ارزیابی تنوع گونه‌های درختی و درختچه‌ای و اثر آن در مدیریت پایداری جنگل (بررسی موردی:بخش پاتم جنگل خیرود)

زهرا نوری*[۱]، جهانگیر فقهی[۲]، قوام‌الدین زاهدی‌امیری[۲]، محمود زبیری[۳] و رامین رحمانی[۴]

[۱] دانشجوی دکتری جنگلداری، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران، ایران

[۲] دانشیار دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران، ایران

[۳] استاد دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران، ایران

[۴] دانشیار دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه گرگان، ایران

(تاریخ دریافت: ۸۷/۹/۲۴، تاریخ تصویب: ۸۸/۶/۲۱)

چکیده

بهره‌وری مستمر از منابع و مدیریت پایدار آن‌ها امروزه در رأس هدف‌های اجرایی طرح‌های جنگلداری قرار دارد. هدف از انجام این تحقیق، ارزیابی پایداری جنگل با بهره‌گیری از تنوع گونه‌ای در جنگل بهره‌برداری شده و بهره‌برداری نشده توسط اطلاعات بدست آمده از قطعه‌های نمونه ۱۰ آری متداول در طرح‌های جنگلداری می‌باشد. این پژوهش در جامعه بلوط – ممرزستان بخش پاتم در جنگل آموزشی و پژوهشی خیرود انجام گرفته است. بخشی از جامعه یاد شده که در پارسل‌های ۱۱۵ و ۱۱۷ قرار دارد و در آن عملیات بهره‌برداری صورت می‌گیرد، به عنوان منطقه بهره‌برداری شده و بخشی که در قسمت‌های پرشیب پارسل ۱۰۷ قرار دارد، به عنوان منطقه بهره‌برداری نشده در نظر گرفته شد. سپس شبکه آماربرداری به ابعاد ۱۰۰×۷۵ متر طراحی شد و ۴۰ قطعه نمونه در منطقه بهره‌برداری نشده و ۳۹ قطعه نمونه در منطقه بهره‌برداری شده پیاده شد. در هر قطعه نمونه، گونه و قطر برابر سینه کلیه پایه‌های درختی و گونه و دو قطر عمود بر هم گونه‌های درختچه‌ای ثبت شد. در این تحقیق، علاوه بر محاسبه غنا با بهره‌گیری از شاخص‌های شمار گونه و مارگالف، سه معیار ناهمگنی (سیمپسون، شاخص هیل و شانون – وینر) و دو معیار یکنواختی (سیمپسون و اسمیت و ویلسون) نیز با بهره‌گیری از نرم افزار Ecological Methodology محاسبه شد. نتایج بدست آمده نشان داد، از میان شاخص‌های غنا، شمار گونه و شاخص مارگالف به طور معنی‌داری در منطقه بهره‌برداری نشده بیشتر بودند. میزان شاخص‌های یکنواختی سیمپسون و اسمیت و ویلسون نیز در منطقه بهره‌برداری نشده بیشتر بوده و اختلاف بین دو منطقه معنی دار می‌باشد. همه شاخص‌های ناهمگنی نیز در منطقه بهره‌برداری نشده به طور معنی‌داری بزرگتر بودند. در اشکوب درختچه‌ای، میزان شمار گونه و همچنین شاخص‌های ناهمگنی در منطقه بهره‌برداری شده بیشتر می‌باشد.

واژه‌های کلیدی: مدیریت پایداری جنگل، تنوع گونه‌ای، شاخص‌های تنوع، جنگل‌های شمال، پاتم، ایران

* نویسنده مسئول: تلفن: ۰۹۱۱-۱۵۸۴۳۶۹ فاکس: ۰۲۶۱-۲۲۴۹۳۱۲ E-mail: zanouri_8185@yahoo.com

Archive of SID

www.SID.ir

مقدمه

در دو دهه گذشته، اهمیت توسعه پایدار در همه زمینه‌ها به طور فزاینده‌ای، افزایش یافته است. در جنگلداری مفهوم پایداری پیشینه بیشتری داشته و از محصول پایدار به سمت پایداری بوم شناختی، اقتصادی و اجتماعی سوق پیدا کرده است. در واقع با گذشت زمان، اهمیت تولیدات و خدمات دیگری که جنگل‌ها عرضه می‌کنند، افزایش یافته است. امروزه مدیریت پایداری جنگل به عنوان مشارکت جنگلداری در توسعه پایدار تلقی می‌شود (Higman *etal*.,2005) و به معنای مدیریت و بهره‌گیری از اراضی جنگلی به گونه ای که تنوع زیستی، تولید و قابلیت تجدیدزیست، شادابی و قابلیت قابل تحقق جنگل‌ها در حال و آینده مطابق با کارکردهای بوم شناختی، اقتصادی و اجتماعی در سطوح محلی، ملی و جهانی حفظ شود و موجب آسیب به دیگر بوم نظام ها نشود، تعریف می‌شود (Bernasconi, 1996). این سه کارکرد (بوم شناختی، اقتصادی و اجتماعی) اثر متقابل روی هم داشته و بهره‌برداری از منابع جنگلی باید به صورتی باشد که منجر به حفظ هر سه کارکرد در حال و آینده شود. امروزه در نظر گرفتن تنوع زیستی در مدیریت جنگل همراه با دیگر معیارهای اقتصادی و زیست محیطی در جهان پذیرفته شده می‌باشد (Bertomu *etal*., 2001) در واقع به منظور مدیریت پایدار جنگل‌ها، فعالیت‌های جنگلداری باید در راستای مسائل زیست محیطی از جمله تنوع زیستی باشند.

مهم ترین نقش تنوع زیستی در ایجاد و نگهداری بوم نظام‌های جنگلی، حفظ کارکردهای بوم نظام و پایداری آن می‌باشد. (Bengtsson *etal*., 2002) بنابراین در برنامه‌ریزی و مدیریت مناطق جنگلی، حفظ گونه‌های درختی، درختچه‌ای، دیگر موجودها و تنوع ساختاری توده باید لحاظ شود (Isik *etal*., 2001).

در واقع تنوع زیستی متناسب و سازگار با تغییرات شرایط محیطی منجر به پایداری زمین ریخت شناختی (ژئومورفولوژیکی)، آبشناختی (هیدرولوژیکی)، بوم شناختی و زیست شناختی (بیولوژیکی) و فرآیندهای تکاملی در یک بوم نظام می‌شود (Noss, 1999).

درحقیقت کارکردهای مختلف بوم نظام و خدمات آن ممکن است به طور منفی تحت تأثیر کاهش تنوع زیستی قرار گیرد و کاهش دراز مدت شمار گونه‌ها ممکن است منجر به کاهش توانایی بوم نظام در رویارویی با آشفتگی‌ها شود. همچنین همراه با تنوع گونه‌ای، پیچیدگی ساختاری بوم نظام (اشکوب بندی درختان و دیگر مؤلفه‌های مکانی) نیز باید درنظر گرفته شود (Ishii *etal*., 2004).

