نشریه حفاظت و بهره‌برداری از منابع طبیعی
جلد اول، شماره چهارم، ۱۳۹۱
http://ejang.gau.ac.ir

قابلیت‌ها و محدودیت‌های همزیستی میکوریزا و گیاهان به‌عنوان ابزاری جهت احیاء اکوسیستم‌های تخریب یافته

اسماعیل اسلانی کتولی[۱]، *محمد جنگجو[۲] و امیر لکزیان[۳]

[۱]دانش آموخته کارشناسی‌ارشد مرتع و آبخیزداری، دانشکده منابع طبیعی و محیط زیست، دانشگاه فردوسی مشهد
[۲]دانشیار گروه مرتع و آبخیزداری، دانشکده منابع طبیعی و محیط زیست، دانشگاه فردوسی مشهد، [۳]استاد گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد

تاریخ دریافت: ۹۱/۹/۱۶ ؛ تاریخ پذیرش: ۹۲/۱/۳۰

چکیده

اکوسیستم‌های طبیعی در اثر بهره‌برداری‌های نادرست انسانی (معدن‌کاوی، جاده سازی و غیره) و شرایط نامساعد محیطی (شوری و خشکی)، به شدت تخریب یافته و با کاهش عملکرد مواجه شده‌اند. بهبود پوشش گیاهی در این مناطق، توسط فرآیندهای طبیعی توالی، بسیار کند صورت می‌گیرد. علاوه بر این، فقر عناصر غذایی خاک و شرایط میکروکلیمای نامساعد، باعث می‌شود تا روش‌های سنتی در احیاء اراضی تخریب یافته با موفقیت کمی همراه باشند. محققان در چند دهه اخیر دریافته‌اند که همزیستی بین گیاهان و قارچ‌های میکوریز می‌تواند نتایج مثبت یا منفی بر تولید و زادآوری گیاهان داشته باشد. در خاک‌های آلوده به عناصر سنگین و نیز در خاک‌های شور و قلیا، میکوریزا باعث افزایش جذب عناصر کم تحرک و ایجاد تعادل یونی در گیاهان همزیست می‌شود. در اراضی تخریب یافته و معدن‌کاوی شده، میکوریزا ضمن کمک به استقرار گیاهان باعث افزایش رشد و زی‌توده آن‌ها می‌شود. از این‌رو در سال‌های اخیر، در برخی کشورهای توسعه یافته، از همزیستی بین میکوریزا و گیاهان به عنوان ابزاری جهت اصلاح و احیاء اراضی تخریب یافته بهره‌برداری می‌شود. هدف از این مقاله بیان قابلیت‌ها و محدودیت‌های همزیستی میکوریزا و ارائه راهکارهایی در جهت چگونگی استفاده از آن‌ها در احیاء اکوسیستم‌های تخریب یافته می‌باشد.

واژه‌های کلیدی: میکوریزا، آشفتگی‌ها، خشکی، شوری، مداخلات انسانی، احیاء طبیعت

*مسئول مکاتبه: mjankju@um.ac.ir

مقدمه

اکوسیستم‌های طبیعی در اثر مداخلات انسانی، کاربردهای نامعقول و نادیده گرفتن جنبه‌های حفاظت و احیا در معرض نابودی قرار دارند (های و همکاران، ۲۰۰۷). اکوسیستم‌های تخریب شده در جهان در حدود ۲۰ میلیارد هکتار می‌باشند که ۲۲ درصد آن توسط کشتزارها، علفزارها و جنگلها اشغال شده است (رن و همکاران، ۲۰۰۷). تخریب اکوسیستم‌های طبیعی به طور کلی با تشکیل لکه‌های کوچکتر آغاز شده و با گسترش آن‌ها یا از طریق پیوستن آن‌ها به یکدیگر در طولانی مدت، مناطق لخت وسیع‌تری را به‌وجود می‌آورد (کلنر و بوش، ۱۹۹۲). در اکوسیستم‌های طبیعی، تخریب به معنی کاهش یا از دست دادن تنوع زیستی و تولید، افزایش سرعت فرسایش و کاهش توانایی تولید پایدار از فعالیت‌های وابسته به کاربری زمین می‌باشد (اکین، ۲۰۰۲؛ وان اتشورن، ۱۹۹٤). در بیشتر موارد، احیاء مراتع با هدف افزایش تنوع زیستی برای قابلیت ارتجاعی بیشتر، افزایش پوشش گیاهی برای مبارزه با فرسایش و افزایش پتانسیل تولید برای ظرفیت چرایی بالاتر انجام می‌شود (باکر و همکاران، ۱۹۹٦). بنابراین برنامه‌های احیاء برای دست یافتن به اهداف بالا ضرورت می‌یابد ولی دلایل بسیاری از قبیل پایین بودن نسبت سود به هزینه در کوتاه مدت، شرایط اقلیمی و فاکتورهای فیزیکی نامساعد (شوری خاک، خشکی و وجود عناصر سنگین) و نبود تکنیک‌های موثر، باعث شکست برنامه‌های احیاء می‌شوند (هریس و همکاران، ۱۹۹٦).

