تأثیر خشکه‌دارها بر تنوع گونه‌ای و فراوانی تجدیدحیات طبیعی درختان در اکوسیستمهای طبیعی جنگلهای گیلان

فرزام توانکار*[۱]، امیر اسلام بنیاد[۲] و افراز ایرانپرست بداغی[۳]

[۱] خلخال، دانشگاه آزاد اسلامی واحد خلخال، گروه علوم جنگل

[۲] صومعه‌سرا، دانشگاه گیلان، دانشکده منابع طبیعی،گروه علوم جنگل

[۳] خلخال، دانشگاه آزاد اسلامی واحد خلخال، گروه جنگل‌داری

تاریخ دریافت: ۸۹/۳/۳۰ تاریخ پذیرش: ۹۰/۹/۱

چکیده

آینده جنگلهای طبیعی وابسته به تجدید حیات درختان آن است. در این تحقیق تأثیر درختان سرپاخشک (خشکه‌دارها) بر تنوع گونه‌ای و فراوانی تجدید حیات در جنگلهای سری دو طرح جنگل‌داری ناو اسالم گیلان مورد بررسی قرار گرفت. برای این منظور تعداد ۳۲ درخت سرپای کاملاً خشک شده که قطر برابر سینه آنها بیشتر از ۵۰ سانتیمتر بود انتخاب و متغیرهای تعداد، گونه و مراحل رویشی تجدید حیات (نهال، شل و خال) در قطعه نمونه دایره‌ای شکل ۱۰ آری با مرکزیت این خشکه دارها برداشت شد. همچنین سطح روشنه ایجاد شده به‌وسیله خشکه‌دارها و درجه پوسیدگی آنها نیز اندازه‌گیری و تعیین شد. در فاصله ۵۰ متری از هر خشکه‌دار و با تاج پوشش مشابه، همان متغیرها در نمونه‌هایی با مرکزیت درختان سالم با قطر و گونه مشابه و در همان شکل و سطح برداشت شد. در هر قطعه نمونه فراوانی و تنوع گونه‌ای با استفاده از شاخص تنوع شانون وینر، شاخص یکنواختی پایلو و شاخص غنای گونه‌ای منهنیک برای کل تجدید حیات و برای هر مرحله رویشی به‌دست آمد. میانگینهای فراوانی و شاخصهای تنوع به دست آمده از هر جامعه آماری از طریق تجزیه واریانس و آزمون t مورد مقایسه قرار گرفتند. نتایج نشان داد که فراوانی و تنوع گونه‌ای تجدید حیات استقرار یافته در مجاورت خشکه‌دارها بیشتر بوده و این تفاوتها از لحاظ آماری در سطح α=۰/۰۱ معنی‌دار است. تفاوت در مقدار شاخص تنوع به علت بیشتر بودن مقدار غنای گونه‌ای در قطعه نمونه‌های دارای خشکه‌دار نسبت به قطعه نمونه‌های شاهد است. بیشتر بودن فراوانی و تنوع تجدید حیات در مجاورت خشکه‌دارها در نتیجه استقرار و رشد تعداد و گونه‌های بیشتر بذرهای درختان مادری است. خشکه‌دارهای با درجه روشنه متوسط (۵۰ تا ۱۱۳ مترمربع) بیشتر از سایر روشنه‌ها در استقرار و تنوع گونه‌ای تجدید حیات مؤثر بودند. همچنین خشکه‌دارهای با پوسیدگی درجه۳ بیشترین فراوانی و خشکه‌دارهای با پوسیدگی درجه۲ بیشترین تنوع گونه‌ای تجدید حیات را در مجاورت خود داشتند. خشکه‌دارها علاوه بر ایجاد حفره در تاج پوشش و افزایش تدریجی نور رسیده به کف جنگل در فراهم نمودن شرایط و منابع مناسب استقرار و رشد بذور درختان مختلف تأثیر مثبت داشته‌اند. با نگه داشتن خشکه‌دارها به تعداد مناسب و در اندازه‌ها و گونه‌های مختلف در داخل جنگلهای طبیعی می‌توان به تجدید حیات و پایداری این اکوسیستمها کمک نمود.

واژه‌های کلیدی: خشکه‌دار، تجدیدحیات، تنوع گونه‌ای، اسالم.

* نویسنده مسئول، تلفن: ۰۹۱۱۱۸۳۳۰۸۴ ، پست الکترونیکی: farzam_tavankar@yahoo.com

مقدمه

اکوسیستمهای جنگلی مانند سایر اجتماعات زنده در اثر تولد، رشد و مرگ درختان و سایر ارگانیسمها به طور دائم در حال تغییر هستند (۴۲). استقرار و رشد بذرهای حاصل از درختان مادری تجدید حیات طبیعی جنگل نامیده شده و

ضامن بقاء اکوسیستمهای جنگلی است (۲۳ و ۲۵). در جنگلهای طبیعی درختان مادری هر ساله یا هر چند سال یک بار بذر فراوان تولید می‌کنند (۲۲). استقرار و رشد بذرهای تولید شده از درختان مادری تابع شرایط و منابع اکوسیستم جنگل و وجود یا فقدان انواع همزیستیهای سودبخش یا زیانبخش است (۴۲). پایان سن دیرزیستی درختان از مراحل مهم تغییرات جنگل بوده و مرحله شروع توالی حفره‌ها است (۴۱ و ۵۳). با پایان سن دیرزیستی و خشک شدن درختان، سرشاخه‌های آن ریخته و شاخه‌ها و تنه شروع به پوسیدن می‌کند. درختان سرپاخشک، خشکه‌دار نامیده می‌شوند و بخشی از چوب مرده جنگل هستند (۳۴). خشکه‌دارها ممکن است به صورت طبیعی در اثر پایان سن دیرزیستی درختان، نارساییهای ژنتیکی و یا در اثر عملیات پرورشی، رقابت، بروز صاعقه، آتش سوزی، پوسیدگی، تنشهای ناشی از خشکسالی و سیل، شیوع حشرات ، بیماریها و حمله آفات قبل از سن دیرزیستی ایجاد شوند (۳۲). در این مرحله با ایجاد روزنه (حفره) در تاج پوشش و افزایش نور رسیده به کف جنگل یک ریز محیط زیست جدید با منابع و شرایط متفاوت در اکوسیستم جنگل ایجاد می‌شود (۳۲). همچنین تنه درختان سرپاخشک زیستگاه پهنه وسیعی از جانوران و حشرات می‌شوند (۷، ۱۰ و ۴۲). شرایط و منابع متفاوت ایجاد شده در اثر مرگ درختان باعث به وجود آمدن آشیانه‌های اکولوژیک جدید و افزایش فراوانی و تنوع زیستی جنگل می‌گردد (۱۰ و ۴۲). تنوع زیستی اصولاً در سه سطح اکوسیستم، گونه و ژن مطرح است (۴۰). در مقیاس محلی و منطقه‌ای تنوع گونه‌ای بخش اصلی تنوع زیستی را تشکیل می‌دهد (۴ و ۱۳). تنوع گونه‌ای یکی از شاخصهای مهم در ارزیابی زیستگاهها است (۱). در یک اکوسیستم هرچه تنوع گونه‌ای بیشتر باشد، زنجیره‌های تغذیه‌ای طولانی‌تر و شبکه‌های حیاتی پیچیده‌تر و درنتیجه محیط پایدارتر و از شرایط خود تنظیمی بیشتری برخوردار می‌شود (۱). درختان منابع و شرایط زیست سایر ارگانیسمها را فراهم نموده و با افزایش زنجیره‌های غذایی موجب پایداری بیشتر اکوسیستمها می‌شوند (۴۲). جنگلهایی که درختان آن از گونه‌های مختلف تشکیل شده (جنگلهای آمیخته) پایداری بیشتری در برابر عوامل نامساعد طبیعی و انسانی نسبت به جنگلهایی که درختان آن از یک گونه تشکیل شده (جنگلهای خالص) دارند (۲۰، ۲۳، ۳۶، ۴۲ و ۵۲). با توجه به نقش تنوع زیستی در پایداری اکوسیستمهای جنگلی، امروزه در جنگلهای مختلف دنیا بررسیهای گسترده‌ای در زمینه عوامل مؤثر بر آن انجام می‌گیرد (۲۷ و ۳۱). اولین گام در حفاظت و مدیریت منابع طبیعی شناسایی گونه‌ها و تنوع زیستی آن منطقه است. جنگلهای طبیعی شمال ایران در دهه اخیر به شیوه تک‌گزینی بر اساس تفکر نزدیک به طبیعت مدیریت می‌شوند که جایگزین شیوه‌های کلاسیک شده است (۲۰). تجدید حیات جنگل در این شیوه از طریق بذر و به صورت طبیعی بوده و درختان مورد بهره برداری از گونه‌ها، قطرها و اشکوبهای مختلف هستند. هدف از مدیریت جنگل به شیوه تک گزینی ایجاد جنگلهای آمیخته و ناهمسال است (۲۰، ۲۳ و ۳۰). خشکه‌دارها در مدیریت جنگل به شیوه کلاسیک از جنگل خارج می‌شوند، در صورتی‌که در مدیریت جنگل بر اساس تفکر نزدیک به طبیعت به دلیل نقش مثبت آنها در اکوسیستم باقی می‌مانند (۲۰ و ۳۳). تحقیقات انجام گرفته نشان داده است که خشکه‌دارها و چوبهای افتاده در کف جنگل مواد غذایی قابل جذب بیشتری برای گیاهان در خاک فراهم نموده و آنها را به صورت تدریجی به خاک برمی‌گردانند (۳۹، ۴۳ و ۵۴). در جنگلهای طبیعی اکلاهاما ۱ تا ۵ درصد درختان سرپا را خشکه‌دارها تشکیل داده و حدود ۲۰ درصد فون جنگل برای غذا یا سایر ضروریات زیستگاه مانند پوشش یا فضا به آنها متکی هستند. همچنین مشخص شده است که جمعیت حشرات در اثر تغذیه پرندگان و پستانداران وابسته به خشکه‌دارها در سطح پایین نگه داشته می‌شوند (۴۷). بر اساس تحقیقات انجام گرفته در جنگلهای مختلف