از آنجایی که پوشش گیاهی و ساختار آن یک عنصر کلیدی نشان دهنده تغییرات بوم شناختی در طول زمان می‌باشند (Dale *etal*., 2002). بنابراین ترکیب گونه‌ها و تنوع زیستی می‌توانند به عنوان شاخص‌هایی برای آشفتگی و فعالیت‌های مدیریتی در جنگل‌ها بهره‌گیری شوند (Ferris-Kaan *etal*., 1998; Kneeshaw *etal*., 2000; Larsson *etal*., 2001).

جنگل‌های شمال به‌عنوان مهم ترین و با ارزشترین بوم نظام‌های جنگلی کشور و تنها منبع تولید چوب کشور می‌باشند (Marvi Mohadjer, 2006) و منبع درآمد اصلی طرح‌های جنگلداری، بهره‌برداری و برداشت چوب درختان است. در واقع این جنگل‌ها سالهاست که تحت مدیریت بهره‌برداری واقع شده‌اند. با توجه به‌این نکته که ترکیب گونه‌ای جنگل‌های بهره‌برداری شده باید همانند جنگل‌های طبیعی باشد (Van Buren & Blom, 1997). بنابراین لازم است تأثیر بهره‌برداری و برداشت درختان بر تنوع گونه‌های درختی بررسی شود. درواقع به منظور ارزیابی پایداری جنگل باید تنوع گونه‌ای در جنگل بهره‌برداری‌شده اندازه‌گیری شود و با شاخص‌های اندازه گیری شده در منطقه جنگلی که در آن عملیات بهره‌برداری انجام نمی‌شود و وضعیت آن به گونه‌ای است که می‌توان آن را جنگل طبیعی، قلمداد کرد؛ مقایسه شود.

به منظور محاسبه شاخص‌های تنوع زیستی، محققان از قطعه‌های نمونه با سطوح متفاوتی که در قالب روش‌های مختلف نمونه برداری در سطح جنگل پیاده شده‌اند، بهره‌گیری نموده‌اند. Sohrabi, et.al (2006) به منظور

Archive of SID

www.SID.ir

بررسی تنوع گونه‌های گیاهی در واحد بوم نظامی از قطعه‌های نمونه ۲۵۶ متر مربعی که به روش تصادفی منظم برداشت شدند، بهره‌گیری نمودند. Poorbabaei (1999)از قطعه‌های نمونه لوزی شکل ۰/۵ هکتاری که به روش گزینشی برای بررسی تنوع گونه‌های چوبی در گیلان پیاده شده بود، بهره‌گیری نمود.

Crow , et.al (2002) در پژوهشی که به منظور بررسی تأثیر مدیریت بر ترکیب و ساختار جنگل‌های پهن‌برگ در جنگل‌های پهن برگ میشیگان انجام دادند به‌این نتیجه رسیدند که بهره‌برداری تراکم درخت و سطح مقطع توده را کاهش داده و در نتیجه روشنه‌هایی را در تاج پوشش ایجاد می‌نماید که اجازه گسترش زیر اشکوب را می‌دهد.

Brown, et.al (2004) به‌این نتیجه رسیدند که بدون توجه به‌این که چند سال پیش در منطقه، قطع یکسره و یا قطع گزینشی انجام شده باشد، بهره‌برداری، تنوع گونه‌ای را کاهش می‌دهد.

از آنجایی که تنها ابزاری که برای تحقق بخشیدن پایداری در جنگل‌های کشورمان در اختیار داریم، طرح‌های جنگلداری می‌باشد، هدف این تحقیق، بررسی ارزیابی پایداری جنگل با بهره‌گیری از تنوع گونه‌ای در جنگل بهره‌برداری شده و بهره‌برداری نشده با بهره‌گیری از قطعه‌های نمونه ۱۰ آری متداول در طرح‌های جنگلداری می‌باشد.

باید توجه داشت اطلاعاتی که از بررسی تنوع گونه‌ها و روند تغییر جمعیت آنها بدست می‌آید، می‌تواند در برنامه ریزی آینده تأثیر گذاشته و از تمرکز بیش از حد برداشت بر روی گونه‌های ویژه جلوگیری نماید.

محاسبه شاخص‌های تنوع گونه‌ای

تنوع زیستی کره زمین به سرعت در حال کاهش است. به منظور اندازه گیری این کاهش و ارزیابی میزان تأثیر اقدام‌های انجام شده، مهم ترین مسأله اندازه گیری دقیق میزان تنوع می باشد که بنا به نظر بوم شناسان به روش‌های مختلفی انجام می‌گیرد. شاخص‌هایی که در این پژوهش به کار گرفته شده اند به شرح زیر می باشند.

شاخص‌های غنای گونه‌ای

برای مؤلفه غنا، از شاخص شمار گونه ها بهره‌گیری شده است. اما چون شمار گونه‌ها به اندازه قطعه نمونه و زمان صرف شده تحقیق بستگی دارد، به عنوان یک شاخص مقایسه‌ای محدودیت دارد، بنابراین در این تحقیق شاخص اندازه‌گیری غنای گونه که مستقل از اندازه نمونه هستند و بر پایه رابطه بین شمار گونه‌ها (S) و شمارکل افراد دیده شده (N) می‌باشد، یعنی شاخص مارگالف نیز به کار برده شده است.

شاخص مارگالف

این شاخص توسط Margalef(۱۹۵۸) معرفی شده و فرمول آن به صورت زیر بیان می‌شود:

$$R_1 = \frac{S-1}{Ln(N)} \qquad (1)$$

R_1:شاخص غنای مارگالف
S:شمار گونه‌ها
N:فراوانی کل گونه‌ها

معیارهای اندازه‌گیری یکنواختی

روش‌های اندازه‌گیری پرشماری برای یکنواختی ارائه شده‌اند و منابع درباره اینکه بهترین روش کدام است، مرددند. شاخص‌های یکنواختی که در ادامه ارائه شده اند در این تحقیق مورد بهره‌گیری قرار گرفته اند:

شاخص یکنواختی سیمپسون

برای اندازه‌گیری یکنواختی سیمپسون(Simpson, 1949) تنوع بیشینه زمانی به دست می‌آید که همه فراوانی‌ها برابر باشند.