میکوریزا[1] به نوعی گونه‌های قارچ همزیست با ریشه گیاهان اطلاق می‌شود که در این رابطه هر دو موجود سود می‌برند. میکوریزا به دو گروه اکتومیکوریزا[2] و اندومیکوریزا[3] تقسیم می‌شوند. اختلاف این دو دسته در چگونگی نفوذ قارچ به داخل سلول میزبان و ایجاد حالت‌های گوناگون قارچی (مانند آرباسکول، وزیکول و غیره) و ساختمان آن در سلول میزبان است. نوعی از میکوریزا به نام وزیکولار آرباسکولار میکوریزا (VAM)[4] بیشترین همزیستی را با گیاهان طبیعی برقرار کرده و تاثیر مثبتی بر عملکرد آن‌ها در مناطق تخریب یافته دارد. موفقیت استقرار مجدد پوشش گیاهی با میکوریزا در بسیاری از مناطق تخریب یافته گزارش شده است (کیونکا و همکاران، ۱۹۹۷). همزیستی میکوریزایی

1- Mycorrhiza
2- Ectomycorrhiza
3- Endomycorrhiza
4- Vesicular arbuscular mycorrhiza

قابلیت ارتجاعی گیاهان را در مقابل تنش‌های محیطی از قبیل کمبود مواد غذایی، خشکی و اختلالات خاک بهبود می‌بخشد (بارآ و همکاران، ۲۰۱۱). از این‌رو، رویکرد این مقاله بیان قابلیت‌ها و محدودیت‌های تاثیرات همزیستی بین میکوریزا و گیاهان در اراضی تخریب یافته (در اثر فعالیت‌های مخرب طبیعی و انسانی) می‌باشد که متخصصین امر بتوانند از آن برای احیاء طبیعت تخریب یافته استفاده کنند.

استفاده از میکوریزا در احیاء مناطق شور و قلیا: خصوصیات اقلیمی و بهره‌برداری نادرست از برخی اراضی باعث شده تا خاک آن‌ها به‌صورت شور- قلیا در آید. این خاک‌ها دارای یون‌های سمی بسیار قوی و pH بالایی می‌باشند که برای زنده‌مانی گیاهان زیان‌آور می‌باشد (ژانگ و همکاران، ۲۰۱۱). شوری خاک از طریق کاهش در پتانسیل اسمزی خاک باعث خشکی فیزیولوژیک می‌شود. اثر سمیت فوق‌العاده یون‌های Na و Cl باعث تخریب ساختار آنزیم‌ها، خسارت به غشای پلاسمایی و اختلال در فرآیندهای فتوسنتز، تنفس و سنتز پروتئین می‌شود و عدم تعادل یونی محیط خاک بر روی رشد گیاه اثر منفی می‌گذارد. احیاء اراضی شور- قلیا با روش‌های شناخته شده فعلی بسیار مشکل می‌باشد، از این‌رو هر ساله بودجه و زمان فراوانی برای حفاظت و احیاء پوشش گیاهی در این مناطق مصرف می‌شود (ترال و همکاران، ۲۰۰۹).

قابلیت‌ها: در اراضی شور گیاهان مجبورند برای مقابله با سمیت، انرژی زیادی صرف کنند که منجر به کاهش رشد و زی‌توده آن‌ها می‌شود. میکوریزا از طریق هیفای[1] خود این کمبود تغذیه‌ای را جبران می‌کند و باعث افزایش رشد می‌شود. علاوه بر این میکوریزا باعث افزایش ظرفیت جذب آب گیاهان در نتیجه‌ی افزایش هدایت هیدرولیکی ریشه و تعدیل کردن میزان اسمزی می‌شود. همچنین باعث بهبود شرایط خاک از طریق اتصال ذرات خاک به هم توسط ریسه‌های خود و تولید خاکدانه‌های پایدارتر می‌شود، زیرا قلیاییت باعث پراکنش ذرات خاک و از هم پاشیدگی کلوخه‌ها می‌شود (ایولین و همکاران، ۲۰۰۹). میکوریزا با افزایش جذب عناصری چون فسفر، منیزیم، پتاسیم، کلسیم، روی، منگنز و نیتروژن توسط ریسه‌های خود، نقش مهمی در تعادل یونی گیاهان ایفا می‌کند (شکری و مدی، ۲۰۰۹). زمانی که سدیم در خاک بیش از حد معمول باشد گیاهان آن را جذب نموده و در واقع جایگزین پتاسیم در گیاه می شود و نسبت سدیم به پتاسیم در سلول افزایش می‌یابد و باعث صدمات

1- Hypha

جبران ناپذیری به گیاه می‌شود ولی همزیستی با میکوریزا این فرآیند را برعکس نموده و باعث افزایش نسبت پتاسیم به سدیم می‌شود (گیری و همکاران، ۲۰۰۷؛ زاکارینی، ۲۰۰۷؛ پوراس و همکاران، ۲۰۰۹).

در شرایط استیلای تنش شوری، توانایی گیاهان در مقابله با پاتوژن‌های خاک کاهش می‌یابد، زیرا دچار کمبود مواد غذایی و آب می‌باشند. میکوریزا به طور غیر مستقیم با فراهمی آب و مواد غذایی برای گیاهان میزبان، باعث افزایش مقاومت آن‌ها در مقابل پاتوژن‌های خاک می‌شود. علاوه‌بر مطالب گفته شده، شبکه‌های هیف قارچی در میان ریشه‌های گیاه توسعه یافته و سطح جذب را افزایش می‌دهند. همچنین آن‌ها می‌توانند به منافذ کوچک خاک نفوذ کنند و رشد گیاهان را بواسطه افزایش جذب آب و مواد غذایی افزایش دهند (فرایس و آلن، ۱۹۹۱).

