مجلهٔ جنگل ایران، انجمن جنگلبانی ایران
سال یازدهم، شمارهٔ ۲، تابستان ۱۳۹۸
ص ۲۲۱-۲۳۸

مقاله پژوهشی

مقایسهٔ تجدید حیات طبیعی و تغییرات رویش شعاعی درختان در توده‌های بهره‌برداری‌شده و بهره‌برداری‌نشدهٔ راش شرقی، مطالعهٔ موردی: جنگل‌های اسالم

سپیده سادات ابراهیمی[۱]، حسن پوربابائی[۲*] و کامبیز پورطهماسی[۳]

[۱] دانشجوی دکتری علوم جنگل، دانشکدهٔ منابع طبیعی، دانشگاه گیلان، گیلان، رشت
[۲] استاد گروه جنگلداری، دانشکدهٔ منابع طبیعی، دانشگاه گیلان، گیلان، رشت
[۳] استاد گروه علوم و صنایع چوب و کاغذ، دانشکدهٔ منابع طبیعی، دانشگاه تهران، کرج

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۷/۱۰/۲۶؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۸/۲/۱۵)

چکیده

هدف این تحقیق بررسی تجدید حیات طبیعی و ارزیابی تغییرات رویش شعاعی درختان در دو منطقهٔ بهره‌برداری‌شده و بهره‌برداری‌نشده از رویشگاه‌های راش شرقی از سال ۱۳۴۰ تا ۱۳۹۵ است. در هر منطقه، ۵۰ قطعه نمونهٔ دایره‌ای با ابعاد ۱۰۰۰ متر مربع به‌طور تصادفی-سیستماتیک پیاده و تجدید حیات در دایره‌هایی هم‌مرکز با ابعاد ۱۰ و ۲۰ متر مربع (به‌ترتیب برای بررسی نونهال و نهال) در مرکز هر قطعه نمونهٔ اصلی بررسی و ۱۶۰ نمونهٔ رویشی از درختان با استفاده از متهٔ سال‌سنج جمع‌آوری شد. نتایج در تودهٔ بهره‌برداری‌شده نشان داد که رژیم‌های آشفتگی طبیعی و انسانی به ایجاد تغییراتی در الگوهای توزیع قطری، سنی، رویش شعاعی و استقرار تجدید حیات درختان منجر شده است. در منطقهٔ بهره‌برداری‌نشده، نهال‌های راش و نونهال‌های ممرز و پلت بیشترین تعداد در هکتار را داشتند، اما در منطقهٔ بهره‌برداری‌شده، نونهال‌های راش و ممرز غالب بودند. در منطقهٔ بهره‌برداری‌نشده، از مجموع ۳۲۴ درخت استقراریافته، بیشترین تعداد به دههٔ ۱۳۶۰-۱۳۵۰ تعلق داشت؛ اما در منطقهٔ بهره‌برداری‌شده، از مجموع ۲۶۲ پایه درخت استقراریافته، بیشترین فراوانی به دههٔ ۱۳۵۰-۱۳۴۰ اختصاص داشت. رویش شعاعی درختان در منطقهٔ بهره‌برداری‌شده در مقایسه با منطقهٔ بهره‌برداری‌نشده، تغییرات بیشتری را در طول زمان نشان داد و بیشترین فراوانی تغییرات ناگهانی شناسایی‌شده به دستهٔ حد واسط تعلق داشت. از این‌رو، این رویشگاه‌ها باید با هدف بازگشت به ترکیب و ساختار تاریخی خود، حفظ تجدید حیات طبیعی و پرورش مطلوب توده در آینده فعالانه مدیریت شوند.

واژه‌های کلیدی: تاج‌پوشش، رویش شعاعی، زادآوری طبیعی، ساختار سنی، گاهشناسی درختی.

مقدمه

اکوسیستم‌های طبیعی از جمله جنگل‌ها، مجموعه‌های پیچیده و پویایی هستند که با همهٔ عناصر خود مراحل تکاملی را طی می‌کنند. توسعه و تکامل اکوسیستم‌های جنگلی نتیجه‌ای از مراحل تحولی (تشکیل توده، بلوغ، مسن شدن، تخریب و تجدید حیات) و در نهایت رسیدن به جنگل‌های کهن‌رست است. اصطلاح کهن‌رست مرحله‌ای از توسعهٔ رویشگاه در نظر گرفته می‌شود. رویشگاه‌ها در این مرحله، بقایای گروه‌های اولیه درختان هستند که پس از آخرین تخریب گسترده، استقرار می‌یابند و با ویژگی‌های ساختاری، شامل درختان با ابعاد بزرگ، طبقات سنی

* نویسندهٔ مسئول شمارهٔ تماس: ۰۹۱۱۱۳۲۹۵۴۱ ایمیل: hpourbabaei@gmail.com

چندگانه، تاج‌پوشش چنداشکوبه، خشکه‌دارها و قطعات چوبی باقی‌مانده در کف جنگل، رویشگاه‌های حساس برای حفاظت از تنوع زیستی جنگل‌ها به حساب می‌آیند (Petruccelli et al., 2014).

آشفتگی‌ها در زمان حال و گذشته، آغازی برای توسعه در رویشگاه و تجدیدکننده فرایندی از جایگزینی گونه‌ها هستند که می‌توانند به‌طور چشم‌گیری ترکیب، ساختار و تنوع جنگل‌ها را با اثرگذاری بر مسیرهای توالی و بهره‌وری در اکوسیستم‌های جنگلی تغییر دهند (Costilow et al., 2017). آشفتگی در اکوسیستم‌های جنگلی را می‌توان از راه ارزیابی‌های طولانی‌مدت در قطعات نمونهٔ دائمی بررسی کرد، اما دسترسی به این قطعات نمونه و اطلاعات در بسیاری از رویشگاه‌ها محدود بوده و مطالعهٔ مستقیم رژیم‌های آشفتگی به‌صورت تاریخی به‌ویژه در مقیاس وسیع دشوار است. از این‌رو، روش‌های متعددی از جمله تحلیل‌های دیرینه‌شناسی، ارزیابی مستندات و تصاویر هوایی و مطالعات گاهشناسی درختی برای شناسایی اثر آشفتگی‌ها بر اکوسیستم جنگلی به‌کار می‌رود.

روش‌های مطالعهٔ گاهشناسی روش‌هایی ارزشمندند که برای شناسایی آشفتگی‌ها در گذشته به‌ویژه از طریق تشخیص تغییرات ناگهانی در روند رویش شعاعی درختان توسعه یافته‌اند و برای درک فرایندهای اکوسیستم از جمله پویایی جمعیت‌ها، توصیف تاریخچهٔ گذشته جنگل، ساختار و ترکیب جوامع و توسعهٔ رویشگاه در طول زمان اهمیت دارند (Janda et al., 2017). در طول چند دههٔ گذشته، محققان زیادی تاریخچهٔ آشفتگی‌ها را در اکوسیستم‌های جنگلی مناطق سردسیر، معتدل و اِستوایی با استفاده از روش گاهشناسی مطالعه کرده‌اند (Szewczyk et al., 2011; Hart et al., 2012; Petruccelli et al., 2014; Hobi et al., 2015; Nagel et al., 2017; Zhou et al., 2018). همچنین در اکوسیستم‌های جنگلی ایران نیز تحقیقات زیادی در زمینهٔ ارزیابی اثر رژیم‌های آشفتگی، بررسی سرعت رشد درختان و تغییرات روند رویش شعاعی با در نظر گرفتن کیفیت رویشگاه و بازسازی شرایط اقلیمی گذشته صورت گرفته است. Sefidi et al. (2011) تأثیر روشنه‌های پوشش تاجی را بر تجدید حیات درختان در جنگل کهن‌رست راش شرقی با هدف مطالعهٔ رژیم‌های آشفتگی، بدون در نظر گرفتن فعالیت‌های انسانی بررسی کردند. نتایج تحقیق آنان مشخص کرد که مساحت روشنه اثر چندنی بر فراوانی و تنوع نهال‌ها نداشت. همچنین مشخص شد که روشنه‌هایی با اندازه‌های کوچک و متوسط در جنگل‌های آمیختهٔ راش می‌تواند شرایط مناسب را برای موفقیت تجدید حیات گونه‌ها فراهم کند. Mohammadi et al. (2014) با بررسی مشخصه‌های کمّی زادآوری در روشنه‌های ناشی از بهره‌برداری و طبیعی در جنگل‌های آمیختهٔ راش در بخش نم‌خانهٔ جنگل‌های خیرود نشان دادند که روشنه‌ها تأثیر مهمی در تعیین ترکیب پوشش گیاهی در اکوسیستم‌های جنگلی دارند. در مقایسهٔ روشنه‌های طبیعی و روشنه‌های ناشی از بهره‌برداری مشخص شد که رابطهٔ معنی‌داری بین استقرار نهال در اندازه‌های مختلف روشنه وجود دارد و توصیه شد که در ایجاد روشنه و برداشت درختان در شیوهٔ تک‌گزینی، مشخصه‌های ساختاری روشنه عامل مؤثر در استقرار نهال‌های گونهٔ راش در نظر گرفته شود. Sefidi et al. (2014) پویایی مرحلهٔ نهایی توالی در جنگل‌های آمیخته راش در شمال ایران را با هدف تعیین مراحل تکاملی توده‌های آمیخته و طبیعی راش در بخش گرازبن جنگل خیرود بررسی و در فرایند پویایی توده‌های راش، سه مرحله شامل هشت گام متوالی را شناسایی کردند. آنان همچنین بیان کردند که روند پویایی توده‌های راش، اغلب با تشکیل روشنه‌ها در مساحت کوچک و افتادن تک‌درختان آغاز می‌شود. Kooch et al. (2010) در بررسی تأثیر خشکه‌دارها بر تراکم زادآوری تودهٔ آمیختهٔ راش در جنگل‌های سردآبرود چالوس نشان دادند که بیشترین تعداد نهال‌ها در اطراف

خشکه‌دارهای سرپا و افتاده به گونه‌های راش و ممرز تعلق داشت. همچنین مشخص شد که سطوح مختلف روشنه‌ها ناشی از افتادن درختان اثر چشم‌گیری بر تراکم زادآوری‌ها داشت، به طوری که با افزایش سطح روشنه از ۱۲/۵ متر مربع به بیشتر از ۱۱۳ متر مربع، تراکم زادآوری‌ها به‌ترتیب کاهش یافت. از این‌رو، در مناطق تحت حفاظت، حفظ درختان ریشه‌کن‌شده را باید بهترین گزینه برای حفاظت از جنگل و افزایش تنوع و تراکم تجدید حیات در نظر گرفت. Haghshenas et al. (2016) اثر تغییرات اقلیم بر رویش شعاعی گونهٔ راش شرقی در جنگل‌های هیرکانی را بررسی کردند و نشان دادند که ارتباطی قوی بین میانگین سالانهٔ دما و پهنای حلقه‌های رویشی وجود دارد، درحالی که ارتباط معنی‌داری بین میانگین بارندگی سالانه و روند رویش شعاعی وجود نداشت. Erfani et al. (2018) نیز به ارزیابی اثر آشفتگی‌های انسانی از جمله چرای دام، بهره‌برداری از جنگل و استفاده مردم محلی بر تجدید حیات گونه‌های درختی پرداختند و نشان دادند که آشفتگی‌ها در منطقهٔ تحقیق، بیشترین تأثیر را به‌ترتیب بر نهال‌ها و سپس خال داشت و پس از این مرحله به‌طور غیرمستقیم بر درختان اثرگذار بود.

