Sari Agriculture Sciences and Natural Resources University

Ecology of Iranian Forests, Vol. 13, Issue 1, 2025 p: 54-71

OPEN ACCESS

Research Paper

Structural Changes in Forest Stands Considering the Intensity of Degradation in a Montane Ecosystem (Case study: Abr Forest, Semnan Province)

Mojtaba Amiri[1], Majid Mohammady[2] and Hamed Younesi-Korkheili[3]

1- Associate Professor, Department of Environmental Engineering, Faculty of Natural Resources, Semnan University, Semnan, Iran, (Corresponding author: mojtabaamiri@semnan.ac.ir)
2- Associate Professor, Department of Environmental Engineering, Faculty of Natural Resources, Semnan University, Semnan, Iran
3- Associate Professor, Department of Wood and Paper Sciences, Faculty of Natural Resources, Semnan University, Semnan, Iran

Received:22 June, 2024 Revised: 25 August, 2024 Accepted: 10 October, 2024

Extended Abstract

Background: The complexity of the vegetation structure is an important feature of natural ecosystems, often associated with higher ecological performance. Studies have shown that plant communities that are structurally more diverse are also more complex. However, the shape and overall nature of this relationship, as well as the involved mechanisms, are not well known. On the other hand, the assets and services of forest ecosystems have significantly declined due to destruction and deforestation in some parts of Iran, particularly in mountainous landscapes. This study aims to evaluate the structural changes in forest stands affected by varying degrees of degradation in a mountainous ecosystem. The research focuses on analyzing structural indicators, such as abundance, species composition, density, diameter at breast height (DBH), tree height, and the regeneration status of woody species. The primary goal is to achieve a better understanding of the human disturbance process and its effects on forest structure. Additionally, the study emphasizes providing recommendations and strategies for the sustainable management and restoration of degraded forest stands based on the findings.

Methods: This study was conducted in three forest stands within the Abr Forest, located in Shahroud, Semnan Province, each characterized by different levels of disturbance as well as distinct species composition and structural features. In each stand, three sample plots (100 × 100 m) were established along transects following a southern-to-northern direction, corresponding to the general slope and increasing elevation gradient. The transects were aligned parallel to each other. All woody species with a diameter at breast height (DBH) greater than 7.5 cm were measured and identified within each plot. The collected DBH and basal area data were used to calculate several structural parameters, including tree density ($N.ha^{-1}$), the proportion of large-diameter trees, the Gini coefficient, the structural complexity index, and Doliucourt's diameter differentiation, to compare the stand structure among the different disturbance intensities. The forest structure triangle method was employed to further assess the forest structure based on disturbance intensity. For this purpose, trees were grouped into three DBH classes: small (< 30 cm) medium (30–50 cm), and large (> 50 cm) diameter classes. Regeneration of woody species was recorded within subplots measuring 2 × 2 meters (4 m^2) established inside each main plot. Regenerating individuals were categorized into three height classes; less than 0.3 m, 0.3 and 1.3 m, and greater than 1.3 m. Species diversity, richness, and evenness across stands were evaluated using the Shannon–Wiener diversity index. Species diversity, composition, distribution of number and basal area in diameter classes, and regeneration characteristics were compared using the one-way ANOVA test and Tukey's multiple comparisons at the 5% level according to the type of stand disturbance.

Results: In total, 2638 individuals belonging to 11 woody species were observed in the study area. The highest and lowest tree densities were recorded in moderately disturbed (346 stems per hectare) and severely disturbed (189 stems per hectare) stands, respectively. Furthermore, the severely disturbed stands exhibited the greatest mean DBH (DBH = 37.46 cm) and mean tree height (11.86 m) among the three stands. The analysis of biodiversity indices showed the lowest species diversity (Shannon index H' = 2.31) and species evenness (0.63) in severely disturbed stands, while the highest values for both diversity (H' = 2.97) and evenness (0.87) were observed in the intact (undisturbed) stand. The distribution of species abundance varied among the

[Downloaded from ifej.sanru.ac.ir on 2026-06-27]

[DOI: 10.61186/ifej.2024.569]

Copyright ©2025 Amiri et al. Published by Sari Agricultural Sciences and Natural Resources University.
This work is licensed under a Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 Unported License, which allows users to read, copy, distribute, and make derivative works for non-commercial purposes from the material, as long as the author of the original work is cited properly.

investigated stands. The structure of the stands exhibited a wide presence of young and small-diameter individuals (DBH < 30 cm) and alongside a decline in the number of large and old trees (DBH > 55 cm) in all three stands. The moderate degradation stand had the most diversity and abundant regeneration of woody species. The distribution pattern of the number in the diameter classes of the studied stands shows a decreasing or semi-hyperbolic trend, as well as Uneven-aged natural stands, so that their population distribution curve follows an inverted J shape. *Carpinus orientalis* and *Quercus macranthera* were the most prevalent in the three stands. In intact and severe degradation stands, these two species constituted 60.5% (667 and 440 individuals) and 22.7% (250 and 165 individuals) of the total investigated individuals, respectively. Moreover, the regeneration frequency of the studied stands was obtained with 335 ± 89 (mean ± standard deviation) seedlings and 132 ± 35 (mean ± standard deviation) saplings (in 4 m^2).

Conclusion: Human disturbances can significantly impact forest regeneration mechanisms. Certain species demonstrate persistence capacity through vegetative sprouting and asexual reproduction, while others lack this adaptive trait. In the study area, three species exhibited particularly high sprouting potential; *Carpinus orientalis*, *Quercus macranthera*, and *Carpinus betulus*. These species showed remarkable resilience to habitat degradation through vigorous vegetative regeneration, enabling effective site rehabilitation in disturbed conditions. The intensity of exploitation and harvesting was higher in the environment with moderate disturbance and degradation, while it was lower in the severely degraded stand. However, the results indicate that the harvesting and exploitation of trees by local communities and even recreational users do not seem to have adverse effects on the abundance, structure, and regeneration of the studied stands. Instead, other factors, such as illegal logging and trafficking, road construction, gas and electricity transmission routes, land-use changes, and possibly climate change, may play a significant role in the degradation of these valuable stands. Based on the research results, it is recommended to improve the natural regeneration status of native tree species through various afforestation methods. There is an urgent need for protection to ensure sustainable exploitation and management of the forest.

Keywords: Diversity index, Human disturbance, Intact ecosystem, Quantitative characteristics

How to Cite This Article: Amiri, M., Mohammady, M & Younesi-Korkheili, H. (2025) Structural Changes in Forest Stands Considering the Intensity of Degradation in a Montane Ecosystem (Case study: Abr Forest, Semnan Province). *Ecol Iran For,* 13(1), 54-71. DOI: 10.61186/ifej.2024.569

[Downloaded from ifej.sanru.ac.ir on 2026-06-27]

[DOI: 10.61186/ifej.2024.569]

دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری

مقاله پژوهشی

تغییرات ساختاری توده‌های جنگلی با توجه به شدت تخریب در یک بوم‌سازگان کوهستانی (مطالعه موردی: جنگل ابر، استان سمنان)

مجتبی امیری[۱]، مجید محمدی[۲] و حامد یونسی کردخیلی[۳]

۱- دانشیار، گروه محیط‌زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه سمنان، سمنان، ایران، (نویسنده مسوول: mojtabaamiri@semnan.ac.ir)
۲- دانشیار، گروه محیط‌زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه سمنان، سمنان، ایران
۳- دانشیار، گروه صنایع چوب و کاغذ، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه سمنان، سمنان، ایران

تاریخ دریافت: ۱۴۰۳/۰۴/۲ تاریخ ویرایش: ۱۴۰۳/۰۶/۰۴ تاریخ پذیرش: ۱۴۰۳/۰۷/۱۹
صفحه ۵۴ تا ۷۱

چکیده مبسوط

مقدمه و هدف: مطالعه حاضر در سه توده‌ی با ترکیب و ساختار و هم‌چنین شدت تخریب متفاوت در جنگل ابر شاهرود استان سمنان انجام شد. در هر توده ۳ قطعه نمونه ۱ هکتاری به ابعاد (۱۰۰×۱۰۰ متر) به‌روش ترانسکت انتخاب شد. ترانسکت‌ها موازی با یکدیگر و در جهت کلی شیب دامنه (جهت جنوبی‌شمالی) و افزایش ارتفاع از سطح دریا مستقر شدند. در هر قطعه‌نمونه مشخصه‌های گونه، قطر در ارتفاع برابرسینه تمام درختان بیشتر از ۷/۵ سانتی‌متر اندازه‌گیری و ثبت شد. از قطر برابرسینه و رویه‌زمینی، تراکم درختان قطور، ضریب جینی، شاخص پیچیدگی ساختار و ضریب کاهش قطری دولیوکورت جهت مقایسه تفاوت بین توده‌ها استفاده شد. ارزیابی ساختار توده‌ها با توجه به شدت تخریب با استفاده از مثلث ساختار جنگل انجام شد. برای این‌کار، درختان در کلاسه‌های کم‌قطر (۳۰ < سانتی‌متر)، میان‌قطر (۵۰-۳۰ سانتی‌متر) و قطور (بزرگ‌تر از ۵۰ سانتی‌متر) طبقه‌بندی شدند. اندازه‌گیری تجدیدحیات گونه‌های چوبی در ریزقطعات نمونه با ابعاد ۲×۲ متر (۴ مترمربع) در نظر گرفته‌شد. مشخصات تجدیدحیات گونه‌های چوبی در سه گروه با ارتفاع کمتر از ۰/۳، ۱/۳۰ -۰/۳۰ و بیشتر از ۱/۳۰ متر اندازه‌گیری شد. تنوع گونه‌ای، غنا و یکنواختی توده‌های مورد مطالعه با استفاده از شاخص شانون وینر تعیین شد. شاخص‌های تنوع شانون وینر، یکنواختی و غنا باتوجه به گونه‌های شناسایی شده تعیین شدند. مشخصه‌های تنوع گونه‌ای، ترکیب، توزیع تعداد و رویه‌زمینی در طبقات قطری و وضعیت تجدیدحیات با استفاده از آزمون یک طرفه ANOVA و مقایسات چندگانه توکی در سطح ۵ درصد باتوجه‌به نوع آشفتگی توده‌ها مقایسه شدند.

مواد و روش‌ها: مطالعه حاضر در سه توده‌ی با ترکیب و ساختار و هم‌چنین شدت تخریب متفاوت در جنگل ابر شاهرود در استان سمنان انجام شد. در هر توده، ۳ قطعه نمونه ۱ هکتاری به ابعاد (۱۰۰×۱۰۰ متر) به‌روش ترانسکت انتخاب شدند. ترانسکت‌ها موازی یکدیگر و در جهت کلی شیب مستقر شدند. در هر قطعه نمونه مشخصه‌های گونه، قطر در ارتفاع برابرسینه تمام درختان بیشتر از ۷/۵ سانتی‌متر اندازه‌گیری و ثبت شد. از قطر برابرسینه و رویه‌زمینی، تراکم درختان قطور، ضریب جینی، شاخص پیچیدگی ساختار و ضریب کاهش قطری دولیوکورت جهت مقایسه تفاوت بین توده‌ها استفاده شد. ارزیابی ساختار توده با توجه به شدت تخریب با استفاده از مثلث ساختار جنگل جهت ارزیابی ساختار توده‌ها بر اساس شدت تخریب استفاده شد. برای این کار رویه‌زمینی در طبقات کم‌قطر، میان‌قطر و قطور محاسبه شد. اندازه‌گیری تجدیدحیات گونه‌های چوبی در ریزقطعات نمونه با ابعاد ۲×۲ متر (۴ مترمربع) در نظر گرفته شد. مشخصات تجدید حیات گونه‌های چوبی در سه گروه با ارتفاع کمتر از ۰/۳، ۱/۳۰ -۰/۳۰ و بیشتر از ۱/۳۰ متر اندازه‌گیری شد. مشخصه‌های تنوع گونه‌ای، ترکیب، توزیع تعداد و رویه‌زمینی در طبقات قطری و وضعیت تجدید حیات با استفاده از آزمون یک طرفه ANOVA و مقایسات چندگانه توکی در سطح ۵ درصد با توجه به نوع آشفتگی توده‌ها مقایسه شدند.

یافته‌ها: نتایج پژوهش نشان داد که ۲۶۸۳ پایه متعلق‌به ۱۱ گونه‌ی چوبی در منطقه موردمطالعه وجود دارد. بیشترین و کمترین تراکم درختان به‌ترتیب به توده با تخریب متوسط (۳۴۶ پایه در هکتار) و شدید (۱۸۹ پایه در هکتار) تعلق داشت. هم‌چنین، توده با تخریب شدید بیشترین میانگین قطر برابرسینه (۳۷/۴۶ سانتی‌متر) و میانگین ارتفاع (۱۱/۸۶ متر) را در بین سه توده دارا بود. کمترین مقدار تنوع و یکنواختی گونه‌ای در توده با تخریب شدید (H'=۲/۳۱، ۰/۶۳ Species evenness = ۰/۸۷ ،H'=۲/۹۷) و بیشترین آن در توده دست‌نخورده (Species evenness) مشاهده شد. توزیع فراوانی گونه‌ها در توده‌های جنگلی متفاوت است. ساختار توده‌ها فراوانی گسترده‌ای از حضور پایه‌های جوان و کم‌قطر (DBH < 30cm)، کاهش پایه‌های قطور و مسن (DBH > 55cm) را در هر سه توده نشان می‌دهد. توده با تخریب متوسط از متنوع‌ترین و فراوان‌ترین تجدید حیات گونه‌های چوبی برخوردار است. الگوی کلی توزیع تعداد در طبقات قطری توده‌های مورد مطالعه همانند توده‌های جنگلی ناهمسال طبیعی، رونده کاهنده یا نیمه هذلولی را نشان می‌دهد به طوری که منحنی توزیع جمعیت آنها از شکل جی J معکوس پیروی می‌کند. در هر سه توده، بیشترین فراوانی متعلق به گونه‌های لِور (*Carpinus orientalis* Mill.) و اوری (*Quercus macranthera* Fisch. & Mey) بود. در توده‌های کمتر دست‌خورده و تخریب زیاد، این دو گونه به‌ترتیب ۶۰/۵ درصد (۶۶۷ و ۴۴۰ فرد) و ۲۲/۷ درصد (۲۵۰ و ۱۶۵ فرد) از کل پایه‌های مورد بررسی را تشکیل می‌دهند. هچنین فراوانی زادآوری در توده‌های مورد مطالعه به طور متوسط (میانگین± انحراف معیار) ۳۳۵±۸۹ نونهال و ۳۵±۱۳۲ نهال (در سطح ۴ متر مربع) به‌دست آمد.

