/5، 5، 10، 15، 20، 30، 60 و 90 میلی‌گرم در لیتر فسفر با استفاده از نمک پتاسیم دی هیدروژن فسفات تهیه نموده و از آنها به نسبت یک به 10 استفاده شد. مقادیر فوق به لوله‌های سانتریفیوژ پلی اتیلن محتوی دو گرم نمونه خاک مطابق تیمارها افزوده شد و به مدت 24 ساعت در دمای 25±1 درجه سانتیگراد به وسیله دستگاه تکان دهنده مکانیکی (شیکر انکوباتور) با دور 150 دور در دقیقه به هم زده شد. سپس محلول تعادلی با استفاده از دستگاه گریز از مرکز با سرعت 3000 دور در دقیقه به مدت 5 دقیقه و گذراندن از کاغذ صافی واتمن 42 از نمونه‌ها جدا شد. غلظت فسفر در محلول تعادلی به روش مورفی و ریلی (1962) تعیین و مقدار فسفر جذب سطحی شده در خاک محاسبه و نیز حداکثر مقدار فسفر جذب سطحی شده تعیین شد. مقدار فسفر جذب سطحی شده از تفاضل مقدار فسفر اولیه و فسفر تعادلی در محلول



محاسبه شد (رحمان و همکاران، 2018 و واثقی‌راد و همکاران، 1394).

$$\text{معادله 2)} \quad (SE = [(\sum(A-A')/n-2)]^{0.5})$$

در این معادله SE خطای استاندارد تخمین، A و A' به ترتیب مقدار فسفر جذب شده و پیش بینی شده و n تعداد نمونه اندازه‌گیری می‌باشد.

## نتایج و بحث

### برخی ویژگی‌های خاک

تغییرات ایجاد شده در برخی ویژگی‌های خاک در اثر مصرف کود مرغی و بیوچارهای حاصل از آن نسبت به تیمار شاهد در پایان آزمایش در جدول 3 آمده است. تأثیر بیشتر بیوچارهای تهیه شده در دمای بیشتر در افزایش کربن آلی خاک نشان‌دهنده مقاوم‌تر شدن بیوچار به تجزیه بیولوژیکی با افزایش دمای آتشکافت است (کیلویت و همکاران، 2010). تغییر در مقدار پ‌هاش نمونه‌های تیمار شده با بیوچارهای متفاوت نشان‌دهنده تغییر اساسی در ساختار زیست‌توده با تغییر دمای آتشکافت است. پ‌هاش بیوچار در دامنه نسبتاً اسیدی تا قلیایی متغیر گزارش شده و افزایش دمای آتشکافت، عموماً سبب افزایش پ‌هاش بیوچار می‌شود (سینگ و همکاران، 2010). پایین بودن پ‌هاش کود مرغی و بیوچار 200 به تولید اسیدهای آلی و ترکیبات فنلی ناشی از تجزیه سلولز و همی سلولز نسبت داده شده است (آبه و همکاران، 1998). افزایش نسبی فلزات قلیایی در بیوچار، می‌تواند توجه‌کننده افزایش پ‌هاش بسیاری از بیوچارها باشد (کوکانا و همکاران، 2011).

تمامی تیمارهای منابع مختلف ماده آلی بطور کلی سبب افزایش ظرفیت تبادل کاتیونی خاک شده است اما

تأثیر بیوچارهای تهیه شده در دمای بالا در این راستا بیشتر بوده است (جدول 3). تأثیر بیوچار بر افزایش ظرفیت تبادل کاتیونی خاک، به ویژگی‌ها و مدت زمان مصرف بیوچار در خاک بستگی دارد. به طوریکه در برخی موارد افزایش دما سبب کاهش (گاسکین و همکاران، 2008) و در برخی موارد سبب افزایش ظرفیت تبادل کاتیونی بیوچار تولیدی شده است (سینگ و همکاران، 2010). افزایش دمای آتشکافت تا حدودی با افزایش تخلخل و سطح ویژه و نیز افزایش گروه‌های کربوکسیل در بیوچار، سبب افزایش ظرفیت تبادل کاتیونی می‌شود (بیرد و همکاران، 2008). افزایش 14 درصدی ظرفیت تبادل کاتیونی خاک در اثر افزایش 3 درصدی بیوچار تهیه شده از کاه برنج در دمای 300 درجه سلسیوس در یک خاک اسیدی گزارش شده است (جیانگ و همکاران، 2012).

هرچند تمامی منابع مواد آلی مورد استفاده سبب افزایش فراهمی فسفر در خاک شد اما بیوچار 300 بیش از سایر منابع سبب افزایش فراهمی فسفر در خاک شد. دام و همکاران (2017) نیز گزارش کردند که بیوچار تهیه شده در دمای 350 درجه سانتیگراد نسبت به 550 درجه آن تأثیر بیشتری بر افزایش قابلیت استفاده فسفر در خاک آهکی داشته است.

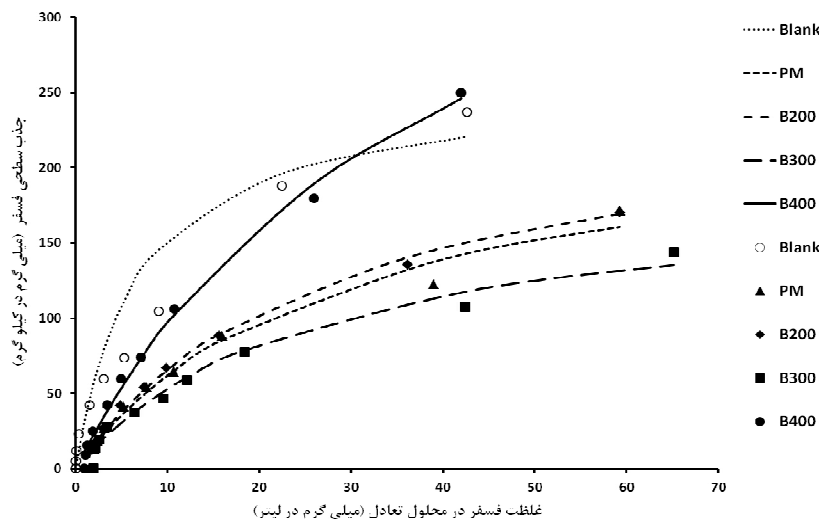
### مقدار جذب فسفر جذب سطحی شده

توصیف رابطه غلظت فسفر در محلول تعادلی و جذب آن بر اساس معادله لانگ مویر در شکل شماره یک نشان داده شده است. همدمای جذب لانگ مویر از ضریب تبیین بالا و خطای استاندارد کمی برخوردار بود و نشان‌دهنده تناسب مطلوب آن در توصیف رابطه بین این دو شکل فسفر است (جدول 4).

جدول 3- برخی ویژگی‌های خاک در تیمارهای مختلف در پایان آنکوباسیون

تیمار	کربن آلی (%)	پ هاش	ظرفیت تبادل کاتیونی $\text{cmol.kg}^{-1}$	فراهمی فسفر $(\text{mg.kg}^{-1})$
شاهد	0/426d*	7/60b	8/18c	5/26c
کود مرغی	0/696c	7/40d	8/72b	97/6b
بیوچار 200	0/720c	7/33e	8/61b	98/2b
بیوچار 300	0/960b	7/50c	9/39a	117a
بیوچار 400	1/21a	8/20a	9/35a	99/4b

\*. میانگین‌هایی که در هر ستون دارای حروف مشترک هستند از نظر آزمون دانکن در سطح 5% تفاوت معنی‌داری ندارند.



شکل 1- رابطه بین غلظت فسفر در محلول تعادل و جذب سطحی آن در تیمارهای مختلف (Blank, PM, B200, B300, B400) به ترتیب شاهد، کود مرغی و بیوچارهای 200، 300 و 400 براساس ضرائب معادله لانگ مویر

جدول 4- ضرائب تبیین و خطای استاندارد همدمای جذب لانگ مویر در تیمارهای مختلف

تیمار					ضرائب
بیوچار 400	بیوچار 300	بیوچار 200	کود مرغی	بدون ماده آلی	
0/82	0/97	0/97	0/95	0/90	ضرب تبیین ( $R^2$ )
0/014	0/023	0/014	0/021	0/020	خطای استاندارد (SE)

غلظت‌های بیشتر توسط آمر و همکاران (1985) و باهی و تور (2002) نیز گزارش شده است. به نظر می‌رسد در غلظت‌های کم فسفر در محلول تعادل فرآیند جذب غالب باشد. تحت چنین شرایطی اکسیدهای آهن و لبه سطوح کانی‌های رس تأمین‌کننده مکان‌های جذب بوده که تمایل آنها خیلی بیشتر از کربنات کلسیم

مقدار فسفر جذب سطحی شده در تمامی تیمارها با افزایش غلظت فسفر در محلول تعادلی افزایش یافت. روند افزایش جذب فسفر در غلظت‌های کم فسفر در محلول تعادلی در تمامی تیمارها شدید و با افزایش غلظت فسفر در محلول تعادلی کاهش یافت (شکل 1). جذب سطحی بیشتر فسفر در غلظت کم محلول تعادلی نسبت به

به نمونه شاهد شده است. دام و همکاران (2017) نیز با مقایسه اثر بیوچارهای تهیه شده در دماهای 350 و 550 درجه سانتیگراد بر قابلیت استفاده و جذب و واجذب فسفر در خاک آهکی و اسیدی گزارش کردند که تأثیر این بیوچارها بر پارامترهای مورد بررسی در خاک‌های اسیدی و آهکی متفاوت است. براساس این گزارش بیوچار تهیه شده در دمای 350 درجه سانتیگراد سبب افزایش قابلیت استفاده فسفر و کاهش جذب سطحی آن در خاک آهکی شده است، اما بیوچار تهیه شده در 550 درجه سانتیگراد به دلیل پهاش زیاد سبب افزایش جذب سطحی فسفر توسط ذرات خاک شده و تأثیر کمتری بر افزایش قابلیت استفاده فسفر نسبت به بیوچار تهیه شده در 350 درجه سانتیگراد شده است. در خاک‌های آهکی مطالعات کمی در خصوص جذب و واجذبی فسفر تحت تأثیر بیوچار انجام شده است. مورالس و همکاران (2014) کاهش جذب فسفر توسط ذرات خاک اسیدی را در اثر مصرف بیوچار تهیه شده در دمای بالاتر از 400 درجه سانتیگراد گزارش کرده‌اند.

از نظر آماری ضریب  $b$  معادله لانگ مویر نیز که به عنوان شاخص کمیت جذب سطحی فسفر شناخته می‌شود (سولیس و تورنت، 1989)، در نمونه‌های تیمار شده با کود مرغی و بیوچار 200 تفاوت معنی‌داری با تیمار شاهد نداشت، اما بیوچارهای 300 و 400 به ترتیب سبب کاهش و افزایش معنی‌دار مقدار این ضریب نسبت به نمونه شاهد شد (جدول 5). بر اساس گزارش زو و همکاران (2014) کاربرد بیوچار تهیه شده در دمای بالا در خاک‌های با پهاش پایین سبب افزایش و در خاک‌های با پهاش بالا سبب کاهش ضریب  $b$  معادله لانگ مویر شده است. افزایش پهاش خاک تیمار شده با بیوچار 400 (جدول 3) می‌تواند در تثبیت و نگهداری فسفر در فاز جامد به عبارت دیگر در افزایش جذب سطحی آن نسبت به سایر تیمارها مؤثر باشد. افزایش ظرفیت تبادل کاتیونی خاک در تیمار بیوچار 400 (جدول 3) نیز می‌تواند در افزایش ضریب  $b$  معادله لانگ مویر در این

می‌باشد (پنا و تورنت 1990). مطالعات قبلی نشان داده است هم - جذبی فسفر اضافه شده با کلسیم تبدیلی در خاک‌های آهکی و رسوب آن می‌تواند در افزایش جذب فسفر مؤثر باشد (آگنین، 1995).

جذب سطحی فسفر در نمونه‌های تیمار شده با کود مرغی و بیوچارهای حاصل از آن در دماهای 200 و 300 درجه سانتیگراد کمتر از نمونه شاهد بود. در این راستا تیمارهای بیوچار 300 و 200 به ترتیب حداکثر و حداقل تأثیر را بر کاهش جذب سطحی فسفر نسبت به تیمار شاهد داشت (شکل 1). براساس گزارش وانگ و همکاران (2012) بیوچار با تغییر اسیدیته خاک و در نتیجه اثرگذاری بر کمپلکس شدن فسفر با یون‌های آهن، آلومینم و کلسیم در واکنش‌های جذب سطحی فسفر در خاک مؤثر است. بیوچار تهیه شده در دمای 350 درجه سانتیگراد می‌تواند به طور مستقیم کاتیون‌های مذکور را جذب سطحی کرده و در نتیجه سبب تأخیر در جذب و رسوب فسفر در خاک شود (دام و همکاران، 2017). بیوچار به دلیل ظرفیت تبادل آنیونی و نیز اثرگذاری بر فعالیت کاتیون‌های در تعامل با فسفر به طور مستقیم بر قابلیت استفاده فسفر در خاک مؤثر است (دلوکا و همکاران، 2015).

در نمونه تیمار شده با بیوچار 400 در غلظت‌های کم فسفر در محلول تعادلی مقدار فسفر جذب سطحی شده کمتر از تیمار شاهد اما با افزایش غلظت فسفر در محلول تعادلی مقدار فسفر جذب سطحی شده افزایش یافت و در غلظت‌های بالاتر از حدود 30 میلی‌گرم در لیتر بیشتر از تیمار شاهد نیز شد. زو و همکاران (2014) با مطالعه اثرات مقادیر مختلف بیوچار بر جذب سطحی فسفر در خاک‌های با پهاش متفاوت گزارش کردند که در غلظت‌های پایین فسفر در محلول تعادلی، بیوچار مصرفی تأثیری بر افزایش جذب فسفر نداشته است، اما در غلظت‌های زیاد فسفر در محلول تعادل افزایش مقدار بیوچار مصرفی در خاک‌های اسیدی سبب افزایش و در خاک‌های قلیایی سبب کاهش جذب سطحی فسفر نسبت

تیمار مؤثر باشد، همچنانکه وجود همبستگی معنی دار بین ظرفیت تبادل کاتیونی خاک و این ضریب گزارش شده است (سولیس و تورنت، 1989).

جدول 5- ضرائب معادله همدمای جذب لانگ مویر در تیمارهای مختلف

تیمار					ضرائب
بیوجار 400	بیوجار 300	بیوجار 200	کود مرغی	بدون ماده آلی	
476 a	193 c	249 b	238 b	260b*	b
0/018 c	0/038 b	0/036 b	0/035 b	0/143 a	K

\*: میانگین‌هایی که در هر ردیف دارای حروف کوچک مشترک هستند از نظر آزمون دانکن در سطح 5 درصد تفاوت معنی داری ندارند.

در تیمار بیوجار 400 شیب افزایش در جذب سطحی فسفر در تمامی غلظت‌های محلول تعادلی بیشتر از سایر نمونه‌های تیمار شده با ماده آلی بود. گرچه در غلظت‌های کمتر از حدود 30 میلی‌گرم در لیتر محلول تعادل شیب جذب فسفر در نمونه تیمار شده با بیوجار 400 به مقدار جزئی کمتر از تیمار شاهد بود، اما در غلظت‌های بالاتر بیشتر بود. این موضوع می‌تواند ناشی از افزایش پ‌هاش خاک به دلیل مقدار زیاد پ‌هاش بیوجار 400 و در نتیجه افزایش پ‌هاش خاک تیمار شده با این بیوجار باشد (جداول 1 و 3). لایر و همکاران (2009) نیز افزایش در جذب فسفر با افزایش پ‌هاش را گزارش نموده‌اند. این امر ممکن است ناشی از افزایش غلظت یونهای  $HPO_4^-$  نسبت به یون‌های  $H_2PO_4^{2-}$  نیز باشد (لیندسی، 2001).

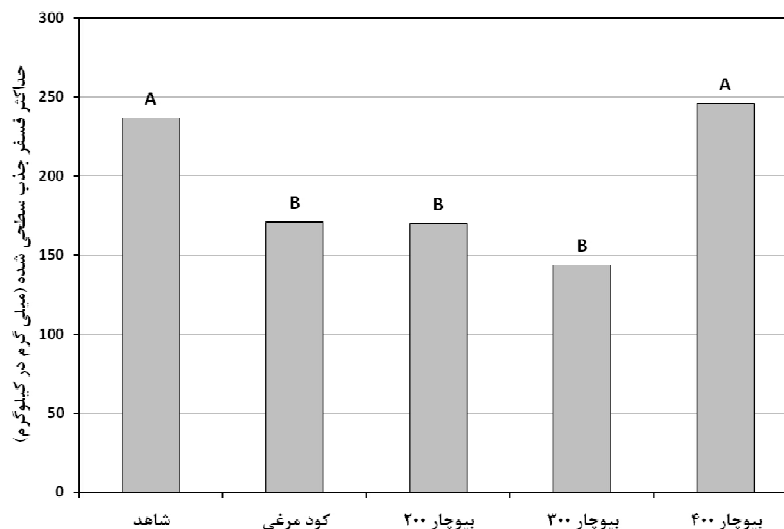
ضریب K معادله لانگ‌مویر که نشان‌دهنده قدرت پیوندی و شدت جذب سطحی فسفر است (لایر و همکاران، 2009) در نمونه‌های تیمار شده با کود مرغی و بیوجارهای حاصل از آن کمتر از تیمار شاهد بود (جدول 5). تفاوت معنی‌داری بین نمونه‌های تیمار شده با کود مرغی و بیوجارهای 200 و 300 در ضریب K مشاهده نشد، اما در بیوجار 400 کاهش معنی‌داری نسبت به سایر منابع ماده آلی داشت. براساس نتایج حاصل از ضرایب معادله لانگ‌مویر می‌توان گفت هرچند بیوجار 400 سبب افزایش حداکثر جذب سطحی فسفر شده است اما شدت جذب فسفر در آن پایین بوده و بنابراین رهاسازی آن راحت‌تر از تیمار شاهد صورت می‌گیرد.

روند افزایش در جذب سطحی فسفر در غلظت‌های کم فسفر در محلول تعادلی، در نمونه شاهد شدیدتر از خاک‌های تیمار شده با مواد آلی بود (شکل 1). هر چند با افزایش غلظت فسفر در محلول تعادلی شیب جذب سطحی فسفر در تمامی تیمارها کاهش یافت، اما شدت کاهش در نمونه شاهد بیشتر از نمونه‌های تیمار شده با ماده آلی بود. به عبارت دیگر با افزایش غلظت فسفر در محلول تعادلی، شیب جذب فسفر در تیمار شاهد کاهش چشمگیری داشت اما در نمونه‌های تیمار شده با ماده آلی حتی در غلظت زیاد فسفر در محلول تعادلی، جذب با شیب نسبتاً زیادی ادامه یافت (شکل 1). این نتایج نشان می‌دهد که در شرایط غلظت کم فسفر در محلول تعادلی بخش زیادی از فسفر در تیمار بدون ماده آلی، جذب شده و افزودن فسفر بیشتر به خاک اجازه افزایش بیش از حد غلظت فسفر در محلول تعادل را نمی‌دهد و زودتر به حالت تعادل نزدیک می‌شود. تغییر سریع در شیب جذب سطحی فسفر سبب ایجاد منحنی L شکل می‌شود. ایجاد این شکل منحنی و انحنای بیشتر آن که در تیمار شاهد مشاهده شد بیانگر کاهش سریع‌تر در مکان‌های قابل دسترس برای جذب و یا کاهش در تمایل این مکان‌ها جهت جذب فسفر است. براساس گزارشات موجود (آمر و همکاران 1985) با افزایش غلظت فسفر، محلول تعادلی نسبت به Ca-P فوق اشباع شده و باعث کاهش مقدار فسفر محلول در اثر رسوب می‌شود.

### حداکثر جذب سطحی فسفر

300 به طور میانگین به ترتیب به میزان 27/7، 28/2 و 39/3 درصد کمتر از نمونه بدون ماده آلی بود، اما نمونه تیمار شده با بیوچار 400 تفاوت معنی‌داری با تیمار شاهد نداشت (شکل 2).

افزودن کود مرغی و بیوچارهای 200 و 300 سبب کاهش حداکثر فسفر جذب سطحی شده نسبت به نمونه بدون ماده آلی شد. حداکثر فسفر جذب سطحی شده در نمونه‌های تیمار شده با کود مرغی و بیوچارهای 200 و



شکل 2- حداکثر مقدار فسفر جذب سطحی شده در تیمارهای مختلف. میانگین‌های دارای حروف مشترک از نظر آزمون دانکن در سطح 5% تفاوت معنی‌داری ندارند.

2005). تأثیر بیشتر بیوچار 400 در افزایش جذب سطحی فسفر نسبت به سایر منابع ماده آلی را می‌توان به پ‌هاس زیاد آن نسبت داد. مورفی و استیونس (2010) گزارش کردند که کاربرد بیوچار به دلیل افزایش قدرت یونی و نیز افزایش غلظت کلسیم در محلول خاک می‌تواند سبب افزایش جذب سطحی فسفر شود. زو و همکاران (2013) افزایش در جذب سطحی فسفر در اثر افزودن بیوچار به خاک را به تغییر در اکسیدهای آهن و آلومینیم و یا افزایش غلظت کلسیم در محلول خاک نسبت داده‌اند. براساس گزارش تاکایا و همکاران (2016) ظرفیت جذب سطحی فسفر توسط بیوچار با افزایش دمای آتشکافت افزایش یافته که می‌تواند ناشی از واکنش بین فسفر با کلسیم و منیزیم موجود در بیوچار باشد.

باهی و تور (2002) نیز کاهش جذب سطحی فسفر را در اثر افزایش کود مرغی به خاک‌های با پ‌هاس متفاوت گزارش کردند. کویی و همکاران (2011) ضمن گزارش کاهش 30-40 درصدی جذب سطحی فسفر بر هیدروکسیدهای آهن در اثر افزایش مصرف بیوچار، این موضوع را به تغییر در بار الکتریکی متغیر و یا گروه‌های عامل در سطوح اکسیدهای آهن در اثر مصرف بیوچار نسبت دادند. کود مرغی و بیوچارهای تهیه شده در دمای پایین علاوه بر اینکه خود حاوی مقدار زیادی فسفر است سبب افزایش حلالیت فسفر بومی خاک و کاهش جذب آن نیز می‌شود. تولید اسیدهای آلی و یا ترکیبات کلات کننده در اثر تجزیه بیولوژیکی کودهای دامی در تبدیل شکل‌های نامحلول فسفات‌های آهن و آلومینیم و یا کلسیم به شکل محلول در خاک مؤثر است (هاولین و همکاران،

## نتیجه گیری

غلظت‌های بسیار زیاد فسفر در محلول تعادل، سبب بیشتر شدن مقدار جذب سطحی فسفر در تیمار بیوچار 400 و حصول حداکثر جذب سطحی حتی نسبت به تیمار شاهد شد. تفاوت قابل ملاحظه در رفتار بیوچار تهیه شده در دماهای متفاوت نشان‌دهنده امکان استفاده از هر کدام برای اهداف خاص کاربردی است. به طوریکه بیوچار 400 به دلیل توانایی در جذب بیشتر نسبت به سایر بیوچارهای مورد مطالعه، می‌تواند در موارد مرتبط با آلودگی فسفر و بیوچار 300 به دلیل ظرفیت جذب سطحی کمتر و افزایش قابلیت استفاده فسفر، در کاربردهای کشاورزی و بهبود تغذیه گیاه در خاک‌های آهکی می‌تواند مورد توجه قرار گیرد. هرچند این موضوع نیاز به بررسی‌های بیشتری در مزرعه دارد. بیوچار تهیه شده در دمای 200 درجه سانتیگراد از نظر ویژگی‌های شیمیایی و رفتار جذب سطحی تفاوت چندانی با زیست‌توده اولیه نداشت.

با افزایش غلظت فسفر در محلول تعادل، در تمامی تیمارها مقدار جذب سطحی فسفر افزایش اما شیب افزایش در جذب کاهش یافت. کود مرغی و بیوچارهای 200 و 300 در تمامی غلظت‌های فسفر در محلول تعادل سبب کاهش مقدار جذب سطحی فسفر نسبت به تیمار شاهد شد. بیوچار 300 حداکثر تأثیر را بر کاهش مقدار جذب سطحی فسفر داشت و کود مرغی و بیوچار 200 تفاوت چندانی با یکدیگر نداشتند. در غلظت‌های کم فسفر در محلول تعادل، شیب افزایش جذب سطحی فسفر در نمونه‌های تیمار شده با ماده آلی کمتر از نمونه شاهد بود. در این راستا حداقل شیب در بیوچار 300 و حداکثر آن در بیوچار 400 مشاهده شد. در غلظت‌های زیاد فسفر در محلول خاک، شیب افزایش در جذب سطحی فسفر، در نمونه‌های تیمار شده با ماده آلی و به ویژه بیوچار 400 بیشتر از تیمار شاهد بود. به طوریکه در

## فهرست منابع:

1. شیروانی، م. و ح. شریعتمداری. 1381. استفاده از همدماهای جذب سطحی در تعیین شاخص‌های ظرفیت بافری و نیاز استاندارد فسفر برخی خاک‌های استان اصفهان. علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی، 6 (1)، 121-129.
2. وانقی‌راد، ه.، ک. شهبازی و ع. خانمیرزایی. 1394. جذب نیکل در برخی خاک‌های آهکی ایران. نشریه مدیریت خاک و تولید پایدار. 5 (3)، 113-127.
3. Abe, I., S. Iwasaki, Y. Iwata, H. Kominami, & Y. Kera. (1998). Relationship between production method and adsorption property of charcoal. TANSO. 185: 277-284.
4. Agbenin, J. O., & Tiessen, H. (1995). Phosphorus sorption at field capacity and soil ionic strength. Kinetics and transformation. Soil Sci. Soc. of Am. J. 59, 998-1005.
5. Amer, F., Mahmoud, A. A., & Sabet, V. (1985). Zeta potential and surface area of calcium carbonate as related to phosphate sorption. Soil Sci. Soc. of Am. J. 49, 1137-1142.
6. Bahi, G. S., & Toor, G. S. (2002). Influence of poultry manure on phosphorus availability and the standard phosphate requirement of crop estimated from quantity-intensity relationships in different soils. Biores. Tech., 85, 317-322.
7. Bird, M. I., Ascough, P. L., Young, I. M., Wood, C. V. & Scott, A. C. (2008). X-ray microtomographic imaging of charcoal. J. Archaeol. Sci. 35: 2698-2706.
8. Cabera, A., Cox, L., Spokas, K., Hermosin, M. C., Cornejo, J., & Koskinen, W. C. (2011). Comparative sorption and leaching study of the herbicides fluometuron and 4-chloro-2-methylphenoxyacetic acid (MCPA) in a soil amended with biochars and other sorbents, J. Agric. Food Chem. 59, 12550-12560.

9. Cornelissen G., Gustafsson O., Bucheli T. D., Jonker M. T. O., Koelmans A. A., & Van Noort P. C. M. (2005). Extensive sorption of organic compounds to black carbon, coal, and kerogen in sediments and soils: Mechanisms and consequences for distribution, bioaccumulation, and biodegradation. *Environ. Sci. and Tech.* 39(18):6881-6895.
10. Cui, H. J., Wang, M. K., Fu, M. L., & Ci, E. (2011). Enhancing phosphorus availability in phosphorus-fertilized zones by reducing phosphate adsorbed on ferrihydrite using rice straw-derived biochar. *J. of Soils and Sediments*, 11, 1135-1141.
11. DeLuca, T. H., Gundale, M. J., MacKenzie, M. D., & Jones, D. L. (2015). Biochar effects on soil nutrient transformations. In *Biochar for Environmental Management: Science, Technology and Implementation*; Lehmann, J., Joseph, S., Eds.; Routledge: New York, NY, USA, Volume 2, pp. 421–454. ISBN 978-0415704151.
12. Dhillon, N. S., Dhesi, T. S., & Brar, B. S. (2004). Phosphate sorption-desorption characteristics of some Ustifluents of Punjab. *J. of Indian Soc. of Soil Sci.*, 52, 17-22.
13. Dume, B., Tessema D. A., Regassa A., & Berecha G. (2017). Effects of Biochar on Phosphorus Sorption and Desorption in Acidic and Calcareous Soils. *Civil and Environ. Res.* 9(5): 10-20.
14. Gaskin, J. W., Steiner, C., Harris, K., Das, C. & Bibens, B. (2008). Effect of low-temperature pyrolysis conditions on biochar for agricultural use. *Transactions of the ASABE* 51: 2061-2069.
15. Gee, G. W. & J. W. Bauder. 1986. Particle-size analysis. PP. 383-410. In: Klute, A. (Ed.), *Methods of Soil Analysis. Part 1. Physical and Mineralogical Methods*. Soil Sci. Soc. Amer. and Amer. Soc. Agro., Madison, WI.
16. Gul, S., & Whalen, J. K. (2016). Biochemical cycling of nitrogen and phosphorus in biochar-amended soils. *Soil Biol. Biochem.* 103, 1–15.
17. Guo, Y. & D. A. Rockstraw. (2007). Physicochemical properties of carbons prepared from pecan shell by phosphoric acid activation. *Biores. Technol.*, 98, 1513–1521.
18. Hall, G., S. Woodborne, & M. Scholes. (2008). Stable carbon isotope ratios from archaeological charcoal as palaeoenvironmental indicators. *Chemical Geology.* 247, 384-400.
19. Han, Y., Choi B. & Chem X. (2018). Adsorption and Desorption of Phosphorus in Biochar-Amended Black Soil as Affected by Freeze-Thaw Cycles in Northeast China. *Sustainability* 10, 1574- 1584.
20. Havlin, J. L., J. D. Beaton, S. L. Tisdale, & W. L. Nelson. 2005. *Soil fertility and fertilizers: An introduction to nutrient management*. 7th Ed. Pearson Education Inc., Upper Saddle River. New Jersey, USA. 515 p.
21. Jiang, T.Y., J. Jiang, R. K. Xu, & Z. Li. (2012). Adsorption of Pb(II) on variable charge soils amended with rice-straw derived biochar. *Chemosphere* 89: 249–256 .
22. Keiluweit, M., P. S. Nico, M. G. Johnson, & M. Kleber. 2010. Dynamic molecular structure of plant biomass-derived black carbon (Biochar). *Environ. Sci. Technol.* 44: 1247-1253.
23. Kookana R. S., A. K. Sarmah, L. Van Zwieten, E. Krull, & B. Singh. 2011. Biochar Application to Soil: Agronomic and Environmental Benefits and Unintended Consequences. *Adv. in Agron.*, Volume 112: 103-143.
24. Kundu, S., & A. K. Gupta. 2006. Arsenic adsorption onto iron oxide-coated cement (IOCC): regression analysis of equilibrium data with several isotherm model and their optimization, *Chemical Engineering Journal.* 122: 93– 106
25. Lair, G. J., F. Zehetner, Z. H. Khan, & M. H. Gerzabek. (2009). Phosphorus sorption-desorption in alluvial soils of a young weathering sequence at the Danube River. *Geoderma* 149, 39-44.

26. Lehmann, J., J. Pereira da Silva, C. Steiner, T. Nehls, W. Zech, & B. Glaser. (2003). Nutrient availability and leaching in an archaeological Anthrosol and a Ferralsol of the Central Amazon basin: fertilizer, manure and charcoal amendments. *Plant Soil*, 249, 343–357.
27. Lindsay, W. L., (2001). *Chemical Equilibria in Soils*. John Wiley & Sons, Inc., New York.
28. Loeppert, R. H. & D. L. Suarez. 1996. Carbonate and gypsum. PP. 437-474. In: Sparks, D. L. (Ed.). *Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical methods*, Soil Sci. Soc. Amer. and Amer. Soc. Agro., Madison, WI.
29. MacDowell, R., & Condron, L. (2001). Influence of soil constituents on soil phosphorus sorption and desorption, *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 32, 2531-2547.
30. Mann, C. C. (2002). The real dirt on rainforest fertility, *Science*, 297, 920–923.
31. Marschner, H. (1995). *Mineral nutrition of higher plants*, Academic Press, London.
32. Morales M. M., N. Comerfoed, I. A. Guerrini, N. P. S. Falcao. & J. B. Reeves. (2014). Sorption and desorption of phosphate on biochar and biochar–soil mixtures. *Soil Use and Management*.
33. Murphy J. & J. P. A. Riley. 1962. Modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta*, 27: 31–36.
34. Murphy, P. N. C., & R. J. Stevens. (2010). Lime and gypsum as source measures to decrease phosphorus loss from soils to water. *Water, Air and Soil Pollution*, 212, 101–111.
35. Namgay, T., B. Singh, & B. P. Singh. (2010). Influence of biochar application to soil on the availability of As, Cd, Cu, Pb, & Zn to maize (*Zea mays* L). *Australian Journal of Soil Research*, 48, 638–647.
36. Novak, J. M., W. J. Busscher, D. L. Laird, M. Ahmedna, D. W. Watts, & M. A. S. Niandou., (2009). Impact of biochar amendment on fertility of a southeastern coastal plain soil. *Soil Sci.*, 174, 105–112.
37. Ohno, T. & A. Amirbahman. (2010). Phosphorus availability in boreal forest soils: a geochemical and nutrient uptake modeling approach. *Geoderma*, 155, 46–54.
38. Olsen, S. R., & L. E. Sommer. (1982). Phosphorus. P.403-430. In: Page et al. (Ed), *Methods of Soil Analysis: Part 2.*, 2nd ed., Agron. Monogr. 9., ASA and SSSA, Madison, WI.
39. Parkinson, J. A.; & S. E. Allen. (1975). A wet oxidation procedure suitable for determination of nitrogen and mineral nutrients in biological material. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 6, 1–11
40. Pena, F., & J. Torrent. (1990). Predicting phosphate sorption in soils of Mediterranean regions. *Fertilizers Research*, 23, 173–179.
41. Raghothama, K. G. & A. S. Karthikeyan. (2005). Phosphate acquisition. *Plant Soil*, 274, 37- 48.
42. Rahman, M. M., A. Pal, K. Uddin, K. Thu, & B. B. Saha. (2018). Statistical Analysis of Optimized Isotherm Model for Maxsorb III/Ethanol and Silica Gel/Water Pairs. *Journal of Novel Carbon Resource Sciences & Green Asia Strategy*, 5 (4), 1-12.
43. Rayment, G. E., & F. R. Higginson. 1992. *Australian Laboratory Handbook of Soil and Water Chemical Methods*, Inkata Press, Melbourne 1992, p. 330
44. Rhoades, J. D. (1996). Salinity: electrical conductivity and total dissolved solids, PP. 417-435. In: *Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical Methods*. Soil Sci. Soc. Amer. and Amer. Soc. Agron., Madison, WI
45. Shen, J., L. Yuan, J. Zhang, H. Li, Z. Bai, X. Chen, W. Zhang, & F. Zhang. (2001). Phosphorus dynamics: From soil to plant. *Plant Physiol.*, 156, 997–1005.



46. Singh, B., B. P. Singh, & A. L. Cowie. (2010). Characterisation and evaluation of biochars for their application as a soil amendment. *Aust. J. Soil Res.* 48: 516–525.
47. Solis, P. & J. Torrent. (1989). Phosphate sorption by calcareous Vertisols and Inceptisols of Spain. *Soil Sci. Soc. of Amer. J.*, 53, 456-459.
48. Summer, M. E. & W. P. Miller. (1996). Cation exchange capacity and exchange coefficient. PP. 1201–1230. In: *Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical Methods.* Sparks, D. L. (Ed.). Soil Sci. Soc. Amer. & Amer. Soc. Agron., Madison, WI.
49. Takaya, C. A., L. A. Fletcher, S. Singh, K. U. Anyikude, & A. B. Ross. (2016). Phosphate and ammonium sorption capacity of biochar and hydrochar from different wastes. *Chemosphere* 145, 518-527
50. Thomas, G. W. (1996). Soil pH and soil acidity: 475-490. In: Spark, D.L. (Ed.), *Methods of soil analysis. Part 3, Chemical Methods.* SSSA. Madison, WI.
51. Vance C. P., C. Uhde-Stone & D. L. Allan. (2003). Phosphorus acquisition and use: critical adaptations by plants for securing a nonrenewable resource. *New Phytologist*, 157: 423-447.
52. Walky A. & I. A. Black. (1934). An examination of Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid in soil analysis. 1. Experimental. *Soil Science*, 79: 459-465.
53. Wang T, M. C. Arbestain, M. Hedley, & P. Bishop. (2012). Predicting phosphorus bioavailability from high-ash biochars. *Plant and Soil.* 357:173-187.
54. Xu, G., H. B. Shao, & J. N. Sun. (2013). What is more important for enhancing nutrient bioavailability with biochar application into a sandy soil: direct or indirect mechanism? *Ecological Engine.*, 52, 119–124.
55. Xu, G., J. N. Sun, H. B. Shao, & S. X. Chang. (2014). Biochar had effects on phosphorus sorption and desorption in three soils with differing acidity. *Ecological Engine.*, 62, 54-60
56. Xia, Y.; Y. Lou, C. Yang, & Y. Liang. (2002). Characteristics of phosphate adsorption and desorption in Paddy soils. *Sci. Agric. Sin.*, 35, 1369–1374.



## ارزیابی اثر حجم ترافیک بر آلودگی و خطر بالقوه بوم‌شناختی عناصر روی، سرب و نیکل در خاک‌های حاشیه برخی جاده‌های برون شهری همدان

نیره‌سادات حسینی و سهیل سبحان اردکانی<sup>1</sup>

دکتری تخصصی محیط‌زیست، دانشکده علوم پایه، واحد همدان، دانشگاه آزاد اسلامی، همدان، ایران؛ ns\_hosseini@iauh.ac.ir

استاد علوم محیط‌زیست، دانشکده علوم پایه، واحد همدان، دانشگاه آزاد اسلامی، همدان، ایران؛ s\_sobhan@iauh.ac.ir

دریافت: 99/12/11 و پذیرش: 1400/4/20

### چکیده

انتشارات حاصل از ترافیک یکی از بزرگترین منابع آلودگی فلزات سنگین است که منجر به عدم تعادل بوم‌شناختی در خاک کنار جاده‌ای می‌شود. لذا، این پژوهش با هدف تعیین محتوی، ارزیابی آلودگی و خطر بالقوه بوم‌شناختی فلزات سنگین روی، سرب و نیکل در خاک‌های حاشیه برخی جاده‌های برون شهری همدان در سال 1398 انجام شد. بدین منظور، 63 نمونه خاک سطحی در طول 700 متر از یک قطعه 9/0 کیلومتری از جاده‌های گلته، رزن و کرمانشاه جمع‌آوری شد. پس از آماده‌سازی نمونه‌ها، محتوی عناصر در آن‌ها به روش طیف‌سنجی نوری پلاسما جفت‌شده القایی (ICP-OES) اندازه‌گیری شد. همچنین، فاکتور آلودگی (CF)، شاخص زمین‌انباشتگی ( $I_{geo}$ ) و خطرپذیری بالقوه بوم‌شناختی تجمعی (RI) محاسبه شد. پردازش آماری داده‌ها نیز با استفاده از نرم‌افزار SPSS انجام یافت. بیشینه میانگین محتوی عناصر روی، سرب و نیکل در نمونه‌های خاک به ترتیب با  $122 \pm 3/24$ ،  $26/4 \pm 0/730$  و  $0/360 \pm 22/2$  میلی‌گرم در کیلوگرم مربوط به ایستگاه‌های رزن، کرمانشاه و رزن و بیان‌گر تأثیر حجم ترافیک بود. با استناد به همبستگی مثبت و معنی‌دار بین عناصر روی و سرب و روی و نیکل نمونه‌های خاک به ترتیب در سطح معنی‌داری برابر با 0/01 و 0/05 می‌توان گفت که این عناصر منابع مشترک دارند. نتایج محاسبه شاخص‌های CF،  $I_{geo}$  و RI بیان‌گر کیفیت قابل قبول خاک در ایستگاه‌های مورد مطالعه و عدم بروز مخاطره بوم‌شناختی بود؛ همچنین، میانگین مقادیر محاسبه شده عامل خطرپذیری بالقوه بوم‌شناختی احتمالی (Er) برای عناصر مورد مطالعه در نمونه‌های خاک دارای روند کاهشی بصورت سرب < نیکل < روی بود. نتایج بدست آمده نشان داد که پایش منظم غلظت و ارزیابی خطرات بوم‌شناختی آلاینده‌های فلزی به منظور مدیریت و حفاظت خاک ضروری است.

واژه‌های کلیدی: فلزات سنگین، فاکتور آلودگی، شاخص زمین‌انباشتگی، کیفیت خاک

<sup>1</sup> نویسنده مسئول، آدرس: واحد همدان، دانشگاه آزاد اسلامی، دانشکده علوم پایه، گروه محیط‌زیست

## مقدمه

هوا، آب و خاک بعنوان اجزای اصلی سازنده زیست‌سپهر، بدلیل اهمیتی که در حیات موجودات زنده و بویژه انسان دارند، همواره مورد توجه بوده و آلودگی آن‌ها یکی از مهم‌ترین مسایل و چالش‌های محیط‌زیستی، بهداشتی و اقتصادی عصر حاضر در سراسر جهان محسوب می‌شود. در این میان، خاک بعنوان منبع حفاظت و تولید غذا از اهمیت ویژه‌ای برخوردار بوده و کیفیت آن متأثر از فعالیت‌های انسانی است (سبحان اردکانی، 2018). در این راستا، حمل و نقل جاده‌ای بعنوان یک منبع عمده عامل موثری در آلودگی خاک و تشدید تهدیدات محیط‌زیستی است (اکار و ازگل، 2020).

سطوح مختلف آلودگی در خاک کنار جاده با احداث، نگهداری و بهره‌برداری راه‌ها در ارتباط بوده و عمدتاً ناشی از منابع آگروزی (احتراق سوخت) یا غیر آگروزی (ذرات حاصل از فرسایش سطح جاده و استهلاک بدنه خودرو، اجزای موتور، لنت ترمز، کلاج، نشت روغن موتور و خوردگی باطری) است (آدامیک و همکاران، 2017). همچنین، شرایط مختلف محیطی (شرایط آب و هوایی نظیر میزان بارندگی و دما)، ترافیکی (حجم ترافیک و سرعت وسایل نقلیه) و جاده‌ای (عمر جاده، شیب، طول، نوع پوشش سطح جاده) بر انتشار آلاینده‌های فلزی خودرویی در محیط کنار جاده‌ای مؤثرند (خالقی و همکاران، 1398؛ احمد و همکاران، 2016).

فلزات سنگین از جمله مهم‌ترین آلاینده‌های شیمیایی معدنی و در زمره خطرناک‌ترین گروه از انتشارات مربوط به ترافیک به‌شمار می‌آیند که برخلاف آلاینده‌های آلی، تحت تأثیر فرآیندهای زیستی یا شیمیایی تخریب نمی‌شوند، بلکه تمایل به تجمع در محیط و سیستم‌های زیستی دارند (حضرت‌زاده و سبحان اردکانی، 1397؛ سویک و همکاران، 2019). در این بین، عناصر روی، سرب و نیکل بعنوان اجزای تشکیل‌دهنده پسته زمین رایج‌ترین آلاینده‌های فلزی مربوط به ترافیک محسوب می‌شوند (جیانگ و همکاران، 2017).

روی بعنوان یک فلز سنگین ضروری در مقادیر اندک برای بقا و فرآیندهای زیستی جانداران لازم و بی‌خطر است، اما در مقادیر زیاد می‌تواند ایجاد مسمومیت کند (شاهد و همکاران، 2017). از علائم مسمومیت با املاح فلز روی می‌توان به ضعف و ناتوانی، کاهش جذب اکسیژن، افزایش ضربان قلب، بروز اختلال در کبد و کلیه و فیبروز ریه اشاره کرد (محمدی و همکاران، 2018).

سرب بعنوان عنصر غیرضروری هیچ نقش زیستی شناخته شده‌ای در فرآیندهای زیستی ندارد و حتی در مقادیر بسیار اندک نیز برای سلامتی جانداران خطرناک و بسیار سمی است (خالق و همکاران، 2019). اثرات شناخته شده سرب روی بدن از تغییرات زیست-شیمیایی در مقادیر کم آلودگی تا تأثیر بر روی سیستم عصبی و حتی مرگ در غلظت‌های زیاد متغیر است (سینگ و همکاران، 2012). آسیب به مغز، کلیه‌ها، شش، مغز استخوان، تغییر در نرخ زاد و ولد، میزان رشد، افزایش فشار خون، ناباروری مردان، سقط جنین، کوتاه شدن دوران بارداری، ناتوانی در یادگیری و اغما از دیگر آثار مسمومیت با سرب است (دبنات و همکاران، 2019).

نیکل یک عنصر غذایی ضروری برای جانداران بشمار می‌آید، اما در غلظت‌های زیاد اثرات زیان‌باری بهمراه خواهد داشت (نومن، 2018). بطور کلی، مسمومیت با نیکل و ترکیبات آن در غلظت‌های زیاد می‌تواند منجر به بروز انواع سرطان‌های خون، مغز، پروستات، استخوان، دستگاه تنفسی، عفونت‌های موضعی، تأخیر در رشد، کاهش توانایی تولیدمثل، تداخل در جذب آهن و مرگ شود (سبحان اردکانی، 2019).

ورود بیش از حد فلزات سنگین به خاک بعنوان مهم‌ترین منبع و مخزن آلاینده‌ها سبب نفوذ این عناصر به چرخه‌های زیست-زمین-شیمیایی و بدنال آن نابودی بافت خاک، تغییر ویژگی‌های خاک و دیگر مشکلات محیط‌زیستی خواهد شد (انوار و همکاران، 2020). افزون بر این، فلزات در داخل خاک نسبت به سایر بخش‌های

شد (رشیدشمالی و خداوردیلو، 1391). همچنین، از دیگر پژوهش‌های مشابه انجام یافته در ایران، می‌توان به مطالعه‌ای که نتایج آن نشان داد میانگین مقادیر عناصر روی، سرب، مس و نیکل در نمونه‌های خاک حاشیه جاده قدیم رشت-قزوین به ترتیب برابر با 19/9، 23/2، 58/1 و 20/3 میلی‌گرم در کیلوگرم بوده است (محمدی گلنگش و همکاران، 1399). پژوهشی که نشان داد میانگین مقادیر عناصر روی، مس و نیکل در نمونه‌های خاک حاشیه (صفر متری) جاده زابل-زاهدان به ترتیب برابر با 54/3، 9/67 و 10/3 میلی‌گرم در کیلوگرم بوده است (بهنام و همکاران، 1397) و پژوهشی که طی آن بیشینه مقادیر عناصر سرب و کادمیم در خاک حاشیه جاده ساوه-همدان به ترتیب برابر با 38/9 و 8/59 میلی‌گرم در کیلوگرم گزارش شد (سلیمی و همکاران، 1394) اشاره کرد. علاوه بر این، پرداختی و زاهد (1397) میانگین مقادیر عناصر روی، سرب و نیکل (میلی‌گرم در کیلوگرم) را برای نمونه‌های خاک حاشیه جاده تهران-ایوانکی به ترتیب برابر با 128، 81 و 20 و برای جاده تهران-ساوه به ترتیب برابر با 127، 103 و 33 و از طرفی، حسونند و همکاران (1397) نیز میانگین مقادیر عناصر روی، سرب و مس در خاک حاشیه بزرگراه الشتر-خرم‌آباد را به ترتیب برابر با 56/1، 4/60 و 44/8 میلی‌گرم در کیلوگرم گزارش کردند. بنابراین، با توجه به مخاطرات محیط‌زیستی آلاینده‌های فلزی در خاک و ضرورت تعیین محتوی و ارزیابی آلودگی و خطر بالقوه بوم‌شناختی فلزات سنگین و از طرفی نظر به توسعه فزاینده شبکه حمل و نقل جاده‌ای در کلان‌شهر همدان بعنوان نقطه تأکیدگاهی ثقل ارتباطات جاده‌ای غرب کشور، این پژوهش با هدف ارزیابی اثر حجم ترافیک بر شاخص‌های آلودگی و خطر بالقوه بوم‌شناختی فلزات سنگین روی، سرب و نیکل در خاک‌های حاشیه برخی جاده‌های برون شهری همدان در سال 1398 انجام یافت.

زیست‌سپهر دوام و بقای بیش‌تری دارند، لذا، آسیب‌شدیدی را به بوم‌سازگان تحمیل نموده و از طرفی بطور غیرمستقیم از طریق زنجیر غذایی و یا بطور مستقیم از طریق استنشاق، بلع و تماس پوستی، تهدیدی برای سلامت انسان محسوب می‌شود (گال و همکاران، 2015؛ شاهد و همکاران، 2017). از این‌رو، در دهه‌های اخیر مطالعات متعددی در خصوص تعیین غلظت، شناسایی منبع و آلودگی فلزات سنگین در خاک کنار جاده انجام شده است. نتایج پژوهشی نشان داد که غلظت کل فلزات سنگین روی، سرب و نیکل در خاک‌های کنار جاده‌ای در امتداد بزرگراهی در شمال‌غربی اردن به ترتیب برابر با 122، 79 و 60 میلی‌گرم در کیلوگرم و اصلی‌ترین منابع انسانی این عناصر انتشارات آگزوزی و غیرآگزوزی و وسایل نقلیه بوده است (انراداته و التانی، 2018). بعلاوه، میانگین محتوی عناصر روی، سرب و نیکل در خاک‌های سطحی کنار جاده‌ای شهر سوا فیجی به ترتیب برابر با 507، 59/3 و 32/4 میلی‌گرم در کیلوگرم گزارش شد (مایا و همکاران، 2019). از طرفی، غلظت کل عناصر روی، سرب و نیکل در خاک کنار جاده در امتداد بزرگراه کوتاهیا - اسکی‌شهر ترکیه به ترتیب در دامنه 595-12/50، 7/71-224/02 و 38-1981/10 میلی‌گرم در کیلوگرم گزارش شد (اکار و ازکل، 2020). در پژوهشی میانگین غلظت کل فلزات سنگین روی، سرب و نیکل در خاک‌های سطحی کنار جاده‌ای در اطراف آزادراه رشت-قزوین بر حسب میلی‌گرم در کیلوگرم به ترتیب برابر با 48/89، 20/05 و 9/48 گزارش شد (محمدی گلنگش و همکاران، 1397).

این در حالی است که، میانگین محتوی عناصر روی، سرب و نیکل در خاک حاشیه بزرگراه اراک-قم به ترتیب برابر با 241/95، 553/41 و 109/60 میلی‌گرم در کیلوگرم گزارش شد (خالقی و همکاران، 1398). از طرفی، میانگین غلظت فلزات روی، سرب و نیکل در خاک پیرامون بزرگراه ارومیه-سلماس به ترتیب برابر با 683/34، 72/49 و 33/94 میلی‌گرم در کیلوگرم گزارش

## مواد و روش‌ها

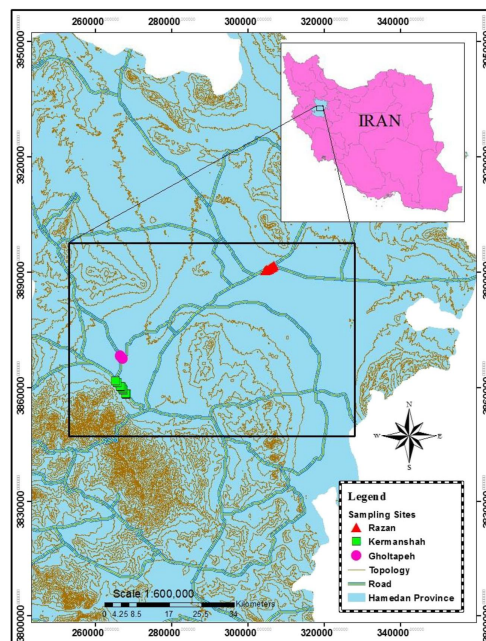
### معرفی منطقه مورد مطالعه

این پژوهش به منظور بررسی تأثیر حجم ترافیک بر محتوی فلزات سنگین در خاک‌های مرتعی کنار جاده‌ای انجام گرفت. برای این منظور سه جاده از قدیمی‌ترین قطعات شبکه ارتباطات جاده‌ای استان همدان

شامل جاده همدان-گلتهپه، همدان-رزن و همدان-کرمانشاه (شکل 1)، با میانگین حجم ترافیک متفاوت (جدول 1) بعنوان ایستگاه‌های نمونه‌برداری انتخاب شدند (حسینی و همکاران، 2020). متوسط بارش سالانه در مناطق مورد مطالعه 330 میلی‌متر و دمای متوسط سالانه 11 درجه سانتی‌گراد ثبت شده است (حسینی و همکاران، 2020).

جدول 1 - میانگین حجم ترافیک (وسیله نقلیه در روز) در جاده‌های مورد مطالعه

تعداد کل وسیله نقلیه در روز	نوع وسیله نقلیه				سبک	جاده
	تربلرهای کشنده	اتوبوس	کامیون کم‌تر از 10 تن	کامیونت و مینی‌بوس		
2417	273	143	137	219	1643	گلتهپه
7121	1256	677	657	1069	3361	رزن
14799	1008	638	684	1340	11127	کرمانشاه



شکل 1- موقعیت استقرار ایستگاه‌های نمونه‌برداری

نمونه‌برداری، آماده‌سازی نمونه‌ها، تعیین مقادیر برخی

پارامترهای شیمیایی در آنها

در مجموع 63 نمونه خاک سطحی (15-0-

سانتی‌متری) در طول 700 متر از یک قطعه 9 کیلومتری

هر جاده با ویژگی‌های مشابه (مانند میانگین سرعت وسیله نقلیه و پوشش جاده)، در فواصل 100 متر از یکدیگر و از هر دو طرف حاشیه جاده (2-0 متر از لبه

از طرفی، pH نمونه‌ها نیز در گل اشباع (در عصاره 1:5 آب به خاک) با استفاده از pH متر Jenway مدل 3520 قرائت شد (دادودپور و همکاران، 2019). کربن آلی خاک نیز به روش واکلی و بلک (واکلی و بلک، 1934) و درصد ذرات معدنی اولیه خاک (شن، سیلت و رس) به روش هیدرومتری اندازه‌گیری شد (جی و اور، 2002).

**محاسبه شاخص‌های آلودگی (Contamination Factor: CF)، زمین انباشتگی (Geoaccumulation index: I<sub>geo</sub>) و خطرپذیری بالقوه بوم‌شناختی تجمعی (RI: Potential Ecological Risk Index)**

به منظور ارزیابی کیفیت خاک در مناطق کنار جاده و برآورد جامعی از خطرات بالقوه محیط‌زیستی فلزات سنگین در نمونه‌ها، شاخص‌های CF و I<sub>geo</sub> به ترتیب با استفاده از روابط 1 و 2 و شاخص RI با استفاده از روابط 3 تا 5 محاسبه شدند (محمدمرادی و همکاران، 1396؛ اکار و ازگل، 2020):

$$CF = C_{\text{sample}} / C_{\text{background}} \quad (1)$$

در رابطه 1:

CF بیان‌گر شاخص آلودگی؛  $C_{\text{sample}}$  و  $C_{\text{background}}$  نیز به ترتیب نشان‌دهنده محتوی قرائت شده فلز در نمونه خاک و غلظت فلز در پوسته زمین (غلظت زمینه) بر حسب میلی‌گرم در کیلوگرم است. این شاخص وضعیت آلودگی محیط زیست نسبت به هر فلز را بیان کرده و طبقه‌بندی مقادیر آن در جدول 1 آورده شده است.

$$I_{\text{geo}} = \log_2(C_n / 1.5B_n) \quad (2)$$

در رابطه 2:

I<sub>geo</sub> بیان‌گر شاخص زمین انباشتگی؛  $C_n$  و  $B_n$  نیز به ترتیب نشان‌دهنده محتوی قرائت شده فلز در نمونه خاک بر حسب میلی‌گرم در کیلوگرم و غلظت زمینه زمین - شیمیایی فلز برابر با 40/2، 34/2 و 45/7 میلی‌گرم در کیلوگرم به ترتیب برای عناصر روی، سرب و نیکل است (عمویی و همکاران، 2018). با استناد به مقادیر این شاخص می‌توان مقدار فلز مورد نظر را نسبت به مقدار طبیعی آن سنجید و میزان آلاینده‌گی خاک را تعیین کرد. طبقه‌بندی مقادیر این شاخص در جدول 1 آورده شده است.

جاده) با استفاده بیلچه باغبانی برداشت شد (وانگ و همکاران، 2018). نمونه‌های خاک هر ایستگاه برای تهیه یک نمونه همگن، با یکدیگر مخلوط و در کیسه‌های پلی‌اتیلنی زیپ‌دار ذخیره، برچسب‌گذاری و برای مطالعات بعدی به آزمایشگاه منتقل شدند (در مجموع 63 نمونه خاک سطحی همگن جمع آوری شد).

