



دوره ۳۰، شماره ۳، شماره پیاپی ۱۱۶، پاییز ۱۳۹۶، صفحات ۸۵-۷۳
شناسه‌ی دیجیتال: 10.22092/WMEJ.2017.116717

پژوهش‌های آبخیزداری (پژوهش و سازندگی)

تأثیر ایجاد سدهای کوتاه اصلاحی بر تنوع گونه‌ی گیاهی در زیرحوزه‌های آبخیز عنبران چای

جواد معتمدی*

(نویسنده‌ی مسئول)* دانشیار پژوهشی، بخش تحقیقات مرتع، موسسه‌ی تحقیقات جنگل‌ها و مراتع، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، تهران، ایران

اسماعیل شیدای کرکچ

استادیار گروه مرتع و آبخیزداری، دانشکده‌ی منابع طبیعی، دانشگاه ارومیه، ارومیه، ایران

مهدی عشاير

کارشناس ارشد مرتع‌داری، اداره‌ی کل منابع طبیعی و آبخیزداری اردبیل، اردبیل، ایران

مرتضی مفیدی چلان

دکترای علوم مرتع، دانشکده‌ی منابع طبیعی، دانشگاه ارومیه، ارومیه، ایران

تاریخ دریافت: ۱۳۹۶/۱۱/۰۴ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۷/۰۱/۲۱

* Corresponding Email: motamedi.torkan@gmail.com

چکیده

باوجود سابقه‌ی طولانی اجرای طرح‌های آبخیزداری، کمتر به ارزیابی تأثیرهای این طرح‌ها در پوشش گیاهی و مخصوصاً تنوع گونه‌ی، توجه شده است. هدف از این پژوهش بررسی تأثیر عملیات آبخیزداری (ایجاد سدهای کوتاه) بر تغییرات تنوع گونه‌ی زیرحوزه‌ها در منطقه‌ی عنبران اردبیل بود. زیرحوزه‌هایی که در آن‌ها سدهای کوتاه آبخیزداری در حدود یک دهه پیش ساخته شده بود، حوزه‌های آبخیز آزمایشی و زیرحوزه‌هایی که در آن‌ها طرح اجرا نشده بود و از نظر خصوصیت‌های محیطی مشابه بودند، حوزه‌های شاهد گرفته شد. با استفاده از روش تصادفی نظام‌مند، در هر یک از زیرحوزه‌ها ۲۰ قطعه‌ی یک مترمربعی در امتداد شش چارچوب ۱۵۰-۱۰۰ متری در امتداد و کناره‌ی آبراه‌ها گذاشته شد. درصد پوشش تاجی و تعداد پایه‌های هر گونه ثبت، و بر مبنای آن‌ها، شاخص‌های عددی غنای گونه‌ی، یکنواختی و تنوع گونه‌ی محاسبه شد. نتایج نشان داد که میانگین شاخص‌های عددی غنای گونه‌ی مارگالف، یکنواختی سیمپسون و تنوع گونه‌ی شانون-وینر (۱/۷۴، ۰/۶۵ و ۱/۴۱) در حوزه‌های آبخیز آزمایشی از حوزه‌های آبخیز شاهد (۱/۶۸، ۰/۶۳ و ۱/۶۳) بیش‌تر بود، اما این تفاوت از دیدگاه آماری معنی‌دار نبود. باین‌حال، براساس منحنی درجه‌بندی تنوع مبتنی بر شاخص رنی، اندازه‌های کلی تنوع در حوزه‌های آزمایشی از حوزه‌های شاهد بیش‌تر بود. مقدار معنی‌داری آماری میانگین شاخص‌های عددی غنای گونه‌ی مارگالف، یکنواختی سیمپسون و تنوع گونه‌ی شانون-وینر در حوزه‌های آبخیز جهت شمالی (به‌ترتیب ۱/۸۵، ۰/۶۷ و ۱/۴۷) در مقایسه با حوزه‌های آبخیز جهت جنوبی (۱/۵۸، ۰/۶۱ و ۱/۳۰) بیش‌ترین بود. برهمین اساس می‌توان نتیجه گرفت که سدهای کوتاه اصلاحی، تأثیر بسزایی بر بهبود شاخص‌های تنوع گونه‌ی و تأمین هدف‌های زیستی زیرحوزه‌ها داشته است. با توجه به این نتایج اجرای طرح‌های سد کوتاه در سایر شرایط محیطی مشابه پیشنهاد می‌شود. شاید زیرحوزه‌هایی که سدهای کوتاه در آن است، مکان‌های اولویت‌دار برای حفاظت تنوع گیاهی باشد.

واژه‌های کلیدی: آبراهه، پوشش گیاهی، تنوع گونه‌ی، سد کوتاه، مراتع کوهستانی

Effects of Check Dams on Plant Species Diversity in Sub-basins of Anbaran-Chai

Javad Motamedi*

*(Corresponding Author), Associate Professor, Rangeland Research Division, Research Institute of Forests and Rangelands, Agricultural Research Education and Extension Organization (AREEO), Tehran, Iran

Esmail Sheidai Karkaj

Assistant Professor, Department of Range and Watershed Management, Faculty of Natural Resources, Urmia University, Urmia, Iran

Mehdi Ashayer

M.Sc. in Rangeland Management, Ardabil Bureau of Natural Resource and Watershed Management, Ardabil, Iran

Morteza Mofidi Chelan

Ph.D in Rangeland Sciences, Faculty of Natural Resources, Urmia University, Urmia, Iran

Abstract

Despite the long history of implementing watershed management restorative projects, evaluation of the effects of these projects on vegetation and in particular the species diversity of plants has been neglected. The purpose of this study was to investigate the effect of watershed management projects (Check Dam) on the variation of sub-basin species diversity in Anbaran area of Ardabil. In 2017 sub-basins where check dams were established about a decade ago, were considered as experimental watersheds, and subbasins with no implementation and similar in terms of environmental characteristics, were considered as control. Using a systematic randomized method, 20 plots of one square meter were established in each of the subbasins, along with six transects of 150–100 meters along the sides of the waterways. Percentage of crown cover and the number of bases of any species were recorded, and numerical indices of species richness, evenness and species diversity were calculated. Results showed that despite means of Margalef Species Richness Index, Simpson Uniformity Index, and Shannon-Weiner Diversity Index (1.74, 0.65 and 1.41) were higher in experimental watersheds than controls (1.68, 0.63 and 1.36), differences were not statistically significant. However, based on the Renyi Index based diversity curve, the experimental basins had a high diversity in comparison with the control basins. Meanwhile, the mean Margalef Species Richness, Simpson Uniformity Index and Shannon-Weiner Diversity Index in the northern watersheds (1.85, 0.67 and 1.47, respectively) were significantly higher than the southern watersheds (1.58, 0.61 and 1.30). Accordingly, it can be concluded that the check dam projects have had a significant impact on the improvement of diversity index and supporting the biological objectives in the subbasins. According to the results, implementation of check dam projects is recommended in other similar environmental conditions. Sub basins with check dams can be considered as priority locations to protect vegetation diversity.

Key words: Check dam, mountain rangelands, species diversity, vegetative cover, water way

مقدمه:

یکی از راه های مهم ارزیابی موفقیت عملیات ساختمانی انجام شده در زیرحوزه های آبخیز کوهستانی، اندازه گیری شاخص های تنوع گونه ای در محدوده ی تأثیر این عملیات پس از اجرا است. تاکنون برای ارزیابی موفقیت طرح های آبخیزداری، بیشتر به شاخص های میانگین تولید رسوب و رواناب توجه شده است، درحالی که ضروری است به ارزیابی پوشش گیاهی و تنوع گونه ای بیشتر توجه شود، زیرا پوشش گیاهی بخش مهار کننده ی اصلی این فرایندها است.

ساخت سدهای کوتاه یکی از روی کردهای مهار فرسایش و حرکت رسوب در آبراه های حوزه های کوچک است. این سازه ها درواقع موانع و دیواره هایی از سنگ ها و مواد دیگری است که در کف آبراه ها و دیواره ها، مقابل جریان گذاشته و ثابت می شود. سدهای کوتاه، تأثیرهای مهمی بر بالادست و پایین دست آبراه دارد، به طوری که ساخت آن ها و عملیات حفاظت خاک معمولاً در محیط های خشک و نیمه خشک و کوهستانی با وضعیت آبی زودگذر انجام می شود (لنزی و همکاران ۲۰۰۳) و با کاهش سرعت جریان و اندازه ی اوج جریان، کاهش شیب آبراه و افزایش زمان نفوذ آب و ته نشست رسوب، حرکت آب و رسوب را مهار می کند (میشرا و همکاران ۲۰۰۷).

