مجله محیط زیست و توسعه فرابخشی
Journal homepage: https://www.envjournal.ir

تأثیر تغییر کاربری اراضی بر تنوع بزرگ بی‌مهرگان خاک‌زی در مناطق مرتعی و جنگل‌های دست‌کاشت (پارک جنگلی لویزان تهران، ایران)

مریم عظیمی بیدار [۱]، فراهم احمدزاده[۱*]، خسرو پیری[۱]، اصغر عبدلی[۱]، ریحانه صابری پیروز [۱]

۱- گروه تنوع زیستی و مدیریت اکوسیستم، پژوهشکده علوم محیطی، دانشگاه شهید بهشتی، تهران، ایران*

نوع مقاله:
پژوهشی

تاریخچه مقاله:
دریافت: ۱۴۰۳/۰۲/۰۹
پذیرش: ۱۴۰۳/۰۵/۱۲

کلمات کلیدی:
تنوع زیستی،
کاربری اراضی،
واحد عملکردی تاکسونومیک،
جنگل دست کاشت،
مرتع،
Turnover

چکیده

مقدمه: استفاده منطقی و حفاظت از اراضی مرتع طبیعی، با چارچوب‌های قانونی با هدف تنظیم مدیریت مراتع و جلوگیری از تخریب زمین، به ویژه در کشورهای دارای مراتع وسیع، اهمیت دارد. تغییر کاربری مرتع به جنگل‌های دست‌کاشت می‌تواند اثرات منفی متعددی بر ویژگی‌های خاک و تنوع زیستی داشته باشد. همچنین تأثیرات قابل توجهی بر بی‌مهرگان دارد، که باعث تغییر در ساختار جوامع آن‌ها و به دنبال تغییر در عملکرد زیست‌بوم می‌شود. با توجه به اهمیت بزرگ بی‌مهرگان خاک‌زی در عملکرد زیست‌بوم، حفظ تنوع‌زیستی و شبکه‌های غذایی، از طریق خدمات اکولوژیکی متنوع خود، از جمله گرده‌افشانی، سرکوب آفات و چرخه انرژی، وجود آن‌ها ضروری است. کاهش بی‌مهرگان خاک‌زی می‌تواند منجر به اثرات منفی بر ساختار خاک، فرآیند تجزیه، نفوذ و تبادل گازها شود. این امر می‌تواند به تخریب زمین و کاهش کیفیت خدمات اکولوژیکی منجر شود. بنابراین، حفظ و ارتقاء بی‌مهرگان خاک‌زی از اهمیت بسزایی برخوردار است و نقش بسیار حیاتی در حفظ تعادل و پایداری زیست‌بوم دارد. هدف کلی این مطالعه بررسی اثرات تغییر کاربری بر بزرگ بی‌مهرگان خاک‌زی است. از این رو، در این پژوهش بزرگ بی‌مهرگان و ساختار جوامع آن‌ها بین مرتع و جنگل دست‌کاشت مورد بررسی قرار گرفت.

مواد و روش‌ها: در این مطالعه نمونه‌برداری از پارک جنگلی لویزان تهران و مراتع اطراف آن در فصل بهار با استفاده از روش نمونه‌برداری کوادرات انجام شد. در هر نوع رویشگاه، دو سایت انتخاب شد. هر سایت توسط شش کوادرات (۰/۵ متر × ۰/۵ متر) مورد بررسی قرار گرفت. در هر کوادرات، بزرگ بی‌مهرگان خاک از بستر و سطح خاک و همچنین عمق خاک (۰-۱۰ سانتی‌متر) جمع‌آوری شدند. در مجموع، ۴۴۶ نمونه جمع‌آوری و بر اساس صفات ریختی به ۵۱ morphOTU در جنگل دست کاشت و ۶۸ morphOTU در مرتع تفکیک شدند. به منظور مقایسه تنوع بین نواحی دست کاشت و مرتع شاخص‌های غنا و تنوع زیستی شامل (شانون- وینر، مارگالف و یکنواختی) محاسبه شد. مشخصات فیزیکوشیمیایی خاک از جمله دانه بندی خاک (شن، سیلت، رس)، منیزیم، کلسیم، کربن آلی، نیتروژن کل، بیومس و pH اندازه گیری شد. سپس رابطه‌ی این عوامل با حضور بزرگ بی‌مهرگان خاک‌زی ارزیابی شد.

نتایج: نتایج نشان داد که فراوانی بزرگ بی‌مهرگان خاک‌زی در مراتع بیشتر از جنگل‌های دست‌کاشت بود. همچنین مقدار شاخص‌ها شانون - وینر و یکنواختی برای آن‌ها در ناحیه مرتع بیشتر از ناحیه جنگل‌های دست‌کاشت است. علاوه براین تفاوت معنی‌دار بین شاخص‌های تنوع و غنا بین این دو ناحیه وجود دارد. همچنین بررسی تنوع β نشان داد که Turnover بین دو ناحیه اتفاق افتاده است. نتایج آنالیز

* پست الکترونیکی نویسنده مسؤول: f_ahmadzade@sbu.ac.ir

همبستگی کانونی بین گروه‌های اصلی تاکسونومیک و خواص فیزیکوشیمیایی نشان داد که متغییرهای متفاوتی در ناحیه مرتع و دست‌کاشت روی جوامع بزرگ بی‌مهرگان تأثیر داشتند.

بحث: همان‌طور که نتایج این مطالعه نشان داد، تغییر کاربری زمین از مراتع به جنگل‌های دست‌کاشت می‌تواند به طور قابل توجهی بر تنوع زیستی و جوامع بزرگ بی‌مهرگان تأثیر بگذارد. در این راستا مطالعات متعدد نشان می‌دهد که تغییر کاربری اراضی می‌تواند منجر به تغییراتی در تراکم و غنای بزرگ بی‌مهرگان در طول زمان شود. به طوری که در کاربری‌های متعدد، گونه‌های حساس به اختلال از دست می‌روند و با گونه‌های دیگر جایگزین می‌شوند. در این مطالعه نیز جایگزینی بین جوامع بی‌مهرگان خاک‌زی مشاهده شد. بررسی‌ها همچنین نشان می‌دهد که چنین تغییرات کاربری زمین منجر به تغییرات قابل توجهی در ترکیبات جوامع بزرگ بی‌مهرگان می‌شود. روی هم رفته، می‌توان نتیجه گرفت که جنگل‌هایی که مدت زمان زیادی کاشته شده‌اند، علی‌رغم تغییرات مشاهده شده در ترکیب جوامع خود، زمان کافی برای بازیابی داشته‌اند. از آن‌جایی که تغییر کاربری به‌ویژه در دهه‌های اخیر به طور قابل توجهی افزایش یافته است، اطلاعات جامع در مورد تأثیر آشکار اختلالات انسانی بر موجودات زنده خاک برای پرداختن به مسائل حفاظتی ضروری است.

مقدمه

تغییر کاربری زمین، تبعات قابل توجهی برای نیازهای اجتماعی، اقتصادی و بوم‌شناختی به همراه دارد و برای برنامه‌ریزی و استفاده بهینه زمین، بسیار حائز اهمیت است (Rudel, 2021). تبدیل زیستگاه از حالت طبیعی به صورت تغییر یافته برای استفاده‌های انسانی، به طور کلی الگوی فضایی و کارکرد زیست‌بوم‌ها را در سراسر جهان تغییر داده است (Vitousek, 1994). از آن‌جایی که مراتع تقریبا یک چهارم مساحت بخش‌های قابل سکونت زمین را در بر گرفته‌اند، تغییر کاربری در مراتع، نسبت به سایر زیست‌بوم‌ها مورد توجه بیشتری قرار گرفته است (Hansen *et al*., 2005). مراتع تنوع زیستی بالایی دارند و مزیت اقتصادی و اجتماعی قابل توجهی به وسیله زیست بوم‌های مرتعی ارائه می‌شود (Knight, 2007; FAO, 2011). تکه‌تکه شدن مراتع موضوع مهمی است که مناطق مختلف را تحت تأثیر قرار می‌دهد که می‌تواند اثرات منفی بر تنوع زیستی و تداوم گونه‌ها داشته باشد. همچنین منجر به کاهش کیفیت زمین و از بین رفتن زیستگاه‌ها شود (Liffmann *et al*., 2000).