محدودیت‌ها: کاربرد قارچ‌های میکوریزا به منظور احیاء پوشش گیاهی در اراضی شور- قلیا با مشکلاتی همراه است. کلونیزاسیون[1] و اسپورهای میکوریزا در بسیاری از خاک‌های شور- قلیا وجود ندارند (بی، ۲۰۰۶؛ وانگ، ۲۰۰۵). فقدان قارچ‌های VAM ممکن است یکی از مهم‌ترین دلایل مشکلات عملیات‌های احیاء پوشش گیاهی باشد. pH و غلظت بسیار بالای شوری نه تنها روی گیاهان اثر منفی دارد بلکه بر جوانه‌زنی اسپورهای قارچ و به دنبال آن بر روی رشد ریسه‌های قارچ میکوریزا اثر منفی می‌گذارد (جونیپر و آبوت، ۱۹۹۳). همچنین قارچ VAM ممکن است در گیاهان، زمانی‌که هزینه‌های خالص همزیستی از سود خالص آن تجاوز می‌کند به‌عنوان پارازیت عمل کند. به این دلیل، تحقیق درباره‌ی پتانسیل فواید قارچ میکوریزا برای پیشرفت احیاء پوشش گیاهی در مناطق شور و قلیا بسیار حیاتی می‌باشد (کارست و همکاران، ۲۰۰۸؛ جانسون و همکاران، ۱۹۹۷).

هم اکنون استفاده از میکوریزا در برنامه‌های احیاء این مناطق به رسمیت شناخته شده و از طریق افزودن مایه تلقیح میکوریزا به خاک‌ها، آن‌ها را در خاک‌های شور و قلیا افزایش می‌دهند (رزالز و همکاران، ۱۹۹۷). همچنین بسیاری از گونه‌های مقاوم به شوری توانایی میکوریزایی شدن را دارند و می‌توان برای این منظور از آن‌ها نیز استفاده نمود. اگر مجبور به استفاده از گیاهان شورپسند برای اصلاح مناطق شور بودیم بهتر است که عملیات تلقیح با گونه‌های میکوریزای بومی صورت گیرد تا

1- Colonization

ضمن کمک به بهبود رشد گونه‌های گیاهی بومی به استقرار گونه کاشته شده نیز کمک شود (بیوچامپ و همکاران، ۲۰۰۹).

استفاده از میکوریزا در احیاء مناطق خشک: کمبود آب و مواد غذایی باعث محدودیت جوانه زنی بذر و استقرار نهال‌ها در مناطق شدیدا تخریب یافته می‌شود (سانچز کوروناندو و همکاران، ۲۰۰۷؛ وو و ژو، ۲۰۰۵). این تنش‌ها در مناطق خشک و نیمه خشک غالب می‌باشند و برای مقابله با آن‌ها باید استراتژی‌ها و مطالعات کاربردی صورت گیرد (بارآ و همکاران، ۲۰۱۱).

قابلیت‌ها: تشکیل سیستم میکوریزایی یک استراتژی سازگاری توسط گیاهان در این مناطق می‌باشد که توانایی آن‌ها را برای جذب مواد غذایی و آب در مناطق خشک و نیمه خشک افزایش می‌دهد (آلن، ۲۰۰۷). در آزمایشی گلخانه‌ای توسط اصلانی کتولی (۲۰۱۲) مشخص شد که گونه‌های میکوریزایی تحت شرایط خشک نسبت به شاهد (بدون میکوریزا) بیوماس بیشتری تولید کردند. در یک آزمایش میدانی گونه‌های گیاهی مراحل مختلف توالی طبیعی از یک منطقه‌ی نیمه خشک در ایبریای اسپانیا، با جامعه‌ای از میکوریزای بومی تلقیح و در پروژه‌های احیا، استفاده شدند. نتایج بیانگر افزایش رشد گیاهان کاشته شده و نیز کیفیت خاک در خاک‌های میکوریزایی بود. ارزیابی اثر خشکی روی جوامع قارچ VAM در جوامع گیاهی نیمه خشک اسپانیا نشان داد که پاسخ جوامع VAM به الگوهای بارندگی، به نوع گونه‌های میزبان بستگی دارد (بارآ و همکاران، ۲۰۱۱). بررسی‌ها در مناطق خشک مایورکا اسپانیا نشان داد که برخی گونه‌ها نسبت به برخی دیگر، ظرفیت بالاتری را در افزایش اندام‌های تکثیر[1] میکوریزایی در ریزوسفرشان دارند. این یافته‌ها بیانگر یک ابزار مدیریتی قوی در احیاء اکوسیستم‌ها می‌باشند که می‌توان با انجام آزمایشاتی در رابطه با ظرفیت و توانایی گونه‌های بومی برای افزایش اندام‌های تکثیر قارچی به یک اقدام احیایی و اصلاحی دست زد (آزکن آگولار و همکاران، ۲۰۰۳). همچنین نشان داده شده که گونه‌های بوته‌ای مختلف، که در محتوی غذایی متفاوت هستند، از جوامع میکوریزایی متفاوتی حمایت می‌کنند (آلن، ۱۹۹۸). این داده‌ها اطلاعات جدیدی از تخصصی بودن برهم‌کنش گیاه- قارچ در محیط‌های در مناطق خشک و نیمه خشک که پراکنش پوشش گیاهی آنها بصورت لکه‌ای می‌باشد ارائه می‌دهد، و کنترل قارچ‌های VAM را روی جمعیت‌های گیاهی و پویایی جوامع در اکوسیستم‌های خشک نشان می‌دهد.

