Archive of SID

تنوع گونه‌های علفی در پیرامون خشکه‌دارها و درختان افتاده در جنگلهای سرد آبرود، چالوس

سمانه حاجی میرزا آقایی [۱]، حمید جلیلوند [۱]، محمدرضا پورمجیدیان [۱] و یحیی کوچ [۲*]

[۱] ساری، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی، گروه جنگلداری

[۲] نور، دانشگاه تربیت مدرس، دانشکده منابع طبیعی و علوم دریایی، گروه جنگلداری

تاریخ دریافت: ۸۷/۹/۳ تاریخ پذیرش: ۸۸/۸/۲۷

چکیده

به منظور بررسی تنوع زیستی و ترکیب گونه‌های علفی در ارتباط با خشکه‌دارها و درختان باد افتاده، جنگل سرد آبرود چالوس واقع در استان مازندران مورد مطالعه قرار گرفت. به این منظور در خشکه‌دارهای سرپا در دایره‌ای به شعاع ۵ متر به مرکزیت خشکه‌دار و در درختان افتاده مستطیلی به عرض ٤ متر (۲ متر از طرفین خشکه‌دار) و به طول خود آنها، گونه‌های علفی شناسایی و درصد پوشش آنها اندازه‌گیری و ثبت شد. در فاصله ۲۰ تا ۳۰ متری و در جهات متفاوت از خشکه‌دار، تعداد ۲ تا ۳ پایه درخت سالم که از نظر گونه، قطر و ارتفاع مشابه خشکه‌دار بودند به عنوان شاهد انتخاب شدند. ترکیب گونه‌های علفی در رویشگاههای مختلف نشان داد که در رویشگاه خشکه‌دار بیشترین درصد حضور مربوط به گونه‌های *Rubus caesius*، *Phylitis scolopendrium*، *Carex acutiformis*، *Oplismenus undulatifolius* و *Pteridium aquilinum* است. در حالی که در رویشگاه مربوط به درختان سالم بیشترین درصد حضور به گونه‌های *Euphorbia amygdaloides*، *Oplismenus undulatifolius* و *Asperula odorata* اختصاص دارد. همچنین نتایج این بررسی نشان داد که بیشترین مقادیر شاخص تنوع سیمپسون و یکنواختی پیت به پیرامون خشکه‌دار سرپا و کمترین مقادیر آنها به ترتیب به پیرامون درختان سالم سرپا و درختان افتاده تعلق داشت. درخت سالم سرپا دارای بیشترین مقادیر غنای گونه‌ای مارگالف بوده و کمترین مقادیر آن به خشکه‌دار سرپا تعلق داشت. اختلاف معنی‌داری در بین شاخصهای مذکور در رویشگاههای مورد بررسی وجود نداشت.

واژه‌های کلیدی: تنوع گونه‌های علفی، خشکه‌دار، سردآبرود، چالوس

* نویسنده مسئول، تلفن: ۰۹۱۱۲۹۳۲۳۱۳ پست الکترونیکی: yahya.kooch@yahoo.com

مقدمه

تنوع زیستی دارای مفاهیم مختلفی است و اصولاً بر اساس معیارهای مختلفی تعریف می‌شود (۷، ۱۵). در واقع تنوع زیستی دارای سطوح مختلفی چون ژن تا افراد، گونه‌ها، جمعیتها، جوامع و حتی اکوسیستمها است. در هر یک از این سطوح ارتباط گسترده‌ای بین تنوع زیستی و فرآیندهای اکوسیستم و طریقه پاسخگویی آنها به اختلال و تغییر شرایط وجود دارد (۳۵، ٤۰). اکوسیستمها به طور ذاتی پویا بوده و دارای فعل و انفعالاتی داخلی هستند و همین پویایی و تغییر در بعد مکان و زمان هم می‌تواند مفهوم دیگری از تنوع زیستی را تداعی کند (۱۳).

بررسیهای زیادی، تنوع زیستی و عوامل محیطی مؤثر بر آن را در مقیاسهای بزرگ و یا در سطح جامعه مورد توجه قرار می‌دهند (۲۵ و ٤٤). تعداد کمی در مقیاسهای کوچک و تعداد کمتری در بین جوامع به بررسی تنوع زیستی می پردازند (۲۲). عوامل مختلفی در میزان تنوع زیستی اکوسیستمهای گیاهی دخالت دارند. ناهمگنی محیطی،

www.SID.ir

Archive of SID

وسعت آشیان اکولوژیکی گونه‌ها و رقابت، تعیین کننده میزان و الگوی تنوع در جوامع گیاهی است (۱۹). اصولاً هر عاملی که در بعد زمان یا مکان باعث تغییر در شرایط محیطی شود می‌تواند بر روی تنوع تأثیرگذار باشد. تنوع زیستی رابطه تنگاتنگی با اشکال فیزیکی اکوسیستم شامل هیدرولوژی و زمین‌شناسی دارد (۵ و ۱۹).

افتادن درخت به وسیله باد یکی از پدیده‌های طبیعی است که به طور مستمر در اکوسیستمهای جنگلی اتفاق می‌افتد (۳۶). سالانه تعداد زیادی از درختان در اکوسیستمهای جنگلی در اثر وزش بادهای سنگین ریشه‌کن می‌شوند (۱۸). خشکه‌دارها به عنوان یکی از مهم ترین زیستگاهها برای موجودات زنده در جنگلها شناخته شده و تنوع زیستی در اکوسیستمهای جنگلی، در اثر وجود آنها افزایش می‌یابد (۱۶، ۲۰، ۲۸ و ۳۸). همچنین خشکه‌دارها اهمیت زیادی در ذخیره مواد غذایی و نگهداشت آب دارند و در نتیجه باعث ایجاد میکروکلیمای مناسبی در اشکوب زیرین جنگلها می‌شوند (۲۶ و ۲۷).