نمونه‌های خاک پس از انتقال به آزمایشگاه به منظور تبخیر رطوبت اضافی ابتدا بمدت 72 ساعت هوا خشک شده و سپس به منظور حذف ذرات بزرگ و بقایای آلی از الک دو میلی‌متری عبور داده شدند. به منظور عصاره‌گیری از نمونه‌ها، به یک گرم از هر نمونه خاک، پنج میلی‌لیتر اسید نیتریک غلیظ افزوده و سپس محلول حاصل بمدت 10 دقیقه بر روی هیتر با دمای 95 درجه سانتی‌گراد حرارت داده شد. نمونه‌ها پس از تغییر رنگ از روی هیتر برداشته شده و سرد شدند. پس از آن، در دو مرحله متوالی هر بار پنج میلی‌لیتر اسید نیتریک غلیظ را به نمونه‌ها افزوده و محلول حاصل بمدت 30 دقیقه مجدداً رفلاکس و روی هیتر با دمای 95 درجه سانتی‌گراد حرارت داده شد. در مرحله بعد، دو میلی‌لیتر آب مقطر و سه میلی‌لیتر پراکسید هیدروژن 30% به محلول افزوده و سپس بمدت دو تا پنج دقیقه روی هیتر با دمای 75 سانتی‌گراد حرارت داده شد. پس از خنک شدن نمونه‌ها، به هر یک از آن‌ها 10 میلی‌لیتر اسید کلریدریک غلیظ افزوده شد و بعد از 15 دقیقه رفلاکس، عصاره حاصل با کاغذ صافی واتمن شماره 42 صاف و محلول‌ها با آب دوبار تقطیر به حجم 100 میلی‌لیتر رسانده شدند (خالد و همکاران، 2018؛ سبجان اردکانی، 2018). در نهایت، پس از ساخت محلول مادر (استوک) و استاندارد نمک عناصر و واسنجی (تنظیم کردن) دستگاه طیف‌سنجی نوری پلاسما جفت‌شده القایی (مدل ES-710، واریان، استرالیا)، محتوی عناصر روی، سرب و نیکل در نمونه‌های مورد مطالعه در سه تکرار اندازه‌گیری شد. مقادیر حد تشخیص برای عناصر روی، سرب و نیکل به ترتیب برابر با 0/076، 0/017 و 0/093 میلی‌گرم در کیلوگرم و مقادیر محدودیت کمی این عناصر نیز به ترتیب برابر با 0/226، 0/051 و 0/279 میلی‌گرم در کیلوگرم بدست آمد. نتایج حاصل از درصد بازیابی فلزات سنگین (بین 94-101%) نیز نشان داد که روش مورد استفاده برای تعیین فلزات سنگین مورد مطالعه از اطمینان کافی و دقت مناسب برخوردار بوده است (ژایی و همکاران، 2016).

جدول 2 - طبقه‌بندی شاخص‌های  $CF$ ،  $I_{geo}$ ،  $Er$  و  $RI$

شاخص $RI$		شاخص $Er$		شاخص $CF$		شاخص $I_{geo}$	
خطر مجموع عناصر	مقدار (ارزش)	خطر هر فلز	مقدار (ارزش)	طبقه توصیفی	مقدار (ارزش)	طبقه توصیفی	مقدار (ارزش)
کم	$RI < 150$	کم	$Er < 40$	آلودگی کم	$CF < 1$	غیر آلوده	$\leq 0$
متوسط	$150 \leq RI < 300$	متوسط	$40 \leq Er < 80$	آلودگی متوسط	$1 \leq CF < 3$	غیر آلوده تا کمی آلوده	0-1
شدید	$300 \leq RI < 600$	زیاد	$80 \leq Er < 160$	آلودگی قابل توجه	$3 \leq CF < 6$	آلودگی متوسط	1-2
خیلی شدید	$RI \geq 600$	شدید	$160 \leq Er < 320$	آلودگی زیاد	$CF > 6$	آلودگی متوسط تا شدید	2-3
		خیلی شدید	$Er \geq 320$			آلودگی شدید	4-3
						آلودگی شدید تا خیلی شدید	5-4
						آلودگی خیلی شدید	>5



(3)

### نتایج

نتایج سنجش محتوی عناصر و برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی در نمونه‌های خاک

$$RI = \sum_{r=1}^n Er$$

(4)

$$Er = Tr \times Cf$$

(5)

$$Cf = Cs/Cn$$

در روابط 3 تا 5:

نتایج سنجش محتوی کل فلزات سنگین روی، سرب و نیکل، مقادیر pH، هدایت الکتریکی، توزیع اندازه ذرات و کربن آلی در نمونه‌های خاک حاشیه جاده‌های مورد مطالعه در جدول 3 آورده شده است. با استناد به نتایج، بیشینه میانگین محتوی عناصر روی و نیکل به ترتیب با 122 و 22/2 میلی‌گرم در کیلوگرم مربوط به نمونه خاک‌های سطحی جمع‌آوری شده از ایستگاه رزن و بیشینه میانگین محتوی عنصر سرب با 26/4 میلی‌گرم در کیلوگرم مربوط به خاک کنار جاده کرمانشاه بود. همچنین، روند نزولی میانگین محتوی عناصر در نمونه‌ها بشرح سرب < نیکل < روی بوده است. از سوی دیگر، مقادیر pH در دامنه 8/62 - 8/29 و مقدار ماده آلی خاک در دامنه 1/74 - 1/23 متغیر بود.

### نتایج محاسبه شاخص‌های CF، I<sub>geo</sub> و RI

نتایج محاسبه شاخص‌های CF، I<sub>geo</sub> و RI در نمونه‌های خاک در شکل 2 و جداول 4 و 5 آورده شده است.

با استناد به نتایج مندرج در شکل 2، مقادیر CF محاسبه شده برای عناصر روی و سرب به ترتیب در نمونه خاک‌های جمع‌آوری شده از ایستگاه‌های رزن و کرمانشاه بزرگ‌تر از یک و نشان‌دهنده آلودگی متوسط بود؛ در حالی که مقادیر CF محاسبه شده برای نیکل در نمونه‌های خاک سطحی جمع‌آوری شده از همه ایستگاه‌ها کم‌تر از یک و نشان‌دهنده عدم آلودگی خاک به این عنصر بوده است.

RI بیان‌گر شاخص خطرپذیری بالقوه بوم‌شناختی تجمعی عناصر؛ Er و Tr نیز به ترتیب نشان‌دهنده خطرپذیری بالقوه بوم‌شناختی و ضریب واکنش سمیت هر عنصر است که به ترتیب برای روی، سرب و نیکل برابر با 1، 5 و 5 است. Cf، Cs و Cn نیز به ترتیب نشان‌دهنده شاخص آلودگی یک فلز، محتوی قرائت شده فلز در نمونه خاک و مقدار مرجع پس زمینه آن عنصر بر حسب میلی‌گرم در کیلوگرم است (تپانسیان و همکاران، 2016). طبقه‌بندی مقادیر RI و Er در جدول 2 آورده شده است.

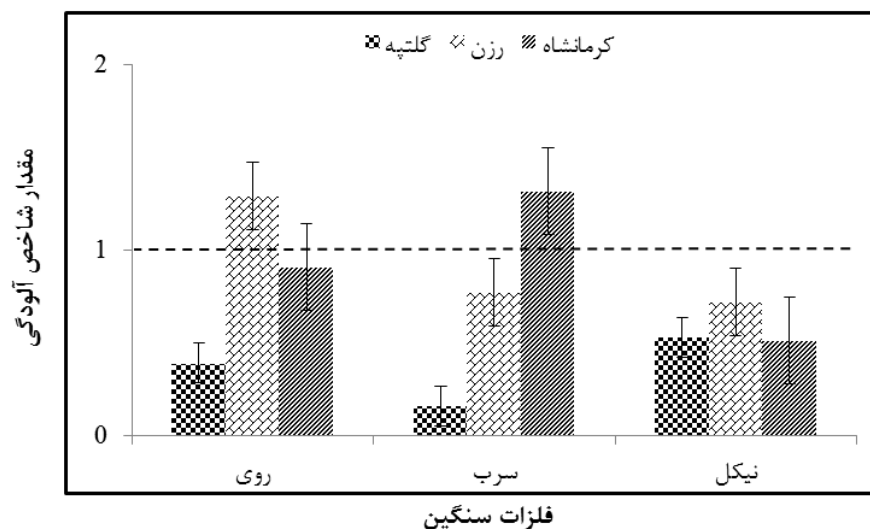
### پردازش آماری داده‌ها

پردازش آماری داده‌ها با استفاده از نسخه 19 نرم‌افزار آماری SPSS در سطح 5 درصد انجام یافت. بدین صورت که از آزمون‌های کلموگروف-اسمیرنوف (Kolmogorov-Smirnov) و لون (Leven) به ترتیب برای بررسی نرمال بودن توزیع داده‌ها و برابری واریانس‌ها، از آزمون تحلیل واریانس بین آزمودنی یک‌طرفه (One-Way ANOVA) و آزمون چند دامنه‌ای دانکن (Duncan Multiple Range Test) برای مقایسه میانگین غلظت عناصر بین ایستگاه‌های نمونه‌برداری و از آزمون همبستگی پیرسون (Pearson Correlation Coefficient) برای تعیین همبستگی بین میانگین غلظت فلزات در نمونه‌ها استفاده شد.

جدول 3- آمار توصیفی مقادیر ویژگی‌های مورد بررسی در نمونه‌های خاک (انحراف معیار ± میانگین) به تفکیک ایستگاه

ایستگاه			واحد	ویژگی
کرمانشاه	رزن	گلته		
8/45±0/350 <sup>a</sup>	8/62±0/280 <sup>a</sup>	8/29±0/320 <sup>a</sup>	--	pH
1/23±0/120 <sup>a</sup>	1/74±0/130 <sup>c</sup>	1/53±0/180 <sup>b,c</sup>	%	ماده آلی
40/0±5/00 <sup>b</sup>	10/0±2/00 <sup>a</sup>	40/0±2/00 <sup>b</sup>	%	شن
5/00±2/65 <sup>a</sup>	35/0±0/500 <sup>b</sup>	10/0±2/00 <sup>a</sup>	%	سیلت
55/0±10/0 <sup>a</sup>	55/0±20/0 <sup>a</sup>	50/0±5/00 <sup>a</sup>	%	رس
86/7±1/77 <sup>b</sup>	122±3/24 <sup>c</sup>	37/7±1/22 <sup>a</sup>	mg/kg	روی
26/4±0/730 <sup>c</sup>	15/4±0/790 <sup>b</sup>	3/22±0/170 <sup>a</sup>	mg/kg	سرب
15/9±0/090 <sup>a</sup>	22/2±0/360 <sup>c</sup>	16/6±0/470 <sup>b</sup>	mg/kg	نیکل

حروف غیر مشترک (a, b, c و ...) در هر ردیف، بیان‌گر وجود تفاوت معنی‌دار آماری ( $p < 0/05$ ) میانگین مقادیر پارامترهای مورد بررسی در نمونه‌های خاک بر اساس نتایج آزمون‌های تحلیل واریانس یکطرفه و چند دامنه‌ای دانکن است.



شکل 2- مقادیر شاخص CF عناصر روی، سرب و نیکل در نمونه‌های خاک به تفکیک ایستگاه نمونه‌برداری

جدول 4- نتایج محاسبه شده شاخص  $I_{geo}$

ایستگاه	روی		سرب		نیکل	
	مقدار	طبقه توصیفی	مقدار	طبقه توصیفی	مقدار	طبقه توصیفی
گلته	-0/690	غیر آلوده	-4/06	غیر آلوده	-2/06	غیر آلوده
رزن	1/02	آلودگی متوسط	-1/74	غیر آلوده	-1/64	غیر آلوده
کرمانشاه	0/530	غیر آلوده	-0/970	غیر آلوده	-2/12	غیر آلوده

جدول 5- نتایج محاسبه شاخص‌های Er و RI

ایستگاه	روی	Er		RI	
		طبقه توصیفی	سرب	طبقه توصیفی	مقدار
گلته	0/390	خطر کم	0/800	خطر کم	3/86
رزن	1/29	خطر کم	3/84	خطر کم	7/71
کرمانشاه	0/910	خطر کم	6/59	خطر کم	10/1

که بین عناصر روی و سرب در نمونه‌های خاک با ضریب همبستگی برابر با 0/696 و بین عناصر روی و نیکل با ضریب همبستگی برابر با 0/795 به ترتیب در سطح معنی‌داری برابر با 0/05 و 0/01 همبستگی مثبت (مستقیم) وجود داشته است.

#### رابطه بین محتوی فلز در نمونه‌های خاک با حجم ترافیک و برخی ویژگی‌های خاک

نتایج ارزیابی رابطه بین محتوی روی، سرب و نیکل در نمونه‌های خاک حاشیه جاده‌های مورد مطالعه با حجم ترافیک و برخی ویژگی‌های در جدول 6 آورده شده است. با استناد به نتایج ضرایب همبستگی (جدول 6)، محتوی روی و سرب در نمونه‌های خاک به طور قابل توجهی تحت تأثیر حجم ترافیک بوده است. از طرفی، مقدار شن و سیلت نیز بطور قابل توجهی محتوی عناصر را تحت تأثیر قرار داد. حجم ترافیک و درصد سیلت رابطه مثبت (مستقیم) و معنی‌دار با عناصر مذکور داشتند در حالی که رابطه بین درصد شن با عناصر روی و نیکل به صورت منفی (معکوس) و معنی‌دار بود.

همچنین، بر اساس مقادیر میانگین شاخص  $I_{geo}$  (جدول 3)، نمونه‌های خاک مورد ارزیابی در ایستگاه‌های گلپه و کرمانشاه به هیچ‌کدام از عناصر مورد مطالعه آلوده نبوده‌اند؛ در حالی‌که نمونه‌های خاک سطحی جمع‌آوری شده از ایستگاه رزن نسبت به عنصر روی دارای آلودگی متوسط بود. از سوی دیگر میانگین مقادیر محاسبه شده  $Er$  برای عناصر مورد مطالعه در نمونه‌های خاک بصورت  $Sr < Ni < Cu$  و دارای قابلیت خطرناکی بوم‌شناختی کم بوده است. از طرفی، مقادیر شاخص  $RI$  در دامنه 3/86-10/1 متغیر بوده و بیان‌گر خطر کم بوم‌شناختی بوده است.

#### نتایج پردازش آماری داده‌ها

نتایج آزمون کلموگروف-اسمیرنوف بیان‌گر آن بود که داده‌های مربوط به محتوی همه فلزات و همچنین مقادیر pH در نمونه‌های خاک از توزیع نرمال برخوردار بوده‌اند. نتایج آزمون تحلیل واریانس یک‌طرفه بیان‌گر آن بود که ایستگاه‌های گلپه، رزن و کرمانشاه از نظر میانگین غلظت عناصر روی، سرب و نیکل در نمونه‌های خاک سطحی اختلاف معنی‌دار آماری با هم داشتند ( $p < 0/05$ ). نتایج آزمون آماری همبستگی پیرسون نیز بیان‌گر آن بود

جدول 6- اثر حجم ترافیک و برخی ویژگی‌های خاک بر محتوی روی، سرب و نیکل در نمونه‌های خاک

عوامل مورد بررسی						
عنصر	حجم ترافیک	شن	سیلت	رس	ماده آلی	pH
روی	0/483	-0/797*	0/696*	0/199	-0/455	0/341
سرب	0/951**	-0/022	-0/129	0/195	-0/484	-0/145
نیکل	-0/309	-0/965**	0/962**	0/090	-0/223	0/561

\* و \*\* به ترتیب معنی‌داری در سطح 0/01 و 0/05 را نمایش می‌دهند.

#### بحث

122 و 22/2 مربوط به نمونه خاک جمع‌آوری شده از ایستگاه رزن با میانگین حجم ترافیک روزانه 7121 خودرو و برای عنصر سرب با 26/4 میلی‌گرم در کیلوگرم مربوط به ایستگاه کرمانشاه با میانگین حجم ترافیک روزانه 14799 خودرو و برای همه عناصر بطور معنی‌داری بیش‌تر از ایستگاه گلپه با میانگین حجم

خاک شاخص مفید و مناسبی برای سنجش آلودگی فلزات سنگین در بوم‌سازگان بشمار می‌آید (چانگ و همکاران 2009). نتایج تعیین غلظت کل فلزات سنگین در نمونه‌های خاک حاشیه برخی جاده‌های برون شهری همدان نشان داد که بیشینه میانگین محتوی عناصر روی و نیکل بر حسب میلی‌گرم در کیلوگرم به ترتیب با

انتشارات ترافیک منبع اصلی عناصر سمی بالقوه در خاک کنار جاده است. گرچه روی و سرب بعنوان متداول‌ترین عناصر ساطع شده از ترافیک در محیط کنار جاده ارتباط زیادی با ترافیک داشتند، اما مقادیر شن و سیلت بر حفظ عناصر در خاک تأثیرگذار بود (جدول 6)؛ بطوری‌که، نمونه خاک جمع‌آوری شده از ایستگاه رزن (ترافیک متوسط) با بیشینه میانگین مقدار سیلت، به دلیل قابلیت سیلت در افزایش تثبیت، کاهش تحرک و نرخ آبشویی فلزات سنگین، مقادیر بیش‌تری از عناصر روی و نیکل را در مقایسه با نمونه خاک ایستگاه کرمانشاه (پیر ترافیک) ذخیره کرده بود. سایر محققان نیز گزارش کردند که ارتباطی قوی بین برخی ویژگی‌های خاک (نظیر مقدار شن و سیلت) و محتوی فلزات سنگین در خاک وجود داشته است (میکو و همکاران، 2006؛ خالقی و همکاران، 1398). علاوه بر این، افزایش غلظت فلزات سنگین با کاهش اندازه ذرات را می‌توان با واکنش‌پذیری بیش‌تر ذرات ریز خاک که به تسریع تجمع و انباشت فلزات در آن‌ها منجر می‌شود، مرتبط دانست (آژمون-مارسون و همکاران، 2008).

شاخص‌های  $I_{geo}$ ، CF و RI از جمله ابزارهای مناسب برای ارزیابی، تعیین سطح و برآورد خطرات بالقوه محیط‌زیستی آلودگی فلزات سنگین در خاک است (زالنو و همکاران، 2017). نتایج محاسبه CF (شکل 2) نشان داد که نمونه‌های خاک مورد ارزیابی در ایستگاه گلته از نظر کیفی غیرآلوده بود؛ در حالی که نمونه‌های خاک مورد ارزیابی در ایستگاه‌های رزن و کرمانشاه به ترتیب نسبت به عناصر روی (1/29) و سرب (1/32) دارای آلودگی متوسط بود. از سوی دیگر، مقادیر محاسبه شده  $I_{geo}$  برای همه عناصر بیان‌گر آن بود که نمونه‌های خاک مورد ارزیابی از نظر کیفی در طبقه غیر آلوده تا آلودگی متوسط بوده‌اند. در تأیید نتایج حاصل و با استناد به مقادیر شاخص زمین‌انباشت، خاک حاشیه بزرگراه ارومیه-سلماس از حیث محتوی عنصر روی در طبقه کیفی غیر آلوده قرار داشت (رشیدشمالی و خداوردی‌لو، 1391). در

ترافیک روزانه 2417 خودرو بود. در این خصوص، بیشینه میانگین محتوی عناصر در ایستگاه‌های رزن و کرمانشاه را می‌توان با حجم ترافیک بیش‌تر و کاربرد این فلزات در سوخت و قطعات خودرو مرتبط دانست (سلگی و کرامتی، 1394). در مطالعات مشابه نیز بیش‌ترین غلظت فلزات سنگین در امتداد بزرگراه‌هایی با حجم بالای ترافیک گزارش شد (بایکو و همکاران، 2006؛ ایدی و همکاران، 2012؛ گالا و شهاتا، 2015؛ خالد و همکاران، 2018). همچنین، برخی از محققان گزارش کردند که افزایش محتوی عناصر روی، سرب و نیکل در خاک حاشیه جاده می‌تواند ناشی از نشت و یا احتراق روان‌کننده‌ها و بنزین و همچنین خوردگی و سایش قطعات خودرو از جمله لنت ترمز و تایر و سایش سطح جاده باشد (محمدی گلنگش و همکاران، 1397).

pH از جمله مهم‌ترین ویژگی‌های شیمیایی خاک است که بر دسترس‌پذیری مواد مغذی، ظرفیت تبادل کاتیونی و ساختار خاک تأثیرگذار است. نتایج سنجش ویژگی‌های شیمیایی خاک (جدول 2) بیان‌گر آن بود که خاک‌های سطحی در حاشیه همه جاده‌های مورد مطالعه، قلیایی بودند. این موضوع می‌تواند با فعالیت‌های ترافیکی بخصوص سایش جاده مرتبط باشد (کوچر و همکاران، 2005). در پژوهش‌های مشابه نیز گزارش شده است که ترافیک می‌تواند منجر به افزایش مقادیر pH در خاک مجاور جاده شود (رادزسکا و فرونرسکی، 2015؛ اسکرینتسکا و همکاران، 2019). همچنین، برخی از محققان اظهار داشتند که انتقال ذرات سایشی از سطح جاده به خاک حاشیه جاده، با گذشت زمان مقادیر pH را بسمت مقدار خنثی یا حتی قلیایی تغییر می‌دهد (ورکنتین و همکاران، 2014؛ برناردیو و همکاران، 2019). از طرفی، افزایش pH خاک سبب افزایش رسوب عناصر فلزی بصورت کربنات‌های نامحلول، کمپلکس‌های آلی و هیدروکسیدها و به تبع آن منجر به کاهش قابلیت دسترسی فلزات سنگین موجود در خاک برای گیاهان می‌شود (حضرت‌زاده و سبحان اردکانی، 1397).

1397). همچنین، نتایج حاصل از بررسی الگوی پراکنش فلزات سنگین در خاک‌های سطحی کنار جاده‌ای در اطراف آزادراه رشت - قزوین نشان داد که تغییرات عبور و مرور خودروها از عوامل مهم و تأثیرگذار بر تجمع غلظت فلزات سنگین در خاک‌های سطحی کنار جاده‌ای منطقه مورد مطالعه بوده است (محمدی گلنگش و همکاران، 1397). علاوه بر این، در مطالعه‌ای که با هدف ارزیابی آلاینده‌های غیر آلی منتشر شده از اتومبیل در خاک و گردوغبار حاشیه بزرگراه‌های اصلی پاکستان انجام یافت، با استناد به ضرایب همبستگی، منابع انتشار عناصر روی و سرب یکسان و ناشی از منابع آگزوی و غیرآگزوی گزارش شد (انوار و همکاران، 2020). در خصوص وجود رابطه مثبت بین درصد سیلت و محتوی عناصر نیز می‌توان به قابلیت سیلت در افزایش مکان‌های جذب که به افزایش تثبیت عناصر و به تبع آن کاهش تحرک و آبشویی و همچنین افزایش غلظت آن‌ها در لایه سطحی خاک منجر می‌شود (آچیبا و همکاران، 2009)، اشاره کرد. از سویی، وجود مقادیر قابل توجه شن در خاک می‌تواند به ایجاد منافذ بزرگ در بافت خاک و به تبع آن افزایش قابلیت آبشویی و تحرک فلزات سنگین در خاک منجر شود که کاهش محتوی فلزات سنگین در لایه‌های سطحی خاک را به دنبال خواهد داشت. از این‌رو، حرکت فلزات سنگین در خاک‌های واجد منافذ بزرگ را می‌توان با حرکت رسوبات کلوئیدی، ذرات رس و مواد آلی در محلول خاک و انتقال فلزات سنگین متصل به این ذرات مرتبط دانست (وانگ و همکاران، 2007). بعلاوه، جذب فلزات توسط ذرات ریزتر خاک (سیلت یا رس) و همبستگی مثبت بین آن‌ها را می‌توان با سطوح ویژه بسیار بالا و همچنین بار الکتریکی منفی این ذرات که کاتیون‌های فلزی را به خود جذب می‌کنند، مرتبط دانست (دبانی و محمدی، 2010). لذا، میانگین تقریبی 17/0% سیلت در نمونه‌های خاک سطحی می‌تواند تا حدود زیادی توجیه کننده همبستگی مثبت بین درصد سیلت و میانگین مقادیر عناصر مورد مطالعه باشد.

پژوهشی دیگر، با استناد به مقادیر محاسبه شده فاکتور آلودگی، خاک حاشیه بزرگراه اراک - قم آلودگی متوسط نسبت به عنصر روی داشت (خالقی و همکاران، 1398). بیش‌ترین مقادیر شاخص‌های  $I_{geo}$  و CF برای همه فلزات مورد مطالعه مربوط به ایستگاه‌های رزن و کرمانشاه با حجم ترافیک زیاد در مقایسه با ایستگاه گلپه با حجم ترافیک کم‌تر بود. از این‌رو، به نظر می‌رسد می‌توان اذعان کرد که مقادیر شاخص‌های  $I_{geo}$  و CF عناصر مورد ارزیابی در خاک ارتباطی مستقیم با حجم ترافیک دارد. در مطالعات مشابه و در تأیید نتایج حاصل نیز بیش‌ترین نرخ آلودگی خاک در جاده‌های دارای تراکم ترافیکی زیاد گزارش شد (جانکاسکی و همکاران، 2019). همچنین، بر اساس مقادیر RI، عناصر روی، سرب و نیکل از قابلیت خطرزایی بوم‌شناختی اندک برخوردار بودند. در پژوهشی مشابه، قابلیت خطرزایی بوم‌شناختی عناصر روی، سرب و نیکل در خاک‌های سطحی اطراف آزادراه رشت - قزوین اندک گزارش شد (محمدی گلنگش و همکاران، 1397).

در بسیاری از مطالعات از ضرایب همبستگی برای بیان منشأ احتمالی فلزات سنگین استفاده شده است. بطوری‌که، همبستگی زیاد و مثبت نشان‌دهنده منشأ مشابه و عامل کنترل کننده مشترک این فلزات در نظر گرفته شده است (گوان و همکاران، 2018؛ سزوالک و همکاران، 2020). با استناد به نتایج آزمون همبستگی پیرسون که بیان‌گر وجود همبستگی مثبت و معنی‌دار بین میانگین غلظت تجمع‌یافته عناصر روی و سرب و نیکل نمونه‌های خاک بود، می‌توان منابع ورود این عناصر به خاک پیرامون جاده را مشترک و احتمالاً با فعالیت‌های ترافیکی (انتشارات آگزوی و غیر آگزوی) مرتبط دانست. در مطالعات مشابه و در تأیید نتایج حاصل، ارزیابی خطر بوم‌شناختی برخی فلزات سنگین در خاک کنار جاده‌ای شهر اهواز بیان‌گر آن بود که منبع آلودگی فلزات روی، سرب و نیکل در منطقه مورد مطالعه با ترافیک جاده‌ای و فعالیت‌های صنعتی مرتبط بوده است (فتواتی و همکاران،

## نتیجه‌گیری

شاخص‌های  $I_{geo}$ ،  $CF$  و  $RI$  بیان‌گر کیفیت قابل قبول خاک و به تبع آن عدم بروز مخاطره بوم‌شناختی بود. از سوی دیگر، با استناد به همبستگی مثبت و معنی‌دار بین عناصر روی و سرب و نیکل در نمونه‌های خاک می‌توان منابع این عناصر را یکسان و عمدتاً با احتراق سوخت‌های فسیلی، پارگی و ساییدگی رزین تایرها، خوردگی باطری و قطعات فلزی مرتبط دانست. نتایج بدست آمده نشان داد که پایش منظم غلظت و ارزیابی خطرات بوم‌شناختی آلاینده‌های فلزی به منظور مدیریت و حفاظت خاک ضروری است. در نهایت، با توجه به محدودیت‌های زمانی و کمبود منابع مالی در اجرای این پژوهش، ارزیابی آلودگی و خطرات بالقوه بوم‌شناختی سایر عناصر سمی در خاک حاشیه جاده‌ها پیشنهاد می‌شود.

نتایج نشان داد که محتوی فلزات در خاک سطحی برداشت شده از حاشیه جاده تحت تأثیر حجم ترافیک بوده است؛ بطوری‌که، بیش‌ترین غلظت فلزات در نمونه‌های خاک در امتداد جاده‌های رزن و کرمانشاه که از حجم ترافیک بیش‌تر برخوردار بودند، مشاهده شد. در این خصوص، می‌توان اذعان داشت که مقادیر قابل توجهی از عناصر منتشر شده توسط فعالیت‌های ترافیکی باعث آلودگی خاک کنار جاده شده است. از طرفی، مقادیر سیلت و شن به دلیل تأثیر در کیفیت خاک (بافت، نفوذپذیری و توانایی عبور آب در داخل خاک) و همچنین قابلیت نگهداری مواد، نقش مهمی در تحرک و تثبیت فلزات سنگین ایفا کرده‌اند. همچنین، مقادیر محاسبه شده

## فهرست منابع:

1. بهنام، و.، ا. غلامعلی‌زاده آهنگر، م. رحمانیان و ا. بامری. 1397. ارزیابی آلودگی و تغییرات مکانی روی، مس و نیکل در خاک‌های مناطق خشک مسیر زابل - زاهدان. پژوهش‌های حفاظت آب و خاک، دوره 25، شماره 5، 201-216.
2. پرداختی، ع. و ف. زاهد. 1397. ارزیابی شاخص‌های آلودگی و ریسک اکولوژیکی مربوط به فلزات سنگین در خاک‌های اطراف جاده‌های برون شهری ایران. مطالعات علوم محیط‌زیست، دوره 3، شماره 3، 769-781.
3. حسوننده، ه.، ف. قاسمی آقباش، ع. سلگی و ا. پژوهان. 1397. اثرهای فاصله از جاده بر تجمع فلزات سنگین در خاک و برگ بلوط ایرانی (*Quercus brantii*) در بزرگراه الشتر - خرم‌آباد. پژوهش و توسعه جنگل، دوره 4، شماره 1، 29-41.
4. حضرت‌زاده، ش. و س. سبحان اردکانی. 1397. مطالعه آلودگی به روی، سرب، کادمیم و مس خاک سطحی بوستان‌های شهر همدان. پژوهش‌های خاک، دوره 32، شماره 3، 399-413.
5. خالقی، ش.، آ. صفادوست و ز. کلاه‌چی. 1398. وضعیت آلودگی یک زمین کشاورزی به برخی فلزات سنگین در حاشیه بزرگراه اراک-قم. پژوهش‌های خاک، دوره 33، شماره 3، 387-400.
6. رشید شمالی، آ. و ح. خداوردی‌لو. 1391. آلودگی خاک‌ها و گیاهان پیرامون بزرگراه ارومیه - سلماس به برخی فلزهای سنگین. دانش آب و خاک، دوره 22، شماره 3، 157-170.
7. سلیمی، م.، م.ع. بهمنیار، م. قاجار سپانلو، و آ. محمدی. 1394. تغییرات سرب و کادمیم خاک و گیاه کلزا در حاشیه جاده ساوه - همدان. دانش آب و خاک، دوره 25، شماره 2، 193-205.
8. قنوتی، ن.، ا. نظریور و ت. بابایی نژاد. 1397. ارزیابی خطر اکولوژیکی و بهداشتی برخی فلزات سنگین در خاک کنار جاده‌ای شهر اهواز. مجله دانشکده بهداشت و انستیتو تحقیقات بهداشتی، دوره 16، شماره 4، 373-390.
9. محمدی‌گلنگش، م.، ر. قاسمی ذوالپیرانی و م. نعیمی جوبنی. 1397. الگوی پراکنش فلزات سنگین در خاک‌های سطحی کنار جاده‌ای در اطراف آزادراه رشت - قزوین. سلامت و بهداشت، دوره 9، شماره 3، 250-258.

10. محمدی‌گلنگش، م.، ر. قاسمی ذوالپیرانی و م. نعیمی جوبنی. 1399. ارزیابی آلودگی خاک‌های کنار جاده‌ای به فلزات سنگین (سرب، نیکل، مس، روی) در جاده قدیم رشت-قزوین در استان گیلان. سلامت و محیط‌زیست، دوره 13، شماره 3. 409-420.
11. محمدمرادی، ب.، س. سبحان اردکانی و م. چراغی. 1396. ارزیابی شاخص مخاطره بوم‌شناختی فلزات سنگین در خاک سطحی بوستان‌های شهری تهران. سلامت و محیط‌زیست، دوره 10، شماره 4. 429-441.
12. Acar, R.U., and C., Özkul. 2020. Investigation of heavy metal pollution in roadside soils and road dusts along the Kütahya–Eskişehir Highway. *Arabian Journal of Geosciences*. 13(5): 1–11.
13. Achiba, W.B., N., Gabteni, A., Lakhdar, G.D., Laing, M., Verloo, N., Jedidi, and et al. 2009. Effects of 5-year application of municipal solid waste compost on the distribution and mobility of heavy metals in a Tunisian calcareous soil. *Journal of Agriculture, Ecosystems & Environment*. 130(3-4): 156–163.
14. Adamiec, E. 2017. Chemical fractionation and mobility of traffic-related elements in road environments. *Environmental Geochemistry and Health*. 39: 1457–1468.
15. Ahmed, F., A.N.M., Fakhruddin, M.D.T., Imam, N., Khan, T.A., Khan, M.M., Rahman, and et al. 2016. Spatial distribution and source identification of heavy metal pollution in roadside surface soil: a study of Dhaka Aricha highway Bangl. *Ecological Processes*. 5: 1–16.
16. Ajimone-Marsan, F., M., Biasioli, T., Kralj, H., Greman, C.M., Davidson, A.S., Hursthouse, and et al. 2008. Metals in particle-size fractions of the soils of five European cities. *Environmental Pollution*. 152: 73–81.
17. Amouei, A., A., Cherati, and D., Naghipour. 2018. Heavy metals contamination and risk assessment of surface soils of Babol in northern Iran. *Health Scope*. 7(1): e62423.
18. Anwar, S., A., Naz, M.Y., Ashraf, and A., Malik. 2020. Evaluation of inorganic contaminants emitted from automobiles and dynamics in soil, dust, and vegetations from major highways in Pakistan. *Environmental Science and Pollution Research*. 27: 32494–32508.
19. Baycu, G., D., Tolunay, H., Özden, and S., Günebakan. 2006. Ecophysiological and seasonal variations in Cd, Pb, Zn and Ni concentrations in urban deciduous trees in Istanbul. *Environmental Pollution*. 143: 545–554.
20. Bernardino, C.A.R., C.F., Mahler, R.E., Santelli, A., Freire, B., Braz, and L., Novo. 2019. Metal accumulation in roadside soils of Rio de Janeiro, Brazil: impact of traffic volume, road age, and urbanization level. *Environmental Monitoring and Assessment*. 191(3): 156.
21. Chang, S.H., K.S., Wang, H.F., Chang, W.W., Ni, B.J., Wu, R.H., Wong, and et al. 2009. Comparison of the source identification of metals in road dust and soil. *Soil and Sediment Contamination*. 18: 669–683.
22. Davodpour, R., S., Sobhanardakani, M., Cheraghi, N., Abdi, and B.Lorestani. 2019. Honeybees (*Apis mellifera* L.) as a potential bioindicator for detection of toxic and essential elements in the environment (Case study: Markazi Province, Iran). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 77(3): 344–358.
23. Dayani, M., and J., Mohammadi. 2010. Geostatistical assessment of Pb, Zn and Cd contamination in near-surface soils of the urban-mining transitional region of Isfahan, Iran. *Pedosphere*. 20: 568-577.
24. Debnath, B., W.S., Singh, and K., Manna. 2019. Sources and toxicological effects of lead on human health. *Indian Journal of Medical Specialities*. 10: 66–71.
25. Eid, E.M., K.H., Shaltout, and M.A.A.T., El-Sheikh. 2012. Seasonal courses of nutrients and heavy metals in water, sediment and above-and below- ground Typha

- domingensis biomass in Lake Burullus (Egypt): perspectives for phytoremediation. *Flora*. 207: 783–794.
26. El-Radaideh, N.M., and A.A.A.K., Al-Taani. 2018. Geo-environmental study of heavy metals of the agricultural highway soils, NW Jordan. *Arabian Journal of Geosciences*. 11(24): 1–14.
  27. Gall, J.E., R.S., Boyd, N., Rajakaruna. 2015. Transfer of heavymetals through terrestrial food webs: a review. *Environmental Monitoring and Assessment*. 187(4): 1–21.
  28. Galal, T.M., and H.S., Shehata. 2015. Bioaccumulation and translocation of heavy metals by *Plantago major* L. grown in contaminated soils under the effect of traffic pollution. *Ecological Indicators*. 48: 244–251.
  29. Gee, G.W., and D. Or. 2002. Particle-size analysis. In: Dane, J.H., Topp, G.C. (Eds.): *Methods of Soil Analysis*. Part 4. SSSA Book Series No. 5. SSSA, Madison, WI. 255–293.
  30. Guan, Z.H., X.G., Li, and L. Wang. 2018. Heavy metal enrichment in roadside soils in the eastern Tibetan Plateau. *Environmental Science and Pollution Research*. 25: 7625–7637
  31. Eqani, S.A.M.A.S., Z.I., Tanveer, C., Qiaoqiao, A., Cincinelli, Z., Saqib, S.I., Mulla, and et al. 2018. Occurrence of selected elements (Ti, Sr, Ba, V, Ga, Sn, Tl, and Sb) in deposited dust and human hair samples: implications for human health in Pakistan. *Environmental Science and Pollution Research*. 25: 12234–12245.
  32. Göde, C., M.L., Yola, A., Yilmaz, N., Atar, and S., Wang. 2017 A novel electrochemical sensor based on calixarene functionalized reduced graphene oxide: application to simultaneous determination of Fe(III), Cd(II) and Pb(II) ions. *Journal of Colloid and Interface Science*. 508: 525–531.
  33. Hosseini, N.S., S., Sobhanardakani, M., Cheraghi, B., Lorestani, and H., Merrikhpour. 2020. Heavy metal concentrations in roadside plants (*Achillea wilhelmsii* and *Cardaria draba*) and soils along some highways in Hamedan, west of Iran. *Environmental Science and Pollution Research*. 27(12): 13301–13314.
  34. Jankowski, K., E.A., Malinowska, G., Ciepiela, J., Jankowska, B., Wiśniewska Kadzajan, and J., Sosnowski. 2019. Lead and cadmium content in grass growing near an expressway. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 76(1): 66–75.
  35. Jeddi, K., and M., Chaieb. 2018. Evaluation of the potential of *Erodium glaucophyllum* L. for phytoremediation of metal-polluted arid soils. *Environmental Science and Pollution Research*. 25: 36636–36644
  36. Jiang, Y., S., Chao, J., Liu, Y., Yang, Y., Chen, A., Zhang, and et al. 2017. Source apportionment and health risk assessment of heavy metals in soil for a township in Jiangsu Province, China. *Chemosphere*. 168: 1658–1668.
  37. Khalid, N., A., Noman, M., Aqeel, A., Masood, and A., Tufail. 2019 Phytoremediation potential of *Xanthium strumarium* for heavy metals contaminated soils at roadsides. *International Journal of Environmental Science and Technology*. 16: 2091–2100.
  38. Khalid, N., M.S., Hussain, H., Young, M., Ashraf, M., Hameed, and R., Ahmad. 2018. Lead concentrations in soils and some wild plant species along two busy roads in Pakistan. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 100(2): 250–258.
  39. Kocher, B., G., Wessolek, and H., Stoffregen. 2005 Water and heavy metal transport in roadside soils. *Pedosphere*. 15(6): 746–753.
  40. Mico, C., Recatala, L., Peris, M., and Sanchez, J. 2006. Assessing heavy metal sources in agricultural soils of an European Mediterranean area by multivariate analysis. *Chemosphere*. 65: 863-872.
  41. Mohammadi, M.J., A.R., Yari, M., Saghadzadeh, S., Sobhanardakani, S., Geravandi, A., Afkar, and et al. 2018. A health risk assessment of heavy metals in people consuming Sohan in Qom, Iran. *Toxin Reviews*. 37(4): 278–286.



42. Noman, A., Q., Ali, J., Maqsood, N., Iqbal, M.T., Javed, N., Rasool, and et al. 2018. Deciphering physio-biochemical, yield, and nutritional quality attributes of water-stressed radish (*Raphanus sativus* L.) plants grown from Zn-Lys primed seeds. *Chemosphere*.195: 175–189.
43. Radziemska, M., and J., Fronczyk. 2015. Level and contamination assessment of soil along an expressway in an ecologically valuable area in Central Poland. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 12(10): 13372–13387.
44. Sevik, H., H.B., Ozel, M., Cetin, H.U., Özel, and T., Erdem. 2019 Determination of changes in heavy metal accumulation depending on plant species, plant organism, and traffic density in some landscape plants. *Air Quality, Atmosphere & Health*. 12(2): 189–195.
45. Singh, A., R.K., Sharma, M., Agrawal, and F.M., Marshall. 2010. Risk assessment of heavy metal toxicity through contaminated vegetables from waste water irrigated area of Varanasi, India. *Tropical Ecology*. 51(2): 375–387.
46. Shahid, M., C., Dumat, S., Khalid, E., Schreck, T., Xiong, and N.K., Niazi. 2017. Foliar heavy metal uptake, toxicity and detoxification in plants: a comparison of foliar and root metal uptake. *Journal of Hazardous Materials*. 325: 36–58.
47. Skrynetska, I., J., Karcz, G., Barczyk, M., Kandziora-Ciupa, R., Ciepał, A., and Nadgórska-Socha. 2019. Using *Plantago major* and *Plantago lanceolata* in environmental pollution research in an urban area of Southern Poland. *Environmental Science and Pollution Research*. 26: 23359–23371.
48. Sobhanardakani, S. 2018a. Human health risk assessment of potentially toxic heavy metals in the atmospheric dust of city of Hamedan, west of Iran. *Environmental Science and Pollution Research*. 25(28): 28086–28093.
49. Sobhanardakani, S. 2018b. Ecological risk assessment of heavy metals in the atmospheric dry deposition of Hamedan City. *Journal of Kermanshah University of Medical Sciences*, 22(1): e69642.
50. Sobhanardakani, S. 2019. Ecological and human health risk assessment of heavy metals content of atmospheric dry deposition, a case study: Kermanshah, Iran. *Biological Trace Element Research*. 187(2): 602–610.
51. Szwalec, A., P., Mundała, R., Kędzior, and J., Pawlik. 2020. Monitoring and assessment of cadmium, lead, zinc and copper concentrations in arable roadside soils in terms of different traffic conditions. *Environmental Monitoring and Assessment*. 192(3): 155.
52. Tepanosyan, G., L., Sahakyan, O., Belyaeva, and A., Saghatelyan. 2016. Origin identification and potential ecological risk assessment of potentially toxic inorganic elements in the topsoil of the city of Yerevan, Armenia. *Journal of Geochemical Exploration*. 167: 1–11.
53. Walkley, A., & Black, I. A. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*, 37(1), 29-38.
54. Wang, H., L., Nie, Y., Xu, M., Li, and Y., Lv. 2018. Traffic-emitted metal status and uptake by *Carex meyeriana* Kunth and *Thelypteris palustris* var. *pubescens* Fernald growing in roadside turfy swamp in the Changbai Mountain area, China. *Environmental Science and Pollution Research*. 25: 18498–18509.
55. Wei, B., and L., Yang. 2010. A review of heavy metal contaminations in urban soils, urban road dusts and agricultural soils from China. *Microchemical Journal*. 94(2): 99–107.
56. Werkenthin, M., B., Kluge, and G., Wessolek. 2014. Metals in European roadside soils and soil solution a review. *Environmental Pollution*. 189: 98–110.

57. Wiseman, C.L.S., F., Zereini, and W., Püttmann. 2013. Traffic-related trace element fate and uptake by plants cultivated in roadside soils in Toronto, Canada. *Science of the Total Environment*. 442: 86–95.
58. Wong, J., K., Li, L., Zhou, and A., Selvam. 2007. The sorption of Cd and Zn by different soils in the presence of dissolved organic matter from sludge. *Geoderma*. 137(3- 4): 310–317.
59. Zanello, S., V.F., Melo, and N., Nagata. 2018. Study of different environmental matrices to access the extension of metal contamination along highways. *Environmental Science and Pollution Research*. 25(6): 5969–5979.

## بررسی اثر نیتروژن، روی، بُر و منیزیم و زمان محلول‌پاشی بر خصوصیات کمی و کیفی انگور دیم

محمدحسین سدری<sup>1</sup>، فرهاد کرمی و صابر اوستان

استادیار بخش تحقیقات خاک و آب مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی استان کردستان، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، سنندج، ایران؛ sedri\_mh@yahoo.com

استادیار بخش تحقیقات علوم زراعی و باغی مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی استان کردستان، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، سنندج، ایران؛ farhad.karami@gmail.com

محقق بخش تحقیقات علوم زراعی و باغی مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی استان کردستان، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، سنندج، ایران؛ avestansaber@gmail.com

دریافت: 1400/3/3 و پذیرش: 1400/7/4

### چکیده

این آزمایش با هدف بررسی اثر نیتروژن، روی، بُر و منیزیم و زمان و مراحل محلول‌پاشی، آزمایشی به صورت فاکتوریل در قالب طرح بلوک‌های کامل تصادفی، با 12 تیمار کودی، شامل C1 (شاهد)، C2 (N)، C3 (Zn)، C4 (B)، C5 (Mg)، C6 (Zn + N)، C7 (B + N)، C8 (Mg + N)، C9 (B + Zn)، C10 (B + Zn + N)، C11 (Mg + B + Zn) و C12 (Mg + B + Zn + N) در دو زمان محلول‌پاشی (T1 = مرحله تورم جوانه‌ها و T2 = مرحله‌ای دو مرحله‌ای در مرحله تورم جوانه‌ها و بعد از تشکیل میوه)، به مدت سه سال روی انگور دیم اجرا شد. بر اساس نتایج، تیمارهای محلول‌پاشی عناصر غذایی در دو زمان محلول‌پاشی و در سه سال متوالی بر خصوصیات رشد رویشی، شامل اندازه سطح برگ و قطر شاخه، اثر معنی‌داری نشان ندادند، اما بر اجزای عملکرد و کیفیت میوه از جمله وزن خوشه، وزن حبه، اندازه حبه، عملکرد هر درختچه، آنتوسیانین، مواد جامد محلول (TSS) و اسیدیته کل (TA) میوه، تأثیر معنی‌داری داشتند. اثر متقابل سه جانبه سال، زمان محلول‌پاشی و تیمار عناصر غذایی روی مقدار عملکرد، وزن خوشه و آنتوسیانین، تأثیر معنی‌داری نشان دادند. بیشترین میانگین سه ساله عملکرد میوه به ازای هر درخت، به ترتیب در تیمارهای C2 (N)، C3 (Zn) و C4 (B) مشاهده شد و تقریباً تمام تیمارها نسبت به شاهد، تفاوت معنی‌داری را نشان دادند و درختچه‌های انگوری که هیچ تیمار غذایی، دریافت نکرده بودند به همراه C10 (B + Zn + N) و C11 (Mg + B + Zn) به ترتیب کمترین مقدار عملکرد میوه را داشتند. بنابراین می‌توان چنین استنتاج نمود که علی‌رغم تأثیر مثبت محلول‌پاشی نیتروژن، روی و بُر بر عملکرد و خصوصیات کیفی، کاربرد این عناصر با همدیگر، بر روی انگور دیم، اثرات منفی داشت.

واژه‌های کلیدی: شرایط دیم، کیفیت انگور، تغذیه انگور

<sup>1</sup>نویسنده مسئول، آدرس: سنندج، مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی استان کردستان، بخش تحقیقات خاک و آب

## مقدمه

انگور، مهمترین میوه‌ی خزان‌داری است که بطور وسیع کشت می‌شود و محصول عمده هر قاره می‌باشد (وستوود، 1993). ایران جزء یکی از مهمترین کشورهای تولیدکننده انگور است و در بین کشورهای تولیدکننده انگور جهان، مقام یازدهم را به خود اختصاص داده است (فائو، 2019). حجم بالایی از تولید انگور، به دلیل تحمل بالای آن نسبت به کم آبی، در مناطق با بارندگی متوسط مانند کردستان، آذربایجان غربی و بخش عمده‌ای از استان فارس، بصورت دیم پرورش و تولید می‌گردد (احمدی و همکاران، 1399). باتوجه به اینکه بیش از 65 درصد از مساحت ایران را مناطق خشک و نیمه‌خشک در بر گرفته است، انتخاب ارقام انگور متحمل به خشکی، الزامی است. رقم "رشه"، یکی از ارقام متحمل به کم آبی و تنش خشکی می‌باشد (عبدی و همکاران، 2016).

همه گیاهان، به مقدار کافی از عناصر غذایی پرمصرف و کم‌مصرف (ریزمغذی)، نیاز دارند که موجب بهبود واکنش‌های فیزیولوژیکی و بیوشیمیایی گیاه می‌شود. علاوه بر عناصر معدنی پایه، نظیر نیتروژن، فسفر و پتاسیم، سایر عناصر غذایی، مانند منیزیم، آهن، روی، بُر و غیره برای انگور، ضروری می‌باشند و نقش بسزایی در متابولیسم، فرآیند رشد، توسعه و کیفیت میوه دارند، زیرا این عناصر، کوفاکتور و یا فعال‌ساز آنزیم‌های متابولیت زیادی در گیاه هستند (اشلی، 2011). مدیریت تغذیه گیاهان، یکی از عواملی است که می‌تواند بر رشد رویشی، گلدهی، تشکیل میوه و در نتیجه عملکرد میوه، تاثیر بگذارد، از طرف دیگر، با برنامه تغذیه و کوددهی مناسب، می‌توان زود باردهی و تشکیل میوه را افزایش داد (آلوا و همکاران، 2006؛ یاسین و احمد، 2010). استفاده صحیح از مواد کودی، به مهار متغیرهای محیطی، بخصوص در هنگام کمبود عناصر غذایی و در خاک‌های فقیر، کمک می‌کند (کلر، 2005). عناصر غذایی معدنی، یک ابزار قدرتمند در تاکستان‌ها است که باعث افزایش محصول و

بهبود کیفیت انگور می‌شود (براناسوس و همکاران، 2013)

عوامل خاکی و اقلیمی بسیاری مانند pH، محتوای آب در خاک، ماده آلی و تعامل بین عناصر غذایی و دما وجود دارند که بر قابل دسترس بودن عناصر کم مصرف (ریزمغذی‌ها) تاثیر می‌گذارند. بهره‌گیری از محلول‌پاشی عناصر ریزمغذی به دلیل واکنش سریع، اثربخشی و از بین بردن علائم کمبود ناشی از ریزمغذی-های خاص، نسبت به کاربرد خاکی، سودمندتر است. محلول‌پاشی عناصر غذایی کم‌مصرف، می‌تواند، 10 تا 20 برابر بیشتر از مصرف خاکی این عناصر، مفید باشد (عبدالسلام، 2016). بهره‌گیری از روش محلول‌پاشی عناصر غذایی یکی از روش‌های دستیابی به ارتقای عملکرد و بهبود کیفی محصولات مختلف باغی از جمله انگور و هم‌راستا با بهینه سازی مصرف کودهای شیمیایی است. بر این اساس، بررسی تأثیر محلول‌پاشی عناصر غذایی پرمصرف (نیتروژن و منیزیم) و کم‌مصرف (بُر، آهن و روی) بر عملکرد و صفات کیفی ارقام انگور، بسیار ضروری است (سینگ و اوشا، 2001).

در تحقیقی، مشخص شد که همه پارامترهای اندازه‌گیری شده نظیر، وزن خوشه و حجم شیره، مقدار کلروفیل کل، TSS، اسیدیته، فنل کل، بتاکاروتن و غلظت نیتروژن، فسفر و پتاسیم در برگ درختچه انگور تحت تأثیر محلول‌پاشی عناصر ریزمغذی (کلات حاوی آهن، روی، بُر و منگنز) بهبود یافته بود (عبدالسلام، 2016). محلول‌پاشی آهن، روی و منگنز در سه زمان، شامل یک بار محلول‌پاشی بعد از گل‌دهی، دو بار محلول‌پاشی (قبل از گل‌دهی و بعد از تشکیل میوه) و سه بار محلول‌پاشی (قبل از گل‌دهی، بعد از تشکیل میوه و در مرحله رشد میوه‌ها) بر روی دو رقم انگور سفید بی‌دانه<sup>1</sup> و انگور قرمز رومی<sup>2</sup>، اثر قابل توجهی بر عملکرد، وزن، طول و قطر

<sup>1</sup> Thompson seedless

<sup>2</sup> Roumy red grape

عنصری عناصر نیتروژن، روی، منیزیم و بُر و ارزیابی اثر زمان و دفعات انجام محلول‌پاشی بر اجزای عملکرد و در نهایت بر بهبود بهره‌وری و کیفیت محصول انگور در شرایط دیم، این تحقیق به مدت سه سال انجام شد.

### مواد و روش‌ها

به منظور بررسی اثر محلول‌پاشی نیتروژن، روی، بُر و منیزیم به صورت تک عنصری، دو عنصری و سه عنصری و ارزیابی زمان و تعداد دفعات انجام محلول‌پاشی بر خصوصیات کمی (تعداد حبه، وزن حبه، وزن خوشه، مقدار محصول و غیره) و کیفی (مواد جامد محلول، اسیدیته، آنتوسیانین و غیره) میوه انگور دیم، آزمایشی با 12 ترکیب مختلف کودی شامل تیمارهای C1 (شاهد)، C2 (N)، C3 (Zn)، C4 (B)، C5 (Mg)، C6 (Zn + N)، C7 (B + N)، C8 (Mg + N)، C9 (B + Zn)، C10 (B + N)، C11 (Mg + B + Zn) و C12 (B + Zn + N) با دو زمان محلول‌پاشی شامل T1- محلول‌پاشی یک مرحله‌ای (بعد از هرس و متورم شدن جوانه‌ها) و T2- محلول‌پاشی دو مرحله‌ای (یک مرحله بعد از هرس و متورم شدن جوانه‌ها و یک مرحله بعد از تشکیل میوه)، به صورت فاکتوریل در قالب طرح بلوک‌های کامل تصادفی در سه تکرار و به مدت سه سال در باغ کشاورز روستای سرنژمار شهرستان مریوان اجرا شد. در هر تکرار، تعداد 24 درختچه انگور و در مجموع 72 درختچه انگور، تحت تیمارهای آزمایش قرار گرفتند.

### مکان اجرای آزمایش

این آزمایش در باغ انگور دیم واقع در دامنه غربی روستای سرنژمار حومه شهرستان مریوان در استان کردستان با مختصات جغرافیایی عرض 31° 35' شمالی، طول 46° 12' شرقی با ارتفاع 1287 متر از سطح دریا بر روی 72 درختچه انگور دیم هفت ساله "رقم رشه" اجرا شد. شرایط اقلیمی محل اجرای پژوهش، با میانگین بارندگی سالیانه 1004/5 میلی‌متر در سال، میانگین حداقل دما 4/9°C، میانگین حداکثر دما 20/4°C و رطوبت نسبی هوا، 53 درصد بود. قبل از شروع آزمایش، از عمق صفر تا

حبه‌ها در هر دو رقم داشت و با افزایش تعداد دفعات محلول‌پاشی، غلظت عناصر آهن، منگنز و روی در برگ، بطور مشخصی در هر دو رقم، افزایش پیدا کرده بود (باچا و همکاران، 1995). عنصر روی، یکی از عناصر ضروری گیاهان است که برای سنتز اکسین‌ها، کلروفیل، نشاسته و متابولیسم کربوهیدرات، مورد نیاز است. در کمبود روی، تولید خوشه‌ها با شات‌بری‌های توسعه نیافته و به طور کلی میوه بندی، ضعیف می‌شود (بایبوردی و شبانو، 2010). همچنین گزارش شده است که محلول‌پاشی اسید-بوریک با غلظت دو در هزار در دو مرحله، 45 و 55 روز بعد از هرس، موجب افزایش تعداد خوشه در بوته و عملکرد بوته انگور می‌شود. همچنین تأثیر مثبتی بر سفتی بافت حبه و TSS میوه نشان داد (سوات‌هی و همکاران، 2019). عنصر بُر، فعال‌سازی آنزیم‌های دهیدروژناز، انتقال‌قند، اسیدهای نوکلئیک و هورمون‌های گیاهی را بر عهده دارد. علاوه بر این، بُر در رشد و بهره‌وری گیاه، میوه‌بندی و عملکرد میوه در باغات، مؤثر است. همچنین، بُر در ساختار دیواره سلولی، طولی شدن سلولی رشد ریشه و انتقال قند، مؤثر است (سوات‌هی و همکاران، 2019). علائم کمبود بُر، روی رشد ریشه و برگ، رشد گل، خوشه و حبه در انگور، تأثیر داشته و قابل مشاهده است. کاهش فاصله میان‌گره و طول ساقه، مرگ نوک شاخه‌ها، میوه‌بندی کم و تولید حبه‌های کوچک، از علائم شاخص کمبود بُر می‌باشد (الشیخ و همکاران 2007).

