

انباشت خشکه دارهای درشت و خرد در توده‌های آمیخته راش بخش گرازبن جنگل خیرودکنار

- ◀ کیومرث سفیدی*؛ استادیار دانشکده فناوری کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه محقق اردبیلی، ایران
- ◀ محمدرضا مروی مهاجر؛ استاد گروه جنگلداری، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران، ایران
- ◀ وحید اعتماد؛ استادیار گروه جنگلداری، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران، ایران

تاریخ دریافت: ۱۳۹۲/۷/۱۹ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۳/۴/۱

چکیده

آگاهی از میزان انباشت درختان پوسیده در جنگل‌های طبیعی می‌تواند در تدوین راهکارهای مبتنی بر مدیریت حفاظتی توده‌های جنگلی راه‌گشا باشد. در این پژوهش میزان انباشت خشکه‌دارهای درشت (قطر بیش از ۱۰ سانتی-متر) و خرد (قطر کمتر از ۱۰ سانتی-متر) در داخل توده‌های کمتر دست‌خورده راش در جنگل خیرود نوشهر در بخش گرازبن مورد اندازه‌گیری قرار گرفت. برآورد حجم خشکه‌دارهای درشت و خرد، مقایسه فراوانی اشکال مختلف خشکه-دارهای خرد و درشت (افتاده، سرپا و کنده) و همچنین همبستگی بین حجم چوبی زنده و خشک در توده‌های طبیعی راش سایر اهداف این پژوهش بودند. تعداد ۱۵ قطعه نمونه یک هکتاری برای اندازه‌گیری خشکه‌دارهای درشت و تعداد ۱۵ قطعه نمونه چهار مترمربعی برای اندازه‌گیری خشکه‌دارهای خرد به شکل منظم و تصادفی پیاده شدند. حجم خشکه‌دارهای درشت و خرد در هر هکتار به ترتیب ۱۵ و ۱۰ مترمکعب برآورد شد. بیشترین شکل از خشکه‌دارهای اندازه‌گیری شده مربوط به خشکه‌دارهای افتاده (۶۷ درصد) و بیشترین گونه تشکیل دهنده درخت راش (۵۵ درصد) ثبت شد. طبق این بررسی رابطه معنی‌داری بین حجم درختان زنده راش با حجم خشک این گونه بدست نیامد ($P=0/77$). هر چند که حجم درختان زنده گونه ممرز ارتباط معنی‌داری با حجم خشک این گونه نشان داد ($P=0/01$). حجم بالای خشکه‌دارهای خرد در توده‌های راش نشان می‌دهد این خشکه‌دارها برخلاف داشتن قطر کم به علت تعداد در هکتار بالا حجم قابل توجهی از خشکه‌دارهای داخل توده را به خود اختصاص می‌دهند و باید در تدوین برنامه‌های مدیریتی مورد توجه قرار گیرد.

کلمات کلیدی: خشکه‌دارهای درشت و خرد، انباشت خشکه‌دار، مدیریت حفاظتی، توده راش شرقی.

مقدمه

روش‌های مدیریتی همگام با طبیعت، می‌تواند بهترین انتخاب برای مدیریت توده‌های طبیعی (نظیر جنگل‌های هیرکانی) باشد. روش‌هایی که اساس آن کمترین دخالت در ساختار و فرآیندهای طبیعی در جنگل است. استفاده از روش‌های مدیریتی همگام با طبیعت بدون داشتن منبع قابل اتکا و نیز شناخت دقیق آن میسر نیست، به عبارتی اولین گام در مدیریت همگام توده‌های جنگلی شناخت و درک پویایی توده‌های طبیعی جنگلی است (Sefidi *et al.*, 2014). در صورتی که طرح‌های مدیریتی جنگل‌های هیرکانی بر اساس روش‌های همگام با طبیعت پایه‌گذاری شود و یا بخش‌هایی از جنگل‌های هیرکانی تحت طرح‌های مدیریتی حفاظتی قرار گیرد یکی از ابتدایی‌ترین اهداف چنین طرح‌هایی نگهداری و حفظ تنوع زیستی در بوم‌سامانه‌های جنگلی است که با نگهداری از زیستگاه‌های متنوع جانداران در جنگل‌ها میسر می‌شود. خشکه‌دارها در بوم‌سامانه‌های جنگلی یکی از اصلی‌ترین خرده زیستگاه‌ها به‌شمار می‌روند، علاوه بر این خشکه‌دارها در افزایش قدرت جوانه‌زنی بذرهای درختان جنگلی (Kennedy & Quinn, 2001)، ایجاد زیستگاه برای پرندگان (Davis, 1983) و سایر گونه‌های حیات وحش (Harmon *et al.*, 1990; Hunter, 1990)، بهبود حاصلخیزی خاک‌های جنگلی، حفظ سلامت جنگل (Passovovy & Fule, 2006; Andrew & Hagan, 2007)، نقش اصلی در چرخه مواد غذایی (Hafner & Groffman, 2005; Santiago & Amanda, 2005)، افزایش پوشش گیاهی (Esseen *et al.*, 1992)، افزایش زادآوری گونه‌های گیاهی (Yan *et al.*, 2007) نقش داشته و با ذخیره عناصر غذایی و آب باعث شکل‌گیری خرده زیستگاه در اشکوب زیرین جنگل‌ها می‌شوند (McComb, 2003; McComb & Lindenmayer, 1999). با توجه به نقش برجسته خشکه‌دارها در حفاظت از تنوع گونه‌ای در جنگل‌ها، آن‌ها به انواع مختلفی دسته‌بندی می‌شوند، یکی از متداول‌ترین طبقه‌بندی خشکه‌دارها طبقه‌بندی بر

