

- مدل سازی یکپارچه آب سطحی و زیرزمینی در مناطق متکی بر سیستم کشاورزی آبی با استفاده از مدل SWAT-MODFLOW (مطالعه موردی: حوضه آبریز نیشابور) ۵۲۱
عالیه سعادت پور- امین علیزاده- علی نقی ضیائی- عزیزا... ایزدی
- برآورد تبخیر از سطح آزاد دریاچه سد زاینده رود با استفاده از سبال و مقایسه با روش های تجربی ۵۳۷
سیدامید میرمحمدصادقی- مهدی قبادی نیا- محمدحسن رحیمیان
- ارزیابی فنی و هیدرولیکی آبیاری قطره ای زیرسطحی و بررسی تأثیر کارآیی این سامانه بر صفات رشدی درختان زیتون تحت مدیریت زارعین ۵۴۹
مسعود فرزاد نیا- مختار میران زاده- حسین دهقانی سانیچ
- ارزیابی موقعیت سامانه های آبیاری بارانی اجرا شده با استفاده از روش تحلیل سلسله مراتبی (مطالعه موردی: دشت زنجان) ۵۶۵
پیمان مرادزاده- حسن اوجاقلو- محمد قیابی سوق
- بررسی اثرات کاربرد توام گیاه پالایی و زیست پالایی در یک خاک آلوده به نفت خام ۵۷۹
اکبر نعمتی- احمد گلچین- اکبر قوبدل
- برهمکنش سولفات روی و ورمی کمپوست بر قابلیت استفاده و جزء بندی روی در یک خاک آهکی ۵۹۱
فاطمه محمدی ناوچی نژاد- علیرضا حسین پور- حمیدرضا متقیان
- بهبود تجزیه زیستی آلاینده هیدروکربنی بنزویرن با استفاده از دسته باکتریایی تولید کننده سورفاکتانت زیستی ۶۰۵
سحر سلیمانی- امیرلکزیان- امیر فتوت
- بررسی اثر سایه انداز سه رقم نخل و عمق خاک بر میزان واجدیی روی بومی خاک آهکی ۶۲۱
نرگس آبدار- رضا قاسمی
- تأثیر مدیریت مصرف منابع پتاسیمی بر برخی ویژگی های کمی و کیفی گندم پائیزه ۶۳۵
محمد جعفر ملکوتی- عزیز مجیدی- سیما افرا
- بهینه سازی انحلال پتاسیم توسط باکتری *Pseudomonas fluorescens* با استفاده از طرح پلاکت-برمن و روش سطح پاسخ (RSM) ۶۴۷
ساناز اشرفی سعیدلو- عباس صمدی- میرحسن رسولی صدقیانی- محسن برین- ابراهیم سپهر

Contents

- Integrated Surface and Groundwater Flow Modeling in Neishaboor Watershed with SWAT-MODFLOW** 536
A. Saadatpour- A. Alizadeh- A.N. Ziaei- A. Izady
- Estimation of Evaporation from Zayandeh Rood Dam Lake Using SEBAL** 548
S.O. Mirmohammad Sadeghi - M. Ghobadinia - M.H. Rahimian
- Technical Evaluation of Subsurface Drip Irrigation System Hydraulic and Influence of Its Efficiency on Olive Growth Parameters under Field Conditions (Case Study: Isfahan)** 564
M. Farzamnina - M. Miranzadeh - H. Dehghanisanij
- Assessment of Sprinkler Irrigation Systems Situation Using Analytical Hierarchy Process Method (Case Study: Zanjan Plain)** 578
P. Moradzadeh- H. Ojaghlo- M. Ghabaei Sogh
- Evaluating the Effects of Co-using Phytoremediation and Bioremediation in a Crude Oil Contaminated Soil** 590
A. Nemati - A. Golchin- A. Ghavidel
- Intrraction Effect of Zinc Sulphate and Vermicompost on Availability and Fractions of Zinc in a Calcareous Soil** 603
F. Mohammadi Navchinejad - A. R. Hosseinpur - H. R. Motaghian
- Benz (a)pyrene Biodegradation Improvement Using the Biosurfactant Producing Bacterial Consortium** 619
S. Soleymani - A. Lakzian- A. Fottovat
- Canopy Influences of Three Palm Cultivars on Release Rates of Native Zinc from Different Depths of a Calcareous Soil** 633
N. Abdar- R. Ghasemi
- Effect of Potassium Fertilizers Management on Some Quantitative and Qualitative Characteristics of Wheat** 645
M.J. Malakouti - A. Majidi- S. Afra
- Optimization of Potassium Dissolution by *Pseudomonas fluorescens* Using Placket-Burman Design and Response Surface Methodology** 658
S. Ashrafi-Saeidlou - A. Samadi - MH. Rasouli-Sadaghiani- M. Barin- E. Sepehr

آب و خاک

(علوم و صنایع کشاورزی)

با شماره پروانه 21/2015 مورخه 1368/4/11 و درجه علمی - پژوهشی شماره 26524 تاریخ 1373/10/19 از

وزارت علوم، تحقیقات و فناوری

جلد 33 شماره 4 مهر - آبان سال 1398

بر اساس مصوبه وزارت عتف از سال 1398، کلیه نشریات دارای درجه "علمی-پژوهشی" به نشریه "علمی" تغییر نام یافتند.

صاحب امتیاز: دانشگاه فردوسی مشهد

مدیر مسئول:

رضا ولیزاده

سر دبیر:

امیر فتوت

اعضای هیئت تحریریه:

استاد - علوم خاک (دانشگاه تبریز)	اوستان، شاهین
استادیار - آبیاری (دانشگاه اوکلاهما، امریکا)	تقوئیان، صالح
استاد - علوم خاک (دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان)	خرمائی، فرهاد
استاد - آبیاری و زهکشی (دانشگاه فردوسی مشهد)	علیزاده، امین
استاد - علوم خاک (دانشگاه فردوسی مشهد)	فتوت، امیر
استاد - خاکشناسی (دانشگاه گریفیت، استرالیا)	قدیری، حسین
دانشیار - هواشناسی کشاورزی (دانشگاه آزاد اسلامی، واحد علوم و تحقیقات تهران)	کمالی، غلامعلی
استاد - علوم خاک (دانشگاه فردوسی مشهد)	لکزیان، امیر
استاد - آبیاری و زهکشی (دانشگاه تهران)	لیاقت، عبدالمجید
استاد - آبیاری و مهندسی عمران (دانشگاه فردوسی مشهد)	مساعدی، ابوالفضل
استاد - هواشناسی کشاورزی (دانشگاه فردوسی مشهد)	موسوی بایگی، محمد

چاپ: چاپخانه دانشگاه فردوسی مشهد

ناشر: انتشارات دانشگاه فردوسی مشهد

نشانی: دانشگاه فردوسی مشهد - دانشکده کشاورزی - ص. پ. 91775-1163 - دبیرخانه نشریات علمی - نشریه آب و خاک

این نشریه در پایگاههای زیر نمایه شده است:

پایگاه استنادی علوم ایران (ISC) پایگاه اطلاعات علمی جهاد دانشگاهی (SID) بانک اطلاعات نشریات کشور (MAGIRAN)

پست الکترونیکی: jswa3@um.ac.ir

مقاله های این شماره در سایت <http://jm.um.ac.ir> به صورت کامل نمایه شده است.

این نشریه به صورت دو ماهانه (شش شماره در سال) منتشر می شود.

بِسْمِ اللَّهِ الرَّحْمَنِ الرَّحِيمِ

مندرجات

- 521 مدل سازی یکپارچه آب سطحی و زیرزمینی در مناطق متکی بر سیستم کشاورزی آبی با استفاده از مدل SWAT-MODFLOW (مطالعه موردی: حوضه آبریز نیشابور)
عالیه سعادت پور - امین علیزاده - علی نقی ضیائی - عزیزا... ایزدی
- 537 برآورد تبخیر از سطح آزاد دریاچه سد زاینده رود با استفاده از سبال و مقایسه با روش های تجربی
سیدامید میرمحمدصادقی - مهدی قبادی نیا - محمدحسن رحیمیان
- 549 ارزیابی فنی و هیدرولیکی آبیاری قطره ای زیرسطحی و بررسی تأثیر کارآیی این سامانه بر صفات رشدی درختان زیتون تحت مدیریت زارعین
مسعود فرزاد نیا - مختار میران زاده - حسین دهقانی سانچ
- 565 ارزیابی موقعیت سامانه های آبیاری بارانی اجرا شده با استفاده از روش تحلیل سلسله مراتبی (مطالعه موردی: دشت زنجان)
پیمان مرادزاده - حسن اوچاقلو - محمد قبابی سوق
- 579 بررسی اثرات کاربرد توام گیاه پالایی و زیست پالایی در یک خاک آلوده به نفت خام
اکبر نعمتی - احمد گلچین - اکبر قویدل
- 591 برهمکنش سولفات روی و ورمی کمپوست بر قابلیت استفاده و جزءبندی روی در یک خاک آهکی
فاطمه محمدی ناوچی نژاد - علیرضا حسین پور - حمیدرضا متقیان
- 605 بهبود تجزیه زیستی آلاینده هیدروکربنی بنزوپیرن با استفاده از دسته باکتریایی تولید کننده سورفاکتانت زیستی
سحر سلیمانی - امیرلکزیان - امیر فتوت
- 621 بررسی اثر سایه انداز سه رقم نخل و عمق خاک بر میزان واجذبی روی بومی خاک آهکی
نرگس آبدار - رضا قاسمی
- 635 تأثیر مدیریت مصرف منابع پتاسیمی بر برخی ویژگی های کمی و کیفی گندم پائیزه
محمد جعفر ملکوتی - عزیز مجیدی - سیما افرا
- 647 بهینه سازی انحلال پتاسیم توسط باکتری *Pseudomonas fluorescens* با استفاده از طرح پلاکت - برمن و روش سطح پاسخ (RSM)
ساناز اشرفی سعیدلو - عباس صمدی - میرحسن رسولی صدقیانی - محسن برین - ابراهیم سپهر



مدل سازی یکپارچه آب سطحی و زیرزمینی در مناطق متکی بر سیستم کشاورزی آبی با استفاده

از مدل SWAT-MODFLOW

(مطالعه موردی: حوضه آبریز نیشابور)

عالیه سعادت پور^۱ - امین علیزاده^{۲*} - علی نقی ضیائی^۳ - عزیزا... ایزدی^۴

تاریخ دریافت: ۱۳۹۷/۰۶/۰۵

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۸/۰۳/۰۵

چکیده

در سال های اخیر، مناطق خشک و نیمه خشک با مشکل تخلیه ی شدید منابع آب زیرزمینی به دلیل برداشت بی رویه از آن ها رو به رو شده اند. همچنین، آب سطحی و زیرزمینی در بسیاری از جوانب در ارتباط و تعامل مشترک بوده اند. بنابراین، پیشرفت جامع و طولانی مدت راهکارهای مدیریت آب جهت پیاده سازی روش هایی برای حل مشکلات خصوصاً در حوضه های بزرگ مقیاس، امری ضروری است. در تحقیق حاضر، چارچوب یک مدل تلفیقی آب سطحی و زیرزمینی جهت تسریع مدیریت منابع آب در حوضه خشک و نیمه خشک نیشابور و تحت آبیاری متمرکز از آب زیرزمینی، ارائه شده است. مدل اخیراً توسعه یافته تلفیقی SWAT-MODFLOW به صورت روزانه، آب زیرزمینی پمپ شده را از مدل MODFLOW جهت آبیاری مزارع تحت کشت به مدل SWAT منتقل کرده و با نفوذ عمقی از زیر پروفایل خاک، به عنوان تغذیه به مدل MODFLOW وارد می کند. واسنجی مدل SWAT-MODFLOW برای ۹ سال (۲۰۰۹-۲۰۱۰) و صحت سنجی برای ۲ سال (۲۰۱۱-۲۰۱۰) با استفاده از نتایج مدل در ایستگاه های هیدرومتری آب سطحی و تراز آب زیرزمینی در چاه های مشاهداتی آبخوان حوضه نیشابور به صورت روزانه انجام شد. نتایج نشان داد که در مرحله واسنجی رواناب ماهانه، ضرایب r -factor، p -factor، R^2 و NS که به منظور ارزیابی توانایی مدل SWAT در شبیه سازی رواناب به کار برده شد، در خروجی حوضه به ترتیب حدود ۰/۳۶، ۰/۲۱، ۰/۸۵ و ۰/۸۴ و در مرحله اعتبارسنجی به ترتیب ۰/۲۹، ۰/۸۳، ۰/۷۰ و ۰/۶۵ بوده است. بیشترین نرخ نفوذ در ماه های اسفند و بهمن و کمترین نرخ نفوذ در ماه های شهریور و مهر اتفاق افتاده است. همچنین از نظر توزیع مکانی، این مقدار تغذیه بیشتر در مخروط افکنه ها و مناطق آبرفتی اتفاق می افتد. با بررسی مقدار میانگین سطح ایستابی آب زیرزمینی مشاهده ای و شبیه سازی شده برای دوره ی ۲۰۰۱ تا ۲۰۱۱ و برای ۴۸ چاه مشاهداتی مشخص شد که میزان خطا برای ۷۸٪ از نقاط، کمتر از ۲ متر می باشد و تنها ۳ چاه خارج از بازه $\pm 15\%$ خطا قرار دارد. همچنین سطح ایستابی در سال های اخیر به شدت روند کاهشی نشان داده است که علت آن برداشت بی رویه آب از چاه ها در دوره مورد بررسی بوده است. به طور کلی نتایج این مطالعه نشان داد که مدل تلفیقی توسعه یافته SWAT-MODFLOW می تواند در سایر حوضه های خشک و نیمه خشک که آبیاری آن ها عمدتاً از آبخوان انجام می شود، استفاده گردد. علاوه بر این، این مدل می تواند جهت مطالعات مدیریت پایدار منابع آب در دهه های آینده مورد استفاده قرار گیرد.

واژه های کلیدی: آب زیرزمینی، آب سطحی، مدل تلفیقی، نیشابور، SWAT-MODFLOW

مقدمه

معمولاً به وسیله ی فعالیتهای کشاورزی نظیر انحراف آب سطحی، پمپاژ آب زیرزمینی و آبیاری، می تواند به طور قابل ملاحظه ای رژیم جریان های سطحی و زیرزمینی را تغییر دهد. درک درست رفتار پیچیده ی سیستم متقابل آب سطحی-زیرزمینی در مدیریت منطقه ای منابع آب بسیار مهم است و مدل سازی تلفیقی این سیستم، یک رویکرد توصیه شده می باشد (۴۱).

درک تغییرات زمانی- مکانی نفوذ در مدل سازی آب زیرزمینی به خصوص در مناطق خشک و نیمه خشک با آبیاری متمرکز بسیار مهم است. به عبارت دیگر تا زمانی که نرخ دقیق نفوذ تعیین نگردد، تأثیر برداشت آب زیرزمینی از آبخوان به درستی تعیین نخواهد شد و رفتار طولانی مدت آبخوان تحت سناریوهای مدیریتی مختلف به خوبی تخمین زده نخواهد شد (۴۷). همچنین نیاز به آگاهی از رفتار متقابل

اثر متقابل آب سطحی و آب زیرزمینی نقش مؤثری در سیستم هیدرولوژیکی به خصوص در مناطق خشک و نیمه خشک، ایفا می کند (۴۷ و ۱۷) زیرا تغییرات در مدیریت یا مصرف یکی بر موجودیت و مصرف دیگری تأثیر می گذارد (۱۳). این اثر متقابل

۱، ۲ و ۳- به ترتیب فارغ التحصیل دکتری، استاد و دانشیار گروه علوم و مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد
(Email: alizadeh@um.ac.ir)
(*) نویسنده مسئول:

۴- محقق، مرکز تحقیقات آب دانشگاه سلطان قابوس، مسقط، عمان
DOI: 10.22067/jsw.v0i0.74658

آب سطحی و زیرزمینی می‌تواند منجر به بهینه‌سازی مصرف متقابل آب سطحی و زیرزمینی و بررسی تأثیر کاربری اراضی و تغییر اقلیم بر تغییرات سطح آب زیرزمینی گردد. تاکنون روش‌های زیادی جهت تخمین رفتار متقابل آب سطحی-زیرزمینی در ابعاد متفاوت زمانی و مکانی ارائه و به کار برده شده‌اند که تعدادی از آن‌ها عبارت است از: GSFLOW (۲۶)، HydroGeoSphere (۷ و ۵۰)، ParFlow، (۵۲)، MIKE SHE (۱۸)، MODHMS (۳۷)، SWATMOD (۴۵) و SWATMODFLOW (۴). مدل‌های معرفی شده تاکنون برای رسیدگی به مسائل مختلف منابع آب، از جمله مدیریت آبیاری (۳۹)، اثر متقابل آب سطحی و زیرزمینی (۲۱، ۳۵ و ۵۶)، کاربرد زمین و تغییرات اقلیمی (۱۸ و ۲۷)، کیفیت آب (۶) و غیره مورد استفاده قرار گرفته‌اند.

در میان مدل‌های سطحی، SWAT یک مدل مالکیت عمومی و نیمه توزیعی اکو هیدرولوژیکی و بر پایه فرآیندهای فیزیکی است (۳) که برجسته‌تر است و در مطالعات مختلفی به کار برده شده است. با این حال، عیب SWAT محدودیت‌های مفهومی قابل توجه در رابطه با شبیه‌سازی جریان آب‌های زیرزمینی و ذخیره‌سازی در سیستم آبخوان است. با توجه به این محدودیت تلفیق این مدل با مدل آب زیرزمینی MODFLOW در سال‌های اخیر کاربردهای موفقیت آمیز گسترده‌ای داشته است. از جمله سوفو کلیوس و همکاران در سال ۱۹۹۹ (۴۵)، سوفو کلیوس و پرکینز در سال ۲۰۰۰ (۴۶)، منکینگ و همکاران در سال ۲۰۰۳ (۳۰)، گالیاتی و همکاران در سال ۲۰۰۶ (۱۴)، کیم و همکاران در سال ۲۰۰۸ (۲۴)، لو و سوفو کلیوس در سال ۲۰۱۱ (۲۵) و گازمن و همکاران در سال ۲۰۱۵ (۱۹) به تلفیق دو مدل SWAT و MODFLOW و شبیه‌سازی حوضه‌های مختلف پرداخته‌اند.

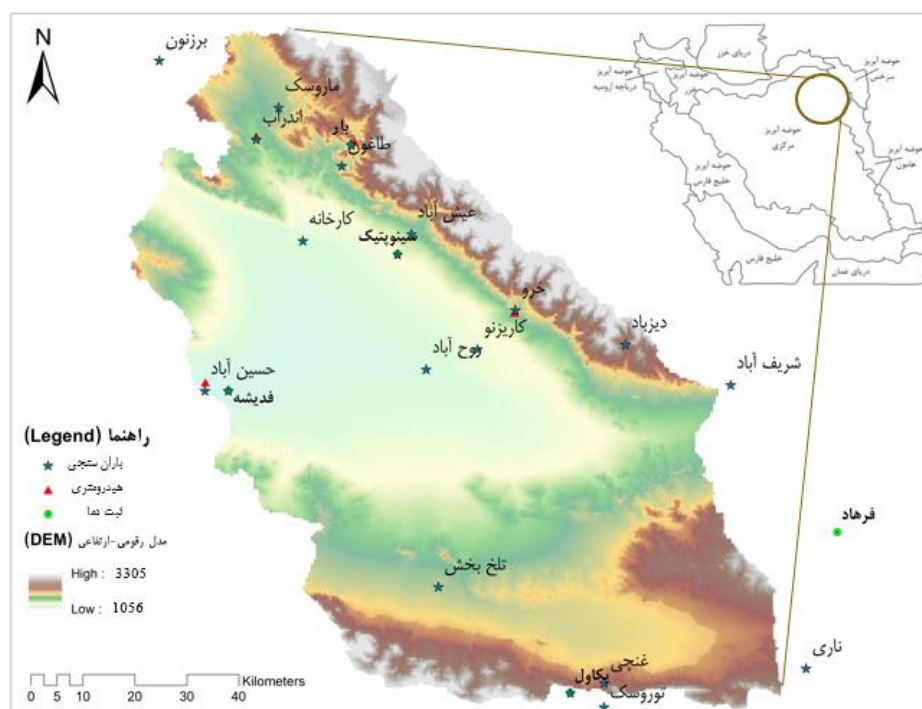
در جدیدترین تحقیق، بیلی و همکاران در سال ۲۰۱۶ مدل یکپارچه SWAT-MODFLOW را با استفاده از کد جدیدی توسعه دادند و برای اتصال دو مدل از گام زمانی روزانه استفاده کردند. سپس با استفاده از مدل یکپارچه توسعه یافته به بررسی الگوهای زمانی و مکانی تخلیه آب زیرزمینی حوضه‌ای در آمریکا پرداختند. نتایج تغییرات مکانی شدیدی در تخلیه آب زیرزمینی به رودخانه نشان داد که می‌تواند در مدیریت آب و مشخص کردن مناطق با قابلیت زیاد انتقال کودها به سمت رودخانه‌ها و در برنامه‌ریزی‌های اکولوژیک مورد استفاده قرار گیرد (۴). وی و همکاران در سال ۲۰۱۸ مدل تازه توسعه یافته SWAT-MODFLOW را به منظور شبیه‌سازی انتقال آلاینده‌های محلول در یک سیستم زیرسطحی با رطوبت متغیر و از طریق اضافه کردن مدل RT3D به عنوان یک سابروتین در کد MODFLOW گسترش دادند (۵۵). چوون و همکاران در سال ۲۰۱۹ از مدل یکپارچه آب سطحی-آب زیرزمینی SWAT-MODFLOW برای مطالعه شرایط آب و هوایی و تأثیرات تغییر

اقلیم و برداشت از آب‌های زیرزمینی بر روی تعاملات آب سطحی-آب زیرزمینی مقیاس منطقه‌ای در غرب کانادا استفاده کردند (۱۱). علی‌یاری و همکاران در سال ۲۰۱۹ نسخه به روز شده SWAT-MODFLOW و عملکرد آن را در حوضه رودخانه پلت جنوبی در کولورادو آمریکا بررسی کردند. این نسخه امکان استفاده در حوضه‌های رودخانه‌ای در مناطق نیمه خشک را فراهم می‌کند (۱). مولینا-ناوارو و همکاران در سال ۲۰۱۹ از دو مدل SWAT و SWAT-MODFLOW به منظور شبیه‌سازی سناریوهای مختلف برداشت از آب زیرزمینی آبخوانی در کشور دانمارک و ارزیابی معایب و مزایای SWAT-MODFLOW استفاده کردند. در مجموع، مدل SWAT-MODFLOW امکان گسترده‌تری برای تجزیه و تحلیل آب زیرزمینی نشان داد و دیدگاه‌های بیشتری نسبت به SWAT در جهت حمایت از تصمیم‌گیری در رابطه با ارزیابی محیطی ایجاد می‌کند (۳۲). با توجه به اهمیت تأثیرات هیدرولوژیکی مصرف آب کشاورزی در زمینه‌ی مدل‌سازی یکپارچه و اهمیت دشت نیشابور به عنوان یکی از مهم‌ترین دشت‌های استان خراسان رضوی که نقش عمده‌ای در اقتصاد کشاورزی منطقه ایفا می‌کند، نیاز به انجام مدل‌سازی یکپارچه آب سطحی و زیرزمینی در مناطق متکی بر سیستم کشاورزی آبی و درک بهتر توزیع زمانی و مکانی پارامترهای منابع آب که اطلاعات مفیدی جهت برنامه‌ریزی و مدیریت منابع آبی در حوضه نیشابور در اختیار قرار خواهد داد.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

منطقه‌ی مورد مطالعه در این تحقیق، حوضه آبریز نیشابور می‌باشد که بخشی از حوضه آبریز کویر مرکزی ایران بوده و در بین عرض‌های شمالی ۳۵° ۴۰' تا ۳۵° ۳۹' و طول‌های شرقی ۵۸° ۱۳' تا ۵۹° ۳۰' قرار گرفته است. حداکثر ارتفاع این حوضه ۳۳۰۵ متر در شمال حوضه بوده که در کوهستان بینالود واقع شده و حداقل ارتفاع آن برابر ۱۰۵۶ متر در خروجی رودخانه اصلی در جنوب غربی حوضه و منطقه‌ی حسین آباد جنگل قرار گرفته است. وسعت حوضه بالغ بر ۹۱۵۷ کیلومتر مربع می‌باشد که حدود نیمی از آن را ارتفاعات (۴۲۴۱ کیلومتر مربع) و مابقی (۴۹۱۷ کیلومتر مربع) را دشت‌ها تشکیل می‌دهند (شکل ۱). میانگین دمای ماهانه در ایستگاه بار (معرف مناطق کوهستانی) ۱۳ درجه سانتی‌گراد و در ایستگاه محمدآباد - فدیشه (معرف مناطق دشتی) ۱۳/۸ سانتی‌گراد می‌باشد. همچنین متوسط بارندگی و تبخیر سالانه حوضه به ترتیب حدود ۲۳۴ و ۲۳۳۵ میلی‌متر می‌باشد (۳۱). از آنجایی که اقلیم منطقه نیمه خشک تا خشک است، کشاورزی در دشت نیشابور بر پایه آبیاری و خصوصاً متکی بر منابع آب زیرزمینی می‌باشد.



شکل ۱- موقعیت حوضه آبریز نیشابور در ایران و ایستگاه‌های مستقر در سطح حوضه
Figure 1- Location of the Neishaboor's basin in Iran and its stations

شده و به مدل SWAT وارد گردید. لازم به ذکر است که محصولات گندم آبی و دیم به عنوان داده‌های مدیریت گیاهی برای دوره‌ی شبیه‌سازی، انتخاب شدند که مهم‌ترین دلیل برای انتخاب این محصولات، تناوب کشت ثابت این محصولات در طی دوره‌ی شبیه‌سازی می‌باشد. به علاوه آمار منابع تخلیه آب زیرزمینی (شامل چشمه، قنات و چاه‌های بهره برداری) برای محدوده‌ی حوضه نیشابور با توجه به بانک اطلاعاتی آمار مطالعات پایه منابع آب، تهیه گردید (۲۲ و ۲۳).

مدل SWAT

مدل SWAT (۳) که به طور گسترده در مباحث هیدرولوژیک کاربرد دارد، توسط USDA-ARS^۳ جهت شبیه‌سازی جریان آب، انتقال مواد غذایی و رسوب در مقیاس حوضه‌ای توسعه یافته است. این مدل برای پیش‌بینی تأثیر روش‌های مختلف مدیریت اراضی بر روی مقادیر آب، رسوب و مواد شیمیایی کشاورزی در سطح حوضه‌های آبریز پیچیده و بزرگ با خاک، کاربری اراضی و شرایط مختلف مدیریتی در دراز مدت طراحی شده است. مدل SWAT یک

جمع‌آوری داده‌های مورد نیاز برای اجرای مدل‌ها

داده‌های مورد نیاز این تحقیق از منابع مختلف تهیه گردیده است به این ترتیب که نقشه‌ی رقومی ارتفاعی DEM با اندازه سلول ۹۰ متر، نقشه کاربری اراضی با دقت ۱:۱۰۰۰۰۰ و ۱۴ کلاس اصلی حاصل از گزارش‌های تفصیلی مدیریت حوضه آبریز از سازمان جهاد کشاورزی تهیه شد. همچنین نقشه‌ی واحدهای اراضی خاک با دقت ۱:۱۰۰،۰۰۰ و ۴۱ واحد ارضی از گزارش‌های تفصیلی خاکشناسی-آبخیزداری تهیه گردید. داده‌های مدل ارتفاعی رقومی DEM، کاربری اراضی و نوع خاک جهت تعیین و پارامتر کردن واحدهای پاسخ هیدرولوژیک (HRU)^۱ استفاده شد. همچنین جهت تخمین پارامترهای هیدرولیکی خاک شامل هدایت هیدرولیکی و رطوبت اولیه خاک از نرم‌افزار RetC^۲ (۵۳) استفاده گردید. علاوه بر این، داده‌های روزانه‌ی هواشناسی شامل بارندگی، دمای هوا (بیشینه، کمینه و میانگین)، تابش خورشیدی، رطوبت نسبی و سرعت باد، در یک دوره‌ی ۱۴ ساله (۱۹۹۸-۲۰۱۱) از ایستگاه‌های مستقر در سطح حوضه (ایستگاه سینوپتیک سازمان هواشناسی و نیز وزارت نیرو) اخذ

3- United States Department of Agriculture's Agricultural Research Service

1- Hydrologic Response Unit
2- Retention Curve Computer Program

NWT جریان سه بعدی آب زیرزمینی و تمامی منابع و چشمه‌های مرتبط (مانند تغذیه، پمپاژ، بازگشت آب به زهکش‌ها و تعامل با شبکه‌ی رودخانه‌ها) را محاسبه می‌کند. کدهای هر دو مدل با یکدیگر در یک کد فورترین گردآوری شده‌اند و با هم در قالب یک واحد اجرا می‌شوند. پس از فراخوانی داده‌های ورودی برای هر دو مدل SWAT و MODFLOW، شبیه‌سازی از طریق فرایند تکراری روزانه‌ی محاسبات HRU در SWAT، انتقال داده‌ها به MODFLOW، اجرای MODFLOW، انتقال داده‌ها به SWAT و مسیریابی آب از طریق جریان شبکه حوضه، انجام می‌شود (۴).

مرحله‌ی اصلی در لینک کردن دو مدل SWAT و MODFLOW ورود نفوذ عمقی محاسبه شده توسط HRU (برای مثال آبی که در زیر پروفایل خاک موجود است) به عنوان تغذیه به سلول‌های شبکه^۱ MODFLOW می‌باشد. پس از تغذیه سلول‌ها، آب زیرزمینی به منظور کشاورزی توسط پمپاژ از سلول‌های شبکه MODFLOW به جریان ورودی SWAT واگذار می‌شود. با این هدف، SWAT حجم تغذیه حاصل از آبیاری و MODFLOW حجم جریان برداشت شده آب زیرزمینی توسط پمپاژ به زمین‌های کشاورزی را محاسبه می‌کند. شکل ۲ طرحواره مدل تلفیقی SWAT-MODFLOW به همراه داده‌های ورودی هر دو مدل را نشان می‌دهد.

پکیج رودخانه در MODFLOW برای شبیه‌سازی حجم جریان مبادله‌ای نرخ جریان (نرخ تخلیه آب زیرزمینی یا نرخ نفوذ از رودخانه) بین آبخوان و شبکه‌ی رودخانه با استفاده از هدایت هیدرولیکی بستر رود و قانون دارسی استفاده می‌گردد. بنابراین، SWAT رواناب آب سطحی و جریان جانبی در خاک به شبکه‌ی جریان را تهیه می‌کند، در حالی که MODFLOW تخلیه‌ی جریان و نفوذ از رودخانه به آبخوان را برآورد می‌کند (۵۵).

در این روش مدل‌های SWAT و MODFLOW می‌توانند با ابعاد مختلف مکانی بهم پیوندند، یعنی یکی از مدل‌ها می‌تواند فراتر از مرزهای دیگر گسترش یابد. این امر به منظور تسهیل پیوند مدل‌های موجود، مانند مدل‌های آب زیرزمینی منطقه‌ای انجام می‌شود (۸، ۱۵، ۲۸، ۳۸ و ۴۲).

واسنجی و صحت‌سنجی مدل‌ها

به منظور واسنجی و صحت‌سنجی مدل، مشاهدات ماهانه‌ی جریان سطحی (۲۰۱۱-۲۰۰۱) در چهار ایستگاه هیدرومتری اندرآب زرنده، بار اریه، خرو مجموع و حسین‌آباد جنگل جمع‌آوری گردید.

مدل شبیه‌ساز فرایندهای سطحی در مقیاس حوضه می‌باشد که حوضه را به زیرحوضه‌هایی تقسیم می‌کند. زیر حوضه‌ها از لحاظ کاربری اراضی، خاک و شیب به واحدهای پاسخ هیدرولوژیک (HRU) تقسیم شده و برای محاسبه توازن توزیع آب، مواد مغذی و رسوب استفاده می‌شوند. در واقع محاسبات در SWAT برای هر HRU انجام می‌گیرد و سپس خروجی‌ها بر اساس درصد سطح HRU در زیرحوضه تا خروجی حوضه توسعه می‌یابند. باید به این نکته توجه داشت که استفاده از مدل SWAT برای حوضه‌های آبریزی که در آن‌ها تخلیه‌ی آب‌های زیرزمینی اهمیت زیادی برای جریان دارد، غالباً مناسب نیست که دلیل آن، شبیه‌سازی ساده‌ی فرایندهای زیر سطحی توسط مدل می‌باشد (۹، ۱۶، ۴۰، ۴۸ و ۴۹). بنابراین استفاده از این مدل برای مناطق مذکور باید با احتیاط انجام شود.

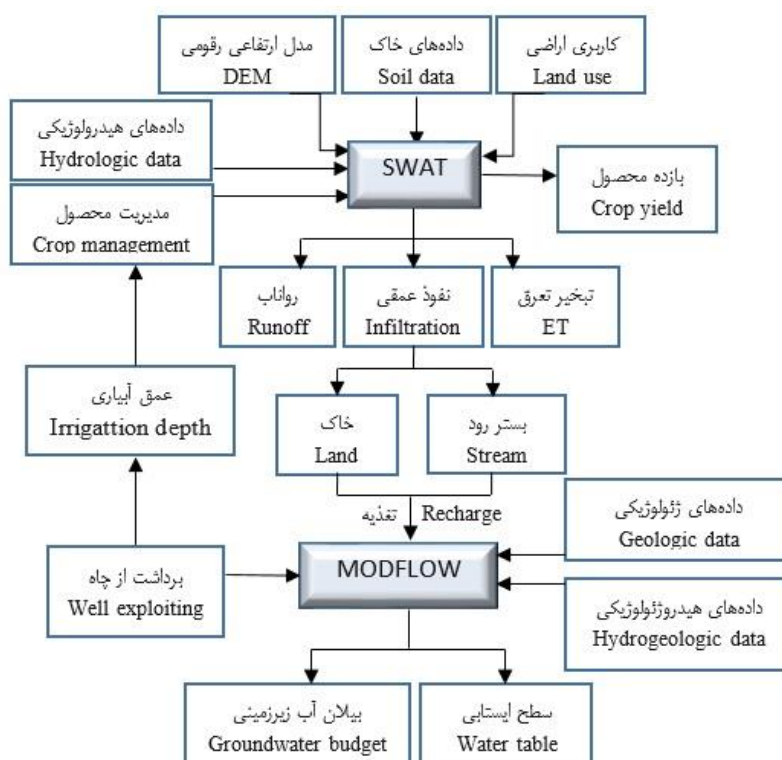
مدل MODFLOW

MODFLOW (۲۹) مدل شبیه‌ساز سه بعدی جریان آب زیرزمینی در محیط متخلخل می‌باشد. این مدل به دلیل قابلیت و اعتبارسنجی گسترده‌ی آن در شبیه‌سازی سیستم‌های مختلف، به عنوان یک مدل استاندارد شبیه‌ساز جریان آب زیرزمینی در سراسر جهان پذیرفته شده است. اخیراً الگوریتم جدیدی به MODFLOW اضافه شده (قابلیت حل مسائل مبتنی بر نیوتن) که باعث می‌شود مدل بهتر از قبل، خالص‌سازی غیرخطی و رطوبت مجدد سلول‌های شبکه در سیستم‌های آب زیرزمینی غیرقابل کنترل را شبیه‌سازی کند (مشکلی که در نسخه‌های قدیمی‌تر مدل حل نشده باقی مانده بود) (۳۶). گرچه مدل MODFLOW قابلیت شبیه‌سازی فرایندهای مختلف شامل تغذیه‌ی آب‌های زیرزمینی، نفوذ منطقه غیر اشباع (۳۴)، تبخیر تعرق، پمپاژ، تخلیه به زهکش‌های زیرسطحی و اثر متقابل رودخانه و آبخوان را داراست، با این حال، کاربرد مدل محدود به بررسی مدیریت و تغییر اقلیم بر منابع آب زیرزمینی و اثر متقابل منابع آب سطحی و زیرزمینی می‌شود. چرا که قادر نیست فرایندهای سطحی از جمله اثر متقابل زمین-اتمسفر، نفوذ و رواناب سطحی، چرخه و حرکت مواد غذایی، رشد گیاه و تأثیرات تمرین‌های مدیریتی بر سیستم‌های کشاورزی را شبیه‌سازی کند.

مدل تلفیقی SWAT-MODFLOW

در این مطالعه، چارچوب توسعه یافته‌ی مدل تلفیقی SWAT-MODFLOW با استفاده از ترکیب کردن آخرین نسخه‌ی مدل‌های SWAT 2012 و MODFLOW-NWT مورد استفاده قرار گرفت. در این چارچوب، SWAT کلیه‌ی فرایندهای مرتبط با سطح زمین، رشد گیاه، جریان رود و فرایندهای ناحیه‌ی خاک و MODFLOW-

1- Grid cells of MODFLOW



شکل ۲- طرح‌واره ورودی‌های مدل تلفیقی SWAT-MODFLOW و اثر متقابل مدل‌های SWAT و MODFLOW

Figure 2- Diagram showing the SWAT-MODFLOW integrated model input data and SWAT and MODFLOW interactions

factor معیارهایی برای کمی کردن عدم قطعیت موجود در مدل‌های مفهومی، پارامترها و همچنین داده‌های ورودی می‌باشند. p-factor بیانگر درصد داده‌های اندازه‌گیری شده است که درون باند عدم قطعیت ۹۵ درصد قرار می‌گیرند همچنین r-factor کوچکتر از یک عموماً نتیجه‌ی واسنجی خوبی را نشان می‌دهد. ضریب R^2 (ضریب تشخیص، تبیین یا تعیین) نشان‌دهنده همخوانی بین مقادیر مشاهده‌ای و شبیه‌سازی با استفاده از روش تجزیه رگرسیونی است و دامنه آن بین صفر تا یک است. مقادیر بیشتر نشان دهنده واریانس خطای کمتر بوده و معمولاً مقادیر بیش از ۰/۵ قابل قبول در نظر گرفته می‌شود (۴۳). آماره‌ی ضریب نش‌ساتکلیف (NS) تعیین کننده مقدار نسبی واریانس باقیمانده به واریانس داده‌های اندازه‌گیری شده بوده و مقدار نزدیک تر آن به عدد ۱، نشان‌دهنده کارایی بالاتر مدل مربوطه خواهد بود. خطای میانگین مربعات (MSE)، شاخص ارزشمند نشان‌دهنده خطا در واحد مربع آن پارامتر است که در تجزیه و تحلیل نتایج کمک می‌کند. مقدار صفر MSE نشان‌دهنده برآزش عالی می‌باشد.

از داده‌های ۹ سال ابتدایی برای واسنجی و ۲ سال آخر برای صحت‌سنجی مدل SWAT با استفاده از الگوریتم SUFI2 در بسته نرم‌افزاری SWAT-CUP استفاده شد. همچنین اندازه‌گیری‌های ماهانه سطح آب زیرزمینی (۲۰۱۱-۲۰۰۱) در ۴۸ چاه مشاهداتی برای واسنجی مدل تلفیقی SWAT-MODFLOW مورد استفاده قرار گرفت.

به منظور تنظیم شرایط اولیه برای شبیه‌سازی شرایط ناپایدار ابتدا پارامترهای اصلی آب زیرزمینی (به عنوان مثال، هدایت هیدرولیکی) تنظیم شد. سپس مدل SWAT-MODFLOW برای دوره‌ی ۱۴ ساله (۱۹۹۸-۲۰۱۱) و با گام زمانی روزانه اجرا گردید. داده‌های سه سال اول این دوره (۱۹۹۸-۲۰۰۱) به منظور سازگاری مدل با شرایط موجود و تعیین ذخیره‌سازی اولیه‌ی منطقی خاک (۲۱)، مورد استفاده قرار گرفت^۱ و بنابراین در واسنجی استفاده نگردید. در نهایت واسنجی مدل تلفیقی به صورت دستی و از طریق سعی و خطا انجام گرفت. آماره‌های استفاده شده برای واسنجی در این مطالعه عبارت است از r-factor، R^2 ، NS^۳، MSE^۴، مقادیر p-factor و r-

3- Nash-Sutcliffe

4- Mean Square Error

1- Warm-up

2- Coefficient of determination

مراحل اجرای مدل‌سازی تلفیقی

به منظور اجرای مدل‌سازی تلفیقی، در این مطالعه محدوده‌ی سطحی مدل SWAT به ۲۴۸ زیرحوضه و ۶۵۷۹ HRU تقسیم‌بندی گردید (شکل ۳-الف). محدوده‌ی زیرسطحی از یک لایه با ۲۰۲۴۰ سلول فعال (۱۷۶ سلول افقی و ۱۱۵ سلول عمودی) تشکیل شده است (شکل ۳-ب). این محدوده به ۲۴ زون برای پارامتر کردن مدل تقسیم گردید (۳۳). شرایط مرزی مدل‌سازی آبخوان مشابه مطالعه‌ی ایزدی و همکاران (۲۳) در نظر گرفته شده است. محدوده‌های شمال و شمال شرقی و بخشی از جنوب و جنوب غربی مرزهای زیرزمینی دارای شرایط مرزی با بار مشخص^۱ می‌باشند که جریان آب زیرزمینی را به ترتیب از کوه‌های بینالود در شمال، ارتفاعات لیلاجوق و یال پلنگ در شرق و تپه ماهورهای نیزه‌بند، سیاه کوه و کوه نمک در جنوب دریافت کرده و از مرزهای حسین‌آباد در جنوب غربی از آبخوان خارج می‌کنند. هد اولیه‌ی مرزی براساس ارتفاع ایستابی آب زیرزمینی مشاهده‌ای نزدیک مرز تخمین زده شده است. شرایط بدون جریان نیز به عمده‌ی مرزهای زیرزمینی جنوب غربی و شمال غربی اعمال شده است. اطلاعات سطح مقطع رودها از نتایج SWAT استخراج شده و با استفاده از نرم‌افزار Google earth بررسی گردید. بعد از جمع‌آوری همه‌ی داده‌های مورد نیاز، مدل با استفاده از ابزارهای خارجی شامل ArcGIS و ModelMuse راه‌اندازی شد.

نتایج و بحث

واسنجی مدل SWAT

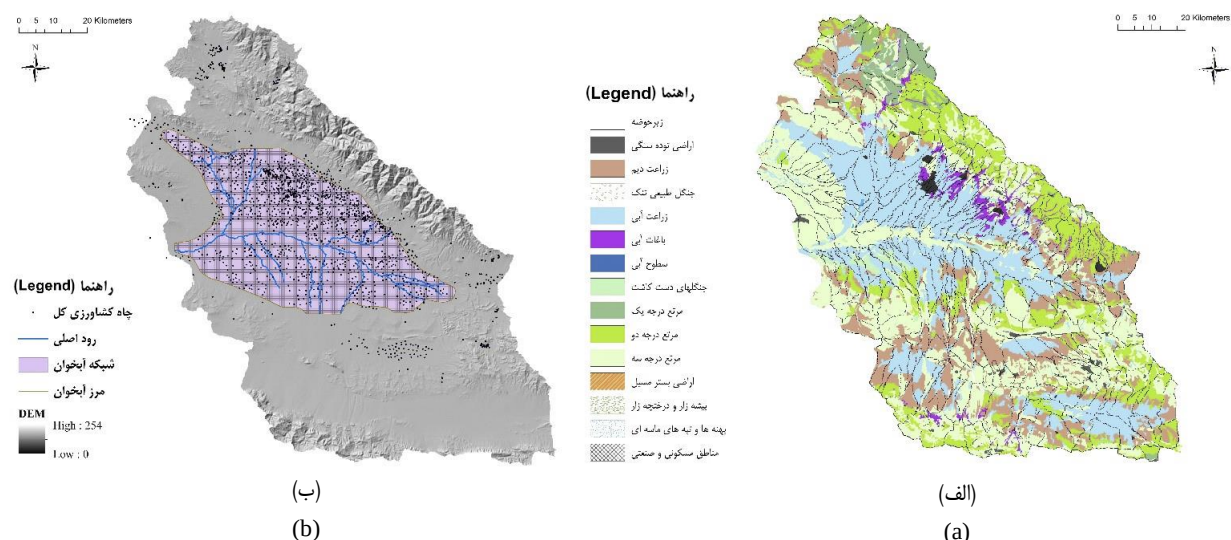
با توجه به مطالعات پیشین و تحلیل حساسیت مطلق توسط SWAT-CUP، تعداد ۲۴ پارامتر حساس برای حوضه نیشابور مشخص شد. جدول ۲ نوع پارامتر، حدود اولیه و نهایی آن‌ها را در واسنجی نشان می‌دهد. نتایج واسنجی مدل برای ۹ سال در دوره آماری ۲۰۰۹-۲۰۱۱ و اعتبارسنجی (اعداد داخل پرانتز) مدل برای ۲ سال در دوره آماری ۲۰۱۱-۲۰۱۰، برای ۴ ایستگاه هیدرومتری حوضه نیشابور در جدول ۱ ارائه شده است. همچنین در شکل ۴ مقایسه هیدروگراف رواناب داده‌های مشاهده‌ای، رواناب شبیه‌سازی و باند تخمین عدم قطعیت ۹۵ درصد نشان داده شده است.

با توجه به جدول ۱ محدوده تغییرات پارامتر r-factor حاصل از واسنجی رواناب ماهیانه در چهار ایستگاه هیدرومتری بین ۰/۰۶ تا ۰/۲۱ است. مقادیر r-factor کوچکتر از یک عموماً بیانگر نتیجه‌ی واسنجی خوب مدل می‌باشد. از طرفی چنانچه مشاهده می‌شود در بیشتر ایستگاه‌ها، مقدار p-factor کم بوده که نشان‌دهنده عدم

قطعیت زیاد در شبیه‌سازی است. یکی از دلایل کم بودن مقادیر p-factor این است که در اکثر ایستگاه‌ها جریان پایه توسط مدل کمتر از مقادیر واقعی پیش‌بینی شده است (شکل ۴). علت اصلی این موضوع، عدم دسترسی به اطلاعات کافی مقادیر آب برداشتی از رودخانه‌ها بوده است که منجر به عدم قطعیت نسبتاً بزرگ در نتایج مدل‌سازی خواهد شد (۲). همچنین با توجه به شکل ۴ مشاهده می‌شود که مدل زمان رسیدن به حداکثر رواناب را به خوبی شبیه‌سازی کرده است. علاوه بر این جدول ۱ نشان می‌دهد که بیشترین مقدار ضریب نش-ساتکلیف (NS) در خروجی حوضه (ایستگاه حسین‌آباد جنگل) ۰/۸۴ است و این مقدار هر چه بیشتر به عدد یک نزدیک باشد نشان از رضایت‌بخش بودن شبیه‌سازی انجام شده توسط مدل دارد. مقادیر ضریب همبستگی R^2 بین ۰/۵ تا ۰/۸۵ قرار گرفته است که کمترین آن مربوط به ایستگاه خرو مجموع و بیشترین آن مربوط به حسین‌آباد جنگل (خروجی حوضه آبریز) است. به طور کلی با توجه به قابل قبول بودن معیار NS، پایین بودن مقادیر خطا (MSE, r-factor) و بالا بودن مقادیر همبستگی (R^2) در برآورد رواناب در ایستگاه‌های هیدرومتری می‌توان گفت که مدل در توانسته است به خوبی هیدروگراف مشاهداتی را به خصوص در مقیاس ماهانه تولید کند.

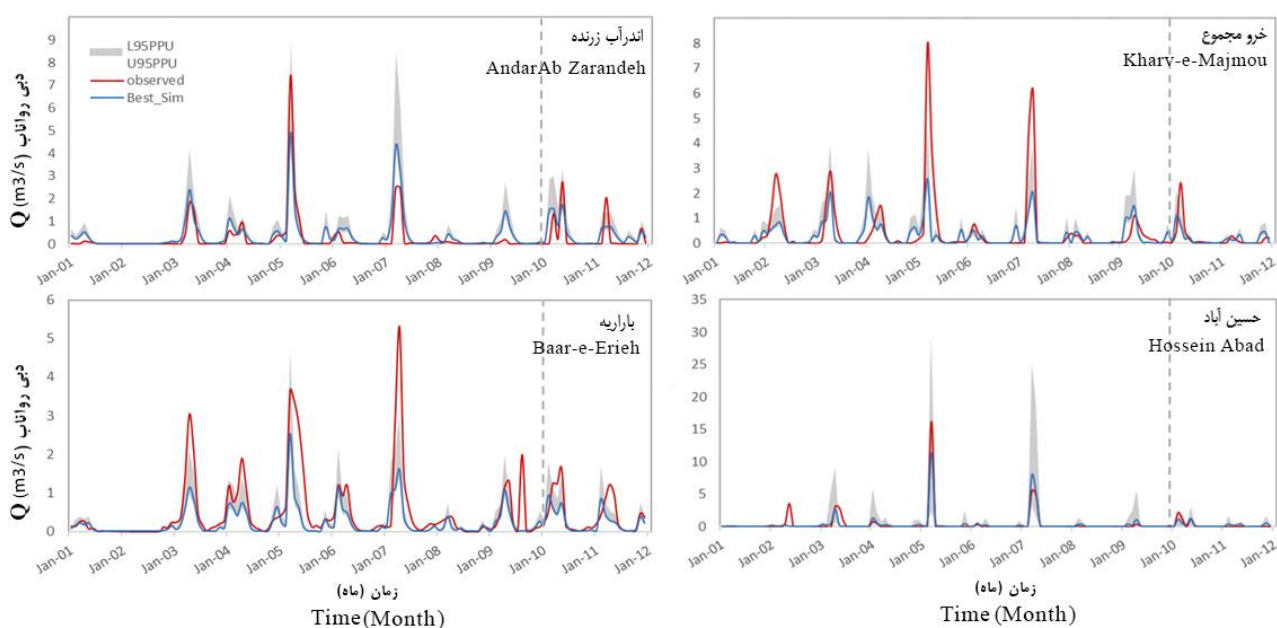
در مرحله اعتبارسنجی رواناب ماهانه، محدوده پارامتر p-factor بین ۴ و ۲۹ درصد به دست آمد که به ترتیب متعلق به ایستگاه‌های اندراب زرنده و حسین‌آباد جنگل است (جدول ۱). لازم به ذکر است که بر اساس جدول ۱ مقادیر r-factor در تمامی ایستگاه‌ها کمتر از یک بوده است. ضریب R^2 بدست آمده در مرحله اعتبارسنجی رواناب ماهانه بین ۰/۳۴ تا ۰/۷ به ترتیب متعلق به ایستگاه خرو مجموع و حسین‌آباد جنگل می‌باشد. همچنین طیف ضریب نش-ساتکلیف بدست آمده در مرحله اعتبارسنجی بین ۰/۳۱ تا ۰/۶۵ است که کمترین و بیشترین مقدار آن به ترتیب مربوط به ایستگاه‌های بار اریه و حسین‌آباد جنگل می‌باشد. اعتبارسنجی جریان نشان می‌دهد که مدل بهترین نتایج را برای ایستگاه هیدرومتری خروجی حوضه (حسین‌آباد جنگل) شبیه‌سازی می‌کند.

در مدل MODFLOW مقدار واقعی تغذیه آب زیرزمینی جزء مقادیر ورودی بوده که باید به مدل وارد شود. برآورد مناسب این کمیت دشوار بوده و دارای عدم قطعیت زیاد است. لذا برای افزایش دقت مدل تلفیقی، مقدار نفوذ عمقی یا تغذیه به صورت مستقیم از مدل آب سطحی SWAT جایگزین بسته‌ی تغذیه مدل آب زیرزمینی MODFLOW می‌شود، لذا واسنجی مدل آب زیرزمینی در قالب واسنجی مدل تلفیقی انجام می‌شود.



شکل ۳- (الف) نقشه‌ی کاربری اراضی و زیرحوضه‌های دشت نیشابور در مدل SWAT و (ب) موقعیت آبخوان در حوضه‌ی نیشابور و شبکه‌ی آبخوان و موقعیت چاه‌های بهره‌برداری و رود اصلی حوضه در مدل MODFLOW

Figure 3- (a) Land use map and Neishaboor plain sub-basins in SWAT and (b) Location of Neishaboor aquifer in the watershed and Modflow grid and the location of agriculture wells and Main River in the model



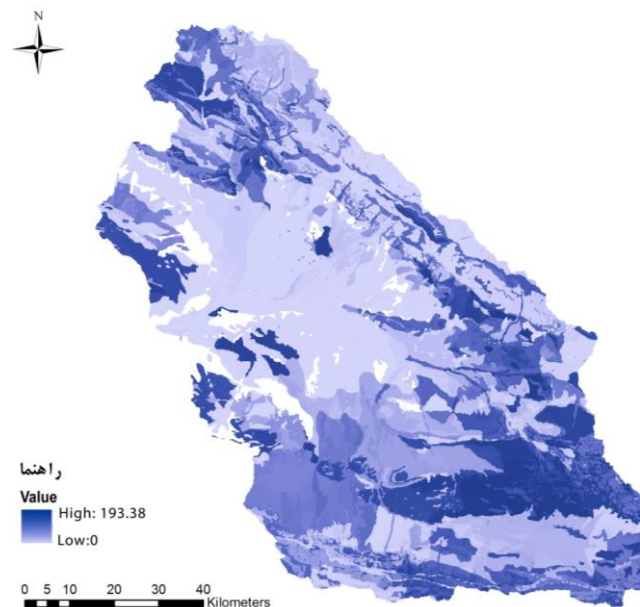
شکل ۴- مقایسه مقادیر مشاهده شده و شبیه‌سازی شده رواناب ماهیانه و باند عدم قطعیت دبی شبیه‌سازی شده (قسمت خاکستری رنگ) در دوره واسنجی (اول سال میلادی ۲۰۰۱ تا انتهای سال میلادی ۲۰۰۹) و صحت‌سنجی (اول سال میلادی ۲۰۱۰ تا انتهای سال میلادی ۲۰۱۱) در چهار ایستگاه هیدرومتری اندرآب، بار اریه، خرو مجموع و حسین آباد جنگل

Figure 4- Comparison between simulated and observed monthly discharges and simulated discharge uncertainty band (gray) in calibration period (1/2001-12/2009) and validation (1/2010-12/2011) for four hyrometric station (AndarAb, Bar Erieh, Khary Majou, HosseinAbad Jangal)

جدول ۱- مقادیر آماره‌های ارزیابی مدل تلفیقی SWAT-MODFLOW برای دوره‌ی واسنجی (صحت‌سنجی)

Table 1- The value of statistics for the calibration (validation) period

ایستگاه Station	MSE	R ²	NS	p-factor	r-factor
اندرآب زرنده Andarab Zarandeh	2.3(2.8)	0.72(0.47)	0.7(0.43)	0.13(0.04)	0.09(0.13)
بار اریه Baar Erieh	5.2(1.6)	0.71(0.46)	0.38(0.31)	0.1(0.08)	0.06(0.1)
خرو مجموع Kharv-e-Majmou	8.6(1.6)	0.5(0.34)	0.39(0.34)	0.06(0.13)	0.06(0.1)
حسین‌آباد جنگل Hossein Abad-e-Jangal	4.8(9.5)	0.85(0.7)	0.84(0.65)	0.36 (0.29)	0.21(0.83)



شکل ۵- تغییرات مکانی نفوذ متوسط سالانه (میلی‌متر) در حوضه‌ی نیشابور (شبیه‌سازی شده توسط مدل سطحی SWAT)

Figure 5 -Spatial variations of annual mean percolation (mm) in Neishaboob watershed (simulated by SWAT model)

واسنجی دستی و از طریق تغییر پارامترهای هیدرولیکی خاک از جمله هدایت هیدرولیکی (K) و آبدهی ویژه (Sy) در مدل MODFLOW انجام گرفت تا خروجی مدل تلفیقی برای بدست آوردن بهترین تطابق سطح آب زیرزمینی شبیه‌سازی شده با مقدار مشاهده‌ای واسنجی گردد. سپس به کمک نرم افزار PEST و روش حل معکوس، واسنجی خودکار گردید.

بررسی تغییرات سطح ایستابی

در شکل ۶ تغییرات جریان آبخوان در دوره ۲۰۱۱-۲۰۰۱ و تغییرات زمانی سطح ایستابی آب زیرزمینی در ۴ چاه انتخابی مشاهداتی در سطح دشت نیشابور نشان داده شده است.

در شکل ۵، مقادیر نفوذ عمقی متوسط سالانه (میلی‌متر)، که از مقادیر نفوذ روزانه‌ی محاسبه شده مدل SWAT به مدل MODFLOW وارد شده، نشان داده شده است. چنانچه مشاهده می‌شود، بیشترین نرخ نفوذ مربوط به قسمت آبرفتی دامنه‌ی ارتفاعات دشت نیشابور به خصوص در شمال و جنوب شرقی حوضه می‌باشد. در واقع با توجه به ویژگی‌های دامنه‌بندی آبرفتی در دامنه ارتفاعات حاشیه و تعدد مسیل‌های منتهی به دشت در این نواحی، بخش قابل توجهی از جریان‌های سیلابی صرف تغذیه آبخوان در این مناطق می‌گردد. بیشترین میزان نفوذ به ترتیب در ماه‌های اسفند و بهمن و کمترین میزان آن در شهریور و مهر اتفاق افتاده است.

واسنجی مدل SWAT-MODFLOW

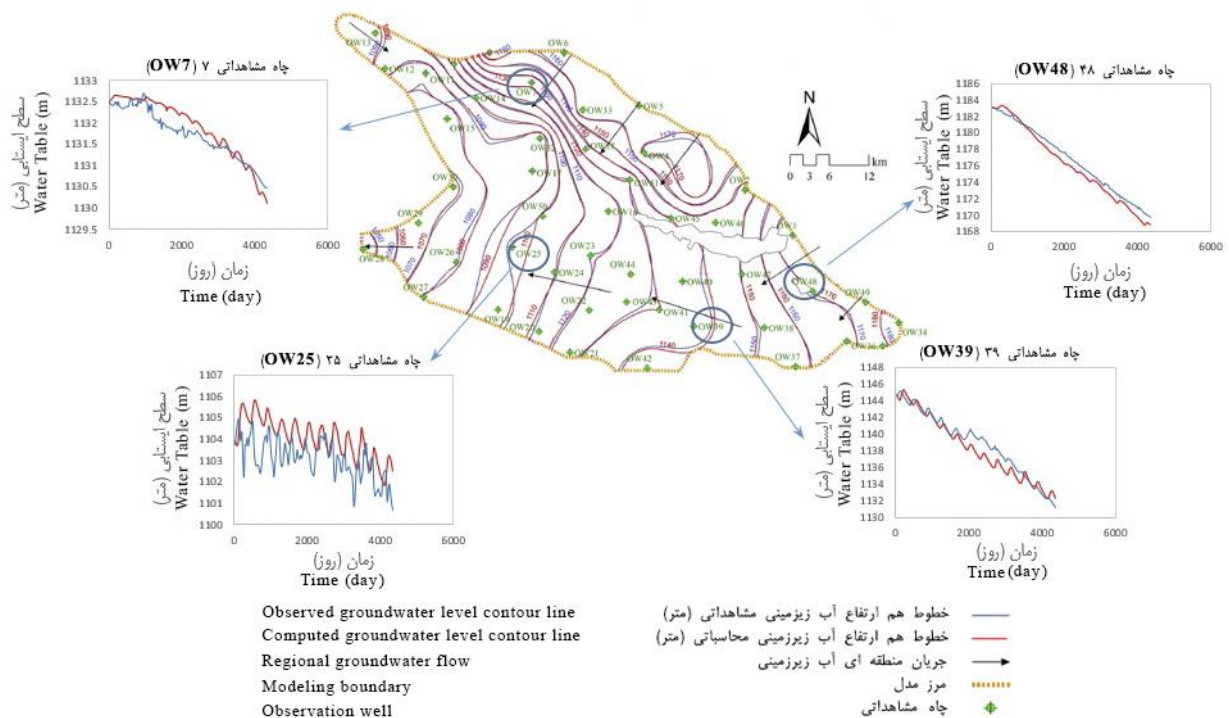
به منظور واسنجی مدل تلفیقی در ابتدا بر روی پارامترهای مدل

جدول ۲- پارامترهای نهایی انتخاب شده در فرآیند واسنجی مدل SWAT، حدود اولیه، نهایی و مقدار حساسیت آنها

Table 2- Final selected parameters with first and final ranges and their sensivity in SWAT calibration process

پارامتر	توضیحات	t-stat	p-value	محدوده اولیه	محدوده نهایی
v__CH_K2.rte	هدایت هیدرولیکی آبراهه اصلی (میلی‌متر بر ساعت) Effective hydraulic conductivity of channel (mm/hr)	7.81	0	[5,40]	[29.94,40]
r__CN2.mgt	شماره منحنی Curve number	-4.03	0.00006	[-0.6,0.6]	[0.41,0.55]
v__GW_DELAY.gw	زمان تأخیر تغذیه آب زیرزمینی (روز) Delay time for aquifer recharge (days)	2.17	0.03	[50,150]	[92.102,141.66]
v__CH_N2.rte	ضریب مانینگ آبراهه اصلی در هر زیرحوضه Manning's n value for the main channel	1.98	0.04	[0,0.3]	[0.097,0.195]
r__SOL_AWC().sol	ظرفیت آب قابل دسترس خاک (میلی‌متر بر میلی‌متر) Available water capacity (mm/mm)	1.66	0.1	[-0.5,-0.3]	[-0.34,-0.21]
r__SOL_BD().sol	چگالی ظاهری خاک (گرم بر سانتی‌متر مکعب) Moist bulk density (g/cm3)	-1.47	0.14	[-0.6,-0.5]	[-0.535,-0.526]
v__ALPHA_BNK.rte	ضریب عکس‌العمل جریان آب زیرزمینی برای بستر رود Bank flow recession constant	1.42	0.15	[0.1,1]	[0.42,0.76]
r__SOL_Z().sol	عمق خاک (میلی‌متر) Depth from soil surface to bottom of layer (mm)	1.12	0.26	[-0.6, 0.6]	[-0.49,-0.38]
v__GWQMN.gw	حداقل مقدار جریان در آبخوان برای جریان پایه (mm H ₂ O) Threshold water level in shallow aquifer for base flow	0.9	0.37	[0,1000]	[189.78,569.67]
r__SOL_K().sol	هدایت هیدرولیکی خاک (میلی‌متر بر ساعت) Saturated hydraulic conductivity (mm/hr)	-0.86	0.39	[-0.4,0.4]	[-0.26,-0.18]
v__ESCO.hru	ضریب تصحیح تبخیر از خاک Soil evaporation compensation coefficient	-0.83	0.4	[0.01,1]	[0.76,0.87]
v__GW_REVAP.gw	ضریب "Revap" Groundwater revap coefficient	0.69	0.49	[0.02,0.1]	[0.05,0.08]
v__REVAPMN.gw	آستانه عمق آب در آبخوان کم عمق (mm H ₂ O) Threshold water level in shallow aquifer for revap	-0.68	0.5	[5,7]	[5.26,6.42]
v__SLSUBBSN.hru	متوسط طول شیب (متر) Slope length (m)	0.58	0.56	[10,150]	[73.83,110]
v__EPCO.hru	ضریب تصحیح جذب آب از خاک توسط گیاه Plant uptake compensation factor	-0.41	0.68	[0.01,1]	[0.88,0.96]
v__ALPHA_BF.gw	ضریب عکس‌العمل جریان آب زیرزمینی Baseflow recession constant	0.02	0.99	[0,1]	[0.07,0.69]
v__SMTMP.bsn	دمای ذوب توده برف (سلسیوس) Snow melt base temperature (C)	-21.2	0	[-5,5]	[2.1,4.9]
v__SMFMX.bsn	عامل ذوب برف در ۲۱ جولای Snow melt factor on June 21 (mmH ₂ O/day-C)	-17.2	0	[1.4,6.9]	[3.3,6.9]
v__TRNSRCH.bsn	تلفات انتقال آب Fraction of transmission partitioned to the deep aquifer	4.28	0.00002	[0,1]	[0.8,1]
v__SFTMP.bsn	دمای برف (سلسیوس) Snowfall temperature(C)	3.33	0.0009	[-5,5]	[3,4.1]
v__TIMP.bsn	ضریب تأخیر دمای توده برف Snow pack temperature lag factor	0.87	0.387	[0.01,1]	[0.85,1]
v__SURLAG.bsn	ضریب تأخیر رواناب سطحی Surface runoff lag coefficient	0.82	0.412	[1,24]	[14.6,17.2]
v__SMFMN.bsn	عامل ذوب برف در ۲۱ دسامبر Snow melt factor on December 21 (mmH ₂ O/day-C)	-0.69	0.489	[1.4,6.9]	[1.5,2.5]
v__FFCB.bsn	ذخیره اولیه آب خاک Initial soil water storage	-0.63	0.529	[0,1]	[0.25,0.65]

v و t نشان‌دهنده تغییرات مطلق (جایگزین مقادیر پارامتر) و نسبی (ضرب در مقادیر پارامتر به صورت درصد) می‌باشند. در حالت نسبی مقدار اصلی پارامتر در (محدوده نهایی پارامتر +۱) ضرب می‌شود. مقدار t بیانگر حساسیت (هر چه مقدار آن بزرگ‌تر، میزان حساسیت بیش‌تر) و مقدار P معنی‌داری (هر چه کوچک‌تر، میزان معنی‌داری بیش‌تر) پارامتر را نشان می‌دهد.



شکل ۶- تغییرات جریان آبخوان و تغییرات زمانی سطح ایستابی آب زیرزمینی در ۴ چاه انتخابی مشاهداتی، مقایسه‌ی مقادیر مشاهده‌ای و شبیه‌سازی شده و محل قرارگیری چاه‌ها

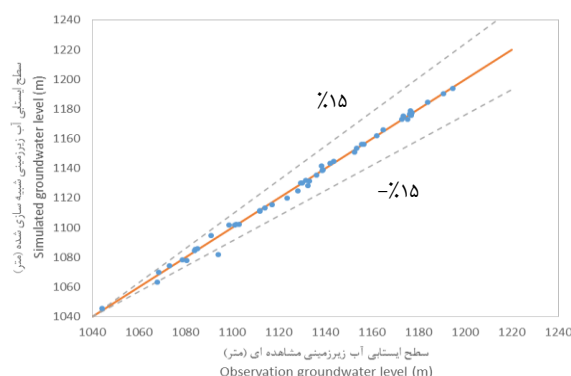
Figure 6- Temporal variation of groundwater level at four selected observation wells, comparison between the model simulation and observations; and the location of the wells

نتیجه‌گیری

در این مطالعه مدل آب سطحی SWAT و مدل آب زیرزمینی MODFLOW در قالب یک مدل یکپارچه SWAT-MODFLOW به منظور مدل‌سازی بهتر آب مصرفی کشاورزی، به کار گرفته شد. این مدل تلفیقی دارای مزیت‌های متعددی نسبت به سایر نسخه‌های قبلی (۱۰، ۱۴، ۲۴، ۲۵ و ۴۶) می‌باشد. به عنوان مثال، می‌توان به مواردی همچون وجود واحدهای پاسخ هیدرولوژیکی (HRUs) دارای موقعیت جغرافیایی، توانایی در استفاده از مدل‌های SWAT و MODFLOW با گستردگی‌های متفاوت مکانی، استفاده از فرمول نیوتن MODFLOW-NWT (۳۶) برای حل مطلوب سناریوهای مربوط به خشک شدن و خیس شدن مجدد غیرخطی معادله‌ی جریان نامحدود آب زیرزمینی و در نهایت قابلیت دسترسی آزاد آن برای عموم، اشاره نمود.

به طور کلی شکل ۶ گویای این مطلب است که جریان در آبخوان در دوره مورد مطالعه از سمت شرق به سمت غرب یعنی به سمت خروجی آبخوان در حال حرکت بوده است. با مقایسه‌ی مقادیر مشاهده‌ای و شبیه‌سازی شده در چاه‌های منتخب، مشاهده می‌شود که مدل SWAT-MODFLOW، روند اصلی زمانی سطح ایستابی را به خوبی تشخیص می‌دهد. همچنین نمودارهای سری زمانی چاه‌های منتخب نشان‌دهنده روند کاهش قابل وضوح سطح ایستابی آب زیرزمینی می‌باشند. به عنوان مثال در شکل ۶ نمودار مربوط به چاه شماره ۴۸ نشان می‌دهد که کاهش سطح ایستابی این دوره یازده ساله (۲۰۱۱-۲۰۰۱) بیش از ۱۴ متر بوده است.

در شکل ۷ مقدار میانگین سطح ایستابی آب زیرزمینی مشاهده‌ای و شبیه‌سازی شده توسط مدل تلفیقی SWAT-MODFLOW برای دوره‌ی ۲۰۰۱ تا ۲۰۱۱ و برای ۴۸ چاه مشاهداتی نشان داده شده است. همانطور که مشاهده می‌شود همه‌ی نقاط نزدیک به خط ۴۵ درجه هستند و انحراف از خط برای ۷۸٪ از نقاط کمتر از ۲ متر است. با توجه به این شکل فقط ۳ چاه در خارج از بازه خطای $\pm 15\%$ قرار گرفته‌اند. بر این اساس می‌توان نتیجه گرفت که مدل توانسته به خوبی خصوصیات دراز مدت سطح ایستابی آب زیرزمینی منطقه‌ای را پیش‌بینی کند.



شکل ۷- مقایسه‌ی میانگین سطح ایستابی آب زیرزمینی مشاهده‌ای و شبیه‌سازی شده توسط مدل SWAT-MODFLOW برای دوره‌ی ۲۰۱۱-۲۰۰۱

(هر نقطه نشان‌دهنده‌ی یک چاه از ۴۸ چاه مشاهده‌ای است)

Figure 7- Comparison of the observed and simulated mean groundwater level by SWAT-MODFLOW for the period of 2001-2011

(Each circle represents one of the 48 observation wells)

آب‌های زیرزمینی در ۴۸ چاه مشاهده‌ای می‌تواند به پمپاژ زیاد بسیار حساس باشد. بنابراین، همانطور که در فرآیند واسنجی نشان داده شده است، اگر اثر انحراف آب و پمپ کردن به درستی در نظر گرفته نشده باشد، دستیابی به نتایج رضایت بخش غیر ممکن خواهد بود.

علاوه بر این نتایج این تحقیق نشانگر کاهش سطح ایستابی آب زیرزمینی حوضه نیشابور به دلیل برداشت بیش از حد از آبخوان جهت کشاورزی می‌باشد. از آن جا که آب زیرزمینی نقش حیاتی در پایداری اکوسیستم دارد، کاهش آن باعث ایجاد مشکلات خطرناک محیطی و اکولوژیکی خواهد شد. همچنین با توجه به این که، سیستم کشاورزی حوضه آبریز نیشابور مبتنی بر آبیاری است، از این رو، فرایندهایی که مؤلفه‌های بیلان آب را در یک حوضه کشاورزی تحت تأثیر قرار می‌دهند به شدت متأثر از مدیریت گیاه می‌باشند.

به طور کلی نتایج این تحقیق منجر به ایجاد درک عمیق‌تری در مورد الگوهای مکانی آب‌های زیرزمینی در دشت نیشابور شد، که می‌تواند در ارائه و کاربرد طرح‌های مدیریت آبیاری و تعامل مشترک آب سطحی و آب‌های زیرزمینی کمک کند.

در این تحقیق، مدل SWAT-MODFLOW با استفاده از کد یکپارچه‌ی نوین مدل‌سازی در منطقه در برابر جریان رودخانه برای چهار ایستگاه مستقر در سطح حوضه و نیز داده‌های ۴۸ چاه مشاهده‌ای سطح آب زیرزمینی، مورد واسنجی قرار گرفت که نتایج نشان از کارایی مطلوب مدل داشت. البته باید به این نکته توجه داشت که علاوه بر آماره‌های استفاده شده در این مطالعه، معیارهای دیگری جهت برآورد کمی و کارایی بهتر مدل وجود دارد (۴) و همچنین روند واسنجی در این مطالعه یک روش دقیق برای تخمین نمی‌باشد. با این وجود، اطمینان ما بر عملکرد مدل بر اساس دو واقعیت زیر است. اول، هر دو مدل SWAT و MODFLOW (SWAT-MODFLOW) مدل‌های خوبی هستند و دوم، اساس نظری و عملکرد عددی آنها در بسیاری مطالعات مورد بررسی قرار گرفته است.

به طور کلی این مطالعه با هدف ارزیابی مناسب بودن و مزایای ایجاد یک مدل یکپارچه، به جای دو مدل مجزا انجام شده است. هیدروگراف‌ها در چهار ایستگاه هیدرومتری مورد مطالعه تا حد زیادی تحت تأثیر عملیات برداشت از بالادست قرار خواهد گرفت و دینامیک

منابع

- 1- Aliyari F., Bailey R.T., Tasdighi A., Dozier A., Arabi M., and Zeiler K. 2019. Coupled SWAT-MODFLOW Model for Large-Scale Mixed Agro-Urban River Basins. Environmental Modelling and Software.
- 2- Alizadeh A., Izady A.A., Davari K., Ziaei A.N., Akhavan S., and Hamidi Z. 2013. Estimation of Actual Evapotranspiration at Regional – Annual scale using SWAT. Iranian Journal of Irrigation and Drainage 2(7): 243-254. (In Persian with English abstract)
- 3- Arnold J.G., Srinivasan R., Muttiah R.S., and Williams J.R. 1998. Large area hydrologic modeling and assessment part I: model development. JAWRA J. Am. Water Resour. Assoc. 34(1): 73-89.
- 4- Bailey R.T., Wible T.C., Arabi M., Records R. M., and Ditty J. 2016. Assessing regional-scale spatio-temporal patterns of groundwater-surface water interactions using a coupled SWAT-MODFLOW model. Hydrol.

- Process 30: 4420–4433.
- 5- Bennett N.D., Croke B.F.W., Guariso G., Guillaume J.H.A., Hamilton S.H., Jakeman A.J., Marsili-Libelli S., Newham L.T.H., Norton J.P., Perrin C., Pierce S.A., Robson B., Seppelt R., Voinov A.A., Fath B.D., and Andreassian V. 2013. Characterising performance of environmental models. *Environ. Model. Softw.* 40: 1-20.
- 6- Borah D.K., and Bera M. 2003. Watershed-scale hydrologic and nonpoint-source pollution models: review of mathematical bases. *Trans. ASAE* 46(6): 1553-1566.
- 7- Brunner P., and Simmons C.T. 2012. HydroGeoSphere: a fully integrated, physically based hydrological model. *Ground Water* 50(2): 170-176.
- 8- Christenson S., Osborn N.I., Neel C.R., Faith J.R., Blome C.D., Puckette J., and Pantea M.P. 2011. Hydrogeology and Simulation of the Groundwater Flow in the Arbuckle-Simpson Aquifer, South-Central Oklahoma. U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2011-5029.
- 9- Chu T.W., and Shirmohammadi A. 2004. Evaluation of the SWAT model's hydrology component in the Piedmont physiographic region of Maryland. *Trans. ASABE* 47(4): 1057-1073.
- 10- Chung I., Kim N., Lee J., and Sophocleous M. 2010. Assessing Distributed Groundwater Recharge Rate Using Integrated Surface Water-Groundwater Modelling: Application to Mihocheon Watershed, South Korea. *Hydrogeol. J.* 18: 1253-1264.
- 11- Chunn D., Faramarzi M., Smerdon B.D., and Alessi D.S. 2019. Application of an Integrated SWAT–MODFLOW Model to Evaluate Potential Impacts of Climate Change and Water Withdrawals on Groundwater–Surface Water Interactions in West-Central Alberta. *Water*, 11(110).
- 12- Demetriou C., and Punthakey J.F. 1998. Evaluating sustainable groundwater management options using the MIKE SHE integrated hydrogeological modelling package. *Environ. Model. Softw* 14 (2-3): 129-140.
- 13- Fleckenstein J.H., Krause S., Hannah D.M., and Boano F. 2010. Groundwater-surface water interactions: New methods and models to improve understanding of processes and dynamics. *Advances in Water Resources* 33: 1291-1295.
- 14- Galbiati L., Bouraoui F., Elorza F.J., and Bidoglio G. 2006. Modeling diffuse pollution loading into a Mediterranean lagoon: development and application of an integrated surface-subsurface model tool. *Ecological Modeling* 193(1–2): 4–18.
- 15- Gannett M.W., Wagner B.J., and Lite Jr K.E. 2012. Groundwater simulation and management models for the Upper Klamath Basin, Oregon and California. U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2012-5062.
- 16- Gassman P.W., Reyes M.R., Green C.H., and Arnold J.G. 2007. The Soil and Water Assessment Tool: Historical Development, Applications, and Future Research Directions. *Trans. ASABE*. 50(4): 1211-1250.
- 17- Gilfedder M., Rassam D.W., Stenson M.P., Jolly I.D., Walker G.R., and Littleboy M. 2012. Incorporating land-use changes and surface-groundwater interactions in a simple catchment water yield model. *Environ. Model. Softw.* 38: 62-73.
- 18- Graham D.N., and Butts M.B. 2005. Flexible, integrated watershed modelling with MIKE SHE. In: V.P., S., D.K., F (Eds.), *Watershed Models*. CRC Press, pp. 245-272.
- 19- Guzman J.A., Moriasi D.N., Gowda P.H., Steiner J.L., Starks P.J., Arnold J.G., and Srinivasan R. 2015. A model integration framework for linking SWAT and MODFLOW. *Environmental Modelling and Software* 73: 103-116.
- 20- Harbaug A.W. 2005. MODFLOW-2005. The U.S. Geological Survey modular groundwater model-the groundwater flow process. *USGS Techniques and Methods*: 6-A16.
- 21- Huntington J.L., and Niswonger R.G. 2012. Role of surface-water and groundwater interactions on projected summertime streamflow in snow dominated regions: an integrated modeling approach. *Water Resour. Res.* 48(11): W11524.
- 22- Izady A., Davary K., Alizadeh A., Ziaei A., Alipoor A., Joodavi A., and Brusseau M. 2014. A framework toward developing a groundwater conceptual model. *Arabian Journal of Geosciences* 7(9): 3611–3631.
- 23- Izady A., Davary K., Alizadeh A., Ziaei A., Akhavan S., Alipoor A., Joodavi A., and Brusseau M. 2015. Groundwater conceptualization and modeling using distributed SWAT-based recharge for the semi-arid agricultural Neishaboor plain, Iran. *Hydrogeol J.* 23(1): 47–68.
- 24- Kim N.W., I.M. Chung., Y.S. Won., and Arnold J.G. 2008. Development and application of the integrated SWAT-MODFLOW model. *J. Hydrol.* 356: 1–16.
- 25- Luo Y., and Sophocleous M. 2011. Two-way coupling of unsaturated-saturated flow by integrating the SWAT and MODFLOW models with application in an irrigation district in arid region of West China. *J. of Arid Land*. 3(3): 164-173.
- 26- Markstrom S.L., Niswonger R.G., Regan R.S., Prudi, D.E., and Barlow P.M. 2008. GSFLOW-Coupled Groundwater and Surface-water FLOW Model Based on the Integration of the Precipitation-runoff Modeling System (PRMS) and the Modular Ground-water Flow Model (MODFLOW-2005). U.S. Geological Survey Techniques and Methods 6-D1, 240pp.
- 27- Markstrom S.L. 2012. Integrated Watershed-scale Response to Climate Change for Selected Basins across the United States. U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2011-5077, 143pp.

- 28- Mashburn S.L., Ryter D.W., Neel C.R., Smith S.J., and Magers J.S. 2013. Hydrogeology and Simulation of Groundwater Flow in the Central Oklahoma (Garber-Wellington) Aquifer, Oklahoma, 10987 to 2009, and Simulation of Available Water in Storage, 2010-2059. U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2013-5219.
- 29- McDonald M.G., and Harbaugh A.W. 1988. A modular three dimensional finite-difference ground-water flow model. Techniques of Water Resources Investigations, Book 6. Reston, Virginia, U.S. Geological Survey.
- 30- Menking K.M., Syed K.H., Anderson R.Y., Shafike N.G., and Arnold J.G. 2003. Model estimates of runoff in the closed, semiarid Estancia basin, central New Mexico, USA. Hydrological Sciences Journal, 48(6): 953-970.
- 31- Ministry of Power. 2011, Final report of extended ban: Khorasan-e-Razavi Regional Water Company, Office of Basic Studies of Water Resources. (In Persian)
- 32- Molina-Navarro E., Bailey R.T., Andersen H.E., Thodsen H., Nielsen A., Seonggyu P., Jensen J.S., Jensen J.B., and Trolle D. 2019. Comparison of abstraction scenarios simulated by SWAT and SWAT-MODFLOW. Hydrological Sciences Journal.
- 33- Nazarieh F., Ansari H., Ziaei A.N., Davari K., and Izady A.A. 2017. Estimation of the Recharge spatiotemporal pattern by Distribute PRMS model (Case study: Neishaboor watershed). Journal of Iran-Water Resources Research 20(14-1): 226-238. (In Persian with English abstract)
- 34- Niswonger R.G., Prudic D.E., and Regan R.S. 2006. Documentation of the unsaturated-zone flow (UZF1) package for modeling unsaturated flow between the land surface and the water table with MODFLOW-2005, USGS Techniques and Methods 6-A19.
- 35- Niswonger R.G., Prudic D.E., Fogg G.E., Stonestrom D.A., and Buckland E.M. 2008. Method for estimating spatially variable seepage loss and hydraulic conductivity in intermittent and ephemeral streams. Water Resour. Res. 44 (5), W05418.
- 36- Niswonger R.G., Panday S., and Ibaraki M. 2011. MODFLOW-NWT, A Newton formulation for MODFLOW-2005: USGS Survey Techniques and Methods 6-A37.
- 37- Panday S., and Huyakorn P.S. 2004. A fully coupled physically-based spatially-distributed model for evaluating surface/subsurface flow. Adv. Water Resour 27(4): 361-382.
- 38- Paschke S.S. 2011. Groundwater Availability of the Denver Basin Aquifer System, Colorado. U.S. Geological Survey Professional Paper 1770.
- 39- Perez A.J., Abrahao R., Causape J., Cirpka O.A., and Bürger C.M. 2011. Simulating the transition of a semi-arid rainfed catchment towards irrigation agriculture. J. Hydrol. 409 (3-4): 663-681.
- 40- Peterson J.R., and Hamlet J.M. 1998. Hydrologic calibration of the SWAT model in a watershed containing fragipan soils. JAWRA. 34(3): 531-544.
- 41- Rassam D.W., Peeters L., Pickett T., Jolly I., and Holz L. 2013. Accounting for surface-groundwater interactions and their uncertainty in river and groundwater models: a case study in the Namoi River, Australia. Environ. Model. Softw. 50(0): 108-119.
- 42- Rumman M.A., and Payne D.F. 2003. Model Framework and Preliminary Results of the Regional MODFLOW Ground-Water Flow Model of Costal Georgia, South Carolina, and Florida. 2003. Proceedings of the 2003 Georgia Water Resources Conference held April 23-24, 2003, at the University of Georgia.
- 43- Santhi C., Arnold J.G., Williams J.R., Dugas W.A., Srinivasan R., and Hauck L.M. 2001. Validation of the SWAT model on a large river basin with point and nonpoint sources. J. American Water Resources Assoc. 37(5): 1169-1188.
- 44- Siebert S., Burke J., Faures J.M., Frenken K., Hoogeveen J., Doll P., and Portmann F.T. 2010. Groundwater use for irrigation - a global inventory. Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss. 7(3): 3977-4021.
- 45- Sophocleous M.A., Koelliker J.K., Govindaraju R.S., Birdie T., Ramireddygar S.R., and Perkins S.P. 1999. Integrated numerical modeling for basin-wide water management: the case of the Rattlesnake Creek basin in southcentral Kansas. J. Hydrol. 214(1-4): 179-196.
- 46- Sophocleous M., and Perkins S.P. 2000. Methodology and application of combined watershed and ground-water models in Kansas. J. Hydrol. 236(3-4): 185-201.
- 47- Sophocleous M. 2002. Interactions between groundwater and surface water: the state of the science. Hydrogeol. J. 10(1): 52-67.
- 48- Spruill C.A., Workman S.R., and Taraba J.L. 2000. Simulation of daily and monthly stream discharge from small watersheds using the SWAT model. Trans. ASAE 43(6): 1431-1439.
- 49- Srivastava P., McNair J.N., and Johnson T.E. 2006. Comparison of process-based and artificial neural network approaches for streamflow modeling in an agricultural watershed. JAWRA 42(2): 545-563.
- 50- Therrien R., McLaren R.G., Sudicky E.A., and Panday S.M. 2010. HydroGeoSphere A Three-dimensional Numerical Model Describing Fully-integrated Subsurface and Surface Flow and Solute Transport. Technical report.
- 51- Tian Y, Zheng Y, Wu B, Wu X, Liu J, and Zheng C. 2015. Modeling surface water-groundwater interaction in arid and semi-arid regions with intensive agriculture. Environmental Modeling and Software 63: 170-184.
- 52- VanderKwaak J.E., and Loague K. 2001. Hydrologic-Response simulations for the R-5 catchment with a

- comprehensive physics-based model. *Water Resour. Res.* 37(4): 999-1013.
- 53- Van Genuchten M., Leij F., and Yates S. 1991. The RETC code for quantifying the hydraulic functions of unsaturated soils. Technical Report EPA/600/2-91/065, US Environmental Protection Agency.
- 54- Velayati S., and Tavasoli S. 1991. *Khorasan Water Resources and Issues*. Astan Quds Razavi Printing and Publishing Company, Mashhad. (In Persian)
- 55- Wei X., Bailey R.T., Records R.M., Wible T.C., and Arabi M. 2018. Comprehensive Simulation of Nitrate Transport in Coupled Surface-Subsurface Hydrologic Systems using the linked SWAT-MODFLOW-RT3D model, *Environmental Modelling and Software*.
- 56- Werner A.D., Gallagher M.R., and Weeks S.W. 2006. Regionale-scale, fully coupled modelling of stream-aquifer interaction in a tropical catchment. *J. Hydrol.* 328(3-4): 497-510.