در دهه‌های اخیر، جنگل‌های هیرکانی با تنوع زیستی و ساختار پیچیده، از عوامل مختلف از جمله اقلیم و تخریب‌های طبیعی و انسانی تأثیر گرفته‌اند. گونهٔ راش شرقی (*Fagus orientalis* Lipsky) از جمله گونه‌های باارزش این جنگل‌هاست که در چرخهٔ توالی و تکامل این جنگل‌ها اهمیت بسزایی دارد و به‌عنوان یکی از گونه‌های اصلی کلیماکس، جوامع خالص و آمیخته‌ای را تشکیل می‌دهد (Pourbabaei et al., 2014). با افزایش و ادامهٔ روند تخریب و جنگل‌زدایی در مناطق وسیعی از جنگل‌های هیرکانی، استمرار مدیریت جنگل بیش از پیش مورد توجه قرار گرفته، اما متأسفانه در بسیاری از موارد پایداری این نوع مدیریت به‌دلیل کمبود دانش در زمینهٔ پویایی جوامع جنگلی و سرعت رشد درختان دچار بحران شده است. باید بیان داشت که تأثیر آشفتگی‌ها بر پویایی رویشگاه‌های جنگلی به‌دلیل تأثیر آنها بر تجدید حیات طبیعی، همزیستی و تنوع گونه‌های درختی حائز اهمیت است.

ساختار سنی درختان، بینشی را دربارهٔ الگوهای تجدید حیات در طی دوره‌های زمانی و موفقیت استقرار آنها فراهم می‌کند که نتیجهٔ حذف تک‌درختان یا تعدادی از درختان غالب در تاج‌پوشش است. باید توجه داشت که ساختار و ترکیب جوامع جنگلی در آینده، مؤلفه‌ای اصلی از الگوهای استقرار و جایگزینی درختان کنونی است که از طریق عوامل مختلف از جمله چرخهٔ زندگی، خصوصیات فیزیکی و بیولوژیکی رویشگاه و حوادث احتمالی در طول زمان تحت تأثیر قرار می‌گیرند. اطلاعات دربارهٔ اهمیت این عوامل بر پویایی تجدید حیات به‌منظور بازسازی رویشگاه‌های طبیعی یا برای تولید چوب براساس جنگلداری پایدار، حیاتی است؛ بنابراین، این مطالعه به‌منظور شناخت پویایی تجدید حیات و رژیم‌های آشفتگی در رویشگاه‌های راش شرقی با استفاده از بررسی ساختار قطری و سنی و الگوهای رویش شعاعی درختان و ارزیابی الگوهای زمانی استقرار درختان، بازسازی رژیم‌های آشفتگی در طول دورهٔ زمانی گذشته و آگاهی از تأثیر آشفتگی‌ها در روند تغییر غالبیت گونه‌ای رویشگاه از طریق مطالعات گاهشناسی درختی انجام گرفت.

مواد و روش‌ها

منطقهٔ پژوهش

مطالعهٔ مورد نظر مربوط به سری سه ناو یکی از سری‌های حوضهٔ آبخیز ناو، هفتمین حوضه از جنگل‌های هیرکانی ایران است که بین طول‌های شرقی″ ۰۴ ′۴۸ °۴۸- ″۲۲ ′۴۰ °۴۸ و عرض‌های شمالی″۲۲ ′۴۱ °۳۷ -″۲۸ ′۳۶ °۳۷ محدود شده و مساحتی در حدود ۳۷۷۰ هکتار از جنگل‌های حوضهٔ ناو

را به خود اختصاص داده است. اقلیم معتدل- خیلی مرطوب دارای میانگین بارش سالانهٔ ۸۱۹ میلی‌متر و دمای میانگین سالانهٔ ۱۰/۵ درجهٔ سانتی‌گراد است. ارتفاع سری بین ۴۵۰ تا ۲۱۵۰ متر از سطح دریا متغیر بوده و منطقه از لحاظ شیب جزء اراضی دارای شیب متوسط تا زیاد است. جبههٔ عمومی سری اغلب شمالی تا شمال غربی و شمال شرقی است. خاک از نوع قهوه‌ای شسته‌شده، قهوه‌ای جنگلی و بافت لومی و لومی- رسی است. تخریب‌های طبیعی این منطقه، شامل بیرون‌زدگی سنگ‌ها، حرکت تودهٔ زمین، صاعقه، برف و باد است. از این مقدار بیشترین درصد تخریب‌ها به باد و برف تعلق دارد. همچنین، در بین عوامل مخرب مصنوعی می‌توان به بهره‌برداری‌های غیرمجاز، چرای دام، کت‌زنی و شاخه‌زنی به‌منظور تأمین چوب سوخت اشاره کرد که چرای دام و پس از آن شاخه‌زنی و بهره‌برداری‌های غیرمجاز بیشترین درصد را دارا هستند. جنگل بررسی‌شده، جنگل راش و دارای ساختار ناهمسال است. گونهٔ درختی غالب درختان راش به‌همراه گونه‌های دیگر از جمله ممرز، انجیلی، توسکای ییلاقی و پلت است.

روش پژوهش

برای اجرای این تحقیق، پس از جنگل‌گردشی، پارسل ۳۶ به‌عنوان قطعهٔ بهره‌برداری‌نشده با حداقل دست‌خوردگی‌های انسانی، و پارسل ۵۰ به‌عنوان قطعهٔ بهره‌برداری‌شده با بهره‌برداری‌های صنعتی انتخاب شدند. انتخاب هر دو منطقه براساس مشخصات یک جنگل کهن‌رست و با حداکثر تعداد از درختان قطور صورت گرفت (Hobi et al., 2015). پارسل‌های انتخاب‌شده از نظر شیب، جهت جغرافیایی و ارتفاع از سطح دریا شرایط به‌نسبت یکسانی داشتند. براساس طرح جنگلداری سری ۳ ناو، پارسل ۳۶ به عنوان قطعهٔ تحقیقاتی در نظر گرفته شده است. در این قطعه هیچ‌گونه بهره‌برداری صنعتی انجام نکرفته است و آشفتگی‌ها فقط از نوع طبیعی از جمله زمین‌لغزه، باد، صاعقه، برف و... بودند. درحالی که در پارسل ۵۰، بهره‌برداری از سال ۱۳۴۰ آغاز شده است. براساس سوابق و مدارک موجود در طرح تجدید نظر اول، در گذشته بهره‌برداری در چند مرحله و بدون برنامه‌ریزی صحیح انجام گرفته و پس از آن با تهیهٔ برنامهٔ مشخص ادامه یافته است. از سوی دیگر، آشفتگی‌های مصنوعی از جمله چرای دام و بهره‌برداری‌های سنتی توسط مردم محلی نیز در این پارسل شایان توجه بود (Guilan province of natural resource organization, 2009).

نمونه‌برداری در سال ۱۳۹۵ در منطقهٔ تحقیق انجام گرفت. برای ین منظور، در هر یک از رویشگاه‌ها با مساحت ۵۰ هکتار، با استفاده از شبکهٔ آماربرداری با ابعاد ۱۰۰× ۱۰۰ متر و به‌طور تصادفی- سیستماتیک، قطعات نمونهٔ دایره‌ای با مساحت ۱۰۰۰ متر مربع پیاده شدند. در هر یک از قطعات نمونه درصد شیب، جهت جغرافیایی و ارتفاع از سطح دریا ثبت شد. سپس همهٔ درختان سرپا با قطر برابر سینهٔ بیشتر از ۷/۵ سانتی‌متر شمارش شده و قطر درخت در ارتفاع قطر برابر سینه با استفاده از خط‌کش دو بازو به سانتی‌متر و ارتفاع درختان با استفاده از دستگاه شیب‌سنج سونتو اندازه‌گیری شد. تجدید حیات در دایره‌هایی هم‌مرکز بررسی شد. در مرکز هر قطعه نمونه، یک میکروپلات دایره‌ای به مساحت ۱۰ متر مربع برای نونهال‌هایی با ارتفاع کمتر از ۱۳۰ سانتی‌متر و یک میکروپلات دایره‌ای به مساحت ۲۰ متر مربع برای نهال‌هایی با حداقل ارتفاع ۱۳۰ سانتی‌متر و قطر کمتر از ۷/۵ سانتی‌متر پیاده شدند. نمونه‌های رویشی از درختان بعد از پایان فصل رشد در منطقهٔ تحقیق تهیه شدند. برای این منظور، در هر یک از قطعات نمونه، مسن‌ترین درختان با در نظر گرفتن بیشترین قطر برابر سینه، به‌عنوان نماینده از بین همهٔ گونه‌ها و طبقات سنی انتخاب و نمونهٔ رویشی از آنها با قطر ۵ میلی‌متر با استفاده از متهٔ سال‌سنج در ارتفاع ۱۳۰ سانتی‌متری بالای سطح زمین و در طول مسیر شیب، گرفته شدند

(Janda et al., 2017). همچنین در انتخاب پایه‌ها، صاف و استوانه‌ای بودن تنه، شکل تاج و توخالی نبودن تنه در نظر گرفته شد. با توجه به اختلاف بین سن درختان در محل نمونه‌برداری و سن واقعی درختان، تخمین تعداد سال‌ها یا مدت زمان برای رسیدن درخت به ارتفاع نمونه‌برداری لازم است. برای این منظور، در هر قطعه نمونه یک یا دو نهال به‌طور تصادفی انتخاب و مقطع عرضی در فاصلهٔ ۲۰ سانتی‌متری بالای یقه تهیه شد (Hobi et al., 2015).