اساس ابعاد و اندازه آن‌ها است که بر این اساس خشکه‌دارها به دو گروه خرد^۱ و درشت^۲ قابل تفکیک هستند. خشکه‌دارهای با قطر کمتر از ۱۰ سانتی‌متر در گروه خشکه‌دارهای خرد و خشکه‌دارهای با قطر بیشتر از ۱۰ سانتی‌متر در گروه خشکه‌دارهای درشت طبقه‌بندی می‌شوند (McComb & Lindenmayer, 1999). خشکه‌دارهای خرد و درشت دارای نقش بوم-شناختی متفاوتی در بوم‌سامانه‌های جنگلی هستند. خشکه‌دارهای خرد از لحاظ اهمیت جایگاه خاصی در مدیریت بوم‌سامانه‌های جنگلی دارند، مطالعه‌های انجام شده در جنگل‌های راش اروپا (*Fagus sylvatica*) نشان می‌دهد یکی از مهم‌ترین دلایل کاهش تنوع زیستی، کاهش میزان خشکه‌دارهای خرد است (Assmann *et al.*, 2007). اهمیت خشکه-دارهای خرد در جنگل‌های مدیریتی که حجم کمتری از درختان قطور فرصت تبدیل شدن به خشکه‌دارها را دارند، بسیار بیشتر است. بر اساس مطالعه‌های انجام شده بسیاری از گونه‌های جانوری در معرض خطر انقراض جزء گونه‌هایی هستند که از خشکه‌دارها به عنوان زیستگاه‌های اصلی استفاده می‌کنند (Franc *et al.*, 2007). گزارش‌های مختلفی از حجم خشکه-دارهای خرد در جنگل‌های اروپا ارائه شده است. در پژوهشی در کشور فنلاند حجم خشکه‌دارهای خرد را ۵/۲ متر مکعب در هکتار برابر با ۲۸ درصد کل حجم خشکه‌دارها گزارش شده است (Eräjää *et al.*, 2010)، و یا در مطالعه دیگری حجم خشکه‌دارهای خرد ۱۲/۲ مترمکعب برابر با ۴۵ درصد حجم کل خشکه‌دارها برآورد شده است (Nordén *et al.*, 2004). در مطالعه‌های متعددی در جنگل‌های راش در شمال ایران به برآورد حجم خشکه‌دارهای درشت پرداخته شده است. Habashi (۱۹۹۷) در منطقه "واز" در استان مازندران میانگین حجم در هکتار خشکه‌دار ۳۲/۶۷ متر مکعب و تعداد در هکتار آن را ۲۴ اصله بدست آورد که ۲۳ درصد حجم را خشکه‌دارهای سرپا و ۷۷ درصد حجم را خشکه‌دارهای

1 - Fine woody debris

2 - Coarse woody debris

روش انجام پژوهش

به‌منظور بررسی ساختار توده‌های آمیخته راش در مراحل انتهایی توالی در جنگل‌های کمتر دست‌خورده بخش گرازبن سه قطعه ۲۵ هکتاری به ابعاد ۵۰۰×۵۰۰ متر انتخاب و در قالب قطعات کوچک‌تر یک هکتاری (۱۰۰×۱۰۰ متر) برای مطالعه مشخصه‌های ساختاری توده‌ها در جنگل‌های مرحله انتهایی تقسیم شد (Sagheb-Talebi & Schütz, 2002; Fallah 2001; Sefidi et al., 2014). از بین ۲۵ قطعه یک هکتاری ۵ قطعه نمونه به شکل منظم و تصادفی برای بررسی حجم و کیفیت خشکه‌دارها انتخاب شد که در مجموع شامل ۱۵ قطعه یک هکتاری می‌شود. در مرکز هر یک از قطعات نمونه یک هکتاری قطعات نمونه کوچک‌تر ۴ مترمربعی برای اندازه‌گیری خشکه‌دارهای خرد پیاده شد (شکل ۱). در قطعات یک هکتاری مشخصات درختان سرپا با قطر بیش از $۷/۵$ سانتی‌متر شامل گونه، قطر و ارتفاع درختان و نیز خشکه‌دارها شامل خشکه‌دارهای افتاده، سرپا و کنده‌ها اندازه‌گیری شد. در خشکه‌دارها گونه، نوع (افتاده، سرپا و یا کنده)، درجه پوسیدگی، طول یا ارتفاع و قطر در سه نقطه ابتدایی، میانی و انتهایی از تنه اندازه‌گیری شد (Sefidi & Marvie, 2010). لازم به ذکر است در خشکه‌دارهای سرپا قطر برابر سینه و در کنده‌ها قطر میانی اندازه‌گیری شد. اندازه‌گیری قطر با خط‌کش دو بازو و با دقت سانتی‌متر و اندازه‌گیری طول با متر نواری و اندازه‌گیری ارتفاع با شیب‌سنج انجام شد. برای اندازه‌گیری خشکه‌دارهای خرد نیز از روش مشابه استفاده شد با این تفاوت که خشکه‌دارهای با قطر کمتر از ۱۰ سانتی‌متر در این دسته قرار گرفتند. کلاسه‌های پوسیدگی خشکه‌دارها به شکل زیر تعیین شد. پوسیدگی درجه ۱، درخت تازه افتاده، پوست و چوب درخت قابل تشخیص است و گاهی اوقات جوانه رشد یک سال اخیر روی آن دیده می‌شود. پوسیدگی درجه ۲، پوسیدگی درون چوب آشکار است و در بیشتر موارد پوست درخت دیده می‌شود. جوانه‌ها دیده نمی‌شوند. در پوسیدگی درجه ۳، درون چوب و پوست

افتاده تشکیل داده‌اند و نسبت حجم خشکه‌دارها به حجم درختان سرپا $۵/۳$ درصد برآورد شد. در بررسی خشکه‌دارها در چلیبر جنگل خیرود نوشهر میزان حجم خشکه‌دارها را $۱۶/۵$ مترمکعب در هکتار برآورد شد، که از این حجم ۲۶ درصد شامل خشکه‌دارهای سرپا و ۷۴ درصد خشکه‌دارهای افتاده بود (Zolfaghari, 2005). تا به حال در نشریات داخلی گزارشی از میزان و یا کیفیت خشکه‌دارهای با قطر پایین گزارش نشده است. با توجه به فقدان اطلاعات کافی در این زمینه این پژوهش به‌منظور برآورد اطلاعات کمی از میزان و کیفیت خشکه‌دارهای خرد در بوم‌سامانه‌های طبیعی راش طراحی و انجام گرفت. اهداف این پژوهش شامل (۱) برآورد حجم خشکه‌دارهای درشت و خرد در جنگل‌های آمیخته راش، (۲) مقایسه حجمی شکل‌های مختلف خشکه‌دارها، (۳) مقایسه حجم گونه‌های درختی در اشکوب بالا (حجم سبز) با گونه‌های مختلف خشکه‌دارها (حجم خشک).