Archive of SID

www.SID.ir

بنابراین در یک جمعیت خیلی بزرگ : $\hat{D}_{\max} = \frac{1}{S}$

$\hat{D}_{\max}$: بیشینه میزان ممکن برای شاخص سیمپسون

S : شمار گونه‌ها در نمونه

این فرمول می‌رساند که میزان ممکن حداکثر معکوس شاخص سیمپسون ($\frac{1}{D}$) برابر با شمار گونه‌ها دیده شده در نمونه می‌باشد که منجر به یک تعریف ساده شاخص سیمپسون از یکنواختی می‌باشد (Krebs, 2001).

$$E_{1/D} = \frac{\frac{1}{\hat{D}}}{S} \qquad (۲)$$

$E_{1/D}$: اندازه یکنواختی سیمپسون

$\hat{D}$ = شاخص سیمپسون

S : شمار گونه‌ها در نمونه

شاخص یکنواختی اسمیت و ویلسون

Smith & Wilson (۱۹۹۶) شاخص جدیدی بر پایه فراوانی گونه‌ها ابداع نمودند. واریانس با لگاریتم فراوانی‌ها به‌منظور به کاربردن اختلاف نسبی فراوانی به‌جای اختلاف قطعی فراوانی اندازه‌گیری می‌شود. این شاخص به صورت زیر تعریف می‌شود:

(۳)

$$E_{\text{var}} = 1 - \frac{2}{\pi} Arc\tan\left\{\frac{\left(\sum_{i=1}^{s}\ln(p_i) - \sum_{j=1}^{s}\ln(p_j)/S\right)^2}{S}\right\}$$

Arctan با یک زاویه بر حسب رادیان اندازه گیری می‌شود.

E_{var} : شاخص یکنواختی اسمیت و ویلسون

n_i : شمار افراد گونه i در نمونه

n_j : شمار افراد گونه j در نمونه

S : شمار گونه‌ها در کل نمونه

بنا به نظر Smith و Wilson (1996)، این شاخص بهترین شاخص یکنواختی موجود می‌باشد زیرا مستقل از غنای گونه‌ای بوده و به هر دو گونه کمیاب و رایج در جامعه حساس می‌باشد (Krebs, 1999).

شاخص‌های ناهمگنی

شاخص سیمپسون

شاخص سیمپسون (Simpson, 1949) بسیار حساس به گونه‌های رایج در نمونه‌ها می‌باشد و حساسیت کمتری به گونه‌های نادر جامعه نشان می‌دهد.

$$D = \sum p_i^{\,2} = \sum\left[\frac{n_i(n_i-1)}{N(N-1)}\right] \qquad (۴)$$

n_i: شمار افراد گونه iام

N شمار کل افراد می‌باشد.

p_i ، فراوانی نسبی گونه i ام

با افزایش D، تنوع کاهش می‌یابد. بنابراین شاخص سیمپسون به طور معمول به صورت 1-D یا 1/D بیان می‌شود. میزان شاخص سیمپسون از صفر تا($1-1/S$) تغییر می‌کند.

شاخص هیل (عکس شاخص تنوع سیمپسون)

Hill (۱۹۷۳) حالت معکوس فرمول اصلی سیمپسون را به کار برد (Krebs,1999).

$$\frac{1}{D} = \frac{1}{\sum P_i^2} \qquad (۵)$$

$\frac{1}{D}$: معکوس شاخص سیمپسون

P_i: سهم گونه i در جامعه

هیل این معکوس را N_2 نامید. میزان این شاخص بین ۱ تا S (شمار گونه‌ها) تغییر می‌کند.

Archive of SID

www.SID.ir

تابع شا نون – وینر

شاخص شانون- وینر (Shannon, 1949) ،ترکیبی از غنا و یکنواختی گونه‌های موجود در منطقه می‌باشد و به صورت زیر محاسبه می‌شود:

$$H^{'} = -\sum p_i Lnp_i$$

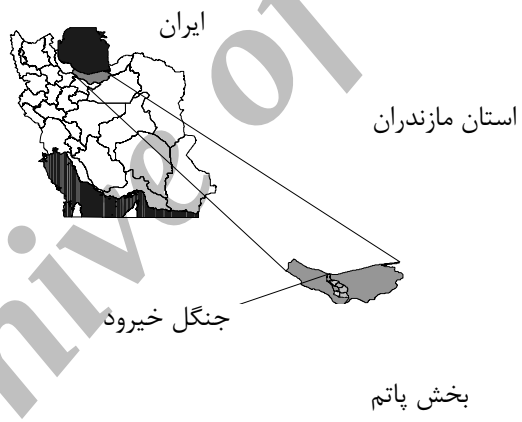
pi : فراوانی نسبی گونه مورد نظر

در یک محیط با مقیاس مکانی معین و شمار N گونه، بیشینه شاخص شانون وینر به صورت نظری Ln N تعریف می‌شود

Haeupler, . 2001; Li *etal*., 2002) .(1995;Krebs,

مواد و روش‌ها

این بررسی در بخش پاتم از جنگل آموزشی پژوهشی خیرود در شمال ایران انجام گرفته است جنگل آموزشی و پژوهشی خیرود در ۷ کیلومتری شرق نوشهر بین ′۳۶°۲۷ تا ′۳۶°۴۰ عرض شمالی و ′۵۱°۳۲ تا ′۵۱°۴۳ طول شرقی واقع شده است. از شمال به نوار ساحلی و روستای نجارده و از جنوب به ییلاق ها و روستای کلیک محدود می‌شود. گستره کل منطقه حدود ۸۰۰۰ هکتار می‌باشد که رودخانه خیرود، آبریز اصلی این حوزه به شمار می‌آید. موقعیت جامعه بلوط – ممرزستان در بخش پاتم، موقعیت بخش پاتم در جنگل خیرود و موقعیت جنگل خیرود در استان مازندران در شکل ۱ نشان داده شده است.



شکل ۱- منطقه مورد بررسی

این جنگل شامل ۷ بخش می‌باشد که بخش پاتم بستر این بررسی را تشکیل می‌دهد. بخش پاتم، در حدود ۹۰۰ هکتار وسعت داشته و نخستین بخش از جنگل آموزشی و پژوهشی خیرود نوشهر می‌باشد. بلندترین نقطه‌این بخش، ۹۳۴ متر و پایین‌ترین قسمت آن، حدود صفر متر بالاتر از سطح دریاست.

این تحقیق در جامعه بلوط- ممرزستان پارسل‌های ۱۱۵، ۱۱۷و ۱۰۷ از این بخش انجام گرفته است که پارسل ۱۰۷ از مناطق حمایتی می‌باشد.