نتیجه‌گیری: آشفتگی‌های انسانی می‌توانند بر مکانیسم‌های تجدید حیات گونه‌های جنگلی تأثیر بگذارند. برخی از آنها توانایی تداوم از طریق جست‌دهی و رشد غیرجنسی را نشان می‌دهند. با این‌حال، توجه به این نکته مهم است که همه گونه‌ها این ظرفیت را برای ماندگاری نشان نمی‌دهند. در منطقه مورد مطالعه، گونه‌هایی از جمله لِور، اوری و حتی مای‌مرز قابلیت جست‌دهی خوبی دارند و می‌توانند به راحتی در شرایط تخریب رویشگاه را احیاء کنند. شدت بهره‌برداری و برداشت در محیط با آشفتگی و تخریب متوسط، بیشتر و در محیط با تخریب زیاد، کمتر است با این‌حال، نتایج به‌دست‌آمده نشان می‌دهند که به‌نظر نمی‌رسد بهره‌برداری و برداشت درختان توسط جوامع محلی و حتی تفرج کنندگان اثرات نامطلوبی بر فراوانی، ساختار و زادآوری توده‌های مورد مطالعه داشته باشد. بلکه عوامل دیگری از جمله برداشت‌های غیرمجاز و قاچاق، احداث جاده و مسیرهای انتقال گاز و برق، تغییر کاربری و احتمالاً تغییر اقلیم می‌توانند نقش مهمی در تخریب این توده‌های ارزشمند داشته باشند. با توجه به نتایج تحقیق، بهبود وضعیت تجدید حیات طبیعی گونه‌های درختی بومی از طریق شیوه‌های مختلف جنگل‌کاری توصیه می‌شود و نیاز به حفاظت فوری به‌منظور اطمینان از بهره‌برداری و مدیریت پایدار جنگل است.

واژه‌های کلیدی: آشفتگی غیر طبیعی، بوم‌سازگان دست‌نخورده، شاخص تنوع، مشخصه‌های کمی توده

[Downloaded from ifej.sanru.ac.ir on 2026-06-27]

[DOI: 10.61186/ifej.2024.569]

مقدمه

جنگل‌ها تقریباً یک سوم از مساحت خشکی‌های زمین را تشکیل می‌دهند و بخش اعظم زندگی موجودات زنده روی این خشکی‌ها را در خود جای داده‌اند. آن‌ها خدمات متعددی شامل چرخه مواد غذایی، ترسیب کربن، سلامت انسان، تنظیم و کمک به تغییرات مداوم الگوهای آب و هوایی، تجزیه مواد آلی و تولید چوب را ارائه می‌دهند (Ushio *et al*., 2010; Aponte *et al*., 2013; Byrnes *et al*., 2014). علاوه بر این، جنگل‌ها به‌عنوان یک خط دفاعی میان انسان و حیات وحش عمل کرده، از گسترش بیماری‌های عفونی جدید جلوگیری می‌کنند (FAO, 2011). جنگل‌ها هم‌چنین مناطقی حیاتی برای حفظ عملکرد چندکارکردی بوم‌سازگان، به‌ویژه در بوم‌سازگان‌های کوهستانی و نیمه‌خشک هستند. امروزه تنش‌های محیطی متعددی مانند تغییرات اقلیمی، بهره‌برداری بیش از حد، آفات و بیماری‌ها، خشک‌سالی، آتش‌سوزی و کمبود مواد آلی و مغذی، چالش‌هایی را برای پایداری و بهره‌وری جنگل‌ها ایجاد کرده‌اند. درک تغییرات ترکیب و ساختار جنگل‌ها با توجه به این تنش‌ها برای پژوهشگران و برنامه‌ریزان به‌منظور حفاظت از این بوم‌سازگان‌های ظریف و شکننده اهمیت دارد. علاوه بر این، جنگل‌ها در جهان بیش از ۸۶ میلیون شغل و منابعی نظیر غذا و سوخت را فراهم می‌کنند که معیشت میلیون‌ها نفر را تأمین می‌کند. با این حال، جنگل‌ها در سراسر جهان در معرض تهدید هستند و این تهدید، مزایای آن‌ها را به خطر می‌اندازند.

تهدیدها شامل جنگل‌زدایی و تخریب جنگل‌ها هستند که عمدتاً ناشی از فعالیت‌های کشاورزی، برداشت چوب، برداشت هیزم و زغال‌چوب، چرای دام، آتش‌سوزی‌های طبیعی و غیرقابل کنترل، ساخت جاده‌ها با زیرساخت‌های نامناسب و ضعیف و فعالیت‌های تفریحی هستند (Vásquez-Grandón *et al*., 2018). فرآیند تخریب ممکن است سریع باشد یا به‌آرامی انجام شود، مانند برداشت گزینشی بهترین درختان (FAO, 2009). برآورد می‌شود که بیش از ۲ میلیارد هکتار از جنگل‌های جهان تخریب شده یا در معرض تخریب قرار دارند (Stanturf *et al*., 2014a, 2014b). تخریب جنگل‌ها به‌عنوان یک مشکل جدی زیست‌محیطی، اجتماعی و اقتصادی شناخته شده‌است (FAO, 2010 & 2011؛ Simula & Mansur, 2011). تخریب جنگل هم برای بوم‌سازگان‌ها و هم برای جامعه مضر است، زیرا میلیون‌ها نفر به کالاها و خدماتی که جنگل‌ها تولید می‌کنند وابسته‌اند (FAO, 2011; Modica *et al*., 2015). تعاریف تخریب جنگل براساس منافع و اهداف برنامه‌های مختلف، کنوانسیون‌های بین‌المللی و سیاست‌های جهانی متفاوت است (FAO, 2011; Thompson, 2011; Simula & Mansur, 2011; Thompson *et al*., 2013; Stanturf *et al*., 2014b). تخریب جنگل می‌تواند اثرات منفی بر ویژگی‌های ساختاری و عملکردی چشم‌اندازها، زیستگاه‌ها و چرخه‌های هیدرولوژیکی و بیوژئوشیمیایی داشته باشد. تخریب جنگل و جنگل‌زدایی تقریباً هشت درصد از انتشار کربن انسانی را تشکیل می‌دهد (Stanturf *et al*., 2014a, Le Quéré 2014; FAO, 2009).

تخریب جنگل به موقعیت‌هایی اشاره دارد که شامل تغییرات شدید و طولانی‌مدت محیطی هستند و تغییرات کوتاه‌مدت مرتبط با مدیریت جنگل برای اهداف جنگل‌داری را شامل نمی‌شود (FAO, 2011; Thompson *et al*., 2013). این فرآیند شامل کاهش زیست‌توده، تغییر در ترکیب و ساختار جنگل و هم‌چنین تغییرات در خاک و آب است که بر عملکرد جنگل تأثیر می‌گذارد و ارائه کالاها و خدمات بوم‌سازگان را کاهش می‌دهد (Chazdon, 2008; Lamb *et al*., 2012; Modica *et al*., 2015). عواملی مانند بادافتادگی، قطع غیرقانونی درختان، بهره‌برداری نامناسب، چرای دام (Nobakht *et al*., 2018)، تغییر کاربری زمین (Ildoromi *et al*., 2016) و فعالیت‌های تفریحی متمرکز، اغلب اثرات منفی بر ترکیب و ساختار جنگل‌های جهان (Cardelús *et al*., 2019) و احتمالاً بر جنگل‌های هیرکانی و ارسباران داشته‌اند به طوری که نتیجه‌ی این آشفتگی‌ها کاهش پیچیدگی‌های ساختاری توده‌های جنگلی را به‌دنبال دارد (Willim *et al*., 2022; Sefidi *et al*., 2022; Esmaeilpour & Sefidi, 2022; Amiri, 2023; Ahmadi *et al*., 2023).

در یک مطالعه، تأثیر آشفتگی‌های غیرطبیعی از جمله عامل انسانی بر ترکیب، ساختار و تنوع پوشش گیاهی در مناطق مرتفع Wof-Washa کشور اتیوپی بررسی شد. در این پژوهش، مشخص شد که شاخص‌های تشابه در ترکیب گونه‌ها در جنگل کم بود، که نشان از تفاوت پوشش گیاهی متفاوت در بخش‌های مختلف جنگل با توجه به تغییرات ارتفاع از سطح دریا و وجود دخالت شدید انسانی بود (Yirga *et al*., 2019). در مطالعه‌ای دیگر، ترکیب و ساختار سه رویشگاه جنگلی با سابقه حفاظتی متفاوت در جنگل‌های ارسباران بررسی شد. نتایج نشان داد که گونه‌های ممرز (۶۸ درصد)، افرا کرب (۸ درصد)، سرخدار (۷ درصد) و اوری (۵/۲ درصد) در مجموع با ۸۸ درصد از فراوانی درختان موجود در کل سه رویشگاه را به خود اختصاص دادند. هم‌چنین الگوی پراکنش درختان در هر سه توده از الگوی کپه‌ای پیروی می‌کرد (Ghanbari *et al*., 2018). عزیزی مهر و همکاران (Azizi Mehr *et al*., 2020) اثر شدت‌های تخریب زیاد، متوسط و کم جنگل و تغییر تراکم درختان بر پویایی فعالیت‌های میکروبی و فرایندهای بیوشیمیایی خاک منطقه‌ی جلگه‌ای نوشهر را بررسی کردند. نتایج آنها نشان داد که حفاظت یا تخریب جنگل اثرات متفاوتی بر خصوصیات خاک دارد که این می‌تواند تغییرپذیری فعالیت‌های میکروبی و فرایندهای بیوشیمیایی خاک را به‌دنبال داشته باشد. تأثیر آشفتگی در سه منطقه با سطوح مختلف آشفتگی و دخالت انسانی توده‌های جنگلی ارسباران توسط سفیدی و جهدی (Sefidi &Jahdi, 2023) مطالعه شد. نتایج این پژوهش مشخص کرد که تراکم درختان در رویشگاه با آشفتگی کم بیشترین و در رویشگاه‌های با تخریب متوسط و زیاد کمتر بود. هم‌چنین میانگین مشخصه‌های قطر برابرسینه و ارتفاع کل درختان در رویشگاه با آشفتگی زیاد بیشتر از دو رویشگاه با آشفتگی کم و متوسط به‌دست آمد. بنابر این، آشفتگی‌های انسانی تأثیر منفی بر پراکنش و همگنی درختان از نظر اندازه و تعداد در طبقات قطری و ارتفاعی توده دارند و تنوع ساختاری را کاهش می‌دهند (Sefidi & Jahdi, 2023). مطالعه‌ی سفیدی و همکاران (Sefidi *et al*., 2022) در جنگل‌های

[Downloaded from ifej.sanru.ac.ir on 2026-06-27]
[DOI: 10.61186/ifej.2024.569]

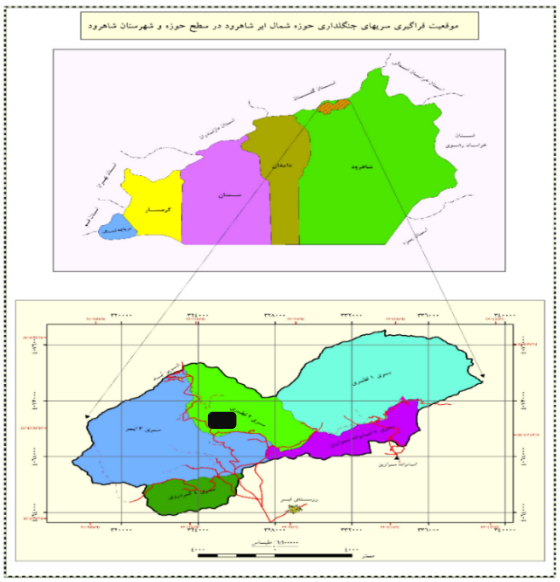
آمیخته بلوط–ممرز رویشگاه ارسباران نشان داد که در مناطق با دست‌خوردگی کمتر، امکان تجدید حیات بهتر فراهم شده‌است و درختان فرصت کافی برای رشد قطری را به‌دست آورده‌اند. هم‌چنین ساختار در توده‌های با تخریب کم و خیلی کم از تنوع و پیچیدگی بیشتری نسبت به توده‌های با تخریب متوسط و زیاد برخوردار است (Sefidi *et al.*, 2022).

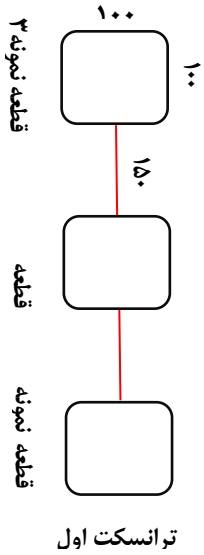
بنابر این، پژوهش حاضر به‌منظور کسب اطلاع از وضعیت گونه‌های چوبی با توجه به نوع آشفتگی انسانی در جنگل‌های اطراف روستای ابر شهرستان شاهرود انجام شد است. هدف این تحقیق مقایسه ویژگی‌های ساختاری توده‌ها در مناطق با شدت‌های مختلف تخریب است.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

پژوهش حاضر در سری ۲ طرح جنگل‌داری ابر در اراضی و ارتفاعات حوزه شمال شاهرود استان سمنان انجام شد. جنگل‌های منطقه مورد مطالعه بین عرض جغرافیایی شمالی ۴۴′ ۳۵° تا ۴۸′ ۳۶° و طول شرقی ۰۱′ ۵۵° تا ۰۸′ ۵۵° قرار دارند. مساحت سری دو ۲۲۰۱ هکتار است که از شمال با جنگل‌های شیرین‌آباد استان گلستان، از جنوب با جنگل‌های سری سه و روستای ابر، از شرق به جنگل‌های سری یک قُطری و سری ۵ امامزاده سراوین و از غرب با جنگل‌های سری ۳ ابر محدود شده‌است. سری مورد مطالعه دارای ۱۱ قطعه است که میانگین مساحت هر قطعه حدود ۱۲۲ هکتار است. دامنه ارتفاعی منطقه مورد مطالعه از ۱۸۷۲ تا ۳۰۷۰ متر از سطح دریا متغیر است. بارندگی سالانه بین ۳۰۰ الی ۴۳۰ میلی‌متر نوسان دارد که میانگین آن ۳۷۶ میلی‌متر است. میانگین حداقل و حداکثر دما به‌ترتیب ۰/۶ و ۱۹ درجه سانتی‌گراد متغیر است. میانگین شیب حوضه ۳۸/۲۵ درصد است. شکل ۱ نقشه منطقه مورد مطالعه و جدول ۱ موقعیت جغرافیایی و برخی ویژگی‌های توده‌های مورد مطالعه از نظر شدت تخریب را نشان می‌دهند.