Integrated Surface and Groundwater Flow Modeling in Neishaboor Watershed with SWAT-MODFLOW

A. Saadatpour¹ - A. Alizadeh^{2*} - A.N. Ziaei³ – A. Izady⁴

Received: 27-08-2018

Accepted: 26-05-2019

Introduction: During the last decades, arid and semi-arid regions has faced a severe problem of depletion of groundwater resources due to the over-exploitation of the aquifer. Moreover, groundwater and surface water are not isolated components of the hydrologic system, but instead interact in a variety of aspects in which development of one commonly affects the other. Additionally, the interaction is often complicated by agricultural activities including surface water diversion, groundwater pumping and irrigation. This study presents an integrated SWAT-MODFLOW model that couples land surface hydrology and groundwater hydrology to determine spatial groundwater percolation patterns considering allowable groundwater pumping rates for the Neishaboor watershed, Iran. Within the integrated model, the pumped groundwater is applied as irrigation to the cultivated fields within the SWAT model, with deep percolation from the soil profile bottom applied to the MODFLOW model as recharge. The model is tested against observed stream flow and water table elevation, with model output then used to assess and quantify spatial-temporal patterns of groundwater recharge to the aquifer.

Materials and Methods: The recently developed SWAT-MODFLOW modeling code simulates spatially-distributed hydrologic processes in the coupled land surface / aquifer system, with SWAT simulating land surface, soil zone, and stream flow routing processes and MODFLOW simulating groundwater flow and groundwater/surface water interaction processes. Modifications which is done to the modeling code includes: 1) Linking pumping from MODFLOW cells to SWAT HRUs for groundwater irrigation and 2) Imposing shallow water table percolation and lateral flow conditions for SWAT HRUs when the MODFLOW-simulated water table is within the soil profile of the HRU. The integrated SWAT-MODFLOW framework is tested in the Neishaboor watershed (9157 km²) for the 1998 to 2011 time period. Climate of the region is classified as semi-arid, with an average annual precipitation of 265 mm that varies considerably from one year to another. The mean annual temperatures changes from 13°C in the mountainous area to 13.8°C in the plain area and the annual potential evapotranspiration is about 2,335 mm. The main crops that are grown in the watershed is irrigated and rain fed wheat during fall and winter and corn silage during summer. Regarding previous studies, about 93.5% of the groundwater withdrawals in the Neishaboor watershed are consumed in agriculture, mostly for irrigation. Therefore, irrigation practices play a crucial role in the water resources balance in the study area. Within the integrated model, the pumped groundwater is applied as irrigation to the cultivated fields within the SWAT model, with deep percolation from the soil profile bottom applied to the MODFLOW model as recharge. The SWAT model was calibrated and tested in SWAT-CUP for the 2001-2009 and 2010-2011 periods, against stream flow and developed model was calibrated manually against groundwater level data.

Results and Discussion: Annual average recharge, calculated from the daily recharge values pass from SWAT to MODFLOW, demonstrating higher recharge rates in the alluvial fans and upland plain. Observed and simulated stream discharge in four hydrometric stations demonstrate good similarity results with the observed hydrograph. The NS values for monthly discharge rates are considered acceptable, however, the field-estimated stream flow estimates contain a high degree of uncertainty. Simulated cell-wise groundwater hydraulic head at the end of the simulation is compared with observation values with the highest water table elevation occurring in the north east and low water table elevation occurring in the outlet. Comparing observed and simulated average groundwater levels at the 48 monitoring wells, the deviation from the 45-degree line is less than 2.5 m for over 73% of the circles. The manual calibrated model can capture the main temporal trend. Overall, the model well captures the long-term characteristics of the regional groundwater level.

Conclusion: In this study, a new coupled model, referred to as SWAT-MODFLOW was used to model a dry and semi-arid region with a complicated irrigation system with groundwater pumping. A comprehensive model,

1, 2 and 3- Gratuated Ph.D., Professor and Associate Professor Department of Water Engineering, College of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad, respectively.

(*- Corresponding Author Email: alizadeh@um.ac.ir)

4- Water Research Center, Sultan Qaboos University, Muscat, Oman

will enable accurate simulations of stream flow and water table fluctuations in watersheds and aquifers respectably. In short, surface water infiltration is passed from SWAT to MODFLOW based on the contributing areas of the HRUs to the groundwater grid. Pumping agriculture water is then calculated and passed back to SWAT. The need for such a model is highlighted by the Neishaboor basin, where the agriculture is completely based on groundwater pumping. The case study in the Neishaboor basin demonstrated the applicability of the model for large, dry basins. The model will be used to determine best management practices for groundwater pumping in the region.

Keywords: Groundwater, Integrated Model, Neishaboor, Surface Water, SWAT-MODFLOW



برآورد تبخیر از سطح آزاد دریاچه سد زاینده‌رود با استفاده از سبال و مقایسه با روش‌های تجربی

سیدامید میرمحمدصادقی^۱ - مهدی قبادی نیا^{۲*} - محمدحسن رحیمیان^۳

تاریخ دریافت: ۱۳۹۷/۱۲/۰۶

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۸/۰۷/۰۸

چکیده

در سال‌های اخیر با توجه به بروز مشکلات کم‌آبی و خشک‌سالی در اکثر نقاط کشور، تبخیر سطحی از مخازن سدها، دریاچه‌ها و سایر سطوح آبی به‌عنوان یکی از محل‌های هدررفت آب، مورد توجه قرار گرفته و لذا، برآورد دقیق‌تر حجم تبخیر صورت گرفته از این سطوح و راهکارهای کاهش آن از اهمیت زیادی برخوردار شده است. در پژوهش حاضر، مخزن و دریاچه سد زاینده‌رود با مساحت ۵۴ کیلومتر مربع انتخاب و برای تخمین تبخیر آب از این مخزن، روش‌های مختلف تجربی شامل روش‌های مایر، مارسینانو، شاهتین، هنفر، ایوانف، تیچومپروف و روش سازمان عمران اراضی آمریکا مورد استفاده قرار گرفتند. همچنین، الگوریتم بیلان انرژی سطحی (سبال) روی هشت تصویر ماهواره لندست در ماه‌های خرداد تا شهریور سال ۱۳۹۶ برای برآورد تبخیر از دریاچه سد پیاده‌سازی گردید. به منظور ارزیابی دقت روش‌های مختلف، نتایج به‌دست آمده در هر روش با اندازه‌گیری‌های تشت تبخیر در محوطه سد مقایسه شد. نتایج حاصل نشان داد که هیچ یک از روش‌های تجربی، همبستگی مناسب و قابل قبولی با اندازه‌گیری‌های تبخیر در محل ندارند. در مقابل، روش سبال علاوه بر نمایش توزیع مکانی تبخیر در سطح مخزن، دارای ضرایب تبیین، RMSE و MAE به ترتیب ۰/۲۸ و ۰/۳۱ میلی‌متر بر روز بوده که نشان‌دهنده دقت بالای این روش در تخمین تبخیر آب نسبت به فرمول‌های تجربی در برآورد حجم تبخیر سطحی آب از مخازن است. همچنین، با توجه به درصد بالای خطای برآورد تبخیر در روش‌های تجربی، واسنجی ضرایب و پارامترهای آنها نسبت به شرایط اقلیمی مختلف، ضروری خواهد بود.

واژه‌های کلیدی: بیلان انرژی، پیکره‌های آبی، ماهواره لندست ۸، مخزن سد

مقدمه

به‌عنوان پارامتر تعیین‌کننده در معادله بیلان آب، نقش مهمی در راستای برنامه‌ریزی، بهره‌برداری و تخصیص منابع آب در شرایط بحران کم‌آبی کنونی دارد و اندازه‌گیری صحیح آن در پیکره‌های بزرگ آبی باعث بهبود دقت تعیین حبابه می‌شود. روش‌های تجربی محاسبه تبخیر از سطوح آزاد آب علاوه بر این که نیاز به داده‌های هواشناسی متعدد دارند، تبخیر را به صورت نقطه‌ای برآورد کرده و قابل تعمیم به سطوح وسیع نیستند (۲). روش بیلان آب نیز علاوه بر وقت‌گیر بودن، برای اجرا در سطوح وسیع دریاچه‌های سد بسیار پرهزینه بوده که عملاً نمی‌تواند الزامات مطالعات کوتاه مدت را برآورده سازد (۳). در سال‌های اخیر و با پیشرفت سنجنده‌های ماهواره‌ای و روش‌های سنجش از دور، استفاده از تصاویر تهیه شده توسط این سنجنده‌ها در تعیین میزان تبخیر-تعرق بسیار مورد توجه قرار گرفته است. روش‌های مبتنی بر سنجش از دور می‌توانند تبخیر-تعرق را در مقیاس پیکسل در پیکسل برای دوره‌های زمانی کوتاه در یک سطح فضایی بزرگ فراهم کنند. با استفاده از روش‌ها و الگوریتم‌های

مدیریت منابع آب بخشی از برنامه‌ریزی توسعه کشورها بوده و هر کشوری بر مبنای میزان منابع آب در دسترس، استراتژی و برنامه خاصی را برای بهره‌برداری بهینه آنها اجرا می‌نماید. با توجه به محدودیت منابع آب در اقلیم خشک و نیمه خشک کشور ایران، هرگونه برنامه‌ریزی برای تخصیص آب به کشاورزی، صنعت و شرب بایستی بر مبنای پایداری و تداوم منابع آبی صورت گیرد (۱). تبخیر

۱ و ۲- به ترتیب دانش آموخته کارشناسی ارشد و استادیار، گروه آبیاری-زهکشی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهرکرد، شهرکرد

(*)- نویسنده مسئول: Email: mahdi.ghobadi@gmail.com

۳- استادیار، مرکز ملی تحقیقات شوری، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، یزد، ایران

مختلفی که مبتنی بر بیلان انرژی هستند، مؤلفه‌های مختلف بیلان در مقیاس منطقه‌ای و با کم‌ترین داده‌های زمینی محاسبه می‌شود که ارتباط بین تشعشعات دریافتی توسط ماهواره‌ها از سطح زمین در باند-های مختلف و همچنین تفاوت هیدرولوژیکی سطوح مختلف، اساس روابط در این الگوریتم‌ها است (۴).

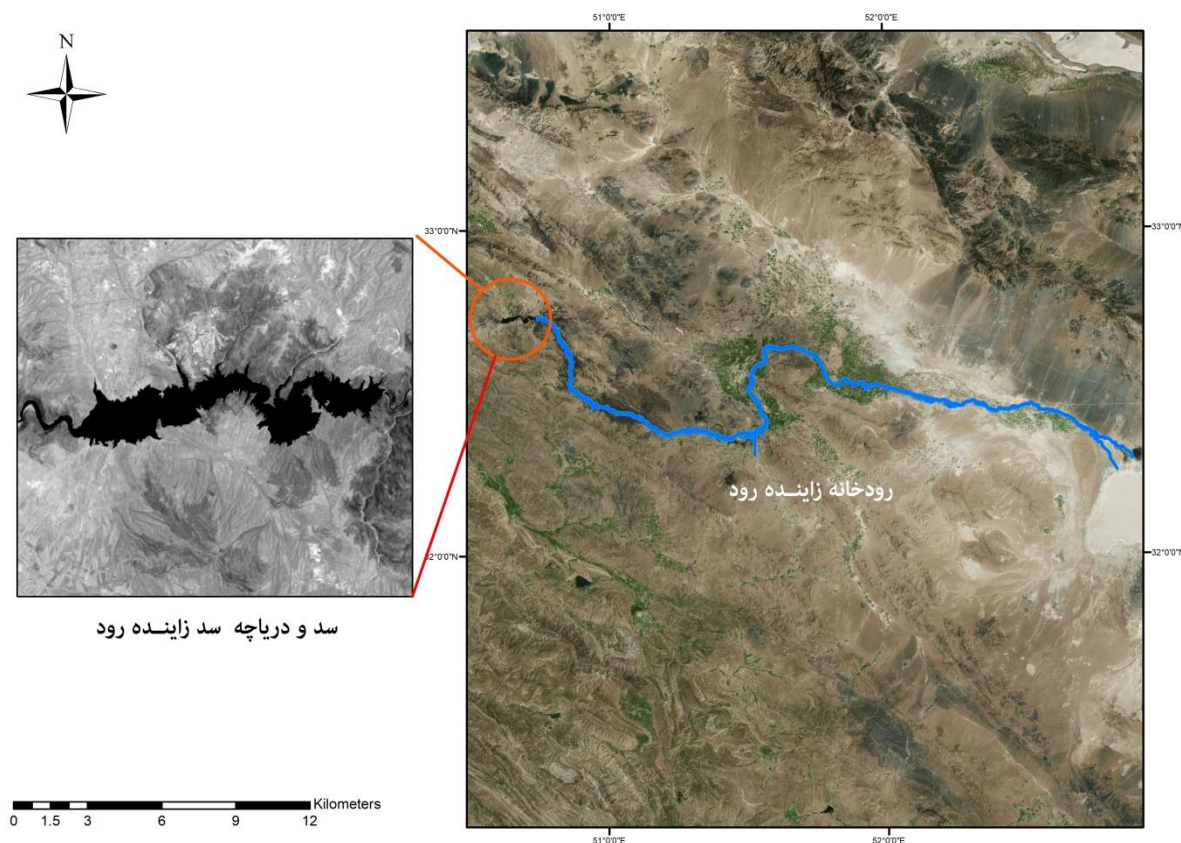
پژوهش‌گران مختلفی انواع روش‌های محاسبه تبخیر از سطح آزاد آب را مورد ارزیابی قرار دادند. در این میان، الگوریتم بیلان انرژی سطح زمین (SEBAL) با استفاده از داده‌های سنجش از دور برای اولین بار توسط باستیانس و همکاران (۵) برای برآورد تبخیر-تعرق از سطح پوشش گیاهی ارائه شد. این الگوریتم از جمله روش‌های تک منبعی است که تبخیر را بر اساس تعادل انرژی در سطح هر پیکسل از یک تصویر ماهواره‌ای محاسبه می‌نماید (۶). پژوهش‌های بسیاری کارایی روش سبال را برای برآورد تبخیر-تعرق مناطق کشاورزی تایید نموده‌اند، اما این روش برای پهنه‌های آبی نیز قابلیت پیاده‌سازی دارد (۷). زمانی و رحیم زادگان (۷) از الگوریتم سبال و سه تصویر Landsat TM جهت پهنه‌بندی تبخیر از پشت دریاچه سد امیر کبیر کرج استفاده نمودند. مقدار تبخیر روزانه از کل سطح دریاچه در تاریخ‌های منتخب در مقایسه با داده‌های اندازه‌گیری شده از تشت تبخیر نشان دهنده خطای کمتر از ۰/۵ میلی‌متر بر روز بوده است. همچنین نتایج نشان دهنده افزایش تبخیر از سطح مخزن سد در مناطق کم عمق به سمت مناطق عمیق‌تر بود که این مورد می‌تواند نشان دهنده کارایی نامناسب روش‌های نقطه‌ای اندازه‌گیری باشد. باقری و همکاران (۸) از الگوریتم سبال و ۷ تصویر ماهواره لندست ۸ برای محاسبه تبخیر از سطح دریاچه ارومیه به‌صورت تبخیر از آب شیرین (E_f) و تبخیر از آب شور (E_s) استفاده کردند. مقایسه مقادیر محاسبه شده و مقادیر اندازه‌گیری شده توسط ایستگاه‌های اندازه‌گیری اطراف دریاچه حاکی از تطابق مطلوب داده‌های برآورد شده است. ضریب تبیین ۰/۸۳ و ۰/۸۴ برای E_s و E_f میان داده‌های مشاهده شده و برآورد شده نیز حاکی از دقت مطلوب روش سبال در محاسبه تبخیر از سطوح آزاد آب است. سالیفو و همکاران (۹) از الگوریتم سبال و شش تصویر ماهواره لندست طی سال‌های ۱۹۹۵ تا ۲۰۰۸ برای برآورد تبخیر-تعرق از سطوح مختلف استفاده کردند. نتایج پژوهش نشان داده است که ضریب خطای مقادیر برآورد شده به روش سبال نسبت به مقادیر مشاهده‌ای برای پیکره‌های آبی و مزارع غرقابی از سایر کاربری‌های اراضی کمتر بوده است. همچنین سیما و تجربی (۱۰) تبخیر از سطح دریاچه ارومیه را با استفاده از تصاویر ماهواره‌ای سنجنده مودیس طی ۷ ماه در سال ۲۰۱۰ محاسبه کرده و با استفاده از اندازه‌گیری‌های زمینی به اعتبار سنجی مدل پرداخته‌اند. اعتبارسنجی داده‌های سطح آب با استفاده از داده‌های دمای سطح

اندازه‌گیری شده در مرکز تحقیقات آرتیمیا صورت گرفته و برای اندازه‌گیری تابش طول موج کوتاه، یک دستگاه تشعشع‌سنج در ایستگاه تحقیقاتی سازمان هواشناسی ارومیه نصب و مورد بهره‌برداری قرار گرفته است. مقایسه خطای برآورد نتایج این پژوهش با سایر مطالعات نشان داده است که می‌توان از این روش در برنامه‌ریزی بهتر منابع آب حوضه آبریز و احیای دریاچه بهره جست. اکبر زاده و همکاران (۲) از ۱۲ تصویر ماهواره مودیس و الگوریتم سبال برای محاسبه تبخیر از مخازن مصنوعی آب شیرین چاه نیمه‌ها واقع در شرق کشور استفاده نمودند و از روش تشت تبخیر نیز به عنوان روش مرجع برای ارزیابی نتایج بهره جستند. ضریب همبستگی ۰/۷۴، میانگین درصد خطای کل ۱۴/۵ و RMSE مقادیر روزانه بین ۱۵ تا ۲۵ درصد نشان دهنده این است که روش سبال ابزار قابل قبولی جهت برآورد تبخیر سطوح پیکره‌های آبی است و نتایج به‌دست آمده می‌تواند مبنای تصمیم‌های برنامه‌ریزی و مدیریت یکپارچه قرار گیرد. همچنین نجف‌وند دریگوندی و اسلامی (۱۱) به مقایسه روش‌های تجربی برآورد تبخیر از سطح آزاد آب دریاچه سد دز پرداختند و عملکرد روش‌های تجربی به وسیله تشت تبخیر و دو آماره R^2 و RMSE مورد ارزیابی قرار گرفت. نتایج نشان داده است روش مایر نسبت به سایر روش‌های تجربی از دقت بالاتری برخوردار است و روش تیچومیروف، فاقد اعتبار لازم است. سایر روش‌های تجربی دارای دقت متوسط برای برآورد تبخیر از سطح آزاد دریاچه سد بوده‌اند. پژوهش حاضر با استفاده از الگوریتم سبال، میزان تبخیر از دریاچه سد زاینده‌رود را با توجه به مؤلفه‌های اصلی معادله بیلان انرژی، برآورد می‌نماید. ضمن اینکه دقت این روش و هفت روش تجربی نسبت به داده‌های اندازه‌گیری شده تشت تبخیر مورد ارزیابی و تحلیل قرار می‌گیرد.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

دریاچه سد زاینده‌رود با حجم ۱۴۷۰ میلیون متر مکعب و مساحت ۵۴ کیلومتر مربع در ۱۱۰ کیلومتری شمال غربی شهر اصفهان و در طرفین مرز سیاسی استان‌های اصفهان و چهارمحال و بختیاری در شرق رشته کوه‌های زاگرس واقع شده است (۱). تخصیص آب این سد به مصارف گوناگون، لزوم برنامه‌ریزی تضمین کننده پایداری این منبع بزرگ آبی را بیش از پیش نموده است و به همین منظور تبخیر به عنوان یکی از اصلی‌ترین عوامل هدررفت آب در این دریاچه مورد بررسی و تحلیل قرار گرفته است. شکل ۱ موقعیت سد و دریاچه سد زاینده‌رود را نشان داده است.



شکل ۱- موقعیت رودخانه و دریاچه سد زاینده رود

Figure 1- The Location of River and Dam Lake of Zayande Rood

جدول ۱- تصاویر ماهواره‌ای مورد استفاده در پژوهش

Table 1- Corresponding Satellite images of the study

شماره	تاریخ شمسی	تاریخ میلادی	روز جولیوسی
Number	Persian Calendar	Georgian Calendar Date	Julian day
1	۱ خرداد ۱۳۹۶	22-May-2017	142
2	۱۷ خرداد ۱۳۹۶	7-June-2017	158
3	۳ تیر ۱۳۹۶	23-June-2017	174
4	۱۸ تیر ۱۳۹۶	9-July-2017	190
5	۳ مرداد ۱۳۹۶	25-july-2017	206
6	۱۹ مرداد ۱۳۹۶	10-August-2017	222
7	۴ شهریور ۱۳۹۶	26-August-2017	238
8	۲۰ شهریور ۱۳۹۶	11-September-2017	254

گردآوری داده‌ها

در پژوهش حاضر از هشت تصویر ماهواره لندست ۸ مربوط به ماه‌های خرداد تا شهریور سال ۱۳۹۶ استفاده شده است. جدول ۱ تاریخ و شماره روز از سال را برای هریک از تصاویر نشان داده است. همچنین داده‌های اندازه‌گیری شده دما، تبخیر از تشت، سرعت باد و بارش در ایستگاه تبخیرسنجی سد زاینده‌رود واقع در ضلع جنوبی سد برای تاریخ‌های ذکر شده جمع‌آوری شده است تا به‌عنوان روش

مرجع، روش محاسبه تبخیر از سد زاینده‌رود را مورد ارزیابی قرار دهد. با توجه به منابع، تبخیر از تشت برای تبدیل به تبخیر از سطح آزاد دریاچه باید در ضریبی ضرب شود که برای هر ماه متفاوت است. بنابراین برای تصاویر مورد نظر مطابق با ماه‌های میلادی، ضرایب ۰/۷۴، ۰/۷۶، ۰/۷۷، ۰/۷۷ و ۰/۷۷ برای تبدیل تبخیر از تشت به تبخیر از سطح آزاد در نظر گرفته شده است (۱۲).

الگوریتم سبال

سبال یک الگوریتم پردازش تصویر است که تبخیر-تغرق واقعی را برای هر پیکسل در زمان تصویر برداری محاسبه می‌کند. معادله کلی الگوریتم بیلان انرژی به صورت زیر است:

$$R_n = G + H + \lambda ET \quad (1)$$

در این رابطه: R_n : شار تابشی خالص^۱ بر حسب $(\frac{W}{m^2})$; λET : مقدار شار گرمایی نهان در لحظه عبور ماهواره بر حسب $(\frac{W}{m^2})$; H : شار گرمایی محسوس هوا^۲ بر حسب $(\frac{W}{m^2})$; G : شار گرمایی خاک بر حسب $(\frac{W}{m^2})$ است. شار تابشی خالص محاسبه جبری مابین تمامی تابش‌های ورودی و بازتابش خروجی از سطح می‌باشد. تابش طول موج کوتاه به عنوان تابعی از آلیبدوی سطح و تابش طول موج بلند از تفاضل میان طول موج بلند ورودی و خروجی بدست می‌آید (۱۳).

$$R_n = (1 - \alpha)R_{gl} + R_{lt} - R_{lt} - (1 - \epsilon_0)R_{ll} \quad (2)$$

R_n : شار تابشی خالص، R_{gl} : تابش موج کوتاه ورودی بر حسب وات بر متر مربع، R_{lt} : تابش موج بلند ورودی بر حسب وات بر متر مربع، R_{ll} : تابش موج بلند خروجی بر حسب وات بر متر مربع، ϵ_0 : گسیلندگی سطحی و α : آلیبدوی سطحی که نسبتی از تشعشع تابیده شده خورشیدی است که به سطح زمین برخورد کرده و بازتابیده می‌شود. مقادیر آلیبدوی سطحی برای آب بسته به زاویه تابش خورشید بین ۰/۲۵ تا ۰/۳۴۸ تغییر می‌کند (۱۰). تابش موج کوتاه ورودی بخشی از تابش خورشید است که به صورت خالص وارد سطح زمین می‌شود. این تابش مطابق رابطه زیر محاسبه می‌شود (۱۳).

$$R_{gl} = G_{sc} \times \cos \theta \times d_r \times \tau_{sw} \quad (3)$$

در رابطه فوق: G_{sc} : ثابت خورشیدی (W/m^2) ; $\cos \theta$: کسینوس زاویه ورودی تابش خورشید بر حسب رادیان، d_r : معکوس فاصله نسبی زمین و خورشید. τ_{sw} : قابلیت انتقال اتمسفری که مطابق رابطه زیر محاسبه می‌شود (۱۳).

$$\tau_{sw} = 0.75 + 2 \times 10^{-5} \times Z \quad (4)$$

Z : ارتفاع از سطح دریا می باشد که معمولاً معادل ارتفاع ایستگاه هواشناسی در نظر گرفته می‌شود.

شار گرمایی خاک (G) میزان ذخیره گرمایی خاک در نتیجه گرادیان دمایی مابین سطح خاک و لایه‌های پایین‌تر می‌باشد. تشعشع

خورشید در طول روز سبب گرم شدن زمین و خاک می‌شود. جریان گرمایی به اعماق نیمرخ خاک، به تغییرات درجه حرارت، ظرفیت گرمایی خاک و ضریب هدایت گرمایی خاک بستگی دارد که می‌توان این پارامتر را با استفاده از شاخص‌های گیاهی^۳، تشعشع خالص، دمای سطح زمین و آلیبدوی سطح نیز مطابق رابطه پیشنهادی باستیانسن (۲۰۰۰) محاسبه نمود (۵).

$$\frac{G}{R_n} = \frac{T_s}{\alpha} (0.0038\alpha + 0.0074\alpha^2)(1 - NDVI^4) \quad (5)$$

دمای سطح زمین تابعی از انرژی خالص در سطح زمین است که به مقدار انرژی رسیده به سطح زمین، گسیلندگی سطحی، رطوبت و جریان هوای اتمسفر بستگی دارد (۴). در تصاویر ماهواره‌ای که باندهای حرارتی دارند، سنجنده‌های فروسرخ می‌توانند در محدوده‌های طیفی مناسب، حرارت تابشی سطح زمین را دریافت و به صورت تصاویر رقومی ذخیره و به زمین مخابره کنند (۸).

$$T_s = \frac{K_2}{\ln((K_1/L_\lambda) + 1)} \quad (6)$$

مقادیر K_1 و K_2 برای باند ۱۰ به ترتیب برابر ۷۷۴/۸۸ و ۱۳۲۱/۰۲۱ و برای باند ۱۱ برابر ۴۸۰/۸۸ و ۱۲۰۱/۱۴۴۲ هستند و دمای سطح زمین بر حسب درجه کلوین است.

$$L_\lambda = M_L Q_{CAL} + A_L \quad (7)$$

در رابطه فوق: L_λ : بازتاب طیفی بر حسب وات بر مترمربع بر سرادیان بر میکرومتر، M_L : عامل تغییر مقیاس ضرب شونده، Q_{CAL} : باند مورد نظر و A_L : عامل تغییر مقیاس اضافه شونده است. شار گرمای محسوس (H) میزان تلفات انرژی از خاک از طریق همرفت و فرآیند انتشار در نتیجه اختلاف دمایی مابین سطح و پایین‌ترین لایه جو می‌باشد. این پارامتر باتوجه به چندین فاکتور نظیر دمای سطحی و سرعت باد، زبری سطح^۴ و اختلاف دمای سطح زمین با هوای اطراف سطح زمین و از طریق رابطه زیر تعیین می‌شود (۱۴).

$$H = \frac{(\rho \times C_p \times dT)}{r_{ah}} \quad (8)$$

در رابطه فوق: ρ : چگالی هوا بر حسب $(\frac{Kg}{m^3})$; C_p : گرمای ویژه هوا برابر ۱۰۰۴ $\frac{J}{Kg/K}$; dT : اختلاف دما بین دو ارتفاع Z_1 و Z_2 بر حسب (K)، r_{ah} : مقاومت آیرودینامیکی در برابر انتقال گرما بر حسب $(\frac{s}{m})$ است. شار گرمای محسوس تابعی از گرادیان حرارتی، زبری سطح و سرعت باد است. برای محاسبه شار گرمای محسوس، اختلاف دمای نزدیک سطح زمین برای هر پیکسل بایستی مشخص شود.

سطح است در هنگامی که شرایط رطوبتی هوا با شرایط زمین در حالت توازن باشد. مقدار ET_r ، تبخیر- تعرق با استفاده از داده‌های هواشناسی در زمان عبور ماهواره است. مقادیر $ET_r F$ در محدوده صفر تا یک تغییر می‌کنند. در یک پیکسل کاملاً خشک، هر دو مقدار $ET_r F$ و ET برابر صفر هستند.

از آن‌جا که مقادیر تبخیر روزانه نسبت به مقادیر لحظه‌ای پرکاربردتر است، مقادیر لحظه‌ای بدست آمده توسط سبال در زمان گذر ماهواره، بایستی به مقادیر روزانه تبدیل شوند. در نهایت مقدار ET_{24} مطابق رابطه زیر محاسبه می‌شود.

$$ET_{24} = ET_r F \times ET_{r-24} \quad (12)$$

ET_r : ET_{r-24} بیست و چهار ساعت تجمعی در روز تصویر ماهواره‌ای است.

روش‌های تجربی محاسبه تبخیر از سطح مخزن سد

تاکنون روش‌های زیادی برای برآورد تبخیر در نقاط مختلف جهان ارائه شده است که در پژوهش حاضر ۷ روش تجربی انتخاب شده و مورد استفاده قرار گرفته‌اند و نتایج آنها به همراه روش سبال با داده‌های اندازه‌گیری شده تحت تبخیر مستقر در دریاچه سد مقایسه شده است. معادلات این روابط تجربی در جدول ۲ ارائه شده است.

در این روابط E تبخیر از سطح آزاد آب بر حسب میلی‌متر بر روز، U_{10} و U_2 سرعت باد در ارتفاع ۲ و ۱۰ متری از سطح زمین بر حسب متر بر ثانیه، e_a و e_s به ترتیب فشار بخار اشباع و فشار واقعی بخار آب در هوا بر حسب میلی‌متر جیوه، RH میانگین رطوبت نسبی هوا بر حسب درصد و C ضریبی است که برای دریاچه‌های عمیق ۰/۳۶ و برای دریاچه‌های کم‌عمق ۰/۵ در نظر گرفته می‌شود (۱،۲).

الگوریتم سبال dT را برای هر پیکسل با فرض رابطه خطی بین dT و T محاسبه می‌کند (۵).

$$dT = b + aT_s \quad (9)$$

در این معادله a و b ثابت‌هایی هستند که با توجه به پیکسل‌های سرد و گرم محاسبه می‌شوند. بدین منظور دو پیکسل آستانه انتخاب می‌شوند. یکی از این پیکسل‌ها که پیکسل سرد نامیده می‌شود، مربوط به منطقه‌ای کاملاً پوشیده از گیاه و خوب آبیاری شده است که دمای سطح زمین در این پیکسل نزدیک به دمای هواست و تبخیر تعرقی معادل تبخیر- تعرق مرجع دارد. دارا بودن بیشترین شاخص پوشش گیاهی NDVI، کمترین آلبدو و دمای سطحی از ویژگی‌های پیکسل سرد محسوب می‌شود. پیکسل دوم که پیکسل گرم نامیده می‌شود، زمین کشاورزی بدون پوشش گیاهی و خشک می‌باشد. فرض به کار رفته در مورد پیکسل گرم این است که هیچ گرمای نهانی را منتشر نمی‌کند. به عبارتی دیگر مقدار تبخیر- تعرق آن نزدیک به صفر است (۱۵).

شار گرمای نهان (λET) از طریق تفاضل جبری معادله توازن انرژی و به‌عنوان جزء باقیمانده این معادله، قابل محاسبه است. سپس تبخیر- تعرق لحظه‌ای از رابطه زیر تعیین می‌شود.

$$ET_{inst} = 3600 \frac{\lambda ET}{\lambda} \quad (10)$$

کسر تبخیر- تعرق مرجع به صورت نسبت تبخیر- تعرق لحظه‌ای محاسبه شده برای هر پیکسل به تبخیر- تعرق محاسبه شده توسط داده‌های هواشناسی تعریف می‌شود.

$$ET_r F = \frac{ET_{inst}}{ET_r} \quad (11)$$

نسبت تبخیر لحظه‌ای بیان‌کننده نسبتی از مقدار واقعی نیاز تبخیر

جدول ۲- روابط تجربی برآورد میزان تبخیر از سطح آزاد

Table 2- Empirical Methods of Evaporation Estimation from Free Water Surface

نام رابطه The name of Empirical Methods	معادله رابطه The Equation of Empirical Methods
مایر Mayer	$E = \left(1 + \frac{U_2}{16}\right) \cdot C \cdot (e_s - e_a)$
مارسیانو Marciano	$E = 0.03 U_2 (e_s - e_a)$
شاهتین Shahtin	$E = (0.116 + 0.017 U_2) (e_s - e_a)$
هنفر Henfer	$E = 0.028 U_2 (e_s - e_a)$
ایوانف Ivanov	$E = 0.0018 (T + 25)^2 (100 - RH)$
تیخومیروف Tikhomirov	$E = (e_s - e_a) (15 + 3 U_{10})$
سازمان عمران اراضی آمریکا USBR	$E = 0.833 (4.57 T + 43.3)$

مقایسه و ارزیابی نتایج

همواره به منظور بررسی و ارزیابی کارایی مدل و مقایسه آن با داده‌های مشاهده‌ای یا داده‌های واقعی، از شاخص‌های متفاوتی استفاده می‌شود. در پژوهش حاضر نیز به منظور ارزیابی مقادیر حاصل از الگوریتم سبال و مقایسه مقادیر آن با مقادیر تبخیر محاسباتی به روش‌های تجربی و همچنین مقایسه نتایج سبال با آمار مشاهداتی تبخیر از تشت ایستگاه سد زاینده‌رود، از پنج شاخص آماری ریشه میانگین مربعات خطا^۱ (RMSE)، میانگین خطای مطلق^۲ (MAE)، ضریب تبیین (R^2)، کارایی مدل‌سازی^۳ و ضریب جرم باقی‌مانده^۴ استفاده شده است. روابط (۱۳) تا (۱۷) نحوه محاسبه این شاخص‌های آماری را نشان داده است.

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (\hat{y}_i - y_i)^2}{n}} \quad (13)$$

$$MAE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n |y_i - \hat{y}_i| \quad (14)$$

$$R^2 = \frac{[\sum_{i=1}^n (\hat{y}_i - \bar{y})(y_i - \bar{y})]}{\sum_{i=1}^n (\hat{y}_i - \bar{y})^2 \times \sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2} \quad (15)$$

$$EF = \frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2 - \sum_{i=1}^n (\hat{y}_i - \bar{y})^2}{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2} \quad (16)$$

$$CRM = \frac{\sum_{i=1}^n y_i - \sum_{i=1}^n \hat{y}_i}{\sum_{i=1}^n y_i} \quad (17)$$

در این روابط $\hat{y}_i$: مقدار برآورد شده از مدل، $\bar{y}_i$: میانگین مقادیر برآورد شده از مدل، y_i : مقدار مشاهده شده یا مقدار واقعی، $\bar{y}_i$: میانگین مقادیر مشاهده شده و n : اندازه نمونه است. هرچه مقادیر شاخص‌های خطاسنجی به صفر و مقدار ضریب تبیین به یک نزدیک تر باشند، نشان دهنده عملکرد بهتر مدل به کار گرفته شده است. ضریب تبیین درجه هم‌خطی بودن بین داده‌های اندازه‌گیری شده و برآورد شده را نشان می‌دهد در حالی که میانگین خطای مطلق و ریشه میانگین مربعات خطا به ترتیب درجه اریب بودن و درجه دقت برآورد را نشان می‌دهند. آماره EF مقادیر پیش‌بینی را با میانگین اندازه‌گیری‌ها مقایسه می‌کند. آماره CRM تمایل مدل را برای برآورد بیش از حد و یا کمتر از حد در مقایسه با اندازه‌گیری‌ها نشان می‌دهد. حداقل مقدار ME، RMSE صفر و حداکثر EF برابر یک می‌باشد. اگر تمام مقادیر اندازه‌گیری و پیش‌بینی باهم برابر شوند، مقدار عددی آماره‌های MAE، RMSE برابر صفر و مقدار EF یک خواهد شد (۱۶).

نتایج و بحث

همان‌گونه که در بخش قبل بیان شد، به منظور محاسبه تبخیر به روش سبال پارامترهای گوناگونی باید تعیین شوند. در گام اول مقادیر آلیبدی سطحی، دمای سطحی و شار تابشی خالص محاسبه شده‌اند و مطابق جدول ۳ ارائه گردیده‌اند. بیشترین مقدار دمای سطح زمین مربوط به تاریخ ۹۶/۰۴/۱۸ است که با داده‌های اندازه‌گیری شده ایستگاه هواشناسی سد نیز تطابق دارد. دمای هوا اندازه‌گیری شده در این تاریخ برابر ۳۰/۵ درجه کلوین است که نسبت به سایر تاریخ‌ها، بیشینه مقدار بوده است.

بیشترین مقدار شار تابشی خالص مربوط به تصویر تاریخ ۹۶/۰۶/۲۰ که کمترین مقدار آلیبدی سطحی نیز در این تاریخ اتفاق افتاده است. علت افت در مقدار آلیبدو در این تاریخ نسبت به سایر تصاویر این است که در تصویر تاریخ ۲۰ شهریور سطح آب سد به دلیل برداشت در طول فصل کشت افت کرده و لذا جذب تشعشعات ورودی به حداکثر مقدار خود رسیده است و مقدار آلیبدو افزایش پیدا کرده است. مقادیر آلیبدی سطحی سطح آزاد آب در حالت بیشینه، کمینه و میانگین، در محدوده اعداد مرجع الگوریتم سبال قرار دارند و از این روی دقت نتایج حاصل مورد تایید قرار گرفته است. مقادیر تبخیر از سطح دریاچه در گام بعدی بر اساس معادله اصلی بیلان انرژی محاسبه شده است. در جدول (۴) مقادیر تبخیر محاسبه شده به روش سبال، روش تشت تبخیر و روش‌های تجربی محاسبه تبخیر از سطح مخزن سد مورد بررسی و ارزیابی قرار گرفته است. همان‌گونه که در جدول (۴) مشخص است از میان روش‌های مورد بررسی، روش‌های تجربی مارسیانو، شاهتین، هنفر و USBR نسبت به تشت تبخیر کم‌برآوردی زیادی داشته‌اند که در عمل استفاده از این روش‌ها را در محاسبات مهندسی در شرایط این سد با تردید مواجه می‌سازد. روش‌های تجربی مایر، ایوانف و تیچومپروف و روش سبال نتایج نزدیک‌تری به تشت تبخیر داشته‌اند. مقدار بیشینه تبخیر محاسبه شده با الگوریتم سبال برابر ۱۴/۱۳ میلی‌متر بر روز است که در روش تشت تبخیر این مقدار برابر ۱۴ میلی‌متر بر روز برآورد شده است. روش تیچومپروف بیشترین میزان تبخیر از سطح آزاد آب را معادل ۱۵/۶ میلی‌متر بر روز برآورد کرده است. بیشترین تبخیر از سطح دریاچه سد به کمک روش سبال در تاریخ ۹۶/۰۵/۰۳ و با استفاده از داده‌های اندازه‌گیری شده تشت تبخیر در تاریخ ۹۶/۰۴/۱۸ اتفاق افتاده است. از مهم‌ترین عواملی که موجب این اختلاف بوده‌اند می‌توان به این اشاره کرد که داده‌های مربوط به تشت تبخیر نقطه‌ای بوده و در عین حال روش سبال تبخیر را برای سطح بزرگی محاسبه کرده است که علاوه بر آب، شامل خاک، سنگ و اندکی پوشش گیاهی است که بر نتایج تأثیر گذاشته است.

1- Root Mean Square Error

2- Mean Absolute Error

3- Modelling efficiency

4- Coefficient of Residual Mass

جدول ۳- مقادیر آلبیدوی سطحی، دمای سطحی و میانگین شار تابشی خالص برای تصاویر ماهواره‌ای
Table 3- Albedo, Surface Temperature and Average of Net Radiation Flux Values for Each Satellite images

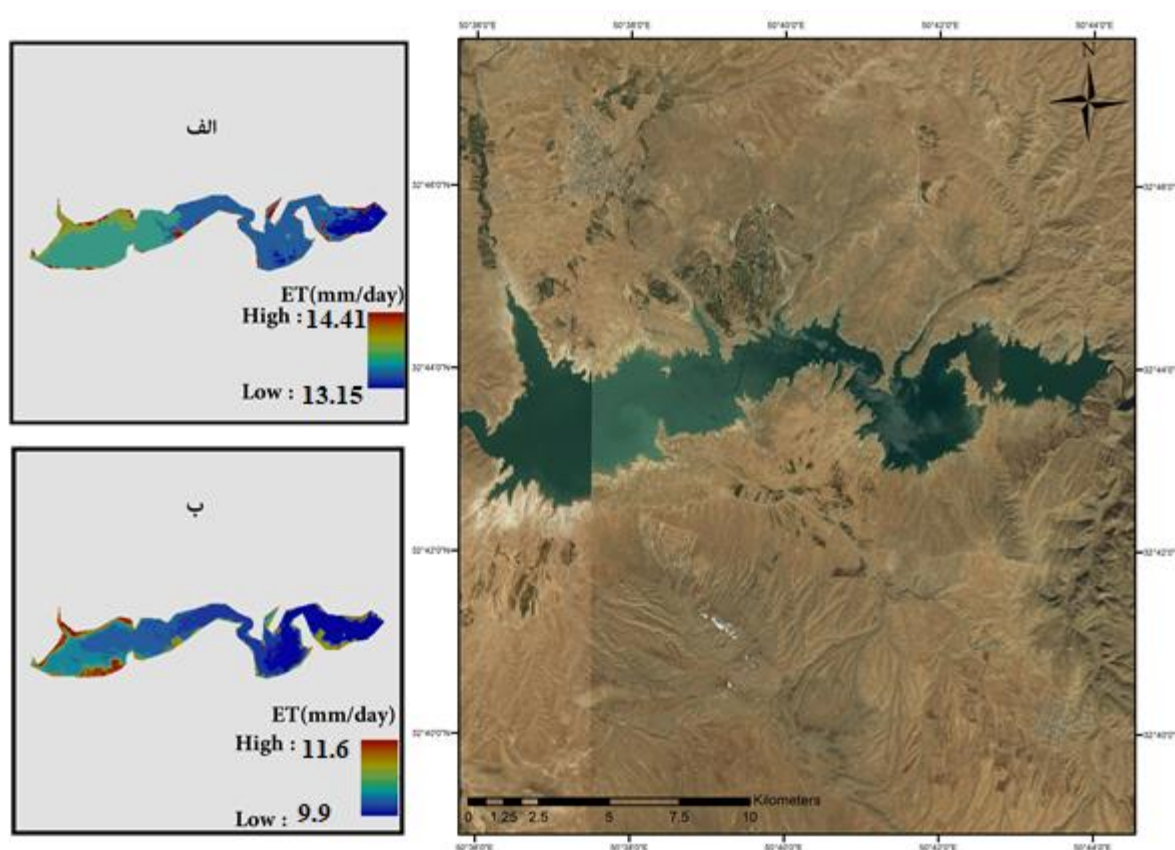
تاریخ تصویر Date of Images	میانگین شار تابشی خالص Average of Net Radiation Flux ($\frac{W}{m^2}$)	دمای سطح زمین (کلون)			آلبیدوی سطحی		
		Land Surface Temperature (k)			Surface Albedo		
		میانگین Average	حداقل Minimum	حداکثر Maximum	میانگین Average	حداقل Minimum	حداکثر Maximum
22/05/2017	491.55	296.45	294.2	316.7	0.291	0.205	0.295
07/06/2017	489.2	298.65	294.8	317.3	0.288	0.201	0.298
23/06/2017	486	299.8	297.8	321	0.292	0.207	0.308
09/07/2017	480.3	301.6	298.45	322.3	0.287	0.206	0.303
25/07/2017	497	299.5	297.5	319.2	0.279	0.211	0.291
10/08/2017	476.3	298.9	297.5	318.75	0.295	0.224	0.321
26/08/2017	494.7	299.95	297.45	317.8	0.282	0.184	0.311
11/09/2017	505.2	298.5	295.85	315.7	0.272	0.198	0.291

جدول ۴- مقادیر تبخیر محاسبه شده به روش سبال، روش‌های تجربی و تبخیر اندازه‌گیری شده توسط تشت تبخیر
Table 4- Evaporation Values by SEBAL, Empirical Methods and Corresponding Pan

تاریخ تصویر Date of images	تبخیر از تشت Corresponding pan evaporation (mm/day)	الگوریتم سبال SEBAL (mm/day)	سازمان عمران USBR	روش‌های تجربی Empirical methods (mm/day)					
				تیخومیروف Tikhomirov	ایوانف Ivanov	هنفر Henfer	شاهتین Shahtin	مارسیانو Marciano	مایر Mayer
22/05/2017	12.2	12.8	3.7	12.15	8.6	3.25	3.3	3.5	9.3
07/06/2017	10.5	11.95	4	14	9.9	3.8	3.8	4.1	10.7
23/06/2017	11.8	12.22	4.25	13.7	10	3.4	3.67	3.6	10.8
09/07/2017	14	13.52	4.3	15.15	9.85	3.75	4	4	11.9
25/07/2017	13.1	14.13	4.3	12.3	9.9	2.7	3.25	2.9	9.9
10/08/2017	13.1	13.33	4.3	11	9.5	2.4	2.9	2.6	8.9
26/08/2017	10.9	11.63	3.9	10.65	8.6	2.45	2.85	2.6	8.5
11/09/2017	9.2	10.4	3.95	10.8	8.9	2.45	2.85	2.6	8.7

مقدار تبخیر بیشتری را شامل شده است. همچنین اثر واحه‌ای^۱ مربوط به نواحی مرزی دریاچه سد و ورودی انرژی اراضی اطراف به سطح آب نیز باعث افزایش تبخیر در قسمت ورودی دریاچه سد شده است. جدول ۵ آماره‌های ارزیابی روش‌های مورد بررسی را نسبت به اندازه‌گیری‌های تشت تبخیر نشان داده است. ضریب همبستگی میان داده‌های اندازه‌گیری شده تشت تبخیر و داده‌های مدل‌سازی شده به روش سبال در حدود ۸۹ درصد است که نشان از همبستگی مناسب سبال با روش مرجع دارد. همچنین پایین بودن درصد خطای مدل‌سازی تبخیر روزانه نیز مؤید نتایج قابل قبول مدل سبال است. جدول ۵ نشان داده است که هیچ یک از روش‌های تجربی همبستگی مناسبی با داده‌های تشت تبخیر نداشته و درصد خطای آنها در برآورد میزان تبخیر از سطح بالا بوده است و نتایج قابل قبولی حاصل نشده است.

همچنین در روش سبال تشعشع ورودی به عنوان یک عامل مستقیم در محاسبات وارد شده است که این مسئله در روش تشت در نظر گرفته نمی‌شود. کاهش و یا افزایش سطح آب دریاچه در تاریخ‌های مختلف بسته به میزان حبابه کشاورزان در ماه‌های مختلف نیز، عامل دیگری است که در محاسبات مدل سبال وارد شده است و با توجه به ثابت بودن تعداد پیکسل‌ها در همه تصاویر، بر میزان شار تابشی خالص، آلبیدوی سطحی و حتی شاخص‌های گیاهی تأثیرگذار بوده است. کمینه مقدار تبخیر در تاریخ ۲۰ شهریور اتفاق افتاده است که کمترین دما و آلبیدوی سطحی نیز مربوط به این تاریخ است. شکل ۲ تغییرات مکانی تبخیر برآورد شده به روش سبال از سطح دریاچه سد را در زمان حداکثر و حداقل تبخیر نشان داده است. همان‌گونه که در شکل ۲ مشخص است نواحی پشت سد قوسی که دارای سطح کمتر و عمق بیشتری هستند، مقدار تبخیر کمتری دارند و قسمت ورودی دریاچه سد که دارای عرض زیاد و عمق کمتر است،



شکل ۲- الف: تبخیر بیشینه در تاریخ ۹۶/۰۵/۰۳، ب: تبخیر کمینه در تاریخ ۹۶/۰۶/۲۰
Figure 2- a: Maximum Evaporation in 25 July, 2017, b: Minimum Evaporation in 11 September, 2017

جدول ۵- آماره‌های ارزیابی نسبت مدل‌های برآورد تبخیر از سطح آزاد
Table 5- Evaluation parameters for Evaporation Estimation Models

آماره ارزیابی	سازمان عمران USBR	تیخومیروف Tikhomirov	ایوانف Ivanov	هنفر Henfer	شاهتین Shahtin	مارسیانو Marciano	مایر Mayer	سبال SEBAL
RMSE (mm/day)	0.98	0.27	0.55	1	1	1	0.5	0.28
MAE (mm/day)	0.98	0.42	0.56	1	0.98	1	0.51	0.31
R^2	0.26	0.17	0.18	0.05	0.14	0.05	0.22	0.88
EF	0.01	0.26	0.17	0.01	0.09	0.011	0.18	0.76
CRM	0.2	-0.05	0.20	0.75	0.72	0.73	0.17	-0.05

داده‌های تشت تبخیر کم برآورد کرده‌اند. با توجه به نتایج حاصل و همچنین آماره‌های ارزیابی مدل، روش‌های تیخومیروف، مایر و سبال نزدیک‌ترین نتایج را به اندازه‌گیری‌های تشت تبخیر داشته‌اند که از میان این سه روش، روش سبال نتایج قابل قبول‌تری ارائه نموده است. روش سبال با کارایی مدل‌سازی ۷۶ درصد، مقادیر را تا حد ۵ درصد نسبت به مقادیر تشت تبخیر، بیشتر برآورد نموده است که نشان از دقت قابل قبول این مدل در برآورد تبخیر از سطح آزاد است.

هیچ یک از مدل‌ها کارایی مناسبی نداشته و همچنین دقت برآورد مناسبی ندارند. این موضوع بیانگر این است که کلیه ضرایب و پارامترهای روش‌های تجربی نیازمند واسنجی با توجه به شرایط اقلیمی هر منطقه است. البته باید توجه داشت که شاید یکی از دلایل کاهش ضریب تبیین، تعداد کم داده‌های مورد محاسبه برای این روش‌ها بوده است. همچنین بر اساس آماره جرم باقی‌مانده، همه این روش‌ها به جز روش تیخومیروف، مقادیر تبخیر از سطح آزاد را نسبت به

جدول ۶- برآورد حجم تبخیر سالیانه از دریاچه سد زاینده‌رود

Table 6- Estimation of monthly evaporation volume from dam lake of Zayande rood

تاریخ تصویر Date of images	حجم تبخیر ماهیانه به روش سبال (میلیون متر مکعب در ماه) Monthly evaporation volume by SEBAL (MCM)	حجم تبخیر ماهیانه با استفاده از تشت تبخیر (میلیون متر مکعب در ماه) Monthly evaporation volume using corresponding Pan (MCM)
22/05/2017	20.8	19.76
07/06/2017	19.34	17
23/06/2017	19.78	19.1
09/07/2017	21.9	22.68
25/07/2017	22.88	21.22
10/08/2017	21.6	21.22
26/08/2017	18.86	17.64
11/09/2017	16.84	14.9

روش‌های تجربی کم‌برآوردی زیادی داشته‌اند و نتایج آنها در برآورد میزان تبخیر در شرایط دریاچه سد زاینده‌رود نمی‌تواند مورد استناد قرار گیرد. با توجه به داده‌های مورد بررسی، روش‌های تجربی همبستگی مناسبی با داده‌های تشت تبخیر نداشته و همچنین خطای برآورد آنها نیز زیاد است. حجم تبخیر محاسبه شده با استفاده از روش سبال و روش تشت تبخیر، در حدود ۶ درصد حجم مخزن سد زاینده رود و معادل ۸۰ میلیون متر مکعب در ماه‌های خرداد تا شهریور بوده است که این حجم در همین ماه‌ها، معادل دبی ۷/۵ متر مکعب در ثانیه بوده است که می‌توانست برای زیر کشت رفتن اراضی پایین دست سد در قسمت‌های غربی استان اصفهان (حدود ۴۰۰۰ هکتار) مورد استفاده قرار گیرد. بنابراین، استفاده از روش سبال می‌تواند از طریق بهبود نرخ برآورد تبخیر، به محاسبه دقیق بیلان هیدرولوژیکی دریاچه کمک شایان توجهی نماید تا مدیریت تخصیص آب سد به‌خصوص در ماه‌های پرمصرف سال به‌درستی صورت گیرد. مقایسه نتایج پژوهش حاضر با پژوهش‌های باقری و همکاران (۷) و زمانی و رحیم زادگان (۸) حاکی از این است که مقادیر محاسبه شده به کمک الگوریتم سبال نسبت به داده‌های اندازه‌گیری شده تشت تبخیر دارای دقت قابل قبولی است و مزیت این الگوریتم این است که برای کل سطح آزاد آب تبخیر را محاسبه می‌نماید؛ در حالی که سایر روش‌ها نقطه‌ای هستند و قابل تعمیم به کل منطقه نمی‌باشند. همچنین توزیع مکانی تبخیر در منطقه مورد مطالعه نیز به کمک الگوریتم سبال امکان‌پذیر است.

بنابراین بر اساس نتایج حاصل از سبال و همچنین اندازه‌گیری‌های زمینی، حجم تلفات تبخیر آب از دریاچه سد زاینده‌رود مطابق جدول ۶ محاسبه و ارائه گردیده است. بدین منظور تصویر ماهواره‌ای اول هر ماه به‌عنوان نماینده ۱۵ روز اول و تصویر دوم به‌عنوان نماینده نیمه دوم ماه در نظر گرفته شده است. همان‌گونه که در جدول ۶ مشخص است بیشترین حجم تلفات تبخیر ماهیانه برآورد شده به کمک هر دو روش، مربوط به مرداد ماه است که در روش سبال ۲۲/۲۴ و در روش تشت تبخیر ۲۱/۲۲ میلیون متر مکعب در ماه برآورد شده است.

بیشینه و کمینه مقدار تبخیر در دریاچه سد به مساحت ۵۴ کیلومتر مربع با کمک الگوریتم سبال مربوط به تصاویر ۹۶/۰۵/۰۳ و ۹۶/۰۶/۲۰ معادل ۱۴/۱۳ و ۱۰/۴ میلی‌متر بر روز بوده است. میانگین خطای مقادیر برآورد شده نسبت به اعداد اندازه‌گیری شده تشت تبخیر در حدود ۶ درصد بوده است و ضریب همبستگی ۸۹ درصد نیز بیانگر کارایی الگوریتم سبال در برآورد تبخیر از مخزن سد بوده است. همچنین بر اساس نتایج حاصل، مقدار تبخیر در نواحی مختلف سد متغیر بوده و در نواحی پشت سد قوسی که دارای سطح کمتر و عمق بیشتری هستند، مقدار تبخیر کمتر و قست ورودی دریاچه سد که دارای عرض زیاد و عمق کمتر است، مقدار تبخیر بیشتری را شامل شده است که این موضوع یکی از مزیت‌های اصلی روش سبال نسبت به سایر روش‌های اندازه‌گیری تبخیر است. بررسی پارامترهای ارزیابی روش‌های تجربی نشان داده است که روش تیچومپروف نتایج قابل قبول‌تری نسبت به سایر روش‌های تجربی داشته است. سایر

منابع

- 1- Emami Heidari H., Jafari H., and Karami H. 2014. The role of agricultural management for continuous flow in Zayandeh Rood river. Journal of Water and Soil 28: 1095- 1106. (In Persian)
- 2- Akbar Zadeh H., Haghigatjo P., and Bagheri M.H. 2015. Estimation of evaporation throughout SEBAL algorithm and remote sensing data. Iranian Journal of Irrigation and Drainage 9: 510-521. (In Persian)
- 3- Bala A., Rawat K., Misra A.K., and Srivastava A. 2016. Assessment and validation of evapotranspiration using SEBAL algorithm and Lysimeter data of IARI agricultural farm. Geocarto International 31: 1-26.

- 4- Dong Q. 2018. Study on the Crop Irrigation Water Requirement Based on Cropwat in Jinghuiqu Irrigation Area. *Material Science and Engineering* 394: 22-37.
- 5- Bastiaansen W.G.M., Menenti M., Feddes R.A., and Holtslag A.A.M. 2000. A Remote Sensing Surface Energy Balance Algorithm for Land (SEBAL). *Journal of Hydrology* 64: 198-213.
- 6- Ebrahim M., and Abu- Mallouh H. 2018. Estimate Land Surface Temperature in Relation to Land Use Types and Geological Formations Using Spectral Remote Sensing Data in Northeast Jordan. *Journal of Geology* 8: 174-185.
- 7- Zamani S., and Rahimzadegan M. 2018. Calculation and Evaluation of Evaporation in Fresh Water Lakes with SEBAL Algorithm 27: 57-69. (In Persian with English abstract)
- 8- Bagheri M.H., Morid S., and Arshad S. 2017. Application of Remotely- Sensed Data to estimate A Water Budget for Data- Scarce Endorheic Basins: A Case Study of Lake Urmia Basin. *Journal of the Indian Society of Remote Sensing* 45: 101-112.
- 9- Salifu T., Agyare W., Baffour N., Mensah E., and Ofori E. 2011. Estimating Actual Evapotranspiration using the SEBAL Model for the Atankwidi and Afram Catchments in Ghana. *International Journal of Applied Agricultural Research* 6: 177-193.
- 10- Sima S., and Tajrishi M. 2015. Estimation of Urmia Lake Evapotranspiration Using Remote Sensing Data. *Iran- Water Resources Research* 11: 32-48. (In Persian with English abstract)
- 11- Najafvand Derikvandi M., and Islami H. 2016. Empirical methods Comparison of estimation evaporation From Free Water Surface (Case Study: Dez Regulatory Dam). *Journal of Water Engineering* 4: 65- 73.
- 12- Alizadeh A. 2015. *Applied Hydrology*. University of Mashhad, Mashhad.
- 13- Faris Beg A.A., Al-Sulttani A., Ochtyra A., and Markinkowska A. 2016. Estimation of evapotranspiration using SEBAL algorithm and Landsat-8 data-A case study:Tatra Mountains Region. *Journal of Geological Resource and Engineering* 6: 257-270.
- 14- Jana C., Rawat M., Sena D.R., Alam N.M., Mandal U., and Mishra P.K. 2016. Application of SEBAL Model to Estimate Evapotranspiration in Doon Valley, India. *Indian Journal of Soil Conservation*, 44:191-197.
- 15- Schirmbeck J., Fontana D., Roberti R., and Schirmbeck L. 2017. Energy Balance from Images in Humid Climate – SEBAL and METRIC. *Agrometeoros Journal* 25: 383-393.
- 16- Suleiman A.A., Bali K.M., and Kleissi A. 2009. Comparison of ALARM and SEBAL Evapotranspiration of Irrigated Alfalfa. *Journal of Hydrometeorology* 35:411-424.



Estimation of Evaporation from Zayandeh Rood Dam Lake Using SEBAL

S.O. Mirmohammad Sadeghi¹- M. Ghobadina^{2*}- M.H. Rahimian³

Received: 25-02-2019

Accepted: 30-09-2019

Introduction: Agriculture management practice plays a vital role in reducing the use of limited water resources in arid and semi-arid regions which could result in their sustainability. Proper management of these resources requires accurate information of component of the water budget. Recently, due to the problems of water deficit and drought in most parts of the country, evaporation of reservoirs of dams, lakes and other water bodies as one of the water losses has been considered and therefore, a more accurate estimation of evaporation rate from these water bodies and its reduction strategies have become very important. Evaporation which is the most important water output from terminal lakes plays a significant role in the lakes water balance. It can also vary chemical compositions of lakes. Conventional techniques of Evaporation Estimation likely entail substantial observation errors during bad weather and other conditions. These methods, therefore, cannot represent large-scale terrestrial evaporation. Remote sensing methods for calculating evaporation were used. However, remote sensing data combined with some meteorological data provide a means to estimate regional evaporation, given the advances in remote sensing technology. Some land surface variables, such as surface albedo, surface emissivity, and land surface temperature, can be estimated directly by remote sensing data. Then Evaporation can be estimated by a set of equations hierarchically, which converts spectral radiances derived from satellites or airplanes images. One of the models based on remotely sensed data is the Surface Energy Balance Algorithm for Land (SEBAL) model, in which the land surface temperature, albedo, emissivity, and normalized difference vegetation index (NDVI) are of significance to estimating Evaporation.

Materials and Methods: In the present research, Zayandeh Rood dam reservoir and its lake with area of 54 square kilometer were selected to estimate the evaporation from this reservoir. Various empirical methods including Mayer, Marciano, Shahtin, Henfer, Ivanov, Tikhomirov and USBR were used. Also Surface Energy Balance Algorithm for Land (SEBAL) was implemented on 8 satellite images of Landsat 8 from June to September 2017. For this purpose, the main components of the energy balance equation, including net radiation flux, soil heat flux and sensible heat flux to the air for each image, have been calculated and the instantaneous evapotranspiration flux for each pixel is estimated as the residual energy balance equation. To improve the non-dependency on ground data, a general equation was therefore used. The Net Radiation is the electromagnetic balance of all incoming and outgoing fluxes reaching and leaving a flat surface. The amount of shortwave radiation ($RS\downarrow$) that remains available at the surface is a function of the surface albedo (α). Surface albedo is a reflection coefficient defined as the ratio of the reflected radiant flux to the incident radiant flux over the solar spectrum. It was calculated using satellite image information on spectral radiance for each satellite and the incoming shortwave radiation ($RS\downarrow$) was computed using the solar constant, the solar incidence angle, a relative earth-sun distance, and a computed atmospheric transmissivity. The incoming long wave radiation ($RL\downarrow$) was computed using a modified Stefan-Boltzmann equation with atmospheric transmissivity and a selected surface reference temperature. Outgoing long wave radiation ($RL\uparrow$) was computed using the Stefan-Boltzmann equation with a calculated surface emissivity and surface temperature. Surface temperatures were computed from satellite image information on thermal radiance. The surface emissivity is the ratio of the actual radiation emitted by a surface to that emitted by a black body at the same surface temperature. Soil heat flux was empirically calculated using vegetation indices, surface temperature, and surface albedo. Sensible heat flux was computed using wind speed observations, estimated surface roughness, and surface to air temperature differences. Sensible heat flux is the part of internal energy of a substance that is proportional to the substance's temperature.

Results and Discussion: Accordingly, the SEBAL model in the study area has the maximum and minimum daily evapotranspiration in the pictures of June 25 and September 11, equal to 14.13 and 10.4 mm/day. The results evaluate with the corresponding pan evaporate measurements on reservoir bank. The results showed that none of the empirical methods including Mayer, Marciano, Shahtin, Henfer, Ivanov, Tikhomirov and USBR

1 and 2- Former M.Sc. Student and Assistant Professor of Drainage and Irrigation Engineering, University of Shahre kord, Shahre kord

(*- Corresponding Author Email :mahdi.ghobadi@gmail.com)

3- Assistant Professor, National Salinity Research Center, Agricultural Research Education and Extension Organization (AREEO), Yazd, Iran

have been able to have acceptable correlation with the reference method. In contrast, SEBAL method in addition to display spatial distribution of evaporation in the reservoir has an R-square coefficient of 0.88, RMSE and MAE with 0.28 and 0.31 respectively, which shows high accuracy of the results of modeling rather than empirical methods. Also according to the high error percent of empirical methods, it would be necessary to calibrate coefficients and parameters relative to different climatic conditions. Alternatively, this algorithm can be used to replace time-consuming and costly methods of calculating evapotranspiration at different surfaces.

Keywords: Dam reservoir, Energy balance, Landsat 8, Water bodies



ارزیابی فنی و هیدرولیکی آبیاری قطره‌ای زیرسطحی و بررسی تأثیر کارایی این سامانه بر صفات رشدی درختان زیتون تحت مدیریت زارعین

مسعود فرزام نیا^{۱*} - مختار میران زاده^۲ - حسین دهقانی سانج^۳

تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۰۳/۲۲

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۸/۰۶/۱۳

چکیده

پژوهش حاضر به منظور ارزیابی عملکرد سامانه آبیاری قطره‌ای زیرسطحی و تأثیر کارایی آن بر پارامترهای رشد درختان زیتون در استان اصفهان طی سال‌های ۱۳۹۰ تا ۱۳۹۲، تحت مدیریت زارع انجام شد. بدین منظور از سامانه یادشده یک لوله نیمه‌اصلی به طور تصادفی انتخاب و ۴ لوله فرعی واقع در ابتدا، یک سوم از ابتدا، دو سوم از ابتدا و انتهای آن در نظر گرفته شد. عملکرد سامانه بر اساس پارامترهای پایه میانگین دبی قطره‌چکان (Q_{avg})، ضریب یکنواختی کریستیانسن (CU)، یکنواختی پخش (EU) و ضریب تغییرات دبی قطره‌چکان (CV) در کل لوله فرعی (۱۰۸ قطره‌چکان) ارزیابی شد. نتایج نشان داد در هر کدام از لوله‌های فرعی، حدود ۶ تا ۱۰ درصد از قطره‌چکان‌ها به دلیل وارد شدن ریشه گیاهان توت و گل‌محمدی که بعضی از آن‌ها در بین درختان زیتون کاشته شده بودند، مسدود شده و شاخص‌های یادشده در دو حالت (وجود و عدم وجود قطره‌چکان مسدود) محاسبه شد. با در نظر گرفتن قطره‌چکان‌های مسدود، میانگین مقادیر سه ساله شاخص‌های Q_{avg} ، CU، EU و CV به ترتیب برابر با ۳/۸ لیتر در ساعت، ۷۲، ۷۸ و ۱۶/۴ درصد و در حالت بدون قطره‌چکان‌های مسدود برابر با ۴ لیتر در ساعت، ۸۲/۵، ۷۵/۵ و ۱۵ درصد بود و این مقادیر در حالت دوم با توجه به طبقه‌بندی ASAE قابل قبول است. نتایج اندازه‌گیری سه‌ساله صفات فیزیکی درخت نشان داد در سال سوم میانگین ارتفاع، قطر تنه، محیط سایه‌انداز و سطح سایه‌انداز درختان به ترتیب ۳۴، ۵۷، ۲۴/۵ و ۵۴ درصد بیشتر از سال اول بود که بیانگر روند افزایشی رشد رویشی درختان زیتون تحت سامانه آبیاری قطره‌ای زیرسطحی است.

واژه‌های کلیدی: کارایی مصرف آب، عملکرد، توزیع رطوبت، قطره‌چکان‌های مسدود، یکنواختی پخش آب

مقدمه

گیاهان باغی (سیب، مرکبات و زیتون)، یونجه، ذرت، پنبه، فلفل، گل‌کلم، هندوانه، پیاز، سیب‌زمینی، گوجه با استفاده از این سامانه آبیاری می‌شوند (۵ و ۲۶). در طی چند سال گذشته با در نظر گرفتن قابلیت‌های بسیار زیاد برای این سامانه نسبت به سامانه قطره‌ای سطحی از جمله کاهش تلفات تبخیر، توزیع مناسب‌تر آب در محیط ریشه، کاهش هزینه‌های تغذیه به عنوان یکی از راهکارهای مناسب برای کاربرد مناسب‌تر منابع آبی و افزایش بهره‌وری آب بوده و رغبت کشاورزان را برای استفاده از این سامانه برای آبیاری مزارع و باغات بیشتر نموده است (۱۲ و ۳۴).

الگوی پخش آب در این سامانه قابل مشاهده نیست، لیکن بررسی صورت گرفته این امکان را می‌دهد تا بتوان الگوی مورد انتظار را با طراحی و مدیریت بهره‌برداری پیش‌بینی کرد. توزیع یکنواخت پخش آب و تأمین نیاز آبیاری در یک سامانه آبیاری قطره‌ای زیرسطحی شرط پایداری آن است. اگر چه عدم تناسب توزیع آب با یک سامانه آبیاری قطره‌ای زیرسطحی ممکن است به بسیاری از عوامل از جمله تغییرات فشار، تغییرات در تولید قطره‌چکان‌ها،

آبیاری قطره‌ای زیرسطحی جزء انواع روش‌های زیرسطحی است که علیرغم هزینه‌های بالای آن امروزه از اهمیت و گسترش روزافزونی برخوردار شده و هم‌اکنون در سراسر جهان محدوده وسیعی از محصولات از قبیل گیاهان علفی (کاهو، کرفس، مارچوبه و سیر)،

۱- مربی بخش تحقیقات فنی و مهندسی کشاورزی، مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی استان اصفهان، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، اصفهان، ایران

(*- نویسنده مسئول: Email: m.farzamnia@areeo.ac.ir)

۲- کارشناس ارشد بخش تحقیقات فنی و مهندسی کشاورزی، مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی استان اصفهان، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، اصفهان، ایران

۳- دانشیار، مؤسسه تحقیقات فنی و مهندسی کشاورزی، سازمان تحقیقات آموزش و ترویج کشاورزی، کرج، ایران

سامانه‌های آبیاری زیرسطحی است که می‌تواند پایداری آن را تحت تأثیر قرار دهد.

سطح زیر کشت زیتون در ایران به دلیل مزیت‌های اقتصادی آن توسعه یافته و به ۱۰۰ هزار هکتار رسیده است. بسیاری از باغات زیتون در مناطق مختلف مدیترانه به وسیله آبیاری قطره‌ای زیرسطحی آبیاری می‌شوند و افزایش ۱۷۴ درصدی مقدار محصول زیتون در هنگام استفاده از سامانه آبیاری قطره‌ای زیرسطحی نسبت به شرایط دیم گزارش شده است (۲۳). کشت آبی زیتون در استان‌های خشک کشور مانند اصفهان، سیستان و بلوچستان، مرکزی در حال توسعه است. لیکن با توجه به محدود شدن منابع آبی در کشور، توسعه کاربرد سامانه آبیاری قطره‌ای زیرسطحی می‌تواند برای پایداری آن‌ها و افزایش بهره‌وری آب کشاورزی مورد توجه قرار گیرد. شناسایی نقاط ضعف و قوت سامانه آبیاری قطره‌ای زیرسطحی برای باغات زیتون و نیز بررسی سازگاری با آبیاری قطره‌ای زیرسطحی برای امکان توسعه پایدار آن ضروری است. متأسفانه پایلوت‌های اجرا شده آبیاری قطره‌ای زیرسطحی در کشور محدود است. پایلوت آبیاری قطره‌ای زیرسطحی در باغ زیتون دانشگاه اصفهان از جمله پایلوت‌هایی است که پایش و ارزیابی آن و نتایج حاصل از آن می‌تواند در توسعه این سامانه در کشور مورد استفاده قرار گیرد. خروجی این پژوهش برای توسعه سامانه آبیاری قطره‌ای زیرسطحی برای زیتون مفید است. تاکنون تنها این سیستم برای باغات پسته در کشور توسعه یافته است و در خصوص سایر باغات کمبود اطلاعات وجود دارد. این پژوهش برای تقویت اطلاعات در خصوص زیتون دارای اهمیت است. در این پژوهش با ارزیابی فنی و هیدرولیکی سامانه آبیاری قطره‌ای زیرسطحی به شناسایی نقاط ضعف و قوت این سامانه و نیز شناسایی چالش‌های بهره‌برداری از آن با استفاده از شاخص‌های مربوط به عملکرد سامانه‌های آبیاری نظیر: میانگین دبی قطره‌چکان (q_{avg})، ضریب یکنواختی کریستیانسن (CU)، یکنواختی پخش (EU) و ضریب تغییرات دبی قطره‌چکان (CV) در باغ زیتون پرداخته شد و در نهایت تأثیر کارایی این سامانه بر پارامترهای رشد درختان زیتون تحت شرایط زارع مورد ارزیابی قرار گرفت.

مواد و روش‌ها

مشخصات محل اجرای طرح

پژوهش حاضر در یک باغ زیتون ۳/۷۵ هکتاری دانشگاه اصفهان واقع در جنوب اصفهان از سال ۱۳۹۰ تا ۱۳۹۲ اجرا شد. این باغ در سال ۱۳۸۵ احداث و به سامانه آبیاری قطره‌ای زیرسطحی مجهز شده است. آرایش درختان ۵ × ۵ متر بوده و بین آن‌ها بعضاً گیاهان توت و گل محمدی کاشته شده است. لوله‌های قطره‌چکان در دو طرف هر ردیف درخت به فاصله ۵۰ سانتی‌متر از تنه و در عمق ۳۰ سانتی‌متری

حساسیت قطره‌چکان‌ها به مسدود شدن، اثر دما و دیگر موارد مرتبط باشد، اما ویژگی‌های هیدرولیکی از مهمترین آن‌ها است (۲۹ و ۳۲). ارزیابی سامانه آبیاری قطره‌ای در مزارع تحت شرایط اجرایی به منظور اطمینان از توزیع یکنواخت قطره‌چکان‌ها برای پیشگیری از گرفتگی آن‌ها و یکنواختی رشد در مزرعه دارای اهمیت زیادی بوده و تا حد زیادی نیز می‌تواند در مصرف بهینه آب مؤثر باشد. همچنین، با بررسی و ارزیابی طرح‌های اجرا شده می‌توان با آشکار نمودن نکات مثبت و منفی هر طرح از آن‌ها برای طراحی و اجرای طرح‌های آینده استفاده کرد (۱۶).

مطالعات زیادی در نقاط مختلف جهان و تحت شرایط آب و هوایی مختلف به منظور ارزیابی و بررسی مسایل و مشکلات سامانه آبیاری قطره‌ای زیرسطحی اجرا شده بر روی محصولات مختلف زراعی و باغی انجام شده است (۱ و ۳۵). در پژوهشی که عملکرد ۱۰۰ سامانه آبیاری قطره‌ای در مناطق نیمه‌خشک کشور اسپانیا مورد ارزیابی قرار گرفت، یکنواختی پخش در زیر واحد آزمایشی و در کل سامانه به ترتیب ۸۴ و ۸۲ درصد گزارش شد و در این سامانه بازده پایین ایستگاه پمپاژ و شبکه‌های توزیع، فقدان شستشوی مناسب و به موقع صافی‌ها و همچنین تلفات زیاد در سامانه از جمله مشکلات اصلی بودند (۳۱).

در پژوهش دیگری در کشور ترکیه میانگین مقادیر یکنواختی کریستیانسن (CU)، یکنواختی پخش (EU) در سامانه‌های آبیاری قطره‌ای به ترتیب برابر با ۸۱ و ۶۹ درصد بدست آمد و نشان از عملکرد نامناسب سامانه آبیاری قطره‌ای در این کشور دارد که گرفتگی قطره‌چکان‌ها، پایین بودن مقادیر فشار در سامانه، طراحی ضعیف و مدیریت بهره‌برداری نامناسب سامانه به عنوان دلایل ضعف این سامانه گزارش شد (۱).

شاخص‌ها و توصیه‌های فنی مورد نیاز در طراحی، بهره‌برداری و نگهداری یک سامانه آبیاری قطره‌ای زیرسطحی در باغات پرتقال و هلو در استان گلستان با استفاده از ضریب تغییرات دبی (Vqs)، ضریب یکنواختی آماری (Us) و ضریب تغییرات عملکرد قطره‌چکان‌ها (Vpf) بررسی شد. مقدار Vqs و Us به ترتیب برابر با ۲۵، ۷۴ و ۲۰ درصد محاسبه شد و دلایل پایین بودن یکنواختی پخش آب در سامانه یادشده ضعیف بودن سامانه و عدم تنظیم فشار، ضعف طراحی و نوسانات غیرمجاز فشار شناسایی شد (۱۳).

در بررسی مدیریت بهره‌برداری در سامانه‌های اجرا شده آبیاری زیرسطحی در باغات پسته استان کرمان گزارش شده که یکنواختی پخش آب در بین قطعات متفاوت بود و در مواردی ضریب تغییرات دبی در حد غیرقابل قبولی طبقه‌بندی شد (۲۵). بررسی منابع نشان داد ضعف اجرای سامانه قطره‌ای زیرسطحی، پایین بودن مقادیر فشار در سامانه، طراحی ضعیف و مدیریت نامناسب آن‌ها از چالش‌های اصلی

برای برداشت اطلاعات مورد نیاز به منظور ارزیابی فنی سامانه آبیاری قطره‌ای زیرسطحی باغ از استاندارد (ASAE 1996) استفاده شد (۹). بر اساس استاندارد یک لوله نیمه‌اصلی در حال کار به‌طور تصادفی انتخاب و ۴ لوله فرعی از نقاط ابتدا، یک سوم از ابتدا، دو سوم از ابتدا و انتها بر روی آن مشخص گردید. لوله‌های فرعی یادشده با طول ۱۱۰ متر بودند. برای اندازه‌گیری آبدی قطره‌چکان‌های هر لوله فرعی، خاک اطراف ۴ لوله فرعی انتخابی برداشت و دبی ۱۰۸ قطره‌چکان برای مدت ۵ دقیقه اندازه‌گیری شد. پس از اتمام آزمایش و با جمع‌آوری داده‌های حاصل از آزمایش از پارامترهای پایه برای ارزیابی فنی سامان آبیاری قطره‌ای زیرسطحی باغ استفاده شد. منظور از پارامترهای پایه، پارامترهایی هستند که به منظور ارزیابی فنی و هیدرولیکی سامانه‌های آبیاری قطره‌ای مورد استفاده قرار می‌گیرند. در این پژوهش از پارامترهای پایه شامل شاخص‌های یکنواختی پخش (EU)، ضریب یکنواختی کریستیانسن (CU)، میانگین دبی قطره‌چکان (q_{avg}) و ضریب تغییرات دبی قطره‌چکان (CV) در کل لوله فرعی (۱۰۸ قطره‌چکان) استفاده شد.

قرار گرفته بودند و از یک لوله آبرسان ۷۵ میلی‌متر تغذیه می‌شدند و انتهای آن‌ها به یک لوله‌ی ۶۳ میلی‌متر متصل بود. لوله ۶۳ نقش جمع‌کننده را دارد و بنابراین آب در یک سامانه بسته جریان داشت. قطره‌چکان‌های نصب شده در داخل لوله‌های فرعی از نوع جبران‌کننده فشار و با آبدی ۴ لیتر در ساعت بود از مهمترین ویژگی فنی قطره‌چکان‌ها می‌توان سطح مقطع بزرگ جریان، مکانیزم خودشویندگی که امکان شستشوی قطره‌چکان در ابتدا و خلال هر آبیاری را فراهم می‌آورد، داشتن صافی در ورودی‌های قطره‌چکان و آبدی ثابت در محدوده‌ی فشار کاری ۴/۵-۰/۵ بار را نام برد. فاصله قطره‌چکان‌ها روی لوله یک متر بود. در جداول ۱ تا ۳ خصوصیات فیزیکی و کیفی خاک و آب آبیاری منطقه مورد مطالعه، ارائه شده است.

برای محاسبه حجم آب مصرفی، تبخیر و تعرق پتانسیل (ET_0) با استفاده از اطلاعات روزانه هواشناسی و با روش فائو پنمن-مانیت (۶) تعیین گردید. سپس با استفاده از ضریب گیاهی (K_c) برای زیتون در دوره‌های مختلف رشد برای منطقه اصفهان (۲۲)، میزان آب آبیاری بر اساس نیاز آبی گیاه محاسبه شد.

جدول ۱- خصوصیات فیزیکی خاک
Table 1. Physical properties of soil

عمق خاک Soil depth (cm)	بافت خاک Soil Texture	رس Clay (%)	شن Sand (%)	سیلت Silt (%)	رطوبت وزنی در ظرفیت زراعی FC (%)	رطوبت وزنی در نقطه پژمردگی دائم pw (%)
0-30	لوم شنی Sandy Loam	11	73	16	16.7	8.6
30-60	لوم سیلتی Silty Loam	7	79	14	27.8	6.7
60-90	لوم سیلتی شنی Sandy Silty Loam	21	65	14	23.7	14.3

جدول ۲- خصوصیات کیفی خاک
Table 2- Qualitative characteristics of soil

عمق خاک Soil depth (cm)	هدایت الکتریکی EC (dS/m)	اسیدیته pH	کربن آلی OC (%)	فسفر قابل جذب P	پتاسیم قابل جذب K	مس قابل جذب CU	روی قابل جذب Zn	منگنز قابل جذب Mn	آهن قابل جذب Fe
0-30	6	7.3	0.98	19	250	0.72	1.38	14.28	6.52
30-60	3.9	7.5	0.72	16.5	300	1.52	1.3	10.18	10

جدول ۳- خصوصیات کیفی آب
Table 3- Qualitative characteristics of water

کلسیم	منیزیم	سدیم	پتاسیم	کربنات	کلر	کربنات هیدروژن	سولفات	نسبت جذب سدیم SAR	اسیدیته pH	هدایت الکتریکی EC	مواد جامد محلول در آب TDS
Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^{+}	K^{+}	CO_3^{2-}	Cl^{-}	HCO_3^{-}	SO_4^{2-}			dS / m	Mg / l
5	4.2	4.6	-	0	3.6	2	7.8	2.14	7.5	1.3	830

ضریب تغییرات دبی قطره‌چکان (CV) نیز بر اساس رابطه‌های ۴ و ۵ محاسبه شد (۸):

$$CV = \frac{S_d}{q_{avg}} \quad (4)$$

$$S_d = \sqrt{\frac{q_1^2 + q_2^2 + \dots + q_n^2 - n q_a^2}{n-1}} \quad (5)$$

هر چه میزان تغییرات ساخت (CV) اندازه‌گیری شده برای یک قطره‌چکان کمتر باشد، آن قطره‌چکان از لحاظ ساخت از کیفیت بالاتری برخوردار بوده و نشان‌دهنده میزان دقت در حین مراحل تولید است.