دنیا از جمله جنگلهای طبیعی و آمیخته ایتالیا (۴۵)، ژاپن (۴۶ و ۵۰)، لهستان (۵۵)، آمریکا (۲۹ و ۵۱) خشکه‌دارها از طریق ایجاد حفره‌های طبیعی در تاج پوشش و ایجاد شرایط مناسب موجب افزایش تجدید حیات استقرار یافته در جنگل شده‌اند. در تحقیقات داخل کشور نیز در بررسی انجام گرفته در جنگل خیرود کنار نوشهر نتیجه گرفته شده است که تأثیر خشکه‌دارها با باز کردن روشنه در تاج پوشش بیشتر از درجه پوسیدگی آنها در استقرار زادآوری است (۶). در تحقیق دیگری که در جنگلهای نوشهر انجام گرفته نتیجه گیری شده است که خشکه‌دارها در استقرار نهالهای راش و ممرز تأثیر مثبت داشته و با افزایش فاصله از آنها، فراوانی زادآوری کاسته می‌شود (۹). بر اساس تحقیق انجام گرفته در جنگلهای آمیخته راش و ممرز مازندران، فراوانی زادآوری در مجاورت خشکه‌دارها بیشتر از فراوانی زادآوری در مجاورت درختان سالم به دست آمده است. در این تحقیق مشخص شد که در توده‌های انبوه (تاج پوشش ۷۵ تا ۱۰۰ درصد) فراوانی نهالهای راش و ممرز مستقر شده در مجاورت خشکه‌دارها بیشتر از فراوانی نهالهای راش و ممرز مستقر شده در مجاورت درختان سالم هستند، اما فراوانی سایر گونه‌ها تفاوت معنی‌داری نداشته‌اند. همچنین در توده‌های نیمه انبوه (تاج پوشش ۵۰ تا ۷۵ درصد) فراوانی نهالهای راش مستقر شده در مجاورت خشکه‌دارها بیشتر از نهالهای راش مستقر شده در مجاورت درختان سالم بوده ولی فراوانی نهالهای ممرز و سایر گونه‌ها در مجاورت درختان سالم و خشکه‌دارها تفاوت معنی‌داری نداشته‌اند (۱۸). همچنین در تحقیق دیگری که در جنگلهای مازندران انجام گرفته مشخص شده است که خشکه‌دارها در تجدید حیات گونه ملج تأثیر مثبت داشته‌اند (۵). هدف از این تحقیق بررسی تأثیر خشکه‌دارها بر فراوانی و تنوع گونه‌های زادآوری استقرار یافته درختان در جنگلهای ناو اسالم ایران است.

مواد و روشها

منطقه مورد مطالعه: منطقه مورد مطالعه دو پارسل ۲۳۷ و ۲۳۸ از سری ۲ ناو اسالم به وسعت ۷۵ هکتار در حوضه آبخیز شماره ۸ جنگلهای استان گیلان واقع شده است. مختصات جغرافیایی این حوزه از ´۳۳ °۴۸ تا ´۵۱ °۴۸ طول شرقی و از ´۴۱ °۳۷ تا ´۴۵ °۳۷ عرض شمالی است. ارتفاع از سطح دریا در این مناطق از ۸۰۰ تا ۱۲۰۰ متر، جهت عمومی آن غربی و تیپ غالب جنگل راشستان ناهمسال همراه با سایر گونه‌ها است. اقلیم منطقه بر اساس ضریب رطوبت دمارتن در گروه مرطوب قرار دارد (۱۱). میزان بارش سالیانه ۹۴۳ میلی‌متر و میانگین درجه حرارت سالانه در حدود ۱۲/۳ درجه سانتی‌گراد است. سنگ مادر در این منطقه از نوع شیست، گرانیت و بازالت و تیپ خاک قهوه‌ای جنگلی با pH اسیدی و بافت خاک شنی لیمونی است (۱۱). علاوه بر درختان راش (*Fagus orientalis* Lipsky.) گونه‌های دیگری مثل ممرز (*Carpinus betulus* L.)، افرا پلت (*Acer velutinum* Boiss)، شیردار (*Acer cappadocicum* Gled.)، توسکای ییلاقی (*Alnus subcordata* C. A. M.) زبان گنجشک (*Fraxinus coriarifolia* Scheele.) و به صورت نادر سرخدار (*Taxus bacata L.*) نیز در منطقه یافت می‌شوند (۱۱).

روش مطالعه و جمع‌آوری داده‌ها: در این تحقیق تراکم و تنوع تجدید حیات جنگل (قطر برابر سینه کمتر از ۷/۵ سانتیمتر) در ۳ مرحله رویشی نهال (ارتفاع کمتر از ۰/۵ متر)، شل (ارتفاع ۰/۵ تا ۲ متر) و خال (ارتفاع ۲ تا ۸ متر) (۱۴ و۲۶) در مجاورت خشکه‌دارها و درختان سالم بررسی و مقایسه شد. مساحت قطعات نمونه با توجه به برداشتهای اولیه به روش قطعات نمونه حلزونی و ترسیم منحنی سطح به گونه (۱۲) برابر ۱۰۰۰ مترمربع به دست آمد. برای برداشت سریع‌تر، صحت بیشتر، پیاده کردن آسان‌تر و حداقل اثر حاشیه‌ای شکل قطعات نمونه دایره انتخاب شد (۱۳ و ۲۱). برای تعیین تعداد قطعات نمونه لازم صحت

نمونه برداری مد نظر قرار گرفت و از رابطه شماره ۱ استفاده شد (۲۱):

$$n = \left[\frac{t_{\alpha}.CV}{d}\right]^2$$ رابطه (۱)

$$CV = \frac{S}{\bar{x}} \times ۱۰۰$$ رابطه (۲)

در رابطه شماره ۱، n تعداد قطعات نمونه مورد نیاز، t_{α} مقدار t استیودنت با n–۱ درجه آزادی در سطح ۵ درصد، d درجه صحت و CV ضریب تغییرات فراوانی گونه‌ها است که از رابطه ۲ به دست می‌آید. در رابطه شماره ۲، s انحراف از معیار و $\bar{x}$ میانگین فراوانی گونه‌ها در نمونه برداریهای اولیه است. با برداشت فراوانی گونه‌ها در نمونه برداریهای اولیه به صورت تصادفی تعداد قطعات نمونه مورد نیاز در سطح ۹۵ درصد اعتماد با صحت ۱۰ درصد ۳۲ قطعه نمونه به دست آمد. سپس با جنگل گردشی تعداد ۳۲ درخت سرپای کاملاً خشک شده که قطر برابر سینه آنها بیشتر از ۵۰ سانتیمتر بود انتخاب و قطعات نمونه که مرکز آن را خشکه‌دار تشکیل می‌داد در داخل جنگل پیاده شد. سپس در داخل قطعات نمونه، گونه و مرحله رویشی زادآوری برداشت و ثبت شد. درجه پوسیدگی خشکه‌دارها در ۵ کلاس به شرح جدول ۱ برداشت شد (۴۴).

