تأثیر سد کرخه بر الگوی پراکنش مکانی جنگل‌های کناررودی در پارک ملی کرخه

حسین مددی[۱*] و محمدرضا اشرف‌زاده[۲]

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۱/۴/۳ ؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۱/۱۰/۳)

چکیده

مدیریت مؤثر اکوسیستم رودخانه‌ای نیازمند توصیف رژیم آبدهی موجود و تعیین درجه تغییر آبدهی تنظیمی نسبت به آبدهی طبیعی می‌باشد. این روش با عنوان تحلیل دامنه تغییرپذیری، امکان تعیین دامنه تغییرپذیری دبی رودخانه و بررسی کمی تأثیر احداث سد را برای مناطق کناررودی فراهم می‌کند. در این مطالعه ۳۱ پارامتر هیدرولوژیکی با عنوان شاخص‌های تغییر هیدرولوژیکی، در پنج گروه آماری در ایستگاه آبسنجی پای پل، برای ارزیابی تغییر جریان آبدهی در پایین دست سد کرخه استفاده شده است. با توجه به حساسیت مناطق کناررودی به تغییرات هیدرولوژیکی رودخانه، جهت بررسی پیامد ناشی از تغییرات دبی بر اثر احداث سد کرخه بر پارک ملی کرخه، تأثیر تغییر آبدهی بر ۸ شاخص سیمای سرزمین در حریم ۵۰ متری رودخانه کرخه در داخل پارک ملی مورد بررسی قرار گرفته است. نتایج نشان می‌دهد که تغییر شرایط هیدرولوژیکی در پایین دست سد کرخه بر ساختار سیمای سرزمین واقع در حاشیه رودخانه تأثیر داشته و منجر به بروز پدیده تجزیه‌شدگی در الگوی پوشش درختزاری در حاشیه رودخانه شده است. در نتیجه می‌توان بیان کرد که در اکوسیستم رودخانه کرخه فرآیندهای هیدرولوژیکی و الگوهای ساختاری سیمای سرزمین در حاشیه رودخانه دارای کنش متقابل بوده و ارتباط مستقیمی با یکدیگر دارند. لذا به منظور حفظ شرایط اکولوژیکی و یکپارچگی اکوسیستم در پایین دست سد کرخه مدیریت منابع آب باید به گونه‌ای صورت پذیرد تا مقادیر سالانه هر یک از شاخص‌های هیدرولوژیکی رودخانه کرخه تا حد امکان در دامنه تغییرات طبیعی آنها در دوره پیش از احداث سد واقع گردد.

واژه‌های کلیدی: سد کرخه، جنگل‌های کناررودی، متریک‌های سیمای سرزمین، فرآیندهای هیدرولوژیکی

۱. گروه محیط‌زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی خاتم الانبیاء (ص) بهبهان

۲. گروه محیط‌زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه علوم و فنون دریایی خرمشهر

* : مسئول مکاتبات، پست الکترونیکی:madadi@bkatu.ac.ir

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2026-11-15]

[DOR: 20.1001.1.24763128.1391.1.2.1.5]

مقدمه

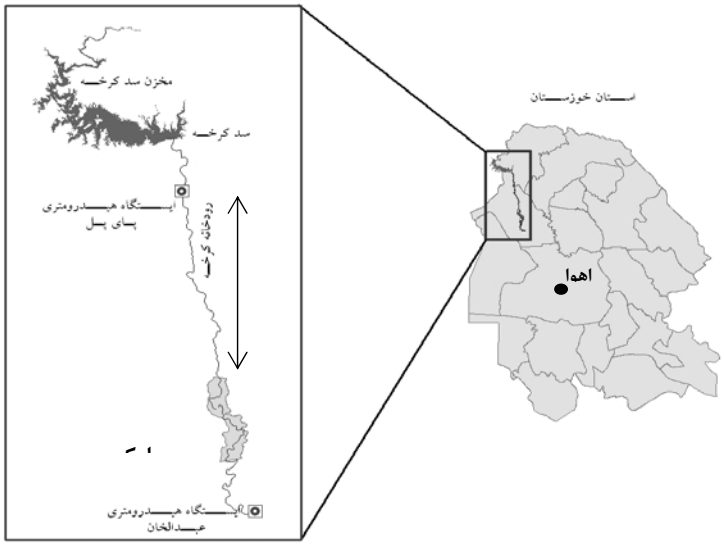
هدف از مدیریت اکوسیستم، حفظ یکپارچگی آن از طریق حفاظت گونه‌های بومی و فرآیندهای اکولوژیکی می‌باشد. برای این منظور باید ساختار، عملکرد و تغییرپذیری مطلوب اکوسیستم را تشریح کرد. هم‌چنین تفاوت‌های بین شرایط موجود و شرایط مطلوب را مشخص نمود (۲۸). سدها، مدیران منابع آب را قادر می‌سازند تا تغییرپذیری جریان طبیعی رودخانه‌ها را به نفع نیازهای بشری تغییر دهند (۳۱). سدها آبدهی طبیعی رودخانه‌ها را از طریق تأثیر بر میزان کل جریان، کیفیت آب و رخدادهای هیدرولوژیکی تغییر می‌دهند. سدها با تغییر در آورد رسوب و مواد آلی به اکوسیستم‌های ساحلی، منجر به تغییر ترکیب زیستگاه‌های کناررودی می‌شوند (۱۱و ۲۷). این تغییرات می‌توانند اثرات منفی روی خدمات هیدرولوژیکی و اکولوژیکی اکوسیستم رودخانه‌ای داشته باشند؛ که به نوبه خود میزان آسیب‌پذیری مردم وابسته به این خدمات را افزایش می‌دهند (۸). رودخانه‌ها دارای دامنه وسیعی از تغییرات درون سالی و برون سالی بوده که برای پایداری عملکرد اکوسیستم ضروری می‌باشد (۲۷ و ۲۸). دبی آب یکپارچگی اکولوژیکی سیستم‌های آبی را تنظیم کرده و پراکنش و فراوانی موجودات آبزی و کنارآبزی را محدود می‌کند (۲۷).

تأثیر آن بر مورفولوژی رودخانه، مهیایی زیستگاه، دمای آب و ثبات سفره آب زیرزمینی باعث می‌شود که نقش تعیین‌کننده‌ای در ارزش‌گذاری منابع آبی، از ارزش‌های اقتصادی و تفرج تا خدمات اکولوژیکی را داشته باشد (۱۲، ۲۱، ۲۵، ۲۷ و ۲۸). تعیین میزان توسعه منابع آبی همراه با کمترین تأثیرات منفی، یکی از چالش‌های اساسی در مدیریت منابع آب به‌شمار می‌رود (۳۳). بر همین اساس آبدهی رودخانه به‌عنوان یک نیروی محرک در اکوسیستم‌های رودخانه‌ای شناخته می‌شود (۲۷ و ۳۲). مناطق کناررودی به‌طور خاصی به تغییر شرایط هیدرولوژیکی حساس بوده و به‌عنوان شاخص مناسبی از تغییرات زیست‌محیطی صورت گرفته بر اثر احداث سد می‌باشند (۲۴). نواحی کناررودی علاوه بر ایجاد زیستگاه‌های متنوع، خدمات اکولوژیکی مختلفی نظیر کاهش دمای آب از طریق ایجاد سایه بر روی پهنه‌های آبی، حفظ کیفیت آب به‌وسیله کنترل فرسایش و تصفیه رواناب‌های سطحی، کاهش شدت سیلاب در پایین دست رودخانه، تغذیه آبخوان‌ها، تأمین منابع آبی در مناطق خشک، حمایت از تولیدات ثانویه نظیر آبزی پروری و تثبیت CO_2 از طریق انباشت مواد آلی را نیز ارایه می‌دهند (۲۲ و ۳۷). با توجه به وابستگی گیاهان کناررودی به جریان دبی رودخانه، یکی از تأثیرات مهم احداث سد، تغییر در ترکیب و غنای گونه‌ای آنها می‌باشد.

