

تجزیه و تحلیل عدم قطعیت در پیش‌بینی اثرات اکولوژیک سناریوهای مدیریتی در آبخیز چهل‌چای - حوضه رودخانه گرگان‌رود

محبوبه بای^{۱*}، امیرسعدالدین^۱ و عبدالرسول سلمان ماهینی^۲

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۳/۲/۱۴؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۳/۱۰/۲۲)

چکیده

اجرای اقدامات آبخیزداری در حوضه آبخیز بدون در نظر گرفتن تمام ابعاد آن ممکن است منجر به ناپایداری و تشدید شرایط مخرب گردد. لذا توجه به رویکرد مدیریت جامع در سیستم آبخیز ضروری است. یکی از ابعاد مهم در فرایند تصمیم‌گیری و برنامه‌ریزی کمی‌سازی اثرات اکولوژیک فعالیت‌های مدیریتی در قالب اکولوژی سیمای سرزمین می‌باشد. در این راستا، کمی کردن عدم قطعیت حائز اهمیت است. مقاله حاضر با هدف معرفی عدم قطعیت به بررسی کمی آن در مقادیر شاخص‌های اکولوژیک ساختار سیمای سرزمین می‌پردازد و همچنین عدم قطعیت موجود در خصوص وزن‌های اعمال شده برای شاخص‌های اکولوژیک مختلف در فرایند محاسباتی تکنیک تصمیم‌گیری چندمعیاره مورد بررسی قرار گرفته است. آبخیز چهل‌چای (مساحت حدود ۲۵۶ کیلومترمربع) واقع در شرق استان گلستان و جنوب شهر مینودشت و یکی از سرشاخه‌های رودخانه گرگان‌رود به دلیل تغییرات شدید کاربری اراضی به عنوان آبخیز مورد مطالعه انتخاب گردید. نتایج نشان داد که به ترتیب بیشترین عدم قطعیت در خصوص مقادیر شاخص‌ها، متعلق به شاخص تراکم حاشیه و کمترین عدم قطعیت متعلق به شاخص نسبت جوامع درختی حاشیه رودخانه می‌باشد. از طرفی در بررسی عدم قطعیت ناشی از وزندهی در تکنیک تصمیم‌گیری چند معیاره، شاخص تراکم حاشیه با عدم قطعیت کمتر و شاخص وزنی مساحت پوشش گیاهی نسبت به سایر شاخص‌ها مقدار عدم قطعیت بیشتری را به خود اختصاص دادند. در فرایند برنامه‌ریزی و تصمیم‌گیری، لازم است عدم قطعیت‌های موجود شناسایی و کمی شوند تا استنتاج دقیق‌تر و کاربردی‌تر از یافته‌های تحقیق امکان‌پذیر گردد.

واژه‌های کلیدی: عدم قطعیت، ساختار سیمای سرزمین، شاخص اکولوژیک، تصمیم‌گیری چندمعیاره، آبخیز چهل‌چای

۱. گروه آبخیزداری دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان
۲. گروه محیط زیست، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان
*: مسئول مکاتبات، پست الکترونیکی: b.mahbube@gmail.com

مقدمه

اقدامات آبخیزداری از جمله اقدامات مدیریتی در حوضه می‌باشند که در صورت عدم توجه به کل حوضه و در نظر نگرفتن حوضه به صورت یک سیستم واحد، نه تنها باعث ارتقاء شرایط حوضه نگردیده بلکه ممکن است خود به یکی از عوامل ناپایداری و تشدید شرایط مخرب حوضه تبدیل شود (۶). از اینرو، برای رفع این مشکل، رویکرد مدیریت جامع و سناریو محور پیشنهاد می‌گردد. زمانی می‌توان به مدیریت آبخیز، رویکردی جامع گفت که زمینه بررسی تمام اجزای سیستم تحت بررسی فراهم گردد. در واقع وجه تمایز رویکرد مدیریت جامع با سایر رویکردها، مورد توجه قرار دادن ارتباط بین فعالیت‌ها و اقدامات مدیریتی و اثرات مختلف آنها و تأثیر آنها بر پایداری منابع طبیعی می‌باشد (۱۶). یکی از ابعاد آبخیز که تحت تأثیر مدیریت قرار می‌گیرد، بعد اکولوژیکی آن است. در سال‌های اخیر، بُعد نسبتاً جدیدی از اکولوژی سیمای سرزمین به مدیریت جامع آبخیز اضافه شده است که نشان‌دهنده اهمیت روزافزون مطالعات اکولوژی آبخیز در قالب اکولوژی سیمای سرزمین جهت برنامه‌ریزی کاربری و مدیریت منابع طبیعی است (۸). توانایی کمی کردن تغییرات سیمای سرزمین پیش شرط مطالعه عملکرد و تغییرات حاصل از فعالیت‌ها به‌شمار می‌رود (۲۱). هر چه جامعه به‌طرف ایجاد محیط زیست پایدار حرکت نماید، اصول کمی‌سازی و تفسیر سیمای سرزمین محوریت بیشتری در مدیریت اراضی پیدا می‌کند (۱). در همین راستا یکی از مشکلات مربوط به تجزیه و تحلیل در مطالعات اکولوژی، وجود عدم قطعیت در مقادیر کمی شده می‌باشد.

آگاهی از عدم قطعیت تأثیر بسزایی در تصمیم‌گیری دارد (۲۳) بنابراین بررسی عدم قطعیت‌ها و نتایج احتمالی آنها در یک مطالعه ضروری به نظر می‌آید. عدم قطعیت به معنی شک و گمان مربوط به نقص دانش در مورد فاکتورها، پارامترها یا مدل و همچنین به معنی تردید در اعتبار نتایج می‌باشد (۱۲ و ۲۸). در فرآیند برنامه‌ریزی و تصمیم‌گیری، در ابتدا لازم است

عدم قطعیت‌ها شناسایی شده، پیامدها و همچنین احتمال رخداد آنها تعیین و اندازه‌گیری شود. اکولوژیست‌ها تمایل به پیش‌بینی توزیع نتایج احتمالی دارند تا از اینکه در تصمیمات مدیریتی از لحاظ شدن عدم قطعیت اطمینان حاصل نمایند (۱۸). به‌طور کلی عدم قطعیت به دو دسته اصلی تقسیم می‌شوند: الف) تغییرپذیری ذاتی که به اتفاقی بودن فرایندهای طبیعی اشاره دارد (۱۹) و ناشی از تفاوت مقادیر یک کمیت در بین اعضای جمعیت بوده (۱۵) و نشان‌دهنده تغییرپذیری، تنوع و ناهمگنی در خصوصیات جامعه می‌باشد (۱۱ و ۱۳) و این نوع عدم قطعیت اساساً در طول مطالعه و اندازه‌گیری‌های بعدی کاهش نمی‌یابد (۱۳). ب) عدم قطعیت دانش ناشی از جهل یا نقص اطلاعات در مورد پدیده یا در مورد مدل‌ها است (۱۵ و ۱۹). تغییرپذیری و عدم قطعیت با روش‌های احتمالاتی همانند مونته‌کارلو، بوت‌استرپ و روش مبتنی بر احتمال قابل کمی کردن هستند (۱۲، ۱۳، ۱۴، ۳۳ و ۳۴). گاهی این دو دسته عدم قطعیت با هم وجود دارند که باعث پیچیده‌تر شدن تجزیه و تحلیل عدم قطعیت می‌شوند (۱۱).