در شیبهای تند، تکه چوبهای باقی‌مانده از خشکه‌دارها به تشکیل خاکهای جنگلی کمک زیادی می‌کنند، به ویژه هنگامی که مواد آلی خاک به وسیله حیات وحش و یا فعالیتهای مدیریتی انسان به شدت از بین رفته باشد (۹). خشکه‌دارها علاوه بر تأثیرات خرد اقلیمی که بر محیط اطراف خود دارند، در تشکیل و حتی تغییر اقالیم وسیع تر نیز مؤثر هستند. منابع اصلی کربن جنگل شامل درختان، پوشش زیراشکوب، خشکه‌دارها، لاشبرگ و خاک می‌باشد و این ذخیره کربن می‌تواند نقش مهمی در تعدیل دمای زیست کره ایفاء کند. در واقع کربن موجود در اکوسیستم موجب کاهش گازهای گلخانه‌ای شده و از این طریق تأثیر زیادی بر تغییر اقلیم و نهایتاً تغییر پوشش گیاهی می‌گذارد (۳۷ و ۴۳). در تحقیق حاضر سعی گردید تنوع زیستی و ترکیب گونه‌های علفی در ارتباط با درختان باد افتاده و سرپا در جنگلهای سردآبرود چالوس مورد بررسی و مقایسه قرار گیرد تا بتوان علاوه بر تأمین اهداف حفاظتی، از جنبه‌های مدیریتی آن در برنامه‌ریزیهای آتی سود برد.

مواد و روشها

منطقه مورد مطالعه: این تحقیق در جنگلهای سردآبرود، سری اول از حوزه آبخیز رودخانه‌های تیله‌کنار و جیا و در محدوده آبخیز شماره ۳۸ (بر اساس تقسیم‌بندی سازمان جنگلها و مراتع کشور) واقع در عرض جغرافیایی ″۳۰ ′۳۷ °۳۶ تا ″۵۲ ′۴۰ °۳۶ شمالی و طول جغرافیایی″۵۰ ′۷ °۵۱ تا ″۵۱ ′۱۲ °۵۱ شرقی انجام گرفت. حداقل ارتفاع ۵۰ متر و حداکثر ارتفاع آن ۱۴۰ متر از سطح دریاست. جنگلهای سردآبرود با مساحت ۲۳۴۷ هکتار در قسمت جنوبی آبادیها و باغات مرکبات روستاهای تیله کنار، نارنج بندبن، جیا و عثمانسرا از توابع شهر کلارآباد واقع شده است. خاکهای محدوده سری عمدتاً از تیپ راندزین تکامل نیافته، قهوه‌ای جنگلی با pH اسیدی و قهوه‌ای شسته شده با افق آرجلیک تشکیل یافته‌اند. pH خاک در اکثریت سطح سری به علت آبشویی، اسیدی بوده و میزان آن بین ۴/۹ تا ۶/۳ در نوسان است. بیشتر سطح قابل بهره‌برداری سری را خاکهای نسبتاً عمیق تا عمیق (۱۲۰ – ۷۰ سانتیمتر) با بافت سنگین تا کمی سنگین (سیلتی رسی و رسی لومی) پوشانده و تحت الارض در مناطقی که سنگهای مادری آهک و مارن تظاهر می‌کند، ناپایدار است. وجود درختان باد افتاده و نیز بیرون زدگیهای ریشه درختان نشانه محدودیت ریشه‌دوانی و بافت سنگین خاک است (۱).

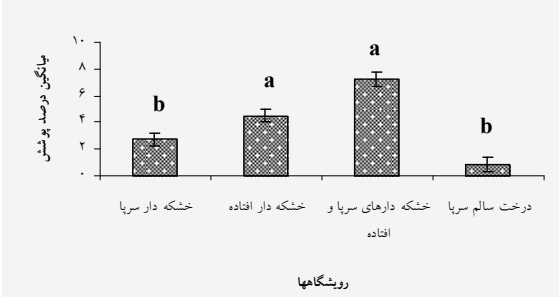
نمونه‌برداری و جمع‌آوری داده‌ها: در تابستان ۱۳۸۷، سطح ۳۰۶/۲ هکتار از منطقه مورد بررسی، در محدوده ارتفاعی ۱۳۰۰ – ۷۰۰ متر مورد پیمایش قرار گرفت و تعداد ۵۶ درخت به صورت خشکه‌دار شناسایی شد. برای هر یک از خشکه‌دارهای موجود جهت جغرافیایی، درصد شیب، موقعیت شیب، جهت افتادن درخت (در خشکه‌دار افتاده) و قطر برابر سینه خشکه‌دار ثبت شد. به منظور بررسی اثرات خشکه‌دار بر تنوع و ترکیب پوشش علفی، در

www.SID.ir

Archive of SID

خشکه‌دارهای سرپا، دایره‌ای به شعاع ۵ متر به مرکزیت خشکه‌دار و در خشکه‌دارهای افتاده مستطیلی به عرض ٤ متر (۲ متر از طرفین خشکه‌دار) و به طول خود آنها، گونه-های علفی شناسایی و درصد پوشش آنها اندازه‌گیری و ثبت شد. در فاصله ۲۰ تا ۳۰ متری و در جهات متفاوت از خشکه‌دار، تعداد ۲ تا ۳ پایه درخت سالم که از نظر گونه، قطر و ارتفاع مشابه خشکه‌دار بودند به عنوان شاهد انتخاب شدند و کلیه پارامترهای مورد بررسی به همان ترتیبی که در مورد خشکه‌دارها گفته شد، اندازه‌گیری و ثبت گردید (١٤). لازم به ذکر است گونه‌های گیاهی که در طبیعت تشخیص آنها امکان‌پذیر نبود کدگذاری و با استفاده از امکانات موجود در هرباریوم باغ گیاه شناسی نوشهر نسبت به شناسایی آنها اقدام شد.

تحلیل داده‌ها : به منظور تجزیه و تحلیل داده‌ها، معیار وفور - چیرگی هر گونه بر اساس درصد پوشش آنها در نظر گرفته شد و به جای معیار تعداد آنها در محاسبه تنوع زیستی به کارگرفته شد. در هر قطعه نمونه (خشکه‌دار) تنوع گونه‌ای با استفاده از شاخص سیمپسون، غنای گونه‌ای با استفاده از شاخص مارگالف و یکنواختی نیز به وسیله شاخص پیت محاسبه شد. به منظور محاسبه شاخصهای مختلف تنوع در رویشگاههای مورد بررسی از نرم افزار تخصصی *PAST* استفاده شد (جدول ۱). برای مقایسه میانگین درصد پوشش گونه‌های علفی و شاخصهای مختلف تنوع، تجزیه واریانس یک طرفه در قالب برنامه آماری *SPSS* صورت گرفت.



