

بررسی تأثیر مایه‌زنی میکروبی در خصوصیات کمی و کیفی گیاه گل‌گندم (*Centaurea cyanus*) در یک خاک آلوده به کادمیم

محسن برین¹، میرحسین رسولی صدقیانی و حبیب خداوردیلو

استادیار دانشگاه ارومیه؛ m.barin@urmia.ac.ir

دانشیار دانشگاه ارومیه؛ m.rsadaghiani@urmia.ac.ir

دانشیار دانشگاه ارومیه؛ h.khodaverdiloo@urmia.ac.ir

دریافت: 94/2/15 و پذیرش: 94/11/28

چکیده

در سال‌های اخیر استفاده از توانایی ریزسازواره‌های ریزوسفری به‌ویژه قارچ‌ریشه‌آربوسکولار (AMF) و باکتری‌های محرک رشد گیاه (PGPR) در افزایش بردباری گیاهان به فلزات سنگین مورد توجه قرار گرفته است. در این پژوهش نقش برخی گونه‌های AMF و PGPR بر جذب برخی عناصر و همچنین برخی شاخص‌های فیزیولوژیک، به وسیله گیاه گل‌گندم (*Centaurea cyanus*) در خاک آلوده به کادمیم بررسی شد. این مطالعه در شرایط گلخانه‌ای به صورت فاکتوریل با دو فاکتور غلظت کادمیم در چهار سطح (صفر، 10، 30 و 100 میلی‌گرم کادمیم بر کیلوگرم) و تیمار تلقیح میکروبی در سه سطح (شاهد، گونه‌های PGPR (ترکیبی از گونه‌های *Pseudomonas* شامل سوبه‌های *P. fluorescens*، *P. aeruginosa* و *P. putida*) و AMF (ترکیبی از گونه‌های *Glomus* و *Rhizophagus* شامل *G. G. mosseae*، *R. intraradices* و *fasciculatum*))، در قالب طرح پایه بلوک‌های کامل تصادفی انجام شد. نتایج نشان داد که با افزایش غلظت کادمیم در خاک رشد گیاه، غلظت آهن، روی و مس در شاخساره، مقادیر کلروفیل‌ها و کاروتنوئیدها، ارتفاع، تنفس میکروبی کاهش و مقادیر غلظت کادمیم در شاخساره و ریشه گیاه به‌طور معنی‌داری ($P \leq 0/05$) افزایش یافت. در میانگین کلروفیل کل در تیمارهای AMF و PGPR به ترتیب بیش از 2/2 و 1/3 و کاروتنوئید به ترتیب بیش از 2/4 و 2 برابر تیمارهای مشابه شاهد بدست آمد. همچنین تیمارهای میکروبی در جذب عناصر ریزمغذی نیز بهتر از شاهد عمل کردند به طوری که غلظت آهن، روی و مس در تیمارهای میکروبی بیش از 1/5 برابر تیمار شاهد بود. چنین نتیجه‌گیری می‌گردد که تلقیح میکروبی سبب بهبود رشد و افزایش تحمل گیاه به شرایط سمیت کادمیم می‌شوند.

واژه‌های کلیدی: باکتری‌های محرک رشد گیاه، سمیت کادمیم، شاخص‌های فیزیولوژیک، فلزات سنگین، قارچ‌ریشه آربوسکولار

¹ نویسنده مسئول، آدرس: ارومیه، دانشگاه ارومیه، دانشکده کشاورزی، گروه علوم خاک

مقدمه

فلزات سنگین در خاک از عوامل محدودکننده رشد گیاهان بوده و می‌تواند منجر به کاهش کمی و کیفی محصولات کشاورزی و در حالت‌های شدید نابودی تنوع گیاهی در مناطق آلوده گردند (خان، 2005). این فلزات به طور بیولوژیکی تجزیه ناپذیر بوده و مدت زمانی طولانی در خاک باقی می‌مانند (کریمی و ذولکیفلی، 2010). کادمیم به عنوان یک فلز سنگین و غیرضروری، یکی از سمی‌ترین آلاینده‌های موجود در مناطق صنعتی و نیز مناطق تحت کشت مطرح است چرا که علاوه بر فعالیت‌های صنعتی از قبیل ریخته‌گری، تصفیه و ذوب فلزات، معدن-کاوی، صنایع رنگ و پلاستیک، مصرف غیراصولی کودهای کشاورزی به خصوص کودهای فسفره و استفاده از لجن فاضلاب نیز، منجر به ورود این آلاینده به محیط زیست و متعاقباً زنجیره‌های غذایی خواهد شد (داس و همکاران، 1997؛ سانیتیا و همکاران، 1999).

در بین فلزات سنگین کادمیم اهمیت ویژه‌ای دارد زیرا ریشه گیاه به راحتی آن را جذب می‌کند و نیز سمیت آن بیش از بیست برابر سایر فلزات سنگین است (بیرو و همکاران، 1995). نتایج برخی مطالعات نشان داده که سمیت کادمیم در گیاهان موجب کلروزه شدن برگ‌ها، لوله شدن برگ‌ها، کاهش فتوسنتز، کاهش تولید کلروفیل، ممانعت از فعالیت آنزیم احیا کننده آهن (III) و در نهایت کاهش رشد و عملکرد می‌گردد (داس و همکاران، 1997). همچنین افزایش غلظت کادمیم سبب کاهش غلظت بسیاری از عناصر کم مصرف می‌گردد (کاظم علیلو و رسولی صدقیانی، 1391). در سال‌های اخیر استفاده از پتانسیل ریزجانداران خاک به‌ویژه قارچ‌ریشه‌های آربوسکولار (AMF^1) و باکتری‌های محرک رشد گیاه ($PGPR^2$) در افزایش بردباری گیاهان به فلزات سنگین مورد توجه قرار گرفته است. AMF از مهمترین ریزجانداران خاک بوده که در همزیستی با گیاهان، رشد و سلامتی آن‌ها را بوسیله‌ی افزایش در جذب آب و عناصر غذایی به ویژه عناصر کم تحرک مانند فسفر و یا افزایش بردباری به تشنه‌های محیطی بهبود می‌بخشند (کلارک و زیتو، 2000؛ کریمی و همکاران، 2011). همچنین این قارچ‌ها با تولید هورمون‌هایی مانند اکسین، سیتوکینین و اسید آبسزیک در تحریک رشد گیاه نقش مهمی ایفا می‌کنند (آوتوی و همکاران، 2009). قارچ‌ریشه‌های آربوسکولار با گذشت زمان به تنش فلزات سنگین سازگاری یافته و گونه‌های سازگار شده می‌توانند ابزار

بیوتکنولوژی مناسبی برای گیاهان در اکوسیستم‌های آلوده باشند (سیکوارا و همکاران، 1989). نوع قارچ‌ریشه می‌تواند تأثیرات متفاوتی در جذب و پالایش فلزات سنگین داشته باشد برای مثال آوتوی و همکاران (2009) گزارش کردند که قارچ‌ریشه *R. intraradices* در جذب سرب و کادمیم توسط گیاه آفتابگردان کارایی بیش‌تری از قارچ‌ریشه *G. mosseae* دارا می‌باشد.

$PGPR$ گروه دیگری از ریزجانداران مفید خاک می‌باشند که در شرایط مختلف از جمله آلودگی خاک‌ها به فلزات سنگین می‌توانند از طریق راهکارهای گوناگون از جمله تولید انواع ویتامین‌ها، اسیدهای آمینه، تولید آنزیم ACC دامیناز، انحلال فسفات‌های نامحلول و تشکیل کمپلکس سیدروفور-آهن رشد و عملکرد گیاهان را بهبود ببخشند (ارشد و همکاران، 2007، ما و همکاران، 2011). همچنین این باکتری‌ها موادی بنام تنظیم‌کننده‌های رشد تولید می‌کنند که به عنوان متابولیت‌های ثانویه، تأثیر مستقیم و غیر مستقیم بر مراحل فیزیولوژیک گیاهان دارند (علیپور و ملکوتی، 1382). داری و همکاران (2010) گزارش کردند که مایه زنی گیاه لوبیا با *Pseudomonas sp.* سبب افزایش زیست توده این گیاه در خاک‌های آلوده به سرب شد.