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه جنگل آموزشی و پژوهشی خیرود واقع در ۷ کیلومتری شرق نوشهر و در غرب استان مازندران بین $۲۷^{\circ} ۳۶'$ و $۴۰^{\circ} ۳۶'$ عرض شمالی و بین $۳۲^{\circ} ۵۱'$ و $۴۳^{\circ} ۵۱'$ طول شرقی واقع شده‌است. این جنگل از شمال به نوار ساحلی و روستای خیرودکنار و از جنوب به ییلاق‌ها و روستای کلیک محدود می‌شود. مساحت کل منطقه حدود ۸۰۰۰ هکتار است. رویشگاه‌های مورد مطالعه با توجه به سابقه مدیریتی و عدم انجام نشانه‌گذاری و بهره‌برداری صنعتی، تشابه تیپ و شرایط رویشگاهی از بخش گرازبن این جنگل انتخاب و مطالعه پویایی توده‌ها در یک منطقه ۷۵ هکتاری در پارسل‌های ۳۱۷، ۳۱۸ و ۳۱۹ انجام شد. در این بخش از جنگل خیرود بر اساس آماربرداری صد در صد در سال ۱۳۸۳ تعداد و حجم متوسط درختان زنده، به‌ترتیب ۲۹۷ اصله و ۳۳۸ سیلو گزارش شده است (Marvie Mohadjer et al., 2007).

$$V = A_m * L \quad \text{رابطه (۲)}$$

که در آن V حجم به مترمکعب، L طول به متر و A_m قطر میانه کننده و برابر سینه خشکه‌دار سرپا است.

با توجه به ماهیت داده‌ها از آزمون همبستگی اسپیرمن برای بررسی همبستگی بین متغیرها در محیط SPSS استفاده شد. بر این اساس ضریب همبستگی بین حجم سرپا و حجم خشک کل درختان از تمامی گونه‌ها و نیز برای گونه‌های راش و ممرز محاسبه شد. همچنین شاخص حجم خشکه‌دار برای هر یک از گونه‌های درختی با تقسیم حجم خشک (مجموع حجم خشکه‌دارهای خرد و درشت) به حجم سرپای گونه در ساختار توده‌های جنگلی محاسبه شد. بر این اساس چنانچه شاخص یک باشد نشان از حضور یکسان گونه در ترکیب زنده و خشک است، در حالی که مقدار این شاخص بیش از یک باشد نشان دهنده حضور بیشتر در بخش خشک و چنانچه کمتر از یک باشد نشانه فراوانی بیشتر در بخش زنده است.

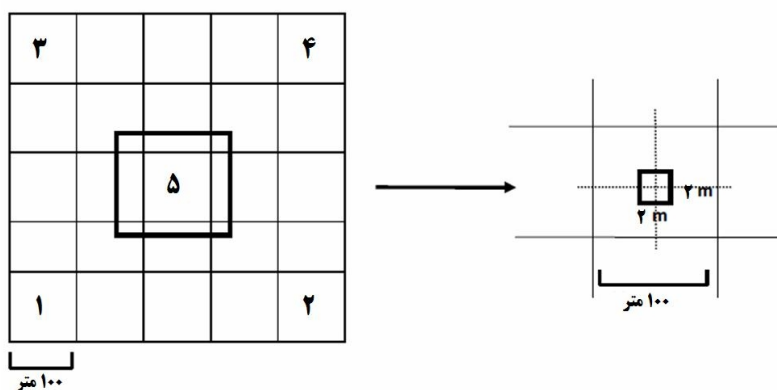
درخت به‌طور کامل پوسیده شده است. سرشاخه‌ها کنده شده‌اند، به‌آسانی با ضربه به حالت پودری در می‌آید و پوسیدگی درجه ۴، درون چوب و پوست به کلی پوسیده شده و در برخی موارد درخت به کلی به خاک تبدیل شده و پوشش علفی به‌طور کامل مستقر شده است (Albercht, 1990). شاخص خشکه‌دار برای هر یک از گونه‌های اصلی تشکیل دهنده اشکوب بالای جنگل با تقسیم نسبت حجم خشک به حجم سرپا محاسبه شد.

تحلیل آماری داده‌ها

برای اندازه‌گیری حجم خشکه‌دارها از رابطه نیوتن (Harmon & Sexton, 1996) به شکل زیر استفاده شد:

$$V = \frac{L (A_b + 4A_m + A_t)}{6} \quad \text{رابطه (۱)}$$

که در آن V حجم به مترمکعب، L طول به متر، A_b ، A_m و A_t به ترتیب قطر ابتدا، میانه و انتهای خشکه‌دار افتاده می‌باشد. برای محاسبه حجم خشکه‌دار سرپا و کنده‌ها از رابطه زیر استفاده شد:



شکل ۱- نحوه انتخاب قطعات نمونه یک هکتاری (اندازه‌گیری خشکه‌دارهای درشت) و چهار مترمربعی (اندازه‌گیری خشکه‌دارهای خرد) در توده‌های راش

نتایج

بر اساس نتایج بدست آمده گونه راش بیشترین میزان را در بین خشکه‌دارهای درشت (۸۰ درصد) و خشکه-دارهای خرد (۷۴ درصد) به خود اختصاص داده است (جدول ۱). پس از راش گونه ممرز بیشترین میزان از حجم خشکه‌دارها در هر دو بخش خشکه‌دارهای درشت و خرد به خود اختصاص داد. در مجموع در منطقه مورد مطالعه حجم کل خشکه‌دارهای درشت و خرد ۲۵ مترمکعب در هر هکتار برآورد شد. از میان خشکه‌دارهای خرد ۶۷ درصد متعلق به خشکه‌دارهای