مراحل آزمایشگاهی

در مجموع ۱۶۰ نمونهٔ رویشی در دو منطقهٔ تحت مطالعه جمع‌آوری و پس از حذف نمونه‌ها دارای پوسیدگی در مرکز، در نهایت ۱۴۰ نمونه برای تجزیه‌وتحلیل آماده شدند. نمونه‌های مورد نظر ابتدا خشک و سپس برای رسیدن به سطح مطلوب از تفکیک‌پذیری و دقت با استفاده از چرخ‌های سنباده به‌تدریج سنباده شدند. نمونه‌های رویشی برای ادامهٔ تجزیه‌وتحلیل، با استفاده از دستگاه اسکنر Epson Expression 10000XL به‌منظور اندازه‌گیری پهنای حلقه‌های رویشی با نرم‌افزار WinDENDRO^{TM}, Régent Instruments, Inc در آزمایشگاه دانشکدهٔ محیط زیست و منابع طبیعی دانشگاه فرایبورگ آلمان اسکن شدند. سری‌های زمانی از همهٔ نمونه‌ها با هم مقایسه شد و تا حد امکان تطابق زمانی آنها صورت گرفت. سپس سن هر یک از نمونه‌های رویشی از طریق شمارش تعداد حلقه‌های سالیانه از سمت پوست به نزدیک‌ترین حلقهٔ رویشی به مرکز نمونه تعیین شد (Janda et al., 2017).

تحلیل داده‌ها

برای درختان سرپا در هر یک از رویشگاه‌ها، فراوانی (تعداد در هکتار)، فراوانی نسبی[1]، چیرگی، چیرگی نسبی[2] و در نهایت شاخص ارزش نسبی گونه[3] محاسبه شد. این شاخص برای هر گونه، جداگانه محاسبه می‌شود و اهمیت کلی گونه در ساختار پوشش گیاهی را نشان می‌دهد. ارزش نسبی هر گونه با محاسبهٔ میانگین فراوانی نسبی و چیرگی نسبی گونه براساس سطح مقطع در ارتفاع برابرسینه با استفاده از رابطهٔ ۱ محاسبه شد (Sefidi et al., 2017).

رابطهٔ ۱

$$\text{ارزش نسبی هر گونه در جامعه گیاهی} = \frac{\text{فراوانی نسبی گونه} + \text{چیرگی نسبی گونه}}{۲}$$

$$\text{چیرگی نسبی} = \frac{\text{مجموع سطح مقطع برابرسینهٔ یک گونه}}{\text{مجموع سطح مقطع برابرسینهٔ کل گونه‌ها}} \times ۱۰۰$$

$$\text{فراوانی نسبی} = \frac{\text{تعداد افراد یک گونه}}{\text{تعداد کل افراد گونه‌ها}} \times ۱۰۰$$

همچنین در لایهٔ تجدید حیات، تعداد در هکتار برای طبقات نهال و نونهال به‌تفکیک محاسبه شد. دسته‌بندی تاج‌پوشش درختان براساس طبقه‌بندی IUFRO[4] صورت گرفت. برای این منظور، ابتدا در هر یک از مناطق تحقیق، ارتفاع غالب با عنوان میانگین ارتفاع ۱۰ عدد از قطورترین درختان، داخل هر قطعه نمونه تعیین شد و سپس میانگین ارتفاع غالب برای پارسل به‌دست آمد. در منطقهٔ بهره‌برداری‌نشده، میانگین ارتفاع غالب ۲۵/۹۵ متر و در منطقهٔ بهره‌برداری‌شده ۲۶/۵۴ متر بود. سپس ارتفاع هر یک از درختان با میانگین ارتفاع غالب مقایسه شد. درختان با ارتفاع بیشتر از دوسوم میانگین ارتفاع غالب در طبقهٔ تاج‌پوشش غالب، درختان با ارتفاع بیشتر از یک‌سوم و کمتر از دوسوم ارتفاع غالب در طبقهٔ حد واسط و درختان با ارتفاع کمتر از یک‌سوم میانگین ارتفاع غالب در طبقهٔ مغلوب دسته‌بندی شدند (Hobi et al., 2015). توزیع قطری

1. Relative Frequency
2. Relative Dominance
3. Relative Important Value
4. International Union of Forest Research Organizations

همهٔ درختان در طبقات پنج سانتی‌متری و توزیع سنی درختان در طبقات ده‌ساله تعیین شد (Petruccelli et al., 2014). به‌دلیل محدودیت در استفاده از متهٔ سال‌سنج، امکان تهیهٔ نمونهٔ رویشی از همهٔ درختان وجود نداشت؛ بنابراین، پس از تعیین سن درختان نمونه‌برداری‌شده، معادلات سن- قطر آنها برآورد شد و پس از تعیین سن هر درخت (تعداد کامل حلقه‌های رویشی شمارش‌شده)، سال شکل‌گیری اولین حلقهٔ رویشی (نزدیک‌ترین حلقهٔ رویشی به مغز) به‌عنوان سال استقرار درخت در نظر گرفته شد (Hobi et al., 2015).

آشفتگی‌های ایجادشده در پوشش تاجی، با بررسی روند استقرار گونه‌های درختی رویشگاه در طول زمان، مقایسهٔ تغییرات در پهنای حلقه‌های رویشی اندازه‌گیری‌شده و شناسایی تغییرات ناگهانی در رویش شعاعی نمونه‌های رویشی بررسی شد. شناسایی افزایش ناگهانی رشد در الگوهای رویش شعاعی یکی از روش‌های اساسی گاهشناسی درختی برای بازسازی تاریخچهٔ آشفتگی‌ها در پوشش تاجی است (Petruccelli et al., 2014). افزایش ناگهانی رشد، دوره‌ای تعریف می‌شود که در آن، پهنای هر یک از دایره‌های سالیانه نسبت به میانگین ده‌ساله از رویش شعاعی درختان تغییراتی داشته باشد و این حالت به‌مدت سه سال پایدار بماند (Hobi et al., 2015). برای شناسایی افزایش‌های ناگهانی در روند رویش شعاعی درختان از روش Nowacki and Abrams (۱۹۹۷) استفاده شد. در ابتدا پهنای هر یک از دایره‌های سالیانه، اندازه‌گیری و سپس مقدار اندازه‌گیری‌شده با میانگین پهنای حلقه‌های رویشی در دوره‌های ده‌سالهٔ قبل و بعد مقایسه شد. در نهایت درصد تغییرات در رویش شعاعی با استفاده از معادلهٔ درصد رشد (رابطهٔ ۲) محاسبه شد. در صورتی که درصد تغییرات رشد در حلقهٔ رویشی تحت بررسی، بیش از ۵۰ درصد باشد، این افزایش در دستهٔ تغییرات ناگهانی اصلی[1] جای خواهد گرفت و چنانچه درصد تغییرات بیش از ۲۵ درصد باشد، در دستهٔ تغییرات ناگهانی حد واسط[2] طبقه‌بندی خواهد شد (Zhou et al., 2018).

$$\%\,GC = [((M_2 - M_1))/M_1] \times 100 \qquad \text{رابطهٔ ۲}$$

GC درصد تغییرات رشد برای هر سال در داخل یک سری، M_1 میانگین رویش شعاعی در طول مدت زمان انتخاب‌شده قبل از سال مدنظر (سال مدنظر را نیز در بر می‌گیرد) و M_2 میانگین رویش شعاعی در طول زمان انتخاب‌شده بعد از سال مدنظر است.

روش تحلیل

تجزیه‌وتحلیل داده‌ها با استفاده از نرم‌افزار R Language and Environment for Statistical Computing و بستهٔ TRADER انجام گرفت.

نتایج

ترکیب پوشش گیاهی

در منطقهٔ بهره‌برداری‌نشده در مجموع پنج گونهٔ درختی شامل راش (*Fagus orientalis*)، ممرز (*Carpinus betulus*)، پلت (*Acer velutinum*)، ملج (*Ulmus glabra*) و بارانک (*Sorbus torminalis*) شناسایی شدند. در منطقهٔ بهره‌برداری‌نشده، بیشترین میانگین فراوانی و چیرگی به‌ترتیب با مقادیر ۲۷۰/۴ پایه درخت در هکتار و ۲۵۵/۶۲ متر مربع در هکتار به گونهٔ راش تعلق داشت. گونه‌های ممرز، پلت، بارانک و ملج نیز به‌ترتیب در رتبه‌های پایین‌تر قرار گرفتند. به‌طوری که گونهٔ ملج با کمترین میانگین فراوانی (۰/۸ پایه درخت در هکتار) و چیرگی (۰/۵۴ متر مربع در هکتار) آخرین رتبه را داشت. در منطقهٔ بهره‌برداری‌شده سه گونهٔ درختی راش، ممرز و پلت شناسایی شدند. گونهٔ راش با بیشترین میانگین

1. Major Release
2. Moderate Release

فراوانی (۲۴۴ پایه درخت در هکتار) و چیرگی (۲۲۹/۶۹، متر مربع در هکتار) در این منطقه غالب بود و گونه‌های ممرز و پلت در رتبه‌های بعدی قرار گرفتند. گونهٔ پلت با میانگین فراوانی ۲/۸ پایه درخت در هکتار و چیرگی ۲/۷۵ متر مربع در هکتار کمترین میزان از این دو شاخص را به خود اختصاص داد.

همچنین نتایج بررسی ارزش نسبی گونه‌ها نشان داد که در هر دو منطقه گونه‌ی راش به‌ترتیب با ۹۲/۶۰ و ۹۶/۱۶ درصد غالب بود. بعد از گونهٔ راش، گونهٔ ممرز بیشترین مقدار از ارزش اهمیت را در دو منطقه به خود اختصاص داد (جدول ۱).

