# اثر سد تنگ حمام بر روی زیستگاه آهوی ایرانی (*Gazella Subgutturosa Subgutturosa*) در منطقه شکارممنوع قراویز (استان کرمانشاه)

۱- مینا اسماعیلی، دانشجوی دکتری بیوسیستماتیک جانوری، دانشکده علوم پایه، دانشگاه رازی، کرمانشاه، ایران
MinaEsmaeili1990@gmail.com
۲- کامران شایسته، استادیار گروه محیطزیست، دانشکده منابع طبیعی و محیطزیست، دانشگاه ملایر، ملایر، ایران
۳- پیمان کرمی، دانشجوی دکتری محیطزیست، دانشکده منابع طبیعی و محیطزیست، دانشگاه ملایر، ملایر، ایران

دریافت: ۱۳۹۹/۰۳/۲۴
پذیرش: ۱۳۹۹/۰۸/۱۰

## چکیده

سدها یکی از بزرگ‌ترین ساخته‌های دست بشر هستند که چرخه هیدرولوژی را به‌شدت تحت تأثیر قرار می‌دهند. درمجموع می‌توان تأثیر آن‌ها را به دودسته مثبت و منفی تقسیم نمود. آشکارسازی تأثیر این سازه‌ها بر روی زیستگاه حیات‌وحش، یکی از جنبه‌های مهم توسعه محسوب می‌شود. سد مخزنی تنگ حمام واقع در غرب استان کرمانشاه و شهرستان سرپل ذهاب دارای اثرهایی بر روی زیستگاه آهوی ایرانی (*Gazella S.Subgutturosa*) است. ازاین‌رو، این مطالعه به‌منظور کمی سازی این اثرها روی زیستگاه گونه مذکور انجام‌گرفته و اثر مثبت و منفی آن با تأثیر بر روی تراکم پوشش گیاهی و مطلوبیت زیستگاه، بررسی‌شده است. مطلوبیت زیستگاه با استفاده از روش آنتروپی بیشینه انجام گرفت. از حد آستانه TSS برای ایجاد نقشه‌های باینری استفاده شد. کمی سازی اثر بر روی پوشش گیاهی نیز با استفاده از میانگین شاخص تراکم پوشش گیاهی (NDVI) سال‌های ۲۰۱۴ تا ۲۰۱۹ در فواصل مختلف بین صفر تا ۵۰۰ متری از پهنه‌های آبی انجام گرفت. درمجموع از سال ۲۰۱۴ تا ۲۰۱۹، مساحت زیستگاه‌های زیرپوشش آب در محدوده موردمطالعه افزایش پیدا کرده است. در صورت افزایش پهنه‌های آبی در سال‌های آتی، لکه‌های مرکزی منطقه و ارتباط با کشور عراق تهدید می‌شوند؛ اما اثر بر تراکم پوشش گیاهی، حاکی از افزایش میانگین شاخص تراکم در فواصل مختلف تا ۵۰۰ متر نسبت به سد است. نتایج نشان داد که در شرایط فعلی، سد دارای اثر مثبت بیشتری است اما این افزایش آب پشت سد در آینده، اثر مثبت برای آهوان منطقه نخواهد داشت.

**واژگان کلیدی:** تکه‌تکه شدن زیستگاه؛ سازه‌های آبی؛ پایش محیط؛ شاخص تراکم پوشش گیاهی.

## مقدمه

دیدگاه جوامع بشری به محیطزیست و طبیعت به‌عنوان منابع تأمین‌کننده نیازهای آن، منفعت‌طلبانه شده است؛ دیدگاهی که در صورت جایگزینی با جامع‌نگری و برنامه‌ریزی پایدار تضمینی برای استفاده‌های مداوم بشر خواهد بود. تغییرات در وسعت و ساختار زیستگاه و هم‌چنین سیمای سرزمین، اغلب ناشی از فشار فعالیت‌های انسانی در مناطق حفاظت‌شده و مرزهای آن‌ها بوده و پیامدهای آن بر تنوع زیستی و توزیع مکانی گونه‌ها است [۲۲].