شکل ۱– موقعیت توده‌های مورد مطالعه در جنگل کوهستانی ابر و طرح شماتیک ترانسکت‌ها و موقعیت قطعات نمونه در هر توده
Figure 1. General location of the three studied stands in the montane forest of Abr

جدول ۱– موقعیت جغرافیایی و برخی خصوصیات توده‌های مورد مطالعه
Table 1. Geographical location and characteristics of the studied stands

توده (بر اساس وضعیت تخریب یا آشفتگی) Stand (Disturbance intensity)	مختصات جغرافیایی Geographic coordinates	تیپ جنگل Forest Type	ارتفاع از سطح دریا (متر)	میانگین شیب (درصد) Slope (%)	جهت عمومی	فاصله از جاده، روستا یا منابع آبی و ... (متر) Distance (m) from road, village, and/or water source	درصد تاج پوشش Forest canopy cover (%)
دست نخورده Intact	N 36 45 50 E 55 20 36	لور–اوری	2187	36	شمال شرقی	> 300	> 60
تخریب متوسط Medium degradation	N 35 28 46 E 55 30 25	لور–اوری	2118	2	جنوب غربی	150-300	40-60
تخریب شدید Severe degradation	N 36 02 30 E 55 48 12	اوری–لور	1980	23	جنوب	< 150	< 40

روش تحقیق

در مطالعه حاضر به‌منظور بررسی برخی مشخصه‌های ساختاری سه توده جنگلی با شدت‌های مختلف تخریب (دست‌نخورده، تخریب متوسط و تخریب شدید) در جنگل ابر شاهرود استان سمنان با در نظر گرفتن وضعیت کلی منطقه از نظر توپوگرافی، موقعیت جغرافیایی و وضعیت پوشش گیاهی یکسان داخل قطعات، از روش آماربرداری به‌روش ترانسکت استفاده شد. نمونه‌برداری با نقطه شروع تصادفی در قطعات

[Downloaded from ifej.sanru.ac.ir on 2026-06-27]
[DOI: 10.61186/ifej.2024.569]

نمونه مربعی شکل به ابعاد ۱۰۰×۱۰۰ متر واقع در قطعات ۴، ۵ و ۶ سری دو حوزه جنگل ابر انجام شد. در هر توده، سه قطعه نمونه مربعی شکل (به مساحت یک هکتار) در امتداد یک ترانسکت به موازات شیب و افزایش ارتفاع از سطح دریا مستقر شد. جهت اطمینان از معرف بودن جوامع جنگلی، فاصله بین قطعات نمونه در هر توده به‌صورت یکسان ۱۵۰ متر در نظر گرفته شد (Kouassi *et al.,* 2009؛ Gerville-réache & Coallier, 2011). ترانسکت‌ها موازی با یکدیگر و در جهت کلی شیب دامنه (جهت جنوبی- شمالی) و افزایش ارتفاع از سطح دریا مستقر شدند. این امر امکان در نظر گرفتن بهتر تنوع بوم‌شناسی رویشگاه را نیز فراهم می‌کند (Doucet, 2003). در هر قطعه‌نمونه مشخصه‌های گونه، قطر در ارتفاع برابرسینه تمام درختان بیشتر از ۷/۵ سانتی‌متر با استفاده از خط‌کش دوبازو و ارتفاع درختان (به متر) با استفاده از شیب‌سنج الکترونیک HEC اندازه‌گیری و ثبت شد. از قطر برابرسینه و رویه‌زمینی (Del Rio *et al*., 2016; Amini *et al*., 2018)، تراکم درختان قطور (Spies & Franklin, 1991; Del Rio *et al*., 2016)، ضریب جینی (جدول ۲، رابطه ۱) (Zenner *et al.,* 2015)، شاخص پیچیدگی ساختار (جدول ۲، رابطه ۲) و ضریب کاهش قطری دولیوکورت (جدول ۲، رابطه ۳) (Neummann & Staliger, 2001) جهت مقایسه تفاوت بین توده‌ها استفاده شد (Amini *et al*., 2018). با توجه به شدت تخریب، از مثلث ساختار جنگل جهت ارزیابی ساختار توده‌ها براساس شدت تخریب استفاده شد (Sagheb-Talebi & Schütz, 2002; Donoso & Nyland, 2005). برای این‌کار، رویه‌زمینی درختان در هکتار بر اساس طبقات کم‌قطر (۳۰ < سانتی‌متر)، میان‌قطر (۵۰-۳۰ سانتی‌متر) و قطور (بزرگتر از ۵۰ سانتی‌متر) محاسبه شد (Amini *et al.*, 2018).

تنوع گونه‌ی، غنا و یکنواختی با استفاده از شاخص شانون-وینر تعیین شدند (Megurran, 1988). شاخص تنوع شانون-وینر، یکنواختی و غنا باتوجه‌به گونه‌های شناسایی شده تعیین شدند (Yirga *et al*., 2019). ساختار کمی داده‌های پوشش گیاهی بر اساس تجزیه و تحلیل قطر برابرسینه، تراکم گونه، سطح مقطع، ارتفاع درختان، فراوانی و شاخص ارزش اهمیت (IVI) انجام شد. قطر برابرسینه و ارتفاع درخت به کلاسه‌های قطری و ارتفاعی طبقه‌بندی شدند. توزیع فراوانی نسبی تک تک درختان در هر قطعه نمونه و تراکم نسبی درختان و درختچه‌ها و رویه‌زمینی در هکتار محاسبه شد. شاخص رویه‌زمینی (BA) هرگونه درخت/درختچه با استفاده از رابطه (۴) به‌دست آمد (جدول ۲). در داخل هر قطعه نمونه بزرگ، جهت اندازه‌گیری و ثبت اطلاعات تجدید حیات گونه‌های چوبی، ۵ ریزقطعه نمونه به ابعاد ۲ × ۲ متر (۴ مترمربع) در چهار جهت گوشه‌ی اصلی و مرکز درنظر گرفته شد. سپس، هر ریزقطعه نمونه، تجدید حیات مشاهده شده در سه گروه با ارتفاع کمتر از ۰/۳، ۱/۳۰ -۰/۳۰ و بیشتر از ۱/۳۰ متر تقسیم شد (ICP Forest, 2016).

به‌منظور نمایش تمامی داده‌های جمع‌آوری شده در داخل توده‌ها در قالب جداول، نمودار، درصد و میانگین از نرم‌افزار Excel 2021 استفاده شد. پردازش‌های آماری داده‌ها در نرم‌افزار SPSS نسخه ۲۲ انجام شد. جهت بررسی و صحت نرمال بودن داده‌ها از آزمون کولموگروف- اسمیرنوف استفاده شد. با توجه به نوع گرادیان آشفتگی توده (دست‌نخورده، تخریب متوسط و تخریب شدید)، پارامترهای زیر مقایسه شدند: تنوع گونه‌ای، ترکیب، توزیع تعداد و رویه‌زمینی در طبقات قطری و وضعیت تجدید حیات بر اساس آزمون یک طرفه ANOVA و مقایسه چندگانه توکی در سطح ۵ درصد ($P < ۰/۰۵$).

جدول ۲- روابط مورد استفاده جهت محاسبه برخی پارامترهای ساختاری توده‌های موردمطالعه
Table 2. Equations used to calculate some structural attributes in the studied stands

شماره رابطه	نوع شاخص یا رابطه Index	فرمول (Equation)	توضیحات
1	ضریب جینی Gini coefficient	$GI=\frac{\sum_{i=1}^{n}(2j-n-1)ba_j}{\sum_{i=1}^{n}ba_j\,(n-1)}$	GI ضریب جینی،n تعداد درختان در قطعه نمونه،j عدد طبقه‌بندی صعودی قطر برابر سینه و baj رویه‌زمینی مربوط به هر درخت یا طبقه قطری
2	شاخص پیچیدگی ساختاری Structural Complexity index	$HC = H.BA.n.N$	HC: شاخص پیچیدگی ساختاری، H ارتفاع درختان آشکوب بالا در قطعه نمونه، BA رویه‌زمینی درختان در قطعه نمونه، n تعداد درختان در قطعه نمونه وN تعداد گونه‌ها در قطعه نمونه
3	ضریب دولیوکورت q (بین ۱/۳ الی ۱/۵ نوسان دارد) Doliucort index	$y = K.e^{-ax}\ or\ n = k.e^{-a.d}$ $\log y = \log k - a\ xloge$	Y: تعداد درخت، k و a: مقادیر ثابت، e پایه لگاریتم طبیعی ۲/۷۱۸۲ و x: قطر درخت است. a ضریب کاهش تعداد درخت در هر طبقه قطری (۰/۰۸ الی ۰/۱۸) و k ضریب نسبی انبوهی توده (۲۲ الی ۱۰۲) است.
4	شاخص رویه زمینی Basal area index	$Basal\ area = \pi(DBH)^2$	DBH: قطر در ارتفاع برابر سینه (سانتی‌متر یا متر)

نتایج و بحث

در مجموع، ۲۶۳۸ پایه از گیاهان چوبی درختی و درختچه‌ای (پهن‌برگ و سوزنی‌برگ) متعلق به ۱۱ گونه شامل اوری (*Quercus macranthera* Fisch. & Mey.)، بلندمازو (*Quercus castaneifolia* C.A. Mey)، ممرز (*Carpinus betulus* L.)، کچف (*Carpinus schuschaensis* H. Winkl)، لِوَر (*Carpinus orientalis* Mill.)، راناس (*Cerasus macrocarpa* C. A. Mey)، گلابی وحشی (*Pyrus communis* L.)، ازگیل (*Mespilus germanica* L.)، افرا کَرکُو (*Acer monspessulanum L.*)، زرشک (*Berberis integerrima* Bunge)، ولیک (*Crataegus elbursensis* Rech.fil) و مای‌مَرز (*Juniperus sabina* L.) در سه توده (دست‌نخورده، تخریب متوسط و تخریب شدید) شناسایی و مورد بررسی قرار گرفت. بیشترین و کمترین تراکم

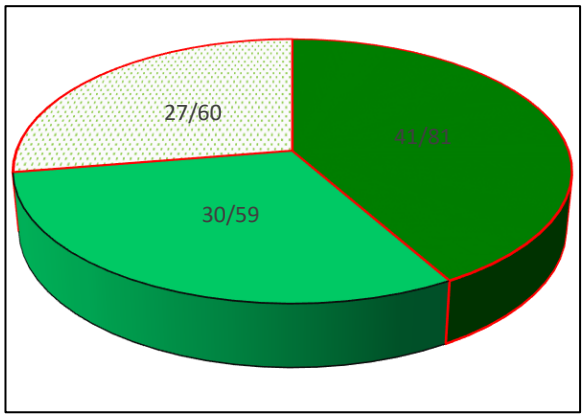
[Downloaded from ifej.sanru.ac.ir on 2026-06-27]
[DOI: 10.61186/ifej.2024.569]

درختان به‌ترتیب به توده با تخریب متوسط و شدید تعلق داشت (جدول ۳). هم‌چنین توده با تخریب شدید بیشترین میانگین قطر برابرسینه (۳۷/۴۶ سانتی‌متر) و میانگین ارتفاع (۱۱/۸۶ متر) را در بین سه توده دارا بود. کمترین مقدار تنوع و یکنواختی گونه‌ای در توده با تخریب شدید (H'=۲/۳۱، Species evenness =۰/۶۳) و بیشترین آن در توده دست‌نخورده (H' = ۲/۹۷، Species evenness =۰/۸۷) مشاهده شد (جدول ۳). فراوانی کل پایه‌های چوبی سه توده متفاوت بود (شکل ۲). بیشترین فراوانی در توده دست‌نخورده با ۱۱۰۳ (۴۱/۸ درصد) پایه در کل قطعات نمونه مشاهده شد. دو توده‌ی دیگر، یعنی تخریب شدید و متوسط به‌ترتیب دارای فراوانی ۸۰۷ (۳۰/۶ درصد) و ۷۲۸ (۲۷/۶ درصد) پایه بودند. نتایج آزمون تجزیه و تحلیل واریانس یک‌طرفه نشان داد که تفاوت معنی‌داری در فراوانی افراد شمارش شده (همه‌ی گونه‌ها) در ۳ توده مورد مطالعه وجود داشت (p <۰/۰۵). میانگین ضریب دولیوکور برای توده‌های دست‌نخورده، تخریب متوسط و تخریب شدید به‌ترتیب ۱/۳۲، ۱/۳۹ و ۱/۴۲ به‌دست آمد.

جدول ۳- برخی ویژگی‌های ساختاری توده‌های موردمطالعه (قطر برابرسینه درختان اندازه‌گیری شده بیشتر از ۷/۵ سانتی‌متر در نظر گرفته شده است)

Table3. Comparison of some structural attributes in the studied forest stands (D.B.H ≥ 7.5cm)

توده(براساس شدت تخریب) Stand (Disturbance intensity)	تراکم (تعداد در هکتار) Stem Density (N/ha)	قطر برابرسینه (سانتی‌متر) D.B.H (cm)			سطح مقطع برابرسینه (مترمربع در هکتار) Basal area (m^2/ha)	میانگین ارتفاع (متر) Mean of tree height (m)	غنای گونه‌ای (تعداد) Richness	تنوع گونه‌ای (H') Species diversity	یکنواختی گونه‌ای Eveness	میانگین تاج پوشش (درصد) Mean of crown canopy (%)
		حداقل Min	میانگین mean	حداکثر Max						
دست نخورده Intact	298	8	28.71	62	14.82	10.52	9	2.97	0.87	60-75
تخریب متوسط Medium degradation	346	7.5	26.20	56	8.63	8.54	8	2.54	0.84	40-60
تخریب شدید Severe degradation	189	7.5	37.46	74	11.85	11.86	6	2.31	0.61	<40

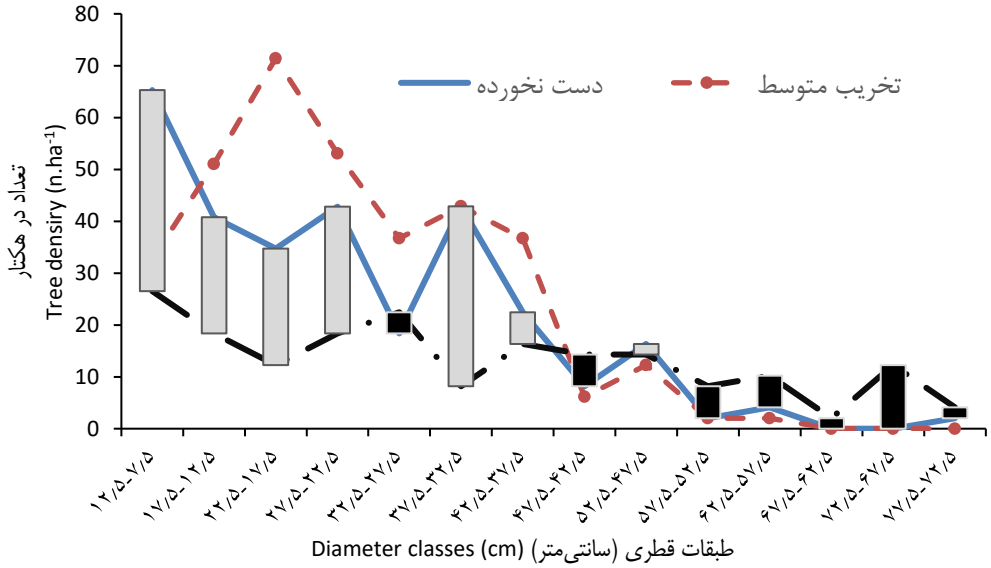


شکل ۲- فراوانی کل پایه‌های درختی و درختچه‌ای هریک از توده‌های مورد مطالعه براساس شدت تخریب

Figure 2. The total frequency of woody species individuals in the studied stands according to the disturbance severity.