نواحی گیاهی کناررودی یکی از عناصر شاخص سیمای سرزمین بوده که واسطه مهم فعل و انفعالات محیط‌های آبی و خشکی می‌باشند (۲۳). الگوهای ساختاری تشکیل‌دهنده سیمای سرزمین به اندازه، شکل، تعداد، منشاء و از همه مهم‌تر چیدمان لکه‌ها در گستره سیمای سرزمین بستگی دارد (۱۳)، متریک‌ها شاخص‌هایی هستند که ویژگی‌های هندسی و الگوی پراکنش و توزیع اجزای ساختاری سیمای سرزمین را به‌صورت کمی درآورده و در شناخت تغییرات سیمای سرزمین کاربرد دارند (۹). لذا متریک‌های سیمای سرزمین ابزار مناسبی برای بیان ساختار سیمای سرزمین می‌باشند. با توجه به این‌که محدوده گسترش پارک ملی کرخه در دو طرف رودخانه کرخه بوده و از سوی دیگر گونه غالب گز در این محدوده شدیداً وابسته به آب می‌باشد؛ لذا تغییر در عملکرد هیدرولوژیکی رودخانه، ساختار گیاهان کناررودی را تحت تأثیر قرار خواهد داد. ساختار و عملکرد سیمای سرزمین همواره با یکدیگر در کنش متقابل بوده و تغییر در یکی منجر به تغییر در دیگری می‌شود. بر همین اساس هر گونه تغییر در سیستم رودخانه‌ای باعث بهم ریختگی عملکردهای طبیعی سیستم‌های هیدرولوژیکی شده و می‌تواند ظرفیت آنها را برای فرآیندهای کناررودی تحت تأثیر قرار دهد (۹ و ۲۰). یافتن ارتباطات بین ساختار و عملکرد سیمای سرزمین می‌تواند به پیش‌بینی اثرات فعالیت‌ها روی اکوسیستم‌های اکولوژیکی کمک کند (۲۰). مدیریت مؤثر اکوسیستم رودخانه‌ای نیازمند توصیف پارامترهای هیدرولوژیکی

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2026-11-15]

[DOR: 20.1001.1.24763128.1391.1.2.1.5]



شکل ۱. نقشه محدوده مطالعاتی

و درجه تغییر رژیم آبدهی تنظیمی نسبت به رژیم آبدهی طبیعی می‌باشد. تلاش‌ها در زمینه مدیریت اکوسیستم، باید در جهت حفاظت و یا احیا ویژگی‌های طبیعی روند آبدهی رودخانه متمرکز گردند (۳۰). برای این منظور تعیین شاخص‌های معنادار و قابل اندازه‌گیری جهت تأمین این اهداف ضروری می‌باشد (۱۹). رویکرد مورد استفاده در ارزیابی تغییر هیدرولوژیکی، براساس تفاوت در رژیم آبدهی بین دو بازه زمانی در یک ایستگاه آبسنجی می‌باشد(۲۸). در صورتی‌که آمار ثبت شده در یک ایستگاه آبسنجی به‌گونه‌ای باشد که بتوان این آمار را به دو بازه زمانی قبل و بعد از احداث سد تقسیم نمود، امکان تعیین درجه تغییر در رژیم آبدهی وجود خواهد داشت (۲۸). استفاده از روش تحلیل دامنه تغییرپذیری (Range of Variation Approach) (RVA) امکان تعیین دامنه تغییرپذیری دبی رودخانه را فراهم می‌کند. این روش به مدیران منابع آب اجازه تعیین اهداف مدیریتی – کاربردی را به‌صورت مجموعه‌ای از دستورالعمل‌های اجرایی یا برنامه احیا و بازسازی را می‌دهد (۳۳). از این رو شناخت تغییرات سیمای سرزمین در طی زمان برای ارزیابی اثرات زیست محیطی ناشی از توسعه، پیش‌بینی تغییرات سیمای سرزمین، ارزیابی نتایج استراتژی‌های مختلف مدیریتی و شناسایی مناطق حساس جهت طرح‌ریزی و مدیریت پایدار سرزمین ضروری می‌باشد (۷ و ۳۵). این تحقیق با هدف کمی کردن میزان تأثیر احداث سد کرخه بر جنگل‌های کناررودی در پارک ملی کرخه با استفاده از روش تحلیل دامنه تغییرپذیری (RVA) به همراه رویکرد بوم‌شناسی سیمای سرزمین صورت گرفته است. نتایج این تحقیق می‌تواند بر مدیریت بهتر بهره‌برداری از سد کرخه و تأثیر آن بر اکوسیستم‌های پایین دست ثمربخش باشد.

مواد و روش بررسی

محدوده مطالعاتی

پارک ملی کرخه که یکی از زیستگاه‌های مهم گوزن زرد ایرانی به‌شمار می‌رود، منطقه‌ای مسطح با ارتفاع متوسط ۵۰ متر و شامل بخشی از رودخانه کرخه و اراضی اطراف آن می‌باشد. دما و بارندگی متوسط سالیانه منطقه به‌ترتیب ۲۳ درجه سانتی‌گراد و ۲۴۰ میلی‌متر و اقلیم آن خشک بیابانی گرم می‌باشد. تیپ گیاهی غالب در منطقه توده‌های خالص گز و پده می‌باشد (۱). پارک ملی کرخه به‌عنوان منطقه مورد بررسی با مساحتی برابر با ۵۴۲۲ هکتار، در فاصله ۴۵ کیلومتری از سد کرخه در جهت جنوبی و پایین دست این سد قرار دارد. این منطقه در طول شرقی ″۱۵ ′۱۲ °۴۸ الی ″۰۵ ′۱۷ °۴۸ و عرض شمالی

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2026-11-15]

[DOR: 20.1001.1.24763128.1391.1.2.1.5]

″۱۰ ′۵۷ °۳۱ الی ″۴۵ ′۰۵ °۳۲ گسترش یافته است. شکل ۱، موقعیت سد و مخزن سد کرخه را نسبت به پارک ملی کرخه نشان می‌دهد.

روش تحقیق

به منظور بررسی تأثیر سد کرخه بر شاخص‌های سیمای سرزمین در پارک ملی کرخه ابتدا باید تغییرات صورت گرفته بر روی رژیم آبدهی این رودخانه در پایین دست بررسی گردد. از بین ایستگاه‌های موجود و با توجه به مختصات جغرافیایی منطقه مطالعاتی، تنها ایستگاه آبسنجی پای پل در پایین دست سد کرخه و قبل از پارک ملی کرخه وجود دارد. بر این اساس ایستگاه آبسنجی پای پل به‌عنوان ایستگاه مبنا جهت بررسی تأثیر سد کرخه بر پارک ملی انتخاب گردیده است. به منظور بررسی اجزای جریان آبدهی، از روش تحلیل دامنه تغییرپذیری (RVA) استفاده شده است. در این روش، که در سال ۱۹۹۷ توسط ریچتر و همکاران وی معرفی گردید، از ۳۱ پارامتر هیدرولوژیکی، با عنوان شاخص‌های تغییر هیدولوژیکی (Indicators of Hydrologic Alteration)(IHA)، برای ارزیابی تغییر جریان رودخانه استفاده می‌شود. این شاخص‌ها مطابق جدول ۱ به پنج طبقه تقسیم می‌شود (۲۸، ۳۰ و ۳۴).