گزارش شده است که در آبراه های کوهستانی، رابطه های متقابل میان فرایندهای زمین ریزشی آبی و بوم شناسی می تواند به طور قوی با عملیات مهار و مهندسی بوم نظام تغییر یابد (پتز و گورنل ۲۰۰۵). از این رو، ساخت بندهای تورسنگی، خشکه چین، سد کوتاه و مانند آن ها که معمولاً برای کاهش سرعت آب و حرکت رسوب در طول آبراه است، سبب می شود که پوشش گیاهی آبراه و نظام کلی آن تأثیر بگیرد. طبیعی است که انتظار می رود بعد از گذشت مدتی از انجام عملیات، تنوع گونه ای دامنه های دو طرف بستر آبراه و نیز در خود بستر آبراه، با غنی شدن خزانه ی بذر و شرایط اقلیم خرد تغییر کند.

تاکنون پژوهش های اندکی در این زمینه انجام شده است. نتایج تحقیق بر ۳۲ سد کوتاه که در حدود ۴۰ سال پیش در حوزه های آبخیز جنوب ایتالیا ساخته شده بود (بومبونیو و همکاران ۲۰۱۳) نشان داد که تنوع آلفا، یکنواختی و غنای گونه ای در بالادست آبراه از پایین دست آن (پایین سد کوتاه) بیشتر شده است. توجه این نتایج آن بود که شرایط خاکی بهتر در پشت سدها و در نتیجه افزایش ظرفیت نگهداشت آب در ذرات ریز به دام انداخته شده رقابت گیاهی را کاهش، و اجازه می دهد که شرایط بسیار خوبی برای جاگیری گونه های بومی و غیربومی در جامعه ی گیاهی آبراه ها ایجاد گردد.

تراکم بالای گیاهان خانواده ی گندمیان و فراوانی درختان رطوبت پسند مانند صنوبر و بید شاخص هایی از انباشت رسوب و سطح آب بالا در آبراه هایی که سدهای کوتاه دارند دانسته شده است (بندیکس و هاپ ۲۰۰۰). نتایج مختلفی از تراکم زیاد گندمیان و تنوع زیاد گیاهی در بالادست سدهای کوتاه گزارش شده است (ساندرکاک و هوک ۲۰۱۱). این عامل به اثرهای انباشت رسوب و ساخت موزاییک از سطح هایی با رطوبت مختلف، و در نتیجه رشد گیاهان مختلف در این محیط ناهمگن مرتبط دانسته شده است (استروم برگ و همکاران ۲۰۰۷). نتایج بررسی اثر سد کوتاه بر ویژگی های گیاهی در

چهار نقطه از منطقه ی کالابریا در جنوب ایتالیا (بومبونیو و همکاران ۲۰۱۰) نشان داد که به دلیل ساخت سد کوتاه در منطقه، ویژگی های فیزیکی آبراه و عامل های گیاهی بالادست، پایین دست، کناره ها و بخش های میانی دو سد کوتاه، آشکارا بهتر شده است، ولی پوشش گیاهی توسعه یافته و متراکم تری در بالادست سد کوتاه نسبت به پایین دست آن، گزارش شد. به علاوه، گزارش شده است که مکان های ته نشست رسوب در بالادست، رطوبت زیادی دارد و می تواند نقطه ی شروع جاگیری و گسترش پوشش گیاهی آبراه ها باشد (نیکولز و همکاران ۲۰۱۲).

به دلیل افزایش نفوذ مواد آلی، مناطق انباشت رسوب در پشت سدهای کوتاه می تواند نقطه ی شروعی برای گسترش و احیای حوزه ی آبخیز باشد، زیرا پوشش گیاهی مناسب جاگیر شده تضمین کننده ی وارد نشدن مقدار زیادی رسوب ته نشست شده در نهرها به پایین دست جریان در روی دادهای روان آب خواهد بود (پولیاکو و همکاران ۲۰۱۴). از سویی دیگر، افزایش در تنوع گیاهی، افزایش پوشش تاجی یا ایجاد زیستگاه هایی برای رویش گیاهی از مزیت های نامستقیم ساخت سد کوتاه است (بومبونیو و همکاران ۲۰۰۶).

پوشش گیاهی یکی از اجزای مهم و با ارزش طبیعت است ولی این که تا چه حد در ارزیابی اقدامات آبخیزداری برای نشان دادن میزان موفقیت طرح ها مفید است یا نه، کمتر بررسی شده است. ضمن این که همواره مطرح شده است از بین ویژگی های ساختاری پوشش گیاهی، کدام معیارها و روش های ارزیابی مربوط به گیاهان، در این زمینه کارآمدتر هستند. مهم ترین اصل در حفاظت یک بوم نظام شناخت دقیق بخش ها و گونه های تشکیل دهنده ی آن و مشخص کردن نیازها و ویژگی های بوم شناسی فردی و اجتماعی آن ها است (ویت ۲۰۰۲). عملیات زیستی انجام شده در تگزاس موفقیت آمیز بوده و وضعیت و تولید مراتع را بهتر کرده است (روبرتسون و همکاران ۱۹۷۰). سه سال بعد از مرتع کاری، ماده آلی، فسفر و کلسیم خاک افزایش یافته، و اسیدی بودن، هدایت الکتریکی، پتاسیم و منیزیم آن کم شده است (موت و آیان ۲۰۱۱).

به طور کلی عملیات ساختمانی در حوزه های آبخیز، نقش مؤثری در بهبود مشخصه های ساختاری پوشش گیاهی دارد، و می تواند بر ویژگی های فیزیکی و شیمیایی خاک نیز اثر کند. اقدامات ساختمانی آبخیزداری، زمانی مؤثرتر خواهد بود که توأم با عملیات زیستی به کار برده شوند.

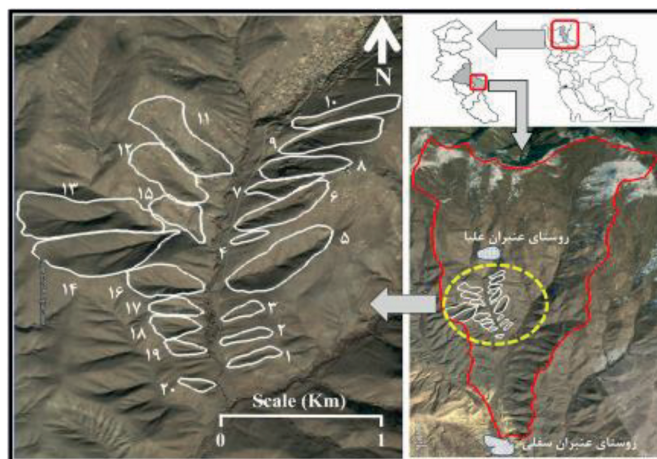
هرساله برای کم کردن شیب آبراه ها و تثبیت بستر آن ها عملیات ساختمانی آبخیزداری در بستر آبراه های زیرحوزه های حساس به فرسایش اجرا می شود، ولی تخریب منابع آب و خاک پس از چهار دهه کارهای اجرایی ادامه دارد. افزون بر این، تاکنون اقدامات و بررسی های منسجم و دامنه داری برای ارزیابی میزان موفقیت این طرح ها انجام نشده است. مسلم است که بیش تر پژوهش ها بر اثربخشی عملیات اصلاحی بر ویژگی های ساختاری پوشش گیاهی مانند درصد پوشش تاجی، تراکم و فراوانی گونه ها، و مقدار تولید علوفه، و کم تر بر شاخص های عمل کردی مرتع مانند تنوع گونه ای بوده است. تغییرات تنوع گونه ای در دو طرف بستر آبراه در زیرحوزه ها کم تر بررسی شده، و بیشتر پژوهش های موجود بر تغییرات تنوع گیاهی بستر آبراه و به ویژه پوشش گیاهی کران رودی بوده است. بر همین اساس،

معرفی منطقه

مرتفع‌های کوهستانی عنبران (شکل ۱) که طرح اجراشده‌ی سازه‌ی سد کوتاه در آن بود، نماینده‌ی بخش وسیعی از مرتفع‌های کوهستانی با عملیات مکانیکی گرفته شد.