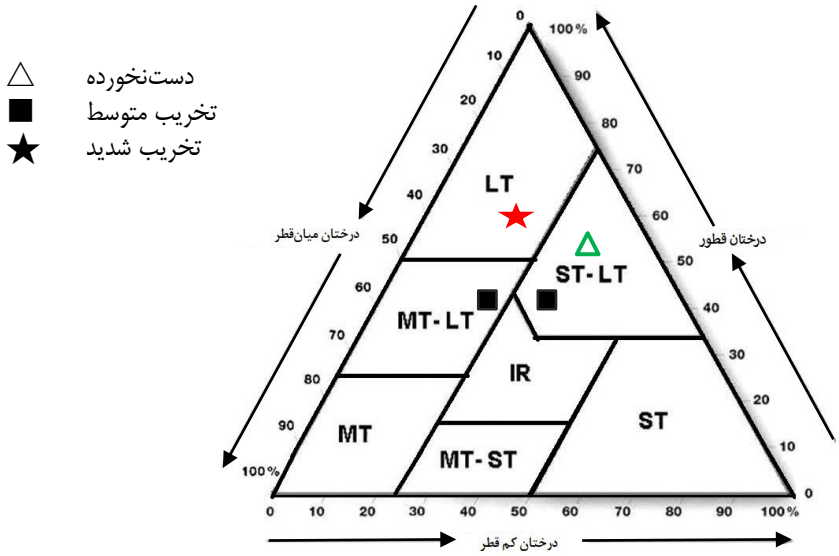
الگوی کلی توزیع تعداد در طبقات قطری توده‌های مورد مطالعه همانند توده‌های جنگلی ناهمسال طبیعی، رونده کاهنده یا نیمه‌هذلولی را نشان می‌دهد به‌طوریکه منحنی توزیع جمعیت آنها از شکل جی J معکوس (یا نامنظم) پیروی می‌کند (شکل ۳). تعداد پایه‌های درختی در توده‌های مورد مطالعه از کوچک‌ترین طبقه قطری (۱۰ سانتی‌متر) به بزرگ‌ترین طبقه قطری (۷۵ سانتی‌متر) به‌طور قابل ملاحظه‌ای کاهش می‌یابد. به طوری که این تغییرات در توده‌ی با تخریب شدید بیشتر است. در توده‌های دست‌نخورده و تخریب متوسط، طبقات قطری ۶۵ و ۷۰ سانتی‌متر فاقد پایه درختی هستند. اما در توده با تخریب شدید، پایه‌های درختی در همه طبقات قطری وجود دارند. هم‌چنین توده با تخریب متوسط در طبقات قطری جوان ۱۵-۳۰ سانتی‌متر و ۴۰ سانتی‌متر بیشترین فراوانی درختان را نسبت به دو توده‌ی دیگر به‌خود اختصاص می‌دهند (شکل ۳). در طبقات کم‌قطر (کمتر از ۳۰ سانتی‌متر) و میان‌قطر (۵۰-۳۰ سانتی‌متر)، توده‌ی با تخریب شدید کمترین فراوانی درختان را دارا است، اما در طبقات قطور (۵۰ < سانتی‌متر) این توده فراوانی بیشتری نسبت به توده‌های دست‌نخورده و تخریب متوسط دارد (شکل ۳).

[Downloaded from ifej.sanru.ac.ir on 2026-06-27]
[DOI: 10.61186/ifej.2024.569]



شکل۳- توزیع تعداد در طبقات قطری درختان با قطر برابرسینه بیشتر از ۷/۵ سانتی‌متر در توده‌های مورد مطالعه براساس شدت تخریب (نمودارهای میله‌ای شناور اختلاف بین تعداد در طبقات قطری بین توده‌ی دست‌نخورده با توده با تخریب شدید را نشان می‌دهد. نمودارهای عمودی با رنگ روشن نشان‌دهنده بیشتر بودن فراوانی تعداد در طبقات قطری توده‌ی دست‌نخورده نسبت به توده‌ی با تخریب شدید است و نمودارهای عمودی با رنگ تیره نشان‌دهنده کاهش تعداد در طبقات قطری توده‌ی دست‌نخورده نسبت به توده‌ی با تخریب شدید است).
Figure 3. The number in DBH classes in the study stands according to degradation intenstiry (DBH ≥ 7.5cm)

موقعیت توده‌های مورد مطالعه در مثلث ساختار جنگل نشان می‌دهد که توده‌ی با تخریب شدید در منطقه دارای درختان قطور در قسمت نوک مثلث قرار گرفته است، در حالی که توده دست‌نخورده بیشتر دارای درختان قطور و کم‌قطر است. هم‌چنین، توده‌ی با تخریب متوسط در دو موقعیت با درختان کم‌قطر، میان‌قطر و قطور قرار دارد (شکل ۴).

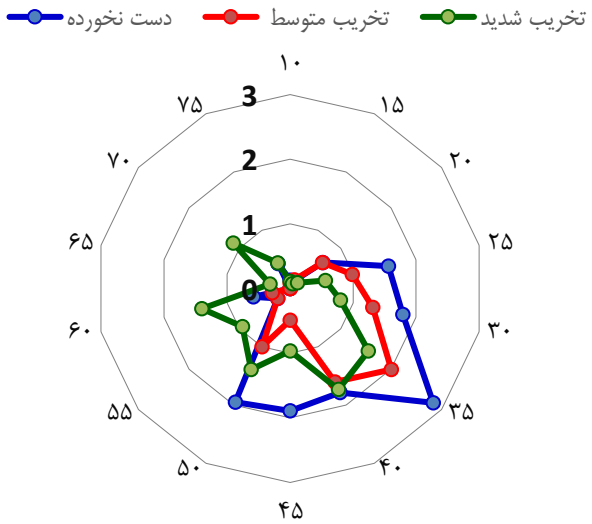


شکل ۴- مثلث ساختار جنگل و موقعیت هریک از توده‌ها براساس شدت تخریب در کلاسه‌های قطری (T: درخت،L : قطور، M: میان‌قطر، S: کم‌قطر و IR نامنظم)
Figure 4. The triangle of structures for forest stands according to disturbance intensity in diameter classes (T = Tree or timber; S = small; M = medium; L = large; IR = irregular.)

توزیع رویه‌زمینی در طبقات قطری بر اساس شدت آشفتگی
با استفاده از نمودار راداری در توده‌های مورد مطالعه متفاوت است. در توده‌ی دست‌نخورده، نزدیک به ۸۴ درصد از رویه‌زمینی در هکتار در طبقات کم‌قطر (۳۰ > سانتی‌متر) و میان‌قطر (۳۰-۵۰ سانتی‌متر) قرار دارد. در مقابل، تقریباً ۸۶ درصد از رویه‌زمینی کل توده با تخریب شدید در طبقات میان‌قطر و قطور (۵۰ > سانتی‌متر) توزیع شده‌است (شکل ۵). در توده‌ی با تخریب متوسط، طبقات کم‌قطر و میان‌قطر به‌ترتیب ۳۶ و ۵۷ درصد از رویه‌زمینی در هکتار را به خود اختصاص می‌دهند. شکل ۵ هم‌چنین نشان می‌دهد که در

[Downloaded from ifej.sanru.ac.ir on 2026-06-27]
[DOI: 10.61186/ifej.2024.569]

توده‌های دست‌نخورده و تخریب متوسط، بیشترین رویه‌زمینی متعلق به طبقه قطری ۳۵ سانتی‌متر (به‌ترتیب۲/۸۳ و ۲ مترمربع در هکتار) است. در مقابل، بیشترین رویه‌زمینی در توده با تخریب شدید به طبقه قطری ۴۰ سانتی‌متر (۱/۷۳ مترمربع در هکتار) اختصاص دارد (شکل ۵).



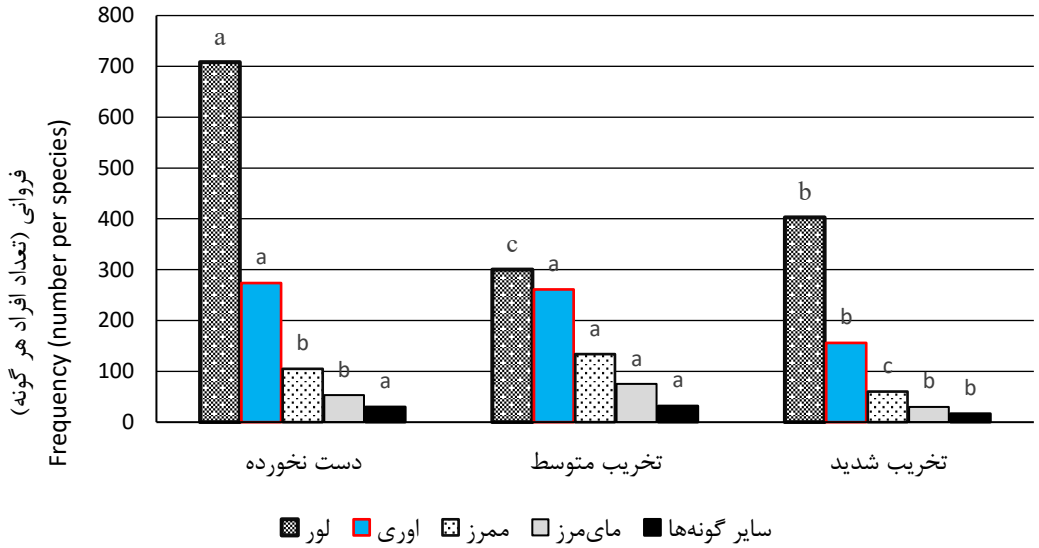
شکل ۵- نمودار راداری توزیع رویه‌زمینی در طبقات قطری براساس شدت تخریب در توده‌های مورد مطالعه (اعداد بیرون نمودار طبقات قطری (سانتی‌متر) و اعداد عمود بر محور دوایر با قلم درشت، رویه زمینی در هکتار (متر مربع) در هر طبقه قطری را نشان می‌دهد).
Figure 5. The radar chart for basal area distribution in diameter classes according to different disturbance intensities in the study area

فراوانی افراد گونه‌های مورد مطالعه با توجه به نتایج تحقیق نشان می‌دهد که نسبت گونه‌های چوبی با توجه به شدت تخریب متفاوت است. در هر سه توده‌ی مورد مطالعه، لِوَر (*Carpinus orientalis* Mill) و اوری (*Quercus macranthera* Fisch. & Mey) فراوان‌ترین گونه‌ها بودند (شکل ۶). در توده‌های دست‌نخورده و تخریب زیاد، این دو گونه به‌ترتیب ۶۰/۵ درصد (۶۶۷ و ۴۴۰ فرد) و ۲۲/۷ درصد (۲۵۰ و ۱۶۵ فرد) از کل پایه‌های مورد بررسی را تشکیل می‌دهند. از طرفی، در توده‌ی با تخریب متوسط، گونه‌های لِوَر و اوری به‌ترتیب ۴۵/۳ درصد (۳۶۶ پایه) و ۲۸/۲ درصد (۲۲۷ پایه) از فراوانی افراد ثبت شده را به‌خود اختصاص می‌دهند (شکل ۶).

پس از گونه‌های ذکر شده در بالا، ممرز (*Carpinus betulus* L) و مای‌مَرز (*Juniperus sabina* L.) به‌ترتیب ۹/۳ و ۴/۸ درصد (۱۰۳ و ۵۳ فرد) از کل پایه‌های بررسی شده در توده دست‌نخورده و ۱۴/۱ درصد (۱۱۴ پایه) و ۸/۳ درصد (۶۷ پایه) در توده با تخریب متوسط را تشکیل می‌دهند. هم‌چنین ممرز و مای‌مرز ۷/۴ و ۳/۹ درصد از فراوانی کل پایه‌های موجود در توده‌ی با تخریب شدید را به‌خود اختصاص می‌دهند (شکل ۶).

سایر گونه‌ها شامل (بلندمازو، راناس، ازگیل، گلابی‌وحشی، ولیک، افرا کرکو و زرشک) با کمتر از حدود ۶ درصد از پایه‌های موجود در سه توده (دست‌نخورده: ۲/۷ درصد؛ تخریب متوسط: ۴/۱ درصد و تخریب شدید: ۵/۵ درصد) کمترین فراوانی را داشتند. تجزیه و تحلیل واریانس یک‌طرفه نشان می‌دهد که فراوانی پایه‌های گونه‌های درختی و درختچه‌ای تفاوت معنی‌داری (سطح ۰/۰۵ درصد) را بین محیط‌های دست‌نخورده و دو توده‌ی دیگر با تخریب متوسط و شدید نشان می‌دهد.

[Downloaded from ifej.sanru.ac.ir on 2026-06-27]
[DOI: 10.61186/ifej.2024.569]



شکل ۶- فراوانی گونه‌های مختلف در هر توده با توجه به شدت تخریب [(سایر گونه‌ها شامل: بلندمازو، گلابی، زرشک، ولیک، راناس، افرا کرکو و کچف) حروف a، b و c در بالای ستون‌ها نشان‌دهنده تفاوت معنی‌دار در فراوانی گونه‌های درختی بین سه توده‌ی مورد مطالعه است)].
Figur 5. The abundance of different species according to degeradation intensity [(other species including: *Quercus castaneifolia* C.A. Mey, *Carpinus schuschaensis* H. Winkl., *Cerasus macrocarpa* C. A. Mey, *Pyrus communis* L., *Mespilus germanica* L., *Acer monspessulanum* L., *Berberis integerrima* Bunge., and *Crataegus elbursensis* Rech.fil). Bars with different letters are significantly different according to a multiple-comparison Tukey's test.]