همچنین از فاصله ۵۰ متری هر خشکه‌دار انتخاب شده در روی خطوط تراز یک قطعه نمونه شاهد به مرکز درخت سالم با گونه و قطر برابر سینه مشابه انتخاب و همان مشخصات زادآوری برداشت شد. روشنه‌های به وجود آمده از خشکه‌دارها در تاج بالای آنها با برآورد قطر متوسط آنها در پنج سطح مختلف طبقه بندی شدند (۶ و ۱۷): روشنه با سطح صفر (تاج پوشش بسته)، صفر تا ۱۲/۵ مترمربع (روشنه با سطح خیلی کم)، ۱۲/۵ تا ۵۰ مترمربع (روشنه با سطح کم)، ۵۰ تا ۱۱۳ مترمربع (روشنه با سطح متوسط) و بزرگتر از ۱۱۳ مترمربع (روشنه با سطح زیاد یا تاج پوشش باز).

تجزیه و تحلیل داده‌ها: پس از جمع‌آوری داده‌ها برای برآورد مقدار تنوع از شاخصهای متداول استفاده شد. برای برآورد تنوع زادآوری در هر قطعه نمونه از شاخص شانون وینر (رابطه۳)، برای برآورد یکنواختی از شاخص پایلو (رابطه۴) و برای برآورد غنا از شاخص منهنیک (رابطه۵) به صورت زیر استفاده شد (۳، ۲۸ و ۵۳):

$$H' = \frac{n\text{Log}n - \sum f_i \text{Log}f_i}{n}$$ رابطه (۳)

$$J' = \frac{H'}{\text{Log}s}$$ رابطه (۴) $$R_2 = \frac{s}{\sqrt{N}}$$ رابطه (۵)

در این روابط H' شاخص تنوع شانون–وینر، J' شاخص یکنواختی پایلو و R_2 شاخص غنای منهنیک است. در رابطه۳، n فراوانی کل (مجموع فراوانی نسبی) و f_i فراوانی نسبی هر گونه است. در روابط ۴ و ۵، s تعداد گونه‌ها و N فراوانی کل گونه‌ها است. پس از محاسبه شاخصهای تنوع، یکنواختی و غنا در هر قطعه نمونه، میانگین آنها در قطعات نمونه با مرکز خشکه‌دار و قطعات نمونه با مرکز درخت سالم به دست آمده و مقدار خطا با احتمال ۹۵ درصد با استفاده از فرمول $E = \pm t.s_{\bar{x}}$ محاسبه شد. سپس این میانگینها از طریق تجزیه واریانس (ANOVA) و t-test مورد آزمون آماری قرار گرفتند (۲ و ۸). البته قبل از انجام آزمون آماری برای اطمینان از نرمال بودن داده‌های هر میانگین از آزمون smrirnov - kolmogorov و برای اطمینان از برابری واریانس میانگینها از آزمون Bartlett استفاده شد (۳ و ۲۶). فرض تحقیق این است که میانگین شاخصهای تنوع در دو جامعه برابر هستند. به منظور بررسی میزان تشابه زادآوری استقرار یافته در دو جامعه از شاخص تشابه سورنسون (رابطه ۶) استفاده شد. زیرا این شاخص اهمیت بیشتری به گونه‌های تکرار شده در دو جامعه نسبت به گونه‌های منحصر به هریک از آنها قائل است (۱۳).

$$IS_s = \frac{۲C}{A+B} \times ۱۰۰$$ رابطه (۶)

در رابطه ۶، IS_s شاخص تشابه سورنسون، A تعداد گونه‌های جامعه اول، B تعداد گونه‌های جامعه دوم و C تعداد گونه‌های مشترک در دو جامعه است. تجزیه و تحلیل داده‌ها با استفاده از نرم افزار Spss.16 انجام گرفت (۴۹).

جدول۱. کلاس پوسیدگی خشکه‌دارها (۴۴)

کلاس پوسیدگی	شاخه‌ها و سرشاخه‌ها	نوک خشکه‌دار	پوست باقی‌مانده
۱	حضور همه	کامل	٪ ۱۰۰
۲	تعدادی شاخه بدون سرشاخه	کامل یا شکسته	متغیر
۳	ته‌مانده شاخه‌ها	شکسته	متغیر
۴	تعدادی یا بدون ته‌مانده	شکسته	متغیر
۵	بدون ته‌مانده	شکسته	٪ ۲۰>

جدول۲- فراوانی تجدید حیات استقرار یافته در مجاورت درختان سالم و خشکه‌دارها

محل نمونه	میانگین	اشتباه معیار	حدود اعتماد در سطح ٪۹۵
مجاورت درخت سالم	$^{+b}$۸۸/۲	۵/۲	۷۷/۶ – ۹۸/۸
مجاورت خشکه‌دار	^{a}۱۱۴/۱	۷/۴	۹۸/۹ – ۱۲۹/۲

$^{+}$ حروف غیر مشترک دارای اختلاف معنی‌دار در سطح α=۰/۰۱ هستند.

جدول۳- فراوانی تجدید حیات استقرار یافته گونه‌های مختلف در مجاورت درختان سالم و خشکه‌دارها

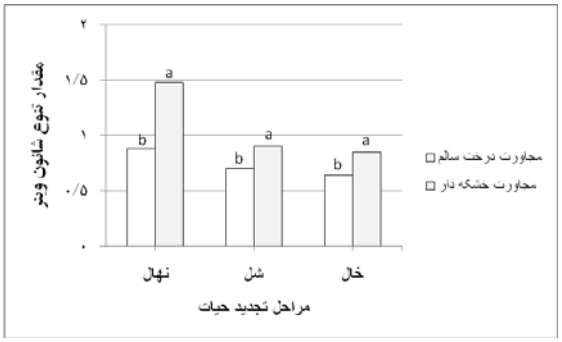
گونه‌های تجدید حیات یافته		راش	ممرز	توسکا	شیردار	پلت	انجیلی	ملج	نمدار
مجاورت درخت سالم	تعداد	$^{+b}$۶۱/۱	^{a}۱۱/۱	^{a}۹/۸	^{b}۳/۵	^{b}۲/۲	^{a}۰/۳	^{b}۰	^{a}۰/۲
	درصد	۶۹/۳	۱۲/۶	۱۱/۱	۴/۰	۲/۵	۰/۳	۰	۰/۲
مجاورت خشکه‌دار	تعداد	^{a}۷۶/۵	^{a}۱۰/۷	^{a}۹/۴	^{a}۱۰/۴	^{a}۶/۳	^{b}۰	^{a}۰/۴	^{a}۰/۴
	درصد	۶۷/۰	۹/۴	۸/۲	۹/۱	۵/۵	۰	۰/۴	۰/۴

$^{+}$ حروف غیر مشترک دارای اختلاف معنی‌دار در سطح α=۰/۰۵ هستند.

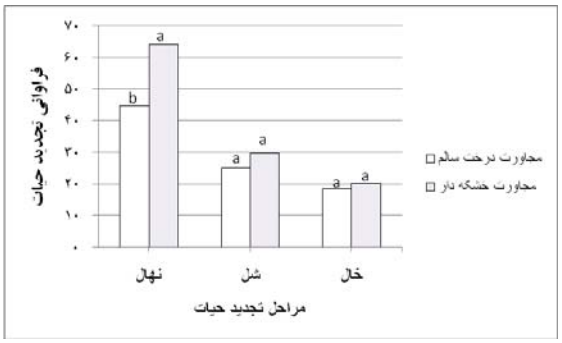
جدول۴- **مشخصات آماری مراحل رویشی تجدیدحیات استقرار یافته در مجاورت درختان سالم و خشکه‌دارها**

مراحل رویشی تجدیدحیات	محل نمونه	میانگین	اشتباه معیار	حدود اعتماد در سطح ٪ ۹۵	مقدار t
نهال	مجاورت درخت سالم	۴۴/۶	۳/۳	۳۷/۹ – ۵۱/۳	۳/۸۰**
	مجاورت خشکه‌دار	۶۴/۱	۳/۹	۵۶/۱ – ۷۲/۱	
شل	مجاورت درخت سالم	۲۵/۱	۲/۰	۲۱/۰ – ۲۹/۲	۱/۵۵
	مجاورت خشکه‌دار	۲۹/۸	۲/۲	۲۵/۳ – ۳۴/۳	
خال	مجاورت درخت سالم	۱۸/۵	۱/۶	۱۵/۲ – ۲۱/۸	۰/۶۸
	مجاورت خشکه‌دار	۲۰/۲	۱/۹	۱۶/۳ – ۲۴/۱	

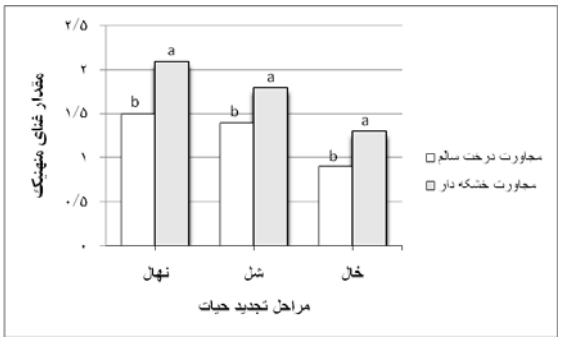
** معنی‌دار در سطح α=۰/۰۱.



