

بررسی وضعیت گیاه نیمه انگلی دارویش در مناطق جنگلی ایران

صدیقه غنائی

مریی پژوهش، موسسه تحقیقات جنگل‌ها و مراتع کشور، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، تهران، ایران

چکیده

علاوه بر خشک‌سالی و پدیده‌هایی مانند ریزگردها، حمله افت‌های انگلی و نیمه انگلی به جنگل‌ها نیز به‌طور قابل‌ملاحظه افزایش یافته است. دارویش‌ها نهاندانگانی اپی‌فیت هستند که به صورت نیمه‌انگل بر روی درختان مختلف، اعم از برگ‌ریز و مخروطی و درختچه‌ها زندگی می‌کنند. در این پژوهش که به روش مروری انجام گردید، به بررسی وضعیت گیاه نیمه انگلی دارویش در مناطق جنگلی ایران پرداخته شد. از سالیان بسیار دور، در جنگل‌های شمال کشور، حضور دارویش‌ها به‌عنوان یک گیاه نیمه انگلی، گزارش شده است که در سال‌های اخیر متأسفانه تراکم آن در بسیاری از مناطق آن نیز گسترش یافته است. در جنگل‌های زاگرس نیز که یکی از اکوسیستم‌های حساس، غنی از گونه‌های متعدد گیاهی و جانوری و نمونه بارز گونه‌های مختلف بلوط در دنیا می‌باشند، گیاه نیمه انگلی دارویش دامنه پراکنش زیادی پیدا کرده است. نتایج بررسی‌ها و پژوهش‌ها نشان می‌دهد که این گیاه نیمه انگلی با حضور روی میزبان، به دو روش به آن‌ها آسیب وارد می‌کند؛ در روش نخست با جذب آب و مواد غذایی از گیاه میزبان، آن را با تنش مواجه می‌کنند و در روش دوم بر اثر تحریکات انگلی در گیاه میزبان به صورت تاولی شدن، جارویی و چند شاخه شدن باعث به هم خوردن رشد و فرم طبیعی گیاه میزبان شده و در نهایت رشد طبیعی آن را با مشکل مواجه می‌کند. درختان بلندتر و آلوده، مکان بهتری برای استقرار دارویش نسبت به درختان کوچکتر و بدون دارویش هستند. دارویش به‌شدت معماری تاج درختان را تحت تأثیر قرار می‌دهد و این تأثیر می‌تواند به‌کلی ساختار تاج پوشش جنگل را تغییر دهد. دارویش‌ها با وجود اندازه‌های کوچکی که دارند، در حالتی که به‌طور پیشرفته درختی را مورد هجوم قرار دهند، تأثیر عمیقی بر روی رشد آن درخت و معماری تاج درختان جنگل‌ها می‌گذارند.

کلمات کلیدی: گیاهان نیمه انگلی، دارویش، آثار مخرب دارویش، وضعیت دارویش در جنگل‌های ایران

مقدمه

مراعات و جنگل‌ها مهمترین منابع حفاظت تنوع زیستی هستند. این اکوسیستم‌ها گستره وسیعی از انواع متفاوتی از سرویس‌های اکوسیستمی شامل ذخیره کربن، کنترل بسیاری از مخاطرات ژئومورفیک مانند سیلاب و انواع لنداسلایدها، کاهش فرسایش پذیری خاک را در اختیار قرار می‌دهند (محسنی، ۱۴۰۰). با این حال متاسفانه جنگل‌ها، بوته زارها و علفزارها که گستردگی مکانی زیادی در مناطق خشک و نیمه خشک ایران دارند، به دلیل عوامل انسانی و عوامل طبیعی مانند چرای دام، بهره براری غیر اصولی، وجود ریزگردها و ... دچار تخریب شده اند، در نتیجه اکوسیستم آنها شکننده و درختان دچار ضعف فیزیولوژیک شده اند (حسینی، ۱۳۹۲). در سال‌های اخیر، علاوه بر خشک‌سالی و پدیده‌هایی مانند ریزگردها، حمله افت‌های انگلی و نیمه انگلی به جنگل‌ها نیز به‌طور قابل‌ملاحظه و چشم‌گیری افزایش یافته است و جنگل‌ها آسیب پذیری بالایی در مقابل حمله افت‌های انگلی و نیمه انگلی دارند (ناصری و همکاران، ۱۳۹۷).

گیاهان انگلی یک گروه تاکسونومیکی متنوع از نهاندانگان هستند. نهاندانگان انگلی شامل بیش از ۴۷۰۰ گونه و ۲۷۷ جنس مختلف هستند (آمیکو^۱ و همکاران، ۲۰۱۹؛ اسزورپنیکا^۲ و همکاران، ۲۰۱۹). زندگی انگلی، نمونه‌ای از کنش‌های متقابل دو گونه است که نتیجه آن برای یکی از دو گونه، مثبت و برای دیگری منفی و مضر است. موجودات زنده در روابط انگلی، چه به‌عنوان انگل و چه به‌عنوان میزبان، درگیر فعل و انفعالاتی هستند که نقش اساسی در عملکرد مناسب زیست کره و فرآیند تکامل بیولوژیکی دارند (کومبس^۳، ۲۰۰۱؛ کرسیلنکو^۴ و همکاران، ۲۰۲۱). معمولاً انگل‌ها از میزبان خود کوچکتر هستند و زندگی مستقل و آزادی ندارند و در تمام یا حداقل یکی از مراحل زندگی خود، داخل یا روی بدن موجود زنده دیگری به نام میزبان به فعالیت می‌کنند و از آن تغذیه می‌کنند. انگل‌ها میزبان خود را نمی‌کشند زیرا در این صورت خودشان نیز از بین می‌روند، اما در بسیاری از موارد، زندگی میزبان را مختل می‌کنند (هیده-جورگنسن^۵، ۲۰۰۸). تأثیر انگل در جوامع گیاهی بسیار متغیر و غیر قابل پیش‌بینی است. نهاندانگان انگلی آب و مواد غذایی را از گیاه مجاور به‌سرقت می‌برند و ساختار و توازن جامعه را تغییر می‌دهند. اثر گیاهان انگلی به‌صورت مستقیم در میزان و حجم بیومس، چرخه پوشش گیاهی و تعامل با دیگر سطوح تغذیه‌ای گرده‌افشان‌ها، گیاه‌خواران و همزیست‌های قارچی غیر قابل انکار است. اثرات دوگانه انگل را می‌توان به تأثیر متضاد انگل در دو محیط زنده و غیرزنده نسبت داد که هر دو عامل در ساختار و عملکرد جوامع گیاهی کلیدی هستند. این گیاهان از دو جهت مثبت و منفی مورد توجه قرار دارند. بسیاری از این گیاهان ارزش صنعتی، دارویی، غذایی و علوفه‌ای دارند و بعضی از گونه‌ها نیز می‌توانند تنوع زیستی را افزایش دهند (نورتون و کاپنتر^۶، ۱۹۹۸). نهاندانگان انگلی گاهی به‌عنوان مهندسان اکوسیستم مطرح می‌شوند و نقش‌های اکولوژیکی متفاوتی ایفا می‌کنند. ارجحیت میزبان می‌تواند منجر به تجمع انگل‌ها در اطراف میزبان شود؛ چنین تجمعی می‌تواند در سطح میزبان به صورت لکه ای یا در سطح جامعه باشد (پرس و فونیکس^۷، ۲۰۰۵). گیاهان انگلی از مکانیسم‌های بسیار متنوعی برای استقرار و زنده‌ماندن خود بهره می‌برند و بسیار هوشمند عمل می‌کنند؛ بنابراین اثر زیادی بر مهندسی یک اکوسیستم دارند (امینی و همکاران، ۱۳۹۷).