عدم قطعیت به علت نقص دانش، در سه بخش پارامترها، مدل و سناریوها مورد بررسی قرار می‌گیرد. الف) عدم قطعیت در پارامترها شامل: خطاها در اندازه‌گیری، نمونه‌گیری و خطای منظم است. ب) عدم قطعیت در بخش مدل، ناشی از ساده‌سازی مدل از فرایند دنیای واقعی است که در ساختار مدل، استفاده نادرست از مدل و استفاده از متغیرهای نامناسب در مدل نمایان می‌گردد. ج) عدم قطعیت در سناریوها نیز به خطای توصیفی، خطای تجمعی، خطا در قضاوت‌های کارشناسان و خطا در تجزیه و تحلیل ناتمام بر می‌گردد (۱۲).

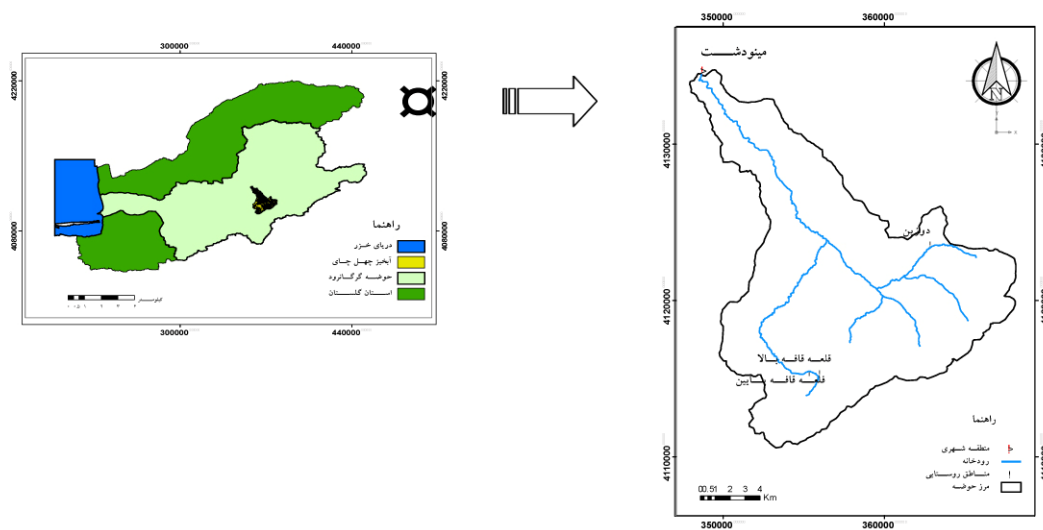
رایج‌ترین روش بررسی و استانداردترین روش جهت کمی کردن و معرفی عدم قطعیت روش مونته‌کارلو است (۳۰، ۳۲ و ۲۵). در صورتی که داده‌ها از توزیع نرمال برخوردار نبوده و تعداد داده‌ها کم باشد، می‌توان از روش بوت‌استرپ (Bootstrap) به جای مونته‌کارلو استفاده کرد (۱۲). روش بوت‌استرپ اولین بار توسط افرون در سال ۱۹۷۹ با هدف

بررسی قرار دادند. نتایج نشان داد که در مجموعه‌ای از داده‌های مورد ارزیابی، عدم قطعیت براساس خطای نمونه‌گیری تصادفی وجود دارد (۱۴). پندی و همکاران از شبیه‌سازی بوت‌استرپ، عدم قطعیت مربوط به برآورد سرعت آستانه باد در آمریکا را برآورد کردند. نتایج نشان داد کمی‌نمودن عدم قطعیت جهت انتخاب آستانه مناسب و تعیین سرعت باد ضروری است و روش بوت‌استرپ ابزار موثری برای رسیدن به این هدف می‌باشد (۲۴).

رفس‌گارد و همکاران در تحقیقی ضمن معرفی عدم قطعیت، ارتباط آن با مدیریت منابع آب و نقش عدم قطعیت در مراحل مختلف فرایند مدل‌سازی را مورد بررسی قرار دادند. آنها از ۱۴ روش برای تجزیه و تحلیل عدم قطعیت استفاده نمودند. نتایج تحقیق آنها نشان داد ارزیابی عدم قطعیت فقط موضوعی نیست که بعد از مدل‌سازی در نظر گرفته شود بلکه باید به‌طور مشترک طراحان، مدیران آب و سهامداران، منابع عدم قطعیت را در تمام طول مطالعه مورد توجه و بررسی قرار دهند (۲۷). دربرا و همکاران در مطالعه‌ای از روش‌های تئوری احتمالاتی، فازی منطقی و هیبرید (ترکیب احتمالاتی و فازی منطقی) برای اندازه‌گیری عدم قطعیت در ارزیابی خطر محیط زیست استفاده نمودند (۹). در این تحقیق روش هیبرید را به‌عنوان بهترین روش برای بررسی عدم قطعیت معرفی نمودند. مصدقی و همکاران عدم قطعیت بالقوه در روش‌های تصمیم‌گیری مدیریت محیط زیست را بررسی کردند و نیز بر روش‌های استخراج و تجزیه و تحلیل عدم قطعیت در چارچوب تصمیم‌گیری چند معیاره یا MCDM (Multi-Criteria Decision Making) برای نشان دادن برخی از ابهامات در این زمینه مروری انجام دادند. سپس در ۱۶ مطالعه موردی در استرالیا تعیین عدم قطعیت را به‌صورت عملی نشان دادند. نتایج ثابت کرد که استفاده مناسب از تکنیک MCDM عدم قطعیت مرتبط با اولویت تصمیم‌گیران و ناشی از تکنیک‌های مختلف را نشان می‌دهد (۲۲). کی و آلتینکار در شمال می‌سی‌سی‌پی، مطالعه‌ای با در

تخمین حدود اطمینان برای یک آماره با استفاده از روش‌های آماری مورد استفاده قرار گرفت (۱۴، ۱۵). با به‌کار بردن این روش ضمن ایجاد نمونه‌های فراوان، شرایط نمونه به شرایط جامعه نزدیک می‌شود و با در نظر گرفتن تمامی حالات تشکیل نمونه، می‌توان از صحت برآورد حدود اطمینان اطلاع حاصل کرد (۱۰). بدین ترتیب، این روش بسیار شبیه به روش‌های مونته کارلو می‌باشد به‌طوری که به‌جای فرایند تولید داده از اطلاعات حاصل از نمونه‌گیری استفاده می‌شود که با نمونه‌گیری از جامعه، آنها را به‌عنوان مقادیر حقیقی برآورد می‌نماید. نمونه‌ها به‌جای بیرون کشیدن از یک توزیع مشخص (نرمال) که حاصل تولید اعداد تصادفی است، با جایگزینی استخراج می‌شوند، لذا تابع توزیع تجربی به‌عنوان تابع توزیع واقعی در نظر گرفته می‌شود (۱۷ و ۲۰).