شکل۲- مقدار تنوع شانون وینر در مراحل تجدید حیات

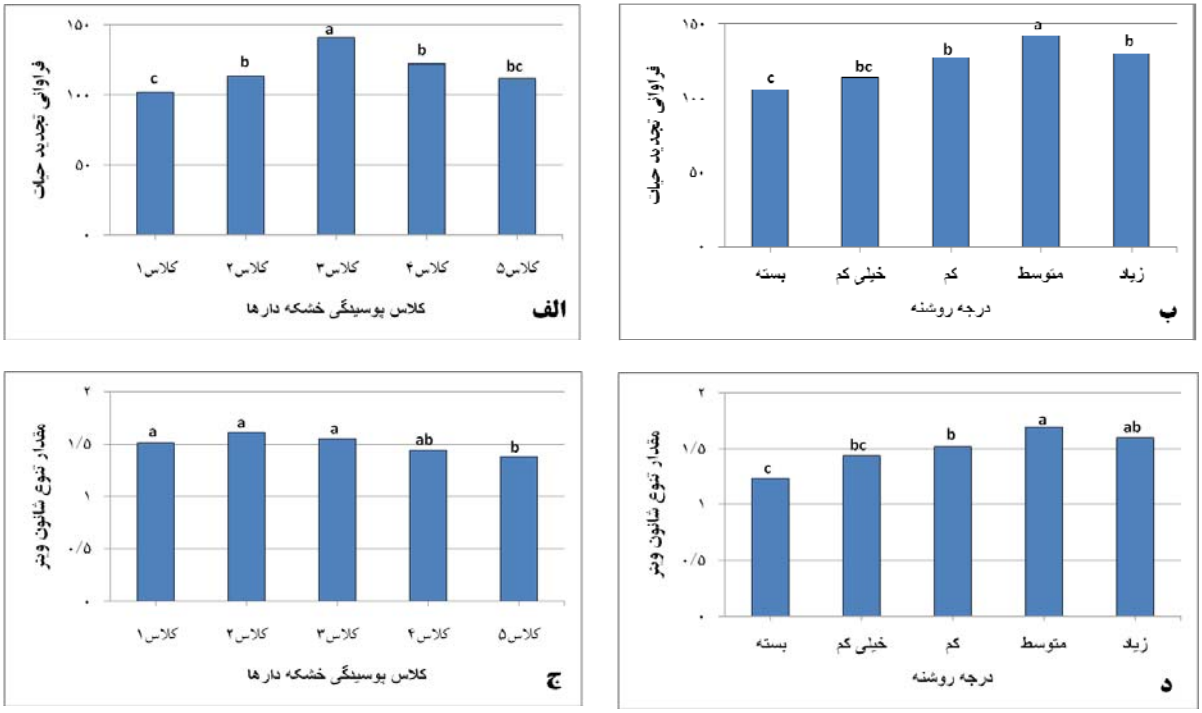


شکل۱- فراوانی تجدید حیات در مراحل رویشی



شکل۴- مقدار غنای منهنیک در مراحل تجدید حیات

شکل۳- مقدار یکنواختی پایلو در مراحل تجدید حیات



شکل۵- فراوانی و مقدار تنوع گونه‌ای تجدید حیات در مجاورت خشکه‌دارها با کلاس پوسیدگی و درجه روشنه متفاوت

نتایج

فراوانی تجدید حیات: بررسی داده‌های جمع‌آوری شده نشان داد تجدید حیات ۸ گونه درختان در منطقه یافت می‌شود. این گونه‌ها عبارت بودند از: راش (*Fagus orientalis* Lipsky.)، ممرز (*Carpinus betulus* L.)، توسکای ییلاقی (*Alnus subcordata* C. A. M.)، شیردار (*Acer cappadocicum* Gled.)، پلت (*Acer velutinum* Boiss.)، انجیلی (*Parrotia persica* C. A. M.)، ملج (*Ulmus glabra* Huds.) و نمدار (*Tilia begonifolia* Stev.). از میان این گونه‌ها تجدید حیات گونه انجیلی فقط در مجاورت درختان سالم و تجدید حیات گونه ملج فقط در مجاورت خشکه‌دارها مشاهده شد (جدول۳). بنابراین مقدار تشابه گونه‌ای تجدید حیات در دو جامعه از طریق شاخص سورنسون برابر ۸۷/۵ درصد است. میانگین فراوانی تجدید حیات استقرار یافته در مجاورت خشکه‌دارها (۱۵/۱ ± ۱۱۴/۱ اصله در ۱۰ آر) بیشتر از میانگین فراوانی تجدید حیات استقرار یافته در مجاورت درختان سالم (۱۰/۶ ± ۸۸/۲ اصله در ۱۰ آر) به‌دست آمد (جدول۲) و این تفاوت از لحاظ آماری در سطح α=۰/۰۱ معنی‌دار است (p <۰/۰۱).

میانگین فروانی تجدید حیات گونه‌های راش، شیردار، پلت، ملج و نمدار در مجاورت خشکه‌دارها بیشتر از مجاورت درختان سالم به‌دست آمد، درحالی‌که میانگین فراوانی تجدید حیات گونه‌های ممرز، توسکا و انجیلی در مجاورت درختان سالم بیشتر است. میانگینهای فراوانی تجدید حیات گونه‌های راش، شیردار، پلت، انجیلی و ملج در دو محل نمونه برداری دارای تفاوت معنی‌دار آماری، اما میانگینهای فراوانی تجدید حیات گونه‌های ممرز و توسکا بدون تفاوت معنی‌دار آماری است (جدول۳).

فراوانی مراحل رویشی تجدید حیات: میانگین فراوانی هر سه مرحله رویشی نهال، شل و خال در مجاورت خشکه‌دارها بیشتر از میانگین آنها در مجاورت درختان سالم به‌دست آمد (شکل۱). اما تنها تفاوت میانگینهای فراوانی مرحله نهال با یکدیگر در سطح α=۰/۰۵ تفاوت آماری معنی‌داری داشتند (جدول۴). در هر دو جامعه آماری (مجاورت درختان سالم و مجاورت خشکه‌دارها) فراوانی مرحله رویشی نهال بیشتر از فراوانی مرحله رویشی شل و فراوانی مرحله رویشی شل بیشتر از فراوانی مرحله رویشی خال به‌دست آمد (شکل۱) و از لحاظ آماری تفاوت معنی‌دار در سطح α=۰/۰۵ داشتند (جدول۵).

تنوع گونه‌ای تجدید حیات: میانگین مقادیر تنوع تجدید حیات استقرار یافته بر اساس شاخص شانون وینر در مجاورت خشکه‌دارها بیشتر از میانگین مقادیر آن در مجاورت درختان سالم به‌دست آمد (جدول۶). این تفاوت از لحاظ آماری معنی‌دار است (p <۰/۰۱). همچنین میانگین شاخص غنای منهنیک تجدید حیات مستقر شده در مجاورت خشکه‌دارها بیشتر از میانگین مقادیر آن در مجاورت درختان سالم به‌دست آمد که دارای تفاوت معنی‌دار آماری هستند (جدول۶).

اما هرچند میانگین یکنواختی تجدید حیات مستقر شده بر اساس شاخص پایلو در مجاورت درختان سالم بیشتر از میانگین مقادیر آن در مجاورت خشکه‌دارها به‌دست آمد ولی از لحاظ آماری تفاوت معنی‌داری نداشتند (جدول۶).