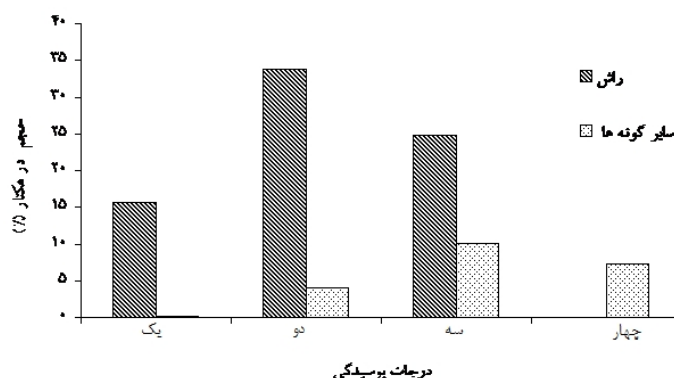
با قطر کمتر از ۵ سانتی‌متر و ۳۳ درصد آن‌ها قطری بین ۵ تا ۱۰ سانتی‌متر را داشتند. بیشترین حجم خشکه‌دارهای راش در مراحل پیشرفته پوسیدگی قرار دارند، ۳۳ درصد از حجم خشکه‌دارها در درجه پوسیدگی ۴ و ۴۳ درصد در درجه پوسیدگی ۳ قرار داشتند (جدول ۲). همچنین خشکه‌دارهای راش در درجه پوسیدگی ۳ و ۴ به ترتیب ۳۳ و ۲۴ درصد از حجم کل خشکه‌دارها را به خود اختصاص دادند (شکل ۲).

جدول ۱- میانگین (\pm اشتباه معیار) حجم خشکه‌دارهای درشت (قطر $> 10\text{cm}$) و خشکه‌دارهای خرد (قطر $< 10\text{cm}$) به تفکیک گونه‌های غالب در توده‌های جنگلی راش آمیخته

گونه	حجم خشکه‌دار ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$)	
	قطر $> 10\text{cm}$	قطر $< 10\text{cm}$
راش	$12/23 \pm 10/8$	$7/17 \pm 2/5$
ممرز	$1/11 \pm 0/97$	$1/77 \pm 1/3$
سایر گونه‌ها	$2/09 \pm 3/4$	$0/7 \pm 0/7$
مجموع	$15/29 \pm 4/4$	$9/67 \pm 3/9$

جدول ۲- خشکه‌دارهای درشت (قطر $> 10\text{cm}$) به تفکیک گونه و درجات مختلف پوسیدگی در توده‌های جنگلی راش آمیخته

گونه	حجم خشکه‌دار به مترمکعب در هر هکتار			
	درجه یک	درجه دو	درجه سه	درجه چهار
راش	۰/۶۷	۲/۴۶	۵/۲۵	۳/۸۵
ممرز	۰/۰۲	۰/۰۷	۰/۶۳	۰/۲۵
پلت	۰	۰/۱۶	۰/۳۵	۰/۱
سایر گونه‌ها	۲	۰/۴	۰/۳۶	۰/۷۲
مجموع	۰/۶۹	۳/۰۹	۶/۵۹	۴/۹۲



شکل ۲- حجم خشکه‌دارهای راش و سایر گونه‌ها در درجات پوسیدگی مختلف در توده‌های آمیخته راش

جدول ۳- تعداد خشکه‌دارهای درشت (قطر $> 10\text{cm}$) به تفکیک نوع خشکه‌دار در توده‌های جنگلی آمیخته راش

گونه	افتاده	سریا	کنده	مجموع
راش	۹/۶	۳/۳	۰/۵	۱۳/۴
ممرز	۳/۹	۳/۲	۰/۱	۷/۲
پلت	۱/۱	۰/۳	-	۱/۴
توسکای بیلاقی	۰/۹	۰/۵	۰/۱	۱/۵
سایر گونه‌ها	۰/۵	۰/۱	-	۰/۶
مجموع	۱۶	۷/۴	۰/۷	۲۴/۱

بیشترین میزان از فراوانی خشکه‌دارها در منطقه مورد مطالعه خشکه‌دارهای افتاده می‌باشند که در کل ۶۷ درصد از کل خشکه‌دارها را به خود اختصاص می‌دهد (جدول ۳). پس از آن خشکه‌دارهای سریا ۳۱ درصد و کنده‌ها ۲ درصد از سایر اشکال خشکه‌دارها را به خود اختصاص می‌دهند.

دو گونه توسکای بیلاقی و پلت علی‌رغم حضور در بخش زنده بخش بسیار ناچیزی از حجم خشک را به خود اختصاص می‌دهد. گونه راش ۵۶ درصد فراوانی تعداد کل خشکه‌دارها را تشکیل می‌دهد. از لحاظ حجم نیز نتایج مشابهی بدست آمد و ۷۳ درصد از حجم خشکه‌دارها به خشکه‌دارهای افتاده (جدول ۴)، خشکه‌دارهای سریا ۲۴ درصد و کنده‌ها تنها ۳ درصد از حجم کل را تشکیل می‌دهند. گونه راش شرقی از لحاظ حجم نیز بیشترین میزان از حجم کل را به خود اختصاص داده است. در قطعات نمونه متوسط حجم سریای درختان سریا و تعداد در هکتار درختان به- ترتیب ۲۵۲ مترمکعب و ۱۶۱ اصله در هکتار برآورد شد (جدول ۵). گونه راش به‌تنهایی ۱۸۷ مترمکعب از حجم سریا را به خود اختصاص داده است. انجیلی ۲۱ و پلت ۱۸ مترمکعب از حجم سریا را در هر هکتار به خود اختصاص داده‌اند. مطالعه‌های همبستگی نشان داد ارتباط معنی‌داری بین حجم خشکه‌دارهای راش با حجم راش در توده سریا وجود ندارد ($I = -0.082$), $P = 0.771$). این در حالی است که حجم سریا و حجم خشکه‌دارهای گونه ممرز ارتباط معنی‌داری را با یکدیگر نشان می‌دهند ($I = -0.636$, $P = 0.01$). در مجموع ارتباط مشخص و معنی‌داری بین حجم سریای توده و مجموع حجم خشکه‌دار وجود ندارد ($P = 0.008$, $I = -0.971$).