در این روش مقادیر سالانه هر یک از شاخص‌ها در محدوده تغییرات طبیعی رژیم آبدهی بلند مدت رودخانه بررسی می‌گردد. براساس پژوهش‌های صورت گرفته با در نظر گرفتن دوره آماری حداقل دو دهه، اثرات اقلیمی بین سالی روی پارامترهای هیدرولوژیکی جریان به شدت کاهش می‌یابد (۲۶ و ۳۶). بر همین اساس روش RVA حداقل به آمار ۲۰ ساله جریان نیاز دارد. با استفاده از شاخص‌های IHA امکان مقایسه تغییرات جریان رودخانه در قبل و بعد از احداث سد وجود دارد (۳۰، ۳۴ و ۳۹). با توجه با زمان آبگیری سد کرخه در سال ۱۳۷۸ و هم‌چنین براساس اطلاعات موجود، آمار آبدهی ایستگاه پای پل به دو بخش پیش از احداث و پس از احداث تقسیم گردید. بر همین اساس آمار روزانه دبی رودخانه کرخه در ایستگاه آبسنجی پای پل از سال ۱۳۴۱ تا سال ۱۳۷۸ به‌عنوان آمار پیش از احداث و از سال ۱۳۷۹ تا ۱۳۸۸ به‌عنوان آمار پس از احداث در نظر گرفته شده است. با توجه به نقص آمار آبدهی در سال‌های ۱۳۶۱ و ۱۳۶۲ این دو سال در تحلیل‌ها در نظر گرفته نشد. با توجه به این‌که جریان آبدهی رودخانه کرخه در محدوده زمانی پیش از احداث سد دارای جریان طبیعی بوده است، لذا یک واحد بیشتر و یک واحد کمتر از انحراف از معیار مقادیر آبدهی در زمان پیش از احداث سد، برای تعیین دامنه تغییرپذیری طبیعی رودخانه کرخه استفاده شده است (۲۹ و ۳۴). در مرحله بعد درصد تغییر هر شاخص تحت عنوان ضریب تغییر هیدرولوژیکی، (Hydrologic Alteration(HA، براساس رابطه ۱ مشخص شد. ضریب تغییر هیدرولوژیکی میزان تغییر هر یک از شاخص‌های IHA را در مرحله پس از احداث نسبت به مرحله پیش از احداث بازگو می‌کند. در این رابطه فراوانی مشاهده شده، یعنی تعداد روزهایی از بازه زمانی پس از احداث سد که دبی در آن روز در محدوده دامنه تغییرپذیری قرار می‌گیرند و فراوانی مورد انتظار، برابر است با تعداد روزهای مورد انتظار در بازه زمانی پس از احداث سد که دبی باید در محدوده تغییرپذیری قرار داشته باشد. به منظور بررسی بهتر نتایج حاصل از روش RVA مقادیر درصد تغییر شاخص‌های هیدرولوژیکی را می‌توان مطابق جدول ۲ به سه طبقه تقسیم نمود (۲۹ و ۳۵).

در این رابطه مقادیر درصد تغییر هر شاخص به‌صورت مثبت و منفی می‌تواند باشد، به‌گونه‌ای که مقادیر مثبت نشان می‌دهد که فراوانی شاخص مورد نظر در دوره پس از احداث سد نسبت به دوره پیش از احداث سد افزایش یافته است و در مقابل مقادیر منفی نشان‌دهنده کاهش این فراوانی می‌باشند (۱۸، ۲۹ و ۳۴).

درصد تغییرشاخص = ((فراوانی مشاهده شده) − فراوانی مورد انتظار) / (فراوانی مورد انتظار) × ۱۰۰ [۱]

در مرحله بعد به منظور بررسی تأثیرات ناشی از تغییرات دبی

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2026-11-15]

[DOR: 20.1001.1.24763128.1391.1.2.1.5]

جدول ۱. گروه‌بندی شاخص‌های تغییر هیدرولوژیکی

گروه	عنوان	شاخص	اثر
اول	میزان آبدهی ماهانه	دبی ماهانه	اثر بر مهیایی و مطلوبیت زیستگاه برای موجودات آبزی، مهیایی رطوبت خاک برای گیاهان و مهیایی آب برای حیوانات خشکی‌زی
دوم	میزان و تداوم حداکثرها و حداقل‌ها	حداقل و حداکثرهای ۱، ۳، ۷، ۳۰ و ۹۰ روزه	تعیین‌کننده میزان تنش شرایط فوق‌العاده آبی نظیر سیلاب و خشک‌سالی
سوم	زمان‌بندی شرایط آبی سالانه	شماره روز حداقل و حداکثر جریان ۱ روزه	اثر بر زادآوری و مرگ و میر گونه‌ها (پویایی جمعیت)
چهارم	فراوانی و تداوم ضرب آهنگ‌های جریان رودخانه	تعداد و تدوام پالس‌های کم جریان و زیاد جریان	اثر بر تناوب و میزان رطوبت خاک، تبادل مواد آلی و عناصر غذایی بین رودخانه و دشت سیلابی
پنجم	نرخ تغییرات شرایط آبی	نرخ‌های افزایش و کاهش جریان، تعداد برگشت‌های جریان	اثر بر تنش‌های ناشی از کم آبی بر روی گیاهان در دوره کاهش جریان، به دام افتادن و محصور شدن موجودات در دوره افزایش جریان

جدول ۲. طبقه‌بندی درصد تغییر شاخص‌های هیدرولوژیکی

IHA (%)	درجه تغییر
۰ – ۳۳	کم
۳۴ – ۶۶	متوسط
> ۶۶	زیاد

رودخانه کرخه بر اثر احداث سد بر پارک ملی کرخه، از رویکرد بوم‌شناسی سیمای سرزمین استفاده شده است. بر همین اساس از ۸ متریک سیمای سرزمین جهت بررسی تغییرات در منطقه مورد مطالعه استفاده شده است. این متریک‌ها و ویژگی آنها در جدول شماره ۳ ذکر شده است.

این بخش از تحقیق با استفاده از نرم‌افزارهای IDRISI Andes و Fragstats3.3 انجام گرفته است. پیش نیاز بررسی ساختار سیمای سرزمین کمی سازی ساختار از طریق نقشه‌سازی و تهیه نقشه پوشش اراضی می‌باشد. برای این منظور و با توجه به اطلاعات موجود از تصویر ماهواره‌ای سنجنده TM ماهواره Landsat سال ۱۳۶۹ برای بررسی ساختار سیمای سرزمین در بازه زمانی پیش از احداث سد، و از تصویر ماهواره‌ای سنجنده Liss III ماهواره IRS سال ۱۳۸۷ جهت کمی کردن این ساختار برای دوره پس از احداث سد استفاده گردید است. در این مرحله از بررسی با استفاده از نرم‌افزار Erdas Imagine 9.1، ابتدا با استفاده از نقاط برداشت زمینی عمل تطابق هندسی تصاویر TM و Liss III به روش نزدیک‌ترین همسایگی با خطای متوسط ریشه مربعات ۰/۲۴ پیکسل انجام گردید. سپس براساس نتایج حاصل از روش میزان تفکیک‌پذیری نمونه‌های آموزشی، از ترکیب باندی ۴۳۱ در هر دو تصویر جهت طبقه‌بندی نظارت شده و به روش حداکثر احتمال استفاده شده است (۵). با توجه به هدف مطالعه حاضر و خصوصیات طیفی عوارض و نوع پوشش‌های موجود در منطقه، پنج طبقه شامل منابع آبی، پوشش درختزاری متراکم، پوشش درختزاری تنک، کاربری کشاورزی و مرتع جهت طبقه‌بندی تصاویر در نظر گرفته شد. به منظور بررسی

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2026-11-15]

[DOR: 20.1001.1.24763128.1391.1.2.1.5]

جدول ۳. متریک‌های سیمای سرزمین

سطح مطالعه	متریک سیمای سرزمین	توضیح	دامنه تغییر	واحد
C	مساحت طبقه	مجموع مساحت هر نوع کاربری را نشان می‌دهد.	CA >0	هکتار
C	درصد مساحت	درصد مساحت هر یک از انواع کاربری را نشان می‌دهد.	0 < PLAND ≤ 100	درصد
C	تعداد لکه	مجموع تعداد لکه هر نوع کاربری را نشان می‌دهد.	NP > 1	-
C	تراکم لکه	تعداد لکه در هر واحد مساحت را نشان می‌دهد.	PD >0	تعداد در ۱۰۰ هکتار
C	متوسط اندازه لکه	میانگین اندازه لکه هر نوع کاربری را نشان می‌دهد.	AREA_MN	هکتار
C	بزرگ‌ترین لکه	درصدی از سرزمین با بزرگ‌ترین لکه را نشان می‌دهد.	0 < LPI ≤ 100	درصد
C	نمایه مجاورت	میزان انزوای لکه‌ای هر نوع کاربری را نشان می‌دهد.	PROX ≥ 0	-
C	نمایه پراکندگی	میزان پراکندگی نسبی هر نوع کاربری را نشان می‌دهد.	0 < IJI ≤ 100	درصد

CA: Class Area PLAND: Percentage of Landscape NP: Number of Patches PD: Patch Density LPI: Largest Patch Index PROX: Proximity Index IJI: Interspersion and Juxtaposition Index

جدول ۴. معیارهای صحت‌سنجی نقشه‌های تهیه شده

تصویر	سال (شمسی)	صحت کلی (٪)	ضریب کاپا (٪)
TM	۱۳۶۹	۹۱	۹۰
Liss-III	۱۳۸۷	۹۳	۹۳

طبقه‌بندی صورت گرفته از روش نمونه‌گیری تصادفی استفاده گردید. نتایج حاصل از این طبقه‌بندی در جدول ۴ ارایه شده است که نشان‌دهنده کیفیت مناسب نقشه‌های حاصل جهت بررسی ساختار سیمای سرزمین می‌باشد.