تحقیقات مختلفی در دنیا تأثیر مایه زنی میکروبی در افزایش جذب فلزات سنگین در گیاهان مختلف بررسی شده است اما در زمینه تأثیر مایه زنی میکروبی ($PGPR$ و AMF به‌صورت توأم) در ویژگی‌های فیزیولوژیکی گیاهان، مخصوصاً گیاه گل‌گندم (*Centaurea cyanus*)، در خاک‌های آلوده به فلز کادمیم مطالعات چندانی انجام نشده است. بنابراین هدف از این پژوهش بررسی تأثیر مایه‌زنی میکروبی شامل $PGPR$ و AMF در جذب کادمیم، جذب آهن و روی، ارتفاع، عملکرد و برخی ویژگی‌های فیزیولوژیکی گیاه گل‌گندم در یک خاک آلوده به کادمیم در شرایط گلخانه بود.

مواد و روش‌ها

آماده سازی خاک مورد مطالعه

برای انجام این تحقیق یک نمونه خاک از دانشکده کشاورزی دانشگاه ارومیه نمونه‌برداری گردید. نمونه‌های خاک پس از هوا خشک شدن، به دو بخش تقسیم شدند. یک بخش بعد از عبور از الک 2 میلی‌متر، برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک به روش‌های استاندارد اندازه‌گیری شد (کارتز و کرگوریچ، 2008). بخش دیگر نمونه‌های خاک پس از عبور از الک 5 میلی‌متری، به گلخانه پژوهشی گروه علوم- خاک دانشکده کشاورزی دانشگاه ارومیه، انتقال یافت.

1. Arbuscular Mycorrhizal Fungi

2. Plant Growth Promoting Rhizobacteria

آلوده کردن خاک مورد مطالعه

برای آلوده کردن خاک، غلظت آلاینده با توجه به حدود غلظت مجاز کادمیم در خاک انتخاب شد. بنابراین، غلظت‌های کادمیم صفر، 10، 30 و 100 میلی‌گرم در کیلوگرم خاک انتخاب گردید. ابتدا مقدار لازم نترات کادمیم $Cd(NO_3)_2$ جهت آلوده کردن جرم مشخصی از خاک محاسبه شد. سپس، جرم محاسبه شده‌ی نمک به یک کیلوگرم از خاک افزوده شد و کاملاً با آن مخلوط گردید تا پیش ماده‌ای همگن بدست آید. این پیش ماده‌ی آلوده سپس به طور کامل با توده خاک مخلوط گردید. سپس خاک‌های آلوده در جعبه‌های پلاستیکی بدون زهکش در معرض دوره‌های متناوب تر و خشک شدن قرار گرفتند. در هر چرخه، خاک از آب اشباع گردید و سپس تا هوا-خشک شدن در دمای اتاق ماند. خاک‌ها در چهار چرخه به همین روش تر و خشک شدند که هر چرخه حدود 40 روز به درازا انجامید که تا حد امکان بر همکنش‌های آلاینده و خاک تکوین یافته و شرایط آلودگی طبیعی‌تر باشد. سپس، خاک‌های آلوده با غلظت‌های یاد شده در 3 تکرار برای هر غلظت در گلدان‌هایی با ارتفاع 30 سانتی‌متر (عمق ریشه‌دوانی گیاه) ریخته شد (خداوردیلو و همکاران، 2012).

تیمارهای میکروبی

نمونه‌های خاک آلوده شده در اتوکلاو در دو نوبت در دمای 121 درجه سانتیگراد و فشار 1/5 بار در داخل کیسه‌های کنفی استریل شدند. گلدان‌ها نیز با الکل استریل سطحی شدند. خاک‌های استریل در گلدان‌هایی با ظرفیت تقریبی 2/5 کیلوگرم ریخته شدند. برای اعمال تیمارهای میکروبی، در تیمارهای مربوط به قارچ‌ریشه آربوسکولار قبل از کشت، در زیر بذرها مقدار 70 گرم از زاد مایه بصورت لایه‌ای به ضخامت تقریبی 2 سانتی‌متر اضافه شد. تیمار قارچ‌ریشه‌ای شامل ترکیبی از زاد مایه قارچ‌ریشه‌های جنس گلوموس *Glomus* و *Rhizophagus* از گونه‌های *G. mosseae*، *R. intraradices* و *G. fasciculatum* بودند. تعداد کل اسپورهای قارچی زادمایه، 250 اسپور در هر 50 گرم زادمایه بود. برای تیمار باکتریایی مقدار 15 میلی‌لیتر از محیط کشت مایع Nutrient Broth حاوی باکتری‌ها به گلدان‌ها تلقیح گردید. تیمار باکتریایی شامل ترکیبی از باکتری‌های جنس سودوموناس فلورسنس از سه گونه پوتیدا (*P. putida*)، فلورسنس (*P. fluorescens*) و آروژینوزا (*P. aeruginosa*) بود که به مدت 48 ساعت در دمای 28 درجه سانتیگراد در آنکوباتور در محیط کشت مایع Nutrient Broth رشد کرده بودند. جمعیت این باکتری‌ها حدود ($CFU ml^{-1}$)

$10^8 \times 2/6$ بود. پس از اعمال تیمارها کشت گیاهان انجام شد.

کشت گیاهان و مراحل داشت

پس از رساندن رطوبت گلدان‌ها به ظرفیت زراعی و اعمال تیمارها در هر گلدان 6 تا 8 بذر (ضد عفونی سطحی شده) گیاه گل‌گندم با فواصل منظم در گلدان‌های مورد نظر کشت گردید. پس از جوانه زدن بذرها، 2-3 تا از بوته‌های سالم‌تر و قوی‌تر نگهداری شدند. پس از آبیاری گلدان‌ها تا حد ظرفیت زراعی، وزن هر گلدان بر روی آن یادداشت شد تا در مراحل بعدی از هر گونه تنش رطوبتی جلوگیری گردد. گلدان‌ها در شرایط گلخانه با دمای حداقل 15 و حداکثر 30 درجه سانتی-گراد نگهداری شدند.

برداشت گیاهان و اندازه‌گیری ویژگی‌ها

در پایان ماه پنجم رشد، بخش هوایی گیاهان از رویه خاک بریده شدند. شاخساره‌های گیاهان پس از شستشو با آب مقطر، به مدت 72 ساعت در آون و در دمای 65 درجه سانتی‌گراد خشک شدند. سپس، نمونه‌ها برای تعیین عملکرد ماده خشک توزین و با آسیاب پودر شدند. ریشه‌های گیاهان نیز به آرامی از خاک گلدان‌ها جدا شده و پس از شستشو با آب مقطر و خشک کردن، به درون پاکت‌های کاغذی منتقل شدند. برای ارزیابی اثرات آلودگی کادمیمی خاک و مایه‌زنی میکروبی، ماده خشک گیاه، عملکرد نسبی ماده خشک شاخساره آن نیز به صورت زیر محاسبه شد:

(1)

$$RY = \frac{Y_i}{Y_0}$$

که در آن RY عملکرد نسبی گیاه، Y_i عملکرد ماده خشک گیاه در هر تیمار و Y_0 عملکرد ماده خشک گیاه در شرایط بدون کادمیم و در تیمار شاهد (بدون مایه‌زنی با میکروبی‌ها) (خداوردیلو و همکاران، 2011).

در این پژوهش از روش اکسیداسیون تر برای عصاره‌گیری کادمیم، آهن، مس و روی کل از گیاه استفاده شد (گیوینا، 2000) و سپس غلظت سرب، آهن و روی با دستگاه جذب اتمی اسپکترومتری (Shimadzu 6300 AA) اندازه‌گیری شد. به منظور بررسی تأثیر تنش کادمیم در گیاه و هم چنین تأثیر PGPR و AMF در این زمینه مقادیر ویژگی‌های فیزیولوژیکی اندازه‌گیری شد. برای اندازه‌گیری مقادیر کلروفیل‌ها و کاروتنوئیدها (کاروتن و گزانتوفیل) از روش لیچن تالر و ولبرن (1985) استفاده شد. هم چنین برای اندازه‌گیری میزان نسبی آب برگ (RWC)، از روش

با استفاده از نرم‌افزار آماری SAS انجام شد. مقایسه میانگین داده‌ها نیز با استفاده از آزمون چند دامنه‌ای دانکن و در سطح احتمال پنج درصد انجام شد.