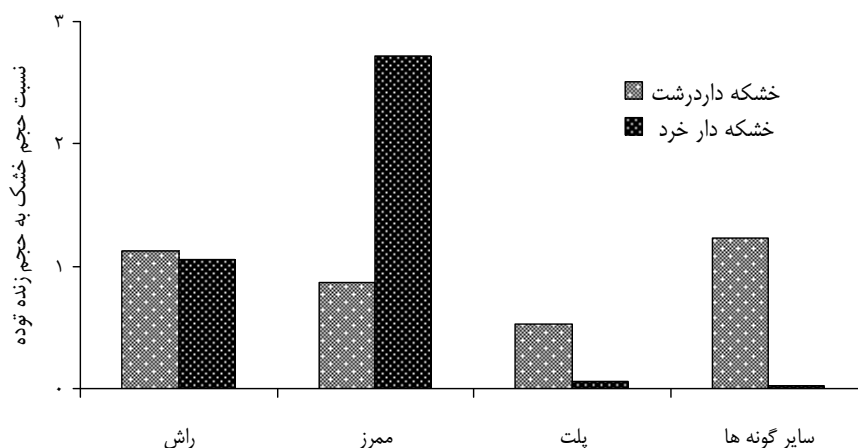
در توده‌های آمیخته راش و سایر گونه‌ها در درجات پوسیدگی مختلف در توده‌های آمیخته راش

جدول ۴- میانگین (\pm اشتباه معیار) حجم خشکه‌دارهای درشت (قطر $> 10\text{cm}$) به تفکیک نوع خشکه‌دار در توده‌های جنگلی راش آمیخته

گونه	افتاده	سرپا	کنده	مجموع
راش	$9/12 \pm 7/37$	$2/72 \pm 2/72$	$0/39 \pm 1/61$	$12/23 \pm 10/87$
ممرز	$0/58 \pm 0/84$	$0/40 \pm 0/63$	$0/00 \pm 0/01$	$0/97 \pm 1/01$
سایر گونه‌ها	$1/47 \pm 3/06$	$0/62 \pm 1/55$	-	$2/09 \pm 3/43$
مجموع	$11/16 \pm 3/89$	$3/73 \pm 2/18$	$0/04 \pm 0/01$	$15/29 \pm 44$

جدول ۵- میانگین (\pm اشتباه معیار) حجم و تعداد گونه‌های غالب در توده‌های جنگلی راش آمیخته

گونه	حجم سرپا (مترمکعب)	تعداد در هکتار
راش	$187/34 \pm 49$	$106/06 \pm 36/1$
ممرز	$20/69 \pm 14/39$	$36/4 \pm 32/25$
پلت	$18/16 \pm 13/14$	$5/66 \pm 2/35$
سایر گونه‌ها	$26/09 \pm 26/01$	$10/86 \pm 12/18$
مجموع	$252/36 \pm 47/31$	$159/5 \pm 60/72$



شکل ۳- شاخص خشکه‌دار یا نسبت بین حجم خشک به حجم سرپای هر گونه در توده‌های آمیخته راش

انجیلی بیشترین مقدار عددی این شاخص را نشان می‌دهد.

بحث و نتیجه‌گیری

در این بررسی میزان حجم خشکه‌دار برای جنگل‌های آمیخته راش تا حدودی کمتر از برخی از مطالعه‌های

شکل (۳) ارتباط بین ترکیب گونه‌ای توده سرپا در اشکوب تاجی و ترکیب گونه‌ای خشکه‌دارها را نشان می‌دهد. در اغلب گونه‌ها به‌ویژه در گونه راش مقدار عددی به یک نزدیک است این در حالی است که گونه توسکای بیلاقی بیشترین میزان را در بین گونه‌های مختلف نشان می‌دهد و بین خشکه‌دارهای خرد گونه

را در این منطقه ذکر کرده‌اند (Gharehaghaji *et al.*, 2012; Sefidi *et al.*, 2014).

حدود ۴۰ درصد از میزان انباشت خشکه‌دارها در بخش گرازبن به خشکه‌دارهای خرد تعلق دارد. در جنگل‌های هیرکانی تا به حال مطالعه‌ای در این ارتباط انجام نشده و یا گزارشی منتشر نشده است. در سایر کشورها و در سال‌های اخیر مطالعه‌های مختلفی بر اساس مدل‌سازی حضور و انباشت خشکه‌دار در جنگل‌های مختلف در دنیا طراحی شده‌اند (Jakoby *et al.*, 2010; Killey *et al.*, 2010; Radtke *et al.*, 2009). در این بین مدل‌هایی که با در نظر گرفتن خشکه‌دارهای خرد در جنگل‌ها ارائه شده‌اند کمتر هستند. در جنگل‌های راش جنوبی در نیوزلند مدل‌هایی برای انباشت خشکه‌دارهای خرد (قطر کمتر از ۵ سانتی‌متر) انجام شده است (Tate *et al.*, 1993). در جنگل‌های راش در کشور آلمان خشکه‌دارهای خرد حدود ۵۰ درصد از وزن خشکه‌دارها را در واحد حجم به خود اختصاص می‌دهد (Müller-Using & Bartsch, 2009). در کشور فنلاند و در جنگل‌های نراد ۲۳ درصد از حجم کل خشکه‌دارها را خشکه‌دارهای خرد به خود اختصاص می‌دهند (Eräjää *et al.*, 2010). همچنین مطالعه‌ها در ایالات متحده، حجم خشکه‌دارهای خرد را ۲۱ درصد از حجم کل نشان می‌دهد (Applegate, 2008). علاوه بر این مدل‌هایی برای پیش‌بینی شدت آتش‌سوزی و خشکه‌دارهای خرد انجام شده است (Lutes *et al.*, 2009). با توجه به نتایج این پژوهش و مطالعه‌های صورت گرفته در برخی از جنگل‌های دنیا می‌توان گفت این خشکه‌دارها با وجود داشتن ابعاد کوچک‌تر با توجه به اینکه حجم بالایی از حجم خشکه‌دارها را به خود اختصاص می‌دهند به‌ویژه در طرح‌های مدیریتی مورد توجه قرار گیرند. بخش زیادی از خشکه‌دارها در منطقه مورد مطالعه در درجات پیشرفته از پوسیدگی حضور دارند که نشان از حضور توده‌های جنگلی در مرحله پیشرفته‌تری از تکامل توده‌ها است. بر اساس مطالعه‌های صورت گرفته در جنگل‌های گرازبن بیش از یک چهارم جنگل‌های آمیخته راش در مرحله