مرتفع‌های بررسی شده در ۱۳ کیلومتری شمال شهر نمین (۳۷° ۴۸' تا ۳۰° ۱۱' ۴۸' طول شرقی و ۲۹° ۳۸' تا ۲۹° ۵۹' ۳۸' عرض شمالی) در دامنه‌ی بلندی ۱۹۰۰-۱۵۰۰ متر از سطح دریا جا دارد. مساحت کل حوزه ۶۷۶۹ هکتار و مساحت زمین‌های مرتعی آن ۳۹۹۷ هکتار است. بر اساس آمار بلندمدت (سال‌های ۱۳۸۶-۱۳۹۴) ایستگاه هواشناسی سینوپتیک نمین، متوسط بارندگی سالانه‌ی آن ۲۷۳ میلی‌متر و متوسط دمای سالانه‌ی منطقه C ۱۰/۴ است. اقلیم منطقه بر مبنای طبقه‌بندی اقلیمی دومارتن نیمه خشک، و نمود ظاهری پوشش گیاهی، بوته علفزار با گونه‌های غالب گون‌های بوته‌یی و گندمیان چندساله‌ی پایا است (سازمان جهاد سازندگی استان اردبیل ۱۹۹۸).

روش بررسی



شکل ۱- موقعیت منطقه و زیرحوزه‌های آبخیز شاهد و آزمایشی در مرتفع‌های کوهستانی عنبران‌چای.

زیرحوزه‌ی مشابه از نظر ویژگی‌های گیтаشناسی و خاکی، حوزه‌های شاهد گرفته شد. مشخصات فیزیکی هر یک از زیرحوزه‌ها در جدول ۱ آورده شده است. از هر دسته‌ی حوزه‌های آزمایشی و شاهد، پنج حوزه در جهت‌های شمالی و پنج حوزه در جهت‌های جنوبی‌اند. در هریک از زیرحوزه‌ها ۲۰ قطعه‌ی یک مترمربعی به کار برده شد تا از

در این پژوهش تأثیر عملیات آبخیزداری (ایجاد سدهای کوتاه) بر تغییرات تنوع گونه‌یی زیرحوزه‌ها در مراتع کوهستانی عنبران چای اردبیل بررسی شد تا احتمال موفق بودن تأثیر عملیات ساختمانی بر تنوع گونه‌یی دو طرف بستر آبراه در زیرحوزه‌ها آشکار شود. از این‌رو، تمامی زیرحوزه‌هایی که در آن‌ها عملیات ساختمانی (سدهای کوتاه اصلاحی) انجام شده بود، حوزه‌های آبخیز آزمایشی، و زیرحوزه‌های کارنشده‌ی نزدیک زیرحوزه‌های آزمایشی که از نظر ویژگی‌های گیتاشناسی و خاک تقریباً مشابه‌اند، حوزه‌های شاهد گرفته شد. نزدیک به یک دهه قبل در تعدادی از زیرحوزه‌های منطقه‌ی بررسی، که در آن زمان حوزه شیب بیش‌تری از دیگر زیرحوزه‌ها داشت سد کوتاه ساخته شد. در یکی-دو سال اخیر نیز تلاش جدی برای ایجاد سد خاکی بر پایین دست رودخانه‌ی اصلی عنبران، که از کوه‌های هم‌مرز با کشور آذربایجان سرچشمه می‌گیرد، دیده شده و در نظر است که برای کاهش حجم رسوب و انباشت رسوب کم‌تر در مخزن سد عملیات ساختمانی دوباره در تعدادی از زیرحوزه‌های بالادست انجام شود. بنابراین، لازم است که موفقیت عملیات ساختمانی قبلی ارزیابی شود، و بر مبنای نتایج به دست آمده، برای انجام آن در سایر زیرحوزه‌ها تصمیم‌گیری شود.

مواد و روش‌ها

مطالعات میدانی

با پیمایش میدانی و با استناد به مطالعات پایه طرح‌های آبخیزداری (مطالعات توجیهی- اجرایی عنبران‌چای ۱۹۹۸)، ۱۰ زیرحوزه (آبراه‌های درجه‌ی اول / سرشاخه‌های آبراه‌ها) که در آن‌ها عملیات آبخیزداری ساخت سدهای کوتاه بر آبراه‌ها، انجام شده بود مشخص، و حوزه‌های آبخیز آزمایشی، و ۱۰

جدول ۱- مشخصات فیزیکی زیرحوزه های انتخابی در مراتع کوهستانی عنبران چای.

نوع تیپ گیاهی	درصد پوشش گیاهی	شیب متوسط آبراه (درصد)	ارتفاع متوسط (متر)	جهت غالب	مساحت (هکتار)	وضعیت زیرحوزه	شماره روی نقشه
<i>Astragalus microcephalus-Agropyron trichophorum-Stipa barbata</i>	۵۵/۶۶	۲۲/۵	۱۶۹۲	جنوبی	۰/۴	آزمایشی	۱
<i>A. microcephalus- A. trichophorum-Stipa b.</i>	۵۱/۸۰	۲۲/۵	۱۶۷۳	جنوبی	۰/۶	شاهد	۲
<i>A. microcephalus- A. trichophorum-S. barbata</i>	۵۳/۸۰	۲۲/۵	۱۷۶۵	جنوبی	۱/۱	آزمایشی	۳
<i>A. microcephalus- A. trichophorum-S. barbata</i>	۴۹/۹۴	۱۰	۱۷۴۵	جنوبی	۱/۳	شاهد	۴
<i>A. microcephalus-Verbascum erianthum- Prangus ferulacea</i>	۴۶/۱۲	۲۲/۵	۱۷۶۰	جنوبی	۱/۹	آزمایشی	۵
<i>Astragalus m.-V. erianthum- P. ferulacea</i>	۵۶/۶۰	۲۲/۵	۱۷۵۴	جنوبی	۱/۶	شاهد	۶
<i>A. microcephalus-V. erianthum-Thymus kotschyanus</i>	۵۳/۴۵	۲۲/۵	۱۷۷۶	شمالی	۳/۲	آزمایشی	۷
<i>A. microcephalus-V. erianthum-T. kotschyanus</i>	۳۷/۱۹	۲۲/۵	۱۷۸۰	شمالی	۱/۵	شاهد	۸
<i>A. microcephalus-Acantholimon bracteatum-Onobrychis corniculatus</i>	۵۱/۹۸	۴۵	۱۸۱۶	شمالی	۴	آزمایشی	۹
<i>A. microcephalus-A. bracteatum-Onobrychis c.s</i>	۵۰/۹۵	۴۵	۱۸۶۳	شمالی	۲/۸	شاهد	۱۰
<i>Astragalus microcephalus-Prangus ferulacea-Verbascum erianthum</i>	۵۶/۳۲	۱۰	۱۷۶۶	شمالی	۵/۱	آزمایشی	۱۱
<i>A. microcephalus-P. ferulacea- V. erianthum</i>	۵۱/۲۲	۱۰	۱۷۶۰	شمالی	۶/۴	شاهد	۱۲
<i>P. ferulacea-A. microcephalus-Noea mucronata</i>	۵۲/۴۵	۱۰	۱۷۷۴	شمالی	۱۰/۱	آزمایشی	۱۳
<i>P. ferulacea-A. microcephalus- N. mucronate</i>	۵۵/۲۹	۲۲/۵	۱۸۰۸	شمالی	۱۰/۸	شاهد	۱۴
<i>A. microcephalus-A. trichophorum-V. erianthum</i>	۴۴/۵۸	۲۲/۵	۱۷۵۹	شمالی	۴	آزمایشی	۱۵
<i>A. microcephalus-A. trichophorum-V. erianthum</i>	۳۷/۰۳	۲۲/۵	۱۷۴۹	شمالی	۵/۸	شاهد	۱۶
<i>A. microcephalus-P. ferulacea- A. trichophorum</i>	۵۲/۵۸	۴۵	۱۷۴۵	جنوبی	۱/۹	آزمایشی	۱۷
<i>A. microcephalus-P. ferulacea- A. trichophorum</i>	۳۵/۰۱	۴۵	۱۷۳۹	جنوبی	۲/۲	شاهد	۱۸
<i>A. microcephalus-P. ferulacea- A. trichophorum</i>	۵۲/۳۹	۲۲/۵	۱۶۸۶	جنوبی	۱/۲	آزمایشی	۱۹
<i>A. microcephalus-P. ferulacea- A. trichophorum</i>	۳۱/۲۸	۲۶/۵	۱۶۵۲	جنوبی	۱	شاهد	۲۰

تاجی گونه‌ی آم به پوشش کل گونه‌ها است. مقدار این شاخص از صفر تا ۴/۵ متغیر است (شانون و واینر ۱۹۴۹).

