

بررسی کمی و کیفی خشک‌دارها در توده‌های طبیعی جنگل‌های هیرکانی (مطالعه موردی: سری گرازین جنگل خیرود، نوشهر)

صبورا ره‌انجام^{۱*}، محمدرضا مروی مهاجر^۲، محمود زبیری^۲ و کیومرث سفیدی^۳

*۱- نویسنده مسئول، کارشناس ارشد جنگل‌شناسی و اکولوژی جنگل، دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تهران، کرج، ایران

پست الکترونیک: rahanjam.saboura@gmail.com

۲- استاد، گروه جنگل‌داری و اقتصاد جنگل، دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تهران، کرج، ایران

۳- استادیار، گروه منابع طبیعی، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه محقق اردبیلی، اردبیل، ایران

تاریخ پذیرش: ۹۶/۰۵/۱۲

تاریخ دریافت: ۹۶/۰۳/۰۲

چکیده

اهمیت اکولوژیک خشک‌دارها موجب شده است تا جمع‌آوری اطلاعات مربوط به آن‌ها به‌طور روزافزون گسترش یابد و در طرح‌های مدیریتی مورد توجه قرار گیرند. با توجه به نقش کلیدی خشک‌دارها در اکوسیستم جنگل، مطالعه کمی و کیفی و تشریح چگونگی وضعیت آن‌ها پیش از هرگونه دخالتی حائز اهمیت است. در این پژوهش، برای مطالعه کمی و کیفی خشک‌دارها و تعیین نسبت حجمی آن‌ها به حجم توده زنده سرپا، پارسل ۳۰۷ واقع در شیخ جنوبی رانشستان‌های سری گرازین جنگل خیرود انتخاب شد که تا تاریخ اجرای پژوهش، در آن بهره‌برداری انجام نشده بود. برای جمع‌آوری داده‌های مربوط به خشک‌دارها (قطر میانه ≤ 10 سانتی‌متر) و توده زنده سرپا (قطر برابر سینه $\leq 7/5$ سانتی‌متر) آماربرداری صددرصد انجام شد. بر اساس نتایج به‌دست آمده، متوسط تعداد در هکتار درختان زنده سرپا ۳۵۷، خشک‌دارهای سرپا ۸ و خشک‌دارهای افتاده ۲۶ تکه محاسبه شد. همچنین، حجم در هکتار برای توده زنده سرپا ۴۴۵/۶۴ و برای خشک‌دارها ۱۵/۱۹ متر مکعب محاسبه شد. ممرز بیشترین سهم گونه‌ای را هم در توده زنده سرپا و هم در خشک‌دارها داشت. حدود یک‌پنجم از کل حجم خشک‌دارها از نوع خشک‌دارهای ایستاده بود و به‌طور تقریبی نیمی از خشک‌دارها در مراحل ابتدایی پوسیدگی (درجه ۱ و ۲) قرار داشتند. در مجموع، نسبت حجمی خشک‌دارها به درختان زنده سرپا ۳/۴٪ محاسبه شد. این مقدار کمتر از مقدار مطلوب خشک‌دارهاست که برای جنگل‌های معتدله طبیعی در نظر گرفته می‌شود و می‌تواند تصمیم‌گیری‌های مدیریتی در منطقه مورد مطالعه را تحت تأثیر قرار دهد.

واژه‌های کلیدی: آماربرداری صددرصد، توده زنده سرپا، خشک‌دار سرپا، درجه پوسیدگی، ممرز.

مقدمه

طولانی خشک‌دارها طی برداشت‌های منظم از جنگل خارج می‌شدند. بدین ترتیب، خشک‌دارهای درشت بهره‌برداری (Butler et al., 2002) و خشک‌دارهای خرد سوزانده (Radu, 2007) می‌شدند. برداشت‌های شدید موجب کاهش قابل توجه خشک‌دارها در جنگل‌های مدیریتی شده اروپا

خشک‌دارها به تمام زی‌توده چوبی غیرزنده به‌صورت ایستاده، افتاده و حتی مدفون در زیر خاک اتلاق می‌شود که لاشیرگ‌ها را شامل نمی‌شود (FAO, 2006). در اروپا به‌منظور حفظ استانداردهای بهداشتی جنگل، سال‌های

اکولوژیکی وابسته به آن، مطالعات خشک‌دارها را دچار مشکل می‌کند (Harmon *et al.*, 1986). تاکنون هیچ استاندارد پذیرفته‌شده‌ای برای اندازه‌گیری خشک‌دارها تعیین نشده است و شاخص‌های اندازه‌گیری خشک‌دارها به ماهیت پژوهش بستگی دارد (Rondeux & Sanchez, 2009). در حالت کلی، حجم خشک‌دارها در جنگل‌های پهن‌برگ نیم‌کره شمالی بین ۵ تا ۲۵٪ حجم توده سرپاست (Dudley & Vallauri, 2005; Marvie-Mohadjer, 2013).