دیگر است. هر چند که مطالعه‌های انجام شده در جنگل‌های مدیریت شده مقدار عددی کمتری را نشان می‌دهد (Sefidi *et al.*, 2008) اما مطالعه‌های مشابه انجام شده در جنگل خیرود در مراحل میانی توالی حجم خشکه‌دار را حدود ۲۶ مترمکعب در هکتار و در مرحله نهایی توالی جنگل‌های راش آن را ۵۱ مترمکعب نشان داده است (Sefidi & Marvie-Mohadjer, 2010). این مقدار در جنگل‌های راش در کشور ترکیه ۲۳ مترمکعب (Atici *et al.*, 2008) و در کشور آلبانی در جنگل‌های آمیخته راش اروپا بین ۳۰ تا ۸۵ مترمکعب در هر هکتار بیان شده است (Meyer *et al.*, 2003). سن توده، سابقه مدیریتی توده و سرعت تجزیه مواد پوسیدنی عوامل اثرگذار در میزان انباشت خشکه‌دار در یک جنگل هستند (Christensen *et al.*, 2005; Meyer *et al.*, 2003). در بخش گرازبن برخلاف اینکه توده‌های انتخابی توده‌های کهن رست بودند اما سابقه مدیریتی و نقش حضور انسان و نیز مرحله تکاملی توده میزان انباشت خشکه‌دارها را تحت تأثیر قرار داده است و مقدار برآورد شده در مقایسه با سایر مطالعه‌ها کمتر است. مطالعه‌های انجام شده در جنگل خیرود نوشهر نشان داد سابقه مدیریتی و حضور انسان نقش مهمی در میزان انباشت خشکه‌دارها به‌ویژه در جنگل‌های تحت مدیریت دارد (Sefidi & Mohadjer, 2009). در قیاس با مطالعه‌ها و گزارش‌های منتشر شده از برخی از جنگل‌های کهن رست در اروپا به نظر می‌رسد مقدار خشکه‌دار در جنگل‌ها کم است که علت آن می‌تواند تفاوت در نرخ پوسیدگی خشکه‌دار در شمال ایران و اروپا باشد. مطالعه‌ها نشان داده است که نرخ پوسیدگی خشکه‌دارها در شرایط محیطی متفاوت متغیر است (Alidadi *et al.*, 2014) میزان بارندگی سالیانه و متوسط دمای سالیانه مهم‌ترین عوامل کنترل کننده نرخ پوسیدگی هستند (Meyer *et al.*, 2003; Yin, 1999). بر این اساس به نظر می‌رسد که نرخ پوسیدگی در گرازبن قدری بیشتر باشد. علاوه بر این برخی از مطالعه‌ها حضور و برداشت سنتی و حضور دام

درختان افتاده است (Tobin *et al.*, 2007). همچنین حضور متفاوت گونه‌های مختلف مانند سوسک‌های چوب‌خوار در اشکال متفاوت خشکه‌دارها و نیز ترجیح استقرار قارچ‌های ماکروسکوپی روی خشکه‌دارهای بزرگ از سایر دلایل متفاوت بودن نرخ پوسیدگی در بین اشکال مختلف خشکه‌دارها در این ناحیه است (Brunet & Isacson, 2009). تفاوت در ترکیب گونه‌ای خشکه‌دارها و ترکیب درختان سرپا نیز دور از انتظار است که دلایل متعددی می‌تواند داشته باشد. در مواردی یک بیماری خاص می‌تواند میزان مرگ و میر درختان را درون توده افزایش دهد و تعداد و حجم آن در بخش فازهای مختلف به چشم می‌خورد. مطالعه‌های انجام شده در توده‌های آمیخته راش نرخ بالای مرگ و میر درختان به‌ویژه ممرز را در فاز کاهش پایه‌ها نشان می‌دهد که باعث افزایش حضور این گونه در بین خشکه‌دارها می‌شود (McCarthy *et al.*, 2001; Sefidi *et al.*, 2014). علاوه بر این گونه‌های مختلف دارای یک نرخ پوسیدگی یکسان نیستند و تفاوت‌هایی بین گونه‌های مختلف وجود دارد که زمان ماندن آن‌ها را در جنگل تغییر می‌دهد (Rock *et al.*, 2008). نتایج حاصل از این پژوهش در مدیریت همگام با طبیعت جنگل‌های هیرکانی می‌تواند مورد استفاده قرار گیرد با توجه به حجم بالای خشکه-دارهای خرد توصیه می‌شود علاوه بر نگهداری خشکه-دارهای درشت، خشکه‌دارهای خرد نیز برای حفظ تنوع زیستی خشکه‌دارها در اشکال و اندازه‌های متنوع که منجر به ایجاد خرده زیستگاه‌های متنوع در جنگل می‌شوند، نگهداری شوند.

انتهایی توالی در فاز کهن رست قرار دارند که در این فاز برخلاف حجم بالای سرپای توده، حجم خشک کم و ذخیره خشکه‌دار در جنگل در حال تهی شدن است (Sefidi *et al.*, 2014). علاوه بر این ارتباط مشخصی بین زمان افتادن و مرگ درخت و نرخ پوسیدگی وجود دارد و مطالعه‌های گاه‌شناسی درختی بر روی راش اروپا هم‌پوشانی بین درجات پوسیدگی را نشان می‌دهد. ماندن درختان راش در درجه پوسیدگی یک اغلب بین ۴ و ۲۹ سال، درجه پوسیدگی دو بین ۱۰ تا ۴۷، در پوسیدگی درجه سوم نیز بین ۱۲ تا ۵۹ سال به طول می‌انجامد هر چند که در درجات پوسیدگی بالا با توجه به شدت پوسیدگی امکان مطالعه گاه-شناسی با توجه به پوسیدگی حلقه‌های رویشی وجود ندارد (Lombardi *et al.*, 2008). علاوه بر این عامل دما و بارندگی نرخ پوسیدگی را تحت تأثیر قرار می‌دهد (Mackensen *et al.*, 2003). بیشترین شکل از خشکه‌دارها در این ناحیه خشکه‌دارهای افتاده بودند. در این ارتباط مقایسه تعداد خشکه‌دارها از اهمیت بیشتری برخوردار است و مقایسه حجم با توجه به اینکه خشکه‌دار افتاده پر حجم‌تر از خشکه‌دار سرپا و کنده است، خیلی اهمیت ندارد. در این مطالعه میزان خشکه‌دار افتاده بیش از کنده‌ها است که انتظار می‌رود نسبت بین خشکه‌دارهای افتاده و کنده‌ها یک به یک باشد، در حالی که در این مطالعه این نسبت ۱۶ به یک است علت آن می‌تواند این واقعیت باشد که کنده‌ها از نرخ پوسیدگی بیشتری برخوردار هستند. در این ارتباط و در جنگل‌های راش شرقی مطالعه‌ای انجام نشده است اما در جنگل‌های پیسه‌آ مطالعه‌ها نشان داده است که نرخ پوسیدگی در کنده‌ها بیشتر از