طبقه‌بندی کیفی این شاخص برای انواع قطره‌چکانها در جدول ۴ ارائه شده است:

همزمان با اندازه‌گیری دبی قطره‌چکانها مقدار فشار ابتدای لوله نیمه اصلی موردنظر ثبت و فشار لوله‌های فرعی در ۴ نقطه: نقاط ابتدا، یک سوم از ابتدا، دو سوم از ابتدا و انتهای آن، به‌وسیله یک سر سرنگی (سوزن) و یک فشارسنج که با لوله اسپاگتی ۶ میلی‌متری به‌هم متصل می‌شدند، اندازه‌گیری شد.

اندازه‌گیری رطوبت

به‌منظور بررسی توزیع رطوبت در سامانه آبیاری، در ۳ نقطه‌ی ابتدا، وسط و انتهای یک لوله فرعی، ۳۶ ساعت پس از آبیاری مطابق با آن‌چه در شکل ۱ نشان داده شده نمونه‌برداری از خاک انجام و نمونه‌ها برای محاسبه درصد رطوبت خاک به آزمایشگاه انتقال داده شد.

یکنواختی پخش آب در مزرعه از رابطه ۱ محاسبه شد (۲۴):

$$EU (\%) = \frac{q_n}{q} \times 100 \quad (1)$$

در این رابطه EU: یکنواختی پخش برحسب درصد و q_n : متوسط دبی در یک چهارم قطره‌چکانها با پایین‌ترین دبی (لیتر بر ساعت)، می‌باشند. یکنواختی پخش (EU) پارامتری مؤثر بر بازده آبیاری است و سامانه‌هایی که یکنواختی پخش آن‌ها به‌ترتیب بیشتر از ۹۰ و کمتر از ۷۰ درصد باشد بازدهی آن‌ها به‌ترتیب عالی و ضعیف است (۴).

ضریب یکنواختی کریستیانسن از رابطه ۲ محاسبه شد (CU) (۱۵):

$$CU = 100 \times \left(1 - \frac{\sum |x|}{q_{avg} \times n}\right) \quad (2)$$

در این رابطه CU: ضریب برحسب درصد و x : انحراف هر کدام از مشاهدات از مقدار متوسط (q_{avg}) می‌باشند.

ضریب کریستیانسن (CU) نشان‌دهنده‌ی میزان یکنواختی توزیع آب در مزرعه از نظر کمی است. بدیهی است CU بیشتر دلیل بر توزیع یکنواخت‌تر آب و بهتر کار کردن سامانه است. معمولاً ضریب یکنواختی بیشتر از ۸۵ درصد نشان‌دهنده‌ی توزیع آب با یکنواختی خوب است (۴).

میانگین دبی قطره‌چکانها (q_{avg}) با استفاده از رابطه ۳ محاسبه شد (۸):

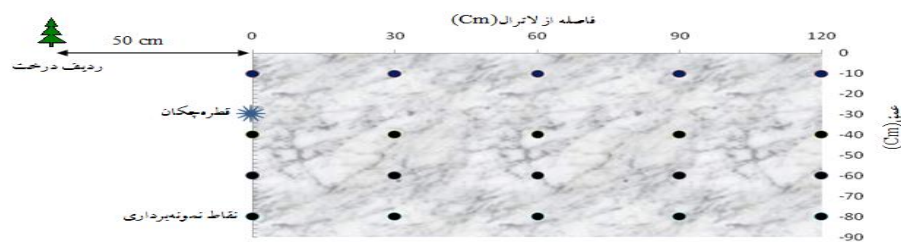
$$q_{avg} = \frac{\sum_{i=1}^n q_i}{n} \quad (3)$$

در این رابطه q_{avg} و q_i به‌ترتیب میانگین دبی قطره‌چکانها و دبی هر یک از قطره‌چکانها (لیتر در ساعت) و n تعداد قطره‌چکانها است.

جدول ۴- طبقه‌بندی قطره‌چکانها بر اساس ضریب تغییرات ساخت (CV) (۹)

Table 4- Emitters classifications based on the coefficient of manufacturing variation (CV) (9)

نوع قطره‌چکان	ضریب تغییرات ساخت (CV)	طبقه‌بندی
Kind of emitter	(CV)	Classification
نقطه‌ای Point	$CV \leq 0.05$	خوب Good
	$0.05 < CV \leq 0.10$	متوسط Medium
	$0.10 < CV \leq 0.15$	نسبتاً بد Rather bad
	$0.15 < CV$	غیرقابل قبول Unacceptable
خطی Linear	$CV \leq 0.1$	خوب Good
	$0.1 < CV \leq 0.2$	متوسط Medium
	$0.2 < CV$	نسبتاً بد Rather bad



شکل ۱- شمایی از نقاط نمونه‌برداری در پروفیل خاک

Figure 1- Schematics of sampling points in the soil profile

اندازه‌گیری شد (جمعاً ۴۸ درخت).

نتایج و بحث

همانطور که قبلاً اشاره شد، در بین درختان زیتون، درخت توت و درختچه گل‌محمدی قرار دارند، با توجه به تراکم سطحی که ریشه‌ی این درختان دارند، به داخل قطره‌چکان‌ها نفوذ کرده و بر دبی آن‌ها تأثیر گذاشته و در تمام لوله‌های فرعی مورد آزمایش درصدی از قطره‌چکان‌ها (حدود ۴ تا ۱۰ درصد) به کلی مسدود شده بود و هر ساله بر تعداد قطره‌چکان‌های مسدود اضافه می‌شد. طبق مشاهدات مجری، با توجه به این که گرفتگی قطره‌چکان‌ها بر اثر ریشه‌های درختان زیتون نبوده، بنابراین محاسبات پارامترهای ارزیابی یکبار برای حالت موجود و یکبار با حذف قطره‌چکان‌های مسدود انجام و مقادیر آن‌ها با توجه به منابعی که در قسمت مواد و روش به آن‌ها اشاره شد از لحاظ کیفی طبقه‌بندی شده‌اند. مقادیر فشار در نقاط مورد نظر هنگام اندازه‌گیری دبی قطره‌چکان‌ها در جدول ۵ ارائه شده است. با توجه به محدوده‌ی فشاری قطره‌چکان‌ها (که بنابر اعلام شرکت سازنده ۴/۵-۰/۵ بار است) و نیز فشار اندازه‌گیری شده لوله‌های فرعی مورد نظر در هنگام اندازه‌گیری دبی قطره‌چکان‌ها (جدول ۵)، نوسان دبی قطره‌چکان‌ها نمی‌تواند به دلیل فشار سامانه باشد و دلیل آن دخول ریشه به داخل آن‌ها (شکل ۲) و ضعف مدیریت سامانه فیلتراسیون و عدم شستشوی به موقع خطوط سامانه بود. به عنوان مثال با توجه به نتایج ارائه‌شده در جدول ۵ مشاهده می‌شود که در قطره‌چکان‌های واقع در انتهای لوله نیمه‌اصلی دبی قطره‌چکان‌ها به طور ناگهانی کاهش یافته است.

با توجه به این که دو طرف هر ردیف درخت، لوله فرعی نصب بود، برای اندازه‌گیری رطوبت ۳ پروفیل به طول ۱۲۰، به عرض ۸۰ و به عمق ۱۰۰ سانتیمتر حفر و به طریقی که در شکل ۱ نشان داده شده، از هر پروفیل ۴۰ نمونه استخراج شد.

حجم آب مصرفی و کارایی مصرف آب

این باغ حدود ۸ ماه در سال آبیاری می‌شود. در مدت اجرای آزمایش مدیریت آبیاری به عهده یک شرکت خدماتی بود. حجم آب آبیاری به‌صورت ماهانه از طریق یک کنتور حجمی ۵ اینچ (که قبلاً کالیبره شده) که بعد از سامانه کنترل مرکزی نصب شده بود، یادداشت‌برداری شد. دور آبیاری در ماه‌های اردیبهشت، خرداد، تیر و مرداد بین ۳ یا ۴ روز متغیر و در ۴ ماه دیگر حدوداً ۷ روز بود. در پایان هر سال زراعی، بر اساس عملکرد باغ و آب‌مصرفی اندازه‌گیری شده، کارایی مصرف آب (WUE) بر حسب (Kg/m^3) از رابطه (۶) محاسبه شد (۳۳):

$$WUE = \frac{\text{Yield}}{I} \quad (6)$$

در این رابطه، $Y =$ کل عملکرد محصول (کیلوگرم بر هکتار) و $I =$ کل آب مصرف‌شده (مترمکعب بر هکتار) است.

اندازه‌گیری صفات فیزیکی درخت و میوه

برای اندازه‌گیری پارامترهای رشد زیتون از هر کدام از لوله‌های انتخابی ۴ درخت علامت‌گذاری شد (جمعاً ۱۶ درخت) و عملکرد، ارتفاع، قطر تنه و سطح سایه‌انداز هر ساله اندازه‌گیری شد. برای اندازه‌گیری عملکرد درختان باغ علاوه بر ۱۶ درخت اشاره‌شده، ۳۲ درخت دیگر از دو لوله نیمه اصلی دیگر انتخاب و عملکرد آن‌ها



شکل ۲- نمونه‌ای از گرفتگی قطره‌چکان‌ها توسط ریشه درخت (توت و درختچه گل‌محمدی)

Figure 2- Examples of emitter clogging by tree roots (berry shrub rose)

شده نشان داده شده است. در جداول یادشده مقادیر ضریب تغییرات دبی (CV) بر اساس جدول ۴ به دو دسته غیرقابل قبول و ضعیف طبقه بندی شده و نشان می دهد مقادیر دبی اندازه گیری شده قطره چکان های هر کدام از لوله های فرعی انتخابی دارای نوسان بودند.

تحقیقات صورت گرفته توسط دیگر محققان نیز نوسانات و یکنواخت نبودن دبی قطره چکان ها را ناشی از عواملی همچون افت اصطکاک، گرفتگی قطره چکان ها در اثر ورود ذرات خاک و ریشه به داخل آن و یا رسوب املاح خاک دانستند (۱۳، ۱۷ و ۳۶). در جداول ۶ و ۷ مقادیر شاخص های اندازه گیری شده در سه سال آزمایش به ترتیب در شرایط وجود و عدم وجود قطره چکان های مسدود

جدول ۵- فشار نقاط مورد بررسی (برحسب بار)
Table 5- Pressure points examined (bar)

لوله های فرعی مورد نظر Laterals	نقاط اندازه گیری لوله های فرعی Lateral measurement points	فشار (بار) Pressure (bar)			درصد تغییرات فشار در امتداد لوله فرعی Percent change in pressure along the lateral		
		1390	1391	1392	1390	1391	1392
لوله فرعی ردیف اول First row lateral	ابتدا Beginning	2.8	2.5	2.3			
	یک سوم از ابتدا $\frac{1}{3}$ from the beginning	2.5	2.1	1.7			
	دو سوم از ابتدا				20	20	30
	$\frac{2}{3}$ from the beginning	2.5	2	1.7			
	انتهای End	2.2	2	1.6			
لوله فرعی ردیف پنجم Fifth row lateral	ابتدا Beginning	2.8	2.5	2.3			
	یک سوم از ابتدا $\frac{1}{3}$ from the beginning	2.4	2.1	2			
	دو سوم از ابتدا				21	28	21
	$\frac{2}{3}$ from the beginning	2.2	1.9	1.8			
	انتهای End	2.2	1.8	1.8			
لوله فرعی ردیف دهم Tenth row lateral	ابتدا Beginning	2.7	2.4	2.3			
	یک سوم از ابتدا $\frac{1}{3}$ from the beginning	2.5	2	1.7			
	دو سوم از ابتدا				22	21	30
	$\frac{2}{3}$ from the beginning	2.2	1.9	1.6			
	انتهای End	2.1	1.9	1.6			
لوله فرعی ردیف پانزدهم Fifteenrow lateral	ابتدا Beginning	2.7	2.3	2.3			
	یک سوم از ابتدا $\frac{1}{3}$ from the beginning	2.6	2.2	2			
	دو سوم از ابتدا				15	17	9
	$\frac{2}{3}$ from the beginning	2.4	2	2			
	انتهای End	2.3	1.9	2			

جدول ۶- پارامترهای اندازه‌گیری شده در کل ۴ لوله فرعی انتخابی و ارزیابی آن‌ها با قطره‌چکان‌های مسدود

Table 6- The parameters measured in total 4 selective laterals and their evaluation with clogged emitters

سال Year	مکان لوله فرعی Place of lateral	میانگین دبی (lit/s)	درصد ضریب تغییرات دبی (CV)	ارزیابی Evaluation	ضریب یکنواختی (CU)	ارزیابی Evaluation	یکنواختی پخش (EU)	ارزیابی Evaluation
1390	ابتدای لوله نیمه‌اصلی Beginning manifold	4	17	غیرقابل قبول Unacceptable	77	نسبتاً خوب Fairly good	70	نسبتاً خوب Fairly good
	یک سوم از ابتدای لوله نیمه‌اصلی $\frac{1}{3}$ from the beginning manifold	4	15	ضعیف Weak	80	خوب Good	74	نسبتاً خوب Fairly good
	دو سوم از ابتدای لوله نیمه‌اصلی $\frac{2}{3}$ from the Beginning manifold	4.1	13	ضعیف Weak	89	خوب Good	82	خوب Good
	انتهای لوله نیمه‌اصلی End manifold	3.7	15	ضعیف Weak	76	نسبتاً خوب Fairly good	73	نسبتاً خوب Fairly good
	میانگین Average	3.9	15	ضعیف	80	خوب Good	74.5	نسبتاً خوب Fairly good
1391	ابتدای لوله نیمه‌اصلی Beginning manifold	4.2	18	غیرقابل قبول Unacceptable	75	نسبتاً خوب Fairly good	68	ضعیف Weak
	یک سوم از ابتدای لوله نیمه‌اصلی $\frac{1}{3}$ from the beginning manifold	4.1	16	غیرقابل قبول Unacceptable	82	خوب Good	77	نسبتاً خوب Fairly good
	دو سوم از ابتدای لوله نیمه‌اصلی $\frac{2}{3}$ from the Beginning manifold	3.9	16	غیرقابل قبول Unacceptable	79	خوب Good	73	نسبتاً خوب Fairly good
	انتهای لوله نیمه‌اصلی End manifold	3.6	17	غیرقابل قبول Unacceptable	76	نسبتاً خوب Fairly good	70	نسبتاً خوب Fairly good
	میانگین Average	3.9	16.7	غیرقابل قبول	78	نسبتاً خوب Fairly good	72	نسبتاً خوب Fairly good
1392	ابتدای لوله نیمه‌اصلی Beginning manifold	3.8	19	غیرقابل قبول Unacceptable	72	نسبتاً خوب Fairly good	65	ضعیف Weak
	یک سوم از ابتدای لوله نیمه‌اصلی $\frac{1}{3}$ from the beginning manifold	3.9	16	غیرقابل قبول Unacceptable	80	خوب Good	74	نسبتاً خوب Fairly good
	دو سوم از ابتدای لوله نیمه‌اصلی $\frac{2}{3}$ from the Beginning manifold	3.9	17	غیرقابل قبول Unacceptable	80	خوب Good	71	نسبتاً خوب Fairly good
	انتهای لوله نیمه‌اصلی End manifold	3.1	18	غیرقابل قبول Unacceptable	73	نسبتاً خوب Fairly good	66	ضعیف Weak
	میانگین Average	3.7	17.5	غیرقابل قبول Unacceptable	76	نسبتاً خوب Fairly good	69	ضعیف Weak

توزیع رطوبت در خاک پس از آبیاری در سامانه مورد آزمایش

در شکل ۶ مقادیر رطوبت در عمق‌ها و فواصل مختلف از لوله فرعی به ترتیب مربوط به سال‌های اول، دوم و سوم ارائه شده است. با توجه به شکل مشاهده می‌شود که رطوبت خاک تا عمق تقریباً ۹۰ سانتی‌متری ادامه داشته و بیشترین تجمع رطوبت در لایه‌های عمیق‌تر از ۶۰ سانتی‌متر بوده است که دلیل آن را می‌توان به سبک‌تر بودن بافت خاک در لایه بالایی (تا عمق ۶۰ سانتی‌متر) نسبت به لایه پایینی (۷ درصد رس در مقابل ۲۱ درصد رس) ربط داد. همچنین تغییرات رطوبت تا فاصله‌ی حدوداً ۷۰ سانتی‌متری از لوله فرعی در اعماق مختلف تقریباً یکسان است (خطوط هم رطوبت موازی یکدیگرند) ولی از این نقطه به بعد رطوبت کاهش می‌یابد، تأثیر شعاع رطوبتی تا فاصله ۶۰ تا ۷۰ سانتی‌متری از قطره‌چکان (۹۰ تا ۱۰۰ سانتی‌متر از تنه‌ی درخت) است. این محدوده ناشی از بافت خاک و آبدهی قطره‌چکان و مدیریت آبیاری (میزان آب ورودی به خاک در هر نوبت آبیاری) است. بنابراین قطره‌چکان‌ها رطوبت مطلوبی برای منطقه فعال ریشه فراهم کرده‌اند. نتایج نشان می‌دهد که با توجه به این که در این باغ لوله‌های فرعی در عمق ۳۰ سانتی‌متری از سطح خاک کار گذاشته شده‌اند، انتظار می‌رود که پس از گذشت ۳۶ ساعت از زمان آبیاری، رطوبت در سطح خاک کم‌تر از آنچه در شکل‌های یادشده (شکل ۶) نشان داده شده، باشد اما این طور نشان نمی‌دهد و دلیل این اتفاق جابجا شدن و بالا آمدن لوله فرعی از عمق ۳۰ سانتی‌متری (عمق اجرا) به عمق ۱۵ سانتی‌متری در طول ۳ سال آزمایش بوده است که باعث شده تجمع رطوبت زیاد در اطراف قطره‌چکان‌ها مانع خشکیدن سطح خاک شود. به همین منظور در شکل‌های یادشده محل قطره‌چکان در ۱۵ سانتی‌متری سطح زمین نشان داده شده است.

صفات فیزیکی درخت

نتایج حاصل از مقادیر میانگین صفات اندازه‌گیری شده ارتفاع، قطر تنه، محیط سایه‌انداز و سطح سایه‌انداز در ۱۶ درخت انتخابی طی سه سال از اجرای پژوهش نشان می‌دهد رشد رویشی درختان زیتون تحت استفاده از سامانه آبیاری قطره‌ای زیرسطحی بیشتر شده است (جدول ۹). میزان افزایش هر کدام از این پارامترهای ارتفاع، قطر تنه، محیط و سطح سایه‌انداز درختان در سال سوم نسبت به سال اول پژوهش به ترتیب برابر با ۳۴، ۵۷، ۲۴/۵ و ۵۴ درصد بود (جدول ۱۰). در پژوهش حاضر درصد افزایش ارتفاع و قطر درخت در سال هفتم رشد نسبت به سال ششم به ترتیب ۱۷ و ۲۲ درصد بوده است.

دلیل اصلی بالا بودن ضریب تغییرات دبی (۱۷/۵٪) را می‌توان بد عمل کردن قطره‌چکان‌ها دانست. این امر با مقدار میانگین دبی قطره‌چکان‌ها که کمتر از دبی اسمی (۴ لیتر در ساعت) به دست آمده است مورد تأیید است. نتایج به دست آمده از بالا بودن ضریب تغییرات دبی در این پژوهش با نتایج به دست آمده در پژوهش دیگر محققان همخوانی دارد (۱۳ و ۳۶). ضریب تغییرات دبی برای ارزیابی قطره‌چکان‌های نو کاربرد دارد ولی از آن جا که این پروژه پس از ۵ سال از اجرای سامانه انجام شده و دبی قطره‌چکان‌ها در این آزمایش اندازه‌گیری شده است از این پارامتر به عنوان یکی از پارامترهای ارزیابی استفاده شده است. میانگین دبی قطره‌چکان‌ها در لوله‌های فرعی مورد نظر در هر شرایط به دبی اسمی (۴ لیتر بر ساعت) آن نزدیک و تغییرات حدود ۵ تا ۷ درصد بود.

با در نظر گرفتن قطره‌چکان‌های مسدود در محاسبات، میانگین مقادیر ضریب یکنواختی (CU) در ۴ لوله‌ی فرعی انتخابی در سال‌های اول، دوم و سوم به ترتیب ۸۰، ۷۸ و ۷۶ درصد بود که به گروه‌های خوب، نسبتاً خوب و نسبتاً خوب طبقه‌بندی شده و قابل قبول است. در شرایط مشابه میانگین مقادیر یکنواختی‌پخش (EU) در ۴ لوله فرعی انتخابی در سه سال آزمایش به ترتیب ۷۴/۵، ۷۲ و ۶۹ درصد شده که متعلق به گروه‌های نسبتاً خوب، نسبتاً خوب و ضعیف می‌باشند (جدول ۶). هنگامی که قطره‌چکان‌های مسدود شده از محاسبات حذف شدند میانگین مقادیر ضریب یکنواختی (CU) تا ۶ درصد اضافه و به ترتیب سال‌های انجام آزمایش به ۸۳/۵، ۸۶/۵ و ۷۸ درصد افزایش یافتند که هر سه متعلق به گروه خوب بودند و قابل قبول می‌باشند (جدول ۷).

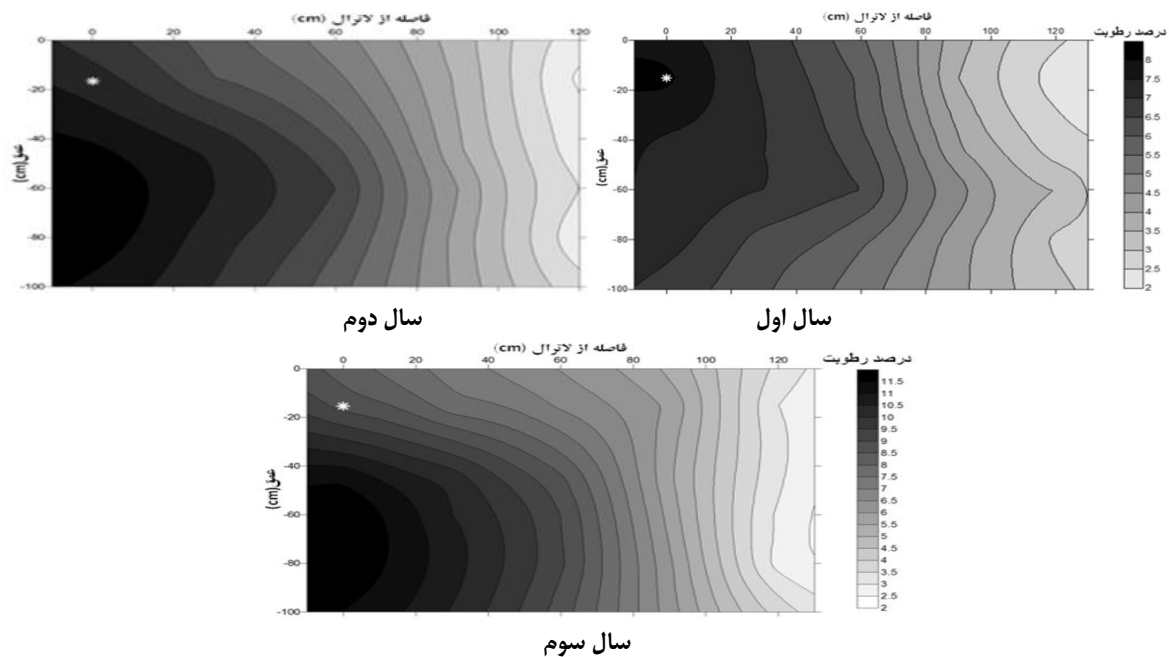
در شرایط مشابه میانگین مقادیر یکنواختی‌پخش (EU) در لوله‌های فرعی انتخابی در سه سال آزمایش تا ۵ درصد اضافه و به ترتیب ۸۰، ۷۶ و ۷۱ درصد افزایش یافتند که به ترتیب متعلق به گروه خوب، نسبتاً خوب و نسبتاً خوب می‌باشند. نتایج پژوهش نشان می‌دهد که درصد مقادیر میانگین پارامترهای اندازه‌گیری شده در طی سه سال اندازه‌گیری (۹۰، ۹۱ و ۹۲)، نسبت به شرایط عدم وجود قطره‌چکان‌های مسدود، کاهش یافت که دلیل آن گرفتگی قطره‌چکان‌ها در اثر ورود ریشه‌های توت و گل محمدی، عدم تزریق ماده‌ی تریفیورالینا (Trituralina) و عدم مدیریت آبیاری خطوط می‌باشد (جدول ۸). در تحقیقی مشابه، پارامترهای یکنواختی پخش و ضریب یکنواختی به ترتیب ۶۳/۳ و ۷۳/۷ محاسبه شده و مهم‌ترین عامل پایین بودن یکنواختی سامانه‌ی قطره‌ای زیرسطحی را قطره‌چکان‌های مسدود شده دانستند (۳). نتایج پژوهش ارائه‌شده نشان می‌دهد با مدیریت بهره‌برداری مناسب از سامانه آبیاری قطره‌ای زیرسطحی می‌توان به مقادیر یکنواختی پخش قابل قبولی دست یافت.

جدول ۷- پارامترهای اندازه‌گیری شده در کل چهار لوله فرعی انتخابی و ارزیابی آن‌ها با حذف قطره‌چکان‌های مسدود
Table 7- The parameters measured in total 4 selective laterals and their evaluation by removing clogged emitters

سال Year	مکان لوله فرعی Place of lateral	میانگین دبی (l/s)	درصد ضریب تغییرات دبی (CV)	ارزیابی Evaluation	ضریب یکنواختی (CU)	ارزیابی Evaluation	یکنواختی پخش (EU)	ارزیابی Evaluation
1390	ابتدای لوله نیمه‌اصلی Beginning manifold	4.2	13	ضعیف Weak	89	خوب Good	83	خوب Good
	یک سوم از ابتدای لوله نیمه‌اصلی $\frac{1}{3}$ from the beginning manifold	4.1	13	ضعیف Weak	90	خوب Good	83	خوب Good
	دو سوم از ابتدای لوله نیمه‌اصلی $\frac{2}{3}$ from the Beginning manifold	4.2	13	ضعیف Weak	89	عالی	82	خوب Good
	انتهای لوله نیمه‌اصلی End manifold	4	17	غیرقابل قبول Unacceptable	79	خوب Good	71	نسبتاً خوب Fairly good
	میانگین Average	4.1	14	ضعیف Weak	86.5	خوب Good	80	خوب Good
1391	ابتدای لوله نیمه‌اصلی Beginning manifold	4.4	17	غیرقابل قبول Unacceptable	79	خوب Good	71	نسبتاً خوب Fairly good
	یک سوم از ابتدای لوله نیمه‌اصلی $\frac{1}{3}$ from the beginning manifold	4.3	13	ضعیف Weak	90	خوب Good	83	خوب Good
	دو سوم از ابتدای لوله نیمه‌اصلی $\frac{2}{3}$ from the Beginning manifold	4	15	ضعیف Weak	84	خوب Good	77	نسبتاً خوب Fairly good
	انتهای لوله نیمه‌اصلی End manifold	4.1	16	غیرقابل قبول Unacceptable	82	خوب Good	74	نسبتاً خوب Fairly good
	میانگین Average	4.2	15	ضعیف Weak	83.5	خوب Good	76	نسبتاً خوب Fairly good
1392	ابتدای لوله نیمه‌اصلی Beginning manifold	4.1	15	ضعیف Weak	85	خوب Good	77.6	نسبتاً خوب Fairly good
	یک سوم از ابتدای لوله نیمه‌اصلی $\frac{1}{3}$ from the beginning manifold	4	14	ضعیف Weak	86	خوب Good	79	نسبتاً خوب Fairly good
	دو سوم از ابتدای لوله نیمه اصلی $\frac{2}{3}$ from the Beginning manifold	4	17	غیرقابل قبول Unacceptable	79	خوب Good	71	نسبتاً خوب Fairly good
	انتهای لوله نیمه‌اصلی End manifold	3.3	23	غیرقابل قبول Unacceptable	62	نسبتاً خوب Fairly good	55	ضعیف
	میانگین Average	3.8	17	غیرقابل قبول Unacceptable	78	خوب Good	71	نسبتاً خوب Fairly good

جدول ۸- مقایسه میانگین پارامترهای اندازه‌گیری شده در لوله‌های انتخابی در سه سال آزمایش با حذف قطره‌چکان‌های مسدود
Table 8- Comparison of measurement parameters in Selected laterals in three years of experiment by removing clogged emitters

پارامترهای اندازه‌گیری شده Measured parameters	سال آزمایش Year of experiment			نسبت درصد کاهش Reduction percentage		
	اول First	دوم Second	سوم Third	سال دوم به اول Second year to the first	سال سوم به دوم Third year to second	سال سوم به اول Third year first
	First	Second	Third	Second year to the first	Third year to second	Third year first
درصد ضریب تغییرات دبی (CV)	14	15	17	7	13	21
درصد ضریب یکنواختی (CU)	86.5	83.5	78	3.5	6.6	9.8
درصد یکنواختی پخش (EU)	80	76	71	5	6.5	11



شکل ۶- رطوبت خاک در فواصل و اعماق مختلف مربوط به سال‌های اول تا سوم

Figure 6. Soil moisture at different distances and depths from the first to third year

برای هر هکتار طی این سه سال به ترتیب ۴۹۱۴، ۵۴۰۰ و ۶۹۲۵ متر مکعب بود، که به این مقدار باید میزان بارش سالانه منطقه طرح طی این سه سال (۶۲، ۱۹۱ و ۱۸۰ میلی‌متر) اضافه شود. در شکل ۲ عمق آب مصرفی در ماه‌های مختلف در سه سال اجرای پژوهش نشان داده شده است. میزان تبخیر-تعرق برآورد شده بر اساس روش پنمن-مانیت فائو برای منطقه مورد پژوهش در یک دوره ۳۶۵ روزه برابر با ۱۴۷۳ میلی‌متر محاسبه شد (۲۲)، که با احتساب آمار بارندگی، درصد پوشش (۷۵ درصد) و ضرایب گیاهی ماهانه زیتون (K_c) نیاز آبیاری زیتون ۵۶۳۲ متر مکعب در هکتار در سال به‌دست آمد که با در نظر گرفتن راندمان سامانه آبیاری قطره‌ای زیرسطحی برابر با ۹۰ درصد مقدار فوق به ۶۲۵۷ متر مکعب در هکتار می‌رسد. مقادیر آب کاربردی توسط آبیاری باغ طی سه سال پژوهش، با مقدار ارائه شده توسط موسسه خاک و آب حدود ۱۰ تا ۱۵ درصد تفاوت داشت.

این نتایج بیانگر این مطلب است که در مناطقی با آب و هوای گرم و خشک، آبیاری قطره‌ای به طور عمده با کاهش میزان تلفات رواناب، تبخیر و تبخیر-تعرق بهبود یافته و با استفاده از سامانه‌های آبیاری قطره‌ای، آب و مواد مغذی را می‌توان به طور مستقیم به سطح ریشه محصول اعمال کرد و تأثیر مثبتی را بر عملکرد محصول و صرفه‌جویی آب و افزایش عملکرد آبیاری به همراه داشته باشد (۲۸). تحقیقات مشابهی نیز تأثیر سامانه آبیاری قطره‌ای زیرسطحی (SDI) را در افزایش قابل توجه عملکرد و کیفیت میوه در باغات مرکبات گزارش کرده‌اند (۱۹). همچنین سازگاری بیشتر گیاه زیتون در هنگام استفاده از سامانه آبیاری قطره‌ای زیرسطحی و افزایش ۱۷۴ درصدی مقدار محصول زیتون نسبت به شرایط دیم نیز توسط دیگر محققان نیز گزارش شده است (۲۳).

آب مصرفی، عملکرد و کارایی مصرف آب

بر اساس داده‌های برداشتی از کنتور ۵ اینچ مقدار آب کاربردی

جدول ۹- صفات فیزیکی اندازه‌گیری شده درخت طی سه سال آزمایش
Table 9- Physical properties measured of tree over three years of experiment

موقعیت ردیف درخت نسبت به لوله نیمه‌اصلی Tree row position relative to the manifold	درخت انتخابی روی ردیف Selected tree on the row	ارتفاع درخت Tree height (cm)			قطر تنه Trunk diameter (cm)			محیط سایه‌انداز Shadow environment (m)			سطح سایه‌انداز Shadow surface (m ²)		
		1390	1391	1392	1390	1391	1392	1390	1391	1392	1390	1391	1392
ابتدا Beginning	اول First	260	300	357	8.6	8.9	10.5	6.6	7.26	8.2	3.5	4.2	5.4
	هفتم Seventh	230	280	340	6	7.9	10.2	5	5.3	6.1	2	2.3	2.96
	سیزدهم Thirteenth	305	350	375	6	8.6	10.5	5.6	6.4	7.6	2.5	3.1	4.6
	نوزدهم Nineteenth	260	320	360	7	8.9	9.9	5.6	5.9	6.3	2.5	2.8	3.16
میانگین Average		264	313	358	6.9	8.6	10.3	5.7	6.9	7	2.6	3.1	4
یک سوم از ابتدا $\frac{1}{3}$ from the beginning	اول First	205	270	290	5.4	7.6	9.5	5.4	6	7	2.3	2.8	3.9
	هفتم Seventh	240	280	310	6.7	9.3	11.1	6.3	6.6	7.5	3.1	3.5	4.48
	سیزدهم Thirteenth	230	320	330	6.6	9.5	12.1	5.7	6.4	7.3	2.5	3.1	4.36
	نوزدهم Nineteenth	200	260	300	4.3	5.7	7	4	4.3	5	1.3	1.5	1.99
میانگین Average		219	283	308	5.8	8	10	5.4	5.8	6.7	2.3	2.7	3.7
دو سوم از ابتدا $\frac{2}{3}$ from the Beginning	اول First	260	320	360	7.3	10.2	11.8	6.2	6.5	7.8	3.1	3.5	4.97
	هفتم Seventh	260	300	340	6.7	8.6	10.5	6.1	6.6	8	2.8	3.5	5.1
	سیزدهم Thirteenth	240	285	330	6.5	7.9	10.2	6.1	6.5	7.7	2.8	3.5	4.72
	نوزدهم Nineteenth	304	340	365	6.2	7.9	9.5	6	6.4	7.1	2.8	3.1	4
میانگین Average		266	311	349	6.6	8.6	10.5	6.1	6.5	8	2.9	3.4	4.7
انتها End	اول First	255	260	285	5.4	6.2	7.6	5.5	6	7.3	2.5	2.9	4.24
	هفتم Seventh	220	275	320	5.6	7	8.3	5.8	6.1	7	2.5	2.8	3.9
	سیزدهم Thirteenth	240	260	310	7	7.9	10.8	6.2	6.3	7.3	3.1	3.1	4.24
	نوزدهم Nineteenth	201	220	280	5.1	6.8	8.3	4.9	4.9	5.5	2	2	2.41
میانگین Average		229	254	299	5.8	7	8.8	5.6	5.8	6.8	2.5	2.7	3.7

جدول ۱۰- مقایسه میانگین پارامترهای فیزیکی اندازه‌گیری شده و تغییرات آن‌ها در سه سال آزمایش

Table 10- Comparison of the average physical parameters measured and their changes in the three years of the experiment

پارامترهای اندازه‌گیری شده Measured parameters	سال آزمایش Year of experiment			درصد تغییرات Percentage changes		
	اول First	دوم Second	سوم Third	سال دوم به اول Second year to the first	سال سوم به دوم Third year to second	سال سوم به اول Third year to first
ارتفاع درخت Tree height (cm)	245	290	329	+15.5	+13.5	+34
قطر تنه Trunk diameter (cm)	6.3	8.1	9.9	+28.5	+22	+57
محیط سایه‌انداز Shadow environment (m)	5.7	6.1	7.1	+7	+16	+24.5
سطح سایه‌انداز Shadow surface (m ²)	2.6	3	4	+15	+33	+54

پژوهش‌های دیگر محققان نیز به اثبات رسیده است (۲۳). با استفاده از رابطه ۶ کارایی مصرف آب به ترتیب در سه سال انجام پژوهش برابر با ۰/۴۵، ۰/۳۶ و ۰/۴ کیلوگرم به ازای هر متر مکعب آب به‌دست آمد (در سه سال اجرای پژوهش سن درختان باغ به‌ترتیب ۵، ۶ و ۷ ساله بودند). در پژوهش‌های مختلفی که در نقاط مختلف جهان و تحت سامانه‌های مختلف آبیاری می‌شدند میزان کارایی مصرف آب زیتون در مقادیر مختلفی گزارش شد. کارایی مصرف آب زیتون در شرایط آبیاری بارانی میکرو، ۱/۳۸ کیلوگرم بر متر مکعب گزارش شده است (۳۰). کارایی مصرف آب درختان ۴۵ ساله زیتون در منطقه آراگون اسپانیا که به‌وسیله سامانه آبیاری قطره‌ای سطحی آبیاری می‌شدند برابر با ۲ کیلوگرم بر متر مکعب گزارش شد (۲۰). در گزارش دیگری در اسرائیل، میزان کارایی مصرف آب برای باغ ۷ ساله زیتون هنگام استفاده از آبیاری قطره‌ای زیرسطحی ۱/۳ کیلوگرم بر متر مکعب به‌دست آمده است (۷).

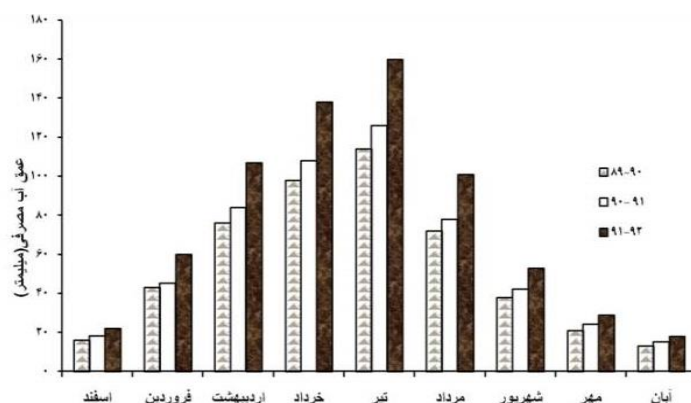
نتیجه‌گیری

در این پژوهش بین درختان زیتون بعضاً گیاهان توت و گل محمدی کشت شده بود و بر اساس مشاهده مجری، ورود ریشه‌های آن‌ها باعث گرفتگی قطره‌چکان‌ها شده بود (علت آن: سطحی و متراکم بودن ریشه گیاهان یادشده). بنابراین شاخص‌های ارزیابی یک‌بار با قطره‌چکان‌های مسدود و یک‌بار با حذف قطره‌چکان‌های مسدود انجام شد. بر طبق بررسی‌های انجام‌شده با در نظر گرفتن قطره‌چکان‌های مسدود مقادیر میانگین سه‌ساله پارامترهای یکنواختی‌پخش (EU)، ضریب‌یکنواختی (CU) و ضریب تغییرات دبی قطره‌چکان (CV) با توجه به طبقه‌بندی ASAE (۹) به‌ترتیب نسبتاً خوب، نسبتاً خوب و غیرقابل قبول بود.

مقدار آب مورد نیاز سالانه زیتون در منطقه مدیترانه ۸۰۰۰ تا ۱۰۰۰۰ متر مکعب در هکتار برای زیتون کنسروی و ۴۰۰۰ تا ۶۰۰۰ مترمکعب در هکتار برای زیتون روغنی گزارش شده که از این مقدار حدود ۵۰۰۰ متر مکعب آن از طریق بارندگی در طول زمستان تأمین می‌شود (۲۷). در گزارش دیگری فرناندز مقدار آب آبیاری سالانه زیتون را در منطقه مدیترانه ۴۱۳۳ متر مکعب در هکتار اعلام نموده که به این مقدار باید میزان بارندگی منطقه (حداقل ۵۰۰ میلی‌متر) را اضافه کرد (۲۳). در حلب سوریه، میزان کل آب آبیاری درختان بالغ زیتون را با استفاده از سامانه آبیاری قطره‌ای، ۳۲۲۰ مترمکعب در هکتار گزارش کردند که بارندگی منطقه مورد نظر در فصل آبیاری ۳۳۵ میلی‌متر بوده است (۲۱).

نتایج حاصل از اندازه‌گیری عملکرد زیتون طی سه سال پژوهش نشان داد که عملکرد درختان زیتون به‌ترتیب برابر با ۲/۲۲، ۱/۹۲ و ۲/۸ تن در هکتار بود که این میزان عملکرد در سال سوم از اجرای پژوهش نسبت به سال اول روندی افزایشی را در پی داشت و بیانگر کارایی سامانه آبیاری قطره‌ای زیرسطحی در افزایش عملکرد باغات زیتون است. استفاده از سامانه آبیاری قطره‌ای زیرسطحی مزایای بسیاری را برای تولید محصول ارائه می‌دهد که از جمله این مزایا می‌توان به شستشوی مقادیر کمتری از مواد مغذی در مقایسه با سامانه آبیاری قطره‌ای سطحی، عملکرد بالاتر محصول، سطح خاک خشک برای بهبود کنترل علف‌های هرز و سلامتی محصول و توانایی کاربرد آب و مواد مغذی به فعال‌ترین بخش منطقه ریشه اشاره کرد (۲، ۱۱، ۱۸ و ۲۶).

بالاتر بودن مقدار عملکرد زیتون تحت سامانه آبیاری قطره‌ای زیرسطحی نسبت به دیگر سامانه‌های آبیاری قطره‌ای و یا دیم در



شکل ۷- عمق آب مصرفی در ماه‌های مختلف در مدت سه سال
Figure 7- Water consumption depth in different months over three years

شده بود و می‌توان گفت رشد رویشی درختان زیتون تحت روش سامانه آبیاری قطره‌ای زیرسطحی مناسب بوده است. میانگین کارایی مصرف آب زیتون در طول سه سال آزمایش تقریباً 0.4 کیلوگرم به ازای هر مترمکعب آب به‌دست آمد. این مقدار با توجه به این‌که درختان جوان بودند در سال‌های آتی می‌تواند تحت شرایط مدیریتی خوب افزایش یابد. شاخص‌های ارزیابی نشان داد که نواقص مشاهده‌شده در طرح ناشی از سه عامل اصلی طراحی، اجرا و بهره‌برداری نادرست در این سیستم است.

پارامترهای فوق با حذف قطره‌چکان‌های مسدود به‌ترتیب در طبقه‌بندی خوب، نسبتاً خوب و ضعیف قرار گرفتند. کاهش مقادیر پارامترهای موردنظر در طی سه سال آزمایش به دلیل گرفتگی تدریجی قطره‌چکان‌ها در اثر ورود ریشه‌های توت و گل محمدی، عدم شستشوی مناسب و به‌موقع خطوط سامانه بود. صفات فیزیکی اندازه‌گیری شده درختان طی سه سال آزمایش نشان داد مقادیر میانگین ارتفاع، قطر تنه، محیط و سطح سایه‌انداز درختان در سال سوم نسبت به سال اول، به‌ترتیب 34 ، 57 ، $24/5$ و 54 درصد بیشتر

منابع

- 1- Acar B., Topak R., and Direk M. 2010. Impacts of pressurized irrigation technologies on efficient water resources uses in semi-arid climate of konya basin of Turkey. International Journal of Sustainable Water and Environmental Systems 1(1):1-4.
- 2- Albasha R., Dejean C., Mailhol J.C., Weber J., Weber J., Bollègue C., and Lopez J.M. 2015. Performances of subsurface drip irrigation for maize under mediterranean and temperate oceanic climate conditions. 26th Euro-mediterranean Regional Conference and Workshops. 12-15 October 2015, Montpellier, France.
- 3- Al-Ghobari HM. 2007. Field evaluation of drip irrigation systems in Saudi Arabia, Pp.500-510. In: Water Resources Management IV, Brebbia CA, Wessex Institute of Technology, UK and AG Kungolos, University of Thessaly, Greece.
- 4- Alizadeh A. 1997. The principles and operation of drip irrigation, Imam Reza University, Mashhad, p. 450. (In Persian)
- 5- Al-jamal M.S., Ball S., and Sammis T.W. 2001. Comparison of Sprinkler, trickle and furrow irrigation efficiencies for onion production. Journal of Agricultural Water Management 46(3): 253-266.
- 6- Allen R.G., Pereira L.S., Raes D., and Smith M. 1998. Crop evapotranspiration: guidelines for computing crop water requirements. FAO Irrigation and Drainage. No, 56. FAO, Rome, 300.
- 7- Anonymous. 2014. Nutritional recommendations for olive. Retrieved January 16, 2014.
- 8- ASAE EP-458. 1990. Field evaluation of micro irrigation systems. American Society of Association Executives standard. 126 p.
- 9- ASAE standards, 43rd ed. 1996. EP458. Field Evaluation of Microirrigation Systems. St. Joseph, Mich. American Society of Association Executives: 756-761.
- 10- ASAE. 1985: Design, Installation and Performance of Trickle Irrigation Systems. Agricultural Engineers Yearbook, Standards of ASAE, American Society of Agricultural Engineers, St. Joseph, 519-522.
- 11- Badr M.A., Hussein S.A., El-Tohamy W.A., and Gruda N. 2010. Efficiency of subsurface drip irrigation for potato production under different dry stress conditions. Gesunde Pflanzen 62(2): 63-70.

- 12- Bagheri R., Hesam M., Kiani A., and Hezarjaribi A. 2014. Determination of Efficiency of Subsurface Drip Irrigation System (Case Study: Peach and Citrus Gardens in Kordkuyeh County). Iranian Journal of Water Research 10(1): 69-76. (In Persian)
- 13- Bagheri R., Hesam M., Kiani A., and Hezarjaribi A. 2014. Technical Evaluation of the Hydraulic Performance of Subsurface Drip Irrigation system. Iranian Journal of Irrigation and Drainage, 8 (2): 413-422. (in Persian)
- 14- Camp C.R., Sadler E.J., and Busscher W.J. 1997. A comparison of uniformity measure for drip irrigation systems. Transactions of the American Society of Association Executives 40: 1013- 1020.
- 15- Christiansen J.E. 1942. Standards. 43rd Ed. American Society. Of Agricultural and Biological Engineers. St. Joseph, MI 864 pp.
- 16- Ebrahimi H. 2006. Sis and Evaluation of Simplified Irrigation Systems in Khorasan. Journal of Agricultural Sciences 12(3): 577-589. (In Persian)
- 17- Ebrahimpour M. 2011. Technical evaluation and evaluation of drip irrigation systems implemented in Kurdistan province. Master thesis, Faculty of Agriculture, Kurdistan University. 150 p. (In Persian)
- 18- Enciso J., Jifon J., Anciso J., and Ribera L. 2015. Productivity of onions using subsurface drip irrigation versus furrow irrigation systems with an internet based irrigation scheduling program. International Journal of Agronomy 3: 1-6.
- 19- Esmail G.E., Merwad M.A., Mostafa E.A., and Saleh M.M. 2016. The beneficial effect of subsurface drip irrigation system on yield, fruit quality and leaf mineral content of Valencia orange trees. International Journal of ChemTech Research 9(8):70-76.
- 20- Faci JM., Berenguer MJ., Espada JL., and Gracia S. 2002. Effect of variable water irrigation supply in olive (*Olea europaea* L.) cv. Arbequina in Aragon (Spain). II. Extra Virgin oil quality parameters. Journal of Acta Horticultural 586: 649-652.
- 21- Fadi K. 2011. Program for the Development and Dissemination of Sustainable Irrigation Management in Olive Growing (IRRIGAOLIVO) (CFC/IOOC/06), Annual Report (January-December 2011), ICARDA.
- 22- Farshi A.A., Shariati M.H., Jarollahi R., Ghaemi M.H., Shabifar M., and Tolaei MM. 1997. Estimated water requirement major plants agricultural and horticultural of country. Soil and Water Research Institute, Publication of Agriculture Education in Karaj, 394p. (in Persian)
- 23- Fernandez J.R. 2006. Irrigation management in olive. In: Proceedings of the 2nd International Seminar Olive Bioteq., 5- 10 November 2006. Marsala- Mazara dell Vallo. Italy, seminars and invited lectures, 295- 305.
- 24- Keller J., and Karmeli D. 1974. Trickle irrigation design parameters. Transaction of the ASAE 17(4): 678-684.
- 25- Kouhi N., and DehghaniSanij H. 2012. Evaluation of exploitation management in implemented systems of subsurface irrigation in pistachio gardens in Kerman province. Proceedings of the Fourth National Seminar on Sustainable Development of Pressure Irrigation Methods. Karaj Agricultural Engineering Research Institute. Oct. 5, p 1351. (In Persian)
- 26- Lamm F.R. 2016. Cotton, tomato, corn, and onion production with subsurface drip irrigation: A review. Transactions of the American Society of Agricultural and Biological Engineers 59(1):263-278.
- 27- NaanDanJain Irrigation (C.S.) Ltd. 2010. Low-Volume Irrigation of Olive Orchards. Post Naan 76829, Israel.
- 28- Nagaz K., Masmoudi M.M., and Mechlia N.B. 2012. Effects of deficit drip-irrigation scheduling regimes with saline water on pepper yield, water productivity and soil salinity under arid conditions of Tunisia. Journal of Agriculture and Environment for International Development (JAEID) 106(2): 85-103.
- 29- Noshadi M., and Ghaemi A.A. 2013. Technical and Hydraulic Investigation of Drip Irrigation Systems in Fars Province. Iranian Journal of Irrigation and Drainage 6(4): 254-26. (In Persian)
- 30- Nuberg IK and Yunusa I. 2003. Olive water use and yield: monitoring the relationship. RIRDC Publication No.03/048 September 2003. 46p.
- 31- Ortega J.F., Tarjuelo J.M., and De-Juan J.A. 2002. Evaluation of irrigation performance in localized irrigation systems of semi-arid regions (Castilla-La Mancha, Spain).
- 32- Palacios-Díaz M.P., Mendoza-Grimón V., Fernández-Vera J.R., Rodríguez-Rodríguez F., Tejedor-Junco M.T., and Hernández-Moreno J.M. 2009. Subsurface drip irrigation and reclaimed water quality effects on phosphorus and salinity distribution and forage production. Journal of Agricultural Water Management 96(11): 1659-1666.
- 33- Sakthivadivel R., de Fraiture C., Molden DJ., Perry C., and Kloezen W. 1999. Indicators of land and water productivity in irrigated agriculture. International Journal of Water Resources Development 15: 161-179.
- 34- Shaker1 M., Hesam M., Kiani A.R., and Zakeri Nia M. 2014. Technical evaluation of implemented drip irrigation systems in the gardens of Golestan Province. Journal of Water and Soil Conservation, 21(4): 261-274. (In Persian)
- 35- Umara B. G., Audu I., and Basher A. U. 2011. Performance evaluation of bamboo (*Oxytenanthera abyssinica*) low-cost microirrigation lateral system. Arpan Journal of Engineering and Applied Sciences 6(5): 69-73.
- 36- Zamanian M., Fattahi R., Boroumand Nasab D., Shamommadi Sh., and Parak K. 2012. Evaluation of irrigation micro-system performance in different climate conditions of Iran. Proceedings of the Fourth National Seminar on Sustainable Development of Pressure Irrigation Methods. Karaj Agricultural Engineering Research Institute. Oct. 5, p 1351. (In Persian)



Technical Evaluation of Subsurface Drip Irrigation System Hydraulic and Influence of Its Efficiency on Olive Growth Parameters under Field Conditions (Case Study: Isfahan)

M. Farzamnia^{1*} - M. Miranzadeh² - H. Dehghanisani³

Received: 12-06-2019

Accepted: 04-09-2019

Introduction: Subsurface drip irrigation is one of the sub-surface irrigation methods which, despite its high costs, has become increasingly important today. The water distribution pattern is not visible in this system. However, a survey on water distribution model allows it to achieve the expected pattern with the design and operation management predicted. However, the mismatch of water distribution with a subsurface drip irrigation system may be due to many factors such as pressure changes, changes in emitter production, emission sensitivity to clogging, temperature effects and others cases are relevant, but hydraulic properties are the most important. Evaluation of a drip irrigation system under field conditions is important in order to ensure uniform distribution of droplets and to prevent them from clogging and uniformity of growth in the field. It can also be effective in optimizing water use.

Materials and Methods: A study was conducted to evaluate the performance of the subsurface drip irrigation and its effect on the growth parameters of olive trees in Isfahan province during 2010-2013. Therefore a manifold system was randomly selected from the irrigation system and four emitter laterals were located along it; one near the inlet, two near the third points, three near the two-thirds points and the fourth near the outer end. Every year, the selected lateral pipes were uncovered and the water flow rates of all the emitters (108 emitters) were measured to calculate average emitter discharge (q_{avg}), Christiansen uniformity coefficient (CU), emission uniformity (EU), manufacturer's variation coefficient (CV). To calculate the volume of water consumed, potential evapotranspiration (ET_o) was determined using daily meteorological data and by the FAO Penman-Monteith method. Then, using olive crop coefficient (K_c) at different growth seasons for Isfahan region, the amount of irrigation water was calculated based on plant water requirement. To measure the performance of garden trees, In addition to 16 trees mentioned above, 32 other trees were selected from the other two semi-main tubes and their yield was measured (48 trees in total). Soil sampling was carried out to study the moisture distribution in the irrigation system at three points, beginning, middle and end of a sub-tube, 36 hours after irrigation, and the samples were transferred to the laboratory to calculate soil moisture content.

The results of emitter flow rate measurements indicated that approximately 6 to 10% of the emitters in every lateral were clogged. The reason for this was the rooting of the mulberry trees and rose shrubs, which were planted sporadically among the olive trees. Hence, the foregoing indices were calculated for two conditions; with and without the clogged emitters.

Results and Discussion: Considering the clogged emitters, the average values of three years of Q_{avg} , CU, EU, and CV indices were 3.8 Lit/ h, 78, 72 and 16.4 % respectively, and in the case of clogged emitters were equal to 4 Lit/ h, 82.5, 75.5 and 15% respectively, and according to ASAE classification, the latter measurements (i.e. excluding the clogged emitters) were evaluated as "acceptable. The moisture distribution profiles indicate that the soil moisture has lasted to a depth of approximately 90 cm, and a higher accumulation of moisture was observed at a lower depth due to the lighter soil texture in the upper layer (up to a depth of 60 cm) compared to the lower layer (8% clay versus 21% clay). Also changes in moisture to a distance of about 70 cm from the lateral in different depths is almost the same (the lines with the same moisture are parallel to each other), but from this point on, moisture decreases. The effect of moisture radius was observed to a distance of 60 to 70 cm

1- Instructor, Agricultural Engineering Research Department, Isfahan Agricultural and Natural resources Research and Education Center, (AREEO), Isfahan, Iran

(*- Corresponding Author Email: m.farzamnian@areeo.ac.ir)

2- Master of Science, Agricultural Engineering Research Department - Isfahan Agricultural and Natural resources Research and Education Center, (AREEO), Isfahan, Iran

3- Associate Professor, Agricultural Engineering Research Institute, Agricultural Research Education, and Extension Organization, Karaj, Iran

of the emitter. The results related to growth parameters indicated that in contrast to the data of the first year, the average height, trunk diameter, canopy perimeter and area for the third year were 34, 57, 24.5, and 54% larger, respectively. In the present study, the percentage of increase in height and diameter of the tree in the seventh year of growth was 17% and 22%, respectively.

Conclusion: It is concluded that the olive trees have shown an increasing trend in vegetative growth under the subsurface drip irrigation system. The average efficiency of olive water consumption during the three years of the experiment was estimated at 0.4 kg/m^3 . Given that the trees were young this amount can increase under good management conditions in the coming years. The evaluation indicators showed that the observed defects in the design resulted from the three main factors of the design, implementation and incorrect use of the system.

Keywords: Emitter clogging, Field evaluation, Subsurface drip irrigation system, Water applied, Water distribution, Water uniformity coefficient



ارزیابی موقعیت سامانه‌های آبیاری بارانی اجرا شده با استفاده از روش تحلیل سلسله مراتبی (مطالعه موردی: دشت زنجان)

پیمان مرادزاده^۱ - حسن اوجاقلو^{۲*} - محمد قبایی سوق^۳

تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۰۴/۱۷

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۸/۰۷/۰۸

چکیده

ارزیابی‌های به‌عمل آمده در سال‌های اخیر نشان می‌دهد، عملکرد سامانه‌های آبیاری بارانی در ایران مطلوب نمی‌باشد. عدم بررسی دقیق در انتخاب سیستم آبیاری بارانی متناسب با شرایط مختلف هر منطقه یکی از مهم‌ترین عوامل مؤثر بر کم بودن راندمان آبیاری در این نوع سامانه‌ها می‌باشد. در این تحقیق ابتدا با استفاده از روش تحلیل سلسله مراتبی، محدوده اراضی مستعد به منظور اجرای سامانه‌های آبیاری بارانی در دشت زنجان تعیین شد. بدین منظور عوامل اثرگذار در انتخاب سامانه آبیاری بارانی شامل عوامل اقلیمی، خصوصیات کمی و کیفی خاک، خصوصیات کیفی آب، توپوگرافی، عوامل اقتصادی، اجتماعی و فرهنگی در مجموع شامل تعداد ۱۵ عامل با استفاده از روش تحلیل سلسله مراتبی مورد بررسی قرار گرفت. نقشه‌های پهنه‌بندی هر کدام از عوامل ذکر شده و در نهایت نقشه اراضی مستعد در محیط ArcGIS تهیه شد. در نهایت موقعیت تعداد ۵۲ طرح آبیاری بارانی اجرا شده در نقشه پهنه‌بندی اراضی مستعد جانمایی و مورد ارزیابی قرار گرفت. نتایج نشان داد، حدود ۱۹/۲۳ درصد از مساحت محدوده مورد مطالعه کاملاً مناسب اجرای سامانه‌های آبیاری بارانی بوده و ۲۶/۹۲ درصد در کلاس مناسب و مستعد و ۱۷/۳۱ درصد نیز در کلاس بدون محدودیت طبقه‌بندی شد. همچنین نتیجه ارزیابی موقعیت طرح‌های اجرا شده نیز نشان داد، ۲۵ درصد از طرح‌های اجرا شده در اراضی با محدودیت کم و ۱۱/۵۴ درصد نیز در اراضی نامناسب اجرا شده است.

واژه‌های کلیدی: اراضی مستعد، صحت‌سنجی، مکان‌یابی، AHP

مقدمه

راندمن آبیاری کمتر از متوسط آن در جهان باشد. در شرایط فعلی، استفاده از فناوری‌های نوین آبیاری یکی از راهکارهای مهم و مؤثر در مقابله با بحران کمبود آب در بخش کشاورزی محسوب می‌شود (۱۵). با این وجود در صورتی که در مرحله انتخاب سامانه آبیاری تحت فشار مطالعه و بررسی دقیق در خصوص عوامل مؤثر بر عملکرد آن از قبیل اقلیم، آب، خاک، توپوگرافی، اقتصادی، اجتماعی و فرهنگی به‌عمل نیاید منجر به تحقق نیافتن انتظارات از طرح‌های آبیاری اجرا شده خواهد شد. نتایج ارزیابی‌های مزرعه‌ای نشان می‌دهد میانگین راندمن آبیاری در سامانه‌های بارانی در کشور ایران حدود ۶۲/۱ درصد می‌باشد (۱). عدم انتخاب صحیح سامانه‌های آبیاری بارانی به عنوان یکی از مهم‌ترین عوامل پایین بودن راندمن آبیاری در این نوع سامانه‌ها مطرح می‌باشد. یکی از روش‌های پرکاربرد در این زمینه، فرآیند تحلیل سلسله مراتبی می‌باشد که در سال‌های اخیر توسط محققین مختلف مورد استفاده قرار گرفته است. در ادامه به مهم‌ترین مطالعات انجام گرفته در خصوص مکان‌یابی اراضی مستعد به منظور اجرای سامانه آبیاری بارانی با استفاده از فرآیند تحلیل سلسله مراتبی پرداخته شده است. نشاط و نیک‌پور (۱۴) ضرورت استفاده از سامانه

آب یکی از بزرگ‌ترین چالش‌های قرن حاضر بشریت است که می‌تواند سرچشمه بسیاری از تحولات مثبت و منفی جهان قرار گیرد. کمبود آب یک مشکل جدی برای تولیدات کشاورزی در مناطق خشک و نیمه خشک جهان است. علاوه بر این، توسعه منابع آبی جدید در این مناطق بسیار هزینه‌بر است (۲۳). در حوزه کشاورزی ایران، به دلایلی همچون تلفات انتقال آب از منبع به محل مصرف، تلفات زیاد آب در مزارع کشاورزی، نامناسب بودن شکل و اندازه مزارع در رابطه با میزان آب و نحوه آبیاری، عدم آگاهی کشاورزان از روش‌های استفاده بهینه از آب و عدم استفاده از شیوه‌های مناسب آبیاری سبب شده تا میانگین

۱ و ۲- به ترتیب دانش آموخته کارشناسی ارشد آبیاری و زهکشی و استادیار گروه علوم و مهندسی آب، دانشگاه زنجان

۳- فارغ التحصیل دکتری رشته آبیاری و زهکشی و کارشناس شرکت مدیریت منابع آب ایران

(*)- نویسنده مسئول:

(Email: ojaghloou@znu.ac.ir)

DOI: 10.22067/jsw.v0i0.81485

اطلاعات جغرافیایی و تصاویر ماهواره ای به منظور درک درست از هر منطقه و تعیین مناطق مستعد جهت اجرای آبیاری تحت فشار را بیان نمودند. ساداتی‌نژاد و شکاری (۲۰) مکان‌یابی مناطق مستعد سامانه آبیاری تحت فشار به کمک کاربرد روش‌های زمین‌آمار و GIS برای مناطق دشت خالدآباد بادرود را مورد مطالعه قرار داده و بیان داشتند استفاده از تکنیک‌های زمین‌آمار و GIS در برنامه ریزی و مدیریت بهینه در خصوص انتخاب روش‌های مناسب آبیاری موثر خواهد بود. رمزی و همکاران (۱۷) پهنه‌بندی اراضی با قابلیت اجرای آبیاری بارانی با استفاده از روش (AHP) را در استان خراسان جنوبی مورد ارزیابی قرار دادند. نتایج تحقیق ایشان نشان داد، حدود ۱۵ درصد از اراضی استان بدون هیچ مشکلی امکان اجرای سامانه آبیاری بارانی را دارد و ۷۰ درصد از مساحت اراضی برای اجرای سامانه آبیاری بارانی دارای محدودیت هستند. این محدودیت‌ها بیش‌تر ناشی از بالا بودن سرعت باد و مقدار کلر منابع آبی بود. صدیق‌کیا و همکاران (۲۱) با استفاده از فرآیند تحلیل سلسله‌مراتبی ارزیابی و جانمایی انواع سامانه‌های آبیاری در اراضی کشاورزی سازمان اتکا واقع در منطقه دورود مورد مطالعه قرار دادند. نتایج نشان داد که در حالت کشت زراعی از بین سامانه‌های آبیاری جویچه‌ای، بارانی و قطره‌ای استفاده از سامانه‌های بارانی در اولویت قرار دارد. فرهادی‌بانسوله و همکاران (۸) انتخاب سامانه آبیاری تحت فشار مناسب با استفاده از روش ارزیابی چند معیاره را در شبکه آبیاری جামیشان مورد بررسی قرار دادند. تنها سامانه آبیاری قابل اجرا در مناطق با شیب بالای ۲۰ درصد، سیستم آبیاری موضعی معرفی شد. برای مناطق با شیب کم‌تر از ۲۰ درصد نیز سامانه کلاسیک نیمه متحرک به عنوان مناسب‌ترین گزینه تعیین شد. احمدی و همکاران (۲) نواحی مستعد به منظور اجرای سامانه‌های آبیاری نوین (موضعی، کم فشار و بارانی) با استفاده از روش AHP را در شهرستان اسفرین خراسان شمالی تعیین نمودند. سامانه آبیاری کم فشار در بیش‌تر نقاط محدوده مورد بررسی به دلیل وضعیت توپوگرافی نامناسب بالاترین امتیاز را کسب نمود. در بخش شمالی ناحیه بررسی شده، سامانه آبیاری موضعی به عنوان مناسب‌ترین سامانه معرفی شد. آزاد و همکاران (۴) در تحقیقی با استفاده از فرایند تحلیل سلسله‌مراتبی فازی، امکان‌سنجی مناسب‌ترین مناطق اجرای سامانه‌های مختلف آبیاری، با توجه به کمیت و کیفیت آب را مورد بررسی قرار داده و بیان داشتند نتایج این نوع مطالعات دارای اهمیت زیادی بوده و از اتلاف انرژی، سرمایه و هدر رفت منابع جلوگیری می‌نماید. دنگیز (۷) انتخاب روش‌های مختلف آبیاری را بر طبق روش ارزیابی پارامتریک در اراضی مزرعه آزمایشی مرکز تحقیقات جنوب آنکارا (ترکیه) بررسی نمود. منتظر و بهبهانی (۱۲) با

استفاده از فرآیند تحلیل سلسله‌مراتبی، به انتخاب بهترین و کارآمدترین سامانه آبیاری برای سه منطقه در دشت قزوین با سه الگوی گشت مختلف گندم، چغندر قند و انگور پرداختند. در این تحقیق از ۱۵ عامل مؤثر بر انتخاب سامانه آبیاری از جمله شیب زمین، وضعیت ناهمواری، مهارت کارگری، نوع کشت، هزینه‌های طرح، کیفیت و کمیت آب، سرعت باد و نفوذ پذیری استفاده شد. مقایسه نتایج حاصل از فرآیند تحلیل سلسله‌مراتبی با دیگر روش‌های موجود و نظرات کارشناسی نشان داد، فرآیند تحلیل سلسله‌مراتبی به عنوان ابزاری مفید و کارآمد در انتخاب بهترین سامانه آبیاری محسوب می‌شود. ناصری و همکاران (۱۳) با در نظر گرفتن عواملی نظیر شیب منطقه و بعضی از ویژگی‌های خاک شامل عمق خاک، درجه زه‌کشی، بافت خاک، هدایت الکتریکی و غلظت بی‌کربنات اجرای سامانه‌های مختلف آبیاری را در دشت لالی استان خوزستان مورد مطالعه قرار دادند. نتایج تحقیق ایشان نشان داد، سامانه آبیاری‌های بارانی و قطره‌ای نسبت به آبیاری سطحی گزینه‌های مناسب‌تری می‌باشند. باقرزاده و پایمار (۵) تناسب اراضی به منظور انتخاب روش‌های مناسب آبیاری را با توجه به روش فازی و پارامتریک در دشت مشهد مورد مطالعه قرار دادند. نتایج نشان داد با استفاده از منطق فازی، مساحت اراضی مناسب به منظور اجرای آبیاری قطره‌ای تقریباً شش برابر روش سطحی می‌باشد و به طور کلی روش‌های آبیاری قطره‌ای و بارانی تناسب بیشتری با اراضی منطقه دارند. سیدمحمدی (۲۲) ارزیابی مناسب بودن زمین برای مدیریت بهینه مصرف آب در کشاورزی دقیق را بر اساس ارزیابی پارامتریک در ۴۱۲۰۰ هکتار از اراضی رشت پرداختند. نتایج نشان داد که روش آبیاری قطره‌ای مناسب‌تر از روش‌های آبیاری بارانی و سطحی می‌باشد که عوامل محدود کننده اصلی برای روش‌های آبیاری قطره‌ای، بارانی و سطحی در این منطقه، زه‌کشی و بافت خاک بوده است. حسینی و دلاوری (۱۱) مقایسه دو روش آبیاری سطحی و قطره‌ای را بر اساس ارزیابی پارامتریک مورد بررسی قرار دادند. نتایج نشان داد که ۱۰ درصد از اراضی مورد مطالعه برای آبیاری سطحی و تقریباً حدود ۲۲/۴ درصد از اراضی برای آبیاری قطره‌ای مناسب می‌باشد. الباجی و همکاران (۳) تناسب روش‌های آبیاری (سطحی، قطره‌ای و بارانی) را بر اساس ارزیابی پارامتریک در اراضی دشت قلعه استان خوزستان را بررسی و نشان دادند روش آبیاری بارانی و قطره‌ای روش بسیار مناسبی برای نیمی از اراضی مورد مطالعه می‌باشد. در تحقیق دیگر، کیفیت آب آبیاری منطقه کومرا واقع در بخش مرکزی آنتولی ترکیه با استفاده از روش AHP در محیط GIS مورد بررسی قرار گرفت و روش تحلیل سلسله‌مراتبی به عنوان ابزاری سودمند و قابل دسترس در برنامه ریزی آبیاری با استفاده از منابع آب زیرزمینی معرفی شد (۶). کاربرد روش AHP در علوم مرتبط با کشاورزی گسترده بوده و به طور کلی می‌توان بیان داشت امکان‌سنجی اراضی

است.

به منظور تهیه نقشه‌های پهنه‌بندی دما و سرعت باد از آمار و اطلاعات هفت ایستگاه سینوپتیک و شش ایستگاه تبخیرسنجی واقع در استان زنجان استفاده شد. میانگین سرعت باد و دما در ماه‌های فصل آبیاری به ترتیب ۲/۱ کیلومتر در ساعت و ۱۶/۳ درجه سلسیوس می‌باشد که نشان‌دهنده شرایط مناسب اقلیمی از نظر اجرای سامانه‌های آبیاری بارانی در منطقه می‌باشد. به منظور بررسی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک، نتایج مربوط به آزمایش‌های تجزیه خاک از مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی استان زنجان اخذ گردید. به منظور تهیه نقشه‌های پهنه‌بندی بافت خاک، شوری و اسیدیته از اطلاعات مربوط به تعداد ۱۱۱ نمونه خاک از اراضی کشاورزی منطقه مورد مطالعه استفاده شد. آمار کیفی بیش از ۲۰۰۰ حلقه چاه واقع در محدوده مورد مطالعه از شرکت آب منطقه‌ای زنجان اخذ گردید. به منظور مکان‌یابی اراضی مستعد به منظور اجرای سامانه‌های آبیاری بارانی پارامترهای EC، SAR، B، pH و در نظر گرفته شدند و نقشه‌های طبقه‌بندی شده هر کدام از عوامل یاد شده در محیط GIS تهیه شد.

مهم‌ترین معیارهای اجتماعی و اقتصادی مؤثر بر اجرای سامانه‌های آبیاری بارانی شامل امکانات بهره‌برداری و نگهداری، نیروی کار، هزینه و فرهنگ بود. اطلاعات لازم در این خصوص از طریق مصاحبه با بیش از ۶۰ نفر دهیار، شورا و کشاورزان محلی در نقاط مختلف دشت زنجان و تکمیل پرسش‌نامه‌های تنظیم شده جمع‌آوری شد. وضعیت توپوگرافی اراضی هر منطقه اغلب با تعیین مقدار شیب و میزان یکنواختی و ناهمواری آن منطقه مورد بررسی قرار می‌گیرد. شیب منطقه یکی از عوامل مهم و تأثیرگذار بر پذیرش و اجرای سامانه‌های آبیاری بارانی است که در این تحقیق با استفاده از نقشه رقومی ارتفاعی (DEM) تهیه شد. به منظور تهیه نقشه‌های پهنه‌بندی، به هر کدام از معیارها امتیاز ۱ تا ۹ با توجه به جدول ۲ تا ۶ اختصاص داده شد. سپس با استفاده از روش‌های درون‌یابی اقدام به تهیه نقشه پهنه‌بندی شد.

در مرحله سوم، وزن هر کدام از معیارها از طریق میانگین‌گیری هندسی امتیازهای ثبت شده در هر کدام از سطرهای جدول مقایسات زوجی و سپس نرمال نمودن آن بدست می‌آید. با توجه به امتیازات تخصیص داده شده در مرحله قبل (نتایج مقایسات زوجی) محاسبه شد. بدین منظور از افزونه AHP در نرم افزار ArcGIS استفاده شد. مقدار عددی نرخ ناسازگاری ماتریس ساخته شده با توجه به وزن‌های محاسبه شده تعیین و کنترل شد. در صورتی که مقدار شاخص اشاره شده کم‌تر از ۰/۱ باشد وزن‌های بدست آمده قابل قبول خواهد بود. در نهایت نقشه اراضی طبقه‌بندی شده از طریق اعمال وزن‌های بدست آمده در هر کدام از نقشه‌های پهنه‌بندی مربوط به هر کدام از معیارها تهیه شد.

می‌تواند منجر به به ایجاد استراتژی در جهت افزایش تولیدات کشاورزی گردد (۱۶). در تحقیق دیگر روش AHP در تناسب اراضی به منظور انجام فعالیت‌های کشاورزی از قبیل آبیاری در حوضه آبی کشور اتیوپی مورد ارزیابی قرار گرفته است (۲۴). تاکنون تحقیقی در خصوص مکان‌یابی اراضی مستعد به منظور اجرای سامانه‌های آبیاری بارانی در دشت زنجان انجام نشده است. از سوی دیگر در مطالعات قبلی، ارزیابی موقعیت طرح‌های آبیاری بارانی اجرا شده از طریق نقشه‌های مکان‌یابی بدست آمده انجام نگرفته است. لذا هدف این پژوهش، تهیه نقشه پهنه‌بندی اراضی مستعد به منظور اجرای سامانه‌های آبیاری بارانی با استفاده از روش تحلیل سلسله مراتبی و سپس ارزیابی موقعیت طرح‌های اجرا شده بر اساس نقشه مکان‌یابی تهیه شده می‌باشد.

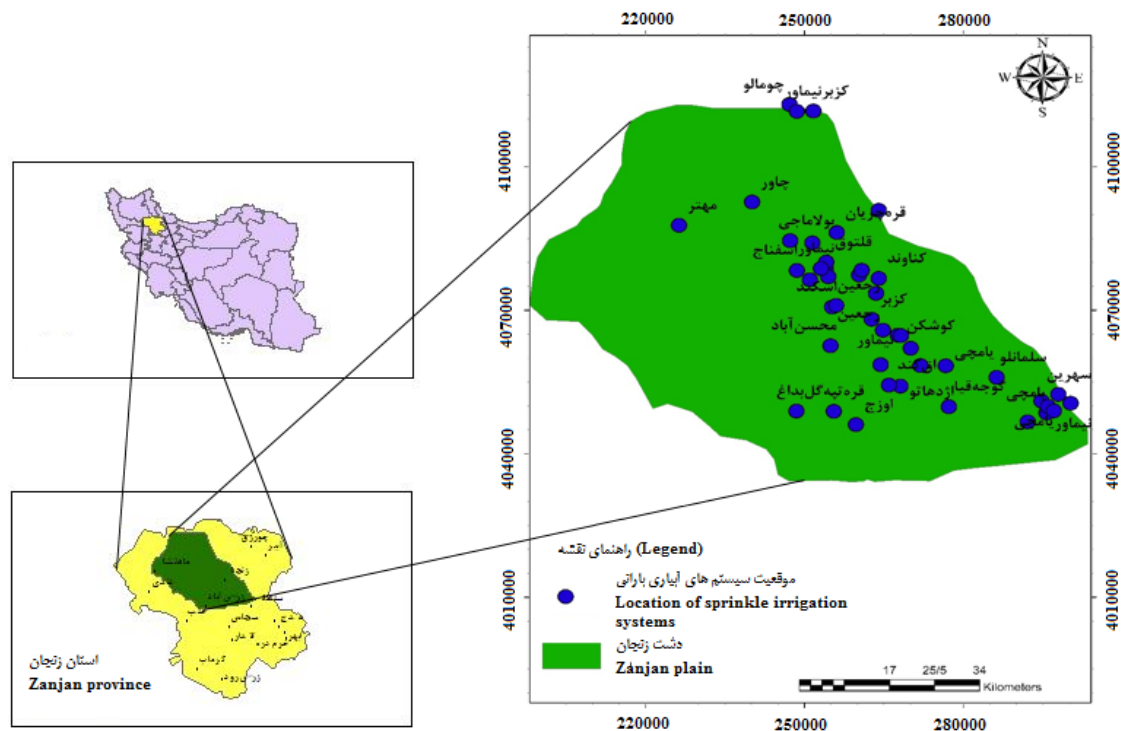
مواد و روش‌ها

معرفی منطقه مورد مطالعه

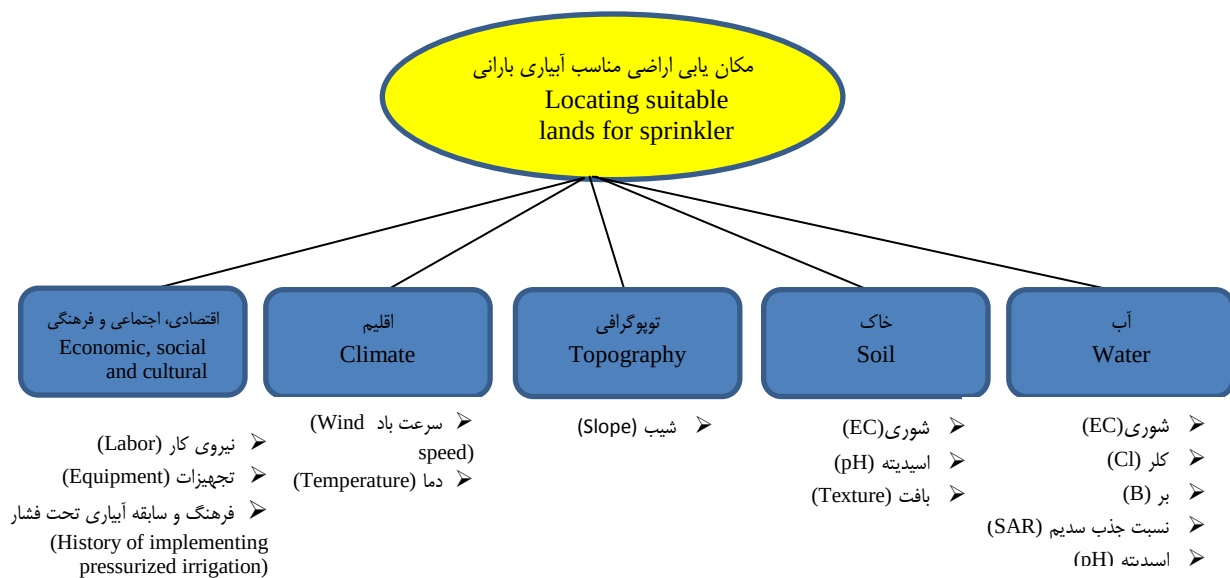
تحقیق حاضر با استفاده از آمار و اطلاعات جمع‌آوری شده از دشت زنجان واقع در شمال غرب ایران و شرق رودخانه قزل اوزن و بین ۴۸ تا ۴۹ درجه طول شرقی و ۳۶ درجه و ۲۰ دقیقه تا ۳۷ درجه و ۱۵ دقیقه عرض شمالی انجام شده است. این منطقه درحوزه آبخیز زنجان رود قرار دارد و به نام دشت زنجان معروف می‌باشد و مساحت کل این دشت حدود ۴۷۰۵ کیلومتر مربع است. نوع اقلیم دشت زنجان بر اساس روش دومارتن نیمه خشک فرا سرد بوده و میانگین ارتفاع آن ۱۶۵۹ متر می‌باشد. میانگین بارش، دما و رطوبت سالیانه در محدوده مورد مطالعه به ترتیب ۲۵۹ میلیمتر، ۱۰/۹ درجه سلسیوس و ۵۴ درصد می‌باشد. میانگین حداقل دما در سردترین ماه (بهمن) به منفی ۵/۷ و حداکثر دما در گرم‌ترین ماه (مرداد) ۳۲/۱ درجه ثبت شده است. جهت باد غالب در این دشت در اکثر ماه‌های سال شرقی بوده و سرعت متوسط آن ۳ متر بر ثانیه می‌باشد. شکل ۱ محدوده مورد مطالعه در این تحقیق را نشان می‌دهد.

فرآیند تحلیل سلسله مراتبی

اولین قدم در فرآیند تحلیل سلسله مراتبی، ایجاد یک ساختار سلسله مراتبی می‌باشد. در این تحقیق هدف تعیین اراضی مستعد به منظور اجرای سامانه‌های آبیاری بارانی می‌باشد. معیارها نیز شامل خصوصیات کمی و کیفی آب، خاک، اقلیم، توپوگرافی و عوامل اجتماعی و اقتصادی که هر کدام شامل زیرمعیارهای مختص به خود بود (شکل ۲). در مرحله دوم امتیازدهی به هر کدام از معیارها و زیرمعیارها از طریق انجام مقایسات زوجی توسط کارشناسان و صاحب‌نظران انجام گرفت (جدول ۱). در ادامه به مهم‌ترین معیارهای در نظر گرفته شده و نحوه جمع‌آوری اطلاعات مورد نیاز پرداخته شده



شکل ۱- موقعیت جغرافیایی محدوده مورد مطالعه (دشت زنجان)
Figure 1- Location of the study area (Zanjan plain)



شکل ۲- نمودار تحلیل سلسله مراتبی در مکان یابی اراضی مستعد به منظور اجرای آبیاری بارانی
Figure 2- Analytical hierarchy diagram in placement of susceptible land to implementation of sprinkle irrigation

جدول ۱- مقیاس انجام مقایسه‌های زوجی معیارها

Table 1- Scale of paired comparison of criteria

تعریف Definition	امتیاز Score
اهمیت مساوی Equally preferred	1
اهمیت اندکی بیشتر Moderately preferred	3
اهمیت بیشتر Strongly preferred	5
اهمیت خیلی بیشتر Very strongly preferred	7
اهمیت مطلق Absolutely preferred	9
ترجیحات بین فواصل فوق Intermediate situation	2, 4, 6, 8

جدول ۲- امتیازدهی به اراضی در ارتباط با عوامل اقلیمی

Table 2- Land rating associated with climatic factors

پارامتر Parameter	مقدار Value	امتیاز Score
سرعت باد (کیلومتر بر ساعت) Wind speed (km/h)	0-6	9
	6-9	8
	9-12	7
	12-15	6
	15-20	4
	>20	1
دما (درجه سانتی‌گراد) Temperature (°C)	<20	9
	20-25	7
	25-30	4
	>30	1

جدول ۳- امتیازدهی به اراضی در ارتباط با عامل توپوگرافی

Table 3- Land rating associated with topographic factor

شیب (درصد) Slope (%)	امتیاز Score
0-2	9
2-5	8
5-10	7
10-20	5
20-30	2
>30	1

نتایج و بحث

۴۰/۳ درصد از اراضی دشت زنجان در کلاس کاملاً مناسب و ۲۰/۹۵ درصد در کلاس مناسب قرار گرفته است. تنها ۱۰/۳۷ درصد در کلاس نامناسب بوده و برای اجرای سامانه‌های آبیاری بارانی محدودیت ایجاد می‌کند که بیش‌تر این اراضی در قسمت شمال غربی دشت واقع شده است.