نتایج و بحث

ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک

برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک مورد مطالعه در جدول 1 را نشان می‌دهد. این خاک دارای بافتی متوسط pH آن در محدوده خاک‌های آهکی، کمی شور و غیرسدی می‌بود. خاک مورد مطالعه با توجه به حدود مجاز گزارش شده در منابع (کارینی، 1995) غیرآلوده به فلزات سنگین بود.

یانوملو و همکاران (2003) استفاده شد و با استفاده از رابطه 2 برای محاسبه درصد RWC استفاده شد:

$$\%RWC = \frac{FW - DW}{TW - DW} * 100 \quad (2)$$

که در آن FW، DW و TW به ترتیب وزن برگ تازه، وزن برگ خشک و وزن برگ پس از تورژسانس می‌باشند. (یانوملو 2003).

تجزیه آماری داده‌ها

آزمایش به صورت فاکتوریل با دو فاکتور غلظت کادمیم (در چهار سطح) و تیمار میکروبی (در سه سطح) در قالب طرح بلوک‌های کامل تصادفی و در سه تکرار در شرایط گلخانه انجام شد. تجزیه و تحلیل آماری داده‌های

جدول 1- برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی اولیه خاک مورد مطالعه

مقدار	ویژگی	مقدار	ویژگی
23/8	سدیم محلول (mg L^{-1})	323	شن (g kg^{-1})
0/0	پتاسیم محلول (mg L^{-1})	403	سیلت (g kg^{-1})
0/4	منیزیم محلول (mg L^{-1})	274	رس (g kg^{-1})
5/6	بی‌کربنات محلول (mg L^{-1})	لوم	کلاس بافتی خاک
15/2	کلر محلول (mg L^{-1})	26/9	مواد آلی (g kg^{-1})
3/8	سولفات محلول (mg L^{-1})	22/1	CEC ($\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$)
21/42	کل سرب (mg kg^{-1})	2/5	ECe (dS m^{-1})
1/47	کل کادمیم (mg kg^{-1})	3	ESP (%)
295/5	کل آهن (mg kg^{-1})	30/5	CCE (%)
62	کل روی (mg kg^{-1})	8/1	pH
14/11	کل مس (mg kg^{-1})	1/2	کلسیم محلول (mg L^{-1})

CEC: ظرفیت تبادل کاتیونی؛ ECe: هدایت الکتریکی عصاره اشباع خاک؛ ESP: درصد سدیم تبدلی؛ CCE: کربنات کلسیم معادل.

علائم ظاهری سمیت کادمیم

پس از گذشت 15 روز از کاشت گیاهان، در سطوح مختلف آلودگی کادمیمی در خاک، گیاه گل‌گندم در همه تیمارها جوانه زدند. 3 هفته پس از جوانه‌زنی بذرها علائم سمیت کادمیم در تیمار شاهد در هردو گیاه در غلظت‌های بالا (10، 30 و 100) به صورت کلروز و نکروزه شدن برگ‌ها به تدریج مشاهده شد. در تیمار PGPR، علائم سمیت به صورت کلروزه شدن برگ‌ها در غلظت‌های 30 و 100 مشاهده شد. در تیمار AMF نیز علائم ظاهری

سمیت کادمیم تنها در غلظت 100 به صورت زردی برگ‌ها مشاهده شد.

عملکرد و عملکرد نسبی ماده خشک شاخساره

مقایسه میانگین مربوط به عملکرد و عملکرد نسبی ماده خشک شاخساره نشان داد که با افزایش غلظت کادمیم در خاک، عملکرد و عملکرد نسبی شاخساره در تمامی تیمارها به طور معنی‌داری ($P \leq 0/05$) کاهش یافت (جدول 2). در هر سطح از غلظت کادمیم در خاک، عملکرد و عملکرد نسبی ماده خشک شاخساره در تیمارهای AMF بیش‌تر از تیمار شاهد بود ($P \leq 0/05$) و

دهد (وگل میکوس و همکاران، 2005). همچنین باکتری-های حاوی آنزیم تجزیه کننده پیش ساز اتیلن (ACC)، با مصرف این ماده تولید اتیلن را کاهش داده و از این طریق رشد گیاه را می‌افزایند. استفاده از باکتری‌های محرک رشد که قابلیت تولید آنزیم ACC دامیناز دارند مانند سودوموناس‌ها، با تأثیری که بر کاهش سطح اتیلن ناشی از تنش فلزات سنگین در گیاه می‌گذارند و همچنین با تولید سیدروفورهای میکروبی و ترکیبات متابولیت، می‌توانند در رشد گیاه بسیار مفید باشند (ابوشنب و همکاران، 2006).

تنفس پایه میکروبی

با افزایش غلظت کادمیم در خاک تنفس میکروبی پایه در ریزوسفر گیاه به‌طور معنی‌داری ($P \leq 0/05$) کاهش یافت (جدول 2). میانگین تنفس پایه میکروبی در تیمارهای AMF و PGPR به ترتیب $1/8$ و $1/7$ برابر بیش از تیمار شاهد بود. همچنین تنفس میکروبی در تمامی سطوح کادمیم، بین تیمار AMF و PGPR اختلاف معنی‌داری وجود نداشت. گیاهان تلقیح باکتریایی و میکوریزی به‌طور مؤثر و معنی‌داری میانگین تنفس پایه را افزایش دادند که علت آن را می‌توان به فعالیت بیشتر ریز جانداران خاک نسبت داد (جدول 4-4). لی و بنکس (1993) گزارش کردند فراوانی جمعیت میکروبی در حضور ریشه‌های گیاه، بیشتر از شرایط بدون حضور ریشه می‌باشد که نشان می‌دهد در خاک‌های آلوده ریشه گیاه با ترشحات خود (کربوهیدرات‌ها، آمینو اسیدها، ویتامین‌های ضروری و غیره) جمعیت میکروبی را افزایش می‌دهد.

مقادیر کلروفیل‌ها و کاروتنوئید

مقادیر کلروفیل a، b، کل و کاروتنوئید در گیاهان تلقیحی و غیر تلقیحی با افزایش غلظت کادمیم در خاک، کاهش معنی‌داری داشت. نتایج مقایسه میانگین‌ها نشان داد که با افزایش غلظت کادمیم در خاک، در همه تیمارها مقادیر رنگدانه‌های فتوسنتزی شامل کلروفیل a، کلروفیل b، کلروفیل کل و کاروتنوئید به‌طور معنی‌داری ($P \leq 0/05$) کاهش یافت (جدول 3). از جمله دلایل این کاهش ممکن است به دلیل جایگزین شدن یون منیزیم مرکزی کلروفیل بوسیله فلزات سنگین باشد که باعث جلوگیری از به دام انداختن نور فتوسنتزی و در نتیجه از بین رفتن کلروفیل و کاهش فعالیت فتوسنتزی می‌شود (پراساد و استرالاکا، 1999). باکر و پروکتور (1990) نشان دادند که مقدار کلروفیل تابعی از غلظت کادمیم در بافت‌های گیاهی است لذا از غلظت کلروفیل به عنوان شاخصی جهت تعیین حد سمیت کادمیم در گیاهان استفاده می‌شود.

