University of Tehran Press

Journal of Crops Improvement

Online ISSN: 2345-6957

Homepage: https://jci.ut.ac.ir/

The effect of inoculation with two mycorrhizal species on fractionation and uptake of cadmium in presian clover

Marzieh Mowlavi Sorond[1] | Jalal Sadeghi[2] | Amir Lakzian[3]✉

۱. Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad, Mashhad, Iran. E-mail: marziemowlavi@um.ac.ir
2. Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad, Mashhad, Iran. E-mail: jalalsadeghi2@mail.um.ac.ir
3. Corresponding Author, Department of Soil Sciences, Faculty of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad, Mashhad, Iran. E-mail: alakzian@um.ac.ir

Article Info

Article type:
Research Article

Article history:
Received: 19 September 2022
Received in revised form
27 August 2023
Accepted 28 August 2023
Published online
20 September 2023

Keywords:
Colonization
Contamination
Contribution share
Funnelliformis mosseae
Rhizophagus intraradices

ABSTRACT

Objective: In addition to improving root growth and increasing the absorption of nutrients by plants, mycorrhizae affect the availability and different forms of heavy metals in the soil. This study investigated the effect of two mycorrhizal species on the partitioning of cadmium element and also the absorption of this element by persian clover.

Methods: This experiment was carried out in a completely randomized design by factorial method with three replications with three levels of mycorrhiza (without mycorrhizae, *funnelliformis mosseae* and *rhizophagus intraradices*) and two levels of cadmium (0 and 10 $mg.kg^{-1}$) in the research greenhouse of the Faculty of Agriculture of Ferdowsi University of Mashhad in 2018. After harvesting the plant, the dry weight of the shoot and root as well as the concentration of cadmium in these two parts of the plant were measured. Two parameters of mycorrhizal colonization and contribution of mycorrhizal participation in cadmium uptake by shoots and roots were measured. Finally, the effect of experimental treatments on the chemical forms of cadmium in the soil was measured.

Results: The results showed that cadmium caused an increase of 8.7% and a decrease of 31.5% in amount of colonization of *funnelliformis mosseae* and *rhizophagus intraradices*. Cadmium decreased the shoot dry weight by 28.7%. The behavior of two mycorrhizal species on the concentration of cadmium in the shoots and roots of persian clover was different. The presence of *funnelliformis mosseae* caused a significant ($P<0.05$) and 55.1% decrease in cadmium concentration of clover shoot and a 1.23-fold increase in concentration of this metal in plant roots. The measured decrease in the concentration of cadmium in the roots and shoots of clover in rhizo treatment was 14.5% and 14.3%, respectively, compared to the control. The carbonate form of cadmium had the highest amount of this metal in control soil (1.08 mg/kg) and contaminated soil (4.19 mg/kg). Mycorrhiza colonization of plant in control soil had no significant effect ($P<0.05$) on the concentration of different forms of cadmium.

Conclusion: Considering the increase of 70 (*funnelliformis mosseae*) and 63 (*rhizophagus intraradices*) percent of plant dry weight in contaminated soil in presence of mycorrhiza, as well as the low price of these fungi inoculum (80,000 Rials per kilogram at the time of purchase), the use of this microorganism can be a suitable solution in soils contaminated with heavy metals in greenhouse conditions.

Cite this article: Mowlavi Sorond, M., Sadeghi, J., & Lakzian, A. (2023). The effect of inoculation with two mycorrhizal species on fractionation and uptake of cadmium in presian clover. *Journal of Crops Improvement*, 25 (3), 603-617. DOI: https://doi.org/10.22059/jci.2023.348885.2746

© The Authors.
Publisher: University of Tehran Press.
DOI: https://doi.org/10.22059/jci.2023.348885.2746

انتشارات دانشگاه تهران

به‌زراعی کشاورزی

Homepage: https://jci.ut.ac.ir/

شاپا الکترونیکی: ۶۹۵۷-۲۳۴۵

تأثیر تلقیح با دو گونه مایکوریزا بر جزءبندی و میزان جذب کادمیم در شبدر ایرانی

مرضیه مولوی‌سرند[۱] | جلال صادقی[۲] | امیر لکزیان[۳]✉

۱. گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد، مشهد، ایران. رایانامه: marziemowlavi@um.ac.ir

۲. گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد ، مشهد، ایران. رایانامه: jalalsadeghi2@mail.um.ac.ir

۳. نویسنده مسئول، گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد، مشهد، ایران. رایانامه: alakzian@um.ac.ir

اطلاعات مقاله

نوع مقاله:
مقالهٔ پژوهشی

تاریخ دریافت: ۱۴۰۱/۰۶/۲۸
تاریخ بازنگری: ۱۴۰۲/۰۶/۰۵
تاریخ پذیرش: ۱۴۰۲/۰۶/۰۶
تاریخ انتشار: ۱۴۰۲/۰۶/۲۹

کلیدواژه‌ها:
آلودگی
رایزوفاگوس اینترارادیسز
سهم مشارکت
فانلی‌فورمیس موسه
کلونیزاسیون

چکیده

هدف: مایکوریزا علاوه بر بهبود رشد ریشه و افزایش جذب عناصر غذایی توسط گیاهان بر میزان فراهمی و اشکال مختلف فلزات سنگین در خاک تأثیرگذار می‌باشند. در این مطالعه به بررسی تأثیر دو گونه مایکوریزا بر جزءبندی عنصر کادمیم و هم‌چنین جذب این عنصر توسط گیاه شبدر ایرانی پرداخته شد.

روش پژوهش: این آزمایش در قالب طرح کاملاً تصادفی به‌روش فاکتوریل با سه تکرار با سه سطح مایکوریزا و دو سطح کادمیم در گلخانه تحقیقاتی دانشکده کشاورزی دانشگاه فردوسی مشهد در سال ۱۳۹۸ اجرا شد.

یافته‌ها: نتایج نشان داد که کادمیم باعث افزایش ۸/۷ و کاهش ۳۱/۵ درصدی مقدار کلونیزاسیون دو گونه *فانلی‌فورمیس‌موسه‌آ* و *رایزوفاگوس اینترارایسز* شد. کادمیم باعث کاهش ۲۸/۷ درصدی وزن خشک اندام هوایی شد. حضور *فانلی‌فورمیس‌موسه‌آ* باعث کاهش معنی‌دار ($P\leq ۰/۰۵$) و ۵۵/۱ درصدی غلظت کادمیم در اندام هوایی گیاه شبدر و افزایش ۱/۲۳ برابری غلظت این فلز در ریشه گیاه شد. شکل کربناتی کادمیم دارای بیش‌ترین مقدار این فلز در خاک شاهد (۱/۰۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم) و آلوده (۴/۱۹ میلی‌گرم بر کیلوگرم) بود. مایکوریزایی شدن گیاه در خاک شاهد تأثیر معنی‌دار ($P\leq ۰/۰۵$) بر غلظت اشکال مختلف کادمیم نداشت.

نتیجه‌گیری: با توجه به افزایش ۷۰ (*فانلی‌فورمیس‌موسه‌آ*) و ۶۳ (*رایزوفاگوس اینترارایسز*) درصدی وزن خشک گیاه در خاک آلوده و در حضور مایکوریزا، و هم‌چنین قیمت پایین مایه تلقیح این قارچ‌ها (کیلویی ۸۰۰۰۰ ریال در زمان خرید)، استفاده از این میکروارگانیسم می‌تواند یک راه‌کار مناسب جهت کاربرد در خاک‌های آلوده به فلزات سنگین در شرایط گلخانه‌ای باشد.

استناد: مولوی‌سرند، مرضیه؛ صادقی، جلال؛ و لکزیان، امیر (۱۴۰۲). تأثیر تلقیح با دو گونه مایکوریزا بر جزءبندی و میزان جذب کادمیم در شبدر ایرانی. *به‌زراعی کشاورزی*، ۲۵ (۳)، ۶۰۳-۶۱۷. DOI: https://doi.org/10.22059/jci.2023.348885.2746

ناشر: مؤسسه انتشارات دانشگاه تهران.

© نویسندگان.