1- Propagol

محدودیت‌ها: علیرغم سابقه طولانی استفاده از تلقیح میکوریزایی در این مناطق، دید کلی از پتانسیل میکوریزا برای بهبود ساختار، تنوع، ترکیب و عملکرد جوامع گیاهی سازگار به خشکی وجود ندارد. آشفتگی در اکوسیستم‌های خشک و نیمه خشک باعث کاهش تراکم و تنوع جمعیت‌های قارچ میکوریزا می‌شود. با این‌حال اندام‌های تکثیر میکوریزایی به طور کامل ناپدید نمی‌شوند و درجه معینی از سازگاری به استرس‌ها را از خود نشان می‌دهند به همین دلیل از اکوتیپ‌های انعطاف پذیر به عنوان عامل تلقیح در این اراضی استفاده می‌گردد (بارآ و همکاران، ۲۰۱۱).

استفاده از میکوریزا در احیاء مناطق آلوده به پسماندهای معدنی و آلاینده‌های صنعتی: پسماندهای تولید شده از فعالیت‌های دراز مدت معدن یا کارخانجات صنعتی، باعث آلودگی و تخریب اراضی می‌گردند. مواد زاید صنعتی معمولا دارای سطوح بالایی از مواد سمی مانند آرسنیک و کادمیوم و سطوح پایینی از مواد غذایی مناسب برای رشد گیاهان می‌باشند (وو و همکاران، ۲۰۰۹؛ فوگل میکوس و همکاران، ۲۰۰۵). همچنین این عناصر از طریق آبشویی خاک‌های آلوده به سایت‌های غیر آلوده منتقل می‌شوند. آلودگی خاک می‌تواند توسط روش‌های بیولوژیکی، فیزیکی و شیمیایی اصلاح شود (مک ال دونی و همکاران، ۱۹۹۳). اما این‌کار هزینه‌بر بوده و در بسیاری موارد مقرون به صرفه نیست.

قابلیت‌ها: همزیستی میکوریزا با گیاهان در حال رشد در سایت‌های آلوده به عناصر سنگین گزارش شده است (چائوهری و همکاران، ۱۹۹۹). کلونیزاسیون میکوریزایی در خاک‌های آلوده به عناصر سنگین باعث افزایش سطح موثر ریشه برای جذب عناصر غذایی می‌شود. ریسه‌های قارچی می‌تواند تا عمق زیادی از خاک نفوذ کرده و مقدار زیادی از مواد غذایی شامل عناصر سنگین را جذب کند (لئونگ و همکاران، ۲۰۰۶). همچنین در خاک‌هایی که به شدت توسط فلزات آلوده شده‌اند، قارچ آرباسکولار میکوریزا (VAM) می‌تواند از گیاهان در مقابل اثرات مضر این فلزات محافظت کند و پاسخ آن‌ها را به کاهش آب در سطوح سلولی، آناتومیکی و مرفولوژیکی بهبود بخشد (لی و کریتی، ۲۰۰۱؛ برای، ۱۹۹۷). میکوریزا مانند فیلتری مانع وارد شدن فلزات معینی (فلزات سنگین مانند آرسنیک و کامیوم و ...) به سلول‌های گیاه می‌شوند و بدین وسیله باعث کاهش آسیب گیاهان در اثر فلزات سمی گردند (مهارگ، ۲۰۰۳). نوید و همکاران (۱۹۹۶) اظهار کردند که آلودگی میکوریزایی گندمیان بومی چمنزار، به استقرار پایدار آن‌ها روی قطعه‌های سنگ معدن برای پروژه‌های احیا کمک کردند. در برخی از بررسی‌ها مشخص شده که مخلوطی از مایه تلقیح میکوریزایی می‌تواند جابه‌جایی

آرسنیک را در خاک‌های آلوده نسبت به خاک‌های آلوده ولی بدون میکوریزا بهبود بخشد (لئونگ و همکاران، ۲۰۱۰).

محدودیت‌ها: تخریب خاک توسط عناصر سنگین معمولا باعث تغییراتی در تنوع و فراوانی جمعیت قارچ‌های میکوریزا می‌شود (کومن و همکاران، ۱۹۹۰؛ جاسپر و همکاران، ۱۹۹۱). مشخص شده است که مقادیر بالای عناصر سنگین می‌تواند جوانه‌زنی اسپورهای VAM و کلونیزاسیون آن‌ها را در گیاه میزبان به تاخیر انداخته، کاهش دهد و یا حتی حذف کند (گیلدون و تینکر، ۱۹۸۱).

در آزمایشی بر روی دو گونه *Allium porrum* و *Sorghum bicolor* تلقیح شده با *Glomus mosseae* و *Glomus* sp. در خاک‌های آلوده و غیر آلوده مشخص شد که وجود عناصر سنگین باعث جلوگیری از رشد این دو گونه‌ی قارچی در خاک‌های آلوده می‌شود. ولی گونه‌ی میکوریزای *Glomus claroideum* بیشترین سازگاری را به افزایش غلظت عناصر سنگین در این خاک‌ها از خود نشان داد (دل وال و همکاران، ۱۹۹۸). این نتایج متناقض ممکن است به دلیل تفاوت در اکوتیپ‌های VAM باشد که درجات متفاوتی را در تحمل به عناصر سنگین از خود نشان می‌دهند (هسل‌وانتر و همکاران، ۱۹۹٤).