مراتع زیستگاه‌های مهمی برای بی‌مهرگان هستند که نقش مهمی در فرآیندهای زیست‌بومی و حفاظت از تنوع زیستی ایفا می‌کنند (Schmid *et al*., 2022; Chirgwin *et al*. 2021). بی‌مهرگان در مراتع شامل طیف وسیعی از بندپایان هستند که سطوح مختلف تغذیه‌ای را نشان می‌دهند (Kirk *et al*., 2016). گسترش کشاورزی و تغییر کاربری اراضی، جوامع بی‌مهرگان مرتعی را تهدید می‌کند و منجر به کاهش غنای گونه‌ای و فراوانی آن‌ها می‌شود (Minodora *et al*., 2022). تکه‌تکه شدن مراتع، هم به دلیل رها شدن و هم به دلیل تشدید فعالیت‌های کشاورزی، بر جوامع بی‌مهرگان تأثیر منفی می‌گذارد، به‌طوری که قطعات کوچک و جدا شده با کاهش غنای گونه‌ای در طول زمان مواجه شده و در نهایت می‌تواند منجر به کاهش کیفیت و از بین رفتن زیستگاه‌ها شود (Odell *et al*., 2001; Maestas *et al*., 2003). تبدیل مناطق مرتعی به جنگل‌های ثانویه می‌تواند منجر به تغییر در ویژگی‌های خاک، فراوانی و تنوع بی‌مهرگان شود (Lopes *et al*., 2020).

بی‌مهرگان خاک را می‌توان به دسته‌های زیر تقسیم کرد: بزرگ بی‌مهرگان[1]، متوسط بی‌مهرگان[2] و ریز بی‌مهرگان[3] (Lavelle *et al*., 2006). بزرگ بی‌مهرگان خاک، موجوداتی بزرگ‌تر از دو میلی‌متر هستند که نقش مهمی در چرخه‌های مواد غذایی، حاصلخیزی، انرژی و پویایی مواد غذایی خاک دارند (Lavelle *et al*., 1997). با توجه به نقش مهم بزرگ بی‌مهرگان خاک در عملکرد زیست‌بوم، کاهش آن‌ها اثرات منفی روی ساختار خاک، روند تجزیه، فرآیند نفوذ و تبادل گازها می‌گذارد (Gongalsky *et al*., 2088). مطالعات متعدد نشان داده است که ترکیب و

[1] Macroinvertebrates
[2] Mesoinvertebrates
[3] Microinvertebrates

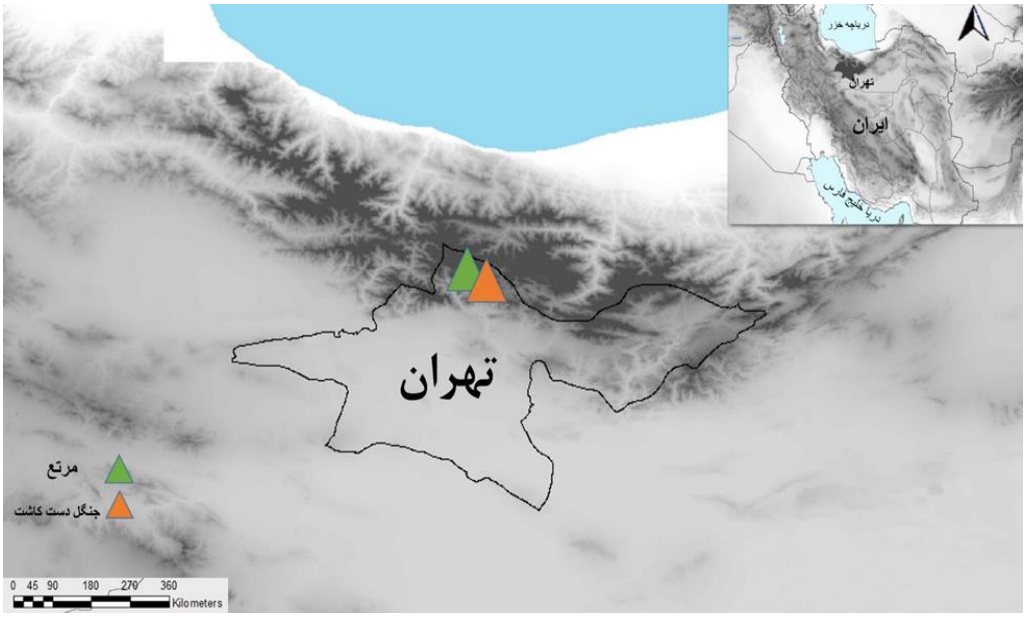
ساختار بزرگ بی‌مهرگان خاک می‌تواند اطلاعات مفیدی درباره سلامت خاک و وضعیت حفاظت اکولوژیک ارائه دهد (Suárez *et al*., 2018; De Sousa Martins *et al*., 2021; Minodora *et al*., 2022). تنوع بزرگ بی‌مهرگان خاک تحت تأثیر عواملی مانند محیط، پوشش گیاهی و مقاومت در برابر میزان اسیدیته خاک است. این موجودات از لحاظ عملکردی در زیست‌بوم‌ها اهمیت زیادی دارند، اما در گذشته در برنامه‌های حفاظتی نادیده گرفته شده اند. امروزه، بی‌مهرگان به عنوان یک سرمایه ارزشمند در زمینه‌های اکولوژی و حفاظت محیط‌زیست مورد توجه قرار گرفته و به طور فزاینده‌ای مورد مطالعه و حفاظت قرار می‌گیرند (McGeoch *et al*., 2011). جوامع بزرگ بی‌مهرگان خاک می‌تواند به عنوان یک شاخص تنوع زیستی در ارزیابی زیست‌بوم‌های مختلف عمل کنند. زیرا کوچک بودن اندازه‌شان آن‌ها را به شرایط محلی حساس می‌کند و در عین حال آن‌ها را قادر می‌سازد در پاسخ به تغییرات شرایط، حرکت کنند. بسیاری از گونه‌های بی‌مهرگان در بسیاری از زیستگاه‌ها موجود در نوسان هستند، که می‌توانند تغییرات حساس محیطی را نشان دهند. به دلیل ساده بودن نمونه‌برداری از بی‌مهرگان، آن‌ها برای مطالعات بر روی غنای گونه‌ای (تنوع آلفا) و جابجایی گونه‌ها (تنوع بتا) بسیار مناسب هستند (Samways *et al*., 2010). همچنین آن‌ها نقش مهمی در تشکیل و نگهداری خاک دارند. آن‌ها توانایی تغییر خواص خاک مانند چگالی ظاهری، تخلخل و پایداری سنگدانه‌ها را دارند که به نوبه خود بر خصوصیات فیزیکی خاک تأثیر می‌گذارد (Heffner *et al*., 2023). علاوه بر این، بزرگ بی‌مهرگان خاک به چرخه مواد مغذی و تجزیه مواد آلی کمک می‌کند که منجر به افزایش فعالیت میکروبی و در دسترس بودن مواد مغذی برای گیاهان می‌شود (Anitha *et al*., 2020). فعالیت آن‌ها همچنین توزیع ریشه را افزایش می‌دهد و مواد مغذی غیر متحرک را برای گیاهان قابل دسترس می‌کند (Hedde *et al*., 2019). بی‌مهرگان خاک‌زی به دلیل واکنش سریع و حساس به تغییرات محیطی، به عنوان شاخص‌های زیستی مناسب برای ارزیابی تنوع‌زیستی در زیست‌بوم‌ها مورد استفاده قرار می‌گیرند. امروزه، از این ویژگی بی‌مهرگان در مطالعات اکولوژیک و برنامه‌های پایش زیستی به طور گسترده استفاده می‌شود تا تغییرات تنوع‌زیستی در زیستگاه‌های مختلف مورد ارزیابی قرار گیرد. به عنوان مثال، فراوانی و تنوع بزرگ بی‌مهرگان خاک در جنگل‌های دست‌کاشت به طور قابل توجهی در مقایسه با زیستگاه‌های طبیعی کاهش یافته است (Ewers *et al*., 2015). این کاهش فراوانی بزرگ بی‌مهرگان خاک با تغییراتی در ترکیب گروه‌های عاملی مانند موریانه‌ها، مورچه‌ها، سوسک‌ها و کرم‌های خاکی که نقش مهمی در فرآیندهای زیست‌بوم ایفا می‌کنند، مرتبط است (Brygadyrenko, 2016). همچنین بی‌مهرگان گرده‌افشان، مانند پروانه‌ها، در معرض از دست دادن زیستگاه و تکه‌تکه شدن ناشی از تغییر کاربری زمین و تغییرات آب و هوایی قرار دارند (Diengdoh *et al*., 2023). برای توسعه راهکارهای مدیریتی برای ارزیابی گونه‌های بزرگ بی‌مهرگان خاک در یک منطقه، تعیین گونه‌های موجود و فراوانی نسبی آن‌ها ضروری است (Childers & Nakahara, 2006).