شاید بتوان گفت که مهم‌ترین نگرانی مردم ساکن زمین و دولت‌ها از گذشته تاکنون، مسئله آب و نیاز به ذخیره آن بوده است که ازنقطه‌نظر کمی و کیفی بستر و هادی توسعه همه‌جانبه است [۳۳]؛ بنابراین، از دیرباز ساخت سدها، به‌عنوان یک راه‌حل مناسب برای تأمین آب برای مصارف کشاورزی، شرب، صنعت، کنترل سیلاب، تولید انرژی برق- آبی و کنترل کیفی شناخته شده است. ازاین‌رو نقش مهی در توسعه اقتصادی کشورها ایفا می‌کنند [۳۶]. ولی باید اذعان نمود که هیچ سدی نیست که دارای مسئله و مشکل محیط زیستی نباشد. نقاط داغ زیستگاهی در سراسر جهان به‌وسیله سدها آسیب‌دیده است [۴۵]. سد با متوقف کردن جریان رودخانه و ذخیره آب می‌تواند به‌عنوان یک عامل ناپایداری در حد توان

تحمل محیط‌زیست نباشد [۴۱]. ساخت‌وساز سدها به بیشترین مقدار، اکوسیستم‌های تالابی را تحت تأثیر قرار داده است [۴۲ و ۲۱].

بررسی اثر ساخت‌وساز سد بر روی حیات‌وحش [۴۵] و تنوع زیستی، موردتوجه محققین قرارگرفته است [۴۴ و ۱۳]. سدهای مخزنی بر روی پرندگان و پستانداران دارای تأثیر هستند. با احداث سد و افزایش آب پشت آن، زیستگاه حاشیه رودخانه نیز تغییر می‌کند. فعالیت‌های زیستی پستانداران منطقه به‌هم‌خورده و بخشی از زیستگاه آن‌ها نیز زیرآب می‌رود؛ از طرفی با ساخت آن جاده‌های دسترسی افزایش پیداکرده و این امر، خطر را برای گونه‌های پستاندار افزایش می‌دهد.

در کنار تأثیرهای ذکرشده، سدها دارای پیامدهای دیگری نیز بر روی پستانداران هستند. انجام عملیات ساختمانی و نیز بهره‌برداری از منابع قرضه و دیگر منابع کانساری، ممکن است شرایط اکولوژیکی زیستگاه‌ها را تحت تأثیر استفاده از مواد منفجره یا محترقه، دچار دگرگونی موقت گرداند [۴۳]؛ بنابراین سدسازی به‌عنوان نمودی از دخالت‌های انسان در سیمای سرزمین و منابع موردنیاز حیات‌وحش، ممکن است اثرات منفی بر این جوامع داشته باشد [۹ و ۵].

پروژه احداث سد شهدای تنگ حمام از سال ۱۳۸۸ آغاز و در سال ۱۳۹۲ پایان یافته است. این سد ۳ هزار و ۶۰۰ هکتار از اراضی قصر شیرین و سرپل ذهاب را زیر آبیاری قرار می‌دهد و از توانایی ذخیره‌سازی ۴۴ میلیون مترمکعب آب برخوردار است. این سد در قسمت شمال غربی منطقه شکارممنوع قراویز در شهرستان سرپل ذهاب قرار دارد و با شروع به کار آن مساحت پهنه‌های آبی پشت سد در حال افزایش است. این در حالی است که منطقه شکارممنوع قراویز دارای جمعیت‌های مناسبی از آهوی ایرانی است [۷]. جمعیت این‌گونه به‌واسطه بهبود برخی شرایط زیستگاهی در سال‌های گذشته رو به افزایش گذاشته است. از میان پارامترهای مهمی که بر روی این افزایش مؤثر بوده‌اند می‌توان به مهیایی آب و پوشش گیاهی مناسب به‌عنوان غذا در منطقه اشاره نمود.

بسیار از مطالعاتی که به‌منظور بررسی اثر سد بر روی زیستگاه انجام‌گرفته است به مطالعه اثر بر روی میکروارگانیسم‌ها، جوامع کف زی، پلانکتون‌ها، پستانداران آبزی و ماهیان پرداخته‌اند [۴۴ و ۳۷].

در مطالعه‌ای [۱۲] به بررسی تأثیر ساخت سدهای مخزنی استان خوزستان بر متغیرهای اقلیمی با استفاده از نرم‌افزارهای آماری Sigma plot و انجام آزمون رگرسیون خطی پرداخته شد. طی یافته‌های این مطالعه، سدها تأثیرات کاملاً معنی‌داری بر متغیرهای اقلیمی دارند. این تأثیرات می‌تواند شامل کاهش میانگین دمای سالانه، افزایش رطوبت، توزیع زمانی و مکانی الگوی بارش، مقدار بارش و به‌طورکلی تغییرات مشخص در ریز اقلیم منطقه (اطراف دریاچه سد) باشند.