ایران یکی از کشورهایی است که بیشتر مساحت آن را مناطق خشک و نیمه‌خشک، در بر می‌گیرد و کشت محصولات باغی، به ویژه انگور، بصورت دیم در برخی مناطق، رایج است. مدیریت تغذیه صحیح، می‌تواند باعث افزایش تحمل گیاهان به تنش خشکی، بهبود رشد و افزایش کمی و کیفی محصول انگور دیم شود. از آنجا که در شرایط دیم، امکان کود آبیاری وجود ندارد، بر این اساس، مصرف عناصر غذایی مورد نیاز بصورت محلول-پاشی از اهمیت زیادی برخوردار است. بمنظور بررسی تأثیر محلول‌پاشی تک عنصری، دو عنصری و چند

های انگور، از مویان یا سیتوویت<sup>1</sup> (مایع ظرفشویی)، با غلظت نیم در هزار، استفاده شد. برای محلول پاشی هر یک از تیمارهای عناصر غذایی، پنج لیتر محلول کودی حاوی عناصر مورد نظر، به ازای هر درختچه، مصرف شد. با هدف کاهش خطر احتمال سوختگی، محلول پاشی عناصر غذایی در صبح زود، در هر مرحله انجام گرفت. غلظت عناصر مختلف بکار برده شده در تیمارهای مختلف محلول پاشی عبارتند از:

$$\begin{aligned} C1 &= 0 \text{ mg.l}^{-1} & C7 &= N + B (50000 + 3000 \text{ mg.l}^{-1}) \\ C2 &= N (50000 \text{ mg.l}^{-1}) & C8 &= N + Mg (50000 + 3000 \text{ mg.l}^{-1}) \\ C3 &= Zn (3000 \text{ mg.l}^{-1}) & C9 &= B + Zn (3000 + 3000 \text{ mg.l}^{-1}) \\ C4 &= B (3000 \text{ mg.l}^{-1}) & C10 &= N + B + Zn (50000 + 3000 + 3000 \text{ mg.l}^{-1}) \\ C5 &= Mg (3000 \text{ mg.l}^{-1}) & C11 &= Mg + B + Zn (3000 + 3000 + 3000 \text{ mg.l}^{-1}) \\ C6 &= N + Zn (50000 + 3000 \text{ mg.l}^{-1}) & C12 &= N + Mg + B + Zn (50000 + 3000 + 3000 + 3000 \text{ mg.l}^{-1}) \end{aligned}$$

#### ارزیابی صفات

در این آزمایش اثر تیمارهای عناصر غذایی و زمان محلول پاشی بر صفات رویشی شامل وزن شاخه‌های هرس شده در هر درختچه، سطح برگ و رشد قطری شاخه‌های یک ساله، اندازه‌گیری و تعیین شد. برای محاسبه رشد قطری شاخه‌های یک ساله، پس از خزان برگ‌ها، از هر درختچه، چهار شاخه یک ساله که از بند سوم شاخه‌های سال قبل حاصل شده بودند، بطور تصادفی انتخاب و اندازه قطر شاخه‌های انتخابی در محل انشعاب، تعیین شد. سپس بوسیله دستگاه اندازه‌گیری سطح برگ<sup>2</sup>، سطح برگ در هر درختچه، تعیین شد. برای اندازه‌گیری سطح برگ، تعداد پنج شاخه یک ساله از هر درختچه، به طور تصادفی انتخاب و از قسمت‌های میانی شاخه‌ها، تعداد دو برگ بالغ (از هر درختچه 10 برگ)، انتخاب و میانگین سطح برگ، با استفاده از دستگاه سطح برگ سنج، اندازه‌گیری شد. اثر تیمارهای عناصر غذایی و زمان و مراحل محلول پاشی بر درصد تشکیل میوه در سال بعد، بررسی شد.

60 سانتی‌متری خاک، نمونه مرکب از هر تکرار تهیه و خصوصیات فیزیکوشیمیایی خاک محل آزمایش، در آزمایشگاه اندازه‌گیری شد (جدول 1). خاک محل اجرای آزمایش از لحاظ آهک در حد کم، pH خاک خشتی، بافت خاک سبک و فاقد شوری بوده و از لحاظ ماده آلی و نیتروژن در حد مطلوب، غلظت فسفر خاک (با روش اولسن) بیشتر از حد بحرانی فسفر (15 میلی‌گرم بر کیلوگرم)، پتاسیم قابل جذب بیشتر از حد بحرانی پتاسیم در خاک (200 میلی‌گرم در کیلوگرم)، غلظت روی قابل جذب (با روش عصاره گیری DTPA) کمتر از حد بحرانی روی در خاک (1/1 میلی‌گرم بر کیلوگرم)، غلظت بُر (با روش آب داغ) در کم‌تر از حد بحرانی بُر در خاک (0/76 میلی‌گرم بر کیلوگرم) و غلظت منیزیم (با روش کمپلکس‌متری) نیز کمتر از حد بحرانی منیزیم در خاک (14/1 میلی‌گرم بر کیلوگرم) و عناصر منگنز، آهن و مس قابل جذب خاک (با روش عصاره گیری DTPA)، بیشتر از حد بحرانی این عناصر در خاک بود.

#### اعمال تیمارهای آزمایش

آزمایش بر روی 72 درختچه انگور دیم هفت ساله از رقم "رشه"، با فاصله کاشت 3 × 2 متر انجام شد. هرس درختچه‌ها به فرم پاچراغی پاکوتاه و با حفظ شاخه جانشین (شاخه بارده شش جوانه‌ای و شاخه جانشین دو جوانه‌ای) انجام و با توجه به نوع رقم و قدرت رشد رویشی درختچه‌ها، از روش هرس تعادلی، با فرمول 15+40 استفاده شد، به عبارتی، به ازاء اولین 450 گرم وزن شاخه‌های یکساله هرس شده، تعداد 40 جوانه، روی درختچه باقی ماند و به ازاء هر 450 گرم اضافه وزن شاخه‌های هرس شده، تعداد 15 جوانه بیشتر روی درختچه باقی گذاشته شد. محلول پاشی نیتروژن از منبع کود اوره با غلظت پنج درصد و محلول پاشی روی، بُر و منیزیم به ترتیب از منابع کودهای شیمیایی سولفات روی، اسیدوریک و سولفات منیزیم، هر کدام با غلظت سه در هزار انجام شد. بمنظور کاهش کشش سطحی محلول و توزیع یکنواخت محلول غذایی روی سطح برگ و اندام-

<sup>1</sup> Citowett nonionic surfactant [(Alkylaryl)polyglycol ether), (Citowett L, 100%, BASF)]

<sup>2</sup> Leaf area meter

جدول 1- مشخصات فیزیکوشیمیایی خاک محل انجام آزمایش (عمق 0-60 سانتی متری) طی سه سال آزمایش

SP (%)	هدایت الکتریکی ECe*10 <sup>-3</sup> (ds/m)	pH	مواد خنثی شونده T.N.V	کربن آلی O.C	رس Clay	سیلت Silt	شن Sand	منیزیم Mg	فسفر P.ava	پتاسیم K.ava	منگنز Mn	مس Cu	بر B	آهن Fe	روی Zn
				%								mg/kg			
40/3	0/28	7/2	0/5	1/1	29	36	35	1/2	18/5	220	18/8	1/2	0/36	13/2	0/74

جدول 2- جدول تجزیه واریانس مرکب اثر سال، عناصر غذایی و زمان محلول پاشی بر صفات کمی و کیفی میوه انگور در طول سه سال آزمایش

V.S.O	df	MS										
		سطح برگ	قطر شاخه	میوه بندی	مقدار محصول	وزن خوشه	وزن حبه	اندازه حبه	مواد جامد محلول	اسیدیته	آنتوسیانین	ماده خشک
Y	2	6645**	26/7**	1230**	1415**	1491587**	2/0**	0/464 <sup>ns</sup>	203**	454809**	531**	33/5**
R(Y)	6	214 <sup>ns</sup>	0/22 <sup>ns</sup>	10/32 <sup>ns</sup>	6/98 <sup>ns</sup>	2833 <sup>ns</sup>	0/264 <sup>ns</sup>	0/208 <sup>ns</sup>	1/87 <sup>ns</sup>	5386 <sup>ns</sup>	9/49 <sup>ns</sup>	5/68 <sup>ns</sup>
T	1	94 <sup>ns</sup>	1/13 <sup>ns</sup>	67/78 <sup>ns</sup>	62/16**	6650 <sup>ns</sup>	0/25 <sup>ns</sup>	0/112 <sup>ns</sup>	8/01 <sup>ns</sup>	395 <sup>ns</sup>	23/87 <sup>ns</sup>	0/99 <sup>ns</sup>
C	11	369 <sup>ns</sup>	1/49 <sup>ns</sup>	479**	64/1**	35421**	0/50**	0/230 <sup>ns</sup>	8/80**	24233**	58/1**	26/1**
Y*T	2	79 <sup>ns</sup>	0/704 <sup>ns</sup>	24/02 <sup>ns</sup>	7/30 <sup>ns</sup>	38600**	0/006 <sup>ns</sup>	0/157 <sup>ns</sup>	11/8*	5844 <sup>ns</sup>	359**	1/46 <sup>ns</sup>
Y*C	22	225 <sup>ns</sup>	0/563 <sup>ns</sup>	180**	35/5**	34992**	0/303*	0/40**	8/44**	26777**	137**	9/23 <sup>ns</sup>
T*C	11	661*	1/8 <sup>ns</sup>	24/02 <sup>ns</sup>	65/8**	45919**	0/355*	0/216 <sup>ns</sup>	1/15 <sup>ns</sup>	21820**	97/0**	18/62**
Y*T*C	22	262 <sup>ns</sup>	0/648 <sup>ns</sup>	16/08 <sup>ns</sup>	19/1**	23156**	0/252 <sup>ns</sup>	0/177 <sup>ns</sup>	4/42 <sup>ns</sup>	10600 <sup>ns</sup>	78/2**	6/62 <sup>ns</sup>
Error	215	341	1/028	23/13	4/35	7109	0/173	0/155	2/76	8724	13/34	6/31
CV		01.17	10/77	9/92	19/12	18/34	13/74	13/87	8/59	18/87	19/44	15/26

\*، \*\*، n.s به ترتیب علامت معنی دار بودن در سطح آماری یک درصد و پنج درصد و عدم معنی دار بودن است.

Y، C و T به ترتیب علامت سال، عنصر غذایی و زمان محلول پاشی است.

نیتروژن، روی، منیزیم و بُر در برگ با روش‌های استاندارد آزمایشگاهی موسسه تحقیقات خاک و آب اندازه‌گیری شد (جونز و همکاران، 1991). غلظت نیتروژن در برگ، توسط دستگاه کجکتک اتوانالایزر (با روش کجلدال) اندازه‌گیری شد. پس از جمع آوری داده‌های سه سال آزمایش، با استفاده از نرم افزار آماری SAS، آنالیزهای آماری و تجزیه واریانس مرکب انجام شد. مقایسه میانگین داده‌ها نیز با روش آزمون چند دامنه‌ای دانکن انجام شد.

### نتایج

نتایج تجزیه واریانس داده‌های آزمایش (جدول 2)، مشخص نمود که تیمارهای محلول پاشی عناصر غذایی در دو زمان محلول پاشی و در سه سال متوالی، بر خصوصیات رشد رویشی، شامل اندازه سطح برگ و قطر شاخه، اثر معنی داری نشان ندادند، اما بر اجزای عملکرد و کیفیت میوه از جمله، وزن خوشه، وزن حبه، اندازه حبه، عملکرد هر درختچه، آنتوسیانین، مواد جامد محلول (TSS) و اسیدیته (TA) میوه، تأثیر معنی داری داشت. اثر سال (Y) بر سطح برگ، عملکرد، وزن خوشه، وزن حبه، آنتوسیانین، مواد جامد محلول (TSS)، اسیدیته (TA) و ماده خشک میوه، تأثیر معنی داری در سطح یک درصد نشان داد، اما بر اندازه حبه، تأثیر معنی داری نداشت. اثر زمان و مراحل محلول پاشی (T)، فقط بر عملکرد میوه، تأثیر معنی داری نشان داد. اثر تیمار عناصر غذایی (C)، در بیشتر صفات اندازه‌گیری شده، از جمله مقدار عملکرد میوه، درصد تشکیل میوه، وزن خوشه، وزن حبه، آنتوسیانین، مواد جامد محلول (TSS)، اسیدیته (TA) و ماده خشک میوه، اثر معنی داری در سطح یک درصد نشان داد، ولی بر مقدار سطح برگ و اندازه حبه، تأثیر معنی داری نداشت (جدول 2). اثر متقابل سال و زمان محلول پاشی (Y\*T) بر روی صفاتی مانند وزن خوشه، آنتوسیانین و TSS معنی دار شد. اثر متقابل سال و تیمار غذایی (Y\*C) بر عملکرد میوه، درصد تشکیل میوه، وزن خوشه، وزن حبه، آنتوسیانین، مواد جامد محلول (TSS) و اسیدیته (TA) معنی دار شد و اثر متقابل تیمار عناصر

برای این منظور، در زمان گل دهی، چهار خوشه در چهار طرف درختچه، به طور تصادفی انتخاب و تعداد گل‌های آن‌ها شمارش شدند. سپس یک ماه بعد از گل دهی، تعداد میوه‌های تشکیل شده و تعداد شات بری‌ها بر روی خوشه‌های انتخابی، شمارش و درصد تشکیل میوه با تقسیم تعداد میوه تشکیل شده بر تعداد گل بر حسب درصد محاسبه شد. در زمان برداشت میوه، عملکرد بوته، وزن خوشه، وزن حبه، اندازه حبه، وزن خشک میوه، شدت رنگ میوه (میزان آنتوسیانین) بر اساس روش اختلاف pH (گیستی و رولستاد، 2001)، مقدار کل مواد جامد محلول میوه (TSS) با دستگاه رفاکتومتر (مدل ATAGO، ساخت ژاپن) بر اساس پروتکل شماره AOAC 932.14C (2000) و اسیدیته میوه با روش تیتراسیون (ویو، 2009)، اندازه‌گیری شد. برای اندازه‌گیری وزن خشک میوه، از هر درختچه انگور، تعداد 20 حبه، بطور تصادفی انتخاب و توزین شد. سپس حبه‌ها، برش داده شد و به مدت 48 ساعت در آون در دمای 70 درجه سانتی‌گراد قرار گرفت و با محاسبه اختلاف وزن نمونه‌ها، درصد ماده خشک میوه، تعیین شد.

بمنظور اندازه‌گیری میزان آنتوسیانین میوه، از هر تیمار 20 حبه، بطور تصادفی انتخاب و در هاون چینی، کاملاً ساییده شد. سپس با استفاده از استون و اتر، آنتوسیانین موجود در نمونه‌های میوه، استخراج و با استفاده از دستگاه اسپکتروفتومتر، میزان آنتوسیانین موجود در میوه، تعیین شد (گیستی و رولستاد، 2001). برای اندازه‌گیری اسیدیته میوه، در ابتدا از هر درختچه، چهار خوشه و از هر خوشه، 20 حبه، بطور کاملاً تصادفی، انتخاب و پس از عصاره‌گیری، با روش تیتراسیون، به کمک سود 0/1 نرمال، بر اساس حجم سود مصرفی، اسیدیته میوه تعیین شد (فولکی و فرانسیس، 1968). بمنظور بررسی اثر عناصر غذایی و زمان و مراحل محلول پاشی بر غلظت عناصر در برگ، از قسمت میانی شاخه‌های یک ساله از هر درختچه در اواخر خرداد ماه، نمونه برگ بالغ به میزان 100 گرم تهیه و غلظت عناصر



در برگ، اثر معنی‌داری نداشت. اثر تیمارهای غذایی (C) بر غلظت نیتروژن، روی و بُر در برگ، تأثیر معنی‌داری نشان دادند. اثر متقابل سال و زمان و مراحل محلول‌پاشی (Y\*T) بر غلظت روی در برگ، اثر متقابل سال و تیمار غذایی (Y\*C) بر غلظت روی در برگ و اثر متقابل تیمار غذایی و زمان و مراحل محلول‌پاشی (T\*C) بر غلظت نیتروژن، روی، بُر و منیزیم در برگ، معنی‌دار بودند. اثر متقابل سه جانبه سال، زمان و مراحل محلول‌پاشی و تیمار عناصر غذایی (Y\*T\*C) بر غلظت روی و نیتروژن در برگ، در سطح یک درصد معنی‌داری بود ولی بر غلظت سایر عناصر غذایی در برگ، تأثیر معنی‌داری نداشتند (جدول 3).

غذایی و زمان و مراحل محلول‌پاشی (T\*C) بر سطح برگ، مقدار محصول، وزن خوشه، آنتوسیانین، اسیدیته و ماده خشک اثر معنی‌داری نشان دادند. اثر متقابل سه جانبه سال، زمان و مراحل محلول‌پاشی و تیمار عناصر غذایی (Y\*T\*C)، بر روی مقدار عملکرد، وزن خوشه و آنتوسیانین، تأثیر معنی‌داری در سطح یک درصد نشان دادند (جدول 2).

نتایج تجزیه واریانس داده‌های مربوط به غلظت عناصر اندازه‌گیری شده در برگ، مشخص کرد که اثر سال (Y) بر غلظت نیتروژن، روی و منیزیم برگ، معنی‌داری بود اما بر غلظت بُر در برگ، اثر معنی‌داری را نشان نداد. اثر زمان و مراحل محلول‌پاشی (T) بر غلظت نیتروژن، روی و بُر در برگ، معنی‌داری بود، ولی بر غلظت منیزیم

جدول 3- تجزیه واریانس اثر سال، عناصر غذایی و زمان محلول‌پاشی بر غلظت نیتروژن، روی، بُر و منیزیم برگ طی سه سال آزمایش

S.O.V	df	MS			
		نیتروژن N	روی Zn	بُر B	منیزیم Mg
Y	2	0/657**	92967**	50/9 <sup>ns</sup>	0/0719**
Y(R)	6	0/049**	5077**	210**	0/0541**
T	1	0/061**	143582**	2318**	0/0054 <sup>ns</sup>
C	11	0/017*	16460*	130*	0/0035 <sup>ns</sup>
Y*T	2	0/016 <sup>ns</sup>	29723**	3/6 <sup>ns</sup>	0/0007 <sup>ns</sup>
Y*C	22	0/011 <sup>ns</sup>	5050**	28/5 <sup>ns</sup>	0/004 <sup>ns</sup>
T*C	11	0/020**	13848**	97/4**	0/016**
Y*T*C	22	0/017**	3673**	22/3 <sup>ns</sup>	0/007 <sup>ns</sup>
Error		0/008	774	40/7	0/0056
CV %		15/56	36/8	19/94	14/78

\*، \*\*، n.s به ترتیب علامت معنی‌دار بودن در سطح آماری یک درصد و پنج درصد و عدم معنی‌دار بودن است.  
Y، C و T به ترتیب علامت سال، عنصر غذایی و زمان محلول‌پاشی است.

سوم مشاهده شد. نتایج نشان داد که رشد رویشی با ماده خشک میوه، درصد تشکیل میوه و قطر شاخه، رابطه معکوس داشت (جدول 4).

نتایج مقایسه میانگین نشان می‌دهد که تیمارهای آزمایش در طول سه سال، تأثیر معنی‌داری بر روی انگور دیم، گذاشته و باعث افزایش محصول در سال دوم شده و در سال سوم، نسبت به سال اول و دوم کاهش یافت. اما بیشترین رشد رویشی در سال

جدول 4- اثر سال بر سطح برگ، قطر شاخه، میوه بندی، ماده خشک میوه انگور

سال	سطح برگ (mm <sup>2</sup> )	قطر شاخه (mm)	درصد میوه بندی (%)	درصد ماده خشک میوه (%)
اول	104/4b	9/66a	49/8b	17/12a
دوم	101/7b	9/85a	51/8a	16/51ab
سوم	119/5a	8/71b	43/9c	15/76b

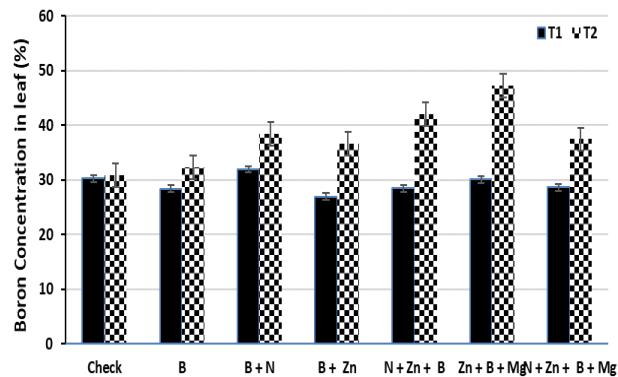
- حروف متفاوت در هر ستون، بیانگر معنی داری بودن تفاوت تیمارها در سطح پنج درصد (آزمون دانکن) است.

محدود شده و به تبع آن، غلظت نیتروژن در برگ، افزایش یافته بود. با توجه به این استنتاج، در دو سال دیگر تحقیق (اول و دوم) که شرایط رطوبتی خاک مطلوب تر بوده، با افزایش محصول، غلظت نیتروژن در برگ، کاهش یافته و با انتقال نیتروژن به اندام های زایشی، عملکرد میوه انگور، بهبود یافته بود (شکل 2).

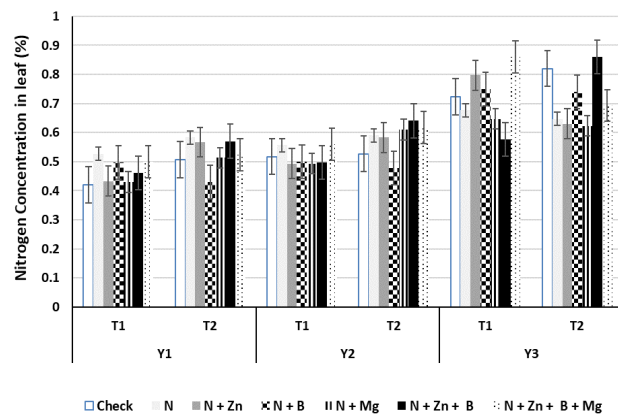
مقایسه میانگین اثر متقابل سال، عناصر غذایی و مراحل و زمان محلول پاشی بر غلظت روی در برگ نشان داد که غلظت روی در برگ مربوط به تیمار C3 (Zn)، نسبت به شاهد، در سال های اول و دوم در زمان دوبرار محلول پاشی، نسبت به شاهد افزایش معنی داری داشت (شکل 3). اما غلظت روی در برگ با سطح برگ، رابطه معکوسی نشان داد و با افزایش سطح برگ، غلظت روی کاهش یافت و در نتیجه مقدار محصول و درصد تشکیل میوه کاهش یافت که نشان دهنده تاثیر عنصر روی بر تلقیح، باردهی و افزایش تشکیل میوه انگور دیم است (جدول 3 و 4). مقایسه میانگین اثرات سه جانبه سال، زمان محلول پاشی و تیمار عناصر غذایی بر مقدار آنتوسیانین میوه نشان داد که رابطه معکوسی بین غلظت نیتروژن برگ و آنتوسیانین میوه، وجود دارد، به طوری که با افزایش مقدار نیتروژن، مقدار آنتوسیانین میوه، کاهش یافت. به نظر می رسد با افزایش رشد رویشی و افزایش عملکرد میوه، غلظت آنتوسیانین در میوه به دلیل اثر رقت، کاهش می یابد (جدول 5 و 6).

با محلول پاشی بُر در تیمارهای حاوی بُر، غلظت بُر در برگ، افزایش یافته بود و این افزایش در زمان دو بار محلول پاشی، بیشتر از یک بار محلول پاشی (زمان تورم جوانه) بود. بطوری که مقایسه میانگین اثر عناصر غذایی و زمان و مراحل محلول پاشی بر غلظت بُر در برگ نشان داد که مصرف بُر به صورت محلول پاشی، موجب افزایش معنی دار غلظت بُر در زمان دوم محلول پاشی شده بود. نکته قابل توجه، این است که مصرف سایر عناصر به صورت محلول پاشی، نظیر نیتروژن، روی و منیزیم، نیز موجب افزایش بیشتر، غلظت بُر در برگ شده بود. این موضوع موید رابطه سینرژیستی (هم افزایی) بین عنصر بُر، با عناصر نیتروژن، روی و منیزیم در برگ انگور است (شکل 1).

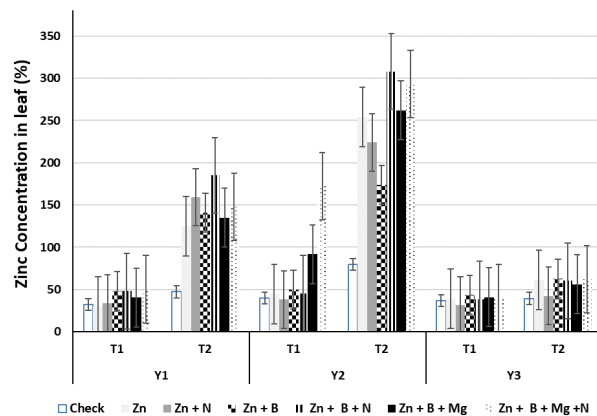
نتایج مقایسه میانگین داده ها نشان داد که غلظت نیتروژن برگ در تیمار C2 (N)، نسبت به شاهد افزایش معنی داری یافته بود. غلظت نیتروژن برگ در هر دو زمان محلول پاشی، اختلاف معنی داری نداشت و اثر مصرف سایر عناصر غذایی نیز، منجر به کاهش غلظت نیتروژن در برگ شده بود (شکل 2). غلظت نیتروژن برگ در سال سوم، با کاهش محصول، افزایش یافته بود و رابطه معکوسی بین غلظت نیتروژن در برگ و عملکرد میوه دیده می شود. محصول انگور در شرایط دیم، تابع رطوبت خاک و بارش باران در طول دوره رشد است. در سال سوم، به دلیل کاهش نزولات بارندگی، عملکرد انگور دیم، تابع این عامل مهم بوده و تحت شرایط تنش خشکی، توسعه برگ



شکل 1- مقایسه میانگین اثر عناصر غذایی و زمان محلول پاشی بر غلظت بُر برگ در تیمارهای حاوی این عنصر



شکل 2- مقایسه میانگین اثر سال، تیمار عناصر غذایی و زمان مصرف محلول پاشی بر غلظت نیتروژن در برگ



شکل 3- مقایسه میانگین اثر سال، تیمار عناصر غذایی و زمان مصرف محلول پاشی بر غلظت روی در برگ

جدول 5- مقایسه میانگین اثرات متقابل سال، عنصر غذایی و زمان محلولپاشی بر وزن خوشه و آنتوسیانین میوه طی سه سال آزمایش

Treatments	وزن خوشه (گرم)						آنتوسیانین میوه (mg/100 cm <sup>3</sup> )					
	First year		Second year		Third year		First year		Second year		Third year	
	T1	T2	T1	T2	T1	T2	T1	T2	T1	T2	T1	T2
C1	540b-l	514c-m	652a-f	623a-h	317m-v	292n-v	7/35tuv	9/82r-v	26/9b-g	25/8b-h	21/6c-o	24/4b-i
C2	584a-j	415g-t	435k-v	600a-i	698a-e	415g-t	7/92s-v	12/2n-v	16/5h-t	19/9c-q	17/4g-s	24/4b-j
C3	543b-l	448f-s	699a-e	750ab	421g-t	335l-u	10/3q-v	14/5k-u	17/0h-s	21/4c-o	18/8e-r	24/2b-k
C4	451f-r	543b-l	531b-m	526c-m	228s-v	367j-u	14/3l-u	6/4l-uv	17/4g-s	16/5h-t	19/0d-r	22/9b-m
C5	522c-m	547b-l	558a-l	712abc	242q-v	237r-v	17/0h-s	11/8o-v	28/7bc	27/1b-e	16/7h-t	18/8d-r
C6	608a-j	411g-t	560a-k	469f-p	292n-v	119v	27/1b-f	22/9b-m	22/4c-m	16/2h-t	14/11-u	16/9h-s
C7	482d-o	460f-q	522c-m	599a-i	287n-v	159u-v	13/5m-u	19/1d-r	23/7b-l	21/8c-n	16/9h-t	16/6h-t
C8	439f-s	700a-d	772a	635a-g	201tuv	252p-v	32/1ab	13/4m-u	14/6k-u	28/4bcd	14/9j-u	16/7h-t
C9	441f-s	402h-t	386i-t	767a	280p-v	503c-n	38/5a	4/3l-v	21/1c-p	18/3e-r	19/1d-r	17/4f-s
C10	528c-m	364j-u	598a-i	415g-t	352k-u	206tuv	26/8b-g	17/1h-s	21/0c-p	20/4c-p	15/0i-u	17/8e-r
C11	525c-m	346k-u	580a-j	645a-f	246q-v	237r-v	13/6m-u	13/4m-u	21/0c-p	20/0c-q	11/5p-v	18/4d-r
C12	478e-o	418g-t	495c-o	543b-l	230r-v	353k-u	22/2c-m	20/9c-p	31/9ab	25/2b-h	11/5p-v	18/2e-r

-حروف متفاوت در هر ستون، بیانگر معنی داری بودن تفاوت تیمارها در سطح یک درصد (آزمون دانکن) است.

- تیمارهای مختلف عناصر غذایی شامل: C1 (شاهد) C2 (N) C3 (Zn) C4 (B) C5 (Mg) C6 (Zn+N) C7 (B+N) C8 (Mg+N) C9 (B+Zn) C10 (B+Zn+N) C11 (Mg+B+Zn) و C12 (Mg+B+Zn+N)

جدول 6- مقایسه میانگین اثرات متقابل سال، عنصر غذایی و زمان محلول پاشی بر غلظت نیتروژن و روی در برگ انگور در سه سال آزمایش

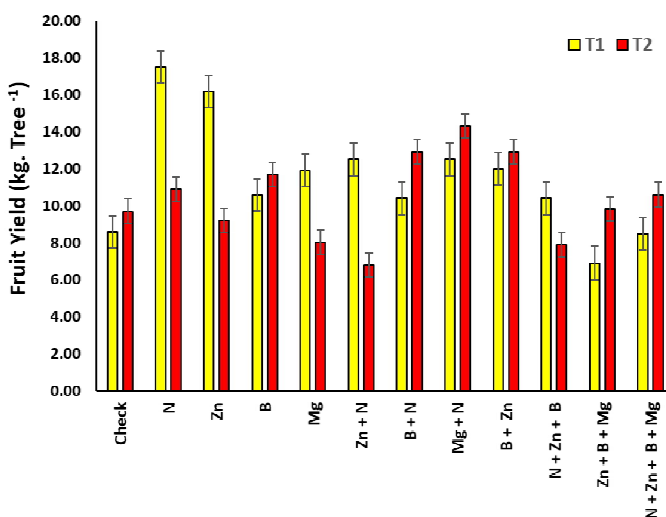
Treatments	غلظت نیتروژن در برگ (%)						غلظت روی در برگ (ppm)					
	First Year		Second Year		Third Year		First Year		Second Year		Third Year	
	T1	T2	T1	T2	T1	T2	T1	T2	T1	T2	T1	T2
C1	0/42k	0/507f-k	0/517e-k	0/527e-k	0/723a-g	0/82abc	32/5k	47/2jk	39/7kl	79/5g-k	37/0k	39/5jk
C2	0/527h-k	0/583d-k	0/557d-k	0/59d-k	0/677a-i	0/647a-k	49/10jk	36/0k	42/3jk	73/3h-k	38/3k	41/0jk
C3	0/477h-k	0/54d-k	0/513f-k	0/583d-k	0/867a	0/50g-k	30/33k	125d-i	44/2jk	254ab	39/5jk	61/2h-k
C4	0/457ijk	0/527e-k	0/513-k	0/493g-k	0/553d-k	0/667a-j	46/5jk	42/3jk	127d-h	56/5ijk	40/3jk	42/7jk
C5	0/463h-k	0/467h-k	0/547d-k	0/477h-k	0/583d-k	0/563d-k	35/17k	34/7k	57/3h-k	45/7jk	37/5k	41/3jk
C6	0/433jk	0/567d-k	0/493g-k	0/583d-k	0/797a-h	0/63c-k	34/0k	159c-f	38/0k	224bc	31/5k	42/5jk
C7	0/497jk	0/430jk	0/50g-k	0/477h-k	0/75a-e	0/74a-f	53/60k	39/7jk	63/8h-k	42/2jk	36/5k	41/5jk
C8	0/43jk	0/513f-k	0/493g-k	0/61c-k	0/647a-k	0/623c-k	44/83jk	43/2jk	56/2ijk	113e-j	42/5jk	37/7k
C9	0/457ijk	0/56g-o	0/533e-k	0/487g-k	0/59d-k	0/77a-d	48/33jk	141d-g	49/5jk	174cde	43/5jk	63/2h-k
C10	0/46h-k	0/57d-k	0/497j-p	0/64b-k	0/557d-k	0/86ab	48/0jk	185cd	45/3jk	308a	38/5k	60/3h-k
C11	0/50g-k	0/507j-p	0/533e-k	0/503g-k	0/547d-k	0/623c-k	40/5jk	135d-g	91/8f-k	262ab	40/7jk	56/0ijk
C12	0/50j-p	0/523e-k	0/56d-k	0/623c-k	0/86ab	0/693a-i	50/17jk	148def	172cde	293a	40/2jk	62/2h-k

-حروف متفاوت در هر ستون، بیانگر معنی داری بودن تفاوت تیمارها در سطح یک درصد (آزمون دانکن) است.

-تیمارهای مختلف عناصر غذایی شامل: C1 (شاهد)، C2 (N)، C3 (Zn)، C4 (B)، C5 (Mg)، C6 (Zn + N)، C7 (B + N)، C8 (Mg + N)، C9 (B + Zn)، C10 (B + Zn + N)، C11 (Mg + B + Zn) و C12 (Mg + B + Zn + N)

مقایسه میانگین عملکرد میوه در تیمارهای غذایی نشان داد که کلیه عناصر به غیر از بُر، موجب افزایش عملکرد میوه گردید (شکل 4). نکته حایز اهمیت این است که عملکرد میوه با انجام محلول پاشی همزمان دو عنصر، نسبت به محلول پاشی تکی هر کدام از این عناصر، کاهش داشت و زمانی که محلول پاشی با سه و چهار عنصر بطور همزمان انجام گردید، عملکرد میوه کاهش بیشتری، را نشان داد (شکل های 2، 3، 4 و 5). این کاهش در عملکرد میوه، می تواند به دو دلیل، اتفاق افتاده باشد، اول به دلیل اثر آنتاگونیستی (اثر متقابل منفی) بین دو یا چند عنصر و یا ممکن است، به دلیل اثر افزایش غلظت در محلول، بوده باشد.

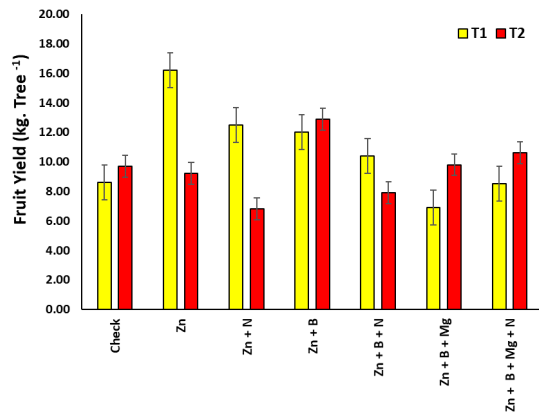
نتایج نشان داد که بالاترین عملکرد میوه، مربوط به سال دوم با میانگین عملکرد 15/8 کیلوگرم در درختچه و کمترین عملکرد میوه مربوط به سال سوم، با میانگین 7/1 کیلوگرم در درختچه بود. اثر اصلی تیمارهای عناصر غذایی بر عملکرد میوه در سطح یک درصد معنی - دار بود. مقایسه میانگین اثر تیمارهای مختلف عناصر غذایی بر عملکرد میوه مشخص نمود که تیمارهای C2 (N)، C3 (Zn)، C4 (B)، C7 (B + N)، C8 (Mg + N)، C9 (B + Zn)، نسبت به شاهد با میانگین عملکرد میوه 9/12 کیلوگرم در درختچه، به ترتیب به میزان 5/08، 3/6، 2/04، 3/33، 3/24 و 3/57 کیلوگرم در درختچه، افزایش داشتند که این افزایش، در سطح یک درصد معنی دار بود.



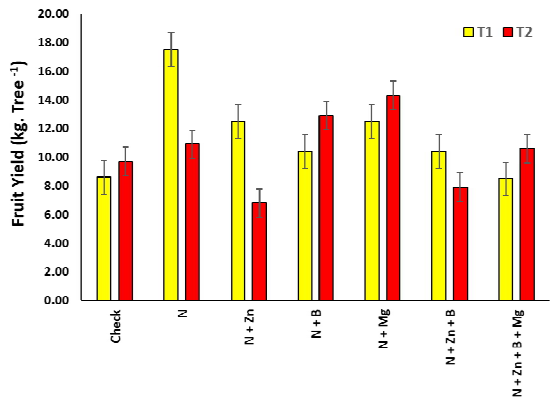
شکل 4- مقایسه میانگین اثر تیمارهای مختلف عناصر غذایی و زمان محلول پاشی بر عملکرد میوه

کمترین عملکرد میوه در تیمار (Zn + B + Mg) C11 در سال سوم و در زمان اول محلول پاشی بود که رابطه مستقیمی با وزن خوشه و رابطه معکوسی با غلظت نیتروژن در برگ داشت (شکل 9).

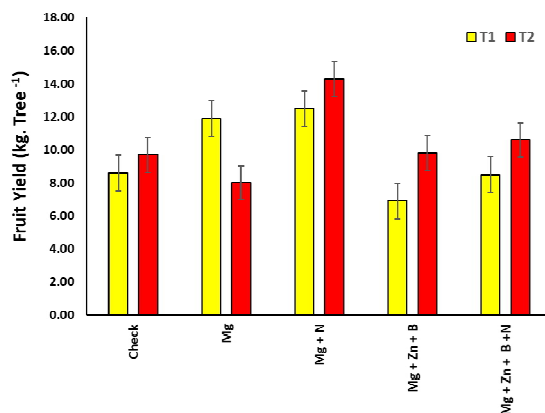
مقایسه میانگین اثر متقابل سال، تیماری مختلف عناصر غذایی و زمان و مراحل محلول پاشی بر عملکرد میوه در شکل 9، مشخص می کند که بیشترین مقدار عملکرد میوه در تیمارهای (Zn) C3 و (B) C4 در سال دوم و در مرحله اول محلول پاشی و



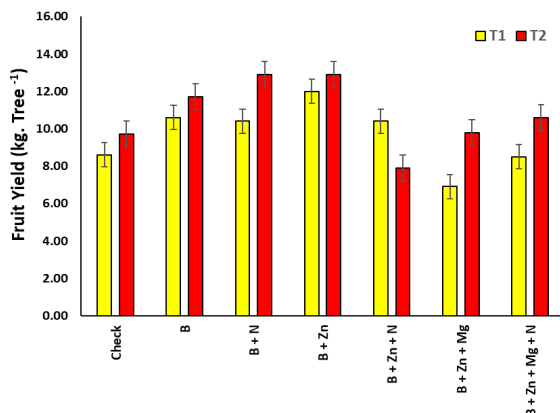
شکل 6- مقایسه میانگین اثر متقابل تیمارهای حاوی روی و زمان محلول‌پاشی بر عملکرد میوه



شکل 5- مقایسه میانگین اثر متقابل تیمارهای حاوی نیتروژن و زمان محلول‌پاشی بر عملکرد میوه



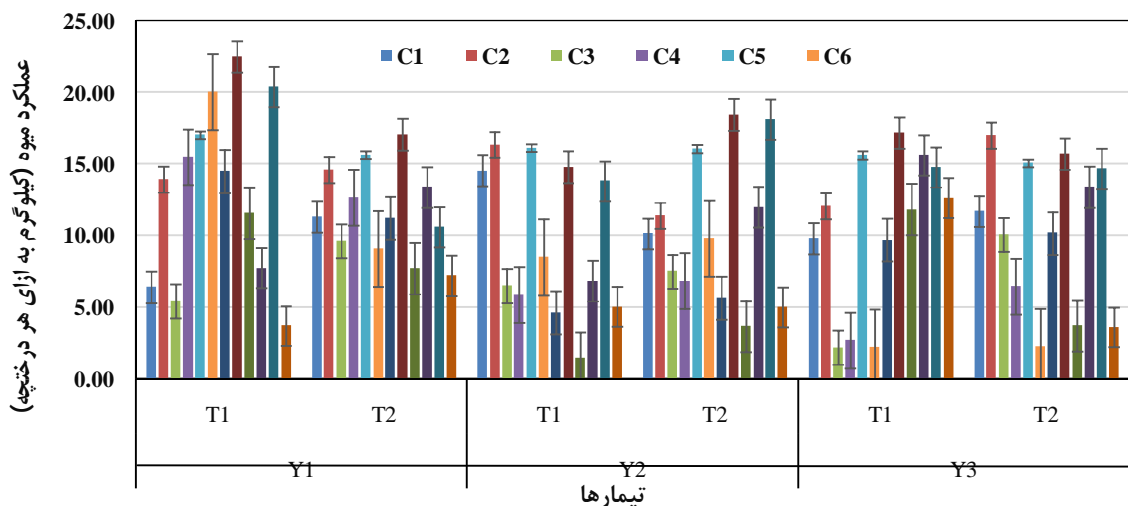
شکل 8- مقایسه میانگین اثر متقابل تیمارهای حاوی منیزیم و زمان محلول‌پاشی بر عملکرد میوه



شکل 7- مقایسه میانگین اثر متقابل تیمارهای حاوی بُر و زمان محلول‌پاشی بر عملکرد میوه

بودند به همراه  $(B + Zn) C_{11}$  و  $(B + Zn + N) C_{10}$  (Mg)، به ترتیب کمترین مقدار عملکرد میوه را داشتند (شکل 6). بیشترین پاسخ به کاربرد محلول‌پاشی با محلول عناصر نیتروژن، روی و بُر را به صورت مصرف به تنهایی را نشان دادند.

بیشترین عملکرد میوه، میانگین سه ساله به ازای هر درختچه، به ترتیب در تیمارهای  $(N) C_2$ ،  $(Zn) C_3$  و  $(Zn + B) C_9$ ، مشاهده شد و تقریباً تمام تیمارها نسبت به شاهد تفاوت معنی‌داری را نشان دادند و درختچه‌های انگوری که هیچ تیمار غذایی (شاهد)، دریافت نکرده



شکل 9- اثر متقابل سال، غلظت عناصر و زمان محلول پاشی بر عملکرد میوه انگور دیم

تیمارهای مختلف عناصر غذایی شامل: C1 (شاهد)، C2 (N)، C3 (Zn)، C4 (B)، C5 (Mg)، C6 (Mg + Zn)، C7 (Zn + N)، C8 (B + N)، C9 (Mg + N)، C10 (B + Zn)، C11 (Mg + B + Zn) و C12 (Mg + B + Zn + N) به ترتیب سال اول، دوم و سوم آزمایش است.

بررسی میانگین وزن و اندازه حبه‌ها، تحت تاثیر متقابل سال و تیمار عناصر غذایی نشان داد که روند تغییرات وزن حبه و اندازه حبه طی سال‌های آزمایش در تیمار شاهد، به صورت کاهشی است یعنی در سال اول، تیمار شاهد (C1)، بیشترین وزن و اندازه حبه را داشته است در حالی که تغییرات وزن و اندازه حبه طی سال‌های آزمایش در تیمارهای حاوی نیتروژن، بُر و روی، افزایشی بوده است. همچنین میزان اسیدیته قابل تیتراسیون میوه در تیمار شاهد، تحت تاثیر اثر سال قرار نگرفته است در حالی که در تیمارهای C5، C7، C9، C10، C11 و C12، روند تغییرات اسیدیته میوه، طی سه سال آزمایش به صورت افزایشی بوده و در سال سوم، بیشترین میزان اسیدیته میوه مشاهده شد (جدول 8)

نتایج مقایسه اثر متقابل زمان محلول پاشی و تیمارهای غذایی بر میانگین سطح برگ نشان داد که به طور کلی، اختلاف معنی داری بین اندازه سطح برگ در سطوح مختلف تیمار غذایی و در دو زمان محلول پاشی، وجود ندارد اما در تیمار غذایی C7، اندازه سطح برگ به طور معنی داری تحت تاثیر تعداد دفعات محلول پاشی قرار گرفت، به طوری که با یک بار محلول پاشی، کمترین اندازه سطح برگ و با دو بار محلول پاشی، بیشترین اندازه سطح برگ در مقایسه با سایر تیمارها مشاهده شد (جدول 7).

بررسی اثر متقابل سال و تیمارهای مختلف عناصر غذایی بر میانگین درصد تشکیل میوه، نشان داد که تیمارهای C3 (Zn) و C9 (Zn + B)، باعث افزایش معنی دار درصد تشکیل میوه در سال‌های دوم و سوم، نسبت به سال اول شد، در حالی که ترکیب حاوی نیتروژن و منیزیم، اثر منفی بر درصد تشکیل میوه در سال‌های دوم و سوم نشان داد (جدول 8). بر اساس این نتایج، مصرف روی به تنهایی یا همراه با بُر، اثر مثبت و معنی داری بر درصد تشکیل میوه دارد اما در حضور عناصر نیتروژن و منیزیم به دلیل اثرات آنتاگونیستی، روند تغییرات، متفاوت بود.



جدول 7- مقایسه میانگین اثر متقابل زمان محلول پاشی و عناصر غذایی بر سطح برگ، وزن خوشه، اسیدیته، ماده خشک میوه و غلظت بُر و منیزیم در برگ انگور

Treatments	سطح برگ (میلی متر مربع)		وزن حبه (گرم)		ماده خشک (درصد)		اسیدیته (میلی گرم / 100 گرم)		غلظت بُر در برگ (ppm)		منیزیم در برگ غلظت (%)	
	T1	T2	T1	T2	T1	T2	T1	T2	T1	T2	T1	T2
C1	114abc	100bc	3/02 ab	3/33 a	17/2bcd	15/6cde	471 b-f	496 a-f	30/3de	30/9cde	0/50a-d	0/56ab
C2	116ab	116ab	3/23 ab	3/15 ab	15/6cde	17/0b-e	569 abc	525 a-f	28/3e	29/2e	0/52a-d	0/51a-d
C3	108abc	113abc	3/26 ab	3/04 ab	18/4abc	13/4e	550 a-d	434 ef	28/4e	30/9cde	0/45cd	0/53abc
C4	105abc	108abc	3/01 ab	2/89 ab	20/1ab	17/8bcd	480 b-f	467 c-f	28/4e	32/3b-e	0/51a-d	0/52a-d
C5	118ab	117ab	3/10 ab	2/87 ab	18/0bcd	17/8bcd	594 a	481 b-f	29/0e	40/4a	0/52a-d	0/53abc
C6	103abc	102abc	2/88 b	2/33 c	16/0cde	17/6bcd	553 a-d	556 a-d	28/7e	31/6cde	0/52a-d	0/48bcd
C7	94c	123a	3/18 ab	2/81 b	21/3a	17/7bcd	443 def	574 ab	30/4de	38/5abc	0/53abc	0/51a-d
C8	113abc	104abc	3/06 ab	2/91 ab	16/3cde	17/4bcd	460 c-f	539 a-e	26/9e	30/5de	0/47bcd	0/49a-d
C9	104abc	106abc	3/95 ab	2/87 ab	14/8cde	14/6de	465 c-f	486 b-f	27/0e	36/6a-e	0/55ab	0/46cd
C10	107abc	112abc	2/97 ab	3/34 a	15/9cde	15/3cde	425 f	438 ef	28/5e	42/0a	0/57a	0/44d
C11	115abc	98bc	3/03 ab	2/97 ab	14/8cde	17/3bcd	454 def	464 c-f	30/1de	42/8a	0/49a-d	0/51a-d
C12	97bc	112abc	3/01 ab	3/35 a	14/5de	15/3cde	488 b-f	462def	28/7e	37/5abc	0/52a-d	0/49a-d

--حروف متفاوت در هر ستون، بیانگر معنی داری بودن تفاوت تیمارها در سطح یک درصد (آزمون دانکن) است.

- تیمارهای مختلف عناصر غذایی شامل: C1 (شاهد)، C2 (N)، C3 (Zn)، C4 (B)، C5 (Mg)، C6 (Zn + N)، C7 (B + N)، C8 (Mg + N)، C9 (B + Zn)، C10 (B + Zn + N)، C11 (Mg + B + Zn) و C12 (Mg + B + Zn + N)

جدول 8- مقایسه میانگین اثر متقابل سال و عناصر غذایی بر میزان تشکیل میوه، وزن حبه، اندازه حبه و اسیدیت میوه

Treatments	میوه بندی (درصد)			وزن حبه (گرم)			اندازه حبه (سانتی متر مکعب)			اسیدیت (میلی گرم/100گرم)		
	First Year	Second Year	Third Year	First Year	Second Year	Third Year	First Year	Second Year	Third Year	First Year	Second Year	Third Year
C1	41/5 no	34/8 p	38/3 op	3/17 a-e	3/37 ab	2/99a-g	3/29 a	2/68a-d	2/67 a-d	493 b-l	438 c-l	520 b-l
C2	42/7 no	46 jklmn	44/5 lmn	3/07 a-f	3/04 a-f	3/46 a	2/78abcd	2/72 a-d	2/26 ab	589 a-c	438 c-l	613 ab
C3	45/2 lmn	60 abc	52/7 d-i	3/04 a-f	3/45 a	3/95a-g	2/95 a-d	3/12 abc	2/64 a-d	517 b-l	383 j-l	577 a-g
C4	45/3 lmn	41/8 no	43/5 mno	2/77 cdefg	3/06 a-f	3/02a-g	2/57 bcd	2/71 a-d	2/77 a-d	478 b-l	359 k-l	583 a-f
C5	46/8 i-n	53/3 defgh	50/3 f-l	2/96 a-g	3/22 abcd	2/77 c-g	3/26 ab	3/02 abc	2/45 cd	433 d-l	567 b-h	613 ab
C6	55/8 b-g	56 b-f	56 bcdef	2/55 fgh	3/05 a-f	2/22 h	2/58 a-d	2/87 a-d	2/26 d	545 b-j	521 b-k	598 abc
C7	56/7 b-f	61/5 ab	59 abcd	2/46 gh	3/18 abcd	3/34 abc	2/93 a-d	2/84 a-d	3/12 abc	417 g-l	383 b-i	727 a
C8	63/5 a	45/7 k-n	54/7 c-g	2/75 defg	3/22 abcd	2/98a-g	2/88 a-d	3/12 abc	2/78 a-d	415 f-l	549 h-l	533 a-d
C9	47/3 h-n	63/5 a	55/7 b-g	2/6 efgh	3/29 abcd	2/84b-g	2/68 a-d	2/99 abc	2/65 a-d	420 i-l	409 l	597 b-i
C10	57 b-f	58 a-e	57/5 a-e	3/13 abcde	3/03 a-f	3/3a-d	2/88 a-d	2/62 a-d	3/08 abc	390 l	352 e-l	553 abc
C11	51/7 e-k	52/2 e-j	52/2 e-j	2/85 b-g	3/17 a-e	2/98a-g	3/1 abc	2/57 bcd	2/73 a-d	353 c-l	430 b-l	600 abc
C12	43/7 mno	49/5 g-m	46/5 i-n	3/16 abcd	3/36 ab	3/02 a-g	3/01 abc	2/89 a-d	2/59 a-d	442 c-l	463 b-l	520 b-k

-حروف متفاوت در هر ستون، بیانگر معنی داری بودن تفاوت تیمارها در سطح یک درصد (آزمون دانکن) است.

-تیمارهای مختلف عناصر غذایی شامل: C1 (شاهد)، C2 (N)، C3 (Zn)، C4 (B)، C5 (Mg)، C6 (Zn + N)، C7 (B + N)، C8 (Mg + N)، C9 (B + Zn)، C10 (B + Zn + N)، C11 (Mg + B + Zn) و C12 (Mg + B + Zn + N)

## بحث

سولفات روی (36)، نسبت به شاهد (23 درصد) افزایش یافته بود (سانگ و همکاران، 2017). نتایج آزمایش نشان داد، میزان اسیدیته حبه‌های انگور در تمام تیمارهای محلول‌پاشی، نسبت به شاهد به استثنای تیمارهای ترکیبی عناصر غذایی، بیشتر بود و حداکثر اسیدیته میوه در حبه‌ها، در تیمار عنصر روی مشاهده شد (سینگ و اوشا، 2001). اما مقدار مواد جامد محلول، تحت تاثیر تیمار ترکیب‌های مختلف عناصر غذایی به جز ترکیب  $Mg + N + Mn$  قرار نگرفت و تاثیر معنی‌داری مشاهده نشد و حتی در بسیاری از تیمارها کمتر از شاهد بود (سینگ و اوشا، 2001).

در این پژوهش، بیشترین مقدار میوه به ترتیب در تیمارهای نیتروژن، روی، (روی + بُر)، (نیتروژن + بُر) و (نیتروژن + منیزیم) دیده شد در حالی‌که بیشترین درصد تشکیل میوه در محلول‌پاشی روی و (روی + بُر)، مشاهده شد. طلایی و طاهری (2000) گزارش دادند که محلول‌پاشی انگور با اوره 0/5 درصد، موجب افزایش معنی‌داری در تشکیل اولیه میوه شد، درحالی‌که محلول‌پاشی با بُر و روی، اثر معنی‌داری بر روی تشکیل نهایی میوه و تعداد میوه، تنها در طول برداشت نشان داد. به‌طورکلی، در اثر محلول‌پاشی بُر و روی، ریزش میوه، به وضوح کاهش یافت. کاربرد بُر، به تنهایی و یا همراه با نیتروژن، تاثیر مثبت و معنی‌داری بر روی کاهش شات‌بری و ریزش میوه داشت.

بر اساس نتایج سید امین و همکاران (2015)، بیشترین مقدار میوه بندی ابتدایی در سال اول در شاهد و کمترین مقدار در تیمار محلول‌پاشی سولفات روی (4000 میلی‌گرم بر لیتر) + اوره (7500 میلی‌گرم بر لیتر) مشاهده شد. کمترین درصد شات‌بری در محلول‌پاشی سولفات روی (2000 میلی‌گرم بر لیتر) + اسید بوریک (2000 میلی‌گرم بر لیتر) + اوره (7500 میلی‌گرم بر لیتر) مشاهده شد. بنا به گزارشی، اثر محلول‌پاشی نیتروژن، منیزیم، روی و بُر به صورت تنها یا بصورت ترکیبی بر روی تشکیل میوه موثر بود و باعث افزایش تعداد میوه نهایی در سال

به طورکلی نتایج حاصل از این تحقیق نشان داد که عناصر غذایی نیتروژن، بُر، روی و منیزیم، باعث بهبود تشکیل میوه و در نتیجه افزایش خصوصیات کمی و کیفی میوه شدند. این نتیجه با تحقیقات سینگ و همکاران (1979) که گزارش نمودند که با محلول‌پاشی برگری عناصر غذایی، می‌توان عملکرد و کیفیت میوه را بهبود بخشید، همخوانی دارد. تحقیقات سینگ و اوشا (2001)، نشان داد که محلول‌پاشی برگری با عناصر بُر، آهن، نیتروژن و منیزیم، موجب بهبود عملکرد و کیفیت میوه نَگور "رقم پرلت"، شده بود که با نتایج این تحقیق، همخوانی دارد. طی تحقیقاتی که توسط سانگ و همکاران (2015) انجام شد، تیمارهای حاوی روی، باعث افزایش تجمع مواد جامد محلول و آنتوسیانین‌ها در پوست حبه شده و باعث کاهش غلظت اسیدیته قابل تیتراسیون شده بود. علاوه بر این، محلول‌پاشی شاخ و برگ انگور با سولفات روی، باعث بهبودی کیفیت میوه انگور شد (سانگ و همکاران، 2015). آگاو (1985) گزارش کرد که تغذیه انگور با بُر از طریق محلول‌پاشی، نسبت به شاهد، میزان محصول، قند و اسیدیته کل در درختچه‌های تیمار شده را افزایش و درصد پوسیدگی حبه‌ها را کاهش داده بود. محلول‌پاشی با بُر در مقایسه با عناصر کم مصرف دیگر نظیر روی، کبالت و مولیبدن، بهترین نتیجه را در افزایش تشکیل میوه، داشت و موجب افزایش عملکرد میوه و کیفیت حبه‌ها شد (آگاو، 1985).