شکل ۱- میانگین درصد پوشش گونه‌های علفی در رویشگاههای مورد بررسی

نتایج

بررسیها نشان داده است که در مجموع ٤۳ گونه گیاهی در جنگل مورد مطالعه وجود دارد که ۲۰ گونه آن علفی و خشبی و۲۳ گونه آن درختی و درختچه‌ای می‌باشد (جدول۲). در مجموع تعداد ۵ گونه درختی با ساختار خشکه‌دار در عرصه مورد بررسی شناسایی شد (جدول ۳). همچنین تعداد ۱۹ گونه علفی در محل خشکه‌دار شناسایی شد (جدول ٤). بررسی صورت گرفته نشان داد که تعداد ٥٦ عدد خشکه‌دار از ۵ گونه درختی در منطقه وجود دارد که ۳۸ عدد از آنها به صورت افتاده و ۱۸ عدد آن‌ها به صورت سرپا هستند (جدول ۳). گونه‌های *Fagus orientalis*، *Carpinus betulus*، *Acer cappadocicum*، *Acer insigne* و *Alnus subcordata* هر یک به ترتیب ۲۱، ۱۵، ۹، ۷ و ۱ عدد خشکه‌دار را به خود اختصاص دادند (تعداد ۳ عدد خشکه‌دار سرپا نیز غیر قابل شناسایی بودند). میانگین قطر برابر سینه در بین گونه‌های مختلف متغیر بوده است (جدول ۳). کلیه گونه‌های علفی در رویشگاههای مورد بررسی (اطراف خشکه‌دار سرپا، اطراف درخت افتاده، اطراف درختان سالم) شناسایی، نام آنها و درصد پوشش هر یک در رویشگاههای مختلف به صورت مجزا ثبت شد (جدول ٤). نتایج این بررسی نشان دهنده حضور ۱۹ گونه علفی در رویشگاه درخت افتاده، ۱۵ گونه علفی در اطراف خشکه‌دار سرپا و ۱۳ گونه علفی در اطراف درختان سرپا می‌باشد (جدول ٤). ترکیب گونه‌های علفی در رویشگاههای مختلف نیز متفاوت بوده است به طوری که در رویشگاه خشکه‌دار بیشترین درصد حضور مربوط به گونه‌های *Rubus caesius*، *Phylitis scolopendrium*، *Carex acutiformis*، *Oplismenus undulatifolius* و *Pteridium aquilinum* است. در حالی که در رویشگاه مربوط به درختان سالم بیشترین درصد حضور به گونه‌های *Euphorbia amygdaloides*، *Oplismenus undulatifolius* و *Asperula odorata*

www.SID.ir

Archive of SID

اختصاص دارد (جدول ٤). تجزیه واریانس میانگین درصد پوشش گونه‌های علفی نشان داد که رویشگاههای مورد بررسی دارای تفاوتهای آماری معنی‌داری (در سطح ۹۹ درصد) می‌باشند به طوری که بیشترین درصد پوشش گونه‌های علفی در پیرامون خشکه‌دارهای سرپا و افتاده بوده و کمترین مقادیر به اطراف درختان سالم سرپا تعلق داشت (شکل ۱).

جدول ۱ - شاخصهای مورد استفاده در تحقیق حاضر(۲۱، ۲۳، ٤۱).

نام شاخص	پارامترها	رابطه
سیمسون	$1-D$ = شاخص تنوع سیمسون	$1-D=1-\sum(p_i)^2$
	p_i = نسبت افراد گونه i در جامعه	
مارگالف	R = غنای گونه‌ای مارگالف	$R=\frac{S-1}{LnN}$
	S = تعداد گونه‌ها	
	Ln = لگاریتم طبیعی	
	N = تعداد افراد	
پیت (پایلو)	E = یکنواختی پیت یا پایلو	$E=\frac{H}{Ln(S)}$
	H = شاخص شانون - وینر	
	Ln = لگاریتم طبیعی	
	S = تعداد گونه‌ها	

جدول ۲- عناصر گیاهی شناسایی شده در منطقه مورد بررسی

ردیف	نام علمی گونه‌ها	نام فارسی	شکل زیستی۱	کوروتیپ۲	آندمیک	خانواده
۱	*Carpinus betulus* L.	ممرز	*Ph*	*ES*		*Betulaceae*
۲	*Acer insigne* B.	پلت	*Ph*	*ES*		*Aceraceae*
۳	*Acer cappadocicum* Gled.	شیردار	*Ph*	*ES*		*Aceraceae*
٤	*Alnus glutinosa* (L.)	توسکای قشلاقی	*Ph*	*ES*	*	*Betulaceae*
٥	*Alnus subcordata* C. A. M.	توسکای ییلاقی	*Ph*	*ES*	*	*Betulaceae*
٦	*Fagus orientalis* Lipsky	راش	*Ph*	*ES*		*Fagaceae*
۷	*Parrotia persica* (DC.)	انجیلی	*Ph*	*ES*	*	*Hamameliadaceae*
۸	*Diospyros lotus* L.	خرمندی	*Ph*	*ES,IT*		*Ebenaceae*
۹	*Quercus castaneifolia* C. A. M.	بلندمازو	*Ph*	*ES,M,IT*		*Fagaceae*
۱۰	*Buxus hyrcana* P.	شمشاد	*Ph*	*ES*	*	*Buxaceae*
۱۱	*Pterocarya fraxinifolia* (L.)	لرگ	*Ph*	*ES*	*	*Juglandaceae*
۱۲	*Prunus avium* L.	آلوکک	*Ph*	*ES*		*Rosaceae*
۱۳	*Fraxinus excelsior* L.	ون	*Ph*	*IT*		*Oleaceae*
۱٤	*Gleditisa caspica* Desf.	لیلکی	*Ph*	*ES*	*	*Legominosae*
۱٥	*Tilia begonifolia* Stev.	نمدار	*Ph*	*ES*		*Tiliaceae*