علی‌رغم اهمیت بی‌مهرگان خاک‌زی و انجام پژوهش‌های متعدد در جهان در زمینه بی‌مهرگان خاک، هنوز شمار زیادی از تنوع زیستی این زیست‌بوم‌ها ناشناخته مانده است. از طرفی با رشد شهرنشینی و تغییر[1] کاربری حفاظت از تنوع زیستی خاک یک امر ضروری هست. ثبات اکوسیستم به توانایی آن در حفظ ساختار و عملکرد خود در برابر اختلالات و تغییرات محیطی اشاره دارد. در یک اکوسیستم پایدار، ثبات و تنوع زیستی می‌توانند اثرات مکمل داشته باشند. بالا بودن غنای گونه‌ای به تنهایی لزوماً به معنای ثبات و تنوع‌زیستی بالا نیست. عوامل دیگری مانند یکنواختی توزیع گونه‌ها، تنوع زیستگاه‌ها و پیوستگی اکوسیستم نیز در ثبات و تنوع‌زیستی نقش دارند. از این رو هدف از این پژوهش در ابتدا شناسایی بزرگ بی‌مهرگان خاک‌زی در محدوده مورد مطالعه (مراتع و پارک جنگلی اطراف آن در محدوده لویزان تهران) است. در مرحله بعد تأثیر تغییرکاربری اراضی (تبدیل مرتع به پارک جنگلی دست‌کاشت) روی جوامع آن‌ها مورد بررسی قرار می‌گیرد. سپس میزان غنا و تنوع این گروه از جانوران در هر کاربری مشخص می‌شود. در نهایت تأثیر فاکتورهای

فیزیکو شیمیایی خاک روی بزرگ بی‌مهرگان در هر کاربری نیز ارزیابی گردد. این پژوهش در تلاش است تا به درک بهتری از تأثیر تغییر کاربری اراضی بر جوامع بی‌مهرگان خاک دست یابد و به توسعه استراتژی‌های حفاظتی کارآمدتر کمک کند.

مواد و روش‌ها

پارک جنگلی لویزان: منطقه‌ی مورد مطالعه این پژوهش، پارک جنگلی لویزان واقع در استان تهران است. این منطقه واقع در یک مجموعه تپه ماهورها است و بین محدوده دارآباد، بزرگراه شهید بابایی و خیابان وفادار قرار گرفته است. بلندترین نقطه این منطقه ارتفاعی برابر با ۱۶۰۰ متر از سطح دریا دارد. در ادامه جنگل از محدوده خود خارج شده و با پارک جنگلی قوچک با مساحتی بالغ بر ۱۲۰۰ مترمربع به هم وصل می‌شود. سیمای پارک جنگلی لویزان به شکل یک جنگل دست‌کاشت با رنگ تیره و بافتی خشن است و گونه غالب آن را سوزنی‌برگان و به ویژه کاج تهران تشکیل می‌دهد (شکل ۱). بیش از ۵۰ سال از تأسیس پارک جنگلی لویزان می‌گذرد. در این منطقه تغییر کاربری اراضی سبب شده تا مراتع (مناطق با پوشش طبیعی) در این ناحیه به جنگل‌های دست‌کاشت سوزنی برگ تبدیل شوند.



شکل ۱- موقعیت جغرافیایی منطقه مورد مطالعه در محدوده پارک جنگلی لویزان و مراتع اطراف آن به تفکیک مرتع (مثلث سبز رنگ) و جنگل دست کاشت (مثلث نارنجی)

جمع‌آوری بزرگ بی‌مهرگان خاک‌زی: نمونه‌برداری از بزرگ بی‌مهرگان خاک‌زی جنگل دست‌کاشت و مراتع در بهار ۱۴۰۱ انجام شد. براساس مطالعات متعدد بیشترین فراوانی بی‌مهرگان لاشبرگ مربوط به فصول گرم و مرطوب بوده اما در فصول با درجه حرارت بالا و محیط‌های سرد و خشک این میزان کاهش می‌یابد (Hutson & Veitch, 1987; Kai & Corlett, 2002). در تهران، ماه‌های پایانی فصل بهار به سبب وجود میزان رطوبت و گرمای مطلوب هوا، شرایطی مناسبی را برای فعالیت حشرات فراهم می‌آورد. از این رو این‌طور به نظر می‌رسد که در فصل بهار، شرایط محیطی مانند دما و رطوبت به گونه‌ای است که بسیاری از بی‌مهرگان فعال و پراکنش بیشتری دارند. هر چند که برای مقایسه تنوع‌زیستی بی‌مهرگان بین دو منطقه، بررسی در تمام فصول سال می‌تواند اطلاعات جامع‌تری ارائه دهد. برای مقایسه تنوع بین این دو کاربری در هر نوع رویشگاه (مرتع و پارک جنگلی)، دو سایت با مساحت نزدیک به ۲۰ متر × ۲۰ متر انتخاب شد. هر سایت توسط شش کوادرات (۰/۵ متر × ۰/۵ متر) مورد بررسی قرار گرفت. در هر کوادرات، بزرگ بی‌مهرگان خاک از بستر (روی سطح خاک) و عمق آن جمع‌آوری شدند. در مرحله مقدماتی، در هر کوادرات بزرگ بی‌مهرگان

سطحی و لاشبرگ جمع آوری شدند. پس از حذف لاشبرگ، بزرگ بی‌مهرگان خاک از مرکز منطقه نمونه‌برداری (۳۰ سانتی‌متر × ۳۰ سانتی‌متر × تا عمق ۱۰ سانتی‌متر) با بیلچه جمع آوری گردید. نمونه‌های جمع‌آوری شده در اتانول ۹۶ درصد نگهداری شدند. به‌طور کلی، ۲۴ کوادرات برای بررسی چهار سایت استفاده شد. در مجموع ۴۴۶ نمونه در محدوده مورد مطالعه جمع‌آوری شد (جدول ۱).

نمونه‌های خاک نیز با استفاده از بیلچه از مرکز هر کوادرات تا عمق ۱۰ سانتی‌متر جمع آوری و به آزمایشگاه منتقل شدند.

جدول ۱- فهرست بزرگ بی‌مهرگان خاک‌زی به همراه فراوانی و تعداد morphOTU های شناسایی شده در هر گروه اصلی به تفکیک جنگل‌های دست کاشت و مرتع در فصل بهار ۱۴۰۱، محدوده پارک جنگلی لویزان و مراتع اطراف آن

شاخه	رده	راسته	جنگل دست کاشت		مرتع		جمع فراوانی کل
			فراوانی	morphOTU	فراوانی	morphOTU	
Arthropoda	Arachnida	عنکبوت‌ها Araneae	۳۲	۱۰	۵۱	۲۰	۸۳
Arthropoda	Insecta	بال‌غشاییان Hymenoptera	۶۳	۱۰	۵۹	۵	۱۲۲
Arthropoda	Insecta	قاب‌بالان Coleoptera	۱۸	۱۰	۹	۵	۲۷
Arthropoda	Insecta	نیم‌بالان Hemiptera	۵	۳	۱۱	۸	۱۶
Arthropoda	Chilopoda	-	۵	۲	۱۱	۳	۱۶
Arthropoda	Malacostrata	جورپایان Ispooda	۱۵	۴	۷	۲	۲۲
Arthropoda	Insecta	راست‌بالان Orthoptera	۱۱	۱	۱۸	۳	۲۹
Mollusca	Gasteropoda	-	۴	۲	۲۰	۵	۲۴
Arthropoda	Insecta	پوست‌بالان Dermaptera	۹	۲	۲	۱	۱۱
Arthropoda	Insecta	آخوندک‌سانان Mantodea	۰	۰	۵	۲	۵
Arthropoda	Arachnida	شبه عقرب‌ها Pseudoscorpiones	۴	۱	۲	۲	۶
Arthropoda	Insecta	بی‌بالان Apterygota	۳	۲	۲۳	۲	۲۶
Arthropoda (لارو)	-	-	۱۰	۴	۴۹	۱۰	۵۹

مراحل آزمایشگاهی: در آزمایشگاه، نمونه‌ها بر اساس ویژگی‌های ریخت‌شناسی و با کمک کلیدهای شناسایی معتبر موجود (Hojat, 1996; Lane & Crosskey, 2012; Shultz, 2018)، به واحدهای ریخت‌شناسی تاکسونومیک (MorphOTU)[1] گروه‌بندی شدند. سپس MorphOTUها تا حد امکان تا سطوح بالای طبقه‌بندی (رده و راسته) شناسایی شدند.

تجزیه و تحلیل آماری: به منظور توصیف آماری جوامع مورد بررسی مقادیر مربوط به فراوانی افراد (تعداد کل بزرگ بی‌مهرگان) و همچنین تنوع گروه‌های اصلی تاکسونومیک به تفکیک سایت‌ها برای هر کوادرات مشخص و نمودار مربوط با استفاده از نرم‌افزار اکسل رسم

[1] Morphological Operation Taxonomic Units

شد. برای برآورد تنوع بزرگ بی‌مهرگان خاک‌زی، شاخص‌های شانون- وینر[1]، شاخص مارگالف و شاخص یکنواختی[2] محاسبه گردید. این دو شاخص در بیشتر مقالاتی که تنوع را از جنبه عمومی بررسی می‌کنند به کار می‌روند. همچنین شاخص شانون-وینر حساسیت بیشتری به تغییرات غنای مارگالف[3] دارد. تمام شاخص‌ها با استفاده از نرم‌افزار PAST4.6 محاسبه گردید (Hammer, 2001). برای مقایسه چندگانه میانگین‌ها از آزمون t مستقل (T-Test) استفاده گردید که با استفاده از بسته آماری Vegan در نرم‌افزار R محاسبه شد (Kembel *et al.*, 2010).