تنوع گونه‌ای در مراحل رویشی تجدید حیات: میانگین مقادیر هر سه شاخص تنوع زادآوری در مراحل رویشی تجدید حیات دارای تفاوت معنی‌دار آماری هستند (جدول۵). میانگین مقادیر تنوع شانون وینر در مرحله رویشی نهال در هر دو جامعه آماری (مجاورت درختان سالم و مجاورت خشکه‌دارها) بیشتر از مرحله رویشی شل و مرحله رویشی شل بیشتر از مرحله رویشی خال به‌دست آمد (شکل۲). همچنین در هر سه مرحله رویشی نهال، شل و خال میانگین تنوع شانون وینر در مجاورت خشکه‌دارها

بیشتر از مجاورت درختان سالم به‌دست آمد و تفاوت معنی‌دار آماری داشتند (جدول۷).

جدول۵- تجزیه واریانس فراوانی و شاخص‌های تنوع زادآوری در ارتباط با مراحل رویشی تجدید حیات

مشخصه‌های آماری		فراوانی		تنوع شانون وینر		یکنواختی پایلو		غنای منهنیک	
		مجاورت خشکه‌دار	مجاورت درخت سالم	مجاورت خشکه‌دار	مجاورت درخت سالم	مجاورت خشکه‌دار	مجاورت درخت سالم	مجاورت خشکه‌دار	مجاورت درخت سالم
مجموع مربعات	بین گروه‌ها	۳۴۳۰۵	۱۲۱۱۳	۷/۸۴۹	۰/۹۷۱	۰/۶۱۱	۰/۳۶۱	۱۰/۷۶۲	۶/۵۳۵
	درون گروه‌ها	۵۴۴۵	۲۴۲۴	۱/۱۵۰	۰/۲۳۵	۱/۱۹۵	۱/۲۸۴	۸/۸۶۲	۵/۳۸۸
	کل	۳۹۷۵۰	۱۴۵۳۷	۸/۹۹۹	۱/۲۰۶	۱/۸۰۶	۱/۶۴۵	۱۹/۶۲۴	۱۱/۹۲۳
درجه آزادی	بین گروه‌ها	۲	۲	۲	۲	۲	۲	۲	۲
	درون گروه‌ها	۹۳	۹۳	۹۳	۹۳	۹۳	۹۳	۹۳	۹۳
	کل	۹۵	۹۵	۹۵	۹۵	۹۵	۹۵	۹۵	۹۵
میانگین مربعات	بین گروه‌ها	۱۷۱۵۳	۶۰۵۷	۳/۹۲۴	۰/۴۸۵	۰/۳۰۶	۰/۱۸۰	۵/۳۸۱	۳/۲۶۸
	درون گروه‌ها	۵۸/۵۵	۲۶/۰۶	۰/۰۱۲	۰/۰۰۳	۰/۱۳	۰/۰۱۴	۰/۰۹۵	۰/۰۵۸
مقدار F		۲۹۲/۹۷	۲۳۲/۴۱	۳۱۷/۳۵	۱۹۱/۹۸	۲۳/۷۹	۱۳/۰۵	۵۶/۴۷	۵۶/۴۱
سطح معنی‌داری		۰/۰۰ **	۰/۰۰ **	۰/۰۰ **	۰/۰۰ **	۰/۰۰ **	۰/۰۰ **	۰/۰۰ **	۰/۰۰ **

** معنی‌دار در سطح α=۰/۰۱.

جدول۶- میانگین شاخصهای تنوع گونه‌ای تجدید حیات در مجاورت درخت سالم و خشکه‌دار

محل تجدید حیات	مجاورت درخت سالم	مجاورت خشکه‌دار	مقدار t
تنوع شانون وینر	۰/۰۵±۰/۷۸	۰/۰۹±۱/۱۶	۳/۶۹ **
یکنواختی پایلو	۰/۰۷±۰/۸۰	۰/۰۶±۰/۷۵	۰/۵۴
غنای منهنیک	۰/۱۱±۱/۲۳	۰/۲۱±۱/۷۳	۲/۱۱ *

* و ** به ترتیب معنی‌دار در سطح α=۰/۰۵ و α=۰/۰۱.

جدول۷- میانگین شاخص‌های تنوع مراحل رویشی تجدید حیات در مجاورت درختان سالم و خشکه‌دارها

مراحل رویشی	محل نمونه	تنوع شانون وینر		یکنواختی پایلو		غنای منهنیک	
		میانگین	مقدار t	میانگین	مقدار t	میانگین	مقدار t
نهال	مجاورت درخت سالم	۰/۸۸ (۰/۱۲)[1]	۱۳/۳ **	۰/۷۶ (۰/۱۲)	۱/۴	۱/۵ (۰/۲۰)	۱۰/۷ **
	مجاورت خشکه‌دار	۱/۴۸ (۰/۲۲)		۰/۷۲ (۰/۱۱)		۲/۱ (۰/۲۵)	
شل	مجاورت درخت سالم	۰/۷۰ (۰/۱۰)	۷/۱ **	۰/۸۴ (۰/۱۶)	۰/۰	۱/۴ (۰/۲۰)	۷/۴ **
	مجاورت خشکه‌دار	۰/۹۰ (۰/۱۲)		۰/۸۵ (۰/۱۶)		۱/۸ (۰/۲۳)	
خال	مجاورت درخت سالم	۰/۶۴ (۰/۱۴)	۵/۴ **	۰/۹۱ (۰/۱۸)	۰/۰	۰/۹ (۰/۱۲)	۱۱/۱ **
	مجاورت خشکه‌دار	۰/۸۵ (۰/۱۶)		۰/۹۲ (۰/۲۰)		۱/۳ (۰/۱۹)	

** معنی‌دار در سطح α=۰/۰۱. ۱- اعداد داخل پرانتز انحراف معیار می‌باشند.

جدول۸- تجزیه واریانس فراوانی و تنوع تجدیدحیات در رابطه با سطوح روشنه و کلاس پوسیدگی خشکه‌دارها

	مشخصه‌های اکولوژیکی		مجموع مربعات	درجه آزادی	میانگین مربعات	مقدار F	سطح معنی‌داری
فراوانی تجدید حیات	کلاس پوسیدگی	بین گروه‌ها	۵۲۵۷/۶۲	۴	۱۳۱۴/۴۱	۹/۱۱۶	۰/۰۰**
		درون گروه‌ها	۳۸۹۳/۲۱	۲۷	۱۴۴/۱۹		
	درجه روشنه	بین گروه‌ها	۴۷۹۲/۹۱	۴	۱۱۹۸/۲۳	۳/۶۵۶	۰/۰۱۷*
		درون گروه‌ها	۸۸۵۰/۰	۲۷	۳۲۷/۷۸		
تنوع تجدید حیات	کلاس پوسیدگی	بین گروه‌ها	۰/۲۲۲	۴	۰/۰۵۶	۷/۵۹۸	۰/۰۰**
		درون گروه‌ها	۰/۱۹۷	۲۷	۰/۰۰۷		
	درجه روشنه	بین گروه‌ها	۰/۷۲۹	۴	۰/۱۸۲	۲۱/۹۴۹	۰/۰۰**
		درون گروه‌ها	۰/۲۲۴	۲۷	۰/۰۸		

* معنی‌دار در سطح α=۰/۰۵ و ** معنی‌دار در سطح α=۰/۰۱.

مقدار یکنواختی پایلو در هر دو جامعه آماری در مرحله روشی خال بیشتر از مرحله رویشی شل و مرحله رویشی شل بیشتر از مرحله رویشی نهال به‌دست آمد (شکل۳). میانگینهای یکنواختی به‌دست آمده در هر مرحله رویشی و از هر دو جامعه آماری با یکدیگر تفاوت معنی‌داری نداشتند (جدول۶). میانگین مقادیر غنای منهنیک در مرحله رویشی نهال در هر دو جامعه آماری (مجاورت درختان سالم و مجاورت خشکه‌دارها) بیشتر از مرحله رویشی شل و مرحله رویشی شل بیشتر از مرحله رویشی خال به‌دست آمد (شکل۴). همچنین در هر سه مرحله رویشی میانگین غنای منهنیک در مجاورت خشکه‌دارها بیشتر از مجاورت درختان سالم به‌دست آمد و تفاوت معنی‌دار آماری داشتند (جدول۷).