بزرگترین مزیت روش بوت‌استرپ این است که نسبت به روش‌های سنتی به فرضیات کمتری نیاز دارد. به‌عنوان مثال لازم نیست تعداد داده‌ها زیاد باشد یا داده‌ها توزیع نرمال داشته باشند، بدین ترتیب درک بهتری از آماره مورد بررسی ممکن می‌گردد (۱۷). انواع روش‌های بوت‌استرپ شامل بوت‌استرپ نوع تی و بوت‌استرپ نوع پی می‌باشد. در نوع اول، روش آماری مورد استفاده بر مبنای تی‌استیودنت می‌باشد. این در حالی است که در بوت‌استرپ نوع پی براساس نمونه‌گیری تکراری از داده‌های مشاهداتی برای ایجاد توزیع آماری بنا نهاده شده است. بوت‌استرپ نوع تی نسبت به نوع پی دامنه بزرگتری از توزیع را به ویژه در نمونه‌گیری‌های کوچک به‌خود اختصاص می‌دهد اما نسبتاً پیچیده‌تر است چرا که به اطلاعات اولیه برای محاسبه خطای استاندارد نیاز دارد. کاربرد بوت‌استرپ نوع پی آسانتر است، به پیش‌فرض‌های کمتری نیاز دارد و به ارزیابی خطای استاندارد در هر آماره نیاز ندارد (۱۴) و از طرفی این روش با توزیع تجربی (یا توزیع مناسب) نمونه مرتبط است (۱۹). فری و بورمستر در مطالعه‌ای دو مبحث تغییرپذیری و عدم قطعیت را برای سه نوع داده با روش بوت‌استرپ مورد



شکل ۱. موقعیت آبخیز چهل چای مینودشت در استان گلستان

شرق استان گلستان، بین $36^{\circ}59'$ تا $37^{\circ}13'$ عرض شمالی و $55^{\circ}38'$ تا 55° طول شرقی واقع شده است. وسعت حوضه آبخیز چهل چای حدود ۲۵۶ کیلومتر مربع می‌باشد (شکل ۱). یکی از مشکلات عمده در آبخیز چهل چای را تغییر کاربری اراضی (تبدیل اراضی جنگلی به اراضی زراعی می‌توان نام برد (۵)، که بر معیشت ساکنین آبخیز و نیز بر مسائل اجتماعی این حوضه بسیار تأثیرگذار بوده است.

روش تحقیق

مدل مفهومی اثرات اجرای سناریوهای مدیریتی آبخیز چهل چای در شکل ۲ ارائه شده است. پس از تهیه نقشه کاربری فعلی اراضی (شکل ۳) با استفاده از تصویر IRS سنجنده LissIII (۲۰۰۶)، فعالیت‌های مناسب مدیریتی انتخاب شدند. توزیع مساحت انواع پوشش اراضی و فعالیت مدیریتی در جدول ۱ ارائه شده است. این فعالیت‌ها بر اساس اقدامات اجرا شده در منطقه، نتایج به دست آمده در ارزیابی پذیرش مردمی سناریوهای مدیریت اکولوژیک در آبخیز چهل چای و نیز بر اساس توصیه‌های منابع علمی و نظر کارشناسان بخش اجرا و دانشگاه انتخاب گردیدند که عبارت از: تراس‌بندی، احداث باغ، اگر وفارستری، جنگل‌کاری و احیاء جوامع گیاهی حاشیه رودخانه. همچنین، قواعد اجرای هر فعالیت نیز با توجه به منابع

نظرگرفتن عدم قطعیت در راستای مدیریت یکپارچه با بهینه‌سازی چند هدفه کاربری اراضی انجام دادند. سناریوهای کاربری اراضی بر اساس شبیه‌سازی مدل AnnAGNPS و مدل شبکه کانال CCHE1D تعیین شد. نتایج نشان داد که این رویکرد اجازه توسعه یک سیستم پیچیده در تعیین عکس‌العمل بین اهداف مدیریتی و عوامل محیطی تحت عدم قطعیت را می‌دهد (۲۶).

با بررسی‌های صورت گرفته در نظر گرفتن عدم قطعیت در مطالعات مورد بررسی حائز اهمیت است. از این رو هدف این مقاله معرفی عدم قطعیت و بررسی آن در مقادیر شاخص‌های کمی اکولوژی سیمای سرزمین و نیز در مقادیر وزن‌دهی تکنیک تصمیم‌گیری چند معیاره، آبخیز چهل چای می‌باشد. تغییرات شدید کاربری اراضی (۵)، نزدیکی به شهر مینودشت و بالادست قرار گرفتن حوضه مورد مطالعه نسبت به سد مخزنی نرماب باعث شد تا آبخیز چهل چای به‌عنوان آبخیز مورد مطالعه انتخاب گردد. شناسایی عدم قطعیت در فرآیند برنامه‌ریزی و تصمیم‌گیری تأثیر بسزایی خواهند داشت.

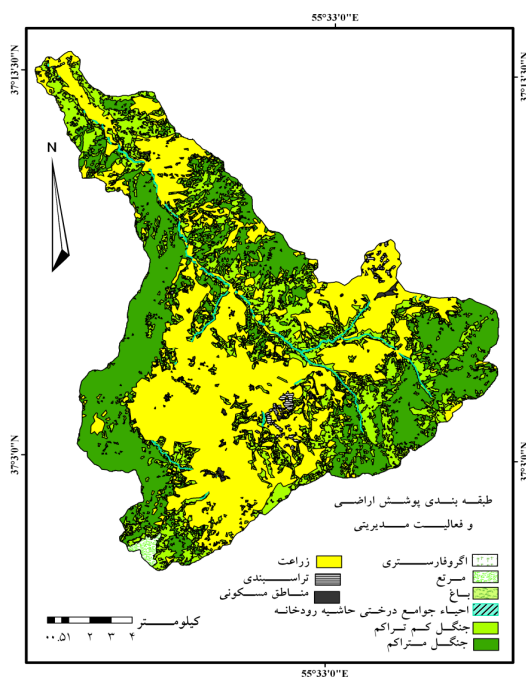
مواد و روش‌ها

معرفی منطقه مورد مطالعه

آبخیز چهل چای از زیر حوضه‌های رودخانه گرگانرود، در



شکل ۲. بخش اکولوژیک چهار چوب مدل مفهومی مدیریت پوشش آبخیز چهل چای



شکل ۳. نقشه پوشش اراضی و فعالیت‌های مدیریتی پوشش گیاهی آبخیز چهل چای در سناریو ۱ (شرایط فعلی)