گل‌دهی و تشکیل میوه، از فرایندهای اصلی موثر در بهره‌وری درختان میوه است (لاویی، 2007). محلول‌پاشی عناصر روی، مس، آهن و مولیبدن در مرکبات (*Citrus reticulata Blanco*)، در دو زمان مختلف، باعث بهبود میوه‌دهی و تشکیل میوه شد، به طوری‌که وزن میوه به ترتیب در تیمار  $Zn + Fe$  و تیمار  $Zn$  0/5 درصد، نسبت به سایر تیمارها، بیشتر بود. همچنین مشخص شد که بقای میوه در روی درخت در تیمار سولفات مس (46 درصد)، آهن (40 درصد) و

### نتیجه گیری کلی

انجام محلول پاشی انگور دیم با کودهای حاوی عناصر نیتروژن، روی، بُر و منیزیم در غلظت مناسب، به دلیل اثر مثبت بر بهبود گل دهی و افزایش تشکیل میوه موجب افزایش عملکرد میوه انگور دیم می شود. نتایج حاصل، نشان می دهد که محلول پاشی در مرحله اول و یک مرحله ای، موثرتر از دو بار محلول پاشی بوده است. این موضوع، می تواند به دلیل همزمانی انجام محلول پاشی مرحله دوم با شرایط بروز تنش خشکی در بهار و کاهش رطوبت خاک باشد. بیشترین مقدار محصول و با خوشه بزرگتر و اندازه حبه بزرگتر، قطر شاخه بیشتر، همچنین با مقدار آتوسیانین و مواد جامد محلول بیشتر که نتیجه آن محصول با کیفیت تر است، در سال دوم مشاهده شد. تغییر در عملکرد و خصوصیات کیفی، در هر سه سال آزمایش، نیز به شرایط رطوبتی خاک و بارش موثر در مراحل مختلف فیزیولوژیکی انگور مرتبط بود. تیمارهای عناصر غذایی، بر عملکرد میوه، تاثیر معنی داری را نشان دادند، بطوری که بیشترین مقدار محصول به ترتیب در تیمارهای C2 (نیتروژن)، C3 (روی)، C9 (روی + بُر)، C7 (نیتروژن + بُر)، C8 (نیتروژن + منیزیم) مشاهده شد. با توجه به اثر مثبت عناصری، مانند نیتروژن، روی، بُر و منیزیم در تشکیل گل و میوه و همچنین بهبود عملکرد، مصرف این عناصر به صورت محلول پاشی در زمان اول (بعد از هرس و متورم شدن جوانه ها)، توصیه می شود. در تیمارهای محلول پاشی تک عنصری N، Zn و B، عملکرد میوه با یک بار محلول پاشی در زمان اول، نسبت به دو بار محلول پاشی، بیشتر بود. این موضوع نیز می تواند به شرایط رطوبتی خاک و اثرات متقابل این عناصر در اندام های مختلف گیاهی، مرتبط باشد. همچنین علی رغم مفید بودن عناصر غذایی نیتروژن، روی و بُر به صورت تکی در تیمارهای C2 (N)، C3 (Zn)، C4 (B) و C5 (Mg) کاربرد عناصر غذایی با همدیگر در مقدار ارائه شده، بر روی گیاه اثر منفی، به جا گذاشته و در بعضی تیمارها، حتی باعث کاهش عملکرد، نسبت به شاهد شده بود. اثرات متقابل

اول و دوم شد، به طوری که بیشترین میوه بندی اولیه به ترتیب در تیمار بُر، نیتروژن و روی مشاهده شد، اما بیشترین میوه بندی نهایی در سال اول و دوم در تیمار نیتروژن، بُر و روی مشاهده شد (یوگاراتنام و گرینهام، 1982). گزارش های قبلی نشان داد که تغذیه با مقدار زیاد نیتروژن روی تولید و رسیدن میوه زیتون، تاثیر منفی می گذارد، در صورتی که، کمبود نیتروژن تعداد، اندازه، رنگ، همین طور رسیدن زود هنگام میوه زیتون را به تاخیر می اندازد (هیدالگو و پاستور، 2005).

نتایج حاصل از این تحقیق، نشان داد که محلول پاشی یک مرحله ای (تورم جوانه ها)، موثرتر از دو بار محلول پاشی در مراحل تورم جوانه ها و بعد از تشکیل میوه انگور دیم بود. این نتیجه با نتایج تحقیقات باچا و همکاران (1995) که گزارش کردند که اثر محلول پاشی آهن، روی و منگنز در سه زمان محلول پاشی (شامل 1- یک بار محلول پاشی بعد از گلدهی 2- دو بار محلول پاشی، قبل از گلدهی و بعد از تشکیل میوه 3- سه بار محلول پاشی، قبل از گلدهی، بعد از تشکیل میوه و در مرحله رشد میوه ها) بر روی دو رقم انگور تامپسون سیدلس و رومی رد (کشمشی بی دانه) در مقایسه با شاهد، اثر قابل توجهی بر عملکرد، وزن، طول و قطر حبه ها در هر دو رقم داشت، متفاوت است. این محققان، نیز گزارش کردند که با افزایش تعداد دفعات محلول پاشی این عناصر، میزان عناصر آهن، منگنز و روی در برگ، بطور معنی داری، در هر دو رقم انگور مورد مطالعه، افزایش پیدا کرده بود. در صورتی که در تحقیق حاضر، در تیمارهای محلول پاشی تک عنصری، فقط در غلظت روی و نیتروژن برگ، افزایش معنی دار دیده شد و در غلظت بُر و منیزیم در برگ انگور دیم، تغییر قابل توجهی مشاهده نشد. تغییرات غلظت نیتروژن، روی، بُر و منیزیم برگ انگور دیم، در محلول پاشی دو و چند عنصری در هر دو زمان، بسیار پیچیده و غیر قابل تفسیر بود و نیازمند بررسی تحقیقات تکمیلی و آزمایشات دقیق تر می باشد.

بهبود خصوصیات کیفی انگور دیم، محلول‌پاشی عناصر غذایی به صورت کودهای شیمیایی اوره، سولفات‌روی، اسیدبوریک و سولفات منیزیم، ترجیحاً به صورت تک کودی آن هم در یک مرحله و در زمان متورم شدن جوانه و در صورت وجود کمبود محرز تمام عناصر مذکور در گیاه، انجام محلول‌پاشی دو یا چند کودی حاوی عناصر نیتروژن، روی، بُر و منیزیم، با غلظت‌های رقیق‌تر محلول این عناصر انجام شود.

### تقدیر و تشکر

نگارندگان مقاله از مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی استان کردستان، به پاس حمایت‌های مالی در انجام این پژوهش، تقدیر و تشکر می‌نمایند.

Zn-Cu توسط کائوسر و همکاران (1971)، Zn-Fe توسط گیوردانو و همکاران (1974)، Zn-K توسط گیوردانو و همکاران (1974) و Zn-N توسط بیواس و همکاران (1977) در مطالعات تغذیه گیاهی، گزارش شده است، که اثر متقابل P-Zn مهمترین و معمولترین رابطه‌ای است که در شرایط مزرعه‌ای وجود دارد (مورتود و همکاران، 1991). در مجموع، چنین استنباط می‌شود که کاهش در عملکرد میوه در اثر محلول‌پاشی دو و چند عنصری، می‌تواند به دلیل افزایش غلظت محلول مصرفی و بروز سمیت و افزایش فشار اسمزی در گیاه و برهم زدن تعادل تغذیه‌ای، باشد. بر این اساس، تا انجام آزمایشات تکمیلی و بررسی دقیق‌تر بر روی اثر غلظت محلول دو، سه و چند عنصری بر روی رشد رویشی و زایشی انگور در شرایط دیم، لازم است به منظور استحصال عملکرد مطلوب و

### فهرست منابع:

1. Abdel-Salam, M. M. 2016. Effect of foliar application of salicylic acid and micronutrients on the berries quality of "Bez El Naka" local grape cultivar. *Middle East J. Appl. Sci* 6, 178-188.
2. Abdi, S., Abbaspur, N., Avestan, S., and Barker, A. 2016. Physiological responses of two grapevine (*Vitis vinifera* L.) cultivars to Cycocel TM treatment during drought. *The Journal of Horticultural Science and Biotechnology* 91, 211-219.
3. Agave, E. 1985. Effectiveness of minor element for the foliar nutrient of grapevines. *Horticultural Abstract* 52.
4. Ahmadi, K., Abadzadeh, H., Hatami, F. Hosseinpour, R. and Abd Shah, H. 2016. Agricultural statistics (garden products). Ministry of Jihad-e-Agriculture, Deputy for Planning and Economy, Information and Communication Technology Center. Volume III, 159 p.
5. Alva, A. K., Mattos Jr, D., Paramasivam, S., Patil, B., Dou, H., and Sajwan, K. S. 2006. Potassium management for optimizing citrus production and quality. *International journal of fruit science* 6, 3-43.
6. AOAC. 2000. Official methods of analysis. Association of Analytical Chemist. Inc., Washington.
7. Ashley, R. 2011. Grapevine nutrition-an Australian perspective. *Foster's Wine Estates Americas*.
8. Bacha, M., Sabbah, S., and El-Hamady, M. 1995. Effect of foliar applications of iron, zinc and manganese on yield, berry quality and leaf mineral composition of Thompson seedless and Roumy red grape cultivars. *Alexandria Journal of Agricultural Research (Egypt)*.
9. Brataševac, K., Sivilotti, P., and Vodopivec, B. 2013. Soil and foliar fertilization affects mineral contents in *Vitis vinifera* L. cv.'rebula'leaves. *Journal of soil science and plant nutrition* 13, 650-663.

10. Bybordi, A., and Shabanov, J. A. 2010. Effects of the foliar application of magnesium and zinc on the yield and quality of three grape cultivars grown in the calcareous soils of iran. *Notulae Scientia Biologicae* 2, 81-86.
11. El-Sheikh, M., Khafgy, S., and Zaied, S. 2007. Effect of foliar application with some micronutrients on leaf mineral content, yield and fruit quality of Florida prince desert red peach trees. *Journal of Agricultural and Biological Science* 3, 309-315.
12. FAO. 2019. Grape production. [http://www.fao.org/faostat/en/#rankings/countries\\_by\\_commodity](http://www.fao.org/faostat/en/#rankings/countries_by_commodity)
13. Fuleki, T., and Francis, F. 1968. Quantitative methods for anthocyanins. 2. Determination of total anthocyanin and degradation index for cranberry juice. *Journal of food science* 33, 78-83.
14. Giusti, M. M., and Wrolstad R. E. 2001. Characterization and measurement of anthocyanins by UV-visible spectroscopy. *Curr Protoc Food Anal Chem*, 2:1-13.
15. Hidalgo, J. C., and Pastor, M. 2005. Los nutrientes en el olivar. In: Pastor M (ed) Cultivo del olivo con riego localizado. *Mundi-Prensa, Cons ejería de Agricultura y Pesca, Junta de Andalucía, Madrid*, , pp 477-504.
16. Jones, Jr., J. Benton, Benjamin Wolf, and Hrary A. Milles. 1991. Plant Analysis Handbook apractical sampling, preparation, anaysis, and interpretation guid. ISBN 1-878148-001.Inc., 183 Paradise Blvd. Suite 108, Athens, Georgia 30607, USA.
17. Keller, M. 2005. Deficit irrigation and vine mineral nutrition. *American Journal of Enology and Viticulture* 56, 267-283.
18. Lavee, S. 2007. Biennial bearing in olive (*Olea europaea* L.). In "Annales Ser His Nat", Vol. 17, pp. 101-112.
19. Mortvedet, J. J., F. R. Cox, L. M. Shuman and R. M. Welch .1991. Microntrients in Agriculture. Soil Science Society of Amwrica Inc. Madison, WI, USA.
20. Oiv .2009. Compendium of international methods of wine and must analysis. *International Organisation of Vine and Wine*, Paris, pp 154-196.
21. Sayyad-Amin, P., Shahsavar, A., and Aslmoshtaghi, E. 2015. Study on foliar application nitrogen, boron and zinc on olive tree. *Trakia Journal of Sciences* 13, 131.
22. Singh, B., and Usha, K. 2001. Effect of macro and micro-nutrient spray on fruit yield and quality of grape (*Vitis vinifera* L.) cv. Perlette. In "International Symposium on Foliar Nutrition of Perennial Fruit Plants 594", pp. 197-202.
23. Song, C. Z., Liu, M. Y., Meng, J. F., Chi, M., Xi, Z. M., and Zhang, Z. W. 2015. Promoting effect of foliage sprayed zinc sulfate on accumulation of sugar and phenolics in berries of *Vitis vinifera* cv. Merlot growing on zinc deficient soil. *Molecules* 20, 2536-2554.
24. Soni, U., Thakre, B., and Verma, O. 2017. Effect of Micronutrints on Growth, Vigour and Fruit Weight of Nagpur Mandarin (*Citrus reticulate Blanco*) in Satpura Plateau Region, India. *Int. J. Curr. Microbiol. App. Sci* 6, 435-440.
25. Swathi, A., Jegadeeswari, D., Chitdeshwari, T., and Kavitha, C. 2019. Effect of foliar nutrition of calcium and boron on the yield and quality attributes of grape. *Journal of Pharmacognosy and Phytochemistry* 8, 3625-3629.
26. Talaie, A., and Taheri, M. 2000. The effect of foliar spray with N, Zn and B on the fruit set and cropping of Iranian local olive trees. In "IV International Symposium on Mineral Nutrition of Deciduous Fruit Crops 564", pp. 337-341.
27. Yaseen, M., and Ahmad, M. 2010. Nutrition management in citrus: effect of multinutrients foliar feeding on the yield of Kinnow at different locations. *Pak J Bot* 42, 1863-1870.
28. Yogaratnam, N., and Greenham, D. 1982. The application of foliar sprays containing nitrogen, magnesium, zinc and boron to apple trees. I. Effects on fruit set and cropping. *Journal of Horticultural Science* 57, 151-158.

## بررسی آلودگی خاک به نیترات و تجمع نیترات در محصول سیب‌زمینی و گوجه‌فرنگی در مزارع کشاورزان دشت مشهد

محمد جلینی<sup>1</sup>، محمد کریمی، اردلان ذوالفقاران و سید فاضل فاضلی کاخکی

عضو هیات علمی مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی خراسان رضوی؛ سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، مشهد، ایران؛

[mjolaini\\_re@yahoo.com](mailto:mjolaini_re@yahoo.com)

عضو هیات علمی مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی خراسان رضوی؛ سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، مشهد، ایران؛

[mohammad\\_2203@yahoo.com](mailto:mohammad_2203@yahoo.com)

عضو هیات علمی مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی خراسان رضوی؛ سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، مشهد، ایران؛

[azolfagharan@yahoo.com](mailto:azolfagharan@yahoo.com)

عضو هیات علمی مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی خراسان رضوی؛ سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، مشهد، ایران؛

[sf\\_fazeli@yahoo.com](mailto:sf_fazeli@yahoo.com)

دریافت: 99/6/22 و پذیرش: 1400/4/20

### چکیده

آب و نیتروژن دو عامل مهم محدود کننده رشد و عملکرد محصولات کشاورزی می‌باشند. از طرفی استفاده بی‌رویه از کودهای شیمیایی به خصوص کودهایی با ترکیبات نیتروژنی که در دهه‌های اخیر به‌منظور تولید بیشتر محصولات کشاورزی رایج شده‌است باعث آلودگی نیتراتی خاک و آب و محیط زیست شده‌است. این پژوهش به‌منظور بررسی تأثیر استفاده از مقادیر مختلف آب و کودهای نیتروژنه روی تجمع نیترات در خاک و گیاهان گوجه‌فرنگی و سیب‌زمینی اجرا شد. تحقیق در مزارع دشت مشهد انجام گردید. تعداد مزارع انتخابی سیب‌زمینی و گوجه‌فرنگی هر کدام 15 مزرعه بود. روش آبیاری در تمام مزارع روش آبیاری شیاری (نشتی) بود. در طول فصل رشد میزان آب و کود نیتروژنی کاربردی در تمام مزارع اندازه‌گیری گردید. در ابتدا و انتهای فصل رشد میزان نیترات در خاک (دو عمق صفر تا 30 و 30 تا 60 سانتی‌متری) و در انتهای فصل رشد باقیمانده نیترات در دو محصول سیب‌زمینی و گوجه‌فرنگی اندازه‌گیری شد. روش اندازه‌گیری اسپکتروفتومتری (طیف سنجی) در طول موج 540 نانومتر بود. نتایج نشان داد که در تمام مزارع سیب‌زمینی میزان آب و کود کاربردی بیش از حد نیاز بود. در مزارع گوجه‌فرنگی آب کاربردی بیش از حد نیاز ولی کود مصرفی در برخی مزارع بیشتر و در برخی کمتر از میزان توصیه شده بود. با افزایش میزان آب مصرفی مقدار باقی‌مانده نیترات در دو عمق 0-30 و 30-60 سانتی‌متری خاک کاهش یافت. در صورتی که با افزایش میزان مصرف کود اوره، مقدار باقی‌مانده نیترات در خاک در انتهای فصل افزایش یافت. افزایش کاربرد کود، باقیمانده نیترات در گیاه را افزایش داد. نتیجه نهایی آنکه تأثیر میزان آب مصرفی روی آبشویی نیترات و ایجاد مشکلات زیست محیطی جدی می‌باشد، لذا باید در برآورد میزان آب مورد نیاز گیاه نهایت دقت انجام گیرد و کاربرد کود باید متعادل و متناسب با نوع گیاه و عملکرد آن باشد.

واژه‌های کلیدی: مدیریت آب و کود، آبشویی کود، آب مورد نیاز گیاه

<sup>1</sup> نویسنده مسئول، آدرس: مشهد، مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی خراسان رضوی

## مقدمه

آب و نیتروژن دو عامل مهم محدودکننده رشد و عملکرد محصولات کشاورزی می‌باشند. در گذشته تحقیقات متعددی در رابطه با اثر میزان آب و نیتروژن بر عملکرد محصولات مختلف انجام شده است (سینگاندوپه و همکاران، 2003؛ زگبه و همکاران، 2003؛ مالک و آل کثیر، 2007؛ زوتالی و همکاران، 2009). از طرفی مصرف بی‌رویه کودهای نیتروژنی در بخش کشاورزی باعث افزایش غلظت یون نیترات در ناحیه ریشه گیاه شده و سپس آبشویی آن به سمت سفره‌های آب زیرزمینی سبب افزایش غلظت نیترات در آب زیرزمینی می‌شود (بختیار، 2004 و کلادیوکو، 2004). بنابراین باید در رابطه با مصرف کودهای شیمیایی، مدیریت صحیح و کنترل علمی و عملی صورت پذیرد تا بدین وسیله از افزایش غیر مجاز غلظت این یون در خاک و حرکت آن به طرف سفره آب زیرزمینی، که در نهایت آلودگی آنها را به همراه دارد، جلوگیری شود.

در ایران به دلایل متعدد از جمله عدم در نظر گرفتن مبنای صحیح تغذیه گیاهی و حاکمیت غلط نحوه مصرف کود نیتروژن و نیز مدیریت آب آبیاری، راندمان مصرف آب و کود نیتروژن پایین است. مصرف بیش از حد کودهای نیتروژنی باعث افزایش غلظت نیترات در اندام‌های قابل مصرف محصولات می‌شود. بسیاری از سبزی‌ها نیتروژن نیتراتی را در خود تجمع می‌نمایند. نیتروژن نیتراتی برای گیاهان سمی نبوده ولی برای اشخاصی که از این گونه سبزی‌ها مصرف می‌کنند مضر می‌باشد. طباطبایی و ملکوتی (1376) و ملکوتی و طباطبائی (1377) در مطالعات خود به این نتیجه رسیدند که مصرف زیاد کودهای نیتروژنی (بیش از 400 کیلوگرم اوره در هکتار) سبب تجمع نیترات در سیب‌زمینی بیش از حد نرمال می‌گردد. یزداندوست همدانی (1379) با انجام تحقیقی با عنوان بررسی ارتباط مقدار مصرف نیتروژن با تجمع نیترات در ارقام سیب‌زمینی نتیجه گرفت که مقدار نیترات تجمع یافته تحت تأثیر رقم (دیامانت و مارفونا) قرار

نگرفت، اما در مقادیر مختلف نیتروژن تفاوت معنی‌داری را نشان داد. نتایج بررسی های لشکری پور و غفوری (1381) روی نمونه های آب‌های زیرزمینی در نقاط مختلف شهر مشهد نشان داد که غلظت نیترات در چاه‌های آب افزایش یافته و در برخی نقاط به بیش از 50 میلی‌گرم در لیتر رسیده است. این افزایش بیشتر مربوط به نشت فاضلاب‌های خانگی به داخل آب‌های زیرزمینی می‌باشد. علاوه بر این، در چاه‌هایی که در حاشیه آنها فعالیت‌های کشاورزی انجام می‌شد، میزان غلظت نیترات زیاد بود که منبع آلودگی آن، کودهای شیمیایی است. ملکوتی و همکاران (1383) بیان داشتند که تجمع نیترات در اندام‌های قابل مصرف سبزیجات و محصولات زراعی رابطه تنگاتنگی با مقدار کودهای نیتروژنی و نحوه مصرف آنها دارد، به طوری که اگر میزان کود نیتروژنی در مزارع سیب‌زمینی از 90 به 120 کیلوگرم در هکتار برسد، مقدار نیترات در سیب‌زمینی 5 برابر بیش از میزان مطلوب آن می‌شود. لطیف و همکاران (1384) نشان دادند که غلظت نیترات در آب‌های زیرزمینی برخی مناطق مورد مطالعه مشهد از حد استاندارد (45 میلی‌گرم بر لیتر) بیشتر است. ملکوتی و همکاران (1384) بیان کردند که مقدار نیترات در میوه گوجه‌فرنگی با میزان کودهای نیتروژنی مصرف شده رابطه مستقیم وجود دارد. سیلسپور و ممیزی (1385) بیان داشتند که آلودگی خاک پدیده‌ای نامطلوب بوده و در نهایت زندگی انسان را به مخاطره می‌افکند. رضائیان باجگیران (1385) به بررسی وضعیت تجمع نیترات در سبزی و صیفی‌جات شهرستان‌های مشهد، نیشابور و سبزوار پرداخت. نتایج نشان داد که میانگین غلظت نیترات در گوجه‌فرنگی، خیار، بادمجان، هندوانه، فلفل سبز و فلفل قرمز به ترتیب حدود 36، 8، 25، 6، 46 و 2 میلی‌گرم در کیلوگرم ماده تر بود که همگی از حد بحرانی پایین‌تر است. عباسیان و ظریفیان سبحانی (1387) در بررسی تجمع نیترات در محصول گوجه‌فرنگی مزارع استان خراسان رضوی در شهرستان‌های



خارج شده از زهکش‌ها، در طول فصل رشد به ترتیب 19204 و 3194 میلی گرم بر کیلوگرم بود. یگانه و همکاران (1397) میزان باقی‌مانده نیترات در سیب زمینی مناطق عمده تولید کشور و میدان مرکزی میوه و تره بار تهران را بررسی کردند. به مدت یک سال، هر هفته از میدان اصلی میوه و تره بار تهران نمونه‌های سیب‌زمینی تهیه گردید. نمونه‌هایی نیز از سطح مزارع در 9 منطقه عمده سیب‌زمینی کاری کشور (اصفهان، چهارمحال و بختیاری، همدان، آذربایجان شرقی، اردبیل، تهران، خوزستان، فارس و کرمان) گرفته شد. نتایج نشان داد محتوی نیترات در سیب‌زمینی‌های تولیدی کشور در محدوده میانگین جهانی (از 10 تا 541 با میانگین 163 میلی‌گرم بر کیلوگرم وزن تر غده) می‌باشد. با فرض 200 میلی‌گرم بر کیلوگرم به‌عنوان حد مجاز معرفی شده توسط برخی کشورهای اروپایی و 246 میلی‌گرم بر کیلوگرم به‌عنوان حد مجاز پیشنهادی برای ایران، بترتیب غلظت نیترات در 30 و 20 درصد نمونه‌ها از حد مجاز تجاوز کرد. نتایج نشان داد که فصل برداشت می‌تواند در محتوی نیترات غده‌های سیب‌زمینی تأثیرگذار باشد. میانگین غلظت نیترات در سیب‌زمینی‌های برداشت شده از میدان میوه و تره بار در دوره بهار- تابستان 216 و پاییز- زمستان 131 میلی‌گرم بر کیلوگرم وزن تر بدست آمد.

زلفی باوریانی و همکاران (1398) اثرات متقابل نیتروژن و آب آبیاری بر عملکرد و بهره‌وری آب و نیتروژن گوجه‌فرنگی در استان بوشهر را بررسی نمودند. نتایج نشان داد که تأثیر هرکدام از فاکتورها بر عملکرد و بهره‌وری آب و نیتروژن معنی‌دار بود. در شرایط آبیاری بر اساس 75، 100 و 125 درصد نیاز آبی و به ترتیب 75، 150 و 225 کیلوگرم نیتروژن در هکتار بیشترین تأثیر را بر عملکرد محصول و بهره‌وری آب و نیتروژن داشت. روبرت و همکاران (1982) نشان دادند که کاربرد آب در مقادیر کمتر علاوه بر این که سبب کاهش تلفات آب به صورت نفوذ عمقی می‌گردد، مقدار هدررفت نیتروژن را نیز کاهش می‌دهد. اربیبی و همکاران (1998) بیان داشتند

مشهد، نیشابور، کاشمر، تربت جام، فریمان، چناران، درگز، خواف، تایباد، سرخس، خلیل آباد و گناباد نتیجه گرفتند که در مزارعی که مصرف کود نیتروژنی در حد متعارف و مطابق با نیاز واقعی و آزمون خاک مصرف شده است، تجمع نیترات کمتر از 150 و مزارعی که مصرف کود نیتروژنی بیشتر از 400 کیلوگرم بوده تجمع نیترات تا چند برابر افزایش نشان داده است. کمترین میزان نیترات تجمع یافته در میوه تازه 54 میلی‌گرم بر کیلوگرم وزن تر (با مصرف 250 کیلوگرم کود اوره) و بیشترین آن 487 میلی‌گرم بر کیلوگرم بر اساس وزن تر (با مصرف 450 کیلوگرم کود اوره) گزارش شده است. نیک عمل لاریجانی و همکاران (1390) در تحقیقی تعیین میزان انتقال نیترات در دو بافت خاک در نتیجه کاربرد کودهای آلی را بررسی کردند. نتایج نشان داد میزان نیترات انتقال یافته به عمق، در خاک لومی بیشتر از خاک لوم سیلتی بود. با توجه به اینکه دور آبیاری یک هفته بود و 3 آبیاری متوالی انجام شد، میزان آلودگی در هر دو خاک، در هفته اول بیشترین و در هفته سوم کمترین مقدار بود که می‌توان آن را به آبهویی نیترات با هر بار آبیاری نسبت داد. برزگری باروق و گرنامیه (1393) تجمع نیترات در محصول خیار را بررسی نمودند.

نتایج نشان داد که در تمام مزارع میزان آب کابردی و کود بیشتر از مقدار نیاز گیاه بود. با افزایش میزان آب کابردی مقدار نیترات در عمق‌های 0 تا 30 و 30 تا 60 سانتی‌متری کاهش یافت، در صورتی که با افزایش میزان مصرف کود اوره، مقدار نیترات باقی‌مانده در این دو عمق در انتهای فصل رشد افزایش یافت. هر چقدر میزان آب مصرفی افزایش یافت غلظت نیترات در گیاه کاهش یافت در صورتی که با افزایش میزان کاربرد کود باقی‌مانده نیترات در گیاه افزایش یافت. دهقانی و مشایخی (1397) تأثیر دو نوع کود اوره (اوره معمولی و اوره با پوشش گوگردی) و دور آبیاری مرسوم و دور آبیاری 30 درصد بیشتر از روش مرسوم منطقه را بررسی نمودند. نتایج نشان داد که حداقل و حداکثر مقدار نیتروژن نیتراتی

نیترژن در هکتار)، 85، 70 و 55 درصد توصیه کودی بود. نتایج شبیه سازی نشان داد که آیشویی نیترات بیشتر به مقادیر آب حساس است تا مقادیر نیترژن، با کاهش میزان آب کاربردی، میزان آیشویی نیز کاهش یافت.

با بررسی منابع می توان به این نتیجه رسید که فعالیت های بخش کشاورزی، به خصوص کاربرد بی رویه آب و کود، از عوامل آلودگی آب، خاک و نیز تجمع نیترات در گیاه می باشد که باید با تحقیق و مطالعه تأثیر مدیریت های مختلف روی این آلودگی ها را بررسی نمود. لذا هدف از این مطالعه بررسی تأثیر استفاده از کودهای نیترژنی و مقادیر آب مصرفی بر تجمع نیترات در خاک و تجمع آن در دو محصول سیب زمینی و گوجه فرنگی تحت مدیریت زارعین بود.

#### مواد و روش ها

این پژوهش در مزارع بخش شمال غربی دشت مشهد بین طول جغرافیایی 58/54 تا 59/07 شرقی و عرض جغرافیایی 36/63 تا 37/09 درجه شمالی در مساحت تقریبی 167 کیلومترمربع انجام شد. محصولات انتخابی گوجه فرنگی (*Lycopersicon esculentum L.*) و سیب زمینی (*Tuberosum L. Solanum*) بود. بعد از انتخاب نوع محصول، فهرستی از کشاورزانی که این دو محصول را زیرکشت داشتند از سازمان جهاد کشاورزی خراسان رضوی تهیه شد. سپس برای هر محصول 15 نمونه (مزرعه) در محدوده مورد نظر بصورت تصادفی انتخاب گردید. روش آبیاری در تمام مزارع روش آبیاری شباری (نشتی) بود و همچنین اطمینان کامل از عدم کاربرد فاضلاب و یا پساب حاصل گردید. در جدول 1 مساحت هر مزرعه بر حسب هکتار مشخص شده است.

که کاهش کاربرد نیترژن شاید تولید را محدود کند، اما اضافه آن سبب آلودگی زیست محیطی می گردد. درویش و همکاران (2002) بیان کردند که کاربرد آب و کود اضافی در شرایط و روش های سنتی و آبیاری اضافی می تواند یکی از دلایل اصلی آلودگی خاک و آب های زیرزمینی از نظر نیترات باشد. ونگ و همکاران (2012) بیان داشتند همچنان که کمبود نیترژن کاهش تولید را در پی دارد، مصرف اضافی آن علاوه بر افزایش هزینه، کاهش تولید و کیفیت محصول و نیز افزایش آلودگی های زیست محیطی را به دنبال خواهد داشت. تجمع نیترات در گیاه و شستشوی نیترژن نیتراتی به آب های زیرزمینی از مهمترین آلودگی های محیطی حاصل از مصرف نیترژن اضافی می باشد. برین و همکاران (2019) در آزمایشی تأثیر مقادیر نیترژن و مدیریت آبیاری بر شستشوی نیترات در بافت خاک لومی و در محصول سیب زمینی بررسی کردند. آزمایش بصورت کرت های خرد شده در قالب طرح بلوک های کاملاً تصادفی با چهار تکرار انجام شد. آبیاری در پلات اصلی (آبیاری کامل و 15 درصد کاهش) و نیترژن در پلات قرعی (180 و 270 کیلوگرم نیترژن در هکتار) قرار گرفت.

نتایج نشان داد که مقادیر نیترژن تأثیری روی آیشویی نیترات نداشت ولی با کاهش 15 درصد در میزان آب کاربردی، مقدار آیشویی نیترات 17 درصد کاهش یافت. خان و همکاران (2019) در تحقیقی برآورد آیشویی نیترات در محصول گوجه فرنگی را با استفاده از مدل هایدروس تحت شرایط مختلف آبیاری و مقادیر نیترژن بررسی کردند. تیمارهای آبیاری شامل آبیاری کامل، 15، 30 و 45 درصد کاهش نسبت به آبیاری کامل بود و تیمارهای نیترژن نیز برابر با توصیه کودی (120 کیلوگرم

جدول 1- مساحت مزارع انتخابی (بر حسب هکتار)

شماره مزرعه	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
مزارع سیب زمینی	2	1	10	8	10	2	0/4	15	7	2	10	10	1	20	7
مزارع گوجه فرنگی	13	3	6	6	20	2	1	1/5	0/8	1/3	1/5	1	2	0/4	7

به هر یک از نمونه‌ها در 5 دقیقه پایانی زمان تکان خوردن، اضافه شد و پس از عبور از کاغذ صافی 10 میلی‌لیتر از عصاره بدست آمده داخل لوله آزمایش ریخته و به آن 0/5 گرم از پودر (مخلوط اسید استیک، سولفات منگنز مونو هیدرات، سولفانیل‌امید، نفتیل اتیلن دی هیدروکلراید و روی) اضافه و در لوله آزمایشگاه به مدت 30 ثانیه به هم زده شد. پس از عبور از کاغذ صافی واتمن 42 و تنظیم دستگاه اسپکتروفتومتر در طول موج 540 نانومتر، غلظت نیترات، اندازه‌گیری گردید (امامی و بهبانی، 1372؛ امامی، 1375 و علی‌احیائی، 1376). حد تشخیص<sup>1</sup> برابر با 0/5 میلی‌گرم بر کیلوگرم، درصد ریکاوری<sup>2</sup> برابر با 95 درصد و عدم قطعیت<sup>3</sup> برابر با  $\pm 3$  بود. مقدار تئوری دریافتی روزانه ملی، تخمینی از مقدار قابل قبول دریافت روزانه نیترات در مدت طولانی می‌باشد که از مجموع حاصل ضرب مرز بیشینه مانده نیترات برای هر محصول، در مقدار متوسط مصرف روزانه محصول کشاورزی مورد نظر به دست می‌آید (موسسه استاندارد و تحقیقات صنعتی ایران، استاندارد ملی ایران، 1392).  
بعبارت دیگر:

$$NTMDI = \sum MRLi \times Fi$$

$MRLi$  = مرز بیشینه مانده نیترات برای هر محصول، بر حسب میلی‌گرم بر کیلوگرم  
 $Fi$  = سرانه مصرف ملی آن محصول بر حسب کیلوگرم در روز

بیشینه مقدار تئوری دریافتی روزانه ملی که بر حسب میلی‌گرم مانده نیترات در بدن هر فرد بالغ محاسبه می‌شود، به عنوان درصدی از مقدار قابل قبول دریافت روزانه نیترات بیان می‌شود. در این روش، مرجع اصلی برای انتخاب مرز بیشینه مانده نیترات، استانداردهای اتحادیه اروپا بوده است. همچنین مرجع اصلی برای سرانه مصرف

میزان آب آبیاری و کود نیتروژنی کاربردی در هر 30 مزرعه در طول فصل رشد اندازه‌گیری و یادداشت گردید. حجم آب کاربردی (در هر آبیاری) با استفاده از دستگاه فلوم و میزان کود نیتروژن نیز با توزین در هر بار استفاده توسط کشاورز مشخص شد.

برای بررسی و آنالیز خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک، قبل از شروع آزمایش از لایه‌های صفر تا 30 و 30 تا 60 سانتی‌متری در نقاط مختلف هر مزرعه نمونه برداری (مرکب) با استفاده از اگر (منه نمونه برداری) برداشت شد. بعد از انتقال نمونه‌ها به آزمایشگاه خصوصیات آن از قبیل بافت خاک، پ‌هاش خاک، درصد کربن آلی، هدایت الکتریکی عصاره اشباع خاک، مقادیر نیتروژن و نیترات خاک اندازه‌گیری گردید. همچنین میزان نیترات آب آبیاری هر مزرعه در اول فصل اندازه‌گیری شد (جدول‌های 2 و 3). در انتهای فصل رشد نیز نمونه برداری (مرکب) برای اندازه‌گیری میزان باقی‌مانده نیترات خاک در دو عمق مذکور در هر 30 مزرعه برداشت شد. همچنین نمونه برداری از محصول نهایی (غده سیب زمینی و میوه گوجه فرنگی) انجام گردید.

نمونه برداری در صبح زود انجام و پس از آن بلافاصله نمونه‌ها به آزمایشگاه بخش تحقیقات خاک و آب مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی خراسان منتقل و تجزیه‌های فیزیکی و شیمیایی روی نمونه‌ها صورت گرفت. برای هر نمونه وزن تر، وزن خشک، درصد رطوبت، میزان نیتروژن کل و نیترات اندازه‌گیری شد. میزان نیترات در خاک و گیاه با روش دی‌آزو با استفاده از دستگاه اسپکتروفتومتری اندازه‌گیری شد. به این صورت که پس از خشک کردن نمونه‌ها و پودر کردن آنها، از هر نمونه 0/1 تا 0/5 (بسته به نوع نمونه) توزین و به ارلن مایر 100 میلی‌متر منتقل گردید و به روش کالریمتری بعد از احیا (روش دی‌آزو)، به آن 50 میلی‌لیتر اسید استیک دو درصد اضافه و به مدت نیم ساعت با دستگاه شیکر تکان داده شد. برای از بین بردن رنگ عصاره و داشتن عصاره شفاف، 0/2 گرم کربن اکتیو

<sup>1</sup> Detection limit

<sup>2</sup> %Recovery

<sup>3</sup> uncertainty

خاک (جدول 5) صورت گرفت. متوسط میزان کود اوره کاربردی در مزارع انتخابی سیب‌زمینی برابر با 453 کیلوگرم در هکتار و میانگین میزان توصیه کودی در این مزارع برابر با 337 کیلوگرم در هکتار بود، به عبارتی اختلاف برابر با 116 کیلوگرم در هکتار می‌باشد. با انجام آزمون تی تست مشخص گردید که این میانگین‌ها در سطح یک درصد از نظر آماری معنی‌دار بود ( $p < 0/01$ ). متوسط میزان کود اوره مصرفی در مزارع انتخابی گوجه‌فرنگی نیز برابر با 468 کیلوگرم در هکتار و میانگین میزان توصیه کودی در این مزارع برابر با 407 کیلوگرم در هکتار بود. به عبارتی، اختلافی برابر با 61 کیلوگرم در هکتار می‌باشد (جدول 6). با انجام آزمون تی مشخص گردید که این میانگین‌ها با هم اختلاف معنی‌داری نداشتند. به عبارتی در مزارع گوجه‌فرنگی میزان کود نیتروژنی کاربردی تقریباً برابر با میزان توصیه کودی بوده است.

ملی هر محصول، اطلاعات انستیتو تحقیقات تغذیه‌ای ایران است. بر این اساس، کمیته مشورتی JECFA<sup>1</sup> و کمیته ملی غذا در کمسیون اروپا، مقدار ADI<sup>2</sup> برای نیترات را صفر الی 3/7 میلی‌گرم در کیلوگرم وزن بدن انسان تعیین نموده است. در پایان فصل رشد و بعد از جمع‌آوری داده‌ها و نیز اندازه‌گیری‌هایی که در مزارع انجام شده بود، از قبیل میزان آب و کود کاربردی، رابطه بین میزان باقی‌مانده نیترات در خاک و گیاه با میزان آب و کود بررسی شد. تجزیه و تحلیل و مقایسه میانگین داده‌ها پس از نرمال نمودن داده‌های غیر نرمال با استفاده از نرم افزار MSTAT-C و آزمون T-test جفتی انجام شد.

### نتایج و بحث

**میزان آب مصرفی در مزارع سیب‌زمینی و گوجه‌فرنگی**  
میزان نیاز خالص آب آبیاری سیب‌زمینی و گوجه‌فرنگی بر اساس سند ملی آب کشور در دشت مشهد به ترتیب 8820 و 8110 مترمکعب در هکتار می‌باشد که به عنوان مبنای محاسبات و مقایسه با میزان آب کاربردی در مزارع انتخاب گردید. برای بررسی این که کشاورزان در مزارع انتخابی چه میزان آب مصرف می‌کنند تا بتوان از آن در تجزیه و تحلیل میزان باقی‌مانده نیترات استفاده نمود، میزان آب آبیاری کاربردی در این مزارع در طول فصل رشد با استفاده از فلوم اندازه‌گیری شد که نتایج آن در جدول 4 ارائه گردیده است. ملاحظه می‌گردد که در تمام مزارع انتخابی میزان آب مصرفی به مراتب بیشتر از میزان نیاز خالص آبی مورد نیاز بوده است. همچنین با آزمون تی تست نمونه‌ای مشخص شد که اختلاف بین میزان آب کاربردی و نیاز خالص آبی در هر دو محصول سیب‌زمینی و گوجه‌فرنگی معنی‌دار بود.

**میزان کاربرد کود نیتروژن در مزارع سیب‌زمینی و**

### گوجه‌فرنگی

توصیه کودی برای نیتروژن مورد نیاز گیاهان بر اساس درصد کربن آلی در عمق صفر تا 30 سانتی‌متری

<sup>1</sup> Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA)

<sup>2</sup> Acceptable Daily Intake

جدول 2- مشخصات خاک مزارع سیب زمینی

شماره مزارع انتخابی															صفت
15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	اندازه گیری شده
عمق 0 تا 30 سانتیمتری خاک															
Clay loam	Clay loam	Clay loam	loam	Loam	Clay loam	Loam	Loam	Clay loam	Silty clay loam	Silty loam	Loam	Loam	Clay loam	لوم	بافت خاک
7/4	7/6	7/5	7/8	7/4	7/8	7/4	7/4	7/5	7/6	8/0	7/6	7/6	7/8	7/7	پ- هاش
0/80	0/84	0/86	0/75	0/55	0/55	0/84	2/5	0/78	1/13	0/39	0/54	0/84	0/58	0/56	کربن آلی (درصد)
7/31	4/71	6/81	2/75	0/93	3/10	1/63	1/83	0/85	0/92	7/06	9/35	12/52	2/66	2/96	هدایت الکتریکی (ds/m)
0/064	0/053	0/071	0/052	0/042	0/032	0/045	0/121	0/081	0/121	0/053	0/067	0/062	0/070	0/053	نیترژن (درصد)
169	132	117	113	94	97	123	112	97	122	217	212	201	187	98	نیترات خاک (ppm)
16/1	16/1	4/1	12/2	9/8	10/4	3/0	6/0	4/0	2/6	2/4	7/4	7/4	2/4	2/4	نیترات آب (ppm)
عمق 30 تا 60 سانتیمتری خاک															
Clay loam	Clay loam	Clay loam	Clay loam	loam	Clay loam	Clay loam	Clay loam	Clay loam	Clay loam	Silty clay loam	loam	loam	Clay loam	Loam	بافت خاک
7/9	7/9	7/7	8/1	7/8	8/3	8/2	8/1	7/9	7/5	7/8	7/7	7/7	7/8	7/8	پ- هاش
0/31	0/44	0/42	0/33	0/29	0/25	0/48	0/61	0/36	0/73	1/92	0/37	0/52	0/62	0/41	کربن آلی (درصد)
7/21	5/11	6/40	3/20	1/20	3/20	1/76	1/87	0/93	0/93	10/58	5/36	5/28	1/59	2/00	هدایت الکتریکی (ds/m)
0/034	0/045	0/086	0/056	0/053	0/043	0/034	0/087	0/076	0/121	0/189	0/053	0/070	0/063	0/044	نیترژن (درصد)
134	132	112	123	78	104	143	132	104	87	165	154	113	165	76	نیترات خاک (ppm)
16/1	16/1	4/1	12/2	9/8	10/4	3/0	6/0	4/0	2/6	2/4	7/4	7/4	2/4	2/4	نیترات آب (ppm)

جدول 3- مشخصات خاک مزارع گوجه فرنگی

شماره مزارع انتخابی															صفت
15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	اندازه گیری شده
عمق 0 تا 30 سانتیمتری خاک															
loam	loam	loam	loam	Silty loam	Clay loam	Silty loam	loam	Silty loam	loam	Silty loam	loam	loam	loam	loam	بافت خاک
7/7	7/6	7/2	8/0	8/1	7/4	7/8	7/9	7/6	7/7	7/5	7/5	7/5	7/7	7/5	پ- هاش
1/32	0/98	0/59	0/99	1/45	1/24	1/47	1/49	1/89	0/58	0/71	0/45	0/73	0/45	1/01	کربن آلی (درصد)
0/87	0/79	0/85	0/85	0/83	0/81	0/76	0/81	0/77	2/96	6/16	15/00	5/26	1/57	10/50	هدایت الکتریکی (ds/m)
0/123	0/128	0/072	0/095	0/097	0/071	0/154	0/123	0/089	0/054	0/090	0/137	0/085	0/063	0/112	نیترژن (درصد)
103	276	87	123	432	232	133	121	121	98	211	132	218	99	143	نیترات خاک (ppm)
2/3	2/4	2/4	2/4	3/0	3/0	2/1	2/1	2/1	2/4	7/4	15/7	7/8	8/0	12/8	نیترات آب (ppm)
عمق 30 تا 60 سانتیمتری خاک															
loam	loam	loam	Silty clay loam	loam	Silty clay loam	Clay loam	Silty loam	Clay loam	loam	loam	loam	Loam	loam	Clay loam	بافت خاک
7/6	7/4	7/1	8/0	8/0	7/8	7/9	8/3	8/2	7/8	7/6	7/7	7/8	7/7	7/7	پ- هاش
0/69	0/69	0/26	0/95	2/20	1/62	1/84	2/24	2/10	0/68	1/00	1/51	1/03	0/89	1/74	کربن آلی (درصد)
0/89	0/81	0/85	0/83	0/78	0/82	0/86	0/87	0/87	2/00	5/00	6/55	2/68	2/28	5/32	هدایت الکتریکی (ds/m)
0/097	0/123	0/073	0/065	0/065	0/065	0/096	0/078	0/045	0/043	0/066	0/123	0/083	0/068	0/081	نیترژن (درصد)
98	231	201	154	322	213	167	143	131	120	132	98	174	101	87	نیترات خاک (ppm)
2/3	2/4	2/4	2/4	3/0	3/0	2/1	2/1	2/1	2/4	7/4	15/7	7/8	8/0	12/8	نیترات آب (ppm)

جدول 4- میزان آب مصرفی در مزارع سیب زمینی و گوجه فرنگی (در هکتار)

اختلاف	میانگین	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	شماره مزرعه
5172**	13839	13768	13765	14123	15058	14456	13900	13553	14234	14456	13344	13038	14528	12913	11920	14528	آب مصرفی در مزارع سیب زمینی
	8667	8667	8667	8667	8667	8667	8667	8667	8667	8667	8667	8667	8667	8667	8667	8667	نیاز خالص آب مصرفی سیب زمینی
5581**	13541	14536	11960	14350	13455	13417	12267	12075	14950	12075	14896	14432	13000	13542	13542	14625	آب مصرفی در مطار گوجه فرنگی
	7960	7960	7960	7960	7960	7960	7960	7960	7960	7960	7960	7960	7960	7960	7960	7960	نیاز خالص آب مصرفی گوجه فرنگی

جدول 5- توصیه کودی (اوره) برای کشت سیب زمینی و گوجه فرنگی بر اساس درصد کربن آلی خاک (ملکوتی و غیبی، 1379)

سیب زمینی		گوجه فرنگی	
کربن آلی (درصد)	اوره (کیلوگرم در هکتار)	کربن آلی (درصد)	اوره (کیلوگرم در هکتار)
<0/5	400	<0/5	500
0/5-1/0	350	0/5-1/0	450
1/0-1/5	250	1/0-1/5	350
>1/5	200	>1/5	250

جدول 6- میزان توصیه کودی و کود مصرفی در مزارع سیب‌زمینی و گوجه‌فرنگی (کیلوگرم در هکتار)

شماره مزرعه	میزان کود اوره مزارع سیب زمینی (کیلوگرم در هکتار)		میزان کود اوره مزارع گوجه فرنگی (کیلوگرم در هکتار)	
	کاربردی	نوصیه شده	اختلاف	کاربردی
1	400	350	50	450
2	600	350	250	400
3	450	350	100	450
4	450	350	100	300
5	500	400	100	300
6	500	250	250	300
7	450	350	100	250
8	400	200	200	350
9	350	350	0	350
10	450	350	100	350
11	400	350	50	350
12	450	350	100	450
13	500	350	150	450
14	400	350	50	450
15	500	350	150	350
میانگین	453	337	116**	468

#### میزان نیترات موجود در خاک قبل و بعد از فصل رشد

#### در مزارع سیب‌زمینی

میزان نیترات خاک قبل و بعد از اجرای پروژه (قبل از کاشت، حدودا اردیبهشت تا خرداد و بعد از برداشت، حدود مهر تا آبان ماه) در مزارع سیب‌زمینی در دو عمق صفر تا 30 و 30 تا 60 سانتی‌متری به ترتیب در شکل های 1 و 2 ارائه شده است. در تمام مزارع میزان نیترات خاک بعد از آزمایش (بعد از برداشت محصول) بیشتر از میزان نیترات خاک قبل از کاشت بود، به عبارتی، مقداری از نیترات در انتهای فصل رشد در خاک باقی‌مانده است. متوسط میزان نیترات قبل از کاشت در عمق 30 سانتی-متری در تمام مزارع سیب‌زمینی برابر با 138 میلی‌گرم بر

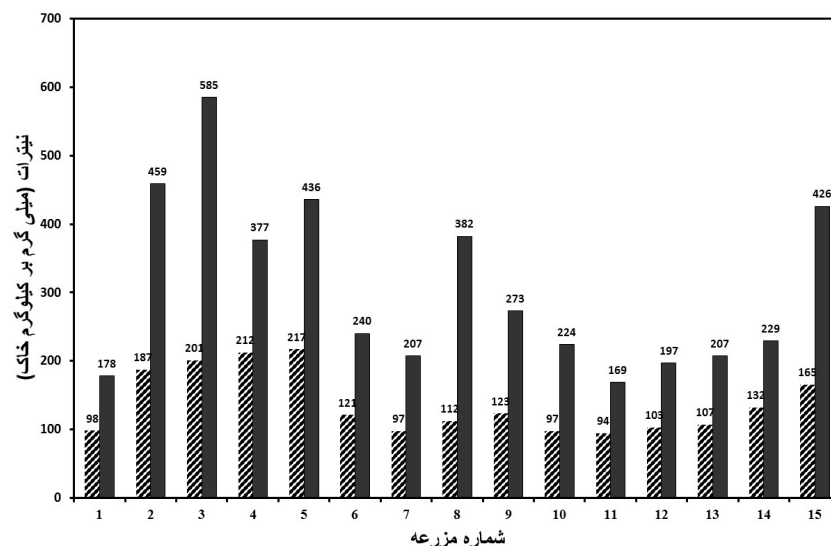
کیلوگرم و بعد از فصل رشد برابر با 306 میلی‌گرم بر کیلوگرم بود که به لحاظ آماری در سطح یک درصد ( $P < 0/01$ ) تفاوت آن‌ها معنی‌دار بود. این میزان نیترات باقی‌مانده در خاک ممکن است به صورت آبشویی و یا تصعید از بین برود.

در شکل 2 نیز میزان نیترات قبل و بعد از فصل رشد در عمق 30 تا 60 سانتی‌متری نشان داده شده است. همانند عمق صفر تا 30 سانتی‌متری در این عمق نیز بین میزان نیترات قبل و بعد از فصل رشد در تمام مزارع تفاوت قابل ملاحظه‌ای وجود داشت. به عبارتی تفاوت میزان نیترات در عمق 30 تا 60 سانتی‌متری قبل از کاشت و بعد از برداشت مثبت بوده است، یعنی بعد از برداشت

آسان آن نتوان نتیجه‌گیری مشخص نمود اما آنچه مسلم است این است که کود شیمیایی نیتروژنه اضافه شده به خاک، بخشی از آن جذب گیاه شده و بخش اعظم آن از دسترس گیاه خارج و به لایه‌های زیرین خاک آبشویی شده است

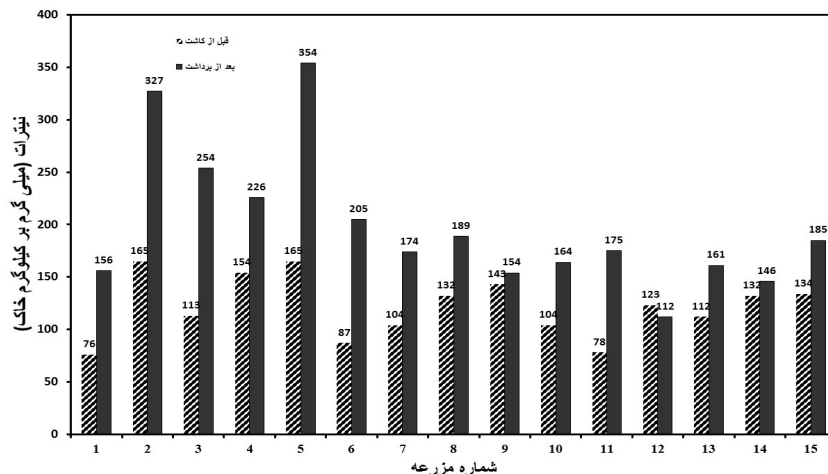
لذا مقدار کم یا زیاد نیترات در خاک مزارع در پایان فصل رشد بیانگر این می‌تواند باشد که باید با احتیاط و با توجه به میزان نیاز گیاه توصیه کودی صورت پذیرد. بازدیدهای مزرعه‌ای نیز تأیید کننده این مطلب است. بنابراین عدم مدیریت زراعی صحیح در مصرف کود می‌تواند به آلودگی آب و خاک و گیاه و تهدید سلامتی انسان و جانداران منجر شود. همچنین افزایش مقدار نیترات بعد از آزمایش ممکن است به این دلیل باشد که معمولاً کارایی جذب نیتروژن در خاک‌های کشور پایین است از طرفی بر اثر نیتریفیکاسیون مقداری از نیتروژن آلی به معدنی تبدیل می‌شود. مقدار این تبدلات بستگی به درصد مواد آلی خاک، بافت خاک، رطوبت خاک و نیز شرایط آب و هوایی هر منطقه متفاوت است. با توجه به این که معمولاً بعد از کاشت سیب‌زمینی، مزارع به صورت آیش می‌ماند، میزان نیترات باقی‌مانده در نیمرخ خاک توسط بارندگی زمستانه آبشویی خواهد شد.

میزان نیترات در این عمق نسبت به قبل از کاشت افزایش یافته است. متوسط میزان نیترات قبل از کاشت در عمق 30 تا 60 سانتی‌متری در تمام مزارع برابر با 122 میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک و بعد از فصل رشد برابر با 199 میلی‌گرم بر کیلوگرم بود که به لحاظ آماری در سطح یک درصد ( $p < 0/01$ ) معنی دار بود. نتایج بیانگر غلظت بالای نیترات خاک و عدم نیاز به افزایش بیش از اندازه کود نیتروژنی در بسیاری از مزارع است. لازم به ذکر است میزان مصرف کود اوره در مزارع سبب زمینی مورد بررسی بین 350 تا 600 کیلوگرم در هکتار در سال بود که اکثراً از حد توصیه کودی بیشتر بود (جدول 6). نیتروژن به دلیل تغییر شکل و انتقال در سیستم ناهمگن خاک، یکی از فعال‌ترین عناصر در طبیعت به شمار می‌رود. نیترات آنیون بوده و به علت دارا بودن بار منفی جذب کلونیدهای خاک نمی‌شود بنابراین می‌تواند به زیر منطقه ریشه آبشویی شده و در عمق‌های پایین خاک تجمع یابد. با توجه به نقش نیتروژن بر افزایش عملکرد، سهولت نسبی تهیه کودهای نیتروژنی و پویایی نیتروژن، مصرف کودهای نیتروژنی بالا می‌باشد. از طرفی غلظت نیترات در خاک بسیار متغیر است و بستگی به زمان کوددهی، نوع کود، مقدار کود، زمان آبیاری و میزان جذب نیترات توسط گیاه دارد. به نظر می‌رسد با توجه به برداشت نیترات توسط گیاه و آبشویی



شکل 1- میزان نیترات موجود در عمق 30-0 سانتی‌متری خاک در مزارع سیب‌زمینی





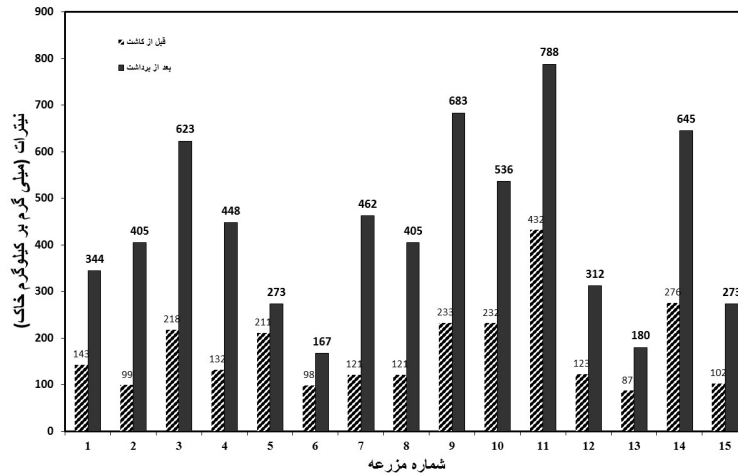
شکل 2- میزان نیترات موجود در عمق 30-60 سانتی متری خاک در مزارع سیب زمینی

میزان نیترات موجود در خاک قبل و بعد از فصل رشد

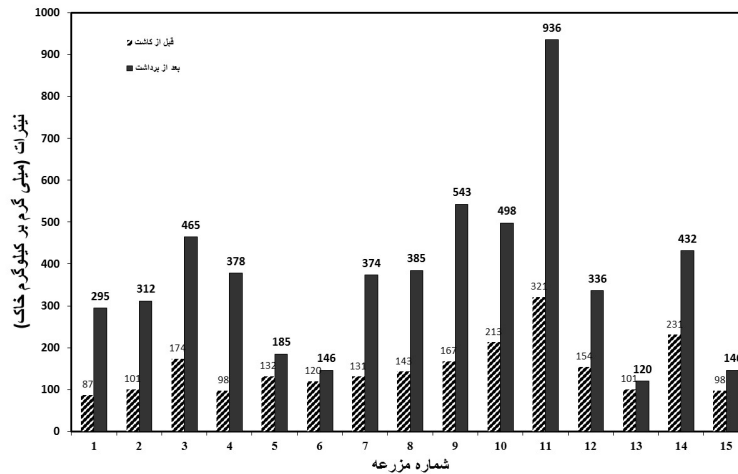
### در مزارع گوجه فرنگی

میزان نیترات خاک قبل و بعد از اجرای پروژه (قبل از کاشت، حدوداً اردیبهشت تا خرداد و بعد از برداشت، حدود مهر تا آبان ماه) در مزارع انتخابی گوجه فرنگی اندازه گیری گردید. نتایج این اندازه گیری ها در دو عمق 0-30 و 30-60 سانتی متری به ترتیب در شکل های 3 و 4 ارائه شده است. در تمام مزارع میزان نیترات خاک بعد از آزمایش (بعد از برداشت) بیشتر از میزان نیترات خاک قبل از کاشت بود. متوسط غلظت نیترات خاک در عمق صفر تا 30 سانتی متری در تمام مزارع گوجه فرنگی قبل از کاشت برابر با 175 میلی گرم بر کیلوگرم و بعد از برداشت برابر با 436 میلی گرم بر کیلوگرم بود که با هم اختلافی برابر با 261 میلی گرم بر کیلوگرم داشتند. با آزمون مشخص گردید که این اختلاف در سطح یک درصد معنی دار می باشد ( $p < 0/01$ ). همانند عمق 0-30 سانتی متری، در عمق 30-60 سانتی متری نیز بین میزان نیترات قبل و بعد از فصل رشد در تمام مزارع تفاوت قابل ملاحظه ای وجود دارد، متوسط غلظت نیترات خاک در عمق 30 تا

60 سانتی متری در تمام مزارع گوجه فرنگی قبل از کاشت برابر با 151 میلی گرم بر کیلوگرم و بعد از برداشت برابر با 370 میلی گرم بر کیلوگرم بود که با هم اختلافی برابر با 219 میلی گرم بر کیلوگرم داشتند. با آزمون مشخص گردید که این اختلاف در سطح یک درصد معنی دار می باشد ( $p < 0/01$ ). کودهای نیتروژنی که در کشاورزی استفاده می شوند شامل ترکیبی از نیترات و آمونیوم می باشند. زمانی که این کودها در خاک استفاده می شوند، به فرم نیترات فعال تبدیل می گردند که به آسانی در ناحیه بالای پروفیل خاک توسط ریشه جذب می شوند. اگر مقدار اضافه شده بیشتر از جذب گیاه باشد، نیترات باقی مانده به خارج از این ناحیه شسته شده و به تدریج به لایه های دیگر نفوذ می کند و سرانجام به سفره آب زیرزمینی شسته می شود. نتایج تحقیق رنجبر و همکاران (1396) نشان داد که با افزایش 67 درصدی کاربرد کود، مقدار جذب نیتروژن ذرت حدود 21 درصد افزایش و تجمع نیترات در انتهای فصل کشت نسبت به ابتدای فصل، در عمق 60 سانتی متری خاک زیر جویچه و پشته ها به ترتیب بیش از 3 و 7 برابر افزایش داشت.