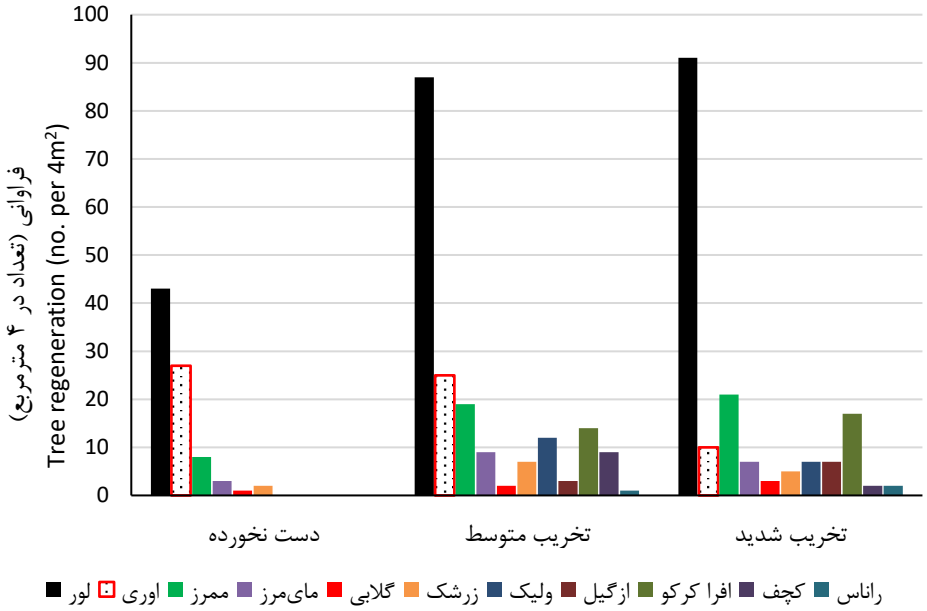
وضعیت تجدید حیات گونه‌های درختی و درختچه‌ای به طور قابل‌ت وجهی در بین توده‌های جنگلی متفاوت بود (N = 36 ،p <۰/۰۱). در مقایسه‌ی نوع دخالت، تخریب متوسط تأثیر چشم‌گیری بر تجدید حیات طبیعی گونه‌های چوبی دارد (P > ۰/۰۱). فراوانی تجدید حیات توده‌های مورد مطالعه با ۸۹±۳۳۵ نونهال و ۳۵±۱۳۲ نهال (در ۴ مترمربع) به‌دست آمد. توزیع مراحل مختلف تجدید حیات گیاهان چوبی در توده‌های مورد مطالعه باتوجه به شدت تخریب متفاوت است (جدول ۴). در واقع، فراوانی تجدید حیات گونه‌های درختی و درختچه‌ای در توده‌ی با آشفتگی متوسط بیشترین بود که در آن تعداد ۱۳۳ نونهال، ۶۳ نهال با ارتفاع کمتر از ۱/۳۰ متر و ۲ نهال با ارتفاع بیشتر از ۱/۳۰ متر وجود داشت. از طرفی، تجدید حیات درختان در توده‌های دست‌نخورده و تخریب شدید به‌ترتیب شامل ۱۲۰ و ۸۲ نونهال و ۴۳ و ۲۴ نهال بود (جدول ۴).

جدول ۴- میانگین فراوانی تجدید حیات گونه‌های چوبی با توجه به مراحل رویشی (واحد سطح شمارش بر اساس یک ریزقطعه نمونه ۴ مترمربعی)
Table 4. The average regeneration frequency of woody species according to vegetative stages (4 m^2)

نوع توده یا شدت تخریب Degeradation intesity	نونهال (کمتر از ۳۰ سانتی‌متر) Seedling (< 0.30 m height)	نهال Sapling		مجموع Total
		ارتفاع ۱/۳۰ – ۰/۳ متر 0.3-1.30 m	ارتفاع بیشتر ۱/۳۰ متر < 1.30 m	
دست نخورده Intact	120±40	38±9	5±2	163±51
تخریب متوسط Moderate Degeradation	133±28	63±15	2±1	196±44
تخریب شدید Intense Degeradation	82±21	24±8	0	106±29
جمع Total	335±89	125±32	7±3	467±124

هم‌چنین در منطقه موردمطالعه، تجدید حیات نهال‌ها و نونهال‌ها باتوجه به گونه و توده متفاوت بود (شکل ۷). در هر سه توده‌ی مورد مطالعه، تجدید حیات گونه‌های لور، اوری، کچف و مای‌مرز مشاهده شد، در حالی که در توده‌ی با تخریب متوسط، فقط تجدید حیات ممرز، افرا کرکو و گلابی وجود داشت. در توده‌ی با تخریب شدید، علاوه بر گونه‌های ذکر شده، تجدید حیات گونه‌هایی از جمله ولیک، ازگیل و زرشک نیز شناسایی و ثبت شد. تجدیدحیات راناس (۴ < پایه در چهار مترمربع) هم در توده با تخریب متوسط و هم تخریب شدید وجود داشت (شکل ۷).

[Downloaded from ifej.sanru.ac.ir on 2026-06-27]
[DOI: 10.61186/ifej.2024.569]



شکل۷- فراوانی تجدید حیات گونه‌های چوبی بر اساس شدت تخریب در توده‌های مورد مطالعه (تراکم تجدید حیات در ریزقطعات نمونه ۴ متر مربعی در نظر گرفته شده‌است).

Figure7. Abundances of species regeneration based on disturbance intensity in the studied stands (in 4 m^2)

مطالعه حاضر در یک جنگل آمیخته‌ی پهن‌برگ در منطقه کوهستانی حوزه‌ی جنگل ابر استان سمنان انجام شد که به بررسی برخی مشخصه‌های ساختاری از جمله فراوانی، ترکیب، توزیع تعداد و رویه‌زمینی در طبقات قطری توده‌های مورد مطالعه پرداخته است. تعداد ۱۱ گونه‌ی چوبی در سه توده‌ی جنگلی با شدت‌های مختلف تخریب یا دخالت انسانی شناسایی شدند. فراوانی گونه‌ها بسته به شدت تخریب در هر توده توزیع متفاوتی داشتند (جدول ۲ و شکل ۶). نتایج مشخص کرد که تعداد درختان با قطر برابرسینه بیشتر از ۷/۵ سانتی‌متر در توده‌های مورد مطالعه با توجه به شدت تخریب نوسان زیادی دارد، به طوری که در توده‌ی با تخریب شدید، کمترین تعداد پایه در هکتار (۱۸۹ اصله) وجود داشت که اکثر آنها در طبقات قطری قطور قرار دارند. در مقابل بیشترین تعداد پایه در هکتار (۳۴۶ اصله) متعلق به توده با تخریب متوسط است که پایه‌ها در طبقات کم‌قطر، میان‌قطر و قطور توزیع شده‌اند (جدول ۳). سفیدی و همکاران (Sefidi *et al.*, 2022) در مطالعه توده‌های جنگلی منطقه ارسباران تحت تأثیر آشفتگی‌های مختلف انسانی به این نتیجه رسیدند که توده‌های با دست‌خوردگی زیاد و دست‌خوردگی بسیار کم به‌ترتیب کمترین (۲۷۸ اصله) و بیشترین (۵۱۹ اصله) تعداد در هکتار درختان را به‌خود اختصاص دادند که با نتایج پژوهش حاضر از نظر تعداد در هکتار توده با تخریب شدید مطابقت دارد. تاثیر آشفتگی‌های انسانی بر تنوع اندازه‌ای درختان ذخیره‌گاه جنگلی حاتم مشه‌سی شهرستان مشکین‌شهر در استان اردبیل نشان داد که تعداد درختان با DBH ≥ 5cm در شدت‌های آشفتگی کم، متوسط و زیاد به‌ترتیب ۴۶۵، ۳۲۱ و ۴۱۱ اصله در هکتار بود (Sefidi & Jahdi, 2023). تراکم زیاد درختان (میانگین ۳۹۹ اصله در هکتار) در مطالعه سفیدی و جهدی (Sefidi & Jahdi, 2023) نسبت به مطالعه حاضر (میانگین ۲۷۸ اصله در هکتار) و سایر مطالعات قنبری و همکاران (Ghanbari *et al.*, 2018) و سفیدی و همکاران (Sefidi *et al.*, 2022) احتمالاً به‌دلیل سابقه حفاظتی متفاوت توده‌ها، مبدأ درختان تشکیل‌دهنده توده از نظر دانه یا شاخه‌زاد بودن و هم‌چنین حداقل قطر قابل شمارش درختان باید دانست.

توزیع فراوانی پایه‌های درختی در شدت‌های مختلف تخریب، اختلاف معنی‌داری را نشان داد. این نتیجه تأیید می‌کند که فعالیت‌های برداشت و قطع درختان در حوزه جنگل ابر فراوانی پایه‌های چوبی را در سه توده‌ی مورد مطالعه تغییر داده است (شکل ۲). دفو (Defo, 2005) در جنوب کامرون به این نتیجه رسید که بهره‌برداری بیش از حد توده‌های جنگلی نزدیک به روستاها به ضرر دورترین روستاها بود. مسافت کوتاهی که باید طی شود عاملی است که شدت بهره‌برداری از منبع را مطلوب می‌سازد. با این‌حال، در مطالعه زنگو و همکاران (Nzengue *et al.*, 2023) مشخص شد که جنگل‌های نزدیک به روستا دارای پراکندگی نسبتاً مشابهی از نظر توزیع پایه‌های چوبی با توجه به شدت بهره‌برداری نسبت به دورترین جنگل‌ها بودند. در مطالعه‌ی دیگری، سفیدی و همکاران (Sefidi *et al.*, 2022) یکنواخت شدن پراکندگی درختان در جنگل‌های دست‌خورده نسبت به دست‌نخورده را دور شدن ساختار توده از وضعیت طبیعی معرفی می‌کنند. قنبری و همکاران (Ghanbari *et al.*, 2018) بیان نمودند که میانگین قطر و ارتفاع درختان در رویشگاه‌های با سابقه حفاظتی طولانی بیشتر از رویشگاه با سابقه حفاظتی کمتر بود که علت آن به ایجاد فرصت مناسب برای رویش مشخصه‌های قطر و ارتفاع با استفاده از راهکار حفاظت نسبت داده شد. برخی مطالعات به وضعیت بهتر مشخصه‌های کمی و کیفی ساختار جنگل در توده‌های دست‌نخورده نسبت به تخریب‌شده اشاره کرده‌اند (Ghanbari Sharafeh *et al.*, 2010; Devaney *et al.*,

[Downloaded from ifej.sanru.ac.ir on 2026-06-27]
[DOI: 10.61186/ifej.2024.569]

2014; Casals *et al*., 2015; Dobrowolska *et al*., 2017; Jafari Afrapoly *et al*., 2018; & Ghanbari *et al*., 2018). در مطالعه حاضر نیز این امر تا حدودی می‌تواند صادق باشد. هر چند با توجه به خصوصیات خاص جنگل ابر عواملی دیگری از جمله وضعیت توپوگرافی، وضعیت گردشگری و قاچاق چوب، وجود چند روستا با جمعیت قابل ملاحظه در منطقه و هم‌چنین ایجاد مسیرهای انتقال نیرو و جاده بین دو استان گلستان و سمنان در تغییر ساختار توده‌ها از نظر فراوانی گونه‌ها مؤثر بوده‌اند. با این‌حال، تجزیه و تحلیل فراوانی گونه‌ها نشان می‌دهد که لور *Carpinus orientalis* Mill و اوری *Quercus macranthera* Fisch. & Mey همیشه بیشترین و فراوان‌ترین پایه‌ها را در بین هر سه توده‌ی جنگلی دارا هستند. این دو گونه بیش از ۶۰ درصد از پایه‌های شناسایی شده در هر توده مورد بررسی را نشان می‌دهند. پس از آن‌ها، گونه‌های ممرز (*Carpinus betulus* L.) و مای‌مرز (*Juniperus sabina* L.) قرار دارند که بین حداقل ۱۱/۳ (در توده با تخریب شدید) تا حداکثر ۲۲/۴ درصد (در توده با تخریب متوسط) از کل پایه‌ها را به‌خود اختصاص می‌دهند (شکل۴).

وضعیت آمیختگی گونه‌ها در شدت‌های آشفتگی خیلی کم (دست‌نخورده) تا شدید نشان داد که طبق انتظار، فراوانی و آمیختگی گونه‌ها بایستی با افزایش شدت تخریب کاهش معنی‌داری داشته باشد. به طوری که در توده‌های دست‌نخورده (شامل مجموعاً ۹ گونه) و تخریب زیاد (شامل مجموعاً ۶ گونه)، گونه‌های لِور (*Carpinus orientalis* Mill)، اوری (*Quercus macranthera* Fisch. & Mey)، ممرز (*Carpinus betulus L.*) و مای‌مرز (*Juniperus sabina* L.) بیشترین حضور را در ترکیب گونه‌ای هر دو توده دارند. این گونه‌ها به‌ترتیب در توده‌های دست‌نخورده و تخریب شدید در مجموع ۹۷/۳ و ۹۴/۵ درصد از ترکیب گونه‌ای را به‌خود اختصاص می‌دهند. در توده با تخریب متوسط، سهم چهار گونه اصلی تشکیل‌دهنده ترکیب توده به این ترتیب است: لِور (۴۵/۳)، اوری (۲۸/۲)، ممرز (۱۴/۱) و مای‌ممرز (۸/۳) درصد. این نتایج نشان‌دهنده تفاوت در درصد آمیختگی توده‌ها با توجه به نوع و شدت تخریب است (شکل ۶). در توده با تخریب شدید، سهم گونه‌های پرستار و خرابه‌روی، مانند ولیک (*Crataegus elbursensis* Rech.fil) و ازگیل (*Mespilus germanica L.*)، نسبت به دو توده دیگر بیشتر شده و به ۵/۵ درصد رسیده است. این در حالی است که در ترکیب توده دست‌نخورده، ولیک و ازگیل حضور ندارند. نتایج پژوهش حاضر با مطالعه‌ی سفیدی و همکاران (Sefidi *et al.,* 2022) و قنبری و سفیدی (Ghanbari & Sefidi, 2020) که نشان دادند آمیختگی گونه‌ها در مناطق با تخریب کمتر حالت یکنواختی داشت، مطابقت دارد، یعنی این که روند آمیختگی گونه‌ها با کاهش شدت تخریب، حالت افزایشی دارد. اما در توده‌های با آشفتگی متوسط و زیاد، میزان آمیختگی گونه‌ای روند کاهشی را نشان می‌دهد. در پژوهش پیش‌رو، بایستی به این نکته توجه داشت که کاهش فراوانی گونه‌های اصلی (لِور و اوری) در ترکیب توده‌ها از دست‌نخورده به تخریب شدید باعث افزایش حضور گونه‌های نورپسند، پرستار و خرابه‌روی مانند ازگیل، ولیک و حتی افرا کرکو شده‌است. این تغییر در فراوانی گونه‌های اصلی احتمالاً به‌دلیل افزایش دخالت‌های انسانی بوده است که می‌تواند منجر به کاهش فراوانی برخی گونه‌های نادر مثل گلابی جنگلی و کچف گردد. در مطالعه‌ای بر روی تأثیر شدت تخریب‌های انسانی بر تنوع ساختاری جنگل‌های ارسباران مشخص شد که توده‌های با دست‌خوردگی خیلی کم و کم آمیختگی گونه‌ها روند یکنواخت تا زیاد و در توده‌های با تخریب متوسط و زیاد آمیختگی گونه‌ای روند کاهشی را نشان داد (Sefidi *et al.*, 2022). آثار آشفتگی‌های انسانی دلیل محکمی جهت کاهش تنوع ساختاری توده‌های جنگلی به‌شمار می‌آید که در مطالعه‌ی مدبری و میرزایی (Modaberi & Mirzaei, 2017) اثرات زوال ساختار جنگل‌های زاگرس مرکزی بر شاخص آمیختگی گونه‌ها قبل و بعد از تخریب مورد اشاره قرار گرفته است. ساه و لی (Suh & Lee, 1998)، آنگرس و همکاران (Angres *et al*., 2005) و امیری و همکاران (Amiri *et al.,* 2008 & 2016) گزارش کردند که در مقایسه با توده‌های طبیعی دست‌نخورده، ترکیب گونه‌های درختی غالب در توده‌های مدیریت‌شده تغییراتی را نشان می‌دهد به‌طوری که در اغلب موارد، گونه‌های بومی و غالب با گونه‌های گیاهی خرابه‌روی چوبی و علفی جایگزین می‌شوند. طبق نظر هاچینسون (Hutchinson, 1957)، آشیان بوم‌شناسی بالفعل، عملکرد فیزیولوژیکی هر گونه را با محدودیت‌های محیطی از طریق برهمکنش‌های زیستی (نظیر انگلی، شکار، رقابت و همزیستی) با گونه‌های دیگر در محیط مرتبط می‌کند. این منجر به محدوده‌ای می‌شود که در آن توزیع فراوانی گونه‌های خاصی مانند لِور (*Carpinus orientalis* Mill)، اوری (*Quercus macranthera* Fisch. & Mey) غالب است و با گونه‌های با قدرت رقابتی کمتر، همزیستی دارند (Sagarin & Gaines, 2002؛ Hengeveld &Haeck, 1982). علاوه بر این، دو گونه لِور و اوری به‌طور طبیعی در جنگل‌های بالابند و کوهستانی جنگل‌های هیرکانی رشد می‌کنند و در اوایل بادافتادگی شروع به تجدیدحیات می‌کنند. این گونه‌های تقریباً نورپسند به کاهش تاج‌پوشش جنگل واکنش نشان می‌دهند. طبق مطالعات زو–دونگمو و همکاران (Nzooh-Dongmo *et al*., 1999) و ساندرلند (Sunderland, 2007)، آشفتگی‌های جنگلی ناشی از فعالیت‌های قطع درختان به احیاء جنگل کمک می‌کنند. در این جنگل‌های تخریب شده، گونه‌های نورپسند ذکر شده نقش گونه‌های پیشگام را بازی می‌کنند که مناطق جنگلی به‌شدت آشفته را به‌سرعت اشغال می‌کنند. بنابر این، در توده‌های جنگلی، معمولاً در امتداد مسیرهای چوب‌کشی و مناطق لغزشی، محل گذر دام‌های اهلی و در جایی‌که لایه پایینی تاج پوشش را اشغال می‌کنند، یافت می‌شوند.