جهت مقایسه و تعیین میزان تغییرات تنوع بین دو منطقه، تنوع β تخمین زده شد. تنوع β با استفاده از بسته آماری Vegan و Betapart در نرم‌افزار R و براساس شاخص عدم تشابه جاکارد محاسبه شد (Graham & Fine, 2008; Baselga *et al.*, 2018). تنوع β یک چارچوب نظری برای تقسیم عدم تشابه کل Nestedness یا Turnover می‌باشد (Baselga, 2010).

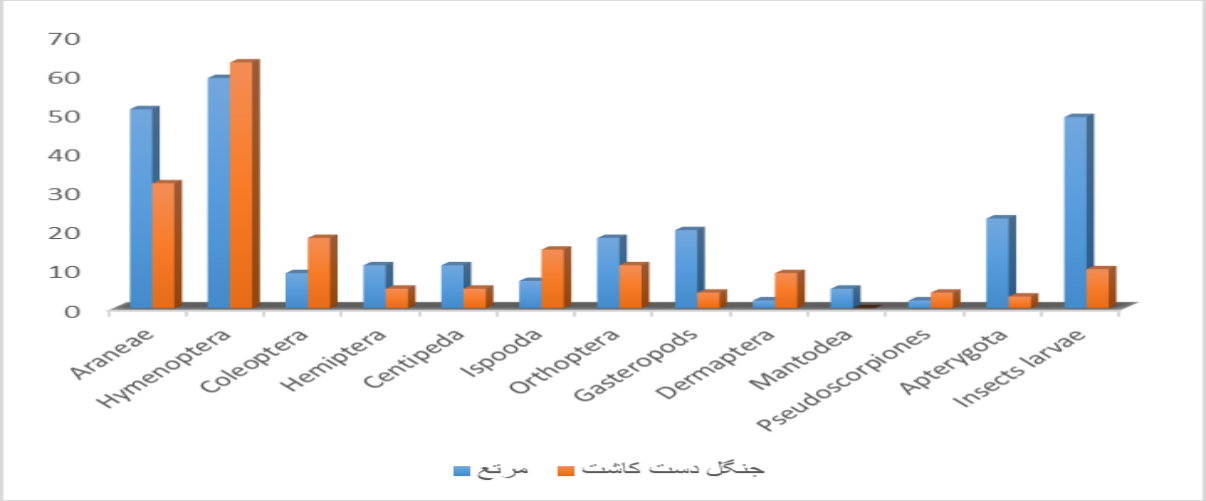
تعیین ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی خاک: در این مطالعه از هر سایت به صورت تصادفی ۷۰۰ گرم خاک تا عمق ۱۰ سانتی‌متر به صورت تصادفی جمع آوری گردید. خاک‌های جمع‌آوری شده در این مطالعه جهت آماده سازی برای انجام آنالیزها ابتدا در محیط آزمایشگاه (در دمای اتاق) به مدت یک روز قرار گرفتند تا خاک‌ها کامل خشک شوند. سپس خاک‌ها کوبیده و از الک خاک‌شناسی با چشمه ۲ میلی‌متر عبور داده شدند. ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی خاک مانند فسفر قابل جذب به روش اُلسن (Homer *et al.*, 2001) کلسیم و منیزیم به روش تیتراسیون (Ehyaei *et al.*, 1993)، pH با استفاده از pH متر مدل ELELA (Haluschak, 2006)، محتوای کربن کل با استفاده از روش والکلی- بلک (Walkley & Black, 1934)، و محتوای نیتروژن کل با استفاده از روش کجدال[4] (Santibáñez *et al.* 2007) و دانه بندی خاک طبق پروتکل‌های استاندارد اندازه‌گیری شد. بیوماس لاشبرگ‌های جمع آوری شده از هر ایستگاه نیز پس از خشک شدن در آون با دمای ۶۰°C به مدت ۷۲ ساعت محاسبه شد.

رابطه میان جوامع بزرگ بی‌مهرگان خاک و ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی: روش‌های مختلفی برای آنالیز و مدل‌سازی تنوع زیستی در زمینه متغیرهای محیطی وجود دارد. آنالیز همبستگی کانونی (CCA)[5] یکی از روش‌هایی است که ارتباط بین گروه‌های اصلی تاکسونومی در هر سایت را با متغیرهای محیطی مورد سنجش قرار می‌دهد. این آنالیز توسط نرم‌افزار PAST4.6 (Ryan, 2001) انجام شد.

نتایج

در این مطالعه ۴۴۶ نمونه از بزرگ بی‌مهرگان خاک‌زی، جمع‌آوری شد که مجموعا به پنج رده و ۵۱ morphOTU در جنگل دست‌کاشت و ۶۸ morphOTU در مرتع تفکیک شدند. بررسی بزرگ بی‌مهرگان خاک موجود در دو ناحیه، نشان داد که فراوانی و تعداد morphOTUها در مرتع بیشتر از جنگل دست‌کاشت است (جدول ۱). همان‌طورکه شکل ۲ نشان می‌دهد، راسته بال‌غشاییان (Hymenoptera) و راسته عنکبوتیان (Araneae) به ترتیب فراوان‌ترین راسته‌ها در هر دو ناحیه (مرتع و دست‌کاشت) با مجموع ۱۲۲ و ۸۳ فرد بودند. راسته پوست‌بالان (Dermaptera) در مرتع و راسته آخوندک‌سانان (Mantodea) در ناحیه جنگل دست‌کاشت یافت نشد. کم‌ترین فراوانی متعلق به راسته شبه عقرب‌ها (Pseudoscorpiones) و جورپایان (Ispooda) در جنگل دست‌کاشت و در مرتع به ترتیب راسته Pseudoscorpiones و Mantodea می‌باشد. به طور کلی، فراوانی کل بزرگ بی‌مهرگان خاک‌زی در مرتع (با 267 فرد) بیشتر از جنگل دست‌کاشت (با 179 فرد) بود.

[1] Shannon-Wiener
[2] Evenness
[3] Margalef
[4] Kjeldahl
[5] Canonical-Correlation Analysis



شکل ۲- نمودار فراوانی نمونه‌های جمع آوری شده از دو ناحیه مرتع و دست‌کاشت. بهار ۱۴۰۱، محدوده پارک جنگلی لویزان و مراتع اطراف آن

با بررسی شاخص‌های تنوع زیستی مشخص گردید که منطقه مرتع از نظر تنوع و غنای گونه‌ای نسبت به جنگل دست‌کاشت از وضعیت مناسب‌تری برخوردار است (شکل ۳) به این صورت که نتایج این بررسی نشان داد که مقدار شاخص‌های (شانون و یکنواختی) برای بزرگ بی‌مهرگان خاک‌زی در ناحیه مرتع بیشتر از ناحیه جنگل‌های دست کاشت است (شکل ۳). علاوه بر این، نتایج مقایسه شاخص مارگالف بزرگ بی‌مهرگان خاک‌زی نشان داد که میزان این شاخص در ناحیه جنگل دست‌کاشت نسبت به مرتع بیشتر است.

شکل ۳- بررسی شاخص‌های تنوع زیستی شامل مارگالف، شانون و یکنواختی بزرگ بی‌مهرگان خاک‌زی دو ناحیه مرتع و جنگل دست کاشت. فصل بهار ۱۴۰۱، محدوده پارک جنگلی لویزان و مراتع اطراف آن

بررسی تقسیم‌بندی تنوع β نشان داد که بین جوامع بزرگ بی‌مهرگان بین دو ناحیه Turnover روی داده است (جدول ۳). این نشان می‌دهد که در هر ناحیه جایگزینی گونه‌ها رخ داده است.

نتایج اندازه‌گیری خواص فیزیکوشیمیایی در جدول ۴ آمده است. نتایج آنالیز همبستگی کانونی (CCA) نشان داد که در مرتع، سیلت، منیزیم، رس، نیتروژن و کربن بیشترین تأثیر را روی جوامع بزرگ بی‌مهرگان دارد، اما در مقابل در منطقه جنگل دست کاشت چهار متغییر محیطی دیگر مانند اسیدیته، کلسیم، شن، بالاترین تأثیر بر بزرگ بی‌مهرگان خاک‌زی را داشته است (شکل۴).