در حال حاضر مدیریت جنگل‌های معتدله هیرکانی بر پایه اصول جنگل‌شناسی نزدیک به طبیعت است، بنابراین انتظار می‌رود که وضعیت کمی و کیفی خشک‌دارها به‌عنوان یک شاخص تنوع زیستی مورد توجه مدیریت جنگل قرار گیرد. با این‌وجود در زمستان ۱۳۹۱ هیئت دولت طرحی مبنی بر حفاظت از جنگل‌های هیرکانی در یک دوره زمانی مشخص تصویب کرد که بر اساس ماده ۶ آن، بهره‌برداری از درختان سرپای سالم متوقف خواهد شد. در حالی‌که برداشت از درختان آسیب‌دیده، بادافتاده، بیمار و خشک‌دارها مجاز خواهد بود. با وجود مزایای این طرح در حفاظت از توده زنده سرپا، با اجرای این طرح کاهش خشک‌دارها در عرصه‌های جنگلی و پیرو آن کاهش جمعیت گیاهان و حیات وحش وابسته به خشک‌دارها قابل پیش‌بینی است که آسیب‌های جبران‌ناپذیری را به اکوسیستم وارد خواهد کرد. از سویی باید این نکته را در نظر داشت که معیار استاندارد برای مقدار متوسط حضور خشک‌دار و بانک داده‌ها با متغیرهای استاندارد اندازه‌گیری در هر منطقه وجود ندارد. در جنگل‌های راش هیرکانی مطالعات ارزشمندی در این زمینه انجام شده است، اما هر یک از آن‌ها به‌صورت پراکنده و با توجه به محدودیت‌های مطالعاتی در سطوح کوچک و به‌طور غالب در شیب‌های شمالی انجام شد که قابل تعمیم به سایر جنگل‌های راش نیست. این مسئله الزام مطالعه خشک‌دارها در هر منطقه را پیش از هر گونه دخالتی روشن می‌سازد. همچنین، هنوز مشخص نیست که در شیب‌های جنوبی که تیپ راش به سبب دریافت حرارت بیشتر تحت تأثیر قرار می‌گیرد و همچنین از دیرباز

شد. در دهه‌های اخیر پژوهش‌های علمی اطلاعات ارزشمندی درباره عملکرد خشک‌دارها و نقش آن‌ها در اکوسیستم جنگل مشخص کردند که موجب شد مفهوم خشک‌دار در اکوسیستم جنگلی تغییر یابد (Harmon *et al.*, 1986). پس از آن، برخی پژوهشگران (Rondeux & Sanchez, 2009) خشک‌دارها را به‌عنوان زیستگاه مهم حیات وحش معرفی کردند. نتایج این مطالعات حاکی از آن بود که خشک‌دارها بستر مناسبی برای ریشه‌دوانی گیاهان و زیستگاه مطلوبی برای حیات وحش ایجاد می‌کنند، ضمن این‌که ظرفیت نگهداری آب را افزایش می‌دهند (Sefidi & Etemad, 2014). همچنین، خشک‌دارها منبع تولید درازمدت انرژی و مواد غذایی و همچنین منبع مهمی برای ترسیب نیتروژن (Harmon *et al.*, 1986) در اکوسیستم جنگل هستند.

امروزه کمیت و کیفیت خشک‌دارها به‌عنوان یکی از شاخص‌های تنوع زیستی برای مدیریت پایدار جنگل‌ها محسوب می‌شود که در حال ادغام با مدیریت جنگل است (Humphrey *et al.*, 2004). هرچند در ابتدا مطالعات مربوط به خشک‌دارها منحصر به حیات وحش وابسته به آن بود (Butler *et al.*, 2002)، امروزه در بسیاری از نقاط جهان حین آماربرداری‌های ملی جنگل، فعالیت‌های تحقیقاتی مختلف خشک‌دارها نیز در نظر گرفته می‌شوند. با این‌وجود هنوز آماربرداری از خشک‌دارها جزو ارکان اصلی آماربرداری‌های جنگل نیست، زیرا اغلب آماربرداری‌های جنگل با هدف اندازه‌گیری مقدار چوب قابل برداشت انجام می‌شود (Ritter & Saborowski, 2014). به‌طور کلی در جنگل‌های طبیعی کهن‌سال مقدار خشک‌دارها بسیار بیشتر از جنگل‌های مدیریتی است (Erajaa *et al.*, 2010). هم‌اکنون بسیاری از جنگل‌های معتدله دنیا از خشک‌دارها خالی شده‌اند، در حالی‌که حدود ۲۵٪ حیات وحش جنگل‌های معتدله به خردزیستگاهی‌هایی که توسط خشک‌دارها ایجاد می‌شوند، وابسته‌اند (Dudley & Vallauri, 2005). به‌طور کلی گستره ناهمگن پراکنش خشک‌دارها در طول زمان و مکان و گستردگی روابط

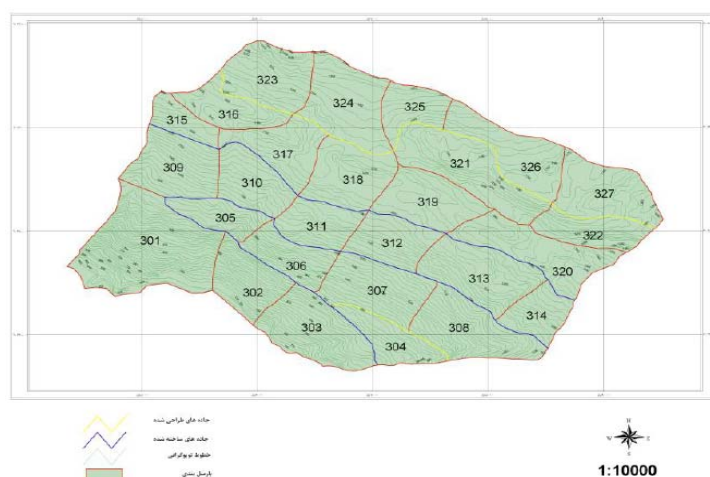
آموزشی- پژوهشی خیرود واقع در ۷ کیلومتری شهرستان نوشهر، استان مازندران بین $36^{\circ}27'$ تا $36^{\circ}40'$ عرض شمالی و $51^{\circ}32'$ تا $51^{\circ}43'$ طول شرقی انجام شد (شکل ۱). شیب عمومی پارسل ۳۲٪، حداقل ارتفاع از سطح دریا پارسل ۹۰۰ متر و حداکثر آن ۱۱۱۰ متر بوده و در دامنه جنوبی واقع شده است. منطقه با وسعت ۴۳/۵ هکتار شامل توده‌های آمیخته و طبیعی پهن‌برگ با تاج‌پوشش ۷۵٪ است. تشکیلات زمین‌شناسی آن شامل سنگ آهکی و مارن آهکی است. عمده تیپ‌های خاک موجود در منطقه شامل قهوه‌ای اسکلتی، قهوه‌ای کلاسیک و قهوه‌ای شسته شده است (Anonymous, 2010).