شکل 3- میزان نیترات موجود در عمق 0-30 سانتی‌متری خاک در مزارع گوجه‌فرنگی



شکل 4- میزان نیترات موجود در عمق 30-60 سانتی‌متری خاک در مزارع گوجه‌فرنگی

میزان باقی‌مانده نیترات در غده سیب‌زمینی و

گوجه‌فرنگی و رابطه آن با آب و کود مصرفی

میزان باقی‌مانده نیترات غده سیب‌زمینی در شکل 5

ارائه شده‌است. حداقل، حداکثر، میانگین و انحراف معیار

غلظت نیترات در گیاه سیب‌زمینی به ترتیب  $2/3$ ،  $21/5$ ،

$10/2$  و  $6/0$  میلی‌گرم بر کیلوگرم بدست‌آمد. کمترین میزان

باقی‌مانده نیترات سیب‌زمینی به میزان  $2/3$  میلی‌گرم بر

کیلوگرم در مزرعه شماره 9 به دست آمد. بیشترین آن نیز

در مزرعه شماره 2 به میزان  $21/5$  میلی‌گرم بر کیلوگرم

حاصل شد. رابطه بین باقی‌مانده نیترات در غده

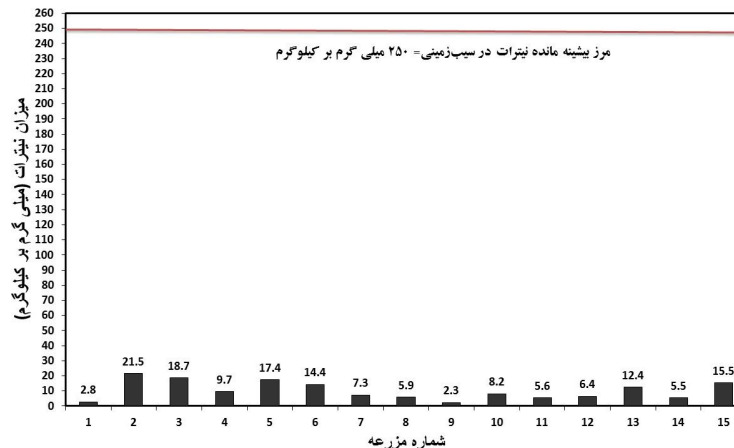
سیب‌زمینی (به عنوان پارامتر وابسته) و آب و کود اوره

مصرفی (به عنوان پارامترهای مستقل)، رابطه خطی با

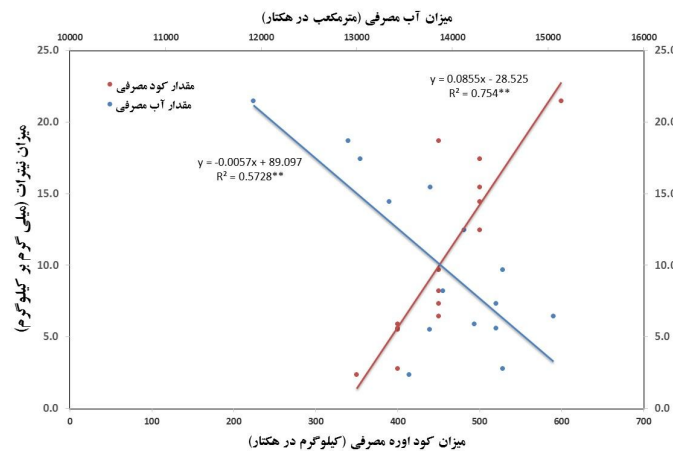
ضریب همبستگی بالا بود. این رابطه در شکل 6 ارائه شده‌است. با افزایش میزان آب مصرفی مقدار تجمع نیترات در غده سیب‌زمینی کاهش ولی با افزایش مقدار کود اوره مصرفی مقدار تجمع نیترات افزایش یافت. ضریب همبستگی هر دو رابطه در سطح 1 درصد معنی‌دار شد. موسسه استاندارد و تحقیقات صنعتی ایران، استاندارد ملی ایران (1400) مرز بشینه مانده نیترات در محصول سیب‌زمینی را 250 میلی‌گرم بر کیلوگرم وزن تر اعلام نموده است. مشاهده می‌گردد که میزان نیترات باقی‌مانده در غده‌های سیب‌زمینی در مزارع انتخابی بر مبنای

نوع خاک و پهاش آن، تنش رطوبتی، زمان برداشت محصول (صبح یا عصر)، فصل برداشت، نحوه نگهداری محصول پس از برداشت می‌باشد. (کلادیوکو، 2004). بین غلظت نیترات در محیط و مقدار تجمع نیترات گیاهی رابطه مستقیمی وجود دارد و مهم ترین عامل محیطی مؤثر بر تجمع نیترات مقدار یون نیترات قابل دسترس می‌باشد (پیرصاحب و همکاران، 1391).

استاندارد ملی ایران کمتر از مرز بیشینه نیترات می‌باشد. نتایج این تحقیق با نتایج تحقیقات بختیار (2004)؛ اریبھی و همکاران (1998) و بزرگری باروق و گرانمایه (1393) مطابقت داشت. تجمع نیترات در گیاهان تحت تأثیر عوامل محیطی و ژنتیکی مانند، مدیریت متفاوت زراعی (مقدار، نوع، دفعات کوددهی، سامانه آبیاری)، شرایط اقلیمی (مقدار و شدت تابش نور)، رقم، جنس، نوع و سن گیاه،



شکل 5- میزان باقی مانده نیترات در غده سیب زمینی



شکل 6- رابطه رگرسیونی بین باقی مانده نیترات در غده سیب زمینی با مقادیر آب و کود مصرفی

16/0 میلی گرم بر کیلوگرم در مزرعه شماره 2 به دست آمد و بیشترین آن نیز در مزرعه شماره 7 به میزان 77/8 میلی گرم بر کیلوگرم حاصل شد. رابطه بین باقی مانده نیترات در میوه گوجه فرنگی (به عنوان پارامتر وابسته) و آب و کود اوره مصرفی (به عنوان پارامترهای مستقل) در

میزان باقی مانده نیترات در میوه گوجه فرنگی در شکل 7 ارائه شده است. حداقل، حداکثر، میانگین و انحراف معیار غلظت نیترات در گیاه گوجه فرنگی به ترتیب 16/0، 77/8، 45/1 و 22/6 میلی گرم بر کیلوگرم بدست آمد. کمترین میزان باقی مانده نیترات گوجه فرنگی به میزان

همکاران (1384)، رضائیان (1385) و عباسی و ظریفیان سبحانی (1387) مطابقت داشت. درویش و همکاران (2002) کاربرد کود و آب اضافی را دلیل اصلی آلودگی آب و خاک بیان نمودند. میانگین سطوح نیترات در محصولات مختلف مصرفی کشورهای مختلف، روند متفاوتی نشان داده است (چونگ و همکاران، 2003). به منظور انجام رگرسیون گام به گام، باقی مانده نیترات به عنوان متغیر وابسته و مقادیر آب و کود به عنوان متغیر مستقل در نظر گرفته شدند. نتایج در جدول 7 حاکی از آنست که مقدار کود اوره مصرفی اثر مستقیم و بیشترین سهم را در باقی مانده نیترات در دو محصول سیب زمینی و گوجه فرنگی داشته است ولی میزان آب مصرفی اثر عکس داشته است.

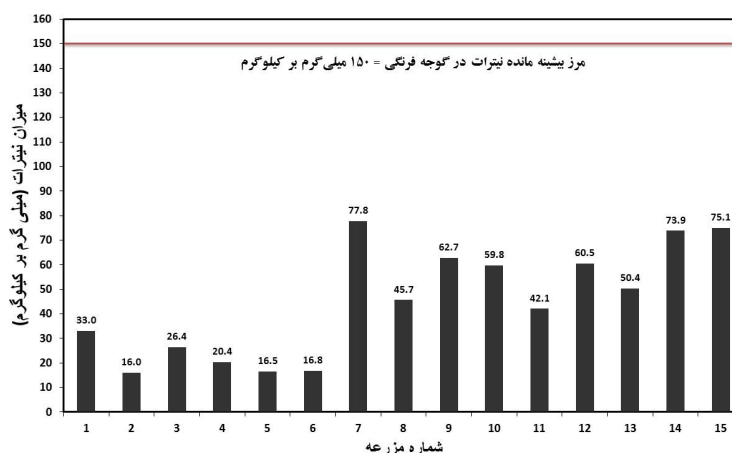
شکل 8 ارائه شده است. مشاهده می گردد که با افزایش میزان کود اوره مصرفی، میزان باقی مانده نیترات در گوجه فرنگی افزایش یافته است. مقدار ضریب همبستگی برابر با 0/877 بود که در سطح یک درصد از نظر آماری معنی دار بود ولی رابطه میزان باقی مانده نیترات گوجه فرنگی با میزان آب مصرفی از نظر آماری معنی دار نگردید (شکل 8). موسسه استاندارد و تحقیقات صنعتی ایران، استاندارد ملی ایران (1400) مرز بیشینه مانده نیترات در محصول گوجه فرنگی را 150 میلی گرم بر کیلوگرم وزن تر اعلام نموده است. ملاحظه می گردد که میزان نیترات باقی مانده در گوجه فرنگی در مزارع انتخابی بر مبنای استاندارد ملی ایران کمتر از مرز بیشینه نیترات می باشد. نتایج این تحقیق با نتایج تحقیقات ملکوتی و

جدول 7- نتایج رگرسیونی بین باقی مانده نیترات در غده سیب زمینی و گوجه فرنگی با متادیر آب و کود مصرفی

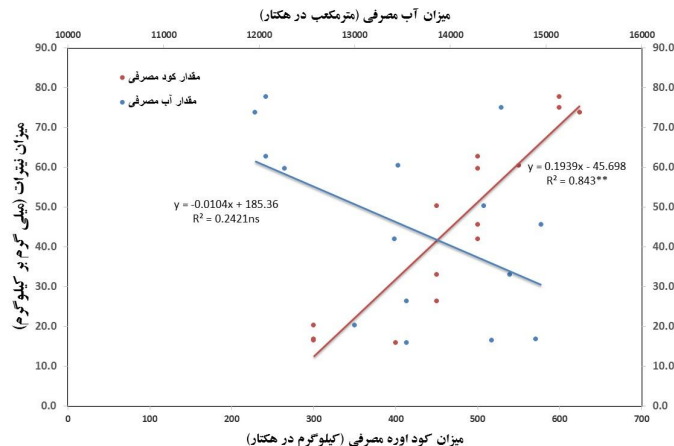
معادله رگرسیونی	ضرایب استاندارد شده	ضریب تبیین
$NO_3\text{-Potato} = 89.097 - 0.006 X_1$	$X_1 = -0.748$	$R^2 = 0.573^{**}$
$NO_3\text{-Potato} = -28.555 + 0.086 X_2$	$X_2 = 0.868$	$R^2 = 0.754^{**}$
$NO_3\text{-Potato} = 21.368 - 0.003 X_1 + 0.064 X_2$	$X_1 = -0.384, X_2 = 0.647$	$R^2 = 0.852^{**}$
$NO_3\text{-Tomato} = 185.36 - 0.01 X_1$	$X_1 = -0.492$	$R^2 = 0.242^{ns}$
$NO_3\text{-Tomato} = -45.698 + 0.194 X_2$	$X_2 = 0.918$	$R^2 = 0.843^{**}$
$NO_3\text{-Tomato} = -5.015 - 0.003 X_1 + 0.183 X_2$	$X_1 = -0.124, X_2 = 0.885$	$R^2 = 0.854^{**}$

X1 و X2 بترتیب میزان آب و کود مصرفی می باشد.

\*\* و ns به ترتیب بیانگر اختلاف معنی دار در سطوح احتمال 1 درصد و عدم اختلاف معنی دار می باشد.



شکل 7- میزان باقی مانده نیترات در میوه گوجه فرنگی



شکل 8- رابطه رگرسیونی بین باقی‌مانده نیترات در گوجه‌فرنگی با مقادیر آب و کود مصرفی

### نتیجه‌گیری

به میزان ماده آلی خاک باید تعیین و از مصرف بی‌رویه کودهای نیتروژنی که باعث تجمع نیترات در محصولات زراعی و به ویژه سیب‌زمینی و گوجه‌فرنگی می‌شود خودداری گردد. مصرف کودها بایستی متعادل و مطابق با میزان برداشت، نوع محصولات و عملکرد آنها باشد. به طور کلی با اضافه کردن تعداد دفعات تقسیط کودهای نیتروژنی و مصرف کودهایی نظیر اوره با پوشش گوگردی، کارایی استفاده از نیتروژن و کیفیت محصولات تولیدی افزایش یافته و نهایتاً از میزان آلودگی آب‌های زیرزمینی به نیترات (به خصوص در مناطقی که سطح آب‌های زیرزمینی بالاست) و تجمع نیترات در محصولاتی مانند سیب‌زمینی و گوجه‌فرنگی کاسته شود و این امر در ارتقاء سلامت جامعه نقش بسیار مثبتی خواهد داشت.

مصرف آب آبیاری در اکثر مزارع زیاد بود و باید کاهش داده شود. این کاهش می‌تواند با طراحی مناسب و بهینه سامانه‌های آبیاری سطحی موجود و یا تغییر روش آبیاری سطحی به سامانه‌های آبیاری نوین (به خصوص آبیاری قطره‌ای) اتفاق افتد. به دلیل پویایی بسیار زیاد کودهای نیتروژنی، مصرف آنها حتماً به صورت چند باره (تقسیم) مطابق با حداکثر زمان نیاز گیاه انجام گیرد تا ضمن حفظ محیط زیست، کارایی جذب آنها افزایش و اثر بخشی نیز بیشتر شود. تقسیط می‌تواند به این صورت باشد که یک چهارم تا یک سوم همزمان با کاشت و مابقی به صورت سرک در خاک‌های سنگین در دو نوبت، در خاک‌های متوسط در سه نوبت و در خاک‌های شنی تا چهار نوبت مصرف شود. ضمناً میزان مصرف کود با توجه

### فهرست منابع:

1. امامی، ع. 1375. روشهای تجزیه شیمیایی گیاه (جلد 1). نشریه فنی شماره 982، وزارت جهادکشاورزی، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، موسسه تحقیقات خاک و آب.
2. برزگری باروق، ق و گرنامه‌ی، ج. 1393. بررسی میزان تجمع نیترات در محصول خیار. سومین کنفرانس ملی کشاورزی ارگانیک و مرسوم، دانشگاه محقق اردبیلی. 5 صفحه.

3. پیرصاحب، م. رحیمیان، س. و پاسدار خشک‌ناب، ی. 1391. مقدار نیترات و نیتريت در سبزیجات و صیفی‌جات مصرفی شهر کرمانشاه. مجله دانش علوم پزشکی کرمانشاه، دوره 16، شماره 1، صفحات 76 تا 83.
4. دهقانی، م. و مشایخی، پ. 1397. بررسی تاثیر آبشویی نیترات از منابع کودی بر آبهای زیرزمینی تحت رژیم‌های آبیاری. هفتمین کنفرانس ملی مدیریت آب ایران، دانشگاه یزد. 6 صفحه.
5. رضائیان باجگیران، س. 1385. بررسی وضعیت تجمع نیترات در سبزی و صیفی شهرستانهای مشهد، نیشابور و سبزوار. گزارش نهایی طرح تحقیقاتی، سازمان جهاد کشاورزی و مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی خراسان رضوی. 26 صفحه.
6. رنجبر، الف، رحیمی خوب، ع. وراوی پور، م. و ابراهیمیان طالشی، ح. 1396. بررسی توزیع نیترات و آمونیوم در زیر جویچه و پشته و جذب نیتروژن توسط ذرت در شرایط کاربرد مقادیر مختلف کود اوره. تحقیقات آب و خاک ایران، جلد 48، شماره 4، صفحات 891 الی 904.
7. زلفی باوربانی، م. رشیدی، ن. نوروزی، م. بیات، پ. 1398. اثرات متقابل نیتروژن و آب آبیاری بر عملکرد و کارایی مصرف آب و نیتروژن در گوجه فرنگی در استان بوشهر. فصلنامه علمی پژوهشی مهندسی آبیاری و آب ایران، شماره 35، بهار 1398. 168 الی 181.
8. سلیسپور، م. و م. ر. ممیزی. 1385. مدیریت مصرف نیتروژن در محصولات سبزی و صیفی. انتشارات مرز دانش، 183 صفحه.
9. طباطبایی، س. ج. و م. ج. ملکوتی. 1376. اثر مقادیر مختلف اوره و تاثیر متقابل آن با فسفر و پتاسیم بر عملکرد و تجمع نیترات در سیب‌زمینی. مجله علمی پژوهشی خاک و آب، جلد 11، شماره 1، موسسه تحقیقات خاک و آب، تهران، ایران.
10. عباس زاده، م. و ظریفیان سبحانی، ر. 1387. بررسی تجمع نیترات در گوجه فرنگی بر اثر مصرف کودهای ازته. اولین کنگره ملی فناوری تولید و فرآوری گوجه فرنگی، مشهد، 6 صفحه.
11. علی احيائي، م. و بهبهانی، ع. آ. 1372. روشهای تجزیه شیمیایی خاک و آب (جلد اول). نشریه فنی شماره 893، وزارت جهادکشاورزی، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، موسسه تحقیقات خاک و آب کشور.
12. علی احيائي، م. 1376. روشهای تجزیه شیمیایی خاک (جلد دو). نشریه فنی شماره 1024، وزارت جهادکشاورزی، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، موسسه تحقیقات خاک و آب کشور.
13. لشکری پور، غ. و م. غفوری. 1381. بررسی وضعیت نیترات در آبهای زیرزمینی مشهد، مجله آب و فاضلاب، شماره 41، صفحات 2 تا 7.
14. لطیف، م.، س. ف. موسوی، م. افیونی و س. ولایتی. 1384. بررسی آلودگی نیترات و منشایابی آن در آبهای زیرزمینی دشت مشهد. مجله علوم کشاورزی و منابع طبیعی، سال 12، شماره 2، خرداد- تیر 1384، صفحات 21 تا 31.
15. ملکوتی، م. ج. و س. ج. طباطبایی. 1377. استفاده از کودهای آلی و شیمیایی برای افزایش تولید و کنترل غلظت نیترات در غده های سیب‌زمینی در ایران. شورای عالی سیاستگذاری کاهش مصرف سموم و کودهای شیمیایی، نشر آموزش کشاورزی، معاونت تات وزارت جهاد کشاورزی، کرج، ایران.
16. ملکوتی، م. ج. و م. ن. غیبی. 1379. تعیین حد بحرانی عناصر غذایی موثر در خاک، گیاه و میوه. نشر آموزش کشاورزی. 92 صفحه.

17. ملکوتی، م.ج.، الف. بای بوردی، و س.ج. طباطبایی. 1383. مصرف بهینه کود گامی موثر در افزایش عملکرد، بهبود کیفیت و کاهش آلاینده‌ها در محصولات سبزی و صیفی و ارتقای سطح سلامت جامعه. نشر علوم کشاورزی، چاپ اول، 338 صفحه.
18. ملکوتی، م.ج.، الف. نوری، س. سماواتی و م. بصیرت. 1384. علل تجمع نترات در سبزیهای میوه ای (خیار، گوجه‌فرنگی و ...) و روشهای کنترل آن. نشریه فنی شماره 414، انتشارات سینا، وزارت جهاد کشاورزی، موسسه تحقیقات خاک و آب، تهران، ایران.
19. موسسه استاندارد و تحقیقات صنعتی ایران، استاندارد ملی ایران. 1400. مرز بیشینه مانده نترات در محصولات کشاورزی ، شماره 16596.
20. نیک عمل لاریجانی، ن. حسن اقلی، ع. مشعل، م. و لیاقت ع. 1390. تعیین میزان انتقال نترات در دو بافت خاک در نتیجه کاربرد کودهای آلی (مرغی، گاوی و لجن فاضلاب). نشریه آب و خاک، دوره 25، شماره 4، صفحات 708 الی 718.
21. یزداندوست همدانی، م. 1379. بررسی ارتباط مقدار مصرف ازت با تجمع نترات در ارقام سیب‌زمینی. گزارش نهایی طرح تحقیقاتی، مرکز تحقیقات کشاورزی همدان، بخش تحقیقات اصلاح و تهیه نهال و بذر، 19 صفحه.
22. یگانه، م. ک. بازرگان، م. سمائی، م. فیض اله زاده امینی و ش. طباطبایان. 1397. بررسی میزان باقی‌مانده نترات در سیب زمینی مناطق عمده تولید کشور و میدان مرکزی میوه و تره بار تهران. نشریه پژوهش‌های خاک (علوم خاک و آب)، الف، جلد 32، شماره 4، صفحات 471 تا 483.
23. Babiker, I. S. 2004. "Assessment of groundwater contamination by nitrate leaching from intensive vegetable cultivation using geographical information system", *Environment International*, 2004, 29 (8): 1009- 1017.
24. Brian, J., Bohman Carl, J. Rosen David, J. Mulla. 2019. Impact of variable rate nitrogen and reduced irrigation management on nitrate leaching for potato. *J. Environ. Qual.*, 49:281–291.
25. Chung, S.Y., J.S. Kim, M. Kim, M.K. Hong, J.O. Lee, C.M. Kim, and I.S. Song. 2003. Survey of nitrate and nitrite contents of vegetables grown in Korea. *Food Additives & Contaminants*, 20(7): 621-628.
26. Darwish. T., T. Atallah, M. Elkhatb, and S. Hajasan. 2002. Impact of irrigation and fertigation on  $\text{NO}_3$  leaching and soil-ground water contamination in Lebanon. 17th WCSS, 14-21 August 2002, Thailand.
27. Errebhi, M., C.J. Rosen, S.C. Gupta, and D.E. Birong. 1998. Potato yield response and nitrate leaching as influenced by nitrogen management. *Agron.J.* 90: 10-15.
28. Khan, M., Khani, M.J. Sarwar, T. and Khan, M.J. 2019. Simulation of Nitrate Leaching under Different Irrigation Deficit and Nitrogen Levels in Tomato Crop using HYDRUS 1-D. *Sarhad Journal of Agriculture*. 35(1): 126-133.
29. Kladvivko, E.J. 2004. "Nitrate leaching to subsurface drains as affected by drain spacing and changes in crop production system", *Journal of Environmental Quality*, 2004, 33(5): 1803- 1813.
30. Malak A.E.R. and E.A. Al-Ashkar. 2007. "The Effect of Different Fertilizers on the Heavy Metals in Soil and Tomato Plant", *Australian Journal of Basic and Applied Sciences*, 1(3): 300-306.
31. Roberts, S., W.H. Weaver, J.P. Phelps. 1982. Effect of rate and time of fertilization on nitrogen and yield of Russet Burbank potatoes in a sandy soil. *Agron. J.* 69: 251-257.

32. Singandhupe, R.B., G.G.S.N. Rao, N.G. Patial and P.S. Brahmanand. 2003. "Fertigation studies and irrigation scheduling in drip irrigation system in tomato crop (*Lycopersicon esculentum* L.)", *Europ. J. Agronomy* 19, 327-340.
33. Wang Q, F. Li, E. Zhang, G. Li, and M. Vance. 2012. The effects of irrigation and nitrogen application rates on yield of spring wheat (longfu-920), and water use efficiency and nitrate nitrogen accumulation in soil. *Austr J Crop Sci.*, 6:662-672.
34. Zegbe-Dominguez, J.A., M.H. Behboudian, A. Lang and B.E. Clothier. 2003. " Water relation, growth, and yield of processing tomatoes under partial rootzone drying", *Scientia Hort*, 98: 505-510.
35. Zotarelli, L., J.M. Scholberg, M.D. Dukes, R.M. Carpena, and J. Icerman. 2009. " Tomato yield, biomass accumulation, root distribution and irrigation water use efficiency on a sandy soil, as affected by nitrogen rate and irrigation cheduling", *Agricultural Water Management* 96, 23 – 34.



## مقایسه سه روش عصاره‌گیری مقادیر قابل دسترس فلزات سنگین مس، کادمیم، سرب و نیکل برای گیاه گندم در خاک‌های متأثر از شوری در استان خوزستان

میثم رضائی<sup>1</sup>، کامبیز بازرگان، کریم شهبازی و وحیداله جهان‌دیده مهجن آبادی

استادیار مؤسسه تحقیقات خاک و آب، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، کرج، ایران؛ Meisam.rezaei1@gmail.com

دانشیار مؤسسه تحقیقات خاک و آب، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، کرج، ایران؛ bazargan\_k@yahoo.com

دانشیار مؤسسه تحقیقات خاک و آب، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، کرج، ایران؛ shahbazikarim@yahoo.com

محقق مؤسسه تحقیقات خاک و آب، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، کرج، ایران؛ Vahid.jahandideh67@gmail.com

دریافت: 99/12/13 و پذیرش: 1400/7/4

### چکیده

اطلاعات در باره ارزیابی آلودگی خاک و کاربرد عصاره‌گیرهای مناسب برای تعیین مقادیر قابل استفاده گیاه از فلزات سنگین در خاک‌های آهکی و شور کشور محدود است. از این رو، این پژوهش با هدف بررسی تأثیر شوری و مقایسه عصاره‌گیرهای EDTA pH 4.65، EDTA pH 8.6 و DTPA pH 7.3 در تعیین مقادیر قابل استفاده گیاه از فلزات سنگین شامل مس، کادمیم، سرب و نیکل در خاک‌های آهکی و شور استان خوزستان انجام شد. تعداد 63 نمونه خاک از اراضی زیر کشت گندم در این استان جمع‌آوری و در آنها گیاه گندم در شرایط گلخانه و با استفاده از طرح کاملاً تصادفی در سه تکرار کشت شد. با توجه به محدودیت شوری خاک‌ها، آبخوبی متوالی به میزان دو برابر تخلل در هر خاک انجام شد. مقادیر قابل استفاده گیاه از مس، کادمیم، سرب و نیکل در خاک‌ها با عصاره‌گیرهای مذکور قبل و بعد از آبخوبی اندازه‌گیری شد. نتایج نشان داد که عصاره‌گیر DTPA pH 7.3 کمترین مقادیر و EDTA pH 4.65 بیشترین مقادیر عناصر سنگین را استخراج نمودند. کاهش شوری بر اساس نوع فلز و عصاره‌گیر تأثیر متفاوتی بر استخراج فلزات سنگین مس، نیکل، کادمیم و سرب داشت و غلظت‌های استخراج شده عناصر از روند یکنواختی تبعیت نمودند. همبستگی مثبت معنی‌داری بین مس استخراج شده با هر سه عصاره‌گیر و غلظت مس گیاه وجود داشت. این همبستگی برای عصاره‌گیر DTPA pH 7.3 ( $P \leq 0/01$   $r = 0/32$ ) بیشتر از عصاره‌گیرهای EDTA pH 4.65 ( $P = 0/05$   $r = 0/27$ ) و EDTA pH 8.6 ( $P \leq 0/05$   $r = 0/25$ ) بود. برای عناصر کادمیم و سرب تنها با عصاره‌گیر DTPA همبستگی مثبت و معنی‌داری (به ترتیب  $P \leq 0/01$   $r = 0/33$  و  $P \leq 0/05$   $r = 0/28$ ) به‌دست آمد. برای نیکل با هیچ یک از عصاره‌گیرها همبستگی معنی‌داری مشاهده نشد. بر اساس نتایج، به نظر می‌رسد عصاره‌گیر DTPA را می‌توان به‌عنوان مناسب‌ترین عصاره‌گیر برای تعیین مس قابل استفاده گندم در خاک‌های آهکی و شور خوزستان معرفی کرد. اما، با در نظر گرفتن شوری خاک، آبخوبی مورد نیاز، و همبستگی ضعیف کادمیم، سرب و نیکل با عصاره‌گیرهای این مطالعه، ارزیابی آنها نیازمند انجام مطالعات تکمیلی است.

واژه‌های کلیدی: خاک‌های آهکی، عصاره‌گیر فلزات سنگین، شوری خاک، نی.دی.تی، دی.تی، تی.پی.

<sup>1</sup> نویسنده مسئول، آدرس: کرج، میدان استاندارد، جاده مشکین دشت، بلوار امام خمینی (ره)، مؤسسه تحقیقات خاک و آب.

## مقدمه

(ورود به گیاه و نیز آب زیرزمینی) می‌شود (آکوستا و همکاران، 2011؛ چو و همکاران، 2015). در سال‌های اخیر از عصاره‌گیرهای مختلفی به منظور تعیین مقادیر قابل استفاده عناصر سنگین در خاک استفاده شده است (بابایی بافقی و همکاران، 1396). عصاره‌گیرهای رقیق مثل آب و محلول نمکی خنثی معمولاً برای استخراج مقدار واقعی فلزات بسیار ضعیف‌اند، بنابراین این عصاره‌گیرها ممکن است قادر به تخمین قابلیت جذب و مقدار باقی مانده بر روی مکان‌های تبادلی نباشند (کم برآورد). از طرفی عصاره‌گیرهای قوی مثل اسیدهای معدنی، احتمالاً شرایط خاک را شدیداً تغییر می‌دهند و کانی‌های خاک را حل می‌کنند، بنابراین مقدار فلزی که این عصاره‌گیرها استخراج می‌کنند ارتباط خیلی کمی با مقدار قابل جذب برای گیاهان خواهد داشت (بیش برآورد) (بازرگان و همکاران، 1392). در میان تعداد زیاد عصاره‌گیرها، EDTA، DTPA و نمک‌های خنثی به-طور گسترده استفاده و یا پیشنهاد شده‌اند (وانگ و همکاران، 2006؛ جلالی و خانلری، 2008).

ارزش هر عصاره‌گیر به میزان همبستگی بین مقدار عنصر استخراج شده با آن و مقدار جذب همان عنصر در گیاه بستگی دارد؛ در واقع عصاره‌گیر مناسب، محلولی است که بالاترین ضریب همبستگی را با مقدار عنصر جذب شده توسط گیاه و سایر پاسخ‌های گیاهی نشان دهد (متقیان و همکاران، 1392؛ بابایی بافقی و همکاران، 1396). اطلاعات زیادی در مورد همبستگی مقادیر غلظت عناصر در گیاه با مقادیر عصاره‌گیری شده از خاک به دست آمده و روش‌هایی برای گیاهان مختلف و خاک‌های مختلف اعتبارسنجی شده‌اند (متقیان و همکاران، 1392؛ حسین‌پور و متقیان، 1392). متقیان و همکاران (1392) عصاره‌گیر AB-DTPA و مهلیچ 3 را به عنوان عصاره-گیرهای مناسب به منظور تعیین مس قابل استفاده خاک برای گندم در خاک‌های تیمار نشده و تیمار شده با لجن فاضلاب پیشنهاد کردند. منزیس و همکاران (2007) در

آلودگی یکی از معضلات زیان‌باری است که عمدتاً در جریان بهره‌برداری از منابع طبیعی و استفاده از سوخت‌های فسیلی، همچنین جنگ‌ها و انفجار چاه‌های نفت در قرن حاضر به محیط زیست وارد گردیده است. این پدیده با صنعتی شدن و نوگرایی جوامع شدت بیشتری یافته است. 8. خاک، پس از آب و هوا، سومین جزء عمده محیط زیست انسان محسوب می‌گردد که به-شدت تحت تأثیر آلودگی قرار دارد. با توجه به شرایط زندگی امروز بشر، از بین منابع آلاینده خاک‌ها، فلزات سنگین از اهمیت ویژه‌ای برخوردارند؛ زیرا مشکلات زیست‌محیطی زیادی از طریق افزایش غلظت این فلزات در خاک، آب و گیاهان بوجود می‌آید (رحمانیان و حسین‌پور، 1397).

علاوه بر مشکل شوری، موضوع آلاینده‌گی منابع خاک و آب به‌عناصر سنگین در بخش‌هایی از استان خوزستان از اهمیت زیادی برخوردار است که این امر استفاده از خاک‌ها را با مشکل روبه‌رو نموده است (بازرگان و همکاران، 1392؛ نیکفر و همکاران، 1398). برای شناخت موقعیت و شدت این آلودگی‌ها در خاک-های اراضی کشاورزی این استان ضروری است مقادیر این عناصر در خاک اندازه‌گیری شده و پس از آن بر اساس شدت و قابلیت جذب این عناصر برای گیاهان مختلف، محدوده خطر حضور این عناصر تعیین و راهکارهای مدیریتی کاهش این خطرات تبیین گردد (بازرگان و همکاران، 1392).

مقدار فلز سنگین در خاک و جذب آن به‌وسیله گیاه، تحت تأثیر ویژگی‌های خاک از جمله شوری و عوامل گیاهی قرار دارد. گزارش‌ها حاکی از آن است که افزایش شوری و غلظت عناصر شیمیایی در محلول خاک سبب پویایی عناصر سنگین سرب، روی، مس، کروم، نیکل و به‌ویژه کادمیم می‌شود (بیتون و همکاران، 2000؛ دولایینگ و همکاران، 2008). بنابراین شوری سبب افزایش پویایی و ورود عناصر سنگین به زنجیره غذایی

کبالت، کادمیم، مس، آهن، منگنز، نیکل، سرب، استرانسیم، اورانیم و روی گزارش شده است و این فلزات می‌توانند جایگزین کلسیم در کلسایت شوند (بازرگان و همکاران، 1392). بنابراین ممکن است در آزمایش خاک مقدار کل فلز سنگین بالا باشد ولی این مقدار در دسترس گیاه نبوده و گیاه قادر به جذب آن نباشد (بایبی بافقی و همکاران، 1396). برخی محققان معتقدند که اندازه‌گیری غلظت قابل استفاده عناصر سنگین خاک با استفاده از عصاره‌گیرهای شیمیایی، پیش‌بینی حرکت فلز از خاک به گیاه را بهتر از مقادیر غلظت کل ارزیابی می‌کند (وانگ و همکاران، 2006). این امر بسته به شرایط خاک و نوع گیاه متفاوت بوده و لذا عصاره‌گیرهای مختلفی بسته به عوامل دخالت دهنده شوری باید مورد آزمایش قرار گیرند.

همانطور که بیان شد مشکلات ناشی از آلودگی خاک به فلزات سنگین در استان خوزستان موجب نگرانی عمومی در مورد آلودگی مواد غذایی و منابع زیست محیطی به‌ویژه در مزارع زیر کشت گیاه گندم شده است. از طرف دیگر، به دلیل شرایط شور منابع خاک و آب و سطح بالای آب زیرزمینی، ارزیابی عصاره‌گیرهای مختلف مناسب جهت تعیین مقادیر قابل استفاده فلزات سنگین و پاسخ‌های گیاه گندم در خاک‌های آهکی و شور این استان محدود است که این امر مشکلاتی را در برآورد دقیق مقدار عناصر سنگین در این خاک‌ها به‌وجود آورده است. بنابراین، این پژوهش با هدف بررسی تأثیر شوری و مقایسه عصاره‌گیرهای EDTA pH 4.65، EDTA pH 8.6 و DTPA pH 7.3 در تعیین مقادیر قابل استفاده فلزات سنگین مس، کادمیم، سرب و نیکل در خاک‌های آهکی و شور استان خوزستان انجام شد. این عصاره‌گیرها بر اساس سایر مطالعات انجام شده برای برآورد مقادیر قابل استفاده فلزات سنگین در خاک‌های مختلف انتخاب (وانگ و همکاران، 2006؛ جلالی و خانلری، 2008؛ متقیان و همکاران، 1392؛ حسین‌پور و متقیان، 1392) و همچنین بر اساس متداول بودن و کم هزینه بودن انتخاب شده‌اند.

تخمین عناصر سنگین، انواع عصاره‌گیرها را مورد آزمایش قرار دادند (104 مطالعه و 4500 اطلاعات نقطه‌ای جمع آوری شد). نتایج آنها نشان داد که نمک‌های طبیعی به‌عنوان عصاره‌گیر بهترین رابطه را بین مقدار عناصر سنگین موجود در خاک و میزان تجمع این عناصر در بافت گیاهی داشتند. از شش رابطه امتحان شده برای نمک‌های طبیعی، ترکیبات یک مولار استات آمونیم برای کادمیم، یک مولار نترات آمونیم برای کادمیم، 0/1 مولار نترات سدیم برای روی و 0/01 مولار کلرید کلسیم برای کادمیم ضریب همبستگی بیش از 0/50 و یک مولار نترات آمونیم برای روی و نیکل ضریب همبستگی 0/41 را نشان دادند. حسین‌پور و متقیان (1392) چند روش عصاره‌گیری را برای برآورد مقدار روی قابل استفاده آفتابگردان در خاک‌های آهکی آلوده به فلزات سنگین مورد آزمایش قرار دادند. این محققان همبستگی معنی‌داری بین روی استخراج شده با DTPA-TEA و غلظت و جذب روی در گیاه ( $r=0/78$ ) و بین روی عصاره‌گیری شده مهلیچ 3 با غلظت ( $r=0/68$ ) و جذب روی در گیاه ( $r=0/80$ ) را گزارش دادند و نتیجه گرفتند که عصاره‌گیر DTPA-TEA و مهلیچ 3 توانایی برآورد روی قابل استفاده آفتابگردان در خاک‌های آلوده را دارا هستند.

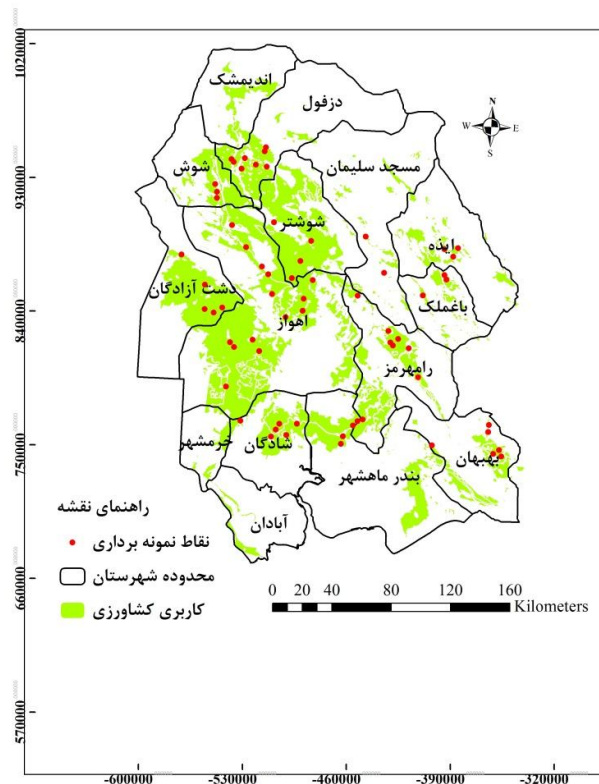
بخش زیادی از خاک‌های استان خوزستان آهکی و شور بوده که تأثیر زیادی بر pH خاک و در نتیجه رفتار فلزات سنگین دارد. همچنین 19 درصد اراضی کشاورزی استان خوزستان دارای شوری 4-16 دسی زیمنس بر متر، 31 درصد دارای شوری 16-32 دسی زیمنس بر متر و 31 درصد دارای شوری بیش از 32 دسی زیمنس بر متر می‌باشند (سعادت و همکاران، 1399). گزارش شده است که در استان خوزستان گندم در خاک‌های شور تا مقادیر 22/5 دسی زیمنس بر متر کشت می‌شود (گوشه و جعفرنژادی، 1398). فلزات سنگین ممکن است با کربنات رسوب کرده و وارد ساختمان آن شوند. یون‌های فلزات سنگین ممکن است بر فرآیندهای رسوب کربنات اثر بگذارند. بیشترین تمایل برای واکنش با کربنات در مورد

## مواد و روش تحقیق

### تعیین ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک‌ها

تعداد 63 نمونه خاک مرکب سطحی (عمق صفر تا 30 سانتیمتری) از مناطق مختلف کاربری کشاورزی با سابقه چندین ساله کشت گندم در سطح استان خوزستان جمع‌آوری شد (شکل 1). کلیه نمونه‌ها به‌منظور آزمایش‌های فیزیکی، شیمیایی هواخشک گردیده و از الک 2 میلیمتری عبور داده شدند. مقدار کربنات کلسیم معادل به روش خشتی‌سازی آهک با اسید و تیتراسیون اسید

اضافی با سود (نلسون، 1989)، کربن آلی خاک به روش اکسیداسیون تر مواد آلی با اسید کرومیک و تیتراسیون برگشتی با فرو آمونیوم سولفات (واکلی و بلک، 1934) و ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC) با استفاده از روش چاپمن (چاپمن، 1965) اندازه‌گیری شدند. مقدار pH خاک گل اشباع و قابلیت هدایت الکتریکی (EC) خاک در عصاره گل اشباع اندازه‌گیری شدند (پیچ، 1982). فسفر قابل استفاده خاک نیز به روش اولسن اندازه‌گیری گردید (اولسن و سومرس، 1982).



شکل 1- موقعیت مکانی نقاط نمونه‌برداری در استان خوزستان

اندازه‌گیری نیکل، مس، سرب و کادمیم قابل استفاده در خاک‌ها

عصاره‌گیری نمونه‌های اولیه و اندازه‌گیری نیکل، مس، سرب و کادمیم قابل استفاده در خاک‌ها با

استفاده از عصاره‌گیرهای DTPA pH 7.3 (پیچ، 1982)، EDTA pH 4.65 (سیلانپا و جانسون، 1992) و pH 8.6

EDTA (تریوپیلر و لیندسی، 1969) و دستگاه ICP انجام شد.

### آبشویی خاک‌های شور

نمونه‌های خاک اگرچه از مزارع تحت کشت گندم استان خوزستان تهیه گردیده بود ولی تعدادی از نمونه‌های برداشت شده به دلیل برداشت پس از کشت گندم در سطح استان، قابلیت هدایت الکتریکی بالایی داشتند. با این شرایط کشت گلدانی گندم در این خاک‌ها یا امکانپذیر نبود و گیاه با تنش شدید شوری مواجه می‌شد. بنابراین تصمیم گرفته شد که کلیه نمونه خاک‌ها در گلدان آبشویی و سپس کشت در آنها انجام شود. برای این کار ابتدا نمونه‌های خاک درون گلدان ریخته شد و طبق محاسبات به اندازه ظرفیت زراعی آب شهری دارای هدایت الکتریکی کمتر 0/8 دسی زیمنس بر متر به آنها اضافه گردید. سپس با مقدار آب مورد نظر برای شستشو یعنی به اندازه 2 برابر حجم آب مورد نیاز برای اشباع (2 pore volumes) آبشویی شدند. عمل شستشو طی دوبار متوالی انجام گرفت و در طول این کار روی گلدان‌ها پوشانده شد تا از تبخیر جلوگیری شود.

### آماده‌سازی گلدان‌ها و کاشت گیاه گندم

یک آزمایش در قالب طرح کاملاً تصادفی با سه تکرار در گلخانه مؤسسه تحقیقات خاک و آب به اجرا درآمد. مقدار 5 کیلوگرم از هر خاک شستشو شده، خشک گردیده و پس از کوبیدن دوباره و عبور از الک 8 میلیمتری درون گلدان‌های 7/5 کیلوگرمی ریخته شد. در این مرحله به منظور جلوگیری از تأثیر منفی ناشی از کمبود مواد غذایی به‌ویژه فسفر، با توجه به نتایج اندازه‌گیری میزان فسفر قابل جذب در هر نمونه و توصیه مؤسسه تحقیقات خاک و آب (ملکوتی و غیبی، 1379)، به خاک‌های دارای فسفر کمتر از 10 میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک مقدار کود فسفوری لازم از منبع سوپر فسفات تریپل اضافه و سپس به‌طور کامل با خاک مخلوط گردید.

بذر گندم رقم پیشتاز با استفاده از الکل 96 درصد به مدت 30 ثانیه و محلول رقیق (5 درصد) هیپوکلریت

سدیم به مدت 5 دقیقه ضد عفونی و جهت حذف هیپوکلریت سدیم باقیمانده بر سطح بذور، چندین مرتبه با آب مقطر استریل شستشو شدند. بذرها ضد عفونی شده گندم به صورت یکنواخت بر روی محیط آب-آگار درون پتری‌دیش‌های شیشه‌ای پخش و پس از چند روز خوابانیدن در دمای 25 درجه سانتیگراد (درون انکوباتور) جوانه‌دار شدند. تعداد 10 بذر جوانه‌دار گندم در هر گلدان در عمق حدود 1 سانتیمتری از سطح کاشته شدند. عمل تنک کردن 15 روز پس از کاشت صورت گرفت و تعداد گیاهان موجود در هر گلدان به 6 عدد کاهش یافت. گلدان‌ها در گلخانه با دمای شب/روز حدود  $22/25 \pm 2$  درجه سانتی‌گراد، شدت نور 15000 لوکس و طول روز 12 ساعت به مدت 13 هفته نگه داشته و در طول این مدت روزانه تا رسیدن به ظرفیت زراعی آبیاری شدند (از طریق توزین روزانه گلدان‌ها).

### نمونه‌برداری و اندازه‌گیری عناصر سنگین

پس از 6 هفته اندام هوایی از ناحیه طوقه قطع گردید. به‌منظور برطرف نمودن آلودگی‌های ناشی از گرد و خاک و املاح ناشی از کودپاشی و آبیاری، اندام هوایی با آب مقطر مورد شستشو قرار گرفت. نمونه‌های گیاهی به منظور خشک شدن به مدت 48 ساعت در آون با دمای 70 درجه سانتی‌گراد قرار داده شدند و سپس پودر گردیدند و میزان عناصر سنگین مس، سرب، کادمیم و نیکل آنها پس از هضم به روش خاکستر خشک (کمپیل و پلانک، 1998) با استفاده از ICP تعیین شد.

### تجزیه و تحلیل آماری

تجزیه و تحلیل آماری داده‌ها با استفاده از نرم‌افزار آماری SAS 9.1 و مقایسه میانگین‌ها بر مبنای آزمون LSD در سطح احتمال 5 درصد انجام شد.

### نتایج و بحث

خلاصه آماری برخی از ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک‌های مورد بررسی در جدول 1 ارائه شده است. مقدار رس خاک‌ها از 12 تا 46 درصد، سیلت 24 تا 62 درصد و شن 8 تا 60 درصد متغیر بود. pH خاک‌ها

استفاده و شن زیاد بود. این نتایج می‌تواند به دلیل آن باشد که مزارع تحت مطالعه به‌وسیله عملیات خاکورزی و مقادیر و انواع کودها و اصلاح‌کننده‌های مختلف مدیریت می‌شوند، که می‌تواند تغییرپذیری بالا در برخی از ویژگی‌های خاک را توضیح دهند. مقادیر شوری علاوه بر ویژگی‌های ذاتی خاک‌ها، به دلیل تغییرات مکانی سطح آب زیرزمینی و تبخیر و تعرق و همچنین کیفیت متفاوت آب آبیاری ضریب تغییرات بالا را نشان داد. یثربی و همکاران (2008) نیز مشابه این مطالعه ضریب تغییرات pH خاک را به‌عنوان کم‌ترین ضریب تغییرات در بین ویژگی‌های خاک در جنوب ایران گزارش کردند.

بین 7/01 تا 8/37، کربن آلی بین 0/1 تا 1/42 درصد و ظرفیت تبادل کاتیونی خاک‌ها بین 5/20 تا 25/6 سانتی مول بر کیلوگرم بود. قابلیت هدایت الکتریکی خاک‌ها قبل آیشویی از 0/80 تا 200 دسی زیمنس بر متر و بعد از آیشویی از 0/42 تا 5/63 دسی زیمنس بر متر متغیر بود. مقدار فسفر قابل دسترس از 1/6 تا 35/8 میلی‌گرم در کیلوگرم و کربنات کلسیم معادل خاک‌ها از 24/7 تا 63/2 درصد متغیر بود. بر اساس کلاس تغییرپذیری ضریب تغییرات ویلدینگ (1985)، تغییرپذیری pH کم، کربنات کلسیم معادل، رس و سیلت متوسط و EC قبل و بعد از آیشویی، کربن آلی، ظرفیت تبادل کاتیونی، فسفر قابل

جدول 1- خلاصه آماری برخی از ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک‌های مورد مطالعه

متغیر <sup>a</sup>	واحد	حداقل	حداکثر	میانگین	ضریب تغییرات	چولگی	کشیدگی
pH	-	7/01	8/37	7/43	3/59	0/87	1/23
EC قبل آیشویی	dS/m	0/80	200/00	24/30	176/00	3/05	8/98
EC بعد آیشویی	dS/m	0/43	5/63	1/48	67/40	1/44	2/95
کربن آلی	%	0/10	1/42	0/57	48/20	0/61	0/31
کربنات کلسیم معادل	%	24/70	63/20	42/60	20/20	0/006	-0/458
ظرفیت تبادل کاتیونی	cmol/kg	5/20	25/60	14/50	36/10	0/12	-0/80
فسفر قابل استفاده	mg/kg	1/60	35/80	9/20	77/30	1/72	2/46
رس	%	12/00	46/00	28/00	34/90	0/014	-1/15
شن	%	8/00	60/00	26/60	49/10	0/76	-0/13
سیلت	%	24/00	62/00	45/30	16/30	-0/78	1/26

<sup>a</sup> کلیه ویژگی‌های ارائه شده به استثنای شوری بعد از آیشویی، مربوط به شرایط اولیه خاک‌ها (قبل آیشویی) هستند.

مقادیر عناصر نیکل، کادمیم، سرب و مس عصاره‌گیری شده با روش‌های مختلف تغییرات زیادی را نشان دادند که بیانگر مکانیسم متفاوت عصاره‌گیرها در استخراج این عناصر است. عصاره‌گیر EDTA بدون توجه به ویژگی‌های خاک به‌دلیل داشتن pH کمتر در مقایسه با عصاره‌گیر DTPA مقدار بیشتری از عناصر کم‌مصرف خاک را عصاره‌گیری می‌کند. از طرف دیگر عصاره‌گیر EDTA توانایی استخراج عناصر پیوند یافته با مواد آلی، اکسیدها و بخش‌هایی از عناصر موجود در کانی‌های رسی را دارا است (ساهوکیلو و همکاران، 2003). یکی دیگر از دلایل احتمالی توانایی کمتر DTPA در استخراج عناصر سنگین از خاک‌ها این است که این عصاره‌گیر دارای pH

میانگین مقادیر عناصر سنگین عصاره‌گیری شده در شرایط قبل و بعد از آیشویی در جدول 2 نشان داده شده است. عصاره‌گیر pH 4.65 EDTA مقادیر بیشتری از عناصر نیکل، کادمیم و سرب را در شرایط قبل از آیشویی (شور) و بعد از آیشویی (غیرشور) استخراج کرد، اگرچه عصاره‌گیر DTPA با اختلاف معنی‌داری مقادیر کمتری از این عناصر را استخراج نمود. همچنین عصاره‌گیر EDTA pH 4.65 در شرایط قبل از آیشویی و عصاره‌گیر EDTA pH 8.6 در شرایط بعد از آیشویی بیشترین مقدار مس را استخراج نمودند. به‌طور کلی ترتیب توانایی عصاره‌گیرها در استخراج عناصر سنگین از خاک‌ها به‌صورت EDTA pH 4.65 < pH 8.6 < DTPA بود. همچنین،

EDTA pH 4.65 و به میزان بیشتری به وسیله DTPA و EDTA pH 8.6 استخراج شد. گزارش شده است که به دلیل قدرت یونی بالا در شرایط شور، رهاسازی فلزات سنگین افزایش می‌یابد و پویایی عناصر سنگین با نوع نمک غالب همبستگی بالایی نشان می‌دهد به طوری که کلراید کلسیم و سدیم سبب رهاسازی و پویایی بیشتر کادمیم و سرب، کلراید منیزیم و سولفات سدیم سبب پویایی کادمیم و مس و کربنات‌ها سبب پویایی سرب در خاک می‌شوند (آکوستا و همکاران، 2011). در شرایط شور احتمالاً نمک‌ها با عصاره‌گیرهای استفاده شده تشکیل کمپلکس داده و سبب کاهش رهاسازی عناصر سنگین (به دلیل رقابت) شده‌اند و برعکس در شرایط آبخوبی شده عناصر سنگین در خاک با عصاره‌گیرها کمپلکس بیشتری تشکیل داده‌اند (به دلیل عدم تداخل نمک) و مقادیر بیشتری از آنها استخراج شده است. به نظر می‌رسد بر اساس نوع عصاره‌گیر، عنصر مورد نظر و نوع نمک غالب در خاک شور تأثیر آبخوبی و حذف نمک بر استخراج عناصر سنگین متفاوت است و در این رابطه بررسی‌های دقیق‌تری لازم است.

بافر شده با استفاده از تری اتانول آمین و همچنین حاوی کلراید کلسیم 0/01 مولار است که از انحلال کربنات کلسیم و آزاد شدن عناصر محبوس شده در آن جلوگیری می‌کند (لیندسی، 1979). به طور مشابه، در مطالعه‌ای عصاره‌گیر EDTA سه برابر بیشتر از عصاره‌گیر DTPA عنصر روی را از خاک‌های آهکی استخراج کرد (فلاتاح، 1998).

مقایسه مقادیر عناصر استخراج شده قبل و بعد از آبخوبی خاک‌ها نشان داد که آبخوبی (کاهش شوری) مقادیر استخراج شده عناصر سرب و مس خاک‌ها را به طور معنی‌داری افزایش داد اگرچه پیش‌فرض اولیه ما این بود که در شرایط شور (قبل از آبخوبی) به دلیل وجود یون کلراید و ایجاد کمپلکس‌های پایدار با این عناصر، غلظت آنها در محلول خاک و بنابراین در محلول حاصل از هر روش عصاره‌گیری بیشتر است (بازرگان و همکاران، 1392). حال آنکه با آبخوبی، عصاره‌گیر DTPA مقادیر کمتر و عصاره‌گیر EDTA pH 4.65 مقادیر بیشتری از کادمیم را نسبت به شرایط قبل از آبخوبی استخراج نمود. همچنین پس از آبخوبی نیکل به میزان کمتری توسط

جدول 2- مقایسه میانگین غلظت قابل دسترس عناصر سنگین اندازه‌گیری شده قبل و بعد از آبخوبی خاک‌ها

شرایط عصاره‌گیری	نوع عصاره‌گیری	نیکل	کادمیم	سرب	مس
قبل از آبخوبی	DTPA	0/68f	0/065c	0/97e	1/11f
	EDTA pH 4.65	5/26a	0/992b	6/82b	2/89c
	EDTA pH 8.6	0/99d	0/058c	1/52d	2/76d
بعد از آبخوبی	DTPA	0/85e	0/042d	0/97e	1/17e
	EDTA pH 4.65	4/84b	1/251a	10/51a	3/32b
	EDTA pH 8.6	1/14c	0/067c	2/26c	3/43a

میانگین‌های دارای حروف مشابه با یکدیگر اختلاف معنی‌داری در سطح 0/05 ندارند.