به‌جز شاخص‌های عددی تنوع، شاخص‌های فراسنجی نیز وجود دارند که این شاخص‌ها در صورت عدم توانایی در ارائه‌ی اطلاعات و نتیجه‌گیری‌ها در خصوص شاخص‌های عددی، مورد استفاده قرار می‌گیرند. یکی از این شاخص‌ها، منحنی درجه‌بندی تنوع گونه‌ای یا شاخص رنی (Renyi) است که با استفاده از عامل درصد تاج پوشش گونه‌های گیاهی موجود در داخل قطعه‌ها قابل محاسبه است (اجتهادی و همکاران ۲۰۰۹؛ توئمرز ۱۹۹۵). این شاخص، برآوردی از شاخص‌های آماری ذکر شده است و معمولاً برای مقایسه کلی واحدهای بوم‌شناسی از لحاظ تمامی شاخص‌های تنوع؛ مورد استفاده قرار می‌گیرد. در صورتی که منحنی یک واحد بوم‌شناسی، بالاتر از منحنی واحد دیگر باشد، در آن صورت تفسیر این است که این واحد بوم‌شناسی از لحاظ تمامی عامل‌های تنوع در وضعیت بهتری نسبت به واحد بعدی قرار دارد. بر اساس رابطه‌ی ۴، محاسبات این شاخص و رسم منحنی تنوع رنی در حقیقت به‌میزان عامل α بستگی دارد. به‌عبارتی به‌ازای مقدار صفر برای عامل α ، رابطه‌ی مربوط به شاخص رنی برآورد از تعداد کل گونه را محاسبه می‌کند. به‌ازای تعلق مقدار یک پارمتر α ، مقدار شاخص رنی برآوردی از شاخص، شانون- واینر را ارائه می‌کند. هم‌چون این به‌ازای تعلق عدد دو به عامل α ، میزان شاخص رنی در حقیقت یک برآوردی نزدیک به شاخص سیمپسون خواهد داشت. به این ترتیب، برای سایر مقادیر α ، نماینده‌های شاخص‌های دیگر تنوع محاسبه می‌شود. به این ترتیب با رسم نمودار مقادیر α و مقادیر شاخص رنی می‌توان منحنی تنوع را رسم نموده و از روی آن تفسیرهای لازم صورت گیرد.

رابطه (۴): شاخص رنی

که در آن S گونه‌ی nام در نمونه، $i=1, 2, \dots, S$ و p_i درصد فراوانی گونه‌ی iام به پوشش کل گونه‌ها می‌باشد.

تجزیه و تحلیل داده‌ها

بعد از محاسبه شاخص‌های تنوع گونه‌ای، تغییرات شاخص‌ها در حوزه‌های شاهد و آزمایشی، و نیز جهات جغرافیایی، با استفاده از آزمون تی مستقل انجام شد. ضمن این که ترکیبات مختلف تیمارها (شامل: زیرحوزه‌ی شاهد در جهت شمالی، زیرحوزه‌ی شاهد در جهت جنوبی، زیرحوزه‌ی آزمایشی در جهت شمالی، زیرحوزه‌ی آزمایشی در جهت جنوبی) با استفاده از تجزیه و تحلیل واریانس یک‌طرفه، بررسی و اختلاف بین میانگین‌ها با استفاده از آزمون دانکن مورد مقایسه قرار گرفت. تمامی محاسبات اندازه‌گیری شاخص‌های عددی تنوع گونه‌ای و نیز ترسیم منحنی درجه‌بندی تنوع (شاخص رنی)، در محیط نرم‌افزار PAST نسخه‌ی ۳/۱۷ انجام شد. برای تجزیه و تحلیل آماری داده‌ها نیز از نرم‌افزار SPSS نسخه‌ی ۲۲ استفاده گردید.

نتایج

پوشش گیاهی آن‌ها آماربرداری و ویژگی‌های ساختاری آن‌ها اندازه‌گیری، و تنوع گونه‌ای آن‌ها محاسبه شود. اندازه‌ی قطعه‌ی مناسب برای مناطق رویشی نیمه‌استپی (مانند مرتع‌های بررسی شده در این پژوهش)، باتوجه به ترکیب گیاهی، یک مترمربع توصیه شده است (ارزانی ۱۹۹۷؛ ارزانی و عابدی ۲۰۱۵). در هر یک از زیرحوزه‌ها، ۱۰ قطعه در یک کناره (دامنه) آبراه و ۱۰ قطعه در کناره‌ی دیگر آن در امتداد سه اندازه‌گیری نواری ۱۵۰-۱۰۰ متری به کار برده شد. فاصله‌ی هر یک از اندازه‌گیری نواری‌ها از هم در کناره‌ها بسته به طول دامنه‌ی کناری از ۲۵ تا ۵۰ متر متغیر بود. تفاوت در اندازه و طول ترانسکت‌ها به‌ترتیب ناشی از اختلاف طول دامنه‌های مجانب آبراه‌ها و عرض دامنه‌ها از خط‌الراس تا خط‌القعر بود. به‌دلیل نمونه‌برداری تصادفی نظام‌مند، اندازه‌گیری نواری‌ها به‌گونه‌ای جاده‌ای شد که از پوشش گیاهی فاصله‌های نزدیک به بستر آبراه، فاصله‌های میانی و فاصله‌های دورتر (نزدیک خط‌الراس) آماربرداری شود. معمولاً چهار قطعه در اندازه‌گیری نواری نزدیک به بستر آبراه، سه قطعه در فاصله‌های میانی دامنه، و سه قطعه نیز در اندازه‌گیری نواری مستقر در فاصله‌ی دورتر به کار برده شد. در مجموع، در هر زیرحوزه، ۲۰ قطعه یک مترمربعی در امتداد شش اندازه‌گیری نواری ۱۵۰-۱۰۰ متری به کار برده شد. تعداد نمونه‌برداری باتوجه به مساحت زیرحوزه‌های بررسی شده، در اندازه‌ی توصیه‌شده بود (معتمدی و همکاران ۲۰۱۶).

تحلیل‌ها

محاسبه‌ی شاخص‌های عددی و فراسنجی تنوع گونه‌ای

در این پژوهش از شاخص‌های غنای گونه‌ای مارگالف و شاخص یکنواختی سیمپسون و شاخص تنوع گونه‌ای شانون- واینر (رابطه‌های ۱ تا ۳)، به‌ترتیب برای اندازه‌گیری غنای گونه‌ای، یکنواختی و تنوع گونه‌ای استفاده شد (مصادیقی ۲۰۰۵؛ الغرایب و شبانا ۱۹۹۰؛ معتمدی و شیدی کرکج ۲۰۱۴؛ معتمدی و سوری ۲۰۱۶).

رابطه‌ی ۱: شاخص غنای مارگالف $R_1 = (S - 1) / \ln(n)$

در این رابطه R_1 غنای گونه‌ای، n فراوانی افراد و S تعداد گونه‌ها در نمونه است. دامنه‌ی این شاخص از صفر تا بی‌نهایت متغیر است (مارگالف ۱۹۸۵).

رابطه‌ی ۲: شاخص یکنواختی سیمپسون $\lambda = \sum_{i=1}^S p_i^2$

در این رابطه λ شاخص سیمپسون و P_i نسبت درصد پوشش تاجی گونه‌ی iام به پوشش کل گونه‌ها است. مقدار این شاخص از صفر تا یک متغیر است (سیمپسون ۱۹۴۹).

رابطه‌ی ۳: شاخص تنوع گونه‌ای شانون- واینر

در این رابطه H' شاخص تنوع شانون- واینر $H' = -\sum_{i=1}^S (p_i) \ln(p_i)$

گونه‌های گیاهی و درصد پوشش تاجی هر یک از آن‌ها در هر یک از ۵۲ گونه‌ی گیاهی در ترکیب گیاهی زیرحوزه‌های مورد بررسی شناسایی شد. زیرحوزه‌ها، در جدول ۲ ارائه شده است. بر مبنای نتایج حاصل، در مجموع نتایج آزمون t مستقل برای حوزه‌های آبخیز آزمایشی و شاهد، در جدول

جدول ۲- گونه‌های گیاهی و درصد پوشش تاجی آنها در زیرحوزه‌ها.