استفاده از میکوریزا در احیاء مناطق تخریب یافته بواسطه فعالیت‌های انسانی: از عوامل مهم تخریب اکوسیستم ها توسط انسان می‌توان به فعالیت‌های توسعه‌ای مانند راه‌سازی، خطوط انتقال برق، گاز و آب و کشت و رهاسازی اراضی اشاره کرد. این گونه فعالیت‌ها با جا به جا کردن خاک سطحی و نابود کردن گیاهان بومی باعث اختلال در اکوسیستم می‌شود و زمینه را برای ورود گیاهان مهاجم فراهم می‌کنند (جنگجو، ۲۰۰۹). حاصلخیزی پایین خاک، به هم خوردن بافت و ساختمان خاک و شرایط میکروکلیمای نامساعد در اراضی تخریب یافته باعث شده است تا احیاء طبیعی آن‌ها به کندی انجام شود یا حتی غیرممکن باشد. از طرف دیگر شرایط مذکور باعث می‌شود تا استقرار گیاهان به‌صورت دست‌کاشت نیز بسیار مشکل باشد (جنگجو، ۲۰۰۹).

قابلیت‌ها: در طبیعت تخریب شده در اثر جاده‌سازی در ونزوئلا نشان داده شد که تلقیح میکوریزا تاثیر بسزایی بر رشد و استقرار گونه‌های کاشته شده و درصد کلونیزاسیون آن‌ها در این مناطق داشت (کیونکا و همکاران، ۱۹۹۷). در آزمایشی دیگر خاک محتوی اندام تکثیر میکوریزا به گودال‌های کشت گونه‌ها منتقل گردید که باعث افزایش رشد و تولید گندمیان شد (ریشتر و اشتوتز، ۲۰۰۲). ریسه‌های

میکوریزا از طریق اتصال ذرات خاک به هم باعث ایجاد کلوخه‌های بزرگتر و مقاوم‌تر به رواناب می‌شود که این امر به استقرار گیاهان در خاک‌های تخریب یافته کمک می‌کند (برانرت، ۱۹۹۱). ریسه‌های میکوریزا می‌تواند به منافذ بسیار ریز خاک نفوذ کرده و آب و عناصر کم تحرک را که برای گیاهان غیر قابل دسترس می‌باشند را از اعماق جذب کرده و در اختیار گیاه بگذارد و از این طریق نیز به رشد و استقرار گیاهان کمک کند (فرایس و آلن، ۱۹۹۱).

محدودیت‌ها: جوامع گیاهی تخریب یافته باعث اختلال در پتانسیل تلقیح گیاهان با قارچ میکوریزا می‌شوند، که یک فاکتور اکولوژیکی حیاتی برای کمک بیشتر به توسعه گیاهان در زیستگاه‌های تخریب یافته می‌باشد (رکوئنا و همکاران، ۲۰۰۱). زمانی که خاک در اثر آشفتگی‌ها جا به جا می‌شود تعداد اندام‌های تکثیر قارچی آن‌ها کاهش می‌یابد و در نتیجه گیاهان مهاجمی که عرصه را اشغال می‌کنند، معمولا غیرمیکوریزایی می‌باشند (میلر، ۱۹۷۹). همچنین اراضی طبیعی تبدیل شده به مزارع، به دلیل یکنواختی در نوع گونه‌های گیاهی، از تنوع زیستی میکوریزایی پایینی برخوردارند و بعد از رهاسازی به دلیل نبود اندام‌های تکثیر قارچی امکان احیاء پوشش گیاهی آن‌ها بسیار پایین می‌باشد(ریشتر و اشتوتز، ۲۰۰۲).

نتیجه گیری

احیاء طبیعت تخریب یافته به دلیل کاهش اراضی مرغوب و به خطر افتادن محیط‌زیست از ضروریات زندگی بشر می‌باشد. تعامل گیاهان این مناطق با میکروارگانیسم‌های خاک به‌خصوص میکوریزا، نشان از یک همزیستی اجباری دارد که جزء جدایی ناپذیر جوامع می‌باشد و نبود آن باعث اختلال در اکوسیستم‌ها می‌شود. در حالت کلی تاثیر مثبت میکوریزا بر جوامع تخریب یافته (طبیعی و انسانی) پذیرفته شده است ولی وقتی شرایط محیطی بسیار نامساعد باشد جوانه‌زنی اسپورها و توسعه ریسه‌ها و اندام‌های تکثیر قارچ نیز محدود می‌شود، از این‌رو توانایی همزیستی میکوریزا کاهش می‌یابد. در حالت کلی میکوریزا با افزایش جذب آب و عناصر غذایی باعث افزایش رشد و مقاومت گیاهان به تنش‌ها می‌شود. ولی فاکتورهای دیگری نیز در برهم‌کنش گیاه- میکوریزا- خاک تاثیرگذار می‌باشند و نمی‌توان به سادگی درباره تعامل بین آن‌ها اظهار نظر نمود.

با توجه به تنوع زیاد گونه‌ای قارچ میکوریزا و اثبات سودمندی آن‌ها برای گیاهان در شرایط مختلف محیطی، قبل از اقدام به معرفی قارچ‌های میکوریز در هر منطقه، لازم است که ابتدا قابلیت

های و محدودیت‌های استفاده از آن در شرایط محیطی مربوطه بررسی و با انتخاب گونه‌های میکوریزایی مناسب و سازگار به محیط و انطباق آن‌ها با گونه‌های میزبان، از آن‌ها در جهت اصلاح و احیاء طبیعت تخریب یافته استفاده شود.