مورد توجه دامداران و جنگل‌نشینان بوده است (Marvie-Mohadjer, 2013)، وضعیت خشک‌دارها چگونه است. در این پژوهش وضعیت کمی و کیفی خشک‌دارها نسبت به درختان زنده سرپا در یک پارسل از راشستان‌های واقع در شیب‌های جنوبی جنگل خیرود مورد مطالعه قرار گرفت. در این پارسل تا کنون برداشتی انجام نشده است، اما در سال‌های آینده بر اساس طرح مصوب جدید مورد بهره‌برداری قرار خواهد گرفت (Anonymous, 2010).

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

این پژوهش در پارسل ۳۰۷ از سری گرازین جنگل



شکل ۱- نقشه سری گرازین جنگل آموزشی- پژوهشی خیرود

به صورت صددرصد انجام شد. بدین شکل که در آماربرداری از توده زنده سرپا، قطر برابر سینه تمام درختان به تفکیک گونه اندازه‌گیری شد (Zobeiri, 2008). در آماربرداری صددرصد از خشک‌دارها سه عامل اصلی گونه، ابعاد و درجه پوسیدگی (Rondeux & Sanchez, 2009) اندازه‌گیری شد. حجم درختان زنده سرپا با توجه به گونه و قطر برابر سینه پایه‌ها از جدول حجم تاريف مربوط به منطقه استخراج شد. بر اساس مطالعات Sexton و Harmon (۱۹۹۶) از نظر ابعاد، خشک‌دارها به دو دسته خشک‌دارهای

بر اساس اطلاعات نزدیکترین ایستگاه هواشناسی به منطقه (ایستگاه کلیماتولوژی نوشهر)، بارندگی سالانه ۱۳۰۰ میلی‌متر است که حداقل آن در تیر و حداکثر آن در مهرماه می‌باشد. گرم‌ترین ماه سال مرداد با میانگین دمای $29/2^{\circ}C$ سانتیگراد و سردترین ماه سال بهمن با میانگین دمای $2/6^{\circ}C$ سانتیگراد ثبت شده است. همچنین، میانگین دمای سالانه $15/9^{\circ}C$ سانتیگراد است (Anonymous, 2010).

روش پژوهش

آماربرداری از توده زنده سرپا و همچنین از خشک‌دارها

$$d_{fq} = \frac{d_{1.30}}{h - 1.3} \quad \text{رابطه (۳)}$$

در رابطه فوق: dfq ضریب کاهش قطری، h و $d_{1.30}$ به ترتیب قطر برابر سینه به سانتی متر و ارتفاع کل تنه به متر است.

با محاسبه dfq و اندازه گیری ارتفاع تنه تا محل شکستگی قطر میانه از رابطه ۴ محاسبه شد.

$$d_m = d_{1.30} - (dfq \times \frac{l}{2}) \quad \text{رابطه (۴)}$$

در این رابطه: d_m قطر میانه به سانتی متر، $d_{1.30}$ قطر برابر سینه به سانتی متر، dfq ضریب کاهش قطری و l طول تنه شکسته به متر است.

در انتها، حجم از طریق فرمول هوبر (رابطه ۵) محاسبه شد.

$$V = g_m \times h \quad \text{رابطه (۵)}$$

در این رابطه: V حجم خشک دار بر حسب متر مکعب، g_m و h به ترتیب سطح مقطع میانه به متر مربع و ارتفاع تنه به متر است.

حجم کنده ها (تنه های خشک سرشکسته با ارتفاع کمتر از ۱/۵ متر) نیز با اندازه گیری طول و قطر متوسط از طریق فرمول هوبر (رابطه ۵) محاسبه شد (Sefidi & Etemad, 2014). لازم به ذکر است که بر اساس مطالعات Harmon و Sexton (۱۹۹۶) بر مبنای این که چه قطری از درخت اندازه گیری شود، استفاده از هر سه فرمول نتایج مطلوبی خواهد داشت.

خشک دارها در چهار طبقه قطری کوچک ($d_m \geq ۳۲/۵$ سانتی متر)، متوسط ($۵۲/۵ > d_m > ۳۲/۵$ سانتی متر)،

درشت (قطر میانه بیشتر از ۱۰ سانتی متر) و خشک دارهای خرد (قطر میانه کمتر از ۱۰ سانتی متر) و از نظر شکل فیزیکی به دو گروه خشک دارهای افتاده و سرپا تقسیم بندی شدند که خشک دارهای درشت موضوع مورد بحث در این پژوهش بودند. هر تکه افتاده با طول بیشتر از یک متر به عنوان خشک دار افتاده اندازه گیری و حجم آن از طریق فرمول نیوتن (رابطه ۱) محاسبه شد (Harmon & Sexton, 1996):

$$V = \frac{h}{6} (g_1 + 4g_m + g_2) \quad \text{رابطه (۱)}$$

در این رابطه: V حجم خشک دار به متر مکعب، h طول بر حسب متر، g_1 سطح مقطع در پایین تنه، g_2 سطح مقطع در بالای تنه و g_m سطح مقطع میانه تنه بر حسب متر مربع است.