نتایج

شاخص‌های هیدرولوژیکی

نتایج بررسی تغییرات صورت گرفته در ۳۱ شاخص هیدرولوژیکی رودخانه کرخه در محل ایستگاه هیدرومتری پای پل در جدول ۵ نشان داده شده است. براساس این جدول، میزان انحراف از معیار دبی ماهانه از دامنه قابل قبول در تمامی ماه‌ها به‌جز ماه‌های آبان و آذر بالا می‌باشد. شکل ۲ نشان‌دهنده تغییرات متوسط ماهانه دبی در ایستگاه پای پل در دوره‌های قبل و پس از احداث سد کرخه می‌باشد. متوسط دبی ماهانه در دوره پس از احداث سد از خرداد ماه تا مهر ماه افزایش و از آبان ماه تا اردیبهشت ماه کاهش یافته است. بیشترین افزایش در مرداد ماه و بیشترین کاهش دبی متوسط در فروردین ماه صورت پذیرفته است. شکل ۳ نشان‌دهنده تغییرات دبی متوسط در فروردین ماه می‌باشد. شاخص‌های هیدرولوژیکی گروه دوم نشان می‌دهند که حداقل‌های سالیانه ۱، ۳، ۷، ۳۰ و ۹۰ روزه در دوره قبل و بعد از احداث سد تفاوت چشمگیری نداشته و تنها حداقل ۳ روزه کاهش یافته و بقیه حداقل‌ها افزایش داشته‌اند. هم‌چنین حداقل‌های ۷، ۳۰ و ۹۰ روزه پایین‌تر از دامنه قابل قبول بوده‌اند. در مقابل حداکثرهای

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2026-11-15]

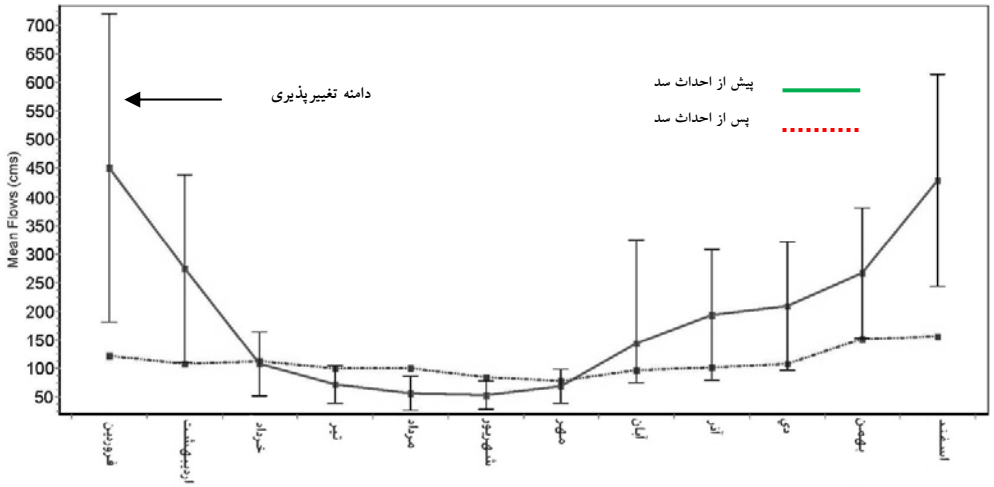
[DOR: 20.1001.1.24763128.1391.1.2.1.5]

جدول ۵. مقادیر شاخص‌های تغییر هیدرولوژیکی ایستگاه پای پل در دوره‌های قبل و بعد از احداث سد کرخه