CC BY NC

۱. مقدمه

خاک به‌عنوان منبع مهم برای بقای گیاهان، حیوانات و میکروارگانیسم‌ها شناخته شده است و کیفیت آن بر فعالیت و تنوع میکروبی و رشد گیاهان تأثیر می‌گذارد (Yang *et al*., 2017). فلزات سنگین معمولاً به‌طور طبیعی در پوسته زمین موجود هستند (Gao *et al*., 1998) ولی افزایش غلظت آن‌ها در خاک می‌تواند توسط دو منشأ زمین‌شناسی و انسانی صورت پذیرد (آموزگار و همکاران، ۱۳۹۴؛ Huo *et al*., 2018). مایکوریزای آربسکولار به‌طورعمده به‌واسطه افزایش جذب عناصر غذایی، از جمله گونه‌های مفید خاکزی جهت افزایش رشد گیاهان مختلف به‌شمار می‌روند. در این پژوهش در درجه اول هدف بررسی تأثیر آلودگی کادمیم بر میزان کلونیزاسیون ریشه گیاه شبدر ایرانی در حضور دو گونه مایکوریزا بوده و در ادامه تأثیر حضور این دو گونه بر خصوصیات رشدی، غلظت کادمیم در گیاه و هم‌چنین اشکال مختلف شیمیایی این عنصر سنگین در خاک بررسی شد.

۲. پیشینه پژوهش

در بسیاری از مطالعات غلظت کل فلزات سنگین در خاک به‌عنوان شاخصی برای بررسی سمیت فلزات در نظر گرفته می‌شود (Li & Thornton, 2001). اما با توجه به تأثیر عوامل مختلف زنده و غیرزنده نظیر میزان ماده آلی، نوع و میزان رس، اسیدیته خاک، پتانسیل اکسید و احیا (Eh)، عوامل کمپلس‌کننده و دیگر عوامل مؤثر بر تحرک و سمیت فلزات در خاک (Rodriguez *et al*., 2009; Dehghanian *et al*., 2018)، این شاخص اطلاعات ارزشمندی راجع به فراهمی زیستی این فلزات فراهم نمی‌کند (Kartal *et al*., 2006). بنابراین مطالعه تغییر و تبدیلات و رهاسازی این فلزات در خاک و تأثیر آن‌ها بر موجودات زنده و به‌عبارتی بررسی شکل‌های شیمیایی فلزات سنگین در خاک امری ضروری است (Liu *et al*., 2018; Aghababaei *et al*., 2014a). بررسی شکل‌های شیمیایی عناصر، درک بهتر از رفتار زیست‌محیطی آن‌هارا در اختیار پژوهش‌گران قرار می دهد (Nyamangara, 1998) و شاید به همین دلایل، تاکنون دستورالعمل‌های مختلفی درباره عصاره‌گیری فلزات از خاک پیشنهاد شده است (Kartal *et al*., 2006). اساس به‌کارگیری این روش‌ها، استفاده از محلول‌های خاص است که هرکدام از این محلول‌ها توانایی هضم نوع خاصی از پیوندهای شیمیایی را داشته و بنابراین شکل خاصی از عنصر را آزاد می‌کنند (Kartal *et al*., 2006).

در میان ریزجانداران خاک، مایکوریزای آربسکولار توجه بسیاری را به خود جلب کرده است. این قارچ‌ها برای رشد و تکمیل چرخه زندگی خود وابسته به گیاه می‌باشند (Muthukrishnan *et al*., 2018) و قادر هستند با تغییر ساختار ریشه گیاه (Zhan *et al*., 2018) و گسترش هیف‌های خارجی، حجم بیش‌تری از خاک را تحت پوشش ریشه گیاه قرار دهند (Muthukrishnan *et al*., 2018) که افزایش جذب آب و مواد مغذی را سبب می‌شود (Cahturvedi *et al*., 2018). توسعه هیف‌های خارجی در خاک قادر هستند از طریق جذب یون‌های فلزی و یا آزاد سازی ترکیباتی نظیر اسیدهای آلی و گلومالین فراهمی زیستی و اشکال فلزات در خاک را تحت تأثیر قرار دهند.

هم‌چنین هم‌زیستی مایکوریزایی با کاهش سمیت فلزات در گیاهان و نیز تأثیر بر جذب و انتقال فلزات در گیاه (Liu *et al*., 2018)، بهبود بقا و سازگاری گیاهان را در خاک‌های آلوده به فلزات سنگینسبب می‌شود (Chen *et al*., 2015). مایکوریزا آربسکولار با ایجاد پیوند بین خاک و گیاه و تأثیر بر فراهمی فلزات در خاک، جذب آن‌ها توسط گیاه را نیز تغییر می‌دهد (Zhan *et al*., 2018). گسترش ساختارهای مایکوریزایی در داخل ریشه گیاه با ایجاد سطح زیاد برای ذخیره فلزات سنگین (امانی‌فر و همکاران، ۱۳۸۹)، جذب سطحی فلزات بر روی دیواره هیف‌های داخلی (Zhang *et al*., 2010) و رسوب فلزات توسط ترکیبات فسفاته و سایر ترکیبات (Zhan *et al*., 2018) بر تغییر انتقال

فلزات داخل گیاه تأثیر می‌گذارند. بنابراین به‌نظر می‌رسد هم‌زیستی مایکوریزا با گیاه از طریق تأثیر بر انتقال فلزات از خاک به گیاه و توزیع آن‌ها در داخل گیاه، غلظت فلزات در گیاه را تحت تأثیر قرار می‌دهد. با این‌حال جذب فلز در گیاهان مایکوریزایی به فاکتورهایی بسیاری نظیر نوع گیاه میزبان، گونه مایکوریزا آربسکولار، غلظت و نوع فلزات و شرایط خاک بستگی دارد (Muthukrishnan *et al*., 2018). تاکنون تعدادی از مطالعات به بررسی تأثیر مایکوریزا بر جزبندی فلزات در خاک پرداخته‌اند (Subramanian *et al*., 2009; Aghababaei *et al*., 2014b). به‌عنوان مثال Dehghanian *et al*. (2018) تأثیر هم‌زیستی مایکوریزا با گیاه ذرت بر افزایش فرم قابل تبادل فلزات روی و منگنز در یک خاک آهکی را بررسی کردند. در سال‌های اخیر مطالعات زیادی در زمینه بررسی شکل‌های شیمیایی فلزات در خاک انجام شده است، اما در رابطه با تأثیر قارچ‌های مایکوریزا بر میزان هر یک از اشکال فلزات مختلف در حضور یک گونه قارچ اطلاعات کم‌تری در دسترس است. بنابراین مطالعه حاضر با هدف بررسی میزان تأثیرگذاری دو گونه مایکوریزا بر رشد گیاه شبدر ایرانی (*Trifolium resupinatum*) و هم‌چنین جزءبندی عنصر کادمیم در خاک انجام شد.

۳. روش‌شناسی پژوهش

پژوهش حاضر در قالب طرح کاملاً تصادفی با آرایش فاکتوریل با دو نوع مایکوریزا (*Funneliformis mosseae* (Fm)، *Rhizophagusintraradices* (Ri) و بدون مایکوریزا (NI)) و غلظت کادمیم در خاک (شاهد (C) و کادمیم ۱۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم (Cd)) با سه تکرار انجام شد. خاک مورداستفاده در این مطالعه با رده‌بندی *Typic Haplocalsids* از عمق ۳۰-۰ سانتی‌متری جمع‌آوری شد و پس از هوا خشک‌کردن خاک از الک ۲ میلی‌متر عبور داده شد و جهت سبک‌کردن بافت، با نسبت ۱:۱ با ماسه مخلوط گردید و در دو نوبت با فاصله زمانی ۴۸ ساعت، به‌مدت ۲ ساعت در دمای ۱۲۱ درجه سانتی‌گراد قرار گرفت. سپس برخی خصوصیات خاک شامل بافت خاک به‌روش هیدرومتری (Gee & Bauder, 1986)، اسیدیته خاک توسط دستگاه pHمتر (مدل 3510 ساخت Jenway انگلستان) و در گل اشباع، هدایت الکتریکی خاک توسط دستگاه ECمتر (مدل 4520 ساخت Jenway انگلستان) و در عصاره گل اشباع، فسفر قابل دسترس به‌روش Olsen & Sommers (1982) و توسط دستگاه اسپکتروفتومتر (مدل HALO XB 10 ساخت Dynamica انگلستان) و کربن آلی خاک به‌روش Walkley & Black (1934) در خاک موردمطالعه اندازه‌گیری شدند.