خشک دارهای سرپا به سه گروه خشک دار سرپا کامل، خشک دار سرپا سرشکسته و کنده تقسیم شدند (Travaglini et al., 2007). حجم خشک دار سرپا کامل از فرمول حجم ساده درخت سرپا محاسبه شد (رابطه ۲؛ Zobeiri, 2008):

$$V = 0.4 \times d_{1.30}^2 \times h \quad \text{رابطه (۲)}$$

در این رابطه: V حجم خشک دار به متر مکعب، h و $d_{1.30}$ به ترتیب قطر برابر سینه به سانتی متر و ارتفاع تنه به متر است.

حجم تنه ایستاده با علائم شکستگی و ارتفاع بیشتر از ۱/۵ متر به عنوان خشک دار سرپای سرشکسته به شرح زیر محاسبه شد (Travaglini et al., 2007; Zobeiri, 2008). ابتدا با توجه به قطر برابر سینه و گونه با استفاده از منحنی ارتفاع جنگل مذکور، ارتفاع کل استخراج شده و ضریب کاهش قطری از رابطه ۳ محاسبه شد.

عرصه‌ای (فاز ۳) آماربرداری خشک‌دارها در بنگاه ملی جنگل‌های ایالات متحده (Anonymous, 2011) استفاده شد.

بزرگ ($72/5 \leq d_m \leq 52/5$ سانتی‌متر) و خیلی بزرگ (d_m) $72/5 \leq$ سانتی‌متر) تقسیم‌بندی شدند (Sagheb-Talebi & Schütz, 2002). برای تخمین مقدار پوسیدگی با اعمال برخی اصلاحات (جدول ۱) از الگوی راهنمای عملیات

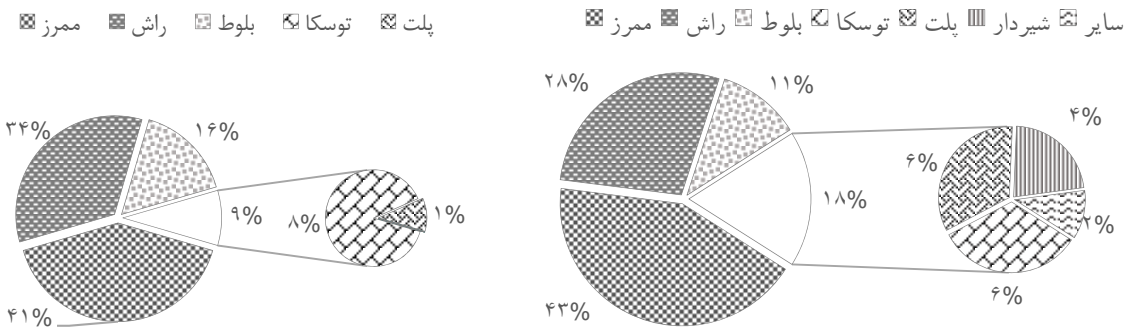
جدول ۱- درجه‌بندی پوسیدگی خشک‌دارها با اصلاحات برگرفته از الگوی راهنمای عملیات عرصه‌ای (فاز ۳) آماربرداری خشک‌دارها در بنگاه ملی جنگل‌های ایالات متحده

درجه پوسیدگی	۱	۲	۳	۴
شاخه‌های اصلی و فرعی	شاخه‌های اصلی جدا نشده، شاخه‌های فرعی به شاخه‌های اصلی متصل هستند.	شده، شاخه‌های فرعی جدا شده، سرشاخه‌ها از بین رفته، با شاخه‌های شکسته باقی‌مانده می‌توان پوست را کند.	شاخه‌های شکسته متصل به تنه جدا شده‌اند	شاخه‌های شکسته شده افتاده به‌همراه گره‌ها پوسیده می‌شوند.
وضعیت ریشه	وجود دارد	وجود دارد	فقط درون‌چوب باقی مانده	به کلی از بین رفته
رنگ چوب	رنگ اصلی	رنگ اصلی	قرمز متمایل به قهوه‌ای یا رنگ اصلی	قرمز متمایل به قهوه‌ای، قهوه‌ای روشن، قهوه‌ای تیره
ساختمان چوب	سالم - خشک‌دار سالم سرپا - خشک‌دار تازه افتاده	سالم	برون‌چوب سالم و قطعات وزن خود را حفظ کرده‌اند.	برون‌چوب پوسیده شده، وزن خود را از دست داده، در نهایت بی‌شکل شده و پخش می‌شود.
بافت چوب	سالم، بدون پوسیدگی، عدم پوسیدگی در شاخه‌های ضعیف	به‌طور تقریب سالم، شروع پوسیدگی در درون‌چوب، به کمک دست تکه‌تکه می‌شود.	درون‌چوب به‌طور کلی از بین رفته یا با قدرت دست می‌توان تکه‌های بزرگ و سخت درون‌چوب را کند.	تکه‌های کوچک و بزرگ با ضربه از هم می‌پاشند. به‌مرور نرم، پودری و خشک می‌شود.
پوست	سالم	شروع آثار پوسیدگی و کنده شدن بخش‌هایی از پوست	به‌طور کلی پوست از تنه جدا شده و یا به‌صورت خرد شده در اطراف دیده می‌شود.	وجود ندارد

نتایج

نسبت حجمی سایر گونه‌ها به حجم کل توده کمتر از یک درصد بود. بدین ترتیب، تیپ غالب منطقه ممرز- راش همراه با بلندمازو تشخیص داده شد (شکل ۲).