از آنجایی که هدف این بررسی، ارزیابی پایداری جنگل با بهره‌گیری از مقایسه تنوع گونه‌های درختی در دو منطقه بهره‌برداری شده و بهره‌برداری نشده بود و پیش شرط لازم

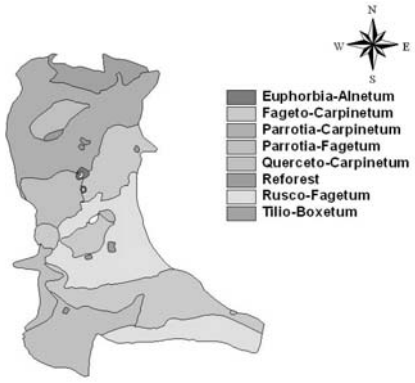
Archive of SID

www.SID.ir

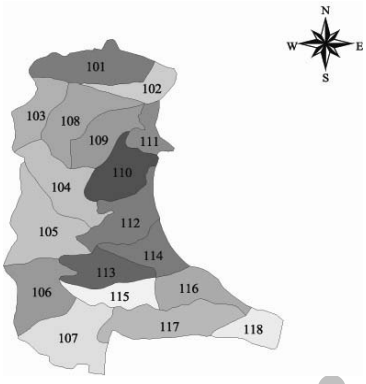
برای این منظور، یکسان بودن جامعه گیاهی دو منطقه می‌باشد، نقشه جامعه‌های گیاهی بخش پاتم (Asadi, 1984) (شکل ۲)، پس از رقومی‌شدن وارد محیط نرم افزار Arcview 3,2 شد و با رویهم گذاری نقشه جامعه‌های گیاهی با نقشه پارسل بندی بخش پاتم (شکل‌های ۳ و ۴)، مشخص شد که بخشی از جامعه بلوط - ممرزستان در پارسل‌های ۱۱۵ و ۱۱۷ قرار دارد که در آن عملیات بهره‌برداری و چرای دام انجام می‌شود که به عنوان «منطقه بهره‌برداری شده» گزینش شد، گستره این منطقه ۲۹ هکتار می‌باشد. بخشی دیگر از آن در قسمت‌های پرشیب پارسل ۱۰۷ قرار دارد که منطقه حمایتی بوده و در آن هیچ گونه عملیات بهره‌برداری در قالب طرح جنگلداری انجام نمی‌شود که به عنوان «منطقه بهره‌برداری نشده» درنظر گرفته شد. گستره این منطقه ۵۴ هکتار می‌باشد که که به دلیل بالا بودن شیب و عدم امکان آماربرداری، این بررسی در گستره ۳۰ هکتار از آن انجام گرفته است.

با توجه به‌اینکه هدف این تحقیق، اندازه‌گیری شاخص‌های تنوع گونه‌ای بر پایه قطعه‌های نمونه متداول در طرح‌های جنگلداری بود، شبکه آماربرداری به ابعاد ۱۰۰×۷۵ متر طراحی شد (به منظور قرار گرفتن شمار کافی قطعه نمونه در هر منطقه، ابعاد شبکه یاد شده گزینش شد) ۴۰ قطعه نمونه ۱۰ آری و دایره‌ای شکل در منطقه بهره‌برداری نشده و ۳۹ قطعه نمونه با همین مشخصات در منطقه بهره‌برداری‌شده پس از تصحیح شیب پیاده شدند.

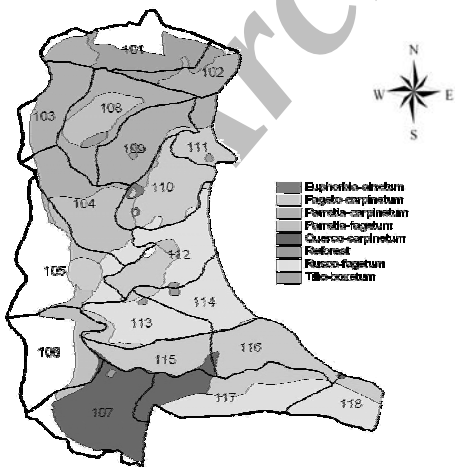
پس از مشخص شدن مرکز قطعه نمونه در آغاز مشخصات آن از لحاظ ارتفاع از سطح دریا، جهت جغرافیایی و شیب، ثبت شد و سپس نام گونه و قطر برابر سینه کلیه درختان (قطر > ۲/۵ cm) و همچنین موقعیت آنها از لحاظ اشکوب ثبت شد. در مورد گونه‌های درختچه‌ای، نوع گونه و دو قطر عمود بر هم تاج آنها، اندازه‌گیری و ثبت شد.



شکل ۲- نقشه جامعه‌های گیاهی بخش پاتم
(برگرفته از اسدی،۱۳۶۳)



شکل ۳- نقشه پارسل‌بندی بخش پاتم
(برگرفته از طرح جنگلداری بخش پاتم،۱۳۷۴)



شکل ۴- رویهم‌گذاری نقشه جامعه‌های گیاهی با نقشه پارسل‌بندی بخش پاتم

Archive of SID

www.SID.ir

به منظور محاسبه تنوع گونه‌های درختی، کل سطح مقطع درختان بر حسب گونه در هر قطعه نمونه محاسبه شد و با وارد کردن سطح مقطع درختان به عنوان متغیر در نرم‌افزار Ecological Methodology، شاخص‌های ناهمگنی و یکنواختی مورد نظر محاسبه شدند برای گونه‌های درختچه‌ای نیز به‌این ترتیب عمل شد با این تفاوت که کل سطح تاج هر یک از گونه‌های درختچه‌ای در سطح هر قطعه نمونه محاسبه شد و به عنوان متغیر وارد نرم افزار مربوطه شد. شاخص غنای مارگالف با نوشتن فرمول مربوطه در نرم افزار Excel۲۰۰۳ محاسبه شد. در نرم‌افزار یاد شده، محاسبه شاخص‌های تنوع به‌این صورت می‌باشد که شاخص‌ها دست کم با حضور دو متغیر قابل محاسبه می‌باشند. در واقع اگر در یک قطعه نمونه چند پایه از یک گونه حضور داشته باشند، میزان عددی شاخص‌های ناهمگنی و یکنواختی معادل صفر می‌شود و این مسأله منطقی به نظر می‌رسد زیرا در واقع تنوع گونه‌ای زمانی مطرح می‌شود که ما دست کم دو گونه در قطعه نمونه فرضی مورد نظر داشته باشیم. از سویی دیگر هنگامی که یک گونه در قطعه نمونه مورد نظر وجود داشته باشد، غنای گونه‌ای بر حسب شمار گونه‌های موجود معادل ۱ می‌شود.