نقشه‌های پهنه‌بندی مربوط به پنج معیار اصلی آب، خاک، اقلیم، توپوگرافی و عوامل اجتماعی و اقتصادی در شکل ۳ نشان داده شده است. هر کدام از این نقشه‌ها از همپوشانی لایه‌های اطلاعاتی مربوط به زیرمعیارهای مختص خود به‌دست آمده‌اند. مطابق شکل ۳ ملاحظه می‌گردد، از نظر کیفیت منابع آب موجود در محدوده دشت زنجان،

جدول ۴- امتیازدهی به اراضی در ارتباط با مشخصات فیزیکی و شیمیایی خاک

Table 4- Land rating associated with soil physical and chemical properties

پارامتر Parameter	مقدار Value	امتیاز Score
بافت خاک Soil texture	رسی Clay	2
	لوم رسی Clay loam	4
	لوم، لوم رسی شنی Loam, Sandy clay loam	6
	لوم شنی Sandy loam	8
	رس شنی Sandy clay	7
	لوم سیلت Silty loam	5
	رس سیلت، لوم رس سیلتی Silty clay, Silty clay loam	4
	0-1.0	9
	1.0-2.0	7
	2.0-4.0	3
شوری خاک (دسی‌زیمنس بر متر) Soil salinity (ds/m)	> 4.0	1
	6.5-7	7
	7-7.5	8
	7.5-8	9
اسیدیته خاک Soil acidity	8.8.5	5

جدول ۵- امتیازدهی به اراضی در ارتباط با عوامل اجتماعی، اقتصادی و فرهنگی

Table 5- Land rating associated with social, economic and cultural factors

توضیح زیرمعیار Sub criteria definition	Score
سابقه آبیاری تحت فشار و شرایط فرهنگی مساعد وجود ندارد There is no history of pressurized irrigation and good cultural conditions	1
سابقه آبیاری تحت فشار وجود ندارد ولی زمینه های فرهنگی مساعد است There is no history of pressurized irrigation but cultural conditions is suitable	5
سابقه آبیاری تحت فشار وجود دارد و زمینه های فرهنگی مساعد است There is history of pressurized irrigation and cultural conditions is suitable	9
در حال حاضر در منطقه آبیاری تحت فشار وجود دارد Currently there is pressurized irrigation system in the study area	9
نیروی متخصص در منطقه وجود ندارد There is no expert in the area	1
نیروی متخصص در منطقه وجود دارد یا تامین می شود There is expert in the area or founded	9
نیروی نیمه ماهری و کارگری در منطقه وجود ندارد There are no semiskilled and labor in the area	3
نیروی نیمه ماهری و کارگری در منطقه وجود دارد There are semiskilled and labor in the area	9
منطقه دور افتاده و محروم است The area is deprived	1
منطقه قابل دسترسی و دارای امکانات است The area is accessible and has facilities	9
خدمات تعمیرات و لوازم یدکی قابل تامین است Repair service is available	9
خدمات تعمیرات و لوازم یدکی محدودیت دارد Repair services are limited	3

جدول ۶- امتیاز دهی به اراضی در ارتباط با مشخصه‌های شیمیایی منابع آب
Table 6- Land rating associated with chemical properties of water resources

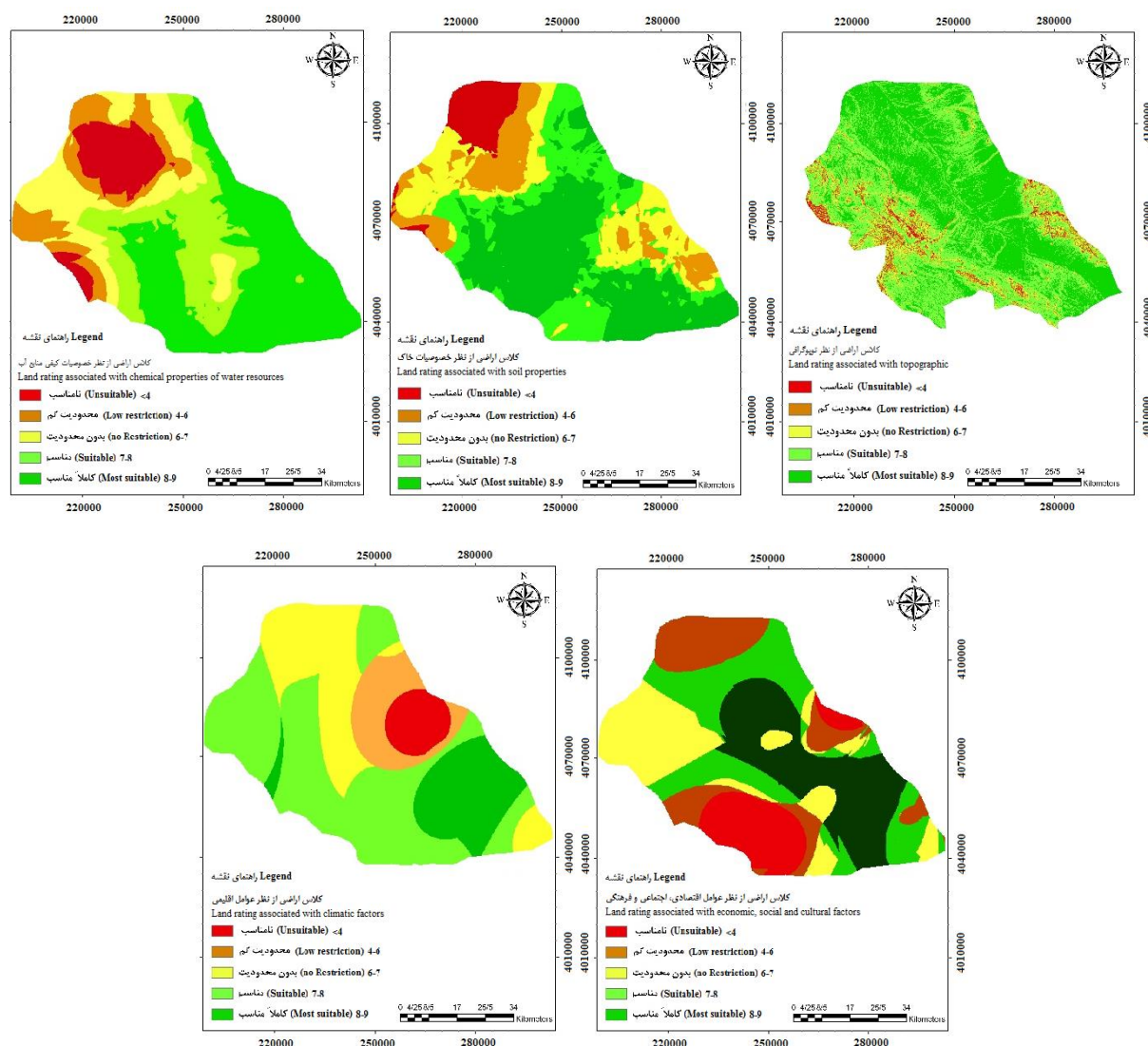
پارامتر Parameter	مقدار Value	امتیاز Score
شوری آب (دسی‌زیمنس بر متر) Water salinity (ds/m)	< 0.5	9
	0.5-1.0	8
	1.0-1.5	7
	1.5-2.0	6
	2.0-3.0	4
	3.0-4.0	2
	> 4.0	1
کلر (میلی‌اکی‌والان بر لیتر) Cl (meq/lit)	< 3	5
	3-10	4
	10-20	3
	20-30	2
	>30	1
نسبت جذب سدیم SAR	< 3	9
	3-6	8
	6-12	7
	12-20	5
	20-30	3
اسیدیته pH	> 30	1
	7.0-7.5	9
	7.5-8.0	7
بر (میلی‌اکی‌والان بر لیتر) B (meq/lit)	<0.7	9
	0.7-3.0	6
	> 3.0	2

می‌باشد و مناسب برای اجرای سامانه‌های آبیاری بارانی به خصوص نوع کلاسیک می‌باشد. نقشه پهنه‌بندی تهیه شده برای معیار اقلیم حاصل تلفیق نقشه‌های طبقه‌بندی شده دما و سرعت باد می‌باشد. البته قابل ذکر اینکه بر اساس جداول مقایسات زوجی، وزن زیرمعیار سرعت باد بیش‌تر از دما بدست آمد. در اکثر نقاط دشت، اجرای آبیاری بارانی از نظر معیار اقلیم بدون محدودیت می‌باشد. از نظر معیار اقلیم حدود ۱۶ درصد از اراضی دشت در کلاس کاملاً مناسب، ۴۵/۱۸ درصد در کلاس مناسب و ۶/۱ درصد در کلاس نامناسب از نظر قابلیت اجرای سامانه‌های آبیاری بارانی قرار دارند. در سایر مناطق نیز اجرای سامانه‌های آبیاری بارانی بدون محدودیت و یا با محدودیت کم همراه خواهد بود. بررسی نقشه طبقه‌بندی شده مربوط به عوامل اقتصادی، اجتماعی و فرهنگی در محدوده مورد مطالعه نشان داد، بیش‌تر مناطق دشت از نظر این معیار در کلاس ۷-۶ قرار گرفته‌اند و برای پذیرش و اجرای سامانه آبیاری بارانی مناسب بوده و یا حداقل محدودیت خاصی وجود ندارد. در حدود ۱۲/۲ درصد از مناطق دشت اجرای آبیاری بارانی از نظر معیارهای اجتماعی و اقتصادی نامناسب ارزیابی شد. مهم‌ترین دلیل پایین بودن امتیاز در این مناطق عدم وجود سابقه آبیاری تحت فشار و در نتیجه آن عدم آشنایی کامل و دقیق کشاورزان با سامانه‌های آبیاری نوین از جمله آبیاری بارانی بود.

مابقی اراضی نیز دارای شرایط بدون محدودیت و یا محدودیت کم از نظر کیفیت آب می‌باشند. تغییرات پارامتر شوری آب در محدوده مورد مطالعه نسبت به چهار زیرمعیار کیفی دیگر بیشتر بود و به عنوان مهم‌ترین عامل در طبقه‌بندی کیفی آب شناخته شد. تغییرات شوری در دشت زنجان عمدتاً ناشی از منابع زمین‌زاد بوده و در برخی قسمت‌های کم نیز ناشی از عوامل انسانی نظیر وجود صنایع و فعالیت‌های کشاورزی می‌باشد.

یکی از زیرمعیارهای بررسی شده در این تحقیق پارامتر کیفی بر بود که در مطالعات قبلی مورد بررسی قرار نگرفته بود. در طبقه‌بندی کیفی آب آبیاری از جمله روش فائو، یکی از پارامترهای مهم و قابل بررسی مقدار پارامتر بر می‌باشد.

از نظر خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک حدود ۳۸/۴ درصد از اراضی دشت در کلاس کاملاً مناسب، ۲۲/۴ درصد در کلاس مناسب و ۷/۲ درصد در کلاس نامناسب از نظر قابلیت اجرای سامانه‌های آبیاری بارانی قرار دارند. مقایسه نقشه‌های طبقه‌بندی نشان می‌دهد، میزان اراضی با کلاس مناسب از نظر دو معیار آب و خاک تقریباً برابر می‌باشد. در رابطه با معیار توپوگرافی می‌توان بیان داشت اراضی دشت زنجان از این نظر در شرایط نسبتاً مطلوبی قرار داشته به طوری که حدود ۴۲/۳ و ۴۲/۶۱ درصد از اراضی دشت به ترتیب در کلاس‌های کاملاً مناسب و مناسب طبقه‌بندی شده‌اند. بخش عمده‌ای از اراضی کشاورزی در محدوده مورد مطالعه دارای شیب کمتر از ۱۰ درصد



شکل ۳- نقشه‌های پهنه‌بندی معیارها در فرآیند تحلیل سلسله مراتبی
Figure 3- Zoning maps of criteria in the analytical hierarchy process

سلسله مراتبی میزان نسبت ناسازگاری ۰/۰۷ به دست آمد که بیان کننده قابل قبول بودن نتایج ماتریس مقایسات زوجی بود. نقشه مکان‌یابی اراضی مستعد به منظور اجرای سامانه‌های آبیاری بارانی از حاصل ضرب وزن‌های بدست آمده در نقشه‌های طبقه‌بندی شده هر کدام از معیارها و سپس همپوشانی نقشه‌های وزن دهی شده تهیه شد (شکل ۴). در نقشه تهیه شده اراضی دشت زنجان در پنج کلاس کاملاً مناسب، مناسب، بدون محدودیت، محدودیت کم و نامناسب طبقه‌بندی شده است. درصد مساحت هر کدام از این کلاس‌ها در جدول ۸ آورده شده است. مطابق نقشه پهنه‌بندی اراضی مستعد از نظر قابلیت اجرای سامانه آبیاری بارانی ملاحظه می‌گردد اراضی واقع در ناحیه شرقی و شمالی دشت از امتیاز کم‌تری برخوردار می‌باشند.

در فرآیند تحلیل سلسله مراتبی بیش‌ترین وزن به لایه‌ای تعلق می‌گیرد که بیشترین تأثیر را در تعیین هدف دارد، به عبارت دیگر معیار وزن‌دهی به هر واحد اطلاعاتی نیز بر اساس میزان نقشی است که در داخل آن لایه ایفا می‌کند (۹). در جدول ۷ مقادیر مربوط به وزن‌های محاسبه شده هر کدام از معیارهای اصلی آورده شده است. مطابق جدول ملاحظه می‌گردد، معیار اقلیم و به طور مشخص عامل سرعت باد با وزن ۰/۳۱۸ بیش‌ترین وزن و اهمیت را به خود اختصاص داده است و به عنوان مهم‌ترین عامل محدود کننده در اجرای سامانه‌های آبیاری بارانی شناخته شد. معیارهای کیفیت آب و شیب اراضی به ترتیب در رتبه‌های دوم و سوم از نظر ایجاد محدودیت برای اجرای سامانه‌های آبیاری بارانی قرار گرفتند. در فرآیند تحلیل

ملاحظات خاص در مرحله طراحی میسر خواهد بود. در حدود ۱۰/۲۷ درصد از اراضی نیز اجرای آبیاری بارانی توصیه نمی‌گردد. به منظور ارزیابی موقعیت طرح‌های آبیاری بارانی اجرا شده، موقعیت ۵۲ مزرعه مجهز به سامانه آبیاری بارانی واقع در دشت زنجان از سازمان جهاد و کشاورزی استان زنجان اخذ و در نقشه نهایی جانمایی شد (شکل ۵). مطابق نقشه نشان داده شده ملاحظه می‌گردد ۱۹/۲ درصد طرح‌های اجرا شده در محدوده اراضی کاملاً مناسب، ۲۶/۹ درصد در محدوده اراضی مناسب، ۱۷/۳ درصد در محدوده اراضی بدون محدودیت، ۲۵ درصد در محدوده اراضی با محدودیت کم و ۱۱/۶ درصد در محدوده اراضی نامناسب اجرا شده‌اند. بررسی موقعیت طرح‌ها و نقشه‌های پهنه‌بندی تهیه شده مربوط به هر کدام از معیارها نشان داد، سرعت باد و کیفیت آب به عنوان مهم‌ترین عوامل محدود کننده در طرح‌های اجرا شده محسوب می‌شوند که متأسفانه در برخی از طرح‌های اجرا شده، تطبیق پذیری آبیاری بارانی با شرایط موجود مورد بررسی قرار نگرفته است

بالا بودن سرعت باد در ناحیه شرقی دشت و پایین بودن کیفیت آب در ناحیه شمالی دشت به ترتیب مهم‌ترین عوامل پایین بودن امتیاز در این نواحی محسوب می‌شوند. در مناطق با سرعت باد بالا، جایگزینی سامانه‌های آبیاری بارانی اجرا شده با روش‌های آبیاری دیگر نظیر قطره‌ای نواری و یا سطحی مکانیزه به دلیل عدم تاثیرپذیری از این عامل اقلیمی توصیه می‌گردد.

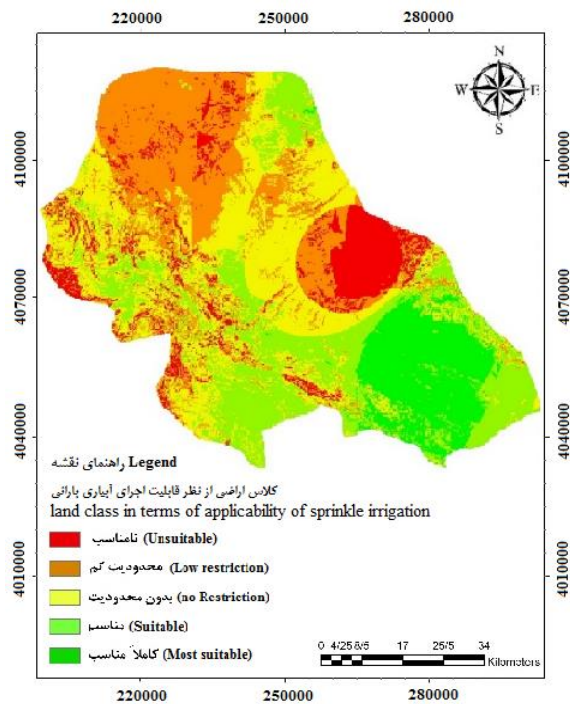
در مناطقی که کیفیت آب به عنوان عامل محدود کننده مطرح می‌باشد، کاربرد سامانه‌های آبیاری سطحی مکانیزه همراه با تکنیک‌های نوین نظیر آبیاری جویچه‌ای یک درمیان، کاهش دبی و جریان موجی می‌تواند منجر به بالا رفتن راندمان، یکنواختی توزیع آب و در نهایت افزایش عملکرد گردد. بر اساس درصدهای محاسبه شده در جدول ۸، حدود ۳۳/۴ درصد از اراضی مناسب اجرای سامانه آبیاری بارانی (حدود یک سوم اراضی دشت زنجان) می‌باشد. حدود ۲۹/۴۸ درصد از اراضی دشت نیز بدون محدودیت و ۲۵/۸۳ درصد نیز با محدودیت کم ارزیابی شد و اجرای آبیاری بارانی در این اراضی با

جدول ۷- مقدار وزن معیارهای اصلی در مکان یابی اراضی
Table 7- The weight of the main criteria in land placement

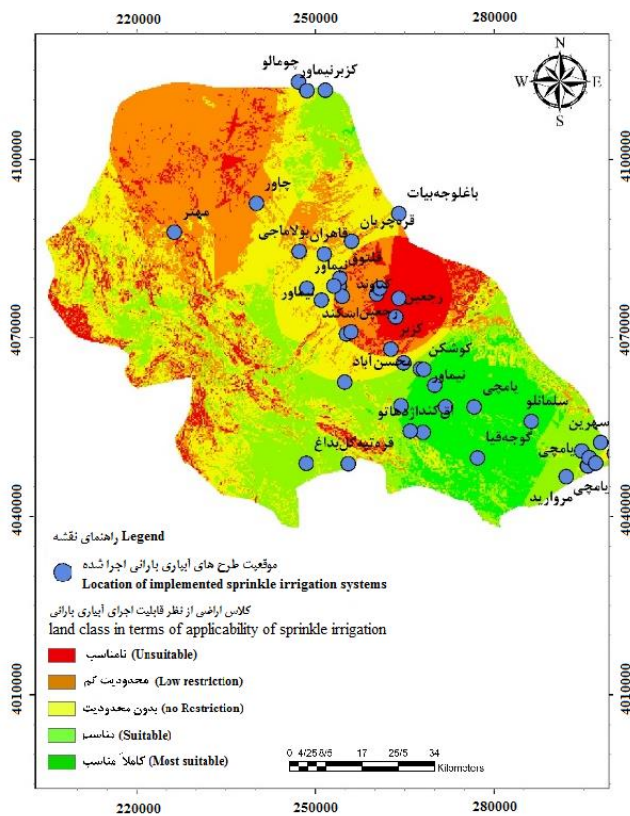
وزن Weight	معیار Criterion
0.318	اقلیم Climate
0.243	کیفیت آب Water quality
0.217	توپوگرافی Topography
0.139	خصوصیات خاک Soil properties
0.083	عوامل اقتصادی، اجتماعی و فرهنگی Economic, social and cultural factors

جدول ۸- مساحت اراضی طبقه‌بندی شده از نظر قابلیت اجرای سامانه‌های آبیاری بارانی
Table 8- Classified land area in terms of applicability of sprinkle irrigation systems

درصد Percentage	مساحت (کیلومتر مربع) Area (km ²)	کلاس Class
10.98	498	اراضی کاملاً مناسب Most suitable land
22.45	933	اراضی مناسب Suitable land
29.48	1225	اراضی بدون محدودیت Land with no restriction
25.83	1073	اراضی با محدودیت کم Land with low restriction
10.27	424	اراضی نامناسب Unsuitable land



شکل ۴- نقشه طبقه‌بندی اراضی از نظر قابلیت اجرای آبیاری بارانی در دشت زنجان



شکل ۵- موقعیت طرح‌های اجرا شده در نقشه طبقه‌بندی نهایی

نتیجه‌گیری

در این تحقیق با استفاده از روش تحلیل سلسله مراتبی، محدوده اراضی مستعد به منظور اجرای سامانه‌های آبیاری بارانی در دشت زنجان تعیین و سپس موقعیت طرح‌های آبیاری بارانی اجرا شده مورد ارزیابی قرار گرفت. بدین عوامل اثرگذار در انتخاب سامانه آبیاری بارانی شامل عوامل اقلیمی، خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک، خصوصیات کیفی آب، توپوگرافی، عوامل اقتصادی، اجتماعی و فرهنگی در مجموع شامل تعداد ۱۵ پارامتر با استفاده از روش تحلیل سلسله مراتبی مورد بررسی قرار گرفت. نتایج نشان داد، عامل سرعت باد بیش‌ترین وزن و اهمیت را در انتخاب سامانه‌های آبیاری بارانی به

خود اختصاص داده است. به طور کلی اجرای سامانه‌های آبیاری بارانی در بیش‌تر اراضی دشت زنجان با محدودیت جدی مواجه نمی‌باشد و فقط در بخش کمی از نواحی شمالی و شرقی دشت به ترتیب به دلیل پایین بودن کیفیت آب و بالا بودن سرعت باد اجرای این نوع سامانه‌های آبیاری بارانی توصیه نمی‌گردد. ارزیابی موقعیت طرح‌های اجرا شده نشان داد، بیش‌تر طرح‌ها در اراضی مناسب و بدون محدودیت اجرا شده است با این وجود تعدادی از طرح‌ها نیز در اراضی با محدودیت کم تا شدید اجرا شده‌اند. استفاده از روش‌های اولویت‌بندی نظیر روش تحلیل سلسله مراتبی در شناخت دقیق منابع و متناسب با آن در انتخاب صحیح سامانه آبیاری مؤثر خواهد بود.

منابع

- 1- Abbasi F., Sohrab F., and Abbasi N. 2017. Evaluation of Irrigation Efficiencies in Iran. Irrigation and Drainage Structures Engineering Research 17(67): 113-128. (In Persian)
- 2- Ahmadi A., Hezarjaribi A., ghorbani Kh., and Hesam M. 2019. Locating Susceptible Regions Implementation of New Irrigation Systems (Localized irrigation, Sprinkler irrigation, Low-pressure irrigation) by using Analytical Hierarchy Process (AHP) in GIS (Case Study: North Khorasan Province, Esfarayen). Journal of Soil and Water Conservation Research 25(5): 69-87. (In Persian)
- 3- Albaji M., Golabi M., Hooshmand A.R., and Ahmaded M. 2016. Investigation of Surface, Sprinkler and Drip Irrigation Methods Using GIS. Jordan Journal of Agricultural Sciences 12(1): 211-222.
- 4- Azad N., Rezaeiabajelu E., and Behmanesh J. 2019. Locating the Potential Areas for executing Surface and Pressurized Irrigation Systems Using Fuzzy Analytical Hierarchy Process Method in Myandoab Plain. Irrigation Sciences and Engineering 41(4): 119-132. (In Persian)
- 5- Bagherzadeh A., and Paymar P. 2015. Assessment of Land Capability for Different Irrigation Systems by Parametric and Fuzzy Approaches in the Mashhad Plain, Northeast Iran. Soil and Water Research 10(2): 90-98.
- 6- Bozdag A. 2015. Combining AHP with GIS for assessment of irrigation water quality in Cumra irrigation district (Konya), Central Anatolia, Turkey. Environ Earth Sci 73:8217-8236
- 7- Dengiz O. 2006. Comparison of Different Irrigation Methods Based on The Parametric Evaluation Approach. Turkish Journal of Agriculture and Forestry 30: 21-29.
- 8- Farhadibansouleh B., Ahmadi Sh., and Mirzaeitakhtgahi H. 2017. Selection of the appropriate pressurized irrigation system using multi criteria evaluation (Case study: Jamishan irrigation network). Water and Irrigation Management (Agricultural Magazine) 7(1): 135.149. (In Persian)
- 9- Ghodsipour S.H. 2007. Analytical hierarchy process (AHP), Amirkabir University of Tech. Pub., Tehran.
- 10- Ghodsipour S.H. 2013. Analytical hierarchy process (AHP). Amirkabir University of Technology, Tehran. (In Persian)
- 11- Hoseini Y., and Delavari A. 2016. Comparing the Suitability of Two Methods (Surface and Drip) of Irrigation Based on a Parametric Evaluation System. Yuzuncu Yil University Journal of Agricultural Sciences 26(2): p. 152-160.
- 12- Montazar A., and Behbahani S.M. 2007. Development of an optimized irrigation system selection model using analytical hierarchy process Assessment of Land Capability for Different Irrigation Systems by Parametric and Fuzzy Approaches in the Mashhad Plain, Northeast Iran. Biosystems Engineering 98: 155-165.
- 13- Naseri A., Rezaia A.R., and Albaji M. 2009. Investigation of soil quality for different irrigation systems in Lali Plain, Iran. Journal of Food, Agriculture & Environment 7(3&4): 955-960.
- 14- Neshat A., and Nikpour N. 2011. Locating susceptible areas for underwater pressure irrigation using Geographic Information System (GIS) (Case Study: Kerman Plain). Journal of Water Resources Engineering 4(8): 77-84. (In Persian)
- 15- Norouzi A., and chizari M. 2006. The factors affecting regarding sprinkler irrigation adoption in Nahavand Township. Agrictlural Economice and Development 14(54): 61-84. (In Persian)
- 16- Pramanik MK. 2016. Site suitability analysis for agricultural land use of Darjeeling district using AHP and GIS techniques. Model Earth Syst Environ 2:1-22.
- 17- Ramzi R., Shahidi A., and Khasheiesiuki A. 2014. Zoning of land Capable of Sprinkler Irrigation Using AHP

-
- Method in South- Khorasan Province. Iranian Journal of Irrigation and Drainage 8(1): 162-170. (In Persian)
- 18- Rezaei M., Keshtkar M., and Rezaei M. 2014. Locating susceptible areas for implementing sprinkler irrigation schemes using GIS and similar to Bolin (Case study: Arsanjan plain, Fars province). P. 1-8. Second National and Specialized Conference on Environmental Researches of Iran, 7 August. 2014. Faculty of Martyrs Mofattah, Hamedan. (In Persian)
- 19- Saaty T.L. 1996. The Analytic Hierarchy Process. Mc Graw Hill, New York.
- 20- Sadatinejad S.J., and Shekary M.R. 2015. Application of land-based and GIS methods in finding areas susceptible to irrigation systems in arid and semi-arid regions (Case study: Khaled-Abad Badood Plain). Iranian Journal of Remote Sensing & GIS 6(4): 81-92. (In Persian)
- 21- Sediqkia M., Nateghi M.B., Kavianikosarkhezy Sh., and Nagipour N. 2015. Evaluation and placement of various irrigation methods with the hierarchical analysis pattern in the area of the reliance organization in the Dorood region. Journal of Water Research in Agriculture 28(4): 749-758. (In Persian)
- 22- Seyedmohammadi J., Esmaeelnejad L., and Ramezanpour H. 2016. Land suitability assessment for optimum management of water consumption in precise agriculture. Modeling Earth Systems and Environment 2: 162-172.
- 23- Talebnejad R., and Sepaskhah A.R. 2014. Effects of water-saving irrigation and ground-water depth on rice growth, yield and water use in a semi-arid region, Archives of Agronomy and soil Science 60(1): 15-31.
- 24- Yalaw S. G., van Griensven A., Marloes L., and van der Zaag P. 2016. Land suitability analysis for agriculture in the Abbay basin using remote sensing, GIS and AHP techniques. Model. Earth Syst. Environ. 2:101.



Assessment of Sprinkler Irrigation Systems Situation Using Analytical Hierarchy Process Method (Case Study: Zanzan Plain)

P. Moradzadeh¹ - H. Ojaghlou^{2*} - M. Ghabaei Sogh³

Received: 08-07-2019

Accepted: 29-10-2019

Introduction: The average of irrigation efficiency is less than the global average due to improper irrigation systems and traditional water management practices in the field. The use of modern irrigation systems is one of the most important ways to cope with the water shortage crisis in Iran. However, it is necessary to evaluate the effective factors on performance of irrigation system. In present study, a zoning map of suitable land for implementation of sprinkle irrigation system was prepared using AHP method with considering the criteria such as chemical characteristics of water, soil properties, topography, climate, social and economic factors in the Zanzan plain.

Materials and Methods: The present study was carried out using collected data from Zanzan plain that located in northwest of Iran and east of Ghezel Ozan River. The total study area is about 4705 km² and the average rainfall and temperature in region are 259 mm and 10.9 °C, respectively. The first step in the AHP method is to create a hierarchical structure. For this purpose, each of the criteria was rated 1 to 9 based on paired comparisons done by experts and then classification maps were prepared for each of them. In order to provide zoning maps for water and soil factors, data of more than 2000 wells and 111 soil samples were collected, respectively. In addition, data of 13 Meteorological stations were used to prepare zoning maps of climatic factors such as wind speed and temperature. In this research, a topographic map with a scale of 1/25000 was used to investigate the ground slope effect. More than 60 interview forms were completed to produce maps related to socio-economic factors. Zoning maps were prepared using the Kriging interpolation method in ArcGIS software. Finally, the weight of each criteria was calculated according to the scores that obtained in the previous stage and then land classification map was produced by applying the obtained weights on each criteria. In order to evaluate the situation of sprinkle irrigation projects, location of 52 farms equipped with sprinkle irrigation system obtained from the agricultural organization of Zanzan province.

Results and Discussion: Regarding the quality of water resources, 40.3% and 21.0% of area were classified in most suitable and suitable classes, respectively and about 10.4% was evaluated in the inappropriate class in order to implementation of sprinkler irrigation. In terms of the soil physical and chemical properties, about 38.4% of plain were classified as "most suitable", 22.8% as "suitable" and 24.7% as "inappropriate" class. In relation to topographic criteria, it can be stated that about 85% of area are in good condition, so that the ground slope in most of the lands is less than 10%. Based on climate criteria and specifically wind speed factor, about 61% of the plain was classified as "good" and "very good", while about 39% was in medium and low class. In terms of social and economic criteria, most of area were found to have a good rating, so there is no particular limitation in this regard. The results of the paired comparisons between criteria showed that, social and climatic criteria have the lowest and highest weight, respectively. The value of the inconsistency rate was calculated about 0.07, which indicated the acceptability of the gained weights. An examination of land feasibility map showed, about 33.4% of the region is suitable for implementing sprinkle irrigation system. About 29.5% and 25.8% were evaluated without limitation and low limitation, respectively. Also, about 10.3% was not recommended for use of sprinkle irrigation. The assessment of the location of implemented projects showed that 44.2% of the projects were in suitable or perfectly suitable classes of land. The rest of the projects (55.8%) were implemented in medium or unsuitable classes.

Conclusion: The results obtained from the AHP method showed that wind speed factor has the most weight and importance in selecting sprinkle irrigation system. Generally, in most farms of the region, there is no significant limitation on the implementation of sprinkler irrigation system. Due to low water quality and high

1 and 2- Graduated in Master Irrigation and Drainage and Assistant Professor, Department of Water Science and Engineering, University of Zanzan

(*- Corresponding Author Email: ojaghlou@znu.ac.ir)

3- Graduated in Ph.D. Irrigation and Drainage, Expert of Iran Water Resources Management Company

wind speed in a small part of the study area that located in northern and eastern, the use of these systems is not recommended. The results showed that some of the sprinkle irrigation projects have been implemented in lands with low-class and it is essential to improve or change these systems.

Keywords: AHP, Paired Comparison, Wind Speed, Zoning Map



بررسی اثرات کاربرد توام گیاه پالایی و زیست پالایی در یک خاک آلوده به نفت خام

اکبر نعمتی^{۱*} - احمد گلچین^۲ - اکبر قوبدل^۳

تاریخ دریافت: ۱۳۹۷/۱۰/۰۱

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۸/۰۶/۱۷

چکیده

استخراج نفت و تولید مشتقات نفتی متنوع باعث گسترش آلودگی در خاک‌های اطراف مکان‌های استخراج و پالایش نفت شده است. بزرگ‌ترین نگرانی در این مورد، خطرات زیست محیطی این آلاینده‌ها می‌باشد. به منظور مطالعه تأثیر گیاه پالایی و زیست پالایی در خاک آلوده به نفت خام یک آزمایش فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی و در سه تکرار طراحی و اجرا گردید. فاکتورهای مورد مطالعه شامل سطوح آلودگی خاک با نفت خام شامل صفر (C₀)، ۲ درصد نفت خام (C₁) و ۴ درصد نفت خام (C₂) و تیمارهای پالایشی شامل کاشت گیاه چمن (B₁)، کاشت گیاه یونجه (B₂)، کاشت چمن + تلقیح بذر با باکتری سودوموناس پیوتیدا + تلقیح خاک با قارچ فانروکت کریزوسپوریوم (B₃)، کاشت یونجه + تلقیح بذر با باکتری سودوموناس پیوتیدا + تلقیح خاک با قارچ فانروکت کریزوسپوریوم (B₄) و بدون کشت (شاهد) (B₀) بودند. میزان عملکرد ماده خشک گیاهی، میزان حذف نفت خام و تنفس میکروبی برای نمونه‌ها اندازه‌گیری شد. نتایج نشان داد غلظت ترکیبات نفتی باقیمانده در سطح C₁ آلودگی نفت خام در اثر تیمارهای پالایشی B₃ و B₄ به ترتیب ۵۹ و ۵۶/۵ درصد کاهش یافت و در سطح C₂ آلودگی نفت خام نیز این تیمارهای پالایشی به ترتیب ۴۱ و ۳۹ درصد غلظت ترکیبات نفتی خاک را کاهش دادند. تیمار پالایشی B₃ دارای بیشترین عملکرد ماده خشک اندام هوایی بود. با افزایش سطح آلودگی نفت خام، عملکرد ماده خشک اندام هوایی و ریشه کاهش یافت. سطوح آلاینده‌های نفتی (C₁ و C₂) به ترتیب ۴۶ و ۶۱ درصد عملکرد ماده خشک ریشه، ۵۳ و ۶۳ درصد عملکرد ماده خشک اندام هوایی را کاهش دادند. بیشترین میزان تنفس میکروبی در تیمارهای پالایشی B₃ و B₄ مشاهده گردید. در هر سه سطح آلودگی اختلاف میزان تنفس میکروبی در تیمارهای پالایشی B₁ و B₂ با تیمار شاهد، معنی‌دار نبود.

واژه‌های کلیدی: آلودگی نفتی، زیست پالایی، ترکیبات نفتی باقیمانده، تنفس میکروبی

مقدمه

اکسیژن را با مشکل مواجه می‌سازد. همچنین نفت خام می‌تواند در بافت‌های گیاه نفوذ کرده و وارد فضاهای بین سلولی شود. غشای سلولی نیز به دلیل نفوذ هیدروکربن‌ها آسیب می‌بیند که منجر به نشت محتویات درون سلول می‌شود (۱۰). وجود هیدروکربن‌های نفتی در محیط زیست به دلیل سرطان زایی و ایجاد جهش ژنی، خطرناک است. این آلاینده‌ها ممکن است بعد از ورود به خاک وارد زنجیره غذایی شده و سلامت گیاه، حیوان و انسان را با خطر مواجه کنند (۷). هیدروکربن‌های نفتی، مخلوطی از ترکیبات شیمیایی هستند که همگی از کربن و هیدروژن تشکیل شده‌اند. این ترکیبات یکنواخت از لحاظ شیمیایی، حلالیت کمی در آب داشته و یا غیر قابل حل در آب هستند و نسبت به آب از جرم مخصوص کمتری برخوردارند. علاوه بر کربن و هیدروژن که لازمه تشکیل این ترکیبات هستند، نیتروژن و گوگرد نیز ممکن است در ساختار این ترکیبات وجود داشته باشند (۳). آلودگی خاک با هیدروکربن‌های نفتی سبب از بین رفتن پوشش و تنوع گیاهی و جانوری خاک می‌شود. از طرف دیگر گسترش آلودگی و انتقال آن از طریق شستشو با آب باران موجب آلوده شدن مناطق

نفت خام یکی از مهمترین منابع انرژی است که تولید، انتقال، مصرف و دفع آن در مقیاس گسترده، آن را به یکی از مهم‌ترین و رایج‌ترین انواع آلودگی محیط زیست در سراسر جهان تبدیل کرده است. از آنجاکه نفت و مشتقات آن برای استفاده در مناطق مختلف، از محل استخراج و تصفیه به نقاط دیگر حمل و نقل می‌شوند، امکان آلودگی خاک به این ترکیبات وجود دارد (۳۲).

ورود نفت خام به خاک سبب چسبندگی و اتصال ذرات خاک شده و علاوه بر سخت و غیرقابل نفوذ کردن خاک، زهکشی آب و انتشار

۱ و ۲- به ترتیب دانشجوی دکتری و استاد گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه زنجان

(*) نویسنده مسئول: (Email: akbar.nemati@znu.ac.ir)

۳- دانشیار گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه محقق اردبیلی
DOI: 10.22067/jsw.v0i0.76812

مطالعه تاثیر کاربرد توام روش‌های گیاه پالایی و زیست پالایی بر تجزیه یا کاهش نفت خام بوده است.

مواد و روش‌ها

برای کشت گیاه، یک نمونه خاک غیر آلوده به ترکیبات نفتی از عمق صفر تا ۳۰ سانتی متری یک زمین زراعی تهیه و پس از عبور دادن از الک ۲ میلی متری به لوله‌های P.V.C با طول ۵۰ سانتی متر و قطر ۲۰ سانتی متری منتقل گردید به طوری که وزن خاک هر لوله تقریباً ۲۲ کیلوگرم بود. نتایج اندازه‌گیری برخی خصوصیات فیزیکوشیمیایی خاک مورد مطالعه از جمله pH، هدایت الکتریکی (EC)، درصد ذرات و بافت خاک، میزان مواد آلی و آهک خاک در جدول ۱ آورده شده است (۱۶). فاکتورهای مورد مطالعه شامل تیمارهای پالایشی (B₁): کاشت گیاه چمن *Lolium perenne* (B₂): کاشت گیاه یونجه *Medicago sativa* (B₃): کاشت چمن *Lolium perenne* + تلقیح بذر با باکتری *Sodomonas putida*^۲ + تلقیح خاک با قارچ *Fanerochaete chrysosporium*^۳ (B₄): کاشت یونجه *Medicago sativa* + تلقیح بذر با باکتری *Sodomonas putida* + تلقیح خاک با قارچ *Fanerochaete chrysosporium* و (B₀): بدون کشت (شاهد) و سطوح غلظت نفت خام شامل: صفر (C₀)، ۲ درصد نفت خام (C₁) و ۴ درصد نفت خام (C₂) بودند. برای آماده‌سازی خاک آلوده، نمونه‌های خاک به طور مصنوعی با نفت خام (از پالایشگاه نفت تبریز) آلوده شدند. بدین صورت که پس از محاسبه وزن ترکیبات نفتی مورد نیاز برای آلوده ساختن خاک که بر اساس سطح آلودگی و وزن خاک ستون‌ها صورت گرفت، با توجه به دانسیته نفت خام (۰/۹ gr/cm³)، حجم مقدار نفت خام مورد نیاز محاسبه و به خاک اضافه گردید. مقدار نفت خام لازم برای آلوده‌سازی خاک هر ستون، ابتدا با ۱۰٪ از وزن خاک ستون مخلوط و سپس این مقدار با بقیه خاک ستون بطور کامل مخلوط گردید. خاک‌های آلوده به نفت خام برای رسیدن به تعادل به مدت یک ماه خوابانیده شدند.

باکتری *Sodomonas putida* و قارچ *Fanerochaete chrysosporium* مورد استفاده در تحقیق به ترتیب با شماره PTCC ۱۶۹۴ و ۱۵۵۷، از کلکسیون میکروبی سازمان پژوهش‌های علمی و صنعتی ایران تهیه گردیدند. در این مطالعه از محیط کشت PDA^۴، برای رشد قارچ‌ها استفاده گردید. برای تکثیر و دستیابی به حداکثر رشد قارچ *Fanerochaete chrysosporium*، از محیط کشت مایع حاوی افزودنی‌های زیر به ازای یک لیتر استفاده گردید: پنج گرم پپتون (عصاره مخمر به عنوان منبع

کشاورزی و آب‌های زیرزمینی می‌گردد (۱۵).

گیاه‌پالایی روشی نوین و پایدار در رفع آلودگی خاک به شمار می‌رود و به دلیل استفاده از پتانسیل طبیعت برای پاک‌سازی آلودگی‌ها، به فناوری سبز مشهور است. در این روش به کارگیری گیاهان سبب می‌شود که آلودگی موجود در خاک از بین برود یا به موادی با سمیت کمتر تبدیل شود که ممکن است مستقیماً در اثر واکنش آنزیم‌های گیاه یا به دلیل تاثیر غیر مستقیم گیاه بر این مواد باشد (۱۰).

زیست پالایی با بکارگیری میکروارگانیسم‌ها و گیاهان به‌خاطر توانایی مختلف آن‌ها برای سم زدایی یا حذف آلاینده‌ها، یک روش مناسب برای حذف یا تخریب تعداد زیادی از آلاینده‌های زیست محیطی شامل محصولات صنعت نفت می‌باشد (۲۸). میکروارگانیسم‌ها نقش کلیدی در تبدیل زیستی ترکیبات پیچیده آلاینده‌ها در طول فرآیندهای زیست پالایی خاک ایفا می‌کنند (۸).

مباشر و همکاران (۲۰) گزارش کردند پس از پنج ماه گیاه پالایی، میزان هیدروکربن‌های نفتی بطور معنی‌داری کاهش یافت همچنین متوسط میزان تخریب هیدروکربن‌های نفتی ۳۱/۲ درصد بود. وانگ و همکاران (۳۳) طی مطالعه‌ای پنج ماهه روی گیاه پالایی ترکیبات نفتی توسط گیاه فسیکو با بلند^۱ در خاک‌های آلوده با غلظت ۵۰۰۰ میلی گرم نفت خام در هر کیلوگرم خاک، دریافتند که میزان کاهش هیدروکربن‌های نفتی توسط گیاه ۳۰-۴۰ درصد بود.

در آزمایشی توسط سید علیخانی و همکاران (۲۶)، تاثیر پنج تیمار مختلف متشکل از گونه‌های مختلف دو جنس باکتری *Bacillus* و *Sodomonas* با و بدون کشت گیاه جو بر پالایش هیدروکربن‌های نفتی در خاک مورد بررسی قرار گرفت. نتایج نشان داد که تیمار حاوی *Bacillus* به همراه کشت جو، هیدروکربن‌های نفتی خاک را ۷۲/۵٪ و در تیمار بدون گیاه ۵۹/۸٪ کاهش داد. نتایج مطالعات آلارکون و همکاران (۴) نیز نشان داد که تیمار حاوی باکتری و قارچ میکوریز با تخریب آلاینده‌های هیدروکربنی به میزان ۵۹ درصد بیشترین بازدهی را داشت.

با توجه به اینکه ایران کشور نفت خیزی به شمار می‌رود و آلودگی خاک‌های مناطق اطراف پالایشگاه‌های نفتی قابل توجه می‌باشد بنابراین برای پالایش این آلودگی‌ها، از روش‌های زیست پالایی و گیاه پالایی که مشکلات سایر روش‌های پالایشی اعم از تخریب ساختار شیمیایی و فیزیکی خاک و هزینه‌های بالا را ندارند، استفاده می‌گردد. تحقیقات پیشین در این زمینه اغلب بر روی مطالعه تاثیرات جداگانه هر یک از این روش‌ها بوده است و کمتر به تاثیرات ترکیب این روش‌ها توجه شده است. بنابراین هدف از انجام این تحقیق

2- *Pseudomonas Putida*

3- *Phanerochaete Chrysosporium*

4- Potato Dextro Agar

1- Tall Fescue

شد. بدین ترتیب که به ازاء هر ۱۰ گرم خاک برداشت شده از خاک اطراف ریشه، ۵۰ میلی لیتر هگزان نرمال به آن اضافه و به مدت ۲ ساعت با سرعت ۲۰۰ دور در دقیقه همزده و سپس درون لوله‌های سانتریفیوژ ریخته شد. نمونه‌ها درون دستگاه سانتریفیوژ، به مدت ۱۰ دقیقه و با سرعت ۵۰۰۰ rpm، قرار داده شد. پس از گذشت مدت زمان مذکور، میزان آلاینده نفتی باقیمانده در نمونه‌ها، به روش EPA اندازه‌گیری شد (۳۰).

جهت تعیین میزان تنفس میکروبی در خاک، ۲۵ گرم خاک توزین و در ظروف مخصوص تنفس میکروبی ریخته شد. به هر یک از خاک‌ها تا ۰/۷ ظرفیت مزرعه آب مقطر افزوده شد. به منظور جمع آوری CO₂ تولید شده طی فرآیند تنفس میکروبی ریزجانداران خاک در هر یک از ظروف، یک لوله آزمایش حاوی ۱۰ میلی‌لیتر سود یک نرمال قرار داده و در ظروف محکم بسته شد. سپس ظروف در دستگاه انکوباسیون به مدت یک هفته و در دمای ۲۶ درجه سانتی‌گراد قرار داده شدند. پس از دوره انکوباسیون به هر یک از نمونه‌ها ۱۰ میلی-لیتر کلرید باریوم ۱۰ درصد و چند قطره معرف فنل فتالین افزوده و با اسید سولفوریک ۰/۲۵ نرمال تیتراژ شدند. در نهایت میزان میلی‌گرم کربن تولید شده به صورت CO₂ طی فرآیند تنفس میکروبی بر حسب میزان اسید مصرفی محاسبه شد (۵). تجزیه و تحلیل داده‌ها با استفاده از نرم‌افزار SAS 9.2 و برای ترسیم نمودار از نرم‌افزار Excel استفاده شد. مقایسه میانگین‌ها با استفاده از آزمون چند دامنه‌ای دانکن در سطح احتمال ۱ درصد صورت گرفت.

نتایج و بحث

نتایج حاصل از تجزیه واریانس ماده خشک ریشه و اندام هوایی، ترکیبات نفتی باقیمانده و تنفس میکروبی در تیمارهای مختلف نشان داد که اثر تیمارهای پالایشی و سطوح غلظت نفت خام بر روی تمام پارامترهای اندازه‌گیری شده و نیز اثرات متقابل آن‌ها به غیر از ترکیبات نفتی باقیمانده بر بقیه پارامترها معنی‌دار بود (جدول ۲).

وزن ماده خشک گیاهی

مقایسه میانگین وزن ماده خشک ریشه و اندام هوایی در سطوح مختلف غلظت نفت خام (C₀، C₁ و C₂)، بیانگر آن است که تیمارهای پالایشی B₃ و B₄ دارای وزن ماده خشک ریشه بالاتری بوده است. لذا به نظر می‌رسد که تیمارهای B₃ و B₄ از لحاظ استقرار و تولید عملکرد ماده خشک ریشه نسبت به تیمارهای B₁ و B₂ توانایی بالاتری داشتند. همچنین وزن ماده خشک اندام هوایی B₃ نسبت به B₄ و وزن ماده خشک اندام هوایی گیاه B₁ نسبت به B₂ در سطوح غلظت نفت خام بیشتر بود.

نیتروژن)، ۱۰ گرم گلوکز (به عنوان منبع کربن)، و مواد معدنی جهت رشد قارچ شامل ۰/۵ گرم MgSO₄.7H₂O، ۰/۱ گرم NH₄Cl، ۰/۵ گرم K₂HPO₄، ۰/۵ گرم FeSO₄.7H₂O، ۰/۱ گرم CaCl₂.2H₂O و ۲ گرم K₂HPO₄. این محیط کشت به میزان ۱۰۰ میلی لیتر در ارلن‌های ۵۰۰ میلی لیتری ریخته و دهانه ارلن‌ها توسط پنبه و فویل آلومینیومی پوشانده و استریل شدند (۲۷). جهت تلقیح بذر با باکتری در نمونه‌های دارای تلقیح، ۱۰ میلی‌لیتر از کشت خالص باکتری رشد کرده در محیط کشت نوترینت براث^۱ که حاوی ۱۰^۸ سلول باکتری زنده و فعال بود، استفاده شد. همچنین در عمق سه سانتی‌متری از سطح هر ستون خاک، ۲۰ میلی‌لیتر مایع حاوی اسپورهای قارچ اضافه و سپس بذرها در ستون‌های خاک کاشته شدند.

به منظور کشت، بذر چمن (*Lolium perenne*) و یونجه (*Medicago sativa*) از شرکت پاکان بذر اصفهان تهیه گردیدند. قبل از تلقیح، بذور به مدت ۳۰ ثانیه با الکل ۹۶ درصد و سپس به مدت ۲ دقیقه در محلول هیپوکلریت سدیم ۱۰ درصد ضدعفونی سطحی شده و با آب مقطر استریل ۷ تا ۸ مرتبه شستشو داده شد. بعد از اعمال تیمارها، نمونه‌ها داخل ستون‌های خاک منتقل گردیده و کشت گیاه انجام شد. ستون‌های خاک در شرایط مشابه مزرعه^۲ با دمای C (28 ± 15) با طول دوره روشنائی ۱۶ ساعت به مدت چهار ماه نگه داشته شدند. در طول دوره آزمایش آبیاری ستون‌های خاک هر دو روز یکبار و به مقدار حدوداً ۵۰۰ میلی‌لیتر برای هر ستون و بر اساس تفاوت رطوبت ستون خاک با میزان رطوبت حد ظرفیت مزرعه نمونه‌ها، انجام شد.

پس از اتمام دوره رشد، جهت انجام آزمایش‌های مربوطه، نمونه برداری از خاک اطراف ریشه (خاک ریزوسفری) انجام شد. برای این منظور، گیاهان پس از خروج از ستون‌های خاک به خوبی تکان داده شدند تا خاک غیر ریزوسفری جدا گردد و در نهایت خاک ریزوسفری برای آزمایش نمونه‌برداری شد. سپس جهت تعیین عملکرد ماده خشک گیاهی، ریشه و اندام هوایی گیاهان برداشت شده و در دمای ۶۵ درجه سانتی‌گراد به مدت ۷۲ ساعت در آن قرار داده شدند. میزان عملکرد ماده خشک گیاهی در اندام‌های هوایی و ریشه اندازه‌گیری گردید. برای آنالیز مقدار نفت خام باقیمانده، از هگزان نرمال به عنوان حلال برای استخراج آلاینده نفت خام استفاده گردید. پس از تبخیر هگزان نرمال، مقدار باقیمانده نفت خام بر اساس توزین اندازه‌گیری

۱- محیط کشت نوترینت براث مایع برای کشت میکروارگانیسم‌هایی که به مواد خاصی برای رشد نیاز ندارند توصیه می‌شود. این محیط کشت مایع حاوی عصاره گوشت و پپتون است. مواد محلول در آب از جمله کربوهیدرات‌ها، ویتامین‌ها، ترکیبات نیتروژن آلی و نمک در عصاره گوشت وجود دارد. این محیط مبنای ساخت بیشتر محیط‌های کشت و به دلیل نداشتن آگار مایع می‌باشد.

جدول ۱- برخی خصوصیات فیزیکوشیمیایی خاک مورد استفاده در آزمایش

Table 1- Selected physicochemical properties of the soil used in the experiment

بافت خاک Soil texture	شن Sand	سیلت Silt	رس Clay	مواد آلی Organic matter	رطوبت ظرفیت مزرعه Field capacity	آهک CaCO ₃
	%					EC dS.m ⁻¹ pH g.kg ⁻¹
Sandy loam شنی لوم شنی	65.3	13.1	21.6	0.78	16.5	7.6 2.5 112

جدول ۲- نتایج تجزیه واریانس اثرات ساده و متقابل روش‌های پالایشی و غلظت نفت خام

Table 2- The results of ANOVA showing the effects of experimental treatments

منابع تغییرات Source of variations	درجه آزادی Degree of freedom	میانگین مربعات (mean of squares)			
		ترکیبات نفتی باقیمانده Residual petroleum	تنفس میکروبی Microbial basal respiration	وزن خشک اندام هوایی Dry weight of shoot	وزن خشک ریشه Dry weight of root
تیمارهای پالایشی Remediation treatments	3	14.44**	25.21**	48.13**	8.99**
غلظت نفت خام Crude oil concentration	2	32.28**	67.79**	94.55**	5.84**
تیمارهای پالایشی * نفت خام Remediation treatments*Crude oil	6	3.64 ^{ns}	8.13**	6.85**	0.92*
خطا Error	24	0.57	0.38	0.72	0.66

** معنی‌دار در سطح احتمال ۱ درصد و ns عدم وجود اختلاف معنی‌دار می‌باشد.

ns: not significant, * $p \leq 0.05$ and ** $p \leq 0.01$

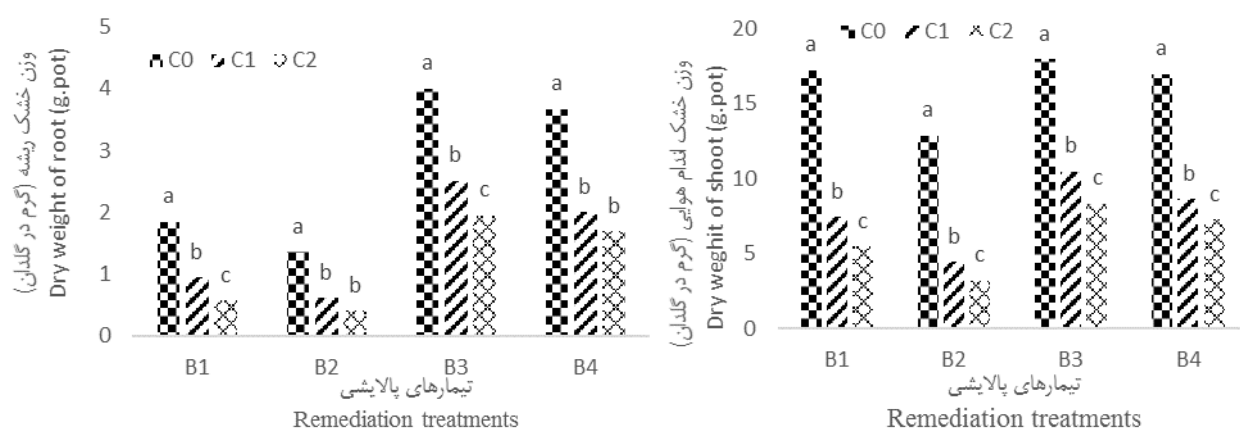
بررسی گیاه پالایی خاک آلوده به دیزل گزارش کردند زیست‌توده اندام هوایی و ریشه برای اغلب گیاهان مورد مطالعه، کاهش یافت. ایرجی آسیابادی و همکاران (۱۲) گزارش کردند، نتایج حاصل از مقایسه میانگین‌های وزن خشک اندام هوایی و ریشه سورگوم و جو در خاک آلوده گویای آن بود که وجود هیدروکربن‌های نفتی در خاک موجب کاهش رشد و عملکرد ماده خشک اندام هوایی و ریشه در مقایسه با تیمار شاهد شده است. کاهش حدود ۳۰ و ۲۲ درصدی در عملکرد ماده خشک ریشه و کاهش حدود ۴۲ و ۵۱ درصدی در عملکرد ماده خشک اندام هوایی به ترتیب برای جو و سورگوم در تیمار آلوده نسبت به تیمار شاهد مشاهده شد.

اثر متقابل تیمارهای پالایشی و سطوح آلودگی بر ماده خشک ریشه و اندام هوایی گیاهان مورد مطالعه در شکل ۱ آورده شده است. وجود آلاینده‌های نفتی در خاک در سطوح مختلف سبب کاهش رشد و عملکرد ماده خشک ریشه و اندام هوایی هر دو گیاه شده است که این کاهش در سطح آلودگی C₂ مشهودتر بود (شکل ۱). در سطح آلودگی C₁ تولید ماده خشک ریشه در تیمارهای B₁، B₂، B₃ و B₄ به ترتیب حدود ۳۷، ۴۶، ۴۹ و ۵۴ درصد نسبت به سطح آلودگی C₀ کمتر بود.

افضل و همکاران (۲) در بررسی گیاه پالایی خاک آلوده به نفت گزارش کردند که گیاه چمن به‌همراه باکتری سودوموناس میزان زیست‌توده گیاهی و تخریب هیدروکربن‌ها را افزایش دادند. کو و همکاران (۱۷) نیز در بررسی گیاه پالایی خاک‌های آلوده به نفت بیان کردند علف وتیور^۱ بیشترین میزان زیست‌توده را در سطح ۱۰٪ آلودگی هیدروکربن‌های نفتی، نشان داد.

کمترین میزان وزن ماده خشک ریشه و اندام هوایی برای سطوح مختلف مربوط به بالاترین سطح آلودگی (تیمار C₂) بود. به طوری که کاهش ۴۶ و ۶۱ درصدی در تولید ماده خشک ریشه به ترتیب در سطوح C₁ و C₂ غلظت نفت خام نسبت به سطح C₀ دیده شد. وزن ماده خشک اندام هوایی در سطوح غلظت نفت خام C₁ و C₂ به ترتیب ۵۳ و ۶۳ درصد کمتر از خاک غیرآلوده (سطح C₀) بود. همچنین کاهش در تولید زیست‌توده اندام هوایی برای هر دو گیاه چمن و یونجه در سطوح آلودگی C₁ و C₂ نسبت به سطح C₀ نمایان‌گر اثر سمیت نفت خام بر گیاهان مورد مطالعه و لذا کاهش رشد و تولید زیست‌توده گیاهی است. جاق‌تاپ و همکاران (۱۴) در

1- *Vetiveria zizanioides*



شکل ۱- اثرات تیمارهای پالایشی و غلظت نفت خام بر وزن خشک ریشه و اندام هوایی گیاهان مورد مطالعه

Figure 1- The effects of remediation treatments and crude oil concentration on dry weight of root and shoot of studied plants

در همین راستا ایسوفی و همکاران (۱۳) به اثرات سمیتی آلاینده‌های نفتی بر ذرت و بروز نارسایی‌هایی نظیر کلروز برگ، چروکیدگی برگ، کاهش رشد و ایجاد نقاط سوختگی بر روی برگ‌ها در طول دوره آزمایش اشاره کردند. ژیاو و همکاران (۳۶) نیز گزارش کردند که کاهش جذب عناصر غذایی نیتروژن و فسفر توسط گیاه در حضور هیدروکربن‌های نفتی خاک سبب کاهش رشد گیاهان مورد مطالعه گردیده است.

تنفس میکروبی

نتایج تجزیه واریانس میزان CO_2 تولید شده طی فرآیند تنفس میکروبی در جدول ۱ آمده است. نتایج نشان می‌دهد که اثر نوع تیمار پالایشی و غلظت نفت خام در خاک در تیمارهای مختلف بر میزان فعالیت ریزجانداران خاک و در نتیجه میزان CO_2 تولید شده طی فرآیند تنفس میکروبی در سطح یک درصد آزمون دانکن معنی‌دار بوده است (جدول ۱).

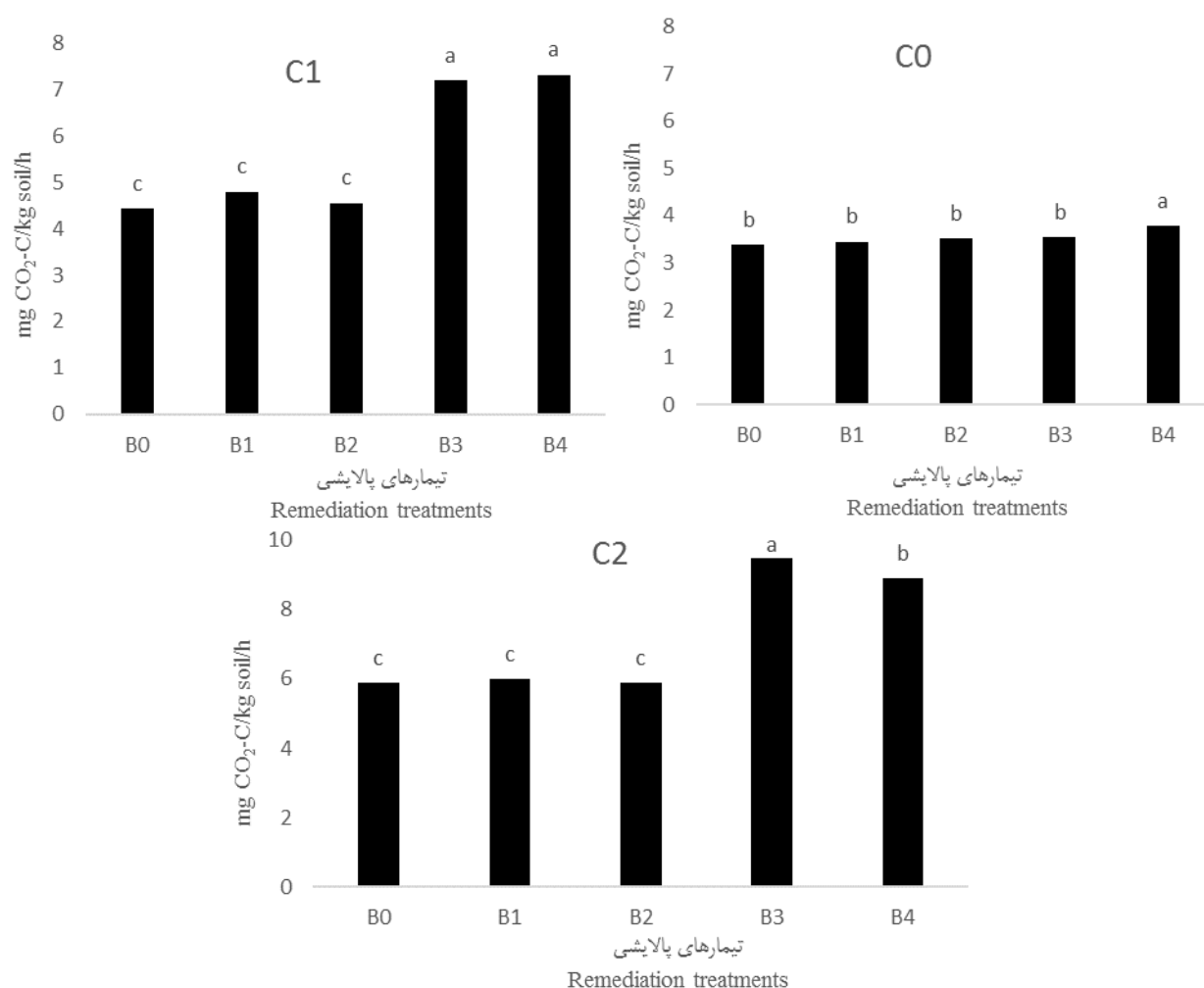
میزان CO_2 تولید شده طی فرآیند تنفس میکروبی در اثر تیمارهای پالایشی به تفکیک سطوح غلظت نفت خام (C_0 ، C_1 و C_2) در شکل ۲ نشان داده شده است. در حضور تیمار پالایشی B_4 در سطح C_0 غلظت نفت خام، میزان فعالیت و تنفس میکروبی افزایش معنی‌داری (در سطح ۵ درصد آزمون دانکن) یافته و بیشتر از نمونه شاهد بوده است. این در حالیست که سایر تیمارهای پالایشی تأثیر معنی‌داری بر تنفس میکروبی نداشتند. در سطح C_1 ، بیشترین میزان فعالیت میکروبی در تیمارهای پالایشی B_3 و B_4 دیده شد، به طوری که در ریزوسفر این تیمارهای پالایشی، تنفس میکروبی به طور معنی‌داری بیش‌تر از سایر تیمارهای پالایشی بود. همچنین در این سطح غلظت نفت خام میزان کربن تولید شده به صورت CO_2 در تیمار پالایشی B_1 بیشتر از نمونه شاهد بود. اما اختلاف معنی‌داری بین میزان فعالیت میکروبی در ریزوسفر B_1 و B_2 و شاهد مشاهده نشد (شکل ۲).

فاکتورهای اولیه بازدارنده رشد گیاهان، سمیت ترکیبات هیدروکربنی با وزن مولکولی کم می‌باشند و علت دیگر ویژگی‌های آب‌گریزی این ترکیبات است که سبب محدود کردن گیاهان برای جذب آب و عناصر غذایی می‌گردد (۲۲ و ۳۵).

در سطح آلودگی C_2 نیز غلظت بالای نفت خام سبب کاهش ۵۱، ۵۴، ۷۰ و ۶۹ درصدی تولید ماده خشک ریشه نسبت به سطح آلودگی C_0 به ترتیب برای تیمارهای پالایشی B_4 ، B_3 ، B_2 و B_1 شد. به نظر می‌رسد چسبندگی بیش از حد ذرات خاک در اثر غلظت بالای نفت خام در سطح آلودگی C_2 ، سبب ایجاد لایه‌هایی با نفوذپذیری پایین در خاک شده که منجر به مختل شدن حرکت آب و انتشار اکسیژن گردیده و به همین دلیل رشد ریشه و تولید ماده خشک آن کاهش بیشتری نشان داده است. گرهارد و همکاران (۲۰۰۹) با بررسی پتانسیل گیاه پالایی خاک‌های آلوده به آلاینده‌های آلی بیان کردند حضور آلاینده‌های نفتی در خاک سبب چسبندگی و اتصال ذرات خاک شده و علاوه بر سخت و غیرقابل نفوذ کردن خاک، زهکشی آب و انتشار اکسیژن را با مشکل مواجه می‌سازد (۱۰).

رشد و تولید ماده خشک اندام هوایی گیاهان مورد مطالعه در هر دو سطح آلودگی نسبت به خاک بدون آلودگی کاهش معنی‌داری داشت، به طوری که ماده خشک اندام هوایی در تیمارهای پالایشی B_2 ، B_1 ، B_4 ، B_3 در سطح آلودگی C_1 نسبت به سطح آلودگی C_0 به ترتیب ۴۲، ۴۹، ۵۷ و ۶۵ درصد کاهش یافت (شکل ۱). همچنین در سطح آلودگی C_2 نیز کاهش ۵۴، ۵۷، ۶۸ و ۷۵ درصدی به ترتیب در عملکرد ماده خشک اندام هوایی تیمارهای پالایشی B_3 ، B_4 ، B_1 و B_2 نسبت به سطح آلودگی C_0 دیده شد (شکل ۱).

به نظر می‌رسد تأثیر آلاینده‌ها بر قابلیت جذب آب و عناصر غذایی، مانع از رشد مناسب ریشه گردیده و بنابراین منجر به تفاوت در وزن ماده خشک ریشه و اندام هوایی گیاهان مورد مطالعه شده است.



شکل ۲- اثرات تیمارهای پالایشی و غلظت نفت خام بر میزان دی اکسید کربن تولید شده طی فرآیند تنفس میکروبی

Figure 2- The effects of remediation treatments and crude oil concentration on produced CO₂ in microbial basal respiration

(۱۲) بیان کردند میزان کربن تولیدی به صورت CO₂ ناشی از تنفس میکروبی در خاک‌های آلوده به هیدروکربن‌های نفتی نسبت به خاک شاهد (بدون آلودگی) بطور معنی‌داری افزایش یافت. پولیاک و همکاران (۲۳) در بررسی تاثیر روش‌های مختلف پالایشی بر فعالیت های بیولوژیکی خاک آلوده به نفت بیان کردند بیشترین میزان تنفس پایه، یک هفته پس از شروع آزمایش مشاهده شد. زمانی که غلظت هیدروکربن‌ها در بیشترین میزان قرار داشت. آنها بیان کردند که غلظت بالای هیدروکربن‌ها باعث تحریک فعالیت بالای میکروبی می‌گردد.

همچنین اثر متقابل پوشش گیاهی و فعالیت میکروبی در تخریب آلاینده‌های نفتی در بسیاری از پژوهش‌های دیگر گزارش شده است. در این مطالعات به همبستگی مثبت بین زیست‌توده ریشه و فعالیت میکروبی و تخریب هیدروکربن‌های نفتی اشاره کرده و همچنین بیان کردند اثرات سینرژیستی گیاهان و باکتری‌های تلقیح شده بر تخریب

در سطح C₂ غلظت نفت خام، بیشترین میزان تنفس میکروبی در تیمار پالایشی B₃ حاصل شد. این در حالیست که در این سطح آلودگی اختلاف معنی‌داری از لحاظ میزان CO₂ طی فرآیند تنفس میکروبی در حضور تیمارهای B₁ و B₂ با تیمار شاهد وجود نداشت (شکل ۲). تیمار پالایشی B₄ همانند B₃ باعث افزایش فعالیت میکروبی شد ولیکن میزان CO₂ تولید شده ناشی از فعالیت میکروبی در ریزوسفر این گیاه ۵ درصد کمتر از ریزوسفر B₃ بود (شکل ۲). به نظر می‌رسد که تیمار پالایشی B₃ به سبب استقرار مناسب‌تر و تولید زیست‌توده ریشه و اندام هوایی بیشتر در این سطح (شکل ۱)، اثر بیشتری بر فعالیت میکروبی در خاک داشته است. از طرف دیگر در سطح غلظت نفت خام بالاتر (C₂) که غلظت آلاینده‌های نفتی در خاک و لذا سوبسترای لازم برای فعالیت ریزجانداران خاک بالاتر بوده است، میزان کربن تولیدی به صورت CO₂ ناشی از فعالیت آنها نیز بیشتر شده است (شکل ۲). در تحقیقی ایرجی آسیابادی و همکاران

گزارش شده است که فعالیت‌های گیاهان چمن و یونجه، جمعیت و توان باکتری‌های تخریب کننده هیدروکربن‌های نفتی مانند میکروباکتر و سودوموناس را بطور معنی‌داری افزایش دادند (۲۴ و ۲۹).

بررسی نتایج حاصل از مقایسه میانگین اثر تیمارهای مختلف پالایشی بر کاهش غلظت نفت خام در خاک در هر یک از سطوح غلظت نفت خام C_1 و C_2 به صورت جداگانه بیانگر پالایش بیشتر این آلاینده‌ها در سطح آلودگی پایین‌تر (C_1) است (شکل ۳). در سطح آلودگی پایین‌تر که استقرار و رشد و توسعه گیاه بیشتر بوده است (شکل ۱)، فرآیندهای پالایشی نیز نقش مؤثرتری در پالایش نفت خام داشته‌اند. به این علت که غلظت بالای آلاینده‌های نفتی در خاک می‌تواند سبب بروز سمیت برای گیاه و ریزجاندانان شده و نهایتاً موجب مرگ و نابودی آنها شود. ژانگ و همکاران (۳۸) گزارش کردند در بسیاری از خاک‌های آلوده به ترکیبات نفتی جمعیت‌های میکروبی کاهش یافتند که در اثر سمیت هیدروکربن‌های نفتی بود. بنابراین در خاک‌هایی با غلظت بالای هیدروکربن‌های نفتی کارایی فرآیندهای پالایشی کاهش می‌یابد. همچنین غلظت بالای این آلاینده‌ها در خاک سبب کاهش سرعت رشد و استقرار پوشش گیاهی و فعالیت ریزجاندانان خاک شده و نهایتاً تجزیه و تخریب این آلاینده‌ها در خاک کاهش می‌یابد.

شکل ۳ نمایان‌گر مقایسه میانگین تاثیر تیمارهای پالایشی مختلف با تیمار شاهد (بدون گیاه) و غلظت ترکیبات نفتی باقیمانده در سطوح C_1 و C_2 است. با توجه به این شکل مشخص است که تیمارهای پالایشی B_3 و B_4 نقش مؤثرتری بر کاهش غلظت آلاینده‌های نفتی در خاک داشتند اگرچه تفاوت معنی‌داری بین اثر حضور دو تیمار مشاهده نشد.

برای سطح C_2 نفت خام نیز نتایجی مشابه با سطح C_1 حاصل شد. اگرچه بین تیمارهای پالایشی B_3 و B_4 اختلاف معنی‌داری در کاهش غلظت نفت خام در خاک در تیمار C_2 مشاهده نشد ولیکن تیمار پالایشی B_3 نقش مؤثرتری در پالایش این دسته از آلاینده‌های زیست محیطی داشته است (شکل ۳). در مطالعات متعددی از چمن به عنوان گیاه پالاینده برای پالایش هیدروکربن‌های نفتی استفاده شده است که دلیل توانایی‌های گیاه چمن از جمله: سیستم ریشه‌ای گسترده، توان تحمل بالای هیدروکربن‌ها، سطح ریشه بزرگ و قدرت بالای نفوذ ریشه‌ای در خاک می‌باشد (۲، ۹ و ۳۷). همچنین گیاه چمن بدون اضافه کردن عنصر تغذیه‌ای مکمل نیز توانایی حذف هیدروکربن‌ها را دارا می‌باشد (۹). بنابراین بر اساس نتایج بدست آمده به نظر می‌رسد که نوع گیاه و غلظت آلاینده‌های نفتی در خاک و حضور و فعالیت ریزجاندانان و همچنین قابلیت رشد و نمو و تولید زیست‌توده ریشه گیاهان مورد مطالعه در تجزیه و تخریب آلاینده‌های نفتی در خاک نقش مهمی را ایفا می‌کنند.

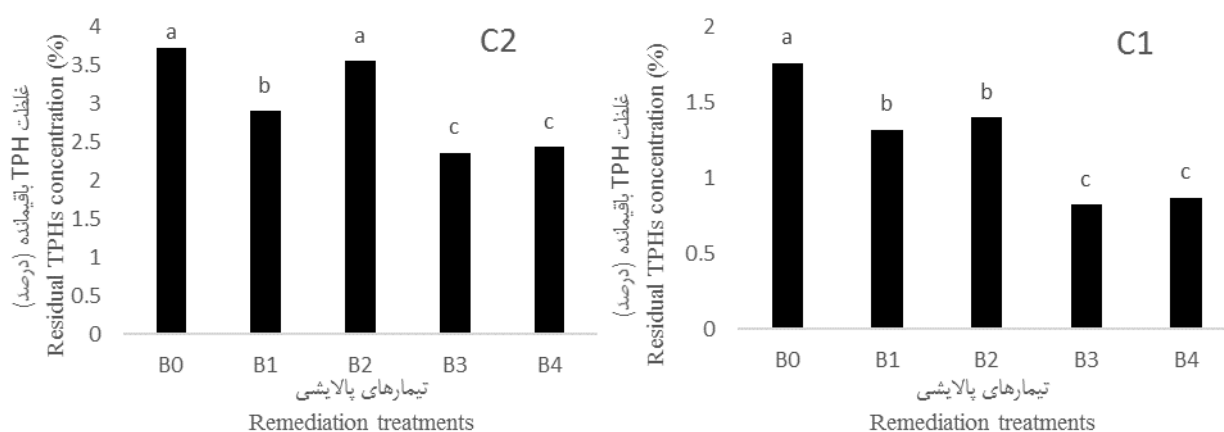
هیدروکربن‌ها سبب تاثیرات مؤثرتری نسبت به کاربرد جداگانه پالایش میکروبی و گیاه پالایی می‌گردد (۲ و ۱۱). لایست و فلنگترو (۱۸) نیز بیان نمودند به این دلیل گیاهان جهت افزایش امکان تخریب و پالایش ترکیبات آلاینده آلی در خاک پیشنهاد می‌گردند که جمعیت و فعالیت میکروبی در ریزوسفر آنها بسیار بیشتر از خاک بدون گیاه است.

گیاه پالایی نفت خام

نتایج نشان داد کاربرد تیمارهای پالایشی نقش مؤثری بر تجزیه و تخریب آلاینده‌های نفتی در خاک دارا می‌باشد. در این راستا، تیمارهای پالایشی و غلظت‌های نفت خام دارای اثری معنی‌دار در سطح آماری یک درصد بر میزان کاهش غلظت TPHs طی فرآیند گیاه پالایی و زیست پالایی، بودند (جدول ۱). به طوری که اختلافی معنی‌دار در اثر تخریب و کاهش غلظت TPHs بین تیمار شاهد (B_0) و سایر تیمارهای پالایشی دیده شد. اما در سطوح غلظت نفت خام، توانایی دو تیمار پالایشی B_3 و B_4 در پالایش آلاینده‌های نفتی موجود مشابه بود و اختلاف معنی‌داری بین اثر حضور این دو تیمار بر تجزیه و تخریب TPHs در سطوح مختلف آلودگی دیده نشد (شکل ۳).

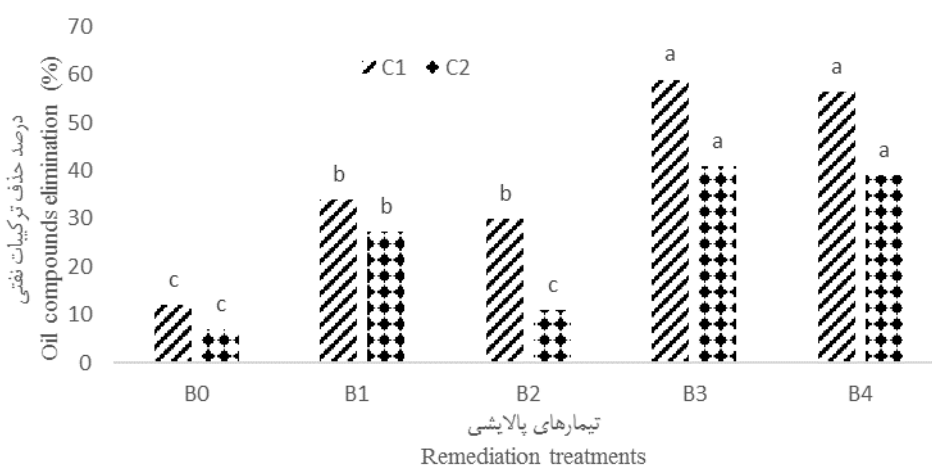
ژائو و همکاران (۳۶) در بررسی گیاه پالایی ترکیبات PAHs توسط گونه‌های گیاهان زینتی گزارش کردند گیاهان نخل زینتی^۱ و یونجه^۲ توانستند در یک آزمایش ۱۵۰ روزه، به ترتیب ۹۹/۴٪ و ۹۸/۱۱٪ ترکیبات PAHs را حذف کنند. عابدی کویایی و همکاران (۱) در مطالعه‌ای از گیاه ری‌گراس^۴ به منظور بررسی روند زوال درصد ترکیبات نفتی استفاده نمودند، نتایج آزمایش‌های گیاه پالایی نشان داد گیاه لولیم در طی ۱۷ هفته میزان ترکیبات نفتی را ۶۵ درصد کاهش داد. در واقع فرایندها و مکانیسم‌های مختلفی در ناحیه اطراف ریشه گیاهان اتفاق می‌افتد که باعث می‌شوند ریشه‌ها محیط ایده‌آلی برای تخریب هیدروکربن‌های نفتی فراهم کنند. همچنین رشد و توسعه ریشه‌ها به خاک‌های عمیق‌تر باعث افزایش تبادل آب و هوای خاک شده که منجر به بهبود ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی و بیولوژیکی خاک می‌گردد (۱۷، ۳۴). ریشه‌ها بوسیله کاهش سطح و حجم میکروپورهای خاک سبب افزایش دسترسی زیستی هیدروکربن‌های نفتی می‌گردند. همچنین آزاد سازی ترکیبات آلی مانند آمینواسیدها، قندها، آنزیم‌ها، اسیدهای آلی و کربوهیدرات‌ها از ریشه‌ها سبب افزایش جمعیت و فعالیت میکروب‌ها می‌گردند (۳۱). بطور مثال

- 1- Total Petroleum Hydrocarbons
- 2- Phoenix
- 3- *Medicago sativa* Linn
- 4- Ryegrass



شکل ۳- اثرات تیمارهای پالایشی و نفت خام بر میزان ترکیبات نفتی باقیمانده

Figure 3- The effects of remediation treatments and crude oil concentration on residual TPHs



شکل ۴- مقایسه میزان حذف ترکیبات نفتی در اثر تیمارهای پالایشی و غلظت نفت خام

Figure 4- Compare of oil compounds elimination under effects of remediation treatments and crude oil concentration

پالایشی به سبب حضور جمعیت میکروبی و فعالیت میکروبی باعث افزایش تجزیه و تخریب این دسته از آلاینده‌ها در محیط ریزوسفر خود شده‌اند. در آزمایشی، افزودن میکروارگانیسم‌های تجزیه کننده ترکیبات نفتی میزان تجزیه را در مقایسه با تیمار کشت گیاه افزایش داد. بیشترین مقدار تجزیه به میزان ۸۵ درصد در تیمار حاوی قارچ میکوریزا و باکتری‌های تجزیه کننده در سطح آلودگی دو درصد مشاهده شد. (۲۵). کاوی و همکاران (۶) در بررسی گیاه پالایی چمن و فسیکو پایه بلند به همراه باکتری‌های محرک رشد گیاه از جمله سودوموناس پیوتیدا گزارش کردند حضور این باکتری‌ها تخریب هیدروکربن‌ها را بهبود بخشیده و ۸۰٪ ترکیبات هیدروکربنی نفتی را کاهش داد. از سوی دیگر در حضور این دو تیمار پالایشی (B3 و B4)، تنفس میکروبی نسبت به تیمار شاهد (بدون گیاه) افزایش معنی‌داری یافت که خود می‌تواند عاملی مهم در کاهش بیشتر غلظت آلاینده

بررسی درصد حذف ترکیبات نفتی نمایان‌گر نقش مؤثرتر دو تیمارهای پالایشی B3 و B4 نسبت به بقیه تیمارها در پالایش آلاینده های نفتی موجود در خاک است (شکل ۴). به شکلی که در سطح C1 غلظت نفت خام، حضور تیمارهای پالایشی B3 و B4 به ترتیب سبب کاهش ۵۹ و ۵۷ درصدی غلظت نفت خام نسبت به غلظت اولیه این ترکیبات در شروع دوره آزمایش شد. این درحالیست که در سطح C1 غلظت نفت خام، کمترین درصد حذف غلظت ترکیبات نفتی بعد از تیمار شاهد B0 در حضور تیمار پالایشی B2 مشاهده شد که البته دارای تفاوت معنی‌داری با تیمار شاهد بود (شکل ۴).

در سطح C2 غلظت نفت خام نیز، تیمارهای پالایشی B3 و B4 در پالایش این دسته از آلاینده‌های نفتی، نقش مؤثرتری داشتند و کاهش حدود ۴۱ و ۳۹ درصدی در غلظت نفت خام به ترتیب در حضور B3 و B4 دیده شد (شکل ۴). به نظر می‌رسد که این تیمارهای

ماده خشک اندام هوایی و ریشه همه سطوح مورد مطالعه در مقایسه با سطح شاهد (C_0) شد و این کاهش رشد و عملکرد در سطح آلودگی بالاتر (تیمار C_2) مشهودتر بود که بیانگر سمیت ترکیبات نفتی و حضور نفت خام در خاک برای گیاهان و میکروارگانیسم های بکار رفته، بود.