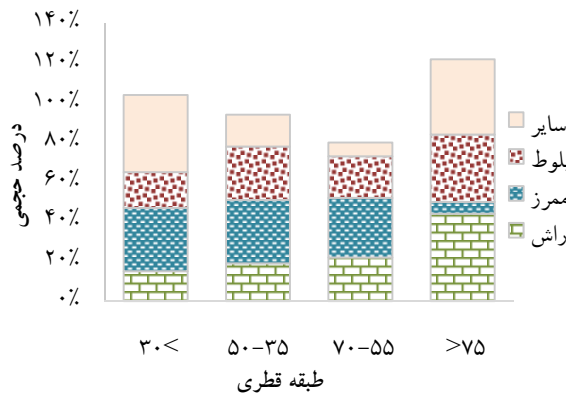
بر اساس نتایج، به‌ترتیب ۴۳، ۲۸ و ۱۱ درصد نسبت حجمی توده به ممرز، راش و بلندمازو اختصاص داشت.



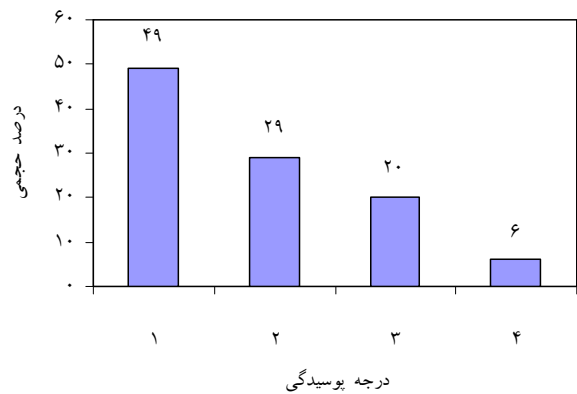
شکل ۲- نمودار ترکیب گونه‌ای توده زنده سرپا (راست) و خشک‌دارها (چپ)

قطری را نشان می‌دهد.

شکل ۳ درصد حجمی خشک‌دارها در هر درجه از پوسیدگی و شکل ۴ سهم خشک‌دارهای هر گونه در طبقات



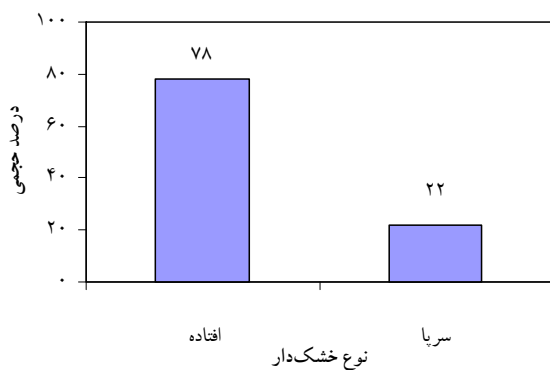
شکل ۴- درصد حجمی خشک‌دارها در طبقه‌های قطری



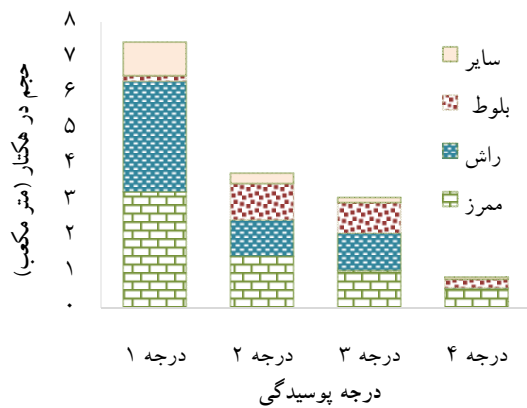
شکل ۳- درصد حجمی خشک‌دارها و درجه پوسیدگی

خشک‌دارهای سرپا و خشک‌دارهای افتاده نشان داده شده است.

در شکل ۵ متوسط حجم خشک‌دارها در هکتار با درجات مختلف پوسیدگی و در شکل ۶ درصد حجمی

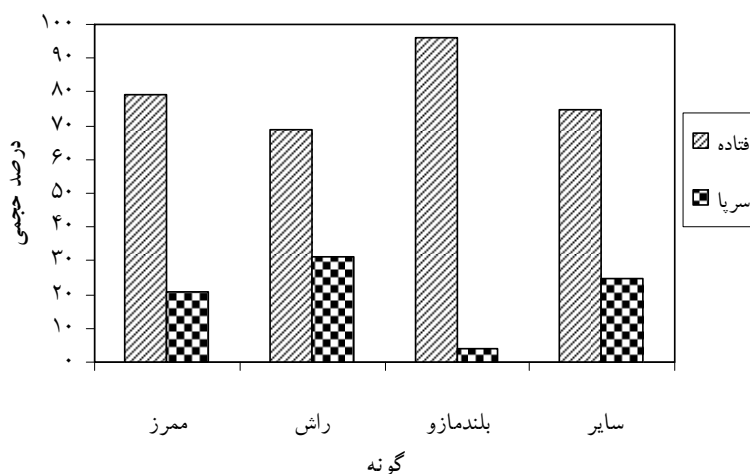


شکل ۶- درصد حجمی خشک‌دارهای سرپا و افتاده



شکل ۵- متوسط حجم در هکتار خشک‌دارها و درجه پوسیدگی به تفکیک گونه

درصد خشک‌دارهای افتاده و سرپا به تفکیک گونه در شکل ۷ نشان داده شده است.



شکل ۷- درصد حجمی انواع خشک‌دار (افتاده و سرپا) به تفکیک گونه

هکتار خشک‌دار افتاده ثبت شد. در جدول ۲ حجم کل و متوسط حجم در هکتار برای کل خشک‌دارها و انواع مختلف خشک‌دارها به تفکیک گونه نشان داده شده است.