میانگین عملکرد و عملکرد نسبی ماده خشک شاخساره در تیمارهای AMF $2/1$ برابر بیش از تیمار شاهد بود. همچنین در تمام سطوح غلظت کادمیم در خاک، مقادیر ماده خشک شاخساره در تیمار AMF بیش‌تر از تیمار PGPR بود. در سطوح بالای آلودگی کادمیم (30 و 100 میلی‌گرم در کیلوگرم) عملکرد و عملکرد نسبی ماده خشک شاخساره در تیمار PGPR به‌طور معنی‌داری ($P \leq 0/05$) بیش‌تر از تیمار شاهد بدست آمد به‌طوری که در تیمار 100 میلی‌گرم در کیلوگرم کادمیم عملکرد شاخساره در تیمار PGPR، $2/7$ برابر تیمار شاهد بود. کاهش عملکرد با افزایش کادمیم حاکی از آن است که سمیت کادمیم سبب توقف رشد و کلروزه شدن برگ‌های، کاهش فتوسنتز و تکثیر سلولی، کاهش و توقف رشد ریشه، افزایش تولید اتیلن در گیاه و به ویژه اندوزش آن در ریشه، چوب پنبه‌ای شدن و صدمه به ساختمان خارجی و داخلی ریشه، کاهش هدایت هیدرولیکی آب در ریشه می‌شود (ملکوتی و همایی، 1383؛ وارما و همکاران، 2004). قارچ ریشه‌های آربوسکولار احتمالاً به دلیل داشتن شبکه‌ای از هیف‌ها می‌توانند جذب عناصر غذایی به ویژه فسفر را توسط گیاه افزایش دهند که در نتیجه آن با بهبود شرایط تغذیه‌ای گیاه، وزن خشک اندام-های هوایی و برخی از پارامترهای رشد افزایش می‌یابد (شریفی و همکاران، 1390). همچنین PGPR می‌توانند عملکرد گیاهان را در خاک‌های آلوده به عنصر سنگین از طریق افزایش جذب عناصر غذایی، تولید هورمون‌های افزایشنده رشد گیاه و تأثیر بر ترشحات ریشه بیافزایند (ویواس و همکاران، 2003).

ارتفاع گیاه

با افزایش غلظت کادمیم در خاک، ارتفاع گیاه در همه تیمارها به‌طور معنی‌داری ($P \leq 0/05$) کاهش یافت (جدول 2). ارتفاع گیاه در تیمارهای AMF و PGPR به‌طور معنی‌داری ($P \leq 0/05$) بیش‌تر از تیمار شاهد بود ($PGPR < AMF < \text{شاهد}$). به‌عبارت دیگر کاهش طول ساقه در اثر سمیت کادمیم در گیاهان میکوریزایی و باکتریایی کمتر از گیاهان شاهد بود (جدول 2). به‌طوری که ارتفاع گیاهان در تیمار AMF، $1/8$ برابر تیمار شاهد بود بنابراین می‌توان رشد بهتر گیاهان میکوریزایی را مربوط به بهبود وضعیت تغذیه‌ای گیاه و دسترسی عناصر غذایی دانست، چون فسفر موجب رشد بیشتر گیاه میزبان می‌گردد (خلیقی و خارا، 1387؛ سلیسپور، 1382). افزایش فسفر احتمالاً زیست توده گیاه را افزایش داده و ممکن است اثرات سمی فلز را با رقیق کردن، ته نشین کردن یا جذب سطحی فلز روی گرانول‌های پلی فسفات کاهش

جدول 2- مقایسه میانگین ارتفاع، عملکرد و عملکرد نسبی شاخساره و تنفس پایه در سطوح مختلف در سطوح مختلف کادمیم در خاک در تیمارهای شاهد، AMF و PGPR

AMF	PGPR	شاهد	کل کادمیم افزوده شده به خاک (mg kg ⁻¹)
عملکرد شاخساره (g pot⁻¹)			
1/45±0/50 ^{a,a}	1/35±0/29 ^{a,a}	0/87±0/19 ^{b,a}	0
0/99±0/05 ^{a,ab}	0/32±0/03 ^{c,b}	0/52±0/09 ^{b,b}	10
0/59±0/07 ^{a,bc}	0/25±0/02 ^{b,b}	0/16±0/03 ^{b,c}	30
0/40±0/04 ^{a,c}	0/25±0/04 ^{b,b}	0/09±0/01 ^{c,c}	100
عملکرد نسبی شاخساره گیاه (g pot⁻¹)			
1/64±0/19 ^{a,a}	1/55±0/08 ^{a,a}	1/00±0/00 ^{b,a}	0
1/18±0/27 ^{a,b}	0/39±0/11 ^{b,b}	0/62±0/19 ^{b,b}	10
0/70±0/20 ^{a,c}	0/30±0/06 ^{b,b}	0/19±0/06 ^{b,c}	30
0/47±0/06 ^{a,c}	0/29±0/06 ^{b,b}	0/10±0/03 ^{c,c}	100
ارتفاع (سانتیمتر)			
13/8±0/3 ^{a,a}	12/8±0/8 ^{a,a}	10/7±2/3 ^{a,a}	0
13/3±0/6 ^{a,a}	10/2±0/3 ^{b,b}	7/3±2/1 ^{c,a}	10
9/8±0/8 ^{a,b}	5/00±1/5 ^{b,c}	3/5±0/5 ^{b,b}	30
9/7±0/6 ^{a,b}	3/50±0/9 ^{b,c}	3/7±0/6 ^{b,b}	100
میانگین تنفس پایه (mgCO₂ day⁻¹/kg soil)			
165/5±7 ^{a,a}	176/8±2 ^{a,a}	158/2±3 ^{a,a}	0
149±11 ^{a,b}	160±12 ^{a,b}	94/3±8 ^{b,b}	10
124/5±4 ^{a,c}	128 ±6 ^{a,c}	38/4±3 ^{b,c}	30
84±3 ^{a,d}	88±1 ^{a,d}	22 ±3 ^{b,d}	100

حروف بالانویس اول و دوم بر روی هر عدد به ترتیب نشان دهنده اختلاف آماری در سطح احتمال 5 درصد در هر ردیف و هر ستون می‌باشند. میانگین‌های دارای حروف مشترک براساس آزمون چنددامنه‌ای دانکن اختلاف معنی‌داری آماری در سطح احتمال 5 درصد ندارند. اعداد مقابل داده‌ها انحراف معیار داده‌ها در 3 تکرار را نشان می‌دهند.

دیویی، 2005). از طرف دیگر بیش تر بودن کلروفیل ها و کاروتنوئیدها در تیمارهای AMF و PGPR نسبت به تیمار شاهد، احتمالاً به دلیل افزایش جذب عناصر غذایی مؤثر در فتوسنتز و تولید کلروفیل به ویژه فسفر و در نتیجه فراهم نمودن فسفر به عنوان حامل انرژی در فتوسنتز و هم چنین افزایش جذب منیزیم و آهن باشد (دمیر، 2004). همچنین دمیر (2004) بیان داشتند که محتوای کلروفیل گیاهان فلفل همزیست با قارچ *R. intraradices* در مقایسه با گیاهان کنترل غیر میکوریزای بالاتر بود همچنین در گیاهان میکوریزایی، هیف‌های قارچی قادرند با نگهداری فلز در خود و عدم انتقال آن به سیستم گیاه باعث کاهش سمیت فلز سنگین شوند (هورست، 2004). سمیت کادمیم به طور کلی شامل اختلال در متابولیسم عناصر کم مصرف، نسبت دی اکسید کربن و تعرق، کاهش مقاومت در مقابل بیماری‌ها، کاهش

همچنین حقیری (1973) گزارش کرد که غلظت زیاد کادمیم در محیط رشد جذب آهن توسط گیاه را مختل و سمیت کادمیم بر فرآیندهای اصلی گیاه نظیر فتوسنتز، تکثیر سلولی و جذب آب توسط ریشه‌های گیاهان اثر می‌گذارد. مقدار رنگدانه‌های فتوستتزی در تمامی غلظت‌های کادمیم بدین ترتیب بود: AMF < PGPR < شاهد. مقادیر رنگدانه‌های فتوستتزی در تیمارهای AMF و PGPR در مقایسه با تیمار شاهد به‌طور معنی‌داری (P≤0/05) بیش تر بود. به‌طوری‌که میانگین کلروفیل کل در تیمارهای AMF و PGPR به ترتیب 2/2 و 1/3 برابر بیش از تیمار شاهد و کاروتنوئید در تیمارهای AMF و PGPR به ترتیب 2/4 و 2 برابر بیش از تیمار شاهد بدست آمد. کاهش مقدار کاروتنوئیدها در مقایسه با تیمار شاهد احتمالاً به دلیل فروپاشی ساختار آن‌ها در اثر سمیت کادمیم بود (پراساد و استرازالکا، 1999، شارما و