در مطالعه [۲۸]، اثرات مثبت و منفی سد موردبررسی قرار گرفت. در این مطالعه اثرات به دو دسته مستقیم و غیرمستقیم، مجزا شدند و اثر هر یک موردبررسی قرار گرفت. این مطالعه بر این رویکرد تأکید داشت که کلیه آثار محیط زیستی یک سد در حیطه حوضه آبریز مربوطه باید در یک مطالعه جامع محیط زیستی، اجتماعی و اقتصادی برآورد گردد.

در مطالعاتی نیز به تأثیر فعالیت‌های انسانی بر حیات‌وحش منطقه اشاره شده است، از جمله، در پژوهشی [۳۹] به بررسی اثر حمل‌ونقل جاده‌ای و ریلی بر حیات‌وحش جانوری در پناهگاه حیات‌وحش سفیدکوه ازنا پرداخته شد که تصادفات جاده‌ای نقش اساسی در کاهش حیات‌وحش منطقه ایفا می‌کند. در مواقع بارندگی و یخبندان که تغذیه حیات‌وحش با مشکل روبه‌رو می‌شود و یا در فصول گرم سال که نیاز به آب بیشتر می‌شود و یا در هنگام زادوولد تصادفات جاده‌ای حیات‌وحش به نحو چشم‌گیری تشدید می‌شود. به‌طورکلی، جاده ماشین‌رو، بیشتر از راه‌آهن بر حیات‌وحش جانوری تأثیر منفی می‌گذارد.

در مطالعه‌ای دیگر [۳۸] ازهم‌گسیختگی سیمای سرزمین، به‌عنوان شاخصی برای ارزیابی زیستگاه گونه‌های کل و بز (*Capra aegagrus*)، قوچ و میش (*Ovis Orientalis*)، پلنگ (*Panther paradox*) و آهو (*Gazella Subgutturosa*) در منطقه حفاظت‌شده جاجرود بررسی شده است. در این مطالعه با استفاده از طبقه‌بندی تصاویر ماهواره‌ای و شناسایی زیستگاه گونه به

دو شکل عمومی و تخصصی اقدام به بررسی ازهم‌گسیختگی شد. در حالت اول تنها آن دسته از عوامل موجود در محیط که منجر به ازهم‌گسیختگی شده بودند بر روی زیستگاه گونه مطالعه شدند و در حالت دوم زیستگاه گونه به‌طور تخصصی مطالعه و اثر متغیرهای موجود در سیمای سرزمین بر روی زیستگاه‌ها بررسی شد. در این مطالعه از سنجه‌های NP، TE و MESH در نرم‌افزار Frag استفاده شد. نتایج نشان داد که تحلیل سنجه‌های سیمای سرزمین امکان تحلیل موانعی که منجر به کاهش یکپارچگی می‌شوند را فراهم می‌کنند. هدف از انجام این مطالعه بررسی تأثیرات مثبت و منفی سدسازی در محدوده موردمطالعه بر روی زیستگاه آهوی ایرانی است.

در مطالعه‌ای دیگر [۱۸] اثر احداث سد بر روی جابه‌جایی پستانداران بزرگ جثه در شمال شرق ترکیه بررسی شد. ابتدا با استفاده از متغیرهای زیستگاهی، مطلوبیت زیستگاه گونه‌های کل بز (*Capra aegragus*)، سیاه‌گوش (*Lynx lynx*) و شغال (*Canis aureus*) موردبررسی قرار گرفت. سپس با استفاده از روش تحلیل کم‌ترین هزینه مسیر اتصال قبل و بعد از ساخت سد موردبررسی قرار گرفت. نتایج این مطالعه نشان داد که ساخت سد باعث کاهش ارتباط بین لکه‌های جمعیتی شده است.