بیشترین فراوانی تجدید حیات در مجاورت خشکه‌دارهای با درجه پوسیدگی ۳ (شکل۵- الف) و درجه روشنه متوسط (شکل۵- ب) به‌دست آمد. همچنین بیشترین مقدار تنوع گونه‌ای تجدید حیات در مجاورت خشکه‌دارهای با درجه پوسیدگی ۲ (شکل۵- ج) و درجه روشنه متوسط (شکل۵- د) به‌دست آمد. بین سطوح روشنه و فراوانی و تنوع گونه‌ای تجدید حیات تفاوت آماری معنی‌دار وجود داشت (جدول۸). همچنین بین کلاس پوسیدگی خشکه-دارها و فراوانی و تنوع گونه‌ای تجدید حیات تفاوت آماری معنی‌دار وجود داشت (جدول۸).

بحث و نتیجه‌گیری

نتایج این بررسی نشان داد فراوانی تجدید حیات طبیعی درختان در مجاورت خشکه‌دارها بیشتر از مجاورت درختان سالم است (جدول۲). در تحقیقی که در جنگلهای خیرودکنار نوشهر انجام گرفته اشاره شده است که باز شدن روشنه در تاج پوشش در نتیجه خشک شدن درختان آثار قابل توجهی در زادآوری دارد (۶). خشکه‌دارهای افتاده و سرپا نقش مؤثری در افزایش تجدیدحیات طبیعی توده‌های راش آمیخته در جنگلهای مازندران داشته است (۱۷). در جنگلهای آمیخته راش و ممرز مازندران فراوانی زادآوری در مجاورت خشکه‌دارها بیشتر از فراوانی آن در مجاورت درختان سالم به دست آمده است (۱۸). بر اساس تحقیقی، جمع‌آوری و برداشت خشکه‌دارها از سطح جنگلهای شمال تایوان موجب کاهش تجدید حیات طبیعی جنگل شد. از این‌رو برای مدیریت بهتر جنگل پیشنهاد شد که خشکه‌دارها در جنگل باقی بمانند (۳۵). این نتایج همسو با نتایج تحقیق انجام گرفته است. نتایج این تحقیق نشان داد تجدید حیات گونه ملج در مجاورت خشکه‌دارها بهتر انجام می‌گیرد (جدول۳) و همسو با نتایج تحقیق داخلی

(۵) است. نتایج این تحقیق نشان داد در روشنه‌هایی با سطوح متوسط (۵۰ تا ۱۱۳ مترمربع) بیشترین تنوع گونه‌ای و فراوانی تجدید حیات درختان وجود دارد و در روشنه‌های بیشتر یا کمتر از این سطوح، از تنوع گونه‌ای و فراوانی تجدید حیات درختان کاسته می‌شود (شکل۵-ب و د). در سطوح بزرگ‌تر تهاجم گونه‌های مزاحم بیشتر شده و استقرار تجدید حیات طبیعی درختان کاهش می‌یابد. در تحقیق انجام گرفته در جنگلهای سردآبرود چالوس بیشترین فراوانی تجدید حیات در مجاورت خشکه‌دارهایی که تاج پوشش بسته دارند گزارش شده است (۱۷). البته در هنگام خشک شدن درختان تاج پوشش باز بوده و به مرور زمان بسته شده‌اند. همچنین در جنگلهای خیرودکنار نوشهر نیز بیشترین فراوانی تجدید حیات در تاج پوشش بسته گزارش شده است (۶). این نتایج با نتیجه تحقیق انجام گرفته مغایرت دارد. بررسی در مورد تأثیر اندازه روشنه‌های تاج پوشش حاصل از خشک شدن درختان بر استقرار و ترکیب زادآوری به مطالعات کامل‌تر و همه‌جانبه نیاز دارد. به نظر می‌رسد علاوه بر سطوح روشنه، شرایط رویشگاه و فیزیونومی منطقه نیز در این زمینه مؤثر هستند. تحقیق انجام گرفته در جنگلهای نوشهر نشان داد که تیپ خاک جنگل از نظر ظرفیت نگه‌داری آب و موقعیت منطقه از نظر میزان انرژی خورشیدی دریافتی بر تنوع گونه‌ای و میزان بذردهی درختان تأثیرگذار است، به‌طوری که در خاکهای راندزین با ذخیره آبی ضعیف و در خط‌الرأسها به علت تابش مستقیم و شدید نور خورشید میزان بذردهی و زادآوری کمتری صورت می‌گیرد (۱۵). همچنین در تحقیق انجام گرفته در جنگلهای چالوس نتیجه گرفته شده است که جهات جغرافیایی به عنوان یک عامل مؤثر در ایجاد شرایط متنوع در رویشگاه بوده و وفور و تنوع گیاهان را در دامنه‌های مختلف تحت تأثیر قرار می‌دهد (۱۶). بر اساس تحقیقات انجام گرفته در جنگلهای آپالاشین آمریکا، تراکم نهالهای استقرار یافته در روشنه‌ها در ارتباط با مساحت، سن، شیب و زیر اشکوب روشنه‌ها بوده و با افزایش سطح روشنه‌ها غنای گونه‌ای و تراکم نهالها افزایش می‌یابد (۲۹). در تحقیق فوق نتیجه گرفته شده است که با افزایش سن روشنه‌ها از غنای گونه‌ای و فراوانی نهالها کاسته می‌شود. همچنین زیر اشکوب متراکم و همیشه سبز مانع استقرار تجدید حیات در روشنه‌ها می‌شود (۲۹). به منظور حفظ تنوع زیستی و افزایش تجدید حیات طبیعی درختان، باقی گذاشتن خشکه‌دارها در توده‌های طبیعی و اجرای دوره‌های بهره‌برداری طولانی مدت (افزایش تعداد خشکه‌دارها) در جنگل‌کاریهای ژاپن پیشنهاد شده است (۴۶). تحقیق انجام گرفته در جنگلهای پهن‌برگ آگاساوارای ژاپن نشان داد که تعداد نهالها در فضاهای خالی بیشتر از مناطق زیر تاج پوشش بسته است (۴۸). در تحقیقی تأثیر اندازه روشنه بر تجدید حیات گونه Nothofagus در جنگلهای آرژانتین مورد بررسی قرار گرفت و نتیجه‌گیری شد که اگرچه تولید روشنه شرایط مناسبی را برای تجدید حیات این گونه ایجاد می‌کند، اما ایجاد روشنه‌هایی با سطوح بزرگتر به کاهش تراکم زادآوری این گونه منجر می‌شود (۳۷). این نتایج همسو با نتایج تحقیق انجام گرفته است. بر اساس تحقیق انجام گرفته در جنگلهای گلبند شمال ایران مناسب‌ترین سطح روشنه برای بهبود زادآوری طبیعی راش ایجاد روشنه‌های کوچکتر (۱۰۰ تا ۲۰۰ مترمربع) پیشنهاد شده است (۲۴). نتایج این تحقیق نشان داد خشکه‌دارها موجب افزایش تنوع گونه‌ای تجدید حیات می شوند (جدول۶). خشکه‌دارها نه تنها موجب تغییر در شرایط اکولوژیکی جنگل می‌شوند، بلکه با ایجاد منابع غذایی قابل دسترس و برقراری انواع همزیستیها موجب افزایش تنوع زیستی اکوسیستم جنگل می‌شوند (۳۹، ۴۳ و ۵۴). خشکه‌دارها از عناصر طبیعی مهم و ضروری برای پایداری تنوع زیستی در اکوسیستمهای جنگلی هستند و باعث پویایی جنگل می‌شوند (۳۲ و ۳۸). هرچند سن دیرزیستی در خشکه‌دارها به پایان رسیده اما وظایف اکولوژیکی آنها در اکوسیستم جنگل ادامه دارد (۱۵ و ۳۲). نتایج این تحقیق نشان داد خشکه‌دارهای درجه ۳