بیشتر رجوع شود به ۳). به منظور انتخاب شاخص‌های اکولوژی سیمای سرزمین با توجه به اهمیت ارزیابی سیمای سرزمین در حفاظت تنوع‌زیستی و توسعه پایدار (۲۳) و مفهوم گسترده و

علمی، شناخت و بازدید از منطقه و نظرخواهی از کارشناسان بخش اجرا و بخش دانشگاهی تعیین شد بر اساس قواعد مذکور، سناریوهای مدیریتی تدوین شد (برای کسب اطلاعات

جدول ۱. توزیع مساحت انواع پوشش‌اراضی و فعالیت‌های مدیریتی در آبخیز چهل‌چای در سناریوی ۱ (شرایط فعلی)

ردیف	نوع پوشش	مساحت (هکتار)	نسبی (درصد)
۱	اگروفارستری	۱۴/۴	۰/۰۵۶
۲	مرتع	۱۱۶/۵	۰/۴۵
۳	باغ	۲۱/۶	۰/۰۸
۴	احیاء جوامع گیاهی حاشیه رودخانه	۱۵۸/۳	۰/۶۲
۵	جنگل کم‌تراکم	۶۹۹۷/۵	۲۷/۳۲
۶	جنگل متراکم	۸۰۲۸/۷	۳۱/۳۴
۷	زراعت	۱۰۱۱۱/۰	۳۹/۴۷
۸	تراسبندی	۱۶۴/۴	۰/۶۴
	جمع	۲۵۶۱۲/۳۹	۱۰۰

جوامع درختی حاشیه رودخانه‌ای در امتداد مسیر آبراهه، e_{ik} : طول هریک از لکه‌ها، A : مجموع مساحت کل سیمای سرزمین (m^2) و عدد ۱۰۰۰۰ جهت تبدیل مترمربع به هکتار، $a_{k,m}^c$: مساحت لکه‌ها (مترمربع) متأثر از عمق حاشیه ویژه (متر)، m : انواع لکه (پوشش گیاهی) می‌باشد (۲۱ و ۲۸). به‌منظور کسب اطلاعات بیشتر از نحوه محاسبه شاخص‌های فوق رجوع به مقالات منتشر شده (۳ و ۴) و پایان‌نامه انجام شده در این زمینه (۲) توصیه می‌گردد.

در تکنیک تصمیم‌گیری چندمعیاره به‌طور کلی دو نوع عدم‌قطعیت وجود دارد که شامل عدم‌قطعیت در مجموعه داده‌های سامانه اطلاعات جغرافیایی و دیگری عدم‌قطعیت در قضاوت می‌باشند (۷). برای نتایج حاصل از مقادیر شاخص‌ها (قبل از استانداردسازی) عدم‌قطعیت به‌روش بوت‌استرپ بررسی شد. جهت نمایش نتایج بوت‌استرپ برای هر شاخص از تابع توزیع احتمالاتی ضریب تغییرات استفاده گردید (۳۴). هم‌چنین عدم‌قطعیت در مقادیر وزن‌های اختصاص داده شده نیز با روش بوت‌استرپ تجزیه و تحلیل شد.

چندبعدی تنوع زیستی، از شاخص‌های اکولوژیکی سیمای سرزمین به‌عنوان جایگزین و نماینده قابل قبولی از وضعیت تنوع زیستی سیمای سرزمین استفاده گردید (۲۹). شاخص‌های مربوط به وضعیت سیمای سرزمین در دو گروه جوامع گیاهی خشکزی و جوامع درختی حاشیه رودخانه به‌کار رفته در مطالعه اخیر در جدول ۲ ارائه شده است (برای کسب اطلاعات بیشتر رجوع شود به ۳). لازم به ذکر است نحوه محاسبه شاخص‌ها در مقالات قبلی مرتبط با تحقیق (۳ و ۴) ارائه شده است و به‌منظور جلوگیری از تکرار و نیز به علت محدودیت حجم از ذکر مجدد اجتناب شده است. در شاخص‌های جدول ۲، a_m : مقادیر وزنی برای هر نوع پوشش زمین m (به‌منظور کسب اطلاعات بیشتر به ۴ مراجعه شود)، n_m : تعداد لکه‌های مربوط به هر نوع پوشش زمین، $a_{k,m}$: اندازه هر لکه $((K=1, \dots, n_m))$ ، $e_{pf, pf}$: تعداد حاشیه بین دو پیکسل جنگل، $e_{pf, pm}$: تعداد حاشیه بین پیکسل‌های بدون جنگل و پیکسل‌های جنگل، r_m : تعداد شبکه‌های سلولی با پوشش زمین m در امتداد مسیر آبراهه، r_7 : تعداد شبکه‌های سلولی با جنگل

جدول ۲. برگزیده شاخص‌های ساختار اکولوژیک سیمای سرزمین مربوط به جوامع گیاهی خشکزی و جوامع گیاهی حاشیه رودخانه در آبخیز چهل جای (۲)

رابطه شاخص	نام شاخص	نوع شاخص	ردیف
$WMPSI = \sum_{m=1}^7 \frac{\alpha_m}{n_m} \sum_{k=1}^{n_m} \alpha_{k,m}$	Weighted Mean Patch Size	میانگین وزنی اندازه لکه پوشش گیاهی	۱
$WLCAI = \sum_{m=1}^7 \alpha_m \sum_{k=1}^{n_m} \alpha_{k,m}$	Weighted Land Cover Area	مساحت پوشش گیاهی به صورت وزنی	۲
$ED = \frac{\sum_{i=1}^m e_{ik}}{A} * 10000$	Edge Density	تراکم حاشیه	۳
$TCA = \sum_{m=1}^7 \sum_{k=1}^{n_m} a_{k,m}^c \times \frac{1}{10000}$	Total Core Area	مساحت کل هسته	۴
$FCI = \frac{e_{p_f p_f}}{e_{p_f p_n} + e_{p_f p_f}}$	Forest Connectivity	اتصال جنگل	۵
$RPI = \frac{r_7}{\sum_{m=2}^7 r_m}$	Riparian Proportion	نسبت جوامع درختی حاشیه رودخانه	۶

نتایج

همان‌طور که در بخش روش تحقیق بیان شد، به منظور بررسی عدم قطعیت مقادیر شاخص‌های اکولوژیک و وزن‌ها از روش بوت‌استرپ استفاده شد. بر این اساس اعداد تصادفی برای هر یک از شاخص‌ها استخراج گردید که در شکل ۴ ارائه شده است. بیشترین و کمترین مقدار عدم قطعیت مربوط به شاخص تراکم حاشیه (شکل ۴-ج) و شاخص نسبت جوامع درختی حاشیه رودخانه (شکل ۴-و) است. هم‌چنین، با محاسبه آماره انحراف معیار این موضوع تأیید می‌گردد. مقادیر پارامترهای آماری مربوط به توزیع حاصل از ضریب تغییرات برای هر یک از شاخص‌ها در جدول ۳ ارائه شده است.