نتایج این پژوهش نشان داد که الگوی توزیع تعداد در طبقات قطری توده‌های مورد مطالعه از منحنی J معکوس یا نامنظم پیروی می‌کند که این روند ساختار توده به جنگل‌های ناهمسال نزدیک است. یعنی توزیع مورد اشاره از الگوی کاهنده پیروی می‌کند. هر چند که روند این الگو در هر سه توده با هم تفاوت دارد، به طوری که در توده‌های دست‌نخورده و تخریب متوسط، پایه‌های قطور بالاتر از ۶۰ سانتی‌متر دیده نمی‌شوند و بیشترین فراوانی مربوط به طبقات قطری ۴۰–۱۵ سانتی‌متر

[Downloaded from ifej.sanru.ac.ir on 2026-06-27]
[DOI: 10.61186/ifej.2024.569]

است. هم‌چنین، نتایج نشان داد که در طبقات کم‌قطر (کمتر از ۳۰ سانتی‌متر) و میان‌قطر (۵۰-۳۰ سانتی‌متر)، توده‌ی با تخریب شدید کمترین فراوانی درختان را دارا هست (شکل ۳). آشفتگی‌های با منشاء انسانی معمولاً موجب تغییر در ساختار و ترکیب توده‌های جنگلی می‌شوند (Mishra *et al*., 2004; Ghanbari *et al.*, 2018). قنبری و همکاران (Ghanbari *et al.,* 2018) اذعان داشتند رویشگاه‌هایی که توزیع طبقات قطری آن‌ها به منحنی توزیع نرمال نزدیک است، دارای درختان همسال هستند و توده‌هایی که توزیع تعداد درختان در طبقات قطری در آن‌ها حالت کاهنده دارد، به سمت ناهمگنی قطری میل می‌کنند. هم‌چنین از نظر زبیری (Zobeiry, 2000)، در رویشگاه‌های جنگلی خالص و همسال، توزیع تعداد در طبقات قطری درختان از الگوی منحنی نرمال پیروی می‌کند و بنابراین تراکم درختان در این حالت در طبقات میان‌قطر بیشتر از کم‌قطر و قطور خواهد بود. توزیع درختان در طبقات قطری و ارتفاعی توده‌های جنگلی می‌تواند متأثر از شرایط رویشگاهی باشد (Taheri Abkenar *et al*., 2013). نتایج نمایش مثلث ساختار توده‌های مورد مطالعه بیان‌گر این مطلب است که توده دست‌نخورده با توجه به قرار گرفتن در قسمت درختان قطور و میان‌قطر عمدتاً دارای پایه‌های مسن و قطور است. بنابر این، با توجه به شرایط ترکیب توده جهت زادآوری، نیاز به ورود پایه‌های جوان با قطر کمتر احساس می‌شود. هرچند موقعیت توده‌های مورد مطالعه در مثلث ساختار جنگل نشان می‌دهد که توده‌ی با تخریب شدید در منطقه دارای درختان قطور در قسمت نوک مثلث قرار گرفته است، در حالی‌که توده دست‌نخورده بیشتر دارای درختان قطور و کم‌قطر است. هم‌چنین توده‌ی با تخریب متوسط در دو موقعیت با درختان کم‌قطر میان‌قطر و قطور قرار دارد.

نتایج مطالعه لین و همکاران (Lin *et al*., 2024) در جنگل‌های پهن‌برگ معتدله شمال شرق چین نشان دهنده‌ی تأثیر منفی آشفتگی شدید انسانی بر رابطه بین تنوع‌زیستی و میزان بهره‌وری جنگل است. در این مطالعه مشخص شد که با افزایش شدت آشفتگی‌های انسانی، تأثیر مقادیر غنای گونه‌ای و تنوع عملکردی بر بهره‌وری جنگل کاهش یافت. این می‌تواند ناشی از کاهش تقسیم منابع (Michalet *et al*., 2021) و کاهش تعاملات تسهیل کننده به‌واسطه‌ی از دست رفتن عملکرد گونه‌های گیاهی پرستار باشد (Brooker *et al*., 2006; Forey *et al.,* 2010). علاوه‌بر این، با کاهش منابع ضروری مانند مواد مغذی خاک و رطوبت، رقابت بین گونه‌ها برای منابع افزایش می‌یابد (Sing, 1998). این الگوها به‌ویژه در شیب‌های با شدت بالای آشفتگی بیشتر دیده می‌شوند. یافته‌های فعلی با نتایج برخی تحقیقات در جنگل‌های گرمسیری که کاهش اثرات تنوع بر بهره‌وری را با افزایش آشفتگی شدید انسانی نشان داده‌اند، مطابقت دارد. با این‌حال، این نتیجه به‌نظر می‌رسد که در جنگل‌های معتدل به‌عنوان یک دستاورد جدید مطرح باشد.

شرایط رویشگاهی هر منطقه عامل مهمی جهت نمایش وضعیت ساختار و تجدید حیات توده‌های خود است (Ghanbari *et al.*, 2020)، به‌طوریکه مقادیر تجدید حیات پژوهش پیش‌رو در مقایسه با سایر رویشگاه‌های جنگلی مشابه کشور از وضعیت بهتری برخودار بود. رویشگاه‌های دست‌خورده نسبت به رویشگاه‌های کمتر دست‌خورده و طبیعی به‌دلیل حضور گونه‌های نورپسند و خرابه‌رو و نیز توزیع یکنواخت گونه‌های پیشگام در بین درختان این توده‌ها از تنوع گونه‌های چوبی بیشتری برخودار است (Rouhi *et al*., 2002; Moghadam).

نتایج پژوهش حاضر نشان می‌دهند که بیشترین فراوانی تجدید حیات گونه‌های چوبی در مراحل مختلف رویشی (نونهال و نهال) متعلق‌به توده‌ی با تخریب متوسط است (۱۹۶±۴۴ اصله در چهار مترمربع، جدول ۴). بنابراین، تخریب متوسط تأثیر چشم‌گیری بر تجدید حیات طبیعی گونه‌های چوبی داشته است. از طرفی، تجدید حیات درختان و درختچه‌ها در توده‌های دست‌نخورده و تخریب شدید به‌ترتیب ۱۲۰ و ۸۲ نونهال و ۴۳ و ۲۴ نهال در چهار مترمربع بود. تجدید حیات گونه‌های اصلی تشکیل‌دهنده ساختار جنگل، از جمله لِور، اوری، مای‌مرز و ممرز، در هر سه توده مشاهده‌شد. با این‌حال، فراوانی تجدیدحیات لِور، ممرز و مای‌مرز در توده‌های با تخریب متوسط و شدید حضور چشم‌گیرتری نسبت به توده‌ی دست‌نخورده دارد. هم‌چنین، در توده‌های با تخریب متوسط و شدید نقش گونه‌های پیشآهنگ و پرستار مثل افرا کرکو، کچف، زرشک و گلابی بیشتر است. رستمی‌کیا و ثاقب طالبی (Rostamikia & Sagheb-Talebi, 2012)، در بررسی ویژگی‌های کمی و کیفی توده‌های اوری و لور منطقه جنگل اندبیل خلخال، استان اردبیل نتیجه گرفتند که وضعیت تجدید حیات آن‌ها بسیار ناچیز و معمولاً به صورت غیرجنسی بود. هم‌چنین، اغلب این زادآوری به دلیل رطوبت، تاج‌پوشش کافی و مناسب بودن سایر شرایط رویشگاهی در جهت‌های جغرافیایی شمالی اتفاق افتاده‌است. امیرقاسمی و همکاران (Amirghasemi *et al*., 2001) در تحقیق دیگری در جنگل‌های کوهستانی ارسباران به نتایج مشابه این تحقیق اشاره کرده‌اند. مقایسه تنوع و تجدید حیات گونه‌های جنگلی در مناطق حفاظت‌شده و حفاظت‌نشده رویشگاه‌های مشابه پژوهش حاضر نشان داد که تخریب توده‌های جنگلی به علت قطع بی‌رویه و چرای دام باعث کاهش شدید تعداد و تنوع تجدیدحیات گونه‌های مختلف در منطقه تحت تاثیر آشفتگی انسانی شده‌است (Alijanpour *et al*., 2009، Ghomi-Avili *et al*., 2007). مطالعات قنبری و همکاران (Ghanbari *et al*., 2019)، فرهادی و همکاران (Farhadi *et al*., 2019)، مدبری و میرزایی (Modaberi & Mirzaei, 2017)، آقاسی‌زاده و همکاران (Aghasizadeh *et al.,* 2017) و اسماعیل‌پور و سفیدی (Esmaeilpour & Sefidi, 2022) دخالت‌های انسانی در روند تجدیدحیات و به‌ویژه انتشار بذر درختان و تغییر الگوی پراکنش آن‌ها را مؤثر معرفی کرده‌اند. علاوه‌بر این، در توده با تخریب متوسط، گونه‌هایی که به بهترین شکل تجدید حیات می‌کنند لِور (*Carpinus orientalis* Mill)، اوری (*Quercus macranthera* Fisch. & Mey) و ممرز (*Carpinus btulus L.*) هستند. در این توده، گونه‌های دیگر دارای زادآوری متوسط و کمتری هستند. به‌نظر می‌رسد که این نتایج با فرضیه

[Downloaded from ifej.sanru.ac.ir on 2026-06-27]
[DOI: 10.61186/ifej.2024.569]

ارائه شده توسط کونل (Connell, 1978) در مورد آشفتگی متوسط بوم‌شناسی رویشگاه‌ها (Wilkinson, 1999; Baker, 2016) پشتیبانی می‌شود. بر این اساس، حداکثر تنوع و فراوانی در آشفتگی‌های متوسط به‌دست می‌آید. علاوه بر این، پس از آشفتگی شدید یا با شدت خیلی کم، تنوع گونه‌ها ممکن است به‌دلیل حذف گونه‌های با قدرت رقابتی کمتر از جامعه کاهش یابد (Connell, 1978). این وضعیت توضیح می‌دهد که چرا در توده‌های با تخریب بسیار کم (دست‌نخورده) و تخریب شدید، به‌ترتیب ۹ و ۶ گونه در هریک از این محیط‌ها احیا می‌شوند. تفاوت در تعداد گونه‌ها در هر محیط مرتبط با شدت تخریب می‌تواند نشان‌دهنده تفاوت در توانایی احیای این گونه‌ها تحت شرایط مختلف تخریب باشد. در این توده‌ها، تجدید حیات گونه‌ها از منطق آشیان‌های بوم‌شناختی بالفعل پیروی می‌کند. گونه‌هایی که به بهترین وجه احیا می‌شوند در هر محیطی بیشترین فراوانی را دارند. از سوی دیگر، نرخ تخریب متوسط (شدت متوسط) به‌نظر می‌رسد شرایط مناسبی برای تجدید حیات گونه‌های چوبی اصلی حاضر در ترکیب توده‌ها فراهم می‌کند و امکان سازگاری آن‌ها را با سناریوهای مختلف زیستیِ مهیا می‌سازد. این باعث می‌شود تنوع تجدید حیات لِور (*Carpinus orientalis* Mill) و اوری (*Quercus macranthera* Fisch. & Mey) در محیط به حداکثر برسد. در واقع، کارکانل در سال ۱۹۷۸ نشان داد که محیط‌های با آشفتگی متوسط محل تنوع گونه‌ای بیشتری بودند و احیاء و تجدید حیات قوی مرتبط با گونه‌هایی با ظرفیت بالا برای انعطاف‌پذیری یا وابسته به محیط آشفته را نشان دادند. این کار، نتایج مطالعه ما را تأیید می‌کند، که نشان داد همه گونه‌های شناسایی شده در محیط با تخریب متوسط دارای تجدیدحیات هستند (۶/۶). هم‌چنین در برخی مطالعات، برای سطح متوسط آشفتگی، رویشگاه طیف وسیع‌تری از منابع محیطی را فراهم می‌کند و منبع فرصت‌هایی برای تجدید حیات، تولیدمثل و بقای توده‌های جنگلی مختلف است (Grime *et al.*, 1973؛ Bazzaz *et al.*, 1975؛ Kuuluvainen *et al.*, 2002).