گونه	زیرحوزه شاهد	زیرحوزه آزمایشی	زیرحوزه شاهد در جهت شمالی	زیرحوزه شاهد در جهت جنوبی	زیرحوزه آزمایشی در جهت شمالی	زیرحوزه آزمایشی در جهت جنوبی
<i>Acantholimon bracteatum</i> (Girard) Boiss.	۱۵/۹	۱۸/۳۳	۱۶/۸۸	۱۵/۰۰	۱۰/۰۰	۲۲/۵۰
<i>Acanthophyllum bracteatum</i> Boiss.	۹/۹۵	۱۷/۶۴	۱۶/۲۱	۲/۶۵	۲۰/۳۰	۱۱/۰۰
<i>Achillea wilhelmsii</i> K.Koch	۱۶/۵۰	۱۱/۸۷	۱۳/۰۰	۱۷/۵۹	۱۰/۶۲	۱۳/۱۷
<i>Acroptilon repens</i> (L.) DC.	۶/۲۲	۶/۳۰	۵/۱۴	۱۰/۰۰	۶۳/۰۰	۰/۰۰
<i>Aegilops cylindrica</i> Host	۴/۴۲	۵/۳۰	۴/۵۳	۴/۰۱	۶/۲۵	۴/۱۷
<i>Agropyron trichophorum</i> (Link) K.Richt.	۱۱/۰۰	۱۱/۶۸	۱۰/۲۲	۱۱/۵۰	۱۱/۸۹	۱۱/۴۸
<i>Alyssum dasycarpum</i> Stephan ex Willd.	۱/۱۸	۱/۲۰	۰/۶۸	۱/۶۷	۱/۲۹	۱/۱۲
<i>Anthemis atropatana</i> Iranshahr	۰/۰۰	۰/۰۱	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۱
<i>Annuual forbs</i>	۲/۸۸	۴/۹۳	۳/۰۷	۲/۵۶	۴/۲۴	۵/۹۷
<i>Astragalus gossypinus</i> Fisch.	۱۱/۶	۲۵/۶۳	۰/۰۰	۱۱/۶۷	۰/۰۰	۲۵/۶۳
<i>Astragalus microcephalus</i> Willd.	۱۲/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۱۲/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰
<i>Astracantha parrowiana</i> (Boiss. & Hausskn.)	۱۶/۶۰	۱۹/۷۹	۱۷/۵۵	۱۵/۳۲	۲۰/۳۲	۱۹/۲۸
<i>Astragalus sp.</i>	۹/۲۵	۶/۶۶	۹/۲۵	۰/۰۰	۸/۷۰	۱/۵۵
<i>Brassica nigra</i> (L.) K.Koch	۰/۸۳	۱/۷۴	۰/۷۳	۱/۲۵	۲/۱۵	۱/۴۸
<i>Bromus danthoniae</i> Trin.	۴/۶۲	۳/۹۵	۳/۷۸	۵/۵۴	۳/۶۷	۴/۲۲
<i>Centaurea vanensis</i> Wagenitz	۵/۱۱	۳/۷۶	۶/۵۱	۲/۵۰	۳/۸۳	۳/۶۸
<i>Centaurea virgata</i> Port. ex Nyman	۳/۸۳	۳/۵۰	۲/۶۰	۱۰/۰۰	۳/۵۰	۰/۰۰
<i>Ceratocephalus falcatus</i> (L.) Pers.	۱/۴۶	۱/۳۸	۱/۴۶	۰/۰۰	۰/۰۰	۱/۳۸
<i>Cichorium pumilum</i> Jacq.	۱۰/۵۰	۰/۰۰	۱۰/۵	۱/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰
<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	۱/۸۳	۲۰/۲۵	۱/۸۳	۰/۰۰	۰/۵۰	۴۰/۰۰
<i>Dianthus polymorphus</i> M.Bieb.	۰/۰۰	۵/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۵/۰۰
<i>Echinops robustus</i> Bunge	۱۰/۰۰	۱۴/۳۳	۰/۰۰	۱۰/۰۰	۱۴/۳۳	۰/۰۰
<i>Ephedra procera</i> C.A.Mey.	۰/۰۰	۲۴/۵۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۲۴/۵۰
<i>Erodium gruinum</i> (L.) L'Hér.	۳/۰۹	۳/۴۶	۰/۶۰	۳/۵۰	۱/۰۰	۴/۱۶
<i>Euphorbia aucheri</i> Boiss.	۰/۰۰	۵/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۵/۰۰
<i>Euphorbia glomerulans</i> (Prokh.) Prokh.	۳/۷۵	۶/۲۱	۳/۵۸	۴/۱۱	۶/۶۶	۵/۳۳
<i>Falcaria vulgaris</i> Bernh.	۱/۰۰	۳/۰۰	۱/۰۰	۰/۰۰	۳/۰۰	۰/۰۰
<i>Festuca ovina</i> L.	۸/۶۸	۷/۲۴	۱۲/۹۲	۶/۱۳	۷/۶۵	۶/۹۸
<i>Galium verum</i> L.	۰/۰۰	۰/۵۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۵۰

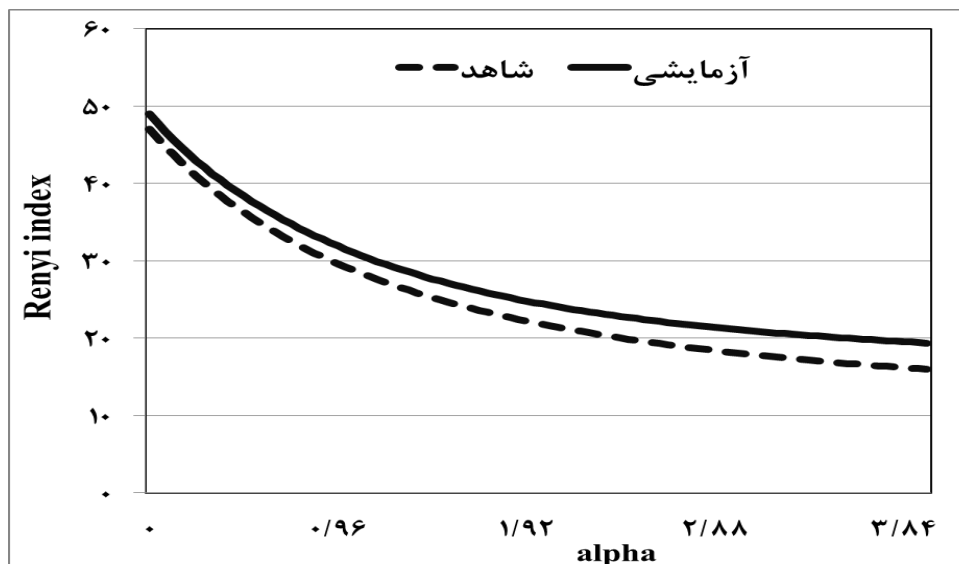
گونه	زیرحوزه شاهد	زیرحوزه آزمایشی	زیرحوزه شاهد در جهت شمالی	زیرحوزه شاهد در جهت جنوبی	زیرحوزه آزمایشی در جهت شمالی	زیرحوزه آزمایشی در جهت جنوبی
<i>Helichrysum sp.</i>	۳/۱۳	۴/۸۳	۱/۰۰	۵/۲۵	۵/۰۰	۴/۸۰
<i>Hordeum leporinum</i> Link	۰/۲۰	۰/۰۰	۰/۲۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰
<i>Hyoscyamus arachnoideus</i> Pojark.	۲/۵۰	۱/۰۰	۱/۲۵	۵/۰۰	۱/۰۰	۱/۰۰
<i>Lactuca tatarica</i> (L.) C.A.Mey.	۰/۰۰	۵/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۵/۰۰
<i>Medicago polymorpha</i> L.	۰/۰۰	۱/۲۲	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۱/۲۲
<i>Noaea mucronata</i> (Forssk.) Asch. & Schweinf.	۲/۶۱	۴/۴۷	۲/۹۴	۲/۰۲	۶/۶۷	۱/۱۸
<i>Onobrychis sativa</i> Lam.	۰/۰۰	۲۶/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۲۶/۰۰	۰/۰۰
<i>Papaver acrochaetum</i> Bornm.	۰/۱۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۱۰	۰/۰۰	۰/۰۰
<i>Poa bulbosa</i> L.	۴/۵۰	۲/۴۴	۴/۲۶	۵/۶۰	۱/۹۲	۴/۰۰
<i>Prangos ferulacea</i> (L.) Lindl.	۲۳/۴۰	۱۸/۸۹	۰/۰۰	۲۳/۴۴	۰/۰۰	۱۸/۸۹
<i>Pteropium aucheri</i> Jaub. & Spach	۳۱/۷۰	۰/۰۰	۳۵/۰۰	۳۰/۶۷	۰/۰۰	۰/۰۰
<i>Queria hispanica</i> L.	۱/۶۱	۲/۵۰	۱/۲۷	۲/۲۱	۳/۱۴	۱/۶۶
<i>Sanguisorba minor</i> Bertol.	۰/۷۳	۰/۰۰	۰/۷۳	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰
<i>Scariola orientalis</i> (Boiss.) Soják	۱/۰۰	۴/۸۸	۱/۰۰	۰/۰۰	۰/۵۰	۴/۸۸
<i>Senecio vulgaris</i> L.	۱/۵۹	۱/۳۶	۰/۸۵	۲/۵۸	۱/۳۱	۱/۳۸
<i>Silene conica</i> L.	۱/۵۰	۲/۰۰	۰/۵۰	۱/۵۰	۰/۰۰	۲/۰۰
<i>Stachys lavandulifolia</i> Vahl	۳/۸۹	۲/۷۵	۵/۰۰	۳/۰۰	۲/۷۵	۰/۰۰
<i>Stipa barbata</i> Desf.	۸/۶۶	۵/۶۰	۱۰/۲۰	۵/۶۳	۵/۰۶	۶/۳۲
<i>Teucrium polium</i> L.	۸/۹۷	۵/۰۰	۱۰/۶۰	۰/۸۰	۵/۰۰	۰/۰۰
<i>Thymus kotschyanus</i> Boiss. & Hohen.	۶/۳۵	۶/۰۰	۱۴/۶۷	۳/۸۶	۶/۴۰	۴/۰۰
<i>Tragopogon montanus</i> S.A.Nikitin	۰/۰۰	۰/۵۵	۰/۰۰	۰/۰۰	۱/۰۰	۰/۱۰
<i>Verbascum erianthum</i> Benth.	۸/۶۲	۸/۲۹	۹/۴۳	۶/۳۶	۸/۸۳	۷/۷۱
<i>Ziziphora persica</i> Bunge	۰/۸۳	۰/۸۸	۰/۴۹	۱/۵۱	۰/۸۴	۰/۹۲