¹ Amico

² Szurpnicka

³ Combes

⁴ Krasylenko

⁵ Heide-Jørgensen

⁶ Norton & Carpenter

⁷ Press & Phoenix

انگل‌ها معمولاً اندامی به نام هوستاریوم^۱ ایجاد می‌کنند که به داخل بدن میزبان نفوذ کرده و با سیستم آوندی آن اتصال برقرار می‌کند. معمولاً این اندام، بافتی متورم و ترکیبی از بافت گیاه انگل و میزبان است. عمل نفوذ انگل به داخل ریشه میزبان به کمک آنزیم پکتین متیل استراز صورت می‌گیرد (میقانی، ۱۳۸۲). شبکه اندام‌های هاستاریوم، جوانه‌هایی را تولید می‌کنند که در همان سال یا سال‌های آینده به شاخه‌های نیمه انگل تبدیل می‌شوند که این شاخه‌ها به مرور زمان می‌توانند قطورتر شوند (اسماعیلی و همکاران، ۱۳۹۷). هاستاریوم با ترکیبی از نیروهای مکانیکی و تجزیه آنزیمی به داخل اپیدرم و پوست میزبان نفوذ نموده و رویش خود را تا جایی ادامه می‌دهد که به آب و مواد غیر آلی در آوندهای چوبی میزبان دست یابد (زوبر^۲، ۲۰۰۴).

نهاندانگان انگلی براساس داشتن یا نداشتن کلروفیل به دو گروه تقسیم می‌شوند:

- ۱) همی‌پارازیت‌ها^۳: گیاهانی که دارای کلروفیل هستند و تنها به آب و مواد معدنی میزبان نیاز دارند؛ مانند داروآش^۴.
- ۲) هولوپارازیت‌ها^۵: گیاهانی که فاقد کلروفیل هستند و علاوه بر آب و مواد غذایی، به کربوهیدرات‌ها و مواد مغذی میزبان نیز، احتیاج دارند (امینی و همکاران، ۱۳۹۷).

حداقل ۱۶۷۰ گونه و ۸۷ جنس از نهاندانگان انگلی، متعلق به داروآش‌هاست (کلزکن^۶ و همکاران، ۲۰۲۱). داروآش‌ها نهاندانگانی اپی‌فیت هستند که به صورت نیمه‌انگل بر روی درختان و درختچه‌ها زندگی می‌کنند (حسینی، ۱۳۹۲). داروآش گیاهی همیشه سبز است که معمولاً روی درختان مختلف، اعم از برگ‌ریز و مخروطی، رشد می‌کنند. داروآش برای تأمین برای برخی از مواد مغذی و آب به درخت میزبان وابسته است، در حالی که کربوهیدرات‌ها در فرآیند فتوسنتز تولید می‌کند (کلزکن و همکاران، ۲۰۲۱). داروآش، در شمال، مرکز و جنوب اروپا، آفریقا، آمریکا، استرالیا و آسیا، همراه با طیف گسترده‌ای از عادات، ترجیحات میزبان، مورفولوژی و الگوهای توزیع، بسته به توزیع جغرافیایی، یافت می‌شود (بوهلینگ^۷ و همکاران، ۲۰۰۲؛ کاستا^۸ و همکاران، ۲۰۲۰؛ زوبر^۹، ۲۰۰۴). در این راستا بررسی وضعیت گیاه نیمه انگلی داروآش در مناطق جنگلی ایران از اهداف پژوهش حاضر است.

واژه‌شناسی داروآش

واژه انگلیسی داروآش (Mistletoe) برگرفته از دو لغت آنگلوساکسون است که عبارتند از «mistl» به معنی فضله و «tan» به معنی شاخه که معنی کلی آن فضله (مدفوع و یا کود) روی شاخه است. در آلمانی نیز Bird lime به همین نام اشاره دارد مبنی بر اینکه بذر داروآش پس از خورده شدن توسط پرندگان همراه فضله بر روی شاخه‌ها قرار می‌گیرد. نام لاتین جنس Viscum به خاطر چسبناک بودن آن بوده که مشخص کننده شیره چسبناک میوه‌های آن است. به این خاطر در فرانسه به آن gui de chène می‌گویند. معنی کامل اسم لاتین Viscum album عبارت است از: خمیره چسبناک سفید که اشاره به خاصیت چسبناک بودن ویسکین موجود در میوه‌های آن دارد (گریو^{۱۰}، ۲۰۰۵).

¹ Haustorium

² Zuber

³ Hemiparasites

⁴ Viscum album .L

⁵ Holoparasites

⁶ Kleszken

⁷ Böhling

⁸ Costa

⁹ Zuber

¹⁰ Grieve

ویژگی ها و آثار مخرب داروаш

دارواش یک گیاه نمیه انگل، نهاندانه، همیشه سبز، چند ساله و دوپایه است و متشکل از ساقه سبز مایل به زرد، برگ های سبز (مایل به زرد) چرمی کشیده، گل های سبز کم رنگ مایل به زرد و همچنین دارای میوه سته سفید رنگ، تکدانه و لعابدار است (کرتولی نژاد، ۱۳۸۴؛ کت^۱، ۲۰۰۲؛ بارسلا^۲، ۲۰۱۱؛ احمد^۳ و همکاران، ۲۰۱۸).

میوه های دارواش تا حدودی شیرین هستند و به همین دلیل موجب جذب پرندگان و اغذیه آنها از میوه دارواش می شود. بذره های دفع شده از پرندگان برای جوانه زنی و استقرار نیاز به خاک ندارند، آنها تنها احتیاج به تنه یک میزبان دارند تا با توسعه اندام ریشه مانند خود به نام هاستوریوم به شکل یک قلاب روی گیاهان میزبان (شاخه ها و تاج زنده درختان و درختچه ها) متصل شوند و آب، املاح و مواد معدنی مورد نیاز خود را از بافت میزبان جذب کنند (یوسف وند، ۱۴۰۰). دارواش ها به دلیل داشتن کلروفیل در برگ های خود با انجام فرآیندهای فوتوسنتزی می توانند مواد قندی را مستقل از میزبان تولید کنند (کرتولی نژاد و همکاران، ۱۳۸۶، فداکارناورودی، ۱۳۹۵؛ واتسون^۴، ۲۰۰۱؛ لوپز^۵ و همکاران، ۲۰۰۲).

این گیاه نیمه انگل با حضور روی میزبان، به دو روش به آنها آسیب وارد می کند؛ در روش نخست با جذب آب و مواد غذایی از گیاه میزبان، آن را با تنش مواجه می کنند و در روش دوم بر اثر تحریکات انگلی در گیاه میزبان به صورت تاولی شدن، جارویی و چند شاخه شدن باعث به هم خوردن رشد و فرم طبیعی گیاه میزبان شده و در نهایت رشد طبیعی آن را با مشکل مواجه میکند (پرس و فونیکس^۶، ۲۰۰۵؛ کودر^۷، ۲۰۰۸).