آشفتگی‌های انسانی می‌تواند بر مکانیسم‌های تجدید حیات گونه‌های جنگلی تأثیر بگذارد. برخی از آن‌ها توانایی تداوم از طریق جست‌دهی و رشد غیرجنسی را نشان می‌دهند. با این‌حال، توجه به این نکته مهم است که همه گونه‌ها این ظرفیت را برای ماندگاری نشان نمی‌دهند. در منطقه مورد مطالعه، گونه‌هایی از جمله لِور (*Carpinus orientalis* Mill)، اوری (*Quercus macranthera* Fisch. & Mey) و حتی مای‌مرز (*Juniperus sabina L.*)، قابلیت جست‌دهی خوبی دارند و می‌توانند به‌راحتی در شرایط تخریب، رویشگاه را احیاء کنند. آشفتگی‌های مربوط به حذف کامل زی‌توده هوایی و به‌دنبال آن بازشدن تاج‌پوشش منجر به کاهش قابل‌توجهی در فراوانی گیاهان می‌شود. با این‌وجود، در میان پایه‌های با سازگاری بالا، افزایش قابل‌توجهی در تولید ساقه، به ویژه از طریق رشد غیرجنسی وجود دارد. در حالی‌که ویژگی‌های ساختاری می‌توانند به‌عنوان شاخص‌هایی برای تخمین زی‌توده جدید روی زمین عمل کنند، اما لزوماً با توانایی ماندگاری مرتبط نیستند. این یافته‌ها بر نیاز به بررسی دقیق پاسخ‌های متنوع و مکانیسم‌های پایداری متفاوتی که گونه‌های جنگلی مناطق کوهستانی در مواجهه با اختلالات ناشی از انسان نشان می‌دهند، تأکید می‌کنند. مطالعات آینده باید بر ارزیابی ساختارهای زیرزمینی، فیزیولوژی و چگونگی تأثیر آشفتگی‌ها بر تعداد پایه‌ها و جست‌ها و زنده‌مانی تمرکز کنند.

نتیجه‌گیری کلی

نتایج تجزیه و تحلیل داده‌های پوشش گیاهی نشان‌دهنده وجود مشخصه‌های ساختاری از جمله تعداد در هکتار، میانگین قطر برابرسینه، وضعیت تجدیدحیات، تنوع گونه‌ای، غنا و یکنواختی متفاوت در توده‌های مورد مطالعه بود، به طوری که تفاوت معنی‌داری در اکثر متغیرها در توده‌های جنگلی بر اساس شدت تخریب (نوع آشفتگی) مشاهده شد. با این‌حال، توده جنگلی دست‌نخورده دارای بیشترین تنوع گونه‌ای، غنا، تراکم، DBH و رویه‌ی زمینی درختان و درختچه‌ها بود. تنوع این متغیرها می‌تواند به‌دلیل وجود آشفتگی‌های انسانی در توده‌جنگلی با شدت تخریب شدید برای توسعه کشاورزی، قطع گزینشی برای زغال چوب، ساخت و ساز و تولید الوار و ... باشد. علاوه بر این، دخالت‌های انسانی به‌ترتیب در توده با تخریب متوسط و پس از آن به‌ترتیب در توده‌های دست‌نخورده و تخریب شدید مشاهده شد. در توده با تخریب متوسط و دست‌نخورده، شدت آشفتگی با غنای گونه‌ای و تنوع همبستگی منفی داشت. آشفتگی انسانی منجربه کاهش اکثر مشخصه‌های کمی توده‌ها، به‌ویژه در جامعه گیاهی با تخریب شدید شد. از نظر تجزیه و تحلیل ساختاری، الگوهای توزیع طبقات قطری و ارتفاع کل درختان دارای یک الگوی نامنظم (الگوی J شکل معکوس) بود که منعکس‌کننده تسلط پایه‌های کم‌قطر با اندازه‌ی کوچک در طبقات پایین‌تر نسبت به طبقات قطور بود. عدم حضور پایه‌های قطور در توده‌های مورد مطالعه دلالت بر وجود برش بیش از حد طبقات اندازه انتخاب‌شده در منطقه است. همان طور که از شاخص ارزش اهمیت گونه‌های درختی برمی‌آید، لِور (*Carpinus orientalis* Mill)، اوری (*Quercus macranthera* Fisch. & Mey)، ممرز (*Carpinus betulus L.*) و مای‌مرز (*Juniperus sabina L.*) غالب‌ترین گونه‌های درختی در جنگل ابر بودند. مطالعه حاضر با توجه به اثرات نوع آشفتگی و دخالت‌های خاص انسان بر تنوع گونه‌ای، ترکیب و ساختار گونه‌های گیاهی انجام شده و در نتیجه مطالعات بیشتر بر روی وضعیت احیاء و پراکنش گیاهان با توجه به سایر عوامل محیطی مانند ارتفاع از سطح دریا، دما، نوع خاک و شیب پیشنهاد می‌شود. علاوه بر این، روش مورد استفاده جهت نمونه‌برداری، سطح قطعات نمونه، حداقل قطر قابل شمارش و چگونگی توصیف ریخت‌شناسی پایه‌های گونه‌های درختی و درختچه‌ای (شاخه یا دانه‌زاد بودن)، اطلاعات قابل اعتمادی را در مورد توزیع فراوانی، شدت بهره‌برداری، تجدید حیات و وضعیت رویشی آن‌ها در مناطق مورد مطالعه ارائه می‌کند. این اطلاعات برای مدیران و کارشناسان مربوطه جهت مدیریت محصولات جنگلی چوبی مفید است. آن‌ها می‌توانند به‌عنوان ابزار تصمیم‌گیری برای

[Downloaded from ifej.sanru.ac.ir on 2026-06-27]
[DOI: 10.61186/ifej.2024.569]

توسعه سیاست‌های استفاده پایدار و هم‌چنین جنگل‌کاری توده‌های تخریب‌شده استفاده کنند.

تشکر و قدردانی: این مقاله مستخرج از طرح تحقیقاتی است و این طرح تحقیقاتی با استفاده از اعتبار ویژه پژوهشی (پژوهانه) دانشگاه سمنان با شماره طرح ۱۴۰۲۱۰ ط/۲۲۶/۱۴۰۳ انجام شده‌است.

References

Aghasizadeh, M., Taheri Abkenar, K., & Amoli Kondori, A. (2017). A comparison of quantitative and qualitative of oak (*Quercus castaneifolia*) rgeneration in the protected and unprotected forests in northern Khorasan. *Renewable Natural Resources Research*, 7(4), 1-16. [In Persian]

Ahamadi, H.R., Amiri, M, Mohammady, M., & Ravanbakhsh, H. (2023). The Impact of Windstorm Disturbance on the Forest Structural Attributes in Oriental Beech-Hornbeam Mixed Stands of Hyrcanian Region. *Ecopersia*, 11(3), 227-240.

Alijanpour, A., Eshaghi Rad, J. & Banj Shafiei, A., (2009). Investigation and comparison of two protected and non-protected forest stands regeneration diversity in Arasbaran. *Iranian Journal of Forest*, 1(3), 209-217. [In Persian]

Amini , R., Rahmani, R., & Parhizkar, P. (2018). Comparison of developmental stages in Beech-Hornbeam stands using non-spatial indices of stand structure. *Iranian Journal of Forest and Poplar Research*, 26(2), 156-167. DOI: 10022092/ijfpr.2018.116745. [In Persian]

Amirghasemi, F., Saghebtalebi, Kh., & Dargahi, D. (2001). The study of natural regeneration structure in Arasbaran forest (Sotanchi region). *Iranian Journal of Forest and Poplar Research*, 6(1), 1-62. [In Persian]

Amiri M. 2023. Effect of a Windstorm on Gaps Structural Characteristics in the Different Forest Stands in Darabkola Region, Mazandaran Province. *Ecopersia*, 11(4), 291-306.

Amiri, M., Dargahi, D., Habashi, H., & Azadfar, D. (2009). Comparison Structure of the natural and managed Oak (*Quercus castaneifolia*) Stand (shelter wood system) in Forest of Loveh, Gorgan. *Journal of Agricultural Sciences and Natural Resources*, 15(6), 1-10. [In Persian]

Amiri, M., Naghdi, R., & Moghadasi, D. (2016). Assessment of Quantitative and Qualitative Characteristics of Golestan Province Forests in an 11-Year Period (Iran). *Environmental Resources Research*, 4(2), 211-227. DOI: 10.22069/ijerr.2017.10050.1121

Angres, V.A., Messier, Ch., Beaaudet, M., & Leduc, A. (2005). Comparing composition and structure in old- growth and harvested (selection and diameter-limit cuts) northern hardwood stands in Quebec. *Forest Ecology and Management*, 217, 275-293.

Aponte, C., García, L.V., & Marañón, T. (2013). Tree species effects on nutrient cycling and soil biota: a feedback mechanism favouring species coexistence. *Forest Ecology and Managemet*, 309, 36-46. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.05.035

Assessing Forest Degradation. (2011). Towards the Development of Globally Applicable Guidelines; Forest Resources Assessment; *FAO*: Rome, Italy.

Azizi Mehr, M., Kooch, Y., & Hosseini, S.M. (2020). The effect of forest degradation intensity on the dynamics of soil microbial activities and biochemical in the plain region of Noshahr. *Iranian Journal of Forest,* 12(2), 175-188. [In Persian]

Baker T.R., Dıaz D.M.V., Moscoso V.C., Navarro G., Monteagudo A., Pinto R., Cangani K., Fyllas N.M., Gonzalez G.L., Laurance W.F., Lewis S.L., Lloyd J., Steege H, Terborgh J.W,. & Phillips O.L. (2016). Consistent, small effects of treefall disturbances on the composition and diversity of four Amazonian forests. *Journal of Ecology*, 104(2), 497–506

Bazzaz, FA. (1975). Plant species diversity in old-field successional ecosystems in southern Illinois. *Ecology*, 56, 485-488.

Brooker., R. W., Scott, D., Palmer, S. C. F., & Swaine, E. (2006). Transient facilitative effects of heather on Scots pine along a grazing disturbance gradient in Scottish moorland. *Journal of Ecology*, 94(3), 637–645.

Bugmann., H. & Seidl, R. (2022). The evolution, complexity and diversity of models of long-term forest dynamics. *Journal of Ecology*, 110(10), 2288-2307.

Byrnes, J.E., Gamfeldt, L., Isbell, F., … & Emmett Duffy, J. (2014). Investigating the relationship between biodiversity and ecosystem multifunctionality: challenges and solutions. *Methods in Ecology and Evolution*, 5, 111–124. https://doi.org/10.1111/2041-210X.12143

Cardelús, C.L., Woods, C.L., Bitew Mekonnen, A., Dexter, S., Scull, P., & Tsegay, B.A. (2019). Human disturbance impacts the integrity of sacred church forests, Ethiopia. *PLoS One*, 14(3), e0212430.

Carmona-Yáñez, M.D., Lucas-Borja, M.E., Zema D.A., Jing, X., Kooch, Y., Gallego, P.G., Plaza-Alvarez P.A., Guiyao Zhou, G., & Delgado-Baquerizo M. (2023). fluence of management and stand composition on ecosystem multifunctionality of Mediterranean tree forests. *Trees*, 37(6), 1801-1816. https://doi.org/10.1007/s00468-023-02462-w

Casals, P., Camprodon, J., Caritat, A., Rios, A.I., Guixé, D., Garcia-Martí, X., Martín-Alcón, S. & Coll, L. (2015). Forest structure of Mediterranean yew (*Taxus baccata* L.) populations and neighbor effects on juvenile yew performance in the NE Iberian Peninsula. *Forest Systems*, 24(3), e042-e042.

[Downloaded from ifej.sanru.ac.ir on 2026-06-27]

[DOI: 10.61186/ifej.2024.569]

Chazdon, R.L. (2008). Beyond deforestation: Restoring forests and ecosystem services on degraded lands. *Science*, 320(5882), 1458-1460. doi: 10.1126/science.1155365.

Connell, J. H. (1978). Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. Science, New Series, 199 (4335). Published by: *American Association for the Advancement of Science Stable*, 1302-1310.

Defo, L. (2005). Rattan, the forest and people. Licence Agreement Concerning Inclusion of Doctoral Thesis in the Institutional Repository of the *University of Leiden*, *Retrieved*, 360 p.

del Río, M., Pretzsch, H., Alberdi, I., Bielak, K., Bravo, F., Brunner, A., Condés, S., Ducey, M.J, Fonseca, T., von Lüpke, N., Pach, M., Peric, S., Perot, T., Souidi, Z., Spathelf, P., Steba, H., Tijardovic, M., Tomé, Margarida., Vallet, P., & Bravo-Oviedo, A. (2016). Characterization of the structure, dynamics, and productivity of mixedspecies stands: review and perspectives. *European Journal of Forest Research*, 135(1), 23-49.

Devaney, J.L., Jansen, M.A., & Whelan, P.M. (2014). Spatial patterns of natural regeneration in stands of English yew (*Taxus baccata* L.); Negative neighbourhood effects. *Forest Ecology and Management*, 321(1), 52-60.

Dobrowolska, D., Niemczyk, M., & Olszowska, G. (2017). The influence of stand structure on European yew Taxus baccata populations in its natural habitats in central Poland. *Polish Journal of Ecology*, 65(3), 369-384.

Donoso, P.J., & Nyland, R.D. (2005). Seedling density according to structure, dominance and understory cover in old-growth forest stands of the evergreen forest type in the coastal range of Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 78, 51-63.

Doucet, J.L. (2003). L'alliance délicate de la gestion forestière et de la biodiversité dans les forêts du centre du Gabon. Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux, *Gembloux*, 323 p.

Esmaeilpour, M., Sefidi, K. (2022). Effect of Traditional Conservation on Woody and Herbal Species Frequency in the Mountain Forests of Northern Iran (Case Study: Poudeh Village, Roodsar). *Ecology of Iranian Forests*, 9(18), 127-137. [In Persian]

FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). (2010). Global Forest Resources Assessment *2010* (*FAO Forestry Paper 163*) (Rome: Food and Agriculture Organization).

FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). (2011). State of the World's Forest Report. 164p. (Rome: Food and Agriculture Organization).

Farhadi, P., Soosani, J., & Erafnifard, S.Y. (2017). Evaluation level of tree diversity in the Hyrcanian forests using complex structural diversity index (Case study: beech-hornbeam type, Nav-e Asalem, Gilan), *Iranian Journal of Forest and Poplar Research*, 25, 3. 495-505. [In Persian]

Forey, E., Touzard, B., & Michalet, R.(2010). Does disturbance drive the collapse of biotic interactions at the severe end of a diversity-biomass gradient? *Plant Ecology*, 206(2), 287–295.

Gerville-réache, L., & Couallier, V. (2011). Representative sample (of a finite population): *statistical definition and properties*. 12 p. https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00655566/document.