گونه‌های درختی و درختچه‌ای

www.SID.ir

Archive of SID

۱۶	*Juglans regia* L.	گردو	*Ph*	*ES,M*		*Juglandaceae*	
۱۷	*Morus alba* L.	توت	*Ph*	*POL*		*Moraceae*	
۱۸	*Ficus carica* L.	انجیر	*Ph*	*POL*		*Moraceae*	
۱۹	*Ulmus glabra* H.	ملج	*Ph*	*ES*		*Ulmaceae*	
۲۰	*Mespilus germanica* L.	ازگیل وحشی	*Ph*	*ES,M,IT*		*Rosaceae*	
۲۱	*Crataegus pentagyna* W.& K.	سرخ ولیک	*Ph*	*ES,M,IT*		*Rosaceae*	
۲۲	*Prunus caspica* L.	آلوچه وحشی	*Ph*	*ES*		*Rosaceae*	
۲۳	*Smilax excelsa* L.	ازملک	*Ph*	*ES,IT*		*Asparaginaceae*	
۲۴	*Brachypodium pinnatum* (L.)	چمن جاروی جنگلی	*He*	*ES,M,IT*		*Gramineae*	
۲۵	*Oplismenus undulatifolius* (Ard.)	چمن النا	*Cr*	*ES,M,IT*		*Gramineae*	
۲۶	*Festuca drymeia* M. & K.	علف بره کوهی	*Cr*	*ES*		*Gramineae*	
۲۷	*Pteridium aquilinum* L.	سرخس عقابی	*Cr*	*ES,M*		*Hypolepidaceae*	
۲۸	*Phylitis scolopendrium* L.	سرخس زنگی دارو	*Cr*	*ES*		*Aspleniaceae*	
۲۹	*Prunella vulgaris* L.	نعناع چمنی	*He*	*ES*		*Labiatae*	
۳۰	*Ruscus hyrcanus* L.	کوله خاس	*Ph*	*ES*	*	*Liliaceae*	
۳۱	*Carex acutiformis* L.	جگن	*Cr*	*ES,M*		*Cyperaceae*	
۳۲	*Euphorbia amygdaloides* L.	فرفیون	*He*	*ES*		*Gramineae*	
۳۳	*Cyclamen coum* Miller.	سیکلامن	*Cr*	*ES,M,IT*		*Primulaceae*	
۳۴	*Primula heterochroma* S.	پامچال هفت رنگ	*He*	*ES*	*	*Primulaceae*	
۳۵	*Viola odorata* L.	بنفشه	*He*	*ES,M*		*Violaceae*	
۳۶	*Hypericum androsaemum* L.	متامتی	*Ph*	*ES,M*		*Hypericaceae*	
۳۷	*Asperula odorata* L.	آسپرولا	*He*	*ES,M*		*Rubiaceae*	
۳۸	*Rubus caesius* L.	تمشک کبود	*Ph*	*ES*		*Rosaceae*	
۳۹	*Urtica dioica* L.	گزنه دوپایه	*Cr*	*POL*		*Urticaceae*	
٤۰	*Sambucus ebulus* L.	آقطی	*He*	*POL*		*Caprifoliaceae*	
٤۱	*Epimedium pinnatum* Fisch.	چلرک	*He*	*ES*	*	*Podophyllaceae*	
٤۲	*Danae racemosa* (L.)	همیشک	*Ph*	*ES*	*	*Liliaceae*	
٤۳	*Rumex crispus* L.	ترشک	*Cr*	*ES*	*	*Polygonaceae*	

گونه‌های علفی و خشبی

(شکل زیستی۱: *Ph* : فانروفیت. *Cr* : کریپتوفیت. *He* : همی‌کریپتوفیت. کوروتیپ۲ : *ES* : اروپا - سیبری. *M* : مدیترانه‌ای. *IT* : ایران - تورانی. *Pol* : چند منطقه‌ای)

جدول ۳- گونه‌های درختی دارای خشکه‌دار در عرصه مورد بررسی

ردیف	نام گونه	تعداد خشکه دارهای افتاده	تعداد خشکه دارهای سرپا	میانگین قطر برابر سینه (سانتی‌متر)	دامنه تغییرات قطر برابر سینه (سانتی‌متر)	متوسط ارتفاع از سطح دریا (متر)	دامنه تغییرات ارتفاع از سطح دریا (متر)
۱	*Fagus orientalis*	۱۷	٤	٤۵/۳۵	۳۵ – ۵۲	۱۲۰۲/۱	۱۱۱۰ – ۱۲۹۵
۲	*Carpinus betulus*	۱۰	۵	٤۸/٦۰	٤۲ – ۵۲	۷۷۱/۵	۷۲۵ – ۹۱۰
۳	*Acer cappadocicum*	٦	۳	٤۵/۱٦	۳۵ – ٤۹	۱۰۵۷/۵	۹۹۰ – ۱۱۵۰

www.SID.ir

Archive of SID

٤	*Acer insigne*	٤	٣	٤٩	٤٨ – ٥٠	٨٣٩/٧٥	٧١٠ – ٩١٢
٥	*Alnus subcordata*	١	٠	٣٢	–	٨٠٠	–
٦	غیر قابل شناسایی	٠	٣	٣٣	٣٦ – ٤٥	٧١٠	٧٠٥ – ٧٢٠