(جدول 3 و 4). کادمیم استخراج شده به وسیله DTPA و EDTA pH 8.6 با EC قبل از آبخوبی همبستگی مثبت و معنی‌داری (مقادیر  $r$  به ترتیب 0/68 و 0/54) را نشان داد، اگرچه همبستگی معنی‌داری با EC بعد از آبخوبی مشاهده

نتایج نشان داد که بین برخی از ویژگی‌های خاک و عصاره‌گیرهای مختلف EDTA pH 4.65، EDTA pH 8.6 و DTPA برای عناصر نیکل، کادمیم، سرب و مس قبل و بعد از آبخوبی همبستگی معنی‌داری وجود دارد

بعد از آیشویی به ترتیب 0/54، 0/45 و 0/45) و کربن آلی بعد از آیشویی (مقادیر همبستگی به ترتیب 0/26، 0/29 و 0/29) مشاهده شد. مقدار رس و ظرفیت تبادل کاتیونی نقش مهمی در جذب سطحی مس در خاک ایفا می‌کند (حسین‌پور و دندان‌مزد، 2010). غلظت یون مس در محلول خاک نسبتاً کم است و قسمت عمده آن به کلونیدهای خاک به‌ویژه مواد معدنی رس و کربن آلی خاک متصل می‌شود (ولسک و پوهانکا، 2018). این نتایج به‌خوبی گویای آن است که هر سه عصاره‌گیر به‌خوبی می‌توانند مس جذب سطحی شده بر روی کلونیدهای رسی را قبل و بعد از آیشویی آزاد کنند. اما به نظر می‌رسد به دلیل عدم همبستگی معنی‌دار قبل از آیشویی و وجود همبستگی مثبت معنی‌دار بعد از آیشویی بین کربن آلی و مس استخراج شده با هر سه عصاره‌گیر بتوان استنباط کرد که شوری زیاد از آزادسازی مس جذب سطحی شده بر روی کلونیدهای آلی ممانعت می‌کند و این خود می‌تواند مشکلاتی را در اندازه‌گیری مقدار دقیق مس قابل استفاده به‌وجود آورد. سینگ (1990) نشان دادند که تشکیل کمپلکس مس-ماده آلی منجر به کاهش مس محلول در عصاره‌گیرها می‌شود. هرچند همبستگی مثبت و معنی‌داری بین مس استخراج شده توسط عصاره‌گیرهای مختلف با مقدار ماده آلی خاک توسط مفتون و همکاران (2003) گزارش شده است.

نیکل عصاره‌گیری شده با هر سه عصاره‌گیر DTPA، EDTA pH 4.65 و EDTA pH 8.6 همبستگی مثبت و معنی‌داری را با ظرفیت تبادل کاتیونی قبل و بعد از آیشویی (مقادیر همبستگی قبل از آیشویی به ترتیب 0/48، 0/36 و 0/44 و بعد از آیشویی به ترتیب 0/51، 0/47 و 0/51) نشان داد. واقتی و همکاران (2016) گزارش کردند که ظرفیت تبادل کاتیونی، مقدار رس و کربن آلی مهم‌ترین ویژگی‌هایی هستند که جذب نیکل در خاک را تحت تأثیر قرار می‌دهند. نتایج ما نشان داد که همبستگی مثبت و معنی‌داری بین نیکل استخراج شده با DTPA و کربن آلی خاک قبل و بعد از آیشویی (مقادیر

نشده. از آنجایی که قبل از آیشویی اکثر خاک‌ها در محدوده شور قرار داشتند و بعد از آیشویی شوری آنها نیز کاهش یافت بنابراین می‌توان نتیجه گرفت که افزایش شوری منجر به افزایش کادمیم استخراج شده با DTPA و EDTA pH 8.6 می‌شود. مطالعات زیادی افزایش غلظت کادمیم متحرک و قابل جذب در فاز محلول را با افزایش غلظت کلرید گزارش کرده‌اند. مطالعات بیتون و همکاران (2002) با استفاده از NaCl نشان داد که غلظت کادمیم در محلول خاک به‌طور خطی با افزایش غلظت کلرید در محلول خاک افزایش می‌یابد. خوشگفتارمنش و همکاران (2004) نیز مشاهده کردند که با افزودن NaCl به خاک، غلظت کادمیم در محلول خاک به‌طور معنی‌داری افزایش یافت. کادمیم استخراج شده به‌وسیله EDTA pH 8.6 با کربنات کلسیم معادل قبل و بعد از آیشویی همبستگی منفی و معنی‌داری (به ترتیب  $r = -0/34$  و  $r = -0/41$ ) را نشان داد، اگرچه کادمیم استخراج شده به‌وسیله EDTA pH 4.65 از همبستگی مثبت و معنی‌داری ( $r = 0/47$ ) با کربنات کلسیم معادل بعد از آیشویی برخوردار بود. کربنات کلسیم یکی از عوامل اصلی جذب کادمیم در خاک‌های آهکی است (مورید، 2014).

بنابراین می‌توان استنباط کرد که عصاره‌گیر EDTA pH 4.65 توانایی استخراج کادمیم ننگه‌داری شده به‌وسیله کربنات کلسیم در خاک‌های آهکی-شور را دارا است. شاید بتوان یکی از دلایل این امر را به pH کمتر این عصاره‌گیر نسبت به عصاره‌گیر EDTA pH 8.6 نسبت داد که با کاهش pH خاک منجر به انحلال کربنات کلسیم و آزادسازی کادمیم می‌شود.

همبستگی مثبت و معنی‌داری بین مس عصاره-گیری شده به‌وسیله هر سه عصاره‌گیر DTPA، EDTA pH 4.65 و EDTA pH 8.6 با ظرفیت تبادل کاتیونی قبل و بعد از آیشویی (مقادیر همبستگی قبل از آیشویی به ترتیب 0/58، 0/55 و 0/70 و بعد از آیشویی به ترتیب 0/54، 0/65 و 0/68)، مقدار رس قبل و بعد از آیشویی (مقادیر همبستگی قبل از آیشویی به ترتیب 0/62، 0/37 و 0/55 و



را نشان می‌دهد. در واقع به‌منظور کاهش تأثیر شوری بر عملکرد و حصول اطمینان از رشد گیاه گندم در عمل و در سطح مزرعه، بهره‌برداران و کشاورزان قبل از کشت اقدام به آبشویی خاک می‌نمایند، بنابراین در این پژوهش نیز قبل از کشت گیاه آبشویی انجام شد. نتایج نشان داد که هیچ یک از چهار عنصر مس، سرب، کادمیم و نیکل گیاه همبستگی معنی‌داری با pH نداشتند. در خصوص عنصر مس گیاه با توجه به همبستگی منفی با کربن آلی خاک ( $r=-0/34$ ) می‌توان اظهار داشت که مواد آلی سبب تشکیل کمپلکس با مس شده و مقادیر این عنصر را به‌طور معنی‌داری از دسترس گیاه خارج می‌سازند (برانت و همکاران، 2008؛ اشتاینبرگ و هاج، 2018).

همبستگی به‌ترتیب 0/46 و 0/32) و نیکل استخراج شده با EDTA pH 8.6 قبل از آبشویی ( $r=0/46$ ) وجود دارد. این نتایج به‌خوبی نشان‌دهنده آن است که عصاره‌گیر DTPA قادر به آزادسازی و اندازه‌گیری نیکل متصل به کلئیدهای آلی در خاک‌های شور و غیر شور می‌باشد. همبستگی بین سرب استخراج شده با هر سه عصاره‌گیر و ویژگی‌های خاک در اکثر موارد غیر معنی‌دار بود. با این وجود سرب استخراج شده با EDTA pH 8.6 قبل از آبشویی و با EDTA pH 4.65 بعد از آبشویی همبستگی مثبت معنی‌داری را با کربن آلی و رس (مقادیر همبستگی به‌ترتیب 0/24 و 0/31) نشان دادند.

جدول 5 همبستگی بین ویژگی‌های خاک‌های شسته شده (بعد از آبشویی) و مقادیر عناصر در گیاه گندم

جدول 3- همبستگی ویژگی‌های خاک‌های شسته نشده (شور-قبل از آبشویی) و مقادیر عناصر استخراج شده با عصاره‌گیرهای EDTA DTPA و EDTA pH 8.6، pH 4.65

رس	سیلت	شن	فسفر قابل استفاده	کربن آلی	کربنات کلسیم معادل	ظرفیت تبادل کاتیونی	EC	pH	
0/62*	0/20 <sup>ns</sup>	-0/57**	0/33**	0/21 <sup>ns</sup>	0/04 <sup>ns</sup>	0/58**	-0/13 <sup>ns</sup>	-0/03 <sup>ns</sup>	مس
0/15 <sup>ns</sup>	0/28*	-0/27*	0/15 <sup>ns</sup>	0/14 <sup>ns</sup>	-0/004 <sup>ns</sup>	-0/15 <sup>ns</sup>	0/22 <sup>ns</sup>	-0/05 <sup>ns</sup>	سرب
0/12 <sup>ns</sup>	0/13 <sup>ns</sup>	-0/16 <sup>ns</sup>	-0/16 <sup>ns</sup>	0/31*	0/13 <sup>ns</sup>	-0/003 <sup>ns</sup>	0/68**	-0/10 <sup>ns</sup>	کادمیم
0/36**	0/14 <sup>ns</sup>	-0/35**	-0/006 <sup>ns</sup>	0/46**	0/13 <sup>ns</sup>	0/48**	0/03 <sup>ns</sup>	0/11 <sup>ns</sup>	نیکل
0/37**	0/16 <sup>ns</sup>	-0/37**	0/26*	0/06 <sup>ns</sup>	0/04 <sup>ns</sup>	0/55**	-0/23 <sup>ns</sup>	-0/12 <sup>ns</sup>	مس
0/07 <sup>ns</sup>	0/04 <sup>ns</sup>	-0/08 <sup>ns</sup>	0/007 <sup>ns</sup>	-0/17 <sup>ns</sup>	-0/40 <sup>ns</sup>	0/10 <sup>ns</sup>	-0/12 <sup>ns</sup>	-0/08 <sup>ns</sup>	سرب
0/08 <sup>ns</sup>	-0/04 <sup>ns</sup>	-0/04 <sup>ns</sup>	-0/16 <sup>ns</sup>	-0/19 <sup>ns</sup>	0/04 <sup>ns</sup>	0/16 <sup>ns</sup>	-0/19 <sup>ns</sup>	0/02 <sup>ns</sup>	کادمیم
0/18 <sup>ns</sup>	0/07 <sup>ns</sup>	-0/17 <sup>ns</sup>	-0/04 <sup>ns</sup>	-0/02 <sup>ns</sup>	0/01 <sup>ns</sup>	0/36**	-0/18 <sup>ns</sup>	0/07 <sup>ns</sup>	نیکل
0/55**	0/21 <sup>ns</sup>	-0/53**	0/37**	0/21 <sup>ns</sup>	0/03 <sup>ns</sup>	0/70**	-0/24*	-0/08 <sup>ns</sup>	مس
0/19 <sup>ns</sup>	0/25*	-0/29*	0/25*	0/24*	-0/10 <sup>ns</sup>	-0/06 <sup>ns</sup>	0/18 <sup>ns</sup>	-0/02 <sup>ns</sup>	سرب
-0/13 <sup>ns</sup>	0/03 <sup>ns</sup>	0/08 <sup>ns</sup>	0/06 <sup>ns</sup>	0/45**	-0/34**	0/06 <sup>ns</sup>	0/54**	0/18 <sup>ns</sup>	کادمیم
0/19 <sup>ns</sup>	0/08 <sup>ns</sup>	-0/19 <sup>ns</sup>	0/05 <sup>ns</sup>	0/46**	0/12 <sup>ns</sup>	0/44**	-0/10 <sup>ns</sup>	0/14 <sup>ns</sup>	نیکل

\*, \*\*, <sup>ns</sup>: به‌ترتیب معنی‌دار در سطوح اطمینان 1 درصد و 5 درصد و غیرمعنی‌دار.

جدول 4- همبستگی ویژگی‌های خاک‌های شسته شده (بعد از آبشویی) و مقادیر عناصر استخراج شده با عصاره‌گیرهای EDTA pH 4.65، DTPA و EDTA pH 8.6

رس	سیلت	شن	فسفر قابل استفاده	کربن آلی	کربنات کلسیم معادل	ظرفیت تبادل کاتیونی	EC	pH	
0/54**	0/21 <sup>ns</sup>	-0/52**	0/37**	0/26*	0/02 <sup>ns</sup>	0/54**	0/03 <sup>ns</sup>	-0/02 <sup>ns</sup>	مس
0/05 <sup>ns</sup>	0/32*	-0/21 <sup>ns</sup>	0/18 <sup>ns</sup>	0/10 <sup>ns</sup>	-0/07 <sup>ns</sup>	-0/16 <sup>ns</sup>	0/25*	-0/08 <sup>ns</sup>	سرب
0/01 <sup>ns</sup>	0/05 <sup>ns</sup>	-0/04 <sup>ns</sup>	-0/07 <sup>ns</sup>	-0/001 <sup>ns</sup>	0/11 <sup>ns</sup>	0/11 <sup>ns</sup>	0/14 <sup>ns</sup>	-0/05 <sup>ns</sup>	کادمیم
0/19 <sup>ns</sup>	0/007 <sup>ns</sup>	-0/15 <sup>ns</sup>	0/04 <sup>ns</sup>	0/32**	0/07 <sup>ns</sup>	0/51**	-0/21 <sup>ns</sup>	0/08 <sup>ns</sup>	نیکل
0/45**	0/29*	-0/50**	0/36**	0/29*	0/007 <sup>ns</sup>	0/65**	-0/02 <sup>ns</sup>	-0/02 <sup>ns</sup>	مس
0/31*	0/47**	-0/50**	0/23 <sup>ns</sup>	0/13 <sup>ns</sup>	0/20 <sup>ns</sup>	0/0007 <sup>ns</sup>	0/17 <sup>ns</sup>	-0/08 <sup>ns</sup>	سرب
0/29*	0/30*	-0/39**	0/12 <sup>ns</sup>	0/19 <sup>ns</sup>	0/47**	0/26 <sup>ns</sup>	-0/05 <sup>ns</sup>	-0/02 <sup>ns</sup>	کادمیم
0/20 <sup>ns</sup>	0/08 <sup>ns</sup>	-0/19 <sup>ns</sup>	0/04 <sup>ns</sup>	0/19 <sup>ns</sup>	0/07 <sup>ns</sup>	0/47**	-0/17 <sup>ns</sup>	0/16 <sup>ns</sup>	نیکل
0/45**	0/26*	-0/48**	0/29*	0/29*	0/03 <sup>ns</sup>	0/68**	-0/03 <sup>ns</sup>	-0/01 <sup>ns</sup>	مس
0/21 <sup>ns</sup>	0/36**	-0/36**	0/26*	0/19 <sup>ns</sup>	-0/04 <sup>ns</sup>	0/02 <sup>ns</sup>	0/15 <sup>ns</sup>	-0/05 <sup>ns</sup>	سرب
-0/20 <sup>ns</sup>	0/07 <sup>ns</sup>	0/11 <sup>ns</sup>	0/19 <sup>ns</sup>	0/41**	-0/41**	0/18 <sup>ns</sup>	0/15 <sup>ns</sup>	0/15 <sup>ns</sup>	کادمیم
0/27*	0/007 <sup>ns</sup>	-0/20 <sup>ns</sup>	-0/01 <sup>ns</sup>	0/15 <sup>ns</sup>	0/10 <sup>ns</sup>	0/51**	0/03 <sup>ns</sup>	0/11 <sup>ns</sup>	نیکل

\*، \*\* و <sup>ns</sup>: به ترتیب معنی دار در سطوح اطمینان 1 درصد و 5 درصد و غیرمعنی دار.

همبستگی منفی معنی‌داری با ظرفیت تبادل کاتیونی، فسفر قابل استفاده، شن، رس و سیلت و مثبت معنی‌داری با هدایت الکتریکی داشتند. میرجیلی و همکاران (1393) نشان دادند که بین غلظت مس برگ پسته و درصد رس همبستگی مثبت معنی‌داری ( $r=0/40$ ) وجود داشت. رس را می‌توان به‌عنوان یکی از عوامل نگهداری مس در خاک در نظر گرفت که به احتمال زیاد این رس‌ها مس را به صورت تبادلی بر روی سطح خود نگه می‌دارند و قابلیت استفاده این عنصر را برای گیاه افزایش می‌دهند. ظرفیت تبادل کاتیونی ارتباط مستقیمی با درصد رس دارد. خاک با ظرفیت تبادل کاتیونی بیشتر، عناصر را به صورت قابل تبادل نگه داشته و در اختیار گیاه قرار می‌دهد (بابایی بافقی و همکاران، 1396). برعکس نتایج این پژوهش، جعفرنژادی و همکاران (1391) همبستگی مثبت معنی‌داری را بین درصد رس خاک و ظرفیت تبادل کاتیونی با غلظت کادمیم گیاه گندم کشت شده در خاک‌های آهکی

این نتیجه برای دیگر عناصر صادق نبود زیرا عناصر نیکل، سرب و کادمیم گیاه به ترتیب بیشترین همبستگی مثبت و معنی‌دار را با کربن آلی خاک نشان دادند. ترکیب کربن آلی با عنصر کادمیم باعث ایجاد ترکیبات محلولی در خاک می‌شود که حتی در مقادیر بالای pH خاک نیز این ترکیبات به صورت محلول وجود دارند (کاموبورکو و همکاران، 1996). به احتمال زیاد عناصر نیکل، سرب و کادمیم پیوند ضعیف‌تری با مواد آلی برقرار کرده‌اند (نسبت به پیوند مس با مواد آلی) به گونه‌ای که گیاه قادر به استفاده از آنها می‌باشد. همچنین همبستگی مثبتی بین غلظت کادمیم گیاه گندم با کربن آلی خاک در اراضی آهکی خوزستان گزارش شده است (جعفرنژادی و همکاران، 1391). عنصر مس همبستگی مثبت معنی‌داری با ظرفیت تبادل کاتیونی، فسفر قابل استفاده، شن، رس و سیلت و منفی معنی‌داری با هدایت الکتریکی داشت و این در حالی است که سایر عناصر

با pH، EC، کربن آلی و ظرفیت تبادل کاتیونی مشاهده نشد. به نظر می‌رسد نتایج متفاوت مشاهده شده در پژوهش‌های مختلف و مطالعه حاضر احتمالاً به دلایل مختلف از جمله شرایط خاکی متفاوت (اعم از شوری و آهکی بودن)، نوع گیاه کشت شده و همچنین مقادیر اولیه غلظت عناصر سنگین در خاک باشد.

خوزستان مشاهده کردند. در یک مطالعه دیگر، شوری و غلظت کلر بر حلالیت کادمیم در خاک در مقیاس وسیع مؤثر بوده است ولی مقدار رس تأثیری نداشته است (امینی و همکاران، 2005). نصری‌فرد و همکاران (1392) نشان داده‌اند که غلظت سرب در گیاه گندم کشت شده در اراضی استان خوزستان همبستگی مثبت معنی‌داری با کربنات کلسیم معادل داشت، اگرچه هیچگونه همبستگی

جدول 5- همبستگی ویژگی‌های خاک‌های شسته شده (بعد از آبشویی) و غلظت عناصر در گندم

رس	سیلت	شن	فسفر قابل استفاده	کربن آلی	کربنات کلسیم معادل	ظرفیت تبادل کاتیونی	EC	pH	
0/29**	0/79**	0/44**	0/40**	-0/34**	0/21 <sup>ns</sup>	0/72**	-0/72**	-0/007 <sup>ns</sup>	مس
-0/30**	-0/61**	-0/45**	-0/45**	0/30*	-0/30*	-0/62**	0/72**	0/007 <sup>ns</sup>	کادمیم
-0/39**	-0/85**	-0/57**	-0/45**	0/36**	-0/33**	-0/78**	0/84**	-0/12 <sup>ns</sup>	سرب
-0/36**	-0/82**	-0/58**	-0/45**	0/41**	-0/30*	-0/77**	0/85**	0/20 <sup>ns</sup>	نیکل

\*، \*\* و <sup>ns</sup>: به ترتیب معنی‌دار در سطوح اطمینان 1 درصد و 5 درصد و غیرمعنی‌دار.

(2009) گزارش کردند که مس عصاره‌گیری شده با DTPA توانایی برآورد مس قابل استفاده برخی از سبزی-های کشور چین را دارد. عناصر کادمیم و سرب اندازه-گیری شده در گیاه تنها با کادمیم و سرب استخراج شده با عصاره‌گیر DTPA همبستگی مثبت و معنی‌داری (به-ترتیب  $r=0/33$  و  $r=0/28$ ) داشتند. نتایج مطالعه منزیس و همکاران (2007) نشان داد که بین کادمیم عصاره‌گیری شده با نمک‌های یک مولار استات آمونیم، یک مولار نیترات آمونیم و 0/01 مولار کلرور کلسیم با میزان تجمع این عنصر در بافت گیاهی ضریب همبستگی بیش از 0/50 وجود دارد. مشابه این پژوهش، در برخی مطالعات بین کادمیم استخراج شده با DTPA نسبت به مقدار کل آن با غلظت این عنصر در بافت گیاهی همبستگی بهتری گزارش شده است (وانگ و همکاران، 2006؛ لی و همکاران، 2006). مقدار عنصر نیکل جذب شده توسط گیاه با مقادیر نیکل استخراج شده توسط هیچ یک از عصاره‌گیرها همبستگی معنی‌دار نشان نداد. بر اساس نتایج فوق می‌توان عصاره‌گیر DTPA را به‌عنوان یک عصاره‌گیر مناسب برای ارزیابی وضعیت قابلیت استفاده عناصر مس

مناسب‌ترین عصاره‌گیر برای تعیین قابلیت استفاده عناصر برای گیاه عصاره‌گیری است که بالاترین ضریب همبستگی را بین عنصر استخراج شده به‌وسیله عصاره‌گیر و مقدار عنصر جذب شده توسط گیاه و سایر پاسخ‌های گیاهی نشان دهد (متقیان و همکاران، 1392؛ بابایی باقی و همکاران، 1396). همبستگی بین مقادیر عناصر استخراج شده با عصاره‌گیرهای EDTA pH 8.6، EDTA pH 4.65 و DTPA و مقادیر عناصر جذب شده توسط گیاه در جدول 6 ارائه شده است. همبستگی مثبت معنی‌داری بین مس استخراج شده با هر سه عصاره‌گیر و غلظت مس گیاه وجود داشت، هرچند این همبستگی برای عصاره‌گیر DTPA ( $r=0/32$ ) بیشتر از دو عصاره‌گیر EDTA pH 8.6 و EDTA pH 4.65 (به ترتیب  $r=0/28$  و  $r=0/25$ ) بود. روش‌های عصاره‌گیری مختلفی برای تعیین مقدار قابل استفاده مس در خاک گزارش شده است. متقیان و همکاران (1392) گزارش کردند که در بین عصاره-گیرهایی که دارای همبستگی معنی‌دار با غلظت مس اندام هوایی گندم بودند، عصاره‌گیر AB-DTPA بیشترین ضریب همبستگی را داشت. همچنین هائو و همکاران

مهمی در ارزیابی غلظت عناصر سنگین است و لذا چون خاک‌های این منطقه از کشور متأثر از شوری (اولیه و ثانویه) هستند نحوه و زمان نمونه‌برداری خاک و گیاه در مزارع در ارزیابی وضعیت عناصر سنگین خاک و گیاه مهم است و باید تمام جوانب سنجیده شود.

در خاک‌های استان خوزستان در نظر گرفت. اما در مورد سرب، کادمیم و نیکل به دلیل وجود همبستگی ضعیف، پیشنهاد می‌گردد در مطالعات دیگری از عصاره‌گیرهای بیشتری استفاده شود تا بتوان با اطمینان زیاد مناسب‌ترین عصاره‌گیر را انتخاب نمود. اما با این حال شوری عامل

جدول 6- همبستگی بین مقادیر عناصر استخراج شده با عصاره‌گیرهای EDTA pH 4.65، EDTA pH 8.6 و DTPA و مقادیر عناصر جذب شده توسط گیاه

EDTA pH 8.6				EDTA pH 4.65				DTPA			
نیکل	کادمیم	سرب	مس	نیکل	کادمیم	سرب	مس	نیکل	کادمیم	سرب	مس
0/007 <sup>ns</sup>	0/14 <sup>ns</sup>	0/34 <sup>**</sup>	0/25 <sup>*</sup>	0/03 <sup>ns</sup>	-0/09 <sup>ns</sup>	0/28 <sup>*</sup>	0/27 <sup>*</sup>	0/07 <sup>ns</sup>	0/06 <sup>ns</sup>	0/40 <sup>**</sup>	0/32 <sup>**</sup>
0/04 <sup>ns</sup>	0/11 <sup>ns</sup>	0/06 <sup>ns</sup>	0/15 <sup>ns</sup>	0/08 <sup>ns</sup>	-0/04 <sup>ns</sup>	0/006 <sup>ns</sup>	0/09 <sup>ns</sup>	0/07 <sup>ns</sup>	0/33 <sup>**</sup>	0/11 <sup>ns</sup>	0/10 <sup>ns</sup>
-0/14 <sup>ns</sup>	-0/09 <sup>ns</sup>	0/17 <sup>ns</sup>	-0/02 <sup>ns</sup>	-0/14 <sup>ns</sup>	-0/06 <sup>ns</sup>	0/10 <sup>ns</sup>	-0/06 <sup>ns</sup>	0/02 <sup>ns</sup>	0/08 <sup>ns</sup>	0/28 <sup>*</sup>	-0/0001 <sup>ns</sup>
0/05 <sup>ns</sup>	0/007 <sup>ns</sup>	-0/04 <sup>ns</sup>	-0/007 <sup>ns</sup>	0/16 <sup>ns</sup>	0/26 <sup>*</sup>	0/05 <sup>ns</sup>	-0/03 <sup>ns</sup>	0/11 <sup>ns</sup>	0/09 <sup>ns</sup>	-0/04 <sup>ns</sup>	-0/05 <sup>ns</sup>

\*، \*\* و <sup>ns</sup>: به ترتیب معنی‌دار در سطوح اطمینان 1 درصد و 5 درصد و غیرمعنی‌دار.

## نتیجه‌گیری

از عصاره‌گیرهای بیشتری استفاده شود تا بتوان با اطمینان زیاد عصاره‌گیر بهینه را انتخاب نمود. همچنین با توجه به عدم وجود همبستگی بین سرب استخراج شده با عصاره‌گیرها و غلظت نیکل در گیاه در این پژوهش، هیچ یک از این عصاره‌گیرها را نمی‌توان به عنوان عصاره‌گیر مناسب جهت تخمین نیکل قابل استفاده در خاک‌های آهکی-شور مورد مطالعه توصیه کرد. نتایج نشان داد که آبخوبی و کاهش شوری تأثیر متفاوتی بر استخراج فلزات سنگین مس، نیکل، کادمیم و سرب دارد که بر اساس نوع فلز و عصاره‌گیر متفاوت است، بنابراین در این رابطه بررسی‌های دقیق‌تری لازم است.

بر اساس نتایج این پژوهش، عصاره‌گیر DTPA را می‌توان به دلیل داشتن بالاترین میزان همبستگی با غلظت مس گیاه گندم، به عنوان مناسب‌ترین عصاره‌گیر جهت ارزیابی وضعیت مس قابل استفاده گندم در خاک‌های آهکی شور مورد مطالعه در استان خوزستان معرفی کرد. همچنین همبستگی مثبت بین کادمیم و سرب استخراج شده با DTPA و غلظت کادمیم و سرب گیاه گندم گویای این حقیقت است که می‌توان از این عصاره‌گیر برای تخمین کادمیم و سرب قابل استفاده گیاه در این شرایط خاکی استفاده نمود؛ اما به دلیل اینکه این همبستگی ضعیف بود، بنابراین پیشنهاد می‌گردد در مطالعات دیگری

## فهرست منابع:

1. بابایی بافقی س، ا. تاج آبادی پور و ع. اسفندیارپوربروجنی. 1396. ارزیابی چند عصاره‌گیر شیمیایی جهت تعیین روی قابل استفاده نهال‌های پسته در برخی از خاک‌های آهکی رفسنجان. تحقیقات آب و خاک ایران. 48(1): 137-148.
2. بازرگان، ک، م، رضایی، م. فیض الله زاده اردبیلی، ن. معبودی، ل. اسماعیل زاده و ع. جعفرنژادی. 1392. تعیین بهترین عصاره‌گیر بمنظور ارزیابی مقادیر قابل استفاده عناصر سنگین برای گیاه، در خاکهای آلوده انتخابی. موسسه تحقیقات خاک و آب. 45 صفحه.

3. جعفرنژادی، ع.، م. همایی، غ.ع. صیاد و م. بایبوردی. 1391. ارزیابی ویژگی‌های موثر خاک بر وضعیت غلظت کادمیم در خاک و بذر گندم در برخی خاک‌های آهکی خوزستان. پژوهش‌های حفاظت آب و خاک (علوم کشاورزی و منابع طبیعی). 19(2): 149-164.
4. حسین‌پور، ع. و ح.ر. متقیان. 1392. تأثیر کاربرد لجن فاضلاب و کشت گندم (*Triticum aestivum* L.) بر قابلیت استفاده و شکل‌های شیمیایی روی در تعدادی از خاک‌های آهکی. آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی). 27(6): 1110-1100.
5. رحمانیان، م. و ع. حسین‌پور. 1397. مقایسه چند عصاره‌گیر شیمیایی جهت تعیین مقدار روی قابل استفاده آفتابگردان در خاک‌های آهکی آلوده به فلزات سنگین. محیط زیست و مهندسی آب. 4(2): 148-157.
6. سعادت، س.، ح. رضایی، ر. میرخانی، پ. ملکی. ل. اسماعیل نژاد و ی.ر. باقری. 1399. وضعیت شوری در نواحی ده گانه زراعی-زیستگاهی ایران با نگاهی بر کاربری اراضی. دومین همایش بین‌المللی شورورزی، یزد. 1064-1082.
7. گوشه، م. و ع. جعفرنژادی. 1399. بررسی میزان همبستگی بین عمق و شوری آب زیرزمینی با شوری و مقدار آب خاک در مزارع گندم جنوب خوزستان. دومین همایش بین‌المللی شورورزی، یزد. 526-532.
8. متقیان، ح.ر.، ع. حسین‌پور، ف. رئیسی، و ج. محمدی. 1392. ارزیابی چند عصاره‌گیر جهت تعیین مس قابل استفاده خاک برای گندم (*Triticum aestivum* L.) در خاک‌های آهکی تیمار شده با لجن فاضلاب. علوم و فنون کشت‌های گلخانه‌ای. 4: 51-64.
9. ملکوتی، م. و م. غیبی. 1379. تعیین حد بحرانی عناصر غذایی مؤثر در خاک، گیاه و میوه در راستای عملکرد کمی و کیفی محصولات استراتژیک کشور. سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، معاونت آموزش و تجهیز نیروی انسانی، نشر آموزش کشاورزی، کرج. 92 صفحه.
10. میرجلیلی، ا.، س.ج. حسینی فرد، ا. تاج آبادی و ع. اخگر. 1393. ارزیابی گلخانه‌ای و آزمایشگاهی چند عصاره‌گیر شیمیایی به منظور تعیین مس قابل استفاده‌ی پسته در بعضی از خاک‌های آهکی رفسنجان. پایان‌نامه کارشناسی ارشد. بخش علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه ولی عصر رفسنجان.
11. نصری‌فرد، م.، غ.ع. صیاد، ع. جعفرنژادی و م. افیونی. 1392. ارزیابی غلظت سرب در خاک و بذر مزارع تحت کشت گندم و تأثیر برخی ویژگی‌های خاک بر آن (مطالعه موردی: استان خوزستان). 17(65): 113-123.
12. نیکفر، ف.، ع. غلامی، س. سبزه‌علی‌پور و ا. نظرپور. 1398. شناسایی آلودگی فلزات سنگین در خاک‌های مناطق صنعتی شهرستان ماهشهر. فصلنامه علمی و تخصصی مهندسی آب. 7(2): 112-122.
13. Acosta, J.A., B. Jansen, K. Kalbitz, A. Faz and S. Martínez-Martínez. 2011. Salinity increases mobility of heavy metals in soils. *Chemosphere*, 85:1318-24.
14. Beaton, K.W., M.J. Mc loughlin and R.D. Graham. 2000. Salinity increases cadmium uptake by wheat and Swiss chard from soil amended with biosolids. *Soil Research*, 38:37-45.
15. Brandt, K.K., P.E., Holm and O. Nybroe. 2008. Evidence for bioavailable copper-dissolved organic matter complexes and transiently increased copper bioavailability in manure-amended soils as determined by bioluminescent bacterial biosensors. *Environmental Science & Technology*, 42:3102-3108.
16. Camobreco, V.J., B. K., Richards, T.S., Steenhuis, J.H., Peverly and M.B. McBride. 1996. Movement of heavy metals through undisturbed and homogenized soil columns. *Soil Science*, 161:740-750.

17. Campbell, C.R. and C.O. Plank. 1998. Preparation of plant tissue for laboratory analysis. p. 37-50. In Y.P. Kalra (ed.) Handbook of reference methods for plant analysis. CRC Press, Taylor & Francis Group.
18. Chapman, H.D. 1965. Cation exchange capacity. p. 891-901. In C.A. Black (ed.) Methods of soil analysis: Part 1, Physical and mineralogical methods. America Society of Agronomy and Soil Science Society of America, Madison.
19. Chu, B., X. Chen, Q. Li, Y. Yang, X. Mei, B. He, H. Li and L. Tan. 2015. Effects of salinity on the transformation of heavy metals in tropical estuary wetland soil. *Chemistry and Ecology*, 31:186-198.
20. Du Laing, G., R. De Vos, B. Vandecasteele, E. Lesage, F. M. Tack and M.G. Verloo. 2008. Effect of salinity on heavy metal mobility and availability in intertidal sediments of the Scheldt estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 77:589-602.
21. Falatah, A.M., A.S. Modaihsh, W.A. Al-Mustafa and M.O. Mahjoub. 1998. Evaluation of some chemical extractants for testing Zn availability to barely grown on calcareous soil. *Agriculture Science*, 10:85-97.
22. Hao, X.Z., D.M. Zhou, D.Q. Huang, H.L. Cang and H. Wang. 2009. Heavy metal transfer from soil to vegetable in southern Jiangsu Province, China. *Pedosphere*, 19:305-311.
23. Hosseinpour, A.R. and F. Dandanmozd. 2010. Sorption characteristics of copper in some calcareous soils of western Iran. *American Journal of Science*, 6(11):103-108.
24. Jalali, M. and Z.V. Khanlari. 2008. Cadmium availability in calcareous soils of agricultural lands in Hamadan, western Iran. *Soil & Sediment Contamination*, 17(3):256-268.
25. Khoshgoftarmanesh, A.H., H. Shariatmadari, N. Karimian, M. Kalbasi, S.E.A.T. Van der M. Zee and D.R. Parker. 2004. Salinity and zinc application effects on phytoavailability of cadmium and zinc. *Soil Science Society of America Journal*, 68(6):1885-1889.
26. Li, J.L., J.W. Qiu, X.W. Wang, Y. Zhong, C.Y. Lan and W.S. Shu. 2006. Cadmium contamination in orchard soils and fruit trees and its potential health risk in Guangzhou, China. *Environmental Pollution*, 143:159-165.
27. Lindsay W.L. 1979. Chemical equilibria in soils. John Wiley and Sons, New York.
28. Maftoun, M., V. Mohasseli, N. Karimian and A.M. Ronaghi. 2003. Laboratory and greenhouse evaluation of five chemical extractants for estimating available copper in selected calcareous soils of Iran. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 34:1451-1463.
29. Menzies, N.W., M.J. Donn and P.M. Kopittke. 2007. Evaluation of extractants for estimation of the phytoavailable trace metals in soils. *Environmental Pollution*, 145(1):121-130.
30. Mourid, S.S. 2014. Adsorption behavior of lead, cadmium and nickel on some calcareous soils. *Egyptian Journal of Soil Science*, 54:387- 400.
31. Nelson, R.E. 1989. Carbonates and gypsum. p. 181-197. In: A.L. Page (ed.) Methods of soil analysis, Part 2, Second. Ed. Fourth printing Am. Soc. of Agron., Madison, Wis. USA.
32. Olsen, S.R., and L.E. Sommers. 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.
33. Page, A.L., R.H. Miller and D.R. Keeney. 1982. Methods of soil analysis; 2. Chemical and microbiological properties, 2. Aufl. 1184 S., American Soc. of Agronomy (Publ.), Madison, Wisconsin, USA, gebunden 36 Dollar.
34. Sahuquillo, A., A. Rigol and G. Rauret. 2003. Overview of the use of leaching/extraction tests for risk assessment of trace metals in contaminated soils and sediments. *Trends in Analytical Chemistry*, 22:152-159.

35. Sillanpää, M. and H. Jansson. 1992. Status of cadmium, lead, cobalt, and selenium in soils and plants of thirty countries. *FAO Soils Bulletin N. 65*. Rome.
36. Singh, B.P. M. Das and R.N. Prasad. 1990. Evaluation of available Cu status in high altitude wetland rice soils. *Journal of Indian Society of Soil Science*, 38:464-468.
37. Steinberg, S.M. and V.F. Hodge. 2018. Copper complexation by dissolved organic matter in arid soils: A voltametric study. *Environments*, 5(11):125.
38. Trierweiler, JF. and W.L. Lindsay. 1969. EDTA ammonium carbonate soil test for zinc. *SSSAP*, 33: 49-54.
39. Vaseghi, H. K. Shahbazi and A. Khanmirzai. 2016. Nickel sorption in selected calcareous soils of Iran. *Journal of Soil Management and Sustainable Production*, 5:113-127.
40. Vlček, V. and M. Pohanka. 2018. Adsorption of copper in soil and its dependence on physical and chemical properties. *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis*, 66(1):219-224
41. Walkey, A. and I.A. Black. 1934. An examination of Degtjareff method for determination soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid in soil analysis. I. *Experimental. Soil Science*, 79:459-465.
42. Wang, G., M.Y. Su, Y.H. Chen, F.F. Lin, D. Luo and Gao, S.F. 2006. Transfer characteristics of cadmium and lead from soil to the edible parts of six vegetable species in southeastern China. *Environmental Pollution*, 144:127-135.
43. Wilding, L.P. 1985. Spatial variability: Its documentation, accommodation, and implication to soil survey. p. 166-194. In D.R. Nielsen, and J. Bouma (ed.) *Soil spatial variability*. Wageningen, Netherlands.
44. Yasrebi, J., M. Sharifi, H. Fathi, N. Karimian, M. Emadi and M. Baghernejad 2008. Spatial variability of soil fertility properties for precision agriculture in southern Iran. *Journal of Applied Sciences*, 8:1612-1650.





## تأثیر شرایط ماندابی بر روند تغییرات شیمیایی و الکتروشیمیایی در محلول خاک‌های آهکی

علی اسدی کنگرشاهی<sup>1</sup>

استادیار 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

دریافت: 1400/3/12 و پذیرش: 1400/7/4

### چکیده

به طور کلی، باران‌های شدید و سیلاب در برخی از مناطق جهان، اغلب منجر به مانداب شدن کوتاه مدت خاک می‌شود. در سال‌های اخیر، این سیلاب‌ها و شرایط ماندابی در استان‌های شمالی و جنوبی ایران نیز یکی از چالش‌های مهم بوده که به طور مستقیم و غیر مستقیم بر حلالیت و قابلیت استفاده بیشتر عناصر غذایی در خاک تأثیر گذاشته است. برای بررسی اثر پدیده ماندابی، هفت خاک از باغ‌های مناطق مختلف شرق مازندران (قائم‌شهر، ساری و نکا) انتخاب شد و در یک آزمایش گلدانی به مدت 70 روز متوالی تحت شرایط ماندابی پیوسته قرار داده شد. سپس، روند تغییرات پتانسیل اکسایش-کاهش (Eh)، قابلیت هدایت الکتریکی (EC)، pH، غلظت عناصر کلسیم ( $Ca^{2+}$ )، پتاسیم ( $K^+$ )، سدیم ( $Na^+$ ) و آهن ( $Fe^{3+}$  و  $Fe^{2+}$ ) این خاک‌ها در شرایط ماندابی بررسی شد. نتایج نشان داد که میانگین Eh خاک‌ها، دو روز پس از اعمال تنش به حداقل رسید، در روز سوم مقداری افزایش داشت، و سپس مجدداً شروع به کاهش کرد و این روند کاهش تا پایان دوره ادامه داشت به طوری که از 552 میلی ولت در شروع غرقاب به 99- میلی ولت در پایان دوره رسید. میانگین pH محلول خاک در 10 روز پس از مانداب از 7/8 به حدود 6/88 رسید و سپس افزایش یافت و به مقدار نسبتاً پایداری (حدود 7/05) رسید. میانگین EC خاک‌ها نیز با شروع مانداب افزایش یافت و به حدود 2/43 دسی زیمنس بر متر رسید و سپس به 2/13 کاهش یافت و در روز دهم به حداکثر مقدار (حدود 3/09 دسی زیمنس بر متر) رسید و پس از آن به تدریج با روندی کاهش به مقدار نسبتاً پایداری رسید. غلظت کلسیم، پتاسیم و سدیم در محلول خاک پس از اعمال شرایط ماندابی افزایش یافت و در فاصله زمانی دو روز به حداکثر رسید، سپس به تدریج با روندی کاهش به مقدار نسبتاً ثابتی رسید. غلظت آهن در روز اول پس از اعمال شرایط ماندابی حدود 1/95 میلی‌گرم در لیتر بود و در روز دهم به 6/67 میلی‌گرم در لیتر افزایش یافت سپس مجدداً کاهش یافت به طوری که در روز بیستم به 4/27 میلی‌گرم در لیتر رسید و پس از آن به تدریج با روندی افزایشی در پایان دوره به 9/98 میلی‌گرم در لیتر رسید. بر اساس نتایج این پژوهش و با توجه به روند تغییرات شوری و غلظت عناصر غذایی در محلول خاک، پیشنهاد می‌شود که از مصرف کودهای شیمیایی (خاکی و محلول‌پاشی) پس از رخداد مانداب اجتناب شود. همچنین با توجه به روند تغییرات Eh محلول خاک، تداوم مانداب به بیشتر از 5 روز می‌تواند منجر به شرایط نسبتاً کاهش‌ی در خاک و ایجاد خسارت در درختان میوه شود. بنا بر این، خارج کردن آب اضافی در این فاصله زمانی توصیه می‌شود.

واژه‌های کلیدی: پتانسیل اکسایش-کاهش، زمان مانداب، قابلیت هدایت الکتریکی، عناصر غذایی محلول، زهکشی.

<sup>1</sup> نویسنده مسئول، آدرس: بخش تحقیقات خاک و آب، مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی مازندران، سازمان تحقیقات،

آموزش و ترویج کشاورزی، ساری، ایران.

## مقدمه

به طور کلی تنش مانداب یا غرقاب به زیادی آب در منطقه ریشه گیاهان اطلاق می‌شود به طوری که تهویه را محدود می‌کند و به تدریج شرایط کم هوایی و بی‌هوایی ایجاد خواهد شد. شرایط ماندابی و غرقابی یک تنش فصلی است که موجب تغییرات شیمیایی، بیوشیمیایی و الکتروشیمیایی در محلول خاک می‌شود. باران‌های شدید و سیلاب در برخی از مناطق جهان از جمله کشورهای سواحل مدیترانه، آمریکا، برزیل، چین، ایران و ...، اغلب منجر به مانداب و غرقاب شدن کوتاه مدت خاک می‌شوند (دمینو و همکاران، 2002؛ اسدی کنگرشاهی و اخلاقی امیری، 2008). در سال‌های اخیر، این سیلاب‌ها و تنش‌های مانداب در ایران نیز یکی از چالش‌های مهم در استان‌های شمالی و جنوبی کشور شده (اسدی و همکاران، 1392؛ اسدی کنگرشاهی و اخلاقی امیری، 1397) و تغییرات الکتروشیمیایی و بیوشیمیایی ناشی از غرقاب در این خاک‌ها می‌تواند به طور مستقیم و غیر مستقیم بر حلالیت و قابلیت استفاده عناصر غذایی تأثیر داشته باشد (پارنت و همکاران، 2008؛ سچز و وارتاپتیان، 2007).

با غرقاب شدن خاک، چندین ویژگی فیزیکی و شیمیایی خاک‌ها تحت تأثیر قرار می‌گیرد (کیرک و همکاران، 2003؛ دایت و همکاران، 2004؛ پارنت و همکاران، 2008). یکی از مهمترین تغییرات الکتروشیمیایی، پتانسیل اکسایش و کاهش (Eh) است که در خاک‌های در معرض تنش مانداب، غرقاب و سیلاب می‌تواند تأثیر زیادی بر قابلیت جذب عناصر غذایی، انحلال و رسوب عناصر غذایی و کانی‌ها داشته باشد (منسفیلد، 2004). پتانسیل اکسایش و کاهش یک اندازه‌گیری الکتریکی است که تمایل محلول خاک را برای انتقال الکترون به الکتروود مرجع یا از الکتروود مرجع به محلول خاک نشان می‌دهد. با این اندازه‌گیری می‌توان تخمین زد که آیا خاک هوایی، نیمه هوایی یا بی‌هوایی است و یا این که برخی ترکیبات شیمیایی مانند اکسیدهای

آهن و منگنز به فرم اکسایش یا کاهش هستند. پتانسیل اکسایش و کاهش واقعی بر اساس تعریف ترمودینامیکی، یک واکنش تعادلی است و آن را فقط در شرایط تعادلی می‌توان اندازه‌گیری کرد. لذا در سیستم‌های طبیعی، پتانسیل اکسایش و کاهش تنها زمانی به خوبی می‌تواند تفسیر شود که واکنش‌های اکسایش و کاهش در تعادل با یکدیگر باشند. اما در بیشتر موارد، به دلیل حضور موجودات زنده، وابستگی بیشتر واکنش‌های اکسایش و کاهش به کاتالیزورهای زیستی، واکنش‌های غیر قابل برگشت، حضور جفت‌های اکسایش و کاهش چندگانه و همچنین سینتیک کند برخی از واکنش‌های اکسایش و کاهش، معمولاً تعادل ایجاد نمی‌شود. دامنه پتانسیل اکسایش و کاهش در سیستم‌های طبیعی به کاهش  $H_2O$  به  $H_2$  و اکسیداسیون  $H_2O$  به  $O_2$  محدود می‌شود (سیگ و همکاران، 1991؛ ونلانجین و همکاران، 1997). بنابراین اندازه‌گیری پتانسیل اکسایش و کاهش در سیستم‌های طبیعی به دلیل فقدان تعادل در الکتروودها (به دلیل سینتیک کند جفت‌های اکسایش و کاهش تعیین‌کننده پتانسیل در الکتروودها) و همچنین فقدان تعادل بین جفت‌های اکسایشی و کاهشی مختلف موجود در سیستم‌های طبیعی مشکل می‌باشد. بنابراین، اندازه‌گیری پتانسیل اکسایش و کاهش در سیستم‌های طبیعی بیشتر به عنوان یک وسیله تحلیلی برای پایش تغییرات در این سیستم‌ها، تا تعیین اعداد مطلق آن‌ها می‌باشد.

پتانسیل اکسایش و کاهش خاک (Eh) یکی از مهم‌ترین شاخص‌های تغییرات شیمیایی است که در طول غرقاب رخ می‌دهد و عموماً در طول دوره غرقاب کاهش می‌یابد (پزشکی، 2001؛ بوین و همکاران، 2002؛ لئو و همکاران، 2004). در خاک‌های مانداب و غرقاب، تخلیه اکسیژن در عرض چند روز می‌تواند رخ دهد و منجر به کاهش پتانسیل اکسایش و کاهش خاک به حدود  $-250\text{mv}$  شود و با تخلیه اکسیژن، تنفس به تدریج از هوایی به بی‌هوایی تغییر می‌یابد (پارنت و همکاران،

محلول خاک در خاک‌های غرقاب گرایش به طرف خنثی دارد (لئو و همکاران، 2004). در خاک‌های آهکی (با pH حدود 7/4 تا 8/4)، غرقاب موجب کاهش pH محلول خاک می‌شود و همچنین موجب شکست بیشتر پیوندهای بین ذرات خاک و افزایش حلالیت عناصر غذایی مانند کلسیم، منیزیم، آهن و منگنز می‌شود (لارسون و همکاران، 1991). افزایش pH محلول خاک در خاک‌های اسیدی به علت حل شدن اولیه کربنات و بی‌کربنات در طول دوره غرقاب می‌باشد. pH خاک همچنین، بر نیمه عمر مواد آلی و فرایندهایی مانند معدنی شدن، نیترات‌سازی و هیدرولیز اوره اثر می‌گذارد (پارنت و همکاران، 2008).

به طور کلی اطلاعات بسیار محدودی در مورد روند تغییرات شیمیایی و الکتروشیمیایی در خاک‌های آهکی در شرایط تنش مانداب و غرقاب در کشور وجود دارد لذا هدف از این پژوهش بررسی تاثیر روند تغییرات الکتروشیمیایی و غلظت عناصر غذایی در محلول خاک در خاک‌های شرق مازندران است که در سال‌های اخیر چندین رخداد سیلاب و تنش مانداب و غرقاب در منطقه وجود داشته است.

### مواد و روش‌ها

با توجه نقشه خاک و گزارش‌های خاکشناسی و همچنین مطالعات انجام شده در باغ‌های شرق مازندران (ایزدپناه، 1355، اسدی کنگرگاهی و اخلاقی امیری، 1393)، حدود 50 نمونه خاک از نواحی عمده کشت مرکبات منطقه گردآوری شد. نمونه‌ها به صورت مرکب از هر محل از عمق صفر تا 40 سانتیمتری تهیه شد. کربنات کلسیم معادل نمونه‌های مذکور به روش تیره کردن با اسید کلریک (باشور و سایه، 2007)، رس، سیلت و شن آن‌ها به روش هیدرومتری (گی و باوادر، 1986) اندازه‌گیری شد. با توجه به ویژگی‌های مذکور، هفت نمونه خاک به گونه‌ای انتخاب گردید که دارای دامنه وسیعی از کربنات کلسیم (از 2 تا 45 درصد) باشند و همچنین منطقه وسیعی از نظر جغرافیایی (نواحی عمده کشت مرکبات) در برداشته باشند. خاک‌های آزمایشی از

2008؛ پونامپروما، 1984). واکنش‌های اکسایش و کاهش در خاک‌های مانداب، به طور مستقیم بر شکل‌های شیمیایی و قابلیت استفاده نیتروژن، گوگرد، منگنز و آهن در خاک تأثیر دارد و تغییر در ظرفیت، معمولاً همراه با تغییر در وضعیت این عناصر است. به طور کلی در شرایط مانداب، نیترات به نیتروژن گازی ( $N_2$ ) یا منواکسید نیتروژن ( $N_2O$ )، آهن (III) و منگنز (III و IV) موجود در شبکه بلوری اکسیدها و هیدرواکسیدها به آهن (II) و منگنز (II) کاهش می‌یابد. همچنین سولفات محلول به سولفید عنصری تبدیل می‌شود، شکل غالب سولفید [دی‌سولفید هیدروژن گازی ( $H_2S$ )، سولفید هیدروژن ( $HS^-$ ) و یا سولفید ( $S^{2-}$ )] به pH محلول خاک بستگی دارد (منسفیلد، 2004). در خاک‌های مانداب، غلظت برخی یون‌ها مانند آهن (II)، یون آمونیم ( $NH_4^+$ ) و سولفید ( $S^{2-}$ ) در محلول خاک افزایش می‌یابد. همچنین کاهش آهن (III)، می‌تواند فسفات جذب شده به وسیله اکسیدها و هیدرواکسیدهای آهن را آزاد نماید (پارنت و همکاران، 2008؛ پونامپروما، 1984). وضعیت کاهشی در خاک‌های مانداب، منجر به تقاضای رقابتی شدید برای اکسیژن می‌شود، همچنین بر قابلیت استفاده و غلظت عناصر غذایی محلول خاک نیز اثر دارد (پزشکی، 2001). به هر حال، تغییر در پتانسیل اکسایش-کاهش خاک عمدتاً به حضور مواد آلی به علاوه منگنز و آهن بستگی دارد (لئو و همکاران، 2004) با تشدید کاهش پتانسیل اکسایش و کاهش خاک، رهاسازی کاتیون‌ها و فسفر از فاز جامد به فاز محلول خاک افزایش می‌یابد و این رهاسازی بیشتر کاتیون‌ها و فسفر به فاز محلول خاک ناشی از جذب بیشتر یون آهن (II) بر سطح کلوئیدهای خاک و همچنین افزایش حلالیت اکسیدها می‌باشد (بوین و همکاران، 2002).

از دیگر ویژگی‌های شیمیایی خاک که به طور قوی تحت تأثیر غرقاب قرار می‌گیرند pH خاک است که با پتانسیل اکسایش و کاهش خاک همبستگی منفی دارد (سینگ، 2001؛ زارات-والدی و همکاران، 2006)، pH

و همکاران، 1996). تغییرات پتانسیل اکسایش و کاهش خاک‌ها با استفاده از یک الکتروود پلاتینی با الکتروود راهنمای نقره- کلرید نقره در محلول در خاک‌های مانداب اندازه‌گیری شد (پاتریک و همکاران، 1996).

#### تغییرات شیمیایی محلول خاک

در زمان‌های 1، 2، 3، 10، 20، 40 و 60 روز بعد از شروع مانداب، از عمق حدود 20 سانتی‌متری خاک‌ها نمونه‌برداری شد و سپس این نمونه‌ها در ظرف‌های پلاستیکی یا پلی‌اتیلنی سرد به آزمایشگاه انتقال داده و در دمای کمتر از چهار درجه سلسیوس نگهداری شد. قابلیت هدایت الکتریکی و پ‌هاش در قسمتی از محلول‌های تازه تهیه شده اندازه‌گیری شد (باشور و سایه، 2007). باقیمانده نمونه‌های محلول خاک در زمان مشخص بعد از نمونه‌برداری (حداکثر 24 ساعت) صاف گردید. زمان بین نمونه برداری و صاف شدن، برای همه نمونه‌ها یکسان بود. بعد از تهیه محلول‌های صاف شده، نمونه‌ها در مکانی تاریک و سرد با دمای کمتر از چهار درجه سلسیوس (در یخچال) نگهداری شد. سپس در زمان مناسب، غلظت برخی از عناصر غذایی از جمله کلسیم و آهن به روش جذب اتمی و پتاسیم و سدیم به روش نشر اتمی اندازه‌گیری شد (رایت و استونزکی، 1996).

#### پتانسیل اکسایش و کاهش (Eh)

اندازه‌گیری Eh در زمان‌های 1، 2، 3، 4، 5، 10، 15، 25، 35، 55 و 70 روز بعد از شروع تنش مانداب در عمق حدود 15 تا 20 سانتی‌متری خاک‌ها انجام شد. برای اندازه‌گیری پتانسیل اکسایش و کاهش در محلول خاک‌های آزمایشی، از یک الکتروود مرکب پلاتینی با الکتروود راهنما نقره - کلرید نقره و پل نمکی کلرید پتاسیم اشباع متصل به یک میلی‌ولت‌متر با درجه آزمایشگاهی استفاده شد. الکتروود قبل از نصب در خاک، با محلول‌های استاندارد زیر، آزمایش و از صحت قرائت آن اطمینان حاصل شد (فارل و همکاران، 1991؛ وینمن و پیکرینگ، 1983).

باغ‌های مناطق مختلف شرق مازندران (قائم‌شهر، ساری و نکا) جمع‌آوری شدند و پس از خشک کردن در هوا، کوبیدن و عبور از الک دو میلی‌متری، برخی تجزیه‌های فیزیکی و شیمیایی انجام شد: واکنش خاک با دستگاه pH متر در خمیر اشباع (مکلین، 1982)، ماده آلی به روش ترسوزانی والکلی - بلک (نلسون و سامر، 1990)، پتاسیم تبادلی به روش جاننشینی با استات آمونیوم (ساشنیدر، 1997)، فسفر قابل استفاده به روش اولسن و سامرز (اولسن و سامر، 1982)، منگنز، آهن، و روی قابل استفاده با عصاره‌گیر دی تی پی ای (لیندسی و نورول، 1978) استخراج و با قرائت با دستگاه جذب اتمی اندازه‌گیری شد. دامنه آهک معادل خاک‌ها از 9 تا 45 درصد، رس از 13 تا 41 درصد، سیلت از 18 تا 37 درصد، شن از 34 تا 58 درصد و کربن آلی از 0/65 تا 1/80 درصد متغییر بود (جدول 1).