دارواش ها به دلیل رقابت با گیاه میزبان برای جذب آب، مواد غذایی و قندها باعث ضعیف شدن شاخه های میزبان، کاهش ارزش تجاری چوب (تورم و کجی در محل آلودگی و ایجاد نقص فیزیولوژیک و بد شکل شدن درختان (پری و المور^۸، ۲۰۰۱))، کاهش رویش، افزایش حساسیت نسبت به استرس هایی مانند خشکی (دیاز لیمون^۹ و همکاران، ۲۰۱۶)، پوسیدگی قارچی و نهایتاً باعث مرگ گیاه میزبان می شوند (یوسف زاده و همکاران، ۱۳۹۶). آنها می توانند نرخ رشد میزبان، میزان باروری و ساختار میزبان را تغییر دهند (آرودا^{۱۰} و همکاران، ۲۰۱۲؛ بلا و آدامز^{۱۱}، ۲۰۱۱؛ لامین^{۱۲} و همکاران، ۲۰۰۶). همچنین حضور دارواش ها باعث افزایش پتاسیم و کاهش نیتروژن به ترتیب در شاخه و برگ میزبان می شود (کارتولی نژاد و همکاران، ۲۰۰۷). حتی تعاملات میزبان با دیگر ارگانیسم ها، مانند میکوریزا (گهرینگ و ویتام^{۱۳}، ۱۹۹۲، دیویز و گروز^{۱۴}، ۱۹۹۸)، پاتوژن ها، گیاهخواران (مارویر^{۱۵}، ۱۹۹۶)، و

¹ Kat

² Bar-sela

³ Ahmad

⁴ Watson

⁵ Lopez

⁶ Press & Phoenix

⁷ Coder

⁸ Perry and Elmore

⁹ Díaz-Limón

¹⁰ Aruuda

¹¹ Bella & Adams

¹² Lamien

¹³ Gehring & Whitham

¹⁴ Davies & Graves

¹⁵ Marvier

گرده افشان‌ها (گومز^۱، ۱۹۹۴) را نیز تحت تأثیر قرار می‌دهند. علاوه بر آن میزان فعالیت آنزیم های پراکسیداز، کاتالاز و آسکوربات پراکسیداز از میزبان افزایش می‌یابد (قربانلی^۲ و همکاران، ۲۰۱۲). در بسیاری از مواقع طول شاخه، طول ریشه، قطر یقه، زیتوده، تعداد برگ و کارایی رویش نهال های آلوده به دارویش نیز کاهش می‌یابد (کاروناچامی^۳ و همکاران، ۱۹۹۹؛ پیام نور و همکاران، ۱۳۹۷). دارویش‌ها معمولا تجمع مواد غذایی بیشتری در مقایسه با بافت های میزبان خود دارند (گریوه^۴، ۲۰۰۵؛ کرتولی نژاد و همکاران، ۱۳۸۶).

مقاومت درختان سالم و واقع در توده های حاصلخیز در برابر ابتلا به دارویش‌ها بیشتر است؛ اما ممکن است دچار خشکیدگی سرشاخه ها شوند. به هرجهت، درختان مبتلا به دارویش، به خصوص درختان به‌شدت مبتلا، نسبت به حمله آفات، امراض، سوسک های پوست خوار، خشکی و سایر فشارهای محیطی ضعیف تر از سایرین عمل می‌کنند (رید، ۲۰۰۵؛ هادیفیلد و فلانگان^۵، ۲۰۰۰). درختانی که به‌شدت مورد هجوم دارویش‌ها قرار گرفته اند، اغلب نسبت به حمله عوامل بیماری زا آسیب پذیرتر می‌شوند که نتیجه ان مرگ این درختان است؛ بنابراین دارویش مرگ و میز درختان را افزایش می‌دهد و باعث کاهش جمعیت می‌شود (صیاد^۶ و همکاران، ۲۰۱۷).

انتقال و فراوانی دارویش

یک وابستگی بین دارویش‌ها و پرندگان از دیر باز وجود دارد که توسط ارسطو، پلینی و ویرجیل هم گفته شده است (اکما و مارتینز دل ریو^۷، ۲۰۰۲). پرندگان عامل اصلی انتقال دارویش هستند (مک رائیلد^۸ و همکاران، ۲۰۱۰). بون^۹ (۲۰۰۹) در پژوهش خود نشان داد که چگونه فراوانی منابع غذایی مهم به‌طور اکولوژیکی، دارویش، با تغییر الگوی لندسکیپ توسط بشر، فراوانی پرندگان پراکنده کننده و شرایط میزبان تحت تأثیر قرار می‌گیرد (بون، ۲۰۰۹). حضور دارویش می‌تواند تحت تأثیر توزیع مناسب گونه‌های میزبان، تکه تکه شدن زیستگاه، گیاه خواری و ویژگی های توپوگرافی قرار گیرد (مریکدیل^{۱۰} و همکاران، ۲۰۱۱). تراکم درختان، نوع گونه، باز بودن تاج، ساختار توده و شکل تاج درختان (داوسون^{۱۱} و همکاران، ۱۹۹۰). وجود نور به خصوص در حاشیه قطعات جنگل‌های تخریب شده و نیز قابلیت رقابت میزبان و کیفیت رویشگاه از دیگر عوامل تعیین کننده و اثرگذار بر شدت ابتلا به دارویش و حضور آن در توده هاست (لوپز^{۱۲} و همکاران، ۲۰۰۲؛ نورتون و رید^{۱۳}، ۱۹۹۷).

برای کنترل دارویش‌هایی که میل به نابودی درختان دارند درکی از عوامل تنظیم کننده فراوانی و توزیعشان مورد نیاز است (روزلی^{۱۴}، ۲۰۱۴). همچنین در مواردی که دارویش‌ها به مدیریت نیاز دارند برای اجرای موفقیت آمیز اقدامات کنترل باید گزارش

¹ Gomez

² Ghorbanli

³ Karunaichamy

⁴ Grieve

⁵ Hadfield & Flanagan

⁶ Sayad

⁷ Aukema and Martínez Del Rio

⁸ MacRaild

⁹ Bowen

¹⁰ Mericcedil

¹¹ Dawson

¹² Lopez

¹³ Norton & Reid

¹⁴ ROSELY

ویژه ای از محیط زیستشان شامل پراکنش مکانی توزیع آنها، مکانیسم اصلی توزیع آنها و فرایندهایی که توسط آن، گسترش آلودگی رخ میدهد، داشت (ریست^۱ و همکاران، ۲۰۱۱).

در مقیاس درختی، حضور و فراوانی داروаш با افزایش ارتفاع درخت، قطر برابر سینه، سطح مقطع برابر سینه افزایش می یابد و استقرار دارواشها نیز تحت تأثیر وضعیت آب و نور دهی تاج درخت قرار می گیرد (وراد^۲، ۲۰۰۵). درختان نزدیک به حاشیه لکه یا درخت هممنوع آلوده شده احتمال بیشتری برای آلوده شدن دارند (وراد، ۲۰۰۵؛ د بوئن^۳ و همکاران، ۲۰۰۲).