جهت آلوده‌سازی خاک به کادمیم، محلول نمک $Cd(NO_3)_2$ تهیه گردید و به خاک اسپری شد و خاک به‌مدت سه ماه در دمای اتاق و حفظ رطوبت نگه داشته شد تا فلز با خاک به حالت تعادل برسد. برای آماده‌سازی گلدان‌ها مقدار ۲/۹ کیلوگرم خاک در هر گلدان قرار داده شد و مایه تلقیح مایکوریزا نیز به مقدار ۱۰۰ گرم در زیر منطقه رشد ریشه اضافه شد. جهت از بین‌بردن اختلاف میان تیمارها، در تیمارهای فاقد مایکوریزا مایه تلقیح سترون‌شده اضافه گردید. در هر گلدان ۳۰ عدد بذر جوانه زده شبدر ایرانی قرار داده شد که پس از ثابت‌شدن شرایط گیاه تعداد بوته‌ها در هر گلدان به ۱۵ گیاه کاهش یافت. به‌منظور برگرداندن جمعیت میکروبی به خاک ۳۰ میلی‌لیتر سوسپانسیون خاک بدون اسپور و هیف به هر گلدان اضافه شد. برای تهیه سوسپانسیون مقدار ۴۰۰ گرم خاک تازه با ۱۲۰۰ میلی‌لیتر آب مقطر مخلوط و جهت حذف اسپورهای مایکوریزا از الک ۴۰۰ مش و کاغذ صافی عبور داده شد (Aghababaei *et al*., 2014a). در طول دوره رشد گیاه رطوبت گلدان‌ها توسط آب مقطر و در حد ۹۰ درصد رطوبت مزرعه تا کامل‌شدن دوره رشد گیاه حفظ شد. در طی مدت رشد گیاه دمای روز ۲۵ و دمای شب ۱۸ درجه سانتی‌گراد نگهداری شد.

۳. ۱. آنالیز خاک و گیاه

اندام هوایی و ریشه گیاه پس از دو ماه برداشت در پاکت کاغذی داخل آون با دمای ۶۵ درجه سانتی‌گراد به‌مدت ۷۲ ساعت جهت تعیین وزن خشک اندام هوایی و ریشه گیاه قرار داده شدند. اندازه‌گیری غلظت کادمیم در نمونه خشک گیاه مطابق روش هضم خشک صورت گرفت (Jones, 2001) و مقدار فلز سنگین در نمونه‌های اندام هوایی و ریشه نیز توسط دستگاه جذب اتمی (مدل PG990 ساخت PG Instrument استرالیا) اندازه‌گیری شد. جهت بررسی تأثیر مایکوریزا در جذب کادمیم در تیمارهای مایکوریزایی، سهم مشارکت مایکوریزا در جذب کادمیم (MC) در اندام هوایی و ریشه گیاه شبدر مطابق رابطه (۱) محاسبه گردید (Wang *et al*., 2007).

$$\text{Mycorrhizal Contribution} = [(U_M - U_{NM})/ U_{NM}] * 100 \quad \text{رابطهٔ ۱)}$$

که در آن، U_M و U_{NM} به‌ترتیب بیانگر میزان جذب کادمیم در گیاهان مایکوریزایی و غیر مایکوریزایی می‌باشند.

جهت تعیین کلونیزاسیون ریشه ابتدا رنگ‌آمیزی ریشه‌ها به‌روش Philips & Hayman (1970) انجام گرفته و میزان کلونیزاسیون نیز به روش خطوط متقاطع (Giovannetti *et al*., 1994) و در زیر بینوکولار (ساخت Labomed آمریکا) انجام گرفت. عصاره‌گیری شکل‌های شیمیایی فلزات سنگین نیز براساس روش Tessier *et al*. (1979) انجام گرفت. در این روش توزیع شیمیایی فلزات سنگین دارای پنج بخش بوده که به‌ترتیب عبارتند از بخش قابل‌تبادل (کلرید منیزیم ۱ مولار)، متصل به کربنات‌ها (استات‌سدیم ۱ مولار)، متصل به اکسیدهای آهن و منگنز (هیدروکسیل آمین هیدروکلراید ۰/۰۴ مولار)، متصل به مواد آلی (اسید نیتریک ۰/۰۲ مولار و آب اکسیژنه) و بخش باقی‌مانده یا بی‌اثر (اسید کلریدریک و اسید نیتریک غلیظ). در نهایت تجزیه واریانس داده‌ها و مقایسه میانگین آن‌ها با آزمون توکی[۱] و در سطح احتمال ۵ درصد توسط نرم‌افزار JMP (نسخه ۸) انجام شد.

برخی از خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک قبل از کشت گیاه در جدول (۱) نشان داده شده است. با توجه به نتایج خاک موردمطالعه pH قلیایی داشته و از نظر مقدار کربن آلی و فسفر قابل دسترس محدودیت داشت.

جدول ۱. برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک مورداستفاده

پارامتر	نوع	پارامتر	مقدار	پارامتر	مقدار	پارامتر	مقدار	پارامتر	مقدار
بافت	Sandy loam	هدایت الکتریکی (دسی‌زیمنس بر متر)	۱/۴۸	اسیدیته	۸/۱۴	کربن آلی (درصد)	۰/۴۷	فسفر قابل دسترس (میلی‌گرم بر کیلوگرم)	۳/۳۹

۴. یافته‌های پژوهش

نتایج تجزیه واریانس داده‌های اندازه‌گیری‌شده نشان داد که اثر ساده گونه مایکوریزا و آلودگی بر تمام خصوصیات اندازه‌گیری‌شده معنی‌دار بود. اثر متقابل این دو فاکتور بر غلظت کادمیم ریشه و اندام هوایی و فرکشن‌های باقی‌مانده و تبادلی معنی‌دار بود و این در حالی بود که در فرکشن‌های متصل به کربنات‌ها، ماده آلی و اکسیدهای آهن و منگنز، اثر متقابل فاکتورهای آزمایشی معنی‌دار نبود (جدول ۲). نتایج تجزیه واریانس سهم مشارکت مایکوریزا بر میزان جذب کادمیم توسط ریشه و اندام هوایی نشان داد که تنها اثر ساده گونه مایکوریزا بر سهم مشارکت جذب کادمیم توسط اندام هوایی معنی‌دار نبود و سایر اثرات بررسی شده معنی‌دار شدند (جدول ۳).

۱. Tukey Test

جدول ۲. میانگین مجذورات و سطح معنی‌دار بودن تأثیر تیمارهای آزمایشی بر خصوصیات اندازه‌گیری‌شده

منابع تغییرات	درجه آزادی	میانگین مربعات							
		باقیمانده	پیوند با ماده آلی	پیوند با اکسیدهای آهن و منگنز	پیوند با کربنات‌ها	قابل تبادل	غلظت کادمیم اندام هوایی	غلظت کادمیم ریشه	وزن خشک اندام هوایی	وزن خشک ریشه
گونه مایکوریزا	۲	۰/۱۴**	۰/۵**	۰/۴**	۵/۷۸**	۰/۷*	۰/۸۷**	۷۶۷/۲**	۶/۲۵**	۴/۸۵**
آلودگی	۱	۱/۷۷**	۰/۲۲**	۱۲/۷۹**	۵۰۵۳/۲**	۲۷/۱۶**	۴۲/۳**	۶۲۱۶/۷**	۰/۳۵*	۰/۱۳ns
مایکوریزا× آلودگی	۲	۰/۳*	۰/۳ns	۰/۱۳ns	۲/۵۹ns	۰/۱۱*	۳/۹۴**	۶۸۳/۳*	۱/۷۹**	۲/۱۸**
خطا	۱۲	۰/۸	۰/۲	۰//۴	۰/۹	۰/۲	۰/۸	۵	۰/۰۵	۰/۰۸
ضریب تغییرات (درصد)	–	۶/۳	۱۰	۵/۵	۳/۸	۷/۲	۶/۶	۶/۷	۸/۷	۹/۶

ns، * و ** به‌ترتیب بدون اختلاف معنی‌دار و اختلاف معنی‌دار در سطح ۵ و ۱ درصد می‌باشند.

جدول ۳. نتایج تجزیه واریانس تأثیر تیمارهای آزمایشی بر سهم مشارکت مایکوریزا در جذب کادمیم توسط ریشه و اندام هوایی

منابع تغییرات	درجه آزادی	میانگین مربعات	
		سهم مشارکت مایکوریزا در جذب کادمیم اندام هوایی	سهم مشارکت مایکوریزا در جذب کادمیم ریشه
گونه مایکوریزا	۱	۶۱۰ns	۷۸۹۱**
آلودگی	۱	۳۲۳۹۸**	۳۳۳۱۵**
مایکوریزا× آلودگی	۱	۴۲۰۱**	۱۹۴۸**
خطا	۸	۲۱۵	۱۱۶/۹
ضریب تغییرات (درصد)		۹/۵	۷/۲

ns، * و ** به‌ترتیب بدون اختلاف معنی‌دار و اختلاف معنی‌دار در سطح ۵ و ۱ درصد می‌باشند.