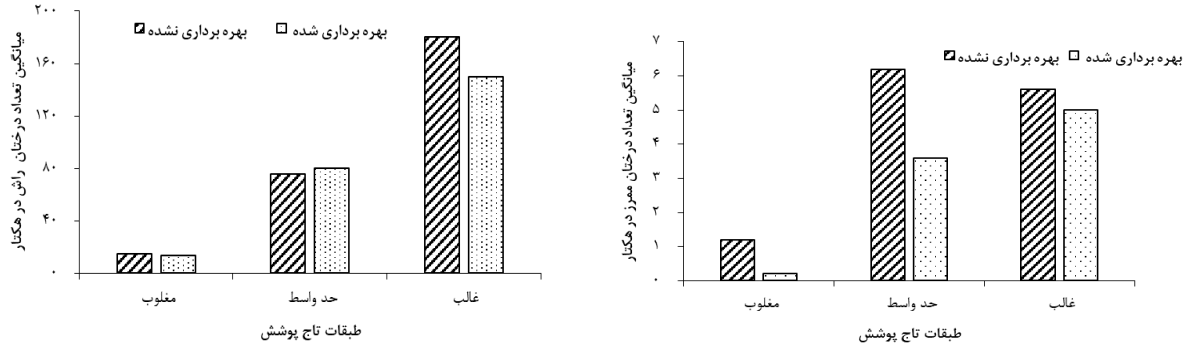
جدول ۱- فراوانی (تعداد در هکتار)، فراوانی نسبی (٪)، چیرگی (متر مربع در هکتار)، چیرگی نسبی (٪) و ارزش نسبی گونه‌ها در منطقهٔ بهره‌برداری‌نشده و بهره‌برداری‌شده

	گونه	فراوانی	فراوانی نسبی	چیرگی	چیرگی نسبی	ارزش نسبی گونه
بهره‌برداری‌نشده	راش	۲۷۰/۴	۹۱/۷۲	۲۵۵/۶۲	۹۳/۴۹	۹۲/۶۰
	ممرز	۱۲/۸	۴/۳۴	۸/۴۱	۳/۰۷	۳/۷۰
	پلت	۷/۲	۲/۴۴	۶/۸	۲/۵۱	۲/۴۷
	ملج	۰/۸	۰/۲۷	۰/۵۴	۰/۲۶	۰/۲۶
	بارانک	۱/۴	۰/۴۷	۰/۷	۰/۱۹	۰/۳۳
بهره‌برداری‌شده	راش	۲۴۴	۹۵/۴۶	۲۲۹/۶۹	۹۶/۸۶	۹۶/۱۶
	ممرز	۸/۸	۳/۴۴	۴/۶۸	۱/۹۷	۲/۷۰
	پلت	۲/۸	۱/۰۹	۲/۷۵	۱/۱۵	۱/۱۲

در منطقهٔ بهره‌برداری‌نشده، درختان راش بیشترین تعداد در هکتار را در طبقهٔ غالب با ۱۸۰ پایه درخت نشان دادند و طبقات حد واسط و مغلوب به‌ترتیب با میانگین ۷/۴ و ۱۴/۶ پایه درخت در هکتار در رتبه‌های بعدی قرار گرفتند. در منطقهٔ بهره‌برداری‌شده نیز طبقهٔ غالب از تاج‌پوشش، بیشترین میانگین تعداد درختان راش (۱۵۰ پایه در هکتار) را به خود اختصاص داد و کمترین آن در طبقهٔ مغلوب از تاج‌پوشش مشاهده شد (۱۳/۸ پایه درخت در هکتار) (شکل ۱). گونهٔ ممرز در منطقهٔ بهره‌برداری‌نشده تراکم بیشتری داشت، اما بیشترین تعداد درختان به طبقهٔ حد واسط از تاج‌پوشش با میانگین ۶/۲ پایه درخت در هکتار تعلق داشت، درحالی که در منطقهٔ بهره‌برداری‌شده بیشترین تعداد درختان در طبقهٔ غالب مشاهده شد و طبقهٔ حد واسط و مغلوب به‌مراتب میانگین کمتری از تعداد درختان را برای این گونه به خود اختصاص دادند (شکل ۱).

در لایهٔ تجدید حیات، در منطقهٔ بهره‌برداری‌نشده بیشترین تعداد در هکتار نهال‌ها به گونهٔ راش با میانگین ۲۰۲/۴ نهال در هکتار تعلق داشت. درحالی که پلت با میانگین ۵۱/۶ نهال در هکتار کمترین فراوانی نهال‌ها را نشان داد. در بخش نونهال نیز بیشترین مقدار فراوانی گونه‌ای را راش با میانگین ۱۶۱/۵۳ نونهال در هکتار به خود اختصاص داد و بعد از آن گونه‌های پلت و ممرز به‌ترتیب با میانگین ۹۳/۳ و ۵۹/۶۹ نونهال در هکتار در رتبه‌های بعدی قرار گرفتند. در منطقهٔ بهره‌برداری‌شده، در بخش نهال دو گونهٔ راش و ممرز حضور داشتند و راش با میانگین ۱۵۶/۹۵ تعداد نهال در هکتار غالب بود، درحالی که گونهٔ ممرز میانگین تعداد در هکتار کمتری از نهال‌ها را به خود اختصاص داد (۲۱/۶ تعداد نهال در هکتار). در بخش نونهال افزون‌بر گونهٔ راش و ممرز، گونهٔ پلت نیز در

اندازه‌گیری‌ها ثبت شد، اما این گونه در مقایسه با گونه‌های دیگر با میانگین ۷/۷ نونهال در هکتار کمترین رتبه را به خود اختصاص داد. مقایسهٔ میانگین تعداد در هکتار نهال‌ها و نونهال‌ها در منطقهٔ بهره‌برداری‌نشده نشان داد که گونهٔ راش میانگین بیشتری را در بخش نهال داشت، در صورتی که میانگین تعداد در هکتار گونه‌های ممرز و پلت در بخش نونهال‌ها بیشتر بود (به‌ترتیب با میانگین ۹۳/۳ و ۵۹/۶۹ نونهال در هکتار). در منطقهٔ بهره‌برداری‌شده نیز نونهال‌های راش و ممرز میانگین تعداد در هکتار بیشتری داشتند (جدول ۲).



شکل ۱- میانگین تعداد در هکتار درختان راش و ممرز در طبقات مختلف تاج‌پوشش

جدول ۲- میانگین تعداد در هکتار± اشتباه معیار از نهال‌ها و نونهال‌ها در مناطق بهره‌برداری‌نشده و بهره‌برداری‌شده

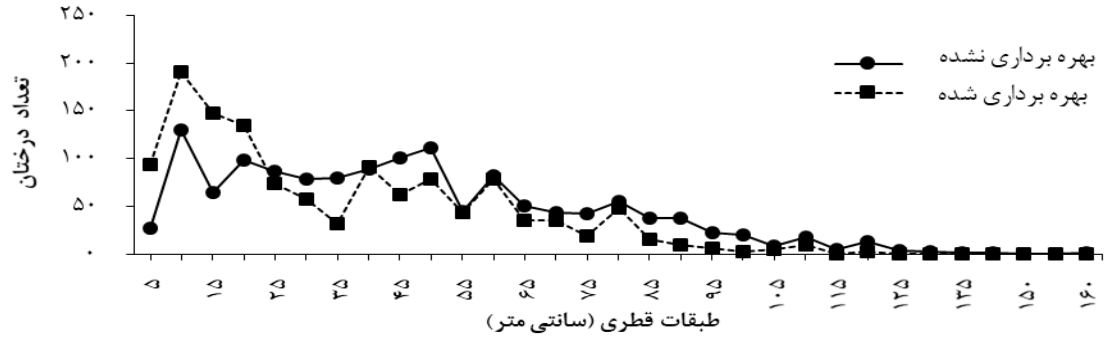
گونه	بهره‌برداری نشده				بهره‌برداری‌شده			
	نهال		نونهال		نهال		نونهال	
	تعداد در هکتار	درصد	تعداد در هکتار	درصد	تعداد در هکتار	درصد	تعداد در هکتار	درصد
راش	۲۰۲/۴ ±۱۹/۵	۶۸/۶۷	۱۶۱/۵۳±۱۵/۷۲	۵۱/۳۵	۱۵۶/۹۵ ±۲۰/۶	۸۷/۹۰	۱۶۴/۴ ±۲۱/۰۸	۸۱/۵۴
ممرز	۴۰/۷۳ ±۷/۲۴	۱۳/۸۱	۹۳/۳ ±۶/۹	۲۹/۶۶	۲۱/۶ ±۳/۰۷	۱۲/۰۹	۲۹/۵ ±۳/۱۱	۱۴/۶۳
پلت	۵۱/۶±۵/۱۵	۱۷/۵۰	۵۹/۶۹±۷/۵	۱۸/۹۷	-	-	۷/۷ ±۴/۶	۳/۸۱
جمع کل	۲۹۴/۷۳	۱۰۰	۳۱۴/۵۲	۱۰۰	۱۷۸/۵۵	۱۰۰	۲۰۱/۶	۱۰۰