Ghanbari Sharafeh, A., Marvie Mohajer, M.R. & Zobeiri, M. (2010). Natural regeneration of Yew in Arasbaran forests. *Iranian Journal of Forest and Poplar Research*, 18(3), 380-389. [In Persian]

Ghanbari, S., & Sefidi, K. (2020). Comparison of quantitative and qualitative characteristics of woody species regeneration at the different conditions of human interventions in Arasbaran forests. *Iranian Journal of Forest and Poplar Research*, 28(2), 111-123. https://doi.org/10.22092/ijfpr.2020.121958. [In Persian]

Ghanbari, S., Moradi, Gh., & Nasiri, V. (2018). Quantitative characteristics and structure of tree species in two different conservation situations in Arasbaran Forests. *Iranian Journal of Forest and Poplar Research*, 26(3), 355-367. https://doi.org/10.22092/ijfpr.2018.117739. [In Persian]

Ghomi-Avili, A., Hosseini, S.M., Mataji, A., & Jalali, Gh.A. (2007). Investigating the biodiversity of wood species and regeneration in two managed plant associations in Khairud-Kanar area of Nowshahr. *Journal of Environmental Studies*, 33(43), 101-106. [In Persian]

Grime, J. P. (1973). Competitive exclusion in herbaceous vegetation. *Nature,* 242(5396), 344-347.

Hacia una Definición de Degradación de los Bosques (2009) .Análisis Comparativo de las Definiciones Existentes; Departamento Forestal, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentacióny la Agricultura (FAO): Roma, Italy.

Hart, J.L., Buchanan, M.L., Clark, S.L., & Torreano., S.J. (2012). Canopy accession strategies and climate-growth relationships in Acer rubrum. *Forest Ecollogy and Management,* 282, 124–132.

Hengeveld, R., & Haeck J. (1982). The distribution of abundance. I. Measurements. *Journal of Biogeography*, 9(4), 303-316. https://doi.org/10.2307/2844717.

Hosonuma, N., Herold, M., De Sy, V., De Fries, R.S., Brockhaus, M., Verchot, L., Angelsen, A., & Romijn, E. (2012). An assessment of deforestation and forest degradation drivers in developing countries. *Environmental Research Letters*, 7(4), 044009.

Hutchinson, G.E. (1957). Concluding remarks. Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology. *Published by Cold Spring Harbor Laboratory Press* 22, 415-427. http://dx.doi.org/10.1101/SQB.1957.022.01.039

[Downloaded from ifej.sanru.ac.ir on 2026-06-27]

[DOI: 10.61186/ifej.2024.569]

ICP Forests. (2016). Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring, and analysis of the effects of air pollution on forests. Part VII.1. *Assessment of Ground Vegetation*. http://www.icp-forests.org/Manual.htm.

Ildoromi, A., Ghasemi, F., & Bahmani, N. (2016). Investigation the role of socio-economic factors on the degradation of Zagros forests (Kakareza Lorestan). *Iranian Journal of Forest and Range Protection Research*, 13(2), 140-149. [In Persian]

Jafari Afrapoly, M., Sefidi, K., Waez-Mousavi, S.M., & Varamesh, S. (2018). Qualitative and quantitative evaluation of dead trees in English yew (*Taxus baccata*) in Afratakhteh Forests, Golestan province, and northeastern Hyrcanian forests. *Journal of Forest Research and Development*, 3(4), 305-316 [In Persian]

Javanmiri Pour, M., Marvie Mohadjer, M.R., Zobeiri, M., V. Etemad, V., & Jourgholami. M. (2018). Determining the structural diversity of mixed oriental beech (*Fagus orientalis* L.) stands in Gorazbon district, Kheyrud forest. *Iranian Journal of Forest and Poplar Research*, 26(2), 143-155. [In Persian]

Kouassi, K. I., Barot, S., & Zoro Bi, I. A. (2009). Structure and Reproductive Strategy of Two Multiple-Stemmed Rattans of Côte d'Ivoire. *Palms*, 53(1), 38-48.

Kuuluvainen T., Aapala K., Ahlroth P., Kuusinen M., Lindholm T., Sallantaus T., Siitonen J., & Tukia H. (2002). Principles of ecological restoration of boreal forested ecosystems: Finland as an example. *Silva Fennica*, 36(1), 409-422. https://doi.org/10.14214/sf.572.

Lamb, D., Stanturf, J., & Madsen, P. (2012). What is forest landscape restoration? In Forest Landscape Restoration: Integrating Natural and Social Sciences; Stanturf, J., Lamb, D., Madsen, P., Eds.; Springer: Dordrecht, The Netherlands, 3–23.

Le Quéré, C., Moriarty, R., Andrew, R.M., … ., & Zeng, N. (2014). Global carbon budget 2014. Earth Syst. *Science*. *Data Discuss*., 6, 1–90. doi: 10.5194/essdd-6-1-201.

Lin, S., Fan, C., Zhang, C., Zhao, X., & von Gadow, K. (2022). Anthropogenic disturbance mediates soil water effect on diversity-productivity relationships in a temperate forest region. *Forest Ecology and Management*, 525, 120544. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120544

Lin, S., Fan, Ch., Wang, J., Chunyu Zhang, Ch., Zhao, X., & Gadow, L.V. (2024). Chronic anthropogenic disturbance mediates the biodiversity-productivity relationship across stand ages in a large temperate forest region. *Journal of Applied Ecology*, 61(3), 502-512. https://doi.org/10.1111/1365-2664.14588

Masrouri, E., Shataei, Sh., Moayeri, M.H., Soosani, J., & Bagheri, R. (2015). Modeling of forest degradation extend using physiographic and socio-economic variables (Case study: a part of KakaReza district in Khorramabad), *Ecology of Iranian Forests*, 3(5), 20-30. [In Persian]

Megurran, A. (1988). Ecological Diversity and its Measurement, Chapman and Hall .London, *Priceton University Press*, Priceton, NJ.

Michalet, R., Delerue, F., Liancourt, P., & Pugnaire, F. I. (2021). Are complementarity effects of species richness on productivity the strongest in species-rich communities? *Journal of Ecology*, 109(5), 2038–2046.

Mishra, B.P., Tripathi, O.P., Tripathi, R.S., & Pandey, H.N. (2004). Effects of anthropogenic disturbance on plant diversity and community structure of a sacred grove in Meghalaya, northeast India. *Biodiversity & Conservation*, 13(2), 421-436.

Modaberi, A., & Mirzaei, J. (2017). Study of decline effect on structure of central Zagros forests. *Journal of Forest Research and Development*, 2(4), 325-336. [In Persian]

Modica, G., Merlino, A., Solano, F., & Mercurio, R. (2015). An index for the assessment of degraded Mediterranean forest ecosystems. *Forest Systems*, 24(3), e037. https://doi.org/10.5424/fs/2015243-07855

Neumann, M. and Starlinger, F., 2001. The significance of different indices for stand structure and diversity in forests. *Forest Ecology and Management*, 145(1-2), 91-106.

Nobakht, A.A., Hojjati, S.M., Pourmjidian., M.R. & Khorrami, R.A., (2018). Investigation on livestock presence in forest on plant biodiversity and soil properties in Zalemroud, Neka, Mazandaran province. *Iranian Journal of Forest and Poplar Research*, 26(3), 382-392. [In Persian]

Nzengue, E., Midoko Iponga, D., Mickolo Ch., & Mouyebissi, H.P. (2023). Ecological diversity, structure and exploitation of rattan stands according to a disturbance gradient around the Nkoltang forest, Estuary province of Gabon. *Qeios*, CC-BY 4.0: 1-23. https://doi.org/10.32388/N7OJNL

Nzooh-Dongmo Z.L., Nkongmeneck B-A., Fotso R.C. (1999). Diversity, preferred biotope and geographical distribution of rattans in the Dja Faunal Reserve and its surroundings. Report of the FORAFRI Seminar in Libreville - Session 2: *Knowledge of the Ecosystem*, 15 p.

Rostamikia, Y., & Sagheb-Talebi, Kh. (2012). Quantitative and qualitative characteristics of Persian oak (*Quercus macranthera*) and oriental hornbeam (*Carpinus orientalis*) on various land forms in Andabil forest, Khalkhal region. *Iranian Journal of Forest*, 3(4), 341-353. [In Persian]

Rouhi Moghadam, E.A., Akbarinia, M., Jalali, S.Gh.A. & Hosseini, S.M. (2002). Consideration on the effect of degradation causes (live stock grazing and forest villagers) on the change of vegetation and plant elements of Chelave forests. *Pajouhesh & Sazendegi*, 15(2), 54-63. [In Persian]

[Downloaded from ifej.sanru.ac.ir on 2026-06-27]

[DOI: 10.61186/ifej.2024.569]

Sagarin R. D., & Gaines S. D. (2002). The abundant centre distribution: to what extent is it a biogeographical rule? *Ecology Letters*, 5, 137-147. https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2002.00297.x.
Sagheb-Talebi, Kh., & Schütz, J-Ph. (2002). The structure of natural oriental beech (*Fagus orientalis* L) in the Caspian region of Iran and potential for the application of the group selection system. *Forestry*, 75(4), 465-472.
Salas, C., LeMay, V., Núñez, P., Pacheco, P., & Espinosa, A., (2006). Spatial patterns in an old-growth Nothofagus obliqua forest in south-central Chile. *Forest Ecology and Management,* 231(1-3), 38-46.
Sasaki, N., & Putz, F.E. (2009). Critical need for new definitions of "forest" and "forest degradation" in global climate change agreements. *Conservation Letters*, 2, 226–232. https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2009.00067.x
Sefidi, K., (2023). Closer to Nature Silviculture, Concepts to Ecological Management of Forest Ecosystems. University of Mohaghegh Ardabili Press, Ardabil, Iran, 388p. [In Persian]
Sefidi, K., Copenheaver, C.A., & Sadeghi, S.M.M. (2021). Anthropogenic pressures decrease structural complexity in Caucasian forests of Iran. *Écoscience*, 1-11.
Sefidi, K., & Jahdi, R. (2023). Impact of Anthropogenic disturbance on the size diversity of trees in Arasbaran forests (Case study: Hatam-Meshasi Forest Reserve in Meshgin-Shahr county, Iran). *Iranian Journal of Forest and Poplar Research*. 31(3), 247-263. Doi: 10.22092/ijfpr.2023.362923.2110. [In Persian]
Sefidi, K., Jahdi, R., Safari, M., & Asadi, A. (2022). Effects of human intervention intensities on the structural diversity of Caucasian Oak-Hornbeam stands in the Arasbaran forests. *Journal of Wood and Forest Science and Technology*, 29(1), 59-75. https://doi.org/10.22069/JWFST.2022.19826.1954. [In Persian]
Simula, M., & Mansur, E. (2011). Un desafío mundial que reclama una respuesta local. *Unasylva*, 62, 3–7.
Singh, S.P. (1998). Chronic disturbance, a principal cause of environmental degradation in developing countries. *Environmental Conservation*, 25. https://doi.org/10.1017/ S0376892998000010.
Spies, T.A., & Franklin, J.F. (1991). The structure of natural young, mature, and old-growth Douglas-Fir forests in Oregon and Washington: 91-109. In: Ruggiero, L.F., Aubry, K.B., Carey, A.B. and Huff, M.H. (Eds.). Wildlife and Vegetation of Unmanaged Douglas-Fir Forests. USDA Forest Service General technical Report PNW-GTR, *Pacific Northwest Research Station, Portland*, 533p.
Stanturf, J.A., Palik, B.J., & Dumroese, R.K. (2014). Contemporary Forest restoration: A review emphasizing function. *Forest Ecology and Management*. 331, 292–323. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.07.029
Stanturf, J.A., Palik, B.J., Williams, M.I., Dumroese, R.K., & Madsen, P. (2014). Forest restoration paradigms. *Journal of Sustainable Forestry*. 33, S161–S194. https://doi.org/10.1080/10549811.2014.884004
Suh, M.H., & Lee, D.K. (1998). Stand structure and regeneration of *Quercus mongolica* forest in Korea. *Forest Ecology and Management*, 106, 27-34.
Sunderland TCH. (2007). Rattan resources and their use in West and Central Africa. FAO document archive, produced by the Forestry Department. *Unasylva,* 205, 31-42.
Taheri Abkenar, K., Toulabi, N., & Sotoudeh Foumani, B. (2013). A Comparison of silvicultural and growth characteristics of Judas tree (*Cercis siliqustrum* L.) in sites, Pol-dokhtar and Shineh Lorestan Province. *Ecology of Iranian Forests*, 1(1), 16-29. [In Persian]
Thompson, I.D. (2011). Biodiversidad, umbrales ecosistémicos, resilienciay degradación forestal. *Unasylva*, 238(62), 25–30.
Thompson, I.D., Guariguata., M.R., Okabe, K., Bahamondez, R., Nasi, R., Heymell V., & Sabogal C. (2013). An Operational Framework for Defining and Monitoring Forest Degradation. *Ecology and Society*, 18(2), 20. http://dx.doi.org/10.5751/es-05443-180220
Ushio, M., Kitayama, K., & Balser, T.C. (2010). Tree species-mediated spatial patchiness of the composition of microbial community and physicochemical properties in the topsoils of a tropical montane forest. *Soil Biol Biochem,* 42, 1588–1595. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.05.035
Vanderlei, R.S., Barros M. F., Dexter, K.G., Tabarelli, M., & Santos, M.G. (2024). Human disturbances reduce tree abundance and stimulate woody plant resprouting and clonal growth in a tropical dry forest. *Forest Ecology and Management*. 555, 121694. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2024.121694.
Vásquez-Grandón, A., Donoso, P.J., & Gerding, V. (2018). Forest Degradation: When Is a Forest Degraded? *Forests*, 9(726), 1-13. https://doi.org/10.3390/f9110726
Willim, K., Ammer, C., Seidel, D., Annighöfer, P., Schmucker, J., Schall, P. & Ehbrecht, M., (2022). Short - term dynamics of structural complexity in differently managed and unmanaged European beech forests. *Trees, Forests and People*, 8, 100231. https://doi.org/10.1016/j.tfp.2022.100231
Wilkinson DM. (1999). The Disturbing History of Intermediate Disturbance. *Nordic Oikos Society*, 84(1), 145-147.
Yirga, F., Marie, M., Kassa, S., & Haile, M. (2019). Impact of altitude and anthropogenic disturbance on plant species composition, diversity, and structure at the Wof-Washa highlands of Ethiopia. *Heliyon*, 5(8), e02284. https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2019.e02284
Zenner, E.K., Sagheb-Talebi, Kh., Akhavan, R. & Peck, J.E. (2015). Integration of small-scale canopy dynamics smoothes live-tree structural complexity across development stages in old-growth Oriental beech (*Fagus orientalis* Lipsky) forests at the multigap scale. *Forest Ecology and Management*, 335, 26-36.
Zobeiry, M. (2000). Forest Inventory (Measurment of Tree and Stand). Second edition, *University of Tehran Press*, 401p. [In Persian]

[Downloaded from ifej.sanru.ac.ir on 2026-06-27]
[DOI: 10.61186/ifej.2024.569]