سپس نمونه‌های خاک موردنظر، درسطح‌های پلاستیکی (با قطر دهانه حدود 40 سانتی‌متر و ارتفاع 60 سانتی‌متر) ریخته شد. مقدار 30 کیلوگرم خاک به هرگلدان اختصاص داده شد. این آزمایش در هفت خاک مختلف به شکل گلدانی در قالب طرح کامل تصادفی با زمان‌های مختلف اندازه‌گیری (Eh) در یازده و سایر پارامترها در هفت زمان با سه تکرار انجام شد. خاک‌ها از مناطق مختلف شرق مازندران (قائم‌شهر، ساری و نکا) جمع‌آوری شدند. هر گلدان به عنوان یک واحد آزمایشی در نظر گرفته شد. خاک‌ها به مدت 70 روز متوالی تحت شرایط مانداب و غرقاب پیوسته (با آب مقطر) قرار گرفتند به طوری که ارتفاع آب روی سطح خاک گلدان‌ها به سه سانتی‌متر رسید و سطح آب به طور مداوم کنترل و در صورت نیاز با افزودن آب ثابت نگه داشته شد. پتانسیل اکسایش- کاهش (منسفیلد، 2003)، قابلیت هدایت الکتریکی، pH، غلظت عناصر غذایی کلسیم، منیزیم، آهن و منگنز محلول خاک به روش جذب اتمی، پتاسیم و سدیم به روش نشر اتمی در طول دوره مانداب در خاک‌های مختلف تعیین شد (باشور و سایه، 2007؛ گیسلر

شده برای این محلول در دمای 25 درجه سلسیوس با الکتروود راهنمای نقره، کلرید نقره 420 میلی‌ولت است. پتانسیل ریداکس خاک‌ها از رابطه زیر بدست آمد:

$$E_h = E_{com} + 199$$

Eh: پتانسیل ریداکس خاک‌ها بر حسب میلی‌ولت  
E<sub>com</sub>: پتانسیل الکتروود مرکب ریداکس بر حسب میلی‌ولت

1- محلول 0/00033 مولار پتاسیم فرو سیانید و فریک سیانید در 0/1 مولار کلرید پتاسیم، پتانسیل اکسایش- کاهش خوانده شده برای این محلول در دمای 25 درجه سلسیوس با الکتروود راهنمای نقره، کلرید نقره 390 میلی‌ولت است.

2 - سوسپانسیون اشباع هیدروکینون خالص در پتاسیم فتالات 0/05 مولار، که پتانسیل اکسایش- کاهش خوانده

جدول 1- برخی خواص فیزیکی و شیمیایی خاک‌های مورد آزمایش

خاک و منطقه							ویژگی*
7	6	5	4	3	2	1	
(شمال نکا)	(غرب نکا)	(شرق ساری)	(غرب ساری)	(جنوب ساری)	(شرق قائم- شهر)	(غرب قائم شهر)	
13	41	23	37	19	24	29	رس (درصد)
29	18	37	29	35	35	26	سیلت (درصد)
58	41	40	34	46	41	45	شن (درصد)
لوم شنی	رسی	لوم	لوم رسی	لوم	لوم	لوم رسی شنی	کلاس بافتی خاک
40	30	45	25	14	16	9	کربنات کلسیم معادل (درصد)
1/10	0/77	1/12	0/78	1/42	0/85	1/20	قابلیت هدایت الکتریکی (دسی‌زیمنس بر متر)
0/65	1/60	1/10	1/52	1/80	1/09	0/95	کربن آلی (درصد)
7/77	7/60	7/76	7/78	7/86	7/64	7/45	pH گل اشباع
14/80	37	15/85	24/31	26	18/60	17/90	ظرفیت تبادل کاتیونی (سانتی‌مول بار بر کیلوگرم)
11/20	17	9/87	18/30	15	16	22	فسفر قابل استفاده (میلی‌گرم در کیلوگرم)
221	460	265	325	360	314	380	پتاسیم قابل استفاده (میلی‌گرم در کیلوگرم)
4/40	8/90	6/80	8/22	8/80	6/43	6/40	آهن قابل استفاده (میلی‌گرم در کیلوگرم)
3/20	5/40	3/40	7/71	3/96	3/97	4/20	منگنز قابل استفاده (میلی‌گرم در کیلوگرم)
0/91	0/60	1/50	1/60	0/70	2/12	2/50	روی قابل استفاده (میلی‌گرم در کیلوگرم)

\*. تقسیم‌بندی ذرات شن، سیلت و رس بر اساس سیستم آمریکایی انجام شد. پتاسیم تبادل‌ی به روش جانسینی با استات آمونیوم، فسفر قابل استفاده به روش اولسن و سامرز، منگنز، آهن، و روی قابل استفاده با عصاره‌گیر دی تی پی ای استخراج و با قرائت با دستگاه جذب اتمی اندازه‌گیری شد.

## نتایج و بحث

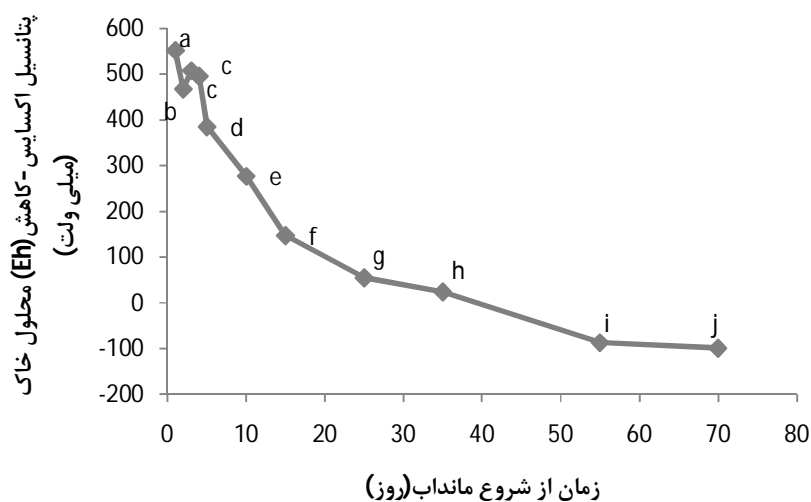
### تأثیر مانداب بر پتانسیل اکسایش-کاهش (Eh)

تغییرات Eh محلول خاک در تمام طول دوره آزمایش ادامه داشت (شکل 1) و دامنه آن بین 99- تا 552 میلی‌ولت بود. میانگین Eh در روز دوم به 468 میلی‌ولت کاهش یافت سپس در روز سوم افزایش نسبی داشت و به 508 میلی‌ولت رسید و پس از آن سریعاً کاهش یافت به طوری که در روز هفتم به 227 میلی‌ولت رسید. از روز هفتم تا پایان آزمایش، روند کاهش Eh ادامه داشت به

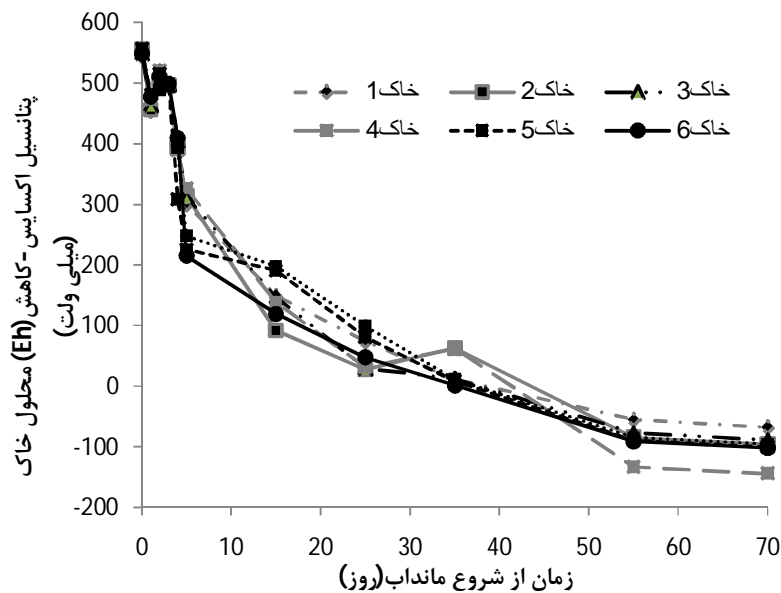
روند تغییرات زمانی غلظت عناصر، Eh و pH در محلول خاک، به عنوان مهمترین پاسخ‌های تنش مانداب در نظر گرفته شد. در پایان، کلیه داده‌های حاصل با استفاده از نرم افزار SPSS مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفت و میانگین پارامترهای مورد مطالعه با استفاده از آزمون دانکن مقایسه شدند و توصیه‌های لازم ارائه شد.

(2002). گزارش‌های مختلف نشان داده است که Eh بحرانی برای تولید گاز متان ( $\text{CH}_4$ ) حدود 200- میلی-ولت است (مولدنهاور و گیبون، 2002؛ روگرز و همکاران، 2010). نتایج این پژوهش نیز نشان داد که در خاک‌های شرق مازندران این Eh در فاصله زمانی حدود 70 روز پس از مانداب و غرقاب ایجاد نخواهد شد (شکل 1). به طور کلی خاک‌ها از نظر پتانسیل اکسایش-کاهش (Eh) به خاک‌های اکسیدی، نیمه احیایی و احیایی تقسیم می‌شوند، به طوری که در  $\text{pH} = 7$ ، خاک‌های اکسایشی دارای پتانسیل ریداکس بالاتر از 440 میلی‌ولت، خاک‌های نسبتاً کاهش یافته حدود 120 تا 440 میلی‌ولت، خاک‌های کاهش یافته 120- تا 120 میلی‌ولت و خاک‌های شدیداً کاهش یافته پایین‌تر از 120- میلی‌ولت می‌باشند (اسپوزیتو، 1981). نتایج این پژوهش نشان داد که به طور میانگین خاک‌های این مناطق پس از چهار روز شرایط ماندابی هنوز در حالت اکسیدی هستند اما از روز پنجم شرایط نسبتاً کاهش یافته حاصل خواهد شد و از حدود روز پانزدهم به بعد تقریباً شرایط به کاهش تغییر خواهد کرد (شکل 1). روند تغییرات Eh محلول خاک در همه خاک‌های آزمایشی در شکل 2 آورده شده است.

طوری که در پایان آزمایش به 99- میلی‌ولت رسید. به طور کلی پتانسیل اکسایش-کاهش در خاک‌های غیرغرقاب بیشتر از 370 میلی‌ولت است در این خاک‌ها اکسیژن به عنوان پذیرنده نهایی الکترون است و در چند روز پس از مانداب، اکسیژن توسط میکروب‌های هوازی مصرف می‌شود که منجر به کاهش سریعی در Eh می‌شود (کوانتین و همکاران، 2008). نتایج این پژوهش نشان داد که Eh این خاک‌ها پس از 10، 15، 25، 35، 55 و 70 روز به ترتیب به حدود 277، 147، 55، 24، 87- و 99- میلی‌ولت رسید. خاک‌های معدنی معمولاً مقدار زیادی اکسیدها و هیدروکسیدهای آهن و منگنز دارند. بنابراین Eh خاک‌ها در مانداب‌های فصلی به ندرت به کمتر از 100- میلی‌ولت می‌رسد (مولدنهاور و گیبون، 2002). در این مطالعه میانگین Eh خاک‌ها نشان داد که به طور میانگین شرایط نسبتاً کاهش یافته حدود 5 روز پس از مانداب شدن خاک‌ها حادث می‌شود و پس از حدود 15 تا 20 روز شرایط کاهش یافته حاصل خواهد شد و در پایان آزمایش به حدود 99 میلی‌ولت رسید. بنابراین Eh بحرانی (Eh) که موجب تولید گاز متان می‌شود در این خاک‌ها در این دوره زمانی مانداب حادث نشد (مولدنهاور و گیبون،



شکل 1- تغییرات زمانی میانگین Eh خاک‌های آهکی مطالعه شده در شرایط ماندابی



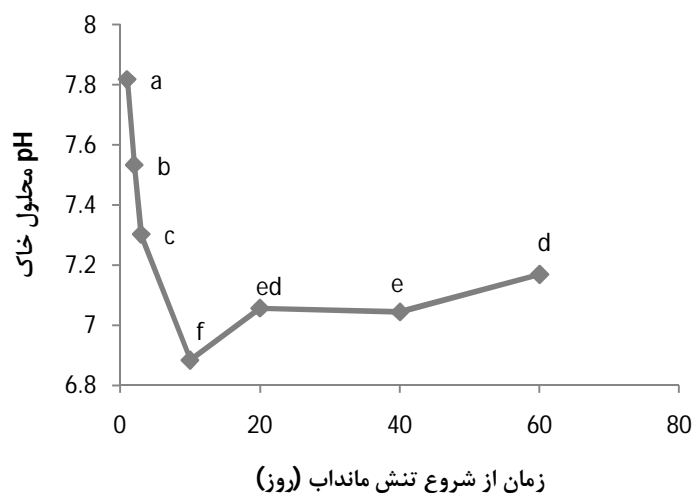
شکل 2- تغییرات زمانی Eh خاک‌های مختلف در شرایط ماندابی

#### تأثیر مانداب بر pH محلول خاک

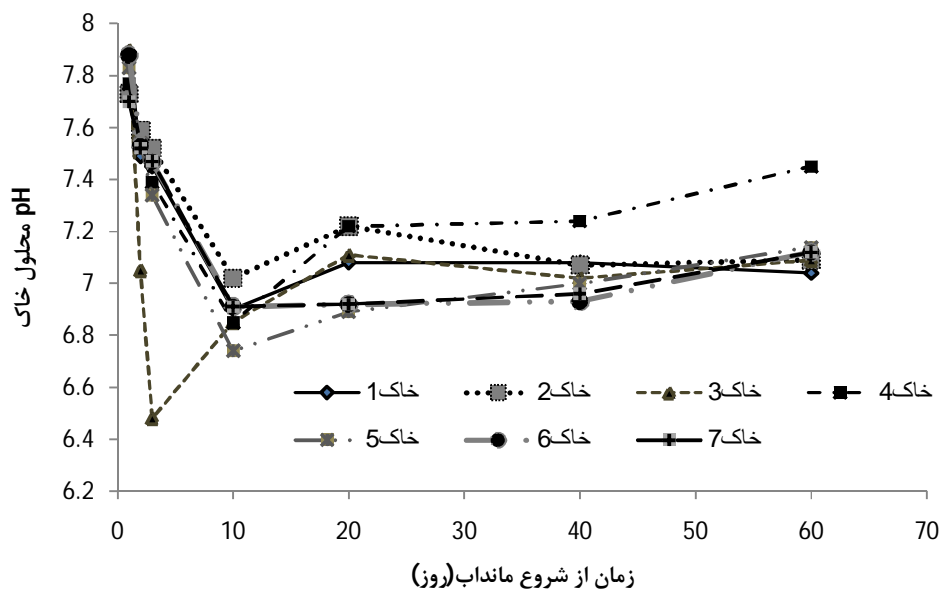
با غرقاب شدن خاک‌ها، pH شروع به کاهش کرد و پس از 10 روز به حداقل (6/88) رسید سپس به مقدار جزئی افزایش یافت و به مقدار نسبتاً پایداری رسید که حدود 7/04 و 7/05 به ترتیب در 20 و 40 روز پس از تنش مانداب و غرقاب رسید پس از آن، pH روند افزایشی داشت و به 7/17 در 60 روز پس از مانداب رسید. بنابراین به طور کلی نتایج این پژوهش نشان داد که با مانداب و غرقاب شدن خاک‌ها، pH پس از 20 روز تقریباً به حدود خشتی (حدود 7) می‌رسد (شکل 3). تغییرات زمانی pH خاک‌های مختلف در شرایط ماندابی در شکل 4 آورده شده است. کاهش pH در خاک‌های آهکی و قلیایی عمدتاً ناشی از تجزیه میکروبی مواد آلی و تنفس میکروبی است که منجر به تولید و تجمع دی‌اکسیدکربن در محلول خاک می‌شود. به همین دلیل pH خاک‌های ماندابی و غرقابی، بدون توجه به pH اولیه خاک (قبل از غرقاب) به حالت خشتی (6/5 تا 7) می‌رسد. برای تغییر pH خاک‌های ماندابی و غرقابی با توجه به نوع خاک، میزان مواد آلی و جمعیت میکروبی، درجه حرارت خاک و دیگر ویژگی‌های خاک ممکن است به یک تا چندین هفته زمان نیاز داشته باشد. همچنین این تغییر pH

در خاک‌های ماندابی و غرقابی می‌تواند بر حاصلخیزی خاک‌ها و همچنین قابلیت استفاده برخی عناصر غذایی و غلظت مواد سمی تأثیر داشته باشد که عمدتاً ناشی از اثر آن‌ها بر تعادل‌های شیمیایی، جذب و واجذبی، تصعید آمونیاک، تولید مواد سمی و فعالیت میکروبی در خاک است.

کاهش سریع pH پس از مانداب و غرقاب، احتمالاً به دلیل تجمع CO<sub>2</sub> ناشی از تنفس میکروبی است (پونامپروما، 1972). نتایج این پژوهش با گزارش‌های اتان (2015) مطابقت دارد که نشان دادند pH خاک‌ها چند روز پس از غرقاب به حداقل می‌رسد و سپس به مقدار جزئی افزایش می‌یابد و به مقدار نسبتاً پایداری می‌رسد این افزایش جزئی pH می‌تواند به دلیل افزایش حلالیت فسفات‌های آهن و آلومینیم باشد. افزایش نهایی pH در پایان آزمایش نیز به علت کاهش غلظت کلسیم، منیزیم و پتاسیم و همچنین کاهش غلظت CO<sub>2</sub> در محلول خاک است (پونامپروما، 1972). به طور کلی دینامیک Eh و pH در خاک‌های غرقابی بسیار پیچیده است و می‌تواند تحت تأثیر بسیاری از ویژگی‌های خاک مانند نوع و مقدار مواد آلی، مقدار و نوع کاتیون‌ها و آنیون‌ها و ... است (اتان، 2015).



شکل 3- تغییرات زمانی میانگین pH خاک‌های آهکی مطالعه شده در شرایط ماندابی



شکل 4- تغییرات زمانی pH خاک‌های مختلف در شرایط ماندابی

تأثیر مانداب بر قابلیت هدایت الکتریکی (EC) محلول خاک

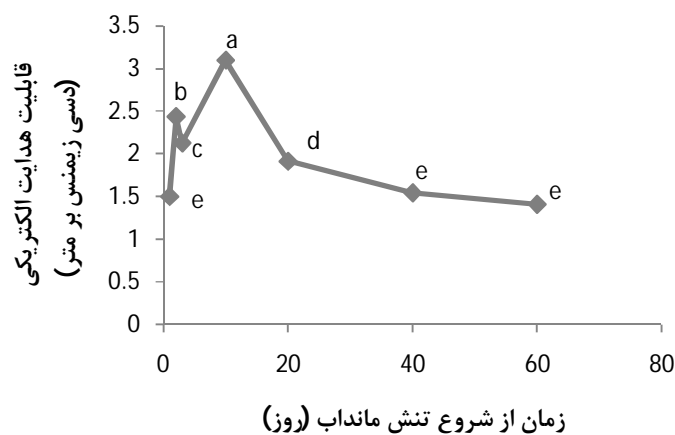
3/19 دسی‌زیمنس بر متر در روز دهم پس از اعمال تنش رسید. پس از آن میانگین EC شروع به کاهش کرد به طوری که در 20، 40 و 60 روز پس از تنش مانداب به ترتیب به 1/91، 1/54 و 1/41 دسی‌زیمنس بر متر رسید که مقدار آن در پایان دوره مانداب، تقریباً به مقدار در شروع تنش غرقاب رسید. تغییرات زمانی قابلیت هدایت

تأثیر مانداب بر میانگین EC محلول خاک در خاک‌های مختلف در شکل 5 نشان داده شده است. میانگین EC محلول خاک یک روز پس از غرقاب حدود 1/5 دسی‌زیمنس بر متر بود که در روز دوم به 2/43 دسی‌زیمنس بر متر افزایش یافت سپس مقداری کاهش نشان داد و به 2/13 دسی‌زیمنس بر متر رسید و مجدداً به

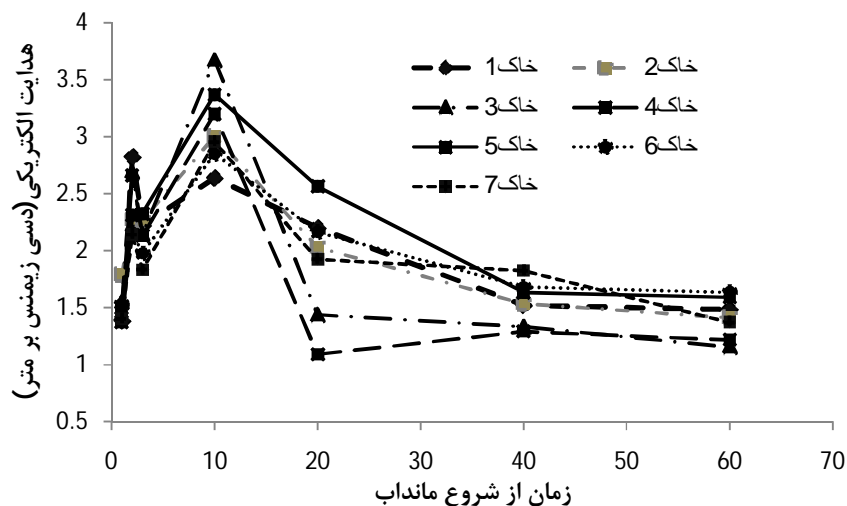


کاهش یون‌های آهن سه ظرفیتی و منگنز سه و چهار ظرفیتی به ترتیب به آهن دو ظرفیتی و منگنز دو ظرفیتی و در نتیجه افزایش تحرک این یون‌ها، تشکیل یون‌های  $\text{NH}_4^+$ ،  $\text{HCO}_3^-$ ،  $\text{RCOO}^-$  و اسیدهای آلی ناشی از تجزیه مواد آلی و همچنین جانشینی کاتیون‌های موجود در سطح کلئیدهای خاک به وسیله یون‌های آهن (II)، منگنز (II) و آمونیم ( $\text{NH}_4^+$ ) است (نیو و میماریل، 1985؛ بوین و همکاران، 2003؛ اسکات و همکاران، 2003). دلیل کاهش بعدی و رسیدن به یک مقدار نسبتاً پایدار نیز رسوب آهن (II) به صورت  $\text{FeS}$  و  $\text{Fe}_3(\text{OH})_8$ ، رسوب منگنز (II) به صورت  $\text{MnCO}_3$ ، تبدیل  $\text{RCOO}^-$ ،  $\text{HO}_3^-$  و اسیدهای آلی به  $\text{CH}_4$  و  $\text{CO}_2$  و همچنین تلفات  $\text{CO}_2$  است (نارت و ساریوات، 1999).

الکتریکی خاک‌های مختلف در شرایط ماندابی نشان می‌دهد که روند تغییرات تقریباً مشابه است (شکل 6). افزایش EC در روزهای اول پس از اعمال تنش غرقاب در خاک‌های آهکی می‌تواند ناشی از تجمع  $\text{CO}_2$  و حل شدن کربنات کلسیم باشد (روستامینا و همکاران، 2011). برخی گزارش‌ها افزایش EC را ناشی از حل شدن اکسیدهای قابل کاهش آهن و منگنز و همچنین رهاسازی عناصر جذب شده روی سطوح اکسیدها بیان کرده‌اند (بوین و همکاران، 2003؛ اسکات و همکاران، 2003). کاهش مجدد EC پس از رسیدن به حداکثر نیز به تجزیه اسیدهای آلی و کاهش فشار جزئی  $\text{CO}_2$  نسبت داده شده است (روستامینا و همکاران، 2011). برخی گزارش‌ها نیز دلیل افزایش قابلیت هدایت الکتریکی در محلول خاک،



شکل 5- تغییرات زمانی میانگین EC خاک‌های آهکی مطالعه شده در شرایط ماندابی

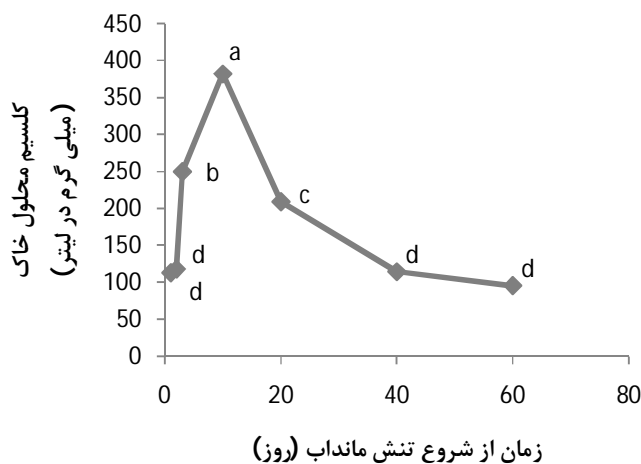


شکل 6- تغییرات قابلیت هدایت الکتریکی خاک‌های مختلف در شرایط ماندابی

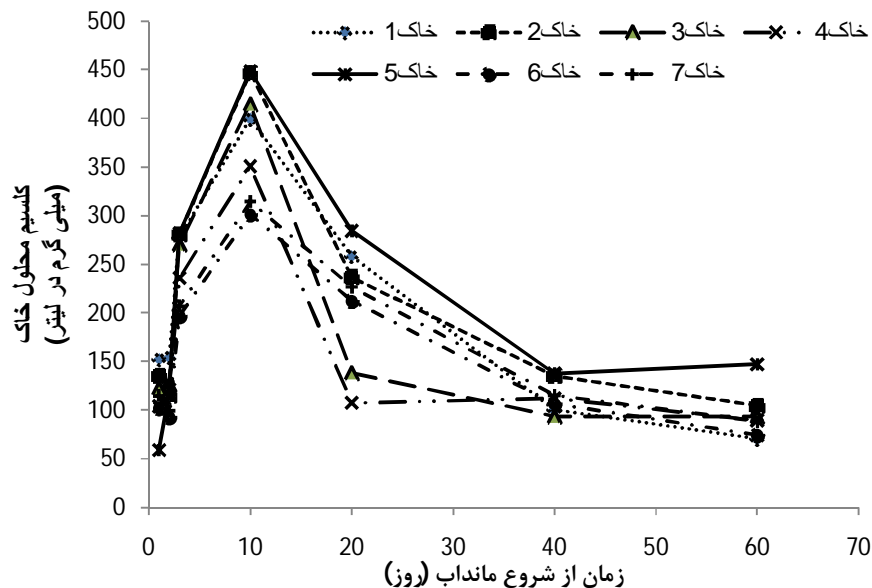
## تأثیر مانداب بر کلسیم محلول خاک

آهکی تحت شرایط ماندابی، حلالیت فسفات‌های کلسیم، کاهش سایت‌های تبدالی به دلیل حلالیت کربن آلی (تخریب ساختمان خاک و خاکدانه‌ها با ماندابی شدن موجب حل شدن برخی عوامل سیمانی از جمله مواد مواد آلی با وزن سبک به محلول خاک می‌شود که می‌توانند به صورت پوششی در روی برخی محل‌های تبدالی قرار گیرند) و اکسیدهای هیدروکسی آهن و منگنز و همچنین جایگزینی کلسیم در سایت‌های تبدالی خاک با سدیم، آهن و منگنز است که به دلیل افزایش قدرت یونی محلول و همچنین افزایش غلظت آهن، منگنز و سدیم در محلول خاک است (لارسون و همکاران، 1991). بنابراین میانگین غلظت کلسیم در محلول خاک‌های تحت شرایط مانداب ابتدا افزایش یافت و حدوداً پس از 10 روز به حداکثر رسید، سپس دوباره با شیب کمتری کاهش یافت و به مقدار اولیه در شروع تنش مانداب و غرقاب رسید، غلظت کلسیم حدود 10 روز پس از مانداب به حداکثر رسید (شکل 7).

میانگین غلظت کلسیم در محلول خاک در شروع آزمایش حدود 113 میلی‌گرم در لیتر بود و مانداب شدن به طور کلی موجب افزایش غلظت کلسیم در محلول خاک شد و حداکثر غلظت حدود 10 روز پس از اعمال شرایط مانداب حاصل شد. پس از آن، غلظت کلسیم شروع به کاهش کرد به طوری که پس از 40 روز به حدود 114 میلی‌گرم در لیتر رسید (شکل 7). تغییرات زمانی غلظت کلسیم محلول خاک‌های مختلف در شرایط ماندابی نشان داد که غلظت کلسیم در این خاک‌ها پس از 10 روز به حداکثر رسید سپس کاهش یافت و روند تغییرات تقریباً یکسان بود (شکل 8). دیگر پژوهشگران نیز نشان دادند که غلظت کلسیم در محلول خاک تحت شرایط مانداب و غرقاب افزایش می‌یابد (لارسون و همکاران، 1991؛ نارت و ساریوات، 1999). افزایش غلظت کلسیم در محلول خاک ناشی از حل شدن کربنات‌ها و بی‌کربنات‌های نامحلول خاک در خاک‌های



شکل 7- تغییرات زمانی میانگین غلظت کلسیم در محلول خاک‌های آهکی مطالعه شده در شرایط ماندابی



شکل 8- تغییرات زمانی غلظت کلسیم در محلول خاک‌های مختلف در شرایط ماندابی

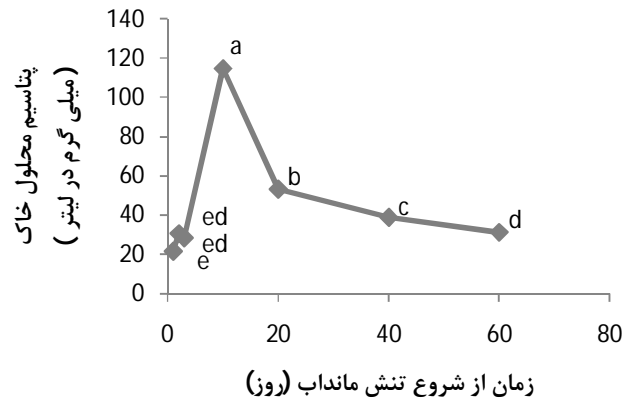
#### تأثیر مانداب بر پتاسیم و سدیم محلول خاک

تأثیر مانداب بر پتاسیم محلول خاک‌ها در شکل 9 نشان داده شده است. در شروع مانداب میانگین غلظت پتاسیم حدود 21/4 میلی‌گرم در لیتر بود پس از 10 روز، غلظت آن به حداکثر (114 میلی‌گرم در لیتر) رسید. سپس غلظت پتاسیم شروع به کاهش کرد و در پایان آزمایش به حدود 31 میلی‌گرم در لیتر رسید. تغییرات زمانی غلظت پتاسیم محلول خاک‌های مختلف در شکل 10 نشان می‌دهد که غلظت پتاسیم پس از 10 روز، در خاک‌های 7 و 2 به ترتیب از بیشترین و کمترین تغییرات برخوردار بود (شکل 10). افزایش غلظت پتاسیم محلول ناشی از جایگزینی پتاسیم در محل‌های تبادلی با افزایش غلظت دیگر کاتیون‌ها در محلول خاک است. افزایش غلظت آهن و منگنز در شرایط مانداب و غرقاب می‌تواند جایگزین پتاسیم در محل‌های تبادلی شوند و پتاسیم را وارد محلول خاک کنند (بهمنیار، 2008). نتایج این پژوهش با یافته‌های نارته و صحراوات (1999) و لارسون و همکاران (1991) مطابقت دارد که گزارش کردند غرقاب شدن خاک‌های آهکی موجب افزایش غلظت کاتیون‌هایی آمونیم، کلسیم، پتاسیم در محلول خاک می‌شود و افزایش غلظت این عناصر را ناشی از انحلال کربنات‌ها و بی‌کربنات نامحلول

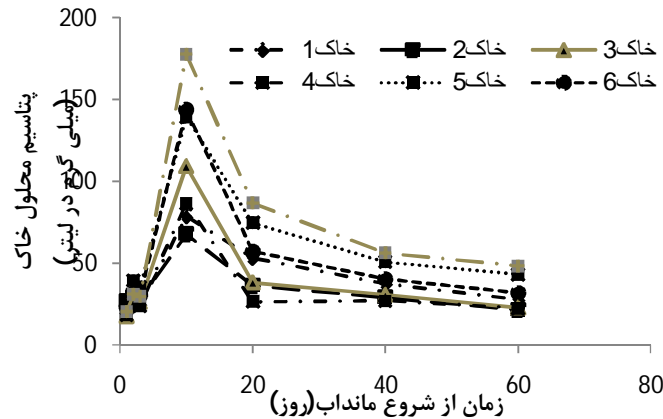
تحت شرایط ماندابی، کاهش محل‌های تبادلی به دلیل انحلال کربن آلی و اکسیدهای هیدراته آهن و منگنز و همچنین جایگزینی محل‌های تبادلی خاک به دلیل غلظت بیشتر آهن و منگنز در محلول خاک گزارش کردند. با غرقاب شدن خاک، حلالیت اکسیدهای آهن و منگنز، حلالیت فسفات‌های کلسیم، حلالیت کربنات‌ها و بی-کربنات نامحلول و همچنین برخی اکسیدهای هیدراته آلومینیم افزایش می‌یابد که در مجموع تغییرات حلالیت، جذب و واجدبی این عناصر می‌تواند موجب تغییرات و افزایش غلظت عناصری مانند کلسیم، پتاسیم، سدیم و آهن در محلول خاک و همچنین سطوح تبادلی شود (اتان، 2015؛ پوناپروما، 1972). کاهش مجدد پتاسیم محلول خاک، پس از رسیدن به حداکثر می‌تواند به دلیل جذب مجدد پتاسیم به محل‌های تبادلی و همچنین تثبیت آن توسط کانی‌های رس باشد (لئو و همکاران، 2004). همچنین روند تغییرات میانگین غلظت سدیم محلول خاک در خاک‌های آهکی با شرایط مانداب و غرقاب نشان داد که غلظت سدیم محلول خاک نیز پس از مانداب سریعاً افزایش یافت و به فاصله کوتاهی به حداکثر رسید سپس به طور تدریجی کاهش یافت و نسبتاً پایدار شد

روند کاهشی داشت و پس از 20 روز، روند تغییرات تقریباً ثابت بود. این روند تغییرات در خاک‌های مختلف بسیار متفاوت بود (شکل 12).

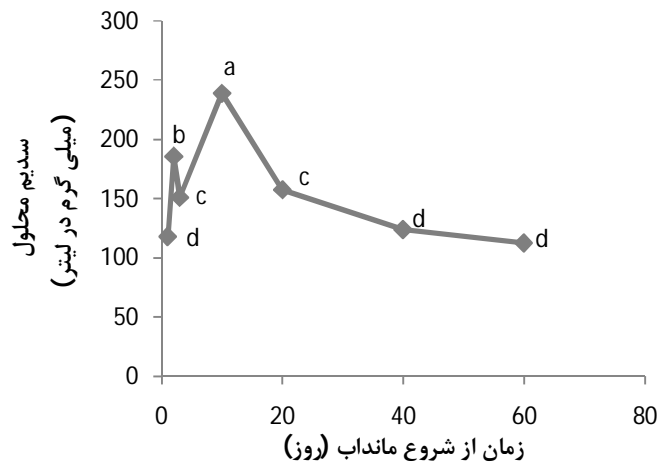
(شکل 11). تغییرات زمانی غلظت سدیم محلول خاک- های مختلف نشان می‌دهد که غلظت سدیم محلول در خاک 3 از بیشترین تغییرات برخوردار است. غلظت سدیم پس از 10 روز به بیشترین مقدار رسید سپس



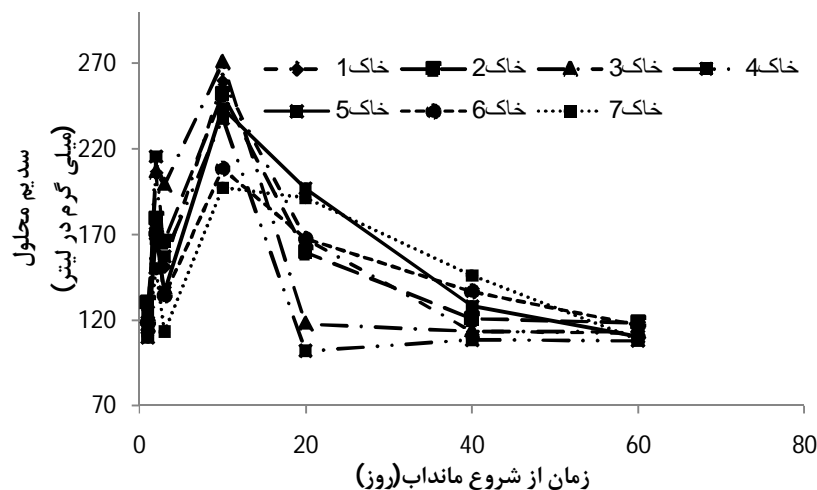
شکل 9- تغییرات زمانی میانگین غلظت پتانسیم در محلول خاک‌های آهکی مطالعه شده در شرایط ماندابی



شکل 10 - تغییرات زمانی غلظت پتانسیم در محلول خاک‌های مختلف در شرایط ماندابی



شکل 11 - تغییرات زمانی میانگین غلظت سدیم در محلول خاک‌های آهکی مطالعه شده در شرایط ماندابی



شکل 12- تغییرات زمانی غلظت سدیم در محلول خاک‌های مختلف در شرایط ماندابی

#### تأثیر مانداب بر آهن محلول خاک

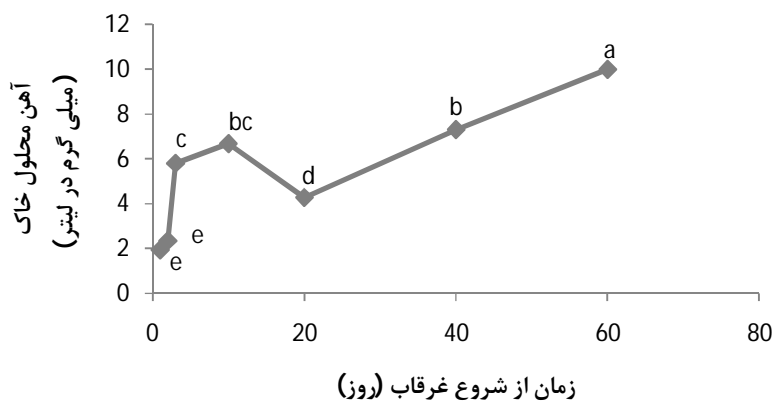
بیولوژیکی اکسیدهای آهن (بیوژنوشیمی آهن)، جذب آهن روی سطح اکسیدها و محل‌های تبدلی (که مانع کاهش آنزیمی آهن می‌شوند) و همچنین تشکیل کانی آهن باشد (کواتین و همکاران، 2008؛ رودن، 2004؛ باوری و همکاران، 1999). نتایج این پژوهش با گزارش‌های دیگر مطابقت دارد که نشان دادند مانداب و غرقاب شدن خاک موجب افزایش غلظت آهن محلول، کاهش pH، افزایش جایگزینی کاتیون‌ها از محل‌های تبدلی و افزایش حلالیت فسفر می‌شوند و حداکثر غلظت آهن 30 روز پس از مانداب و غرقاب حاصل شد (یونامپروما، 1972؛ ابراهیم و همکاران، 2011).

نتایج این پژوهش نشان داد که غلظت آهن در محلول خاک در فاصله کوتاهی بعد از اعمال شرایط مانداب افزایش می‌یابد و سپس دوباره شروع به کاهش نموده و بعد از سه هفته به یک حداقل رسید سپس مجدداً روند افزایشی داشت به طوری که پس از یک دوره حدود دو ماهه تنش مانداب به حدود 10 میلی‌گرم در لیتر رسید. در خاک‌های تحت تنش مانداب و غرقاب، تقریباً همزمان با ناپدید شدن اکسیژن و نترات در محلول خاک، کاهش اکسیدهای منگنز و سپس آهن شروع می‌شود که از طریق الکتروشیمیایی به وسیله کاهش در پتانسیل اکسایش-کاهش، کاهش شیمیایی توسط متابولیت‌های باکتریایی و

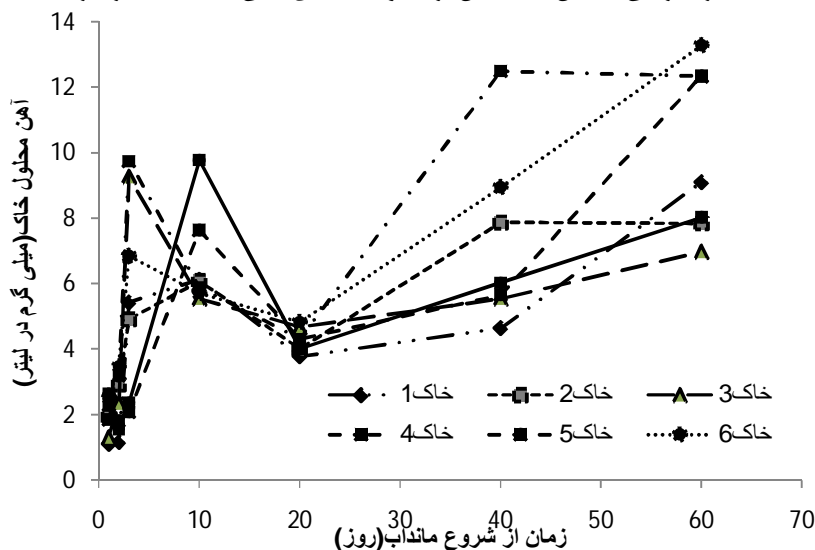
تأثیر مانداب بر غلظت آهن در محلول خاک نشان داد (شکل 13) که میانگین غلظت آهن در محلول خاک، ابتدا افزایش و پس از 10 روز به حداکثر (6/86 میلی‌گرم در لیتر) رسید سپس غلظت آن کاهش یافت و پس از 20 روز به مقدار حداقل 4/27 میلی‌گرم در لیتر رسید پس از آن مجدداً غلظت آهن در محلول خاک روند افزایش داشت و در پایان آزمایش به حدود 9/98 میلی‌گرم در لیتر افزایش یافت. تغییرات زمانی غلظت آهن محلول خاک‌های مختلف در شکل 14 آورده شده است. روند تغییرات غلظت آهن در خاک‌های مختلف بسیار متفاوت بود بیشترین غلظت آهن در خاک‌های 4 و 6 مشاهده شد. به طور کلی شرایط کاهشی خاک‌ها و روند کاهش Eh آنها تحت شرایط ماندابی و غرقابی موجب کاهش آهن (III) به آهن (II) و در نتیجه حل شدن ترکیبات پایدار آهن خاک می‌شود (کیرک، 2004؛ صالح و همکاران، 2013). عامل دیگری که بر افزایش غلظت آهن در محلول خاک تأثیر دارد کاهش pH محلول خاک در خاک‌های ماندابی و غرقابی است (ناگارجا و همکاران، 1989). به طور کلی نتایج این پژوهش نشان داد که میانگین غلظت آهن در محلول خاک ابتدا به یک حداکثر رسید سپس کاهش یافت و مجدداً روند افزایشی داشت دلیل این روند تغییرات ممکن است کاهش قابلیت استفاده

درجه سانتی‌گراد)، مواد آلی قابل تجزیه (باکتری‌های که عمل کاهش در خاک‌های بی‌هوازی انجام می‌دهند غیر خودکفا هستند و از آهن (III) به عنوان پذیرنده نهایی الکترون برای اکسایش ماده آلی استفاده می‌نمایند) و مقدار نیتрат در محلول خاک است. همچنین غلظت آهن در محلول خاک به شدت تحت تأثیر پتانسیل اکسایش-کاهش و pH محلول خاک قرار می‌گیرد. حد بحرانی پتانسیل اکسایش-کاهش برای کاهش آهن (III) با مقدار pH محلول خاک تغییر می‌کند و در pH هفت، حد بحرانی پتانسیل اکسایش-کاهش برای کاهش آهن +100 میلی‌ولت است.

همچنین مسیرهای اکسایش و کاهش بیولوژیکی انجام می‌شود. غلظت آهن (II) پس از مانداب یا غرقاب خاک‌های اسیدی با مواد آلی و آهن فعال زیاد، به طور تصاعدی افزایش می‌یابد و ممکن است به 50 تا 100 میلی‌گرم در کیلوگرم برسد و این غلظت معمولاً در طول چندین ماه پایدار است. اما در خاک‌های آهکی، غلظت آهن (II) در محلول خاک، به ندرت به بالاتر از 20 میلی‌گرم در کیلوگرم در خاک‌های تحت تنش مانداب و غرقاب می‌رسد. عواملی که در غلظت آهن (II) در محلول خاک در خاک‌های ماندابی و غرقابی دخالت دارند شامل آهن فعال سه ظرفیتی (آهن سه ظرفیتی قابل کاهش)، درجه حرارت مناسب برای کاهش آهن (45



شکل 13 - تغییرات زمانی میانگین غلظت آهن در محلول خاک‌های آهکی مطالعه شده در شرایط ماندابی



شکل 14 - تغییرات زمانی غلظت آهن در محلول خاک‌های مختلف در شرایط ماندابی

## نتیجه‌گیری

حاصل شد. میانگین غلظت آهن در محلول خاک، در فاصله کوتاهی پس از مانداب افزایش یافت سپس شروع به کاهش کرد و حدود 20 روز پس از تنش مانداب به حداقل رسید و مجدداً افزایش یافت به طوری در پایان دوره، به حدود 10 میلی‌گرم در لیتر رسید. بنابراین بر اساس نتایج این پژوهش و با توجه به روند تغییرات شوری و غلظت عناصر غذایی در محلول خاک، بایستی از مصرف کودهای شیمیایی (خاکی و محلول‌پاشی) پس از رخداد مانداب اجتناب شود. همچنین با توجه به روند تغییرات Eh محلول خاک، تداوم مانداب به بیشتر از 5 روز می‌تواند منجر به شرایط نسبتاً کاهشی در خاک و ایجاد خسارت در درختان میوه شود لذا خروج آب اضافی در این فاصله زمانی توصیه می‌شود.

نتایج این پژوهش نشان داد که EC، pH، Eh و همچنین غلظت عناصر غذایی در محلول خاک تحت تأثیر شرایط مانداب قرار گرفت. Eh همزمان با مانداب شروع به کاهش کرد و در 10 روز اول بیشترین کاهش در Eh ایجاد شد. بیشترین غلظت سدیم، EC در 10 روز پس از مانداب حاصل شد افزایش غلظت سدیم پس از مانداب ممکن است به علت حلالیت کانی‌های رسی دارای سدیم و دیگر نمک‌های نامحلول باشد که موجب افزایش EC و غلظت کاتیون‌های محلول می‌شوند. pH محلول خاک‌ها نیز پس از مانداب روند کاهشی داشت و پس از 20 روز به حدود 7 (خنثی) رسید. بیشترین غلظت پتاسیم و کلسیم در محلول خاک نیز حدود 10 روز پس از مانداب

## فهرست منابع:

1. اسدی کنگرشاهی، علی و نگین اخلاقی امیری. 1397. مدیریت احداث باغ پایدار مرکبات. انتشارات آموزش و ترویج کشاورزی. تهران، ایران. صفحه 201.
2. اسدی کنگرشاهی، علی و نگین اخلاقی امیری. 1393. تغذیه پیشرفته و کاربردی مرکبات. جلد اول، انتشارات آموزش و ترویج کشاورزی. تهران، ایران. صفحه 321.
3. اسدی کنگرشاهی، علی، غلامرضا ثواقبی، محمود سمر و محسن فرحبخش. 1392. امکان استفاده از فلورسنس کلروفیل برای ارزیابی تحمل تعدادی از پایه‌های مرکبات به تنش مانداب. مجله به زراعی کشاورزی، جلد 15، شماره 4، دانشگاه تهران، تهران، ایران، صفحه 65-78.
4. ایزدپناه، بیژن. 1355. مطالعات نیمه تفضیلی و اجمالی خاکشناسی و طبقه‌بندی اراضی استان مازندران. نشریه شماره 492. مؤسسه تحقیقات خاک و آب، سازمان تحقیقات و آموزش کشاورزی، تهران، ایران.
5. Asadi Kangarshahi, A. & Akhlaghi Amiri, N. 2008. Effect of short-term water logging on the growth and yield of citrus. The 11<sup>th</sup> International Citrus Congress, Wuhan, China.
6. Bahmaniar, M.A. 2008. The influence of continuous rice cultivation and different waterlogging periods on the morphology, clay mineralogy, Eh, pH and K in paddy soils. Eurasian Soil Sci. 41:87-92.
7. Bashour, I. & Sayegh, A.A. 2007. *Methods of Analysis for Soils of Arid and Semi-Arid Regions*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. P. 49-53.
8. Boivin, P., Favre, F., Hammecker, C., Maeght, J.L., Delariviere, J., Poussin, J.C. & Woperris, M.C.S. 2002. Processes driving soil solution chemistry in a flooded rice-cropped vertisol: Analysis of long-time monitoring data. Geoderma. 110: 87 - 107.
9. Bourrie, G., Trolard, F., Genin, J.M.R., Jafrezic, A., Maitre, V., Abdelmoula, M. 1999. Iron control by equilibria between hydroxy-Green Rusts and solutions in hydromorphic soils. Geochim Cosmochim Acta. 63:417-427.

10. Dat, J. F., Capelli, N., Foizer, H., Bourgeade, P. & Badot, P.M. 2004. Sensing and signaling during plant flooding. *Plant Physiol Biochem.* 42: 273-282.
11. Domingo, R., Perez – Paster, A. & Ruiz – Sanchez, C. 2002. Physiological responses of apricot plants grafted on two different rootstocks to flooding condition. *J. Plant Physiol.* 159: 725 – 732.
12. Ethan, S. 2015. Effect of flooding on chemistry of paddy soils: a review. *Int. J. Innov. Sci. Eng. Tech* 2:414–420.
13. Farrell, R.E., Swerhone, G.D.W., and van Kessel, C. 1991. Construction and evaluation of a reference electrode assembly for use in monitoring in situ soil redox potentials. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 22: 1059-68.
14. Gee, G.W. & Bauder, J.W. 1986. Particle size analysis. P. 383 – 411. In: A. Klute, (ed.) *Methods of Soil Analysis. Part1.* SSSA, Madison, WI.
15. Giesler, R., Lundstrom, U.S. & Grip, H. 1996. Comparison of soil solution chemistry assessment using zero-tension lysimeters or centrifugation. *Euro. J. Soil Sci.* 47: 395 – 405.
16. Ibrahim, S.A., Siam, H.S., Rashad, M.A., Holah, S.S., Abou Zeid, S.T. 2011. Influence of soil moisture regimes on some nutrients concentration in soil solution collected from different soils through the growth period of rice plants. *Int J. Acad Res.* 3:711–719.
17. Kirk, G.J.D., Solivas, J.L. & Alberto, M.C. 2003. Effect of flooding and redox conditions on solute diffusion in soil. *Europ. J. Soil Sci.* 54: 617 - 624.
18. Kirk, G. 2004. *The biogeochemistry of waterlogged soils.* Wiley, New York.
19. Larson, K.D., Graetz, D.A., Schaffer, B. 1991. Flood-induced chemical transformations in calcareous agricultural soils of South Florida. *Soil Sci.* 152:33–40.
20. Lindsay, W.L. & Norvel, W.A. 1978. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper. *Soil Science Society of America Journal.* 42: 421-428.
21. Lu, S.G., Tang, C., Rengel, Z. 2004. Combined effects of waterlogging and salinity on electrochemistry, water-soluble cations and water dispersible clay in soils with various salinity levels. *Plant Soil.* 264:231–245.
22. Mansfeldt, T. 2003. In situ long-term redox potential measurements in a dyked marsh soil. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 166: 210-219.
23. Mclean, E.O. 1982. Soil pH and lime requirement. P. 199- 224. In: A.L. Page et al. (ed.), *Methods of Soil Analysis. Part 2.* SSSA. Madison, WI.
24. Moldenhauer, K.A., Gibbons, J.H. 2002. Rice morphology and development. In: Smith CW, Dilday RH (eds) *Rice: origin, history, technology, and production.* Wiley, Hoboken, pp: 103–128.
25. Nagarajah, S., Neue, H.U., Alberto, M.C.R. 1989. Effect of Sesbania, Azolla, and rice straw incorporation on the kinetic of  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Mn}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ , and P in some flooded rice soils. *Plant Soil* 116:37–48.
26. Narteh, L.T., Sahrawat, K.L. 1999. Influence of flooding on electrochemical and chemical properties of West African soils. *Geoderma.* 87:179–207.
27. Nelson, D.W. & Sommers, L.E. 1982. Total carbon, organic carbon, and organic matter. P. 539 – 579. In: A.L. Page et al. (eds.), *Methods of Soil Analysis. Part II.* 2th ed. ASA, SSSA, Madison, WI.
28. Neue, H.E., & C.P. Mamaril. 1985. Zinc, sulfur and other micronutrient in wetland soils: Characterization, classification and utilization. *Proceeding of a Workshop from 26 March to 5 April.* Manil Philippines, IRRI.
29. Olsen, S.R. & Sommers, L.E. 1982. Phosphorus. In: A.L. Page et al., (Ed.), *Methods of Soil Analysis. Part 2. Monograph no 9.* (pp. 403-430). American Agronomy, Madison, WI.
30. Parent, C., Capell, N. Berger, A. Crevecoeur, M. & Dat, J.F. 2008. An overview of plant responses to soil waterlogging. *Plant Stress.* 2: 20 – 27.



31. Patrick, W.H. & Khalid, R.A.. 1974. Phosphate release and sorption by soils and sediments effect of aerobic and anaerobic conditions. *Science* 186: 53 – 55.
32. Patrick, W.E., Gambrell, R.P. & Faulkner, S.P. 1996. Redox measurements of soils. p. 1255 – 1273. In: D. Sparks (ed.). *Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical methods. Soil Sci. Am. Book Series, No. 5. Madison, WI.*
33. Pezeshki, S.R. 2001. Wetland plant responses to soil flooding. *Environ. Exp.Bot.* 46: 299 - 312.
34. Ponnampereuma, F.N. 1984. Effects of flooding on soils In: Kozlowski, T.T. (ed.). *Flooding and Plant Growth. Academic Press Inc. Orlando, FL. PP. 9 – 45.*
35. Ponnampereuma, F.N. 1972. *The chemistry of submerged soils. IRRI Los Banos, Los Banos, p 96.*
36. Quantin, C., Grunberge, O., Suvannang, N., Bourdon, E. 2008. Land management effects on biogeochemical functioning of saltaffected paddy soils. *Pedosphere* 18:183–194
37. Roden, E.E. 2004. Analysis of long-term bacterial versus chemical Fe(III) oxide reduction kinetics. *Geochim Cosmochim Acta.* 68:205–216.
38. Rogers, C.W., Brye, K.R., Roberts, T.L., Norman, R.J., Fulford, A.M. 2010. Assessing Redox Potentials as Related to Greenhouse Gases in Flooded Paddy Soils B.R. Wells Rice Research Studies 2010. AAES Research Series Saul Ethan. Effect of flooding on chemistry of paddy soils: a review. *IJISSET* 2:235–243.
39. Rostaminia, M., Mahmoodi, S., Sefidi, H.T., Pazira, E., Kafaei, S.B. 2011. Study of reduction-oxidation potential and chemical characteristics of a paddy field during rice growing season. *J. Appl. Sci.* 11:1004–1011.
40. Sachs, M., Vartapetian, B. 2007. Plant anaerobic stress. I: Metabolic adaptation to oxygen deficiency. *Plant Stress.* 1: 123 – 135.
41. Saleh, J., Najafi, N., Oustan, S., Aliasgharzad, N., Ghassemi-Golezani, K. 2013. Changes in extractable Si, Fe, and Mn as affected by silicon, salinity, and waterlogging in a sandy loam soil. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 44:1588–1598.
42. Schneider, A. 1997. Release and fixation of potassium by a loamy soil as affected by initial water content and potassium status of soil samoles. *European Journal of Soil Science.* 48: 263 – 271.
43. Scott, H.D., Miller, D.M., Renaud, F.G. 2003 Rice soils: physical and chemical characteristics and behavior. In: Smith, C.W., Dilday, R.H.(eds) *Rice: origin history, technology and production.* Wiley, New York, pp 297–329.
44. Sigg, L., C.A. Johnson & A. Kuhn. 1991. Redox condition and alkalinity generation in a seasonally anoxic lake. *Mar. Chem.* 36: 9-26.
45. Singh, S.N. 2001. Exploring correlation between redox potential and other edaphic factors in field and laboratory conditions in relation to methane efflux. *Environ. Int.* 27: 265 – 274.
46. Sposito, G. 1981. *The thermodynamics of soil solutions.* New York, Oxford University Press.
47. Veneman, P.L.M., and Pickering, E.W. 1983. Salt Bridge for Redox Potential Measurements. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.* 14: 669-677.
48. Vonlangen, P.J., K.S. Johnson, K.H. Coale & V.A. Elrod. 1997. Oxidation Kinetics of manganese (II) in seawater at nanomolar concentration. *Geochim. Cosmochim. Acta.* 61: 4945-4954.
49. Wright, R.J. & T.I. Stuczynski. 1996. Atomic absorption and flame emission spectroscopy. In: *Methods of Soil Analysis. Sparks, D.L. (Ed.), Part III, Chemical Methods, SSSA Book Series No.5, SSSA, Madison, WI. P. 65 – 91.*
50. Zarate-Vaide, J.L., R.J. Zdsoski & A.E. Lauchli. 2006. Short-term effect of moisture on soil solution pH and Eh. *Soil Sci.* 171: 423 – 431.