۲ مشاهده می‌شود، منحنی مربوط به زیرحوزه‌های آزمایشی در محدوده‌ی بالاتری نسبت به منحنی زیرحوزه‌های شاهد قرار گرفته است، بنابراین، زیرحوزه‌های آزمایشی، دارای تنوع گونه‌یی بالاتری نسبت به زیرحوزه‌های شاهد می‌باشند که نشانگر تأثیر مثبت عملیات ساختمانی آبخیزداری بر تنوع، غنا و یکنواختی حوزه‌های آزمایشی است.

۳ ارائه شده است. نتایج بیان گر آن است که با توجه به مقدار معنی‌داری به‌دست آمده که بیشتر از سطح معنی‌داری ۰/۰۵ است، اگرچه مقادیر عددی شاخص‌های مورد مطالعه در حوزه‌های آزمایشی بیشتر از حوزه‌های شاهد است، اما اختلاف معنی‌دار از نظر غنای گونه‌یی، یکنواختی و تنوع گونه‌یی بین حوزه‌های آبخیز شاهد و آزمایشی وجود ندارد، بنابراین، برای بررسی دقیق‌تر نتایج، از منحنی درجه‌بندی تنوع گونه‌یی مبتنی بر شاخص رنی، برای زیرحوزه‌های آزمایشی و شاهد، استفاده شد. همان‌گونه که در شکل

جدول ۳- نتایج آزمون t مستقل مقادیر شاخص های تنوع گونه یی در حوزه های شاهد و آزمایشی.

وضعیت زیرحوزه	شاخص غنای مارگالف	شاخص یکنواختی سیمپسون	شاخص تنوع گونه یی شانون- واینر
شاهد	۱/۶۸±۰/۶۵	۰/۶۳±۰/۱۸	۱/۳۶±۰/۴۶
آزمایشی	۱/۷۴±۰/۵۶	۰/۶۵±۰/۱۶	۱/۴۱±۰/۴۰
t	-۰/۹۹۴	-۱/۰۷۳	-۱/۱۸۶
معنی داری	۰/۳۲۱	۰/۲۸۴	۰/۲۳۶



شکل ۲- منحنی درجه بندی تنوع گونه یی مبتنی بر شاخص رنی برای زیرحوزه های آزمایشی و شاهد.

گونه یی در درجه بالاتری قرار می دهند که نشانگر تأثیر مثبت جهت شمالی بر تنوع، غنا و یکنواختی حوزه های آبخیز می باشد. بنابراین حوزه های موجود در جهت شمالی دارای غنا، یکنواختی و تنوع بالاتری نسبت به جهت جنوبی می باشند.

نتایج آزمون t مستقل برای حوزه های آبخیز واقع در جهت های شمالی و جنوبی (جدول ۴)، بیانگر آن است که اختلاف معنی دار از نظر غنای گونه یی، یکنواختی و تنوع گونه یی بین حوزه های آبخیز شمالی و جنوبی وجود دارد و همگی شاخص ها، حوزه های آبخیز شمالی را از نظر غنا، یکنواختی و تنوع

جدول ۴- نتایج آزمون مقایسه t مستقل مقادیر شاخص های تنوع گونه یی در جهت های شمالی و جنوبی.

جهت جغرافیایی	شاخص غنای مارگالف	شاخص یکنواختی سیمپسون	شاخص تنوع گونه یی شانون- واینر
شمالی	۱/۸۵ a ± ۰/۵۳	۰/۶۷ a ± ۰/۱۳	۱/۴۷ a ± ۰/۳۵
جنوبی	۱/۵۸ b ± ۰/۶۵	۰/۶۱ b ± ۰/۲۰	۱/۳۰ b ± ۰/۴۸
t	۴/۵۱۰	۳/۴۰۳	۳/۹۳۲
معنی داری	۰/۰۰۰	۰/۰۰۱	۰/۰۰۰

حروف متفاوت برای هر شاخص، بیانگر تفاوت معنی داری در سطح ۰/۰۵ در بین جهت های شمالی و جنوبی است.

هاست، ضمن این که کمترین مقدار غنای گونه‌یی، یکنواختی و تنوع گونه‌یی متعلق به زیرحوزه‌های شاهد جنوبی است. در واقع در این زیرحوزه ها، توزیع افراد در میان گونه ها بسیار متفاوت است. دو زیر حوزه‌ی آزمایشی شمالی و جنوبی نیز برابر شاخص های شانون- واینر و سیمپسون، متنوع و یکنواخت می باشند، ولی شاخص غنای گونه‌یی مارگالف، این دو حوزه را از لحاظ غنا، پایین تر از حوزه شاهد شمالی قرار داده است. با توجه به نتایج به دست آمده، و مقادیر شاخص های غنای گونه‌یی، یکنواختی و تنوع گونه‌یی در چهار تیمار مورد بررسی، به طور کلی مشاهده می شود، تأثیر ایجاد سدهای کوتاه اصلاحی در حوزه های آبخیز آزمایشی جهت شمالی نسبت به جهت جنوبی بیشتر می باشد. آنچه مسلم است، نتایج نشان می دهد که تغییر در جهت دامنه سبب تغییر در روند تغییرات شاخص ها بین جایگاه شاهد و آزمایشی می گردد.

نتایج آزمون تجزیه‌ی واریانس برای مقایسه شاخص های غنای گونه‌یی، یکنواختی و تنوع گونه‌یی بین چهار تیمار حوزه های آبخیز شاهد و آزمایشی در جهت شمالی و جنوبی (جدول ۵)، بیانگر آن است که اختلاف معنی دار از نظر غنای گونه‌یی، یکنواختی و تنوع گونه‌یی بین زیرحوزه های آبخیز شاهد و آزمایشی در جهت های شمالی و جنوبی وجود دارد ولی به هنگام مقایسه زیرحوزه های آبخیز، مشاهده می شود هر کدام از شاخص های غنای گونه‌یی، یکنواختی و تنوع گونه‌یی، یکی از زیرحوزه ها را متنوع تر معرفی می کند، به طوری که مقدار این شاخص ها در زیرحوزه آبخیز شاهد در جهت شمالی نسبت به سایر زیرحوزه ها بیشتر بوده و همگی شاخص ها، زیرحوزه آبخیز شاهد شمالی را از نظر غنا، یکنواختی و تنوع گونه‌یی در درجه بالاتری قرار می دهند. این موضوع نشان دهنده توزیع تقریباً یکسان افراد در میان گونه

جدول ۵- نتایج تجزیه‌ی پراش یک طرفه‌ی شاخص های تنوع گونه‌یی در زیرحوزه‌ها و جهت های متفاوت جغرافیایی.