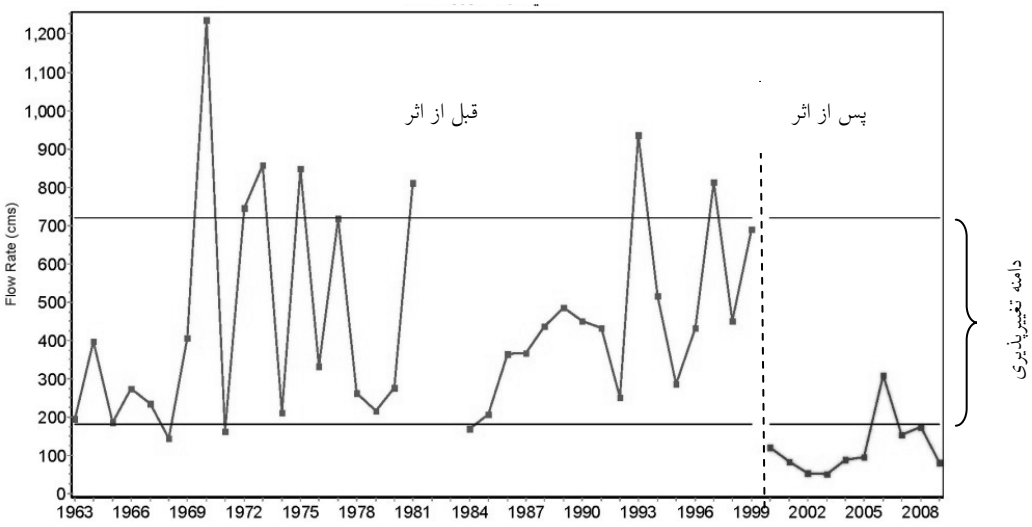
درصد تغییر	دامنه تغییرپذیری		٪ / تفاضل میانگین قبل و بعد	پس از احداث سد ۱۳۷۹ – ۱۳۸۸			پیش از احداث سد ۱۳۴۲ –۱۳۷۸			شاخص‌های هیدرولوژیکی
	حد بالا	حد پایین		حداکثر	حداقل	میانگین	حداکثر	حداقل	میانگین	
گروه اول – اندازه جریان آب ماهانه										
۴۳/۵۵ –	۹۷/۴۸	۳۸/۴۱	۰/۶۷۹	۱۴۳/۹	۳۳/۰۱	۷۸/۳۳	۱۶۹	۳۲/۹۴	۶۷/۹۴	مهر
۵/۸۰ –	۳۲۴/۴	۷۵/۸۴	۱/۴۳	۱۳۹/۴	۶۲/۳۴	۹۶/۴۱	۱۱۴۵	۵۳/۸۸	۱۴۳/۴	آبان
۳/۷۰	۳۰۶/۴	۷۹/۶۳	۱/۹۳	۱۲۹	۶۰/۲۵	۱۰۲	۵۹۹/۴	۵۷/۱۳	۱۹۳	آذر
۴۶/۱۵–	۳۲۲/۲	۹۶/۶۵	۲/۰۹	۱۷۵/۵	۶۱/۲۳	۱۰۸/۱	۵۹۰/۷	۶۸/۳۹	۲۰۹/۴	دی
۳۹/۱۳ –	۳۸۰/۱	۱۵۳/۲	۲/۶۶	۳۲۰/۷	۶۱/۴۵	۱۵۱/۸	۵۶۲/۸	۱۱۲/۶	۲۶۶/۶	بهمن
۵۹/۶۲ –	۸۵۷/۷	۱۵۸/۳	۵/۰۸	۴۶۸/۸	۶۹/۳۲	۱۵۴/۷	۱۷۸۰	۱۳۷/۶	۵۰۸	اسفند
۸۶ –	۷۲۰/۷	۱۸۲/۲	۴/۵۱	۳۰۸/۶	۵۲/۱	۱۲۱/۱	۱۲۳۶	۱۴۳	۴۵۱/۵	فروردین
۴۱/۶۷ –	۴۳۸/۷	۱۱۰/۵	۲/۷۵	۲۷۹/۴	۳۵/۷۹	۱۰۷/۹	۶۵۲/۱	۷۹/۱	۲۷۴/۶	اردیبهشت
۷۰/۸۳ –	۱۶۴/۳	۵۰/۷۱	۱/۰۷	۲۴۰	۳۳/۰۷	۱۱۱/۵	۲۵۱/۴	۲۹/۰۵	۱۰۷/۵	خرداد
۳۵/۱۹ –	۱۴/۵	۳۷/۷۸	۰/۷۱	۱۹۱/۷	۲۹/۶۴	۹۹/۸۵	۱۶۹	۲۸/۳۲	۷۱/۱۴	تیر
۳۷/۵ –	۸۴/۷۴	۲۶/۳۷	۰/۵۶	۱۶۴/۸	۲۶/۵۱	۱۰۰/۱	۱۶۹	۰	۵۵/۵۵	مرداد
۶۶/۱۳ –	۷۸/۴۵	۲۹/۱۵	۰/۵۴	۱۶۰/۴	۳۵/۶۳	۸۳/۵	۱۶۹	۲۵/۲	۵۳/۶۵	شهریور
گروه دوم – اندازه تداوم وقایع حدی سالانه										
۲۸/۹۵	۴۳/۸۶	۳/۴۱	۰/۲۴	۶۲/۸	۰	۳۱/۳۹	۶۷/۶	۰	۲۳/۶۴	حداقل ۱ روزه
۱/۱۶	۶۶/۸۴	۱۵/۳۹	۰/۴۱	۷۰/۲۷	۲۴/۶	۳۹/۹۱	۱۶۹	۰	۴۱/۱۲	حداقل ۳ روزه
۹/۶۸	۶۷/۶۱	۱۶/۲۳	۰/۴۲	۷۲/۸۷	۲۵/۱۷	۴۳/۳۵	۱۶۹	۰	۴۱/۹۲	حداقل ۷ روزه
۲۳/۴۴	۷۰/۲۲	۱۹/۳۳	۰/۴۵	۹۳/۱۶	۲۶/۲	۵۱/۵۵	۱۶۹	۰	۴۴/۷۷	حداقل ۳۰ روزه
۳۴/۳۸	۷۵/۸۹	۲۷/۹۱	۰/۵۲	۱۱۲/۷	۲۸/۱	۶۵/۷۲	۱۶۹	۲۷/۷۳	۵۱/۹	حداقل ۹۰ روزه
۸۶/۵۴	۲۸۰۳	۵۸۴/۶	۱۶/۹۲	۹۰۹	۱۴۲	۴۰۷/۳	۵۲۰۳	۲۱۹	۱۶۹۴	حداکثر ۱ روزه
۷۵ –	۱۹۷۲	۵۰۶/۴	۱۲/۳۹	۷۰۴/۷	۱۱۸/۳	۳۵۲/۳	۳۶۹۶	۲۰۶/۷	۱۲۳۹	حداکثر ۳ روزه
۵۰ –	۱۴۸۷	۲۸۹/۹	۹/۳۹	۵۰۵/۴	۱۱۱/۹	۲۹۵/۸	۲۶۹۷	۱۹۴/۴	۹۳۸/۶	حداکثر ۷ روزه
۳۹/۱۳	۹۱۰/۴	۲۷۱/۹	۵/۹۱	۴۳۷	۸۷/۵۶	۲۲۵/۴	۱۳۲۲	۱۴۵/۶	۵۹۱/۱	حداکثر ۳۰ روزه
۵۶/۲۵	۵۵۷/۲	۱۹۰/۶	۳/۷۴	۲۶۲	۷۱/۱۴	۱۶۰	۸۲۴/۷	۱۲۲/۴	۳۷۳/۹	حداکثر ۹۰ روزه
گروه سوم – زمان‌بندی شرایط آبی سالانه										
۲۷/۰۸	۲۸۳/۴	۱۱۹/۸	۲/۰۲	۳۰۶	۲۶	۱۵۷/۵	۲۹۲	۸۰	۲۰۱/۶	شماره روز حداقل جریان ۱ روزه
۵۳/۳۳	۱۰۵/۷	۵۷	۰/۵۵	۳۴۶	۶	۱۰۶/۳	۳۶۵	۸	۵۴/۷۷	شماره روز حداکثر جریان ۱ روزه
گروه چهارم – تداوم و تناوب پالس‌های کم و زیاد جریان										
۷۵/۸۶	۳/۴۷۴	۰/۸۱۱	۰/۰۲	۱۸	۰	۸	۶	۰	۲/۱۴۳	تعداد پالس‌های کم جریان
۵۹/۶۲	۹۱/۹	۱۵/۰۲	۰/۵۳	۴۸	۱	۱۵/۴	۱۴۹	۱	۵۳/۴۶	تداوم پالس‌های کم جریان
۷۴/۰۷	۷/۳۵	۱/۷۹۲	۰/۰۵	۱۰	۰	۲	۱۲	۰	۴/۵۷۱	تعداد پالس‌های زیاد جریان
۸۲/۵	۱۴/۲۷	۳	۰/۰۸	۳/۲	۱	۱/۹۳۳	۲۶/۷۵	۱.۶	۷/۷۰۴	تداوم پالس‌های زیاد جریان
گروه پنجم – نرخ فرکانس تغییرات شرایط آبی متوالی										
۵۴/۳۵	۹۸/۲۱	۲۳/۲۱	۰/۶	۴۰/۶۳	۵/۲۷	۲۰/۶۳	۱۵۲/۹	۱۲/۱۸	۶۰/۷۱	نرخ افزایش جریان
۱۶ –	۱۲/۴۶	۴۰/۰۳	۰/۲۶	۵/۰۵	۴/۷۴	۱۸/۸۹	۵/۸۴۷	۶۷/۶۳	۲۶/۲۵	نرخ کاهش جریان
۱۰۰ –	۹۰/۰۶	۵۰/۱۷	۰/۷	۲۲۷	۹۶	۱۶۷/۳	۱۱۲	۱۱	۷۰/۱۱	تعداد برگشت‌های جریان

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2026-11-15]

[DOR: 20.1001.1.24763128.1391.1.2.1.5]



شکل ۲. نمودار تغییرات دبی متوسط ماهیانه قبل و پس از احداث سد کرخه همراه با حدود تغییرات



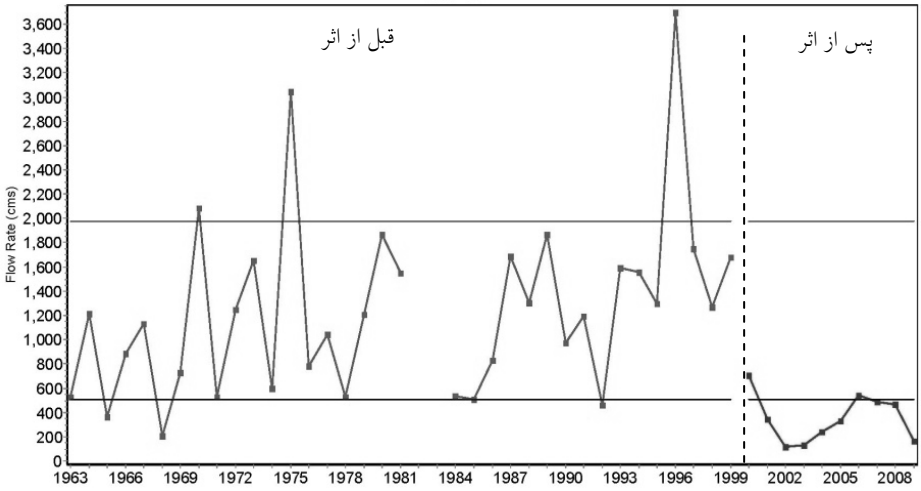
شکل ۳. نمودار تغییرات دبی متوسط فرودین ماه قبل و پس از احداث سد کرخه همراه با حدود تغییرات

سالیانه فوق به‌شدت تغییر یافته به گونه‌ای که حداکثرهای ۱ و ۳ روزه میزان انحراف زیاد و حداکثرهای ۷، ۳۰ و ۹۰ روزه میزان انحراف متوسط از دامنه تغییرپذیری قابل قبول را نشان می‌دهند(شکل ۴). با توجه به این‌که در این روش بررسی روزهای سال از شماره ۱ تا ۳۶۵ روز شماره‌گذاری شده‌اند، لذا نتایج نشان می‌دهد که شماره روز رخداد حداقل دبی ۱ روزه، از گروه سوم، در دوره پس از احداث سد زودتر از دوره قبلی اتفاق می‌افتد و شماره روز رخداد حداکثر دبی ۱ روزه دیرتر صورت می‌پذیرد که اختلاف رخداد حداقل ۱ روزه کم بوده ولی اختلاف رخداد حداکثر ۱روزه در دوره پس از احداث زیاد می‌باشد. در گروه چهارم از شاخص‌های هیدرولوژیکی میزان و جهت انحراف تعداد پالس‌های کم و زیاد سالیانه، از دامنه تغییرپذیری قابل قبول براساس آنچه که پیش از احداث سد اتفاق افتاده بود در دوره پس از احداث سد یکسان بوده و هر دو با درجه انحراف زیاد، کمتر از دامنه تغییرپذیری قرار دارند. اما این دو شاخص از نظر درصد تفاضل کاملاً با یکدیگر متفاوت بوده به‌گونه‌ای که تعدا پالس‌های حداقل سالیانه ۲۸۳٪ افزایش و تعداد پالس‌های حداکثر سالیانه ۵۶٪ کاهش داشته است.