جدول ۲- نتایج آماری مقایسه شاخص‌های غنا و تنوع زیستی بزرگ بی‌مهرگان خاک‌زی در دو ناحیه مرتع و جنگل دست کاشت با استفاده از آزمون t

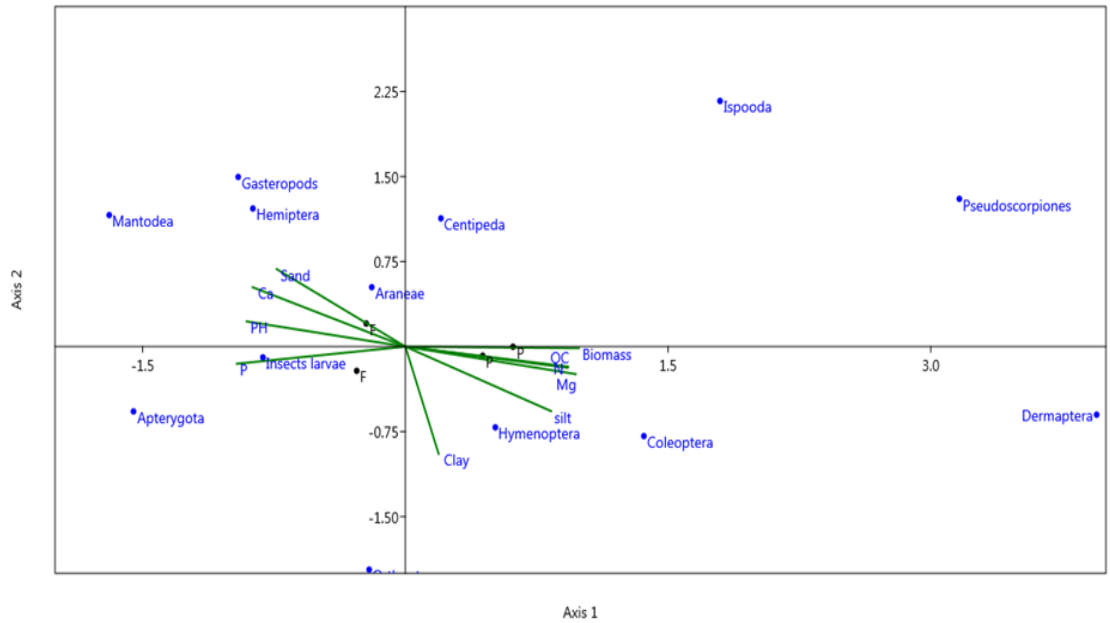
شاخص	درجه آزادی	T	Sig
شاخص غنا مارگالف	۳۸/۲۸	۳/۲۷۸۱	۰/۰۴۶۵
شاخص تنوع شانون	۳۲/۶۶	۳/۳۵۸	۰/۰۰۲۲
شاخص یکنواختی	۲۷/۸۰	۳/۰۳۷۱	۰/۰۳۸۱

جدول ۳- تقسیم بندی تنوع بتا بین دو ناحیه مرتع و جنگل دست‌کاشت. بهار ۱۴۰۱، محدوده پارک جنگلی لویزان و مراتع اطراف آن

منطقه	تنوع کل β	Nestedness	Turnover
لویزان	۰/۹۱۰	۰/۲۵۴	۰/۶۶۴

جدول ۴- خصوصیات فیزیکو شیمیایی اندازه‌گیری شده خاک (N = 4). فصل بهار ۱۴۰۱، محدوده پارک جنگلی لویزان و مراتع اطراف آن

	مرتع (سایت ۱)	مرتع (سایت ۲)	جنگل دست کاشت (سایت ۱)	جنگل دست کاشت (سایت ۲)
Sand %	۵۵	۶۷	۴۷	**۵۱**
Silt %	۲۰	۱۲	۲۸	**۲۶**
Clay %	۲۵	۲۱	۲۵	**۲۳**
Mg (meq/lit)	۴	۲	۱۴	**۱۴**
Ca (meq/lit)	۶	۸	۴	**۴**
P (mg/kg)	۳۸	۳۶	۳۲	**۳۲**
OC %	۰/۷۷	۰/۶۹	۳/۷۳	**۲/۹۲**
N %	۰/۰۷	۰/۰۶	۰/۳۲	**۰/۲۵**
pH	۷/۸۱	۷/۹۴	۷/۱۲	**۶/۹۹**
Biomass (gr/m^2)	۱۳۲/۸	۱۶۱/۵	۳۴۱/۸	**۳۵۰/۳**



شکل ۴- نمودار CCA مربوط به روابط میان گروه‌های اصلی تاکسونومیک بزرگ بی‌مهرگان خاک‌زی و متغیرهای محیطی. متغییرها (پیکان) شامل ذرات شن (Sand)، سیلت (Silt)، رس (Clay)، منیزیم (Mg)، کلسیم (Ca)، pH، کربن کل (OC) و بیوماس (Biomass) است. فصل بهار ۱۴۰۱، محدوده پارک جنگلی لویزان و مراتع اطراف آن

بحث

نتایج این پژوهش نشان داد که بین دو ناحیه دست کاشت و مرتع از لحاظ فراوانی بزرگ بی‌مهرگان تفاوت وجود دارد. در توده کاج جنگل‌های دست‌کاشت بی‌مهرگان خاک‌زی کمتری دیده شدند. به سبب کمبود اطلاعات و تحقیقات قبلی در این زمینه، این پژوهش نقطه شروعی برای تحقیقات بیشتر است و به بررسی‌های دقیق‌تر و گسترده‌تر در این حوزه را تأکید دارد.

نتایج محققان دیگری که فون بندپایان خاک‌زی را در بین پوشش‌های گیاهی مختلف بررسی کردند، نشان می‌دهد که فراوانی گونه‌های مختلف بزرگ بی‌مهرگان خاک در پوشش‌های گیاهی مختلف فرق دارد (Fahy & Gormally, 1998; Wichaikam *et al*., 2010). علاوه بر این سایر بررسی‌ها نشان می‌دهد که تنوع بندپایان همگام با تغییر در ویژگی‌های پوشش گیاهی تغییر می‌کند (Lawton *et al*., 1979; Fowler *et al*., 1982). نتایج مطالعه حاضر نشان داد که بیشترین فراوانی بزرگ بی‌مهرگان در ناحیه مرتع و جنگل دست‌کاشت به ترتیب مربوط به بال غشاییان و عنکبوت‌ها بود (جدول ۱). فراوانی مورچه‌ها در تیمارها را می‌توان به تمایل آن‌ها برای زندگی اجتماعی نسبت داد. چراکه آن‌ها غالباً به شکل کلنی ظاهر می‌شوند (Maestas *et al*., 2003). بنابراین در بیشتر زیستگاه‌ها بخش قابل توجهی از بزرگ بی‌مهرگان جمع‌آوری شده را تشکیل می‌دهند. به طور کلی، پیچیدگی ساختار پوشش گیاهی به طور مثبت بر تنوع مورچه‌ها تأثیر می‌گذارد (Hansen *et al*., 2005). علاوه بر این، پیچیدگی ساختاری محیط، از جمله پوشش گیاهی و شرایط خاک، بر تنوع و ترکیب کلی مورچه‌ها تأثیر می‌گذارد (Knight, 2007).

بالا بودن تنوع در مرتع مبین این مطلب است که در یک زیست‌بوم، دو عامل ثبات و تنوع لازم و ملزوم یکدیگر هستند و اثرات مکملی دارند. در واقع یک زیست‌بوم ابتدا باید برخوردار از یک ثبات نسبی (تعادل) باشد تا در آن تنوع افزایش یابد. در چنین شرایطی با وجود ثبات نسبی، افزایش تنوع سبب حفظ و تداوم ثبات (پایداری) می‌شود، لذا بالا بودن شاخص‌هایی مانند شانون- وینر در یک توده در درجه اول می‌تواند نشان دهنده ثبات آن منطقه است که در مرتع مشاهده شد. در این مطالعه شاخص مارگالف برعکس شاخص شانون- وینر در محدوده بررسی بود. اگر شاخص شانون برعکس شاخص مارگالف باشد، به این معنی است که غنا در منطقه افزایش می‌یابد در حالی که یکنواختی کاهش می‌یابد. این می‌تواند به این دلیل باشد که غنا در منطقه به دلیل افزایش تعداد گونه‌ها افزایش یافته است، در حالی که یکنواختی به دلیل کاهش در همگنی توزیع گونه‌ها کاهش یافته است. این طور به نظر می‌رسد که در منطقه، گونه‌ها به صورت ناهمگن توزیع شده‌اند و غنا به دلیل افزایش تعداد گونه‌ها افزایش یافته است، در حالی که یکنواختی به دلیل ناهمگنی توزیع گونه‌ها کاهش یافته است.