رهیافت‌های ترویجی

با توجه به مطالب گفته شده و تاثیر میکوریزا بر گیاهان و محدودیت‌های موجود در این مناطق، آنالیز تنوع قارچ‌های میکوریزا در شرایط تنش خشکی، ارزیابی تعامل اکولوژیکی و عملکردی بین گیاهان میزبان و قارچ‌های میکوریزا همزیست با آن‌ها و استفاده از تکنولوژی تلقیح میکوریزایی برای احیاء مناطق خشک و نیمه خشک توصیه می‌شود. در برنامه‌های احیاء پوشش گیاهی در مناطق تحت استرس خشکی، ارزیابی تاثیر تلقیح میکوریزایی روی کارایی استفاده آب (WUE)[1] گونه‌های مورد نظر بسیار حائز اهمیت بوده و باید در نظر گرفته شود.

یافته‌های محققان نشان می‌دهد که سویه‌های[2] قارچی و گیاهان ممکن است در توانایی تجمع عناصر تحت شرایط خاک‌های مختلف، متنوع باشند. بنابراین، در استفاده از قارچ VAM برای رشد گیاهان در خاک‌های آلوده به فلزات سنگین، باید سویه‌های قارچی انتخاب شوند که توانایی بیشتری برای جذب عناصر سنگین و مقاومت در مقابل سمیت آن‌ها داشته باشند (لئونگ و همکاران، ۲۰۱۰).

اختلال در اکوسیستم‌ها باعث کاهش اندام‌های تکثیر میکوریزایی می‌گردند. معرفی دوباره این اندام‌های تکثیر میکوریزا توسط فرآیندهای طبیعی یا مداخله بشر (تلقیح دستی) باعث تسهیل در احیاء این مناطق می‌شوند (کوئنکا و همکاران، ۱۹۹۷). برای کمک به استقرار گیاهان در اراضی تخریب یافته، توصیه می‌شود که در خزانه‌های تولید نهال، ابتدا ریشه‌های نهال‌ها با گونه‌های قارچ میکوریز تلقیح شوند و سپس نهال‌ها به عرصه‌های طبیعی منتقل شوند.

منابع

1.Allen, M.F. 1988. Belowground structure: A key to reconstructing a productive arid ecosystem. In: Allen, E. (Ed.), Reconstruction of disturbed arid ecosystems. Westview Press, Boulder, Colorado. 113–135.

1- Water use efficiency
2- Strain

2.Allen, M.F. 2007. Mycorrhizal fungi: Highways for water and nutrients in arid soils. Vadose zone journal. 6:291 –297.
3.Aslani-Katoli, E. 2012. Study of symbiotic relationship between some range plants and mycorrhizae fungi. M.Sc. thesis, Ferdowsi university of Mashhad. 98p.
4.Azcón-Aguilar, C., Palenzuela, J., Roldan, A., Bautista, S., Vallejo, R. and Barea, J.M. 2003. Analysis of the mycorrhizal potential in the rhizosphere of representative plant species from desertification-threatened Mediterranean shrublands. Applied soil ecology, 22:29-37.
5.Bakker, J.P., Poschlod, P., Strydstra, R.J., Bekker, R.M. and Thompson, K. 1996. Seed banks and seed dispersal: important topics in restoration ecology. Acta Botanica Neerlandica, 45(4): 461-490.
6.Barea, J.M., Palenzuela, J., Cornejo, P., Sánchez-Castro, I., Navarro-Fernández, C., Lopéz-García, A., Estrada, B., Azcón, R., Ferrol, N. and Azcón-Aguilar, C. 2011. Ecological and functional roles of mycorrhizas in semi-arid ecosystems of Southeast Spain. Journal of arid environments, 75: 1292-1301.
7.Beauchamp, V.B., Walz, C. and Shafroth, P.B. 2009. Salinity tolerance and mycorrhizal responsiveness of native xeroriparian plants in semi-arid western USA. Applied soil ecology, 43: 175-184.
8.Bi, Q. 2006. Analysis on arbuscular mycorrhizal fungi to salt-tolerance and growth effects of *Leymus chinensis*. Northeast Normal University. Changchun, 253p.
9.Bray, E.A. 1997. Plant responses to water deficit. Trends in plant science. 2: 48–54.
10.Brundrett, M.C. 1991. Mycorrhizas in natural ecosystems. Advance ecological Research 21:171-3130.
11.Chaudhry, T.M., Hill, L., Khan, A.G. and Kuek, C. 1999. Colonization of iron and zinc-contaminated dumped alter-cake waste by microbes, plants and associated mycorrhizae. In: Wong, M.H., Wong, J.W.C., Baker, A.J.M. (Eds.), Remediation and Management of Degraded Land. CRC Press LLC, Boca Raton, Chap, 27: 275-283.
12.Cuenca, G., De Andrade, Z. and Escalante, G. 1997. Arbuscular mycorrhizae in the rehabilitation of fragile degraded tropical lands. Biology and fertility of soils, 26:107-111.
13.Del Val, C., Barea, J.M. and Azcon-Aguilar, C. 1998. Arbuscular mycorrhizal spore populations in heavy metal contaminated soils as affected by the host plant. Appl. Environment. Microbial, 110-113p.
14.Evelin, H., Kapoor, R. and Giri, B. 2009. Arbuscular mycorrhizal fungi in alleviation of salt stress: a review. Annals of botany. 104: 1263-1280.
15.Friese, C.F. and Allen, M.F. 1991. The spread of VA mycorrhizal fungal hyphae in the soil: inoculum types and external hypha architecture. Mycologia. 83: 409-418.