جدول ٤ – درصد پوشش گونه‌های گیاهی در رویشگاههای مختلف

ردیف	نام گونه علفی	میانگین درصد پوشش			
		در اطراف خشکه‌دار سرپا	در اطراف درخت افتاده	در اطراف خشکه‌دار (سرپا و افتاده)	در اطراف درخت سالم سرپا
١	*Brachypodium pinnatum*	٢/٣٤	٣/٠٧	٥/٤١	١/٣٠
٢	*Oplismenus undulatifolius*	٦/٥٨	٨/٠٦	١٤/٦٤	٣/٥٠
٣	*Festuca drymeia*	١/٠٥	٠/٣٩	١/٤٤	٠
٤	*Pteridium aquilinum*	٤/٢٥	٧/٢٨	١١/٥٣	٠/٥٨
٥	*Phylitis scolopendrium*	٨/٤١	١٠/١٢	١٨/٥٣	٠/٤١
٦	*Prunella vulgaris*	٠/٥٢	٠/١٠	٠/٦٢	٠
٧	*Carex acutiformis*	٤/٢٤	٧/٦٢	١١/٨٦	٠/١٨
٨	*Euphorbia amygdaloides*	٤/١٤	٢/٠٨	٦/٢٢	٤/١٠
٩	*Cyclamen coum*	٠	٠/٢١	٠/٢١	٠
١٠	*Primula heterochroma*	٠/٧٨	٠/٨١	١/٥٩	٠
١١	*Viola odorata*	٠	٠/٥٧	٠/٥٧	٠
١٢	*Hypericum androsaemusm*	٠	٠/٩٨	٠/٩٨	٠/١٠
١٣	*Asperula odorata*	٣/١٨	٤/٢٠	٧/٣٨	٢/١٥
١٤	*Rubus caesius*	٩/٩٨	٣٠/٦٩	٤٠/٦٧	٠/١٠
١٥	*Urtica dioica*	١/٦٥	٢/٥٨	٤/٢٣	٠/٨٩
١٦	*Sambucus ebulus*	٢/٥٤	٣/٢١	٥/٧٥	٢/١٠
١٧	*Epimedium pinnatum*	٢/٠٥	٠/٨٩	٢/٩٤	٠/٥٢
١٨	*Danae racemosa*	٠	٢/٠٩	٢/٠٩	٠/١٧
١٩	*Rumex crispus*	٠/٢١	٠/٥٠	٠/٧١	٠
	میانگین کل	**٢/٧٣**	**٤/٤٩**	**٧/٢٣**	**٠/٨**

همچنین نتایج این بررسی نشان داد که بیشترین مقادیر شاخص تنوع سیمپسون و یکنواختی پیت به خشکه‌دار سرپا و کمترین مقادیر آنها به ترتیب به اطراف درختان سالم سرپا و خشکه‌دار افتاده تعلق داشت. درخت سالم سرپا دارای بیشترین مقادیر غنای گونه‌ای مارگالف بوده و کمترین مقادیر آن در اطراف خشکه‌دار سرپا مشاهده شد (شکل ٢). تجزیه واریانس انجام شده اختلاف معنی‌داری را در بین شاخصهای مذکور در رویشگاههای مختلف نشان نداده است.

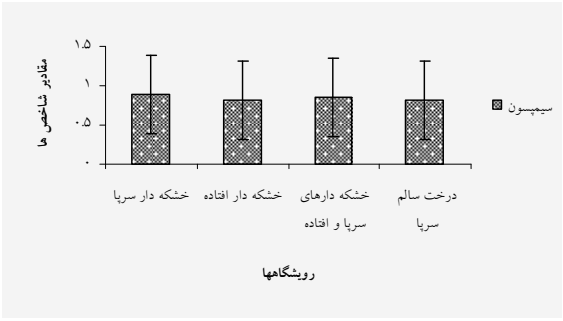
بحث

نتایج این بررسی نشان داد که گونه راش دارای بیشترین تراکم خشکه‌دار در عرصه مورد بررسی بوده است. با توجه به اینکه در ارتفاعات بالاتر معمولاً اثرات وزش باد بر روی

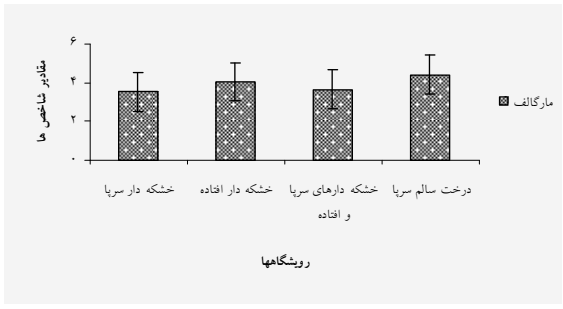
www.SID.ir

Archive of SID

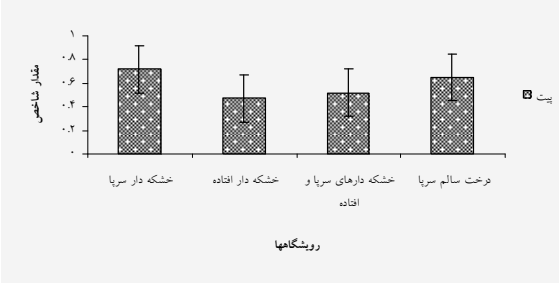
درختان بیشتر است، لذا بادافتادگی زیاد درختان راش که جایگاه ارتفاعی بالاتری را نسبت به سایر گونه‌های ذکر شده دارند کاملاً طبیعی است. از طرف دیگر، درختان راش با دارا بودن قطرهای بالا (درختانی با سنین زیاد) و تاج پوشش گسترده همانند یک بادبان در برابر وزش باد عمل کرده، بنابراین بیشتر تحت تأثیر وزش بادهای سهمگین قرار می‌گیرد. مجموعه‌ای از عوامل در کنار یکدیگر از جمله تاج پوشش گسترده، سیستم ریشه‌دهی کم عمق و سطحی، ارتفاع زیاد درختان و قطرهای بالای گونه راش منجر به آسیب‌پذیری بیشتر این گونه نسبت به سایر گونه-های دیگر شده است، بنابراین تعداد بیشتری از این گونه در برابر وزش باد آسیب دیده‌اند. با توجه به شیب بسیار زیاد منطقه مورد بررسی (اکثراً بین ۸۰ – ۶۰ درصد) و با توجه به اینکه جهت اکثر شیبهای منطقه شمال‌شرقی بوده، لذا جهت افتادن قریب به اتفاق درختان نیز در جهت شیب غالب منطقه یعنی شمال شرقی بوده است.