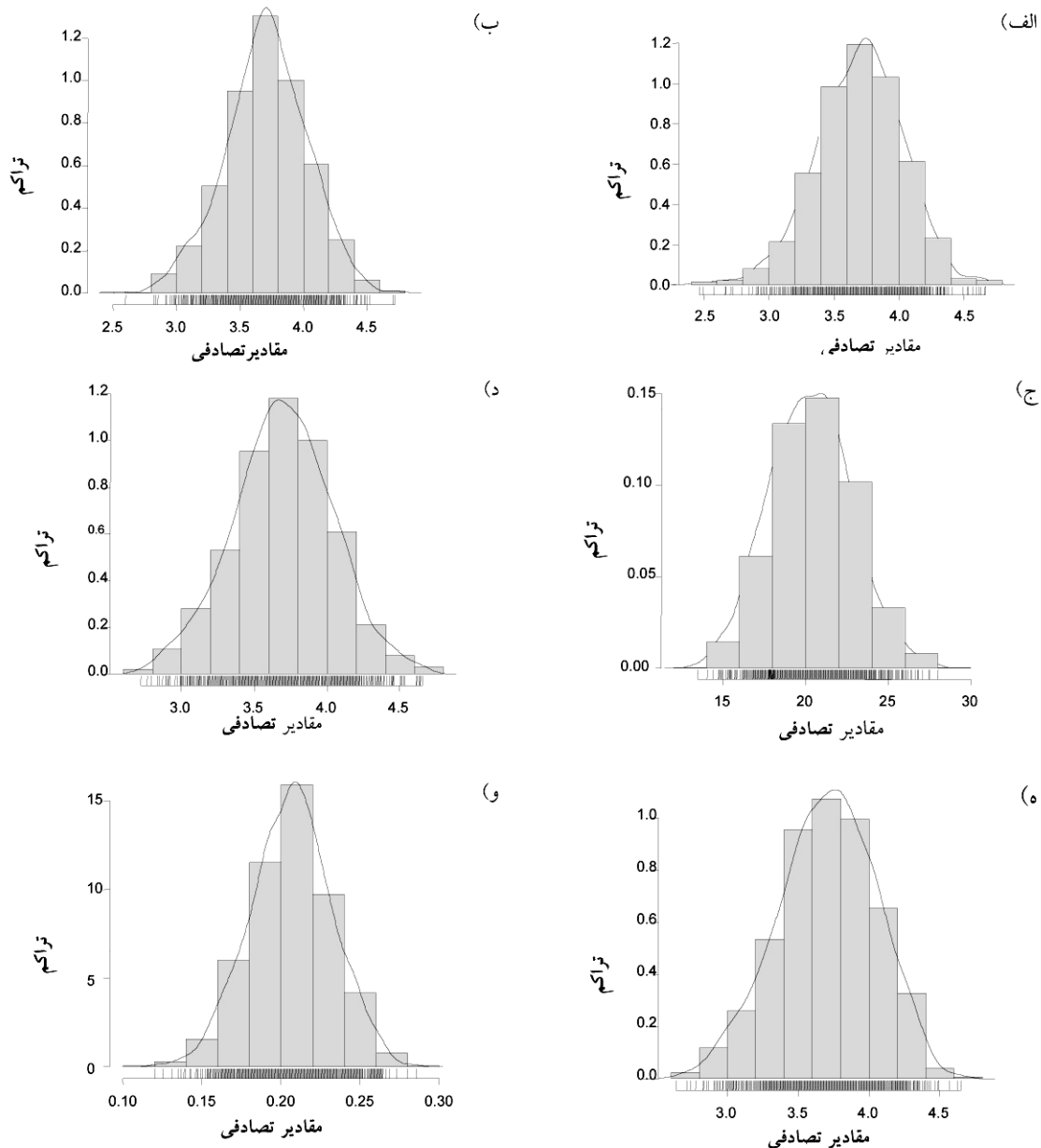
با توجه به این که یکی از مراحل انجام این مطالعه، وزن‌دهی به شاخص‌ها بر اساس نظر کارشناسان می‌باشد، بررسی عدم قطعیت این مقادیر نیز ضرورت دارد. به روش بوت‌استرپ منحنی توزیع عدم قطعیت هر یک از شاخص‌ها

ترسیم شد که در شکل ۵ ارائه شده است. دامنه توزیع عدم قطعیت در شاخص تراکم حاشیه (شکل ۵-ج) در مقایسه با سایر شاخص‌ها کمتر و شاخص وزنی مساحت پوشش گیاهی (شکل ۵-ب) بیشترین عدم قطعیت را دارد.

علاوه بر رسم منحنی توزیع عدم قطعیت در هر شاخص، مقادیر آماره‌های هر توزیع به همراه آزمون تفاوت مقادیر آنها نیز محاسبه شده است که نتایج محاسبات در جدول ۴ ارائه شده است. بدین ترتیب شاخص میانگین وزنی پوشش گیاهی بیشترین عدم قطعیت و شاخص تراکم حاشیه کمترین عدم قطعیت را به خود اختصاص می‌دهند.