علاوه بر این، نتایج تنوع β نشان داد که یک Turnover بین دو نوع زیستگاه رخ داده است. Demetrio و همکاران (۲۰۱۹) اشاره کرده‌اند که تنوع بالا و Turnover در زیستگاه‌های مختلف می‌تواند به وجود جوامع بی‌مهرگان خاک‌زی متمایز با گونه‌های جدید، در هر یک از این مکان‌ها منجر شوند (Demetrio *et al*., 2019).

به طور کلی، از آن‌جایی که در این منطقه جنگل‌های دست کاشت بیش از ۵۰ سال کاشته شده‌اند زمان کافی برای احیا را داشته‌اند و این امر روی جوامع بزرگ بی‌مهرگان تأثیر گذاشته و ترکیب جوامع تغییر کرده است. این نتیجه با سایر مطالعات انجام شده روی بزرگ بی‌مهرگان خاک‌زی در جنگل‌های دست‌کاشت هم‌خوانی دارد (Hughes *et al*., 2020; Saberi-Pirooz *et al*., 2024). به طور مثال، مطالعات نشان دادند که پس از گذشت ۲۰ سال از کاشت درختان دست‌کاشت، جوامع کرم‌های خاکی و نماتدها در جنگل‌های دست‌کاشت بهبود یافته و جنگل در این مدت زمان توانسته جوامع درون خود را ترمیم کند، هر چند که ساختار جوامع تغییر کرده است (Sohrabi *et al*., 2022; Saberi-Pirooz & Ahmadzadeh, 2024).

ترکیب جامعه بزرگ بی مهرگان و متغیرهای محیطی:

خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک نقش مهمی در تأثیرگذاری بر تنوع جامعه بی‌مهرگان و همبستگی معنی داری با شاخص‌های زیستی دارد (Shuman *et al*., 2020; Beaumelle, 2021).

یافته‌های پژوهش حاضر تأثیر خصوصیات فیزیکوشیمیایی خاک را در شکل دهی فراوانی و ترکیب جوامع بزرگ بی-

مهرگان در نواحی دست‌کاشت و مرتع نشان می‌دهد (شکل ۴). به طور کلی، عوامل محیطی نقش مهمی در شکل دادن به تعامل بین گونه‌ها ایفا می‌کنند. مطالعات نشان داده‌اند که تغییر شرایط محیطی می‌تواند قدرت برهم‌کنش‌های بین گونه‌ای را تغییر دهد (Kawase *et al*., 2023). این تغییرات در قدرت تعامل می‌تواند پیامدهایی بر پویایی جمعیت داشته باشد (Huang *et al*., 2023). تحقیقات متعدد نشان می‌دهند که عوامل محیطی اثرات قابل توجهی بر ویژگی‌های خاک و روی بزرگ بی‌مهرگان دارند (Wu *et al.*, 2023). به‌عنوان مثال، مورچه‌ها (Sampaio *et al.*, 2023) و کرم‌های خاکی تحت تأثیر ساختار خاک و پوشش گیاهی قرار می‌گیرند (Lanno *et al*., 2019). این عوامل بر فراوانی، تنوع و ترکیب جوامع بزرگ بی‌مهرگان خاک تأثیر می‌گذارند (Szyszko-Podgórska *et al*., 2018). تبدیل مناطق مرتعی به جنگل‌های دست‌کاشت می‌تواند به تغییر در خصوصیات خاک، فراوانی و تنوع بزرگ بی‌مهرگان منجر شود. مطالعات نشان داده‌اند که جنگل‌های دست‌کاشت در مقایسه با مناطق مرتعی، ارزش‌های بزرگی مانند تخلخل، نفوذ آب خاک و ذخیره سازی کربن بالاتری دارند (Lopes *et al*., 2020). خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک نقش مهمی در تأثیرگذاری بر تنوع جامعه بی‌مهرگان دارد (Shuman *et al*., 2020). مشخص شد که خواص فیزیکی و شیمیایی با شاخص‌های جامعه بی‌مهرگان همبستگی معنی‌داری دارد. به عنوان مثال، یک همبستگی مثبت بین گرادیان فیزیکی، تنوع، اندازه دانه رسوب و گرادیان شیمیایی غلظت پتاسیم، غلظت منیزیم و درصد نیتروژن کل مشاهده شدکه برتنوع جامعه بی‌مهرگان‌تأثیرمی‌گذارد (Beaumelle *et al*., 2021). علاوه بر این خواص خاک مانند تخلخل و نسبت کربن به نیتروژن با تنوع جوامع بی‌مهرگان خاک همبستگی مثبت داشت، در حالی که فراوانی فسفات همبستگی منفی را نشان داد (Montagna *et al*., 2022). این یافته‌ها اهمیت شیمیایی و فیزیک خاک را در شکل دهی به تنوع و فراوانی جوامع بی‌مهرگان نشان می‌دهد.

به طور کلی، تنوع زیستی در جنگل‌های دست‌کاشت تحت تأثیر عوامل مختلفی قرار می‌گیرد. حفاظت از مراتع در برابر تغییر کاربری برای حفظ تنوع زیستی و خدمات زیست‌بوم مانند گرده افشانی ضروری است (Manu *et al*., 2022). کمبود دانش در مورد طبقه‌بندی، تنوع و پاسخ بی‌مهرگان مرتعی همچنان وجود دارد، که مانع ارزیابی حفاظت و درک فراوانی و تغییرات توزیع آن‌ها می‌شود (New *et al*., 2019). ترکیب و ساختار جوامع بی‌مهرگان خاک می‌تواند به عنوان شاخصی از وضعیت حفاظت اکولوژیک مراتع عمل کند (Helden *et al*., 2020).

منابع

1. **Ali Ehyaei, M. and Behbahanizadeh, A., 1993.** Description Of Soil Chemical Analysis Methods. Soil And Water Research Institute, Technical Repot, (893), P.129.
2. **Anitha, K.V., 2020.** Soil Macro Fauna: A Retrospection with Reference to Soil Formation and Soil Health. *Journal Of Pharmacognosy and Phytochemistry*, *9*(4S), Pp.592-594.
3. **Baselga, A., 2010.** Partitioning The Turnover and Nestedness Components of Beta Diversity. Glob. Ecol. Biogeogr. 19, 134–143.
4. **Baselga, A., Orme, D., Villeger, S., De Bortoli, J., Leprieur, F., Baselga, M.A., 2018.** Package ‘Betapart.’
5. **Braschler, B., 2011.** Conservation And Monitoring of Invertebrates in Terrestrial Protected Areas. Koedoe, 53(2), Pp.131-143.
6. **Brygadyrenko, V.V., 2016.** Effect Of Canopy Density on Litter Invertebrate Community Structure in Pine Forests. *Ekológia (Bratislava)*, *35*(1), Pp.90-102.
7. **Childers, C.C. and Nakahara, S., 2006.** Thysanoptera (Thrips) Within Citrus Orchards in Florida: Species Distribution, Relative and Seasonal Abundance Within Trees, And Species on Vines and Ground Cover Plants. *Journal Of Insect Science*, *6*(1), P.45.
8. **Chirgwin, E., Kemp, S., Maino, J.L., Babineau, M., Roberts, I., Govender, A. and Umina, P.A.,** 2022. Beneficial invertebrates of dairy pastures in south-eastern Australia. Crop and Pasture Science, 73(6), pp.716-731.
9. **De Sousa Martins, A.E., Rodrigues, J.C., Silva, M.R.D.A.C., Souza, M.T.A., Lima, F.O., Gonçalves, M.V.P., Dos Santos Barros, R.D.K. and Da Silva Formiga, L.D.A., 2021.** Levantamento Da Macrofaua Edáfica Em Áreas De Proteção Ambiental No

Maranhão. *Revista De Geociências Do Nordeste*, 7(1), Pp.30-37.