به‌طور متوسط در کل پارسل ۳۵۷ پایه در هکتار درخت زنده سرپا، ۸ پایه در هکتار خشک‌دار سرپا (خشک‌دار سرپا کامل، خشک‌دار سرپا سرشکسته و کنده) و ۲۶ تکه در

جدول ۲- حجم (متر مکعب) توده زنده سرپا و خشک‌دارها و نسبت حجمی چوب خشک به زنده

درختان زنده سرپا			
گونه	نسبت حجمی (%)	متوسط حجم در هکتار (متر مکعب/هکتار)	
ممرز	۴۳	۱۸۹/۸۱	
راش	۲۸	۱۲۴/۵۳	
بلندمازو	۱۱	۵۱/۳۴	
سایر	۱۸	۷۹/۹۴	
جمع	۱۰۰	۴۴۵/۶۴	
خشک‌دارهای افتاده			
گونه	نسبت حجمی (%)	متوسط حجم در هکتار (متر مکعب/هکتار)	نسبت حجم خشک به زنده (%)
ممرز	۴۲	۴/۹۹	۲/۶
راش	۳۰	۳/۶	۲/۹
بلندمازو	۱۸	۲/۱۷	۴/۲
سایر	۱۰	۱/۰۷	۱/۳
جمع	۱۰۰	۱۱/۸۵	۲/۶

ادامه جدول ۲-

خشک‌داری‌های سرپا			
گونه	نسبت حجمی (%)	متوسط حجم در هکتار (متر مکعب/هکتار)	نسبت حجم خشک به زنده (%)
ممرز	۳۹	۱/۲۹	۰/۶
راش	۴۸	۱/۶	۱/۲
بلندمازو	۲	۰/۰۸	۰/۱
سایر	۱۱	۰/۳۶	۰/۴
جمع	۱۰۰	۳/۳۴	۰/۷
کل خشک‌داری‌ها			
گونه	نسبت حجمی (%)	متوسط حجم در هکتار (متر مکعب/هکتار)	نسبت حجم خشک به زنده (%)
ممرز	۴۱	۶/۲۹	۳/۳
راش	۳۴	۵/۲۱	۴/۱
بلندمازو	۱۶	۲/۲۵	۴/۳
سایر	۹	۱/۴۴	۱/۷
جمع	۱۰۰	۱۵/۱۹	۳/۴

بحث

مقدار مطلوب خشک‌داری‌ها برای جنگل‌های معتدله هیرکانی بین ۵ تا ۲۵٪ از حجم توده زنده سرپا اعلام شده است (Marvie-Mohadjer, 2013). با این حساب حجم خشک‌دار برای توده مورد بررسی در این پژوهش باید بین ۲۲ تا ۱۱۱ متر مکعب باشد و مقدار ۱۵/۱۹ متر مکعب در هکتار کافی به نظر نمی‌رسد. در منطقه واز مازندران حجم متوسط خشک‌داری‌ها ۳۲/۶۷ متر مکعب در هکتار و نسبت حجمی خشک‌داری‌ها به درختان سرپا ۵/۳٪ محاسبه شد (Habashi, 1998). در جنگل‌های معتدله حجم کمتر از ۳۰ متر مکعب برای خشک‌داری‌ها کم، ۳۰ تا ۷۰ متر مکعب در هکتار متوسط و بیشتر از ۷۰ متر مکعب در هکتار زیاد در نظر گرفته شده است (Lassauce, et al., 2011). نتایج تحقیقات Sagheb-Talebi (۲۰۱۳) در راشستان‌های طبیعی شمال کشور نشان داد که حجم خشک‌داری‌ها به ترتیب از مرحله بلوغ تا پوسیدگی بین ۷/۴ تا ۱۲۳/۷ متر مکعب در هکتار نوسان داشت. در اغلب مطالعات انجام شده در جنگل‌های معتدله اروپا، مقدار خشک‌داری‌ها بیشتر از مقدار خشک‌داری‌های محاسبه شده در مطالعاتی است که در

جنگل‌های معتدله هیرکانی انجام شده است (Amanzadeh et al., 2013). خشک‌داری‌ها در جنگل‌های طبیعی اروپای مرکزی تحت تأثیر سرمای بیشتر ماندگاری طولانی‌تر در عرصه دارند. بیشترین مقدار خشک‌داری‌ها در این جنگل‌ها از جنس بلوط هستند که تجزیه آن‌ها کندتر از خشک‌داری‌های راش و ممرز است. وضعیت رویشگاه با تأثیر بر نرخ پوسیدگی خشک‌دار در اکوسیستم‌های جنگلی تأثیرگذار است (Sefidi et al., 2017). راش و ممرز بیشترین مقدار خشک‌داری‌ها را در جنگل‌های طبیعی و مدیریت نشده هیرکانی تشکیل می‌دهند. بزرگ‌ترین تمایز رویشگاه مورد مطالعه با سایر مناطقی که در جنگل‌های شمال مورد مطالعه قرار گرفته‌اند، تفاوت تیپ توده سرپا و جهت دامنه است. ترکیب گونه‌ای توده سرپا و تقابل بین گونه‌ها (Vandekerkhove et al., 2009) و نیز تفاوت‌های خرداقلیم در دامنه‌های مختلف، روند پوسیدگی و در نتیجه انباشت خشک‌داری‌ها را متأثر می‌سازند (Sefidi et al., 2016).

ترکیب گونه‌ای خشک‌داری‌ها در پژوهش پیش‌رو با اختلاف بسیار کم متناسب با ترکیب گونه‌ای توده سرپاست.

پوسیدگی سریع‌تر رخ خواهد داد (Harmon *et al.*, 1986). علاوه بر موارد فوق، برداشت‌های غیرمدیریتی (توسط روستاییان و دامداران به منظور مصارف سوختی) نیز می‌تواند از عامل‌های تأثیرگذار بر انباشت یا کاهش خشک‌دارها باشد، اما اطلاعات کافی در این زمینه وجود ندارد.