۴. ۱. کلونیزاسیون

نتایج اثرات متقابل کادمیم و مایکوریزا بر کلونیزاسیون ریشه گیاه شبدر نشان داد بیش‌ترین میزان کلونیزاسیون ریشه معادل ۵۸/۴ درصد در کلاس آماری (P≤۰/۰۵) در تیمار *Ri*Cd مشاهده شد و با تیمارهای NICd و *Fm*Cd داشت. در گیاهان غیرمایکوریزایی هیچ‌گونه شواهدی از کلونیزاسیون ریشه گیاه شبدر مشاهده نشد که این نتیجه مربوط به سترون‌کردن خاک پیش از شروع آزمایش و از بین‌بردن اسپورهای مایکوریزا بود. حضور کادمیم اثر متفاوتی بر مقدار کلونیزاسیون ریشه توسط دو گونه مایکوریزای مورداستفاده داشت، به‌طوری‌که در گونه *Ri*، کادمیم باعث کاهش معنی‌دار مقدار کلونیزاسیون (۳۱/۶ درصد کاهش) شد و این در حالی است که در گونه *Fm*، حضور کادمیم باعث افزایش مقدار کلونیزاسیون ریشه (۸ درصد افزایش) گیاه شبدر در مقایسه با شاهد شد. دلیل این مشاهده حساسیت گونه *Ri* به کادمیم دانست (جدول ۴).

جدول ۴. نتایج مقایسه میانگین برهم‌کنش آلودگی کادمیم و گونه مایکوریزا بر میزان کلونیزاسیون ریشه شبدر ایرانی

آلودگی	مایکوریزا	کلونیزاسیون (درصد)
شاهد	NI	۰d
	Fm	۵۲/۵۷b
	Ri	۵۸/۴a
آلوده	NI	۰d
	Fm	۵۷/۱۷a
	Ri	۴۰/۰۰c

میانگین‌های دارای حروف مشترک در هر ستون، براساس آزمون توکی اختلاف معنی‌داری (P≤۰/۰۵) ندارند.

نتایج مربوط به برهم‌کنش کادمیم و مایکوریزا بر وزن خشک اندام هوایی و ریشه گیاه شبدر نشان داد حضور کادمیم به‌ترتیب موجب کاهش ۲۸/۷ و ۳/۵ درصدی وزن خشک اندام هوایی و ریشه گیاه شبدر شد، اگرچه این کاهش در مورد ریشه معنی‌دار (P≤۰/۰۵) نبود. هم‌زیستی دو گونه مایکوریزا موردمطالعه موجب افزایش وزن خشک اندام هوایی و ریشه گیاه شد. در خاک آلوده به کادمیم این افزایش در گیاهان هم‌زیست با *Fm* و *Ri* به‌ترتیب ۶۹/۵ و ۶۳ درصد در اندام هوایی و ۶۳/۷ و ۳۰/۵ درصد در ریشه نسبت به گیاهان غیر مایکوریزایی بود (جدول ۵).

جدول ۵. نتایج مقایسه میانگین برهم‌کنش سطوح آلودگی و گونه مایکوریزا بر وزن خشک اندام هوایی و ریشه گیاه شبدر ایرانی

آلودگی	مایکوریزا	وزن خشک اندام هوایی (گرم در گلدان)	وزن خشک ریشه (گرم در گلدان)
شاهد	NI	۴/۰۳$_{d}$	۲/۲۸$_{c}$
	Fm	۴/۵۳$_{c}$	۲/۹۶$_{bc}$
	Ri	۴/۶۸$_{ab}$	۳/۹۳$_{a}$
آلوده	NI	۲/۸۷$_{e}$	۲/۲۰$_{c}$
	Fm	۴/۸۸$_{a}$	۳/۵۹$_{ab}$
	Ri	۴/۶۸$_{ab}$	۲/۸۶$_{bc}$

میانگین‌های دارای حروف مشترک در هر ستون، براساس آزمون توکی اختلاف معنی‌داری (P≤۰/۰۵) ندارند.

۴. ۲. غلظت کادمیم در ریشه و اندام هوایی

نتایج برهم‌کنش کادمیم و مایکوریزا بر غلظت کادمیم در اندام هوایی و ریشه گیاه شبدر نشان داد که حضور کادمیم موجب افزایش معنی‌دار (P<۰/۰۵) غلظت این عنصر در اندام هوایی و ریشه گیاه شبدر شد. هم‌چنین هم‌زیستی مایکوریزا به‌صورت معنی‌دار غلظت کادمیم در گیاه را تحت تأثیر قرار داد. غلظت کادمیم اندام هوایی و ریشه گیاه در تیمار خاک آلوده به‌ترتیب معادل ۰/۴ و ۴۳ برابر در مقایسه با تیمار غیر آلوده بود. هم‌زیستی مایکوریزا با گیاه شبدر موجب افزایش غلظت کادمیم اندام هوایی در خاک غیر آلوده به کادمیم شد، به‌گونه‌ای‌که این افزایش در گیاهان هم‌زیست با دو گونه *Fm* و *Ri* به‌ترتیب برابر با ۳۵ و ۲۵ درصد نسبت به گیاه غیرمایکوریزایی بود. در خاک شاهد (عدم حضور مایکوریزا) هم‌زیستی دو گونه اثر معنی‌داری (P<۰/۰۵) بر غلظت کادمیم در ریشه گیاه نشان نداد اما در حضور کادمیم، حضور دو گونه موردمطالعه موجب کاهش معنی‌دار (P<۰/۰۵) غلظت کادمیم شد. در خاک آلوده غلظت کادمیم در ریشه گیاهان هم‌زیست با *Fm* و *Ri* به‌ترتیب ۵۵ و ۶۱ درصد کاهش نسبت به گیاه غیرمایکوریزایی نشان دادند. نتایج نشان داد که گونه *Ri* به‌طور مؤثرتری نسبت به *Fm* موجب کاهش غلظت کادمیم در ریشه و اندام هوایی گیاه شبدر شد (جدول ۶).

جدول ۶. نتایج مقایسه میانگین برهم‌کنش کادمیم و گونه مایکوریزا بر غلظت کادمیم اندام هوایی و ریشه گیاه شبدر ایرانی

آلودگی	مایکوریزا	غلظت کادمیم اندام هوایی (میلی‌گرم بر کیلوگرم)	غلظت کادمیم ریشه (میلی‌گرم بر کیلوگرم)
شاهد	NI	۳/۱۴$_{c}$	۳/۱۴$_{d}$
	Fm	۵/۳۶$_{b}$	۵/۱۲$_{d}$
	Ri	۲/۵۴$_{d}$	۲/۱۷$_{d}$
آلوده	NI	۷/۱۴$_{a}$	۶۳/۱۴$_{b}$
	Fm	۳/۲$_{c}$	۱۴۱/۲$_{a}$
	Ri	۶/۱$_{a}$	۵۴/۱$_{c}$

میانگین‌های دارای حروف مشترک در هر ستون، براساس آزمون توکی اختلاف معنی‌داری (P≤۰/۰۵) ندارند.

نتایج مقایسه میانگین سهم مشارکت مایکوریزا در جذب کادمیم در اندام هوایی گیاه شبدر حاکی از اختلاف معنی‌دار (P<۰/۰۵) دو گونه در خاک شاهد بود، به‌گونه‌ای‌که هم‌زیستی با *Fm* مانع از جذب کادمیم در اندام هوایی گیاه شد درحالی‌که *Ri* جذب کادمیم را افزایش داد. اما نتایج مربوط به مشارکت دو گونه مایکوریزا در جذب کادمیم در ریشه گیاهان کشت‌شده در این خاک حاکی از تأثیر مثبت دو گونه بود. با این‌حال افزایش غلظت کادمیم در ریشه گیاه در اثر هم‌زیستی با *Fm* به *Ri* افزایش بیش‌تری داشت و دلیل این اثر را احتمالاً می‌توان غلظت بیش‌تر کادمیم در ریشه گیاهان هم‌زیست با این گونه نسبت داد. حضور کادمیم در خاک باعث افزایش معنی‌دار (P<۰/۰۵) سهم مشارکت مایکوریزا در جذب کادمیم در اندام هوایی گیاه شبدر شد. هم‌زیستی دو گونه مایکوریزا با گیاه شبدر در این خاک اثر مشابهی بر جذب کادمیم نشان دادند، اما اختلافی از نظر آماری با یکدیگر نداشتند. اما در ریشه گیاهان کشت‌شده در این خاک نتایج حاکی از ممانعت دو گونه مایکوریزا از جذب کادمیم بود. کاهش جذب کادمیم در خاک آلوده به کادمیم احتمالاً مربوط به رفتار کادمیم در خاک و تمایل آن به انتقال به بخش‌های هوایی گیاه باشد (جدول ۷).