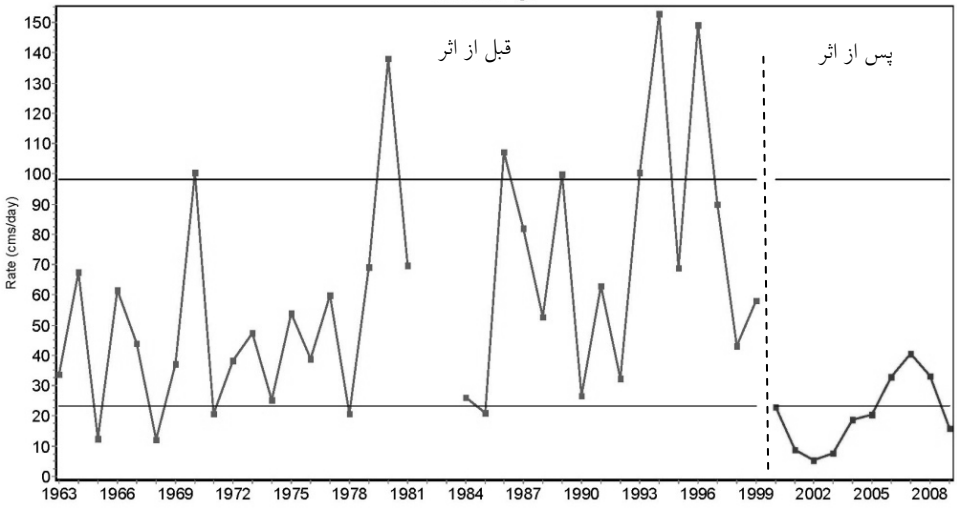
همچنین تداوم پالس‌های حداقل و حداکثر تقریباً به یک

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2026-11-15]

[DOR: 20.1001.1.24763128.1391.1.2.1.5]



شکل ۴. نمودار تغییرات حداکثر دبی ۳ روزه سالیانه قبل و پس از احداث سد کرخه همراه با حدود تغییرات



شکل ۵. نمودار تغییرات نرخ افزایش جریان قبل و پس از احداث سد کرخه همراه با حدود تغییرات

نسبت در دوره پس از احداث سد کاهش داشته‌اند. در گروه پنجم نرخ کاهش و نرخ افزایش جریان، روند نزولی داشته‌اند به‌گونه‌ای که هردو به‌ترتیب ۲۸٪ و ۶۶٪ در دوره پس از احداث سد کرخه کاهش یافته‌اند(شکل شماره ۵). از این دو شاخص، میزان انحراف نرخ افزایش جریان از دامنه قابل قبول بیشتر بوده و این انحراف با درجه متوسط می‌باشد. شاخص تعداد بازگشت‌های دبی در این گروه برابر است با تعداد دفعاتی که دبی از دوره افزایش جریان به دوره کاهش جریان و یا برعکس تغییر می‌یابد. نتایج نشان‌دهنده افزایش ۱۳۹ درصدی تعداد بازگشت‌های جریان در دوره پس از احداث سد بوده و درجه انحراف از دامنه تغییرپذیری دوره پیش از احداث سد زیاد می‌باشد.

متریک‌های سیمای سرزمین

حریم پیشنهادی مناسب برای زیستگاه‌های کنار رودی می‌تواند بین ۳۰ تا ۵۰۰ متر و برای عملکرد حفاظتی جنگل‌های کناررودی در حفظ کیفیت آب بین ۵ تا ۳۰ متر باشد (۱۶ و ۱۷). با توجه به این‌که هدف این تحقیق تأثیر سد بر الگوی مکانی جنگل‌های کناررودی بوده و از آنجا که گیاهان کناررودی نسبت به سایر گیاهانی که در فاصله دورتری از

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2026-11-15]

[DOR: 20.1001.1.24763128.1391.1.2.1.5]

رودخانه کرخه قرار دارند بیشتر تحت تأثیر تغییرات رژیم آبدهی رودخانه می‌باشند، به منظور حذف اثر پارامتر اقلیم در این بررسی تنها حریم ۵۰ متری از دو طرف رودخانه در محدوده پارک ملی کرخه مورد بررسی قرار گرفته است. با توجه به هدف این مطالعه، از انواع مختلف پوشش اراضی که در منطقه وجود دارد تنها پوشش درختزار موجود در حریم ۵۰ متری رودخانه مدنظر قرار گرفته است. بر همین اساس نتایج حاصل برای پوشش درختزار برای دو دوره پیش از احداث سد و پس از آن در حریم ۵۰ متری رودخانه کرخه واقع در پارک ملی مزبور در جدول شماره ۶ ارایه شده است. نتایج نشان می‌دهد که وسعت پوشش درختزار در دوره پس از احداث سد به میزان ۱۴۲/۶ هکتار رسیده است و این درحالی است که در دوره قبل از احداث ۱۹۸/۷ هکتار بوده است و در نتیجه کاهشی به میزان ۵۶/۱ هکتاری را داشته است. فرآیند تجزیه‌شدگی (Fragmentation)، در سیمای سرزمین باعث خردشدگی لکه‌های درختزار و ایجاد لکه‌های کوچک در سرزمین می‌گردد. شاخص‌های تعداد لکه،NP، و تراکم لکه در واحد سطح، PD، به‌خوبی در آشکارسازی این فرآیند عمل می‌کنند (۲۰). بر همین اساس مشاهده می‌شود که تعداد لکه‌ها و تراکم لکه‌های درختزار در حاشیه رودخانه در دوره پس از احداث سد به‌ترتیب ۲۱۹ و ۶۵/۴ در هر ۱۰۰ هکتار بوده که در مقایسه با مقادیر ۹۰ و ۲۲/۳ در هر ۱۰۰ هکتار، روند افزایشی را نشان می‌دهد. در صورتی‌که این دو شاخص در کنار شاخص متوسط اندازه لکه، AREA_MN، بررسی شود چنین می‌توان استدلال کرد که در دوره پس از احداث سد پوشش درختزاری در حریم ۵۰ متری از رودخانه دچار فرآیند تجزیه‌شدگی گردیده است.

زیرا با خرد شدن لکه‌های بزرگ‌تر، لکه‌های کوچک‌تر و تعداد بیشتر در واحد سطح تشکیل می‌گردد. براساس نتایج، شاخص متوسط اندازه لکه در دوره پیش از احداث، کاهش ۱/۵ هکتاری را نشان می‌دهد. در دوره پیش از احداث سد بزرگ‌ترین لکه، LPI، درختزار ۳/۷٪ از حریم ۵۰ متری رودخانه کرخه را به‌خود اختصاص داده بود و این درحالی است که پس از احداث سد این مقدار به ۲/۳٪ کاهش یافته است. با توجه به شاخص‌های فوق دور از انتظار نمی‌باشد که لکه‌های درختزاری پس از احداث سد بر اثر فرآیند تجزیه‌شدگی ایزوله گردند، به‌گونه‌ای که مقادیر شاخص نزدیکی و مجاورت، PROX، مؤید این موضوع می‌باشد. میزان انزوای لکه‌های درختزاری در دوره پس از احداث سد به میزان ۳۷٪ کاهش یافته است. یکی از مهم‌ترین نتایج انزوای لکه‌ای، تغییر الگوهای جابجایی جانوران و در نتیجه انزوای جمعیت‌های جانوری می‌باشد. با وجود تجزیه صورت گرفته در خصوص کلاس درختزار، با کاهش شاخص پراکندگی و مجاورت، IJI، از مقدار ۶۱/۲٪ در دوره پیش از احداث به ۴۹/۴٪ در دوره پس از احداث روبرو هستیم که این امر نشان‌دهنده حفظ یکپارچگی این کلاس در حریم مورد بررسی می‌باشد.