در مقیاس سیمای سرزمین، حضور و فراوانی دارواش می تواند تحت تأثیر توزیع مناسب گونه های میزبان، پرنندگان و گرده افشانها باشد و همچنین تحت تأثیر عوامل دیگری مانند آتش سوزی، گیاه خواران و ویژگی های توپوگرافی از قبیل ارتفاع از سطح دریا، شیب و جهت شیب منطقه مورد نظر قرار گیرد (اکما^۴، ۲۰۰۴؛ وراد، ۲۰۰۵) و قطعه قطعه شدن زیستگاه می تواند باعث افزایش فراوانی دارواش در داخل قطعات باقیمانده شود (وارد و پاتون^۵، ۲۰۰۷). همچنین حضور و فراوانی دارواش بر روی درختان، نتیجه تغذیه سلیقه ایی انتشار دهندگان دارواش است (وراد، ۲۰۰۵). لذا الگوی مکانی زیستگاه در داخل لندسکیپ تأثیر مهمی بر روی توزیع و فراوانی گونه ها دارد (بوئن^۶، ۲۰۰۹).

دارواش در جنگل های ایران

از سالیان بسیار دور، در جنگل های شمال کشور، حضور دارواشها به عنوان یک گیاه نیمه انگلی، گزارش شده است که در سال های اخیر متأسفانه تراکم آن در بسیاری از مناطق آن نیز گسترش یافته است (کارتولی نژاد^۷ و همکاران، ۲۰۰۸). یکی از مناطقی که دارواش در آنجا حضور گسترده دارد، پایه های درختی به ویژه گونه انجیلی، جنگل جلگه ای تمیشان در مجارت پارک نور در استان مازندران است. در این مناطق، بیشتر پایه هایی که دارواش در آنجا حضور انبوه داشته است، ضعیف شده اند و در حال خشک شدن هستند. یوسف زاده و همکاران (۱۳۹۶) در پژوهشی به بررسی تأثیر مخرب دارواش بر شاخص عدم تقارن و خصوصیات برگ درخت انجیلی در جنگل جلگه ای تمیشان نور پرداختند. در این پژوهش صفات مساحت ویژه برگ، روزنه و شاخص عدم تقارن ۲۰ پایه انجیلی در دو موقعیت داخل و خارج توده مورد بررسی قرار گرفت. نتایج نشان داد که درختان انجیلی آلوده به دارواش واقع در حاشیه توده بیشترین تغییرات را در ریخت شناسی برگ خود ایجاد کرده اند (یوسف زاده و همکاران، ۱۳۹۶).

فلاح چای و همکاران (۱۳۹۰) در پژوهشی به بررسی اثر آلودگی *Arceuthobium oxycedri* روی گونه *Juniperus excelsa* در منطقه جیش آباد شهرستان طارم پرداختند. در طی بررسی زیست شناسی در منطقه جیش آباد شهرستان طارم و سایر رویشگاه ای ارس در استان زنجان مشخص گردید که گونه دارواش مورد نظر دارای نام علمی *Arceuthobium oxycedri* (DC.) M. bieb. است. نتایج حاصل از بررسی ها نشان داد که دارواش پاکوتاه اغلب درختان با حجم تاج، مساحت تاج، ارتفاع و قطر برابر سینه بزرگتر را تحت تأثیر قرار می دهد. همچنین مشخص گردید که میزان آلودگی درختان ارس در جهت های جنوبی نسبت به سایر جهات بیشتر است (فلاح چای و همکاران، ۱۳۹۰).

¹ Rist

² Wrad

³ De Buen

⁴ Aukema

⁵ Ward and Paton

⁶ Bowen

⁷ Kartoolinejad

جنگل‌های زاگرس با مساحتی بالغ بر پنج میلیون هکتار، ۴۰ درصد از جنگل‌های ایران را به خود اختصاص داده اند (ناصری و همکاران، ۱۳۹۷). جنگل‌های زاگرس یکی از اکوسیستم‌های حساس، غنی از گونه‌های متعدد گیاهی و جانوری و نمونه بارز گونه‌های مختلف بلوط در دنیا می‌باشند. جنگل‌های زاگرس یکی از گنجینه‌ها و نمونه‌های بارز گونه‌هایی مانند بلوط، کیکم، زالزالک، گلابی وحشی، دافنه و بادام وحشی در کشور است (مبارکی و توکلی، ۱۳۹۰)؛ اما بیشترین درصد فراوانی در جنگلهای زاگرس ایران متعلق به گونه ی بلوط ایرانی^۱ است، به طوری که اکثریت تیپ‌های جنگلی در جنگلهای زاگرس را تشکیل می‌دهد (احمدی ثانی و همکاران، ۱۳۹۰).

این اکوسیستم‌ها که وسیع‌ترین جنگلهای ایران به شمار می‌روند، تحت عنوان جنگل‌های نیمه خشک طبقه بندی شده اند و با اینکه از نظر تولید چوب، اهمیت قابل‌ملاحظه‌ای ندارد، اما از نظر وسعت و مسائل محیط زیستی، حفظ منابع آب و خاک و دیگر خدمات اجتماعی اقتصادی از اهمیت ویژه‌ای برخوردارند. این جنگل‌ها طی دهه‌های گذشته به دلیل اثر عوامل اقتصادی و اجتماعی، نبود اعمال مدیریت جامع منابع طبیعی، توان تولیدی خود را از دست داده به طوری که آینده جنگل‌های منطقه را به مخاطره افکنده است (مهردوی و همکاران، ۱۳۹۶). لذا گیاه نیمه انگلی داروآش می‌تواند دامنه پراکنش زیادی در سطح جنگل‌های زاگرس پیدا کند (حسینی، ۱۳۹۲).

دو گونه به نام‌های *Loranthus europaeus* و *L. grewinkii* از تیره *Loranthaceae*، در جنگل‌های زاگرس مشاهده شده است (جزیره ای و ابراهیمی^۲، ۲۰۰۳).