ساختار قطری و سنی درختان

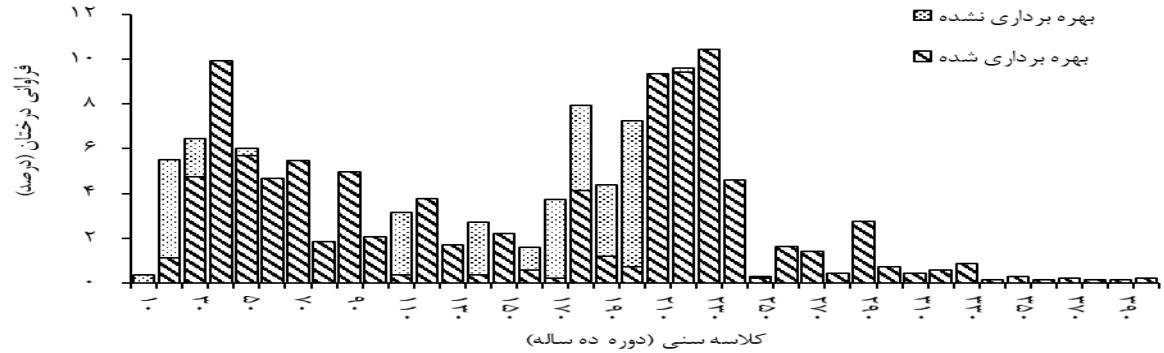
در هر دو منطقه، الگوی پراکنش قطری درختان راش تقریباً به‌شکل J وارونه بود و ساختار ناهمسال را نشان داد. در منطقهٔ بهره‌برداری‌شده بیشترین تعداد درختان راش به طبقات قطری ۱۰، ۱۵ و ۲۰ سانتی‌متر به‌ترتیب با تعداد ۱۹۱، ۱۴۸ و ۱۳۵ درخت تعلق داشت، درحالی که در منطقهٔ بهره‌برداری‌نشده، طبقات قطری ۴۵ و ۵۰ سانتی‌متر با تعداد ۱۰۱ و ۱۱۱ درخت غالب بودند و همچنین طبقات قطری ۳۰ تا ۹۰ سانتی‌متر تعداد درختان زیادی را به خود اختصاص دادند. در طبقات قطری کمتر از ۵ تا ۲۰ سانتی‌متر، منطقهٔ بهره‌برداری‌شده با ۵۶۸ درخت، تعداد بیشتری درخت نسبت به منطقهٔ بهره‌برداری‌نشده با ۳۲۰ درخت داشت. به‌تدریج با افزایش طبقات قطری فراوانی درختان در منطقهٔ بهره‌برداری‌شده کاهش یافت. در طبقات قطری زیاد (۹۰ تا ۱۶۰ سانتی‌متر) در مجموع تعداد درختان در منطقهٔ بهره‌برداری‌نشده (با ۱۳۴ درخت) نسبت به منطقهٔ بهره‌برداری‌شده (با ۳۴

درخت) بیشتر بود (شکل ۲).

توزیع سنی درختان نیز در مناطق بهره‌برداری‌نشده و بهره‌برداری‌شده ساختار سنی ناهمسال را نشان داد. در منطقهٔ بهره‌برداری‌نشده مسن‌ترین درخت دارای ۳۱۶ سال بود. بیشترین تعداد درختان در این منطقه در طبقهٔ سنی ۱۸۰ تا ۲۳۰ سال با ۴۴/۷۹ درصد مشاهده شد. همچنین طبقات سنی ۲۰ تا ۹۰ سال در حدود ۳۰ درصد از گونه‌ها را به خود اختصاص دادند. در منطقهٔ بهره‌برداری‌شده بیشترین سن درختان ۴۳۶ سال ثبت شد. در این منطقه نیز طبقهٔ سنی ۲۱۰ تا ۲۳۰ سال تعداد زیادی از درختان را به خود اختصاص دادند (در مجموع ۳۹۴ درخت)؛ اما فراوانی درختان در طبقات سنی کم و حد واسط نیز شایان توجه بود و در حدود ۴۰ درصد از درختان نمونه‌برداری‌شده در طبقهٔ سنی ۲۰ تا ۹۰ سال حضور داشتند. در این منطقه نیز با افزایش طبقهٔ سنی، فراوانی درختان کاهش یافت و تنها ۱۰/۴۳ درصد از افراد به طبقهٔ سنی ۲۵۰ تا ۴۰۰ سال تعلق داشتند (شکل ۳).



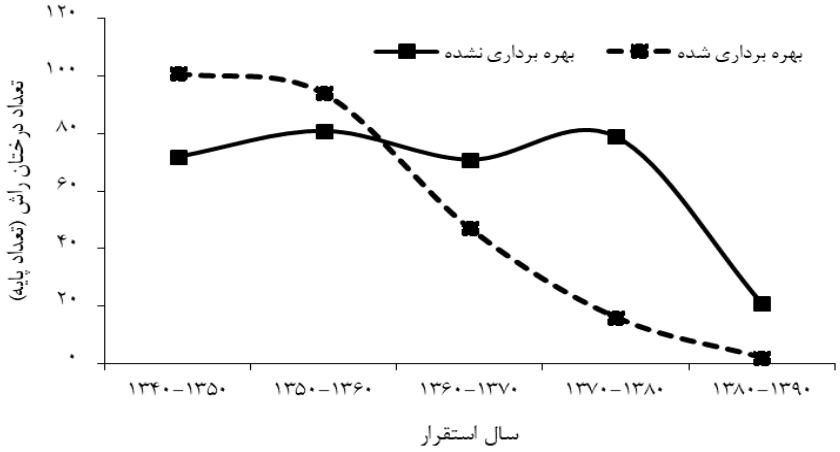
شکل ۲- پراکنش قطری درختان در منطقهٔ بهره‌برداری‌نشده و بهره‌برداری‌شده



شکل ۳- توزیع سنی درختان در منطقهٔ بهره‌برداری‌نشده و بهره‌برداری‌شده

با توجه به شروع اجرای طرح جنگلداری منطقهٔ تحقیق و اعمال مدیریت از سال ۱۳۴۰، الگوهای زمانی از استقرار درختان از این سال به بعد بررسی شدند (شکل ۴). در منطقهٔ بهره‌برداری‌نشده، در مجموع ۳۲۴ پایه درخت در طول دورهٔ بررسی ۵۵ ساله استقرار یافته است که بیشترین تعداد به سال‌های ۱۳۵۰ تا ۱۳۶۰ تعلق داشت (در مجموع با ۸۱ پایه درخت). همچنین تعداد درختان استقراریافته در طول دههٔ ۱۳۷۰-۱۳۶۰ نیز شایان توجه بود (۷۹ پایه درخت). بعد از این دوره، کاهشی در روند استقرار

درختان مشاهده شد؛ اما بیشترین کاهش تعداد درختان در منطقه به دورهٔ زمانی ۱۳۹۰-۱۳۸۰ تعلق داشت، به‌طوری که در طی این دهه در مجموع ۲۱ پایه درخت در منطقهٔ بهره‌برداری‌نشده استقرار یافته است. پراکنش درختان تا سال ۱۳۸۷ در این منطقه مشاهده شد. در منطقهٔ بهره‌برداری‌شده، در مجموع ۲۶۲ پایه درخت در طول این دوره استقرار داشت و روند استقرار درختان تا سال ۱۳۹۰ مشاهده شد. بیشترین فراوانی به دههٔ ۱۳۵۰-۱۳۴۰ با ۱۰۱ پایه و کمترین تعداد در دهه‌های ۱۳۸۰-۱۳۷۰ و ۱۳۹۰-۱۳۸۰ به‌ترتیب با ۱۶ و ۲ پایه درخت تعلق داشت.



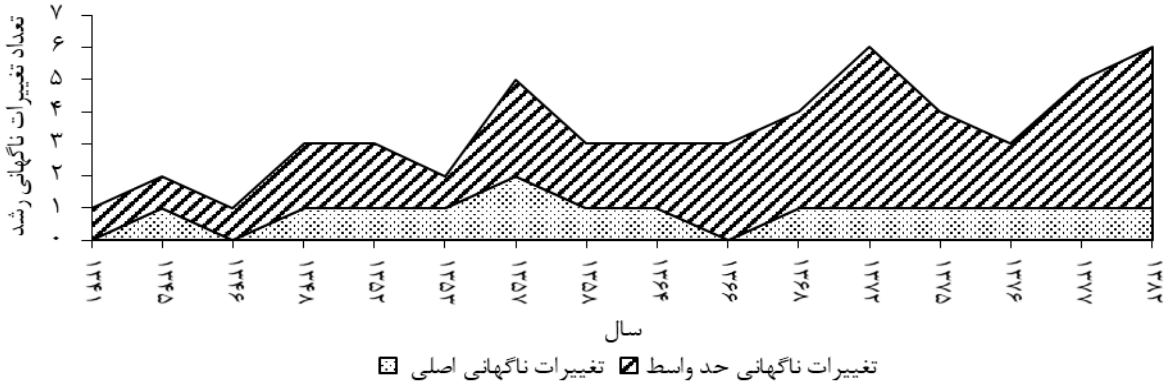
شکل ۴- روند استقرار درختان در طول دهه‌های گذشته منطقهٔ بهره‌برداری‌نشده و بهره‌برداری‌شده

تغییرات ناگهانی در روند رویش شعاعی

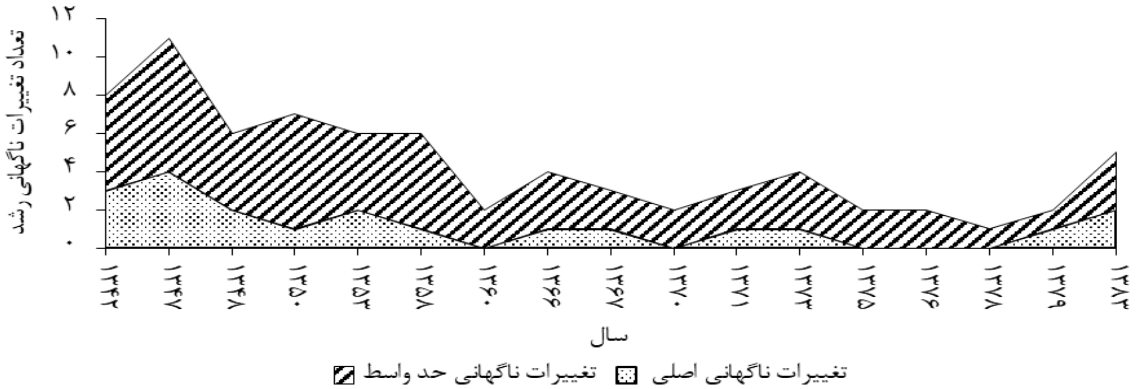
تجزیه‌وتحلیل نمونه‌های رویشی و بررسی تغییرات در روند رویش شعاعی درختان با استفاده از روش میانگین دوره‌ای ده‌ساله از سال ۱۳۴۰ تا سال ۱۳۹۵ (به‌عنوان آخرین سال رویش شعاعی درختان و سال نمونه‌برداری) صورت گرفت. تمامی درختان تحت بررسی در هر دو منطقه ترکیبی از تغییرات ناگهانی اصلی و حد واسط را نشان دادند. تغییرات ناگهانی در رویش شعاعی درختان، فراوانی بیشتری را در منطقهٔ بهره‌برداری‌شده در مقایسه با منطقهٔ بهره‌برداری‌نشده داشتند. در منطقهٔ بهره‌برداری‌نشده از مجموع ۵۴ تغییر ناگهانی شناسایی‌شده، ۱۴ عدد به دستهٔ اصلی (۲۵/۹۲ درصد) و ۴۰ عدد (۷۴/۰۷ درصد) به دستهٔ حد واسط تعلق داشت. این تغییرات پراکنشی را در طول دهه‌های ۱۳۴۰ تا ۱۳۸۰ نشان دادند. در این بین، کمترین فراوانی از تغییرات ناگهانی رشد به دهه‌های ۱۳۵۰-۱۳۴۰ و ۱۳۹۰-۱۳۸۰ به‌ترتیب با هفت و شش عدد تعلق داشت. درحالی که دهه‌های ۱۳۶۰-۱۳۵۰، ۱۳۷۰-۱۳۶۰ و ۱۳۸۰-۱۳۷۰ به‌ترتیب با مجموع ۱۳، ۱۰ و ۱۸ تغییر ناگهانی اصلی و حد واسط، بیشترین تغییرات را داشتند. در طول سال‌های ۱۳۴۰ تا ۱۳۵۰، بیشترین تعداد از تغییرات به سال‌های ۱۳۴۵ و ۱۳۴۸ تعلق داشت. در دههٔ ۱۳۷۰-۱۳۶۰ نیز بیشترین تعداد تغییرات در سال ۱۳۶۸ (چهار تغییر) شناسایی شد. در نهایت در دههٔ ۱۳۸۰-۱۳۷۰، سال ۱۳۷۲ و ۱۳۷۷ به‌ترتیب با شش و پنج تغییر ناگهانی در رویش شعاعی، نقاط اوجی را در کورنولوژی منطقه ایجاد کردند (شکل ۵). فراوانی بیشتر از تغییرات ناگهانی اصلی و حد واسط در طول سال‌های ۱۳۵۰ تا ۱۳۶۰ و ۱۳۷۰ تا ۱۳۸۰ با فراوانی بیشتر از استقرار درختان در این دورهٔ زمانی هماهنگ بود.