تجزیه و تحلیل آماری داده‌ها

در آغاز پیروی شاخص‌های تنوع محاسبه شده در هر منطقه از توزیع نرمال با آزمون کولموگروف اسمیرنوف بررسی شد. به‌منظور بررسی معنی‌دار بودن اختلاف دو منطقه بهره‌برداری‌شده و بهره‌برداری‌نشده، در مواردی که داده‌ها از توزیع نرمال پیروی می‌کردند از آزمون t (Cannon *etal*., 1998; Sagar *etal*., 2003) بهره‌گیری شد و در مواردی که داده‌های اصلی توزیع نرمال نداشتند و با هیچ‌گونه تبدیلی نیز نرمال نشدند، با آزمون من- ویتنی مورد مقایسه قرار گرفتند. درواقع به منظور مقایسه شاخص غنای مارگالف، شاخص‌های ناهمگنی سیمپسون، N2 هیل، شانون- وینر و شاخص‌های یکنواختی سیمپسون و اسمیت و ویلسون که از توزیع نرمال پیروی می نمودند از آزمون t بهره‌گیری شد و تنها شاخص غنای شمار گونه که از توزیع نرمال پیروی نداشت با بهره‌گیری از آزمون غیر پارامتری من – ویتنی مورد مقایسه قرار گرفت. کلیه آزمون‌های آماری مورد نظر در محیط نرم‌افزار Spss۱۵ و در سطح ۵٪ انجام شده است.

همان طور که اشاره شد، دو منطقه گزینش شده برای مقایسه، جامعه گیاهی یکسانی دارند، اما به یقین عامل های رویشگاهی از جمله شیب، ارتفاع از سطح دریا، جهت جغرافیایی و نوع خاک در این دو منطقه به طور کامل یکسان نمی‌باشند و این عوامل می‌توانند تنوع گونه‌ای را تحت تأثیر قرار دهند. از آنجاییکه هدف از این بررسی، ارزیابی پایداری جنگل با بهره‌گیری از تنوع گونه‌ای در جنگل بهره‌برداری شده و بهره‌برداری نشده بوده، لازم است مشخص شود که تفاوت‌های دیده شده از نظر تنوع گونه‌ای در دو منطقه به طور کامل ناشی از بهره‌برداری می‌باشد و نه عوامل رویشگاهی، لذا از تجزیه کوواریانس (ANCOVA) به منظور حذف اثر عوامل ناخواسته محیطی بهره‌گیری شد. عوامل رویشگاهی که در این بررسی در هر قطعه نمونه ثبت شده بوند، شیب، ارتفاع از سطح دریا و جهت جغرافیایی بود، بنابراین تجزیه کوواریانس بر روی این سه عامل به طور جداگانه انجام شد. این تجزیه برای همه شاخص‌های غنا، یکنواختی و ناهمگنی مورد بهره‌گیری، انجام گرفت.

نتایج

در کل در این بررسی، ۷۹ قطعه نمونه مورد آماربرداری قرار گرفت که ۳۹ قطعه نمونه در منطقه بهره‌برداری‌شده و ۴۰ قطعه نمونه در منطقه بهره‌برداری‌نشده قرار داشتند.

در این تحقیق، اندازه‌گیری‌های مورد نظر بر روی ۱۱۴۴ پایه درختی در منطقه بهره‌برداری‌شده و ۳۲۶۳ پایه درختی در منطقه بهره‌برداری‌نشده انجام شد.

در کل، در منطقه بهره‌برداری‌شده و بهره‌برداری‌نشده به‌ترتیب ۱۱ و ۱۵ گونه درختی جنگل‌های خزری حضور داشتند. گونه‌های ممرز، خرمندی، انجیلی، افرا پلت، راش، بلوط، شیردار، توسکا، ملج، سیاه توسه و نمدار در هر دو

Archive of SID

www.SID.ir

منطقه مورد نظر ثبت شدند اما گونه‌های گیلاس وحشی، اوجا، انجیر وحشی و بارانک تنها در منطقه بهره‌برداری‌نشده دیده شدند.

در منطقه بهره‌برداری‌شده در کل ۳۹ قطعه نمونه، ۸۰۵ پایه از گونه‌های درختچه‌ای ولیک، ازگیل و آلوچه جنگلی و در منطقه بهره‌برداری‌نشده در کل ۴۰ قطعه نمونه، ۵۴ پایه از گونه‌های ولیک و ازگیل مورد آماربرداری قرار گرفتند.

نتیجه تجزیه کوواریانس برای سه عامل رویشگاهی مورد نظر در این تحقیق (شیب، ارتفاع از سطح دریا، جهت جغرافیایی) نشان داد، این سه عامل تأثیر معنی‌داری برروی هیچ یک از شاخص‌های تنوع ندارند. از این رو به آزمون t برای مقایسه شاخص‌های تنوع بین دو منطقه اکتفا شد.

میزان شاخص‌های بالا در دو منطقه بهره‌برداری‌شده و بهره‌برداری‌نشده و همچنین نتایج آزمون tبه منظور بررسی معنی‌دار بودن اختلافات دیده شده بین دو منطقه از نظر شاخص‌های مورد نظر در جدول ۱ ارائه شده‌است.

جدول ۱- میزان شاخص‌های تنوع وP-value در دو منطقه بهره‌برداری‌شده و بهره‌برداری نشده

شاخص‌های تنوع		منطقه بهره‌برداری شده	منطقه بهره‌برداری نشده	P-Value
غنای گونه‌ای	شمار گونه	۳/۹۲۳±۱/۱۵۶	۵/۹۲۵±۱/۱۵۶	۰/۰۰۰ *
	مارگالف	۰/۸۶۹±۰/۳۱	۱/۱۲۶±۰/۳۲	۰/۰۰۱ *
یکنواختی	سیمپسون	۰/۴۳۸±۰/۱۶۲	۰/۵۰۱±۰/۰۹۸	۰/۰۲۰ *
	اسمیت و ویلسون	۰/۲۲۸±۰/۲۱۵	۰/۲۳۶±۰/۱۶۸	۰/۰۰۰ *
ناهمگنی	سیمپسون	۰/۳۳۸±۰/۱۸۶	۰/۶۲۸±۰/۱۰۴	۰/۰۰۰ *
	N2	۱/۶۴۱±۰/۴۸۸	۲/۷۶۶±۰/۸۱۶	۰/۰۰۰ *
	شانون- وینر	۰/۸۴۲±۰/۴۴۶	۱/۷۲۷±۰/۴۰۶	۰/۰۰۰ *

*: معنی‌دار در سطح ۵٪

همان‌طور که در جدول ۱ ملاحظه می‌شود شمار گونه‌ها و میزان شاخص مارگالف در منطقه بهره‌برداری نشده بیشتر از منطقه بهره‌برداری‌شده می‌باشد. در مورد شاخص‌های یکنواختی نیز همان طور که در جدول ملاحظه می‌شود، میزان شاخص‌های یکنواختی سیمپسون و اسمیت و ویلسون در منطقه بهره‌برداری‌نشده، بزرگتر از میزان این شاخص‌ها در منطقه بهره‌برداری‌شده می‌باشد. میزان شاخص‌های ناهمگنی ارائه شده در این جدول نیز بیانگر بالاتر بودن میزان این شاخص‌ها در منطقه بهره‌برداری‌نشده می‌باشد. و همان طور که میزان p-value ارائه شده در جدول نشان می‌دهند اختلاف دیده شده بین دو منطقه از لحاظ همه این شاخص‌ها معنی‌دار می‌باشد.