(الف)



(ب)



(ج)

شکل ۲- میانگین مقادیرشاخصهای تنوع گونه‌ای (الف)، غنای گونه‌ای (ب) و یکنواختی (ج) گونه‌های گیاهی

نتایج این بررسی حاکی از آن است که تعداد گونه‌های علفی و تنوع آنها در رویشگاه خشکه‌دار بیشتر از سطوح اطراف درختان سرپا بوده است اگرچه تجزیه واریانس صورت گرفته تفاوت معنی‌داری را در بین رویشگاهها نشان نداده است. وجود خشکه‌دارها شرایط ویژه و خاصی را به وجود آورده که منجر به استقرار بیشتر گونه‌های گیاهی و ایجاد چنین شرایطی باعث افزایش تنوع گونه‌های گیاهی در این رویشگاه شده است. محققان زیادی حضور خشکه‌دار در عرصه‌ها و اکوسیستمهای جنگلی را منجر به افزایش تنوع گونه‌های گیاهی عنوان کردند (۱۱، ۲۴، ۳۳). برخی محققان ذکر کردند که وجود خشکه‌دارها در اکوسیستمهای جنگلی بر پراکنش گونه‌های گیاهی اثرگذارند (۸، ۱۰، ۱۱، ۱۲، ۳۱، ۳۳، ۳۹). پالمر و همکاران (۲۰۰۰) به بررسی تغییرات پوشش کف، در طی ۱۴ سال بعد از باد افتادگی در دو جنگل باد افتاده سوزنی‌برگ (*Pinus strobus*) و پهن‌برگ (*Quercus ellipsoidalis*) پرداختند. نتایج تحقیق آنها نشان داد که بعد از ۱۴ سال، تنوع گونه‌های گیاهی کف در هر دو جنگل افزایش یافته بود، اما پراکنش فرم رویشی گونه‌ها تغییر چندانی نکرده بود (۲۹).

پراچ و پیسک (۱۹۹۹) بیان می‌کند که بادافتادگی و اختلال (تخریبهای) موجود در اکوسیستمهای جنگلی (پیدایش خشکه‌دارها) می‌تواند بر پراکنش فرمهای رویشی گیاهان اثر گذار باشد (۳۴). در حالی که در این تحقیق، حضور

www.SID.ir

Archive of SID

خشکه‌دارها تأثیر چندانی بر پراکنش فرمهای رویشی گیاهان نداشته است و تغییرات قابل ملاحظه‌ای مشاهده نشد. پالمر و همکاران (۲۰۰۰) نیز اثر بادافتادگی و وجود خشکه‌دارها را بر پراکنش فرمهای رویشی گیاهان بی تأثیر قلمداد کرد (۲۹). نتایج بررسی ترکیب گونه‌های علفی کف جنگل در رویشگاههای خشکه‌دار و سطوح اطراف درختان سرپا نشان داد که درصد حضور گونه *Rubus caesius* بعد از بادافتادگی در محل خشکه‌دار افزایش قابل ملاحظه‌ای داشته است. درصد رطوبت بالا و عناصر غذایی فراوان در رویشگاه خشکه‌دار شرایط مساعدی را برای گونه‌های *Phylitis scolopendrium*، *Carex acutiformis* و *Pteridium aquilinum* ایجاد کرده و باعث حضور بیشتر این گونه در رویشگاه مذکور شده است.

قابل ذکر است که در بسیاری از جنگلهای مناطق معتدله شمالی بعد از بادافتادگی درختان، درصد پوشش جنس تمشک (*Rubus* Spp.) افزایش می‌یابد (۱۲، ۱۷، ۳۰، ۳۲، ٤۲). گونه تمشک ویژه مناطق دست خورده و تخریب یافته است (۱۲، ۱٤، ۳۲، ٤۲) و درصد حضور فراوان تمشک در محل خشکه‌دار نشانه تخریب و به هم خوردگی طبیعت است. در مطالعه حاضر تصور می‌شود که حضور بالای این گونه گیاهی متأثر از آزادسازی و رها سازی گیاهان رقیب برای تمشک باشد. پیش‌بینی می‌شود که غالبیت فعلی گونه *Rubus caesius* در منطقه مورد مطالعه در محل تخریب خشکه‌دار بعدها به صورت تدریجی در اثر پوشیده شدن محل گپهای تاج پوشش حاصله و تکمیل شدن تاج پوشش کاسته خواهد شد، اما پیش‌بینی تغییر ترکیب سایر گونه‌ها بسیار پیچیده و مشکل است.

مقادیر تنوع گونه‌ای، غنای گونه‌ای و یکنواختی اختلاف معنی‌داری را در بین شاخصهای مذکور در رویشگاههای مختلف نشان نداده است. در مورد بررسی تنوع زیستی و ترکیب گونه‌های علفی در ارتباط با خشکه‌دارها تاکنون تحلیل دقیقی صورت نگرفته است. حبشی (۱۳۷٦) اثر خشکه‌دار را بر روی استقرار زادآوری ملج در جنگلهای "واز" مثبت اعلام کرد (۲). محمدنژاد کیاسری و رحمانی (۱۳۸۰) تأثیر خشکه‌دار را بر فراوانی تجدید حیات طبیعی در یک جنگل آمیخته راش و ممرز (سری جمال الدین کلا – مازندران) مورد بررسی قرار دادند. نتایج تحقیق آنها نشان داد که فراوانی نهالهای راش در مجاورت خشکه‌دارها بیشتر از نهالهای راش مستقر در مجاورت درختان سالم است، ولی فراوانی نهالهای ممرز و سایر گونه‌ها در مجاورت درختان سالم و خشکه‌دارها تفاوت معنی‌داری ندارند (٦). ذوالفقاری و همکاران (۱۳۸٦) به بررسی نقش خشکه‌دارها در تجدید حیات طبیعی توده‌های جنگلی در بخش چیلر جنگل خیرودکنار نوشهر پرداختند. نتایج تحقیق آنها نشان داد که اثر خشکه‌دارها با باز کردن گپ و فضای خالی در تاج پوشش در استقرار زادآوری، بیشتر از درجه پوسیدگی آن است (۳). سفیدی و همکاران (۱۳۸٦) تأثیر خشکه‌دارها را در استقرار نهالهای راش و ممرز در جنگل آمیخته راش مورد بررسی قرار دادند و به این نتیجه رسیدند که خشکه‌دارها در استقرار نهالهای راش و ممرز در جنگلهای آمیخته راش به ویژه در توده‌های نیمه انبوه تأثیر مثبت زیادی دارند (٤). با توجه به اینکه تحقیقات صورت گرفته قبلی در داخل کشور بیشتر به بررسی تراکم زادآوری گونه‌های درختی در ارتباط با خشکه‌دارها پرداخته بودند، لذا تحقیق صورت گرفته اولین تحقیقی است که تنوع زیستی و ترکیب گونه‌های علفی را در ارتباط با خشکه‌دارها بررسی کرده است. بنابراین می‌تواند اساس و پایه تحقیقات بعدی در این زمینه قرار گیرد.

www.SID.ir

Archive of SID

منابع

۱- بی‌نام، ۱۳۸۳. طرح جنگلداری سردآبرود (سری ۱، گردکوه - صافک)، اداره کل منابع طبیعی استان مازندران - نوشهر، ۳۲۸ صفحه.