16.Gildon, A. and Tinker, P.B. 1981. A heavy metal-tolerant strain of mycorrhizal fungus. Transactions of the British Mycological Socity, 77:648-649.
17.Giri, B., Kapoor, R. and Mukerji, K.G. 2007. Improved tolerance of *Acacia nilotica* to salt stress by arbuscular mycorrhiza, *Glomus fasciculatum* may be partly related to elevated K/Na ratios in root and shoot tissues. Microbial Ecology, 54: 753-760.
19.Hai, R., Weibing, D., Jun, W., Zuoyue, Y. and Qinfeng, G. 2007. Natural restoration of degraded rangeland ecosystem in Heshan hilly land. Acta Ecologica Sinica, 27(9): 3593-3600.
20.Harris, J.A., Birch, P. and Palmer, J.P. 1996. Land Restoration and Reclamation: Principles and Practice. Addison-Wesley Longman, Reading, MA. 420p.
21.Haselwandter, K., Leyval, C. and Sanders, F.E. 1994. Impact of arbuscular mycorrhizal fungi on plant uptake of heavy metals and radionuclides from soil, In: Gianinazzi, S., SchuÈepp, H., (Eds.), Impact of arbuscular mycorrhizas on sustainable agriculture and natural ecosystems, Birkhae user Verlag, Basel Switzerland, 179-189.
22.Jangju, M. 2009. Range development and Improvement. Jehad Daneshgahi Mashhad Press, 232 pp.
23.Jasper, D.A., Abott, L. and Robson, A.D. 1991. The effect of soil disturbance on vesicular–arbuscular mycorrhizal fungi in soils from different vegetations types. New Phytol, 118: 471-476.
24.Johnson, N.C., Graham, J.H. and Smith, F.A. 1997. Functioning of mycorrhizal associations along the mutualism- parasitism continuum. New Phytologist, 135: 575–586.
25.Juniper, S. and Abbott, L. 1993. Vesicular-arbuscular mycorrhiza sand soil salinity. Mycorrhiza, 4: 45-57.
26.Karst, J., Marczak, L., Jones, M.D. and Turkington, R. 2008. The mutualism-parasitism continuum in ectomycorrhizas: a quantitative assessment using meta-analysis. Ecology, 89: 1032-1042.
27.Kellner, K. and Bosch, O.J.H. 1992. Influence of patch formation in determining the stocking rate for southern African grasslands. Journal of arid Environments, 22: 99–105.
28.Koomen, I., McGrath, S.P. and Giller, K. 1990. Mycorrhizal infection of clover is delayed in soils contaminated with heavy metals from past sewage sludge applications. Soil, Biology and Biochemistry, 22:871-873.
29.Leung, H. M., Wu, F.Y., Cheung, K.C., Ye, Z.H. and Wong, M.H. 2010. Synergistic effects of arbuscular mycorrhizal fungi and phosphate rock on heavy metal uptake and accumulation by an arsenic hyper accumulator. Journal of hazardous materials, 181(1-3): 497-507.

30.Leung, H.M., Ye, Z.H. and Wong, M.H. 2006. Interactions of mycorrhizal fungi with *Pteris vittata* (As hyper accumulator) in As-contaminated soils, Environmental. Pollution, 139: 1–8.
31.Li, X.L., and 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: 201–207.
32.Meharg, A.A. 2003. The mechanistic basis of interactions mycorrhizal associations and toxic metal cations. Mycological Research, 107:1253–1265.
33.McEldowney, S., Hardman, D.J. and Waite, S. 1993. Treatment Technologies. In: McEldowney, S., Hardman, J., Waite, S. (Eds.), Pollution Ecology and Bio treatment Technologies. Longman, Singapore Publishers, Singapore, 48-58p.
34.Miller, R.M. 1979. Some occurrences of vesicular- arbuscular mycorrhiza in natural and disturbed ecosystems of the Red Desert. Canadian Journal of Botany, 57:619–623.
35.Noyd, R.K., Peger, F.L. and Norland, M.R. 1996. Field responses to added organic matter, arbuscular mycorrhizal fungi, and fertilizer in reclamation of torbonite iron ore tailing. Plant Soil, 179: 89 - 97.
36.Okin, G. 2002. Desertification: Monitoring and forecasting, desertification-introduction. Website: http://www.planetary.caltech.edu/arid/desert/desert.html.
37.Porras-Soriano, A., Soriano-Martín, M.L., Porras-Piedra, A. and Azcón, R. 2009. Arbuscular mycorrhizal fungi increased growth, nutrient uptake and tolerance to salinity in olive trees under nursery conditions. Journal of plant physiology, 166: 1350-1359.
38.Reichhardt, K.L. 1982. Succession of abandoned fields on the shortgrass prairie, north eastern Colorado. South western Naturalist, 27:299–304
39.Ren, H., Shen, W.J., Lu, H.F., Wen, X.Y. and Jian, S.G. 2007. Degraded ecosystems in China: status, causes, and restoration efforts. Landscape and ecological engineering, 3(1): 1-13.
40.Requena, N., Pérez-Solís, E., Azcón-Aguilar, C., Jeffries, P. and Barea, J.M. 2001. Management of indigenous plant-microbe symbioses aids restoration of desertified ecosystems. Applied and environmental Microbiology, 67: 495-498.
41.Richter, B.S. and Stutz, J.C. 2002. Mycorrhizal inoculation of big sacaton: implications for grassland restoration of abandoned agricultural fields. restoration ecology, 10 (4): 607-616.
42.Rosales, J., Cuenca, G., Ramirez, N. and de Andrade, Z. 1997. Native colonizing species and degraded land restoration in La Gran Sabana, Venezuela. restoration ewcology, 5: 147-155.
43.Sánchez-Coronado, M.E., Coates, R., Castro-Colina, L., de Buen, A.G. Paez-Valencia, J., Barradas, V.L., Huante, P. and Orozco-Segovia, A. 2007. Improving seed germination and seedling growth of *Omphalea oleifera*