میزان حذف غلظت نفت خام و وزن خشک اندام هوایی و ریشه و همچنین تنفس میکروبی در تیمارهای پالایشی B_3 و B_4 که شامل ترکیب حضور گیاه و باکتری و قارچ بود، بیشتر از سایر تیمارهای پالایشی بود. این در حالیست که تیمارهای پالایشی B_1 و B_2 حاوی همان گیاهان تیمارهای B_3 و B_4 ولی بدون حضور باکتری و قارچ بودند. بنابراین می توان به اهمیت حضور میکروارگانیسم ها و فعالیت میکروبی در کنار گیاهان برای تخریب و حذف ترکیبات هیدروکربنی نفتی پی برد.

بطور کلی می توان گفت اثرات کاربرد توام گیاه پالایی و زیست پالایی بر تخریب و حذف ترکیبات نفت خام خاک بیشتر از کاربرد جداگانه هر یک از این روش ها می باشد. همچنین با توجه به نتایج به دست آمده، استفاده همزمان از تلقیح میکروبی به همراه گیاه پالایی بویژه گیاه چمن برای پالایش آلودگی های ناشی از ترکیبات نفتی توصیه می گردد.

های نفتی در حضور این دو تیمار باشد (شکل ۲). چراکه جمعیت میکروبی بالاتر در حضور پوشش گیاهی عامل اصلی تجزیه و تخریب بیشتر و سریع تر ترکیبات هیدروکربنه نسبت به نمونه شاهد بود.

حضور تیمار پالایشی B_2 در غلظت بالاتر نفت خام (C_2) نقش مؤثری بر پالایش آلودگی نفت خام، نداشت و اختلاف معنی داری بین اثر حضور این تیمار پالایشی و تیمار شاهد بر حذف ترکیبات نفتی در خاک دیده نشد (شکل ۴). به نظر می رسد که این تیمار پالایشی (B_2) به سبب عملکرد ماده خشک گیاهی پایین (شکل ۱) و نبودن فعالیت میکروبی، بر تجزیه و تخریب آلاینده های نفتی در خاک تاثیر زیادی نداشته است. بررسی نتایج تنفس میکروبی نیز گویای اهمیت پایین این گیاه در افزایش فعالیت میکروبی به ویژه در سطح C_2 غلظت نفت خام است (شکل ۲). در همین ارتباط مرکل و همکاران (۱۹) نیز بیان کردند که کاهش عملکرد ماده خشک گیاه به ویژه ریشه، مستقیماً بر روی خصوصیات ریزوسفر گیاه به ویژه تحریک ریزجانداران خاک اثر گذاشته و سبب کاهش فعالیت ریزجانداران تجزیه کننده نفت در خاک می شود.

نتیجه گیری

سطوح آلودگی خاک با نفت خام، موجب کاهش رشد و عملکرد

منابع

- 1- Abedi Koupai J., Ghaheri E., Eslamian S.S., and Hosseini H. 2013. Investigation the kinetic models of biological removal of petroleum contaminated soil around oil pipeline using ryegrass. Journal of Water and Wastewater 25(89): 62-68. (In Persian)
- 2- Afzal M., Yousaf S., Reichenauer T.G., and Sessitsch A. 2012. The inoculation method affects colonization and performance of bacterial inoculant strains in the phytoremediation of soil contaminated with diesel oil. International Journal of Phytoremediation 14: 35- 47.
- 3- Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 1990. Public Health Statement, Creosote. (Accessed, May, 1999)
- 4- Alarcon A., Davies F.T., Autenneth R.L., and Zuberer D.A. 2008. Arbuscular mycorrhiza and petroleum-degrading microorganisms enhance phytoremediation of petroleum-contaminated soil. International Journal of Phytoremediation 10: 251-263.
- 5- Alef K., and Nannipieri P. 2003. Methods in applied soil microbiology and biochemistry. Harcourt brace & company.
- 6- Cowie B.R., Greenberg B.M., and Slater G.F. 2010. Determination of microbial carbon sources and cycling during remediation of petroleum hydrocarbon impacted soil using natural abundance ^{14}C analysis of PLFA. Environmental Science of Technology 44: 2322-2327.
- 7- Cupers C., Pancras T., Grotenhuis T., and Rulkens W. 2002. The estimation of PAH bioavailability in contaminated sediments using hydroxypropyl-B-cyclodextrin and triton x-100 extraction techniques. Chemosphere 46: 1235-45.
- 8- Gadd G.M. 2010. Metals, minerals and microbes: geomicrobiology and bioremediation. Microbiology 156: 609-643.
- 9- Gaskin S.E., and Bentham R.H. 2010. Rhizoremediation of hydrocarbon contaminated soil using Australian native grasses. Science of the Total Environment 408: 3683-3688.
- 10- Gerhardt K.E., Huang X.D., Glick B.R., and Greenberg B.M. 2009. Phytoremediation and rhizoremediation of organic soil contaminants: Potential and challenges. Plant Science 176: 20-30.
- 11- Gurska J., Wang W., Gerhardt K.E., Khalid A.M., Isherwood D.M., Huang X.D., Glick B.R., and Greenberg B.M. 2009. Three-year field test of a plant growth promoting rhizobacteria enhanced phytoremediation system at a land farm for treatment of hydrocarbon waste. Environmental Science of Technology 43: 4472-4479.
- 12- Iraj Asibadi F., Mir Bagheri A., and Soliemani M. 2015. Phytoremediation of soil contaminated with oil hydrocarbons in around of Esfahan refinery. Water and Waste Water 3: 38-47. (In Persian)

- 13- Issoufi I., Rhykerd R.L., and Smiciklas K.D. 2006. Seedling growth of gronomic crops in crude oil contaminated soil. *Agronomy and Crop Science* 192: 310.
- 14- Jagtap S.S., Woo S.M., Kim T.S., Dhiman S.S., Kim D., and Lee J.K. 2014. Phytoremediation of diesel-contaminated soil and saccharification of the resulting biomass. *Fuel* 116: 292-298.
- 15- Joner E.J., Leyval C., and Colpaert J.V. 2006. Ectomycorrhizas impede phytoremediation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) both within and beyond the rhizosphere. *Environmental Pollution* 142: 34-38.
- 16- Jones, J.B.J. 2001. Laboratory guide for conducting soil tests and plant analysis. Boca raton, London, New York and Washington, D.C. CRC press. P. 152-153.
- 17- Kuo H.C., Juang D.F., Yang L., Kuo W.C., and Wu Y.M. 2014. Phytoremediation of soil contaminated by heavy oil with plants colonized by mycorrhizal fungi. *International Journal of Environmental Science Technology* 11: 1661-1668.
- 18- Liste H.H., and Felgentreu D. 2005. Crop growth culturable bacteria and degradation of petrol hydrocarbons (PHCs) in a long term contaminated field soil. *Applied Soil Technology*, 31: 43-52.
- 19- Merkl N., Kraft R.S., and Infant C. 2004. Phytoremediation of petroleum- contaminated soils in the tropics – Preliminary assessment of the potential of species from eastern Venezuela. *Journal of Applied Botany and Food Quality* 78(3): 185-192.
- 20- Moubasher H.A., Hegazi A.K., Mohamed N.H., Mostafa Y.M., Kabiell H.F., and Hamed A.A. 2015. Phytoremediation of soil polluted with crude petroleum oil using *Bassia scoparia* and its rhizosphere microorganisms. *International Biodeterioration and Biodegradation* 98: 113-120.
- 21- Muratova A.Y., Golubev S.N., Dubrovskaya E.V., Pozdnyakova N.N., Panchenko L.V., Pleshakova E.V., Chernyshova M.P., and Turkovskaya O.V. 2012. Remediating abilities of different plant species grown in diesel-fuel-contaminated leached chernozem. *Applied Soil Ecology* 56: 51-57.
- 22- Peng S., Zhou Q., Cai Z., and Zhang Z. 2009. Phytoremediation of petroleum contaminated soils by *Mirabilis jalapa* L. in a greenhouse plot experiment. *Journal of Hazardous Materials* 168: 1490-1496.
- 23- Polyak Y.M., Bakina L.G., Chugunova M.V., Mayachkina N.V., Gerasimov A.O., and Bure V M. 2018. Effect of remediation strategies on biological activity of oil-contaminated soil- A field study. *International Biodeterioration and Biodegradation* 126: 57-68.
- 24- Rezek J., Wiesche C., Mackova M., Zadrazil F., and Macek T. 2008. The effect of ryegrass (*Lolium perenne*) on decrease of PAH content in long term contaminated soil. *Chemosphere* 70: 1603-1608.
- 25- Sarvi Moghanlo V., Chorom M., Falah M., and Motamedy H. 2012. Evaluation the effect of myccorhiza and degrading bacteria in enhancing phytoremediation of oil compound in oil contaminated soil. *Journal of Water and Soil* 26(4): 832-841. (In Persian with English abstract)
- 26- Seyedalikhani S., Shorafa M., and Asgharzadeh A. 2010. Efficiency of *bacillus* bacteria in bioremediation of hydrocarbon contaminated soil. *Journal of Water and Soil Science* 3(21): 91-101. (In Persian with English abstract)
- 27- Sharari M., Roohani M., Jahan Latibari A., Guillet A., Arousseau M., and Sharari M. 2013. Treatment of Bagasse preparation effluent by *phanerochaete chrysosporium* immobilized on polyurethane foam: Enzyme production versus pollution. *Industrial Crops and Products* 46: 226-233
- 28- Singh A., Kuhad R., and Ward O. 2009. *Advances in Applied Bioremediation*. Springer Verlag, Berlin.
- 29- Sorkhoh N.A., Ali N., Salamah S., Eliyas M., Khanafer M., and Radwan S.S. 2010. Enrichment of rhizospheres of crop plants raised in oily sand with hydrocarbonutilizing bacteria capable of hydrocarbon consumption in nitrogen free media. *International Biodeterioration and Biodegradation* 64: 659-664.
- 30- U.S. EPA. 2001. Guideline for the bioremediation of marine shorelines and fresh water wetland. Office of research and development, US Environmental Protection Agency.
- 31- Van Hecke M.M., Treonis A.M., and Kaufman J.R. 2005. How does the fungal endophyte *Neotyphodium coenophialum* affect tall fescue (*Festuca arundinacea*) rhizodeposition and soil microorganisms? *Plant Soil* 275: 101-109.
- 32- Wang H., Xu R., Li F., Qiao J., and Zhang B. 2010. Efficient degradation of lube oil by a mixed bacterial consortium. *Journal of Environmental Sciences* 22: 381-388.
- 33- Wang J., Zhang Z., Su Y., He W., He F., and Song H. 2008. Phytoremediation of petroleum polluted soil. *Petroleum Science* 5(2): 167-71.
- 34- Wang Z., Xu Y., Zhao J., Li F., Gao D., and Xing B. 2011. Remediation of petroleum contaminated soils through composting and rhizosphere degradation. *Journal of Hazardous Materials*, 190: 677-685.
- 35- Wyszowski M., and Ziolkowska A. 2009. Role of compost, bentonite and calcium oxide in restricting the effect of soil contamination with petrol and diesel oil on plants. *Chemosphere* 74: 860-865.
- 36- Xiao N., Liu R., Jin C., and Dai Y. 2015. Efficiency of five ornamental plant species in the phytoremediation of polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH)-contaminated soil. *Ecological Engineering* 75: 384-391.
- 37- Yousaf S., Afzal M., Reichenauer T.G., Brady C.L., and Sessitsch A. 2011. Hydrocarbon degradation, plant colonization and gene expression of alkane degradation genes by endophytic *Enterobacter ludwigii* strains. *Environmental Pollution* 159: 2675-2683.

- 38- Zhang Z., Rengel Z., Chang H., Meney K., Pantelic L., and Tomanovic R. 2012. Phytoremediation potential of *Juncus subsecundus* in soils contaminated with cadmium and polynuclear aromatic hydrocarbons (PAHs). *Geoderma* 175–176: 1–8.



Evaluating the Effects of Co-using Phytoremediation and Bioremediation in a Crude Oil Contaminated Soil

A. Nemat^{1*}- A. Golchin²- A. Ghavidel³

Received: 22-12-2018

Accepted: 05-09-2019

Introduction: Crude oil is one of the most important sources of energy and its large scale production, transmission, consumption and disposal, making it one of the most important and common types of environmental pollution worldwide. Oil extraction and various oil products have led to spread of pollution in the soils around oil extraction and refining sites. During the production and transportation of crude oil, unsuitable operation and leakage may result in contamination of soil with petroleum hydrocarbons. Great concern in this case is the environmental risks of these pollutants. During the past decades, bioremediation of petroleum contaminated soil has been a hot issue in environmental research, and many bioremediation strategies have been developed and improved to clean up petroleum polluted soil. The aim of this study was to compare the effects of co-using of different bioremediation strategies on remediation of crude oil contaminated soil.

Materials and Methods: In order to investigate the effects of co-using phytoremediation and bioremediation in a crude oil contaminated soil, a factorial experiment in completely randomized design with three replications was conducted. The factors were three levels of crude oil contamination (0 wt% (C₀), 2 wt% (C₁) and 4 wt% (C₂)) and four treatments of remediation (Grass (B₁), Alfalfa (B₂), Grass + *Pseudomonas Putida*+ *Phanerochaete Chrysosporium* (B₃), Alfalfa + *Pseudomonas Putida*+ *Phanerochaete Chrysosporium* (B₄), control (B₀)). For amendment of contaminated soil, soil samples were artificially contaminated with crude oil (from Tabriz Oil Refinery) and blended to soil (10% total quantity of soil spiked) then spiked soils were progressively mixed with unpolluted soil and homogenized. After preparation of the crude oil-spiked soil microbial inoculation were done and then the samples were packed into soil columns and then plants cultivation was done in soil columns (P.V.C pipes). At the end of growth period, some parameters were measured including residual Total Petroleum Hydrocarbons (TPHs) concentration, microbial basal respiration and dry weight of root and shoot.

Results and Discussion: The results showed that TPHs concentration in C₁ crude oil level by B₃ and B₄ remediation treatments decreased by 59% and 57%, respectively, and in C₂ level B₃ and B₄ remediation treatments decreased TPHs content by 41% and 39%, respectively. B₃ remediation treatment had the highest shoot and root dry weight and the lowest root and shoot dry weight observed from B₂ remediation treatment. Shoot and root dry weight decreased with increasing crude oil contamination levels. The highest basal respiration rate was observed in B₃ and B₄ remediation treatments. In all of crude oil levels, there was not significant difference between B₁ and B₂ remediation treatments and control (B₀) in basal respiration rate. In the highest crude oil contamination level (C₂) the amount of carbon produced as CO₂ increased because this level has higher concentration of oil pollutants and therefore has more required substrate for the activity of microorganisms, and consequently more microbial activities increased CO₂ production. Compared to the control, the levels of crude oil contamination (C₁ and C₂) decreased dry weight of root by 46% and 61%, respectively and dry weight of shoot by 53% and 63%, respectively. Considering that the high concentrations of oil contaminants in the soil can lead to toxicity for plants and microorganisms and also hydrophilic properties of these compounds can decrease the availability of moisture and nutrients for plants root, therefore the growth of root decreased in oil contaminated soil. In lower level of crude contamination (C₁), remediation treatments have more effective role in refining crude oil. This results from more plant growth and then more plant roots which increase the bioavailability of hydrocarbons by reducing the volume of soil micro pores. Also plants root release organic compounds which would increase the population and activity of soil microbes and these cause to increase of oil compounds degradation and elimination.

Conclusion: Experimental results showed that remediation treatments which contained bacteria and fungi with plants caused to more oil compounds elimination, microbial basal respiration and dry weight of root and shoot. Therefore, it can be found the importance of the presence of microorganisms and the microbial activity with plants in order to degrade and remove the soil oil compounds.

Keywords: Bioremediation, Oil pollution, Residual oil compounds, Microbial basal respiration

1 and 2- Ph.D. Student and Professor of Soil Science Department, University of Zanjan

(*- Corresponding Author Email: akbar.nemati@znu.ac.ir)

3- Associate Professor of Soil Science Department, University of Mohaghegh Ardabili



برهمکنش سولفات روی و ورمی کمپوست بر قابلیت استفاده و جزءبندی روی در یک خاک آهکی

فاطمه محمدی ناوچی نژاد^۱ - علیرضا حسین پور^۲ - حمیدرضا متقیان^{۳*}

تاریخ دریافت: ۱۳۹۷/۱۱/۰۸

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۸/۰۶/۱۱

چکیده

کمبود روی از مشکلات خاک‌های آهکی است و برطرف کردن آن منجر به افزایش عملکرد محصولات کشاورزی می‌شود. کودهای شیمیایی روی با گذشت زمان غیر قابل استفاده شده و کودهای آلی می‌تواند با تأثیر بر توزیع روی در خاک‌ها باعث بهبود قابلیت استفاده آن شوند. اما نحوه تأثیر و برهمکنش آنها با کودهای شیمیایی نیازمند بررسی دقیق تغییر قابلیت استفاده و اجزاء روی در خاک‌های تیمار شده با کودهای آلی و شیمیایی است. هدف این تحقیق بررسی برهمکنش سولفات روی و ورمی کمپوست بر قابلیت استفاده و جزءبندی روی در طی زمان در یک خاک آهکی رسی بود. این تحقیق به صورت آزمایش فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی شامل فاکتور اول ورمی کمپوست (دو سطح ۰ و ۱ درصد) و فاکتور دوم روی (سه سطح ۰، ۲ و ۵ میلی گرم بر کیلوگرم از منبع سولفات روی) با ۳ تکرار انجام شد. نمونه‌های خاک تیمار شده در دمای 22 ± 1 درجه سانتی‌گراد و رطوبت ظرفیت زراعی به مدت ۱۲۰ روز در انکوباتور خوابانده شدند. در شروع آزمایش، ۶۰ و ۱۲۰ روز پس از خواباندن نمونه‌ای از هر تیمار برای تعیین قابلیت استفاده با روش DTPA-TEA و اندازه‌گیری اجزاء روی با روش BCR برداشته شد. نتایج نشان داد که در اثر کاربرد ورمی کمپوست میانگین روی عصاره‌گیری شده با DTPA-TEA به صورت معنی‌داری ($P < 0.05$) افزایش یافت. برهمکنش ورمی کمپوست و زمان بر روی قابل استفاده معنی‌دار نبود ($P > 0.05$). با گذشت زمان روی قابل استفاده در حضور سولفات روی کاهش یافت ($P < 0.05$). علاوه بر آن، در اثر کاربرد ورمی کمپوست در خاک‌های تیمار شده با روی، اجزاء روی با گذشت زمان افزایش یافتند. به جز روی باقیمانده که با گذشت زمان کاهش یافت. بررسی ضرایب همبستگی نشان داد که رابطه معنی‌داری بین روی عصاره‌گیری شده با DTPA-TEA و اجزاء مختلف روی وجود داشت. نتایج این تحقیق نشان داد که در اثر کاربرد ورمی کمپوست اجزاء روی در خاک رسی تیمار شده با سولفات روی تغییر کرده و قابلیت استفاده آن افزایش یافت.

واژه‌های کلیدی: جزء بندی، خاک رسی، سولفات روی، ورمی کمپوست

مقدمه

کودهای شیمیایی حاوی روی مانند سولفات روی است (۶). کاربرد کودهای آلی از جمله دیگر روش‌های افزایش قابلیت استفاده عناصر برای گیاه است. علاوه بر آزاد شدن روی در طی تجزیه کودهای آلی، افزایش قابل ملاحظه غلظت روی قابل جذب در خاک‌های دارای کمبود این عنصر پس از استفاده از کودهای آلی به دلیل تشکیل کمپلکس‌های محلول روی با مواد آلی می‌باشد (۳). نتایج تحقیقات نشان داده است که کاربرد تلفیقی کودهای آلی با کودهای شیمیایی می‌تواند ضمن کاهش هزینه تولید، عملکرد کمی و کیفی گیاهان را نیز افزایش دهد (۲۵).

ورمی کمپوست از جمله کودهای آلی مورد استفاده در کشاورزی است. ورمی کمپوست در واقع کمپوست حاصل از فعالیت کرم‌های خاکی روی پسماندها و بقایا می‌باشد که نه تنها شامل لاشه و اجساد کرم‌ها است بلکه مواد بستری و نیز پسماندهای آلی در مراحل مختلف تجزیه را نیز در بر می‌گیرد. این کود دارای ذرات با سطح ویژه بالایی می‌باشد که باعث بهبود وضعیت فضاهای ریز خاک از نظر

اغلب خاک‌های مناطق خشک و نیمه‌خشک، آهکی و دارای واکنش قلیایی هستند. این شرایط همراه با فقر این خاک‌ها از نظر مواد آلی باعث می‌شود که بسیاری از گیاهان در این خاک‌ها با کمبود عناصر غذایی کم‌مصرف به ویژه روی روبه‌رو شوند (۲۱). روی در بیش از ۳۰۰ آنزیم درگیر در فرآیندهای متابولیکی در انسان، دام و گیاه وجود دارد (۲۰). بنابراین تأمین این عنصر به میزان کافی برای رشد طبیعی انسان ضروری است. برای رفع مشکل کمبود روی می‌توان از چند روش استفاده کرد، یکی از روش‌های رایج استفاده از

۱ و ۲ - به ترتیب دانشجوی کارشناسی ارشد، استاد و استادیار گروه علوم و مهندسی خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهرکرد
(*) - نویسنده مسئول: (Email: motaghian.h@yahoo.com)

فعالیت میکروبی و قابلیت نگهداری بالای عناصر غذایی می شود (۲).
ورمی کمپوست راه کاری پایدار برای حفظ تولید و بهبود وضعیت حاصلخیزی خاک به ویژه در مناطق خشک و نیمه خشک با ورودی کم مواد آلی است (۵).

خاک از ترکیبات مختلف مانند کانی های رسی، اکسیدهای آهن، آلومینیوم و منگنز، کربنات ها، مواد آلی و دیگر اجزای جامد تشکیل شده است و با پیوند عناصر با این ترکیبات اجزاء مختلف عناصر تشکیل می شود (۳۱). جابجایی عناصر در خاک ها وابسته به جزء بندی آنها است (۸). بر همین اساس جداسازی و تعیین اجزاء عناصر در برآورد مقدار قابل استفاده آنها حائز اهمیت است.

درباره بررسی اثر مواد آلی بر تغییر قابلیت استفاده و اجزاء روی، کمالی و همکاران (۲۰۱۱) تحقیقی انجام دادند که در آن اثر کود گاوی، کاه و کلش گندم و ورمی کمپوست را بر سولفات روی اضافه شده به یک خاک آهکی مورد بررسی قرار دادند. آن ها گزارش کردند که در خاک های تیمار نشده روی بیشتر در جزء باقیمانده قرار می گیرد که در دسترس گیاه نیست. با افزایش میزان روی بکار برده شده همه اجزاء روی افزایش یافت. بیشترین مقدار روی استفاده شده به جزء پیوند شده با کربنات ها تبدیل شد که به علت pH بالا و مقادیر زیاد کربنات کلسیم در خاک مورد مطالعه بود. با اضافه کردن سولفات روی مقدار روی در جزء باقیمانده افزایش یافت، اما مقدار نسبی این جزء کاهش یافت، زیرا سایر اجزاء با اضافه کردن سولفات روی افزایش یافتند در نتیجه درصد نسبی روی باقیمانده کاهش یافت. استفاده از مواد آلی همه اجزاء به جز روی پیوند شده با اکسیدهای منگنز را افزایش داد که به علت مقادیر کم اکسیدهای منگنز در خاک گزارش شد (۱۵). همچنین کمالی و همکاران (۲۰۱۰) به بررسی اثر ورمی کمپوست و زمان خوابانیدن بر سولفات روی اضافه شده به یک خاک آهکی پرداختند. آن ها گزارش کردند که در خاک های تیمار نشده بیشتر روی در جزء باقیمانده بود. با افزایش میزان روی بکار برده شده به طور معنی داری همه اجزاء روی افزایش یافت و اجزاء پیوند شده با کربنات ها و باقیمانده بیشترین افزایش را نشان دادند. همچنین کاربرد ورمی کمپوست همه اجزاء روی به جز روی پیوند شده با اکسیدهای منگنز را افزایش داد. با گذشت زمان خوابانیدن روی پیوند شده با ماده آلی و روی محلول و تبدیلی کاهش و سایر اجزاء روی افزایش یافتند. بنابراین آن ها گزارش کردند که این تغییرات به معنی کاهش قابلیت استفاده روی در خاک با زمان است (۱۴). حسین پور و متقیان (۲۰۱۴) تأثیر کاربرد ۰، ۰/۵ و ۱ درصد کود گاوی و ورمی کمپوست را بر جزء بندی و قابلیت استفاده روی بعد از گذشت ۳۰ روز مورد مطالعه قرار دادند. آن ها گزارش کردند که کمترین و بیشترین مقدار روی عصاره گیری شده با DTPA-TEA به ترتیب در خاک شاهد، خاک های تیمار شده با ۱ درصد کود دامی و ۱ درصد ورمی کمپوست بود. بین روی پیوند شده با اکسیدهای آهن و منگنز در خاک های

تیمار شده با سطوح مختلف هر کود تفاوت معنی داری مشاهده نشد ($P > 0.05$). روی پیوند شده با ماده آلی در خاک های تیمار شده با ۰/۵ و ۱ درصد کود دامی و ورمی کمپوست با خاک شاهد تفاوت معنی داری ($P > 0.05$) داشت. در حالی که تفاوت روی پیوند شده با ماده آلی در خاک های تیمار شده با سطوح مختلف کودها معنی دار نبود ($P > 0.05$). بیشترین مقدار روی پیوند شده با ماده آلی در خاک تیمار شده با کود دامی و پس از آن در خاک تیمار شده با ورمی کمپوست مشاهده شد (۱۱). همچنین، ضرابی و همکاران (۲۰۱۸) به بررسی تأثیر سولفات روی و کمپوست لجن فاضلاب بر اجزاء روی در ۸ نمونه خاک آهکی پرداختند. آن ها گزارش کردند که میانگین غلظت روی در همه اجزاء با کاربرد سولفات روی و کمپوست لجن فاضلاب افزایش یافت (۳۳). به طور کلی بر اساس بررسی های انجام شده، به دنبال ورود روی به خاک، به سرعت قابلیت استفاده آن کاسته شده و با گذشت زمان جزء محلول به جزء هایی با حالایت کمتر تبدیل می شود (۲۳). کودهای آلی می توانند با روش های مختلف به افزایش قابلیت استفاده روی در خاک کمک کنند. بنابراین آگاهی از تأثیر کودهای آلی بر قابلیت استفاده این عنصر در طی زمان ضروری است. در این تحقیق به بررسی اثر گذر زمان، سولفات روی و ورمی کمپوست بر قابلیت استفاده و اجزاء روی در یک خاک آهکی رسی پرداخته شد.

مواد و روش ها

نمونه برداری

این تحقیق در یک نمونه خاک رسی و آهکی دارای کمبود روی (کمتر از یک میلی گرم بر کیلوگرم) (۲۰) انجام شد. این خاک از زمین های دانشگاه شهرکرد برداشته شد. نمونه جمع آوری شده هوا خشک و از الک ۲ میلی متری عبور داده شد. برخی ویژگی های خاک شامل بافت به روش هیدرومتر (۹)، pH در سوسپانسیون ۲ به ۱ آب به خاک (۳۱)، قابلیت هدایت الکتریکی در عصاره ۲ به ۱ آب به خاک (۲۶)، کربن آلی به روش اکسیداسیون تر (۲۲)، کربنات کلسیم معادل به روش خنثی سازی با اسید هیدروکلریک و تیتراسیون اسید باقیمانده با هیدروکسید سدیم (۱۷)، ظرفیت تبادل کاتیونی با استات سدیم در pH برابر ۷ (۲۹)، روی قابل استفاده با دی اتیلن تری آمین پنتا استیک اسید (DTPA-TEA) (۱۶) و روی کل در خاک با استفاده از هضم با اسید نیتریک ۴ مولار (۲۸) تعیین شد.

ورمی کمپوست

ورمی کمپوست کود گاوی هوا خشک و سپس از الک ۲ میلی متری عبور داده شد. برخی ویژگی های کود شامل pH (۳۱)، قابلیت هدایت الکتریکی در عصاره ۵ به ۱ آب به کود (۲۶)، کربن آلی (۲۲)، روی عصاره گیری شده با DTPA-TEA (۱۶) و روی کل با

استفاده از هضم با اسید نیتریک ۴ مولار (۲۸) تعیین شد.

انکوباسیون

این مطالعه به صورت آزمایش فاکتوریل شامل فاکتور اول ورمی کمپوست (دو سطح ۰ و ۱ درصد) و فاکتور دوم روی (سه سطح ۰، ۲ و ۵ میلی گرم بر کیلوگرم از منبع سولفات روی) با سه تکرار انجام گرفت. نمونه های خاک تیمار شده به مدت ۱۲۰ روز در دمای ۲۲ درجه سانتی گراد خوابانده شد. برای حفظ رطوبت خاک در حد ظرفیت مزرعه (۱۷ درصد) در طول دوره خوابانیدن نمونه ها وزن و به مقدار کافی آب مقطر به نمونه ها اضافه شد. در شروع آزمایش (۳ ساعت)، ۶۰ و ۱۲۰ روز پس از خواباندن، نمونه ای از هر تیمار برای آزمایش های تعیین قابلیت استفاده و جزءبندی روی برداشت شد.

تعیین قابلیت استفاده و جزءبندی روی

برای تعیین روی قابل استفاده در نمونه های تیمار شده از روش DTPA-TEA استفاده شد (۱۶). برای تعیین اجزاء محلول، تبدالی و پیوند شده با کربنات ها، پیوند شده با اکسیدهای آهن و منگنز و پیوند شده با مواد آلی و سولفیدها از روش Community Bureau of Reference; BCR (۲۴) و برای تعیین جزء باقیمانده از روش اسپوزیتو و همکاران (۱۹۸۲) (۲۸) استفاده شد. جزءبندی به این صورت انجام شد که به ۱ گرم خاک، ۴۰ میلی لیتر CH_3COOH ۰/۱ مولار افزوده و در دمای 22 ± 2 درجه سانتی گراد به مدت ۱۶ ساعت قرار داده شد (روی محلول، تبدالی و پیوند شده با کربنات ها)، به خاک مرحله قبل ۴۰ میلی لیتر $\text{NH}_2\text{OH} \cdot \text{HCl}$ ۱ مولار ($\text{pH} = 1/5$) با HNO_3 ۲ مولار) افزوده و در دمای 22 ± 2 درجه سانتی گراد به مدت ۱۶ ساعت قرار داده شد (روی پیوند شده با اکسیدهای آهن و منگنز)، به خاک مرحله قبل ۱۰ میلی لیتر H_2O_2 ۳۰٪ (۱ ساعت و در دمای ۸۵ درجه سانتی گراد) + ۵۰ میلی لیتر $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ ۱ مولار ($\text{pH} = 8$) با HNO_3 ۲ مولار) افزوده و در دمای 85 ± 2 درجه سانتی گراد به مدت ۱۶ ساعت قرار داده شد (روی پیوند شده با مواد آلی و سولفیدها) و روی باقیمانده با افزودن ۷ میلی لیتر HNO_3 ۴ نرمال به خاک قبل در دمای 80 ± 2 درجه سانتی گراد به مدت ۱۶ ساعت عصاره گیری خواهد شد.

تجزیه و تحلیل آماری

پس از بررسی فرضیات تجزیه واریانس شامل همگنی واریانس ها و نرمال بودن باقیمانده ها اثر عوامل تغییرات (ورمی کمپوست و کود شیمیایی در طی زمان) بر روی قابل استفاده و اجزاء روی با استفاده از تجزیه واریانس با اندازه گیری های مکرر (repeated measure ANOVA) و مدل جامع خطی (GLM) بررسی شد. همچنین

مقایسه میانگین ها با استفاده از روش LSD و در سطح احتمال ۵ درصد انجام گردید. ضریب همبستگی پیرسون بین روی قابل استفاده با اجزاء روی تعیین شد. تجزیه و تحلیل داده ها با استفاده از نرم افزار Statistica انجام شد. اندازه اثر (Eta^2) نشان دهنده سهم هر یک از عوامل در تغییرات کل ویژگی ها می باشد و با استفاده از فرمول زیر محاسبه شد (۳۰):

$$\text{Eta}^2 = \frac{\text{مجموع مربعات هر عامل}}{\text{مجموع مربعات کل}}$$

نتایج و بحث

ویژگی های خاک و ورمی کمپوست

برخی از ویژگی های خاک و ورمی کمپوست مورد مطالعه در جدول ۱ نشان داده شده است. خاک مورد مطالعه آهکی با pH برابر با ۸ و قابلیت هدایت الکتریکی (EC) برابر با ۰/۱۸ دسی زیمنس بر متر بود. همچنین مقدار کربنات کلسیم معادل آن ۳۴ درصد بود. روی قابل استفاده ۰/۳۷ میلی گرم بر کیلوگرم بود که کمتر از حد بحرانی این عنصر (یک میلی گرم در کیلوگرم) است (ملکوئی، ۲۰۰۳). مقدار روی کل در خاک مورد مطالعه ۴۸ میلی گرم بر کیلوگرم بود. ورمی کمپوست مورد استفاده دارای ۱۹ میلی گرم بر کیلوگرم روی عصاره گیری شده با DTPA-TEA و روی کل ۱۱۶ میلی گرم بر کیلوگرم بود.

روی قابل استفاده

نتایج تجزیه واریانس مقادیر روی عصاره گیری شده با استفاده از روش DTPA-TEA در جدول ۲ نشان داده شده است. نتایج این جدول نشان می دهد که اثر ورمی کمپوست، کود شیمیایی، زمان و برهمکنش زمان و کود شیمیایی بر مقدار روی عصاره گیری شده با DTPA-TEA معنی دار بود ($P < 0/01$). نتایج نشان داد کود شیمیایی سولفات روی بیشترین تأثیر را بر روی عصاره گیری شده با DTPA-TEA داشت.

مقایسه میانگین برهمکنش زمان و کود شیمیایی نشان داد که روی عصاره گیری شده با DTPA-TEA در همه زمان ها با کاربرد روی افزایش معنی داری یافت ($P < 0/05$). در تیمار بدون کاربرد روی، روی عصاره گیری شده با DTPA-TEA با گذشت زمان تغییری نداشت ($P > 0/05$). در خاک های تیمار شده با ۲ و ۵ میلی گرم بر کیلوگرم روی، با گذشت زمان روی عصاره گیری شده کاهش یافت و در زمان های ۶۰ و ۱۲۰ روز پس از انکوباسیون تفاوت معنی داری نداشت ($P > 0/05$) (جدول ۳).

جدول ۱- برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک و ورمی کمپوست

Table 1- Some chemical and physical properties of soil and vermicompost

ویژگی Properties	خاک Soil	ورمی کمپوست Vermicompost
pH	8	7.5
EC (dS m ⁻¹)	0.18	2.6
CEC (cmol ⁺ kg ⁻¹)	15.8	-
OC (%)	0.33	7
Sand (%)	16	-
Silt (%)	34	-
Clay (%)	50	-
Texture	رسی clay	-
CaCO ₃ (%)	34	-
DTPA-TEA - Zn (mg.kg ⁻¹)	0.37	19
روی کل	48	116
Total Zn (mg.kg ⁻¹)		

جدول ۲- نتایج تجزیه واریانس مقادیر روی عصاره‌گیری شده با استفاده از DTPA-TEA

Table 2- Results of ANOVA of extracted Zn using DTPA-TEA

منابع تغییرات Sources of variation	df	میانگین مربعات MS
بین عوامل		
Between-Subject Effect		
ورمی کمپوست (V)	1	1.12(0.76)**
کود شیمیایی (F)	2	23.81(0.99)**
V×F	2	0.05(0.22) ns
خطا		
Error	12	0.03
درون عوامل		
Within- Subject Effect		
زمان (T)	2	6.94(0.95)**
T×V	2	0.02(0.05) ns
T×F	4	3.90(0.96)**
T×F×V	4	0.01(0.05)ns
خطا		
Error	24	0.03
آزمون کرویت (p)		0.26
اپسیلون		1

** معنی‌دار در سطح احتمال ۱ درصد و ns غیر معنی‌دار

اعداد داخل پرانتز Eta² است.

** Significant at P< 0.01, and ns no significant.

The numbers in parentheses are Eta².Eta² = {SSeffect/(SSeffect+SSerror)}

(۲۰۱۰) بیان کردند که با گذشت زمان قابلیت استفاده روی کاهش یافت (۱۴ و ۱۹). افزایش مقدار روی قابل جذب خاک در اثر کاربرد کودهای آلی، علاوه بر وجود این عنصر در ورمی کمپوست به تجزیه مواد آلی آن، تشکیل اسیدهای آلی و گاز دی‌اکسیدکربن که سبب افزایش اسید کربنیک خاک و در نهایت با کاهش pH خاک می‌تواند بر قابلیت جذب روی اثر بگذارد (۲۷).

همچنین مقایسه میانگین اثر کاربرد ورمی کمپوست نشان داد که کاربرد این کود سبب افزایش معنی‌دار روی عصاره‌گیری شده نسبت به تیمار شاهد شد (شکل ۱). حسین‌پور و متقیان (۲۰۱۴)، ابطحی و همکاران (۲۰۱۳) و حسین‌پور و متقیان (۲۰۱۶) گزارش کردند که افزودن کودهای آلی به خاک، منجر به افزایش معنی‌دار روی قابل استفاده می‌شود (۱، ۱۱ و ۱۲). ما و اورن (۲۰۰۶) و کمالی و همکاران

جدول ۳- اثر کاربرد سولفات روی و زمان انکوباسیون بر روی عصاره‌گیری شده با DTPA-TEA (میلی گرم بر کیلوگرم)

 Table 3- Effect of applied Zn and incubation time on extracted Zn (mg kg⁻¹) with DTPA-TEA

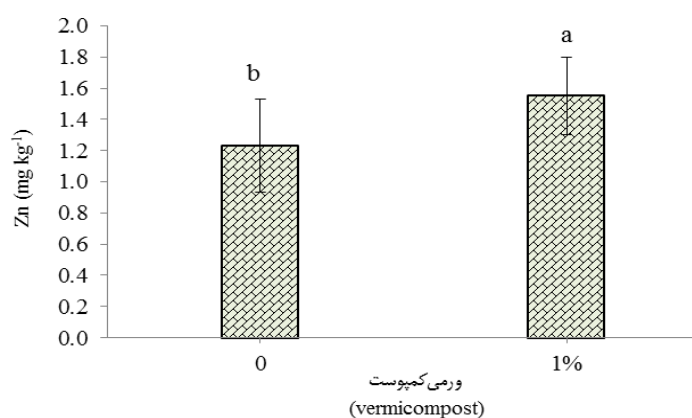
Zn (mg.kg ⁻¹)	زمان Time		
	1h	60 d	120 d
0	0.29(0.04)Ac	0.41(0.05)Ac	0.43 (0.06)Ac
2	1.67(0.05)Ab	0.95(0.06)Bb	0.89(0.08)Bb
5	4.38(0.11)Aa	1.87(0.16)Ba	1.68(0.13)Ba

اعداد داخل پرانتز خطای استاندارد (SE) هستند.

حروف بزرگ نشان‌دهنده تفاوت معنی‌دار میانگین‌ها در هر ردیف و حروف کوچک نشان‌دهنده تفاوت معنی‌دار میانگین‌ها در هر ستون بر اساس آزمون LSD در سطح ۵ درصد هستند.

The numbers in parentheses are standard errors (SE).

The uppercase letters indicate the significant difference between the means in each row and the lowercase letters indicate the significant difference between the means in each column based on the LSD test at the 5 % level.



شکل ۱- اثر کاربرد ورمی کمپوست بر روی عصاره‌گیری شده با DTPA-TEA (میلی گرم بر کیلوگرم)

حروف متفاوت نشان‌دهنده تفاوت معنی‌دار در سطح احتمال ۵ درصد بر اساس آزمون LSD است.

 Figure 1- Effect of applied vermicompost on extracted Zn (mg.kg⁻¹) with DTPA-TEA

The different letters indicate the significant difference between the means based on the LSD test at the 5 % level.

روی محلول، تبادلی و پیوندشده با کربنات‌ها

نتایج مقایسه میانگین برهمکنش ورمی کمپوست، کود شیمیایی و زمان بر روی محلول، تبادلی و پیوندشده با کربنات‌ها در جدول ۵ ارائه شده است. با توجه به نتایج این جدول یک ساعت پس از انکوباسیون، این جزء روی در همه تیمارها نسبت به شاهد افزایش یافت و تفاوت معنی‌داری بین کاربرد ورمی کمپوست و روی بر آن وجود نداشت. بیشترین مقدار روی محلول، تبادلی و پیوندشده با کربنات‌ها در ۶۰ روز پس از انکوباسیون در تیمار ۱٪ ورمی کمپوست به همراه ۵ میلی گرم بر کیلوگرم روی بدست آمد.

روی پیوندشده با اکسیدهای آهن و منگنز

نتایج مقایسه میانگین برهمکنش ورمی کمپوست، کود شیمیایی و زمان بر روی پیوندشده با اکسیدهای آهن و منگنز در جدول ۶ ارائه شده است. در همه تیمارها (به جزء خاک تیمار شده با ورمی کمپوست و

اجزاء روی در خاک

نتایج تجزیه واریانس مقادیر اجزاء مختلف روی در جدول ۴ نشان داده شده است. بر اساس نتایج این جدول، برهمکنش زمان و کود شیمیایی بر روی باقیمانده در سطح احتمال ۵ درصد معنی‌دار بود. برهمکنش زمان، ورمی کمپوست و کود شیمیایی بر روی محلول، تبادلی و پیوندشده با کربنات‌ها و روی پیوندشده با مواد آلی و سولفیدها در سطح احتمال ۱ درصد و بر روی پیوندشده با اکسیدهای آهن و منگنز در سطح احتمال ۵ درصد معنی‌دار بود، در حالی که این اثر بر روی باقیمانده معنی‌دار نبود ($P > 0.05$). بین عوامل تغییر، بیشترین تأثیر را به ترتیب زمان و ورمی کمپوست بر روی محلول، تبادلی و پیوندشده با کربنات‌ها و روی پیوندشده با مواد آلی و سولفیدها و زمان و کود شیمیایی بر روی پیوندشده با اکسیدهای آهن و منگنز و روی باقیمانده داشتند.

جدول ۴- نتایج تجزیه واریانس مقادیر اجزاء مختلف روی
Table 4- Results of ANOVA of different fractions of Zn

		میانگین مربعات			
		MS			
منابع تغییرات	df	محلول، تبادلی و پیوندشده با کربنات‌ها Soluble, exchangeable, and associated with carbonates	پیوندشده با اکسیدهای آهن و منگنز associated with Fe-Mn oxides	پیوندشده با مواد آلی و سولفیدها associated with organic matter and sulfids	باقیمانده residual
Sources of variation					
بین عوامل					
Between-Subject Effect					
ورمی کمپوست (V)	1	0.79(0.99)**	10.47(0.89) **	23.08(0.91) **	0.07(0.01) ns
کود شیمیایی (F)	2	0.20(0.90)**	12.55(0.95) **	18.96(0.94) **	4.28(0.51) **
V×F	2	0.002(0.10)ns	0.12(0.15)ns	0.47(0.28)ns	0.76(0.16)ns
خطا	12	0.003	0.11	0.20	0.68
Error					
درون عوامل					
Within- Subject Effect					
زمان (T)	2	2.54(0.99)**	54.73(0.97) **	52.27(0.85) **	182.7(0.94) **
T×V	2	0.10(0.79)**	0.66(0.31) **	0.59(0.06) ns	2.02(0.14)ns
T×F	4	0.07(0.83)**	0.63(0.47) **	1.08(0.19)ns	3.04(0.33) *
T×F×V	4	0.02(0.53)**	0.40(0.36) *	3.91(0.46) **	2.52(0.29)ns
خطا	24	0.002	0.12	0.77	1.05
Error					
آزمون کرویت (p)		0.01	0.09	0.01	0.76
اپسیلون		1	1	1	1

** معنی‌دار در سطح احتمال ۱ درصد، * معنی‌دار در سطح احتمال ۵ درصد و ns غیر معنی‌دار
اعداد داخل پرانتز Eta² است.

** Significant at P< 0.01 , * Significant at P< 0.05 and ns no significant.
The numbers in parentheses are Eta².

$$Eta^2 = \{SS_{effect} / (SS_{effect} + SS_{error})\}$$

(۲۰۱۰ و ۲۰۱۱)، گزارش کردند که افزودن کودهای آلی و شیمیایی به خاک، منجر به افزایش معنی‌دار روی محلول، تبادلی و پیوندشده با کربنات‌ها گردید (۱۴، ۱۵ و ۳۲). همچنین، جلالی و خانلری (۲۰۰۸) و کمالی و همکاران (۲۰۱۰ و ۲۰۱۱) بیان کردند که با گذشت زمان روی محلول و تبادلی کاهش و روی پیوندشده با کربنات‌ها افزایش یافت (۱۳، ۱۴ و ۱۵). با افزودن کود آلی به خاک آهکی، روی به صورت کربنات روی رسوب کرده و درصد زیادی از روی قابل جذب حاصل از تجزیه ماده آلی و کود روی افزوده شده به خاک در شکل کربناتی رسوب می‌کند (۱۱ و ۱۲). در این مطالعه با گذشت زمان روی محلول، تبادلی و پیوندشده با کربنات‌ها افزایش یافت. با توجه به اینکه در این مطالعه اجزاء روی به روش BCR تعیین گردید و در این روش جزء محلول، تبادلی و پیوندشده با کربنات‌ها در مرحله اول و با یک عصاره‌گیر استخراج شد؛ این افزایش می‌تواند مربوط به افزایش روی پیوندشده با کربنات‌ها باشد.

۵ میلی گرم بر کیلوگرم روی) روی پیوندشده با اکسیدهای آهن و منگنز در ابتدای آزمایش با ۶۰ روز پس از انکوباسیون تفاوت معنی‌داری نداشت ($P > 0.05$). اما ۱۲۰ روز پس از انکوباسیون این جزء افزایش یافت ($P < 0.05$). در هر زمان با کاربرد روی، روی پیوندشده با اکسیدهای آهن و منگنز افزایش یافت ($P < 0.05$). در این تیمار، این جزء نسبت به شاهد ۱۸۸ درصد افزایش یافت. همچنین، با کاربرد ورمی کمپوست بر تیمارهای دارای ۲ و ۵ میلی گرم بر کیلوگرم روی، این جزء به ترتیب ۶۴ و ۶۰ درصد افزایش یافت. پس از ۹۰ روز از انکوباسیون، بیشترین مقدار روی محلول، تبادلی و پیوندشده با کربنات‌ها در تیمارهای دارای ۲ و ۵ میلی گرم بر کیلوگرم روی به همراه ورمی کمپوست بدست آمد. این تیمارها نسبت به شاهد ۴۰ تا ۴۲ درصد افزایش یافتند. همچنین با افزودن ورمی کمپوست به تیمارهای ۲ و ۵ میلی گرم بر کیلوگرم روی، این جزء را به ترتیب ۲۹ و ۴۰ درصد افزایش داد. توری و لاوادی (۲۰۰۸)، کمالی و همکاران

جدول ۵- اثر کاربرد، ورمی کمپوست، روی و زمان انکوباسیون بر روی محلول، تبادلی و پیوند شده با کربنات ها (میلی گرم بر کیلوگرم)
Table 5- Effect of applied vermicompost, Zn, and incubation time on exchangeable, soluble Zn and Zn associated with carbonates (mg.kg⁻¹)

Vermicompos (%)	Zn (mg.kg ⁻¹)	زمان time		
		1h	60 d	120 d
0	0	0.36(0.00)Bb	0.40(0.05)Bc	0.96(0.02)Ad
	2	0.42(0.01)Bab	0.50(0.01)Bd	0.96(0.04)Ad
	5	0.45(0.01)Cab	0.72(0.00)Bc	1.10(0.01)Ac
1	0	0.50(0.03)Ba	0.56(0.00)Bd	1.32(0.06)Ab
	2	0.44(0.02)Cab	0.82(0.06)Bb	1.34(0.01)Aa
	5	0.50(0.00)Ca	1.15(0.03)Ba	1.42(0.01)Aa

اعداد داخل پرانتز خطای استاندارد (SE) هستند.

حروف بزرگ نشان دهنده تفاوت معنی دار میانگین ها در هر ردیف و حروف کوچک نشان دهنده تفاوت معنی دار میانگین ها در هر ستون بر اساس آزمون LSD در سطح ۵ درصد هستند.

The numbers in parentheses are standard errors (SE).

The uppercase letters indicate the significant difference between the means in each row and the lowercase letters indicate the significant difference between the means in each column based on the LSD test at the 5 % level.

روی پیوند شده با اکسیدهای آهن و منگنز افزایش یافت (۱۳، ۱۹ و ۳۲). لو و کریسته (۱۹۹۸) گزارش کردند که افزایش مقدار روی پیوند شده با اکسیدهای آهن و منگنز در اثر کاربرد کودهای آلی و شیمیایی، به دلیل تمایل زیاد روی به جذب بر سطوح اکسیدهای آهن و منگنز به خصوص در pH های بالا می باشد. به همین دلیل ممکن است مقداری از روی افزوده شده به خاک و همچنین روی موجود در مواد آلی پس از آزاد شدن به این اکسیدها متصل شده و بنابراین مقادیر مربوط به این اجزاء افزایش یابد (۱۸). بنابراین، با اضافه شدن روی در اثر کاربرد کودهای آلی و شیمیایی به خاک، روی اضافه شده جذب و به داخل منافذ ریز خاک منتشر می شود، در نتیجه قابلیت استفاده روی با گذشت زمان کاهش و از اجزاء محلول و تبادلی به اجزاء با قابلیت استفاده کمتر مانند جزء اکسیدی انتقال می یابد (۱۹).

بیشترین مقدار روی پیوند شده با اکسیدهای آهن و منگنز، یک ساعت پس از شروع انکوباسیون در تیمار دارای ۱ درصد ورمی کمپوست و ۵ میلی گرم بر کیلوگرم روی بود. افزودن ۱ درصد ورمی کمپوست به خاک دارای ۵ میلی گرم بر کیلوگرم روی به افزایش ۲۱۱ درصد انجامید. ۶۰ روز پس از انکوباسیون این جزء در همه تیمارها به جز ۲ میلی گرم بر کیلوگرم روی نسبت به شاهد افزایش یافت. بیشترین مقدار این جزء در ۱۲۰ روز پس از انکوباسیون، در خاک دارای ۵ میلی گرم بر کیلوگرم روی بدست آمد. هی و همکاران (۲۰۰۷)، کمالی و همکاران (۲۰۱۱) و حسین پور و متقیان (۲۰۱۴) گزارش کردند که افزودن کودهای آلی و شیمیایی به خاک، منجر به افزایش معنی دار روی پیوند شده با اکسیدهای آهن و منگنز گردید (۱۰، ۱۲ و ۱۵). در برخی تحقیقات بیان شده است که با گذشت زمان

جدول ۶- اثر کاربرد ورمی کمپوست، روی و زمان انکوباسیون بر روی پیوند شده با اکسیدهای آهن و منگنز (میلی گرم بر کیلوگرم)
Table 6- Effect of applied vermicompost, Zn, and incubation time on Zn associated with Fe/Mn oxides (mg.kg⁻¹)

Vermicompos (%)	Zn (mg.kg ⁻¹)	زمان time		
		1h	60 d	120 d
0	0	1.60(0.05)Bd	1.52(0.02)Bb	4.22(0.03)Ad
	2	1.81(0.13)Bd	1.73 (0.08)Bb	4.92(0.39)Ac
	5	3.17(0.04)Bb	2.81(0.10)Ba	6.57(0.10)Aa
1	0	2.59(0.14)Bc	2.46(0.08)Ba	5.25(0.26)Ac
	2	2.98(0.13)Bbc	2.52(0.00)Ba	5.85(0.35)Ab
	5	4.98(0.5)Ba	2.98(0.08)Ca	6.68(0.16)Aa

اعداد داخل پرانتز خطای استاندارد (SE) هستند.

حروف بزرگ نشان دهنده تفاوت معنی دار میانگین ها در هر ردیف و حروف کوچک نشان دهنده تفاوت معنی دار میانگین ها در هر ستون بر اساس آزمون LSD در سطح ۵ درصد هستند.

The numbers in parentheses are standard errors (SE).

The uppercase letters indicate the significant difference between the means in each row and the lowercase letters indicate the significant difference between the means in each column based on the LSD test at the 5 % level.

روی پیوندشده با مواد آلی و سولفیدها

نتایج مقایسه میانگین برهمکنش ورمی کمپوست، کود شیمیایی و زمان بر روی پیوندشده با مواد آلی و سولفیدها در جدول ۷ ارائه شده است. با توجه به نتایج این جدول در همه تیمارها روی پیوندشده با مواد آلی و سولفیدها ۶۰ روز پس از انکوباسیون نسبت به ابتدای آزمایش افزایش یافت ($P < 0.05$). اما ۱۲۰ روز پس از انکوباسیون این جزء (به جزء خاک تیمارشده با ورمی کمپوست و ۵ میلی گرم بر کیلوگرم روی) نسبت به ابتدای آزمایش تفاوت معنی داری نداشت ($P > 0.05$). روی پیوندشده با مواد آلی و سولفیدها یک ساعت پس از انکوباسیون در همه تیمارها به جز ۲ میلی گرم بر کیلوگرم روی افزایش یافت. این افزایش نسبت به شاهد ۱۱ تا ۲۰ درصد بود. این جزء ۶۰ روز پس از انکوباسیون در همه تیمارها نسبت به شاهد افزایش یافت (۱۱ تا ۳۳ درصد). اما بین تیمارهای مختلف کود داده شده تفاوت معنی داری وجود نداشت ($P > 0.05$). ۱۲۰ روز پس از شروع انکوباسیون، این جز در تیمار ورمی کمپوست به همراه ۵ میلی گرم بر کیلوگرم روی بیشترین مقدار را داشت و در مقایسه با شاهد ۳۱ درصد افزایش یافت. هی و همکاران (۲۰۰۷) و کمالی و همکاران (۲۰۱۰ و ۲۰۱۱) گزارش کردند که افزودن کودهای آلی و شیمیایی منجر به افزایش معنی دار روی پیوندشده با مواد آلی و سولفیدها گردید (۱۰، ۱۵ و ۱۶). افزایش روی پیوندشده با مواد آلی و سولفیدها در اثر کاربرد کودهای آلی و شیمیایی به وجود این عنصر در کودها و تشکیل کمپلکس با مواد آلی مربوط می شود (۴). جلالی و خانلری (۲۰۰۸) بیان کردند که با گذشت زمان روی پیوندشده با مواد آلی و سولفیدها

افزایش یافت (۱۳)؛ به نظر می رسد دلیل احتمالی این امر انتقال روی از جزءهای تبادل و پیوندشده با کربنات ها به پیوندشده با مواد آلی باشد (۸). در حالی که بگوسز و الیسزوک (۲۰۱۸) گزارش کردند که با گذشت زمان روی پیوندشده با مواد آلی و سولفیدها کاهش یافت و دلیل کاهش روی پیوندشده با مواد آلی و سولفیدها با زمان را انحلال و تخریب ترکیبات آلی موجود در کود در طی زمان دانستند (۷).

روی باقیمانده

نتایج مقایسه میانگین برهمکنش کود شیمیایی و زمان بر روی باقیمانده در جدول ۸ ارائه شده است. نتایج نشان داد در همه تیمارها با گذشت زمان روی باقیمانده کاهش یافت. در هر زمان (به جزء ابتدای آزمایش) با کاربرد ۲ و ۵ میلی گرم بر کیلوگرم روی، روی باقیمانده نسبت به تیمار بدون کاربرد روی تفاوت معنی داری نداشت ($P > 0.05$). ما و اورن (۲۰۰۶) و کمالی و همکاران (۲۰۱۰ و ۲۰۱۱) گزارش کردند که با گذشت زمان روی باقیمانده افزایش یافت که این تغییرات به دلیل کاهش قابلیت استفاده روی در خاک با زمان و تبدیل آن به اجزاء با قابلیت استفاده کمتر می باشد (۱۵، ۱۶ و ۱۹). در حالی که در تحقیق حاضر، جزء باقیمانده با گذشت زمان کاهش یافت. توری و لاوادی (۲۰۰۸) و بگوسز و الیسزوک (۲۰۱۸) بیان کردند که با گذشت زمان روی، باقیمانده کاهش یافت (۷ و ۳۲). دلیل احتمالی این کاهش می تواند انحلال و تخریب ترکیبات غیر آلی موجود در خاک و انتقال آن ها به اجزاء با قابلیت استفاده بیشتر باشد (۷).

جدول ۷- اثر کاربرد ورمی کمپوست، روی و زمان انکوباسیون بر روی پیوندشده با مواد آلی و سولفیدها (میلی گرم بر کیلوگرم)

Table 7- Effect of applied vermicompost, Zn, and incubation time on Zn associated with organic matter and sulfides (mg.kg⁻¹)

Vermicompos (%)	Zn (mg.kg ⁻¹)	زمان time		
		1h	60 d	120 d
0	0	11.70(0.00)Bc	13.05(0.25)Ab	12.15(0.03)Bc
	2	11.87(0.36)Bbc	16.18(1.12)Aa	12.53(0.50)Bc
	5	14.00(0.06)Ba	16.77(0.04)Aa	13.10(0.09)Bc
1	0	13.17(0.52)Ba	16.60(0.00)Aa	12.18(0.13)Bc
	2	12.98(0.57)Bcb	16.60(0.52)Aa	14.33(0.42)Bb
	5	14.08(0.62)Ba	17.35(0.58)Aa	15.84(0.08)Ca

اعداد داخل پرانتز خطای استاندارد (SE) هستند.

حروف بزرگ نشان دهنده تفاوت معنی دار میانگین ها در هر ردیف و حروف کوچک نشان دهنده تفاوت معنی دار میانگین ها در هر ستون بر اساس آزمون LSD در سطح ۵ درصد هستند.

The numbers in parentheses are standard errors (SE).

The uppercase letters indicate the significant difference between the means in each row and the lowercase letters indicate the significant difference between the means in each column based on the LSD test at the 5 % level.

جدول ۸- اثر کاربرد روی و زمان انکوباسیون بر روی باقیمانده (میلی گرم بر کیلوگرم)

 Table 8- Effect of applied Zn and incubation time on residual Zn (mg.kg⁻¹)

Zn (mg.kg ⁻¹)	زمان Time		
	1h	60 d	120 d
0	36.07(0.56)Ab	35.00(0.33)Ba	31.37(0.53)Ca
2	37.52(0.64)Aa	35.89(0.40)Ba	30.60(0.48)Ca
5	38.46(0.07)Aa	35.67(0.29)Ba	31.18(0.20)Ca

اعداد داخل پرانتز خطای استاندارد (SE) هستند.

حروف بزرگ نشان دهنده تفاوت معنی دار میانگین ها در هر ردیف و حروف کوچک نشان دهنده تفاوت معنی دار میانگین ها در هر ستون بر اساس آزمون LSD در سطح ۵ درصد هستند.

The numbers in parentheses are standard errors (SE).

The uppercase letters indicate the significant difference between the means in each row and the lowercase letters indicate the significant difference between the means in each column based on the LSD test at the 5 % level.

جدول ۹- ضریب همبستگی پیرسون بین روی عصاره گیری شده با DTPA-TEA با اجزاء روی (n=۵۴)

Table 9- Pearson correlation matrix between Zn-DTPA and fractions of Zn (n=54)

زمان انکوباسیون Incubation time	محلول، تبادلی و پیوندشده با کربنات ها Soluble, exchangeable, and associated with carbonates	پیوندشده با اکسیدهای آهن و منگنز Associated with Fe-Mn oxides	پیوندشده با مواد آلی و سولفیدها Associated with organic matter and sulfids	باقیمانده Residual	کل Total
1h	0.41ns	0.77**	0.64**	0.64**	0.81**
60 d	0.87**	0.76**	0.25	0.56**	0.74**
120 d	0.51*	0.89**	0.79**	0.86**	0.82**

** معنی دار در سطح ۱ درصد، * معنی دار در سطح ۵ درصد و ns غیر معنی دار

** Significant at P< 0.01, * Significant at P< 0.05 and ns no significant.

نتیجه گیری

نتایج نشان داد که کاربرد ورمی کمپوست در خاک آهکی رسی میانگین روی قابل استفاده را افزایش داد و اثر ورمی کمپوست بر روی قابل استفاده به زمان وابسته نبود. با گذشت زمان روی قابل استفاده در حضور کود شیمیایی (به جزء شاهد) کاهش یافت. در اثر کاربرد ورمی کمپوست در خاک های تیمار شده با روی، اجزاء روی افزایش یافتند. همچنین با گذشت زمان روی محلول، تبادلی و پیوندشده با کربنات ها و پیوندشده با اکسیدهای آهن و منگنز افزایش یافتند. بین روی قابل استفاده و روی محلول، تبادلی و پیوندشده با کربنات ها، روی پیوندشده با اکسیدهای آهن و منگنز و روی پیوندشده با مواد آلی و سولفیدها همبستگی معنی داری وجود داشت که نشان دهنده نقش مؤثر این اجزاء در تأمین روی مورد نیاز گیاه می باشد. طبق نتایج بدست آمده در اثر کاربرد ورمی کمپوست اجزاء روی در خاک تیمار شده با سولفات روی تغییر کرده و قابلیت استفاده آن در زمان افزایش یافت.

همبستگی بین روی عصاره گیری شده با DTPA-TEA و اجزاء روی

نتایج مطالعات همبستگی مقدار روی عصاره گیری شده با DTPA-TEA با اجزاء آن در زمان های مختلف در جدول ۹ آورده شده است. نتایج این جدول نشان داد که که همبستگی معنی داری بین روی عصاره گیری شده با DTPA-TEA و روی محلول، تبادلی و پیوندشده با کربنات ها در ۶۰ روز پس از انکوباسیون، روی پیوندشده با اکسیدهای آهن و منگنز در ابتدای آزمایش، ۶۰ و ۱۲۰ روز پس از انکوباسیون و روی پیوندشده با مواد آلی و سولفیدها در ابتدای آزمایش و ۱۲۰ روز پس از انکوباسیون وجود داشت. همچنین همبستگی مثبت و معنی داری بین روی عصاره گیری شده با DTPA-TEA و روی باقیمانده و کل در هر سه زمان مشاهده شد. این نتایج نشان می دهد که عصاره گیر مورد استفاده، روی را از این اجزاء عصاره گیری می کند.

منابع

- 1- Abtahi A., Hoodaji M., and Afyuni M. 2013. The effect of biosolids (sewage sludge, urban compost, manure) on soil chemical properties and bioavailability of micronutrients (zinc, iron) by corn in two calcareous soils. Water and Soil 27(1): 14-23. (In Persian with English abstract)

- 2- Ahmad Abadi Z., Ghajar Sepanlou M., and Rahimi Alashti S. 2012. Effect of vermicompost on physical and chemical properties of soil. *Journal of Science and Technology Agriculture and Natural Resources, Water and Soil Science* 15(58): 125-137. (In Persian with English abstract)
- 3- Alloway B.J. 2008. Zinc in Soils and Crop Nutrition. IZA and IFA, Brussels, Belgium and Paris.
- 4- Almas A., Sing B.R., and Salbu B. 1999. Mobility of cadmium-109 and zinc-65 in soil influenced by equilibration time, temperature and organic matter. *Journal of Environmental Quality* 64: 955-962.
- 5- Atiyeh R.M., Subler S., Edwards C.A., Bachman G., Metzger J.D., and Shuster W. 2000. Effects of vermicomposts and composts on plant growth in horticultural container media and soil. *Pedobiology* 44: 579-590.
- 6- Baghbani Arani A., Modarres Sanavy A.M., and Kadkhodaie A. 2015. Effect of wheat and bean residue along with zinc sulfate on zinc and iron concentration and grain yield of wheat. *Journal of Sustainable Agriculture and Production Science* 3(25): 91-102. (In Persian with English abstract)
- 7- Bogusz A., and Oleszczuk P. 2018. Sequential extraction of nickel and zinc in sewage sludge-or biochar/sewage sludge-amended soil. *Science of the Total Environment* 636: 927-935.
- 8- Brazauskienė D.M., Paulauskas V., and Sabienė N. 2008. Speciation of Zn, Cu, and Pb in the soil depending on soil texture and fertilization with sewage sludge compost. *Journal of Soils and Sediments* 8: 184-192.
- 9- Gee G.W., and Bauder J.W. 1986. Particle size analysis. p. 404-407. In Klute A (ed.) *Methods of Soil Analysis*. Part 1. 2nd edition. Agron. Monogr. 9. ASA and SSSA, Madison, WI.
- 10- He M.M., Tian G.M., Liang X.Q., Yu Y.T., Wu J.Y., and Zhou G.D. 2007. Effects of two sludge application on fractionation and phytotoxicity of zinc and copper in soil. *Environmental Science* 19: 1482-1490.
- 11- Hosseinpour A.R., and Motaghian H.R. 2014. Effect of sewage sludge application and wheat (*Triticum aestivum* L.) planting on availability and fractionation of zinc in some calcareous soils. *Journal of Water and Soil* 27: 1100-1110. (In Persian with English abstract)
- 12- Hosseinpour A.R., and Motaghian H.R. 2016. The effect of cow manure and vermicompost application on fractionation and availability of zinc and copper in wheat planting. *Journal of Water and Soil* 30: 2005-2018. (In Persian with English abstract)
- 13- Jalali M., and Khanlari Z.V. 2008. Effect of aging processes on fractionation of heavy metals in some calcareous soil of Iran. *Geoderma* 143: 26-40.
- 14- Kamali S., Ronaghi A., and Karimian N. 2010. Zinc transformation in a calcareous soil as affected by applied zinc sulfate, vermicompost, and incubation time. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 41: 2318-2329
- 15- Kamali S., Ronaghi A., and Karimian N. 2011. Soil zinc transformations as affected by applied zinc and organic materials. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 42: 1038-1049.
- 16- Lindsay W.L., and Norvell W.A. 1978. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese, and copper. *Soil Science Society of America Journal* 42: 421-428.
- 17- Loeppert R.H., and Suarez D.L. 1996. Carbonate and gypsum. p. 437-474. In D.L. Sparks (ed.) *Methods of Soil Analysis*. SSSA, Madison.
- 18- Luo Y.M., and Christie P. 1998. Bioavailability of copper and zinc in soils treated with alkaline stabilized sewage sludge. *Journal of Environmental Quality* 27: 335-342.
- 19- Ma Y.B., and Uren N.C. 2006. Effect of aging on the availability of zinc added to a calcareous clay soil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 76: 11-18.
- 20- Malakouti M. J. 2003. The role of zinc in plant growth and enhancing animal and human health. Regional Expert Consultation in Plant, Animal and Human Nutrition: Interaction and Impact, Damascus, Syria.
- 21- Malakouti M.J., and Homaei M. 2006. Fertility of arid and semi-arid soils "Problems and Solutions". Tarbiat Modares University, Office of Scientific Publications. Tehran. (In Persian)
- 22- Nelson D.W., and Sommers L.E. 1996. Carbon, organic carbon, and organic matter. p. 961-1010. In D.L. Sparks, (ed.) *Methods of Soil Analysis*. SSSA, Madison.
- 23- Rajaei M., and Karimian N.A. 2005. Variation of time variation of cadmium in soils treated with different levels and sources of this element. 9th Soil Science Congress of Iran. Tehran. pp. 483-484.
- 24- Rauret G., Lopez-Sanchez J.F., Sahuquillo A., Rubio R., Davidson C., Ure A. and Quevauviller P. 1999. Improvement of the BCR three step sequential extraction procedure prior to the certification of new sediment and soil reference materials. *Environmental Monitoring* 1(1): 57-61.
- 25- Rezaei-chiyaneh E., Tajbakhsh M., Ghiyasi M., and Amirnia R. 2015. Effect of integrated organic and chemical fertilizers on quantitative and qualitative yield of chickpea (*Cicer arietinum* L.) under dry farming conditions. *Research in Field Crops* 1(3): 55-69. (In Persian with English abstract)
- 26- Rhoades J.D. 1996. Salinity: electrical conductivity and total dissolved solids. p. 417-435. In D.L. Sparks (ed.) *Methods of Soil Analysis*. SSSA, Madison.
- 27- Sharifi M., Afyuni M., and Khoshgoftarmanesh A.H. 2011. Effects of sewage sludge, compost and cow manure on availability of soil Fe and Zn and their uptake by corn, alfalfa and tagetes flower. *Water and Soil Science* 15(56): 141-154. (In Persian with English abstract)
- 28- Sposito G.L., Lund J., and Chang A.C. 1982. Trace metal chemistry in arid-zone field soils amended with sewage

- sludge: I. Fractionation of Ni, Cu, Zn, Cd, and Pb in solid phases. Soil Science Society of America Journal 46: 260-265.
- 29- Sumner M.E., and Miller P.M. 1996. Cation exchange capacity and exchange coefficient. p. 1201-1230. In D.L. Sparks (ed.) Methods of Soil Analysis. SSSA, Madison.
- 30- Tabachnick B.G., and Fidell L.S. 2012. Using Multivariate Statistics, 6th ed. Pearson publisher New Jersey. pp. 54-55.
- 31- Thomas G.W. 1996. Soil pH and soil acidity. p. 475-490. In D.L. Sparks (ed.) Methods of Soil Analysis. SSSA, Madison.
- 32- Torri S.I., and Lavado R. 2008. Zinc distribution in soils amended with different kinds of sewage sludge. Journal of Environmental Managment 88: 1571-1579.
- 33- Zarrabi A., Yasrebi J., Ronaghi A., Ghasemi Fasaei R., and Sameni A. 2018. Influence of zinc sulfate and municipal solid waste compost on chemical forms of zinc in calcareous soils. Arid Land Research and Management 32(2): 170-183.



Intracation Effect of Zinc Sulphate and Vermicompost on Availability and Fractions of Zinc in a Calcareous Soil

F. Mohammadi Navchinejad¹ - A. R. Hosseinpur² - H. R. Motaghian^{3*}

Received: 28-01-2019

Accepted: 02-09-2019

Introduction: Application of organic fertilizers such as vermicompost to agricultural calcareous soils with low organic matter content is a way to add nutrients to these soils. Different organic fertilizers have different effects on soil nutrient availability. Moreover, the study of nutrients distribution in the soil allows us to investigate their mobility and bioavailability. Zinc (Zn) deficiency is an important problem in many calcareous soils due to its effect on increasing the yield of agricultural products. Organic fertilizers can improve availability of Zn by impact on its fractionation. On the other hand, their interaction with chemical fertilizers requires careful consideration of availability and fractionation of Zn in soils treated with organic and chemical fertilizers. The aim of this research was to investigate the interaction effect of zinc sulphate, and vermicompost on availability and fractions of Zn in a calcareous clay soil.

Materials and Methods: This study was performed as a completely randomized factorial design including two levels of vermicompost (0 and 1% w/w) and three levels of Zn (0, 2, and 5 mg kg⁻¹ as ZnSO₄) with three replications. All treated soils were incubated for 120 days at 22 ± 1 °C and constant moisture (17% w/w). Zinc availability (DTPA-TEA) and other fractions (BCR method) were determined at the beginning of experiment, 60 days, and 120 days after incubation. The soil samples were sequentially extracted using an operationally defined sequential fractionation procedure, based on that employed by BCR in which increasingly strong extractants were used to release Zn associated with different soil fractions. Four Zn -fractions were extracted in the following sequence: Step 1: soluble, exchangeable, and associated with carbonates fraction (a 40 ml of 0.1 M CH₃COOH for 16 h at room temperature), Step 2: iron-manganese oxides-associated fraction (40 ml of 1 M NH₂OH.HCl in 1.5 M HNO₃ for 16 h at 22 °C), Step 3: organic matter-associated fraction (50 ml of 1 M CH₃COONH₄ in 1.5M HNO₃ for 16 h at 85 °C) and Finally step 4: residual fraction was determined using 4 M HNO₃ (a 12.5 ml volume of 4 M HNO₃, for 16 h at 80 °C). Concentrations of Zn in all extractants were determined by Atomic absorption spectroscopy.

Results and Discussion: The results of this study showed that the mean of Zn extracted by DTPA-TEA after vermicompost application increased significantly ($P < 0.05$). The interaction between vermicompost and time on Zn extracted by DTPA-TEA was not significant ($P > 0.05$). Zinc extracted by DTPA-TEA decreased with increasing incubation time. All forms of Zn increased by vermicompost application in soil samples treated with ZnSO₄. Soluble, exchangeable, and bound to carbonates Zn and Zn associated to Fe-Mn oxides fractions (except vermicompost with 5 mg kg⁻¹ Zn at 60 days after incubation) increased with increasing incubation time. Zinc associated to organic matter increased 60 days after incubation compared to the beginning of the experiment. However, difference between Zn associated to organic matter at 120 days after incubation and beginning of the experiment was not significant (except vermicompost with 5 mg kg⁻¹ Zn at 60 days after incubation). The results of this study showed that residual Zn decreased with increasing incubation time. Results of this study demonstrated that the fractions of Zn in the soil samples treated with ZnSO₄ were modified after vermicompost application and its availability increased. Therefore, the application of chemical fertilizers with organic fertilizers leads to increase Zn in the soil. The results of correlation study showed that the relation between available Zn and Zn associated to Fe-Mn oxides at 1 h ($r = 0.77$ $p < 0.05$), 60 days after incubation ($r = 0.95$ $p < 0.05$), and 120 days after incubation ($r = 0.95$, $p < 0.05$) was significant. There was a significant correlation between available Zn and Zn in forms of solution, exchangeable and associated with carbonates, associated with Fe-Mn oxides, and associated with organic matter, which indicate the effective role of these fractions in supplying the required Zn to plant.

Conclusion: Vermicompost application in calcareous soils increased available Zn and the effect of vermicompost was not dependent on time. Over time, there was a decrease in available Zn in the presence of chemical fertilizer. Vermicompost application in calcareous soils increased all Zn fractions. According to these

1, 2 and 3- M.Sc. Student, Professor, and Assistant Professor of Soil Science and Engineering of Agriculture Faculty, Shahrood University, Iran, respectively.

(*- Corresponding Author Email: Motaghian.h@yahoo.com)

results, the Zn fractions in the soil treated with zinc sulfate had been changed and its availability increased during incubation time. The results of this study demonstrated that the fractions of Zn in the soils treated with ZnSO_4 and vermicompost were modified and its availability increased. Therefore, the application of chemical fertilizers with organic fertilizers can increase Zn in calcareous clay soils

Keywords: Calcareous clay soil, Fractionation, Vermicompost zinc sulfate



بهبود تجزیه زیستی آلاینده هیدروکربنی بنزوپیرن با استفاده از دسته‌بakteriایی تولید کننده سورفاکتانت زیستی

سحر سلیمانی^۱ - امیرلکزیان^{۲*} - امیر فتوت^۳

تاریخ دریافت: ۱۳۹۷/۱۲/۰۶

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۸/۰۴/۲۷

چکیده

طی سال‌های اخیر استفاده از ریزجانداران خاکری جهت کاهش اثرات مخرب آلاینده‌های زیست‌محیطی همانند نفت و مشتقات آن بسیار مورد توجه قرار گرفته است. تجزیه‌پذیری و در نتیجه ماندگاری ترکیبات هیدروکربنی در طبیعت، تحت تأثیر عواملی مختلفی است که مهمترین آن‌ها شامل شرایط محیطی، فعالیت تجزیه‌کنندگی ریزجانداران، نوع آلاینده و میزان دسترسی زیستی آلاینده برای ریزجانداران می‌باشد. عوامل فعال سطحی یا سورفاکتانت‌ها موجب افزایش تحرک و تجزیه زیستی ترکیبات هیدروفوب شده و بنابراین دارای اثر مثبت بر فرآیند زیست‌پالایی است. از سوی دیگر، علی‌رغم آن که تجزیه زیستی هیدروکربن‌های پلی‌آروماتیک فرآیندی بالقوه و طبیعی است، اما ترکیبات چند جزئی و هیدروکربن‌هایی با وزن مولکولی بالا، جهت تجزیه به بیش از یک گونه میکروبی کارآمد نیاز دارند. در بررسی حاضر با استفاده از روش‌های جداسازی و غربالگری، جدایه‌های توانمند تجزیه‌کننده آلاینده بنزوپیرن (به عنوان منبع کربنی) و تولید کننده سورفاکتانت زیستی، انتخاب و توانایی جدایه‌های منفرد و دسته‌بakteriایی^۴ حاصل از آن‌ها بر میزان تجزیه آلاینده در دو محیط محلول و خاک با هم مقایسه شد. نتایج نشان داد که از میان جدایه‌های حاصل از مرحله جداسازی، دو جدایه AP_3 و BM_1 به ترتیب با ۴۳ و ۴۰ درصد کاهش میزان کشش سطحی محیط کشت نسبت به شاهد (فاقد تلقیح جدایه) دارای توانایی تولید سورفاکتانت زیستی بودند. بهینه‌سازی شرایط تولید سورفاکتانت زیستی حاکی از آن بود که جدایه‌های یاد شده در دمای ۳۵ درجه سانتی‌گراد، اسیدیته ۷ و در حضور قند گلوکز به عنوان منبع کربنی سهل‌الوصول بیشترین میزان تولید سورفاکتانت زیستی را نشان داده و در مقایسه با شاهد (دمای ۲۵ درجه سانتی‌گراد، اسیدیته ۶ و قند گلوکز با کشش سطحی ۵۶/۴۲ میلی‌نیوتن بر متر) کشش سطحی کمتری (۳۰/۸۱ و ۳۱/۵۲ میلی‌نیوتن بر متر به ترتیب در جدایه‌های AP_3 و BM_1) را ایجاد نمودند. تجزیه آلاینده بنزوپیرن در محیط محلول توسط دو جدایه و دسته‌بakteriایی حاصل از آن نشان داد که بیشترین میزان تجزیه در تیمار تلقیح شده با دسته‌بakteriایی و در حضور سورفاکتانت زیستی استخراج شده از جدایه AP_3 رخ داد. این تیمار سبب تجزیه ۸۷/۳ درصد از آلاینده طی دو هفته شد. در حالی که جدایه BM_1 با ۲۷/۶ درصد تجزیه آلاینده، کمترین اثر را بر تجزیه بنزوپیرن در محیط محلول داشت. مقایسه تجزیه بنزوپیرن در خاک نیز مشخص کرد که تأثیر دسته‌بakteriایی بیشتر از جدایه AP_3 به تنهایی می‌باشد. بطوری که در انتهای ۴۵ روز، غلظت آلاینده در تیمار حاوی دسته‌جات و سورفاکتانت زیستی صفر و در تیمار تلقیح شده با جدایه AP_3 از ۱۵۰ میلی گرم بر کیلوگرم به ۴۸ میلی گرم بر کیلوگرم رسید. نتایج نشان داد که بعد از ۴۵ روز، جدایه AP_3 آلاینده را به میزان ۶۸ درصد و دسته‌بakteriایی آلاینده را بطور کامل تجزیه نمودند.

واژه‌های کلیدی: بنزوپیرن، تجزیه زیستی، سورفاکتانت زیستی، هیدروکربن

مقدمه

زیست، طی سال‌های اخیر افزایش یافته است. بنزوپیرن، یک هیدروکربن آروماتیک پنج حلقه‌ای با وزن مولکولی بالاست که علاوه بر حضور در انواع زباله‌های شهری، صنعتی و پتروشیمی، در نتیجه احتراق ناقص ترکیبات آلی، استعمال دخانیات، تصادفات کشتی‌های حمل سوخت، نشت نفت از مخازن ذخیره‌سازی، انتشار انواع مواد روان‌کننده و ضایعات روغنی تولید شده در صنایع جانبی (همانند پلاستیک سازی، تولید حلال‌ها و لوازم آرایشی) نیز تولید می‌شود (۱۸، ۲۱ و ۲۲). حضور در تمامی اجزای محیط زیست بخصوص (خاک، آب و هوا)، مقاومت در برابر تجزیه، توانایی بالقوه جهت تجمع زیستی به همراه خصوصیت سرطان‌زایی این ترکیب، سبب شده است

نگرانی‌های مربوط به آلودگی‌های خاک و آب توسط نفت و محصولات جانبی آن، به عنوان یکی از آلاینده‌های اصلی محیط

۱، ۲ و ۳- به ترتیب دانشجوی دکتری بیولوژی و استادان گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد
(*)- نویسنده مسئول
Email: alakzian@yahoo.com

DOI: 10.22067/jsw.v0i0.79076

4- Consortium

که محققان به دنبال راهی جهت حذف و پاکسازی آن از محیط باشند.

توانایی ریزجانداران خاک خصوصاً انواع هتروتروف در تجزیه ترکیبات سمی و آلاینده‌ها، سبب ایجاد راهکار جدیدی در فرآیند پاکسازی آلودگی‌های زیست محیطی شده است که به نام زیست پالایی شناخته شده و سبب تبدیل ترکیبات خطرناک به اشکال کم-خطر و یا بی‌خطر می‌شود (۴۲). بررسی‌های مختلف، توانایی گونه‌های باکتریایی همانند *Pseudomonas aeruginosa* و *Bacillus subtilis* (۱۰، ۲۱ و ۲۲)، *Bordetella*، *Sphingomonas* sp.، *Rhodococcus* sp. (۱۳)، *Acidovorax* sp.، *Novosphingobium* sp.، *Microbacterium* sp.، *Alcaligenes* sp.، *Achromobacter* sp. (۴۳)، *Mycobacterium* sp.، *Novosphingobium* sp. (۱۶)، *Alcaligenes denitrificans*، *P. putida* و *Burkholderia cepacia*، *Flavobacterium* sp. و *P. fluorescens* (۱۹) را در استفاده از آلاینده‌های هیدروکربنی به عنوان منبع کربن و تجزیه آن‌ها به اثبات رسانده‌اند.