## بررسی میزان فلوتور در تعدادی از خاک‌ها و ارتباط آن با ویژگی‌های خاک

رامین سلماسی<sup>1</sup>

استادیار پژوهشی مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی استان آذربایجان شرقی، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، تبریز - ایران؛

raminsalmasi@yahoo.com

دریافت: 1400/2/7 و پذیرش: 1400/7/4

### چکیده:

هرچند فلوتور عنصری ضروری برای انسان و حیوان می‌باشد ولی بالا بودن غلظت این عنصر در خاک می‌تواند برای حیوان‌های چراکننده و گیاهان آسیب‌زا باشد. در حیوان‌های چراکننده، فرودادن و گوارش خاک هنگام چرا به‌عنوان راهی برای سمناکی و مسمومیت احتمالی فلوتور در نظر گرفته می‌شود. در پژوهش حاضر، دامنه‌ی غلظت‌های فلوتور کل و محلول و ارتباط آن‌ها با ویژگی‌های برگزیده‌ی خاک‌های اطراف شهرستان اهر در استان آذربایجان شرقی بررسی شده‌است. برای اجرای این پژوهش، تعداد 21 نمونه خاک سطحی از مناطق اطراف شهرستان اهر برداشت و برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی و غلظت‌های فلوتور کل و فلوتور محلول آن‌ها اندازه‌گیری شد. یافته‌های به‌دست آمده نشان داد که غلظت فلوتور کل و فلوتور قابل استخراج با کلراید کلسیم خاک‌ها در دامنه‌های به‌ترتیب 574/3 - 204/7 و 0/7 - 5/9 میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک و با میانگین‌های به‌ترتیب 334/8 و 4/1 میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک قرار داشت که نشان میداد این خاک‌ها از نظر فلوتور در گروه خاک‌های غیرآلوده می‌باشند. غلظت فلوتور کل با فسفر کل، کربن آلی و اکسیدهای آلومینیوم همبستگی معنی‌دار نشان داد. در حالی‌که فلوتور قابل استخراج با کلراید کلسیم فقط با کربن آلی همبستگی معنی‌دار داشت. غلظت‌های برآورده شده فلوتور در محلول خاک‌ها بسیار پایین‌تر از غلظت‌های بحرانی فلوتور برای ایجاد سمیت در گیاهان (0/5 - 0/3 میکروگرم بر میلی‌لیتر برای جوی دوسر و 32 میکروگرم بر میلی‌لیتر برای گوجه‌فرنگی) بود. با در نظرگیری میزان طبیعی بلع و فرودادن خاک به‌وسیله‌ی دام، مسمومیت این عنصر برای آن‌ها خیلی ضعیف به نظر می‌رسد.

واژه‌های کلیدی: فلوتور قابل استخراج، فلوتور کل خاک، غلظت بحرانی، مسمومیت فلوتور.

<sup>1</sup> نویسنده مسئول، آدرس: تبریز - مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی استان آذربایجان شرقی، بخش تحقیقات آب‌خیزداری

## مقدمه

فلوتور کل و میزان مصرف خاک بستگی دارد. از طرف دیگر فراهمی و پویایی فلوتور خاک و در نتیجه خطر سمیت آن برای گیاه، بازتاب غلظت فلوتور محلول می‌باشد (اوسمان، 2018).

حلالیت فلوتور خاک از طریق جذب سطحی فلوتور به وسیله اجزای معدنی و اسیدیته‌ی خاک اداره می‌شود (لوگاناتان و همکاران، 1983؛ مک‌لافلین، 2001). برای مثال، حلالیت فلوتور برای خاک‌های استرالیا در دامنه pH 6 تا 6/5 کمترین میزان بود و این حلالیت برای هر دو pH کمتر از 6 و بیشتر از 6/5، افزایش نشان داد (اوله اوولایی و همکاران، 2015). حلالیت بالای فلوتور در شرایط اسیدی پیامد تشکیل کمپلکس‌های AIF و در شرایط قلیایی در نتیجه‌ی واجذب یون فلوتور آزاد به-وسیله سطوح دارای بار منفی می‌باشد. الگوهای مشابه از تاثیر pH بر حلالیت فلوتور برای سری‌های گوناگون خاک‌های سطحی انگلستان (ویدوسان، 1971) و پنسیلوانیا در آمریکا (گیلین و جانسون، 1980) نیز گزارش شده است. بررسی‌های انجام گرفته نشان دادند

اکسیدهای آلومینیوم نسبت به کانی‌های دیگر جذب بالایی از فلوتور را داشتند و کانی‌های 2:1 و گوئیتیت تنها اندازه‌های خیلی کمی از فلوتور را جذب نمودند (باور و هجر، 1967). نقش کنترلی کانی‌های حاوی فلوتور و جاذب‌های سطحی آن بر غلظت فلوتور محلول بسیار پیچیده می‌باشد (پیکرینگ، 1985). دلایل متنوعی در منابع علمی برای واکنش کند فلوتور با اجزای خاک وجود دارد که چرایی عمده آن تثبیت این عنصر به-وسیله‌ی یک یا بیشتر اجزای خاک می‌باشد. از جمله سازوکارهای تثبیت فلوتور در خاک می‌توان به نگهداشت مکانیکی آن در محلول خاک (درون خلل و فرج ریز خاک)، ترکیب شیمیایی داخل شبکه‌ی رس‌ها و جذب سطحی از محلول بر روی سطوح کلونیدها اشاره نمود. این رفتار فلوتور تشابه بسیاری با سایر عناصر همانند فسفر (بارو، 1986) و فلزات سنگین (اسپوزیتو، 1989)

فلوتور عنصری ضروری برای انسان و حیوان می‌باشد، با این وجود در حیوان‌های چراکننده اثرهای زهرناکی آن بیشتر از اثرهای سودمندش می‌باشد (کلارک، 1983). بلع خاک هنگام چرا به‌عنوان مسیری برای زهرناکی احتمالی فلوتور در حیوان‌های چراکننده در نظر گرفته می‌شود، به‌طوری‌که بلعیدن خاک با فلوتور زیاد، توانائی ایجاد فلوتوروزیس مزمن برای حیوان‌های چراکننده را دارد (جیسون و همکاران، 1998). فلوتور خاک از هوادیدگی سنگ‌های مادری، فعالیت آتشفشانی، تصاعد‌های کارخانه‌ها (مانند صنعت‌کاری آلومینیوم، آجر، استیل، شیشه و کود) سرچشمه می‌گیرد (کرونین و همکاران، 1998). فلوتور به‌شدت به‌وسیله‌ی ذرات خاک جذب و نگهداری می‌شود (بارو، 1986). این امر به‌نوبه‌ی خود موجب کاهش جذب آن به‌درون سلول‌های گیاهی می‌شود (سینگ، 1990). لوگاناتان و همکاران (2001) گزارش کردند بعد از کاربرد بیش از اندازه‌ی کود فسفره، غلظت فلوتور کل در خاک سطحی از 133 به 226 میکروگرم بر گرم خاک افزایش یافت، این در حالی بود که غلظت فلوتور علوفه‌ی مرتعی افزایش قابل توجهی پیدا نکرد. غلظت فلوتور علوفه‌ی مرتع به‌طور عموم 100 برابر کمتر از این غلظت در خاک سطحی است (لوگاناتان و همکاران، 1983؛ آدریانو، 2001)، از این‌رو جذب این عنصر به‌وسیله‌ی حیوان‌های چراکننده از طریق مصرف علوفه مرتع، خیلی پایین‌تر از جذب از طریق بلع تصادفی خاک است (لوگاناتان و همکاران، 1983؛ مک‌لافلین، 2001).

در صورتی‌که حلالیت فلوتور خاک بالا باشد، می‌تواند بر رشد گیاه نیز تاثیرگذار (استیونس و همکاران، 1997؛ کاباتاپندیس و پندیاس، 2015). توان اصلی آسیب‌زایی ناشی از انباشت فلوتور خاک که برای جانداران وجود دارد از طریق بلع خاک به‌وسیله‌ی حیوانات چراکننده، نه مصرف علوفه مرتع که فلوتور کمی دارد، می‌باشد (لوگاناتان، 1983). این توان به‌غلظت

بررسی‌های اولیه غلظت‌های به‌نسبت بالایی از فلوتور را در این خاک‌ها نشان داده است (سلماسی و پیروان، 1392). این سوال پیش آمد که آیا ممکن است این غلظت‌های فلوتور، مشکلاتی را برای دام چراکننده از علوفه و گیاهان کشت‌شده در منطقه ایجاد کند یا خیر؟ از آنجایی‌که آسیب ناشی از سمی بودن فلوتور خاک برای حیوان‌ها به‌غلظت فلوتور کل و برای گیاهان به‌غلظت فلوتور محلول خاک بستگی دارد، در این نوشتار غلظت این دو گونه‌ی فلوتور در خاک و ارتباط آن‌ها با ویژگی‌های خاک‌های منطقه ارزیابی شد.

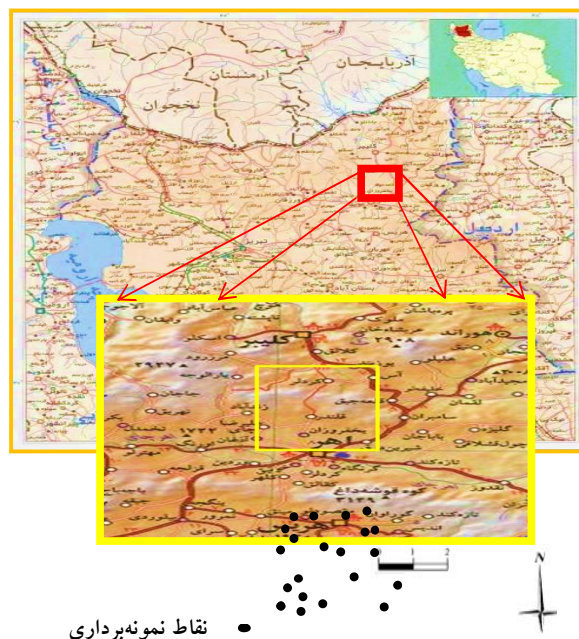
### مواد و روش‌ها

#### نمونه‌برداری خاک

تعداد 21 نمونه خاک سطحی (عمق 0-20 سانتی-متر) به‌صورت مرکب و به‌روش نمونه‌برداری تصادفی از زمین‌های کشاورزی واقع در شمال شهرستان اهر تهیه شد (شکل 1). مناطقی برای نمونه‌برداری انتخاب شدند که پیشینه‌ی مصرف طولانی‌مدت کودهای فسفر را داشتند و به‌علت قرارگیری معدن کائولن، سنگ معدن‌های فلوتوردار در آن مناطق به‌وفور یافت می‌شد. نمونه‌ها جهت انجام آزمایش به آزمایشگاه ارسال شدند.

دارد؛ از سوی دیگر برهمکنش اجزای متشکله خاک بر روی جذب فلوتور نیز در رفتار ناشناخته این عنصر موثر می‌باشد. پیکرینگ (1985) اثر برهمکنش اکسیدهای آلومینیم، مواد آلی و اسیدیته‌ی خاک بر روی جذب فلوتور را بررسی نمود. گزارش او نشان داد با افزایش مواد آلی خاک، تشکیل کمپلکس‌های آلومینیوم با مواد آلی (پلی‌مرهای آلومینیوم) افزایش می‌یابد؛ زمانی‌که خاک اسیدی می‌شود، در نتیجه انحلال اسیدی پلی‌مرهای آلومینیوم، فلوتور نگهداری‌شده به‌وسیله‌ی ناخاصی‌های هیومیک اسیدها به‌محیط رها می‌شود.

بسیاری از مناطق ایران با زیادی فلوتور مواجهه هستند. کیانی (1382) در منطقه اصفهان، بطالب‌لویی و همکاران (1391) در منطقه دشتستان بوشهر و سلماسی و پیروان (1392) در منطقه اهر غلظت‌های بالای فلوتور کل گزارش کرده‌اند. از آن جایی‌که خاستگاه فلوتور می‌تواند انسان‌زاد (ناشی از فعالیت‌های انسانی) و زمین‌زاد (ناشی از زمین‌ساخت منطقه) باشد و هر دو این شرایط در خاک‌های اطراف شهرستان اهر واقع در استان آذربایجان-شرقی وجود دارد (یعنی مصرف بالای کودهای فسفره در خاک‌ها و وجود معدن کائولن در این مناطق که فلوتور در این نوع سنگ معدن‌ها یافت می‌شود)، از طرف دیگر



شکل 1- موقعیت جغرافیایی منطقه مورد مطالعه و نقاط نمونه‌برداری

## تجزیه آزمایشگاهی خاک‌ها

ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی نمونه‌های خاک شامل pH در گل اشباع با به‌کارگیری دستگاه پی‌اچ‌متر (توماس سیمس، 1996)، میزان مواد آلی به روش اکسیداسیون تر (نلسون و سومرز، 1996) و توزیع اندازه-ی ذرات به روش هیدرومتر (جی و بادر، 2002) اندازه‌گیری شدند. اکسیدهای آهن و آلومینیم به روش عصاره‌گیری با اگزالات آسکوربیک اسید (بلیک‌مور و همکاران، 1987) و فسفر کل به روش هضم با اسید پرکلریک اندازه‌گیری شدند (کو، 1996). فلوتور کل (F) خاک به روش ذوب با هیدروکسید سدیم اندازه‌گیری شد: پنج گرم از خاک خشک شده را در کروزه نیکل ریخته و 10 میلی لیتر سود 10 نرمال به آن اضافه گردید. نمونه‌ها در دمای 100 درجه سلسیوس خشک گردیده و سپس به مدت 18 ساعت در دمای 475 درجه سلسیوس در کوره هضم گردید. بعد از خروج از کوره، خاکستر تولید شده در آب داغ حل شده و بعد از عبور از کاغذ صافی واتمن 42، 18 میلی لیتر اسید کلریدریک و 10 میلی لیتر محلول بافرسیترات به آن اضافه گردید تا pH محلول به 6 برسد. در نهایت حجم محلول را به 100 میلی لیتر رسانیده و پس از ترکیب شدن با نسبت 1:1 با محلول بافر تنظیم قدرت یونی کل (TISAB<sup>1</sup>) که از افزودن اسید استیک و سیترات سدیم به آب مقطر و تنظیم pH آن در 5/2 با هیدروکسید سدیم تهیه می‌شود، به وسیله الکترود گزینشی یون فلوراید (متر هم ای جی، سوئیس) میزان فلوتور آن اندازه‌گیری شد (اید، 1982).

غلظت فلوتور قابل استخراج با کلرید کلسیم ( $F_{CaCl_2}$ ) به روش زیر اندازه‌گیری شد: 16 گرم خاک با 50 میلی-لیتر کلراید کلسیم 0/01 مولار به مدت دو ساعت تکان داده شد. بعد از آن، سوسپانسیون به مدت 30 دقیقه سانتریفیوژ و سپس فیلتر گردید. غلظت فلوتور در عصاره

به‌وسیله الکترود گزینشی یون فلوراید در دو تکرار اندازه‌گیری شد (رادوجویک و بشکین، 1999).

## تجزیه و تحلیل‌های آماری

آزمون‌های همبستگی با بهره‌گیری از نرم‌افزار SPSS ویرایش 25 انجام گرفت.

## نتایج و بحث

ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی نمونه‌های خاک در جدول 1 ارائه شده است. بافت خاک‌ها در گستره‌ی لوم تا لوم رسی قرار داشت. مقدار اکسیدهای آهن و آلومینوم در خاک‌ها کم (به ترتیب 1/3-4/0 و 3/0-3/4 درصد)؛ کربن آلی کم تا متوسط (2/6 - 0/8 درصد) و pH خنثی تا کمی قلیایی (8/1 - 6/9) بود.

## غلظت فلوتور کل در خاک‌ها

غلظت فلوتور کل در خاک‌ها از 204/7 تا 574/3 میلی-گرم بر کیلوگرم متغیر بود (جدول 2). میانگین فلوتورکل در خاک‌ها 334/8 میلی‌گرم بر کیلوگرم بود که نزدیک به غلظت این عنصر در خاک‌های جهان (321 میلی‌گرم بر کیلوگرم) می‌باشد

(کاپاتاپندپاس و پندیاس، 2015). زمانی که بلعیدن خاک به‌وسیله دام بیشترین اندازه (200 میلی‌گرم خاک در روز) باشد. (آدریانو، 2001)، با در نظرگیری میانگین غلظت فلوتورکل در منطقه مورد مطالعه، روزانه به طور متوسط 67 میلی‌گرم فلوتور می‌تواند وارد بدن دام گردد که بیشینه‌ی آن برای هر گرم وزن بدن دام یک میکروگرم فلوتور خواهد بود (میانگین وزن بدن دام، 70 کیلوگرم در نظر گرفته می‌شود). بنابراین از آنجایی که مقادیر بالاتر از 100 میکروگرم فلوتور بر گرم وزن بدن، برای بیشتر پستانداران آسیب‌زا است (کاپاتاپندپاس و پندیاس، 2015)، در خاک‌های منطقه‌ی مورد مطالعه احتمال سمیت فلوتور برای دام بسیار ضعیف خواهد بود، حتی اگر چرای دام در خاک‌های با بالاترین مقدار فلوتور کل (574 میلی‌گرم در کیلوگرم) انجام شود.

<sup>1</sup> Total ionic strength adjustment buffer

غلظت فلئوئور قابل استخراج با کلراید کلسیم در خاک‌ها

غلظت فلئوئور قابل استخراج با کلراید کلسیم در دامنه‌ی 5/9 - 0/7 با میانگین 4/1 میلی‌گرم بر کیلوگرم بود که این میانگین در دامنه‌ی غلظت این عنصر در خاک‌های غیرآلوده (0/05 تا 13 میلی‌گرم بر کیلوگرم) قرار دارد و از خاک‌های دارای غلظت‌های بالای آن (62/74- 11/68 میلی‌گرم بر کیلوگرم) کمتر است (آدریانو، 2001). پژوهش‌های انجام گرفته در زمینه تاثیر فلئوئور بر رشد گیاه، متمرکز بر مطالعه‌هایی بوده است که در محلول‌های

کشت گیاه انجام شدند. استیونس و همکاران (1997) گزارش کردند رشد بخش هوایی و ریشه گوجه‌فرنگی هنگامی که فعالیت یون فلوراید محاسبه شده با برنامه GEOCHEM-PC در محلول بیشتر از 1473 میکرومولار (تقریباً معادل غلظت 1680 میکرومولار) بود، محدود شد. با این حال، فعالیت یون فلوراید تا 5130 میکرومولار (تقریباً معادل غلظت 6736 میکرومولار) هیچ تأثیری بر وزن خشک

جدول 1- برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک‌های مورد مطالعه

شماره نمونه خاک	pH	رس (%)	سیلت (%)	شن (%)	کربن آلی (%)	اکسیدهای آهن (%)	اکسیدهای آلومینیوم (%)
1	6/9	12/8	45/4	41/8	1/2	1/3	2/2
2	6/9	22/2	42/4	35/4	1/0	0/9	3/4
3	7/1	23/3	39/3	37/4	1/1	1/0	0/4
4	7/2	31/1	32/5	36/4	1/2	1/3	0/3
5	7/3	27/0	41/1	31/9	2/5	0/8	0/9
6	7/0	29/0	36/4	34/6	1/5	0/6	0/8
7	7/5	29/8	37/7	32/5	1/4	0/6	0/5
8	7/8	35/3	29/8	34/9	2/6	0/7	2/4
9	7/9	40/7	19/8	39/5	1/9	0/7	3/3
10	7/8	37/8	27/8	34/4	2/0	0/9	2/4
11	8/0	40/2	31/7	28/1	1/4	0/7	1/4
12	8/1	37/6	29/7	32/7	1/7	0/5	3/1
13	7/6	39/6	30/7	29/7	2/2	0/4	1/8
14	7/1	29/2	40/4	30/4	1/9	0/6	2/3
15	7/7	35/7	36/6	27/7	2/0	0/4	3/4
16	7/8	40/1	29/6	30/3	1/4	0/8	2/8
17	7/7	38/7	32/5	28/8	1/8	0/6	1/9
18	7/3	34/6	39/8	25/6	1/4	0/8	3/1
19	7/9	39/7	29/9	30/4	0/8	0/5	2/6
20	7/8	38/8	38/6	22/6	1/9	0/6	2/9
21	7/4	38/7	39/8	21/5	1/9	0/6	2/8
میانگین	7/3	25/6	38/9	34/1	1/7	0/9	2/1
میانه	7/1	27/0	37/7	32/5	1/7	0/8	2/4
کمینه	6/9	12/8	19/8	21/5	1/0	0/4	3/4
بیشینه	8/0	40/7	45/4	41/8	2/6	1/3	0/3
انحراف استاندارد	0/1	8/9	6/6	4/4	0/3	0/1	0/1

بخش هوایی یا ریشه جو دوسر نداشت، نتیجه فوق بیانگر این است که گوجه فرنگی حساسیت بیشتری به سمیت فلئوئور دارد. پولومسکی و همکاران (1982) نتیجه

گرفتند میزان فلئوئور محلول خاک‌های اندازه گرفته شده آن‌ها، در حدود سه درصد فلئوئوری بود که با آب عصاره-گیری کرده بودند. مک لافلین (2001) گزارش کرد غلظت

برآوردی فلوئور محلول در خاک‌ها در حدود 0/12 میلی‌گرم بر میلی‌لیتر می‌باشد که به‌طور قابل ملاحظه‌ای کمتر از غلظت‌های بحرانی گونه‌های سمی برای گیاهان شامل  $F^-$  و  $AlF_2^{2+}$  (0/5 - 0/3 میکروگرم بر میلی‌لیتر برای بلوط و 32 میکروگرم بر میلی‌لیتر برای گوجه‌فرنگی، استیونس و همکاران، 1997) است. از این‌رو به‌نظر می‌رسد در خاک‌های منطقه مطالعه شده غلظت فلوئور محلول برای گیاهان سمی باشد.

فلوئور محلول در خاک‌های مورد بررسی نه درصد غلظت فلوئور قابل استخراج با کلراید کلسیم بود. در پژوهش حاضر نمونه‌های خاک با کلراید کلسیم عصاره‌گیری شدند، همین میزان (9 درصد) برای تخمین غلظت فلوئور محلول در خاک‌های این پژوهش در نظر گرفته شد. به عبارت دیگر برای خاک‌های این پژوهش، غلظت کل فلوئور محلول در کلراید کلسیم در عدد 0/09 ضرب شد تا به‌این ترتیب برآوردی از غلظت گونه‌های فلوئور محلول خاک (نه فلوئور عصاره‌گیری شده با آب) بدست آید (مک لافلین، 2001). این محاسبه نشان داد غلظت

جدول 2- غلظت فلوئور کل و فلوئور قابل استخراج با کلراید کلسیم (میکروگرم بر گرم خاک) در خاک‌های مورد بررسی

گونه فلوئور		
$F_{CaCl_2}$	$F_t$	شماره نمونه خاک
2/8	298/8	1
4/5	309/8	2
6/7	401/6	3
5/3	286/3	4
0/7	204/7	5
3/6	520/6	6
4/6	399/4	7
3/2	401/6	8
1/9	406/6	9
6/0	386/8	10
5/9	574/3	11
3/6	520/3	12
4/8	470/4	13
4/9	379/5	14
3/4	387/5	15
4/6	387/8	16
6/1	404/4	17
3/5	238/7	18
4/6	320/4	19
2/7	308/6	20
4/5	450/1	21
4/1	334/8	میانگین
3/8	311/5	میانه
0/7	238/7	کمینه
6/7	574/3	بیشینه
1/0	98/0	انحراف استاندارد



## رابطه‌ی ویژگی‌های خاک با فلوتور کل و فلوتور قابل

## استخراج با کلراید کلسیم

فلوتور کل با فسفر کل، کربن آلی و اکسیدهای آلومینیوم همبستگی مثبت معنی‌دار ( $r=0/71$ )، استخراج با کلراید کلسیم فقط با کربن آلی همبستگی مثبت معنی‌دار ( $r=0/52$ ) داشت (جدول 3).

فلوتور کل و فسفر کل، کربن آلی و اکسیدهای آلومینیوم همبستگی مثبت معنی‌دار (به ترتیب  $r=0/71$ )،

جدول 3- ضرایب همبستگی بین فلونور کل و فلونور قابل استخراج با کلراید کلسیم (میلی گرم بر کیلوگرم) با ویژگی‌های خاک

شکل فلونور	فسفر کل	pH	کربن آلی	اکسیدهای آهن	اکسیدهای آلومینیوم
F <sub>t</sub>	0/711***	- 0/258	0/621***	- 0/310	0/456**
F <sub>CaCl2</sub>	0/322	- 0/210	0/521**	- 0/311	0/245

\*\*\* و \*\* و \* ارزش‌های احتمال به ترتیب 0/05، 0/01 و 0/001 را نشان می‌دهند.

آلی جذب سطحی شده‌اند و با اکسیدهای آلومینیوم پیوند دارد (بیکرینگ، 1985).

ارتباط بالایی بین غلظت فلوتور کل و میزان رس خاک (92 درصد) گزارش شده است (کرونین، 2000، اومتی و جونز، 1997a). اومتی و جونز (1997a) دریافتند که غلظت فلوتور کل در 201 نمونه خاک سطحی از ایلینوز بالاترین همبستگی ( $r = 0/924$ ) را با میزان رس و بعد از آن با مقدار ماده آلی ( $r = 0/596$ ) داشت. با این وجود، در مطالعه‌ای دیگر در زمینه جذب فلوراید به-وسیله‌ی خاک‌های ایلینوز گزارش شد که میزان اکسیدهای آلومینیوم بالاترین همبستگی ( $r = 0/690$ ) را با ظرفیت جذب سطحی فلوراید نشان داد و بعد از آن میزان رس ( $r = 0/464$ ) قرار داشت (اومتی و جونز، 1997 b). با این حال، ظرفیت جذب فلوراید با مواد آلی همبستگی نداشت. در این پژوهش همچنین گزارش شد که مواد آلی و اکسیدهای آلومینیوم همبستگی معنی‌داری با غلظت فلوتور کل داشتند، ولی میزان رس (با وجود داشتن گستره‌ی زیاد در این خاک‌ها) رابطه‌ی معنی‌داری با این غلظت فلوتور کل نشان نداد. این نتایج نشان می‌دهند که نقش نوع رس (برای مثال اکسیدهای آلومینیوم) و برهمکنش آن‌ها با دیگر ویژگی‌های خاک مانند مواد آلی ممکن است در کنترل نگره‌داشت فلوتور از میزان کل رس در خاک‌های مورد بررسی مهم‌تر بوده باشد.

همبستگی مثبت معنی‌دار به دست آمده بین غلظت فلوتور کل و فسفر کل خاک (جدول 3)، نشان داد ارتباطی بین مصرف کود فسفر و انباشت فلوتور در خاک-ها وجود دارد. با توجه به این که کود فسفر سالیانی است که به خاک‌های کشاورزی منطقه داده شده است به نظر می‌رسد غلظت فلوتور کل با کاربرد کودهای فسفوری در این خاک‌ها مرتبط باشد (مارشنر و رنجل، 2007). با این حال ممکن است همبستگی فلوتور کل با فسفر کل به دلیل مواد مادری خاک‌ها به ویژه حضور کانی فلوتورآپاتیت باشد. در همین راستا، لوگاناتان و همکاران (1983) گزارش کردند خاک‌هایی که بر روی خاکسترهای آتشفشانی تشکیل شدند دارای غلظت‌های فلوتور بیشتری (180-175 میکروگرم بر گرم) نسبت به - خاک‌های تشکیل شده بر روی مواد رسوبی (133-43 میکروگرم بر گرم) بودند. با این که اومتی و جونز (1997a) رابطه‌ای بین غلظت فلوتور کل و مواد مادری خاک‌های سطحی کشت شده و کشت نشده ایلینوز مشاهده نکردند، وجود سنگ‌های گرانیتی و آندزیتی فلوتوردار (وجود معدن کائولن در منطقه‌ی مورد بررسی) می‌تواند دلیل بالا بودن غلظت این عنصر در خاک‌های منطقه باشد. همبستگی بین غلظت فلوتور کل با مقدار اکسیدهای آلومینیوم و کربن آلی دلالت بر این دارد که فلوتور به‌طور قوی با پلیمرهای آلومینیوم که بر روی مواد

میکروگرم فلئور بر گرم خاک) است، مدیریت مناسب چرای دام و کود (به‌ویژه با در نظرگیری دو عامل pH و مواد آلی خاک) به‌منظور پیشگیری از آسیب‌زائی فلئور باید مورد توجه قرار گیرد. غلظت فلئور محلول در خاک‌ها بسیار کمتر از غلظت‌هایی بحرانی برای ایجاد سمیت در گیاهان بود. با توجه به ضرایب همبستگی، فسفر کل و بعد از آن میزان مواد آلی و اکسیدهای آلومینیوم بیشتر تغییرات فلئور کل در خاک‌ها را توجیه نمودند. فلئور قابل استخراج با کلراید کلسیم همبستگی بالایی با کربن آلی خاک نشان داد. با توجه به نتایج این پژوهش، بررسی‌های بیشتر در زمینه حرکت کند فلئور خاک به آب‌های زیرزمینی با تمرکز بر pH و کربن آلی محلول خاک پیشنهاد می‌شود.

همبستگی بین غلظت فلئور کل و فلئور عصاره‌گیری شده با کلرید کلسیم با مقدار اکسیدهای آلومینیوم و کربن آلی دلالت بر این دارد که فلئور به‌طور قوی با پلیمرهای آلومینیوم که بر روی مواد آلی جذب سطحی شده‌اند و با اکسیدهای آلومینیوم پیوند دارد (پیکرینگ، 1985).

### نتیجه‌گیری

غلظت کل فلئور در نمونه‌های خاک بخش‌های شمالی شهرستان اهر در دامنه‌ی 204/7 تا 574/3 میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک قرار دارد که نزدیک به غلظت این عنصر در خاک‌های جهان می‌باشد. با توجه به غلظت فلئور کل در خاک‌های منطقه‌ی مورد مطالعه احتمال سمیت فلئور برای دام بسیار ضعیف خواهد بود. با این وجود در خاک‌هایی که غلظت فلئور کل بسیار بالا (بیش از 500

### فهرست منابع:

1. بطالبویی، ص. و مر، ف. 1391. زمین‌شیمی زیست محیطی و منشا فلورید در منطقه پشت کوه دشتستان. رساله دکترای دانشگاه شیراز.
2. سلماسی، ر. و پیروان، ح. ر. 1392. بررسی منابع آلودگی آب به فلئور در حوضه‌ی آبخیز اهرچای، مطالعه موردی: روستای قلندر از توابع شهرستان اهر. گزارش نهایی طرح تحقیقاتی، پژوهشکده حفاظت خاک و آبخیزداری.
3. کیانی ن. 1382. بررسی میزان فلئور در نمونه‌های خاک و تعدادی از محصولات زراعی منطقه اصفهان، پایان‌نامه کارشناسی محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی اصفهان.
4. Adriano, D. 2001. Trace Elements in Terrestrial Environments: Biogeochemistry, Bioavailability, and Risks of Metals. New York: Springer-Verlag.
5. Barrow, N. 1986. Testing a mechanical model. 1. The effects of time and temperature on the reaction of fluoride and molybdate with a soil. Journal of Soil Science 37: 265-75.
6. Bower, C., and J. Hatcher. 1967. Adsorption of fluoride by soils and minerals. Soil Science 103: 151-54.
7. Clark, D.J. 1983. The Mineral Requirements of Grazing Ruminants. New Zealand Society of Animal Production, Keeling and Mundy Ltd, Palmerston North, New Zealand, 324p.
8. Cronin, S.J., V. Manoharan, M. J. Hedley, and P. Loganathan. 2000. Fluoride: a review of its fate, bioavailability, and risks of fluorosis in grazed-pasture systems in New Zealand. New Zealand Journal of Agricultural Research 43: 295-321.
9. Eyde, B. 1982. Determination of fluoride in soil and plant material with an ion-selective electrode. Fresenius J. Anal. Chem. 311: 19-22.
10. Geeson, N.A., P.W. Abraha, M.P. Murphy, M.P., and Thornton, I., 1998. Fluorine and metal enrichment of soils and pasture herbage in the old mining areas of Derbyshire, UK. Agriculture, Ecosystems and Environmental Pollution 68: 217-31.

11. Gee, G.W., and D. Or, 2002. Particle-Size Analysis. In: Dane JH and Topp CG. (Ed.), Methods of Soil Analysis. Part 2. Physical Methods. Soil Science Society of America Book Ser. Soil Science Society of America, Madison, WI, pp.255-293.
12. Gilpin, L., and A. Johnson. 1980. Fluorine in agricultural soils of southeastern Pennsylvania. Soil Science Society of America Journal 44: 255-78.
13. Kabata-Pendias, A., and H. Pendias. 2015. Trace elements in soils and plants. CRC Press. pp. 634.
14. Kuo, S. 1996. Phosphorus. In: Sparks, D.L. (Ed.), Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical Methods. Soil Science Society of America Book Ser. Soil Science Society of America, Madison, WI, pp.330-339.
15. Loganathan, P., M.J. Hedley, G. Wallace, and A. Roberts. 2001. Fluoride accumulation in pasture forages and soils following long term applications of phosphorus fertilizers. Environmental Pollution 115: 275–82.
16. Loganathan, P., M.J. Hedley, N.D. Grace, J. Lee, S.J. Cronin, and N. Bolan. 1983. Fertiliser contaminants in New Zealand grazed pasture with special reference to cadmium and fluorine: a review. Australian Journal of Soil Research 41: 501-32.
17. Marschner, P., Rengel, Z. 2007. Nutrient Cycling in Terrestrial Ecosystems. Springer Verlag.
18. McLaughlin, M.J., D. P. Stevens, D. Keerthisinghe, J. Cayley, and A.M. Ridley. 2001. Contamination of soil with fluoride by long-term application of superphosphates to pastures and risk to grazing animals. Australian Journal of Soil Research 39: 627–40.
19. Olu-Owolabi, B., P. Diagboya, and K. Adebowale. 2015. Sorption and desorption of fluorene on five tropical soils from different climes. Geoderma 239-240: 179–85.
20. Omueti, J., and R. Jones. 1997a. Regional distribution of fluorine in Illinois soils. Soil Science Society of America Journal 41: 771-74.
21. Omueti, J., and R. Jones. 1977b. Fluoride adsorption by Illinois soils. Journal of Soil Science 288: 564-72.
22. Osman, K. 2018. Management of Soil Problems. Chittagong, Bangladesh, pp. 421.
23. Pickering, W. 1985. The mobility of soluble fluoride in soils. Environmental Pollution 9: 281-308.
24. Polomski J., Fluhler H., and P Blaser. (1982). Accumulation of airborne fluoride in soils. *Journal of Environmental Quality* 11, 457–461.
25. Radojevic, M. and V.N. Bashkin. 1999. Practical Environmental Analysis. Royal Society of Chemistry, UK.
26. Singh, B. 1990. Uptake of cadmium and fluoride uptake by oats and rape from phosphate fertilisers in two different soils. Norwegian Journal of Agricultural Science 4: 239–49.
27. Sposito G. The Chemistry of Soils. 1989. Oxford University Press.
28. Stevens, D.P., M. McLaughlin, and A. Alston. 1997. Phytotoxicity of the fluoride ion and its uptake from solution culture by *Avena sativa* and *Lycopersicon esculentum*. Plant and Soil 200: 119–125.
29. Sumner, M.E. 1996. Cation exchange capacity. In: Sparks, D.L. (Ed.), Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical Methods. Soil Science Society of America Book Ser. Soil Science Society of America, Madison, WI, pp. 380-401.
30. Thomas Sims, J. 1996. pH determination. In: Sparks, DL. (Ed.), Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical Methods. Soil Science Society of America Book Series, Soil Science Society of America, Madison, WI, pp. 403–414.
31. Nelson, D.W., and L.E. Sommers. 1996. Organic mater. In: Sparks, D.L. (Ed.), Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical Methods. Soil Science Society of America Book Ser. Soil Science Society of America, Madison, WI, pp. 375-390.
32. Widdowson, A. 1971. Soil fluorine. Journal of Soil Science 22: 210-22.



## Investigating Fluorine Content of Some Soils and Their Relationship with Soil Properties

R. Salmasi<sup>1</sup>

Watershed Management Research Department, East Azarbaijan Agricultural and Natural Resources Research and Education Center, Agricultural Research, Education, and Extension Organization, Tabriz, Iran; E-mail: raminsalmasi@yahoo.com

Received, April, 2021, and Accepted: September, 2021

### Abstract

Fluorine (F) is a necessary element for human and plant, however, high concentration of this element poses a risk to grazing animals and plants. Soil ingestion has been highlighted as a pathway for causing possible F toxicity in grazing animals. In this paper, total and soluble F concentrations and their relationships with selected soil properties in soils around Ahar City, East Azarbaijan Province, were studied. For this purpose, 21 composite soil samples were taken from around Ahar City and their major characteristics, total F concentration, and soluble F were measured. Results showed that the  $F_t$  and  $F_{CaCl_2}$  concentrations ranged from 204.7- 574.3 and 0.7- 5.9 mg F kg<sup>-1</sup>soil with means of 334.8 and 4.1 mg F kg<sup>-1</sup>soil, respectively. These values were well within the range of non-polluted soils. Total fluorine showed significant correlation with total P concentrations, organic matter, and Al oxides contents of the studied soils; whereas such correlations were observed for total and free soluble fluorine concentrations with organic matter and pH, respectively. Concentration of F species in soil solution was much less than the critical concentrations of F for plants (0.3-0.5 µg/mL for oat and 32 µg/mL for tomato). In general, it seems that at normal soil ingestion rates, the soils are unlikely to cause F toxicity to grazing animals.

**Keywords:** Extractable fluoride, Total soil fluoride, Critical concentration, Fluorine Toxicity.

---

<sup>1</sup> Corresponding author: Watershed Management Research Department, East Azarbaijan Agricultural and Natural Resources Research and Education Center, Tabriz

## Effect of Waterlogging Conditions on Some Chemical and Electrochemical Changes in Soil Solution of Calcareous Soils

A. Asadi Kangarshahi<sup>1</sup>

Assistant Professor of Soil and Water Research Department, Mazandaran Agricultural and Natural Resources Research and Education Center, AREEO, Sari, Iran;

E-mail: kangarshahi@gmail.com

Received: June, 2021, and Accepted: September, 2021

### Abstract

In recent years, floods and waterlogging conditions in the northern and southern provinces of Iran have become important challenges, which directly and indirectly affect the solubility and availability of most of the soil nutrients. To investigate the effects of waterlogging, seven soils were selected from the orchards of different regions of East Mazandaran (Ghaemshahr, Sari, and Neka). In a pot experiment, the soils were placed under continuous waterlogging conditions for 70 consecutive days, and the trend of changes in oxidation-reduction potential (Eh), electrical conductivity (EC), pH, concentrations of Ca<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup>, Na<sup>+</sup> and iron (Fe<sup>2+</sup> and Fe<sup>3+</sup>) of these soils were studied. The results showed that the mean Eh values of soils dropped within 2 days of waterlogging, then increased slightly in the third day, and then began to drop again, and this drop trend continued until the end of the period, from 552 mV at the beginning of waterlogging and reached -99 mV at the end of the period. The average soil pH decreased from 7.8 to 6.88 after 10 days of waterlogging, and then increased and reached a relatively stable equilibrium (about 7.05). The average EC values of soils, increased after the first day of waterlogging, then, declined to 2.13 dS/m, and again increased to the maximum value (about 3.09 dS/m) after 10 days. The concentration of Ca<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup>, and Na<sup>+</sup> in the soil solution increased after waterlogging and reached the maximum within 2 days, then gradually decreased and reached a relatively constant amount. The concentration of Fe within the first days after waterlogging was 1.95 mg/L, increased to 6.67 mg/L after 10 days, then decreased to 4.27 mg/L after 20 days, and eventually increased to 9.98 mg/L at the end of the period (70 days). Based on the results of this study and considering the trend of EC changes and concentrations of nutrients in soil solution, application of chemical fertilizers to soils should be avoided after waterlogging occurrence. Also, due to the changes in soil Eh, the continuation of waterlogging for more than 5 days can lead to relatively anaerobic conditions in the soil and damage to fruit trees, therefore, drainage of excess water is recommended.

**Keywords:** Electrical conductivity, Redox potential, Soluble nutrients, Waterlogging time, Drainage.

---

<sup>1</sup> Corresponding author: Soil and Water Research Department, Mazandaran Agricultural and Natural Resources Research and Education Center, AREEO, Sari, Iran.

## Comparison of Three Methods for Extracting the Available Amounts of Heavy Metals Copper, Cadmium, Lead, and Nickel for Wheat in Salt-Affected Soils of Khuzestan Province

M. Rezaei<sup>1</sup>, K. Bazargan, K. Shahbazi, and V. A. Jahandideh Mahjen Abadi

Assistant Professor, Soil and Water Research Institute, Agricultural Research, Education and Extension Organization, Karaj, Iran; E-mail: Meisam.rezaei1@gmail.com

Associate Professor, Soil and Water Research Institute, Agricultural Research, Education and Extension Organization, Karaj, Iran; E-mail: bazargan\_k@yahoo.com

Associate Professor, Soil and Water Research Institute, Agricultural Research, Education and Extension Organization, Karaj, Iran; E-mail: shahbazikarim@yahoo.com

Researcher, Soil and Water Research Institute, Agricultural Research, Education and Extension Organization, Karaj, Iran; E-mail: Vahid.jahandideh67@gmail.com

Received: March, 2021, and Accepted: September, 2021

### Abstract

Information on soil pollution assessment and suitable extractants to determine the available amounts of heavy metals in calcareous and saline soils of Iran are limited. Therefore, this study aimed to compare EDTA pH 4.65, EDTA pH 8.6 and, DTPA pH 7.3 extractants to characterize availability of heavy metals including copper, cadmium, lead, and nickel in calcareous and saline soils of Khuzestan Province. To this end, 63 soil samples were collected from wheat fields of the province and wheat was planted under greenhouse conditions using randomized complete design with three replications. Due to salinity limitation, sequential leaching by two pore volumes of each soil was applied. Plant available amounts of copper, cadmium, lead and nickel in soils were measured with the extractants before and after leaching. Result demonstrated that DTPA pH 7.3 and EDTA pH 4.65 extracted the lowest and the highest amounts of heavy metals, respectively. Salinity reduction had different impacts on the heavy metals extraction based on the type of the metal and extractants, such that uniform and similar trends were not observed for the extracted metals. There was a significant positive correlation between the extracted copper of all three extractants and wheat copper content. This correlation for DTPA pH 7.3 extractant ( $r = 0.32$ ,  $P \leq 0.01$ ) was higher than EDTA pH 4.65 ( $r = 0.27$ ,  $P \leq 0.05$ ) and EDTA pH 8.6 ( $r = 0.25$ ,  $P \leq 0.05$ ) extractants. For cadmium and lead, only positive and significant correlations ( $r = 0.33$ ,  $P \leq 0.01$  and  $r = 0.28$ ,  $P \leq 0.05$ , respectively) were obtained between DTPA extract and their concentrations in wheat. No significant correlation was recorded between wheat nickel content with any of the extractants. Based on the results, it seems that the DTPA may be introduced as the most suitable extractant to determine the available copper of wheat in the calcareous and saline soils of Khuzestan. However, by considering the soil salinity, leaching requirement, and the weak correlations between the studied extractants and the plant available soil cadmium, lead, and nickel, further studies are recommended for assessment of these heavy metals.

**Keywords:** Calcareous soils, Extractant for heavy metals, Soil salinity, DTPA, EDTA

---

<sup>1</sup> Corresponding author: Soil & Water Research Institute, Imam Khomeini Blvd., Meshkin Dasht Road, Standard Square, Karaj, I.R.Iran

## Investigation on Soil Nitrate Pollution and Nitrate Accumulation in Potato and Tomato of Farmers' Fields in Mashhad Plain

**M. Joleini<sup>1</sup>, M. Karimi, A. Zolfagharan, and S. F. Fazeli Kakhki**

Scientific member, Khorasan Razavi Agricultural and Natural Resources Research and Education Center, Agricultural Research, Education and Extension Organization (AREEO); E-mail: mjolaini\_re@yahoo.com

Scientific member, Khorasan Razavi Agricultural and Natural Resources Research and Education Center, AREEO; E-mail: mohammad\_2203@yahoo.com

Scientific member, Khorasan Razavi Agricultural and Natural Resources Research and Education Center, AREEO; E-mail: azolfagharan@yahoo.com

Scientific member, Khorasan Razavi Agricultural and Natural Resources Research and Education Center, AREEO; E-mail: Isf\_fazeli@yahoo.com

Received: September, 2020 and Accepted: July, 2020

### Abstracts

Water and nitrogen are two important factors that affect yield and plant growth. Excessive use of chemical fertilizers in recent decades, especially nitrogen fertilizer, has caused to nitrate pollution in soil, water and environment. This study was carried out to investigate the effects of different amounts of water and nitrogen fertilizers on the accumulation of nitrate in soil, tomato and potato plants. Research was performed on farms of Mashhad plain. Selected farms included 15 tomato and 15 potatoes fields. Irrigation method in all fields was furrow irrigation. During the growing season, the amount of water and nitrogen were measured in all fields. At the beginning and end of the growing season, the amount of nitrate in the soil (two depths of zero to 30 and 30 to 60 cm) and at the end of the growing season, the content of nitrate in both potato and tomato crops were measured. The measurement method was spectrophotometry (spectroscopy) at 540 nm. Results showed that the amount of water and fertilizer consumed in potato fields were higher than required. But, in tomato fields, water consumption was more than the required amount and, in some fields, the fertilizer was higher, and in some less than the recommended amount. With increasing water, nitrate decreased in two depth 0-30 and 60-30 cm whereas with the increase in fertilizer urea, soil residual nitrate increased at the end of the season. With increase in fertilizer application, nitrate residue in the plants increased. Thus, effects of excessive water on nitrate leaching and creating environmental problems are serious. To avoid such problems, crops water requirement must be estimated with great care. Also, fertilizer application should be balanced and in accordance with the type of plant and its yield.

**Keywords:** Water and fertilizer management, Crop water requirement, Fertilizer leaching

---

<sup>1</sup> Corresponding author: Scientific member, Khorasan Razavi Agricultural and Natural Resources Research and Education Center, Agricultural Research, Education and Extension Organization



## Effect of Nitrogen, Zinc, Boron, and Magnesium and Time of Foliar Application on Quality and Quantity of Rainfed Grapevine

M. H. Sedri<sup>1</sup>, F. Karami, and S. Avestan

Assistant Professor, Soil and Water Research Department, Kurdistan Agricultural and Natural Resources Research and Education Center, AREEO, Sanandaj, Iran, E-mail: sedri\_mh@yahoo.com  
Assistant Professor, Crop and Horticultural Research Department, Kurdistan Agricultural and Natural Resources Research and Education Center, AREEO, Sanandaj, Iran,  
E-mail: farhad.karami@gmail.com

Researcher, Crop and Horticultural Research Department, Agricultural and Natural Resources Research and Education Center, AREEO, Sanandaj, Iran, E-mail:avestansaber@gmail.com

Received: May, 2021 and Accepted: September, 2021

### Abstract

In order to investigate the effect of nitrogen, zinc, boron, and magnesium and the time and stages of foliar application on the grapevine (*Vitis vinifera L.*), a factorial experiment in the form of a randomized complete block design was conducted for three years. Treatments consisted of 12 fertilizer treatments including C1 (Control), C2 (N), C3 (Zn), C4 (B), C5 (Mg), C6 (N + Zn), C7 (N + B), C8 (N + Mg), C9 (Zn + B), C10 (N + Zn + B), C11 (Zn + B + Mg), and C12 (N + Zn + B + Mg) and two spraying times (T1= One-stage foliar application in the bud swelling stage and T2= Two-stage foliar application in bud swelling stage and after fruit formation). The results showed that nutrient foliar application treatments at two foliar application times and in three consecutive years did not have a significant effect on vegetative growth characteristics, including leaf area size and branch diameter, but it had a significant effect on yield components and fruit quality like cluster weight, berry weight, berry size, the yield of each shrub, anthocyanin, soluble solids (TSS) and total acidity (TA) of fruit. The tripartite interaction of year, foliar application time, and nutrient treatment had a significant effect on yield, panicle weight, and anthocyanin. The highest average of fruit yield per tree in three years was observed in C2 (N), C3 (Zn), and C4 (B) treatments, respectively, and almost all treatments showed a significant difference compared to the control. The grapevines that received no dietary treatment, along with C10 (N + Zn + B) and C11 (Zn + B + Mg), had the lowest fruit yields, respectively. Therefore, it can be concluded that despite the usefulness of spraying nitrogen, zinc, and boron nutrients, the use of nutrients together has negative effects on rainfed grapes.

**Keywords:** Rainfed condition, Grape quality, Grape nutrition

---

<sup>1</sup> Corresponding author: Water and Soil Research Department, Kurdistan Agricultural and Natural Resources Research and Education Center, Sanandaj, Iran

## Evaluation of the Impact of Traffic Volume on Pollution and Potential Ecological Risk of Zn, Pb, and Ni in Suburban Roadside Soils in Hamedan, Iran

N. S. Hosseini and S. Sobhanardakani<sup>1</sup>

PhD., Dept. of the Environment, College of Basic Sciences, Hamedan Branch, Islamic Azad University, Hamedan, Iran; E-mail: ns\_hosseini@iauh.ac.ir

Professor, Dept. of the Environment, College of Basic Sciences, Hamedan Branch, Islamic Azad University, Hamedan, Iran; E-mail: s\_sobhan@iauh.ac.ir

Received: March, 2021 and Accepted: July, 2021

### Abstract

Traffic emissions are one of the largest sources of heavy metal pollution, leading to ecological imbalances in roadside soils. This study was conducted to determine the content and assess the pollution and potential ecological hazard of Zn, Pb, and Ni in some suburban roadside soils of Hamadan, in 2019. In so doing, 63 surface soil samples were collected along 700 m from a 9.0 km section of Goltepeh, Razan, and Kermanshah roads. After samples preparation, content of the elements was determined by induced coupled plasma optical spectroscopy (ICP-OES). Also, pollution factor (CF), geo-accumulation index ( $I_{geo}$ ), and cumulative potential ecological risk (RI) were calculated. Statistical analysis was performed using SPSS software. The maximum mean content of Zn, Pb and Ni in the soil samples was  $122 \pm 3.24$ ,  $26.4 \pm 0.730$ , and  $22.2 \pm 0.360$  mg/kg for, respectively, Razan, Kermanshah, and Razan and indicated the effect of traffic intensity. The positive and significant correlation between Zn and Pb ( $p < 0.05$ ) and Zn and Ni ( $p < 0.01$ ) in the soil samples point to the common sources of these elements. The results of calculating CF,  $I_{geo}$  and RI indices showed acceptable soil quality in the studied stations and fell in the category of no ecological hazard. Moreover, the average values of the calculated monomial potential ecological risk factor (Er) for the studied elements had a decreasing trend in the following order  $Pb > Ni > Zn$ . From the results of the current study, it may be concluded that regular monitoring of concentrations and assessment of ecological hazards of metal pollutions is necessary in order to manage and protect the soil quality.

**Keywords:** Heavy metals, Pollution factor, Geo-accumulation index, Soil quality

---

<sup>1</sup> Corresponding author: Department of the Environment, College of Basic Sciences, Hamedan Branch, Islamic Azad University

## Effect of Poultry Manure and Its Derived Biochar at Different Temperatures on Phosphorus Adsorption in a Calcareous Soil

M. Zolfi Bavariani<sup>1</sup> and M. Nowroozi

Assistant Professors, Soil and Water Research Department, Bushehr Agricultural and Natural Resources Research and Education Center, AREEO, Bushehr, Iran;. E-mail: mzolfi2001@yahoo.com

Assistant Professors, Soil and Water Research Department, Bushehr Agricultural and Natural Resources Research and Education Center, AREEO, Bushehr, Iran;. E-mail: nowroozi50@yahoo.com

Received: July, 2020 and Accepted: July, 2021

### Abstract

Biochar is one of the organic matter sources and it can be effective in improving P adsorption in the soil. This experiment was conducted to investigate the effect of poultry manure (PM) and its derived biochar at temperatures of 200, 300 and 400 °C on P adsorption capacity in a calcareous soil. Poultry manure and its derived biochars were mixed with 400 g of the soil and incubated at appropriate temperature and humidity for 90 days. Phosphorus adsorption isotherms were measured by the modular method at the concentration range of 0 to 90 mg.L<sup>-1</sup> of P, and adsorbed P was calculated. The results showed that the P adsorption rate decreased with increasing P concentration in the equilibrium solution in all treatments. Adsorption data were fitted with Long Muir model. In biochar-treated samples, average P adsorption gradient at the low and high P concentrations in equilibrium solution was, respectively, 56% lower and 116% higher than the control. Biochar produced at 300 and 400 °C had, respectively, the minimum and maximum impact on the amount of slope and maximum P adsorption. The maximum adsorbed P in B<sub>300</sub> and B<sub>400</sub> treatments were 144 and 246 mgkg<sup>-1</sup>, respectively. At low P concentration in equilibrium solution, P adsorption gradient in B<sub>300</sub> and B<sub>400</sub> was, respectively, 5.42 and 10.1 mgkg<sup>-1</sup> for each unit change of P concentration, and it was 1.50 and 4.59 mgkg<sup>-1</sup> at the high P concentration. The behavior of B<sub>300</sub> in P adsorption indicates the higher possibility of using it in agricultural lands to improve P availability, compared to the other studied biochars, while B<sub>400</sub> behavior indicates the possibility of using it to remediate P-contaminated soil.

**Keywords:** Phosphorus dynamics, Adsorption isotherm, Long Muir model

---

<sup>1</sup> Corresponding author: Soil and Water Research Department, Agricultural and Natural Resources Research and Education Center, Bushehr.



## Contents

Subject	Page
<b>Effect of Poultry Manure and Its Derived Biochar at Different Temperatures on Phosphorus Adsorption in a Calcareous Soil .....</b>	<b>8</b>
<i>M. Zolfi Bavariani and M. Nowroozi</i>	
<b>Evaluation of the Impact of Traffic Volume on Pollution and Potential Ecological Risk of Zn, Pb, and Ni in Suburban Roadside Soils in Hamedan, Iran .....</b>	<b>9</b>
<i>N. S. Hosseini and S. Sobhanardakani</i>	
<b>Effect of Nitrogen, Zinc, Boron, and Magnesium and Time of Foliar Application on Quality and Quantity of Rainfed Grapevine .....</b>	<b>10</b>
<i>M. H. Sedri, F. Karami, and S. Avestan</i>	
<b>Investigation on Soil Nitrate Pollution and Nitrate Accumulation in Potato and Tomato of Farmers' Fields in Mashhad Plain .....</b>	<b>11</b>
<i>M. Joleini, M. Karimi, A. Zolfagharan, and S. F. Fazeli Kakhki</i>	
<b>Comparison of Three Methods for Extracting the Available Amounts of Heavy Metals Copper, Cadmium, Lead, and Nickel for Wheat in Salt-Affected Soils of Khuzestan Province .....</b>	<b>12</b>
<i>M. Rezaei, K. Bazargan, K. Shahbazi, and V. A. Jahandideh Mahjen Abadi</i>	
<b>Effect of Waterlogging Conditions on Some Chemical and Electrochemical Changes in Soil Solution of Calcareous Soils.....</b>	<b>13</b>
<i>A. Asadi Kangarshahi</i>	
<b>Investigating Fluorine Content of Some Soils and Their Relationship with Soil Properties.....</b>	<b>14</b>
<i>R. Salmasi</i>	

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

**Soil and Water Research Institute    Soil Science Society of Iran**

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

**Vol. 35, No. 2  
2021**

***Manager-in-Charge:* Hadi Asadi Rahmani, PhD  
Director General, Soil and Water Research Institute  
*Editor-in-Chief:* Hamid Siadat, PhD  
Professor (Research), Soil and Water Research Institute**

***Editorial Board***

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

**English Editor:** Hamid Siadat  
**Type and design:** Kobra Alinezhad

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



Soil and Water Research Institute



Soil Science Society of Iran

# Journal of Soil Research

(Soil and Water Sciences)

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

Volume 35 \ No. 2 \ 2021

ISSN: 2228 -7124

## Contents

Subject	Page
Effect of Poultry Manure and Its Derived Biochar at Different Temperatures on Phosphorus Adsorption in a Calcareous Soil ..... <i>M. Zolfi Bavariani and M. Nowroozi</i>	8
Evaluation of the Impact of Traffic Volume on Pollution and Potential Ecological Risk of Zn, Pb, and Ni in Suburban Roadside Soils in Hamedan, Iran ..... <i>N. S. Hosseini and S. Sobhanardakani</i>	9
Effect of Nitrogen, Zinc, Boron, and Magnesium and Time of Foliar Application on Quality and Quantity of Rainfed Grapevine ..... <i>M. H. Sedri, F. Karami, and S. Avestan</i>	10
Investigation on Soil Nitrate Pollution and Nitrate Accumulation in Potato and Tomato of Farmers' Fields in Mashhad Plain ..... <i>M. Joleini, M. Karimi, A. Zolfagharan, and S. F. Fazeli Kakhki</i>	11
Comparison of Three Methods for Extracting the Available Amounts of Heavy Metals Copper, Cadmium, Lead, and Nickel for Wheat in Salt-Affected Soils of Khuzestan Province ..... <i>M. Rezaei, K. Bazargan, K. Shahbazi, and V. A. Jahandideh Mahjen Abadi</i>	12
Effect of Waterlogging Conditions on Some Chemical and Electrochemical Changes in Soil Solution of Calcareous Soils..... <i>A. Asadi Kangarshahi</i>	13
Investigating Fluorine Content of Some Soils and Their Relationship with Soil Properties..... <i>R. Salmasi</i>	14