در منطقهٔ بهره‌برداری‌شده در مجموع ۷۴ تغییر

ناگهانی رشد در روند رویش شعاعی درختان ثبت شد که ۲۴ تغییر (۳۲/۵ درصد) به دستهٔ اصلی و ۵۰ تغییر (۶۷/۵ درصد) به دستهٔ حد واسط تعلق داشتند. این تغییرات در روند رشد رویشی درختان پراکنشی را از سال ۱۳۴۲ تا سال ۱۳۸۳ نشان دادند. بررسی کورنولوژی تخریب‌ها در این منطقه نشان داد که در دههٔ ۱۳۹۰-۱۳۸۰ درصد کمی از درختان وقایع تخریب را نشان دادند و در مجموع تنها ۵ درصد از تغییرات اصلی و حد واسط به این دورهٔ زمانی اختصاص یافت که با فراوانی اندک درختان استقراریافته در طول سال‌های ۱۳۸۰ تا ۱۳۹۰ هماهنگ بود. دهه‌های ۱۳۵۰-۱۳۴۰ و ۱۳۶۰-۱۳۵۰ به‌ترتیب با ۲۵ و ۱۹ تغییر ناگهانی ثبت‌شده در دستهٔ اصلی و حد واسط نقاط اوجی را در کورونولوژی منطقه به وجود آوردند. بیشترین تعداد تغییرات ناگهانی به دورهٔ زمانی ۱۳۵۰-۱۳۴۰ تعلق داشت و ۱۲ درصد از تغییرات اصلی و ۲۱/۵ درصد از تغییرات حد واسط در این دوره ثبت شدند. در این دهه، بیشترین تعداد تغییرات ناگهانی حد واسط و اصلی در سال ۱۳۴۷ به‌ترتیب با چهار و هفت تغییر مشاهده شد. همچنین سال ۱۳۴۲ نیز با هشت تغییر ناگهانی ثبت‌شده در کورنولوژی تخریب شایان توجه بود. در دههٔ ۱۳۶۰-۱۳۵۰ نیز سال‌های ۱۳۵۰، ۱۳۵۳ و ۱۳۵۸ به‌ترتیب با هفت و شش مورد از تغییرات ناگهانی در روند رویش شعاعی درختان ثبت شدند (شکل ۶). فراوانی بیشتر استقرار درختان در طول دهه‌های ۱۳۴۰ و ۱۳۵۰ تأییدکنندهٔ این نتایج است.



شکل ۵- توزیع زمانی از تغییرات ناگهانی اصلی و حد واسط در رویش شعاعی درختان منطقهٔ بهره‌برداری‌نشده



شکل ۶- توزیع زمانی تغییرات ناگهانی اصلی و حد واسط در رویش شعاعی درختان منطقهٔ بهره‌برداری‌شده

بحث

ترکیب پوشش گیاهی

نتایج بررسی ترکیب در لایهٔ درختی نشان داد که در هر دو منطقه، گونهٔ راش با بیشترین مقدار فراوانی نسبی، چیرگی نسبی و در نهایت ارزش نسبی گونه، غالب بود. همچنین در بررسی لایهٔ تجدید حیات نیز مشخص شد که بیشترین تعداد در هکتار نهال‌ها در هر دو منطقه به گونهٔ راش تعلق داشت. باید بیان کرد که آشفتگی‌های پوشش تاجی به‌عنوان عاملی برای مرگ‌ومیر افراد در جوامع جنگلی، پویایی اکوسیستم‌ها را دچار تغییر می‌کند و شرایط را برای استقرار و رشد افراد دیگر فراهم می‌آورد (Hobi et al., 2012). در بین عوامل مخرب طبیعی، بارش برف، وزش بادهای سهمگین و توفان در هر دو منطقه غالب بودند (Guilan province of natural resource organization, 2009). این نوع از رژیم‌های تخریب با نقش خود در افتادن تک‌درختان یا گروهی از درختان، روشنه‌هایی با ابعاد کوچک و متوسط را در پوشش تاجی رویشگاه ایجاد کرده و در نهایت شرایط را برای استقرار تجدید حیات، توسعهٔ رویشگاه و حضور گونه‌های درختی سایه‌پسند از جمله راش فراهم کرده‌اند (Omelko et al., 2016; Kooch et al., 2010). Sefidi et al. (2011) نیز در تحقیقات خود نشان دادند که روشنه‌های ایجادشده در تاج‌پوشش نتیجهٔ افتادن تک‌درختان در رویشگاه‌اند که می‌توانند از طریق بازسازی تاج‌پوشش به‌سرعت بسته شوند یا در طول زمان به روشنه‌های بزرگ‌تری تبدیل شوند (Hart et al., 2012). فراوانی بیشتر نهال‌ها و نونهال‌های گونهٔ راش در منطقهٔ بهره‌برداری‌نشده مؤید این مطلب است. مطالعات گاهشناسی در جنگل‌های Nothofagus پارک ملی Conguillio در شیلی نیز توانایی نونهال‌های راش را برای باقی ماندن در پوشش زیراشکوب برای مدت زمان طولانی در روشنه‌ها نشان داده است (Pollmann, 2003). از سویی، نونهال‌ها و نهال‌های گونهٔ سایه‌پسند راش، می‌توانند در برابر تنش ناشی از آشفتگی‌های پوشش تاجی با شدت کم، به‌سرعت واکنش نشان دهند و شرایط را برای حضور و استقرار در تاج‌پوشش فراهم کنند (Aravena et al., 2002). این ویژگی‌های گونهٔ راش، شرایط زیراشکوب را برای رشد و زنده‌مانی گونه‌های نیمه‌نورپسند و نورپسند (همانند ممرز، پلت، ملج و بارانک) نامساعد می‌کند و در نهایت سبب ناموفق بودن این گونه‌ها برای استقرار، رشد و رسیدن آنها به سطح تاج‌پوشش می‌شود.

تحقیقات در جنگل‌های شمال ایران نشان داده است که روشنه‌های با ابعاد کوچک (۵۰ متر مربع) در مقایسه با ابعاد بزرگ‌تر (۶۰۰ متر مربع) میزان بیشتری از زنده‌مانی تجدید حیات گونه‌ها را داشته‌اند (Tabari et al., 2005). در جنگل‌های دست‌نخوردهٔ راش، همواره تخریب در سطوح کوچک رخ می‌دهد و سپس ترمیم می‌شود؛ اما با افزایش سطح تخریب، گونه‌های درختی اصلی (راش) ممکن است قادر به استقرار دوباره نباشند که در این صورت، شرایط برای استقرار گونه‌های مهاجم فراهم خواهد شد (Shabani et al., 2011, Gorji Bahri et al., 2009). در تحقیق حاضر، در منطقهٔ بهره‌برداری‌شده، تعداد در هکتار گونه‌های درختی و نهال در مقایسه با منطقهٔ بهره‌برداری‌نشده کمتر بود و از سویی تجدید حیات راش در مرحلهٔ نونهالی در مقایسه با مرحلهٔ نهالی تعداد بیشتری را به خود اختصاص داد. در واقع روشنه‌های کوچک‌تر، بیشترین مطلوبیت را برای استقرار گونهٔ راش داشته‌اند (Sagheb Talebi et al., 2005). به نظر می‌رسد در منطقهٔ بهره‌برداری‌شده، وجود روشنه‌های بزرگ‌تر و باز بودن تاج‌پوشش می‌تواند عامل افزایش زادآوری باشد، اما اگر اندازهٔ روشنه‌ها از حد خاصی بیشتر باشد، به‌عنوان عامل منفی، از فراوانی نهال‌ها می‌کاهد (Pourbabaei et al., 2014). تاج‌پوشش باز در نتیجهٔ مرگ درختان مادری می‌تواند با افزایش نور ورودی به کف جنگل و ایجاد تغییر در شرایط نوری زیراشکوب و به‌جا گذاشتن محیطی غنی از مواد غذایی،

تأثیر زیادی در گسترش پوشش کف جنگل داشته باشد، اما بروز آشفتگی‌هایی از جمله چرای دام، سرشاخه‌خواری و لگدمال کردن زادآوری‌ها و فشار ناشی از فعالیت انسانی، منابع مورد استفاده گیاهان از جمله نور، آب و مواد غذایی را دچار نوسان خواهد کرد و مانع رشد و رسیدن نونهال‌ها به مرحلهٔ نهالی و رشد نهال‌های جوان خواهد شد (Omelko et al., 2016). در دیگر مطالعات در جنگل‌های شمال ایران نیز نتایج مشابهی به‌دست آمده است، Parhizkar et al. (2011) نیز در تحقیقات خود مساحت ۲۰۰ تا ۵۰۰ متر مربع را برای استقرار تجدید حیات گونهٔ راش مناسب دانستند و اظهار داشتند که روشنه‌های کوچک، سبب شکل‌گیری نهال‌های چنگالی و در نهایت درختان بالغ با شکل نامناسب خواهند شد.