علی‌رغم آنکه تجزیه زیستی هیدروکربن‌های پلی‌آروماتیک نشان دهنده فرآیندهای بالقوه و طبیعی است که سبب تبدیل این ترکیبات به اجزای ساده‌تر و غیر سمی در محیط می‌شود، اما ترکیبات چند جزئی و هیدروکربن‌هایی با وزن مولکولی بالا، جهت تجزیه به بیش از یک گونه میکروبی کارآمد نیاز دارند. در واقع به نظر می‌رسد مخلوطی از جدایه‌ها دارای سازگاری و انعطاف متابولیکی بهتری نسبت به جدایه‌های منفرد می‌باشند. براساس یافته‌های اخیر، دسته‌جات باکتریایی در تجزیه ترکیبات پیچیده هیدروکربنی کارآمدتر از جدایه‌های منفرد می‌باشند (۱، ۲، ۱۴، ۲۹، ۳۰، ۳۵ و ۳۷). به عبارت دیگر، با استفاده از دسته‌باکتریایی، یک گونه با تولید متابولیت سبب حذف و یا تغییر شکل ترکیبات سمی شده و امکان عمل مؤثرتر را برای سایر گونه‌ها فراهم می‌کند. دوت و همکاران (۱۲) با استفاده از چهار جدایه متعلق به گونه‌های *Bacillus* و *Pseudomonas* و همچنین دسته-باکتریایی حاصل از آن‌ها، میزان تجزیه لجن نفتی (شامل ۲۰ درصد ترکیبات آلیفاتیک، ۴۳ درصد اجزای آروماتیک، ۱۳ درصد ترکیبات حاوی نیتروژن و گوگرد و ۲۳ درصد مشتقات آسفالتن) را بررسی نمودند. نتایج این مطالعه نشان داد که دسته‌باکتریایی حاصل از جدایه‌ها ۸۹ درصد از محتوای آروماتیک لجن نفتی را تجزیه نمودند. درحالی‌که میزان عملکرد جدایه‌های منفرد در بهترین حالت ۷۰ درصد بود. نتایج این بررسی ثابت کرد که جدایه‌های منفرد توانایی تجزیه تمامی اجزای آروماتیک موجود در لجن نفتی را ندارند. باوجود اینکه جدایه‌های خاص بطور متفاوتی بر روی ترکیبات هیدروکربنی پلی‌آروماتیک (۳ تا ۵ حلقه‌ای) عمل می‌کنند، لکن، دسته‌باکتریایی در این زمینه بسیار موفق‌تر عمل می‌نمایند. ساتیشکومار و همکاران (۳۷) عنوان نمودند که کاربرد دسته‌باکتریایی حاصل از جدایه‌های

Bacillus، *Pseudomonas* و *Corynebacterium* در مقایسه با استفاده از جدایه‌های منفرد اثر بیشتری بر تجزیه دارد. باکوسا و همکاران (۱ و ۲) نیز تأثیرگذاری بیشتر دسته‌باکتریایی را بر تجزیه کروژن و نفت خام را گزارش نمودند.

یکی از عوامل محدودکننده تجزیه زیستی هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای دسترسی زیستی این ترکیبات می‌باشد. در واقع انحلال کم این آلاینده‌ها منجر به استفاده از باکتری‌های مولد سورفاکتانت زیستی به منظور افزایش انحلال و در نتیجه تجزیه زیستی آن‌ها شده است. ویژگی‌های خاص این مولکول‌های دوگانه دوست متأثر از دو انتهای آبدوست و آبگریز موجود در ساختار مولکولی این ترکیبات است (۹). این ویژگی سبب شده که این ترکیبات با کاهش کشش سطحی و بین سطحی مایعات و تشکیل میکرومولسیون موجب افزایش حلالیت و دسترسی زیستی آلاینده و در نتیجه بهبود تجزیه زیستی آن شوند (۱۱). *Pseudomonas aeruginosa* (۳۳، ۱۵ و ۲۳)، *Bacillus subtilis* (۳۴، ۲۴، ۲۵ و ۲۸)، *Paenibacillus dendritiformis* sp. (۲۰)، *Brevibacillus* sp. (۳۹) از جمله باکتری‌هایی می‌باشند که با تولید سورفاکتانت زیستی سبب افزایش تجزیه آلاینده‌های هیدروکربنی شده‌اند. استفاده از دسته‌باکتریایی که دارای یک جز تولید کننده سورفاکتانت زیستی و جز یا اجزای تجزیه کننده ترکیبات هیدروکربنی می‌باشند، روش مناسب و مقرون به صرفه‌ای در فرآیندهای زیست‌پالایی است (۴ و ۴۵). درواقع، جدایه‌های تولید کننده سورفاکتانت زیستی با دو مکانیسم بهبود دسترسی زیستی و تحرک آلاینده‌ها (از طریق کاهش کشش سطحی و بین سطحی) و افزایش هیدروفوبیسیته سطحی سلول باکتری، سبب افزایش انحلال آلاینده نامحلول شده و آن‌را در دسترس جدایه‌های تجزیه کننده قرار می‌دهد. این فرآیند در نهایت موجب افزایش میزان تجزیه آلاینده‌های هیدروکربنی می‌شود (۱۲ و ۳۲).

ایران به عنوان یکی از قطب‌های اصلی تولید کننده نفت و مشتقات آن، همواره در معرض خطرات ناشی از آلودگی‌های منابع آب و خاک قرار دارد. علی‌رغم وجود گزارشات مختلف در زمینه تأثیر بیوسورفاکتانت و دسته‌جات باکتریایی بر تجزیه هیدروکربن‌های چند حلقه‌ای همانند نفتالن، آنتراسن، کروژن و فنانترن، مطالعات مربوط به تجزیه زیستی بنزوپیرن توسط استفاده همزمان از بیوسورفاکتانت و دسته‌باکتریایی بسیار اندک است. از سوی دیگر تاکنون تأثیر جدایه‌های بومی کشور و توانایی انواع مولد سورفاکتانت بر تجزیه این ترکیب بررسی نشده است. در مطالعه حاضر، توانایی دسته‌باکتریایی بومی شامل جدایه تجزیه کننده بنزوپیرن و جدایه مولد سورفاکتانت زیستی بر تجزیه زیستی هیدروکربن آروماتیک چندحلقه‌ای بنزوپیرن در دو محیط محلول و خاک بررسی شده است.

مواد و روش‌ها

جداسازی باکتری‌های تجزیه‌کننده بنزوپیرن: به منظور جداسازی باکتری‌های توانمند تجزیه‌کننده بنزوپیرن، چهار نمونه خاک آلوده به گازوبیل، بنزین و نفت سفید از اطراف مخازن نگهداری فرآورده‌های نفتی واقع در شهرهای ساری و بهشهر جمع‌آوری، هواخشک و از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شد. نمونه‌ها جهت انجام آزمایشات بعدی به مرکز تحقیقات تیرتاش وابسته به شرکت دخانیات ایران انتقال و در دمای ۴ درجه سانتی‌گراد نگهداری شد. پس از تعیین خصوصیات فیزیکوشیمیایی خاک (مندرج در جدول ۱)، جهت اطمینان از سازگاری ریزجانداران بومی خاک با آلاینده نفتی، ۵ گرم از هر نمونه خاک با ۴۵ میلی‌لیتر از محیط کشت نمک معدنی بوشنل-هاث^۱ (۷) حاوی ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر بنزوپیرن مخلوط و به مدت سه ماه بر روی شیکر و در تاریکی نگهداری شد، در انتهای هر ماه ۵ میلی‌لیتر از سوسپانسیون خاک به محیط بوشنل-هاث تازه منتقل شد تا جمعیت ریزجانداران ناخواسته را کم کند (۳۲). پس از اتمام دوره غنی‌سازی، ۰/۱ میلی‌لیتر از سوسپانسیون خاک بر روی پلیت‌های حاوی بوشنل-هاث-آگار حاوی ۱۰۰ میلی‌گرم بر لیتر از بنزوپیرن کشت و به مدت ۷۲ ساعت در دمای ۳۰ درجه سانتی‌گراد گرماگذاری شد. پس از طی زمان گرماگذاری، کلنی‌های ظاهر شده بر روی سطح پلیت‌ها در محیط لوریا-برتانی-آگار^۲ خالص‌سازی شدند (۲۱). بررسی شکل مرفولوژیکی جدایه‌ها (مندرج در جدول ۲) در نهایت منجر به جداسازی شش جدایه باکتریایی شد که قادر به استفاده از بنزوپیرن به عنوان منبع کربنی بودند. جدایه‌های حاصل با اسامی AP_3 ، AM_1 ، BM_1 ، BP_1 ، BP_2 و BM_4 نام‌گذاری شد.

غربالگری جدایه‌های مولد سورفاکتانت زیستی: جهت غربالگری باکتری‌های تولیدکننده سورفاکتانت زیستی از میان جدایه‌های حاصل، محلول رویی حاصل از سانتریفیوژ محیط کشت رابرت^۳ (۳۶) حاوی جدایه‌ها و آلاینده به پژوهشکده علوم و فناوری مواد غذایی جهاد دانشگاهی خراسان رضوی ارسال و میزان میزان کشش سطحی نمونه‌ها به وسیله تنسیومتر دونوی (شرکت کروزر، آلمان^۴) در دمای اتاق اندازه گرفته شد (۳۵ و ۳۸).

بهینه‌سازی شرایط تولید سورفاکتانت زیستی: به منظور افزایش میزان تولید سورفاکتانت زیستی توسط جدایه‌های انتخابی، مقدار pH

(۶، ۷ و ۸)، دما (۲۵، ۳۰ و ۳۵ درجه سانتی‌گراد) و نوع منبع کربنی اضافه شده در محیط کشت بوشنل-هاث (گلوکز، ساکارز و نشاسته) به کمک روش آماری تاگوچی بهینه‌سازی شد. به این منظور پس از طراحی آرایش تیمارها با روش آماری تاگوچی و به وسیله نرم‌افزار مینی تب، نمونه‌ها تهیه و پس از گرماگذاری میزان کشش سطحی آن‌ها در پژوهشکده علوم و فناوری مواد غذایی جهاد دانشگاهی خراسان رضوی اندازه گرفته شد (۲۶).

تجزیه بنزوپیرن در محیط محلول: توانایی تجزیه بنزوپیرن توسط جدایه‌های انتخابی، در محیط محلول مورد مقایسه قرار گرفت. به این منظور، آزمایشی در قالب طرح کاملاً تصادفی با آرایش فاکتوریل شامل ۱۲ تیمار و سه تکرار طراحی شد. فاکتورهای آزمایش شامل جدایه‌های مولد سورفاکتانت زیستی (جدایه‌های AP_3 ، BM_1 و دسته باکتریایی حاصل از دو جدایه Co و شاهد) و فاکتور دوم نوع سورفاکتانت زیستی (سورفاکتانت‌های زیستی استخراج شده از جدایه AP_3 و BM_1 و عدم حضور سورفاکتانت زیستی) بود. در نمودارها جدایه‌های AP_3 ، BM_1 و دسته باکتریایی حاصل به ترتیب B_1 ، B_2 و Co و سورفاکتانت‌های زیستی حاصل از جدایه AP_3 و BM_1 نیز S_1 و S_2 نامگذاری شدند. S_0 نیز نشان‌دهنده عدم تلقیح سورفاکتانت زیستی است. جهت تهیه مایه تلقیح با جمعیت $10^6 \times 300$ سلول بر میلی‌لیتر، کشت ۱۸ ساعته جدایه‌ها در محیط لوریابرتانی، به مدت ۲۰ دقیقه با سرعت ۴۰۰ دور در دقیقه سانتریفیوژ شد. سپس با استفاده از استانداردهای مک‌فارلند و سرم نمکی ۰/۹ درصد جمعیت یکسان از جدایه‌ها تهیه و به محیط کشت بوشنل-هاث حاوی ۱۵۰ میلی‌گرم بر لیتر از آلاینده بنزوپیرن اضافه شد. نمونه‌ها به مدت چهارده روز در دمای ۳۵ درجه سانتی‌گراد بر روی شیکر گرماگذاری و در انتهای زمان گرماگذاری میزان بنزوپیرن باقیمانده در نمونه‌ها عصاره‌گیری، استخراج و با GC-FID اندازه گرفته شد.

استخراج سورفاکتانت زیستی: به منظور استخراج سورفاکتانت زیستی بر اساس روش منیف^۵ و همکاران (۲۶)، از کشت ۹۶ ساعته جدایه‌ها در محیط کشت بوشنل-هاث تحت شرایط بهینه استفاده شد. محیط حاوی جدایه‌ها به مدت ۳۰ دقیقه با ۴۰۰ دور و دمای ۴ درجه سانتی‌گراد سانتریفیوژ شد و سپس pH آن با استفاده از اسیدکلریدریک ۶ نرمال به ۲ کاهش داده شد. نمونه‌ها به مدت یک شب در یخچال نگهداری و پس از آن حجم برابری از نمونه و مخلوط ۲ به ۱ کلروفرم/متانول ترکیب و به مدت ۱۵ دقیقه بر روی شیکر قرار گرفت. فاز آلی با قیف جداکننده، از فاز آبی جدا شده و در آن (دمای ۵۰ درجه سانتی‌گراد)، خشک شد. سورفاکتانت زیستی ناخالص در آزمایشات تجزیه مورد استفاده قرار گرفت.

- 1- Bushnell and Haas
- 2- Luria Bertani Agar
- 3- Robert
- 4- Kruss Company, Germany

آون (دمای ۳۰ درجه سانتی‌گراد) کاملاً خشک شد. سپس ۲۰ میلی لیتر از حلال دیکلرومتان به نمونه‌ها افزوده شده و به مدت ۱۶ ساعت بر روی شیکر قرار گرفت. پس از طی زمان یاد شده، فاز آلی جدا شده و در هوای آزاد خشک و مجدداً با حلال به حجم رسانده شده و توسط GC-FID مورد سنجش قرار گرفت (۴۱). تمامی آزمایشات یاد شده در مرکز تحقیقات توتون تیرتاش انجام شد.

آنالیز GC-FID: نمونه‌ها جهت آنالیز دستگاهی GC به آزمایشگاه بیوپالایش زیست محیطی دانشکده علوم دانشگاه فردوسی مشهد ارسال شد. دستگاه جی سی مورد استفاده دارای ستون FID با طول ۲۵ متر، قطر داخلی ۰/۳۲ و ضخامت فیلم ۰/۱۷ میلی‌متر و هیدروژن به عنوان گاز حامل با فشار ۵/۱۷ نیوتن بر سانتی‌متر مربع و جریان ۱/۸ میلی‌لیتر بر دقیقه بود. برنامه دمایی سیستم شامل، ۴۰ درجه سانتی‌گراد به مدت ۳ دقیقه، ۳۰ درجه سانتی‌گراد بر دقیقه تا ۳۰۰ درجه که به مدت ۱۰ دقیقه ثابت نگه داشته شد. دمای تزریق کننده ۲۹۰ و آشکارساز ۳۰۰ درجه سانتی‌گراد و میزان تزریق نیز ۲ میکرولیتر طی مدت یک دقیقه در حالت اسپیلیتلس یا بدون شکاف بود (۱۳).

آنالیز آماری داده‌ها: داده‌های حاصل از آزمایشات با نرم‌افزار جامپ^۲ و آزمون توکی در سطح احتمال ۱٪ بررسی شدند.

نتایج و بحث

غنی‌سازی و کشت نمونه‌های خاک آلوده‌ی جمع‌آوری شده در محیط کشت نمک معدنی بوشنل‌هاث منجر به جداسازی شش جدایه با خصوصیات ظاهری مورفولوژیکی (جدول ۲) متفاوت شد که با اسامی اختصاری AP_3 ، AM_1 ، BM_1 ، BM_4 ، BP_1 و BP_2 نام‌گذاری شدند. جدایه‌های یاد شده از آنجایی که بومی خاک‌های آلوده بودند، علاوه بر مقاومت نسبت به غلظت‌های زیاد و سمیت آلاینده‌های هیدروکربنی، قادر به استفاده از این ترکیبات به عنوان منبع کربنی نیز می‌باشند.

نتایج حاصل از اندازه‌گیری میزان کشتش سطحی جدایه‌های مذکور به منظور انتخاب جدایه‌های تولیدکننده سورفاکتانت زیستی (جدول ۳) نشان داد که جدایه‌های BM_1 و AP_3 کمترین میزان کشتش سطحی را دارا بودند. بودور و میلرمایر (۶) معتقدند که جدایه‌هایی که میزان کشتش سطحی آب خالص را به کمتر از ۴۰ میلی-نیوتن بر متر کاهش می‌دهند، توانایی تولید سورفاکتانت را دارا می‌باشند. بر اساس داده‌های جدول ۲ میزان کشتش سطحی در جدایه‌های AP_3 و BM_1 به ترتیب ۴۶/۷۹ و ۴۹/۲۲ میلی‌نیوتن بر متر بود. در حالی که میزان کشتش نمونه شاهد (محیط کشت بوشنل -

عصاره‌گیری بنزوپیرن در محیط محلول: جهت استخراج بنزوپیرن باقیمانده در انتهای دوره گرماگذاری، ابتدا به وسیله اسیدسولفوریک ۳ مولار pH نمونه‌ها به ۲ کاهش داده شد. سپس حجم برابر (۱۰ میلی لیتر) از اتیل استات به نمونه‌ها افزوده و به مدت ۲۴ ساعت بر روی شیکر مخلوط شد. سپس عصاره‌ها به کمک نمک Na_2SO_4 بی‌آب، کاملاً آبزدایی شده و پس از انتقال به ظروف مخصوص عصاره‌گیری به مدت ۱۲ ساعت در معرض هوای آزاد خشک و سپس با کمک ۱۰ میلی‌لیتر اتیل استات به حجم رسیده و جهت تعیین غلظت باقیمانده آلاینده به وسیله GC-FID آنالیز شدند (۱۳).

تجزیه بنزوپیرن در خاک: میزان تجزیه آلاینده در خاک توسط جدایه و سورفاکتانت زیستی برتر حاصل از آزمایشات تجزیه در محیط بوشنل-هاث، به وسیله آزمایشی در قالب طرح کاملاً تصادفی با آرایش فاکتوریل (۱۲ تیمار و سه تکرار) مورد بررسی قرار گرفت. فاکتور اول شامل جدایه برتر، دسته‌بakterیایی برتر، تلقیح همزمان دسته‌بakterیایی و سورفاکتانت زیستی برتر و شاهد بوده فاکتور دوم شامل سه زمان (۱۵، ۳۰ و ۴۵ روز) مورد مطالعه قرار گرفت. در واقع، باتوجه به نتایج حاصل از مرحله تجزیه آلاینده در محیط محلول، جدایه AP_3 ، سورفاکتانت زیستی استخراج شده از آن و دسته‌بakterیایی انتخاب و توانایی آن‌ها در تجزیه بنزوپیرن در محیط خاک طی سه زمان بررسی شد. به این منظور، ده نمونه خاک غیرآلوده از ۱۰ سانتی‌متری سطح مزرعه برنج واقع در شهرستان بهشهر جمع‌آوری و پس از آماده‌سازی و انجام آزمایشات فیزیکوشیمیایی به مدت یک شب در آون و دمای ۱۰۵ درجه سانتی‌گراد نگهداری شد تا تمامی رطوبت آن تبخیر شود (۲۶). سپس ۵۰ گرم از خاک توزین و با مقدار ۱۵۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک از آلاینده بنزوپیرن آلوده شد. به این منظور آلاینده در ۲ میلی‌لیتر استون حل و به نمونه‌ها اضافه شد. پس از تبخیر حلال (حدود دو ساعت بعد)، نمونه‌ها با یک میلی‌لیتر از مایه تلقیح حاوی جمعیت $10^6 \times 300$ سلول بر میلی‌لیتر از جدایه تلقیح شد. در این مرحله جهت ممانعت از ورود عناصر غذایی موجود در محیط کشت، پس از رشد جدایه در محیط کشت لوریا برتانی، نمونه‌ها سانتریفیوژ شده، سلول‌های رسوب یافته دو بار توسط سرم فیزیولوژیک ۰/۹ درصد شستشو داده شد و سپس جمعیت یکسان از جدایه با استفاده از استانداردهای مک‌فارلند تهیه و به نمونه‌ها تلقیح شد (۵). رطوبت نمونه‌های خاک به میزان ۶۰ درصد ظرفیت نگهداری رطوبت^۱ تنظیم و طی دوران گرماگذاری به کمک اندازه‌گیری وزنی مقدار رطوبت ثابت نگه داشته شد (۵). به منظور بررسی میزان تجزیه بنزوپیرن، طی زمان‌های پانزده، سی و چهل و پنچ روز پس از گرماگذاری، ۵ گرم از نمونه‌های خاک برداشت و به مدت یک شب در

هاث) ۷۷/۳۵ میلی‌نیوتون بر متر به دست آمد. بنابراین نمونه‌های مورد بررسی به ترتیب موجب کاهش ۴۳ و ۴۰ درصدی کشش سطحی نسبت به شاهد شدند. به این ترتیب دو جدایه مذکور توانایی تولید سورفاکتانت را داشته و جهت انجام آزمایشات بعدی انتخاب شدند.

بهینه‌سازی شرایط رشد جدایه‌ها جهت تولید حداکثر مقدار سورفاکتانت زیستی، به وسیله آزمایش کسری از فاکتوریل (روش تاگوچی) انجام شد. جدول ۴ حاوی تمامی تیمارهای آزمایشی طراحی شده توسط نرم‌افزار مینی‌تب به روش فاکتوریل کسری (تاگوچی) به

همراه نتایج آن، که ۹ آزمایش با دو تکرار بود، می‌باشد. براساس نتایج حاصل از آرایش تیمارها به روش تاگوچی، همان‌طور که در جدول تجزیه واریانس مربوطه (جدول ۵) مشخص است، بیشترین درصد اثرگذاری به فاکتور منبع کربنی مربوط می‌باشد. در واقع این فاکتور در مورد جدایه AP₃ با ۴۲/۶٪ و جدایه BM₁ با ۸۸/۲۸٪ بیشترین سهم اثرگذاری را داراست. پس از منبع کربنی، pH موجب ایجاد تغییر در داده‌های حاصل از آزمایش شده و در نهایت کمترین سهم نیز به فاکتور دما مربوط می‌باشد.

جدول ۱- برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی نمونه‌های خاک مورد بررسی

Table 1- Some physical and chemical properties of examined soil samples

نمونه خاک Soil sample	شن Sand	سیلت Silt	رس Clay	pH	نیتروژن کل Total nitrogen	کربن آلی Organic carbon	قابلیت هدایت الکتریکی Electrical conductivity	فسفر قابل دسترس Available phosphorus
		%			%		dS.m ⁻¹	Mg.kg ⁻¹
1	5.5	35.5	59	6.6	0.12	1.86	3.2	77.5
2	5.8	41.3	52.9	6.5	0.1	1.43	3	79.9
3	5.3	41.9	52.8	6.7	0.17	1.9	3.3	81.1
4	4.5	39.8	55.7	6.6	0.15	1.87	3.1	79.7

جدول ۲- خصوصیات ریخت‌شناسی جدایه‌های تجزیه کننده بنزوپیرن

Table 2- Morphological properties of Benzo(a)pyrene degrading isolates

جدایه Isolate	رنگ کلنی Colony color	شکل کلنی Colony Shape	اسپور Spore	کپسول Capsule	تحرک Mobility	گرم Gram
AM ₁	زرد کم‌رنگ Light yellow	میله‌ای Bacillus	+	+	+	+
BM ₄	شیری Milky	باسیل کوکوسی Coccobacillus	+	-	+	+
BP ₁	صورتی کم‌رنگ Light Pink	باسیل رشته‌ای Streptobacilli	-	-	-	-
BP ₂	شیری Milky	خوشه‌ای Staphylococci	+	+	-	+
AP ₃	سفید شیری Milky White	میله‌ای Bacillus	+	-	+	+
BM ₁	سفید لعابی Overglazed White	میله‌ای Bacillus	-	-	+	-

جدول ۳- میزان کشش سطحی در بین جدایه‌های باکتریایی انتخاب شده

Table 3- The surface tension in selected bacterial isolates

جدایه Isolate	کشش سطحی (mN/m) Surface tension
AP ₃	46.79
BM ₁	49.22
AM ₁	51.53
BM ₄	52.01
BP ₁	57.9
شاهد (محیط کشت فاقد باکتری) Blank (culture Medium without bacteria)	77.35

جدول ۴- تیمارهای آزمایشی در آزمایش کسری از فاکتوریل (روش تاگوچی)

Table 4- Treatments in fractional factorial experiment (Taguchi)

pH	دما	منبع کربن	کشش سطحی (mN/m) جدایه AP ₃	کشش سطحی (mN/m) جدایه BM ₁
	Temperature	Carbon source	Surface tension of AP ₃ Isolate	Surface tension of BM ₁ Isolate
6	25	گلوکز Glucose	56.42	40.41
	30	نشاسته Starch	58.36	56.02
	35	ساکارز Sucrose	63.72	49.76
7	25	نشاسته Starch	58.04	54.25
	30	ساکارز Sucrose	49.18	47.74
	35	گلوکز Glucose	30.81	31.52
8	25	ساکارز Sucrose	46.29	47.23
	30	گلوکز Glucose	40.62	40.43
	35	نشاسته Starch	58.28	58.18

جدول ۵- تجزیه واریانس اثر pH، منبع کربنی و دما بر بهینه سازی شرایط رشد جدایه ها به روش تاگوچی

Table 5- Analysis of variance resulting from biosurfactant production optimization treatments by Taguchi

منابع تغییرات	درجه آزادی	مجموع مربعات	مجموع مربعات	واریانس	واریانس	F _{AP3}	F _{BM1}	PS _{AP3}	PS _{BM1}	%P _{AP3}	%P _{BM1}
Source of variation	DF	SS _{AP3}	SS _{BM1}	V _{AP3}	V _{AP3}						
اسیدیته pH	2	635.18	104.31	317.59	52.16	9.67	6.04	607.9	87.04	34.66	5.81
دما Temperature	2	266.13	11.19	133.065	5.59	5.94	0.65	238.85	6.08	14.5	0.62
کربن Carbon	2	780.92	1585.51	390.46	792.76	11.89	91.86	753.64	1568.28	42.6	88.28
خطا Error	11	150.06	94.9	13.64	8.63					8.2	5.28
کل Total	17	1832.32	1795.92								

می شود و شرایط آزمایشی که دارای بیشترین مقدار S/N باشد، به عنوان شرایط بهینه انتخاب می شود. علاوه بر آن به کمک نمودارهای حاصله (شکل ۱) می توان فهمید کدام فاکتور دارای اهمیت بیشتری است. در واقع نموداری که دارای بیشترین میزان اختلاف بین سطوح باشد، دارای اثر بیشتری است و نمودارهایی که میزان اختلاف سطوح در آن کم باشد، از اهمیت کمتری در نتیجه آزمایش برخوردار است. به این ترتیب و بر اساس شکل ۱، فاکتور منبع کربنی دارای بیشترین اثر و فاکتور دما نیز دارای کمترین اثر در نتیجه آزمایش (تغییرات میزان کشش سطحی) می باشد. این نتیجه گیری از طریق جدول تجزیه

جهت بررسی نتایج، میزان کشش سطحی حاصل از دو جدایه در دمای ۲۵ درجه سانتی گراد، اسیدیته ۶ و در حضور منبع کربنی گلوکز به عنوان شاهد در نظر گرفته شد و سایر نتایج با آن مقایسه گردید. بر اساس نتایج حاصل، میزان کشش سطحی جدایه AP₃ و BM₁ در شرایط یاد شده به ترتیب ۵۶/۴۲ و ۴۰/۴۱ میلی نیوتن بر متر بود. حداقل میزان کشش سطحی در شرایط دمایی ۳۵ درجه سانتی گراد، اسیدیته ۷ و در حضور قند گلوکز رویت شد که شامل مقادیر ۳۰/۸۱ و ۳۱/۵۲ میلی نیوتن بر متر و به ترتیب مربوط به جدایه های AP₃ و BM₁ بود. در روش آماری تاگوچی، تغییر نتایج با عامل S/N بیان

جمعیت آن‌ها شده و در نهایت سبب افزایش میزان تولید سورفاکتانت می‌شود (۱۷ و ۳۴). تغییرات pH بر خصوصیات ساختاری بیوسورفاکتانت‌ها و توانایی آن‌ها در افزایش انحلال آلاینده‌ها، اثرگذار است. از سوی دیگر، pH مناسب جهت تولید حداکثر میزان سورفاکتانت زیستی به جنس و گونه باکتری بستگی دارد (۱۵، ۳۱ و ۴۶).

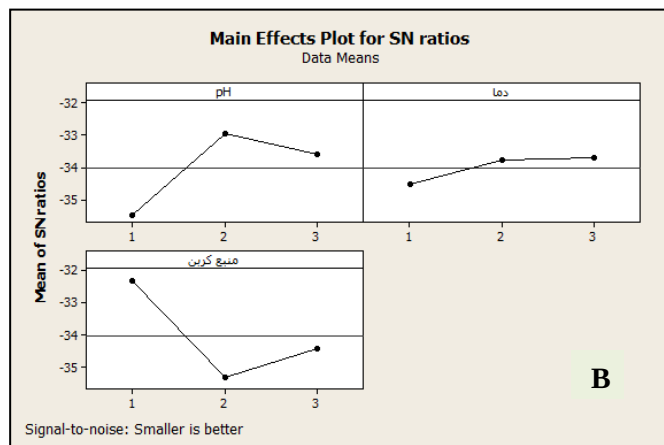
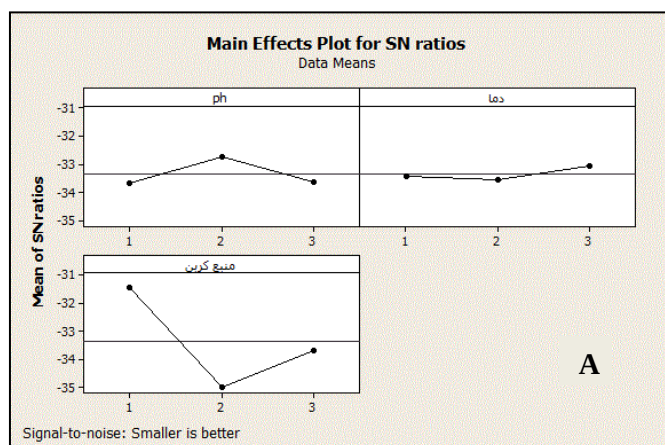
غلظت باقیمانده آلاینده بنزوپیرن و درصد تجزیه آن با استفاده از جدایه‌های AP₃ و BM₁ و تلقیح همزمان دو جدایه تحت عنوان دسته‌بakteriایی و همچنین کاربرد و عدم کاربرد دو سورفاکتانت زیستی استخراج شده از جدایه‌ها به ترتیب در شکل ۲ و تجزیه واریانس داده‌ها در جدول ۶ آورده شده است. در واقع، از آنجایی‌که تجزیه و دسترسی زیستی آلاینده بنزوپیرن، تحت تأثیر انحلال‌پذیری کم آن می‌باشد، تجزیه این ترکیب در حضور و عدم حضور سورفاکتانت زیستی و تلقیح جدایه‌ها و دسته‌بakteriایی حاصل از آن بررسی شد.

براساس داده‌های حاصل از جدول تجزیه واریانس (جدول ۶)، اثر سه فاکتور جدایه، سورفاکتانت زیستی و برهمکنش باکتری و سورفاکتانت زیستی بر تجزیه آلاینده بنزوپیرن در محیط محلول، در سطح ۱٪ معنی‌دار می‌باشند. به عبارت دیگر، کاربرد تیمارهای یاد شده در مقایسه با شاهد سبب کاهش غلظت آلاینده و تجزیه آن شده است. شکل ۲ نشان می‌دهد که در میان تیمارهای اعمال شده، کاربرد دسته‌بakteriایی (تلقیح همزمان دو جدایه) به همراه سورفاکتانت استخراج شده از جدایه AP₃ مؤثرترین تیمار بوده و سبب تجزیه ۸۷/۳ درصد از آلاینده شده و غلظت آلاینده را به ۱۸ میلی‌گرم بر لیتر کاهش داد. در حالی‌که تلقیح جدایه BM₁ با ۲۷/۶ درصد، کمترین اثر را بر تجزیه بنزوپیرن داشته و غلظت آلاینده را از ۱۵۰ به ۱۰۷/۵ میلی‌گرم بر لیتر رساند.

واریانس مربوط به تیمارهای آرایشی با روش تاگوچی نیز قابل استنباط است. بنابراین طبق نتایج حاصل از جدول تجزیه واریانس (جدول ۵) و شکل‌های ۱ و ۲، شرایط بهینه مورد نظر در pH برابر با ۷، دمای ۳۵ درجه سانتی‌گراد و منبع کربنی گلوکز حاصل شد.

نتایج حاصل از بررسی‌های مختلف حاکی از آن است که مهمترین عامل تعیین‌کننده شرایط بهینه رشد و تولید سورفاکتانت زیستی جنس و گونه باکتریایی می‌باشد. به عنوان مثال، مطالعه حمزه و همکاران (۱۵) نشان داد شرایط بهینه تولید حداکثر سورفاکتانت توسط جدایه *Pseudomonas aeruginosa* UKMP14T، شامل ۹ pH، دمای ۳۷ درجه سانتی‌گراد و منبع کربنی گلیسرول می‌باشد. در حالی‌که سویه *Pseudomonas aeruginosa* s6 مورد مطالعه توسط بین و همکاران (۴۶) در ۹ pH و حضور منبع کربنی گلوکز بیشترین میزان سورفاکتانت زیستی را تولید نمود. بنابراین شرایط بهینه رشد باکتری و تولید سورفاکتانت زیستی میان سویه‌های مختلف از یک جنس و گونه متفاوت بوده و حتی محل جداسازی سویه در شرایط بهینه مورد نیاز آن اثرگذار می‌باشد.

علاوه بر جنس و گونه، عوامل محیطی همانند اسیدیته، دما، منبع کربن و نیتروژن و محل جداسازی جدایه‌ها نیز بر رشد و تولید بیوسورفاکتانت توسط باکتری‌ها اثرگذارند. وو و همکاران (۴۴) نوع و غلظت منبع کربنی را به عنوان عامل مهم تأثیرگذار بر میزان تولید بیوسورفاکتانت مطرح نمودند. در واقع باکتری‌های تولیدکننده سورفاکتانت اغلب نیاز به مقدار زیادی اکسیژن دارند. از آنجایی‌که مشتقات نفتی، محتوای اکسیژن محلول کمی دارند، از منابع کربنی محلول در آب جهت تأمین اکسیژن محلول استفاده می‌شود (۱۷). وجود منبع کربنی نامحلول در آب تولید سورفاکتانت زیستی توسط ریزجانداران را تحریک می‌کند. اما از سوی دیگر منبع کربنی سهل الوصول محلول در آب موجب تحریک رشد ریزجانداران و افزایش



شکل ۱- اثر اصلی فاکتورها بر میزان کشش سطحی در روش تاگوچی: (A) جدایه BM₁ و (B) جدایه AP₃

Figure 1- The main effect of factors on surface tension in the Taguchi method: (A) BM₁ Isolate and (B) AP₃ isolate

جدول ۶- تجزیه واریانس اثر باکتری و سورفاکتانت زیستی بر تجزیه بنزوپیرن در محیط محلول

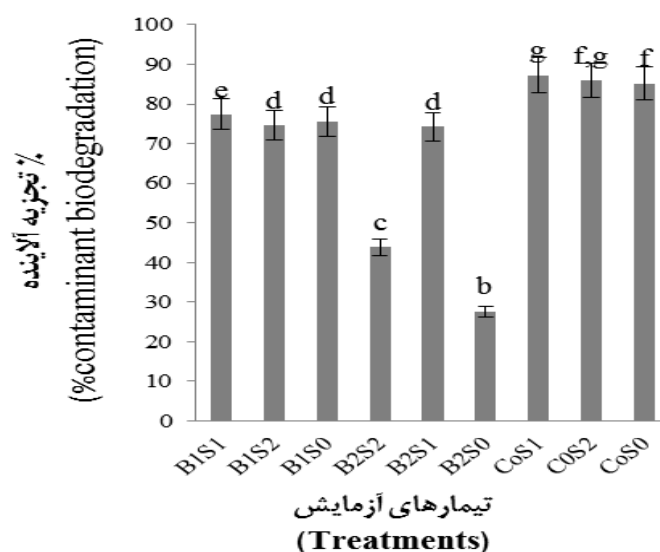
Table 6- Analysis of variance from isolates and biosurfactants on benzo(a)pyrene biodegradation in liquid medium

منابع تغییرات	درجه آزادی	مجموع مربعات	میانگین مربعات	نسبت F	Probe> F
Source of variation	DF	SS	MS	F value	
باکتری	3	431303.6	143767.9	287535.7	0.001
Isolate					
سورفاکتانت زیستی	2	165.7	82.8	165.7	0.001
Biosurfactant					
باکتری*سورفاکتانت زیستی	6	271.4	45.2	90.5	0.001
Isolate*Biosurfactant					
خطا	24	12	0.5		
Error					
کل	35	431752.7			
Total					

تلقیح شده با سورفاکتانت زیستی استخراج شده از جدایه BM₁، غلظت بنزوپیرن در حضور جدایه‌های AP₃ و BM₁ به ترتیب ۳۷/۱۲ و ۸۳/۲ میلی گرم بر لیتر بود. به نظر می‌رسد، علاوه بر عملکرد بهتر جدایه AP₃، سورفاکتانت زیستی حاصل از آن نیز مؤثرتر بوده و سبب بهبود فرایند تجزیه شده است.

مقایسه میان تیمارها نشان داد که کاربرد سورفاکتانت زیستی سبب افزایش میزان تجزیه آلاینده شد. بطوری که حداقل میزان تجزیه بنزوپیرن در تیماری که تنها حاوی جدایه BM₁ و فاقد سورفاکتانت زیستی بود، دیده شد. لکن، تأثیر سورفاکتانت استخراج شده از جدایه AP₃ بیش از سورفاکتانت زیستی حاصل از جدایه دیگر بوده و حداکثر میزان تجزیه بنزوپیرن در حضور این ترکیب رخ داد (۸۷/۳ درصد).

بررسی درصد تجزیه آلاینده تحت تیمارهای باکتریایی مختلف نشان می‌دهد که استفاده از دسته‌باکتریایی در مقایسه با تلقیح جدایه اثر بیشتری بر میزان تجزیه دارد. بطوری که مقایسه نتایج حاصل از تیمارهای فاقد سورفاکتانت زیستی نشان داد که دسته‌باکتریایی مورد بررسی سبب تجزیه آلاینده به میزان ۸۵/۱۸ درصد شده است، در حالی که جدایه‌های AP₃ و BM₁ به ترتیب ۷۵/۶ و ۲۷/۶ درصد آلاینده را تجزیه نمودند. در واقع نتایج نشان داد که غلظت آلاینده در تیمار حاوی دسته‌باکتریایی ۲۱/۲۲ و در تیمارهای حاوی جدایه AP₃ و BM₁ به ترتیب ۸۳/۲ و ۱۰۷/۵ میلی گرم بر لیتر بود. در میان دو جدایه نیز، عملکرد جدایه AP₃ بهتر از BM₁ بوده و تیمارهای حاوی آن نتایج بهتری را نشان دادند. در تیمار حاوی سورفاکتانت استخراج شده از AP₃، غلظت آلاینده در حضور جدایه BM₁، ۳۷/۷ و در حضور جدایه مولد AP₃، ۳۳ میلی گرم بر لیتر بود. در حالی که در تیمارهای



شکل ۲- درصد تجزیه بنزوپیرن در محیط محلول پس از طی دوره گرماگذاری
Figure 2- Percentage of Benzo(a)pyrene biodegradation in liquid medium after incubation

جدول ۷- تجزیه واریانس اثر تیمار، زمان و برهم‌کنش تیمار و زمان بر تجزیه بنزوپیرن در خاک

Table 7- Analysis of variance from isolates and biosurfactants on benzo(a)pyrene biodegradation in soil

منابع تغییرات	درجه آزادی	مجموع مربعات	میانگین مربعات	نسبت F	Probe> F
Source of variation	DF	SS	MS	F value	
تیمار	3	61080.2	20360.8	24432.8	0.001
Treatment					
زمان	2	28681.1	14340.9	17209.8	0.001
Time					
زمان*تیمار	6	10988.9	1831.2	2197.2	0.001
Treatment*Time					
Isolate*Biosurfactant					
خطا	24	20	0.86		
Error					
کل	35	100771.7			
Total					

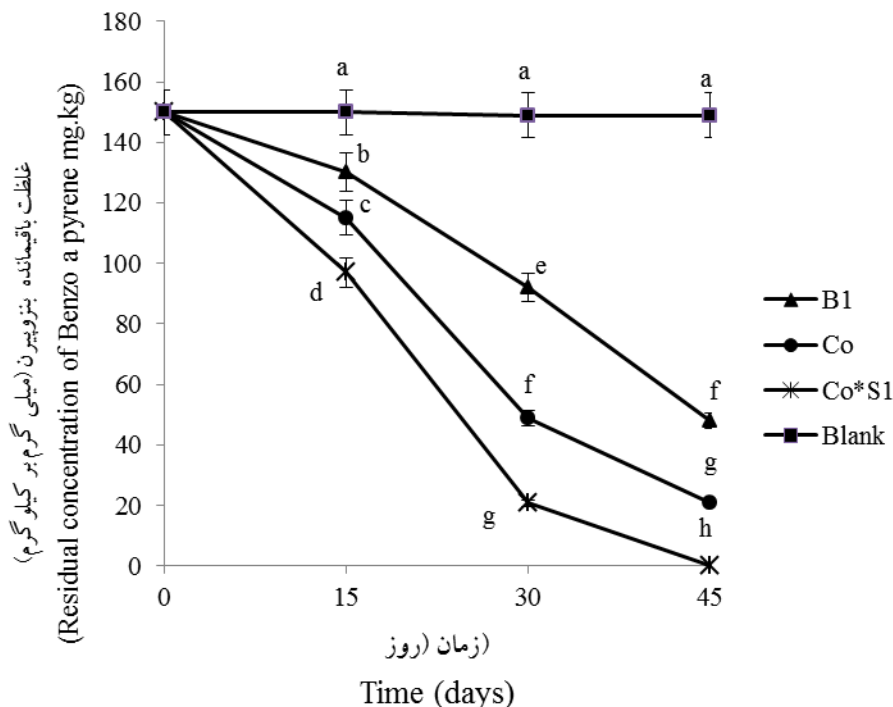
دوره گرماگذاری، ۶۸ درصد از آلاینده بنزوپیرن را تجزیه کرد. سرعت تجزیه آلاینده در تیمارهای حاوی دسته‌بakteriایی در مقایسه با جدایه منفرد بیشتر بود. بطوری‌که در نمونه‌هایی که با دسته‌بakteriایی باکتریایی مورد بررسی تلقیح شده بودند، مقدار آلاینده در سه زمان مورد نظر، ۱۱۵، ۴۸/۸ و ۲۱ میلی‌گرم بر گرم و میزان تجزیه به ترتیب ۲۳/۳، ۶۷/۴۶ و ۸۶ درصد بود. در تیمارهای تلقیح شده با دسته‌بakteriایی و بیوسورفاکتانت، درصد تجزیه طی زمان‌های ۱۵، ۳۰ و ۴۵ روز به ترتیب ۳۵/۳، ۸۶/۱ و ۱۰۰ درصد بود. در واقع مقدار آلاینده طی زمان مورد بررسی ابتدا به ۹۷ و سپس ۲۰/۸۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم رسیده و در آخرین زمان مورد سنجش نمونه‌ها فاقد غلظت قابل تشخیصی از آلاینده بوده و مقدار آن صفر در نظر گرفته شد.

تجزیه مؤثر آلاینده‌های هیدروکربنی در خاک‌های آلوده به چهار عامل بستگی دارد: شرایط محیطی، فعالیت تجزیه‌کنندگی ریزجاندار، نوع آلاینده و میزان دسترسی زیستی آلاینده برای ریزجاندار. جذب هیدروکربن‌های درشت مولکول در سطح ذرات خاک سبب کاهش دسترسی زیستی این آلاینده شده و عامل محدود کننده تجزیه زیستی آن‌ها توسط ریزجانداران خاک می‌شود. عوامل فعال سطحی موجب افزایش تحرک و تجزیه زیستی ترکیبات هیدروفوب شده و بنابراین دارای اثر مثبت بر فرآیند زیست‌پالایی می‌باشند (۴۵). در واقع استفاده از سورفاکتانت‌ها با تأثیر بر میزان انحلال و تشکیل امولسیون موجب افزایش تحرک این ترکیبات می‌شوند. سورفاکتانت‌ها در ابتدا با کاهش کشش سطحی بین آب و خاک و سپس با به دام انداختن آلاینده در ساختار میسلی که تشکیل می‌دهند، تحرک و انحلال ترکیبات

به دلیل پیچیدگی محیط خاک نسبت به محیط محلول، فرآیند تجزیه آلاینده توسط جدایه‌های باکتریایی در دو محیط یاد شده بسیار متفاوت می‌باشد. در واقع، جذب هیدروکربن‌ها در سطح ذرات خاک و کاهش دسترسی آن‌ها، عامل اصلی استفاده از جدایه‌های تولید کننده سورفاکتانت جهت تجزیه آلاینده‌ها می‌باشد. به همین دلیل، توانایی جدایه، دسته‌بakteriایی و سورفاکتانت زیستی برتر حاصل از مرحله تجزیه آلاینده در محیط محلول در خاک مورد بررسی قرار گرفت. نتایج بررسی تجزیه آلاینده بنزوپیرن در خاک تحت تلقیح جدایه AP₃، دسته‌بakteriایی فاقد سورفاکتانت زیستی و دسته‌بakteriایی به همراه سورفاکتانت زیستی استخراج شده از جدایه AP₃ طی دوره ۴۵ روزه در جدول ۷ و شکل ۳ آورده شده است. اثر تیمارها (شامل جدایه، دسته‌بakteriایی و سورفاکتانت زیستی)، زمان و برهم‌کنش آن‌ها بر تجزیه بنزوپیرن در خاک معنی‌دار شد ($p < 0.01$). بطوری‌که در میان سه تیمار مورد آزمایش، تیمار حاوی دسته‌بakteriایی و بیوسورفاکتانت بیشترین اثر (۱۰۰ درصد) و تیمار حاوی جدایه کمترین اثر (۶۸ درصد) را بر تجزیه آلاینده داشتند. در حالی‌که در نمونه شاهد غلظت آلاینده پس از ۴۵ روز تقریباً ثابت باقی مانده است (۰/۶ درصد تجزیه).

در تیمار حاوی جدایه AP₃، در طول چهل و پنج روز گرماگذاری میزان آلاینده از ۱۵۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک به ۴۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم رسید. جدایه یاد شده (AP₃) طی پانزده روز ابتدایی پس از تلقیح، ۱۳/۲ درصد از آلاینده را تجزیه و مقدار آن را به ۱۳۰/۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم کاهش داد. این روند طی پانزده روز دوم و سوم ادامه داشته و با ۳۸/۶ و ۶۸ درصد تجزیه به ترتیب غلظت آلاینده به ۹۲ و ۴۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم رسید. به این ترتیب جدایه AP₃ در انتهای

هیدروفوب در خاک را افزایش می‌دهند. در واقع سورفاکتانت‌های زیستی، به عنوان جایگزین نامیزه کننده‌های (امولسیفایر) صنعتی، جهت افزایش تحرک، انحلال و در نتیجه تجزیه زیستی ترکیبات آبریز قابل استفاده می‌باشند (۲۵).



شکل ۳- غلظت باقیمانده بنزوپیرن در خاک طی دوره گرماگذاری

Figure 3- Residual concentration of Benzo(a)pyrene in soil during incubatio

فاقد توان تولید سورفاکتانت زیستی بوده، اما در تجزیه آلاینده‌های هیدروکربنی بسیار مفید و کارآمد ظاهر شود. از سوی دیگر، جدایه‌های تولید کننده سورفاکتانت با دو مکانیسم بهبود دسترسی زیستی و تحرک آلاینده‌ها (از طریق کاهش کشش سطحی و بین سطحی) و افزایش هیدروفوبیسی سطحی سلول باکتری، سبب افزایش میزان تجزیه می‌شوند (۳۱). اغلب پژوهشگران تأثیر دسته‌بakteriایی را در تجزیه آلاینده‌های مختلف بیشتر از کاربرد جدایه‌های منفرد دانسته و بر استفاده از دسته‌جات باکتریایی در تجزیه و زیست‌پالایی آلاینده های هیدروکربنی، تأکید داشته‌اند (۳۰، ۵، ۱۱، ۳۳، ۱۴ و ۴۵).

نتیجه‌گیری

در مطالعه حاضر تأثیر استفاده همزمان از دسته‌بakteriایی و سورفاکتانت زیستی بر میزان تجزیه بنزوپیرن بررسی شد. بنزوپیرن به عنوان یک آلاینده سخت تجزیه شونده در مطالعات کمتر مورد توجه قرار گرفته است. نتایج حاصل از بررسی حاضر حاکی از تأثیر بیشتر استفاده از دسته‌بakteriایی و سورفاکتانت زیستی در فرآیند تجزیه

تحقیقات مختلف طی سال‌های اخیر ثابت نمود که استفاده از سورفاکتانت‌ها با مکانیسم‌های متفاوت همچون تأثیر بر میزان نامیزگی، انحلال میسل و تسهیل انتقال توده‌ای سبب افزایش میزان فراهمی و دسترسی آلاینده‌های آبریز برای ریزجانداران می‌شود (۲۷).

ریزجانداران منفرد توانایی متابولیز محدوده خاصی از هیدروکربن ها را دارند. به همین دلیل افزایش سرعت و میزان تجزیه زیستی ترکیبات یادشده، نیازمند حضور اجتماع گونه‌های متفاوت با ظرفیت آنزیمی وسیع، می‌باشد. حضور گونه‌ها و جنس‌های باکتریایی متفاوت در خاک و آب آلوده به آلاینده‌های نفتی، تأیید کننده نقش منحصر بفرد هر یک در فرآیند تغییر شکل این ترکیبات است (۴۰). تهیه یک دسته‌بakteriایی مناسب مستلزم انتخاب اجزای سازگار می باشد. در واقع به منظور حصول حداکثر تجزیه، اجزای ترکیب باید فاقد هر گونه ارتباط آنتاگونیستی بوده تا متابولیت‌های مورد نیاز تجزیه فراهم شود. در چنین مواقعی لازم نیست تمامی اجزای دسته‌بakteriایی تولید کننده سورفاکتانت باشند. به عبارت دیگر، ممکن است جدایه‌ای

شکل ترکیبات سمی شده و امکان عمل مؤثرتر را برای سایر گونه‌ها فراهم می‌کند. عوامل فعال سطحی نیز موجب افزایش تحرک و تجزیه زیستی ترکیبات هیدروفوب شده و بنابراین دارای اثر مثبت بر فرآیند زیست‌پالایی می‌باشند. در واقع استفاده از سورفاکتانت‌های زیستی با تأثیر بر میزان انحلال و تشکیل امولسیون موجب افزایش تحرک این ترکیبات می‌شوند. به این ترتیب استفاده از دسته‌باکتریایی و جدایه‌های تولید کننده سورفاکتانت زیستی، سبب تقلیل عوامل محدود کننده در تجزیه آلاینده‌های نفتی شده و عملکرد تجزیه را بهبود می‌بخشد.

آلاینده بنزوپیرن بود. بطوری که حداکثر میزان تجزیه بنزوپیرن در محیط محلول در تیمار تلقیح شده با دسته‌باکتریایی و سورفاکتانت زیستی استخراج شده از جدایه AP₃ دیده شد. در این تیمار غلظت آلاینده طی ۱۴ روز از ۱۵۰ به ۱۸ میلی گرم بر لیتر رسید. این مسئله در محیط خاک نیز تکرار شد. بطوری که در انتهای زمان بررسی (۴۵ روز) غلظت بنزوپیرن در تیمار یاد شده به صفر رسیده بود. در واقع به نظر می‌رسد مخلوطی از جدایه‌ها دارای سازگاری و انعطاف متابولیکی بهتری نسبت به جدایه‌های منفرد می‌باشند. به عبارت دیگر، با استفاده از دسته‌باکتریایی، یک گونه با تولید متابولیت سبب حذف و یا تغییر

منابع

- 1- Bacosa H., Suto K., and Inoue C. 2010. Preferential degradation of aromatic hydrocarbons in kerosene by a microbial consortium. *International Biodeterioration and Biodegradation* 64: 702–710.
- 2- Bacosa H.P., Suto K., and Inoue C. 2012. Bacterial community dynamics during the preferential degradation of aromatic hydrocarbons by a microbial consortium. *International Biodeterioration and Biodegradation* 74: 109–115.
- 3- Bai N., Wang Sh., Abuduaini R., Zhang M., Zhu X., and Zhao Y. 2017. Rhamnolipid-aided biodegradation of carbendazim by *Rhodococcus* sp.D-1: Characteristics, products, and phytotoxicity. *Science of the Total Environment* 590-591: 343-351.
- 4- Barin R., Talebi M., and Beheshti M. 2014. Fast bioremediation of petroleum-Contaminated soil by consortium of biosurfactant/bioemulsifier producing bacteria. *International Journal of Environmental Science and Technology* 11(6): 1701-1710.
- 5- Bezza F.A., and Chirwa E.M.N. 2016. Pyrene biodegradation enhancement potential of Lipopeptide biosurfactant produced by *Paenibacillus dendritiformis* CN5 strain. *Journal of Hazardous Materials* 318: 218-227.
- 6- Bodour A., and Miller-Maier R.M. 1998. Application of a modified drop collapse technique for surfactant quantification and screening of biosurfactant-producing microorganism. *Journal of Microbiological Methods* 32: 273-280.
- 7- Bushnell and Haas. 1941. *Journal of Bacteriology* 41: 653.
- 8- Chebbi A., Hentati D., Zaghdien H., Baccar N., Rezgui F., Chalbi M., Sayadi S., and Chamkha M. 2017. Polycyclic aromatic hydrocarbon degradation and biosurfactant production by a newly isolated *Pseudomonas* sp. strain from used motor oil-contaminated soil. *International Biodeterioration and Biodegradation* 122: 128-140.
- 9- Chen S.Y., Wei Y.H., and Chod J.S. 2007. Repeated pH-salt fed-batch fermentation for rhamnolipid production with indigenous *Pseudomonas aeruginosa* S2. *Applied Microbiology and Biotechnology* 76: 67-74.
- 10- Das K., and Mukherjee A.K. 2007. Crude petroleum-oil biodegradation efficiency of *Bacillus subtilis* and *Pseudomonas aeruginosa* strains isolated from petroleum oil contaminated soil from North-East India. *Bioresource Technology* 98: 1339-1345.
- 11- Das P., Mukherjee S., and Sen R. 2008. Improved bioavailability and biodegradation of a model polyaromatic hydrocarbon by a biosurfactant producing bacterium of marine origin. *Chemosphere* 72: 1229–1234.
- 12- Dhote M., Kumar A., and Juwarkar A. 2018. Petroleum contaminated oil sludge degradation by defined consortium: Influence of biosurfactant production. *Proceedings of the National Academy of Sciences, India Section B: Biological Sciences* 88(2): 517- 523.
- 13- Eriksson M., Sodersten E., Yu Z., Dalhammar G., and Mohn W.W. 2003. Degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons at low temperature under aerobic and nitrate-reducing conditions in enrichment cultures from northern soils. *Applied and Environmental Microbiology* 69: 275-284.
- 14- Ghazali F.M., Addul Rahman R.N.Z., Salleh A., and Mahiran B. 2004. Biodegradation of hydrocarbons in soil by microbial consortium. *International Biodeterioration and Biodegradation* 54: 61-67.
- 15- Hamzah A., Sabturani N., and Radiman. 2013. Screening and optimization of biosurfactant production by the hydrocarbon-degrading bacteria. *Sains Malaysiana* 42(5): 615-623.
- 16- Hilyard E.J., Jones-meehan J.M., Spargo B.J., and Hill R.T. 2008. Enrichment, isolation and phylogenetic identification of polycyclic aromatic hydrocarbon-degrading bacteria from Elizabeth river sediments. *Applied and Environmental Microbiology* 74(4): 1176-1182.
- 17- Hu X., Wang C., and Wang P. 2015. Optimization and characterization of biosurfactant production from marine *Vibrio* sp. Strain 3B-2. *Frontiers in Microbiology* 6: 1-110.
- 18- Kamyabi A., Nouri H., and Moghimi H. 2011. Synergistic effect of *Sarocladium* sp. and *Cryptococcus* sp. co-

- Culture on crude oil biodegradation and biosurfactant production. *Applied Biochemistry and Biotechnology* 182(1): 324-334.
- 19- Kanaly R.A., and Harayama S.H. 2000. Biodegradation of high-molecular-weight polycyclic aromatic hydrocarbons by bacteria. *Journal of Bacteriology* 182(8): 2050-2067.
- 20- Larik L.A., Qazi M.A., Phulpoto A.H., Haleem A., Ahmed S., and Kanhar N.A. 2017. *Stenotrophomonas maltophilia* strain 5DMD: an efficient biosurfactant-producing bacterium for biodegradation of diesel oil and used engine oil. *International Journal of Environmental Science and Technology* 1-10.
- 21- Li L., Li Q., Li F., Shi Q., Yu B., Liu F., and Xu P. 2006. Degradation of carbazole and its derivatives by a *Pseudomonas* sp. *Applied Microbiology and Biotechnology* 73: 941-948.
- 22- Lily M.K., Bahuguna A., Dangwal K., and Garg V. 2009. Degradation of Benzo (a) Pyrene by novel strain *Bacillus subtilis* BMT4i (MTCC 9447). *Brazilian Journal of Microbiology* 40: 884-89.
- 23- Lotfabad T.B., Sourian M., Roostazad R., Najafabadi A.R., Adelzadeh M.R., and Noghabi K.A. 2009. An efficient biosurfactant-producing bacterium *Pseudomonas aeruginosa* MR01, isolated from oil excavation areas in south of Iran. *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces* 69: 183-193.
- 24- Mnif I., Rihab S., and Dhoha Gh. 2017. Application of bacterial biosurfactant for enhanced removal and biodegradation of diesel oil in soil using a newly isolated consortium. *Process Safety and Environmental Protection* 109: 72-81.
- 25- Mnif I., Sahnoun R., and Ellouze-Chaabouni S. 2013. Evaluation of *B. subtilis* SPB1 biosurfactants potency for diesel-contaminated soil washing: optimization of oil desorption using Taguchi design. *Environmental Science and Pollution Research International* 2: 851-861.
- 26- Mnif I., Sahnoun R., Ellouze-Chaabouni S., and Ghribi D. 2013a. Evaluation of *B. subtilis* SPB1 biosurfactants' potency for diesel-contaminated soil washing: optimization of oil desorption using Taguchi design. *Environmental Science and Pollution Research* 21(2): 851-861.
- 27- Mohanty S., and Mukherji S. 2013. Surfactant aided biodegradation of NAPLs by *Burkholderia multivorans*: comparison between Triton X-100 and rhamnolipid JBR-515. *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces* 102: 644-652.
- 28- Montagnolli R.N., Lopes P.R.M., and Bidoia E.D. 2015 Assessing *Bacillus subtilis* biosurfactant effects on the biodegradation of petroleum products. *Environmental Monitoring and Assessment* 187: 4116-4133.
- 29- Mukherjee A.K., and Bordoloi N.K. 2012. Biodegradation of benzene, toluene, and xylene (BTX) in liquid culture and in soil by *Bacillus subtilis* and *Pseudomonas aeruginosa* strains and a formulated bacterial consortium. *Environmental Science and Pollution Research* 19: 3380-3388.
- 30- Owsianiak M., Chrzanowski L., Szulc A., Staniewski J., Olszanowski A., Olejnik-Schmidt A.K., and Heipieper H. 2009. Biodegradation of diesel/biodiesel blends by consortium of hydrocarbon degraders: Effect of the type of blend and addition of biosurfactants. *Bioresource Technology* 100: 1497-1500.
- 31- Parvaresh B.V., Soniyamby A.R., Mariappan C., Kavithakumari P., Palaniswamy M., and Lalitha S. 2011. Biosurfactant production by *Pseudomonas* Sp from soil using whey as carbon source. *New York Science Journal* 4(4): 100-103.
- 32- Patowary K., Patowary R., Kalita M.C., and Deka S. 2016. Development of an Efficient Bacterial Consortium for the Potential Remediation Consortium for potential remediation of hydrocarbons from contaminated sites. *Frontiers in Microbiology* 7: 1092.
- 33- Patowary R., Patowary K., Kalita M.G.H., and Deka S. 2018. Application of biosurfactant for enhancement of bioremediation process of crude oil contaminated soil. *International Biodeterioration and Biodegradation* 129: 50-60.
- 34- Pereira J.F.B., Gudina E.J., Costa R., Vitorino R., Teixeira J.A., Coutinho J.A.P., et al. 2013. Optimization and characterization of biosurfactant production by *Bacillus subtilis* isolates towards microbial enhanced oil recovery applications. *Fuel* 111: 259-68.
- 35- Pugazhendi A., Qari H., Al-Badry Basahi J.M., Godon J.J. and Dhavamani J. 2017. Role of a halothermophilic bacterial consortium for the biodegradation of PAHs and the treatment of petroleum wastewater at extreme conditions. *International Biodeterioration and Biodegradation*. 121: 44-54.
- 36- Robert M., Mercade M.E., Bosch M.P., Parra J.L., Espuny M.J., Manresa M.A., and Guinea J. 1989. Effect of the carbon source on Biosurfactant Production by *Pseudomonas aeruginosa* 44T1. *Biotechnology Letters* 11: 871-874.
- 37- Sathishkumar M., Binupriya A. R., Baik S.H., and Yun S.E. 2008. Biodegradation of crude oil by individual bacterial strains and a mixed bacterial consortium isolated from hydrocarbon contaminated areas. *Clean* 36: 92-96.
- 38- Singh G.B., Gupta S., and Gupta N. 2013. Carbazole degradation and biosurfactant production by newly isolated *Pseudomonas* sp. strain GBS.5. *International Biodeterioration and Biodegradation* 84: 35-43.
- 39- Srikanth Reddy M., Naresh B., Leela T., Prashanthi M., Madhusudhan N.CH., Dhanasri G., and Devi P. 2010. Biodegradation of phenanthrene with biosurfactant production by a new strain of *Brevibacillus* sp. *Bioresource Technology* 101: 7980-7983.
- 40- Tzintzun-Camacho O., Loera O., Ramirez-saad H.C., and Gutierrez-Rjas M. 2012. Comparison of mechanisms of

- hexadecane uptake among pure and mixed cultures derived from a bacterial consortium. *International Biodeterioration and Biodegradation* 70: 1-7.
- 41- Urum K., and Pekdemir T. 2004. Evaluation of biosurfactants for crude oil contaminated soil washing. *Chemosphere* 57: 1139-1150.
- 42- Viisimaa M., Karpenko O., Novikov V., Trapido M., and Goi A. 2013. Influence of biosurfactant on combined chemical-biological treatment of PCB-contaminated soil. *Chemical Engineering Journal* 220: 352-359.
- 43- Wongwongsee W., Chareanpat P., and Pinyakong O. 2013. Abilities and genes for PAH biodegradation of bacteria isolated from mangrove sediments from the central of Thailand. *Marine Pollution Bulletin* 74: 95-104.
- 44- Wu J.Y., Yeh K.L., Lu W.B., Lin C.L., and Chang J.S. 2008. Rhamnolipid production with indigenous *Pseudomonas aeruginosa* EM1 isolated from oil-contaminated site. *Bioresource Technology* 99:1157-1164.
- 45- Xu R., Zhang Z., Wang L., Yin N., and Zhan X. 2018. Surfactant-enhanced biodegradation of crude oil by mixed bacterial consortium in contaminated soil. *Environmental Science and Pollution Research* 15: 14437-14446.
- 46- Yin H., Qjang J., Jia Y., Ye J., Peng H., Qin H., Zhang N., and He B. 2009. Characteristics of biosurfactant produced by *Pseudomonas aeruginosa* S6 isolated from oil-containing wastewater. *Process Biochemistry* 44: 302-308.



Benz (a)pyrene Biodegradation Improvement Using the Biosurfactant Producing Bacterial Consortium

S. Soleymani¹- A. Lakzian^{2*}- A. Fottovat³

Received: 25-02-2019

Accepted: 17-07-2019

Introduction: Environmental contamination by crude oil and its various processing products is becoming a common phenomenon which severely damages soil and groundwater resources. Among the constituents of oil waste, polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) are of environmental concern because of their toxic, mutagenic and/or carcinogenic effects. Bioremediation involves the use of living microorganisms, bacteria or fungi, for detoxification of soil and water organic pollutants by biodegradation, biotransformation, and/or mineralization. Collaboration between different microbes under co-culture conditions such as co-metabolism or antagonism makes the system to perform better than a single microorganism. Total petroleum degradation is a result of a microbial consortium action, which is composed of different species with specific biochemical roles. On the other hand, the majority of components of petroleum products has low solubility in water and tends to bind to soil particles reducing their availability to microorganisms for degradation. This has been well described as a major limitation to the bioremediation of hydrocarbon contamination. The surfactants can be employed to enhance hydrocarbon biodegradation by mobilization, solubilization, or emulsification. Some microorganisms synthesize a wide range of surface-active compounds, generally called biosurfactants, which increases the bioavailability of these compounds. The application of these microbial surfactants in the remediation of hydrocarbons aims to increase their bioavailability or mobilize and remove the contaminants by pseudo-solubilization and emulsification in a treatment process. This work aimed to investigate the impact of the biosurfactant producing consortium on the benzo(a)pyrene biodegradation.

Materials and Methods: Four gasoline contaminated soils were enriched in Bushnell-Hass mineral medium with Benzo(a)pyrene (200 mg/l) for three months at 30°C. After this time, to obtain Benzo(a)pyrene-degrading isolates, 0.1 ml of soil suspensions were plated on BH agar plates containing pollutant. Three colonies with different morphological distinct properties were purified on LB agar plates. The screening of the most potent surfactant strain was assayed quantitatively using measurement of surface tension by the Du Nouy ring method. For increasing the production of biosurfactant, medium conditions including pH (6, 7, 8), temperature (25, 30, 35) and carbon source (glucose, sucrose and ribose) were optimized with fractional factorial based on Taguchi. The capability of the isolates and consortium in hydrocarbon biodegradation was investigated in liquid medium of Bushnell-Hass with 150 ppm of Benzo(a)pyrene, during 14 days. Treatments included inoculation of isolates AP3 and BM₁ and their consortium in presence and absence of extracted isolates biosurfactants and control (no isolate and biosurfactant). Based on the results of Benzo(a)pyrene degradation in the liquid medium, AP₃ isolate, consortium and biosurfactant extracted from AP₃ were selected for soil experiment. Four sets of biodegradation experiments were carried out with soil contaminated by 150 ppm of benzo(a)pyrene for 45 days, as follows: set 1: soil + AP₃ isolate; set 2: soil + consortium; set 3: soil + consortium + AP₃ biosurfactant and set 4: blank (soil). The residual concentrations of contaminant were extracted on days 15, 30 and 45 by dichloromethane solvent and analyzed using GC-FID.

Results and Discussion: The results revealed that strains AP3 and BM1 showed a significant potential to produce surface-active agents in the presence of Benzo(a)pyrene as substrate, reducing the surface tension to 43 and 46 mN/m, respectively. Taguchi experimental design method was applied in order to optimize the biosurfactant production by isolates. Results of experiments indicated that the optimum biosurfactant production conditions were found to be temperature of 35° C and pH of 7, and glucose as water soluble carbon source. The produced biosurfactant reduced surface tension to 31/52 mN/m and 30/81 mN/m for BM₁ and AP₃, respectively. Biodegradation experiments of Benzo(a)pyrene in liquid cultures showed that the overall biodegradation

1, 2 and 3- PhD. Student of Biology and Professors Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad, Mashhad, Iran, respectively.

(* - Corresponding Author Email: alakzian@yahoo.com)

efficiency of the individual isolates after 14 days was lower than consortium. Bacterial consortium enhanced degradation of contaminant to 87.3% (with addition of biosurfactant) compared to 27.6% of removal in presence of BM₁ isolate. However, there was no statistically significant change in the degradation rates of contaminant in consortium with addition of AP₃ and BM₁ surfactant and surfactant free (87.3, 85.6 and 86.8%, respectively). The degradation of Benzo(a)pyrene was significantly enhanced in presence of AP₃ biosurfactant at individual BM₁ treatments (28.3 and 44.5 to 74.8%). Maximum degradation of Benzo(a)pyrene in contaminated soil was found (100%) in set 3: soil + consortium + AP₃ biosurfactant. Based on GC-MS analyses, it degraded around 100% of penzo(a)pyrene, used as the sole carbon and energy source, at an initial concentration of 150 mg L⁻¹, after 45 days of incubation, while alone consortium and isolate were able to remove 86% and 68% of hydrocarbon, respectively. Overall, these results provide evidence that consortium and AP3 biosurfactant could be potential candidates for further bioremediation.

Conclusion: The results revealed that the hydrocarbon removal efficiency of the consortium was higher than single species, and the final removal efficiency for the consortium could be reached in a considerably shorter time. The results suggest that biosurfactant-assisted bioremediation may be a promising practical bioremediation strategy for aged PAH-contaminated soils. It is evident from the results that the consortium alone and its producer species are both capable of promoting biodegradation to a large extent.

Keywords: Benz(a)pyrene Biodegradation, Biodegradation, Biosurfactant, Consortium, Hydrocarbon



بررسی اثر سایه‌انداز سه رقم نخل و عمق خاک بر میزان واجذبی روی بومی خاک آهکی

نرگس آبدار^۱ - رضا قاسمی^{۲*}

تاریخ دریافت: ۱۳۹۷/۱۲/۰۶

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۸/۰۶/۱۱

چکیده

روی از عناصر ضروری رشد گیاه است که نقش‌های متابولیکی زیادی را در گیاه ایفا می‌کند. بنابراین انتشار روی از سطوح خاک به محلول خاک یک عامل مهم در تعیین قابلیت دسترسی روی به گیاهان در حال رشد است. لذا به منظور بررسی تأثیر عمق خاک و پوشش گیاهی بر الگوی آزادسازی روی، ۵۴ نمونه خاک از بخش درون و خارج سایه‌انداز سه رقم نخل شاهانی، حلوانی و قصب از سه عمق ۲۰-۴۰، ۴۰-۶۰ و ۶۰-۸۰ سانتی‌متر در سه تکرار از روستای سیمکان واقع در شهرستان جهرم جمع‌آوری شد. بررسی سینتیک واجذبی روی در هشت دوره زمانی مختلف (۵، ۱۵، ۳۰، ۶۰، ۱۲۰، ۲۴۰، ۴۸۰، ۱۴۴۰ دقیقه) با عصاره‌گیر AB-DTPA انجام گرفت. هشت مدل سینتیک برای توصیف آزادسازی روی مورد بررسی قرار گرفت. نتایج نشان داد، معادلات الوویچ ساده شده، پخشیدگی پارابولیک و تابع توانی به دلیل مقادیر نسبتا بالاتر از ضرایب تبیین و خطای استاندارد برآورد پایین، توانستند پیش‌بینی مناسبی از سینتیک آزادسازی روی در خاک‌های مورد مطالعه داشته باشند. مقدار روی تجمعی آزاد شده در خاک‌های زیر سایه‌انداز بیشتر از خاک‌های خارج سایه‌انداز بود و همچنین بیشترین مقدار روی تجمعی آزاد شده در خاک‌های زیر سایه‌انداز رقم قصب اتفاق افتاد. بررسی همبستگی بین ضرایب معادلات سینتیک تابع توانی، الوویچ ساده شده و انتشار پارابولیک نشان داد که بین ضرایب معادلات حاصل از خاک‌های زیر سایه‌انداز نسبت خاک‌های خارج سایه‌انداز همبستگی بیشتری وجود دارد.

واژه‌های کلیدی: آزادسازی روی، پوشش گیاهی، عمق خاک، معادلات سینتیک، نخل

مقدمه

تنظیم عرضه روی برای گیاهان است. فرآیندهای شیمیایی خاک از هر دو دیدگاه تعادلی و سینتیک می‌توانند مورد مطالعه قرار گیرند (۳۲). در سال‌های اخیر اطلاعاتی در مورد فرآیند جذب یا انتشار روی عمدتاً براساس مطالعه شرایط تعادلی با استفاده از روش‌های ترمودینامیکی است (۲۵). ترمودینامیک جهت واکنش را توصیف می‌کند و پیش‌بینی می‌کند آیا مواد برای رسیدن به پایدارترین حالت خود با هم واکنش خواهند داد یا نه. اما بعضی واکنش‌ها کند هستند و بلافاصله به پایدارترین حالت خود نمی‌رسند (۳۶). در حالی که تجزیه و تحلیل سینتیک‌ها ممکن است اطلاعات مهم مربوط به ماهیت واکنش‌ها را در یک زمان معین ارائه دهد (۷). سینتیک انتشار روی خاک، میزان عرضه روی به گیاهان را نشان می‌دهد. معمولاً برای برآورد مقدار روی قابل استفاده از کلات کننده‌های DTPA و EDTA استفاده می‌شود (۱۷). در خاک‌های قلیایی، AB-DTPA یک عصاره‌گیر مناسب برای تخمین روی موجود در خاک است (۳۱) و (۴۲). این کلات کننده‌ها (EDTA, DTPA, AB-DTPA) با روی کمپلکس ایجاد کرده و غلظت روی را در محلول خاک کاهش می‌دهند. بنابراین جذب روی به وسیله ریشه‌ها را در دوره رشد گیاه شبیه سازی می‌کنند. اما مقدار روی آزاد شده با زمان تغییر می‌کند. از آن

روی (Zn)^۳، یکی از عناصر غذایی ضروری برای انسان و گیاهان است که بسیاری از عملکردهای بیوشیمیایی و فیزیولوژیکی موجودات زنده را کنترل می‌کند. کمبود روی در pH بالا، مواد آلی کم، کربنات‌ها و خاک‌های شور و سدیمی معمول است. (۲۷). نواحی مرکزی و جنوبی ایران بخصوص در خاک‌های آهکی کمبود روی گزارش شده است و بیشتر این خاک‌ها نیاز به افزودن روی برای رشد مطلوب گیاهان دارند (۲۸). نتایج مطالعات حاکی از این است که جذب روی توسط گیاه به سرعت عرضه شکل قابل دسترس عنصر برای ریشه، بیش از کل مقدار عنصر در خاک و نیازمند آزاد شدن روی در محلول خاک و حتی تخریب کانی‌های حاوی روی بستگی دارد (۲۴ و ۳۹). بنابراین میزان آزاد شدن روی در محلول خاک یکی از عوامل مهم در

۱ و ۲- به ترتیب دانشجوی کارشناسی ارشد و دانشیار گروه علوم و مهندسی خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شیراز

(*)- نویسنده مسئول: Email: ghasemif@gmail.com

DOI: 10.22067/jsw.v0i0.78934

3- Zinc

خاک با عصاره گیر AB-DTPA (۳۲)، گنجایش تبادل کاتیونی به روش اسات سدیم (۳۵) و بافت به روش هیدرومتر (۵) تعیین شد. برخی از خصوصیات فیزیکی و شیمیایی نمونه‌های خاک مورد استفاده در جدول ۱ ارائه شده است.

سینتیک واجذب روی

سینتیک آزادسازی روی با استفاده از عصاره گیر آمونیوم بی کربنات دی اتیلن تری آمین پنتا استیک اسید^۴ یا (AB-DTPA) بررسی شد (۳۱). عصاره‌گیری در زمان‌های مختلف با افزایش ۲۰ میلی‌لیتر محلول حاوی ۰/۰۰۵ مولار DTPA، ۱ مولار آمونیوم بی کربنات در pH= ۷/۶ به ۱۰ گرم خاک خشک (در سه تکرار) صورت گرفت. زمان عصاره‌گیری شامل ۵، ۱۵، ۳۰، ۶۰، ۱۲۰، ۲۴۰، ۴۸۰، ۱۴۴۰ دقیقه بر مبنای زمان اضافه کردن عصاره‌گیر تا صاف کردن در نظر گرفته شد. پس از افزودن عصاره گیر در تکان دهنده رفت و برگشتی در دمای 25 ± 2 درجه سانتی‌گراد تکان داده شده و ۱۰ دقیقه سانتریفیوژ با سرعت ۲۵۰۰ دور در دقیقه انجام و بلافاصله با کاغذ صافی شماره ۴۲ صاف شد. قرائت غلظت روی نمونه‌ها با دستگاه طیف‌سنجی جذب اتمی (AA-670G) انجام شد.

برازش معادلات سینتیکی

مدل‌های سینتیکی شبه مرتبه اول، شبه مرتبه دوم، مرتبه صفر، مرتبه اول، الوویج ساده، پخشیدگی پارابولیک و تابع توانی بر داده‌های واجذب روی، برازش شد (جدول ۲). که با توجه به مقادیر ضریب تبیین (R^2) و خطای استاندارد برآورد (SE)، معادلاتی که دارای بیشترین مقادیر R^2 و کمترین مقادیر SE بودند به عنوان بهترین مدل‌های توصیف کننده سینتیک واجذب روی انتخاب گردیدند (جدول ۳). خطای معیار تخمین بدین صورت محاسبه می‌شود:

$$SE = \left[\sum (q - q')^2 / (N - 2) \right]^{0.5}$$

q و q' به ترتیب مقادیر اندازه‌گیری شده و محاسبه شده روی در خاک در زمان t و N تعداد اندازه‌گیری برای هر نمونه است.

تجزیه و تحلیل آماری

کلیه آنالیزهای آماری با استفاده از نرم‌افزار SAS9.2 و EXCEL2013 اجرا شد.

جایی که برای تأمین روی در حد کفایت برای رشد گیاه، حفظ سطح عنصر در حد مورد نیاز گیاه ضروری است، بنابراین سرعت آزاد شدن روی عامل بسیار مهمی در تأمین پیوسته این عنصر غذایی در خاک است (۱۰).

خرما (*Phoenix dactylifera* L.)، یک گیاه مهم در مناطق گرمسیری جنوب غربی آسیا و شمال آفریقا است (۱، ۹ و ۴۱). ایران دومین کشور تولیدکننده خرما در جهان و استان فارس یکی از مناطق عمده تولید خرما در کشور و جهرم از شهرستان‌های خرماخیز این استان می‌باشد. این منطقه دارای باغات بهم پیوسته نخل و مرکبات است. ارقام غالب خرما منطقه، رقم‌های شاهانی، کبکاب و زاهدی (قصب) می‌باشد. نخل به عنوان یکی از مهمترین اکوسیستم‌های حیاتی بویژه در مناطق خشک و نیمه خشک در نظر گرفته می‌شود، زیرا از پوشش گیاهی اطراف در مقابل تأثیرات بیابان محافظت می‌کند و محیط کشت مناسبی را به محصولات زیر سطحی می‌دهد (۴). ریشه گیاه به طور مستقیم از طریق فعالیت خود یا به طور غیرمستقیم از طریق تحریک جمعیت و فعالیت ریزجانداران می‌تواند شرایط شیمیایی و بیولوژیکی متفاوتی در سطح خود نسبت به خاک توده ایجاد کند. از آنجایی که میزان روی در اندام هوایی گیاهی کم است و مقدار آن در خاک بسته به سرعت واجذبی و فرم‌های روی در خاک، نوع گیاه مورد مطالعه تغییر می‌کند و همچنین مطالعات ناچیزی در خصوص اثر سایه‌انداز بر قابلیت دسترسی و سینتیک واجذبی روی خاک تحت کشت نخل صورت گرفته است. لذا هدف مطالعه حاضر بررسی تأثیر عمق‌های مختلف ۲۰-۰، ۴۰-۲۰، ۶۰-۴۰ سانتی‌متر و نقش سایه‌انداز سه رقم نخل شاهانی، قصب، حلوانی بر مقدار روی قابل دسترس و سینتیک آزادسازی روی توسط عصاره‌گیر AB-DTPA است.

مواد و روش‌ها

ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک‌ها

برای انجام این پژوهش ۵۴ نمونه خاک از باغ نخل روستا سیمکان واقع در شهرستان جهرم (طول جغرافیایی $48^{\circ} 43' 28''$ شمالی و عرض جغرافیایی $35^{\circ} 05' 53''$ شرقی و ارتفاع ۱۲۰۰ متر از سطح دریا) از سه رقم نخل شاهانی، قصب و حلوانی در سه عمق ۲۰-۰، ۴۰-۲۰ و ۶۰-۴۰ سانتی‌متر دو مکان سایه‌انداز و خارج از سایه‌انداز و سه تکرار جمع‌آوری شدند. پس از هوا خشک کردن، نمونه‌های خاک از الک ۲ میلی‌متر عبور داده شدند. خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک‌ها به روش‌های معمول آزمایشگاهی تعیین شدند. درصد مواد آلی خاک به روش اکسیداسیون تر (۲۳)، pH خاک در گل اشباع (۳۷)، قابلیت هدایت الکتریکی در عصاره گل اشباع (۳۰)، روی

1- Ammonium bicarbonate diethylene triamine penta acetic acid

جدول ۱- برخی از ویژگی های فیزیکی- شیمیایی خاک مورد مطالعه

Table 1- Selected physical and chemical characteristics of the studied soil

بافت خاک Soil texture	Zn (mg.kg ⁻¹)	EC (Ds.m ⁻¹)	pH (1:2)	مواد آلی (%) Organic materials (%)	CEC (cmol(+) kg ⁻¹)
Clay loam	1.25	3.96	7.23	2.69	9.73

نتایج و بحث

سینتیک واجذبی روی

الگوی آزادسازی روی در تمام نمونه های خاک با توجه به (شکل ۲) شامل یک مرحله سریع از زمان شروع آزمایش تا ۲۴۰ دقیقه (کوتاه مدت و با سرعت زیاد) که منحنی دارای شیب تند است و یک مرحله کند (طولانی مدت و سرعت کم) در زمان های پس ۲۴۰ دقیقه است. بر این اساس می توان نتیجه گرفت که واجذبی روی یا طی دو مرحله (سطوح خارجی و داخلی خاکدانه) انجام گرفته است یا اینکه روی از سطوح با انرژی متفاوتی آزاد شده است. این نتایج براساس مدل برومر و همکاران (۱۹۸۸) قابل توصیف است که می گوید در مرحله ابتدایی روی کمپلکس شده با DTPA از سطوح خارجی جذب کننده آزاد و به درون محلول خاک پخشیده می شود و به دنبال آن در مرحله بعد روی از سطوح داخلی (مکان های پیوندی داخلی خاکدانه) به سمت سطوح خارجی پخشیده شده و با کمپلکس شدن با DTPA و جذب کننده ها به محلول خاک وارد می شود (۳). همان طور که در شکل ۱ دیده می شود شکستگی در منحنی مربوط به معادله پخشیدگی پارابولیکی می تواند بیانگر وجود حداقل دو مکان آزادکننده در خاک باشد (۳۳ و ۱۵).

با توجه به شکل ۲، در سه عمق خاک رقم شاهانی میزان روی تجمعی در هر دو مکان خارج و زیر سایه انداز روند افزایشی تا زمان ۱۴۴۰ دقیقه داشته است. روی تجمعی در سه عمق ۲۰-، ۴۰- و ۶۰ سانتی متر در زیر سایه انداز به ترتیب دارای مقادیر ۳/۲۱، ۲/۹۵ و ۳/۱۵ میلی گرم در کیلوگرم خاک و خارج سایه انداز دارای مقادیر ۴/۱۷، ۳/۵۷ و ۳/۱۶ میلی گرم در کیلوگرم است. چنان که در شکل ۲ مشاهده می شود مقدار روی تجمعی در خاک های خارج از سایه انداز این رقم بیشتر از زیر سایه انداز بوده است. زیر و خارج سایه انداز رقم حلوان نیز همانند رقم شاهانی روند افزایشی در مقدار روی تجمعی تا زمان ۱۴۴۰ دقیقه داشته است و به ترتیب دارای مقادیر ۴/۲۱، ۵/۰۷ و ۳/۵۶ میلی در کیلوگرم برای خارج سایه انداز و مقادیر ۴/۹۲، ۳/۷۸ و ۴/۴۹ میلی گرم در کیلوگرم برای زیر سایه انداز است. در عمق های ۲۰- و ۴۰- سانتی متر از زمان ۴۸۰ تا ۱۴۴۰ دقیقه تقریباً روند افزایشی ثابت بوده است. سه عمق رقم قصب در هر دو مکان زیر و خارج سایه انداز در زمان ۱۴۴۰ دقیقه بیشترین روی

تجمعی را داشته است که مقادیر ۶/۲۷، ۴/۷۳ و ۵/۵۹ میلی گرم در کیلوگرم برای زیر سایه انداز و مقادیر ۲/۷۵، ۳/۴۸ و ۲/۳۸ میلی گرم در کیلوگرم بوده است. رقم قصب میزان روی تجمعی در زیرسایه انداز بیشتر از خارج سایه انداز است.