زیرحوزه و جهت جغرافیایی	شاخص غنای مارگالف	شاخص یکنواختی سیمپسون	شاخص تنوع گونه‌یی شانون- واینر
زیرحوزه‌ی شاهد در جهت شمالی	$1/96 a \pm 0/54$	$0/68 a \pm 0/12$	$1/50 a \pm 0/33$
زیرحوزه‌ی شاهد در جهت جنوبی	$1/41 c \pm 0/65$	$0/59 b \pm 0/22$	$1/23 b \pm 0/53$
زیرحوزه‌ی آزمایشی در جهت شمالی	$1/74 b \pm 0/50$	$0/66 a \pm 0/14$	$1/44 a \pm 0/37$
زیرحوزه‌ی آزمایشی در جهت جنوبی	$1/75 b \pm 0/61$	$0/64 ab \pm 0/18$	$1/38 a \pm 0/42$
F	$15/292^{**}$	$5/534^{**}$	$7/879^{**}$
معنی داری	$0/000$	$0/001$	$0/000$

حروف متفاوت برای هر شاخص، بیانگر معنی داری تفاوت در سطح کم تر از $0/05$ میان جایگاه ها است. ** در سطح کم تر از $0/01$ معنی دار است.

بحث و نتیجه گیری

نتایج نشان داد که اندازه ی شاخص های غنا، یکنواختی و تنوع در حوزه های آزمایشی از حوزه های شاهد بیشتر است، که نشان دهنده‌ی تأثیر عملیات ساختمانی آبخیزداری در افزایش این شاخص ها است. نوع عملیات آبخیزداری (احداث سد کوتاه) به صورت مستقیم پوشش گیاهی را تغییر دهد، بلکه تغییر شرایط خرد اقلیمی محیط از جمله خاک و شاخص های بوم شناسیکی واسطه بر اثر ساخت سد کوتاه موجب آن می شود.

هرگونه اقدام برای قطع مسیر جریان روان آب و فرصت دهی به نفوذ آب می تواند گام مؤثری به سوی افزایش رطوبت در محل رشد ریشه، بهبود شاخص های گیاهی و ساختمان خاک باشد. یکی از روش های مهم اصلاح و احیای مرتع افزایش رطوبت خاک از راه اجرای طرح های آبخیزداری و ذخیره ی باران و برف است، که ضمن حفاظت از خاک و کاهش روان آب و مهار کردن سیل و رسوب، با افزایش زمان تمرکز باعث افزایش رطوبت خاک و تغذیه ی سفره های زیرزمینی می گردد و شرایط را برای جوانه زنی و افزایش پوشش گیاهی فراهم می کند. این فرآیند در حوزه های آزمایشی با تغییر بافت خاک، باعث تغییر در وضعیت روان آب و حرکت مواد مغذی در سطح خاک و ذخیره شدن بذرهای مختلف گیاهی در خاک، و در نهایت

افزایش تنوع گونه‌یی نسبت به حوزه ی آبخیز شاهد شد. گزارش شده است که تأثیر بافت خاک بر تنوع و پراکنش گونه‌های گیاهی به دلیل تأثیر آن بر میزان رطوبت خاک است، زیرا اختلاف در میزان رطوبت به تغییراتی در شکل دهی و تهویه ی ساختمان خاک منجر می شود (سالاردینی ۱۹۸۲)، که یافته های این پژوهش را تأیید می کند. بافت خاک فراسنجی دانسته می شود که بر پراکندگی گونه های گیاهی اثر می کند. نتایج پژوهش های براچ (۲۰۰۵) نشان داد که مقدار زیاد شن خاک و ارتفاع از سطح دریا، از عامل های مؤثر بر تفکیک ساوانا های ونزوئلا است. علاوه بر این، نتایج تحقیقات دیگر (هگازی و همکاران ۱۹۸۲؛ نوی میر ۱۹۷۳) نیز نقش بافت خاک را در پراکندگی گیاهان تأیید کرده اند. بافت خاک از جمله عوامل مهم در تفکیک گروه های بوم شناسی است (دیویس و همکاران ۲۰۰۶) و بر نفوذ و نگه داشت آب و توانایی گیاهان در دست رسی به آب و مواد غذایی اثر می گذارد (اسپری و هاگ ۲۰۰۲). پراکنش مکانی رطوبت خاک را نیز تعیین می کند (الغراب و شبانا ۱۹۹۰). از طرف دیگر، تفاوت در شدت تابش نور در جهت های مختلف یک دامنه، باعث به وجود آمدن تغییرات در اقلیم میانه‌ی (مزوکلیم) آن دامنه می شود (مقدم ۲۰۰۶).

اندازه ی شاخص های غنا، یکنواختی و تنوع در حوزه های جهت شمالی،

باید در جهتی باشد که این مکان ها بتواند پاسخگوی نیازهای مرتع داری در چرای دام نیز باشد.

منابع

- Arzani H. 1997. Guidelines for assessing the rangelands of different climate zones of Iran. Research Institute of Forests and Rangelands, 75p. (In Persian).
- Arzani H, Abedi M. 2015. Rangeland Assessment (Vegetation Measurement). University of Tehran Press, 304p. (In Persian).
- Badano EI, Cavieres LA, Molina-Montenegro MA, Quiroz CL. 2005. Slope aspect influences plant association patterns in the Mediterranean montorral of central Chile. Journal of Arid Environments. 62: 93–98.
- Bendix J, Hupp CR. 2000. Hydrological and geomorphological impacts on riparian plant communities. Hydrological Processes. 14(16-17): 2977–2990.
- Bombino G, Boix-Fayos C, Gurnell AM, Tamburino V, Antonio Zema D, Marcello Zimbone S. 2013. Check dam influence on vegetation species diversity in mountain torrents of the mediterranean environment. Ecohydrology. 7(2): 678–691.
- Bombino G, Tamburino V, Zimbone SM. 2006. Assessment of the effects of check-dams on riparian vegetation in the mediterranean environment: A methodological approach and example application. Ecological Engineering. 27(2): 134–144.
- Bombino G, Tamburino V, Antonio Zema D, Marcello Zimbone S. 2010. The influence of check dams on fluvial processes and riparian vegetation in mountain reaches of torrents. Journal of Agricultural Engineering. 2(1):1–11.
- Brauch Z. 2005. Vegetation environmental relationships and classification of the seasonal savannas in Venezuela. Journal of Flora. 200(1): 49–64.
- Davies KW, Bates JD, Miller RF. 2006. Vegetation characteristics across part of the Wyoming big sagebrush alliance. Rangeland Ecology &

از حوزه های جهت جنوبی بیشتر بود، که نشان دهنده ی تأثیر عوامل گیاتشناسی در تغییر ویژگی های گیاهی و افزایش غنا، یکنواختی و تنوع گونه یی در جهت های شمالی است. شیدای کرکج و همکاران (۲۰۱۲) نشان دادند که جهت جغرافیایی نقش به سزایی در گرفتن کارمایه تابشی خورشید، برخورداری از بارش و در نتیجه پوشش گیاهی دارد، و این یافته های ما را تأیید می کند. (کوهستانی بودن منطقه ی بررسی و در نتیجه متفاوت بودن دما در جهت های مختلف دامنه، و نیز تفاوت در نیازهای دمایی و رطوبتی گیاهان باعث جاگیری گیاهان متفاوت در جهت های مختلف دامنه شده است. به علت طولانی بودن زمان بهره گیری از نور خورشید و تمرکز نور خورشید و تابیدن مستقیم آن بر سطح خاک در نیم کره ی شمالی، دامنه های روبه جنوب مقدار نور و انرژی دمایی بیش تری از دامنه های روبه شمال می گیرند، و به همین علت گرم تر اند. بنابراین، رطوبت کم تری از دامنه های شمالی دارند، که باعث می شود ویژگی های بوم شناسی گونه هایی که در دو دامنه جا می گیرند متفاوت باشد. در این راستا، پژوهش های مختلفی (بادانو و همکاران ۲۰۰۵؛ رضایی و گیلکز ۲۰۰۶) نیز بر تأثیر جهت دامنه در جاگیری و پراکندگی گونه های گیاهی تأکید داشته اند.