جنگل‌های استان کرمانشاه در نواحی مرکزی ناحیه رویشی زاگرس قرار داشته و حدود ۶۰۰ هزار هکتار مساحت دارد. این جنگل‌ها از دیرباز توسط جوامع محلی بهره برداری شده و در معرض انواع آسیب‌ها بوده‌اند. از جمله مهم‌ترین آسیب‌هایی که موجب محو جنگل در قسمتهایی از آن و باعث سیر قهقرایی در قسمتهای دیگر گردیده است موخور، آفات و بیماری‌هاست (جزیره ای و ابراهیمی، ۲۰۰۳). انتشار موخور^۳ در سطح وسیع در جنگل‌های استان کرمانشاه در سالیان اخیر، سبب آسیب‌رسانی شدید به این اکوسیستم شده است. در جنگل‌های استان کرمانشاه گونه *Loranthus europaeus* انتشار دارد. حیدری و بیات (۱۳۹۷) در پژوهشی به بررسی وضعیت آلودگی به موخور (*Loranthus europaeus*) در درختان بلوط با ابعاد مختلف در جنگل‌های گیلان غرب، کرمانشاه پرداختند. نتایج این پژوهش نشان داد که ۷۷٫۶٪ درختان منطقه فوق را بلوط ایرانی تشکیل می‌دهد و در تمامی گونه‌های منطقه گیاه موخور مشاهده شد. وضعیت آلودگی درختان به موخور نشان داد که بیشترین و کمترین درصد آلودگی به ترتیب در گونه‌های بنه (با ۹۴٫۹٪) و زالزالک (با ۱۵٫۹٪) مشاهده شد و به‌طور متوسط در ۷۴٫۴٪ درختان منطقه مورد بررسی کپه‌های موخور مشاهده شد. نتایج کلی این پژوهش نشان داد که با افزایش مشخصه‌های کمی قطر برابر سینه، ارتفاع کل و سطح تاج درختان، شدت آلودگی به موخور افزایش می‌یابد، به طوری که کلاسه‌های قطری ۴۵ تا ۵۵ سانتیمتری، کلاسه ارتفاعی بیشتر از ۸ متر و کلاسه سطح تاج پانزده مترمربعی (۱۳-۱۷ متر مربع) دارای بیشترین شدت آلودگی به موخور بودند (حیدری و بیات، ۱۳۹۷).

عزیزی^۴ و همکاران (۲۰۰۹) در پژوهشی به بررسی و شناسایی عوامل بیماری‌زا و پراکنش مکانی گونه موخور در جنگل‌های ایلام پرداختند. نتایج این پژوهش نشان داد که در کلاسه قطری درختان بلوط ایرانی ۲۰-۲۵ سانتیمتری بیشترین شدت آلودگی را

^۱ *Quercus branti v. persica*

^۲ Jazirehi & Ebrahimi

^۳ *Loranthus*

^۴ Azizi

دارند. ارتفاع درختان به ۴ کالسه ۳ متری تقسیم و بیشترین آلودگی در کالسه ۹ تا ۱۲ و کمترین آلودگی در کالسه ۱ تا ۳ متری مشاهده گردید (عزیزی و همکاران، ۲۰۰۹).

حسینی^۱ (۲۰۰۹) در پژوهشی به بررسی و تعیین نسبت ابتلای درختان بلوط به موخور در جنگلهای دامنه جنوبی مانشت در استان ایلام پرداختند و نتایج نشان داد که تعداد کل ۸۰٫۲٪ درختان منطقه فوق متعلق به گونه بلوط بودند و فراوانی استقرار موخور در بخش میانی تاج درختان بیشتر از بخشهای فوقانی و تحتانی بود (حسینی، ۲۰۰۹).

سهرابی سراج^۲ (۲۰۱۴) در پژوهشی به بررسی تغییرات مکانی و پهنه بندی آلودگی جنگل به گونه نیمه انگلی موخور در جنگلهای ایلام پرداختند و نتایج حاصل از نمونه برداری حکایت از آلودگی ۷۸ درصدی منطقه جنگلی به گونه موخور داشت. نتایج بررسی ساختار مکانی گسترش موخور با استفاده از روش واریوگرافی در زمین آمار حکایت از وجود ساختار مکانی قوی (۸۹٪) بود. این بدین معناست که در منطقه مورد مطالعه نحوه پراکنش موخور وابسته به مکان و دارای کانون آلودگی است. شعاع کانون آلودگی در این بررسی ۲۰۶ متر تعیین شد (سهرابی سراج، ۲۰۱۴).

بشکار و همکاران (۱۳۹۴) در پژوهشی به بررسی الگوی توزیع مکانی درختان خشک شده در اثر حضور داروаш و پارامترهای مربوط به تاج درختان در جنگلهای گهواره در استان کرمانشاه پرداختند. نتایج این پژوهش نشان داد که توزیع مکانی خشکیدگی تاج می‌تواند تحت تأثیر توزیع مکانی دارواش قرار گیرد. از سوی دیگر مشاهده گردید که ابعاد درخت هرچه بزرگتر باشد احتمال خشک شدن بیشتر است. دامنه تأثیر ارتفاع درخت، ارتفاع درخت دارواش دار، قطر تاج، قطر تاج دارواش دار با درصد خشکیدگی تاج مشابه بود که این نشان می‌دهد این عوامل تأثیر بیشتری بر روی توزیع این متغیر دارند. در واقع تا محدوده حدود ۴۰۰۰ متر، توزیع خشکیدگی در اثر دارواش تحت تأثیر این ویژگی‌های درختان است.

ناصری و همکاران (۱۳۹۷) در پژوهشی به بررسی تأثیر موخور (*europaeus Loranthus*) بر جذب عناصر غذایی بلوط (*Quercus brantii*)، کیکم (*Acer monspessulanum*) و بادام (*Amygdalus elaeagnifolia*) در رویشگاه‌های مختلف جنگلهای زاگرس پرداختند. نتایج نشان داد که مقدار نیتروژن، فسفر، منیزیم، پتاسیم در برگ موخور و شاخه غیر آلوده بادام و بلوط ایرانی به‌طور معنی داری از شاخه‌های آلوده آن بیشتر است. آنها نشان دادند که موخور عناصر معدنی را از درختان میزبان به ویژه در فصل بهار جذب می‌کند و سبب خشک شدن شاخه‌های آلوده آن‌ها می‌شود (ناصری و همکاران، ۱۳۹۷).

نتیجه گیری

ارتباط کاهش جنگل‌ها با اثرات متقابل عوامل حیاتی فشارهای خشکی در سراسر دنیا مطرح شده است. فشارها خشکی می‌تواند اثرات منفی بر روی درختان داشته باشد و حتی در نهایت توسط یک عامل زنده ثانویه مثل دارواش، موجب مرگ درخت شود. وارد شدن استرس‌های خشکی ممکن است درختان میزبان را نسبت به اثرات منفی گیاهان نیمه انگلی مانند دارواش آسیب پذیرتر کند. در طول زمان خشکسالی، درختان با بستن روزنه‌ها تعرق را کاهش می‌دهند اما دارواش همچنین به این عمل ادامه می‌دهد و باعث افزایش تنش‌های خشکی می‌شود.

در دارواش‌ها معمولاً درصد جوانه زنی به‌طور اساسی در نور نسبت به تاریکی بیشتر است و بعضی گونه‌ها فقط در روشنایی جوانه می‌زنند؛ بنابراین رشد و باروری دارواش در محیط‌های روشن ممکن است بیشتر باشد. اغلب بین فراوانی بالای دارواش و شرایط ویژه توپوگرافی همبستگی وجود دارد، جهت‌ها و شیب‌ها می‌توانند با شدت کم دارواش در ارتباط باشند.

¹ hosseini

² Sohrabi Saraj

به نظر می رسد که میزان آب میزبان نقش مهمی در توزیع و فراوانی داروаш دارد. اختلال های محیط طبیعی اثرات معنی داری روی جمعیت دارواش در بیشتر نواحی دارد. در حاشیه جنگل ها و جوامع تغییر یافته به وسیله انسان ها، اغلب وفور دارواش بیشتر است. قطعه قطعه شدن جنگل، برداشت درختان، کوددهی مرتع و توسعه جاده ها می تواند باعث افزایش کیفیت درختان باقی مانده به عنوان محل رویش دارواش شود؛ زیرا با پراکنده شدن درختان و کاهش رقابت وضعیت آب و مواد غذایی آن ها بهبود می یابد و این امر موجب افزایش استقرار و رشد دارواش می شود.