بحث و نتیجه‌گیری

اهمیت حفاظت محیط‌زیست و اعمال معیارهای زیست‌محیطی به‌تدریج و با روندی افزایشی مورد توجه قرار گرفته است. امروزه این موضوع که سیاست‌های توسعه اقتصادی باید با اهداف زیست‌محیطی مناسبت و مطابقت داشته باشند، مورد قبول همگان می‌باشد. در فصل هجدهم دستور کار ۲۱ کنفرانس محیط‌زیست و توسعه سازمان ملل متحد (UNCED)، در ارتباط با حفظ کیفیت و تأمین آب شیرین، حفاظت از محیط‌زیست و منابع طبیعی به‌عنوان پایه و اساس توسعه منابع آبی برای توسعه کشاورزی و مصارف روستایی مورد تأکید قرار گرفته است (کمیته ملی آبیاری و زه‌کشی ایران،۱۳۷۷). با توجه به پیچیدگی اکوسیستم‌های طبیعی و کنش‌های متقابلی که بین عناصر آنها وجود دارد، هر گونه تغییر در اکوسیستم‌های طبیعی دارای تأثیرات متعددی خواهد بود. براساس تئوری پیچیدگی که در دهه ۶۰ میلادی مطرح شد، می‌توان پیچیدگی را توانایی خود سازماندهی سیستم و دستیابی به مرزی بهینه از تعامل و

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2026-11-15]

[DOR: 20.1001.1.24763128.1391.1.2.1.5]

پاسخگویی به شرایط محیط تعریف نمود (۶). شاخص‌های اکولوژیکی در ساده‌سازی این پیچیدگی‌ها نقش مهمی داشته و از طریق این شاخص‌ها می‌توان به نحوه تعامل و پاسخگویی محیط به توسعه صورت گرفته در آن پی برد. در این بررسی برای ساده‌سازی پیچیدگی‌های حاکم بر اکوسیستم رودخانه کرخه از دو سری شاخص‌های اکولوژیکی شامل شاخص‌های تغییر هیدرولوژیکی و متریک‌های بوم‌شناسی سیمای سرزمین استفاده گردید. شاخص‌های هیدرولوژیکی نشان دادند که با احداث سد کرخه بر روی این رودخانه، شرایط هیدرولوژیکی حاکم در طی ۳۵ سال قبل از احداث سد (براساس اطلاعات موجود) بر رودخانه کرخه به‌ویژه در پایین دست سد به‌طورکلی تغییر یافته است و با توجه به دامنه‌های تغییرپذیری به‌دست آمده از دوره قبل از احداث سد، تمامی شاخص‌ها تحت تأثیر قرار گرفته است. با توجه به این‌که در ۸۳٪ از ماه‌های سال میزان عدم دستیابی به شرایط هیدرولوژیکی حاکم در دوره قبل از احداث سد از درجه تغییر متوسط و زیاد برخوردار می‌باشد، لذا این امر بر میزان مهیایی رطوبت خاک برای گیاهان حاشیه رودخانه اثر مستقیم داشته است، به‌گونه‌ای که در دوره پس از احداث سد با کاهش ۵۶ هکتاری درختزار متراکم در حریم ۵۰ متری رودخانه مواجه بوده‌ایم. شاخص‌های هیدرولوژیکی نشان دادند که احداث سد کرخه به‌خوبی توانسته است تنش‌های هیدرولوژیکی موجود در اکوسیستم رودخانه کرخه را در پایین دست کنترل کرده و آنها را تعدیل نماید.

یکی از انواع تنش‌های هیدرولوژیکی موجود در این اکوسیستم وقوع سیلاب‌های متعدد می‌باشد که شاخص‌های حداکثر ۱ و ۳ روزه بازگو کننده این نوع از تنش‌ها می‌باشند. براساس نتایج حداکثر ۱ و ۳ روزه با درجه تغییر زیاد در دوره پس از احداث سد کاهش قابل ملاحظه‌ای را داشته‌اند که این می‌تواند بیانگر موفقیت در کنترل سیلاب‌های این رودخانه باشد. از سوی دیگر حداقل‌های یک روزه که شاخصی برای کم آبی رودخانه می‌تواند باشد در دوره پس از احداث سد کاهش یافته است که نشان‌دهنده تنظیم دبی رودخانه در این دوره می‌باشد. با کاهش تعداد و تداوم پالس‌های حداقل و حداکثر سالیانه در دوره پس از احداث سد میزان و تناوب رطوبت خاک در حاشیه رودخانه و تبادل مواد آلی و عناصر غذایی بین رودخانه و دشت سیلابی و مهیایی مواد معدنی خاک تحت تأثیر قرار گرفته است که این امر منجر به کاهش شاخص بزرگ‌ترین اندازه لکه و متوسط اندازه لکه‌های درختزار متراکم گردیده است. شاخص‌های نرخ کاهش و افزایش جریان به‌خوبی بازگوکننده استقرار دبی تنظیمی در دوره پس از احداث سد می‌باشد، به‌گونه‌ای که با کاهش طبیعی رژیم آبدهی رودخانه دبی افزایش یافته و با افزایش طبیعی آن دبی رودخانه کاهش می‌یابد. به‌طورکلی با توجه به تغییر شرایط هیدرولوژیکی پایین دست سد کرخه بر اثر احداث سد و تأثیر این تغییر فرآیند در ساختار سیمای سرزمین حاشیه رودخانه می‌توان چنین اذعان نمود که در اکوسیستم رودخانه کرخه فرآیندهای هیدرولوژیکی و الگوهای ساختاری سیمای سرزمین در حاشیه رودخانه دارای کنش متقابل بوده و ارتباط مستقیمی با یکدیگر دارند.

از اهداف مهم احداث سد کرخه تنظیم دبی رودخانه کرخه و کنترل سیلاب‌های آن می‌باشد، کنترل این سیلاب‌ها که در تغذیه و تأمین شرایط اکولوژیکی دشت‌های سیلابی نقش بسزایی داشتند در دوره پس از احداث سد منجر به بروز پدیده تجزیه‌شدگی (Frgmentation) در الگوی پوشش درختزاری در حاشیه رودخانه کرخه شده است. لذا با توجه به نتایج مثبت احداث سد در زمینه تأمین آب بخش کشاورزی و شرب و جلوگیری از خسارت وارده ناشی از سیلاب‌های متعدد می‌باشد، به منظور حفظ شرایط اکولوژیکی در پایین دست رودخانه کرخه به‌خصوص در مناطق ارزشمند اکولوژیکی (منطقه حفاظت شده و پارک ملی کرخه)، مدیریت و برنامه‌ریزی منابع آب جهت بهره‌برداری باید به‌گونه‌ای صورت پذیرد تا مقادیر سالانه هر یک از شاخص‌های هیدرولوژیکی رودخانه کرخه در محدوده تغییرات طبیعی آنها در دوره پیش از احداث سد واقع شود. با توجه به این‌که امروزه یکی از موضوعات مهم در زمینه بهره‌برداری بهینه از منابع آب به‌ویژه

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2026-11-15]

[DOR: 20.1001.1.24763128.1391.1.2.1.5]

مخازن سدها توجه به مسائل زیست‌محیطی و تعیین حقابه زیست‌محیطی می‌باشد، احداث سدهای بزرگ همچون سد کرخه در مناطقی که از نظر شرایط اکولوژیکی بسیار حساس و شکننده می‌باشند، توجه به موضوع پایش زیست محیطی در مرحله بهره‌برداری از سد را بیش از پیش آشکار می‌سازد، نتایج حاصل از این تحقیق نشان می‌دهد که عملکرد حاصل از فرآیند هیدرولوژیکی به‌طور مستقیم بر پوشش درختزاری کناررودی مؤثر است. در صورتی‌که این فرآیند در گستره سیمای سرزمین به‌خوبی مدیریت نگردد، می‌تواند در کاهش مناطق حساس و ارزشمند اکولوژیکی در استان خوزستان تأثیرگذار باشد. برای آن‌که بتوان به یک الگوی مناسب در زمینه بهره‌برداری از سد کرخه جهت دستیابی به پایداری اکولوژیکی به‌ویژه در پایین دست سد رسید، انجام تحقیقات بیشتر در زمینه شناسایی گونه‌های گیاهی در سر تا سر رودخانه کرخه جهت تعیین دوره‌های حساس زیستی و زادآوری آنها، تهیه نقشه پراکنش و تراکم پوشش گیاهی در مقیاس مناسب، تعیین حقابه زیست‌محیطی سد کرخه و هم‌چنین با استفاده از شاخص‌های هیدرولوژیکی مشخص نمودن بازه‌های زمانی مناسب در طول سال جهت رهاسازی دبی مورد نیاز براساس حقابه زیست‌محیطی مورد نیاز است.