ساختار سنی و قطری رویشگاه

نتایج بررسی توزیع قطری و سنی درختان نشان داد که رژیم‌های آشفتگی طبیعی و انسانی می‌توانند سبب ایجاد تغییراتی در الگوهای توزیع قطری و سنی درختان در اکوسیستم‌های جنگلی شوند. در هر دو منطقه، الگوی پراکنش قطری و سنی درختان ناهمسال بود. به‌طور عمومی پذیرفته شده است که در جنگل‌های طبیعی با روند مداومی از استقرار درختان و مرگ‌ومیر ناهمگن، ساختار سنی درختان الگوی ناهمسالی را خواهد داشت (Hart et al., 2012). در منطقهٔ بهره‌برداری‌شده، طبقات قطری و سنی کم، تراکم بیشتری از درختان را به خود اختصاص دادند. در واقع، این موضوع می‌تواند نتیجهٔ رژیم‌های آشفتگی انسانی و در نهایت، افتادن یا قطع درختان در طبقات قطری حد واسط و زیاد باشد که با ایجاد روشنه‌های پوشش تاجی، شرایط را برای استقرار تجدید حیات و افزایش تراکم درختان در طبقات سنی و قطری کم فراهم کرده است (Pourbabaei et al., 2014). همچنین حضور و غلبهٔ طبقهٔ سنی حد واسط نیز در این منطقه، نتیجهٔ استقرار درختان جوان بعد از رژیم‌های آشفتگی چشم‌گیر است (Szewczyk et al., 2011).

در منطقهٔ بهره‌برداری‌نشده، تراکم بیشتر درختان در طبقات قطری حد واسط ممکن است ناشی از مرگ‌ومیر کمتر درختان در طبقات قطری حد واسط یا وقوع رژیم‌های آشفتگی طبیعی با شدت‌های کمتر در رویشگاه باشد (Pourbabaei et al., 2014). در جنگل‌های کهن‌رست بررسی‌شده، آشفتگی‌های طبیعی و انسانی از قبیل باد، رقابت، آفات، بارش برف یا بهره‌برداری‌های صنعتی، بهره‌برداری‌های غیرمجاز توسط مردم محلی و چرای بی‌رویهٔ دام، از طریق کاهش تعداد درختان تاج‌پوشش و ایجاد ناهمگنی‌های کوچک در ساختار جنگل، بر الگوهای استقرار تجدید حیات درختان در طول دهه‌های زمانی مختلف اثرگذار بوده و به استقرار مداوم و نامنظم تجدید حیات درختان انجامیده است (Janda et al., 2017). در واقع افزون‌بر شرایط محیطی رویشگاه، آشفتگی‌ها نیز به‌عنوان سازوکاری مهم، شایان توجه‌اند و می‌توانند در حضور و استقرار درختان مؤثر باشند (Pourbabaei et al., 2014).

تغییرات ناگهانی در روند رویش شعاعی

همان‌طور که نتایج نشان داد، در هر دو منطقه، روند مداومی از استقرار تجدید حیات درختان در طول دهه‌های گذشته مشاهده شد و نقاط اوج ثبت‌شده از استقرار تجدید حیات درختان در دهه‌های بررسی‌شده، با فراوانی بیشتر از وقایع تخریب در این دوره‌های زمانی هماهنگ بود. در واقع هر یک از نقاط اوج مشاهده‌شده در روند استقرار تجدید حیات درختان، نتیجهٔ وقوع رژیم‌های آشفتگی طبیعی یا انسانی در گذشته بوده که به تغییر رویش شعاعی درختان منجر شده است. باید توجه داشت که افزایش فراوانی استقرار درختان همراه با نقاط اوج در وقایع آشفتگی، اغلب بر پاسخ درختان به این آشفتگی‌ها و تأثیر مهم آنها بر پویایی اکوسیستم‌های جنگلی تأکید دارد (Zhou et al., 2018).

تغییرات ناگهانی اصلی و حد واسط در روند بررسی رویش شعاعی درختان در رویشگاه‌های بررسی‌شده، نشان‌دهندهٔ وقوع رژیم‌های تخریب در طول تاریخ توسعهٔ این رویشگاه‌هاست. در هر دو منطقه، از مجموع تغییرات ناگهانی ثبت‌شده در روند رویش شعاعی درختان، بیشترین فراوانی از تغییرات به دستهٔ حد واسط تعلق داشت. تغییرات در الگوی رویش شعاعی درختان در هر یک از مناطق بررسی‌شده، ممکن است نتیجهٔ واکنش‌های رقابتی بین درختان برای نور، مواد مغذی و آب باشد (Costilow et al., 2017). Fraver et al. (2013) در تحقیق خود نشان دادند که ترتیب مکانی درختان یک رویشگاه کهن‌رست بر رقابت درونی و رویش درختان اثرگذار است و این موضوع از طریق تغییرات ناگهانی در رویش شعاعی درختان مجاور بعد از مرگ یک درخت، به‌وضوح نشان داده شده است.

در منطقهٔ بهره‌برداری‌نشده، نبود کندهٔ ناشی از بهره‌برداری، مسیرهای چوبکشی و تاج‌پوشش متراکم‌تر ممکن است نشان‌دهندهٔ این واقعیت باشد که در طی چند دههٔ اخیر، بهره‌برداری‌های صنعتی و دخالت‌های انسانی در این منطقه رخ نداده و تخریب‌ها محدود به تخریب‌های طبیعی در رویشگاه بوده است. در صورتی که در منطقهٔ بهره‌برداری‌شده شواهدی از تخریب‌های انسانی از جمله فعالیت مردم محلی، قطع و سرشاخه‌زنی درختان برای تأمین چوب سوخت، کت‌زنی درختان برای تولید علوفه دام و چرای دام و بهره‌برداری‌های غیراصولی و بیش از حد مجاز وجود داشت. مقایسهٔ تاریخچهٔ تخریب در دو منطقه در طول سال‌های ۱۳۴۰ تا ۱۳۹۵ نشان داد که در منطقهٔ بهره‌برداری‌نشده نسبت به منطقهٔ بهره‌برداری‌شده، در مجموع درختان کمتری، تغییرات ناگهانی رشد را نشان دادند. در بیشتر اکوسیستم‌های جنگلی تحت مدیریت انسان، فعالیت‌های مدیریتی اعمال‌شده، به تغییر در الگوهای تخریب و افزایش فراوانی تغییرات ناگهانی رشد در جنگل‌های کهن‌رست منجر شده است (Nagel et al., 2017). در واقع، فضای گستردهٔ بیشتر در تاج‌پوشش رویشگاه، ناشی از تخریب‌های غیرطبیعی در طول زمان، به تغییرات چشم‌گیر در رویش شعاعی درختان و کاهش فراوانی و سطح مقطع درختان در مقایسه با منطقهٔ بدون بهره‌برداری‌های انسانی انجامیده است (Jaloviar et al., 2017).

نتیجه‌گیری

نتایج بررسی در هر دو منطقهٔ بهره‌برداری‌نشده و بهره‌برداری‌شده نشان داد که تعداد در هکتار گونهٔ راش و تجدید حیات این گونه در هر دو بخش نهال و نونهال از گونه‌های دیگر بیشتر بود. همچنین، در منطقهٔ بهره‌برداری‌نشده تعداد بیشتری از گونهٔ راش در لایه‌های درختی و تجدید حیات نهال دیده شد. ساختار سنی در هر دو منطقه ناهمسال و نامنظم بود. از سویی، افزایش فراوانی استقرار درختان در طول دوره‌های زمانی مشخص همراه با نقاط اوج در وقایع آشفتگی، بیانگر تأثیر مهم آشفتگی‌ها بر پویایی اکوسیستم‌های جنگلی است (Zhuo et al., 2018). همان‌طور که نتایج تحقیق نشان داد، در منطقهٔ بهره‌برداری‌شده تعداد بیشتری از تغییرات ناگهانی اصلی و حد واسط دیده شد. تغییرات در فراوانی آشفتگی‌ها ممکن است به‌عنوان یک عامل مهم، تأثیر زیادی در ساختار رویشگاه‌ها در دو بخش بهره‌برداری‌شده و بهره‌برداری‌نشده داشته باشد. از سویی، وجود درختان مسن با نشانه‌هایی از تغییرات ناگهانی در روند رویش شعاعی، نشان‌دهندهٔ پایداری درختان در برابر آشفتگی‌های شدید یا حد واسط بوده است.

در منطقهٔ بهره‌برداری‌نشده، اگر فعالیت‌ها و عوامل مخرب انسانی سبب از بین رفتن الگوهای توالی طبیعی در اکوسیستم‌های جنگلی نشوند، نگرانی چندانی در زمینهٔ آینده این رویشگاه‌های کهن‌رست وجود نخواهد داشت؛ اما در مناطق بهره‌برداری‌شده

تحت تخریب‌های غیرطبیعی، مدیران اکوسیستم‌های جنگلی باید این رویشگاه‌ها را با هدف بازگشت به ترکیب و ساختار تاریخی خود فعالانه مدیریت کنند، زیرا بدون اعمال تیمارهای مدیریتی درست، با گذشت زمان این رویشگاه‌ها با سرعت بیشتری از ساختار طبیعی خود خارج خواهند شد. از این‌رو، به‌کارگیری شیوه‌های جنگل‌شناسی متناسب (از جمله جنگل‌شناسی نزدیک به طبیعت) با هدف ایجاد روشنه‌هایی با ابعاد کوچک یا متوسط در پوشش تاجی درختان شایان توجه است تا بتوان در راه کاهش تأثیرات آشفتگی‌ها، حفظ تنوع ساختاری، ترکیب تاج‌پوشش و تجدید حیات جنگل گام برداشت. نتایج این تحقیق از طریق بررسی تأثیر رژیم‌های آشفتگی در گذشته می‌تواند برای جنگل‌های راش، به‌عنوان یکی از منابع شایان توجه تنوع زیستی به‌منظور مدیریت منطقی و اصولی و پرورش توده در آینده در نظر گرفته شود.