10. **Demetrio, W.C., Conrado, A.C., Acioli, A.N., Ferreira, A.C., Bartz, M.L., James, S.W., Da Silva, E., Maia, L.S., Martins, G.C., Macedo, R.S. and Stanton, D.W., 2021.** A "Dirty" Footprint: Macroinvertebrate Diversity in Amazonian Anthropic Soils. *Global Change Biology*, *27*(19), Pp.4575-4591.
11. **Diengdoh, V.L., Ondei, S., Amin, R.J., Hunt, M. and Brook, B.W., 2023**. Landscape Functional Connectivity for Butterflies Under Different Scenarios of Land-Use, Land-Cover, And Climate Change in Australia. Biological Conservation, 277, P.109825.
12. **Ewers, R.M., Boyle, M.J., Gleave, R.A., Plowman, N.S., Benedick, S., Bernard, H., Bishop, T.R., Bakhtiar, E.Y., Chey, V.K., Chung, A.Y. and Davies, R.G., 2015.** Logging cuts the functional importance of invertebrates in tropical rainforest. *Nature communications*, *6*(1), p.6836.
13. **Fahy, O. and Gormally, M., 1998.** A Comparison of Plant and Carabid Beetle Communities in An Irish Oak Woodland with A Nearby Conifer Plantation and Clearfelled Site. *Forest Ecology and Management*, *110*(1-3), Pp.263-273.
14. **FAO., 2011.** World Livestock 2011: Livestock in Food Security. Rome.
15. **Fowler, S.V. and Lawton, J.H., 1982.** The Effects of Host-Plant Distribution and Local Abundance on The Species Richness of Agromyzid Flies Attacking British Umbellifers. *Ecological Entomology*, *7*(3), Pp.257-265.
16. **Gongalsky, K.B., Gorshkova, I.A., Karpov, A.I. and Pokarzhevskii, A.D., 2008.** Do Boundaries of Soil Animal and Plant Communities Coincide? A Case Study of a Mediterranean Forest in Russia. *European Journal of Soil Biology*, *44*(4), Pp.355-363.
17. **Graham, C.H. and Fine, P.V., 2008.** Phylogenetic Beta Diversity: Linking Ecological and Evolutionary Processes Across Space in Time. Ecology Letters, 11(12), Pp.1265-1277.
18. **Haluschak, P., 2006.** Laboratory Methods of Soil Analysis. Canada-Manitoba Soil Survey, 3, P.133.
19. **Hammer, Ø. and Harper, D.A., 2001.** Past: Paleontological Statistics Software Package for Educaton and Data Anlysis. Palaeontologia Electronica, 4(1), P.1.
20. **Hansen, A.J., Knight, R.L., Marzluff, J.M., Powell, S., Brown, K., Gude, P.H. and Jones, K., 2005.** Effects Of Exurban Development on Biodiversity: Patterns, Mechanisms, And Research Needs. *Ecological Applications*, *15*(6), Pp.1893-1905.
21. **Hedde, M., Nahmani, J., Séré, G., Auclerc, A. and Cortet, J., 2019.** Early Colonization of Constructed Technosols by Macro-Invertebrates. *Journal Of Soils and Sediments*, *19*, Pp.3193-3203.
22. **Heffner, T., Brami, S.A., Mendes, L.W., Kaupper, T., Hannula, E.S., Poehlein, A., Horn, M.A. and Ho, A., 2023.** Interkingdom Interaction: The Soil Isopod Porcellio Scaber Stimulates the Methane-Driven Bacterial and Fungal Interaction. *ISME Communications*, *3*(1), P.62.
23. **Helden, A.J., Chipps, J., Mccormack, S. and Pereira, L., 2020.** Is Grazing Always the Answer to Grassland Management for Arthropod Biodiversity? Lessons From a Gravel Pit Restoration Project. Journal Of Insect Conservation, 24(4), Pp.655-670.
24. **Höfer, H., Hanagarth, W., Garcia, M., Martius, C., Franklin, E., Römbke, J. and Beck, L., 2001.** Structure And Function of Soil Fauna Communities in Amazonian Anthropogenic and Natural Ecosystems. *European Journal of Soil Biology*, *37*(4), Pp.229-235.
25. **Hojat, H., 1996.** Insects: A Guide to Collecting and Identification.
26. **Homer, C., 2001.** Methods Of Analysis for Soils Plants and Waters. University O F Alifornia, Agricultural Sciences Press, Berkeley, 309
27. **Huang, C., Fu, S., Tong, Y., Ma, X., Yuan, F., Ma, Y., Feng, C. and Liu, H., 2023.** Impacts Of Forest Management on The Biodiversity and Sustainability of Carya Dabieshanensis Forests. Forests, 14(7), P.1331.
28. **Hughes, E.C., Edwards, D.P., Sayer, C.A., Martin, P.A. and Thomas, G.H., 2020.** The Effects of Tropical Secondary Forest Regeneration on Avian Phylogenetic Diversity. Journal Of Applied Ecology, 57(7), Pp.1351-1362.
29. **Hutson, B.R. and Veitch, L.G., 1987.** Densities Of Collembola and Acarina in

The Soil and Litter of Three Indigenous South Australian Forests Related to Layer, Site and Seasonal Differences. *Australian Journal of Ecology*, *12*(3), Pp.239-261.

30. **Kai, K.H. and Corlett, R.T., 2002.** Seasonality Of Forest Invertebrates in Hong Kong, South China. *Journal Of Tropical Ecology*, *18*(4), Pp.637-644.
31. **Kawase, T., Kyogoku, D., Kawatsu, K., Katayama, N., Miki, T. and Kondoh, M., 2024.** Time Series Analysis Showing How Different Environmental Conditions Affect the Interspecific Interactions of Callosobruchus Maculatus and Callosobruchus Chinensis. Population Ecology, 66(1), Pp.6-21.
32. **Kembel, S.W., Cowan, P.D., Helmus, M.R., Cornwell, W.K., Morlon, H., Ackerly, D.D., Blomberg, S.P. and Webb, C.O., 2010.** Picante: R Tools for Integrating Phylogenies and Ecology. Bioinformatics, 26(11), Pp.1463-1464.
33. **Kirk, B., Conroy, K., Prša, A., Abdul-Masih, M., Kochoska, A., MatijeviČ, G., Hambleton, K., Barclay, T., Bloemen, S., Boyajian, T. and Doyle, L.R., 2016.** Kepler eclipsing binary stars. VII. The catalog of eclipsing binaries found in the entire Kepler data set. *The Astronomical Journal*, *151*(3), p.68.
34. **Knight, R.L., 2007.** Ranchers As a Keystone Species in A West That Works. *Rangelands*, *29*(5), Pp.4-9.
35. **Lane, R.P. and Crosskey, R.W., 2012.** Medical Insects and Arachnids. Springer Science & Business Media.
36. **Lanno, R.P., Oorts, K., Smolders, E., Albanese, K. and Chowdhury, M.J., 2019.** Effects of soil properties on the toxicity and bioaccumulation of lead in soil invertebrates. Environmental toxicology and chemistry, 38(7), pp.1486-1494.
37. **Lavelle, P., Bignell, D., Lepage, M., Wolters, V., Roger, P., Ineson, P.O.W.H., Heal, O.W. and Dhillion, S., 1997.** Soil function in a changing world: the role of invertebrate ecosystem engineers.
38. **Lavelle, P., Decaëns, T., Aubert, M., Barot, S., Blouin, M., Bureau, F., Margerie, P., Mora, P. and Rossi, J.P., 2006.** Soil Invertebrates and Ecosystem Services. European Journal of Soil Biology, 42, Pp. S3-S15.
39. **Lawton, J.H. and Price, P.W., 1979.** Species Richness of Parasites on Hosts: Agromyzid Flies on The British Umbelliferae.Umbelliferae. *The Journal of Animal Ecology*, Pp.619-637.
40. **Liffmann, R.H., Huntsinger, L. and Forero, L.C., 2000.** To Ranch or Not to Ranch: Home on The Urban Range? *Rangeland Ecology & Management/Journal of Range Management Archives*, *53*(4), Pp.362-370.
41. **Lopes, V.S., Cardoso, I.M., Fernandes, O.R., Rocha, G.C., Simas, F.N.B., De Melo Moura, W., Santana, F.C., Veloso, G.V. and Da Luz, J.M.R., 2020.** The Establishment of a Secondary Forest in A Degraded Pasture to Improve Hydraulic Properties of The Soil. Soil And Tillage Research, 198, P.104538.
42. **Maestas, J.D., Knight, R.L. and Gilgert, W.C., 2003.** Biodiversity Across a Rural Land-Use Gradient. *Conservation Biology*, *17*(5), Pp.1425-1434.
43. **Manu, M., Băncilă, R.I., Mountford, O.J. and Onete, M., 2022.** Soil Invertebrate Communities as Indicator of Ecological Conservation Status of Some Fertilised Grasslands from Romania. Diversity, 14(12), P.1031.
44. **Mcgeoch, M.A., Sithole, H., Samways, M.J., Simaika, J.P., Pryke, J.S., Picker, M., Uys, C., Armstrong, A.J., Dippenaar-Schoeman, A.S., Engelbrecht, I.A., Montagna, M., Brunetti, M., Spada, A., Cussigh, A., Alali, S., Cremonesi, P., Pizzi, F., Magoga, G. and Gallina, P.M., 2022.** September. Factors Affecting Soil Invertebrate Biodiversity in Agroecosystems of The Po Plain Area (Italy). In ARPHA Conference Abstracts (Vol. 5, P. E95808). Pensoft Publishers
45. **New, T.R. and New, T.R., 2019**. Insects In Grasslands: The Key Groups for Understanding. Insect Conservation and Australia's Grasslands, Pp.99-141.
46. **Odell, E.A. and Knight, R.L., 2001.** Songbird And Medium-Sized Mammal Communities Associated with Exurban Development in Pitkin County, Colorado. *Conservation Biology*, *15*(4), Pp.1143-1150.
47. **Peter Jr, C., Gillespie, R.B. and Gonzalez, J.M., 2020.** Influence Of Physical and Chemical Characteristics of Sediment on Macroinvertebrate Communities in Agricultural Headwater Streams.