منابع مورد استفاده

۱. درویش صفت، ع.ا. ۱۳۸۵. *اطلس مناطق حفاظت شده ایران*. دانشگاه تهران.

۲. کمیته ملی آبیاری و زه‌کشی ایران.۱۳۷۷. تحلیلی بر ارزیابی اثرات زیست‌محیطی طرح‌های آبیاری و زه‌کشی. وزارت نیرو.

۳. طالبی امیری، ش.، د. آذری، ح. صادقی و ر. صوف باف. ۱۳۸۸. تحلیل تخریب سیمای سرزمین حوزه آبخیز نکا با استفاده از متریک‌های اکولوژی سیمای سرزمین. مجله علوم محیطی۶(۳):۱۳۳-۱۴۴.

۴. غروی، م. و ا. ایزددوستدار. ۱۳۷۹. مطالعات اجمالی محیط‌زیست نیروگاه برق آبی کرخه، چهارمین کنفرانس سدسازی ایران.

۵. فاطمی، ب. و ی. رضایی. ۱۳۸۵. *مبانی سنجش از دور*. انتشارات آزاده.

۶. مثنوی، م.ر. و ه. سلطانی فرد. ۱۳۸۵. منظر پیچیده و پیچیدگی منظر بررسی نقش پیچیدگی در پایداری سیستم‌های اکولوژیک. مجله علوم محیطی۴(۲):۸۵-۱۰۰.

۷. مددی، ح. و م. اشرف‌زاده. ۱۳۸۹. بررسی تغییرات پوشش سرزمین در محدوده تالاب بامدژ با رویکرد بوم‌شناسی سیمای سرزمین. مجله علوم و فنون دریایی ایران ۹(۱):۵۱-۶۱.

۸. معاونت امور آب و آبفا وزارت نیرو، ۱۳۸۸. راهنمای تعیین حداقل آب مورد نیاز اکوسیستم‌های آبی. نشریه شماره ۳۵۲ – الف.

9. Bell, S. 1999 Landscape: Pattern, Perception and Process. Spon Press, London and New York.
10. Carlsen, W. S. *et al*. 2004. Watershed dynamics. National Science Teachers Association.
11. Carmen, R. 2005. Developing indicators of ecosystem condition using geographic information systems and remote sensing. *Regulation Environmental Change* 5: 205–214.
12. Doyle, M.W., E.H. Stanley, D.L. Strayer, R.B. Jacobsen and J.C. Schmidt. 2005. Effective discharge analysis of ecological processes in streams. *Water Resource Research* 42: W11411 doi:10.1029/2005WR004222.
13. Farina, A. 1998. Principles and Methods in Landscape Ecology. Chapman and Hall Pub., USA.
14. Gergel, S.E, M.G. Turner, J.R. Miller, J.M. Melack and E.H. Stanely. 2002. Landscape Indicators of human imapcts to riverine systems. *Aquatic Science* 64: 118-128.
15. Gorman, G.T. and I.R. Karr. 1978. Habitat Structure and structure and fish communities. *Ecology* 59: 507-515.
16. Jontos, R. 2004. Vegetative buffers for water quality protection: an introduction and guidance document, Connecticut Association of Wetland Scientists White Paper on Vegetative Buffers. Draft version 1.0, 22pp.
17. Hawes, E. and M. Smith. 2005. Riparian Buffer Zones: Functions and Recommended Widths, Eightmile River Wild and Scenic Study Committee.
18. Hu, W.W., G. Wang, W. Deng and S. Li . 2008. The influence of dams on ecohydrological conditions in the Huaihe River basin, China . *Ecology Engineering* 33: 233-241.

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2026-11-15]

[DOR: 20.1001.1.24763128.1391.1.2.1.5]

19. Keddy, P.A. 1992. Assembly and response rules: Two goals for predictive community ecology. *Journal Vegetation Science* 3: 157-164.
20. Leito, A. B., J. Miller, J. Ahern and K. McGarigal. 2006. Measuring landscapes: A planner's handbook. Island Press.
21. Leopold, L.B. 1994. A view of the river. Harvard University Press , Cambridge, MA.
22. Malanson, G.P. 1993 Riparian Landscapes. Cambridge University Press.
23. Turner, M.G., R.H. Gardner and R.V. O'Neill. 2001. Landscape Ecology in Theory and Practice. Springer-Verlag, New York.
24. Naiman, R. J. and H. Decamps. 1997. The ecology of interfaces: riparian zones. *Annual Review Ecology and System* 28:621–658.
25. Nilsson, C. and K. Berggren. 2000. Alterations of Riparian Ecosystems Caused by River Regulation. *BioScience* 50(9): 783-792.
26. Poff, N.L. and J.V. Ward. 1989. Implications of streamflow variability and predictability for lotic community structure: A regional analysis of streamflow patterns. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 46: 1805 -1818.
27. Poff, N.L. 1996. A hydrogeoghraphy of unregulated streams in United States and an examination of scale-dependance in some hydrological descriptors. *Freshwater Biology* 36: 71-91.
28. Poff, N.L., J.D Allan, M.B. Bain and J.R Kar. 1997. The natural flow regime: a paradigm for river conservation and restoration. *BioScience* 47: 769–784.
29. Richter, B.D., J.V. Baumgartner, J. Powell and D.P. Braun. 1996. A method for assessing hydrologic alteration within ecosystems. *Conservation Biology* 10: 1163 -1174.
30. Richter, B.D., J.V. Baumgartner, R.Wigington and D.P. Braun. 1997. How much water does a river need? *Freshwater Biology* 37: 231-249.
31. Richter, B.D., J.V. Baumgartner, D.P. Braun and J. Powell. 1998. A spatial assessment of hydrologic alteration within a river network. *Regulated Rivers: Research & Management* 14: 329-340.
32. Richter, B.D., T. Andrew, J.L.Warner and K. Meyer. 2006. A Collaborative and adaptive process for developing environmental flow recommendations. *River Research Applied* 22: 297–318.
33. Stanford, J.A., J.V. Ward, W.J. Liss, E.A. Frissell, R.N.Williams, J. A. Lichatowich and E.E.Coutant. 1996. 'A general protocol for restoration of regulated rivers'. *Regulated Rivers: Research & Management* 12: 391-413.
34. Tejan, E.C. and C.S Haase. 2008. Indicators of hydrological alteration (IHA) analysis of selected streams on the Arbuckle-Simpson aquifer, South Central Oklahoma, Oklahoma Cooperative Fish and Wildlife Research Unit.
35. TNC (The Nature Conservancy). 2009. Indicators of Hydrologic Alteration User's Manual.
36. Walker K.F., F. Sheldon, J.T. Puckrid. 1995. A prespective on dryland river ecosystems. Reg. Rivers 11: 85-104.
37. William S. *et al.* 2004. Watershed Dynamics. National Science Teachers Association.
38. Xiaofeng, D., L. Lichen, W . Jianhua, S. Jin and P. Jinghu. 2009. Analysis of the landscape change at river basin scale based on Spot and TM fusion remote sensing images: A case study of the Weigou River Basin on the chinese loess plateau. *International Journal Earth Science* 98: 651-664.
39. Yongqin, D.C., T.Yang, C.Y. Xu, Q. Zhang, X.Chen and Z.C. Hao. 2010. Hydrologic alteration along the Middle and Upper East River Dongiang basin, South China: A visually enhanced mining on the results of RVA method. *Stochastic Environmental Research* and *Risk Assessment*. 24: 9-18.

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2026-11-15]

[DOR: 20.1001.1.24763128.1391.1.2.1.5]