جدول ۷. نتایج مقایسه میانگین برهم‌کنش کادمیم و گونه مایکوریزا بر سهم مشارکت مایکوریزا در جذب کادمیم در اندام هوایی و ریشه گیاه شبدر ایرانی

اندام گیاه	آلودگی	مایکوریزا	مشارکت مایکوریزایی
اندام هوایی	شاهد	*Fm*	−۱۰/۱۴c
		Ri	۴۱/۵۴b
	آلوده	*Fm*	۱۳۱/۲a
		Ri	۱۰۸/۱a
ریشه	شاهد	*Fm*	۱۰۱/۲a
		Ri	۲۴/۴۷b
	آلوده	*Fm*	−۲۹/۶۳c
		Ri	−۵۵/۴۳c

میانگین‌های دارای حروف مشترک در هر ستون، براساس آزمون توکی اختلاف معنی‌داری (P≤۰/۰۵) ندارند.

۴. ۳. شکل‌های شیمیایی کادمیم در خاک

نتایج مربوط به برهم‌کنش کادمیم و مایکوریزا بر اشکال شیمیایی کادمیم در خاک نشان داد که بیش‌ترین غلظت کادمیم در خاک شاهد مربوط به شکل‌های کربناتی (۱/۰۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم) و باقی‌مانده (۱/۱۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم) بود. وجود کادمیم در خاک موجب افزایش معنی‌دار غلظت کادمیم در شکل‌های تبادلی و اکسیدی نسبت به خاک شاهد شد و بیش‌ترین سهم کادمیم در این خاک به‌ترتیب مربوط به اشکال کربناتی (۳۴/۵۴ درصد)، تبادلی (۲۳/۴ درصد)، اکسیدی (۲۰/۶ درصد)، باقیمانده (۱۵/۹ درصد) و مرتبط با مواد آلی (۵/۳ درصد) بود. حضور مایکوریزا در خاک شاهد تأثیر معنی‌دار (P<۰/۰۵) بر غلظت کادمیم در اشکال مختلف نشان نداد اما باعث کاهش سهم کادمیم در شکل‌های تبادلی، مرتبط با مواد آلی و باقی‌مانده شد.

مایکوریزایی‌شدن گیاه شبدر در خاک آلوده موجب کاهش غلظت کادمیم در اشکال اکسیدی، مرتبط با مواد آلی و باقی‌مانده شد. شکل کربناتی کادمیم در خاک آلوده تحت تأثیر گونه *Fm* افزایش معنی‌دار نشان داد (۶ درصد)، درحالی‌که شکل تبادلی تغییری نداشت. اما هم‌زیستی با *Fm* به‌طور معنی‌داری سبب افزایش شکل تبادلی کادمیم در خاک آلوده شد (۱۳ درصد) (جدول‌های ۸ و ۹).

جدول ۸. مقایسه میانگین برهم‌کنش کادمیم و مایکوریزا بر شکل‌های شیمیایی کادمیم در خاک موردمطالعه

آلودگی	مایکوریزا	تبادلی	پیوند با کربنات‌ها	پیوند با اکسید آهن و منگنز (میلی‌گرم بر کیلوگرم)	پیوند با ماده آلی	باقیمانده
شاهد	NI	۰/۶۱$_{c}$	۱/۰۸$_{c}$	۰/۷۱$_{c}$	۰/۴۰$_{cd}$	۱/۱۶$_{c}$
	Fm	۰/۴۲$_{c}$	۱/۱۵$_{c}$	۰/۶۳$_{c}$	۰/۲۶$_{e}$	۱/۰۲$_{d}$
	Ri	۰/۵۱$_{cd}$	۱/۱۱$_{c}$	۰/۷۰$_{c}$	۰/۳۴$_{de}$	۱/۰۳$_{cd}$
آلوده	NI	۲/۸۴$_{b}$	۴/۱۹$_{b}$	۲/۵۰$_{a}$	۰/۶۷$_{a}$	۱/۹۳$_{a}$
	Fm	۲/۸۲$_{b}$	۴/۴۶$_{a}$	۲/۲۶$_{b}$	۰/۴۶$_{c}$	۱/۵۸$_{b}$
	Ri	۳/۲۲$_{a}$	۴/۱۹$_{b}$	۲/۳۴$_{b}$	۰/۵۵$_{b}$	۱/۶۸$_{b}$

میانگین‌های دارای حروف مشترک در هر ستون، براساس آزمون توکی اختلاف معنی‌داری (P≤۰/۰۵) ندارند.

جدول ۹. سهم شکل‌های شیمیایی کادمیم در تیمارها پس از کشت گیاه شبدر ایرانی

آلودگی	مایکوریزا	تبادلی	پیوند با کربنات‌ها	پیوند با اکسید آهن و منگنز (درصد)	پیوند با ماده آلی	باقیمانده
شاهد	NI	۱۵/۴۴	۲۷/۲۶	۱۷/۸۶	۱۰/۰۷	۲۹/۳۷
	Fm	۱۱/۹۴	۳۳/۰۷	۱۸/۲۲	۷/۵۸	۲۹/۱۹
	Ri	۱۳/۷۸	۳۰/۱۱	۱۸/۹۱	۹/۲۹	۲۷/۹۱
آلوده	NI	۲۳/۳۸	۳۴/۵۴	۲۰/۶۱	۵/۵۴	۱۵/۹۳
	Fm	۲۴/۳۳	۳۸/۵۳	۱۹/۵۲	۳/۹۴	۱۳/۶۸
	Ri	۲۶/۸۳	۳۴/۹۷	۱۹/۵۴	۴/۶۰	۱۴/۰۴

۵. بحث

نتایج حاصل از مقایسه دو گونه مایکوریزا در کلونیزاسیون ریشه گیاه شبدر حاکی از وجود اختلاف میان آن دو بود. در مورد دلیل وجود اختلاف در رفتار متفاوت دو گونه مایکوریزای موردمطالعه عواملی نظیر نوع گیاه، گونه مایکوریزا و شرایط محیطی نظیر نوع فلز و غلظت آن بیان شده‌اند (Liu *et al*., 2018). کاهش کلونیزاسیون ریشه در اثر آلودگی خاک به فلزات سنگین با تأثیرگذاری بر اسپورهای قارچ و کاهش میزان جوانه‌زنی آن‌ها اتفاق می‌افتد (بهرامی‌نیا و همکاران، ۱۳۹۳؛ Chen *et al*., 2015؛ Pawlowska & Charvat, 2004). علاوه بر کاهش میزان جوانه‌زنی اسپور، حضور فلزات سنگین رشد میسلیوم‌های خارجی و در نتیجه کلونیزاسیون ریشه توسط مایکوریزا را کاهش دهند که با نتایج به‌دست‌آمده از این پژوهش همخوانی داشت (Chen *et al*., 2015; Liu *et al*., 2018). Shahabivand *et al*. (2012) در مطالعه کلونیزاسیون ریشه گیاه گندم توسط دو گونه *پریفورمسپرا ایندیکا* و *فانلی‌فورمیس موسه‌آ* در خاک آلوده به کادمیم گزارش کردند که *فانلی‌فورمیس موسه‌آ* حساسیت بیش‌تری نسبت به غلظت بالای کادمیم نشان داد. Jiang *et al*. (2016) حساسیت بیش‌تر یک گونه نسبت به فلز سنگین را دلیلی برای کاهش کلونیزاسیون مشاهده شده نسبت به گونه دیگر عنوان کردند.