با توجه به شکل ۲، خاک زیر سایه انداز عمق ۲۰- سانتی متر رقم قصب بیشترین میزان آزادسازی روی را در طی زمان های مختلف داشته است. آزادسازی روی در خاک زیر سایه انداز رقم قصب بیشتر از خارج سایه انداز می باشد و هم چنین در این رقم با افزایش عمق، آزاد سازی روی کاهش می یابد. آزادسازی روی در رقم حلوانی بین خاک های زیر سایه انداز و خارج سایه انداز روند منظمی نداشته است ولی روند آزادسازی روی در عمق های مختلف در رقم حلوانی به صورت زیر است:

خاک زیر سایه انداز: ۲۰- < ۴۰- < ۶۰- < ۴۰- < ۲۰-

خاک خارج سایه انداز: ۲۰- < ۴۰- < ۶۰- < ۴۰- < ۲۰-

عمق های سطحی خاک خارج سایه انداز رقم شاهانی آزادسازی روی بیشتر و با افزایش عمق واجذبی روی کاهش می یابد. در خاک زیر سایه انداز روند واجذبی به صورت ۲۰- < ۴۰- < ۶۰- < ۴۰- است. بنابراین می تواند علت روند تغییرات واجذبی روی در خارج و زیر سایه انداز سه رقم نخل به دو دلیل زیر دانست:

۱) پوشش گیاهی بر خصوصیات خاک مانند درصد مواد آلی تأثیر می گذارد. بوستانی و همکاران (۲۰۱۶) گزارش کردند مواد آلی انتشار روی در محلول خاک را افزایش و همچنین می تواند تأثیر قابل توجهی در عرضه روی به گیاهان به ویژه در خاک های آهکی داشته باشد ناگوما و همکاران (۱۹۹۳) گزارش کردند که با افزایش pH، بر اثر حل شدن مواد آلی، روی وارد فاز محلول خاک می شود در نتیجه میزان جذب روی با افزایش pH خاک و افزایش سطح شوری کاهش می یابد (۲۱). بنابراین با توجه به جدول ۱، خاک این باغ دارای مقدار بالایی مواد آلی (۲/۶۹ درصد) بوده است، می توان نتیجه گرفت یکی از دلایل افزایش واجذبی روی در زیر سایه انداز نسبت به خارج سایه انداز بقایای آلی حاصل از شاخه و برگ و میوه نخل است که زیر سایه درخت ریخته می شود و پوسیدگی آن درصد ماده آلی خاک را افزایش می دهد. همچنین این بقایا در سطح خاک (۲۰- سانتی متر) بیشتر از عمق های پایین تر خاک بوده است به همین دلیل واجذبی با افزایش عمق کاهش می یابد.

(۲) همچنین سیستم ریشه نخل و ریزوسفر خاک تنوع پیچیده‌ای را نشان می‌دهد، یک مخزن از ریزجانداران که در تنظیم هومئوستازی گیاهی تأثیر دارند، محصور شده است که بسیاری از خصوصیات فیزیکی و شیمیایی و بیولوژیکی خاک در این محیط متفاوت از توده خاک باشد (۶). مواد جدا شده از ریشه می‌توانند از طریق حل کردن ترکیبات نامحلول و یا آزاد کردن عناصر غذایی از رس‌ها و مواد آلی و انتقال آن‌ها به محلول خاک، فراهمی عناصر غذایی را برای گیاهان افزایش دهد (۱۸). مطالعات اخیر نشان می‌دهند که در خاک‌های آهکی، ترشحات ریشه ممکن است به عنوان فاکتور موثر در استخراج مقادیر قابل ملاحظه‌ای از عناصر غذایی مورد نیاز گیاه عمل کنند (۲۲). از طریق کاهش pH ریزوسفری و ایجاد کمپلکس با عنصر روی نیز در افزایش قابلیت دسترسی این عنصر نقش دارند (۱۳). اسیدسیتریک و اسیدگزالیک در شرایط کمبود عناصر غذایی به مقدار نسبتاً زیادی از ریشه گیاهان آزاد شده و در افزایش حلالیت عناصر غذایی مانند P, Zn, Fe, Mn, Cu در ریزوسفر شرکت می‌نمایند (۱۵). از این رو می‌توان گفت احتمالاً ترشحات ریشه رقم‌های نخل و تأثیر آن بر میکروارگانیسم‌ها و خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک باعث تغییر در روند سینتیک واکنشی روی بین خاک‌های زیر سایه‌انداز و خارج سایه‌انداز در عمق‌های مختلف و مقادیر بیشتر روی تجمعی در خاک‌های زیر سایه‌انداز نسبت به خارج سایه‌انداز شده است.

مقایسه مدل سینتیک

برآزش معادلات سینتیک بر داده‌های واکنشی در خاک‌های دو منطقه زیر و خارج سایه‌انداز مورد مطالعه نشان داد که به ترتیب معادلات الوویج ساده، پخشیدگی پارابولیک و تابع توانی به دلیل مقادیر نسبتاً بالاتر از ضریب تبیین و خطای استاندارد برآورد کمتر، سینتیک آزادسازی روی خاک را به خوبی توصیف کردند (جدول ۳). در معادلات مرتبه‌ای با افزایش مرتبه معادله (از صفر به سه) مقادیر r^2 در تمام نمونه‌ها کاهش و مقادیر SE در تمام نمونه‌ها افزایش یافت که نشان می‌دهد معادلات مرتبه‌ای خصوصاً معادلات مرتبه بالاتر (دوم و سوم) توانایی مناسبی در توصیف داده‌ها ندارند (جدول ۳). این نتایج مشابه نتایج به دست آمده از تحقیق دنگ و همکاران (۱۹۹۴) و برومند و همکاران (۲۰۱۰) می‌باشد (۷ و ۲). کو و میکلسن (۱۹۸۰)، به بررسی آزاد شدن روی با استفاده از کلات کننده DTPA پرداختند و نتایج نشان داد که معادله تابع توانی امکان توصیف آزاد شدن روی را دارد (۱۶). دنگ و همکاران (۱۹۹۴)، معادلات مختلف سینتیک را برای توصیف آزاد شدن روی در خاک‌های ورتی سول به کار بردند (۷). نتایج آنها نشان داد که معادلات تابع توانی و انتشار پارابولیک توانایی توصیف آزاد شدن روی را دارند. اما سایر معادلات نیز می‌توانند در توصیف آزاد شدن روی استفاده شوند (۳۴). ریحانی تبار و گیلکز

(۲۰۱۰)، در مطالعه‌ای روی ۱۲ نمونه خاک آهکی گزارش کردند که تابع توانی بهترین مدل توصیف کننده سرعت آزاد شدن روی در همه خاک‌های مورد مطالعه بود (۲۹). شکل ۱ اهمیت و توانایی معادلات قابل قبول در توصیف داده‌های آزادسازی روی در خاک عمق ۲۰-۴۰ سانتی‌متر زیر سایه‌انداز رقم حلوانی به عنوان نمونه نشان می‌دهد.

ضرایب سرعت معادلات سینتیک مورد استفاده در توصیف روی آزاد شده در نمونه خاک‌ها در جدول ۴ نشان داده شده‌اند. ضریب b در معادله تابع توانی نشان دهنده سرعت آزادسازی روی است. این ضریب در خاک‌های زیر سایه‌انداز در دامنه 0.149 (خاک قصب عمق ۴۰-۶۰ سانتی‌متر) تا 0.367 (خاک شاهی عمق ۶۰-۴۰ سانتی‌متر) و در خاک‌های خارج سایه‌انداز در دامنه 0.175 (خاک قصب عمق ۴۰-۶۰ سانتی‌متر) تا 0.438 (خاک شاهی عمق ۴۰-۶۰ سانتی‌متر) بود. تفاوت بین مقادیر b نشان دهنده تفاوت سرعت آزاد شدن روی است. ضریب k_p در معادله انتشار پارابولیک ضریب پخشیدگی روی است و این ضریب در خاک‌های زیر سایه‌انداز در دامنه 0.059 (خاک شاهی عمق ۴۰-۶۰ سانتی‌متر) تا 0.104 (خاک‌های خارج سایه‌انداز در دامنه 0.027 (خاک قصب عمق ۴۰-۶۰ سانتی‌متر) تا 0.802 (خاک حلوان عمق ۲۰-۴۰ سانتی‌متر) بود. ضریب β_s در معادله الوویج ساده شده نشان دهنده سرعت آزادسازی روی است و این ضریب در خاک‌های زیر سایه‌انداز در دامنه $1/35$ (خاک حلوان عمق ۲۰-۴۰ سانتی‌متر) تا $6/671$ (خاک قصب عمق ۴۰-۶۰ سانتی‌متر) و خاک‌های خارج سایه‌انداز در دامنه $1/415$ (خاک حلوان عمق ۴۰-۶۰ سانتی‌متر) تا $5/711$ (خاک قصب عمق ۴۰-۶۰ سانتی‌متر) ^۱ (خاک قصب عمق ۴۰-۶۰ سانتی‌متر) بود. ضرایب سرعت در معادلات الوویج ساده شده، انتشار پارابولیک و تابع توانی در خاک‌های زیر سایه‌انداز بیشتر از خاک‌های خارج سایه‌انداز بود.

ضرایب معادله سرعت تابع توانی (a و b) مفهوم فیزیکی مشخصی ندارند اما دلال (۱۹۸۵) نشان داد که $dq/dt = abt^{b-1}$ وقتی t برابر یک ثانیه باشد آنگاه $dq/dt = ab$ و بنابراین حاصلضرب ab می‌تواند نشان دهنده سرعت آزادسازی در زمان‌های ابتدایی باشد (۸). لذا بدیهی است که به نوع کانی‌ها و میزان ماده آلی و سطح ویژه بستگی داشته باشد (۲۹). با افزایش سرعت آزادسازی روی ضرایب a و b افزایش می‌یابند ولی تغییرات ثابت b خیلی جزئی است. ضریب b در معادله تابع توانی در همه خاک‌ها کمتر از یک بود و نشان دهنده این است که سرعت آزاد شدن روی با زمان کاهش می‌یابد. این نتایج مشابه نتایج به دست آمده از تحقیق متقیان و همکاران (۲۰۱۵) می‌باشد (۲۰). ریحانی تبار و گیلکز (۲۰۱۰) بیان کردند که ضریب a در معادله تابع توانی نشان دهنده تعداد سطوحی است که امکان آزاد شدن روی از آنها وجود دارد (۲۹).

جدول ۲- مدل‌های سینتیکی توصیف کننده آزادسازی روی

Table 2- Models describing Zn desorption kinetics

مدل سینتیکی Kinetic model	فرمول Equation	پارامترها Description of parameters
شبه مرتبه اول P-first	$q = q_e (1 - q^{k_1 t})$	K_1 : ثابت سرعت شبه مرتبه اول K_1 : P-first rate constant
شبه مرتبه دوم P-second	$q = q_e^2 k_2 t / (1 + q_e k_2 t)$	K_2 : ثابت سرعت شبه مرتبه دوم K_2 : P-second rate constant
مرتبه صفر Zero-order	$q_t = q_0 - k_0 t$	K_0 : ثابت سرعت مرتبه صفر K_0 : Zero-order rate constant ($\text{mg Zn kg}^{-1} \text{ hr}^{-1}$)
مرتبه اول First-order	$\ln q_t = \ln q_0 - k_1 t$	K_1 : ثابت سرعت مرتبه اول K_1 : First-order rate constant (hour^{-1})
الوویچ ساده Simple Elovich	$q_t = 1/\beta_s \ln \alpha_s \beta_s + 1/\beta_s \ln t$	α_s : ثابت سرعت واجذب اولیه روی ($\text{mg Zn kg}^{-1} \text{ hr}^{-1}$) β_s : ثابت سرعت واجذب روی ($[(\text{mg Zn kg}^{-1})^{-1}]$) β_s : release rate coefficient ($[(\text{mg Zn kg}^{-1})^{-1}]$)
پخشیدگی پارابولیک Parabolic diffusion	$q_t = q_0 + k_p t^{0.5}$	k_p : ثابت سرعت پخشیدگی ($[(\text{mg Zn kg}^{-1})^{-0.5}]$) k_p : diffusion rate constant ($[(\text{mg Zn kg}^{-1})^{-0.5}]$)
تابع توانی Power function	$q_t = a t^b$	a : ثابت سرعت واجذب اولیه روی ($\text{mg Zn kg}^{-1} \text{ hr}^{-1}$) b : ثابت سرعت واجذب روی ($[(\text{mg Zn kg}^{-1})^{-1}]$) b : release rate coefficient ($[(\text{mg Zn kg}^{-1})^{-1}]$)

q_t و q_0 به ترتیب مقدار روی واجذب در واحد جذب کننده در زمان t و صفر بر حسب mg.kg^{-1}
 q_t and q_0 amount of Zn absorbed in the absorbing unit at time t and 0 in terms of mg.kg^{-1}

و افزایش مقدار α_s نشان دهنده افزایش سرعت آزادسازی روی می تواند باشد (۷). مقدار α_s هم در خاک‌هایی که آزادسازی بیشتری داشتند مقدار بیشتری نشان داد، اما روند آن کاملاً منظم نبود هرچند تغییرات آن نسبت به β_s گسترده تر بود.

همبستگی ساده ضرایب معادلات سینتیکی

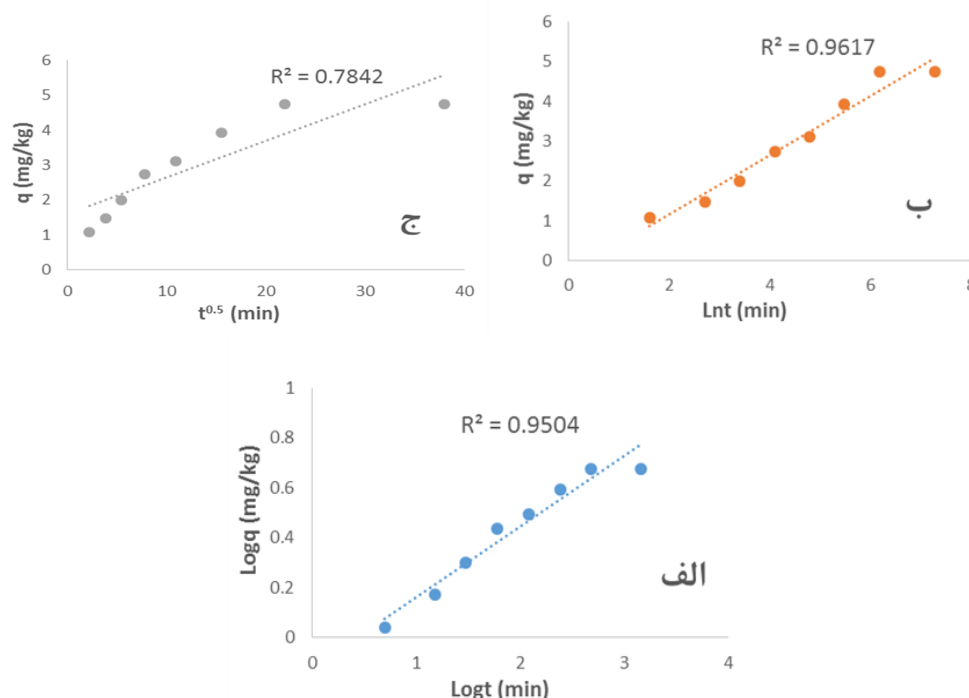
همبستگی بین ضرایب به دست آمده از معادلات تابع توانی، الوویچ ساده شده و پخشیدگی پارابولیکی خاک‌های زیر سایه‌انداز و خارج سایه‌انداز نخل در جدول ۵ نشان داده شده است. براساس آن، در خاک‌های خارج سایه‌انداز بین ضرایب a و q_0 همبستگی مثبت و معنی‌دار و این ضرایب با ضریب آزادسازی روی تابع توانی b ، همبستگی منفی و معنی‌داری داشت و همچنین بین ضریب معادله پخشیدگی پارابولیکی (q_0) و ضریب معادله الوویچ ساده شده (α_s) همبستگی مثبت و معنی‌دار داشت و با یافته‌های پاولاتو و همکاران (۱۹۸۸) مطابقت دارد که گزارش کردند، معادله الوویچ برای واکنش‌هایی که توسط مکانیسم انتشار کنترل می‌شود، استفاده می‌شود (۲۶).

همچنین ضریب b در این معادله نشان دهنده تمایل روی برای جذب بر این سطح است. به عبارت دیگر افزایش مقدار ضریب a و کاهش مقدار ضریب b نشان دهنده افزایش سرعت آزاد شدن روی در خاک‌ها است (۷). خاک‌های زیر سایه‌انداز سه رقم نخل در مقایسه با خاک‌های خارج از سایه‌انداز، ضریب a بیشتر و ضریب b کمتر است (جدول ۴). بنابراین سرعت آزاد شدن روی از خاک‌های زیر سایه‌انداز بیشتر از خاک‌های خارج سایه‌انداز بود که می‌تواند به دلیل تغییر در شکل‌های روی در خاک زیر سایه‌انداز نسبت به خارج سایه‌انداز باشد (۲۷). دانگ و همکاران (۱۹۹۴) گزارش کردند که مقدار ضریب b کمتر یا مساوی با ۰/۲۵ در تابع توانی نشان دهنده این است که بیش از یک سطح انتشار در آزاد شدن روی اهمیت دارد (۷). در خاک‌های زیر سایه‌انداز رقم قصب (تمام عمق‌ها) و حلوانی (جز عمق ۲۰-۰ سانتی‌متر) و خاک‌های خارج سایه‌انداز رقم قصب (تمام عمق‌ها) و حلوانی (جز عمق ۲۰-۴۰ سانتی‌متر) مورد مطالعه، ضریب b در تابع توانی کمتر از ۰/۲۵ بود و بنابراین بیش از یک سطح انتشار آزاد شدن روی را کنترل می‌کند و خاک‌های زیر سایه‌انداز و خارج سایه‌انداز رقم شاهانی مورد مطالعه، ضریب b در تابع توانی بیشتر از ۰/۲۵ بود و یک سطح انتشار روی را کنترل می‌کند. مقادیر ثابت‌های سرعت α_s و β_s معادله الوویچ در خاک‌ها تغییرات زیادی نشان دادند. کاهش مقدار β_s

جدول ۳- دامنه تغییرات و میانگین ضریب تشخیص (r^2) و خطای معیار تخمین (SE) برای معادلات سینتیکی
 Table 3- Coefficient of determination (r^2) and standard error of the estimate (SE) for different equations

مدل سینتیکی Kinetic models	r ²		SE		r ²		SE	
	دامنه Range	میانگین Mean	دامنه Range	میانگین Mean	دامنه Range	میانگین Mean	دامنه Range	میانگین Mean
	زیر سایه انداز Under-canopy				خارج سایه انداز Out-canopy			
حلوانی Halavani								
شبه مرتبه اول P-first	0.416-0.566	0.469	0.322-0.442	0.381	0.475-0.503	0.488	0.345-0.401	0.37
شبه مرتبه دوم P-second	0.993-0.998	0.996	4.209-9.199	6.212	0.991-0.994	0.993	9.09-11.49	10.04
تابع توانی Power function	0.941-0.980	0.957	0.029-0.565	0.046	0.943-0.964	0.954	0.043-0.53	0.047
الووېچ ساده شده Simple elovich	0.961-0.975	0.969	0.175-0.298	0.22	0.983-0.992	0.987	0.08-0.136	0.13
مرتبه صفرم Zero-order	0.534-0.743	0.606	0.611-1.031	0.781	0.659-0.712	0.686	0.533-0.651	0.65
مرتبه اول First-order	0.416-0.566	0.469	0.322-0.442	0.381	0.475-0.503	0.488	0.345-0.401	0.37
انتشار پارابولیکی Parabolic diffusion	0.775-0.924	0.828	0.332-0.707	0.508	0.856-0.895	0.876	0.334-0.422	0.40
قصب Ghasab								
شبه مرتبه اول P-first	0.305-0.494	0.422	0.244-0.381	0.283	0.0796-0.362	0.26	0.334-0.464	0.405
شبه مرتبه دوم P-second	0.999-0.9994	0.9993	1.941-3.54	2.786	0.997-0.999	0.998	5.02-10.33	7.407
تابع توانی Power function	0.777-0.965	0.893	0.024-0.094	0.0519	0.532-0.891	0.765	0.059-0.143	0.094
الووېچ ساده شده Simple elovich	0.826-0.981	0.917	0.137-0.466	0.317	0.51-0.973	0.818	0.1108-0.574	0.267
مرتبه صفرم Zero-order	0.397-0.56	0.501	0.679-0.974	0.841	0.065-0.494	0.349	0.474-0.794	0.585
مرتبه اول First-order	0.305-0.494	0.422	0.225-0.383	0.283	0.0796-0.362	0.26	0.334-0.464	0.405
انتشار پارابولیکی Parabolic diffusion	0.59-0.794	0.723	0.472-0.713	0.617	0.186-0.724	0.524	0.352-0.740	0.484
مدل سینتیکی Kinetic models	r ²		SE		r ²		SE	
	دامنه Range	میانگین Mean	دامنه Range	میانگین Mean	دامنه Range	میانگین Mean	دامنه Range	میانگین Mean
	زیر سایه انداز Under of canopy				خارج سایه انداز Out of canopy			
شاهانی Shahani								
شبه مرتبه اول P-first	0.236-0.373	0.288	0.487-0.77	0.628	0.268-0.366	0.333	0.569-0.862	0.693
شبه مرتبه دوم P-second	0.997-0.998	0.997	7.39-8.608	7.995	0.993-0.997	0.995	7.23-10.052	8.944

تابع توانی Power function	0.76-0.879	0.642	0.0929-0.207	0.151	0.770-0.878	0.832	0.108-0.209	0.152
الووچ ساده شده Simple elovich	0.930-0.993	0.959	0.0762-0.245	0.175	0.98-0.99	0.988	0.096-0.175	0.123
مرتبه صفرم Zero-order	0.441-0.600	0.519	0.588-0.695	0.655	0.578-0.674	0.619	0.668-0.742	0.703
مرتبه اول First-order	0.236-0.373	0.288	0.487-0.77	0.628	0.268-0.366	0.333	0.569-0.862	0.693
انتشار پارابولیکی Parabolic diffusion	0.665-0.814	0.735	0.401-0.538	0.484	0.794-0.824	0.828	0.466-0.474	0.469



شکل ۱- مقایسه معادلات الف) تابع توانی ب) الووچ ساده شده ج) پخشیدگی پارابولیکی خاک عمق ۲۰-۰ سانتی متر زیر سایه انداز رقم حلوانی
Figure 1- Comparison of the equations A) Power function B) Simple Elovich C) Parabolic diffusion at soil depth, 0-20 cm under-canopy of Halavani cultivar

نشان نداده است.

نتیجه گیری

نتایج نشان داد که معادلات تابع توانی، الووچ ساده شده و پخشیدگی پارابولیکی توانایی بالایی در توصیف سرعت آزاد شدن روی دارند. بررسی همبستگی بین ضرایب معادلات سینتیکی تابع توانی، الووچ ساده شده و پخشیدگی پارابولیکی نشان داد که بین این ضرایب در خاک های زیر سایه انداز نسبت به خاک های خارج سایه انداز همبستگی بیشتری وجود داشت. مقدار روی تجمعی آزاد شده در خاک های زیر سایه انداز بیشتر از خاک های خارج سایه انداز بود و همچنین

این همبستگی ها نشان می دهد که با افزایش ثابت سرعت واجذبی اولیه (a) و کاهش ضریب آزادسازی روی (b)، سرعت واجذبی روی (ab) و همچنین مقدار روی آزاد شده در زمان اولیه (q_0) افزایش می یابد. همبستگی بین ضرایب معادلات سینتیکی در خاک های زیر سایه انداز گسترده تر بود. به طوری که علاوه بر همبستگی های ذکر شده برای خاک خارج سایه انداز، ضرایب a، ab و q_0 همبستگی مثبت و معنی داری با ثابت آزادسازی روی (β_s) و همچنین ضریب b همبستگی منفی و معنی داری با ضرایب معادله الووچ ساده شده (α_s) و β_s نشان داده است. همبستگی بین ضرایب معادلات در خاک های زیر سایه انداز درصد معنی داری بالاتر نسبت به خاک خارج سایه انداز داشت. سرعت پخشیدگی روی (k_p) همبستگی معنی داری با ضرایب معادلات

خاک‌های زیر سایه‌انداز نسبت به خارج سایه‌انداز به علت تأثیر ترشحات ریشه رقم‌های نخل بر میکروارگانیسم‌های خاک و خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک است. براساس نتایج به دست آمده، پیشنهاد می‌شود در مطالعات آینده، اثر سیستم ریشه نخل بر خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک از جمله ماده آلی، pH خاک که تأثیر زیادی بر مقدار آزادسازی روی دارند، بررسی شود.

بیشترین مقدار روی تجمعی آزاد شده در خاک‌های زیر سایه‌انداز رقم قصب اتفاق افتاد. نتایج تحقیق حاضر به خوبی نشان دهنده آن است که خاک زیر سایه‌انداز درختان نخل میزان وا جذب روی بیشتری نسبت به خاک خارج سایه‌انداز داشته است و این می‌تواند به دلیل تأثیر ریزوسفر ریشه نخل بر وا جذب روی خاک باشد. بنابراین می‌توان گفت تغییر در روند سینتیک وا جذب روی بین خاک‌های زیر سایه‌انداز و خارج سایه‌انداز در عمق‌های مختلف و مقادیر بیشتر روی تجمعی در

جدول ۴- مقادیر ثابت سرعت معادلات سینتیکی
Table 4- Values of the rate constants for the kinetic models

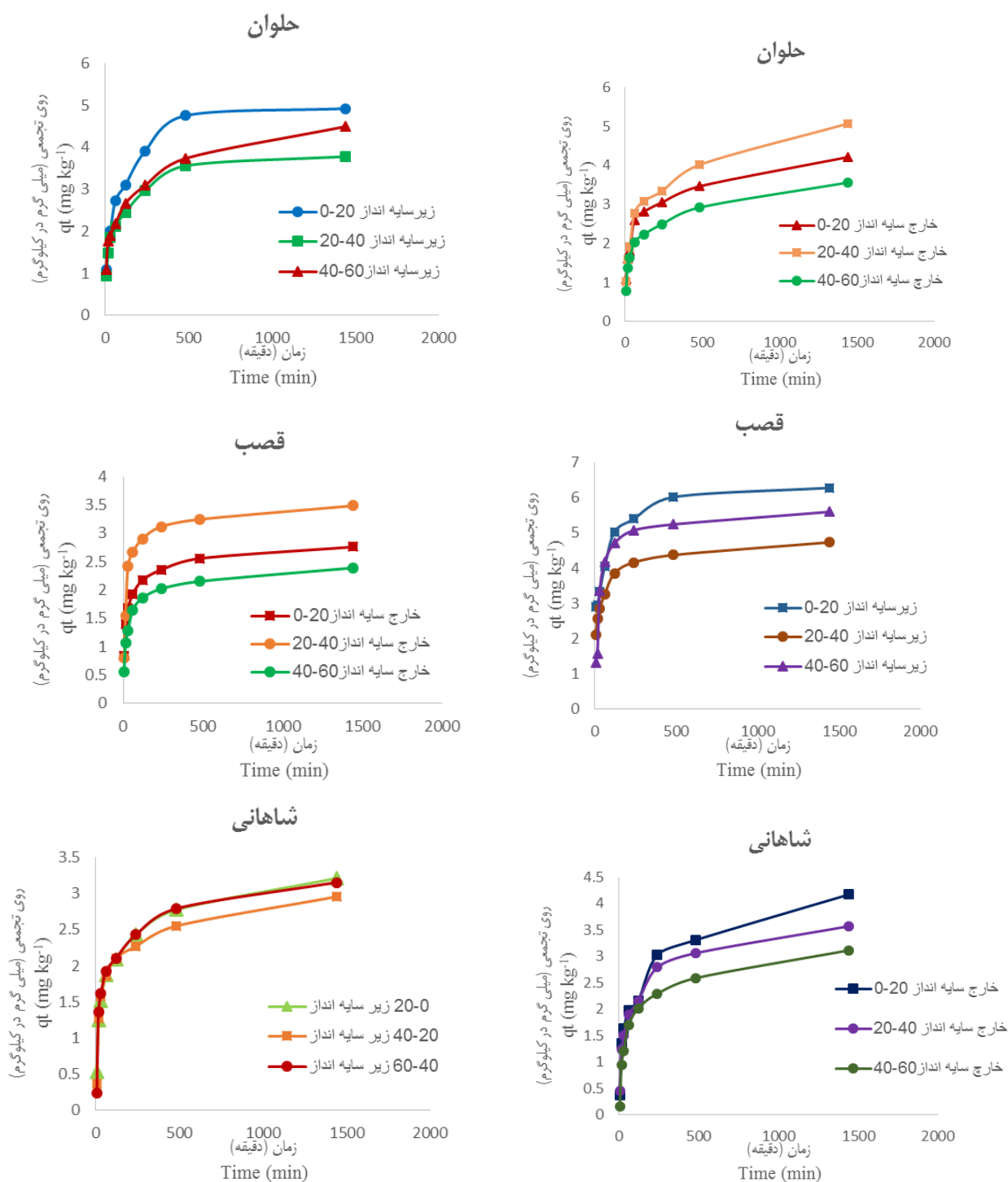
مدل سینتیکی Models	Table 4- Values of the rate constants for the kinetic models							
	تابع توانی Power function			پخشیدگی پارابولیک Parabolic diffusion		الوویچ ساده شده Simple elovich		
	ثابت سرعت	ab	a	b	q ₀	k _p	α _s	β _s
رقم Type	عمق (cm) Depth	خارج سایه انداز Out-canopy						
شاهانی Shahani	0-20	0.133	0.36	0.37	1.009	0.094	0.255	1.563
	20-40	0.136	0.409	0.332	1.048	0.078	0.287	1.819
	40-60	0.085	0.194	0.438	0.816	0.071	0.19	1.968
حلوانی Halavani	0-20	0.197	0.843	0.234	1.524	0.802	0.716	1.822
	20-40	0.207	0.746	0.277	1.456	0.105	0.472	1.415
	40-60	0.160	0.645	0.248	1.213	0.069	0.51	2.121
قصب Ghasab	0-20	0.151	0.776	0.195	1.362	0.045	0.797	5.109
	20-40	0.172	0.98	0.175	1.927	0.027	5.456	5.711
	40-60	0.123	0.517	0.238	1.046	0.043	0.424	4.198
زیر سایه انداز Under-canopy								
شاهانی Shahani	0-20	0.140	0.488	0.286	1.098	0.065	0.384	2.173
	20-40	0.129	0.411	0.315	1.156	0.059	0.405	2.246
	40-60	0.116	0.316	0.367	1.094	0.065	0.341	2.103
حلوانی Halavani	0-20	0.213	0.756	0.282	1.595	0.104	0.488	1.35
	20-40	0.179	0.756	0.237	1.438	0.07	0.663	1.996
	40-60	0.198	0.825	0.24	1.425	0.09	0.581	1.691
قصب Ghasab	0-20	0.339	2.094	0.162	3.153	0.101	1.105	6.15
	20-40	0.258	1.733	0.149	2.572	0.069	1.998	6.671
	40-60	0.227	1.136	0.2	2.087	0.067	0.857	4.98

جدول ۵- همبستگی ساده بین ثابت‌های سرعت معادلات سینتیکی دارای بهترین قدرت پیش‌بینی
Table 5- Simple correlation between constants rate of the best fitted kinetic models

خارج سایه‌انداز Out-canopy						
	ab	a	b	q ₀	k _p	α _s
A	0.829**					
B	-0.722*	-0.958**				
q ₀	0.759*	0.958**	-0.878**			
k _p	ns	ns	ns	ns		
α _s	ns	ns	ns	0.794*	ns	
β _s	ns	ns	ns	ns	ns	0.765*

* و ** به ترتیب معنی‌دار در سطح احتمال ۱٪ و ۵٪، ns بدون همبستگی معنی‌دار

* and ** significantly at the probability level 1% and 5%, ns: no significant.



شکل ۲- نمودار تجمعی آزادسازی روی در خاک‌های مورد بررسی
Figure 2- Cumulative chart of the Zn release from studied soils

منابع

- 1- Al-Farsi M.A., and Lee C.Y. 2008. Nutritional and functional properties of dates: a review. Critical reviews in food Science and Nutrition 48(10): 877-887.
- 2- Broomand N., Savaghebi-firoozabadi Gh, and Farahbakhsh M. 2010. Kinetics of zinc desorption and relations of

- kinetics parameters with properties of some soils of Iran. *Journal Water and Soil* 19(2): 99-112. (In Persian)
- 3- Bruemmer G.W., Gerth J., and Tiller K.G. 1988. Reaction kinetics of the adsorption and desorption of nickel, zinc and cadmium by goethite. I. Adsorption and diffusion of metals. *Journal of Soil Science* 39(1): 37-52.
 - 4- Bouamri R., Dalpé Y., Serrhini M.N., and Bennani A. 2006. Arbuscular mycorrhizal fungi species associated with rhizosphere of *Phoenix dactylifera* L. in Morocco. *African Journal of Biotechnology* 5(6): 510-516.
 - 5- Bouyoucos G.J. 1951. A recalibration of the hydrometer method for making mechanical analysis of soils 1. *Agronomy Journal* 43(9): 434-438.
 - 6- Dadvar M., and Forohar M. 2007. Rhizosphere, a solution for soil management around roots. *Journal Land Management* 3(1).
 - 7- Dang Y.P., Dalal R.C., Edwards D.G., and Tiller K.G. 1994. Kinetics of zinc desorption from Vertisols. *Soil Science Society of America Journal* 58(5): 1392-1399.
 - 8- Dalal R.C. 1985. Comparative prediction of yield response and phosphorus uptake from soil using anion-and cation-anion-exchange resins. *Soil Science* 139(3): 227-231.
 - 9- Dowson V. H. W. 1982. Date production and protection (Plant production and protection Paper No. 35). FAO Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy.
 - 10- Dessureault-Rompere J., Nowack B., Schulin R., Tercier-Waeber M.L., and Luster J. 2008. Metal solubility and speciation in the rhizosphere of *Lupinus albus* cluster roots. *Environmental Science & Technology* 42(19): 7146-7151.
 - 11- Escudero A., Iriondo J.M., Olano J.M., Rubio A., and Somolinos R.C. 2000. Factors affecting establishment of a gypsophyte: the case of *Lepidium subulatum* (Brassicaceae). *American Journal of Botany* 87(6): 861-871.
 - 12- Ghasemi-Fasaei R., Tavajjoh M., Olama V., Molazem B., Maftoun M., Ronaghi A., and Adhami E. 2007. Copper release characteristics in selected soils from southern and northern Iran. *Soil Research* 45(6): 459-464.
 - 13- Hoffland E., Wei C., and Wissuwa M. 2006. Organic anion exudation by lowland rice (*Oryza sativa* L.) at zinc and phosphorus deficiency. *Plant & Soil* 283(1-2): 155-162.
 - 14- Jahantigh M. 2017. Investigating the relationship between soil and vegetation on the beach of rivers in arid regions. *Journal Plant Ecosystem Conservation* (In Persian)
 - 15- Jones D.L. 1998. Organic acids in the rhizosphere—a critical review. *Plant and Soil* 205(1): 25-44.
 - 16- Karimian N., and Moafpouryan G.R. 1999. Zinc adsorption characteristics of selected calcareous soils of Iran and their relationship with soil properties. *Communications Soil Science Plant Analysis* 30: 1721-1731.
 - 17- Kuo S., and Mikkelsen D.S. 1980. Kinetics of zinc desorption from soils. *Plant & Soil* 56(3): 355-364.
 - 18- Lindsay W.L., and Norvell W.A. 1978. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese, and copper 1. *Soil Science Society of America Journal* 42(3): 421-428.
 - 19- McNear D.H. 2013. The rhizosphere-roots, soil and everything in between. *Nature Education Knowledge*, 4(3): 1.
 - 20- Mehdizade M., Reyhanitabar A., and Ostan Sh. 2016. The effect of soil organic matter on kinetics and thermodynamics of phosphorus adsorption. *Journal Water and Soil Science* (In Persian)
 - 21- Motaghian H.R., and Hossein Pour A.R. 2015. Effect of rhizosphere on zinc release rate in some calcareous soils of Chaharmahal and Bakhtiari province. *Journal Technology of Greenhouse Culture-Isfahan Uni.* (In Persian)
 - 22- Naganuma K., Okazaki M., Yonebayashi K., Kyuma K., Vijarnsorn P., and Bakar Z.A. 1993. Surface charge and adsorption characteristics of copper and zinc on tropical peat soils. *Soil Science & Plant Nutrition* 39(3): 455-462.
 - 23- Nezami S., and Malakoti M.J. 2016. The role of organic acids in release of phosphorus and zinc from a calcareous soil. *Journal of Water and Soil* 30(3): 805-816.
 - 24- Nelson D.W., and Sommers L.E. 1996. Total carbon, organic carbon, and organic matter. *Methods of Soil Analysis part 3—Chemical Methods, (methodsofsoilan3)*, 961-1010.
 - 25- Nishanth D., and Biswas D.R. 2008. Kinetics of phosphorus and potassium release from rock phosphate and waste mica enriched compost and their effect on yield and nutrient uptake by wheat (*Triticum aestivum*). *Bioresource Technology* 99(9): 3342-3353.
 - 26- Padidar M. 2015. Effect of Soil Propretics on Kinetic Zinc Release. *Fisheries and Hydrobiology* 1816-91120.
 - 27- Pavlatou A., and Polyzopoulos N.A. 1988. The role of diffusion in the kinetics of phosphate desorption: the relevance of the Elovich equation. *Journal of Soil Science* 39(3): 425-436.
 - 28- Rattan R.K., and Sharma P.D. 2004. Main micronutrients available and their method of use. In *Proceedings IFA International Symposium on Micronutrients* (pp. 1-10).
 - 29- Reyhanitabar A., Karimian N., Adalan M., Savaghebi G.R., and Ghanadha M.R. 2007. Distribution of different zinc forms and their relationship with soil characteristics in some calcareous soil of Tehran province. *Journal Agriculture Science & Technology*. (In Persian)
 - 30- Reyhanitabar A., and Gilkes R.J. 2010. Kinetics of DTPA extraction of zinc from calcareous soils. *Geoderma*, 154(3-4): 289-293.
 - 31- Rhoades J.D. 1996. Salinity: Electrical conductivity and total dissolved solids. *Methods of Soil Analysis Part 3—Chemical Methods, (methodsofsoilan3)*, 417-435.
 - 32- Soltanpour P.A., and Schwab A.P. 1977. A new soil test for simultaneous extraction of macro-and micro-nutrients in alkaline soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 8(3): 195-207.
 - 33- Sparks D.L. 1986. Kinetics of reaction in pure and mixed systems. *Soil Physical Chemistry* 44: 265-268.
 - 34- Sparks LD. 1999. *Soil Physical Chemisrty*. 2nd. Ed., CRC Press. Boca Raton, FL.

- 35- Steffens D., and Sparks D.L. 1997. Kinetics of nonexchangeable ammonium release from soils. *Soil Science Society of America Journal* 61(2): 455-462.
- 36- Sposito G., Lund L.J., and Chang A. 1982. Trace metal chemistry in arid-zone field soils amended with sewage sludge. I. Fractionation of Ni, Cu, Zn, Cd, and Pb in solid phases. *Soil Science Society of America Journal* 46: 260-264.
- 37- Sumner M.E., and Miller W.P. 1996. Cation exchange capacity and exchange coefficients. *Methods of Soil Analysis part 3—Chemical Methods, (methodsofsoilan3)*, 1201-1229.
- 38- Tahmasebi F., Hossein Pour A. 2007. Kinetics of extractable phosphorus changes in a number of Hamadan soils. *Journal of Sciences and Technology of Agriculture and natural Resources* 11(42): 475-488.
- 39- Thomas G.W. 1996. Soil pH and soil acidity. *Methods of soil analysis part 3—chemical methods, (methodsofsoilan3)*, 475-490.
- 40- Toranjzar H.M., Jafri H., Azarneyvad M., and Ghanadha R. 2006. Investigation of relationship between soil characteristics and vegetation cover of rangeland and mountains of Qom province. 10(2): 349-360.
- 41- Wang Z., Shan X.Q., and Zhang S. 2002. Comparison between fractionation and bioavailability of trace elements in rhizosphere and bulk soils. *Chemosphere* 46(8): 1163-1171.
- 42- Young S.D., Zhang H., Tye A.M., Maxted A., Thums C., and Thornton I. 2005. Characterizing the availability of metals in contaminated soils. I. The solid phase: sequential extraction and isotopic dilution. *Soil Use and Management*, 21: 450-458.
- 43- Zaid A. (Ed.). 1999. Date palm cultivation. Rome: United Nations FAO Plant Production and Protection Paper.
- 44- Zhu B., and Alva A.K. 1993. The chemical forms of Zn and Cu extractable by Mehlich 1, Mehlich 3, and ammonium bicarbonate-DTPA extractions. *Soil Science* 156(4): 251-258.



Canopy Influences of Three Palm Cultivars on Release Rates of Native Zinc from Different Depths of a Calcareous Soil

N. Abdar¹ - R. Ghasemi^{2*}

Received: 25-02-2019

Accepted: 02-09-2019

Introduction: Zinc (Zn) is an important nutrient element for plants growth, which plays an important role in the metabolism of plant. Zn uptake by plants requires release of Zn adsorbed onto the soil constituents and even Zn containing minerals. The release of Zn from soil surface to the soil solution is an important factor that controls availability of Zn for growing plants. Kinetics of Zn release from soil could indicate ability of soil to Zn supply to plants. The purpose of present study was to investigate the effects of soil depth and canopy of three cultivars of palm including Shahani, Ghasab and Halavani on release kinetics of native Zn by AB-DTPA extractant.

Materials and Methods: In order to investigate the effects of depth and vegetation on the pattern of Zn release, 54 soil samples were collected from inside and outside canopy of different palm cultivars (Shahani, Halavani and Ghasab), three depths (0-20, 20-40 and 40-60 cm) with three replications. These samples were collected from village of Simakan, located in the city of Jahrom. Extraction was performed after eight shaking times (5, 15, 30, 60, 120, 240, 480, and 1440 min) with ammonium bicarbonate-diethylene triamine penta acetic acid (AB-DTPA). After each shaking time, samples were immediately centrifuged for 15 min, and then filtered through filter paper. The concentration of Zn in solutions were determined using an atomic absorption spectrophotometer (AA-670G). Seven commonly used kinetics models in nutrient release studies were used to describe Zn release including zero-order, first-order, pseudo-first-order, pseudo-second-order, power function, parabolic diffusion, and simple elovich. Data analysis and drawing of charts were done by SAS software and Excel program, respectively. Relatively high value of coefficient of determination and low value of standard error of estimate were considered as criteria for the best fit.

Results and Discussion: The results of this study showed that the simplified Elovich, parabolic diffusion and power function equations well described the pattern of Zn release from soil as evidenced by higher coefficient of determination and lower values of the standard error of the estimate. The Zn release pattern in all soil samples consisted of a quick stage from the start of the experiment to 240 minutes and a slower stage at subsequent times. The correlation between the coefficients of the kinetic equations of the power function, simplified Elovich and parabolic diffusion showed that there was higher correlations between the coefficients of the equations obtained from the under canopy in comparison with those of out of canopy. Although soil is a major factor influencing vegetation growth and characteristics, plants could, in turn, also affect different soil properties. In addition, the palm root system and the rhizosphere exhibit a complex diversity, which could regulate the plant homeostasis. The interaction of root-microorganism in the rhizosphere can cause many of the physical, chemical and biological properties of the rhizosphere soil that are different from the bulk soil. Important changes in the soil properties of the rhizosphere environment include soil pH, soil oxidation-reduction reactions, soil moisture, and nutrient availability for microorganisms and plant. Root exudates also contribute to enhance of the availability of elements by reducing the pH of the rhizosphere and creating bioavailable Zn complex. Recent studies have shown that root exudates can act as an influential factor in extracting significant values of plant nutrients from calcareous soils. Our results showed that the amount of accumulated Zn released from the under canopy soils was more than the out of canopy soils, and the highest amount of accumulated Zn was released in the soils under canopy of Ghasab cultivar.

Conclusion: Results of present study showed that the values of Zn released from the under canopy soils was higher than interspaces soils, and the highest amount of accumulated Zn was released in the soils under canopy of Ghasab cultivar. Such observations clearly indicate that palm trees are able to supply Zn absorption capacity under their own canopy soils. Therefore, it appears that higher rates of Zn release from the under canopy soils in comparison with interspaces could be attributed to higher root exudates which impact soil properties,

1 and 2- M.Sc. Student and Associate Professor, Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, Shiraz University, Shiraz, Iran, respectively.

(* - Corresponding Author Email: ghasemif@gmail.com)

microorganism activities and lower pH which, in turn, increase the amounts of metals including of Zn release and bioavailability. Further researches on the effect of palm root system on physical and chemical properties of soil, including organic matter, soil pH, which could cause great impacts on the amount of Zn release are highly recommended.

Keywords: Canopy, Kinetic models, Palm, Soil depth, Zn release



تأثیر مدیریت مصرف منابع پتاسیمی بر برخی ویژگی‌های کمی و کیفی گندم پائیزه

محمد جعفر ملکوتی^۱ - عزیز مجیدی^۲ - سیما افرا^{۳*}

تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۰۱/۲۶

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۸/۰۶/۲۶

چکیده

بمنظور بررسی تأثیر مدیریت مصرف منابع پتاسیمی در زراعت گندم‌آبی، آزمایشی در دو مزرعه (۱ و ۲) به ترتیب با مقادیر پتاسیم قابل‌دسترس ۱۲۵ و ۴۱۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم، در قالب طرح بلوک‌های کامل تصادفی با پنج تیمار و چهار تکرار در سال زراعی ۹۷-۱۳۹۶ در ارومیه انجام شد. تیمارهای آزمایشی شامل: (۱) شاهد (مصرف عناصر پایه بر مبنای آزمون خاک به جز پتاسیم)؛ (۲) شاهد + مصرف پتاسیم از منبع سولفات پتاسیم قبل از کاشت؛ (۳) شاهد + مصرف ۵۰٪ پتاسیم از منبع سولفات پتاسیم قبل از کاشت و ۵۰٪ باقیمانده از منبع کلرور پتاسیم؛ (۴) شاهد + مصرف ۵۰٪ پتاسیم از منبع سولفات پتاسیم قبل از کاشت و ۵۰٪ باقیمانده از منبع سولفات پتاسیم قبل از کاشت و ۵۰٪ باقیمانده از منبع سولفات پتاسیم؛ (۵) شاهد + مصرف ۵۰٪ پتاسیم از منبع سولفات پتاسیم قبل از کاشت و ۵۰٪ باقیمانده از منبع سولفات پتاسیم قبل از کاشت و ۵۰٪ باقیمانده از منبع سولفات پتاسیم. در این مکان، تیمار پنجم در مقایسه با سایر تیمارها، باعث افزایش بیشتر عملکرد دانه، پروتئین دانه و غلظت روی دانه گندم شد. مصرف تقسیطی پتاسیم، نسبت به مصرف قبل از کاشت، میزان کارایی کود پتاسیمی را افزایش داد. در حالی که کارایی پتاسیم در تیمار دوم برابر پنج کیلوگرم بر کیلوگرم بود، در تیمارهای سوم و چهارم به شش و در تیمار پنجم به هشت کیلوگرم بر کیلوگرم بهبود یافت. در مکان (۲) مصرف کودهای حاوی این عنصر بر عوامل مذکور کم تأثیر بود. بطور کلی، چنین نتیجه‌گیری می‌شود که در مکان (۱)، با اعمال مصرف بهینه کودی (تیمار ۳) عملکرد هکتاری گندم ۱۳۰۰ کیلوگرم بر هکتار نسبت به شاهد، افزایش یافت. در حالی که، سولفات پتاسیم حاوی کلات روی در تیمار (۵)، افزایش ۱۱ درصدی عملکرد و ۶۰ درصدی کارایی کود را حتی نسبت به تیمار (۳) موجب شد.

واژه‌های کلیدی: پروتئین دانه گندم، سولفات پتاسیم حاوی کلات روی، عملکرد دانه، کارایی کود

مقدمه

در اراضی مزروعی کشور محسوب می‌گردند. در گندم بیش از ۷۰ درصد پتاسیم برداشتی در کاه و کلش تجمع می‌یابد (۲۷). بنابراین مدیریت بقایای گیاهی در حفظ ذخیره پتاسیم قابل جذب خاک بسیار مؤثر است (۲۰). نگاهی به میزان جذب پتاسیم و روی به ازاء هر تن عملکرد دانه و کلش برای محصول گندم (۵/۹ کیلوگرم K_2O و ۵۰ گرم Zn در دانه و ۱۸/۲ کیلوگرم K_2O در کلش) اهمیت این دو عنصر را در تولید بهینه گندم آشکار می‌سازد (۱۷).

پتاسیم فراوان‌ترین کاتیون در سیتوپلاسم گیاهی بوده و در داخل سلول‌ها به شکل یونی وجود دارد. این عنصر در گیاه بسیار پویا بوده و در بسیاری از اعمال فیزیولوژیکی گیاه، سوخت‌وساز کربوهیدرات‌ها و فعال‌سازی آنزیم‌ها حضور فعال دارد (۲۶ و ۴۲). کمبود آن عملکرد کمی و کیفی را در محصولات زراعی کاهش می‌دهد (۲۹). این عنصر جزء ضروری در مراحل اصلی بیوسنتز پروتئین است. کمبود آن منجر به کاهش مقدار پروتئین گندم می‌شود (۳۱). پتاسیم با تحریک جذب نیتрат و انتقال آن درون گیاه در متابولیسم پروتئین دانه گندم نقش دارد (۱۱). علاوه بر این، در شرایط کمبود این عنصر جذب و انتقال

گندم ۴ سهم عمده‌ای در تأمین کالری، پروتئین مورد نیاز جامعه و تحکیم زیربنای اقتصادی کشور دارد. تولید ناخالص جهانی گندم ۷۴۹ میلیون تن در سال ۲۰۱۶ بوده و ایران با تولید ۱۱ میلیون تن در رده پانزدهم تولید جهانی گندم قرار دارد (۱۳) و استان آذربایجان غربی با ۱۱/۷ درصد سطح زیر کشت گندم و میزان تولید ۴۰۵۶ کیلوگرم بر هکتار، رتبه چهارم را در کشور دارد (۲). پتاسیم (K) و روی (Zn) دو عنصر کلیدی در تولید بهینه گندم

۱ و ۳- استاد و دانش‌آموخته علوم خاک گرایش مدیریت حاصلخیزی و زیست فناوری، شیمی خاک و تغذیه گیاه، گروه خاک‌شناسی، دانشگاه تربیت مدرس تهران
۲- استادیار پژوهش بخش تحقیقات خاک و آب، مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی آذربایجان غربی

(Email: sima.acer@yahoo.com)

DOI: 10.22067/jsw.v0i0.79599

4- *Triticum aestivum* L.

(*)- نویسنده مسئول:

نیترا در گیاه کاهش می‌یابد (۲۸). غلّ و همکاران (۳) دریافتند که با مصرف پتاسیم در گندم، تعداد دانه در سنبله، تعداد پنجه، وزن کلش و عملکرد زیستی گندم بطور قابل ملاحظه‌ای افزایش می‌یابد. ریشی و همکاران (۳۲) گزارش کردند عملکرد دانه از طریق افزایش طول دوره پر شدن دانه، با مصرف پتاسیم بهبود می‌یابد. بررسی‌ها نشان داده است که پتاسیم باعث افزایش کارایی آب در اقلیم خشک و حفظ تعادل بین کربوهیدرات‌ها و پروتئین گیاه می‌شود (۳۸). آلدرفاسی و همکاران (۶) گزارش کردند پتاسیم، میزان تبخیر از سطح برگ‌ها را کاهش داده و کارایی مصرف آب را به‌ویژه در شرایط تنش خشکی به دلیل نقش آن در افزایش تعداد پنجه و تکثیر ریشه و در نتیجه جذب آب و مواد مغذی افزایش می‌دهد. ارشداله و همکاران (۷) در رابطه با مقایسه منابع پتاسیم (سولفات و نیتراپتاسیم) نشان دادند که با مصرف سرک پتاسیم، تعداد پنجه، وزن هزاردانه و میزان عملکرد دانه گندم را ۳۱ درصد افزایش داد ولی تفاوتی بین دو منبع پتاسیم وجود نداشت. مشیری و همکاران (۲۴) گزارش کردند در بسیاری موارد بین سولفات پتاسیم و کلروپتاسیم تفاوتی از نظر اثربخشی در تولید گندم‌آبی وجود ندارد و تنها در خاک‌های شور، کلروپتاسیم توصیه نمی‌شود. در ایران، معمولاً مصرف پتاسیم همزمان با کشت گندم صورت می‌گیرد. تحت چنین شرایطی، احتمال تثبیت پتاسیم به‌ویژه در خاک‌های تخلیه از پتاسیم، قوت می‌گیرد. پدیده تثبیت پتاسیم در خاک، بطور معنی‌داری کارایی کودهای پتاسیمی را در تولید محصول کاهش می‌دهد (۳۷). در پدیده تثبیت، پتاسیم قابل استفاده به بخش غیرقابل استفاده منتقل شده و از دسترس ریشه گیاهان خارج می‌شود (۳۵). مصرف تقسیطی پتاسیم، موجب افزایش کارایی کود پتاسیم و کاهش هدرروی پتاسیم از طریق آبشویی و تثبیت می‌شود (۲۷ و ۳۳). نتایج بررسی‌ها نشان داده است که مقدار اندکی از پتاسیم در مرحله استقرار و زمستان‌گذرانی گندم مورد نیاز بوده و بخش عمده آن در مراحل بعدی رشد در بهار جذب گیاه شده و در مرحله گلدهی به حداکثر مقدار خود می‌رسد (۱۰). در مرحله ساقه رفتن، گندم روزانه ۳/۵ تا ۸ کیلوگرم بر هکتار پتاسیم جذب می‌نماید (۲۴). همین امر اهمیت مصرف تقسیطی پتاسیم را نمایان می‌سازد. مصرف تقسیطی پتاسیم همچنین می‌تواند جذب نیتروژن را افزایش دهد (۲۳). علاوه بر این، با تأمین ساکارز و تجمع نشاسته در دانه، منجر به افزایش عملکرد دانه می‌شود (۲۱). لو و همکاران (۲۳) بیان کردند که مصرف تقسیطی پتاسیم موجب، افزایش وزن هزاردانه، عملکرد دانه و افزایش درصد پروتئین دانه نسبت به مصرف تمامی پتاسیم مورد نیاز گیاه همزمان با کاشت شد. در میان عناصر غذایی کم‌مصرف، روی (Zn) مهمترین عنصری است که کمبود آن در خاک‌های آهکی به‌وضوح مشاهده می‌شود. مجیدی و همکاران (۲۵) نشان دادند که با مصرف سولفات روی در مزارع گندم آبی، علاوه بر افزایش ۵۰۰ کیلوگرمی عملکرد دانه بر هکتار، افزایش دو درصدی

پروتئین و غنی‌سازی دانه‌های گندم (حدود سه برابر) را میسر شد گزارش نمودند. ثوابی و همکاران (۳۴) در تحقیق به‌منظور بررسی بر هم‌کنش پتاسیم و روی بر غلظت و جذب سایر عناصر غذایی در گندم گزارش دادند که مصرف پتاسیم و روی بطور معنی‌داری موجب افزایش جذب و غلظت عناصر پتاسیم، فسفر، منگنز، آهن و مس کاه و دانه گردید. همچنین پتاسیم، درصد انتقال روی به دانه را افزایش داد. مصرف بهینه کود بویژه سولفات پتاسیم و سولفات روی؛ باعث بهبود کیفیت و خوش خوراکی گندم می‌گردد (۴۳). وجود روی برای فعالیت‌های آنزیمی، تولید هورمون‌های رشد، تلقیح و باروری ضروری است و آهکی بودن خاک‌ها، ماده آلی کم و عدم توجه به تغذیه بهینه گیاه، قابلیت استفاده این عنصر را برای گیاه محدود کرده و در نهایت منجر به کاهش کیفیت و میزان تولید محصول می‌گردد (۱). افزایش جذب سایر عناصر غذایی و افزایش عملکرد، با مصرف کود روی در آزمایش وجهیا و همکاران (۴۰) مشاهده گردید. افزایش مقدار روی در گیاه به میزان یک میلی‌گرم بر کیلوگرم، در آغاز ساقه‌روی گندم، افزایش عملکرد دانه را بطور متوسط به میزان ۱۹۵ کیلوگرم بر هکتار سبب می‌شود (۱۴). روی باعث افزایش پروتئین، کربوهیدرات و گلوتن دانه گندم می‌گردد (۱۹). محلولپاشی روی، علاوه بر ارتقا ویژگی کمی و کیفی گندم در پر شدن دانه و افزایش عملکرد، در بهبود شاخص امنیت غذایی مؤثر است. همچنین براساس تحقیقات انجام شده توسط بهرامی (۹) بر روی ذرت و حمیدی (۱۵) بر روی برنج مصرف تلفیقی روی و پتاسیم افزایش عملکرد گیاه را در مقایسه با مصرف فقط عنصر پتاسیم بطور معنی‌داری افزایش داده است. نتایج بررسی‌ها نشان داد عنصر روی موجب افزایش کارایی جذب پتاسیم در گیاه و افزایش عملکرد گندم گردید (۳۶). بر این اساس هدف از اجرای این پژوهش بررسی مدیریت مصرف پتاسیم از نظر تأثیر منابع پتاسیم و زمان مصرف آن‌ها در بهبود برخی ویژگی‌های کمی و کیفی دانه گندم و تأثیر مصرف تلفیقی سرک پتاسیم و روی بر گندم پاییزه بود.

مواد و روش‌ها

این تحقیق در دو مزرعه هاشم آباد (۱) و زیوه (۲)، اولی با میزان پتاسیم قابل جذب کمتر از سطح بحرانی ($K_{ava}=125 \text{ mg.kg}^{-1}$)، و دومی با میزان پتاسیم قابل جذب بیشتر از سطح بحرانی ($K_{ava}=412 \text{ mg.kg}^{-1}$)، (۲۷) در سال زراعی ۹۷-۱۳۹۶ در استان آذربایجان غربی و در شهرستان ارومیه به اجرا گذاشته شد. مشخصات جغرافیایی و طبقه‌بندی خاک براساس سیستم طبقه‌بندی آمریکایی (USDA, 1999) در جدول ۱ آورده شده است.

جدول ۱- مختصات جغرافیائی و سری‌های خاک (USDA) محل‌های اجرای تحقیق آذربایجان غربی، ۹۷-۱۳۹۶

Table 1- Geographical coordinates and soil series (USDA) characteristics of experimental West Azarbayjan, 2017-18

Properties	Location	Longitude			Latitude		
		degree	min.	Sec.	degree	min.	Sec.
UTM	1	37	15	2.43	44	54	5.16
	2	37	15	2.12	44	54	4.78
Soil series	1	Fine loamy active, mixed, mesic typic haploxerepts					
	2	Coares loamy, super active, mixed, mesic typic haploxerepts					

جدول ۲- میانگین ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک محل‌های اجرای آزمایش آذربایجان غربی، ۹۷-۱۳۹۶

Table 2- Soil physical & chemical characteristics of the experimental sites (West Azarbayjan, 2017-18)

Field	pH	EC (dS.m ⁻¹)	Sand (%)	Clay (%)	Tex.	O.C (%)	SP	K _{ava}	P _{ava}	Zn	Fe	Mn	Cu	B	S
1*	8.08	0.86	51	22	SCL	1.37	44	125	2.50	0.81	23.0	11.37	4.62	0.98	21
2*	7.90	0.92	29	42	C	1.03	51	412	19.8	1.24	8.75	19.95	2.02	1.20	24

* Each number is the average of four replications.

* هر عدد میانگین ۴ تکرار می‌باشد.

بودند که مطابق تیمارها مصرف شدند. عملیات آماده‌سازی بستر بذر شامل شخم، تسطیح، مرزبندی در مهرماه ۹۶ انجام شد. اندازه کرت‌ها چهار متر مربع و فواصل تکرارها دو متر در نظر گرفته شد. رقم مورد استفاده میهن با تراکم ۵۰۰ بذر بر متر مربع و میزان بذر ۱۸۰ کیلوگرم بر هکتار با استفاده از دستگاه خطی کار غلات کشت شد. آبیاری در پنج مرحله، پس از کشت، پنجه‌زدن، تولید اولین و دومین گره ساقه نیز ظهور خوشه انجام شد. برداشت بصورت کف‌ر از سطح دو متر مربع به انجام رسید. پس از تعیین پارامترهای عملکرد، نمونه‌های مرکب خاک و گیاه تهیه و به آزمایشگاه ارسال شد. سپس تجزیه‌های فیزیکی و شیمیایی لازم بر روی خاک با استفاده از روش‌های متداول در مؤسسه تحقیقات خاک و آب انجام گرفت. مقدار پتاسیم قابل جذب آن‌ها به روش استات آمونیوم (۴)، نیتروژن به روش کجلدال و روی (Zn) به روش DTPA (۲۲) و با دستگاه جذب اتمی^۱ اندازه‌گیری شدند. هضم گیاه به روش سوزاندن خشک^۲ انجام و غلظت پتاسیم در کاه و دانه مطابق روش‌های استاندارد مؤسسه تحقیقات خاک و آب اندازه‌گیری شدند. کارایی زراعی کودهای پتاسیم از فرمول ذیل محاسبه گردید.

$$KUE = \frac{(K_f) - (K_c)}{R}$$

در این فرمول KUE کارایی زراعی کود بر حسب کیلوگرم بر کیلوگرم، K_f عملکرد در قطعه تیمار شده بر حسب کیلوگرم بر هکتار، K_c عملکرد در قطعه شاهد بر حسب کیلوگرم بر هکتار و R مقدار

آزمایش در قالب طرح بلوک کامل تصادفی با پنج تیمار و چهار تکرار اجرا شد. تیمارهای آزمایشی شامل **تیمار اول**: شاهد (مصرف عناصر پایه برمبنای نتایج تجزیه خاک بجز پتاسیم)؛ **تیمار دوم**: مصرف عناصر پایه برمبنای نتایج تجزیه خاک + مصرف کل پتاسیم مورد نیاز از منبع سولفات پتاسیم قبل از کاشت؛ **تیمار سوم**: مصرف عناصر پایه برمبنای نتایج تجزیه خاک + مصرف ۵۰ درصد پتاسیم مورد نیاز از منبع سولفات پتاسیم قبل از کاشت و ۵۰ درصد باقیمانده از منبع کلروپتاسیم در دو تقسیط همزمان با مصرف سرک اوره؛ **تیمار چهارم**: مصرف عناصر پایه برمبنای نتایج تجزیه خاک + مصرف ۵۰ درصد پتاسیم مورد نیاز از منبع سولفات پتاسیم قبل از کاشت و ۵۰ درصد باقیمانده از منبع سولپتاس در دو تقسیط همزمان با مصرف سرک اوره؛ **تیمار پنجم**: مصرف عناصر پایه برمبنای نتایج تجزیه خاک + مصرف ۵۰ درصد پتاسیم مورد نیاز از منبع سولفات پتاسیم قبل از کاشت و ۵۰ درصد باقیمانده از منبع سولفات پتاسیم محلول ساخت ایران حاوی کلات روی در دو تقسیط همزمان با مصرف سرک اوره. عناصر پایه براساس نتایج تجزیه خاک (در مکان یک شامل ۲۵۰ کیلوگرم بر هکتار کود پتاسیم، ۱۵۰ کیلوگرم بر هکتار سوپرفسفات تریپل و ۱۰۰ کیلوگرم بر هکتار کود اوره قبل کاشت؛ در مکان دو پتاسیم و اوره مشابه مکان یک و سوپرفسفات تریپل ۷۵ کیلوگرم بر هکتار قبل کاشت)، سرک اوره ۱۲۰ کیلوگرم بر هکتار در دو مرحله اولین گره ساقه و ظهور خوشه در هر دو مکان استفاده گردید. مقدار پتاسیم مصرفی شامل ۱۲۵ کیلوگرم بر هکتار پتاسیم خالص از منابع سولفات پتاسیم (۵۰٪ اکسید پتاسیم)، کلروپتاسیم (۶۰٪ اکسید پتاسیم)، سولپتاس (۵۰٪ اکسید پتاسیم) و سولفات پتاسیم محلول Zn-EDTA+ (۵۰٪ اکسید پتاسیم و ۰/۶ درصد Zn-EDTA)

1- Perkin ELEMER2380

2- Dry Ashing

پتاسیم مصرفی بر حسب کیلوگرم بر هکتار بود. شاخص برداشت حاصل تقسیم عملکرد دانه (کیلوگرم بر هکتار) بر عملکرد زیستی (کیلوگرم بر هکتار)، با واحد درصد می‌باشد. تجزیه و تحلیل آماری داده‌ها برای صفات مختلف برای دو مکان با استفاده از نرم‌افزار آماری SAS نسخه ۹/۱ انجام گرفت. مقایسات میانگین تیمارها با استفاده از روش چنددامنه‌ای دانکن در سطح احتمال پنج درصد انجام گرفت.

نتایج و بحث

عملکرد، وزن هزاردانه و پروتئین دانه

نتایج نشان داد که میزان عملکرد دانه در مزرعه ۲ نسبت به مزرعه ۱، ۱۶/۴ درصد بیشتر بود (جدول ۳) که با توجه به یکسان بودن شرایط اقلیمی دو منطقه مطابق جدول ۱ این تفاوت محصول می‌تواند متأثر از تفاوت ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و حاصلخیزی خاک دو منطقه باشد. براساس نتایج آزمون خاک در جدول ۲، مقدار پتاسیم و روی قابل جذب خاک در مزرعه ۱، کمتر از سطح بحرانی و در مزرعه ۲، بیشتر از سطح بحرانی بود که نشان می‌دهد حاصلخیزی خاک یکی از مهمترین عوامل تولید محصول در منطقه بوده است. بدین معنی که در مزرعه ۲ که وضعیت حاصلخیزی خاک در شرایط بهینه‌ای قرار داشته، میزان عملکرد دانه نسبت به مزرعه ۱، ۱۰۳۹ کیلوگرم بر هکتار بیشتر بوده است. اثرات تیمارهای مدیریت مصرف کودی بر عملکرد دانه در جدول ۳ نشان داد که مصرف سولفات پتاسیم قبل از کاشت (تیمار ۲) با مصرف سرک کلرورپتاسیم در دو نوبت (تیمار ۳) و مصرف سولوپتاس در دو نوبت (تیمار ۴) بر عملکرد دانه گندم، در هر دو مزرعه، اثرات تقریباً یکسانی داشته است ولیکن مصرف سولفات پتاسیم محلول حاوی کلات‌روی (تیمار ۵) موجب افزایش قابل توجه عملکرد دانه گندم به میزان ۳۹ درصد نسبت به تیمار شاهد در مزرعه ۱ و پنج درصد نسبت به تیمار شاهد در مزرعه ۲ شده است. نتایج تجزیه و تحلیل آماری طرح در جدول ۳ نشان داد که تفاوت‌های قابل ملاحظه‌ای بین دو مزرعه از نظر اثرات تیمارها وجود داشته است همچنان‌که در جدول مذکور مشاهده می‌گردد هیچکدام از تیمارها در مزرعه ۲ تأثیر معنی‌دار بر عملکرد دانه نداشته است. در مزرعه ۱، در تمامی تیمارها مصرف پتاسیم باعث افزایش عملکرد دانه گردید با این تفاوت که تیمارهای ۴ و ۵ در کلاس آماری بالاتری نسبت به تیمارهای ۲ و ۳ قرار داشتند. نتایج نشان داد که مصرف تقسیمی پتاسیم از منبع سولوپتاس هرچند باعث افزایش عملکرد دانه شد ولی تفاوتی نسبت به منبع کلرورپتاسیم نشان نداد. نکته قابل تعمق اینکه مصرف کود سولفات پتاسیم محلول حاوی کلات‌روی، میزان عملکرد محصول را بطور قابل توجهی نسبت به تیمار شاهد و حتی نسبت به تیمار سولوپتاس (تیمار ۴) در هر دو مزرعه (هشت درصد در مزرعه اول و چهار درصد در مزرعه دوم)

افزایش داد. بدین معنی؛ مطابق جدول ۳ در حالی که کلاس آماری تیمارهای ۴ و ۵ در مزرعه ۲ در یک سطح قرار داشت، ولیکن در مزرعه ۱ شاهد ارتقا کلاس آماری bc در تیمار ۴ به ab در تیمار ۵ بوده و این مطلب ممکن است ناشی از اثرات مثبت توأم عناصر پتاسیم و روی در رابطه با تولید محصول دانه گندم بوده و مصرف کلات‌روی به‌همراه پتاسیم توانسته باشد میزان اثربخشی آن را بر روی عملکرد دانه افزایش دهد. بنظر می‌رسد پتاسیم محلول خاک در اوایل کاشت تا پنجه‌زنی که نیاز گیاه به پتاسیم کم است، با مصرف نیمی از کود پتاسیم قبل از کاشت تأمین شده و سپس در مراحل حساس فنولوژیکی ساقه رفتن و ظهور سنبله، با مصرف سرک پتاسیم به‌همراه نیتروژن توانسته نقش مهمی در افزایش عملکرد و بهبود کیفیت محصول داشته باشد. نتایج مذکور با نتایج عباس و همکاران (۱) و جان و همکاران (۱۸) مطابقت دارد

وزن هزاردانه در مزرعه ۲ بیشتر از مزرعه ۱ بود (جدول ۳). بیشترین وزن هزاردانه با مصرف سولفات پتاسیم محلول حاوی کلات‌روی (تیمار ۵) مشاهده شد. نتایج فوق در ارتباط با نقش پتاسیم بر وزن هزار دانه، عملکرد دانه، غلظت روی در دانه، غلظت پتاسیم دانه و میزان پروتئین دانه با نتایج بهمنیار و همکاران (۸) مطابقت داشت. میزان پروتئین دانه در مزرعه ۲ بیشتر از مزرعه ۱ بود که احتمالاً ناشی از شرایط خوب خاک مزرعه (۲) از نظر کیفیت و سطح حاصلخیزی و تغذیه بهینه گیاه می‌باشد. کمترین میزان پروتئین دانه در تیمار شاهد و بیشترین مقدار با نه درصد افزایش با مصرف سولفات پتاسیم محلول حاوی کلات‌روی در تیمار ۵ بدست آمد (جدول ۳). افزایش مقدار پروتئین دانه، می‌تواند متأثر از اثرات مثبت پتاسیم و روی در تأمین نیاز غذایی گندم به این عناصر و در نتیجه بیوسنتز پروتئین دانه باشد. نتایج بدست آمده با تحقیقات وانگ و همکاران (۴۱) در کاربرد توأم سرک پتاسیم و روی و همچنین نتایج تحقیقات رنجبر و همکاران (۳۰) در تأثیر کاربرد عنصر روی در افزایش غلظت روی در دانه، میزان پروتئین دانه، وزن هزاردانه و عملکرد دانه مطابقت دارد.

عملکرد زیستی، وزن کلش و شاخص برداشت

براساس نتایج بدست آمده عملکرد زیستی (مجموع وزن دانه و کاه و کلش) در مزرعه ۲ نسبت به مزرعه ۱، ۱۷ درصد افزایش نشان داد (جدول ۳). لیکن دامنه عملکرد در مزرعه ۱ که خاک از نظر حاصلخیزی در سطح ضعیف‌تری قرار داشت، با تأمین پتاسیم مورد نیاز گیاه بیشتر از دامنه افزایش مزرعه ۲ بود. بطوری‌که بیشترین عملکرد زیستی در مزرعه ۱ با مصرف سولفات پتاسیم محلول حاوی کلات‌روی (تیمار ۵) با ۲۱/۵ درصد افزایش نسبت به تیمار شاهد بدست آمد. وزن کلش در مزرعه ۲ نسبت به مزرعه ۱، ۱۶/۸ درصد

با توجه به میزان برداشت ۱۵۰ گرم روی در هر هکتار توسط محصول گندم به ازای تولید ۳ تن دانه و ۳/۵ تن کلش در هر هکتار در طول یک فصل زراعی به گزارش هاو لین و همکاران (۱۶) و همچنین مشاهده میزان روی خاک در مزرعه‌های ۱ و ۲، طبق جدول ۲ و قابلیت خاک برای آزادسازی عناصر غذایی و میزان تثبیت عناصر غذایی در خاک‌های زراعی، مصرف هر ساله کودهای ریزمغذی بالاخص روی با توجه به نقش آن در بهبود کیفیت دانه گندم و افزایش سطح سلامت جامعه در اراضی زراعی ضروری بنظر می‌رسد. براساس نتایج بدست آمده مطابق جدول ۳، غلظت روی دانه در مزرعه ۱ با مصرف کود سولفات پتاسیم محلول حاوی کلات روی، به میزان ۳۴ درصد افزایش نشان داد و این افزایش در مزرعه ۲ در تیمار مشابه ۲۳ درصد بود که این مطلب مبین این نکته است که کود سولفات پتاسیم محلول حاوی کلات روی توانسته است اثربخشی مناسبی در جبران کمبود میزان روی خاک داشته است. در تیمار پنج غلظت روی دانه در هر دو مزرعه، در بهترین کلاس آماری قرار گرفت و اثربخشی روی در مزرعه ۱ که میزان روی خاک کمتر از سطح بحرانی بود، بیشتر از مزرعه ۲ بود. براساس نتایج بدست آمده میزان جذب عنصر روی از خاک برای به حد کفایت رساندن غلظت روی دانه در هر دو مزرعه افزایش داشته که موارد فوق با نتایج سلیمان (۳۶) در بهبود کیفیت دانه گندم مطابقت دارد.

کارایی کود پتاسیم در دانه و کل گیاه

بیشترین میانگین کارایی پتاسیم در دانه در مزرعه ۱، ۸/۳۵ کیلوگرم بر کیلوگرم و در مزرعه ۲، ۱/۵۱ کیلوگرم بر کیلوگرم بود (جدول ۳). خاک مزرعه ۲ با کمبود پتاسیم مواجه نبوده؛ بنابراین کم بودن کارایی کود پتاسیم در مزرعه ۲ در مقایسه با مزرعه دیگر کاملاً منطقی و قابل پیش‌بینی است. بیشتر بودن کارایی پتاسیم در مزرعه ۱ علی‌رغم کمتر بودن مقدار پتاسیم قابل جذب خاک به احتمال زیاد به روابط شدت-کمیت پتاسیم خاک در دو مزرعه ارتباط دارد. خاک مزرعه ۱ با ۲۲ درصد رس، دارای بافت لوم رسی شنی و خاک مزرعه زیوه با ۴۲ درصد رس دارای بافت رسی بود. هر چند خاک‌های رسی نسبت به خاک‌های شنی دارای کمیت پتاسیم بیشتری هستند ولی میزان شدت پتاسیم که بیانگر غلظت پتاسیم محلول خاک است، در شرایط مشابه نسبت به خاک‌های با بافت سبک کمتر است. از این‌رو میزان جذب پتاسیم و در نتیجه میزان کارایی آن در مزرعه ۱ با بافت سبک نسبت به مزرعه ۲ بطور قابل توجهی بیشتر بود (شکل ۵). میزان کارایی پتاسیم دانه در کرت‌هایی که کود پتاسیمی دریافت کرده بودند در محدوده ۸/۳۵-۰/۲۱ کیلوگرم بر کیلوگرم بودند. در تمامی کرت‌هایی که کود پتاسیمی مصرف شد مقدار کارایی پتاسیم در دانه افزایش یافت ولی مقدار افزایش آن یکسان نبود.

افزایش داشت که معادل ۱۴۱۰ کیلوگرم بر هکتار بود، نتایج فوق با نتایج مطالعات سوئینی و همکاران مطابقت دارد (۳۸). هیچکدام از تیمارها در مزرعه ۲ تأثیری بر وزن کلش نداشته و همگی در یک کلاس آماری قرار گرفتند که به احتمال قوی ناشی از غلظت بهینه پتاسیم قابل جذب بومی خاک است. در مزرعه ۱ تأثیر کاربرد هر یک از تیمارهای کودی بر افزایش وزن کلش مثبت و یکسان مشاهده شد. براساس نتایج بدست آمده مقادیر شاخص برداشت در هر دو مزرعه معادل ۰/۴۳ درصد بود که بیشترین میزان آن مربوط به تیمار مصرف پتاسیم همراه کلات روی (تیمار ۵) بود که نسبت به تیمار شاهد هفت درصد افزایش نشان داد (جدول ۳). در نبود پتاسیم میزان انتقال ماده خشک از ساقه و اندام‌های بوته گندم به دانه کاهش یافته و این روند در نهایت موجب شده وزن کل بوته نسبت به وزن دانه افزایش بیشتری داشته و موجب کاهش شاخص برداشت شود. افزایش شاخص برداشت در نتیجه اعمال تیمارهای کودی بیانگر نقش مهم عناصر پتاسیم و روی در افزایش بیشتر عملکرد دانه نسبت به وزن کلش بود. نتیجه مذکور موید این مطلب است که هر چه میزان پتاسیم و روی قابل جذب خاک کمتر باشد، تأثیر مصرف منابع کودی محتوی این دو عنصر در افزایش عملکرد دانه نسبت به وزن کلش بیشتر است.

غلظت و جذب پتاسیم و روی در دانه و کلش و کل گیاه

نتایج بدست آمده طبق جدول ۳ نشان داد که غلظت پتاسیم دانه و کلش در مزرعه ۲ نسبت به مزرعه ۱ به ترتیب میزان شش و هشت درصد افزایش داشت که مربوط به حاصلخیزی خاک مزرعه ۲ بود. برداشت پتاسیم توسط دانه در مقایسه با کاه بسیار کمتر است ولی از آنجا که عموماً کلش گندم بعد از برداشت به‌منظور مصارف دام و غیره از مزرعه خارج می‌شود، عدم مصرف کودهای پتاسیمی سبب تخلیه پتاسیم خاک گردیده و این امر سبب بروز کمبود پتاسیم در گیاه و در نهایت کاهش عملکرد آن می‌گردد (۲۷). در هر دو مزرعه بیشترین غلظت و جذب پتاسیم دانه و کلش با مصرف سولفات پتاسیم محلول حاوی کلات روی (تیمار ۵) بدست آمد که می‌تواند به دلیل حلالیت زیاد و سهولت جذب پتاسیم محلول این کود و اثرات مثبت پتاسیم و روی موجود در ذرات کودی باشد که نشان از قابلیت جذب متفاوت منابع مختلف کودی تیمارها دارد (جدول ۳). نتایج مشابهی در رابطه با میزان جذب پتاسیم بدست آمد. بطوریکه مقادیر افزایش جذب برای دانه و کلش (جذب کل پتاسیم) در مزرعه ۱ و مزرعه ۲ به ترتیب معادل ۳۴ و ۱۸ درصد نشان داد. با توجه به آزمون خاک در جدول ۲، این اختلاف‌ها می‌تواند ناشی از تفاوت‌های ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و حاصلخیزی خاک به‌ویژه از نظر پتاسیم و روی قابل جذب خاک دو مزرعه باشد. (ابتدا جذب پتاسیم دانه گزارش شده بود الا ن جذب کل محاسبه گردید)

جدول ۳- مقایسه میانگین صفات اندازه گیری شده در گندم پاییزه (آذربایجان غربی، ۱۳۹۶-۹۷)
Table 3- Mean comparison of measured characteristics in winter wheat (West Azarbayjan, 2017-18)

موقعیت Location	تیمارها Treatment	عملکرد دانه Grain yield (kg.ha ⁻¹)	وزن هزار دانه Kernel weight (gr)	وزن کلش Straw weight (kg.ha ⁻¹)	عملکرد زیستی Bio.Yield (kg.ha ⁻¹)	شاخص برداشت Harvest Index (%)	غلظت پتاسیم دانه conc.(grain) (%)	غلظت پتاسیم کلش Kconc.(straw) (%)
موقعیت ۱ Field 1	تیمار اول T ₁	5122 d	37 g	7447 c	12570 d	0.41 d	0.39 d	1.14 f
	تیمار دوم T ₂	6390 c	41 f	8215 b	14605 c	0.44 b	0.42 cd	1.22 e
	تیمار سوم T ₃	6412 c	42.3 e	8562 b	14975 c	0.43 c	0.46 bc	1.27 d
	تیمار چهارم T ₄	6580 bc	43 de	8702 b	15282 bc	0.43 c	0.49 b	1.34 c
	تیمار پنجم T ₅	7125 ab	44.8 b	8940 b	16065 b	0.44 a	0.49 b	1.41 a
موقعیت ۲ Field 2	تیمار اول T ₁	7255 a	43.5 cd	9710 a	16965 a	0.43 c	0.45 bc	1.28 d
	تیمار دوم T ₂	7335 a	43.5 cd	9820 a	17155 a	0.43 c	0.46 bc	1.35 bc
	تیمار سوم T ₃	7315 a	44.5 bc	9647 a	16962 a	0.43 c	0.47 bc	1.39 ab
	تیمار چهارم T ₄	7315 a	45 b	9730 a	17045 a	0.43 c	0.49 b	1.41 a
	تیمار پنجم T ₅	7607 a	45.5 a	1007 a	17615 a	0.43 c	0.56 a	1.44 a

Table 3. Continued

موقعیت Location	تیمارها Treatment	جذب پتاسیم دانه K uptake grain (kg.ha ⁻¹)	جذب کل پتاسیم Total uptake (kg.ha ⁻¹)	کارایی پتاسیم دانه K use efficiency grain (kg.kg ⁻¹)	کارایی پتاسیم کلش K use efficiency straw (kg.kg ⁻¹)	جذب روی دانه Zn uptake grain (kg.ha ⁻¹)	جذب روی کلش Zn uptake straw (kg.ha ⁻¹)
موقعیت ۱ Field 1	تیمار اول T ₁	19.56 e	104.1 h	0	0	24.62 c	3.54 c
	تیمار دوم T ₂	27.49 d	127.2 g	5.05 c	3.07 d	-	-
	تیمار سوم T ₃	28.36 d	137.3 f	5.85 c	4.46 c	-	-
	تیمار چهارم T ₄	31.43 c	147.9 e	6.29 b	5.02 ab	-	-
	تیمار پنجم T ₅	34.27 b	159.1 cd	8.38 a	5.97 ab	33.11 a	8.97 b
موقعیت ۲ Field 2	تیمار اول T ₁	31.03 c	155.3 de	0	0	28.03 b	8.54 b
	تیمار دوم T ₂	32.81 bc	165.6 bc	0.21 d	0.32 e	-	-
	تیمار سوم T ₃	33.68 bc	168.1 b	0.23 d	0.34 e	-	-
	تیمار چهارم T ₄	35.08 b	173.7 b	0.25 d	1.44 de	-	-
	تیمار پنجم T ₅	38.36 a	184.3 a	1.51 c	2.36 cd	34.66 a	16.58 a

بوده و در محدوده ۸/۰۱ - ۰/۲۱ درصد بدست آمد و مصرف تقسیطی پتاسیم همزمان با مصرف کود اوره در مراحل تولید اولین گره ساقه و ظهور خوشه نسبت به مصرف یکباره آن در مرحله قبل از کشت ضمن تأثیر معنی‌دار بر عملکرد و پروتئین دانه، کارایی پتاسیم را بطور قابل توجهی افزایش می‌دهد. در بررسی کارایی کودها، براساس نتایج ارائه گردیده، مصرف سرک سولفات پتاسیم محلول حاوی کلات‌روی، افزایش ۶۰ درصدی کارایی کود را نسبت به مصرف سرک کلروپتاسیم نشان داد که این امر، بازخورد مثبت مصرف سرک کود سولفات پتاسیم محلول حاوی کلات‌روی در افزایش کارایی کود، علاوه بر تأثیر آن در افزایش عملکرد هکتاری گندم، را دوچندان می‌کند. از طرف دیگر در این آزمایش ارجحیت مصرف سولفات پتاسیم حاوی کلات‌روی بر سولفات پتاسیم محلول مشخص گردید که عمدتاً به دلیل داشتن روی قابل استفاده در زمان گلدهی بود. نتایج بیانگر این واقعیت است که دو عنصر پتاسیم و روی دارای اثرات متقابل مثبت بوده و همراهی عنصر روی با پتاسیم در مصرف تقسیطی تأثیر بیشتری بر افزایش عملکرد کمی و کیفی محصول می‌گذارد. از این‌رو، پیشنهاد می‌نماید به منظور افزایش عملکرد دانه، شاخص برداشت، پروتئین دانه، غنی‌سازی دانه با عناصر پتاسیم و روی نیز ارتقاء میزان کارایی پتاسیم در گندم پائیزه، در اراضی مواجه با کمبود پتاسیم نسبت به مصرف سولفات پتاسیم محتوی کلات Zn-EDTA به جای مصرف یکباره سولفات پتاسیم در قبل از کشت اقدام نمود. تحقیقات بعدی باید در زمینه مقایسه روش‌های مصرف پتاسیم و روی در مراحل مختلف فنولوژیکی رشد گندم تداوم یابد.