۲- حبشی، ه. ۱۳۷٦. بررسی اهمیت خشکه‌داران در جنگلهای واز مازندران. پایان‌نامه کارشناسی‌ارشد جنگلداری، دانشکده منابع طبیعی و علوم دریایی نور، دانشگاه تربیت مدرس، ۱۲۷ صفحه.

۳- ذوالفقاری، ا.، م. ر.، مروی مهاجر و م. نمیرانیان.۱۳۸٦. نقش خشکه‌دارها در تجدید حیات طبیعی توده‌های جنگلی (مطالعه موردی: بخش چیلر جنگل خیرودکنار نوشهر). فصل نامه تحقیقات جنگل و صنوبر ایران. ۱۵: ۲٤۰ – ۲۳٤.

٤- سفیدی، ک.، م. ر.، مروی مهاجر، م. زبیری و و. اعتماد.۱۳۸٦. بررسی تأثیر خشکه‌دارها در استقرار نهالهای راش و ممرز در جنگل آمیخته راش. فصلنامه تحقیقات جنگل و صنوبر ایران. ۱۵: ۳٦۵. – ۳۷۳

۵- کوچ، ی. ۱۳۸٦. تعیین و تفکیک واحدهای اکولوژیک گیاهی و ارتباط آنها با برخی ویژگیهای خاک در جنگلهای پایین‌بند خانیکان چالوس. پایان‌نامه کارشناسی ارشد جنگلداری، دانشکده منابع طبیعی- دانشگاه مازندران، ۱۳۰ صفحه.

٦- محمد نژاد کیاسری، ش.، و ر. رحمانی.۱۳۸۰. تأثیر خشکه‌دارها بر فراوانی تجدید حیات در یک جنگل آمیخته راش و ممرز. مجله منابع طبیعی ایران. ٥٤: ۱۵۱ – ۱٤۳.

۷- وهاب‌زاده، ع. ۱۳۸۳. مبانی محیط زیست، انتشارات جهاد دانشگاهی مشهد، ٤۳۹ص.

8- Beatty, S. W. 1984. Influence of micro topography and canopy species on spatial patterns of forest under story plants. Journal of Ecology, 65: 1406 – 1419.

9- Brown, J. K., E. D. Reinhardt and K. A. Kramer, 2003. Coarse Woody Debris: Managing Benefits and Fire Hazard in the Recovering Forest. USDA Forest Service General Technical Report RMRS-GTR-105. Rocky Mountain Research Station, Ogden, UT, 16 pp.

10-Carlton, G. C., and F. A. Bazzaz. 1998. Resources congruence and forest regeneration following an experimental hurricane blow down. Journal of Ecology, 79: 1305 – 1319.

11-Collins, B. S., and S. T. A. Pickett. 1987. Influence of canopy opening on the environment and herb layer in a northern hardwood forest. Vegetatio, 70: 3 – 10.

12-Cooper – Ellis, S., D. R., Foster, G., Carlton, and A. Lezberg, 1999. Forest response to catastrophic wind: results from an experimental hurricane. Journal of Ecology, 80: 2683 – 2696.

13-Davis, M. B., and C., Zabinski. 1992. Changes in geographical range resulting from greenhouse warming: effects of biodiversity in forests. Global warming and biological diversity. Yale University Press, New Haven, pp: 297 – 308.

14-De Granpre, L., and Y. Bergeron. 1997. Diversity and stability of under story communities following disturbance in the southern boreal forest. Journal of Ecology, 86: 597 – 609.

15-Delong, D. C. J. 1996. Defining biodiversity. Wildlife Society Bulletin, 24: 738 – 749.

16-Esseen, P.A., B. EhnstroÈm, L. Ericson and K. SjoÈberg. 1992. Boreal forests - the focal habitats of Fennoscandia, In: Hansson, L., (Ed.), Ecological principles of nature conservation. Applied in temperate and boreal environments, Applied Science Elsevier, London, UK, pp: 252-325.

17-Fischer, A. 1992. Long term vegetation development in Bavarian Mountain forest ecosystems following natural destruction. Vegetatio, 103: 93 – 104.

18-Foster, D. R., and R. Boose. 1995. Hurricane disturbance regimes in temperate and tropical forest ecosystems. In M. P. Coutts and J. Grace (Eds.). Wind and Trees. Cambridge University. Press, Cambridge.

19-Hamilton, S. K., J. Kellndorfer, B. Lehner, M. Tobler. 2007. Remote sensing of floodplain geomorphology as a surrogate for biodiversity in a tropical river system (Madre de Dios, Peru). Geomorphology, 89: 23 – 38.

20-Harmon, M. E., J. F. Franklin, F.J. Swanson, P. Sollins, S.V. Gregory, J. D. Lattin, N. H. Anderson, S. P. Cline, N. G. Aumen, J. R. Sedell, G. W. Lienkaemper, J. Cromack and K.W. Cummins.1986. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. Advanced Ecology Restoration, 15: 133-302.

21-Hawksworth, D. L. 1995. Biodiversity measurement and estimation. Chapman and Hall, London, 185 pp.

22-Heikkinen, R. K., and S. Neuvonen. 1997. Species richness of vascular plants in the sub

www.SID.ir

Archive of SID

arctic landscape of northern Finland: modeling relationships to the environment. Biodiversity and Conservation, 6: 1181 – 1201.