الگوی مکانی درختان میزبان، فاصله بین درختان، تراکم تاج درختان و تراکم شاخه ها و برگ های درختان، اثرات عمده ای بر فاصله و پراکندگی بذر دارواش دارد. درختان بزرگتر میزبان، نسبت به درختان کوچکتر، کمتر دچار استرس های آب می شوند. حضور دارواش بر روی درختان آلوده نشان می دهد که این درختان نسبت به درختان غیر آلوده بیشتر مستعد به آلوده شدن بوده اند؛ بنابراین انتظار می رود درختان بلندتر و آلوده، مکان بهتری برای استقرار دارواش نسبت به درختان کوچکتر و بدون دارواش باشند. در نظر گرفتن موقعیت و سن دارواش در میان تاج و تنه درخت می تواند توصیفی از الگوهای هجوم را فراهم کند. همچنین این امکان را به ما بدهد که پی ببریم تهاجم چطور اتفاق می افتد و عملکرد درخت را به چه صورت تحت تأثیر قرار می دهد. دارواش به شدت معماری تاج درختان را تحت تأثیر قرار می دهد و این تأثیر می تواند به کلی ساختار تاج پوشش جنگل را تغییر دهد. دارواش ها با وجود اندازه های کوچکی که دارند، در حالتی که به طور پیشرفته درختی را مورد هجوم قرار دهند، تأثیر عمیقی بر روی رشد آن درخت و معماری تاج درخت می گذارند.

منابع

۱. احمدی ثانی، ناصر، بابایی کفاکی، ساسان، متاجی، اسدالله، ۱۳۹۰، بررسی امکان فعالیت های اکوتوریسمی از نظر اکولوژیک در جنگل های زاگرس شمالی با کاربرد تصمیم گیری های چند متغیره، سیستم اطلاعات جغرافیایی و سنجش از دور، آمایش سرزمین، سال سوم، شماره چهارم، صص ۴۵-۶۴.
۲. اسماعیلی، عایشه، موسوی، رستم، حامدی، پیمان، جباری، مهتاب، ۱۳۹۷، اثراتی از گیاهان پارازیت روی جوامع طبیعی، اولین همایش ملی جنگلهای ایران، پژوهش و توسعه.
۳. امینی، طیبه، زارع، حبیب، کریمی، خدیجه، اجتهادی، حمید، ایریشم چی، پروانه، فرزام محمد، ۱۳۹۷، بررسی گیاهان انگل و نیمه انگل ایران، با تأکید بر ارزش دارویی و صنعتی آنان، نشریه طبیعت ایران، سال سوم، شماره ۵، پیاپی ۱۲، آذر و دی ماه، صص ۳۵-۱۸.
۴. بشکار، عرفان، صیاد، احسان، غلامی، شایسته، ۱۳۹۴، توزیع مکانی خشکیدگی درختان در اثر دارواش در ارتباط با ویژگی های تاج آنها، جغرافیا و پایداری محیط، شماره ۱۷، صص ۱۱۸-۱۰۹.
۵. پیام نور، وحیده، امیریان، حلیمه، رزمجو، فرزانه، ۱۳۹۷، اثر میزبان های مختلف بر تغییرات متابولیت های ثانویه دارواش اروپایی (*Viscum album.L*)، نشریه پژوهش های علوم و فناوری چوب و جنگل، جلد بیست و پنجم، شماره سوم، صص ۳۱-۱۹.
۶. حسینی، احمد، ۱۳۹۲، اثر دارواش موخور بر برخی خصوصیات مورفولوژیک و عناصر غذایی برگ درختان بلوط ایرانی در جنگلهای زاگرس (مطالعه موردی جنگل های دامنه جنوبی مانشت در استان ایلام)، فصلنامه علمی پژوهشی اکوسیستم های طبیعی ایران، سال چهارم، شماره دوم، صص ۱۱-۱.

۷. حیدری، مازیار، بیات، محمود، ۱۳۹۷، بررسی وضعیت آلودگی به موخور (*Loranthus europaeus*) در درختان بلوط با ابعاد مختلف در جنگل‌های گیلان غرب، کرمانشاه، دو فصلنامه علمی-پژوهشی تحقیقات حمایت و حفاظت جنگل‌ها و مراتع ایران، جلد ۱۶، شماره ۱، صص ۳۵-۴۷.
۸. فداکارناوردی، درین، ۱۳۹۵، جوانه زنی و استقرار بذر داروآش در ارتباط با گونه میزبان درختی و منشأ بذر، پایان‌نامه کارشناسی ارشد مهندسی منابع طبیعی _ جنگل‌شناسی و اکولوژی جنگل، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تربیت مدرس.
۹. فلاح چای، میر مظفر، ترابیان، یوسف، معانی، مجید، احمدی، فرزانه، ۱۳۹۰، بررسی اثر آلودگی *Arceuthobium oxycedri* روی گونه *Juniperus excelsa* در جنگل‌های شمال غرب ایران، فصلنامه گیاه‌پزشکی، ۳ (۳)، صص ۲۳۵-۲۴۶.
۱۰. کرتولی نژاد، داود، حسینی، سید محسن، میرنیا، سید خلاق، شایان مهر، فاطمه، ۱۳۸۶، اثر داروآش (*Viscum album*) بر چهار عنصر غذایی *Na, Mn, Zn, Mg* و سطح و وزن برگ درختان میزبان در جنگل‌های هیرکانی، پژوهش و سازندگی در منابع طبیعی، شماره ۷۷، صص ۴۷-۵۲.
۱۱. کرتولی نژاد، د، ۱۳۸۴، اثر داروآش روی فرآیند تغذیه‌های و پارامترهای اکولوژیک در جنگل‌های خزری، پایان‌نامه کارشناسی ارشد مهندسی منابع طبیعی _ جنگل‌داری، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تربیت مدرس.
۱۲. مبارکی، داریوش، توکلی، مجید، ۱۳۹۰، پراکنش و دامنه میزبانی گیاه نمیه انگل داروآش در مناطق جنگلی استان لرستان، همایش ملی جنگل‌های زاگرس مرکزی، قابلیت‌ها و تنگناها، کانون همیاران طبیعت معاونت فرهنگی جهاد دانشگاهی لرستان.
۱۳. محسنی، ندا، ۱۴۰۰، پیامدهای پدوژئومورفیک آتش سوزی جنگل‌ها و مخاطرات محیطی ناشی از آن، هفدهمین کنگره علوم خاک ایران و چهارمین همایش ملی مدیریت آب در مزرعه "تجدید حیات حکیمانانه خاک و حکمروائی حکیمانانه آب".
۱۴. مهدوی، علی، رنگین، سمیه، مهدی زاده، حسین، میرزایی زاده، وحید، ۱۳۹۶، ارزیابی روند تغییرات پوشش جنگلی و تعیین مهمترین عوامل فیزیوگرافی مرتبط با تخریب جنگل‌ها در استان ایلام - مطالعه موردی: شهرستان سیروان، دو فصلنامه علمی-پژوهشی تحقیقات حمایت و حفاظت جنگل‌ها و مراتع ایران، جلد ۱۵، شماره ۱، صص ۱-۱۶.
۱۵. میقانی، فریبا، ۱۳۸۲. آللوپاتی (دگرآسیبی) از مفهوم تا کاربرد، انتشارات پرتو واقعه.
۱۶. ناصری، بهروز، میرزایی، جواد، ناجی، حمیدرضا، پوره‌اشمی، مهدی، ۱۳۹۷، تأثیر موخور (*Loranthus europaeus*) بر جذب عناصر غذایی بلوط (*Quercus brantii*)، کیکم (*Acer monspessulanum*) و بادام (*Amygdalus elaeagnifolia*) در رویشگاه‌های مختلف جنگل‌های زاگرس، نشریه حفاظت زیست بوم گیاهان، دوره ششم، شماره دوازدهم، صص ۱-۲۱.
۱۷. ناصری، بهروز، میرزایی، جواد، ناجی، حمیدرضا، پوره‌اشمی، مهدی، ۱۳۹۷، تأثیر موخور (*Loranthus europaeus*) بر جذب عناصر غذایی بلوط (*Quercus brantii*)، کیکم (*Acer monspessulanum*) و بادام (*Amygdalus elaeagnifolia*) در رویشگاه‌های مختلف جنگل‌های زاگرس، نشریه حفاظت زیست بوم گیاهان، دوره ۶، شماره ۱۲، صص ۱-۲۲.
۱۸. یوسف زاده، حامد مومنی، حورا، حسینی، سید محسن، ۱۳۹۶، تأثیر داروآش بر صفات روزانه، عدم تقارن و شاخص ویژه سطح برگ گونه انجیلی، جنگل و فرآورده‌های چوب، مجله منابع طبیعی ایران، دوره ۷۰، شماره ۱، صص ۲۹-۲۱.