بحث

رویکرد مدیریت جامع آبخیز تنها زمانی محقق می‌گردد که به تمام ابعاد موجود در آبخیز در کنار هم توجه شود. از بین ابعاد اقتصادی، اجتماعی، فیزیکی، بعد اکولوژی آبخیز در قالب اکولوژی سیمای سرزمین در برنامه‌ریزی کاربری و مدیریت



شکل ۴. توزیع ضریب تغییرات عدم قطعیت به روش بوت‌استرپ برای شاخص‌های اکولوژیک آبخیز چهل‌چای
(الف) شاخص میانگین وزنی اندازه لکه پوشش گیاهی، (ب) شاخص وزنی مساحت پوشش گیاهی، (ج) شاخص تراکم حاشیه، (د) شاخص مساحت کل هسته، (ه) شاخص اتصال جنگل و (و) شاخص نسبت جوامع گیاهی حاشیه رودخانه

آنجایی که هر قدر مقدار انحراف معیار و یا دامنه توزیع داده‌ها کمتر باشد، عدم قطعیت داده‌های مورد بررسی کمتر است. در این صورت قابلیت اطمینان به نتایج حاصل افزایش می‌یابد. همان‌طور که در بخش نتایج ارائه شد، به ترتیب بیشترین عدم قطعیت از نظر مقادیر کمی شده شاخص‌ها، مربوط به

منابع محیطی اهمیت دارد. هر چقدر جامعه به طرف ایجاد محیط زیست پایدار حرکت نماید، اصول کمی‌سازی و تفسیر سیمای سرزمین محوریت بیشتری در مدیریت اراضی پیدا می‌کند (۱). در همین راستا یکی از مشکلات تجزیه و تحلیل در مطالعات اکولوژی، وجود عدم قطعیت در مقادیر کمی شده می‌باشد. از

جدول ۳. آماره‌های مربوط به توزیع ضریب تغییرات در شاخص‌های اکولوژیک سیمای سرزمین برای آبخیز چهل‌چای با روش بوت‌استرپ

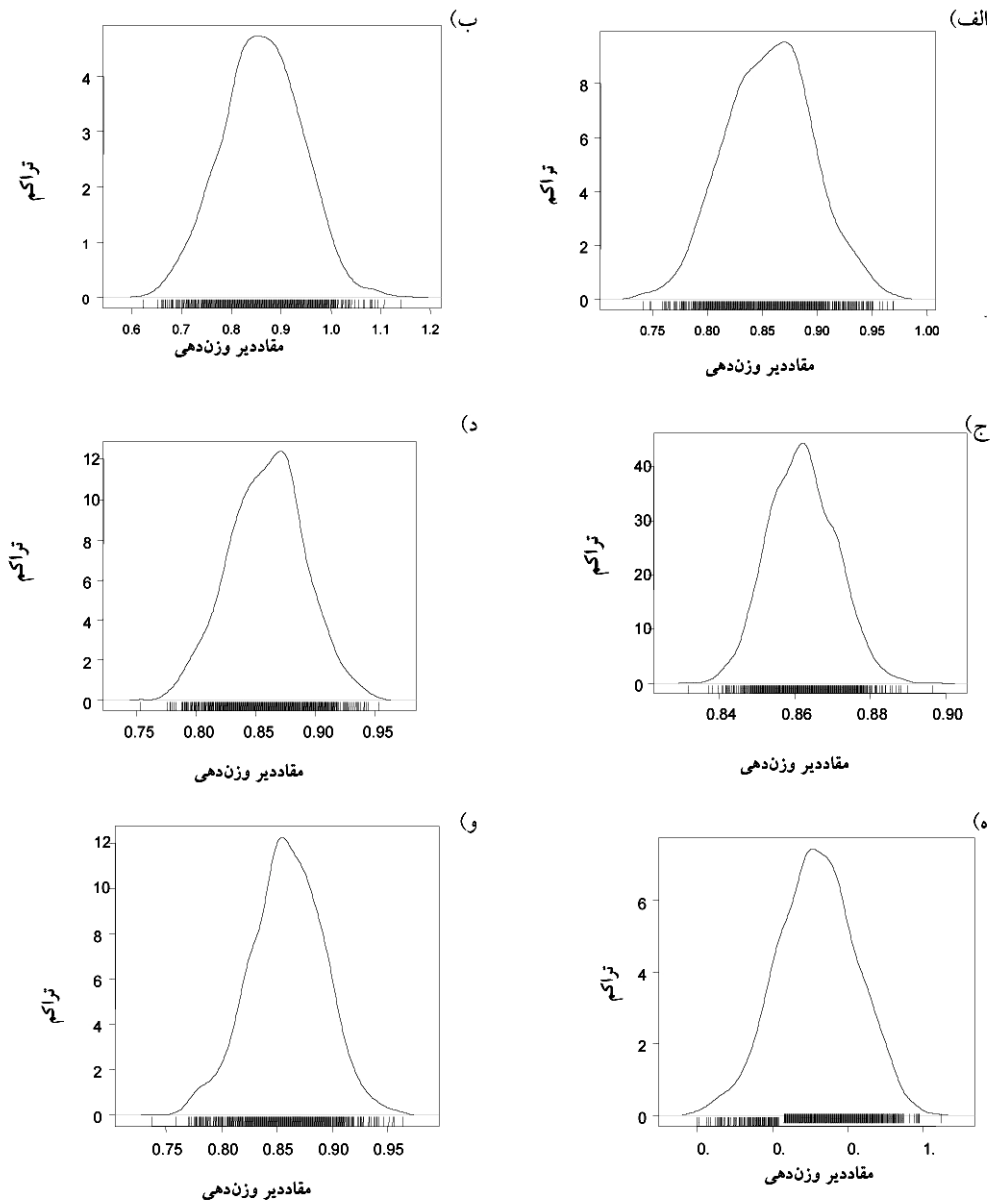
آماره							
ردیف	شاخص	میانگین	واریانس	انحراف معیار	کشیدگی	چولگی	حدود اطمینان (۹۷/۵٪)
۱	شاخص میانگین وزنی اندازه لکه‌پوشش گیاهی	۳/۶۹	۰/۱۱	۰/۳۳	۳/۲۹	-۰/۲۱	۴/۳۳
۲	شاخص وزنی مساحت پوشش گیاهی	۳/۷۰	۰/۱۰	۰/۳۲	۳/۰۴	-۰/۱۲	۴/۳۱
۳	شاخص تراکم حاشیه	۲۰/۵۸	۶/۱۹	۲/۴۸	۲/۸۲	۰/۰۸۷	۲۵/۵۴
۴	شاخص مساحت کل هسته	۳/۶۹	۰/۱۱۷	۰/۳۳	۲/۹۳	-۰/۰۴۵	۴/۳۷
۵	شاخص اتصال جنگل	۳/۷	۰/۱۱۹	۰/۳۴	۲/۷۵	-۰/۲۰	۴/۳۲
۶	شاخص نسبت جوامع گیاهی حاشیه رودخانه	۳/۷	۰/۱۱۹	۰/۲	۲/۷۵	-۰/۲۰	۴/۳۲

جدول ۴. آماره‌های مربوط به مقادیر وزندهی شاخص‌های اکولوژیک برای تکنیک تصمیم‌گیری چند معیاره با روش بوت‌استرپ