(Euphorbiaceae) for restoration projects in tropical rain forests. Forest ecology and management, 243: 144-155.
44. Shokri, S. and Maadi, B. 2009. Effects of arbuscular mycorrhizal fungus on the mineral nutrition and yield of *Trifolium alexandrinum* plants under salinity stress. Journal of agronomy, 8:79-83.
45. Thrall, P.H., Broadhurst, L.M., Hoque, M.S. and Bagnall, D.J. 2009. Diversity and salt tolerance of native *Acacia rhizobia* isolated from saline and non-saline soils. Austral ecology, 34: 950-963.
46. Van Oudtshoorn, F. 1994. Guide to grasses of southern Africa. Briza Publications. 288pp.
47. Vitousek, P.M., Ehrlich, P.R.A., Ehrlich, H. and Matson, P.A. 1986. Human appropriation of the products of photosynthesis. Bioscience, 36:368–373.
48. Vogel-Mikus, K., Drobne, D. and Regvar, M. 2005. Zn, Cd and Pb accumulation and arbuscular mycorrhizal colonisation of pennycress *Thlaspi praecox Wulf*. (Brassicaceae) from the vicinity of a lead mine and smelter in Slovenia. Environmental Pollution, 133: 233–242.
49. Wang, G.J. 2005. The Symbiotic diversity of arbuscular mycorrhizal in salinized *Leymus chinensis* grassland in Western Jilin province. Northeast Normal University Changchun.
50. Wu, F.Y., Leung, H. M., Wu, S.C., Ye, Z.H. and Wong, M.H. 2009. Variation in arsenic, lead and zinc tolerance and accumulation in six populations of *Pteris vittata* L. from China, Environmental Pollution, 157: 2394–2404.
51. Wu, L. and Zhou, D. 2005. Seed movement of bare alkali-saline patches and their potential role in the ecological restoration in Songnen grassland, China. Journal of forestry research, 16: 270-274.
52. Zhang, Y.F., Wang, P., Yang, Y.F., Bi, Q., Tian, S.Y. and Shi, X.W. 2011. Arbuscular mycorrhizal fungi improve reestablishment of *Leymus chinensis* in bare saline-alkaline soil: Implication on vegetation restoration of extremely degraded land. Journal of arid environments, 75(9): 773-778.
53. Zuccarini, P. 2007. Mycorrhizal infection ameliorates chlorophyll content and nutrient uptake of *lettuce* exposed to saline irrigation. Plant soil and environment, 53: 283-289.

Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources
J. of Conservation and Utilization of Natural Resources, Vol. 1 (4), 2013
http://ejang.gau.ac.ir

Potentials and limitations of plant-mycorrhiza symbiosis as a tool for restoration of degraded ecosystems

E. Aslani Katouli[1], *M. Jankju[2] and A. Lakzian[3]
[1]M.Sc graduated, Dept. of Range & Watershed Management, Faculty of Natural Resources and Environment, Ferdowsi University of Mashhad, [2]Associate Prof., Department of Range & Watershed Management, Ferdowsi University of Mashhad, [3]Professor, Dept. of Agrology, Faculty of Agricultural, Ferdowsi University of Mashhad
Received:2012/12/26; Accepted: 2013/04/19

Abstract

Natural ecosystems are severely degraded and their productivity is highly reduced due to improper utilization by human (e.g. mining, road construction etc.) and environmental constrains (e.g. drought and salinity). Natural recovery of vegetation cover in these ecosystems is too slow through natural succession process. Furthermore, low soil fertility and harsh microclimate conditions decrease capabilities of traditional restoration methods, in these areas. In the recent decades, researchers have found positive and negative effects of plant-mycorrhiza symbiosis on plants growth and reproduction. In soil polluted with heavy metals also in saline and sodic soils, mycorrhiza increases uptake of low mobile elements and provides ion balance for the coexisting plants. In degraded soil and mined areas, mycorrhiza increases plant establishment, growth and biomass. Accordingly in the recent years, the benefits of plant-mycorrhiza symbiosis are used for restoration of degraded lands, in some developed countries. The main aim of this paper is to describe potentials and limitations of mycorrhiza-plant symbiosis and to provide suggestions for using this interaction as a tool for restoration of degraded ecosystems.

***Keywords*:** Mycorrhiza; Restoration reclamations; Drought; Salinity; Disturbance

*Corresponding Author; Email: mjankju@um.ac.ir