۱۹. یوسف وند، ساناز، ۱۴۰۰، تأثیر دو گونه میزبان در فصل‌های مختلف سال بر ویسکوتوکسین‌ها و لکتین کل موجود در گیاه دارویی دارواش (*Viscum album L.*)، پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشکده منابع طبیعی و علوم دریایی، دانشگاه تربیت مدرس.

20. Ahmad, S., Mir, N.H., Sultan, S.M. 2018. White-berry mistletoe (*Viscum album L.*): A Hemiparasitic Plant: Occurrence and ethnobotanical use in Kashmir. *Journal of Pharmacognosy and Phytochemistry*, 7(1): 1831-1833.
21. Amico, G. C., Nickrent, D. L., & Vidal-Russell, R. (2019). Macroscale analysis of mistletoe host ranges in the Andean-Patagonian forest. *Plant Biology*, 21(1), 150-156.
22. Aukema, J. E. (2004). Distribution and dispersal of desert mistletoe is scale-dependent, hierarchically nested. *Ecography*, 27(2), 137-144.
23. Aukema, J. E., & Martínez del Rio, C. (2002). Where does a fruit-eating bird deposit mistletoe seeds? Seed deposition patterns and an experiment. *Ecology*, 83(12), 3489-3496.
24. Azizi, S., Kavosei, M.R., Taghinasab, M. and Rohei baksh. A. 2009. Identification of Pathogenic Factors and Spatial Dispersion of Rangelands in Ilam forests (Case Study: Gachan Area). M.Sc thesis in Forestry, Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources, 110p (In Persian).
25. Bar-Sela G., 2011. White-Berry Mistletoe (*Viscum album L.*) as Complementary Treatment in Cancer: does it help?. *European Journal of Integrative Medicine*, 3(2): e55-e62
26. Bell, T. L., & Adams, M. A. (2011). Attack on all fronts: functional relationships between aerial and root parasitic plants and their woody hosts and consequences for ecosystems. *Tree Physiology*, 31(1), 3-15.
27. Böhlting, N., Greuter, W., Raus, T., Snogerup, B., Snogerup, S., & SNOGERUP, B. S. (2002). Notes on the Cretan mistletoe, *Viscum album* subsp. *creticum* subsp. *nova* (Loranthaceae/Viscaceae). *Israel journal of plant sciences*, 50(sup1), 77-84.
28. Bowen, M. E., McAlpine, C. A., House, A. P., & Smith, G. C. (2009). Agricultural landscape modification increases the abundance of an important food resource: mistletoes, birds and brigalow. *Biological Conservation*, 142(1), 122-133.
29. Coder, K. D. (2008). American mistletoe (*Phoradendron serotinum* var. *serotinum*) infection in trees. *Tree Health Series. Warnell School of Forestry & Natural Resources*.
30. Combes, C. (2001). *Parasitism: the ecology and evolution of intimate interactions*. University of Chicago Press.
31. Costa, J. P., Brito, H. O., Galvão-Moreira, L. V., Brito, L. G., Costa-Paiva, L., & Brito, L. M. (2020). Randomized double-blind placebo-controlled trial of the effect of *Morus nigra* L.(black mulberry) leaf powder on symptoms and quality of life among climacteric women. *International Journal of Gynecology & Obstetrics*, 148(2), 243-252.
32. Davies, D. M., & Graves, J. D. (1998). Interactions between arbuscular mycorrhizal fungi and the hemiparasitic angiosperm *Rhinanthus minor* during co-infection of a host. *The New Phytologist*, 139(3), 555-563.
33. Dawson, T. E., Ehleringer, J. R., & Marshall, J. D. (1990). Sex-ratio and reproductive variation in the mistletoe *Phoradendron juniperinum* (Viscaceae). *American journal of botany*, 77(5), 584-589.