آماره						ردیف	شاخص
میانگین	واریانس	انحراف معیار	چولگی	کشیدگی	ضریب تغییرات		
۰/۸۵	۰/۰۰۱۵	۰/۰۳۹	-۰/۰۰۰۶	۲/۸۲	۰/۰۴	۱	شاخص میانگین وزنی اندازه لکه‌پوشش گیاهی
۰/۸۶	۰/۰۰۰۶	۰/۰۰۸	۰/۰۳۲	۲/۹۲	۰/۰۹۳	۲	شاخص وزنی مساحت پوشش گیاهی
۰/۸۶	-۰۵۵۷/۹	۰/۰۰۸۹	۰/۱۴۲	۳/۰۱	۰۰/۰۱	۳	شاخص تراکم حاشیه
۰/۸۵	۰/۰۰۰۰۹	۰/۰۳۱	-۰/۰۴۳	۲/۸۵	۰/۰۳۶	۴	شاخص مساحت کل هسته
۰/۸۵	۰/۰۰۰۲	۰/۰۵۲	-۰/۰۹۱	۲/۸۵	۰/۰۰۶	۵	شاخص اتصال جنگل
۰/۸۵	۰/۰۰۰۱	۰/۰۳۳	-۰/۱۲	۳/۱۳	۰/۰۳	۶	شاخص نسبت جوامع گیاهی حاشیه رودخانه
Chi square						۰/۰۴۳	۰/۰۱۲
P-Value						۰/۹۹۹۸	۱

می‌باشد. برعکس در عدم قطعیت مربوط به فضاوت، به علت نزدیک بودن دامنه اعداد در شاخص تراکم حاشیه، این شاخص با عدم قطعیت کمتری همراه است، که نشان‌دهنده نزدیک بودن اهمیت وزنی اختصاص یافته توسط کارشناسان برای شاخص مذکور می‌باشد. عدم قطعیت مقدار وزندهی در شاخص وزنی مساحت پوشش گیاهی نسبت به سایر شاخص‌ها مقدار بیشتری

شاخص تراکم حاشیه است. دلیل آن را افزایش طول محیط در لکه ناشی از افزایش تعداد لکه و همچنین به لحاظ متفاوت بودن اشکال لکه‌ها در سناریوها می‌توان بیان کرد. از سوی دیگر کمترین عدم قطعیت در شاخص نسبت جوامع درختی حاشیه رودخانه مشاهده می‌گردد که علت آن مساحت کم فعالیت مذکور در سناریوهایی که این فعالیت در آنها وجود دارد،



شکل ۵. توزیع عدم قطعیت مقادیر نهایی وزندهی شاخص‌های اکولوژیک در آبخیز چهل چای

(الف) شاخص میانگین وزنی اندازه لکه پوشش گیاهی، (ب) شاخص وزنی مساحت پوشش گیاهی، (ج) شاخص تراکم حاشیه، (د) شاخص مساحت کل هسته، (ه) شاخص اتصال جنگل و (و) شاخص نسبت جوامع گیاهی حاشیه رودخانه

عدم قطعیت در این روش در نظر گرفته نمی‌شود (۳۱ و ۳۲).

نتیجه‌گیری

به‌طور کلی، با توجه به تأثیر مقادیر شاخص‌ها ناشی از اثرات اکولوژیک اجرای سناریوها در نتایج تکنیک تصمیم‌گیری چندمعیاره، بررسی عدم قطعیت آن مقادیر در مراحل مختلف

را به خود اختصاص داده است، که دلالت بر عدم اتفاق نظر کارشناسان بر مقدار وزنی و میزان اهمیت آن در مقایسه با سایر شاخص‌ها است. به عبارت دیگر عدم قطعیت مربوط به قضاوت کارشناسی، ناشی از متفاوت بودن قضاوت‌های فردی بر اهمیت وزنی هر یک شاخص‌ها می‌باشد. علاوه بر آن این امر، به نقص وارد بر روش تجزیه و تحلیل سلسله مراتبی، اشاره دارد، که

به صورت کاربردی در منابع محیطی معرفی و استفاده کردند، که به طور حتم موجب ارتقا و بهبود فرایند تصمیم‌گیری در مدیریت منابع محیطی می‌شود. به عبارت دیگر در فرایند برنامه‌ریزی و تصمیم‌گیری، شناسایی و کمی‌کردن عدم قطعیت‌ها و تعیین احتمال رخداد آنها ضرورت دارد.

سپاسگزاری

بدین وسیله از کلیه کسانی که ما را در مراحل مختلف این مطالعه یاری نمودند صمیمانه تشکر می‌شود. ضمناً اعتبار این مطالعه از محل اعتبارات پژوهشی دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان تأمین شده است.

تحقیق ضروری است. از آنجایی که با در نظر گرفتن عدم قطعیت، نتایج به واقعیت نزدیک‌تر خواهند بود، پیشنهاد می‌گردد که در اولویت‌بندی سناریوها با تکنیک تصمیم‌گیری چندمعیاره نتایج با در نظر گرفتن عدم قطعیت و نیز بدون در نظر گرفتن آن محاسبه گردد، تا بتوان میزان اثر آن بر نتایج را مورد مقایسه قرار داد. لازم به ذکر است در مطالعه حاضر شاخص تراکم حاشیه از نظر داده‌های حاصل از محاسبه مقادیر شاخص‌ها بیشترین عدم قطعیت و برعکس از نظر مقادیر وزن‌دهی، به ترتیب بیشترین و کمترین مقدار عدم قطعیت را به خود اختصاص داده است. در این تحقیق تلاش شده است روش بوت‌استرپ میزان عدم قطعیت در شاخص‌های مختلف ساختار سیمای سرزمین و مقادیر قضاوت‌ها کمی شوند. این گونه تحقیقات کمک می‌کند تا مفاهیمی از این دست