در مجموع، نسبت ۳/۴٪ خشک‌دارها به توده زنده سرپا می‌تواند تصمیم‌گیری‌های مدیریتی در منطقه مورد مطالعه را تحت تأثیر قرار دهد. از این رو پیشنهاد می‌شود نه تنها از خشک‌دارها برداشت انجام نشود، بلکه باقی گذاشتن تعدادی از پایه‌های قطور و کهن‌سال در منطقه با هدف بهبود وضعیت خشک‌دارها مورد توجه مدیران جنگل قرار گیرد.

References

- Alidadi, F., Marvie Mohadjer, M.R., Etemad, V. and Sefidi, K., 2014. Decay dynamics of oriental beech (*Fagus orientalis* Lipsky) and hornbeam (*Carpinus betulus* L.) deadwood in mixed beech stands. *Iranian Journal of Forest and Poplar Research*, 22(4): 624-635 (In Persian).
- Amanzadeh, B., Sagheb-Talebi, Kh., Foumani, B., Fadaie, F.J., Camarero, J. and Linares, J., 2013. Spatial distribution and volume of dead wood in unmanaged Caspian beech (*Fagus orientalis*) forests from northern Iran. *Forests*, 4: 751-765.
- Anonymous, 2010. Forest Management Plan, Gorazbon District of Kheyroud Forest. Department of Forestry and Forest Economics, Faculty of Natural Resources, University of Tehran, Karaj, pp. 191-273 (In Persian).
- Anonymous, 2011. Down Woody Materials. Phase 3 (Field Guide), Version 5.1. USDA Forest Service, Section 25: 1-34.
- Butler, J., Alexander, K.N.A. and Green, T., 2002. Decaying wood: an overview of its status and ecology in the United Kingdom and continental Europe. *USDA Forest Service General Technical Report PSW-GTR-181*: 11-19.
- Dudley, N. and Vallauri, D., 2005. *Forest Restoration Landscape: Restoration of Deadwood as a Critical Microhabitat in Forest Landscapes*. *Forest Restoration in Landscapes*, Springer, pp. 203-207.

در مجموع، ممرز گونه غالب بود و در نتیجه خشک‌دارهای ممرز بیشترین مقدار خشک‌دار را در منطقه تشکیل می‌دادند. به‌طور تقریب، دوسوم خشک‌دارهای ممرز دارای قطرهای کمتر از ۵۰ سانتی‌متر و نزدیک به ۸۰٪ آن‌ها افتاده بودند. مشخص شده است که روند تجزیه خشک‌دارهای ممرز سریع‌تر از خشک‌دارهای راش (Alidadi *et al.*, 2014) و روند تجزیه خشک‌دارهای راش سریع‌تر از بلوط (MacMillan, 1988) است. هر یک از این عامل‌ها در کنار حرارت بیشتر در شیب‌های جنوبی موجب می‌شوند خشک‌دارها با سرعت بیشتری تجزیه شوند. حتی افزایش دما در اطراف و سطح خشک‌دار نیز می‌تواند بر میزان فعالیت ارگانسیم‌های تجزیه‌کننده تأثیرگذار باشد (Harmon *et al.*, 1986). در نقاطی که تاج‌پوشش تنگ بود، تجمع بسیار زیاد ساپروفیت‌ها از قبیل قارچ‌ها و خزها در سطح وسیعی به‌وضوح قابل مشاهده بود. کیفیت خشک‌دارها (قطر، گونه و ترکیبات) نیز در منطقه بحث‌برانگیز است. به‌طور تقریب، نیمی از کل خشک‌دارها قطر کمتر از ۵۵ سانتی‌متر داشتند. هرچه قطر کمتر باشد، نسبت سطح به حجم خشک‌دار افزایش یافته و نرخ از هم‌پاشیدگی (Fragmentation ratio) افزایش می‌یابد. در نتیجه، تجزیه سریع‌تر اتفاق می‌افتد (Harmon *et al.*, 1986). علاوه بر آنچه که گفته شد، فرم فیزیکی خشک‌دار نیز روند پوسیدگی را تحت تأثیر قرار می‌دهد (Harmon *et al.*, 1986).

نزدیک به چهارپنجم خشک‌دارها در منطقه مورد مطالعه افتاده بودند. در اغلب مطالعات انجام شده در جنگل‌های طبیعی، حجم خشک‌دارهای سرپا ۲۰ تا ۴۰ درصد از حجم کل خشک‌دارها محاسبه شده است (به‌عنوان مثال Habashi, 1998; Lassauce, *et al.*, 2011; Sefidi & Etemad, 2014). به‌نظر می‌رسد درصد حجم خشک‌دارهای سرپا و افتاده نسبت به مقدار کل خشک‌دارها در جنگل‌های طبیعی مستقل از حجم و مرحله تکاملی توده است. سهم خشک‌دارهای سرپا ۲۲٪ از حجم کل خشک‌دارها بود. لازم به ذکر است که هرچه مقدار خشک‌دار افتاده در عرصه بیشتر باشد، خشک‌دار سطح تماس بیشتری با زمین دارد و