بیشترین فراوانی تجدید حیات را در مجاورت خود دارند (شکل۵-الف). این نتیجه همسو با نتایج تحقیقات داخلی (۶ و ۱۷) است. بر اساس تحقیقات انجام گرفته در جنگلهای پهن‌برگ ایتالیا نیز نتیجه گرفته شده است که با افزایش درجه پوسیدگی خشکه‌دارها شرایط مناسب‌تری برای استقرار زادآوری مهیا می‌شود (۴۵). به‌طور کلی نتایج این تحقیق نشان داد که خشکه‌دارها نقش مؤثری در ساختار تجدید حیات جنگل و ترکیب آنها دارند که با نتایج تحقیقات انجام گرفته در جنگل‌های شمال ایران (۶، ۷، ۱۷ و ۱۸) و سایر تحقیقات انجام گرفته (۲۹، ۳۵، ۳۷، ۴۵ و ۵۵) همخوانی دارد. سطح جنگلهای ایران کم و محدود بوده و حفاظت از آنها مهمترین هدف مدیریت است. در جنگل مورد مطالعه خشکه‌دارها موجب افزایش فراوانی تجدید حیات طبیعی درختان شده‌اند. این موضوع به نفع اکوسیستم جنگل است. تجدید حیات استقرار یافته آینده جنگل را تضمین می‌کند. نشانه‌گذاری از این جنگل‌ها باید علاوه بر اهداف پرورشی و افزایش کمی و کیفی حجم توده، افزایش درختان قطور، تنظیم آمیختگی گونه‌ها و ایجاد شرایط استقرار و گسترش تجدید حیات طبیعی را دنبال نماید (۱۹). با توجه به اینکه مدیریت و هدایت تنوع زیستی به سمت یک تنوع ایده‌آل ارتباط مستقیم با حفظ تجدید حیات طبیعی درختان دارد، بنابراین اجرای کامل و بهینه خروج دام از جنگل باید مورد توجه جدی واقع شود (۴). باقی گذاشتن تعداد مناسب از خشکه‌دارها در جنگل در اندازه‌ها و از گونه‌های متفاوت برای افزایش تجدید حیات و حفظ تنوع زیستی مفید است. موقعیت، فراوانی، اندازه و گونه‌های خشکه‌دار از فاکتورهای مهم در مدیریت جنگلها بر اساس تفکر نزدیک به طبیعت است. با مطالعه و بررسیهای بیشتر در جنگلهای بکر شمال ایران می‌توان کمیت، کیفیت و دینامیک خشکه‌دارها را مشخص نمود و مدیریت بهتر و نزدیک به طبیعت در این جنگلها انجام داد.

منابع

۱. اردکانی، م. ر. ۱۳۸۶. اکولوژی. انتشارات دانشگاه تهران، ۳۴۰ صفحه.

۲. بصیری،ع.۱۳۷۲. طرحهای آماری در علوم کشاورزی. انتشارات دانشگاه شیراز، ۵۹۵ صفحه.

۳. پوربابایی، ح. و رنج آور، ع. ۱۳۸۷. تأثیر شیوه تدریجی-پناهی بر تنوع گونه‌های گیاهی در جنگلهای راش شرقی. فصلنامه تحقیقات جنگل و صنوبر ایران، ۱۶(۱): ۷۳-۶۱.

۴. پوربابایی، ح. و دادو، خ. ۱۳۸۴. تنوع گونه‌ای گیاهان چوبی در جنگلهای سری یک کلاردشت، مازندران. مجله زیست شناسی ایران، ۱۸(۴): ۳۲۲-۳۰۷.

۵. حبشی ، ه. ۱۳۷۶. بررسی اهمیت خشکه دارها در جنگل های واز مازندران. پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تربیت مدرس ،۱۲۷ صفحه.

۶. ذوالفقاری، ا.، مروی مهاجر، م.ر. و نمیرانیان، م. ۱۳۸۶. نقش خشکه‌دارها در تجدید حیات طبیعی توده‌های جنگلی (مطالعه موردی: بخش چلیر جگل خیرودکنار نوشهر). فصلنامه تحقیقات جنگل و صنوبر ایران، ۱۵(۳): ۲۳۴-۲۴۰.

۷. ذوالفقاری ، ا.، ۱۳۸۳. بررسی اکولوژیک و جنگل شناسی خشکه دارها در راشستانهای شمال ایران. پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تهران ۸۰ صفحه.

۸. زالی،ع. و ج. جعفری شبستری.۱۳۷۳. مقدمه ای بر احتمالات و آمار(ترجمه). انتشارات دانشگاه تهران، ۴۷۴ صفحه.

۹. سفیدی، ک.، مروی مهاجر، م.ر.، زبیری، م. و اعتماد، و. ۱۳۸۶. بررسی تأثیر خشکه‌دارها در استقرار نهالهای راش و ممرز در جنگلهای آمیخته راش. فصلنامه تحقیقات جنگل و صنوبر ایران، ۳۰ (۴): ۳۶۵-۳۷۳.

۱۰. سفیدی ، ک. ۱۳۸۵. بررسی کمی وکیفی خشکه دارها در یک جنگل مدیریت شده راش. پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تهران ،۱۲۰ صفحه.

۱۱. طرح جنگلداری سری ۲ ناو اسالم، ۱۳۷۷. اداره منابع طبیعی تالش، ۳۱۲ صفحه.

۱۲. عصری، ی. ۱۳۸۵. اکولوژی پوشش‌های گیاهی (چاپ دوم). انتشارات دانشگاه پیام نور، ۲۰۹ صفحه.

۱۳. عصری، ی. ۱۳۷۴. جامعه شناسی گیاهی. انتشارات مؤسسه تحقیقات جنگلها و مراتع، ۲۸۵ صفحه.

۱۴. قمی اویلی، ع.، حسینی، س.م.، متاجی، ا. و جلالی، س.غ. ۱۳۸۶. بررسی تنوع زیستی گونه‌های چوبی و زادآوری در دو جامعه گیاهی مدیریت شده در منطقه خیرود کنار نوشهر. مجله محیط شناسی، ۴۳(۳): ۱۰۱-۱۰۶.

۱۵. قمی اویلی، ع.، حسینی، س.م.، متاجی، ا. و جلالی، س.غ. ۱۳۸۶. تنوع زیستی گونه‌های چوبی بر روی خاک‌های مختلف در دو جامعه گیاهی. مجله زیست‌شناسی ایران، ۲۰(۲): ۲۰۰-۲۰۶.

۱۶. کوچ، ی.، جلیلوند، ح.، پورمجیدیان، م.ر. و فلاح، ا. ۱۳۸۹. تنوع گونه‌های گیاهی در جهت‌های مختلف جغرافیایی جنگل پایین بند خانیکان، چالوس مازندران. مجله زیست‌شناسی ایران، ۲۳(۵): ۶۹۷-۷۰۶.

۱۷. کوچ، ی.، حسینی، س.م.، اکبری نیا، م.، طبری، م. و جلالی، س.غ. ۱۳۸۹. نقش خشکه‌دار در تراکم زادآوری توده راش آمیخته (مطالعه موردی: جنگل سردآبرود چالوس، مازندران). مجله جنگل ایران، ۲(۲): ۱۰۳-۹۳.

۱۸. محمد نژاد کیاسری، ش. و رحمانی، ر.، ۱۳۸۰. تاثیر خشکه دارها بر فراوانی تجدید حیات طبیعی در یک جنگل آمیخته راش و ممرز. مجله منابع طبیعی ایران، ۵۴ (۲) : ۱۵۱ ـ ۱۴۳.

۱۹. مروی مهاجر، م.ر.، زبیری، م.، اعتماد، و. و جورغلامی، م. ۱۳۸۷. اجرای شیوه تک‌گزینی در سطح پارسل و نیاز آن به آماربرداری صد در صد گونه‌های درختی (مطالعه موردی: بخش گرازبن جنگل خیرود). مجله منابع طبیعی ایران، ۶۱(۴): ۹۰۸-۸۸۹.

۲۰. مروی مهاجر، م.ر. ۱۳۸۵. جنگل‌شناسی و پرورش جنگل. انتشارات دانشگاه تهران، ۳۸۷ صفحه.

۲۱. مصداقی، م. ۱۳۸۴. بوم شناسی گیاهی. انتشارات جهاد دانشگاهی مشهد، ۱۸۷ صفحه.

۲۲. مصدق، ا. ۱۳۸۶. اصلاح نژاد درختان جنگلی. انتشارات نشر علوم کشاورزی، ۱۷۱ صفحه.

۲۳. مصدق،ا. ۱۳۷۵. جنگلشناسی. انتشارات دانشگاه تهران، ۴۸۱ صفحه.

۲۴. موسوی، س.ر.، ثاقب طالبی، خ.، طبری، م. و پورمجیدیان، م.ر. ۱۳۸۲. تعیین اندازه سطح حفره تاج پوشش برای بهبود زادآوری طبیعی راش. مجله منابع طبیعی ایران، ۵۶ (۱و۲): ۳۹-۴۸.