همان طور که گفته شد میزان شاخص‌های غنا، یکنواختی و ناهمگنی مربوط به درختچه‌های موجود در قطعه‌های نمونه در دو منطقه بهره‌برداری‌شده و بهره‌برداری‌نشده نیز محاسبه شد. میزان شاخص‌های تنوع مربوط به گونه‌های درختچه‌ای در جدول ۲ ارائه شده است.

Archive of SID

www.SID.ir

جدول ۲- میزان شاخص‌های تنوع گونه‌های درختچه‌ای در دو منطقه بهره‌برداری‌شده و بهره‌برداری نشده

شاخص‌های تنوع		منطقه بهره‌برداری شده	منطقه بهره‌برداری نشده
غنای گونه‌ای	مارگالف	۰/۵۵۲	۰/۷۳۱
	شمار گونه	۲/۱۴۳	۱/۳۰۷
یکنواختی	سیمپسون	۰/۷۷۱	۰/۷۹۹
	اسمیت و ویلسون	۰/۶۸۹	۰/۷۰۸
ناهمگنی	سیمپسون	۰/۴۰۸	۰/۳۳۲
	N2	۱/۷۷۲	۱/۰۱۶
	شانون- وینر	۰/۹۱۱	۰/۷۰۵

در منطقه بهره‌برداری نشده، گونه‌های درختچه‌ای تنها در ۱۳ قطعه نمونه حضور داشتند که از این شمار، در ۱۰ قطعه نمونه تنها یک گونه درختچه‌ای ثبت شده بود، بنابراین شاخص‌های یکنواختی و ناهمگنی درختچه‌ها تنها در ۳ قطعه نمونه در منطقه بهره‌برداری نشده، قابل محاسبه بودند. برای مقایسه شاخص‌های تنوع مربوط به درختچه‌ها در دو منطقه از آزمون‌های آماری بهره‌گیری نشد، اما به توجه به حضور گونه‌های درختچه‌ای در ۳۵ قطعه نمونه در منطقه بهره‌برداری شده، اختلاف دو منطقه از لحاظ شاخص‌های مربوط به درختچه‌ها به طور کامل مشهود می‌باشد.

بحث و نتیجه‌گیری

همان طور که در بخش نتایج ملاحظه می‌شود، میزان شاخص‌های شمار گونه و مارگالف در منطقه بهره‌برداری نشده، بیشتر می‌باشد و بنا به نتایج آزمون t این اختلاف معنی‌دار می‌باشد.

گونه‌های گیلاس وحشی، اوجا، انجیر وحشی و بارانک تنها در منطقه بهره‌برداری نشده، حضور داشتند، اما تراکم آنها از لحاظ شمار، قابل توجه نبود. از آنجایی که از انجیر وحشی و بارانک تنها یک پایه در این منطقه دیده شد، ممکن است دلیل حضور آنها در منطقه بهره‌برداری نشده، انتقال بذر آنها توسط جانوران به‌این منطقه بوده باشد. همان‌طور که می‌دانیم در نیمکره شمالی، دامنه‌های مشرف به جهت های جنوب و غرب، از مدت زمان تابش بیشتری برخوردار بوده و در نتیجه گرمتر می‌باشند. از آنجایی که گونه گیلاس وحشی یک گونه نور پسند می‌باشد و با توجه به‌اینکه جهت جغرافیایی کلی پارسل ۱۰۷ به عنوان منطقه بهره‌برداری نشده، جنوبی و غربی می‌باشد (بنا به اطلاعات ثبت شده در برگه آماربرداری قطعه‌های نمونه)، به نظر می‌رسد، شرایط رویشگاهی برای حضور گونه گیلاس وحشی در منطقه بهره‌برداری نشده، فراهم است. از سویی دیگر گیلاس وحشی یکی از گونه‌های ارزشمند و موردپسند روستائیان و قاچاق‌چیان می‌باشد، که ممکن است در منطقه بهره‌برداری شده به علت شیب کم توسط روستائیان و قاچاق‌چیان از عرصه خارج شده باشد و یا در گذشته طی عملیات بهره‌برداری توسط نشانه گذار، پایه‌های گیلاس وحشی، نشانه گذاری، قطع و از عرصه خارج شده باشد که باعث شده، تراکم آن به کمترین حد ممکن برسد، اما به علت شیب‌دار بودن منطقه بهره‌برداری نشده، پایه‌های گیلاس وحشی موجود از گزند قاچاق‌چیان محفوظ مانده باشد.

این یافته‌ها با نتایج بررسی Brown و همکاران (۲۰۰۴) که عنوان کردند، بدون توجه به‌این که چند سال پیش در منطقه، قطع یکسره و یا قطع گزینشی انجام شده باشد،

Archive of SID

www.SID.ir

بهره‌برداری، تنوع گونه‌ای را کاهش می‌دهد، همخوانی دارد. در واقع بهره‌برداری به عنوان یک آشفتگی، شرایط را برای تهاجم گونه‌ها فراهم کرده (Drake *etal*., 1989) و ورود این گونه‌های جدید از راه جایگزینی با گونه‌های بومی و یا کاهش تنوع گونه‌های بومی، خطری برای تنوع زیستی بشمار می آید (Kyde, 1999).

در واقع بهره‌برداری ممکن است در بازه زمانی کوتاه، رقابت را کاهش داده و یا از بین ببرد و با باز کردن تاج پوشش، عبور نور را افزایش داده و شانس بذرهای ورودی برای تماس با خاک افزایش دهد (Daniel etal., 1979; Roberts & Dong, 1993)، اما در دراز مدت در حضور این گونه‌های تازه وارد شده، توده‌های بهره‌برداری شده، تنوع گونه‌ای اصلی خود را باز نمی یابند.

حضور بیشتر درختچه‌ها در منطقه بهره‌برداری شده، از راه درصد تاج پوشش پائین‌تر این منطقه، قابل توضیح می‌باشد. روشن است که برداشت پایه‌های درختان در منطقه بهره‌برداری‌شده، منجر به باز شدن تاج پوشش و رسیدن نور بیشتر به کف جنگل شده است. بنا به نتایج بررسی‌های Deal (۲۰۰۷) نیز بسته بودن تاج پوشش، بیشتر گونه‌های علفی و درختچه‌ای را حذف می‌نماید. همچنین نتایج بررسی Crow (۲۰۰۲) بیانگر آن است بهره‌برداری تراکم درخت و سطح مقطع را کاهش داده و در نتیجه روشنه‌هایی را در تاج پوشش ایجاد می‌نماید که اجازه گسترش زیر اشکوب را می‌دهد.