23-Hengeveld , R. 1996. Measuring ecological biodiversity. Letter, 3: 58-65.

24-Hicks, D. J. 1980. Interstand distribution of southern Appalachian cove forest herbaceous species. Am. Midl. Nat, 104: 209 – 223.

25-Hooper, D. U., and P. M. Vitousek. 1997. The effects of plant composition and diversity on ecosystem processes. Vegetation Sciences, 277: 1302 – 1305.

26-McComb, W.C. 2003. Ecology of coarse woody debris and its role as habitat for mammals. In: C.J. Zabel and R.G. Anthony (eds.). Mammal community dynamics: management and conservation in the coniferous forests of western North America. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp: 374 – 404.

27-McComb, W.C., and D. Lindenmayer. 1999. Dying, dead, and down trees. In: Edited by M.L. Hunter (ed.). Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp: 335 – 372.

28-Ohlson, M., L. SoÈderstroÈm, G. HoÈrnberg, O. Zackrisson and J. Hermansson. 1997. Habitat qualities versus long-term continuity as determinants of biodiversity in boreal old-growth swamp forests. Biological Conservation, 81: 221-231.

29-Palmer, M. W., S. D. Mc Alister, J. R. Arevalo, and J. K. De Coster. 2000. Changes in the under story during 14 years following catastrophic wind throw in two Minnesota forests. Journal of Vegetation Sciences, 11: 841 – 854.

30-Peterson, C. J., and W. Carson. 1996. Generalizing forest regeneration models: the dependence of propagule availability on disturbance history and stand size. Canadian Journal of Forest Research, 26: 45 – 52.

31-Peterson, C. J., and S. T. A. Pickett. 1990. Micro site and elevation influences on early forest regeneration after catastrophic wind throw. Journal of Vegetation Sciences, 1: 657 – 662.

32-Peterson, C. J., and S. T. A. Pickett. 1995. Forest reorganization: a case study in an old – growth forest catastrophic blow down. Journal of Ecology, 46: 763 – 774.

33-Pickett, S. T. A., and P. S. White. 1985. The ecology of natural distribution and patch dynamics. Academic Press, Inc., London. 56p.

34-Prach, K., and P. Pysek. 1999. How do species dominating in succession differ from others? Journal of Vegetation Sciences, 10: 383 – 392.

35-Risser, P. G. 1995. Biodiversity and ecosystem function. Conservation Biology, 9: 742 – 746.

36-Scharenborch, B. C., and J. G. Bockeim. 2007. Pedodiversity in an old – growth northern hardwood forest in the Huron Mountain, Upper Peninsula, Michigan. Canadian Journal of Forest Research, 37: 1106 – 1117.

37-Stephens, S. L. and J. J. Moghaddas. 2007. Experimental fuel treatment impacts on forest structure, potential fire behavior, and predicted tree mortality in a mixed conifer forest. Forest Ecology and Management, 37: 1123 - 1131.

38-Stubbs, A. E. 1972. Wild life conservation and dead wood. Journal of the Devon Trust for Nature Conservation. Suppl. ii, 18 p.

39-Thompson, J. N. 1980. Tree falls and colonization patterns of temperate forest herbs. Am. Midl. Nat, 104: 176 – 184.

40-Tilman, D., and J. A. Downing.1994. Biodiversity and stability in grasslands. Nature, 367: 363 – 365.

41-Waite, S. 2000. Statistical ecology in practice: A guide to analyzing environmental and ecological field data. British Columbia Publication, 414 pp.

42-Wholgemuth, T., N. Kuhn, P. Luscher, P. Kull and H. Wuthrich. 1995. Vegetations – und bodendynamic auf rezenten windwurfflachen in den Schweitzer Nordalpen. Schweiz. Z. Forstwes, 146: 873 – 891.

43-Woldendorp, G., R. J. Keenan, and M. F. Ryan. 2002. Coarse Woody Debris in Australian Forest Ecosystems, A Report for the National Greenhouse Strategy, Module 6.6 (Criteria and Indicators of Sustainable Forest Management). Bureau of Rural Sciences, Canberra. 41p.

44-Yurtsev, B. A. 1997. Effects of climate change on biodiversity of arctic plants. In: Oechel, W. C., Callaghan, T., Glimanivet, T., Holten, J. I., Maxwell, B., Molau, U. Sveinbjornsson, B. (eds.) Global change and arctic terrestrial ecosystems, pp: 29 – 244, Springer, Berlin.

www.SID.ir

Archive of SID

Herbal Species Diversity around of Logs and Snags in Sardabrood Forests, Chalous

Haji Mirza Aghayee S.[1],Jalilvand H. [2], Pormajidian M. R.[2] and Kooch Y.[*3]

[1]**Forestry Dept., University of Natural Resources and Agriculture Sciences, Sari, I.R. of IRAN**

[2] **Forestry Dept., Faculty of Natural Resources, Tarbiat Modares University, Noor, I.R. of IRAN**

Abstract

In order to investigate of diversity of herbal species with respect to dead and downed trees, Sardabrood forests were studied that are located in Mazandaran province. In order to do this research, circles plots with radius of 5 meter in around of snags and rectangular plots with 4 meter widths (2 meter both parties of logs) and equal to theirs lengths in around of downed trees were designed. Herbal species and covering percent were identified and recorded, respectively. Also, in a 20 - 30 m distances from dead trees were selected number 2 to 3 mother trees of same species, D. B. H. and height. The composition of herbal species in different sites showed that dead trees site had more presence of *Rubus caesius*, *Phylitis scolopendrium*, *Carex acutiformis*, *Oplismenus undulatifolius* and *Pteridium aquilinum* but the site of mother trees were including *Euphorbia amygdaloides*, *Oplismenus undulatifolius* and *Asperula odorata*. Also, results of this research showed that the most value of Simpson and Peet indices devoted in snag and the least were found in around of mother tree and downed trees, respectively. Around of mother tree and snags had the maximum and minimum of richness, respectively. Analysis of variance showed no significant differences between plant diversity in different sites.

Keywords: Herbal species diversity, Dead tree, Sardabrood, Chalous

www.SID.ir