نتایج این آزمایش تأثیر هرچند کم اما منفی کادمیم بر اندام هوایی و ریشه گیاه شبدر را نشان داد و این در حالی است که حضور دو گونه مایکوریزای موردمطالعه باعث افزایش وزن خشک ریشه و اندام هوایی این گیاه شدند. علت تأثیر منفی کادمیم بر وزن خشک ریشه و اندام هوایی شامل: جایگزینی اجزا ضروری در مولکول‌های زیستی مهم توسط کادمیم، مسدودکردن گروه‌های عملکردی اساسی در مولکول‌ها و تغییر آنزیم‌ها و پروتئین‌ها، ساختار غشای سلولی و یا عملکرد انتقال‌دهنده‌های غشائی می‌باشند که در نتایج پژوهش برخی از پژوهش‌گران نیز اشاره شده است. (Cahturvedi *et al*., 2018; Luo *et al*., 2017; Sheetal *et al*., 2016). عمده دلایل مؤثر بر تأثیر مثبت مایکوریزا بر رشد گیاه در این

مطالعه احتمالاً به‌دلیل افزایش انتقال عناصر غذایی به گیاه (Kaschuk *et al*., 2009)، اثر رقت که باعث کاهش تجمع فلزات در بافت گیاه و بهبود رشد می‌شود (Diaz Franco *et al*., 2013) و تجمع عناصر سنگین در ریشه و یا هیف‌های مایکوریزا (Orlowska *et al*., 2011) باشد.

تأثیر دو گونه مایکوریزا در این پژوهش بر غلظت کادمیم اندام هوایی و ریشه گیاه متفاوت بود. با وجود کاهش در مقدار غلظت کادمیم ریشه، غلظت این عنصر در اندام هوایی گیاه شبدر در حضور مایکوریزا در مقایسه با شاهد افزایش یافت. دلیل افزایش غلظت کادمیم اندام هوایی در گیاه شبدر ایرانی در این مطالعه می‌توان به افزایش انتقال کادمیم به اندام هوایی توسط مایکوریزا (Ul-Kalam *et al*., 2019) و هم‌چنین تحرک زیاد کادمیم در گیاه (Sekara *et al*., 2005) اشاره کرد. کاهش مشاهده‌شده در مقدار غلظت کادمیم ریشه گیاه شبدر در این پژوهش‌ها با نتایج ارائه‌شده توسط Ul-Kalam *et al*.(2019) و Wang *et al*. (2009) همخوانی داشت. در مورد علت این امر Zhan *et al*. (2018) گزارش کردند که گسترش هیف‌های خارجی در خاک با آزادکردن ترکیبات خاصی نظیر گلومالین و اسیدهای آلی می‌تواند بر شکل‌های شیمیایی فلزات در خاک و فراهمی زیستی آن‌ها تأثیر بگذارد. از طرفی تغییر اسیدیته خاک در حضور مایکوریزا و هم‌چنین غیرمتحرک‌کردن فلزات توسط تراوشات ریشه‌ای دو عامل تأثیرگذار بر کاهش جذب فلزات سنگین در حضور مایکوریزا می‌باشد (Wang *et al*., 2007).

فراهمی و سمیت فلزات بیش‌تر از غلظت کل آن‌ها وابسته به اشکال آن‌ها در خاک می‌باشد (Gil *et al*., 2010). همان‌طور که نتایج نشان داد افزایش غلظت کادمیم در خاک موجب افزایش غلظت کادمیم در تمامی اشکال شیمیایی آن شد. با این‌حال، این افزایش در اشکال تبادلی،کربناتی و اکسیدی نسبت به دو شکل آلی و باقی‌مانده بیش‌تر بود. وجود روابط متقابل میان گیاه، موجودات زنده و خاک باعث شده که بخش زیادی از کادمیم واردشده به خاک در این مطالعه به اشکال تبادلی و آلی تبدیل شود (آقابابائی و همکاران، ۱۳۹۳).

نتایج این مطالعه نشان‌دهنده اثر معنی‌دار هم‌زیستی مایکوریزا بر برخی اشکال کادمیم در خاک نیز بود (شکل ۳). مایکوریزا به‌واسطه افزایش اسیدیته خاک (آقابابایی و همکاران، ۱۳۹۴)، جداسازی فلزات داخل هیف‌های خارجی (Zhan *et al*., 2018) و آزادکردن گلومالین (Zhang *et al*., 2010) که توانایی ایجاد پیوند با فلزات را دارا می‌باشد قادر به تأثیر بر فراهمی فلزات در خاک می‌باشد. هم‌زیستی مایکوریزا سبب افزایش غلظت کادمیم در دو شکل تبادلی و کربناتی شد، اما دو گونه مایکوریزا اثر یکسانی را نشان ندادند. شاید بتوان جذب بیش‌تر کادمیم در گیاهان هم‌زیست با *Fm* نسبت به *Ri* را دلیلی بر کاهش کادمیم تبادلی در این خاک دانست.

نتایج ارائه‌شده توسط سایر مطالعات نیز متفاوت می‌باشد. Huang *et al*. (2008) در مطالعه تأثیر گلوموس موسه بر مس، روی و سرب، در مطالعه Huang *et al*. (2008) تأثیر اکتومایکوریزا بر مس و Aghababaei *et al*. (2014b) در مطالعه تأثیر دو گونه گلوموس موسه و گلوموس اینترارادیز بر کادمیم تأثیر معنی‌دار مایکوریزا بر شکل تبادلی فلزات را گزارش نکردند. اگرچه Huang *et al*. (2005) در بررسی اثر اکتومایکوریزا بر کادمیم کاهش شکل فراهم کادمیم را در غلظت‌های پایین کادمیم در خاک گزارش کردند، اما با افزایش غلظت کادمیم در خاک هم‌بستگی مثبت بین شکل تبادلی و غلظت کل کادمیم را گزارش کردند.

اثر دو گونه مایکوریزا بر بخش کربناتی کادمیم نیز متفاوت با یکدیگر بود و هم‌زیستی *Fm* با گیاه سبب افزایش کادمیم کربناتی در خاک شد. Dehghanian *et al*. (2018) نیز در مطالعه خود بیان کردند که حضور مایکوریزا سبب افزایش معنی‌دار منگنز و آهن کربناتی در خاک گردید. در واقع افزایش تصاعد CO_2 که به واسطه افزایش فعالیت ریزجانداران ممکن می‌شود می‌تواند سبب افزایش شکل کربناتی فلزات در خاک گردد (لطفی و همکاران، ۱۳۹۶) که در

مطالعه Dehghanian *et al*. (2018) نیز افزایش فعالیت ریزجانداران در اثر هم‌زیستی مایکوریزا گزارش شده است. هم‌چنین افزایش اسیدیته خاک به‌واسطه تسهیل تشکیل پیوند بین یون‌های فلزی و کربنات‌ها می‌تواند سبب افزایش جز کربناتی فلزات در خاک شود (لطفی و همکاران، ۱۳۹۶) و Li & Christie (2001) نیز در مطالعه خود افزایش اسیدیته خاک را در تیمارهای مایکوریزایی گزارش کردند. با این‌حال، کاهش شکل کربناتی کادمیم (Aghababaei *et al*., 2014a) و عدم مشاهده اثر معنی‌دار بر شکل کربناتی مس و کادمیم (Huang *et al*., 2008) و مس، روی و آهن (Huang *et al*., 2005) در اثر هم‌زیستی مایکوریزا نیز از دیگر گزارش‌های موجود می‌باشد. از طرفی با تشکیل هم‌زیستی مایکوریزایی از طرفی با تأثیر بر تراوشات ریشه‌ای و از طرفی گسترش هیف‌های خارجی در خاک و آزادکردن اسیدهای آلی نظیر سیتریک و اگزالیک‌اسید موجب حل‌شدن اشکال کربناتی فلزات در خاک می‌شوند (Aghababaei *et al*., 2014a; Zhan *et al*., 2018).

از طرفی توانایی جذب سطحی بالای هیف‌های مایکوریزا و گسترش هیف‌های مایکوریزا در خاک نیز موجب افزایش سطح تماس هیف‌ها با کادمیم کربناتی در خاک شده و جذب این جزء را توسط گیاه افزایش می‌دهد (Jankong &Visoottiviseth, 2008). هم‌چنین نتایج این مطالعه حاکی از کاهش شکل‌های اکسیدی، آلی و باقیمانده کادمیم در خاک آلوده بود. لطفی و همکاران (۱۳۹۶) بیان کردند که افزایش که شکل اکسیدی فلزات در خاک همبستگی مثبت با اسیدیته خاک دارد. بنابراین با توجه به احتمال کاهش اسیدیته خاک در حضور مایکوریزا (Aghababaei *et al*., 2014b) احتمالاً این عامل را بتوان مؤثر در کاهش شکل اکسیدی کادمیم در خاک دانست. Huang *et al*. (2008) در مطالعه جزءبندی کادمیم و Dehghanian *et al*. (2018) در مطالعه جزءبندی آهن، منگنز و روی نیز نتایج مشابهی را گزارش کردند. هم‌چنین، Wang *et al*. (2009) افزایش فعالیت ریزجانداران خاک را عاملی مؤثر بر شکل آلی فلزات در خاک دانستند. احتمالاً می‌توان این‌گونه بیان کرد که با توجه به تأثیر مایکوریزا بر افزایش فعالیت ریزجانداران خاک، اکسید مواد آلی افزایش یافته و در نتیجه شکل آلی فلزات در خاک کاهش پیدا می‌کند. هم‌چنین با توجه به مقدار کم ماده آلی در خاک می‌توان سهم کم شکل آلی کادمیم را به این عامل نسبت داد و آن را تابعی از میزان مواد آلی در خاک دانست (Huang *et al*., 2005). هم‌چنین نتایج این مطالعه نشان‌دهنده همبستگی مثبت میان جزء آلی و باقیمانده کادمیم در خاک بود. Wang *et al*. (2009) اثر معکوس ماده آلی بر شکل باقیمانده را گزارش کردند.