غلظت کادمیم

با افزایش غلظت کادمیم در خاک، غلظت کادمیم در شاخساره گیاه گل‌گندم به‌طور معنی‌داری ($P \leq 0/05$) افزایش یافت (جدول 4). غلظت کادمیم در شاخساره گیاه گل‌گندم در غلظت 10 میلی‌گرم کادمیم در تیمارهای مختلف بدین‌ترتیب بود: $AMF < PGPR < شاهد$. ولی در غلظت 30 میلی‌گرم کادمیم به صورت $PGPR < شاهد < AMF$ بود. نوع جمعیت میکروبی (فارچ‌ریشه‌ها و $PGPR$ ها) می‌تواند تأثیراتی متفاوت بر جذب و انتقال فلزات سنگین داشته باشد (کالدروف و همکاران، 1999). تلقیح میکوریزی جذب فلزات سنگین توسط گیاه میزبان را تحت تأثیر قرار می‌دهد ولی نتایج متناقض هستند (لیوال و همکاران، 1997). غلظت فلزات در خاک نیز می‌تواند تأثیراتی متفاوت بر جذب و انتقال فلزات سنگین داشته باشد (دیباز و همکاران، 1996). نوع گیاه نیز می‌تواند تأثیراتی متفاوت بر جذب و انتقال فلزات سنگین داشته باشد (مالکوکوا و همکاران، 2003). هوانگ و همکاران (2005) با بررسی تأثیر فارچ میکوریز آربوسکولار بر جذب فلزات سنگین توسط ذرت بیان داشتند که فارچ‌ریشه‌ها می‌توانند از گیاهان عالی در مقابل سمیت و غلظت بیش از حد فلز سنگین به کمک تغییر شکل دادن آن‌ها از فرم قابل دسترس به فرم غیر قابل دسترس محافظت کنند.

در سطوح بالای آلودگی فلزات سنگینی با وظایف فیزیولوژیکی ناشناخته مانند کادمیم، کروم و یا سرب، تلقیح فارچ‌ریشه‌ای سبب کاهش غلظت فلزات سنگین (کالپرت و وان اسپچی، 1987، یو و همکاران، 2005) در بافت‌های گیاهی گزارش شده است. برخی محققان معتقدند که گونه‌های فارچ‌ریشه هم در این زمینه ممکن است اثرات متفاوتی داشته باشند به‌عنوان مثال خان و همکاران (2000) گزارش کردند که در غلظت‌های کمتر فلزات سنگین در خاک، گیاهان دارای فارچ‌ریشه‌ها دارای غلظت بیشتر از گیاهان فاقد فارچ‌ریشه‌ها بودند، اما در غلظت‌های بالاتر، غلظت فلزات در گیاهان تلقیح شده با *Glomus mosseae* پایین‌تر از گیاهان شاهد بود، در حالی که گیاهان تلقیح شده با *Glomus macrocarpum* سطوح برابر یا حتی بالاتر از شاهد داشتند.

جذب عناصر غذایی توسط گیاه، کاهش تعرق، کاهش راندمان آب مصرفی، ممانعت از فتوسنتز و کاهش نفوذ پذیری دیواره سلولی می‌شود (کاباتا پندیاس، 1993). نتایج مشابهی توسط خداوردیلو و همکاران (1392) در یک خاک آلوده به سرب به همراه تیمار میکروبی بر گیاه گل‌گندم بدست آمد. همچنین گرگر و همکاران (1991) کاهش میزان کلروفیل و نیز فتوسنتز در اثر افزایش غلظت کادمیم در گیاه چغندر قند را گزارش کردند.

شاخص محتوای نسبی آب برگ

با افزایش غلظت کادمیم مقدار RWC در گیاه در همه تیمارها کاهش یافت. هرچند این کاهش در تیمارهای AMF و $PGPR$ معنی‌دار ($P \leq 0/05$) نبود (جدول 3) که دلیل آن را می‌توان به غلظت بیش‌تر کادمیم و در نتیجه سمیت ناشی از آن نسبت داد. در سطح بالای کادمیم اضافه شده (100 میلی‌گرم بر کیلوگرم) مقدار RWC در تیمارهای AMF و $PGPR$ نسبت به تیمار شاهد به‌طور معنی‌داری ($P \leq 0/05$) بیش‌تر بود. گزارشاتی مبنی بر ایجاد اختلال در جذب آب توسط کادمیم وجود دارد که نتیجه آن کاهش فشار تورگر است. این کاهش همراه با کاهش قابلیت ارتجاعی دیواره سلول باعث کوچک شدن سلول‌ها و کاهش فضای بین سلولی در گیاهان تحت تنش با کادمیم می‌باشد (واسیلو و یوردانو، 1997). نتایج مطالعات نشان داده که AMF و $PGPR$ می‌توانند با کاهش مقدار اتیلن و توسعه سیستم ریشه‌ای گیاه، جذب آب و ظرفیت نگه‌داری آب توسط گیاه را در خاک‌های آلوده به عناصر سنگین بیافزایند (ژانگ و همکاران، 2010).

مقدار RWC در تیمارهای AMF و $PGPR$ با افزایش غلظت کادمیم کاهش معنی‌داری ($P \leq 0/05$) پیدا نکرد این در حالی است که مقادیر رنگدانه‌های فتوسنتزی در این شرایط کاهش معنی‌داری ($P \leq 0/05$) داشت. این نتایج نشان می‌دهد در شرایط آلودگی کادمیم در خاک، مقدار رنگدانه‌های فتوسنتزی گیاه بیش‌تر از مقدار آب برگ‌ها تحت تأثیر قرار می‌گیرند. نتایج مشابهی توسط محققان دیگر در مورد افزایش محتوای نسبی آب برگ به کمک فارچ‌ریشه آربوسکولار و باکتری‌های محرک رشد در شرایط شور گزارش شده است (شیر مردی و همکاران، 1389).

AMF	PGPR	شاهد	کل کادمیم افزوده شده به خاک (mg kg ⁻¹)
کلروفیل a (mg g⁻¹FW)			
3/86±0/45 ^{a,a}	3/35±0/75 ^{a,a}	3/08±0/75 ^{a,a}	0
2/76±0/34 ^{a,b}	2/29±0/17 ^{ab,b}	1/70±0/23 ^{b,b}	10
3/03±0/56 ^{a,ab}	2/09±0/04 ^{b,b}	0/88±0/08 ^{c,bc}	30
2/61±0/23 ^{a,c}	1/93±0/07 ^{b,b}	0/62±0/04 ^{c,c}	100
کلروفیل b (mg g⁻¹FW)			
3/19±0/56 ^{a,a}	2/29±0/60 ^{b,a}	2/19±0/31 ^{b,a}	0
3/38±0/16 ^{a,a}	1/76±0/14 ^{b,ab}	1/65±0/34 ^{b,b}	10
3/16±0/31 ^{a,a}	1/12±0/03 ^{b,bc}	0/83±0/05 ^{b,c}	30
2/95±0/04 ^{a,a}	0/64±0/15 ^{b,c}	0/52±0/04 ^{b,c}	100
کلروفیل کل (mg g⁻¹FW)			
7/05±0/97 ^{a,a}	5/64±1/23 ^{a,a}	5/27±0/54 ^{a,a}	0
6/14±0/26 ^{a,ab}	4/05±0/30 ^{b,b}	3/35±0/51 ^{b,b}	10
6/19±0/37 ^{a,ab}	3/20±0/07 ^{b,bc}	1/71±0/11 ^{c,c}	30
5/56±0/23 ^{a,b}	2/57±0/17 ^{b,c}	1/14±0/07 ^{c,c}	100
کاروتنوئید (mg g⁻¹FW)			
1/33±0/28 ^{a,a}	1/19±0/44 ^{a,a}	0/74±0/06 ^{a,a}	0
1/14±0/20 ^{a,a}	1/04±0/18 ^{a,a}	0/55±0/27 ^{b,ab}	10
1/12±0/10 ^{a,a}	0/76±0/21 ^{b,a}	0/34±0/04 ^{c,b}	30
1/11±0/02 ^{a,a}	0/87±0/06 ^{b,a}	0/29±0/03 ^{c,b}	100
RWC (درصد)			
81/6±7/6 ^{a,a}	79/3±4/2 ^{a,a}	79/0±7/3 ^{a,a}	0
85/7±7/0 ^{a,a}	75/0±13/9 ^{a,a}	78/0±4/6 ^{a,ab}	10
79/0±3/6 ^{a,a}	66/0±8/6 ^{a,a}	69/0±3/4 ^{a,ab}	30
81/0±7/2 ^{a,a}	80/0±4/2 ^{a,a}	63/5±4/7 ^{a,b}	100

حروف بالانویس اول و دوم بر روی هر عدد به ترتیب نشان دهنده اختلاف آماری در سطح احتمال 5 درصد در هر ردیف و هر ستون می‌باشند. میانگین‌های دارای حروف مشترک بر اساس آزمون چنددامنه‌ای دانکن اختلاف معنی‌داری آماری در سطح احتمال 5 درصد ندارند. اعداد مقابل داده‌ها انحراف معیار داده‌ها در 3 تکرار را نشان می‌دهند.