- integration of a deadwood inventory into an existing forest inventory carried out as two-phase sampling for stratification. *Forestry*, 87: 571-58.
- Rondeux, J. and Sanchez, C., 2009. Review of indicators and field methods for monitoring biodiversity within national forest inventories, Core variable: Deadwood. *Environmental Monitoring and Assessment*, 164(1-4): 617-630.
 - Sagheb-Talebi, Kh., 2013. Appropriate characteristics of beech stands for application of close to nature silviculture (selection system). Final Report of Research Project, Published by Research Institute of Forest and Rangelands, Tehran, 120p (In Persian).
 - Sagheb-Talebi, Kh. and Schütz, J.P., 2002. The structure of natural oriental beech (*Fagus orientalis*) forests in the Caspian region of Iran and the potential for the application of the group selection system. *Forestry*, 75(4): 465-472.
 - Sefidi, K., Esfandiary Darabad, F. and Azarian, M., 2016. Effect of topography on tree species composition and volume of coarse woody debris in an oriental beech (*Fagus orientalis* Lipsky) old growth forests, northern Iran. *iForest*, 9: 658-665.
 - Sefidi, K., Esfandiary Darabad, F. and Sharari, M., 2017. The decay time and rate determination in oriental beech (*Fagus orientalis* Lipsky) deadtrees in Asalem forests. *Journal of Environmental Studies*, 42(3): 551-563.
 - Sefidi, K. and Etemad, V., 2014. The amount and quality of dead trees in a mixed beech forest with different management histories in northern Iran. *Biodiversitas*, 15: 162-168.
 - Travaglini, D., Barbati, A., Chirici, G., Lombardi, F., Marchetti, M. and Corona, P., 2007. Forest BIOTA data on deadwood monitoring in Europe. *Plant Biosystems*, 141(2): 222-230.
 - Vandekerckhove, K., Keersmaecker, L.D., Menke, N., Meyer, P. and Verschelde, P., 2009. When nature takes over from man: Dead wood accumulation in previously managed oak and beech woodlands in North-western and Central Europe. *Forest Ecology and Management*, 258: 425-435.
 - Zobeiry, M., 1994. *Forest Inventory*. University of Tehran Press, Tehran, 401p (In Persian).
 - Erajaa, S., Halme, P., Kotiaho, J.S., Markkanen, A. and Toivanen, T., 2010. The volume and composition of dead wood on traditional and forest fuel harvested clear-cut. *Silva Fennica*, 44(2): 203-211.
 - FAO, 2006. *Global forest resources assessment 2005, Progress towards sustainable forest management*. Food and Agriculture Organization of the United Nations Rome, Rome, 147: 149-154.
 - Habashi, H., 1998. Study of ecological and silvicultural importance of dead trees in Noor forests. M.Sc. thesis, Faculty of Natural Resources, University of Tehran, Karaj, 210p (In Persian).
 - Harmon, M.E., Franklin, J.F., Swanson, F.J., Sollins, P., Gregory, S.V., Lattin, J.D., Anderson, N.H., Cline, S.P., Aumen, N.G., Sedell, J.R., Lienkaemper, G.W., Cromack, K. and Cummins, K.W., 1986. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in Ecological Research*, 15: 88-110.
 - Harmon, M.E. and Sexton, J., 1996. *Guidelines for measurements of woody detritus in forest ecosystems*. U.S. Long Term Ecological Research Publication, University of Washington, Seattle, 20p.
 - Humphrey, J.W., Sippola, A.L., Lemperiere, G., Dodelin, B., Alexander, K.N.A. and Butler, J.E., 2004. Deadwood as an indicator of biodiversity in European forests: from theory to operational guidance. *EFI-Proceedings*, 51: 193-206.
 - Lassauce, A., Paillet, Y., Jactel, H., Bouget, C., 2011. Deadwood as a surrogate for forest biodiversity: Meta-analysis of correlations between deadwood volume and species richness of saproxylic organisms. *Ecological Indicators*, 11: 1027-1039.
 - MacMillan, P.C., 1988. Decomposition of coarse woody debris in an old-growth Indiana forest. *Canadian Journal of Forest Research*, 18: 1353-1362.
 - Marvie-Mohadjer, M.R., 2013. *Silviculture*. 3rd Edition, University of Tehran Press, Tehran, 418p (In Persian).
 - Radu, S., 2006. The ecological role of deadwood in natural forests: 137-141. In: Gafta, D. and Akeroyd, J. (Eds.). *Nature Conservation*. Springer, Berlin, 460p.
 - Ritter, T. and Saborowski, J., 2014. Efficient

Quantitative and qualitative assessment of deadwood in natural stands of Hyrcanian forests (Case study: Gorazbon district of Kheyroud, Nowshahr)

S. Rahanjam^{*1}, M.R. Marvie Mohadjer², M. Zobeiri² and K. Sefidi³

1* - Corresponding author, M.Sc. Silviculture and Forest Ecology, Faculty of Natural Resources, University of Tehran, Karaj, Iran. E-mail: rahanjam.saboura@gmail.com

2- Prof., Department of Forestry and Forest Economics, Faculty of Natural Resources, University of Tehran, Karaj, Iran

3- Assistant Prof., Department of Natural Resources, Faculty of Agriculture and Natural Resources, University of Mohaghegh Ardabili, Ardabil, Iran

Received: 23.05.2017

Accepted: 03.08.2017

Abstract

The conservation value of Coarse Woody Debris (CWD), as critical microhabitat component, in forest ecosystems led to increasingly expand interests in researches about it. The scientific CWD information had gradually considered by decision-makers for implementing forestry planning. In this study, due to evaluate qualitative and quantitative characters of CWD and its proportion to live standing trees, full caliper method was applied. Data were collected from an unmanaged parcel (parcel no. 37, Gorazbon district, Kheyroud forest) situated in southern slopes of Caspian beech forests. The study site has never been under wood exploitation. The data of CWD (middle diameter ≥ 10 cm) and stand (D.B.H ≥ 7.5 cm) were measured using full caliper method. The results of this study illustrated the average number of live standing trees, snags, and fallen trees were 357, 8, and 26 per ha, respectively. Between all species, hornbeam had the highest volume proportion both in live standing trees and CWD. One fifth of total CWD volume was accounted to snags and stumps and about half of the total volume was exposure in low degree of decomposition. CWD volume amounted 3.5% of total yield of site study. In summary, total CWD volume is lower than optimal value considered for CWD in temperate forests which sets alarms that any removal of CWD could bring irrecoverable consequences in site study.

Keywords: Decomposition rate, full caliper method, hornbeam, live standing trees, snag.