۶. نتیجه‌گیری و پیشنهادها

نتایج این پژوهش نشان‌دهنده تأثیر منفی آلودگی کادمیم بر وزن خشک ریشه و اندام هوایی گیاه شبدر بود. دو گونه مایکوریزای موردمطالعه باعث کاهش معنی‌دار اثر منفی آلودگی کادمیم شد، اگر چه تأثیر آن بر غلظت کادمیم ریشه و اندام هوایی گیاه شبدر متفاوت بود. هر دو گونه مایکوریزا غلظت کادمیم را در اندام هوایی افزایش اما غلظت این فلز را در ریشه کاهش دادند. گونه‌های مایکوریزای موردمطالعه هم‌چنین بر غلظت اشکال مختلف کادمیم خاک زیر کشت گیاه شبدر تأثیرگذار بودند؛ اگرچه تأثیر هرکدام متفاوت بود. این تفاوت در میزان کلونیزاسیون ریشه این دو قارچ در حضور آلودگی کادمیم نیز قابل مشاهده بود. به‌نظر می‌رسد که با توجه به رفتارهای متفاوت گونه‌های مایکوریزایی در شرایط مختلف خاک، استفاده از این نوع قارچ‌ها باید با توجه به هدف تعیین شده صورت گیرد.

۷. تشکر و قدردانی

از معاونت پژوهشی دانشکده کشاورزی دانشگاه فردوسی مشهد تشکر و قدردانی می‌گردد.

۸. تعارض منافع

هیچ‌گونه تعارض منافع توسط نویسندگان وجود ندارد.

۹. منابع

آقابابایی، فاطمه؛ رییسی، فایز و حسین‌پور، علیرضا (۱۳۹۴). اثر کرم خاکی و قارچ میکوریزا بر شکل‌های شیمیایی کادمیم در خاک‌های تحت کشت آفتابگردان. *پژوهش‌های کاربردی زراعی (پژوهش و سازندگی)*. ۱۰۸، ۱۵۳-۱۵۹.

آموزگار، مهدیه؛ عباسپور، علی؛ شاهسونی، شاهین؛ اصغری، حمیدرضا و پارسائیان، مهدیه (۱۳۹۴). تأثیر کاربرد کودهای فسفره و هم‌زیستی قارچ میکوریز با گیاه آفتابگردان بر قابلیت دسترسی سرب در یک خاک آلوده. *نشریه علوم آب و خاک (علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی)*. ۱۹ (۷۴)، ۳۹-۵۰.

امانی‌فر، ستاره؛ علی اصغرزاده، ناصر؛ نجفی، نصرت اله؛ اوستان، شاهین و بلندنظر، صاحبعلی (۱۳۹۱). اثر قارچ های میکوریز آربوسکولار بر گیاه پالایی سرب توسط سورگوم (*Sorghum bicolor* L.). *دانش آب و خاک (دانش کشاورزی)*. ۲۲ (۱)، ۱۵۵-۱۷۰.

بهرامی‌نیا، محبوبه؛ زارعی، مهدی؛ رونقی، عبدالمجید و قاسمی، رضا (۱۳۹۴). کارایی قارچ‌های میکوریز آربوسکولار در گیاه‌پالایی یک خاک آهکی آلوده به روی به‌وسیله گیاه وتیور. *مجله آب و خاک*. ۲۸ (۶)، ۱۲۲۸-۱۲۳۷.

لطفی، فائزه؛ فتوت، امیر؛ خراسانی، رضا و بحرینی طوحان، مهدی (۱۳۹۶). اثر ماده آلی بر توزیع شکل‌های شیمیایی کادمیم در خاک در محیط ریشه ذرت. *مجله آب و خاک*. ۳۱ (۶)، ۱۶۱۱-۱۶۲۲.

References

Aghababaei F., Raiesi F., & Hosseinpur, A. R. (2014a). The combined effects of earthworms and arbuscular mycorrhizal fungi on microbial biomass and enzyme activities in a calcareous soil spiked with cadmium. *Applied Soil Ecology*, *75*, 33-42. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2013.10.006.

Aghababaei F., Raiesi F., & Hosseinpur, A. R. (2014b). The influence of earthworm and mycorrhizal co-inoculation on Cd speciation in a contaminated soil. *Soil Biology and Biochemistry*, *78*, 21-29. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.06.010.

Aghababai F., Raeisi, F., & Hosseinpour, A. R (2014). Effect of soil worm and mycorrhiza on chemical forms of cadmium in sunflower soils. *Journal of Agriculture (Research and Construction)*, *108*, 159-153. (In Persian).

Amanifar, S., Ali Asgharzad, N., Najafi, N. A., Ostan, S. H., & Bolandnazar, P. (2010). The effect of arbuscular mycorrhizal fungi on lead purification by Sorghum (*Sorghum bicolor* L.). *Journal of Soil and Water Knowledge*, *22*(1), 155-170. (In Persian).

Amoozgar, M., Abbaspour, A., Shahsoni, SH., Asghari, H. R., & Parsaiyan, M. (2015). The effect of phosphorus fertilizer application and coexistence of mycorrhizal fungus with sunflower on lead availability in a contaminated soil. *Journal of Water and Soil (Agricultural Science and Technology and Natural Resources*), *19*(74), 39-50. (In Persian).

Bahraminia, M., Zarei, M., Ronaghi, A., & Ghasemi, R. (2014). Efficacy of arbuscular mycorrhizal fungi in phytoremediation of a zinc-contaminated calcareous soil by vetiver. *Journal of Water and Soil (Agricultural Sciences and Industries*), *28*(6), 1228-1237. (In Persian).

Chen L., Hu X., Yang W., Xu Z., Zhang D., & Gao, S. (2015). The effects of arbuscular mycorrhizal fungi on sex-specific responses to Pb pollution in Populus cathayana. *Ecotoxicology and environmental safety*, *113*, 460-468.https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.12.033.

Dehghanian, H., Halajnia, A., Lakzian, A., & Astaraei, A. R. (2018). The effect of earthworm and

arbuscular mycorrhizal fungi on availability and chemical distribution of Zn, Fe and Mn in a calcareous soil. *Applied Soil Ecology*, *130*, 98-103. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2018.06.002.

Diaz Franco, A., Alvarado Carrillo, M., Ortiz Chairez, F., & Grageda Cabrera, O. (2013). Plant nutrition and fruit quality of pepper associated with arbuscular mycorrhizal in greenhouse. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, *4*, 315-321. https://doi.org/10.1017/S0021859615000714.

Gao, S., Luo, T. C., Zhang, B. R., Zhang, H. F., Han, Y., Zhao, Z. D., & Hu, Y. K. (1998). Chemical composition of the continental crust as revealed by studies in East China. *Geochimica etCosmochimica Acta*, *62*, 1959-1975.https://doi.org/10.1016/S0016-7037(98)00121-5.

Gil, C., Ramos-Miras, J., Roca-Perez, L., & Boluda, R. (2010). Determination and assessment of mercury content in calcareous soils. *Chemosphere*, *78*, 409-415. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.11.001

Giovannetti, M., Sbrana, C., & Logi, C. (1994). Early processes involved in host recognition by Arbuscular mycorrhizal fungi. *New Phytologist*, *127*, 703-709. https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.1994.tb02973.x.

Huang, Y., Tao, S., & Chen, Y. (2005). The role of arbuscular mycorrhiza on change of heavy metal speciation in rhizosphere of maize in wastewater irrigated agriculture soil. *Journal of Environmental Science*, *17*, 276-280.

Huang, Y., Ting, L. I., Huang, Z. J., & Ying-Heng, F. E. I. (2008). Ectomycorrhizal fungus-induced changes of Cu and Cd speciation in the rhizosphere of Chinese pine seedlings. *Pedosphere*, *18*, 758-765. https://doi.org/10.1016/S1002-0160(08)60071-5.