مسئله مهمی که باید به آن توجه کرد این است که حفظ تنوع زیستی، یک فعالیت کلیدی مدیریت و لازمه جنگلداری پایدار می‌باشد و شناخت تنوع گونه‌ای در بوم نظام‌های جنگلی به منظور درک پویایی و ناهمگنی جنگل‌های طبیعی برای فراهم کردن شیوه نامه‌هایی برای مدیریت جنگل لازم است.

مهم ترین اجزاء در بوم نظام‌های جنگلی، درختان می‌باشند. زندگی بسیاری از موجودات در اکوسیستم‌های جنگلی به وجود این درختان وابسته می‌باشد. بنابراین حذف هر پایه از گونه‌های درختی و یا حذف هر گونه جنگلی منجر به تهدید ادامه زیست بسیاری از جانداران دیگر اکوسیستم‌های جنگلی و شاید گاهی حذف شرایط زیست آنها شود.

شیوه جنگل شناسی که در سال های اخیر در جنگل‌های شمال اعمال می‌شود، شیوه تک گزینی با توجه به قطر هدف می‌باشد. در جنگل‌های مدیریت شده با هدف بهره‌برداری چنانچه در هنگام نشانه گذاری قطر هدف از گونه‌های مشخص در نظر گرفته شود، ممکن است از شمار پایه‌ها در قطرهای مشخص کاسته شده که در دراز مدت، احتمال حذف طبقه‌ای از درختان و حتی تهدید تنوع گونه‌ای وجود دارد.

مسأله مهمی که باید به آن توجه داشت این است که بالاتر بودن میزان شاخص‌های تنوع در یک منطقه نشان دهنده پایدار بودن آن اکوسیستم نمی‌باشد بلکه در مقایسه دو اکوسیستم که هر دو در مرحله اوج باشند، تنوع گونه‌ای بالاتر در یکی از آنها، نشان دهنده پایداری آن می‌باشد. بنابراین در محاسبه و مقایسه شاخص‌های تنوع باید مراحل توالی جنگل نیز به حتم در نظر گرفته شود.

در ارزیابی پایداری توسط تنوع گونه‌ای باید به‌این نکته توجه کرد که تنوع گونه‌ای جنگل‌های مدیریت شده، باید همانند جنگل‌های طبیعی باشد، بنابراین به منظور ارزیابی تأثیر فعالیت‌های مدیریتی بر تنوع گونه‌ای جنگل، نیاز به یک سنجه[1] داریم تا شاخص‌های تنوع گونه‌ای در منطقه مدیریت شده را با سنجه مورد نظر مقایسه کنیم و تأثیر عملیات جنگلداری را بر تنوع گونه‌ای منطقه مدیریت شده، ارزیابی کنیم. لازم است میزان سنجه برای شاخص‌های تنوع با اندازه‌گیری در مناطق جنگلی که در آنها کمترین دخالت انسانی صورت گرفته و حالت طبیعی دارند، محاسبه شود.

۱- Norm

Archive of SID

www.SID.ir

البته در هنگام مقایسه شاخص‌های بدست آمده در مناطق دیگر با این سنجه باید توجه کرد که منطقه مورد نظر از لحاظ جامعه، مرحله توالی، وضعیت آشفتگی، وضعیت بهره‌برداری و ... همانند این منطقه باشد. مسأله دیگری که باید به آن توجه داشت این است که اجرای فعالیت‌های جنگلداری منجر به تغییر در ویژگی‌های مختلف از جمله ترکیب گونه‌ای، ساختار جنگل، ویژگی خاک و تنوع زیستی می‌شود. در برنامه ریزی مدیریتی و اجرای آن، حفظ گونه‌های درختی، درختچه‌ای، دیگر موجودها و تنوع ساختاری باید لحاظ شود، بنابراین لازم است با استقرار قطعه‌های نمونه ثابت در جنگل، تأثیر فعالیت‌های مدیریتی بر تنوع زیستی پایش شود. چون در طرح‌های جنگلداری هر ۱۰ سال یکبار، تجدید نظر صورت می‌گیرد، می‌توان با گزینش شماری قطعه نمونه ثابت، تأثیر مدیریت جنگل را بر تنوع گونه‌ای مورد پایش قرار داد. در واقع می‌توان در هر بخش جنگل، شماری قطعه نمونه ثابت، گزینش کرد و آماربرداری به منظور تهیه طرح‌های تجدید نظر در این قطعه‌های نمونه ثابت انجام شود تا بتوان علاوه بر پایش رویش جنگل، روند تغییرات تنوع گونه‌های درختی را نیز مورد بررسی قرار داد.

منابع

- Asadi, M., 1984. Investigation on vegetation communities in Kheiroud forests. Msc thesis, University of Tehran, 97 pp.
- Brown, A. K., Gurevitch, J., 2004. Long – term impact of logging on forest diversity in Madagascar. .Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, Vol. 101 (16): 6045-6049.
- Bengtsson, J., S.G. Nilsson, A. Franc & P. Menozzi, 2000. Biodiversity, disturbances, ecosystem functions and management of European forests. Forest ecology and management, 132: 39-50.
- Bernasconi, A., 1996. Von der Nachhaltigkeit Zu Hachhaltigea, Systemen: Florstliche Planung als Grundlage nachhaltiger Waldbewirtschaftung, Beiheft zur Schweizerischen Zeitschrift fur Forstuesen, 76:176 p.
- Bertomeu, M. & C. Romero. 2001. Managing forest biodiversity: A zero-one goal programming approach. Agricultural systems, 68: 197-213
- Cannon, H.C., R.P. Peart, L. Lighton, 1998. Tree species diversity in commercially logged Bornean Rainforest, Science, 281: 1366-1368.
- Crow, T.R., D.S. Buckly, E. Nauertz, & J.C. Zasada, 2002. Effects of Management on the Composition and Structure of Northern Hardwood Forests in Upper Michigan. Forest Science 48(1):129-145.
- Dale, V.H., Beyeler, S.C., 2001. Challenges in the development and use of ecological indicators. Ecol. Indic. 1, 3 – 10.
- Dale, V.H., Beyeler, S.C., Jackson, B., 2002. Understory vegetation indicators of anthropogenic disturbance in longleaf pine forests at Fort Benning, Georgia. USA. Ecol. Indic. 1, 155 – 170.
- Daneil, T.W., J.A. Helms & F.S. Baker, 1979. Principles of silviculture. Mc Graw Hill, Inc. New York, 500 p.
- Deal, R.L., 2007. Management strategies to increase stand structural diversity and enhance biodiversity in coastal rainforest of Alaska, Biological Conservation, 137: 520-532.