به کادمیم می‌شود و گیاهان تلقیح یافته دارای میزان کادمیم بیشتری در بافت‌های خود نسبت به گیاهان شاهد بودند. با افزایش غلظت کادمیم در خاک، غلظت کادمیم در ریشه گیاه گل‌گندم در همه‌ی تیمارها به‌طور معنی‌داری ($P \leq 0/05$) افزایش یافت (جدول 4). غلظت کادمیم در ریشه گل‌گندم در تمامی سطوح کادمیم در خاک، در تیمارهای AMF و PGPR به‌طور معنی‌داری ($P \leq 0/05$) بیش‌تر از تیمار شاهد بود. غلظت کادمیم در ریشه نیز در تیمارهای مختلف به‌صورت AMF < PGPR < شاهد بود.

باکتری‌های محرک رشد با ترشح انواعی از آنتی‌بیوتیک‌ها، حل‌کننده‌های فسفات، هیدروسیانیک، ایندول استیک اسید، سیدروفور، آمینو سیکلوپروپان کربوکسیلیک اسید دامیناز زیست‌فراهمی و ظرفیت جذب ریشه‌ای فلزاتی مانند آهن (کروولی و همکاران، 1991)، منگنز (باربر و لی، 1974) و فلزاتی غیر ضروری مانند کادمیم (سالت و همکاران، 1995) را افزایش می‌دهند. بلیموو و همکاران (2002) بیان کردند که تلقیح باکتری‌های محرک رشد گیاه به محیط رشد گیاه کلم روغنی موجب تحریک رشد گیاه و افزایش جذب عناصر غذایی در خاک آلوده

جدول 4- مقایسه میانگین غلظت کادمیم شاخساره، ریشه و غلظت آهن، روی و مس در شاخساره در سطوح مختلف کادمیم در خاک در تیمارهای شاهد، PGPR و AMF

AMF	PGPR	شاهد	کل کادمیم افزوده شده به خاک (mg kg ⁻¹)
	غلظت کادمیم شاخساره (mg kg ⁻¹)		
42/6±4 ^{b,c}	56/4±1 ^{a,d}	50/4±1 ^{ab,c}	0
717/9±48 ^{a,b}	765/5±198 ^{a,c}	485/0±78 ^{b, b}	10
805/7±66 ^{a,b}	1325/0±177 ^{a,b}	923/1±89 ^{a,a}	30
1047/3±187 ^{b,a}	1636/9±47 ^{a,a}	-	100
	غلظت کادمیم در ریشه (mg kg ⁻¹)		
0/83±0/1 ^{b,d}	1/52±0/01 ^{a,d}	1/70±0/2 ^{a,c}	0
72/55±4 ^{b,c}	87/14±6 ^{a,c}	57/00±7 ^{a,b}	10
115/60±4 ^{c,b}	123/46±5 ^{a,b}	98/76±7 ^{b,a}	30
188/05±3 ^{b,a}	265/48±8 ^{a,a}	134/56±10	100
	غلظت آهن شاخساره (mg kg ⁻¹)		
194/0±4/6 ^{a,a}	197/5±18/9 ^{a,a}	113/0±19/7 ^{b,a}	0
91/6±5/1 ^{ab,b}	118/1±11/9 ^{a,b}	76/2±11/3 ^{b,b}	10
85/9±12/2 ^{a,b}	90/9±7/0 ^{a,b,c}	40/5±7/2 ^{b,c}	30
86/8±2/3 ^{a,b}	81/5±3/5 ^{a,c}	24/4±13/6 ^{b,c}	100
	غلظت روی شاخساره (mg kg ⁻¹)		
34/0±3/1 ^{a,a}	34/0±2/6 ^{a,a}	26/3±2/0 ^{b,a}	0
32/8±4/3 ^{a,a}	31/2±4/3 ^{ab,ab}	24/0±0/8 ^{b,a}	10
27/3±6/6 ^{a,a}	30/6±2/8 ^{a,ab}	18/1±4/5 ^{b,a}	30
26/7±7/0 ^{a,a}	24/9±2/2 ^{a,b}	2/2±0/3 ^{b,b}	100
	غلظت مس شاخساره (mg kg ⁻¹)		
8/3±4/7 ^{a,a}	8/4±0/9 ^{a,a}	6/1±0/6 ^{a,a}	0
8/6±1/2 ^{a,a}	7/1±0/7 ^{ab,ab}	4/4±0/6 ^{b,ab}	10
6/0±0/8 ^{a,ab}	5/0±0/9 ^{a,b}	3/9±0/6 ^{a,b}	30
2/6±0/5 ^{a,b}	2/0±1/1 ^{a,c}	0/8±0/1 ^{a,c}	100

حروف بالانویس اول و دوم بر روی هر عدد به ترتیب نشان دهنده اختلاف آماری در سطح احتمال 5 درصد در هر ردیف و هر ستون می‌باشند. میانگین‌های دارای حروف مشترک بر اساس آزمون چنددامنه‌ی دانکن اختلاف معنی‌داری آماری در سطح احتمال 5 درصد ندارند. اعداد مقابل داده‌ها انحراف معیار داده‌ها در 3 تکرار را نشان می‌دهند.

بر کیلوگرم در بافت‌های قارچ‌ریشه *G. versiforme* گزارش شده است (چن و همکاران، 2006). تورنائو و همکاران نیز گزارش کردند که حجم بسیار زیادی از کادمیم در ساختمان قارچی نسبت به سلول‌های گیاه میزبان تجمع می‌یابد (تورنائو و همکاران، 1993).

غلظت روی، آهن و مس

با افزایش غلظت کادمیم در خاک، غلظت آهن، روی و مس در شاخساره‌ی گیاه کاهش معنی‌داری ($P \leq 0/05$) نشان داد (جدول 4). میانگین غلظت آهن در تیمارهای AMF و PGPR به ترتیب 1/8 و 1/9 برابر بیش از تیمار شاهد بود در حالی‌که میانگین غلظت روی در هر دو تیمار میکروبی تقریباً برابر و حدود 1/7 برابر بیش از

دلیل بیش‌تر بودن غلظت کادمیم در ریشه‌های گیاهان در تیمار PGPR نسبت به تیمارهای AMF و شاهد، احتمالاً مربوط به بیش‌تر بودن زیست‌فراهمی کادمیم در تیمار PGPR باشد. معلوم شده است گیاهان پاپیروس تلقیح یافته با باکتری‌های محرک رشد در خاک آلوده به سسلیوم، 80-70% سسلیوم در ریشه و 60-40% سسلیوم در اندام‌های هوایی خود تجمع می‌دهند (دسوزا و همکاران، 1999). همچنین گزارش شده است حجم زیادی از فلزات در اسپورها و ساختمان قارچ‌ریشه و باکتری‌های محرک رشد گیاه انباشته می‌شود. برای مثال غلظت بیش از 1200 میلی‌گرم بر کیلوگرم از فلز روی در بافت‌های قارچ‌ریشه *G. mosseae* و بیش از 600 میلی‌گرم

افزایش می‌دهند (کروولی و همکاران، 1991؛ باربر و لی، 1974). بلیموو و همکاران (2002) بیان کردند که تلقیح باکتری‌های محرک رشد گیاه به محیط رشد گیاه کلم روغنی موجب تحریک رشد گیاه و افزایش جذب عناصر غذایی در خاک آلوده به کادمیم گردید. قارچ‌های میکوریزی هم با تولید هورمون‌های رشد مثل اکسین، سیتوکینین و ترشح سیدروفورها، افزایش سطح جذب و کلاته کردن عناصر، می‌توانند جذب و انتقال عناصر به گیاهان را افزایش دهند. پایین بودن میزان مس در خاک و همچنین ضریب پخشیدگی کم این عنصر سبب شده تا گیاهان میکوریزی بتوانند با مکانیسم‌های خاص خود (اشاره شده در بالا) در رقابت بهتر عمل کنند و میزان مس در این گیاهان بالاتر باشد (مارشتر و دل 1994).