48. **Rudel, T.K., 2021.** Land-Use and Land-Use Change. Handbook Of Environmental Sociology, Pp.425-438.
49. **Rumschlag, S.L., Mahon, M.B., Jones, D.K., Battaglin, W., Behrens, J., Bernhardt, E.S., Bradley, P., Brown, E., De Laender, F., Hill, R. and Kunz, S., 2023.** Density Declines, Richness Increases, And Composition Shifts in Stream Macroinvertebrates. Science dvances, 9(18), P. Eadf4896.
50. **Saberi-Pirooz, R. and Ahmadzadeh, F., 2024.** Earthworm Communities in Natural and Reforestation Areas of The Hyrcanian Forest; A Conservation Approach. *Environment And Interdisciplinary Development*, *8*(82), Pp.49-62 (In Persian with English Abstract).
51. **Saberi-Pirooz, R., Ahmadzadeh, F. and Javidkar, M., 2024.** Nightmare of forests: Secondary forestation silently alters soil macroinvertebrate communities. Applied Soil Ecology, 196, p.105279.
52. **Sampaio, R.C., da Silva Laviski, B.F., de Souza Coelho, R.C. and de Queiroz, J.M., 2023.** Effects of vegetation structure on ant diversity in different seasonal periods in impacted fragments of Atlantic Forest. Sociobiology, 70(2), pp.e7949-e7949.
53. **Samways, M.J., Mcgeoch, M.A. and New, T.R., 2010.** Insect Conservation: A Handbook of Approaches and Methods. Oxford University Press.
54. **Schmid, R.B., Welch, K.D. and Lundgren, J.G.,** 2021. An inventory of the foliar, soil, and dung arthropod communities in pastures of the southeastern United States. Ecology and Evolution, 11(16), pp.10761-10768.
55. **Shultz, J.W., 2018.** A Guide to The Identification of The Terrestrial Isopoda of Maryland, USA (Crustacea). Zookeys, (801), P.207.
56. **Sohrabi, H., Jourgholami, M., Lo Monaco, A. and Picchio, R., 2022.** Effects Of Forest Harvesting Operations on The Recovery of Earthworms and Nematodes in The Hyrcanain Old-Growth Forest: Assessment, Mitigation, And Best Management Practice. *Land*, *11*(5), P.746.
57. **Sousa Martins, A.E., Rodrigues, J.C., Silva, M.R.D.A.C., Souza, M.T.A., Lima, F.O., Gonçalves, M.V.P., Dos Santos Barros, R.D.K. and Da Silva Formiga, L.D.A., 2021.** Levantamento Da Macrofaua Edáfica Em Áreas De Proteção Ambiental No Maranhão. *Revista De Geociências Do Nordeste*, *7*(1), Pp.30.
58. **Suárez, L.R., Josa, Y.T.P., Samboni, E.J.A., Cifuentes, K.D.L., Bautista, E.H.D. and Salazar, J.C.S., 2018.** Macrofauna Edáfica Em Diferentes Usos da Terra Na Amazônia Colombiana. Pesquisa Agropecuária Brasileira, 53(12), Pp.1383-1391.
59. **Szyszko-Podgórska, K., Kondras, M., Dymitryszyn, I., Matracka, A., Cimoch, M. and Żyfka-Zagrodzińska, E., 2018.** Influence Of Soil Macrofauna on Soil Organic Carbon Content. Environmental Protection and Natural Resources, 29(4), Pp.20-25.
60. **Vitousek, P.M., 1994.** Beyond Global Warming: Ecology and Global Change. Ecology, 75(7), Pp.1861-1876.
61. **Walkley, A. and 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), Pp.29-38.
62. **Wichaikam, N., Anusontpornperm, S., Sakchoowong, W. and Amornsak, W., 2010.** Seasonal And Habitat-Specific Differences in Soil Insect Abundance from Organic Crops and Natural Forest at The Ang Khang Royal Agricultural Station, Chiang Mai, Thailand.
63. **Wu, B., Jiao, X., Sun, A., Li, F., He, J.Z. and Hu, H.W., 2023.** Precipitation seasonality and soil pH drive the large-scale distribution of soil invertebrate communities in agricultural ecosystems. FEMS Microbiology Ecology, 99(11), p.fiad131.
64. **Zhi-Ming, Q.I., Shao-Yuan, F.E.N.G. and Helmers, M.J., 2012.** Modeling Cadmium Transport in Neutral and Alkaline Soil Columns at Various Depths. Pedosphere, 22(3), Pp.273-282.

2024, The Author(s). Research Center for Environment and Sustainable Development (RCESD). This is an open-access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution License (http://creativecommons.org/licenses/by/4.0).

Environment & Interdisciplinary Development
Journal homepage: https://www.envjournal.ir

The Impact of Land-Use Change on the Diversity of Soil Macroinvertebrates in Rangelands and Hand-Planted Forests (Lavizan Forest Park, Tehran, Iran)

Maryam Azimi Bidar[1], Faraham Ahmadzadeh[1]*, Khosro Piri [1], Asghar Abdoli [1], Reihaneh Saberi-Pirooz [1]

1*- Department of Biodiversity and Ecosystem Management, Environmental Sciences Research Institute, Shahid Beheshti University, Tehran, Iran

Original Article

Received: 2024.04.28

Accepted: 2024.08.02

Keywords: Biodiversity, Land-Use, Morphological Operational Taxonomic Unit, Planted Forest, Rangeland, Turnover

Abstract

Introduction: Rational use and protection of natural grasslands within legal frameworks to regulate rangeland management and prevent land degradation, especially in countries with extensive grasslands, are crucial. Land-use change from grasslands to hand-planted forests can negatively affect soil properties and biodiversity. This change may lead to a decrease in soil organic carbon reserves, an increase in apparent density, and a change in soil pH. It also has significant impacts on soil macroinvertebrates, leading to changes in their communities' structure and subsequent ecosystem functioning. Given the substantial role of soil macroinvertebrates in ecosystem performance, preserving biodiversity and food webs through their diverse ecological services, including pollination, pest suppression, and energy cycling, is essential. The reduction of soil macroinvertebrates can have negative effects on soil structure, decomposition processes, infiltration, and gas exchange, potentially resulting in land degradation and a decline in the quality of ecological services. Therefore, the preservation and enhancement of soil macroinvertebrates are of paramount importance and play a vital role in maintaining ecosystem balance and stability. They are also sensitive to human disturbances and are used as biological indicators for such interference with soil components. The overall aim of this study is to investigate the effects of land-use change on soil macroinvertebrates. Therefore, in this research, soil macroinvertebrates and their community structures were examined between rangelands and artificially planted forests.

Materials and Methods: Sampling was conducted from the Lavizan Forest Park and its surrounding rangelands in Tehran during the spring season using the quadrat sampling method. Two sites were selected for each reigon. Each site was examined using six quadrats (0.5 m × 0.5 m). In each quadrat, soil macroinvertebrates were collected from the soil surface and depth (0-10 cm). A total of 446 samples were collected and classified into 51 morphOTUs in the planted forest and 68 morphOTUs in the rangeland based on morphological characteristics. To compare the diversity between the planted

* Corresponding Author's email: f_ahmadzade@sbu.ac.ir

and rangeland areas, richness and diversity indices (Shannon-Wiener, Margalef, and Evenness) were calculated. Soil physicochemical properties, including soil texture (sand, silt and clay), magnesium, calcium, organic carbon, total nitrogen, biomass, and pH, were evaluated to investigate their relationship with soil macroinvertebrates.

Results: The results showed that abundance was higher in rangelands than in hand-planted forests. Also, Shannon-Wiener and Evenness indices for soil macroinvertebrates in the rangelands were higher than in the hand-planted forests, indicating a significant difference between diversity and richness indices. Additionally, the results of beta diversity methods showed that turnover between the two regions occurred. The findings of the canonical correlation analysis between the main taxonomic groups and physicochemical properties showed that different variables in rangelands and hand-planted forests had an impact on macroinvertebrate communities.

Discussion: The results of this study showed that land-use change from rangeland to planted forests can significantly affect the biodiversity and community structure of invertebrates. Many studies have demonstrated that land-use change can lead to changes in the density and species richness of invertebrates over time. In many cases, species sensitive to disturbance are lost and replaced by other species, resulting in a substitution between invertebrate communities. This study also found significant changes in the composition of macroinvertebrate communities following land-use change. In general, the conversion of rangeland to planted forest can lead to the restoration of biodiversity in macroinvertebrate communities over time. Despite the observed changes in community composition, forests that have been planted for many years have had enough time to recover. Given the significant increase in land-use change, especially in recent decades, comprehensive information on the impact of human disturbances on soil organisms is essential for addressing conservation issues.