25. Addo-fordjour, P., Obeng, S., Anning, A. K. and Addo, M. G. 2009. Floristic composition, structure and natural regeneration in a moist semi-deciduous forest following anthropogenic disturbances and plant invasion. Int. J. Biodivers. Conserv. 1(2): 21-37.
26. Battles, J., Shlisky, A., Barrett, R., Heald, R. and Allen Diaz, H. 2001. The effects of forest management on plant species diversity in a Sierran conifer forest. J. For. Ecol. and Man. 146(3): 211-222.
27. Brockway, D.G. 1998. Forest plant diversity at local and landscape scales in the Cascade Mountains of southwestern Washington. For. Ecol. Manage. 109: 323-341.
28. Chauhan, D.S., Dhanai, C.S., Singh, B., Chauhan, Sh., Todoria, N.P. and Khalid, M.A. 2008. Regeneration and tree diversityin natural and planted forests in a Terai-Bhabhar forest in Katarniaghat Wildlife Sanctuary, India. Tropical Ecology, 49(1): 53-67.
29. Clinton, B.D., Boring, L.R. and Swank, W.T. 1994. Regeneration patterns in canopy gaps of mixed-oak forest of the southern Appalachians: Influences of topographic position and evergreen understory. Am. Midl. Nat., 132 (2): 308-319.
30. Decocg, G., Aubert, M., Dupont, F., Alard, D., Saguez, R., Wattez-Franger, A., De Foucault, B., Delelis Dusollier, A. and Bardat, J. 2004. Plant diversity in a managed temperate deciduous forest: understory response to two silviculture system. J. App. Ecol. 41(6): 1065-1079.
31. Ferris, R. and Humphery, J.W. 1999. A review of potential biodiversity indicators for application in British forests. Forestry, 72(4): 313-328.
32. Ganey, J.L. 1999. Snag density and composition of snag population on tow national forest in northern Arizona. For. Ecol. Manage. 117: 169-178.
33. Garber, S.M., Brown, J.P., Wilson, D.S., Maguire, D.A. and Health, L.S. 2005. Snag longevity under alternative silvicultural regimes in mixed-species forest of central Maine. Can. J. For. Res. 35:787-796.
34. Hagan, J.M. and Grove, S.L. 1999. Coarse woody debris. J. For. 97: 6-11.
35. Hang chang, N., Husui Ray, Y. and Ven Hormg, F. 2001. Natural seedling and seedling occurrence in the Chamacyparis forest at Chilan Mt. area. Taiwan J. For. Res. 16(4): 321-326.

36. Hansen, A.J., Spies, T.A., Swanson, F.J. and Ohman, J.L. 1991. Conserving biodiversity in managed forests. Bioscience, 41: 382-392.
37. Heinemann, K., Kitzberger, T. and Veblent, 2000. Influences of gap micro heterogeneity on the regeneration of Nothofagus pumilio in a Xeric old-growth forest of northwestern Patagonia, Argentina. Can. J. For. Res. 30(1): 25-31.
38. Kirby, K.J., Reid, C.M., Thomas R.C. and Goldsmith, F.B. 1998. Preliminary estimates of fallen dead wood and standing dead trees in managed and unmanaged forests in Britain. J. App. Ecol. 35(1): 148-155.
39. Kupferschmmid, A.D. and Bugmann, H. 2005. Predicting decay and ground vegetation development in *Picea Abies* snag stands. Plant Ecology, 179:247-268.
40. Lagner, L. L. and Flather, C. H. 1994. Biological diversity: stands and trends in the United States. USDA forest service. G. T. R. RM-244. 24pp.
41. Lee, P.C. 1998. Dynamics of snags in aspen-dominated midboreal forests. For. Ecol. Manage. 105: 263-272.
42. Lindenmayer, D., Franklin, J. 2002. Conserving forest biodiversity. A comprehensive multi scaled approach. Island Press, 351pp.
43. Mackensen, J., Bauhus, J. and Webber, E. 2003. Decomposition rates of coarse woody debris, a review with particular emphasis on Australian tree species. Australian J. Botany, 51(1): 27-37.
44. Manley, P.N., Van Horne, B., Roth, J.K., Mackenzie, M.M., Weller, T.J, Wackerly, F.W. and Hargis, C. 2004. Multiple species inventory and monitoring technical guide. Review Draft. USDA Forest Service, Washington Office, Ecosystem Management Coordination Staff, Wildlife Fish Watershed Air Research Staff.
45. Motta, R., Berretti, R., Lingua, E. and Piussi, P. 2006. Coarse woody debris, forest structure and regeneration in the Valbona Forest Reserve, Panevegggio, Italian Alps. J. For. Ecol. and Man. 235: 155-163.
46. Nagaike, T. 2009. Snag abundance and species composition in a managed forest landscape in central Japan composed of *Larix kaempferi* plantation and secondary broadleaf forests. Silva Fennica, 43 (5): 755-766.
47. Rafferty, D., Masters, R. and Green, C. Snags, cavity trees and downed logs. 1996. Forest Stewardship Wildlife Management. Notes, No. 4. Pub. No. L-270. Okla. State Univ. 8p.
48. Shimizu, Y. 1984. Regeneration of the subtropical evergreen broad leaved forest at Chichijima in the Bonin Island with reference to an environmental gradient and canopy gaps. Japanese J. Ecol. 14: 87-100.
49. SPSS. 2009. SPSS for windows. Student version. Release 16.0 SPSS Inc. IL, USA.
50. Takahashi, M., Sakai, Y., Ootomo, R. and Shiozaki, M. 2000. Establishment of tree seedling and water-soluble nutrients in coarse woody debris in an old-growth *Picea-Abies* forest in Hokkaido. Can. J. For. Res. 30: 1148-1155.
51. Weaver, J.K., Kenefic, L.S., Seymour, R.S. and Brissette, J.C. 2009. Decaying wood and tree regeneration in the Acadian forest of Maine, USA. For. Ecol. Manage. 257: 1623-1628.
52. Webb, E. and Sah, R.N. 2003. Structure and diversity of natural and managed sal (Shorea robusta Gaertn f.) forest in the Terai of Nepal. For. Ecol. Manage. 176: 337-353.
53. Yamamoto, S. I. 2000. Forest gap dynamics and tree regeneration. J. For. Res. 5: 223-229.
54. Yatskov, M., Harmon, M.E. and Krankian, O.N. 2003. A chronosequence of wood decomposition in the boreal forests of Russia. Can. J. For. Res. 33: 1211-1226.
55. Zielonka, T. and Niklasson, M. 2001. Dynamics of dead wood and regeneration patterns in natural spruce forest in the Tatra Mountains, Poland. Ecological Bulletins, 49: 159-163.

Effect of Snags on the Species Diversity and Frequency of Tree Natural Regeneration in Natural Forest Ecosystems of Guilan, Iran

Tavankar F. [1], Eslam Bonyad A.[2] and Iranparast Bodaghi A.[3]

[1]**Forest Sciences Dept., Khalkhal Branch, Islamic Azad University, Khalkhal, I.R. of Iran**

[2] **Forest Sciences Dept., University of Guilan, Natural Resources Faculty, Someh-Sare, I.R. of Iran**

[3] **Forestry Dept., Khalkhal Branch, Islamic Azad University, Khalkhal, I.R. of Iran**

Abstract

Future of natural forests depends on stand regeneration. In this research impact of standing dead trees (snags) on the species diversity and density of established regeneration was studied in district No. 2 Forest of Nav-Asalem, Guilan. In this regard, 32 snags with D.B.H. above 50Cm were taken as the centers of sampling plots. Canopy gap areas caused by snags and their decay degree were measured and determined. Also in a 50m distance from snags with same canopy, one safe tree with same D.B.H. and species were selected as the sampling plots. At each of these plots variables of number, species and growing stage (seedling, small sapling and sapling) of regeneration were counted in a 1000 m2 circular sample area. For each sample plot frequency and species diversity calculated from Shannon Winner diversity index, Pielous evenness index and Minhinich richness index. Mean of frequency and species diversity indices in each statistical population were compared from ANOVA and t-test. Results showed that frequency and species diversity of established regeneration in the snag plots were more than safe tree plots and this different was significant at α=0.01 statistical level. Reason of different diversity amount was more amount of richness in snag plots. More of frequency and species diversity in snag plots was occurred due the established and growth of more number and species from seed trees. Snags with medium canopy gap areas (50-113m^2) had more influence on frequency and species diversity of regeneration. Also, snags with degree 3 of decay had more frequency and snags with degree 2 of decay had more regeneration species diversity. Snags with create of gaps in forest canopy and increasing sun light to forest floor, moreover, have positive influence with preparing suitable condition and resources to establishment and growth of different tree seeds. Saving snags in forest stands in different sizes and species can be useful to regeneration and sustainability in these ecosystems.

Keywords: snag, regeneration, species diversity, Asalem