34. de Buen, L. L., Ornelas, J. F., & García-Franco, J. G. (2002). Mistletoe infection of trees located at fragmented forest edges in the cloud forests of Central Veracruz, Mexico. *Forest ecology and management*, 164(1-3), 293-302.
35. Díaz-Limón, M. P., Cano-Santana, Z., & Queijeiro-Bolaños, M. E. (2016). Mistletoe infection in an urban forest in Mexico City. *Urban Forestry & Urban Greening*, 17, 126-134.
36. Gehring, C. A., & Whitham, T. G. (1992). Reduced mycorrhizae on *Juniperus monosperma* with mistletoe: the influence of environmental stress and tree gender on a plant parasite and a plant-fungal mutualism. *Oecologia*, 89(2), 298-303.
37. Ghorbanli, M., Sateyi, A., and Kaboli Qarehtapeh, H. 2012. Effect of two species of mistletoe (*Viscum album* L. and *Arceuthobium oxycedri* (D.C.) M. Bieb.) on activity of antioxidant enzyme of infected host species in Gorgan forests. *Iranian Journal of Medicinal and Aromatic Plants*, 28(2): 372-383. (In Persian)
38. Gómez, J. M. (1994). Importance of direct and indirect effects in the interaction between a parasitic angiosperm (*Cuscuta epithymum*) and its host plant (*Hormathophylla spinosa*). *Oikos*, 97-106.
39. Grieve, M. (2005). Botanical: *Viscum album* (LINN). *Amodern Herbal*. Online at: <http://www.Botanical.com/botanical/mgmh/m/mistle>, 40.
40. Heide-Jørgensen, H. (2008). Parasitic flowering plants. In *Parasitic flowering plants*. Brill.
41. Hosseini, A. 2009. Investigation the affection rate of oak trees to mistletoe, *Loranthus europaeus*, in forests of Zagross area (A case study of Southern slope of Manesht Mountain in Ilam Province). *Iranian journal of forest and range protection research*, 7(1): 26-35 (In Persian).
42. Hosseini, S. M., Kartoolinejad, D., Mirnia, S. K., Tabibzadeh, Z., Akbarinia, M., & Shayanmehr, F. (2007). The effects of *Viscum album* L. on foliar weight and nutrients content of host trees in Caspian forests (Iran). *Polish Journal of Ecology*, 55(3), 579.
43. Hosseini, S. M., Kartoolinejad, D., Mirnia, S. K., Tabibzadeh, Z., Akbarinia, M., & Shayanmehr, F. (2008). The European mistletoe effects on leaves and nutritional elements of two host species in Hyrcanian forests. *Silva Lusitana*, 16(2), 229-237.
44. Jazirehi, M.H. and Ebrahimi, M. 2003. *Silviculture in Zagros*. University of Tehran Press, Tehran, 560p (In Persian).
45. Kartoolinejad, D., Hosseini, S.M., Mirnia, S.Kh., and Shayanmehr, F. (2008). The effect of mistletoe (*Viscum album* L.) on four nutrient elements Mg, Zn, Mn, Na and leaf area and weight of host trees in Hyrcanian forests. *Pajouhesh and Sazandegi*, 77: 47-52.
46. KARTOULINEZHAD, D., HOSSEINI, S. M., AKBARINIA, M., SHAYANMEHR, F., & MIRNIA, S. (2007). The relationship among infection intensity of *Viscum album* with some ecological parameters of host trees.
47. Karunaichamy, K. S. T. K., Paliwal, K., & Arp, P. A. (1999). Biomass and nutrient dynamics of mistletoe (*Dendrophthoe falcata*) and neem (*Azadirachta indica*) seedlings. *Current Science*, 840-842.
48. Kat Morgenstern, 2002. Mysterious Mistletoe. *Cancer Kiaei*, M. (2012). Effect of site and elevation on wood density and shrinkage and their relationships in *Carpinus betulus*. *Forestry Studies in China*, 14(3), 229-234
49. Kat, M. (2002). Mysterious Mistletoe. *Cancer*.

50. Kleszken, E., Timar, A. V., Memete, A. R., Miere, F., & Vicas, S. I. (2022). On Overview Of Bioactive Compounds, Biological And Pharmacological Effects Of Mistletoe (*Viscum Album L*). *Pharmacophore*, 13(1), 10-26.
51. Krasylenko, Y., Těšitel, J., Ceccantini, G., Oliveira-da-Silva, M., Dvořák, V., Steele, D., ... & Teixeira-Costa, L. (2021). Parasites on parasites: hyper-, epi-, and autoparasitism among flowering plants. *American Journal of Botany*, 108(1), 8-21.
52. Lamien, N., Boussim, J. I., Nygard, R., Ouédraogo, J. S., Odén, P. C., & Guinko, S. (2006). Mistletoe impact on Shea tree (*Vitellaria paradoxa* CF Gaertn.) flowering and fruiting behaviour in savanna area from Burkina Faso. *Environmental and experimental botany*, 55(1-2), 142-148.
53. Lopez, D. B. L., Francisco, O. J., & Guadalupe, G. F. J. 2002. Mistletoe infection of trees located at fragmented forest edges in the cloud forests of Central Veracruz, Mexico. *Forest Ecology and Management*, 164(1-3), 293-302.
54. MacRaid, L. M., Radford, J. Q., & Bennett, A. F. (2010). Non-linear effects of landscape properties on mistletoe parasitism in fragmented agricultural landscapes. *Landscape Ecology*, 25(3), 395-406.
55. Marvier, M. A. (1996). Parasitic plant-host interactions: plant performance and indirect effects on parasite-feeding herbivores. *Ecology*, 77(5), 1398-1409.
56. Mericcedil, K., Akif, K., Vedat, B., Ender, M., Emrah, O. Z., Ersel, Y., ... & Servet, C. (2011). Hosts and distribution of yellow mistletoe (*Loranthus europaeus* Jacq.(Loranthaceae)) on Northern Strandjas Oak Forests-Turkey. *Scientific Research and Essays*, 6(14), 2970-2975.
57. Norton, D. A., & Carpenter, M. A. (1998). Mistletoes as parasites: host specificity and speciation. *Trends in Ecology & Evolution*, 13(3), 101-105.
58. Norton, D. A., & Reid, N. (1997). Lessons in Ecosystem Management from Management of Threatened and Pest Loranthaceous Mistletoes in New Zealand and Australia: Lecciones de Manejo de Ecosistemas Manejo de Muérdagos Lorantáceos Amenazados y Plagas en Nueva Zelanda y Australia. *Conservation biology*, 11(3), 759-769.
59. Press, M. C., & Phoenix, G. K. (2005). Impacts of parasitic plants on natural communities. *New phytologist*, 166(3), 737-751.
60. Rist, L., Uma Shaanker, R., & Ghazoul, J. (2011). The spatial distribution of mistletoe in a southern Indian tropical forest at multiple scales. *Biotropica*, 43(1), 50-57.
61. ROSELY, N. F. N. (2014). Mistletoe abundance, distribution and their associations with trees along roadside in Penang, Malaysia. *Tropical Ecology*, 55(2), 255-262.
62. Sayad, E., Boshkar, E., & Gholami, S. (2017). Different role of host and habitat features in determining spatial distribution of mistletoe infection. *Forest Ecology and Management*, 384, 323-330.
63. Sohrabi Saraj, B., Kiadaliri, H., Akhavan, R. and Babae Kafaki, S. 2014. Spatial variation and dispersion pattern of European yellow mistletoe (*Loranthus europaeus*) affected forests in Zagros area, a case study of Ilam forests. *Iranian journal of forest and range protection research*, 12(2): 94-106 (In Persian).
64. Szurpnicka, A., Zjawiony, J. K., & Szterk, A. (2019). Therapeutic potential of mistletoe in CNS-related neurological disorders and the chemical composition of *Viscum* species. *Journal of ethnopharmacology*, 231, 241-252.

65. Ward, M. J. (2005). Patterns of box mistletoe *Amyema miquelii* infection and pink gum *Eucalyptus fasciculosa* condition in the Mount Lofty Ranges, South Australia. *Forest Ecology and Management*, 213(1-3), 1-14.
66. Ward, M. J., & Paton, D. C. (2007). Predicting mistletoe seed shadow and patterns of seed rain from movements of the mistletoebird, *Dicaeum hirundinaceum*. *Austral Ecology*, 32(2), 113-121.
67. Watson, D. M. (2001). Mistletoe-a keystone resource in forests and woodlands worldwide. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 219-249.
68. Zuber, D. (2004). Biological flora of central Europe: *Viscum album* L. *Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 199(3), 181-203.
69. Zuber, D. (2004). Biological flora of central Europe: *Viscum album* L. *Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 199(3), 181-203.