قدردانی

سپاس بیکران پروردگار یکتا را که هستی‌مان بخشید و به طریق علم و دانش رهنمون‌مان شد و تشکر صمیمانه از جناب آقای مهندس سید حمید حیدری که با راهنمایی‌های بی دریغ‌شان همواره یاری‌بخش من در مراحل تحصیل و زندگی بوده‌اند.

بیشترین میزان کارایی، با مصرف سولفات پتاسیم محلول حاوی کلات‌روی در هر دو مزرعه بدست آمد. هر چند مصرف سایر منابع کودی طرح، میزان کارایی پتاسیم را افزایش داد ولی نسبت به تیمار ۵ بسیار کمتر بود. استفاده از منبع سولفات پتاسیم محلول بصورت تقسیطی در مراحل تولید اولین گره ساقه و ظهور خوشه نیز میزان کارایی پتاسیم را نسبت به تیمارهای ۲ و ۳ افزایش داد ولی مقدار تأثیر آن کمتر از تیمار ۵ بود. نتایج مذکور مؤید این مطلب است که اولاً در اراضی دارای بافت سبک ضرورت دارد که مصرف پتاسیم در گندم پائیزه بصورت تقسیطی، متناسب با مراحل رشد فنولوژیک گندم به انجام برسد.

ثانیاً مصرف یکباره پتاسیم قبل از کاشت نه تنها موجب کاهش کارایی مصرف کود شده بلکه تأثیر آن بر عملکرد محصول نیز کاهش یافته و هزینه‌های تولید را افزایش می‌دهد. موارد فوق با نتایج تحقیقات ملکوتی و همکاران (۲۶) و آلکوز و همکاران (۵) در ارتباط با افزایش کارایی کودها در مصرف تقسیطی کود مطابقت دارد.

نتیجه‌گیری

نتایج این پژوهش نشان داد در مزرعه اول که میزان پتاسیم قابل جذب خاک کمتر از سطح بحرانی (125 mg.kg^{-1}) در خاک بود، با اعمال مصرف سرک کلروپتاسیم در دو تقسیط همزمان با مصرف سرک اوره، عملکرد هکتاری گندم 1300 کیلوگرم بر هکتار نسبت به تیمار شاهد، افزایش نشان داد. درحالی‌که مصرف کود سولفات پتاسیم محلول حاوی کلات روی در دو تقسیط همزمان با مصرف سرک اوره در دو مرحله، به نوبه خود، افزایش ۱۱ درصدی عملکرد را حتی نسبت به تیمار سوم سبب شد که این امر بیانگر ارجحیت مصرف سولفات پتاسیم محلول حاوی کلات روی نسبت به کود کلروپتاسیم بود. در مزرعه دوم که میزان پتاسیم قابل جذب خاک بیشتر از سطح بحرانی (412 mg.kg^{-1}) در خاک بود، این افزایش معنی‌دار نگردید. کارایی پتاسیم در گیاه بسته به نوع منبع و زمان مصرف آن متغیر

منابع

- 1- Abbas G., Khattak J.Z.K., Abbas G., Ishaque M., Aslam M., Abbas Z., Amer M., and Khokhar M.B. 2013. Profit maximizing level of potassium fertilizer in wheat production under arid environment. Pak. J. Bot, 45(3): 961-965.
- 2- Ahmadi K., Gholizadeh H., Ebadzadeh H., Husein pour R., Abdeslah H., Kazemiam A., and Rafiee M. 2016. Agricultural statistics in crop, 2015-16. Tehran Ministry of Agriculture. Deputy Director of Economic Planning and Economic Development. Information and Communication Center 2016.
- 3- Alam M.R., Ali M.A., Molla M.S.H., Momin M.A., and Mannan M.A. 2009. Evaluation of different levels of potassium on the yield and protein content of wheat in the high Ganges river floodplain soil. Bangladesh Journal of Agricultural Research 341: 97-104.
- 4- Ali Ehyaei M., and Behbahani-zadeh A. 1993. Descriptions of methods for soil chemical analysis. first volume. No. 893. Soil and Water Research Institute, Tehran, Iran.
- 5- Alcoz M.N., Hons F.M., and Haby V.A. 1993. Nitrogen Fertilization, Timing Effect on Wheat Production, Nitrogen Uptake Efficiency and Residual Soil Nitrogen. Agron. J., 85: 1198-1203.

- 6- Alderfasi A.A., and Refay Y.A. 2010. Integrated use of potassium fertilizer and water schedules on growth and yield of two wheat genotypes under arid environment in Saudi Arabia 1-Effect on growth characters. *American-Eurasian J. Agric. Environ. Sci*, 9(3): 239-247.
- 7- Arshadullah M., Ali A., Hyder S.I., and Mahmood I.A. 2015. Effect of K_2SO_4 and KNO_3 Foliar Application on Wheat Growth. *Biological Sciences-PJSIR*, 581: 19-22.
- 8- Bahmanyar M.A., and Ranjbar G.A. 2008. The Role of Potassium in Improving Growth Indices and Increasing. *Journal of Applied Sciences* 8(7): 1280-1285.
- 9- Bahrami B. 2018. Efficiency of Consumption of Potassium and Zinc Fertilizers on Potassium Performance and Efficiency in Two Soils with Different Potassium in Kermanshah Province. Iran. Soil Sci. Department, Tarbiat Modares University. Tehran, Iran. (In Persian with English abstract)
- 10- Bar-Tal A., Yermiyahu U., Beraud J., Keinan M., Rosenberg R., Zohar D., Rosen V., and Fine P. 2004. Nitrogen, phosphorus, and potassium uptake by wheat and their distribution in soil following successive, annual compost applications. *J. Environ. Qual.* 33: 1855-1865.
- 11- Blevins D.G. 1985. Role of potassium in protein metabolism in plants. In: R.D Munson, editor, *Potassium in agriculture*. ASA, CSSA, and SSSA, Madison WI. p. 413-424.
- 12- Emami A. 1996. Plant decomposition methods. First volume. Publication No. 982. Soil and Water Research Institute. Tehran. Iran.
- 13- FAO, 2016. FAO cereal supply and demand brief. Food and agriculture organization of the United Nations. URL. <http://www.fao.org/worldfoodsituation/csdb/en/> (Accessed 16.09.2016).
- 14- Gaj R., Górski D., and Przybyl J. 2013. Effect of differentiated phosphorus and potassium fertilization on winter wheat yield and quality. *Journal of Elementology* 18(1).
- 15- Hamidi M. 2017. The role of functional increase and efficiency of potassium fertilizers in two soils with different levels of potassium in Mazandaran province. Iran. Soil Sci. Department, Tarbiat Modares University. Tehran, Iran. (In Persian with English abstract)
- 16- Havlin J.L., Beaton J.D., Tisdale S.L., and Nelson W.L. 2004. Soil fertility and fertilizers: An introduction to nutrient management. 7th eds. Pearson and prentice-Hall Upper Saddle River. New Jersaey, USA. 515p.
- 17- Ismail Zadeh Moghadam M., Amini A., Pirayesh far B., Khodarahmi M., Mehrvar M., Najafi Mirak T., Najafian G., Yazdan Sepas A., Eskandari A., Rostaei M., Valizadeh Gh., Asadi Rahmani E., Khademi Z., Khavazi K., Khogar Z., Rashidi N., Sedri M.H., Sa'dat S., Samawat S., Shahabi A., Tehrani M.M., Gheibi M.N., Feyzi Asl V., Keshavarz P., Moshiri F., Rahimian M.H., Ranjbar M.H., Hashemi Nejad Y., Amir Ma'ani M., Tanha Moafi Z., Heidari A., Rezabeigi M., Rezapur R., Farzadfar R., Kazemi E., Mohammadpour A., Marouf A., Momeni H., Minbashi M., Ashrafizadeh S.R., Amir Shaghaghri R., Afzalnia P., Taki A., Javadi A., Sharifi A., Sadegh nejad H.R., Safari M., Gerami K., Mostofi M.R., Younesi al-Moti M., Osrush S., Zareyan A., Afshar A.H., Mohammadi M., and Naseri Maleki Z. 2014. Guide for wheat (planting, harvesting, harvesting). Agriculture education publication, 426 pages- Karaj. Iran.
- 18- Jan M.T., Khan M.J., Ullah F., Arif M., Afridi M.Z., Khan A., and Akbar H. 2012. Integrated management of crop residue and N fertilizer for wheat production. *Pak. J. Bot.* ,44(6): 2015-2019.
- 19- Keram K.S., Sharma B.L., Sharma G.D., and Thakur R.K. 2013. Impact of zinc application on its translocation into various plant parts of wheat and its effect on chemical composition and quality of grain. *Scientific Research and Essays* 8(45): 2218-2226.
- 20- Laegrid M., Backman O.C., and Kaarstad O. 1999. Agriculture fertilizer and the environment. Norskhydro ASA. CABI Publishing, Norway.
- 21- Liang X.F., and Yu Z.W. 2004. Effect of potassium application stage on photosynthetic characteristics of winter wheat flag leaves and on starch accumulation in wheat grains. (In Chinese with English abstract.) *Chin. J. Appl. Ecol.* 18: 1349-1352.
- 22- Lindsay W.L., and Norvell W.A. 1978. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese, and copper. *Soil Science Society of America Journal* 42(3): 421-428.
- 23- Lu Q., Jia D., Zhang Y., Dai X., and He M. 2014. Split application of potassium improves yield and end-use quality of winter wheat. *Agronomy Journal* 106(4): 1411-1419.
- 24- Moshiri F., Shahabi A., Keshavarz P., Asadi H., Samavat S., and Tehrani M. 2014. Integrated Management Guidelines for Soil Management and Nutrition of Wheat.
- 25- Majidi A., and Malakouti M.J. 1998. The effects and sources of Zn fertilizers on yield and enrichment. *Scientific and Research Journal of Soil and Water Research Institute*, No. 123, No.
- 26- Malakouti M.J., Shahabi A., and Bazarghan K. 2016. Potassium in agriculture: Role of potassium in safe agricultural productions. Second Publish. Morvarid Aras Baran Company, 364 pages, Mobalegan Publishers.
- 27- Malakouti M.J. 2018. Optimum use of fertilizers for the production of healthy crops: Determining the amount, type and timing of fertilizer use to achieve relative self-sufficiency, food security and increased incomes of the Kaisers. Fourth edition with overall revision. House of Farmer, No. 104, Mobalegan Publishers.

- 28- Marschner H., Kirkby E., and Cakmak J. 1996. Effect of mineral nutritional status on shoot-root partitioning of photo assimilates and cycling of mineral nutrients. J. Exp. Bot., 47: 1255-1263.
- 29- Pettigrew W.T. 2008. Potassium influences on yield and quality production for maize, wheat, soybean and cotton. Physiologia Plantarum 133(4): 670-681.
- 30- Ranjbar G.A., and Bahmaniar M.A. 2007. Effects of soil and foliar application of Zn fertilizer on yield and growth characteristics of bread wheat (*Triticum aestivum* L.) cultivars. Asian J. Plant Sci, 6(6): 1000-1005.
- 31- Rice R. 2007. The physiological role of minerals in the plant. 9-30. In: Mineral nutrition and plant disease. APS, Minnesota, USA, 278 pp.
- 32- Rishi M., Singh Lal C., Prasad M., Abdin Z., and Arun K. 2007. Combining ability analysis for grain filling duration and yield traits in spring wheat (*Triticum aestivum* L. em. Thell.). Genet. Mol. Biol. 302: 411-416.
- 33- Römheld V., and Kirkby E.A. 2010. Research on potassium in agriculture: Needs and prospects. Plant Soil 335: 155-180.
- 34- Savaghebi Gh., Malakouti M.J., and Moez A. 2000. The interaction of potassium and zinc on the concentration and absorption of nutrients in wheat.
- 35- Simonsson M., Hillier S., and Oborn I. 2009. Changes in clay minerals and potassium fixation capacity as a result of release and fixation of potassium in long-term field experiments. Geoderma 151: 109-120.
- 36- Solayman M. 2017. The role of different sources of zinc fertilizers on wheat yield and increasing its efficiency on the farm land of Solaimaniyah Province, Iran. Soil Sci. Department, Tarbiat Modares University. Tehran, Iran (In Persian with English abstract)
- 37- Sparks D.L. 2000. Bioavailability of soil potassium, Pp: 38 -52. In M.E. Sumner (ed.) Handbook of Soil Science, CRC Press, Boca Raton, FL.
- 38- Sweeney D.W., Granada G.V., Everomey M.G., and Whitney D.A. 2000. Phosphorus, Pota Chloride and fungicide effect on wheat yield an rust severity. J. Plant Nutr., 23(9): 1267-1281.
- 39- Szczepaniak W. 2004. The response of crops to potassium fertilization. Journal of Elementol 9(4): 57-66.
- 40- Wajiha A., Mohammad A., Shaukat A., Shahid F., Zahed M., and Umer R. 2010-2011. Effect of oxogously applied Zn on the growth, yield, chlorophyll contents and nutrient accumulation in wheat Line L-5066 IJCBS, 5(2014): 11-15.
- 41- Wang Sh., Li M., Liu K., Tian X., Li Sh., Chen Y., and Jia Zh. 2017. Effects of Zn macronutrients and their interactions through foliar applications on winter wheat grain nutritional quality. PLoSONE 12(7): e0181276. <https://doi.org/10.1371/journal>.
- 42- Wakeel A., Gul M., and Zorb Ch. 2016. Potassium for sustainable agriculture. Pp:159-192. Hakeem et al. (Eds). Soil sience: Agricultural and Envirronmental Prospective. Springer International Publishing.
- 43- Welch RM. 2003. Farming for nutritious foods: Agricultural technologies for improved human health. IFA-FAO Agricultural Conference on Global Food Security and the Role of Sustainable Fertilization. Rome, Italy.



Effect of Potassium Fertilizers Management on Some Quantitative and Qualitative Characteristics of Wheat

M.J. Malakouti¹ - A. Majidi² - S. Afra^{3*}

Received: 15-04-2019

Accepted: 17-09-2019

Introduction: Among growth factors, proper nutrition plays an important role in increasing yield and the quality of wheat grain. Wheat in most human societies is a strategic product and the main supplier of protein and calories needed by communities. Among growth factors, proper nutrition plays an important role in increasing yield and the quality of wheat grain. Potassium (K) is the most abundant cation in the cytoplasm of the plant and plays an important role in plant physiological functions. Its deficiency reduces the qualitative and quantitative yield of crops. It is an essential component in the basic stages of protein biosynthesis. Its deficiency results in a decrease in wheat protein. The results showed that a small amount of potassium was needed in the establishment and wintering stages of wheat and it was highly required at the later stages of plant growth and the plant requirement reached its maximum in flowering stage. This illustrates the importance of taking potassium partition. Among the low nutrient elements, Zinc (Zn) is the most important element that is clearly deficient in calcareous soils. Zinc is essential for enzymatic activities and increases the protein, carbohydrate and gluten of wheat grains.

Materials and Methods: In order to investigate the effect of different sources of potassium (K) fertilizers management on some qualitative and quantitative characteristics of wheat, two experiments were conducted in two fields with lower and higher critical level of K ($K_{ava}=125$ and $K_{ava}=412\text{mg kg}^{-1}$) in a randomized complete block design with five treatments and four replications in West Azarbayjan province in 2017-18. Treatments were as follows: T_1 = control (use of all essential nutrients based on soil test except K-fertilizer) ; $T_2 = T_1$ + whole sulfate of potassium (SOP) before planting; $T_3 = T_1$ + consumption of 50% K from (SOP) before planting and 50% from muriate of potassium (MOP) in two topdressing; $T_4 = T_1$ + consumption of 50% K from SOP before planting and 50% from soluble sulfate of potassium (SSOP) in two topdressing; $T_5 = T_1$ + consumption of 50% K from SOP before planting and 50% from SSOP + Zn-EDTA in two topdressing periods during the first stem elongation and wheat heading. Basal elements based on soil analysis results were as follows: at site one, containing 250 kg ha^{-1} potassium fertilizer, 150 kg ha^{-1} triple superphosphate and 100 kg ha^{-1} pre-planting urea fertilizer, and at site two potassium and urea similar to site one and 75 kg ha^{-1} triple phosphate. Topdressing $120\text{ kg urea ha}^{-1}$ was used in two stages i.e. the first stem node and the emergence of cluster at both locations. The size of the plots was 4 m^2 and the interval was 2 m. Mihan cultivar was planted at a density of 500 seeds m^{-2} and 180 kg ha^{-1} using a linear grain harvesting machine. After determination of yield parameters, soil and plant composite samples were prepared and taken to the laboratory. Physical and chemical analysis of soil was performed using conventional methods at the Soil and Water Research Institute. Statistical analysis of data for different traits at two locations was performed using SAS statistical software version 9.1. Mean comparisons were undertaken using Duncan's multiple range test at the 5% level of probability.

Results and Discussion: The results of this study revealed that in the field (1), K-fertilizers increased grain yield and protein content. In this field, T_5 was the best treatment in comparison with the other treatments. Split application of SSOP+Zn-EDTA was the best treatment and increased potassium fertilizer efficiency (KUE). Topdressing of SSOP+Zn-EDTA compared to other K-fertilizers, due to having available K and Zn, increased the kernel, grain yield, grain protein, straw weight and Zn content. While KUE in T_2 was 5 kg kg^{-1} , it became 6 kg kg^{-1} in T_3 and T_4 , and increased up to 8 kg kg^{-1} in T_5 . However, in the field (2) due to its higher content of available K, application of K-fertilizers had no significant effects in all treatments. In the field (1), applying the optimum amount of fertilizer (T_3), increased wheat yield by 1300 kg ha^{-1} compared to the control treatment. However, T_5 increased the yield and fertilizer efficiency by 11% and 60%, respectively, even with respect to T_3 .

1 and 3- Professor and Graduate of Soil Science Fertility Management and Biotechnology, Soil Chemistry and Plant Nutrition, Faculty of Soil Science, Tarbiat Modares University, Tehran
(*- Corresponding Author Email: sima.acer@yahoo.com)

2- Assistant Professor, Soil and Water Research Department, Agricultural Research and Education Center of West Azerbaijan

Therefore, split application of K-fertilizers should be conducted based on the soil analysis result.

Conclusion: Topdressing of soluble sulfate potassium +Zn-EDTA compared to other K-fertilizers, due to having available K, Zn and SO₄, increased grain yield, protein, straw weight and Zn content, and fertilizer efficiency.

Keywords: Fertilizer use efficiency, Grain protein, Grain yield, Potassium (K), SSOP+Zn-EDTA



بهینه‌سازی انحلال پتاسیم توسط باکتری *Pseudomonas fluorescens* با استفاده از طرح پلاکت-برمن و روش سطح پاسخ (RSM)

ساناز اشرفی سعیدلو^۱ - عباس صمدی^۲ - میرحسن رسولی صدقیانی^{۳*} - محسن برین^۳ - ابراهیم سپهر^۴

تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۰۲/۰۹

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۸/۰۴/۱۹

چکیده

انحلال پتاسیم موجود در ساختار کانی‌ها توسط ریزجانداران منجر به افزایش رشد و عملکرد گیاهان شده و علاوه بر صرفه‌ی اقتصادی، دوستدار محیط زیست است، لذا شناسایی گونه‌های کارا در انحلال پتاسیم و تعیین شرایط بهینه برای حداکثر فعالیت این گونه‌ها از اهمیت بالایی برخوردار است. این پژوهش با هدف بررسی تأثیر سطوح مختلف متغیرهای منبع کربن، زمان انکوباسیون و pH بر میزان انحلال و آزادسازی پتاسیم از کانی‌های فلدسپار و فلوگوپیت توسط باکتری *Pseudomonas fluorescens* انجام گرفت. برای این منظور در مرحله نخست بر مبنای طرح پلاکت-برمن، تعداد ۱۲ آزمایش تعریف شد و تأثیر منابع مختلف کربن شامل گلوکز، ساکاروز و فروکتوز بر انحلال هر یک از کانی‌های فلدسپار و فلوگوپیت بررسی شد. در ادامه بر اساس تحلیل نتایج مربوط به انحلال پتاسیم در مرحله اول، منبع کربن مهم و تأثیرگذار شناسایی و دامنه‌های متفاوتی از متغیرهای pH (۱۰-۳)، زمان انکوباسیون (۱۸-۱ روز) و مقدار منبع کربن (۱۲-۰/۶ گرم در لیتر) در نظر گرفته شده و طرح مرکب مرکزی با ۲۰ آزمایش و بر اساس مقادیر کدبندی شده متغیرهای مستقل طراحی گردید. نتایج نشان داد که مدل طرح مرکب مرکزی قابلیت مطلوبی ($R^2=0.944$ و $R=0.969$) دارد. در مرحله دوم، بهینه‌سازی پتاسیم از فلدسپار و فلوگوپیت در مدل طرح مرکب مرکزی نشان داد که از بین سه متغیر مورد بررسی، pH بیشترین تأثیر را بر آزادسازی پتاسیم دارد. حداکثر غلظت پتاسیم محلول در حضور فلوگوپیت و فلدسپار به ترتیب برابر با ۱۲۱/۱۶ و ۸۲/۹۶ میلی‌گرم در لیتر، مربوط به $pH=10/36$ ، مقدار ساکاروز ۶/۵ گرم در لیتر و زمان ۱۰ روز بود. زمان انکوباسیون نیز بر آزادسازی پتاسیم تأثیر داشت. روند آزادسازی پتاسیم در مراحل اولیه انکوباسیون افزایشی، در مراحل میانی کاهش و در ادامه افزایشی بود. بطور کلی بر اساس مدل طرح مرکب مرکزی، pHهای ۱۰/۳۶ و ۱۰/۳۴، و مقادیر ۲/۲۶ و ۶/۹۲ گرم در لیتر از ساکاروز و زمان‌های ۱۸ و ۲ روز به ترتیب به عنوان شرایط بهینه برای دستیابی به بیشینه آزادسازی پتاسیم از فلدسپار و فلوگوپیت در محیط کشت پیش‌بینی شدند.

واژه‌های کلیدی: باکتری‌های حل‌کننده پتاسیم، طرح مرکب مرکزی، کانی‌های پتاسیم‌دار، محیط الکساندروف

مقدمه

وسیع‌ی از ۰/۰۴ تا ۳ درصد متغیر است (۲). سه شکل از پتاسیم در خاک‌ها یافت می‌شود که عبارتند از پتاسیم ساختمانی موجود در ساختار کانی‌های خاک، پتاسیم غیرتبادلی و اشکال قابل‌دسترس محلول و تبادلی (۶ و ۱۶). کانی‌های خاک شامل فلدسپارها، میکاها و سیلیکات‌های رسی شبه میکایی، بیش از ۹۰ تا ۹۸ درصد از پتاسیم خاک را تشکیل می‌دهند. این کانی‌ها منشأ اصلی تأمین پتاسیم در خاک‌ها محسوب می‌شوند (۳۶). این شکل از پتاسیم با پیوند قوی در ساختار کانی قرار گرفته و اغلب برای گیاه غیرقابل‌دسترس است. پتاسیم غیرتبادلی که به عنوان منبع ذخیره‌ای عمل نموده و پتاسیم جذب شده و یا از دست رفته از محلول خاک را تجدید می‌نماید، حدود ۱ الی ۱۰ درصد از پتاسیم خاک را تشکیل می‌دهد. نوع قابل‌دسترس نیز که ۱ الی ۲ درصد از پتاسیم خاک را شکل می‌دهد، یا در محلول خاک و یا به صورت بخشی از کاتیون قابل‌تبادل در کانی‌های رسی

پتاسیم نقش مهمی در رشد و توسعه گیاهان ایفا می‌کند و در فعال‌سازی آنزیم‌ها، حفظ تورم سلولی، تنظیم فشار اسمزی، افزایش فتوسنتز، کاهش تنفس، انتقال قندها و نشاسته، بهبود جذب نیتروژن و سنتز پروتئین اهمیت به‌سزائی دارد (۱۲). این عنصر از نظر فراوانی چهارمین عنصری است که ۲/۵ درصد از لیتوسفر را تشکیل می‌دهد. با این حال، غلظت‌های واقعی این عنصر در خاک در محدوده‌ی

۱، ۲، ۳ و ۴- به ترتیب دانشجوی دکتری علوم خاک، استاد، استادیار و دانشیار گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه ارومیه
(Email: m.rsadaghiani@urmia.ac.ir
DOI: 10.22067/jsw.v0i0.80017

*- نویسنده مسئول:

یافت می‌شود (۲). بین اشکال مختلف پتاسیم رابطه تعادلی وجود دارد که این روابط تعادلی از نظر تغذیه گیاه دارای اهمیت بالایی هستند (۳۳).

ریزجانداران نقش مهمی در چرخه طبیعی پتاسیم ایفا می‌کنند. برخی از ریزجانداران نظیر باکتری‌ها، قارچ‌ها، مخمرها، جلبک‌ها و گل‌سنگ‌ها قادرند سیلیکات‌ها را تجزیه و عناصری نظیر پتاسیم، آهن، روی، سیلیس و فسفر را آزاد نمایند که در این میان باکتری‌ها از اهمیت ویژه‌ای برخوردارند (۱). در ارتباط با نقش باکتری‌ها در رهاسازی از طریق تخریب کانی‌های سیلیکاتی، مطالعات زیادی صورت گرفته است (۷ و ۱۰). جمعیت قابل توجهی از باکتری‌های حل‌کننده پتاسیم در خاک و ریزوسفر وجود دارند (۲). از این باکتری‌ها که به باکتری‌های حل‌کننده سیلیکات معروفند، کود زیستی بنام کود زیستی پتاسیمی (Biological Potassium Fertilizer) تهیه می‌گردد. باکتری‌های موجود در کود زیستی از کانی‌هایی نظیر بیوتیت، فلوگوپایت، مسکویت، ارتوکلاز و میکروکلین عناصر مختلف از جمله پتاسیم را آزاد می‌کنند (۱۳). انحلال کانی‌های پتاسیمی توسط باکتری‌ها از طریق تولید اسیدهای آلی و معدنی صورت می‌گیرد (۳۷). گونه‌های *باسیلوس*، *سودوموناس*، *آرتروباکتر*، *تیوباسیلوس*، *اگروباکتریوم*، *ریزوبیوم*، *فلاوباکتریوم*، *فراکتوریا*، *پائنی‌باسیلوس*، *B. / دافیکوس*، *B. موسیلازینوز* و *A. فروکسیدانس* مهم‌ترین باکتری‌های حل‌کننده پتاسیم می‌باشند (۳، ۴، ۵، ۲۱ و ۲۴).

اشرفی و همکاران (۵) اثر ریزجانداران حل‌کننده سیلیکات بر آزادسازی پتاسیم از کانی‌های پتاسیم‌دار را بررسی کرده و گزارش نمودند که تلقیح میکروبی منجر به افزایش رهاسازی پتاسیم شد و پتاسیم محلول در نمونه‌های تلقیح‌یافته با *Bacillus sp.* و *Aspergillus niger* به ترتیب ۹۲/۳ و ۹۲/۸ درصد نسبت به نمونه های شاهد افزایش یافت. در مطالعه‌ی دیگری تلقیح گیاهان ذرت و گندم با *B. موسیلازینوز*، *A. کروکوکوم* و *ریزوبیوم*، منجر به آزادسازی مقادیر بالایی از پتاسیم میکا گردید که به نوبه‌ی خود به عنوان منبعی از پتاسیم برای رشد گیاه عمل نمود (۳۲). مطالعات درباره‌ی مکانیسم‌های انحلال پتاسیم نیز، حاکی از کاهش قابل توجه pH و افزایش رهاسازی پتاسیم از منابع موسکویت و بیوتیت توسط باکتری‌های حل‌کننده پتاسیم بود (۲۴).

فعالیت‌های متابولیکی ریزجانداران و در نتیجه توانایی آزادسازی پتاسیم توسط آن‌ها تحت تأثیر متغیرهای فیزیکی و شیمیایی گوناگونی نظیر منابع کربن و نیتروژن، دما، طول دوره انکوباسیون، pH، شرایط تهویه، نوع و مقدار کانی است (۳۸). ترکیب سطوح مختلف عوامل مؤثر بر رشد و فعالیت باکتری‌ها از روش‌های معمول برای تشخیص شرایط مناسب رهاسازی پتاسیم توسط آن‌ها است. در روش‌های معمول برای بررسی اثر عوامل مختلف بر شرایط رشد و قابلیت انحلال و آزادسازی پتاسیم توسط باکتری‌ها، یک عامل تغییر

داده شده و عوامل دیگر ثابت نگه داشته می‌شوند که این امر علاوه بر زمان‌بر بودن، پرهزینه بوده و از سوی دیگر تضمینی برای تشخیص شرایط کاملاً بهینه برای فعالیت متابولیکی باکتری ارائه نمی‌دهد (۳ و ۲۶). در این ارتباط روش‌های آماری نظیر طرح پلاکت-برمن و روش سطح پاسخ^۱ می‌تواند ابزارهای مفیدی برای مدل‌سازی کمی اثر توأم تعدادی متغیر برای رهاسازی پتاسیم توسط باکتری‌ها به منظور نیل به حداکثر کارایی این ریزجانداران در انجام فعالیت‌های زیستی محسوب شوند (۳۵). روش سطح پاسخ مجموعه‌ای از تکنیک‌های ریاضی و آماری مفید برای طراحی آزمایشات، ایجاد مدل‌ها و آنالیز تأثیرات چندین فاکتور مستقل است (۱۵). مزیت اصلی RSM، کاهش تعداد آزمایشاتی است که برای ارزیابی فاکتورهای چندگانه و برهمکنش‌های آن‌ها مورد نیاز است. علاوه بر این، مطالعه‌ی تأثیرات مستقل و متقابل این فاکتورها برای تعیین مقدار پارامتر مورد نظر مفید است. بنابراین، در صورتی که فاکتورها و برهمکنش‌های موجود در آزمایش زیاد باشند، RSM ابزار کارآمدی را برای بررسی جنبه‌های مؤثر بر پاسخ موردنظر فراهم می‌نماید. در بهینه‌سازی یک فرآیند، برای تعیین معادله‌ی چندجمله‌ای جهت تفسیر سطح پاسخ می‌توان از RSM استفاده نمود (۲۳).

اگرچه کمبود پتاسیم به اندازه‌ی کمبود نیتروژن و فسفر شایع نیست، بسیاری از خاک‌های غنی از پتاسیم به دلیل جذب بالا توسط گیاهان، عدم کاربرد مقادیر کافی کودهای پتاسیمی، رواناب، آبشویی و فرسایش خاک دچار کمبود شده‌اند (۲۸ و ۳۱). بنابراین آزادسازی و انحلال پتاسیم از ساختار کانی‌های موجود در خاک به منظور افزایش قابلیت فراهمی پتاسیم برای گیاهان زراعی از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است (۳ و ۲۸). با توجه به این که انحلال پتاسیم موجود در ساختار کانی‌ها توسط ریزجانداران منجر به افزایش رشد و عملکرد گیاهان شده و علاوه بر صرفه‌ی اقتصادی، از نظر زیست‌محیطی خطری ندارد، شناسایی گونه‌های کارا در انحلال پتاسیم و تعیین شرایط بهینه برای ماکزیمم فعالیت این گونه‌ها از اهمیت بالایی برخوردار است. به این منظور این پژوهش با هدف بررسی تأثیر سطوح مختلف متغیرهای منبع کربن، زمان انکوباسیون و pH بر میزان انحلال و آزادسازی پتاسیم از کانی‌های فلدسپار و فلوگوپیت توسط باکتری *سودوموناس فلورسنس* انجام گرفت.

مواد و روش‌ها

تهیه مایه تلقیح و اندازه‌گیری پتاسیم

باکتری *سودوموناس فلورسنس* در محیط کشت نوترینت آگار

منبع کربن مهم و تأثیرگذار شناسایی گردید. در مرحله دوم، به‌منظور مدل‌سازی قابلیت انحلال پتاسیم و تعیین شرایط بهینه محیط‌کشت برای انحلال از طرح مرکب مرکزی استفاده شد. لذا دامنه‌های متفاوتی از متغیرهای مستقل شامل pH، منبع کربن و زمان انکوباسیون در نظر گرفته شده و بر اساس مقادیر کدبندی شده متغیرهای مستقل، طراحی آزمایش صورت پذیرفت (جدول ۲). کدبندی مقادیر واقعی متغیرها با استفاده از معادله‌ی زیر انجام شد.

$$X_i = \frac{x_i - x_0}{\Delta x_i} \quad (1)$$

در این رابطه X_i ، x_i و x_0 به ترتیب نشان‌دهنده‌ی مقدار گذشته‌ی متغیر، مقدار واقعی هر متغیر و میانگین دامنه‌ی هر متغیر است. Δx نیز مقدار تغییر گام (Step Change) هر پارامتر است. تجزیه تحلیل‌های مربوط به مدل‌سازی طرح پلاکت-برمن و طرح مرکب مرکزی با استفاده از نرم‌افزار Design Expert 10 صورت گرفت.

نتایج و بحث

تأثیر منابع مختلف کربن بر رهاسازی پتاسیم از کانی‌های فلدسپار و فلوگوپیت توسط باکتری *سودوموناس فلورسنس*، با استفاده از طرح پلاکت-برمن بررسی گردید. بر اساس نتایج ارائه شده در جدول ۳، تفاوت معنی‌داری بین منابع مختلف کربن وجود نداشته و هر کدام از آن‌ها می‌توانند به‌عنوان جایگزین یکدیگر در محیط‌کشت استفاده شوند (۳). با توجه به این که مقدار آماره P برای ساکاروز کمتر بود لذا برای بهینه‌سازی سطوح مختلف منبع کربن محیط‌کشت در آزمایش‌های مرحله دوم ساکاروز به‌عنوان منبع کربن انتخاب گردید.

(Nutrient Agar) کشت گردید. سپس محیط‌کشت نوترینت برات (Nutrient Broth) تهیه و باکتری رشد یافته در آن تلقیح گردید و به مدت ۲۴ ساعت در شیکر (دور ۱۲۰ rpm) در دمای 28 ± 2 درجه سانتی‌گراد انکوباسیون شد. مقدار ۱ میلی‌لیتر از مایه تلقیح (با جمعیت حدود $2/49 \times 10^8$ سلول باکتری در هر میلی‌لیتر از محلول در جذب نور (۱/۵۶) با طول موج ۶۰۰ نانومتر) داخل ارلن‌های حاوی محیط‌های کشت الکساندروف (محیط کشت اختصاصی پتاسیم که شامل ۵ گرم گلوکز، ۰/۵ گرم $MgSO_4 \cdot 7H_2O$ ، ۰/۱ گرم $CaCO_3$ ، ۰/۰۰۶ گرم $FeCl_3$ ، ۲ گرم Ca_3PO_4 و ۳ گرم پودر میکا به‌عنوان منبع پتاسیم می‌باشد) (در مراحل اول و دوم آزمایش) افزوده شد (۵). سپس ارلن‌ها در دمای 28 ± 2 درجه سانتی‌گراد قرار داده شده و هر روز به مدت ۳۰ دقیقه در دور ۱۲۰ rpm شیک گردیدند. در زمان‌های مختلف تعیین شده، محتویات ارلن‌ها پس از سانتریفیوژ با استفاده از کاغذ صافی واتمن (شماره ۴۱) صاف شده و در عصاره‌های بدست آمده مقدار پتاسیم با استفاده از دستگاه فلیم‌فتومتر مدل Corning 480 قرائت شد (۹).

مدل‌سازی انحلال پتاسیم

به‌منظور مدل‌سازی فرآیند انحلال و رهاسازی پتاسیم توسط باکتری *سودوموناس فلورسنس* از طرح پلاکت-برمن و روش سطح پاسخ بر مبنای طرح مرکب مرکزی استفاده شد و آزمایشاتی در دو مرحله طراحی و اجرا گردیدند. در مرحله نخست بر مبنای طرح پلاکت-برمن، تعداد ۱۲ آزمایش تعریف شده و تأثیر منابع مختلف کربن شامل گلوکز، ساکاروز و فروکتوز بر انحلال هر یک از کانی‌های فلدسپار و فلوگوپیت بررسی شد (جدول ۱). بر اساس تحلیل نتایج مربوط به انحلال پتاسیم در مرحله اول،

جدول ۱- دامنه متغیرهای مدل پلاکت-برمن

Table 1- Range of Placket-Burman's model variables

شماره آزمایش Number of experiment	منبع کربن Source of Carbon		
	گلوکز Glucose	ساکاروز Sucrose	فروکتوز Fructose
1	-1	-1	-1
2	+1	+1	-1
3	+1	-1	+1
4	-1	-1	+1
5	-1	+1	-1
6	+1	+1	+1
7	-1	+1	+1
8	-1	+1	+1
9	-1	-1	-1
10	+1	+1	-1
11	+1	-1	-1
12	+1	-1	+1

+1 و -1 به ترتیب نشان‌دهنده ۱۰ و ۵ گرم بر لیتر منابع کربن می‌باشند.

+1 and -1 show 10 and 5 g.l⁻¹ of carbon sources.

جدول ۲- دامنه مقادیر متغیرهای مورد مطالعه در مدل سازی

Table 2- Range of studied variables amounts in modeling

Table 2- Range of studied variables amounts in modeling						
متغیر مستقل	مقدار کد شده ی متغیر	دامنه و مقادیر				
Independent variable	Coded amount of variable	Range and amounts				
	X_i	$+\alpha$	+1	0	-1	$-\alpha$
منبع کربن (گرم در لیتر) (Carbon source (g.l ⁻¹))	X_1	12.386	10	6.5	3	0.613
اسیدیته pH	X_2	10.36	9	7	5	3.63
زمان انکوباسیون (روز) (Incubation time (day))	X_3	18.40	15	10	5	1.59

نشان دهنده ی برهمکنش نسبتاً زیاد اما غیرمعنی دار است. بر اساس نتایج ارائه شده در جدول ۵ برای معنی داری هر یک از ضرایب تابع چند جمله ی طرح مرکب مرکزی و با در نظر گرفتن ضرایب دارای اثر معنی دار تابع پیش بینی کننده مقدار پتاسیم رها شده در حضور فلدسپار و فلوگوپیت به ترتیب به صورت معادلات ۲ و ۳ قابل ارائه خواهد بود. در این معادلات X_1 ، X_2 و X_3 به ترتیب مربوط به مقادیر کد شده زمان، pH و ساکاروز می باشند. معادلات ۲ و ۳ که بر مبنای نتایج تحلیل آماری ضرایب مدل طرح مرکب مرکزی خلاصه شده است به روشنی بیان گر اثر مثبت و افزایشده pH (X_2) بر افزایش رها سازی پتاسیم محلول هستند.

طرح آزمایشی مربوط به بررسی تأثیرات متغیرهای زمان، pH و منبع کربن و مقادیر پتاسیم رها شده از کانی ها در جدول ۴ نشان داده شده است.

بر مبنای طرح مرکب مرکزی و بر اساس متغیرهای مستقل و متغیر پاسخ، ضرایب تابع چند جمله ای به همراه سطح معنی داری در جدول ۵ نشان داده شده اند (جدول ۵). در بخش خطی و درجه دوم، اثر pH ($P < 0.0001$) بر مقدار رها سازی پتاسیم از کانی ها، معنی دار بود. علی رغم این که برهم کنش متغیرهای مورد بررسی بر رها سازی پتاسیم معنی دار نیست، با توجه به کمتر بودن آماره P برای برهمکنش زمان و منبع کربن در فلدسپار ($P < 0.3666$) و برهمکنش زمان با pH در فلوگوپیت ($P < 0.2585$) نسبت به اثر متقابل سایر پارامترها

جدول ۳- ضرایب رگرسیونی مربوط به داده های آزمایشی مدل پلاکت-برمن

Table 3- Regression coefficients of Placket-Burman model data

کانی Mineral	پارامتر Parameter	ضریب Coefficient	آماره T T-Value	آماره P P-Value
فلدسپار Feldspar	ثابت معادله Equation constant	5.5560	78.31	0.000
	گلوکز Glucose	-0.0614	-0.87	0.412
	ساکاروز Sucrose	-0.1024	-1.44	0.187
	فروکتوز Fructose	-0.1024	-1.44	0.187
	ثابت معادله Equation constant	10.96	61.00	0.000
فلوگوپیت Phlogopite	گلوکز Glucose	-0.0614	-0.34	0.741
	ساکاروز Sucrose	-0.2662	-1.48	0.177
	فروکتوز Fructose	-0.0614	-0.34	0.741
	ثابت معادله Equation constant	10.96	61.00	0.000

جدول ۴- ماتریس مقادیر متغیرهای کد شده در مدل‌سازی روش طرح مرکب مرکزی
Table 4- Matrix of coded variables amounts in central composite design modeling

شماره آزمایش Experiment Number	مقادیر کدشده‌ی متغیرها Amounts of coded variables			پتاسیم رها شده (mg.l ⁻¹)	
	زمان Time	pH	منبع کربن Carbon source	فلدسپار	فلوگوپیت
				Feldspar	Phlogopite
1	1	1	-1	36.49	55.27
2	1	-1	1	3.48	7.44
3	0	0	0	8.55	24.08
4	-1	-1	1	2.05	5.48
5	0	0	0	8.93	12.62
6	-1	1	-1	26.63	53.9
7	0	0	0	2.43	15.68
8	0	1.68	0	82.96	121.16
9	0	0	0	9.31	32.01
10	0	0	1.68	5.74	8.04
11	0	-1.68	0	4.22	8.43
12	1.68	0	0	9.63	18.17
13	1	1	1	28.05	31.43
14	-1	-1	-1	2.05	3.4
15	1	-1	-1	2.21	9.63
16	0	0	-1.68	3.71	29.47
17	-1	1	1	30.69	62.56
18	-1.68	0	0	7.07	23.52
19	0	0	0	3.96	6.9
20	0	0	0	7.41	7.78

جدول ۵- ضرایب تابع چندجمله‌ای طرح مرکب مرکزی برای پیش‌بینی غلظت پتاسیم رها شده
Table 5- Coefficients of central composite design multi variable function for predicting released potassium

بخش مدل Part of model	پارامترهای مدل Model parameters	فلدسپار (Feldspar)			فلوگوپیت (Phlogopite)		
		ضریب	آماره T	آماره P	ضریب	آماره T	آماره P
		Coefficient	T-Value	P-Value	Coefficient	T-Value	P-Value
ثابت مدل Constant of model		7.74	17.44	<0.0001	16.74	12.46	0.0002
خطی Linear	Time	1.40	0.64	0.4408	2.24	0.55	0.4770
	pH	17.49	100.65	<0.0001	26.89	78.73	<0.0001
	C- Source	-0.52	0.087	0.7737	-3.84	1.56	0.2401
درجه دو Second order	Time × Time	-0.22	0.017	0.9001	0.021	4.89E-005	0.9946
	pH × pH	12.24	52.19	<0.0001	15.56	27.94	0.0004
	C- Source × C- Source	-1.68	0.89	0.3675	-0.83	0.071	0.7946
برهمکنش Interaction	Time × pH	-0.046	4.12E-004	0.9842	-4.74	1.44	0.2585
	Time × C- Source	-2.15	0.89	0.3666	-4.60	1.35	0.2727
	pH × C- Source	0.044	3.69E-004	0.9851	-1.88	0.23	0.6445

تبیین است.

$$\text{Released K from Feldspar (mg.l}^{-1}\text{)} = 7.74 + 17.49x_2 + 12.24x_2^2$$

$$R^2 = 94\% \quad R_{adj}^2 = 88.6\%$$

$$\text{Released K from Phlogopite (mg.l}^{-1}\text{)} = 16.74 + 26.89x_2 + 15.56x_2^2$$

$$R^2 = 91.8\% \quad R_{adj}^2 = 84.4\%$$

اثر ترکیبی متغیرها بر رهاسازی پتاسیم از کانی‌های فلدسپار و فلوگوپیت با استفاده از نمودارهای سه‌بعدی به‌صورت دو به دو و بر

در شکل ۱ نیز مقدار پتاسیم اندازه‌گیری شده در آزمایش‌های طرح مرکب مرکزی در مقابل میزان پتاسیم پیش‌بینی شده با مدل طرح مرکب مرکزی معادلات ۱ و ۲ ترسیم شده‌اند. این شکل به‌روشنی نشان می‌دهد که مدل طرح مرکب مرکزی به‌طور مطلوبی مقدار پتاسیم را برآورد نموده است. بر اساس مقدار ضریب تبیین مدل طرح مرکب مرکزی، می‌توان گفت که به‌ترتیب ۹۴/۴ و ۹۱/۸ درصد از تغییرات پتاسیم محلول فلدسپار و فلوگوپیت توسط این مدل قابل

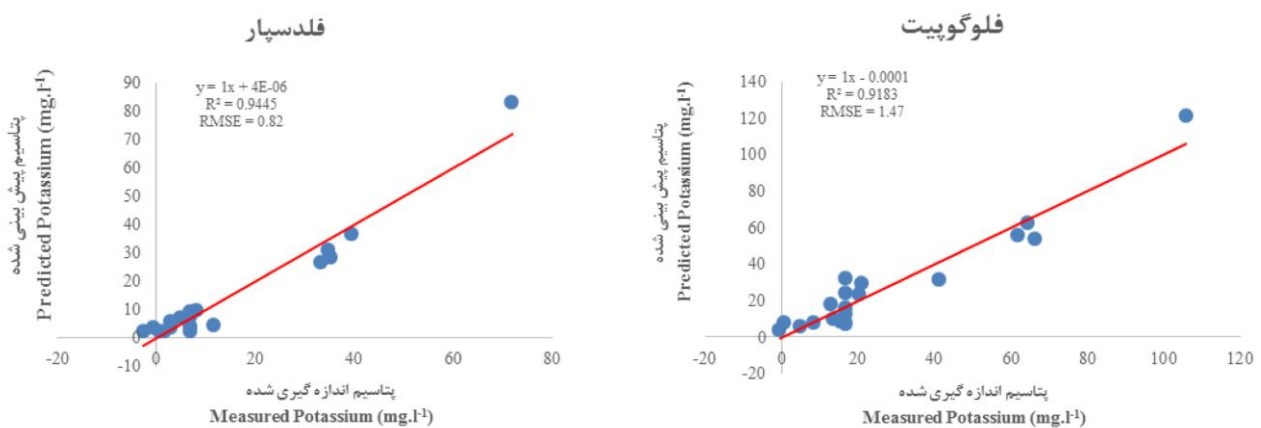
است از طرفی با توجه به اینکه پتاسیم در میکاها توسط نیروهای الکترواستاتیک نگهداری می‌شود لذا آنیون حاصل از اسیدهای آلی تولید شده قادر به انحلال آلومینیوم ورقه اکتا هیدرال بوده و می‌تواند پتاسیم بین‌لایه‌ای را آزاد نماید. این درحالیست که در فلدسپارها پتاسیم به‌وسیله پیوند کووالانسی نگهداری می‌شود و رهاسازی از آن به عوامل مختلفی نظیر خصوصیات ساختمانی، ترکیب شیمیایی، اندازه ذرات و خروج فرآورده‌های هوازدگی بستگی دارد.

در طی هوازدگی فلدسپار جایگزینی پتاسیم با یون هیدرونیوم ساختمان فلدسپار را تضعیف کرده و در نتیجه انبساط فلدسپار رخ می‌دهد. یون‌های هیدرونیوم جذب سطحی شده، می‌توانند باعث شکستن پیوندهای Al-O شود و عدد هم‌آرایی آلومینیوم را از ۴ به ۶ رسانده و در نتیجه از ساختمان فلدسپار بیرون رانده شود (۶، ۲۲ و ۲۵).

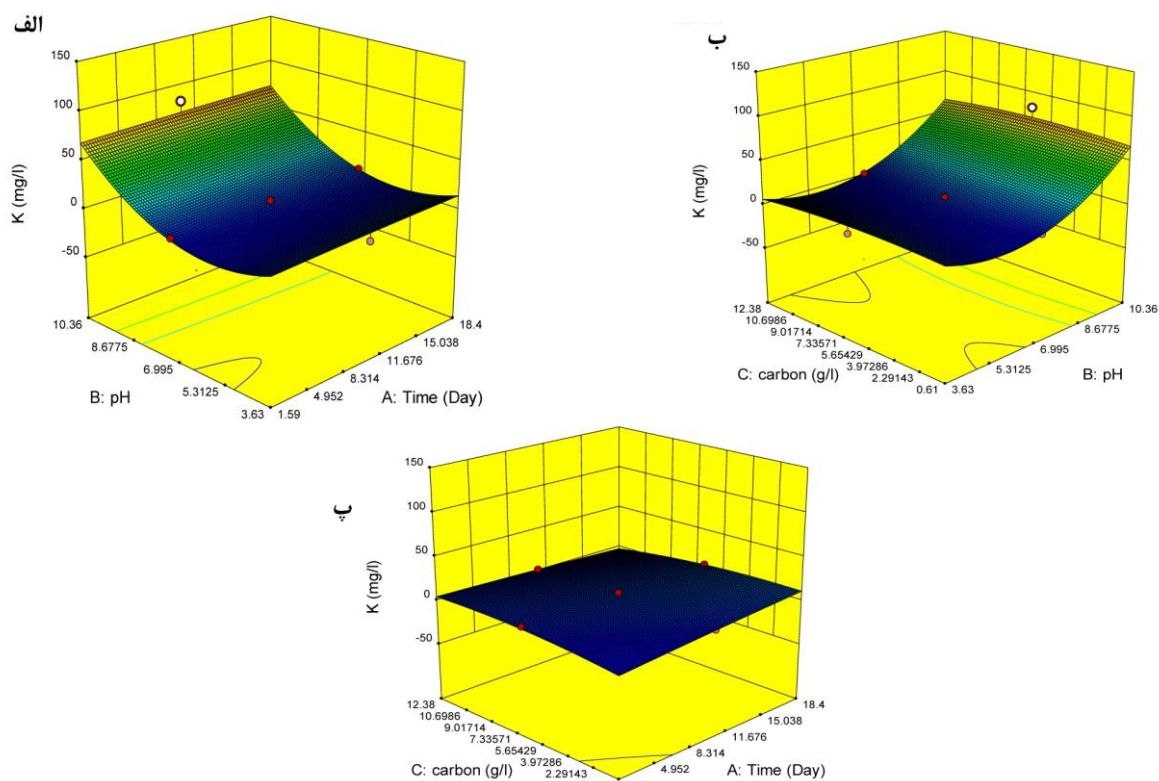
مطالعات نشان دادند که باکتری‌ها و قارچ‌ها با تجزیه کانی‌های حاوی پتاسیم، فسفر و آهن نظیر میکا و فلدسپار می‌توانند منجر به آزادسازی این عناصر شوند (۳۴). تجزیه کانی‌ها در اثر کاهش pH محیط کشت (به دلیل تولید اسیدهای آلی)، تشکیل کمپلکس با کاتیون‌های سطحی کانی (به واسطه اسیدهای آلی و سیدروفور تولید شده) و پلی‌ساکاریدهای تولید شده توسط باکتری‌ها که به طور غیرمستقیم در آزادسازی عناصر نقش دارند از مکانیسم‌های اصلی باکتری‌ها در رهاسازی پتاسیم محسوب می‌شوند. پلی‌ساکاریدها، اسیدهای آلی و سیدروفورها را به شدت جذب کرده و منجر به تشکیل غلظت بالایی از اسیدهای آلی و سیدروفورها در نزدیکی سطح کانی شده و با اکسید سیلیسیم موجود در سطح کانی کمپلکس ایجاد می‌نمایند، به این ترتیب عناصر از سطح کانی آزاد شده و وارد محیط کشت محلول می‌شوند، از طرفی پلی‌ساکاریدهای موجود در محیط کشت با جذب سیلیسیم باعث به هم خوردن تعادل سیلیسیم بین کانی و فاز مایع می‌شوند و از این طریق منجر به آزاد شدن عناصری نظیر پتاسیم و آهن می‌گردند (۱۹ و ۲۰).

اساس مدل طرح مرکب مرکزی ترسیم شده و به‌ترتیب در شکل‌های ۲ و ۳ ارائه گردیده است. در این شکل در هنگام بررسی اثر دو متغیر، متغیر سوم در مقدار متوسط خود ثابت نگه داشته شده است. برای نمونه شکل ۲ (الف) نشان‌دهنده اثر ترکیبی pH و زمان انکوباسیون بر مقدار رهاسازی پتاسیم در حضور ۶/۵ گرم در لیتر ساکاروز (کد مساوی صفر) است. همان‌گونه که در شکل‌های ۲ و ۳ مشاهده می‌شود افزایش pH و افزایش زمان انکوباسیون منجر به افزایش میزان انحلال پتاسیم از فلدسپار و فلوگوپیت شده است (شکل‌های ۲ و ۳ الف). با افزایش مقدار ساکاروز میزان رهاسازی پتاسیم در حضور هر دو کانی افزایش یافت اما شیب افزایش رهاسازی در فلدسپار کمتر از فلوگوپیت بود (شکل‌های ۲ و ۳ ب). با توجه به اینکه کربن یکی از منابع غذایی اولیه برای رشد و فعالیت متابولیکی ریزجانداران تلقیح شده می‌باشد و وجود آن برای تولید اسیدهای آلی ضروری است لذا تعیین منبع کربنی مناسب برای باکتری‌های حل‌کننده حائز اهمیت می‌باشد (۱۴، ۲۷ و ۳۰). در مطالعه‌ای که توسط شهاب و احمد (۲۹) صورت گرفت تمام سویه‌های باکتریایی مورد بررسی در حضور ساکاروز به عنوان منبع کربن از توانایی رشد و انحلال برخوردار بودند. اگرچه افزایش غلظت قند (منبع کربن) می‌تواند با افزایش فعالیت آنزیم‌های گلیکولیک و کربوکسیلیک باعث افزایش تولید اسید شود اما این امر در مورد تمام ریزجانداران صادق نمی‌باشد (۱۱). در توضیح علت این امر باید بیان نمود که وجود کمتر از حد مطلوب منابع کربنه برای تولید متابولیت‌های ثانویه ضروری است (۱۷). بر این اساس ممکن است کاهش میزان پتاسیم محلول در غلظت‌های بالای ساکاروز ناشی از کاهش تولید اسیدهای آلی توسط باکتری سودوموناس فلورسنس باشد.

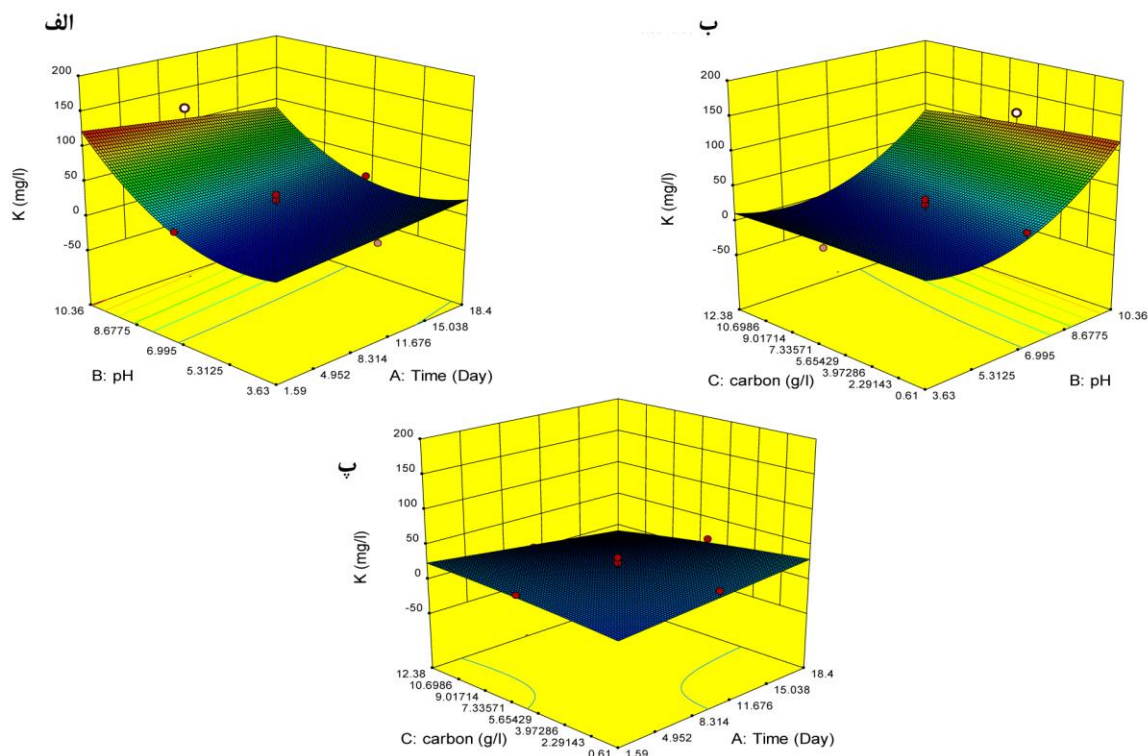
در سطوح مرکزی متغیرهای مستقل، میزان رهاسازی پتاسیم در حضور فلوگوپیت ۲/۴۴ برابر بیشتر از فلدسپار بود (شکل‌های ۲ و ۳). فلوگوپیت بعنوان میکای تری‌اکتا هیدرال از ساختمان ضعیفی برخوردار



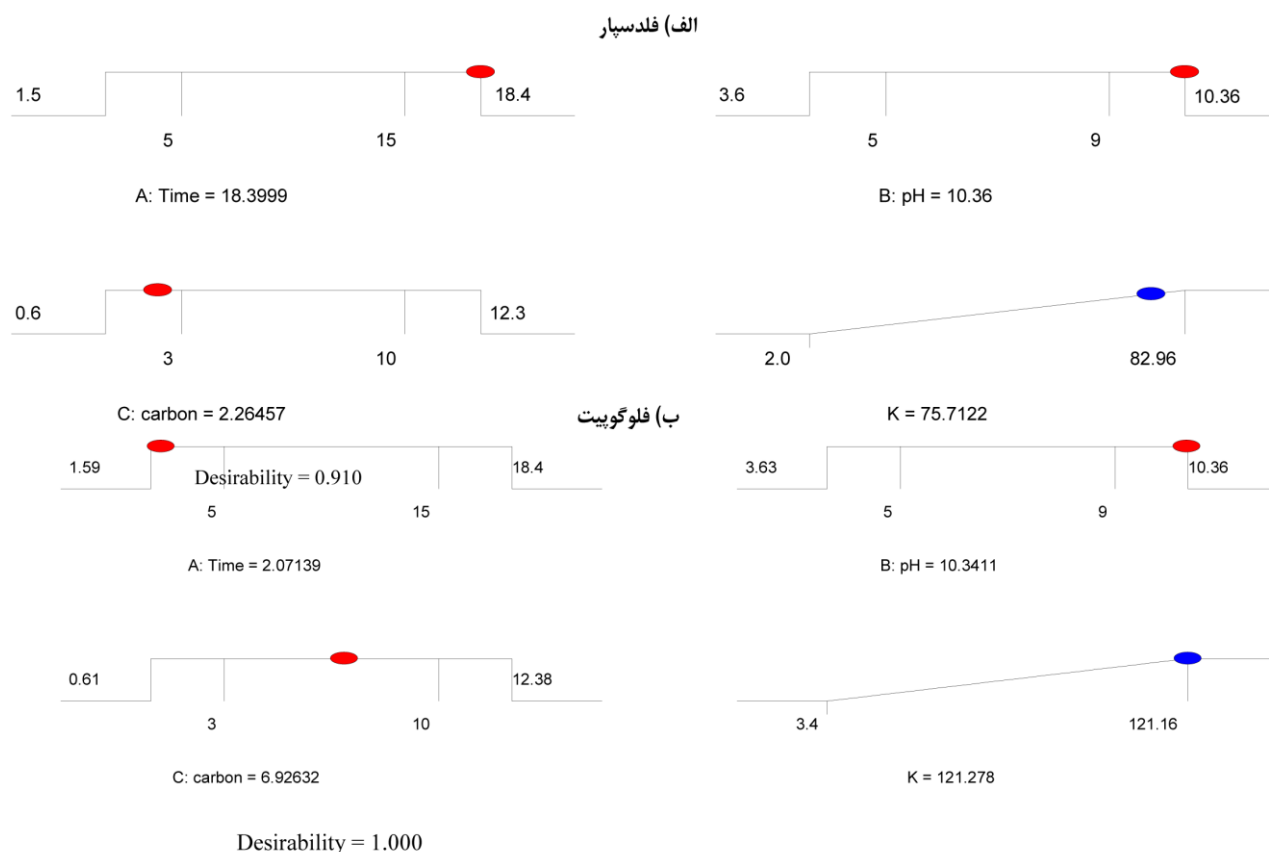
شکل ۱- غلظت‌های اندازه‌گیری شده و پیش‌بینی شده پتاسیم آزادشده با استفاده از مدل طرح مرکب مرکزی
Figure 1- Measured and predicted concentration of released potassium by central composite design model



شکل ۲- نمایش سه بعدی تغییرات مقدار پتاسیم رها شده در حضور فلدسپار در مقابل متغیرهای ورودی مدل طرح مرکب مرکزی
Figure 2- 3 dimensional present of released K in presence of feldspar against central composite design variables



شکل ۳- نمایش سه بعدی تغییرات مقدار پتاسیم رها شده در حضور فلوگوپیت در مقابل متغیرهای ورودی مدل طرح مرکب مرکزی
Figure 3- 3 dimension present of released K in presence of phlogopite against central composite design variables



شکل ۴- بهینه‌سازی مقادیر پارامترهای ورودی مدل برای کسب بیشینه غلظت پتاسیم محلول

Figure 4- Optimization of input parameters of the model for obtaining maximum soluble potassium concentration

به‌ترتیب به‌عنوان شرایط بهینه برای دستیابی به بیشینه آزادسازی پتاسیم از فلدسپار و فلوگوپیت در محیط کشت پیش‌بینی شد (شکل ۴).

نتیجه‌گیری

در این پژوهش شرایط محیط کشت باکتری *Sudomonas* فلورسنس از نظر pH، منبع کربن و مدت زمان انکوباسیون، برای نیل به بیشینه انحلال پتاسیم از منابع فلدسپار و فلوگوپیت توسط *Pseudomonas fluorescens* مورد بررسی قرار گرفت. نتایج تحلیل حساسیت مدل طرح مرکب مرکزی بیانگر اهمیت بیشتر pH محیط بر انحلال پتاسیم بود. به‌طور کلی افزایش pH محیط و افزایش مقدار ساکاروز سبب افزایش پتاسیم محلول در محیط شد. در رابطه با اثر زمان انکوباسیون نیز نتایج نشان داد که هر چند در زمان‌های میانی از میزان پتاسیم محلول کاسته می‌شود اما با گذشت مدت زمان بیشتر و در زمان‌های بیش از ۱۰ روز مجدداً مقدار پتاسیم محلول افزایش می‌یابد. در این پژوهش حداکثر مقدار آزادسازی پتاسیم در pH=۱۰/۳۶ و زمان برابر با ۱۰ روز و مقدار ساکاروز معادل با ۶/۵ گرم در لیتر در

نتایج پژوهش بین (۸) نشان داد که میزان پتاسیم آزاد شده از فلدسپار و ایالات در اثر تلقیح باکتری در محیط کشت به ترتیب ۸ و ۱۶ درصد افزایش یافت. احتمال داده می‌شود واکنش‌هایی نظیر تولید اسید، تشکیل کمپلکس توسط پلی‌ساکاریدهای برون‌سولی و تغییر و تبدیلات آنزیمی در آزادسازی پتاسیم از کانی‌ها دخیل باشند. برای مثال در مطالعه رهاسازی پتاسیم از فلدسپار و ایالات توسط باکتری-های حل‌کننده سیلیکات، لیان و همکاران (۱۸) یک مدل چند مرحله-ای پیشنهاد دادند که در مرحله اول کمپلکس باکتری-کانی به کمک پلی‌ساکاریدهای برون‌سولی تشکیل می‌شود در ادامه انحلال کانی و رهاسازی پتاسیم در محیط میکرو^۱ حاوی لیگاندهای آلی صورت می‌گیرد. تشکیل کمپلکس باکتری-کانی ممکن است با تسهیل اتصال سلول‌های میکروبی و کریستال‌های کانی منجر به افزایش گستره و زمان واکنش شود.

بر اساس مدل طرح مرکب مرکزی pHهای ۱۰/۳۶ و ۱۰/۳۴، مقادیر ۲/۲۶ و ۶/۹۲ گرم در لیتر از ساکاروز و زمان‌های ۱۸ و ۲ روز

اما توانایی این سویه‌ها در شرایط مزرعه کمتر مورد بررسی قرار گرفته است. لذا، پیشنهاد می‌شود توانایی این باکتری‌ها، با در نظر گرفتن نوع خاک، نوع گیاه و فاکتورهای محیطی در شرایط مزرعه مورد ارزیابی قرار گیرد.

حضور فلوگوپیت مشاهده شد. کاربرد کانی‌های پتاسیمی موجود در خاک همراه با سویه‌های باکتریایی کارآمد به‌عنوان کود زیستی، برای جایگزینی کودهای شیمیایی و نیز کاهش هزینه‌های تولید محصول ضروری است. سویه‌های باکتریایی زیادی با قابلیت انحلال کانی‌ها و بهبود رشد گیاهان در شرایط آزمایشگاهی و گلخانه‌ای یافت شده‌اند.

منابع

- 1- Aleksandrov V.G., Blagodyr R.N., and Ilev I.P. 1967. Liberation of phosphoric acid from apatite by silicate bacteria. *Mikrobiologichnyi zhurnal* 29: 111-114.
- 2- Archana D.S. 2007. Studies on potassium solubilizing bacteria. Doctoral dissertation, UAS, Dharwad.
- 3- Ashrafi-Saeidlou S., Rasouli-Sadaghiani M.H., Asadzadeh F., and Barin M. 2016. Modeling Phosphate Solubilization by *Pseudomonas fluorescens* Using Response Surface Methodology. *Water and Soil Science* 4.2: 299-324. (In Persian with English abstract)
- 4- Ashrafi-Saeidlou S., Rasouli-Sadaghiani M.H., Asadzadeh F., and Barin M. 2017a. Quantitative Modeling of the Potassium Release from Feldspar by *Bacillus* sp. *Iranian Journal of Soil and Water Research* 1: 95-103. (In Persian with English abstract)
- 5- Ashrafi-Saeidlou S., and Rasouli-Sadaghiani M.H. 2017b. Potassium release kinetics from K-bearing minerals in presence of silicate-solubilizing microorganisms. *Iranian Journal of Soil and Water Research* 3: 639-649. (In Persian with English abstract)
- 6- Ashrafi-Saeidlou S., Rasouli-Sadaghiani M.H., Samadi A., Barin M., and Sepehr E. 2018. Evaluation of non-exchangeable potassium release from K-bearing minerals by different extractants. *Journal of Water and Soil* 31(6): 1740-1754. (In Persian with English abstract)
- 7- Avakyan Z.A., Belkanova N.P., Karavaiko G.I., and Piskunov V.P. 1985. Silicon compounds in solution bacteria quartz degradation. *Microbiology* 54(2): 250-256.
- 8- Bin L. 1998. A study on how silicate bacteria GY92 dissolves potassium from illite. *Acta Mineralogica Sinica* 2: 018.
- 9- Chapman H.D., and Pratt P.F. 1978. Methods of analysis for soils, plants and waters. p. 30-43. Division of Agricultural Sciences. University of California, Berkeley, USA.
- 10- Chen H., and Chen T. 1960. Characteristics of morphology and physiology and ability to weather mineral bearing phosphorus and potassium of silicate bacteria. *Microorganism* 3: 104-112.
- 11- Cunningham J.E., and Kuiack C. 1992. Production of citric acid and oxalic acid and solubilization calcium phosphate by *penicillium billai*. *Applied and Environmental Microbiology* 58: 1451-1458.
- 12- Dordipour E., Farshadi-Raad A., and Arzanesh M. 2010. Effect of *Azotobacter chroococcum* and *Azospirillum lipoferum* on the release of soil potassium in pot culture of soybean (*Glycine max* var. Williams) *Journal of Agroecology* 2: 593-599. (In Persian with English abstract)
- 13- Friedrich S., Platonova N.P., Karavaiko G.I., Stichel E., and Glombitza F. 1991. Chemical and microbiological solubilization of silicates. *Acta Biotechnologica* 11(3): 187-196.
- 14- Gangoliya S.S., Kishor G., and Singh N.D. 2015. Phytase production through response surface methodology and molecular characterization of *Aspergillus fumigatus* NF191. *Indian Journal of Experimental Biology* 53: 350-355.
- 15- Garrido-Vidal D., Pizarro C., and González-Sáiz J.M. 2003. Study of process variables in industrial acetic fermentation by a continuous pilot fermentor and response surfaces. *Biotechnology progress* 19(5): 1468-1479.
- 16- Hosseinpour A.R. 2004. Application of Kinetic Models in Describing Non-exchangeable Potassium Release in Some Soils of Hamadan. *Journal of Sciences and Technology of Agriculture and Natural Resources* 8: 3.85-94. (In Persian)
- 17- Illmer P., and Schinner F. 1992. Solubilization of hardly-soluble $AlPO_4$ with P-solubilizing microorganisms. *Soil Biology and Biochemistry* 24: 389-395.
- 18- Lian B., Fu P.Q., Mo D.M., and Liu C.Q. 2002. A comprehensive review of the mechanism of potassium releasing by silicate bacteria. *Acta Mineralogica Sinica* 22(2): 179-183.
- 19- Lian B., Wang B., Pan M., Liu C., and Teng H.H. 2008. Microbial release of potassium from K-bearing minerals by thermophilic fungus *Aspergillus fumigatus*. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 72(1): 87-98.
- 20- Liu W., Xu X., Wu X., Yang Q., Luo Y., and Christie P. 2006. Decomposition of silicate minerals by *Bacillus mucilaginosus* in liquid culture. *Environmental Geochemistry and Health* 28(1-2): 133-140.
- 21- Liu D., Lian B., and Dong H. 2012. Isolation of *Paenibacillus* sp. and assessment of its potential for enhancing mineral weathering. *Geomicrobiology Journal* 29(5): 413-421.
- 22- Malakouti M.J., Shahabi A., and Bazargan K. 2006. Potassium in Iran agriculture. Sana publication, Tehran, Iran.

(In Persian)

- 23- Mao J., Kwak I., Sathishkumar M., Sneha K., and Yun Y.S. 2011. Preparation of PEI-coated bacterial biosorbent in water solution: optimization of manufacturing conditions using response surface methodology. *Bioresource Technology* 102: 1462–1467.
- 24- Meena V.S., Maurya B.R., Verma J.P., Aeron A., Kumar A., Kim K., and Bajpai V.K. 2015. Potassium solubilizing rhizobacteria (KSR): isolation, identification, and K-release dynamics from waste mica. *Ecological Engineering* 81: 340-347.
- 25- Mousavi A., Khiamim F., and Shariatmadari H. 2015. The kinetics of potassium release from K-feldspar, compared with muscovite under the influence of different extractants. *Journal of Sciences and Technology of Agriculture and Natural Resources* 67: 229-240. (In Persian with English abstract)
- 26- Padmavathi T. 2015. Optimization of phosphate solubilization by *Aspergillus niger* using plackett-burman and response surface methodology. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* 15(3): 781-793.
- 27- Prasad M.P. 2014. Optimization of fermentation conditions of phosphate solubilizing bacteria- a potential bio fertilizer. *Merit Research Journal of Microbiology and Biological Sciences* 2(2): 031-035.
- 28- Sarikhani M.R., Oustan S., Ebrahimi M., and Aliasgharzad N. 2018. Isolation and identification of potassium-releasing bacteria in soil and assessment of their ability to release potassium for plants. *European Journal of Soil Science* 69: 1078–1086.
- 29- Shahab S., and Ahmed N. 2008. Effect of various parameters on the efficiency of zinc phosphate solubilization by indigenous bacterial isolates. *African Journal of Biotechnology* 7 (10): 1543-1549.
- 30- Sharmila M., Ramanand K., and Sethunathan N. 1989. Effect of yeast extract on the degradation of organophosphorus insecticides by soil enrichment and bacterial cultures. *Canadian Journal of Microbiology* 35: 1105-1110.
- 31- Sheng X.F., and Huang W.Y. 2002. Study on the conditions of potassium release by strain NBT of silicate bacteria. *Scientia Agricola* 35: 673-677.
- 32- Singh G., Biswas D.R., and Marwaha T.S. 2010. Mobilization of potassium from waste mica by plant growth promoting rhizobacteria and its assimilation by maize (*Zea mays*) and wheat (*Triticum aestivum* L.): a hydroponics study under phytotron growth chamber. *Journal of Plant Nutrition* 33(8): 1236-1251.
- 33- Sparks D. L. 1989. *Kinetics of Soil Chemical Processes*. Academic Press, Sandiego, CA.
- 34- Štyriaková I., Štyriak I., Nandakumar M.P., and Mattiasson B. 2003. Bacterial destruction of mica during bioleaching of kaolin and quartz sands by *Bacillus cereus*. *World Journal of Microbiology and Biotechnology* 19(6): 583-590.
- 35- Swetha S., Varma A., and Padmavathi T. 2014. Statistical evaluation of the medium components for the production of high biomass, α-amylase and protease enzymes by *Piriformospora indica* using Plackett–Burman experimental design. *Biotechnology* 4: 439–445.
- 36- Tisdale S.L., Nelson W.L., Beaton J.D., and Havlin J.L. 2003. *Soil Fertility and Fertilizers*. Prentice-Hall of India, New Delhi, India.
- 37- Ullman W.J. Kirchman D.L. Welch S.A., and Vandevivere P. 1996. Laboratory evidence for microbioally mediated silicate mineral dissolution in nature. *Chemical Geology* 132(1): 11-17.
- 38- Whitelaw M.A. 2007. Growth promotion of plants inoculated with phosphate solubilizing fungi. *Advances in Agronomy* 69: 99-151.



Optimization of Potassium Dissolution by *Pseudomonas fluorescens* Using Placket-Burman Design and Response Surface Methodology

S. Ashrafi-Saeidlou¹ - A. Samadi² - MH. Rasouli-Sadaghiani^{3*} - M. Barin⁴ - E. Sepehr⁵

Received: 20-04-2019

Accepted: 10-07-2019

Introduction: Among the elements, potassium (K) is the third important macronutrient for plant nutrition that plays a significant role in plant growth and development. The development of intensively managed agriculture has led to the consumption of increasing amounts of K, low K supply has therefore become an important yield-limiting factor in agriculture. However, more than 98% of potassium in the soil exists in the form of silicate minerals such as illite and lattice K in K-feldspars which K cannot be directly absorbed by plants. Potassium and other minerals can be released when these minerals are weathered. Some microorganisms can play a role in releasing K from minerals. They solubilize K-bearing minerals through different mechanisms including chelation, acidolysis, pH reduction, exchange reaction, complexation, biofilm formation and secretion of organic acid and polysaccharides. Since the use of potassium solubilizing microorganisms (KSMs) as K-biofertilizers reduces the agrochemicals application and supports eco-friendly agriculture, so it is imperative to isolate the KSMs and optimize various growth parameters so as to improve their activity.

Materials and Methods: The present study was an attempt to model and evaluate the effects of pH, incubation time and different amounts of carbon source on K release by *Pseudomonas fluorescens* using Placket-Burman design and response surface methodology with a central composite design. At the first step, 12 experiments based on Placket-Burman design were carried out to screen and identify the effective carbon source in potassium release. According to the results of the first step, response surface methodology with the central composite design was employed to evaluate and model the effects of the coded independent variables including pH (3-10), incubation time (1-18 days) and carbon source (0.6-12 g L⁻¹) on K release from feldspar and phlogopite. After the completion of each period, samples were centrifuged at 3000 rpm for 10 minutes and filtered using Whatman paper (No. 41). Potassium concentration of samples was measured by flame photometer. Used minerals in the experiment including feldspar and phlogopite were grounded and filtered through a 230 mesh sieve. In order to remove exchangeable K, the samples were saturated by calcium chloride solution (with a ratio of 2:1), after washing with HCl, samples were then dried at 105°C for 48 hours.

Results: Results showed that there was no difference between carbon sources, applied at the first step of the experiment, so each can be employed as alternatives to each other in the culture medium. The central composite design showed R² of 0.944 and 0.918 with RMSE of 0.82 and 1.47 for predicting K release of feldspar and phlogopite, respectively, indicating high efficiency. Sensitivity analysis of the central composite design revealed that the pH is the most important factor in K release. The highest concentration of the K was observed at the highest levels of pH. Incubation time also had an impact on potassium release. In the early stages of the incubation time, the trend of potassium release was increasing, in middle stages, K amount decreased but it was accelerated over long times of incubation. The maximum potassium release in presence of phlogopite and feldspar was 121.16 and 96/82 mg L⁻¹, respectively, which was observed at pH= 10.36, sucrose amount= 6.5 g L⁻¹ during 10 days. Potassium amount in this treatment hence increased by 31.52% as compared to feldspar. According to central composite design, maximum potassium release of feldspar and phlogopite was obtained at pH= 10.36 and 10.34, sucrose concentrations of 2.26 and 6.92 g L⁻¹ at 18 and 2 days, respectively.

Conclusion: Our results showed that pH had a significant impact on K release by *Pseudomonas fluorescens* using response surface methodology. Overall, increasing incubation time along with high pH leads to the high amounts of K release from minerals. Different minerals released different content of potassium. Application of soil K-bearing minerals in combination with efficient potassium solubilizing bacterial strains as biofertilizers is required to replace chemical fertilizers and reduce the crop cultivation cost. Many bacterial strains have been

1, 2, 3, 4 and 5- Ph.D. Student of Soil Science, Professors, Assistant Professor and Associate Professor, Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, Urmia University, Urmia, Iran, respectively.

(*- Corresponding Author Email: m.sadaghiani@urmia.ac.ir)

found to solubilize minerals and improve plant growth under laboratory and greenhouse conditions, but their ability under field conditions remains unexplored. The capability of these bacteria, considering the soil and plant type, and environmental factors, should be thus evaluated under field conditions.

Keywords: Aleksandrov medium, Central composite design, K-bearing minerals, Potassium solubilizing bacteria

Contents

Integrated Surface and Groundwater Flow Modeling in Neishaboor Watershed with SWAT-MODFLOW	536
A. Saadatpour- A. Alizadeh- A.N. Ziaei– A. Izady	
Estimation of Evaporation from Zayandeh Rood Dam Lake Using SEBAL	548
S.O. Mirmohammad Sadeghi - M. Ghobadinia - M.H. Rahimian	
Technical Evaluation of Subsurface Drip Irrigation System Hydraulic and Influence of Its Efficiency on Olive Growth Parameters under Field Conditions (Case Study: Isfahan)	564
M. Farzammia - M. Miranzadeh - H. Dehghanisani	
Assessment of Sprinkler Irrigation Systems Situation Using Analytical Hierarchy Process Method (Case Study: Zanjan Plain)	578
P. Moradzadeh- H. Ojaghlou- M. Ghabaei Sogh	
Evaluating the Effects of Co-using Phytoremediation and Bioremediation in a Crude Oil Contaminated Soil	590
A. Nemati - A. Golchin- A. Ghavidel	
Intrraction Effect of Zinc Sulphate and Vermicompost on Availability and Fractions of Zinc in a Calcareous Soil	603
F. Mohammadi Navchinejad - A. R. Hosseinpour - H. R. Motaghian	
Benz (a)pyrene Biodegradation Improvement Using the Biosurfactant Producing Bacterial Consortium	619
S. Soleymani - A. Lakzian- A. Fottovat	
Canopy Influences of Three Palm Cultivars on Release Rates of Native Zinc from Different Depths of a Calcareous Soil	633
N. Abdar- R. Ghasemi	
Effect of Potassium Fertilizers Management on Some Quantitative and Qualitative Characteristics of Wheat	645
M.J. Malakouti - A. Majidi- S. Afra	
Optimization of Potassium Dissolution by <i>Pseudomonas fluorescens</i> Using Placket-Burman Design and Response Surface Methodology	658
S. Ashrafi-Saeidlou - A. Samadi - MH. Rasouli-Sadaghiani- M. Barin- E. Sepehr	

WATER AND SOIL

(AGRICULTURAL SCIENCES AND TECHNOLOGY)

Vol . 33

No. 4

2019

Published by: Faculty of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad, Iran

Manager in Charge: Valizadeh, R. (Ruminant Nutrition) Prof., Ferdowsi University of Mashhad

Editor in Chief: Fotovat, A. (Soil Science) Prof., Ferdowsi University of Mashhad

Editorial Board:

Alizadeh, A.	Irrigation and Drainage	Prof., Ferdowsi University of Mashhad
Fotovat, A.	Soil Science	Prof., Ferdowsi University of Mashhad
Ghadiri, H.	Soil Science	Prof. Griffith University
Kamali, Gh.	Agricultural Meteorology	Assoc. Prof., Islamic Azad University, Tehran
Khormali, F.	Soil Science	Prof., Agricultural Sciences & Natural Resources University of Gorgan
Lakzian, A.	Soil Science	Prof., Ferdowsi University of Mashhad
Liaghat, A.	Irrigation and Drainage	Prof., University of Tehran
Mosaedi, A.	Irrigation and Civil Eng.	Prof., Ferdowsi University of Mashhad
Mousavi Baygi, M	Agricultural Meteorology	Prof., Ferdowsi University of Mashhad
Oustan, Sh.	Soil Science	Prof., Tabrzi University
Taghvaeian, S.	Irrigation	Assoc. Prof., Oklahoma University

Publisher: Ferdowsi University of Mashhad

Printed by: Ferdowsi University of Mashhad, Press.

Address: Faculty of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad, Iran

P.O. Box: 91775- 1163

Fax: +98 511 8787430

E-Mail: jsa3@um.ac.ir

Web Site: <http://jm.um.ac.ir>

Journal of Water and Soil is published bimonthly (six issues per year).