منابع مورد استفاده

۱. آذری دهکردی، ف. ۱۳۸۶. «اصول اکولوژی سیمای سرزمین»، (ترجمه). انتشارات اتحاد، تهران، ۹۶ ص.
۲. بای، م. ۱۳۹۰. پیش‌بینی اثرات اکولوژیک سناریوهای مدیریتی پوشش گیاهی در آبخیز چهل‌چای استان گلستان. پایان‌نامه کارشناسی ارشد آبخیزداری، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان. ۱۸۹ ص.
۳. بای، م.، الف، سعدالدین و ع، سلمان ماهینی. ۱۳۹۱. به کارگیری فن تصمیم‌گیری چندمعیاره در بررسی خصوصیات سیمای سرزمین در آبخیز چهل‌چای استان گلستان. نشریه محیط زیست طبیعی، مجله منابع طبیعی ایران ۶۵ (۴): ۲۳ ص.
۴. بای، م.، الف، سعدالدین. ع، سلمان ماهینی. ب ۱۳۹۲. پیش‌بینی اثرات اجرای سناریوهای مدیریت پوشش گیاهی و فعالیت مدیریتی بر ساختار اکولوژیک سیمای سرزمین در آبخیز چهل‌چای استان گلستان. فصلنامه فضای جغرافیایی. ۱۳ (۴۴): ۴۵-۱۹.
۵. پرهیزکار، ا. و ع. غفاری گیلانده. ۱۳۸۵. در ترجمه سامانه‌های اطلاعات جغرافیایی و تحلیل تصمیم‌گیری چندمعیاره، مالچفسکی، ی. (مؤلف). انتشارات سمت، تهران، چاپ اول. ۵۹۷ ص.
۶. سازمان جهاد کشاورزی استان گلستان، اداره کل کشاورزی گرگان و گنبد. شرکت مهندسین مشاور رواناب. ۱۳۸۴. طرح جنگل‌داری چند منظوره، حوضه آبخیز مینودشت (چهل‌چای). ج ۶. ۱۷۰ ص.
۷. غفاری، گ. و. ز، صمدی. ۱۳۸۶. ارزیابی کارایی طرح‌های آبخیزداری انجام شده در حوضه آبخیز کن از دیدگاه مدیریت جامع منابع طبیعی. چهارمین همایش علوم مهندسی آبخیزداری (تهران). ۹ ص.
8. Apan, A., S. R. Raine and M. S. Paterson. 2000. Image analysis techniques for assessing landscape structural change: a case study of the Lockyer Valley Catchment, Queensland. Proceedings of the 10th Australasian Remote Sensing and Photogrammetric Conference, Adelaide. 18: 438 - 455.
9. Darbra, R. M., E. Eljarrat and D. Barcelo. 2008. How to measure uncertainties in environmental risk assessment. Trends in Analytical Chemistry 27(4): 377-385.

10. Efron, B. and R. Tibshirani. 1986. Bootstrap methods for standard errors, confidence intervals, and other measures of statistical accuracy. *Statistical Science* 1 (1). 54-77.
11. Environmental Protection Agency (EPA) Washington. 1997 Exposure factors handbook (volume i-general (factors)). 854 p.
12. Firestone, M., T. Barry, D. Bennett, S. Chang, M. Callahan, A. M. Burke, J. Michaud, M. Olsen, P. Cirone, D. Barnes, W. P. Wood and S. M. Knott. 1997. Guiding principles for Monte Carlo. Analysis Environmental Protection Agency (EPA) Washington. 39 p.
13. Frey, H. C. 1998. Methods for Quantitative Analysis of Variability and Uncertainty in Hazardous air Pollutant Emissions. Proceedings of the 91st Annual, Air and Waste Management Association, Pennsylvania. 13 p.
14. Frey, H. C. and D. E. Burmaster. 1999 a. Methods for characterizing variability and uncertainty: comparison of bootstrap simulation and likelihood-based approaches. *Risk Analysis* 19 (1): 109-130.
15. Frey, H. C., and D. E. Burmaster. 1999 b. Quantification of variability and uncertainty using mixture distributions: evaluation of sample size, mixing weights, and separation between components. *Society for Risk Analysis* 24 (3): 553 - 571.
16. Gregersen, M. H, F. P. Ffolliott. and N. K. Brooks. 2007. Integrated Watershed Management Connecting People to Their Land and Water. CABI, Cambridge University. 216 p.
17. Hesterberg, T., S. Monaghan, D. S. Moore, A. Clipson and R. Pstein. 2003. Bootstrap Methods and Permutation tests. W. H. Freeman and Company New York. 85 p.
18. Jager, I. H. and W. A. King. 2004. Spatial uncertainty and ecological models. *Ecosystems* 7 (8): 841-847.
19. Komatina, D. and N. Branislavljevic. 2005. A complement to flood risk assessment. Faculty of Civil Engineering University of Belgrad. DAAD.wb.tuharburg.de. 40 P.
20. Kuan, C. M. 2009. Lecture on bootstrap. Department of Finance, National Taiwan University, Taipei. URL: Homepage.ntu.edu.tw. 14 p.
21. McGarigal, k. and B. Marks. 1994. Fragstats: Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure, United States Department of Agriculture United. 141 p.
22. Mosadeghi, R., J. Warnken, R. Tomlinson and H. Mirfenderesk. 2013. Uncertainty analysis in the application of multi-criteria decision making methods in Australian strategic environmental decisions. *Journal of Environmental Planning and Management* 56 (8):1097-1124 Pp.
23. Natuhara, Y. 2006. Landscape evaluation for ecosystem planning. *Landscape and Ecological Engineering* 2: 3-11
24. Pandey, M. D., P. H. A. J. Van Gelder and J. K. Vrijling. 2003. Bootstrap simulations for evaluating the uncertainty associated with peaks-over-threshold estimates of extreme wind velocity. *Encyclopedia of EnvironMetrics* 14: 27-43.
25. Poulter, S. R. 1998. Monte Carlo simulation in environmental risk assessment – science policy and legal issues. *Journal of Risk Health safety and Environment* 8: 7-26.
26. Qi, H. and M. Altinakar. 2013. Integrated watershed management with multi objective land-use optimizations under uncertainty. *Journal of Irrigation and. Drainage Engineering* 139 (3): 239-245.
27. Refsgaard, J. C, J. P. van der Sluijs, A. Lajer Hojberg and P. A. Vanrolleghem. 2007. Uncertainty in the environmental modelling process a framework and guidance. *Environmental Modelling & Software* 22 (11): 1543-1556.
28. Sadoddin, A., R. A. Letcher, A. J. Jakeman and L. T. H. Newham. 2005. A Bayesian decision network (BDN) approach for assessing the ecological impacts of salinity management. *Mathematics and Computers in Simulation* 69: 162-176.
29. Saudi Arabian Standards Organization (SASO). 2006. Guide to the expression of uncertainty in measurement. Report SASO.137 p.
30. Smith, E. 2002. Uncertainty analysis. PP. 141–148 In: El-Shaarawi, A. H., and Piegorsch, W. W (eds.), Encyclopedia of Environ Metrics. John Wiley and Sons, Ltd, Chichester, 31 p.
31. Tahriri, F., M. R. Osman, A. Ali and R. M. Yusuff. 2007. A review of supplier selection methods in manu-facturing industries. *Suranaree Journal Science Technology*. 15 (3): 201-208.
32. Wintle, B. A. 2007. Adaptive management, population modeling and uncertainty analysis for assessing the impacts of noise on cetacean populations. *International Journal of Comparative Psychology*. 20: 237- 249.
33. Zheng, J. and H. C. Frey. 2001. Quantitative analysis of variability and uncertainty in emission estimation: An illustration of methods using mixture distributions. In: Proceedings of the Annual Meeting of the Air and Waste Management Association, Florida. 20 p.
34. Zheng, J. and H. C. Frey. 2004. Quantification of variability and uncertainty using mixture distributions: evaluation of sample size, mixing weights, and separation between components. *Risk Analysis*. 24 (3): 553-571.