نتایج شاخص های تنوع گونه یی در زیرحوزه های مختلف در جهت های متفاوت جغرافیایی نشان داد که بیش ترین شاخص شانون- واینر در حوزه های شاهد شمالی، آزمایشی شمالی، و آزمایشی جنوبی است (به ترتیب ۱/۴۹، ۱/۴۴ و ۱/۳۸) که هر سه در یک گروه قرار گرفته اند. هرچه شاخص شانون- واینر کم تر باشد، شرایط جامعه سخت تر است (کریز ۱۹۹۹). مقدار این شاخص برای حوزه ی شاهد جنوبی، کم ترین (۱/۲۲) است، که نشان دهنده ی تنش در پوشش گیاهی مرتع و تنوع کم آن است. نتایج مشخص کرد که تغییر در شرایط فیزیکی، و به عبارتی تغییر در جهت دامنه، تأثیر اجرای عملیات آبخیزداری بر شاخص های تنوع را تأثیر می گذارد. بنابراین به نظر می رسد که اثر توأم جهت و اجرای عملیات سد کوتاه می تواند تغییرات خرداقلیمی و در نتیجه شاخص های تنوع را به وجود آورد. عوامل گیاتشناسی از جمله شیب، جهت دامنه، و ارتفاع از سطح دریا از عامل های مهم در تنوع گونه یی هر یک از واحدهای بوم شناسی است (هی و همکاران ۲۰۰۷)، زیرا عوامل گیاتشناسی موجب تغییر در خرداقلیم و عوامل خاک زاد و در نتیجه بهبود رویشگاه می شود. اگرچه در این پژوهش رابطه ی تنوع گونه یی با ویژگی های خاک، پستی و بلندی و گیاتشناسی زیر حوزه ها، بررسی نشد تا بتوان نقش آن ها را تحلیل کرد، و لازم است که در پژوهش جداگانه یی به آن پرداخته شود.

به طور کلی نتایج این تحقیق نشان دهنده ی این است که عملیات آبخیزداری نقش به سزایی در بهبود ویژگی های تنوع گونه یی گیاهی زیر حوزه ها داشته است. با توجه به نتایج به دست آمده، اجرای طرح های سد کوتاه در شرایط محیطی مشابه پیشنهاد می شود. در منطقه ی بررسی زیرحوزه هایی که سدهای کوتاه در آن ها ساخته شده مکان های اولویت دار برای حفاظت تنوع گیاهی است. اگرچه نتایج نشان داد که ساخت سدهای کوتاه اصلاحی سبب افزایش تنوع گیاهی می شود، اما ضروری است که در پژوهش های آینده به ترکیب گونه یی نیز توجه شود تا احتمال افزایش تنوع گیاهی به سبب تغییرات در گیاهان خوش خوراک برای دام مشخص شود. تغییرات در گونه ها و تنوع

- Azerbaijan. Journal of Range and Watershed Management. 67(1): 103–117. (In Persian).
- Motamedi J, Sourì M. 2016. Efficiency of numerical and parametrical indices to determine biodiversity in mountain rangelands. *Acta Ecologica Sinica*. 36 (2): 108–112.
- Motamedi J, Abdolslizabeth Z, Sheidai Karkaj E. 2016. Field and laboratory methods in the research of grazing and animal production. Urmia University Press, 530 p. (In Persian).
- Mut H, Ayan I. 2011. Effects of different improvement methods on some soil properties in a secondary succession rangeland. *Journal of Biological Environmental Science*. 5(4): 11–16.
- Nichols MH, McReynolds K, Reed C. 2012. Short-term soil moisture response to low-tech erosion control structures in a semiarid rangeland. *Catena*. 98(2): 104–109.
- Noy-Meir I. 1973. Multivariate analysis of the semi-arid vegetation of southern Australia. *Vegetation catenae and environmental gradients*. Australian Journal of Botany. 22(1): 40–115.
- Petts GE, Gurnell AM. 2005. Dams and geomorphology: research progress and new directions. *Geomorphology*. 2–1(71): 27–47.
- Polyakov VO, Nichols MH, McClaran MP, Nearing MA. 2014. Effect of check dams on runoff, sediment yield, and retention on small semiarid watersheds. *Journal of Soil and Water Conservation*. 69 (5): 414–421.
- Rezaei SA, Gilkes R. 2006. The effects of landscape attributes and plant community on soil chemical properties in rangelands. *Geoderma*. 125(1–2): 167–176.
- Robertson JH, Neal DL, Mcadams LR, Tuller PT. 1970. Changes in crested wheat grass ranges under different grazing treatments. *Journal of Range Management*. 23(1): 27–34.
- Salardini AA. 1982. Soil Fertility. Tehran University Press. (In Persian).
- Sandercock PJ, Hooke JM. 2011. Vegetation effects on sediment connectivity and processes in an ephemeral channel in SE Spain. *Journal of Arid Management*. 59(6): 567–575.
- Ejtehadi H, Sepehry A, Akkafi HR. 2009. Methods of Measuring Biodiversity. Ferdowsi University Press, Mashhad, 228 p. (In Persian).
- El-Ghareeb R, Shabana MA. 1990. Vegetation-environment relationships in the bed of Wadi El-Sheikh of Southern Sinai. *Journal of Vegetation*. 90(2): 145–157.
- He MZ, Zheng JG, Li XR, Qian YL. 2007. Environmental factors affecting vegetation composition in the Alxa Plateau, China. *Journal of Arid Environments*. 69(3): 473–489.
- Hegazy AK, El-Demerdash MA, Hosni HA. 1998. Vegetation species diversity and floristic relations along an altitudinal gradient in South-West Saudi Arabia. *Journal of Arid Environments*. 38(1): 3–13.
- Jehad Sazandegi Organization of the Ardabil Province, 1998. Feasibility studies for Anbaran Chai Namin, Volume 9, Final report of biological operations. Watershed Management, 120 p.
- Krebs CJ. 1999. Ecological methodology. Benjamin-Cummings Publication. New York. 620 p.
- Lenzi MA, Comiti F. 2003. Local scouring and morphological adjustments in steep channels with check-dam sequences. *Geomorphology*. 55 (1–4): 97–109.
- Margalef R. 1985. Information theory in ecology. *General Systematics*. 3(2): 36–71.
- Mesdaghi M. 2005. Plant Ecology. Mashhad Jehad Daneshgahi Press, 187p. (In Persian).
- Mishra A, Froebrich J, Gassman PW. 2007. Evaluation of the SWAT model for assessing sediment control structures in a small watershed in India. *Transactions of the American Society of Agricultural and Biological Engineers*. 50 (2): 469–477.
- Moghadam MR. 2006. Range and Range Management. Publication of University of Tehran. 484 p. (In Persian).
- Motamedi J, Sheidai Karkaj E. 2014. Suitable species diversity abundance model in three grazing intensities in Dizaj Batchi rangelands of West

plant functional type. *Journal of Functional Ecology*. 16(3): 367–378.

Stromberg JC, Beauchamp VB, Dixon MD, Lite SJ, Paradzick C. 2007. Importance of low-flow and high-flow characteristics to restoration of riparian vegetation along rivers in arid south-western United States. *Freshwater Biology*. 52(4): 651–679.

Tothmeresz B. 1995. Comparison of different methods for diversity ordering. *Journal of Vegetation Science*. 6(2): 283–290.

Witte PM. 2002. The descriptive capacity of ecological plant species group. *Plant Ecology*. 162(2): 199–213.

Environments. 75(3): 239–254.

Shannon CE, Weaver W. 1949. *The mathematical theory of communication*. University of Illinois Press, Urbana.

Sheidai Karkaj E, Motamedi J, Akbarlou M, Alijanpour A. 2012. Floristic structure and vegetation composition of Boralan Mountainous Rangelands in North-Western Azerbaijan, Iran. *Journal of Rangeland Science*. 2(4): 697–706.

Simpson EH. 1949. Measurement of diversity. *Nature*. 163(4148):688–689.

Sperry JS, Hacke UG. 2002. Desert shrub water relations with respect to soil characteristics and