تیمار شاهد و میانگین غلظت مس در تیمارهای AMF و PGPR به ترتیب 1/7 و 1/5 برابر بیش از تیمار شاهد بدست آمد. اختلاف معنی‌داری بین تیمارهای PGPR و AMF در غلظت این عناصر در شاخساره گیاه، در هیچ یک از سطوح تیمارهای کادمیم وجود نداشت. غلظت‌های بالای کادمیم سبب اختلال در فرآیندهای فتوسنتز، تنفس، متابولیسم، تعادل آبی گیاه به دلیل کاهش اندازه و تعداد آوندهای چوبی و کاهش جذب عناصر غذایی ضروری همانند آهن، مس و روی می‌شود (گوگورسنا و همکاران، 2002؛ لارسون و همکاران، 1998). باکتری‌های محرک رشد با ترشح انواعی از آنتی بیوتیک‌ها، حل‌کننده‌های فسفات، هیدروسیانیک، اسید ایندول استیک، سیدروفور، آمینو سیکلوپروپان کربوکسیلیک اسید دامیناز زیست‌فراهمی و ظرفیت جذب ریشه‌ای عناصر کم‌مصرف را

فهرست منابع:

1. خلیقی، ا. و خارا، ج. 1387. تأثیر قارچ میکوریزای آربوسکولار بر روی تنش اکسیداتیو و برخی پارامترهای رشدی و فیزیولوژی در گیاه گندم رقم آذر 2 تحت سمیت کادمیم. مجله زیست‌شناسی ایران 21: 216-230.
2. خداوردی لو، ح. رسولی صدقیانی، م.ح. و کریمی، ا. 1392. تأثیر مایه زنی میکروبی یک خاک آلوده به سرب بر رشد، برخی ویژگی‌های فیزیولوژیک و جذب و انتقال سرب، آهن و روی توسط گل‌گندم (*Centaurea cyanus*). نشریه مدیریت خاک و تولید پایدار 3: 75-93.
3. سلیمپور، م. 1382. مطالعه مزرعه‌ای اثر بخشی کودهای میکروبی فسفات‌هاوی میکروارگانیزم‌های حل‌کننده فسفات بر عملکرد کمی و کیفی ذرت. سومین همایش ملی توسعه کاربرد مواد بیولوژیک و استفاده از کود و سم در کشاورزی، 4-2 اسفند، تهران.
4. شریفی، م. سادات محتشمیان، م. ریاحی، ح. و علوی، س.م. 1390. اثر قارچ اندومیکوریزیایی *Glomus etunicatum* بر برخی شاخص‌های مورفولوژیک و فیزیولوژیک گیاه ریحان. فصلنامه گیاهان دارویی 10: 85-94.
5. شیر مردی، م. ثوابی، غ. خاوازی، ک. فرحبخش، م. رجالی، ف. و سادات، ع. 1389. بررسی برهمکنش قارچ میکوریز و باکتری سودوموناس بر پتانسیل آب برگ و عملکرد دو رقم آفتابگردان در یک خاک شور. مجله تحقیقات آب و خاک ایران 41: 221-228.
6. کاظم علیلو، س. و رسولی صدقیانی، م.ح. 1391. اثر آلودگی کادمیمی خاک بر برخی شاخص‌های فیزیولوژیک گیاه بنگدانه (*Hyoscyamus niger* L) در حضور و عدم حضور ریزجانداران محرک رشد گیاه. مجله دانش آب و خاک 22: 30-17.
7. علیپور، ز. و ملکوتی، م. 1382. نقش باکتری‌های محرک رشد در رشد و سلامت گیاه. نشریه فنی شماره 309، موسسه تحقیقات آب و خاک، 12 صفحه.
8. ملکوتی، م.ج. و همایی، م. 1383. حاصلخیزی خاک‌های مناطق خشک و نیمه خشک با بازنگری کامل. چاپ دوم، انتشارات دانشگاه تربیت مدرس. تهران. ایران.
9. Abou-Shanab, R.A. Angle, J.S. and Ghaney, R.L. 2006. Bacterial inoculants affecting nickel uptake by *Alyssum murale* from low, moderate and high Ni soils. *Soil Biology and Biochemistry* 38: 2886-2889.
10. Arshad, M. Saleem, M. and Hussain, S. 2007. Perspectives of bacterial ACC deaminase in phytoremediation. *Trends Biotechnology* 25: 356-362.

11. Awotoye, O.O. Adewole, M.B. Salami, A.O. and Ohiembor, M.O. 2009. Arbuscular mycorrhiza contribution to the growth performance and heavy metal uptake of *Helianthus annuus* LINN in pot culture. *African Journal Environment Science and Technology* 3: 157-163.
12. Baker, A.J. and Proctor, J. 1990. The influence of cadmium, copper lead and zinc on the distribution and evolution of metallophytes in the British Isles. *Plant Systematics and Evolution* 173:91-108.
13. Barber, S.A. and Lee, R.B. 1974. The effect of microorganisms on the absorption of manganese by plants. *New Phytologist* 73(1): 97-106.
14. Belimov, A.A. Sarfronova, V.I. and Mimura, T. 2002. Response of spring rape to inoculation with plant growth-promoting rhizobacteria containing 1-aminocyclopropane-1-carboxylate deaminase depends on nutrient status of the plant, *Canadian Journal of Microbiology* 48(3):189-99.
15. Biro, B. Bayoumi, H. E. Balazsy, S. and Kecskes, M. 1995. Metal sensitivity of some symbiotic N₂-fixing bacteria and *Pseudomonas* strains. *Acta Biology Hungaria* 46:9-16.
16. Cariny, T. 1995. *The Reuse of Contaminated Land*. John Wiley and Sons Ltd. Publisher, Pp: 219.
17. Carter, M.R. and Gregorich, E.G. 2008. *Soil Sampling and Methods of Analysis* (2nd ed). CRC Press. Boca Raton, FL. P.1204.
18. Chen, Y. Zhu, G. and Smith, F.A. 2006. Effects of arbuscular mycorrhizal inoculation on uranium and arsenic accumulation by Chinese brake fern (*Pteris vittata* L.) from a uranium mining-impacted soil. *Chemosphere* 62:1464-1473.
19. Clark, R.B. and Zeto, S.K. 2000. Mineral acquisition by arbuscular mycorrhizal plants. *Journal Plant Nutrition* 23: 867-902.
20. Colpaert, J.V. and van Assche, J.A. 1987. Heavy metal resistance in some ectomycorrhizal fungi. *Functional Ecology* 1: 415-421.
21. Crowley, D.E. Wang, Y.C. Reid, C.P.P. and Szansizlo, P.J. 1991. Mechanism of iron acquisition from siderophores by microorganisms and plants. *Plant and Soil* 130 (1-2): 179-198.
22. Dary, M. Chamber-Pérez, M.A. Palomares, A.J. and Pajuelo, E. 2010. In situ phytostabilisation of heavy metal polluted soils using *Lupinus luteus* inoculated with metal resistant plant-growth promoting rhizobacteria. *Journal of Hazardous Materials* 177: 323-330.
23. Das, P. Samantaray, S. and Routm, G. R. 1997. Studies on cadmium toxicity in plants: a review. *Environmental Pollution* 98: 29-36.
24. De Souza, M.P. Huang, C.P. Chee, N. and Terry, N. 1999. Rhizosphere bacteria enhance the accumulation of selenium and mercury in wetland plants. *Planta* 209 (2): 259-263.
25. Demir, S. 2004. Influence of arbuscular mycorrhiza on some physiological growth parameters of pepper. *Turkish Journal of Biology* 28: 85-90.
26. Diaz, G. Azcon-Aguilar, C. and Honrubia, M. 1996. Influence of arbuscular mycorrhiza on heavy metal (Zn and Pb) uptake and growth of *Lygедum spartum* and *Anthyllis cytisoides*. *Plant and Soil* 180: 241-249.
27. Gogorcena, Y. Lucena, J.J. and Abadia, J. 2002. Effects of Cd and Pb in sugar beets plants grown in nutrient solution: Induced Fe deficiency and growth inhibition. *Functional Plant Biology* 29: 1453-1464.
28. Greger, M. and Ogren, E. 1991. Direct and indirect effects of Cd on photosynthesis in sugar beet (*Beta vulgaris*). *Physiologia Plantarum* 83: 129-135.
29. Gupta, R.K. 2000. *Soil, plant, water and fertilizer analysis*. Agrobios, New Delhi, India. Pp: 438.
30. Haghiri, F. 1973. Cadmium uptake by plants. *Journal of Environmental Quality* 2: 93-96.