Archive of SID

www.SID.ir

- Drake, J. A., J.A. Mooney, F. dicastri, R.H. Groves, F.J. Kruger, M. Rejmanek and M. Williamson(Eds.). 1989. Biological invasions: a global perspective. Wiley & Sons, Chicester, England.

- Ferris – Kaan, R., Peace, A.J., Humphrey, J.W., 1998. Assessing structural diversity in managed forests. In: Bachmann, P. (Ed.). Assessment of Biodiversity for Improved Forest Planning. Europen Forest Institute Proceeding 18. Kluwer Academic Publishers, pp. 331 – 342.

- Haeupler, H., 1995. Biodivarsität. In: W. Kuttler (Editor). Handbuch zur Ökologic, 2nd Ed. Analytica, Berlin, Germany, P:99-104.

- Higman, S., J. Mayers, S. Bass, N. Judd, R. Nussbaum. 2005. The sustainable forestry handbook. Earthscan press, London, 332p.

- Ishii, T.H., Sh. Tanabe & T. Hiura, ۲۰۰٤. Exploring the relationship among canopy tructure, stand productivity and biodiversity of temperate forest ecosystem. Forest Science, ٥٠(٣): ٤٢-٣٥٤

- Isik, K., F. Yaltirik & A. Akesen, 2006. The interrelationship of forests, biological diversity and maintenance of natural resources, Unasylva, 190-191:1-16.

- Kneeshaw, D.D., Leduc, A., Drapeau, P., Gauthier, S., Pare, D., Carignan, R., Doucet, R., Bouthillier, L., Messier, C., 2000. Development of integral ecological standards of sustainable forest management at an operational scale. For. Chorn. 76, 481 – 493.

- Krebs, Charles J, 1999. Ecological methodology. Happer & raw, Publisher, New York, 330 p.

- Krebs, C.J., 2001. Ecology: The Experimental Analysis of Distribution and Abundance, 5th Ed. Benjamin Cummings, San Francisco, California, USA, 695 p.

- Kyde, K.L., 1999. The effect of logging and species diversity and exotic species presence in temperate hardwood forests. M.Sc Thesis in Environmental Biology, Hood College.90p.

- Larsson, S., Danell, K., 2001. Science and the measurement of boreal forest biodiversity. Scand. J. For. Res. 3, 5 – 9.

- Li, M.H., Kräuchi, N. and Yang, J., 2002. Hemeroby: A Method to Assess the Naturalness of Vegetation. Progress in Geography 21, 450-458.

- Margalef, D. R. 1958. Information theory in ecology. General Systems 3: 36–71.

- Marvi Mohadjer, M., 2006. Silviculture, University of Tehran press, 387 pp.

- Noss, R.F., 1999. Assessing and monitoring forest biodiversity: A suggested framework and indicators, Forest Ecology and Management, 115:135-146.

- Poorbabaei, H., 1999. Woody species biodiversity in Gilan forests. Ph.D thesis. Tarbiat Modarres University. 370 pp.

-Roberts, M. R. and H. Dong. 1993. Effects of soil organic layer removal on regeneration after clear – cutting a northern hardwood stand in New Brunswick. Canadian Journal of Forest Restoration 23: 2093 – 2100.

- Sagar, R., Raghubanshi, A.S., Singh, J.S. 2003. Tree species composition, dispersion and diversity along a disturbance gradient in dry tropical forest region of India, Forest Ecology and management, 186:61-71.

Archive of SID

www.SID.ir

- shannon, C.E., 1949. The mathematical theory of communication. In: Shannon, C.E., Weaver, W. (Eds.). The mathematical theory of communication. University of Illinois Press, Urbana, pp. 29-125.

- Simpson, E.H., 1949. Measurement of diversity. Nature, 163, 688.

Smith, B. and Wilson, J. B. 1996. A consumers guide to evenness indices. Oikos 76: 70 – 82.

- Sohrabi, H., Akbarinia, M., Hosseini, S.M. 2006. Investigation of plant species in ecosystem units in Dehsorkh, Javanroud. Journal of Environmental Studies (41):61-68.

- van Buren, E.M.L. & E.M. Blom, 1997. Hierarchical Framework for the Formulation of Sustainable Forest Management Standards, The Tropenbos Foundation, Backhuys Publishers, The Netherlands (1997) 82 p.

Archive of SID

www.SID.ir

The Study of Shrub and Tree Species Diversity and its Application in Forest Planning (Case study: Patom District, Kheyroud Forest)

Z. Nouri[*1], J. Feghhi[2], Gh. Zahedi Amiri[2], M. Zobeiri[3] and R. Rahmani[4]

[1] Ph. D. Student, Faculty of Natural Resources, University of Tehran, Karaj, I.R. Iran

[2] Associate Prof., Faculty of Natural Resources, University of Tehran, Karaj, I.R. Iran

[3] Professor, Faculty of Natural Resources, University of Tehran, Karaj, I.R. Iran

[4] Associate Prof., Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources, Gorgan, I.R. Iran

(Received: 14 December 2008, Accepted: 12 September 2009)

Abstract

Nowadays continuous utilization of resources and their sustainable management is of great importance in forest management planning. By studying different principles, criteria and indicators to assess forest sustainability it is evident that one of the important criteria in this context is biodiversity. This study aims at assessment of forest sustainability by species diversity using data obtained from 0.1 ha sample plots commonly applied in forest management plans. The current research was done in *Querco-Carpinetum* in Patom district, Educational and Experimental Forest of Kheyroud. Some parts of above-mentioned association are located in 115 and 117 compartments in which logging practices were done, are referred to as logged area and some parts located in steep slopes of 107 compartments are considered as unlogged area. After laying out inventory grid (75 m × 100 m) in the study area, 40 sample plots were located in unlogged Area and 39 sample plots in logged area. Species and DBH of all tree individuals >2.5 cm, species and two perpendicular crown diameters of shrubs, altitude a.s.l., aspect and slope were recorded on each sample plot. In this research, in addition to richness indices, evenness and heterogeneity indices were also calculated by "Ecological Methodology" software package. The results showed that number of species and Margalef indices were significantly greater in unlogged area than logged area. The evenness indices (Simpson and Smith & Wilson) were significantly greater in unlogged area. All of the heterogeneity indices were significantly higher in unlogged area. However, index of species number and heterogeneity indices in shrub layers were greater in logged area.

Keywords: Sustainable forest management, Species diversity, Diversity indices, Hyrcanian Forest, Patom district, Iran

*Corresponding author: Tel: +98 911 1584369 ,Fax +98 261 22249312 , E-mail: zanouri_8185@yahoo.com

Archive of SID

www.SID.ir