سپاسگزاری

نویسندگان از ادارهٔ کل منابع طبیعی استان گیلان به‌دلیل فراهم آوردن امکان اجرای اندازه‌گیری‌های میدانی قدردانی می‌کنند. همچنین از داوران محترم که با دقت نظر و راهنمایی‌های ارزندهٔ خود، موجبات رفع اشکالات نسخهٔ اولیهٔ مقاله را فراهم کردند قدردانی می‌شود.

References

Aravena, J.C., Carmona, M.R., Pérez, C.A., & Armesto, J.J. (2002). Changes in tree species richness, stand structure and soil properties in a successional chronosequence in northern Chiloé Island, Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, *75*(2), 339-360.

Costilow, K.C., Knight, K.S., & Flower, C.E. (2017). Disturbance severity and canopy position control the radial growth response of maple trees (*Acer* spp.) in forests of northwest Ohio impacted by emerald ash borer (*Agrilus planipennis*). *Annals of forest science*, *74*(1), 10.

Erfani, M., Danehkar, A., Salmanmahiny, A., & Etemad, V. (2018). Evaluation of disturbance and spatial attribute on regeneration using Structural Equation Modeling (case study: Khyrud forest-Nowshahr). *Iranian Journal of Forest and Poplar Research*, *25*(4), 227-234.

Fraver, S., Milo, A. M., Bradford, J. B., D'Amato, A. W., Kenefic, L., Palik, B. J., ... & Brissette, J. (2013). Woody debris volume depletion through decay: implications for biomass and carbon accounting. *Ecosystems*, *16*(7), 1262-1272.

Guilan province of natural resource organization, (2009). *Forestry plan book (2009).* North of Iran: Guilan province of natural resource organization.

Gorji Bahri, Y., Kiadaliri, S.H., Faraji, R., Mahdavi, R., Mousavi, M.R., & Pourmoradi, S. (2009). Study of sapling establishment methods in degraded regeneration area of Shoorab forest region (Noshahr). *Iranian Journal of Forest*, *1*(3), 253- 264.

Haghshenas, M., Mohadjer, M.R.M., Attarod, P., Pourtahmasi, K., Feldhaus, J., & Sadeghi, S.M.M. (2016). Climate effect on tree-ring widths of *Fagus orientalis* in the Caspian forests, northern Iran. *Forest science and technology*, *12*(4), 176-182

Hart, J.L., Clark, S.L., Torreano, S.J., & Buchanan, M.L. (2012). Composition, structure, and dendroecology of an old-growth Quercus forest on the tablelands of the Cumberland Plateau, USA. *Forest Ecology and Management*, *266*, 11-24.

Hobi, M.L., Commarmot, B., & Bugmann, H. (2015). Pattern and process in the largest primeval beech forest of E urope (U krainian C arpathians). *Journal of Vegetation Science*, *26*(2), 323-336.

Jaloviar, P., Saniga, M., Kucbel, S., Pittner, J., Vencurik, J., & Dovciak, M. (2017). Seven decades of change in a European old-growth forest following a stand-replacing wind disturbance: A long-term case study. *Forest Ecology and Management, 399*, 197-205.

Janda, P., Trotsiuk, V., Mikoláš, M., Bače, R., Nagel, T.A., Seidl, R., & Jasík, M. (2017). The historical disturbance regime of mountain Norway spruce forests in the Western Carpathians and its influence on current forest structure and composition. *Forest ecology and management, 388*, 67-78.

Kooch, K., Hosseini, S.M., Akbarinia, M., Tabari, M., & Jalali, S.Gh. (2010). The role of dead tree in regeneration density of mixed beech stand (case study: Sardabrood forests, Chalous, Mazindaran). *Iranian Journal of Forest, 2*(2), 93- 103.

Mohammadi, L., Marvie-Mohadjer, M.R., Etemad, V & Sefidi, K. (2014). Quantitative charachteristics of regeneration in natural and tree fall canopy gaps in the mixed beech stands, Northern Iran (Case Study: Namkhaneh district, Kheyrud Forest). *Iranian Journal of Forest*, *6*(4), 457- 470.

Nagel, T. A., Mikac, S., Dolinar, M., Klopcic, M., Keren, S., Svoboda, M., & Paulic, V. (2017). The natural disturbance regime in forests of the Dinaric Mountains: a synthesis of evidence. *Forest ecology and management, 388*, 29-42.

Nowacki, G. J., & Abrams, M. D. (1997). Radial- growth averaging criteria for reconstructing disturbance histories from presettlement- origin oaks. *Ecological Monographs, 67*(2), 225-249.

Omelko, A., Ukhvatkina, O., & Zhmerenetsky, A. (2016). Disturbance history and natural regeneration of an old-growth Korean pine-broadleaved forest in the Sikhote-Alin mountain range, Southeastern Russia. *Forest Ecology and management, 360*, 221-234.

Parhizkar, P., Sagheb-Talebi, K., Mataji, A., Nyland, R., & Namiranian, M. (2011). Silvicultural characteristics of Oriental beech (*Fagus orientalis* Lipsky) regeneration under different RLI and positions within gaps. *Forestry*, *84*(2), 177-185.

Petruccelli, C.A., Sakulich, J., Harley, G.L., & Grissino-Mayer, H.D. (2014). Structure and dynamics of an old-growth pine-oak community in the southern Appalachian Mountains, Georgia, USA. *Southeastern geographer, 54*(2), 161-182.

Pollmann, W. (2003). Stand structure and dendroecology of an old-growth Nothofagus forest in Conguillio National Park, south Chile. *Forest Ecology and Management, 176*(1-3), 87-103.

Pourbabaei, H., Ebrahimi, S.S., Torkaman, J., & Pothier, D. (2014). Comparison in woody species compostion, diversity and community structure as affected by livestock grazing and human uses in beech of Northern Iran. *Forestry, 20*, 1-11.

Sagheb-Talebi, K., Abazari, B. D., & Namiranian, M. (2005). Regeneration process in natural uneven-aged Caspian beech forests of Iran (reviewed paper). *Schweizerische Zeitschrift fur Forstwesen, 156*(12), 477-480.

Sefidi, K., Mohadjer, M.R.M., Mosandl, R., & Copenheaver, C.A. (2011). Canopy gaps and regeneration in old-growth Oriental beech (*Fagus orientalis* Lipsky) stands, northern Iran. *Forest Ecology and Management*, *262*(6), 1094-1099.

Sefidi, K., Mohadjer, M. M., Etemad, V., & Mosandl, R. (2014). Late successional stage dynamics in natural Oriental beech (*Fagus orientalis* Lipsky) stands in northern Iran (case study: Gorazbon district of Kheiroud-Kenar experimental forest). *Iranian Journal of Forest and Poplar Research*, *22*(2).

Sefidi, K., Sharari, M., Esfandiari, D. F., & Azarian, M. (2017). The role of physiography characteristics of forest site on distribution of coarse woody debris and tree species in a mixed beech (*Fagus orientalis* lipsky) forests, northern Iran. *Journal of Wood & Forest Science and Technology, 23 (4), 65- 86.*

Shabani, S., Akbarinia, M., Jalali, G., & Aliarab, A. (2011). Impact of canopy gaps size on woody species biodiversity in mountainous forests of northern Iran (Case study: beech stands of Lalis, Chalous).

Szewczyk, J., Szwagrzyk, J., & Muter, E. (2011). Tree growth and disturbance dynamics in old-growth subalpine spruce forests of the Western Carpathians. *Canadian journal of forest research, 41*(5), 938-944.

Tabari, M., Fayaz, P., Espahbodi, K., Staelens, J., & Nachtergale, L. (2005). Response of oriental beech (*Fagus orientalis* Lipsky) seedlings to canopy gap size. *Forestry*, *78*(4), 443-450.

Zhou, Q., Shi, H., Liu, C., Zhang, K., Zhang, Q., & Dang, H. (2018). Disturbance history of an old-growth subalpine larch forest in the Qinling Mountains, north-central China. *Dendrochronologia*, *50*, 91-97.

Iranian Journal of Forest
Vol. 11, No. 2, Summer 2019
pp. 221-238

Research Article

Comparison of natural regeneration and radial growth variations of trees in the harvested and unharvested beech stands, Case study: Asalem forest

S.S. Ebrahimi[1], H. Pourbabaei[2]*, and K. Pourtahmasi[3]

[1]Ph.D. student of Forest science, Dept. of Forestry, Faculty of Natural Resources, Guilan University, Rasht, I. R. Iran.
[2]Prof., Dept. of Forestry, Faculty of Natural Resources, Guilan University, Rasht, I. R. Iran.
[3]Prof., Dept. of Wood Science and Technology, Faculty of Natural Resources, University of Tehran, Karaj, I. R. Iran.

(Received: 16 January 2019, Accepted: 5 May 2019)

Abstract

This study was carried out in the oriental beech communities in order to investigate the natural regeneration and assessment of radial growth trend from 1960 to 2016. In each area, 50 1000-m^2 circular plots were established based on a random-systematic method. Regeneration was sampled on two concentric circles with an area of 20 and 10 m^2 of the sample plot center (for seedling and sapling, respectively). Then, 160 core samples were taken from selective trees by increment. The results of harvested stand indicated that natural and human disturbances regimes lead to change in the diameter distribution, age distribution, radial growth pattern and establishment of tree's regeneration. In the unharvested area, sapling of *F.orientalis* and seedling of *Carpinus betulus* and *Acer velutinum* had the highest density. Whereas, the seedlings of *F.orientalis* and *C.betulus* were dominate in the harvested stand. During the studied period, 324 tree species were established in the unharvested area and the highest frequency of tree recruitment was belonged to 1970-1980 decades. However, in the harvested stand, 262 tree species were established and the greatest frequency was recoreded from 1960 to 1970 years. The radial growth of trees in the harvested area showed the higher variations during the studied period and the highest frequency of release events was belonged to moderate releases. Therefore, this stand should be managed in order to return their historical composition and structure, maintaining natural regeneration and the optimal development of stand for future.

Keywords: Dendrochronology, Canopy cover, Radial Growth, Natural Regeneration, Age Structure.