Huo, J., Dong, A., Niu, X., Dong, A., Lee, S. Ma, C., & Wang, L. (2018). Effects of cadmium on oxidative stress activities in plasma of freshwater turtle Chinemys reevesii. *Environmental Science and Pollution Research*, *25*, 8027-8034.https://doi.org/10.1007/s11356-017-1139-z.

Jankong, P., & Visoottiviseth, P. (2008). Effects of arbuscular mycorrhizal inoculation on plants growing on arsenic contaminated soil. *Chemosphere*, *72*, 1092-1097. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.03.040.

Jiang, Q. Y., Zhuo, F., Long, S. H., Zhao, H. D., Yang, D. J., Ye, Z. H., Li, S. S., & Jing, Y. X. (2016). Can arbuscular mycorrhizal fungi reduce Cd uptake and alleviate Cd toxicity of Lonicera japonica grown in Cd-added soils? *Scientific reports*, *6*, 1-9.

Jones, J. B. (2001). *Laboratory Guide for Conduction Soil Tests and Plant Analysis*. Boca Raton: CRC press. https://doi.org/10.1201/9781420025293.

Kartal, S., Aydın, Z., & Tokalıoglu, S. (2006). Fractionation of metals in street sediment samples by using the BCR sequential extraction procedure and multivariate statistical elucidation of the data. *Journal of Hazardous Materials*, *132*, 80-89. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2005.11.091.

Kaschuk, G., Kuyper, T. W., Leffelaar, P. A., Hungria, M., & Giller, K. E. (2009). Are the rates of photosynthesis stimulated by the carbon sink strength of rhizobial and arbuscular mycorrhizal symbioses? *Soil Biology and Biochemistry*, *41*, 1233-1244. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.03.005.

Li, X., & Christie, P. (2001). Changes in soil solution Zn and pH and uptake of Zn by arbuscular mycorrhizal red clover in Zn-contaminated soil. *Chemosphere*, *42*(2), 201-207. https://doi.org/10.1016/s0045-6535(00)00126-0.

Li, X., & Thornton, I. (2001). Chemical partitioning of trace and major elements in soils contaminated by mining and smelting activities. *Applied Geochemistry*, *16*, 1693-1706. https://doi.org/10.1016/S0883-2927(01)00065-8.

Liu, L., Li, J., Yue, F., Yan, X., Wang, F., Bloszies, S., & Wang, Y. (2018). Effects of

arbuscular mycorrhizal inoculation and biochar amendment on maize growth, cadmium uptake and soil cadmium speciation in Cd-contaminated soil. *Chemosphere, 194*, 495-503. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.12.025.

Lotfi, F., Fotovat, A., Khorasani R., & Bahraini Tuhan, M. (2017). Effect of organic matter on the distribution of chemical forms of cadmium in soil in maize root environment. *Journal of Water and Soil* (*Agricultural Sciences and Industries*). *31*(6), 1622-1611. (In Persian).

Luo N., Li, X., Chen, A. Y., Zhang, L. J., Zhao, H. M., Xiang, L., Cai, Q. Y., Mo, C. H., Wong, M. H., & Li, H. (2017). Does arbuscular mycorrhizal fungus affect cadmium uptake and chemical forms in rice at different growth stages? *Science of the Total Environment, 599-600*, 1564-1572. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.124.

Muthukrishnan, G., Gopalasubramaniam, S. K., & Perumal, P. (2018). Prospects of arbuscular mycorrhizal fungi for heavy metal-polluted soil management. *Microorganisms for Green Revolution*. *2*, 91-113. https://doi.org/10.1007/978-981-10-7146-1_5.

Nyamangara, J. (1998). Use of sequential extraction to evaluate zinc and copper in a soil amended with sewage sludge and inorganic metal salts. *Agriculture, Ecosystems and Environment, 69*, 135-141. https://doi.org/10.1016/S0167-8809(98)00101-7.

Olsen S. R., & Sommers L. E. (1982). Phosphorus, In *Methods of Soil Analysis, part 2, Chemical and Microbiological Properties*. edited by Page A. L. Madison: American Society of Agronomy, Soil Science Society of America.

Orlowska, E., Przyby1owicz, W., Orlowski, D., Turnau, K., & Mesjasz-Przyby1owicz, J. (2011). The effect of mycorrhiza on the growth and elemental composition of Ni-hyperaccumulating plant Berkheya coddii Roessler. *Environmental Pollution, 159*, 3730-3738. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.07.008.

Pawlowska, T. E., & Charvat, I. (2004). Heavy-metal stress and developmental patterns of arbuscular mycorrhizal fungi. *Applied and Environmental Microbiology, 70*, 6643-6649. https://doi.org/10.1128/AEM.70.11.6643-6649.

Philips, J. M., & Hayman, D. S. (1970). Improved procedures for cleaning roots and staining parasitic and vesicular arbuscular mycorrhizal fungi for rapid assessment of infection. *Transactions of the British Mycological Society, 55*, 158-161. https://doi.org/10.1016/S0007-1536(70)80110-3.

Rodrıguez, L., Ruiz, E., Alonso-Azcarate J., & Rincon, J. (2009). Heavy metal distribution and chemical speciation in tailings and soils around a Pb–Zn mine in Spain. *Journal of Environmental Management*, *90*, 1106-1116. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.04.007.

Sekara, A., Poniedzialek, M., Ciura, J., & Jedrszczyk, E. (2005). Cadmium and lead accumulation and distribution in the organs of nine crops: implications for phytoremediation. *Polish Journal of Environmental Studies*, *14*, 509-516.

Shahabivand, S., Maivan, H. Z., Goltapeh, E. M., Sharifi, M., & Aliloo, A. A. (2012). The effects of root endophyte and arbuscular mycorrhizal fungi on growth and cadmium accumulation in wheat under cadmium toxicity. *PlantPhysiology and Biochemistry*, *60*, 53-58. https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2012.07.018.

Sheetal, K. R., Singh, S. D., Anand, A., & Prasad, S. (2016). Heavy metal accumulation and effects on growth, biomass and physiological processes in mustard. *Indian Journal of Plant Physiology*, *21*, 219-223. https://doi.org/10.1007/s40502-016-0221-8.

Subramanian, K. S., Tenshia, V., Jayalakshmi, K., & Ramachandran, V. (2009). Biochemical changes and zinc fractions in arbuscular mycorrhizal fungus (*Glomus intraradices*) inoculated and uninoculated soils under differential zinc fertilization. *Applied Soil Ecology*, *43*, 32-39. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2009.05.009.

Tessier, A., Campbell, P. G., & Bisson, M. (1979). Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Analytical Chemistry*, *51*, 844–851. https://doi.org/10.1021/ac50043a017.

Ul-Kalam, S., Naushin, F., Bagyaraj, D. J., & Khan, F. A. (2019). Role of AM fungi in the uptake and accumulation of Cd and Ni by Luffa aegyptiaca. *Water, Air, and Soil Pollution*, *13*, 230-266. https://doi.org/10.1007/s11270-019-4295-6.

Walkley A., & Black, I. A. (1934). An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*, *37*(1), 29-38.

Wang, F. Y., Lin, X. G., & Yin, R. (2007). Role of microbial inoculation and chitosan in phytoextraction of Cu, Zn, Pb and Cd by Elsholtzia splendens a field case. *Environmental Pollution*, *147*, 248-255. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.08.005.

Wang, J., Zhang, C., & Jin, Z. (2009). The distribution and phytoavailability of heavy metal fractions in rhizosphere soils of Paulowniu fortunei (seem) Hems near a Pb/Zn smelter in Guangdong, PR China. *Geoderma*, *148*(3), 229-306. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.10.015.

Yang, Y., He, C., Huang, L., Ban, Y., & Tang, M. (2017). The effects of arbuscular mycorrhizal fungi on glomalin-related soil protein distribution, aggregate stability and their relationships with soil properties at different soil depths in lead-zinc contaminated area. *PloS one*, *12*(8), 1-19. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0182264.

Zhan, F., Li, B., Jiang, M., Yue, X., He, Y., Xia, Y., & Wang, Y. (2018). Arbuscular mycorrhizal fungi enhance antioxidant defense in the leaves and the retention of heavy metals in the roots of maize. *Environmental Science and Pollution Research*, *25*, 24338-24347. https://doi.org/10.1007/s11356-018-2487-z.

Zhang, H. H., Tang, M., Chen, H., Zheng, C., & Niu, Z. (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. https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2010.05.006.