منابع

1. Alidadi, F., Marvie Mohadjer, M.R., Etemad, V. and Sefidi, K., 2014. Decay dynamic of dead trees in mixed beech stands, Northern Iran. *Journal of Forest and Poplar Research*, 23(2): in press.
2. Albrecht, L., 1990. Grundlagen, Ziele und Methodik der Waldökologischen Forschung in Naturwaldreservaten. Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, München, 206p.
3. Assmann, T., Drees, C., Schröder, E. and Ssymank, A., 2007. Mythos Artenarmut—Biodiversität von Buchenwäldern. *Naturforsch Landsch*, 82: 401–406.
4. Andrew, A. and Hagan, M., 2007. An index to identify late - successional forest in temperate and boreal zones. *Forest Ecology and Management*, 246: 144–154.
5. Applegate, J.R., 2008. Estimates of down woody materials on Fort A.P. Hill, Virginia. *Southern Journal of Applied Forestry*, 32: 53-59.
6. Atici, E., Colak, A.H. and Rotherham, I.D., 2008. Coarse dead wood volume of managed Oriental beech (*Fagus orientalis* Lipsky) stands in Turkey. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales*, 17: 216-227.
7. Brunet, J. and Isacson, G., 2009. Restoration of beech forest for saproxylic beetles - effects of habitat fragmentation and substrate density on species diversity and distribution. *Biodiversity and Conservation*, 18: 2387-2404.
8. Christensen, M., Hahn, K., Mountford, E.P., Odor, P., Standovar, T., Rozenbergar, D., Diaci, J., Wijdeven, S., Meyer, P., Winter, S. and Vrska, T., 2005. Dead wood in European beech (*Fagus sylvatica*) forest reserves. *Forest Ecology and Management*, 210: 267-282.
9. Davis, J.W., 1983. Snags are for wildlife. In: Davis, J.W., Goodwin, G.A., Ockenfels, R.A. (Eds.), *Proceedings of the Symposium on Snag Habitat Management*, 99: 4–9.
10. Esseen, P.A., Ehnstroem, B., Ericsson, L. and Sjoeborg, K., 1992. Boreal forests-the focal habitats of Fennoscandia, in: Hanson, L., (Ed.), and *Ecological principles of nature conservation. Applied in temperate and boreal environments*. Applied Science Elsevier, London, UK, 252-325p.
11. Eräjää, 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 clearcuts. *Silva Fennica*, 44: 203-211.
12. Fallah, A., Zobeiri, M., Jazireiee, M.H. and Marvie Mohadjer, M.R., 2001. Investigation on structure of natural beech stands in Kheyroud forest. *Journal of the Iranian Natural Resources*, 1(53): 251-260.
13. Franc, N., Gotmark, F., Okland, B., Norden, B. and Paltto, H., 2007. Factors and scales potentially important for saproxylic beetles in temperate mixed oak forest. *Biological Conservation*, 135: 86–98.
14. Gharehaghaji, M., Shabani, A.A., Fegghi, J., Danehkar, A., Kaboli, M. and Ashrafi, S., 2012. Effects of landscape context on bird species abundance of tree fall gaps in a temperate deciduous forest of northern Iran. *Forest Ecology and Management*, 267: 182-189.
15. Hafner, S.D. and Groffman, P.M., 2005. Soil nitrogen cycling under litter and coarse woody debris in a mixed forest in New York State. *Soil Biology and Biochemistry*, 37: 2159–2162.
16. Habashi, H., 1997. Investigation on Nechromass on Vaz forest in Mazandran province. Master thesis, Natural Resources Faculty, University of Tarbiat Modares, 127p.
17. 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., Lienkamper, G.W., Cromack, J. and Cummins, K.W., 1986. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advance Ecology Restoration*, 15: 133-302.

18. Harmon .M.E., and Sexton, J., 1996. Guidelines for measurements of woody detritus in forest ecosystems. US LTER Publication 20.
19. Hunter, M.L., 1990. Wildlife, forests and forestry: Principles of managing forests for biological diversity. Prentice-Hall, New York, 456p.
20. Jakoby, O., Rademacher, C. and Grimm, V., 2010. Modelling deadwood islands in European beech forests: how much and how reliably would they provide dead wood? European Journal of Forest Research, 129: 659-668.
21. Kennedy, P.G. and Quinn, T., 2001. Understory plant establishment on old-growth stumps and the forest floor in western Washington. Forest Ecology and Management, 154: 193-200.
22. Killey, P., McElhinny, C., Rayner, I. and Wood, J., 2010. Modelling fallen branch volumes in a temperate eucalypt woodland: implications for large senescent trees and benchmark loads of coarse woody debris. Austral Ecology, 35: 956-968.
23. Lombardi, F., Cherubini, P., Lasserre, B., Tognetti, R. and Marchetti, M., 2008. Tree rings used to assess time since death of deadwood of different decay classes in beech and silver fir forests in the central Apennines (Molise, Italy). Canadian Journal of Forest Research, 38: 821-833.
24. Lutes, D.C., Keane, R.E. and Caratti, J.F., 2009. A surface fuel classification for estimating fire effects. International Journal of Wildland Fire, 18: 802-814.
25. Mackensen, J., Bauhus, J. and Webber, E., 2003. Decomposition rates of coarse woody debris - a review with particular emphasis on Australian tree species. Australian Journal of Botany, 51: 27-37.
26. McCarthy, B.C., Small, C.J. and Rubino, D.L., 2001. Composition, structure and dynamics of Dysart Woods, an old-growth mixed mesophytic forest of southeastern Ohio. Forest Ecology and Management, 140: 193-213.
27. McComb, W.C., 2003. Ecology of coarse wood debris and its role as habitat for mammals. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 374-404p.
28. McComb, W.C. and Lindenmayer, D., 1999. Dying, dead, and down trees. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 335-372p.
29. Marvie Mohadjer, M.R., Zobeiri, M., Etemad, V. and Jour Gholami, M., 2009. Performing the single selection method at compartment level and necessity for full inventory of tree species (Case study: Gorazbon district in Kheyroud Forest). Journal of the Iranian Natural Research, 61(4): 889-908.
30. Meyer, P., Tabaku, V. and Von Lupke, B., 2003. Structural characteristics of Albanian beech (*Fagus sylvatica* L.) virgin forests - deductions for semi-natural forestry. Forstwissenschaftliches Centralblatt, 122: 47-58.
31. Müller-Using, S. and Bartsch, N., 2009. Decay dynamic of coarse and fine woody debris of a beech (*Fagus sylvatica* L.) forest in Central Germany. European Journal of Forest Research, 128: 287-296.
32. Norden, B., Ryberg, M., Gotmark, F. and Olausson, B., 2004. Relative importance of coarse and fine woody debris for the diversity of wood-inhabiting fungi in temperate broadleaf forests. Biological Conservation, 117: 1-10.
33. Passovoy, M. and Fule, Z., 2006. Snag and woody debris dynamics following severe wildfires in northern Arizona ponderosa pine forests. Forest Ecology and Management, 223: 237-246.
34. Radtke, P.J., Amateis, R.L., Prisley, S.P., Copenheaver, C.A., Chojnacky, D.C., Pittman, J.R. and Burkhart, H.E., 2009. Modeling production and decay of coarse woody debris in loblolly pine plantations. Forest Ecology and Management, 257: 790-799.
35. Rock, J., Badeck, F.W. and Harmon, M.E., 2008. Estimating decomposition rate constants for European tree species from literature sources. European Journal of Forest Research, 127: 301-313.