31. Horst, V. 2004. Further root colonization by arbuscular mycorrhizal fungi in already mycorrhizal plants in suppressed after a critical level of root colonization. *Journal of Plant Physiology* 161: 339-341.
32. Huang, Y. tao, S.A. and Chen, Y.j. 2005. The role of arbuscular mycorrhiza on change of heavy metal speciation in rhizosphere of maize in wastewater irrigated agriculture soil. *Journal of Environmental Sciences* 17: 276-280.
33. Kabata-Pendias, A. and Pendias, H. 1993. *Biogeochemistry of trace elements*. Wyd, Warszawa: 363. (In polish).
34. Kaldorf, M. Kuhn, A.J. Schröder, W.H. Hildebrandt, U. and Bothe, H. 1999. Selective element deposits in maize colonized by a heavy metal tolerance conferring arbuscular mycorrhizal fungus. *Journal Plant Physiology* 154: 718-728.
35. Karami, A. and Zulkifli, H.S.H. 2010. Phytoremediation of heavy metals with several efficiency enhancer methods. *African Journal of Biotechnology* 9: 3689-3698.
36. Karimi, A. Khodaverdiloo, H. Sepehri, M., and Rasouli Sadaghiani, M.H. 2011. Arbuscular mycorrhizal fungi and heavy metal contaminated soils. *African Journal of Microbiology Research* 5: 1571-1576.
37. Khan, A.G. 2005. Role of soil microbes in the rhizospheres of plants growing on trace element contaminated soils in phytoremediation. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology* 18: 355-364.
38. Khan, A. G., Kuek, C. Chaudhry, T. M. Khoo, C. S. and Hayes, W. J. 2000. Role of plants, mycorrhizae and phytochelators in heavy metal contaminated land remediation. *Chemosphere* 41:197-207.
39. Khodaverdiloo, H. Rahmanian, M. Rezapour, S. Ghorbani Dashtaki, S.h. Hadi, H. and Han, F.X. 2012. Effect of wetting-drying cycles on redistribution of lead in some semi-arid zone soils spiked with a lead salt. *Pedosphere* 22: 304-313.
40. Khodaverdiloo, H.S. Ghorbani, h. Dashtaki, S.h. and Rezapour, S. 2011. Lead and cadmium accumulation potential and toxicity threshold determined for land cress (*Barbarea verna*) and spinach (*Spinacia oleracea* L.). *International Journal of Plant Production* 5: 275-281.
41. Larsson, E.H. Bornman, J.F. and ASP, H.1998. Influence of UV-B radiation and cadmium on chlorophyll fluorescence Brassica napus. *Journal of experimental Botany* 49: 1031-1039.
42. Lee, E. and Banks, M.K. 1993. Bioremediation of petroleum contaminated soil using vegetation: A microbial study, *Journal of Environmental Science and Health* 28: 2187.
43. Leyval, C. Turnau, K. and Haselwandter, R. 1997. Effect of heavy metal pollution on mycorrhizal colonization and function: physiological, ecological and applied aspects. *Mycorrhiza* 7: 139-153.
44. Lichtenthaler, H.K. and Wellburn, A.R.1985. Determination of total carotenoids and chlorophyll a and b of leaf in different solvents. *Biology Society Trans* 11: 591-592.
45. Ma, Y. Prasad, M.N.V. Rajkumar, M. and Freitas, H. 2011. Plant growth promoting rhizobacteria and endophytes accelerate phytoremediation of metalliferous soils. *Biotechnology Advances* 29: 248-258.
46. Malcová, R. Rydlová, J. and Vosátka, M. 2003. Metal-free cultivation of *Glomus sp.* BEG 140 isolated from Mn-contaminated soil reduces tolerance to Mn. *Mycorrhiza* 13: 151-157.
47. Marschner, H. and Dell, B. 1994. Nutrient uptake in mycorrhizal symbiosis. *Plant and Soil* 159: 89-102.
48. Prasad, M. and Strazalka, K. 1999. Impact of heavy metals on photosynthesis. *Journal of Experimental Botany* 41: 314-320.
49. Salt, D.E. Blaylock, M.N. Kumar, P.B.A. Dushenkov, V. Ensley, B.D. Chet, I. and Raskin I. 1995. Phytoremediation: a novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants. *Nature Biotechnology* 13: 468 - 474.

50. Sanita, D.I. Toppi, L. and Gabbrielli, R. 1999. Response to cadmium in higher plants: A review. *Environ. Experimental Botany* 4: 105–130.
51. Sharma, P. and Dubey, R.S. 2005. Lead Toxicity in plants. *Plant Physiology*.17: 35-52.
52. Siqueira, J.O. Colozzi-Filho, A. and Oliverira, E. 1989. Occurencia de micorrizas vesiculo arbusculares emagro ecossistemas naturais do estado de minas gerais. *Pasquisa Agropecuaria Brasileira* 24: 1499-1506.
53. Turnau, K. Kottke, I. and Oberwinkler, F.1993. Element localization in mycorrhizal roots of *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn collected from experimental plots treated with cadmium dust. *New Phytologist* 123: 313-324.
54. Vassilev, A. and Yordanov, I. 1997. Reductive analysis of factors limiting growth of cadmiumtreated plants–review.*Plant Physiology* 23: 114-133.
55. Verma, P. George K.V. Singh, H.V. and Singh, R.N. 2004. Modeling cadmium accumulation in radish, carrot, spinach and cabbage. National Geophysical Research Institute, Uppal Road, Hydrabad, India.1652-1661.
56. Verma, S. and Dubey, R. S. 2001. Effect of cadmium on soluble sugars and enzymes of their metabolism in rice. *Biology Plant* 44: 117-123.
57. Vivas, A. Biro, B. Campos, E. Barea, J. M. and Azcon, R. 2003. Symbiotic efficiency of autochthonous arbuscular mycorrhizal fungus (*G. mosseae*) and *Brevibacillus* sp. isolated from cadmium polluted soil under increasing cadmium levels. *Environmental Pollution* 126:179-189.
58. Vogel-Mikus, K. Drobne, D. and Regvar, M. 2005. Zn, Cd and Pb accumulation and arbuscular mycorrhizal colonization of pennycress (*Thlaspi praecox*) from the vicinity of a lead mine and smelter Slovenia. *Environmental Pollution* 133: 233-242.
59. Yano-Melo, A.M. Saggin, O.J. and Maia, L.C. 2003. Tolerance of mycorrhized banana (*Musa sp.* cv. Pacovan) plant lets to saline stress. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 95: 343–348.
60. Yu, X. Cheng, J. and Wong, M.H. 2005. Earthworm-mycorrhiza interaction on Cd uptake and growth of ryegrass.*Soil Biology Biochemestery* 37: 195-201.
61. Zhang, H.H. Tang, M. and Zheng, C. 2010. Effect of inoculation with AM fungi on lead uptake, translocation and stress alleviation of *Zea mays* L. seedlings planting in soil with increasing lead concentrations. *European Journal of Soil Biology* 46: 306-311.