36. Sagheb-Talebi, Kh. and Schutz, J.P., 2002. The structure of natural oriental beech (*Fagus orientalis*) forests in the Caspian region of Iran and potential for the application of the group selection system. *Forestry*, 75: 465-472.
37. Santiago, J.M. and Amanda, D.R., 2005. Dead trees as resources for Forest Wildlife. Extension fact sheet. Ohio State University Express, 12p.
38. Sefidi, K., Marvie Mohadjer, M.R., Etemad, V. and Mosandl, R., 2014. Late successional stage Dynamics in Natural Oriental Beech (*Fagus orientalis* Lipsky) Stands, Northern Iran. *Iranian Journal of Forest and Poplar Research*, 22(2): in press.
39. Sefidi, K., Marvi Mohajer, M.R., Zobeyri, M. and Etemad, V., 2008. Investigation on dead trees effects on natural regeneration of oriental beech and hornbeam in a mixed beech forest. *Iranian Journal of Forest and Poplar Research*, 15: 365-373.
40. Sefidi, K., Marvi Mohadjer, M.M., 2009, Amount and quality of dead trees (snag and logs) in a mixed beech forest with different management histories. *Journal of the Iranian Natural Resources*, 62(2):191-202.
41. Sefidi, K. and Marvie Mohadjer, M.R., 2010. Characteristics of coarse woody debris in successional stages of natural beech (*Fagus orientalis*) forests of Northern Iran. *Journal of Forest Science*, 56:7-17.
42. Tate, K.R., Ross, D.J., O'Brien, B.J. and Kelliher, F.M., 1993. Carbon storage and turnover, and respiratory activity, in the litter and soil of an old-growth southern beech (*Nothofagus*) forest. *Soil Biology and Biochemistry*, 25:1601-1612.
43. Tobin, B., Black, K., McGurdy, L. and Nieuwenhuis, M., 2007. Estimates of decay rates of components of coarse woody debris in thinned Sitka spruce stands. *Forestry*, 80:455-469.
44. Zolfaghari, E., 2005. Ecological and silvicultural investigation on dead trees in beech forests in the northern Iran. M.Sc. thesis, Natural Resources Faculty, University of Tehran, 80p.
45. Yan, E., Wang, X., Huang, J., Zeng, R., Gong, L., 2007. Long - lasting legacy of forest succession and forest management: Characteristics of coarse woody debris in an evergreen broad-leaved forest of Eastern China. *Forest Ecology and Management*, 252: 98 -107.
46. Yin, X., 1999. The decay of forest woody debris: numerical modeling and implications based on some 300 data cases from North America. *Oecologia*, 121: 81-98.

Coarse and fine woody debris accumulation in mixed beech stands, Case study Gorazbon forests

- **K. Sefidi***; Assistant Professor, Faculty of Agriculture and Natural Resources Technology, University of Mohagheh Ardabili, Ardabil, Iran
- **M.R. Marvie Mohadjer**; Professor, Departments of Forestry, Faculty of Natural Resources, University of Tehran, Karaj, Iran
- **V. Etemad**; Assistant Professor, Departments of Forestry, Faculty of Natural Resources, University of Tehran, Karaj, Iran

(Received: 11- Oct- 2013 Accepted: 22- Jun- 2014)

Abstract

As conservationists develop strategies for managing coarse woody debris in natural areas, information on the volume and distribution of deadwood in relatively undisturbed forests provides a valuable baseline for management goals. Hyrcanian mixed broad-leaved forests, within middle elevations of the Alborz Mountains bordering the Caspian Sea in northern Iran, experience few human disturbances and provide an ideal study site to examine woody debris in a mature forest. This study had three objectives: 1) measure volume of coarse and fine woody debris in Hyrcanian mixed hardwood forests; 2) compare density of forms of coarse woody debris (stumps, logs, and snags); and 3) correlate volume of living trees with volume of coarse woody debris. To sample the density and volume of dead wood, 15 plots of 1 ha (coarse woody debris) and 15 plots of 4 m² (fine woody debris) were established. Coarse woody debris had an average volume of 15 m³ ha⁻¹ and fine woody debris had an average of 10 m³ ha⁻¹. The most common form of coarse woody debris was logs (67%) and the most frequent species was Oriental beech (*Fagus orientalis*) (55%). The volume of Oriental beech coarse woody debris was not significantly correlated with the volume of living Oriental beech trees ($P= 0.77$); however, the volume of European hornbeam (*Carpinus betulus*) coarse woody debris was significantly correlated to the volume of living European hornbeam ($P= 0.01$). According to the results and high proportion of fine woody debris in dead wood pool, we should more consider to this component of forest stands in management of natural stands.

Keywords: course and fine woody debris, dead wood accumulation, conservational management, oriental beech stands.

* Corresponding Author

Tel:

Email: Kiomarssefidi@gmail.com