در مطالعه‌ای [۴] اثر ساخت سد بر روی تنوع زیستی پستانداران در مکزیک موردبررسی قرار گرفت. در این مطالعه فراوانی نسبی، غنا و تنوع گروه‌های مختلف پستانداران کوچک، متوسط و بزرگ جثه پیش از ساخت سد بررسی گردید. در جنگل‌های معتدله بیش‌ترین تنوع مربوط به پستانداران کوچک‌جثه بود و در سایر گروه‌ها در مناطقی که مداخلات انسانی بیشتر بود، تنوع بالاتری دیده شد. بر اساس نتایج این مطالعه در صورت ساخت سد، باید اقدامات حفاظتی برای گونه‌های در خطر انقراض و گونه‌های نادر به ترتیب ۲۰ و ۱۴ درصد افزایش پیدا کند.

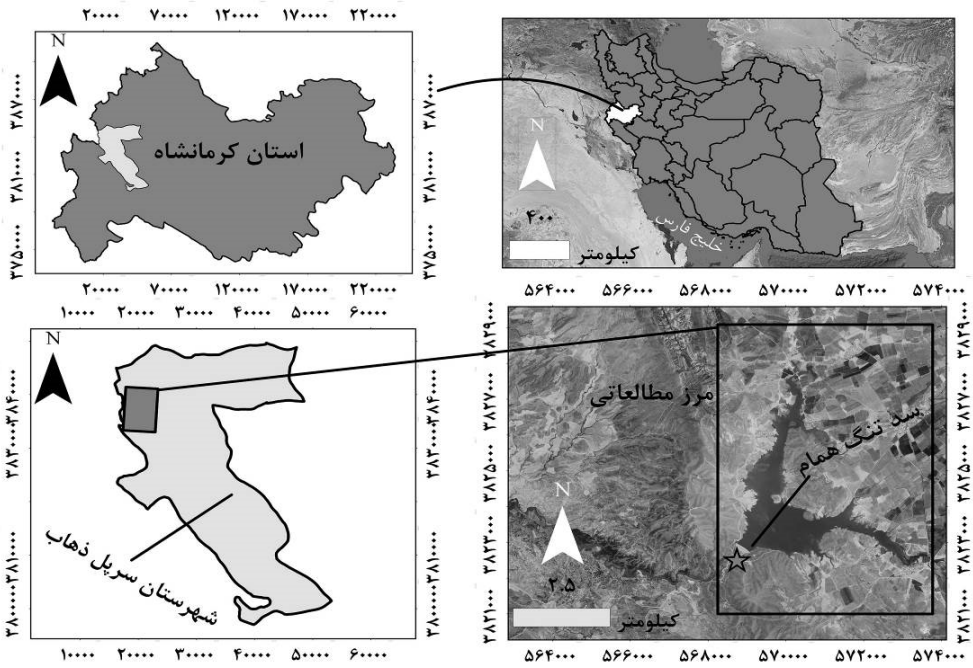
در مطالعه دیگر [۲۷] بررسی پاسخ پستانداران کوچک‌جثه در کنار گوزن‌های روزولت (*Cervus elaphus roosevelti*) و کلمبیایی دم‌سیاه (*Odocoileus hemionus columbianus*) به حذف سد در سال‌های ۲۰۱۴ تا ۲۰۱۸ در واشنگتن مطالعه شد. در این مطالعه گروه‌های نمونه‌گیری با استفاده از گروه‌های سرگین و نمونه‌گیری‌های زنده انجام گرفت. نتایج نشان داد که گونه‌های سوزنی‌برگ حاشیه به‌سرعت توسط موش‌های صحرایی، حشره‌خوارها و جوندگان کوچک اشغال شد. گوزن روزولت پس از حذف سد در مناطق حضور دو گونه *Salix* spp و *Populus Trichocarpa balsamifera* ssp. حضور دارند. بر اساس نتایج این مطالعه پستانداران کوچک با سرعت بیشتری به زیستگاه بازگشته و با فرآیندهای اکولوژیک سازگار می‌شوند. این در حالی است که این فرآیند برای پستانداران بزرگ جثه به این شکل نخواهد بود.

## مواد و روش‌ها

### سد تنگ حمام

به‌منظور ذخیره و تنظیم آب رودخانه قوره تو و جگیران و استفاده از آن در اراضی پایاب، طرح سد مخزنی تنگ حمام مطرح گردید. این سد با موقعیت ۶۳ ۳۲ ۳۴ عرض شمالی ۹۱ ۴۴ ۴۵ طول شرقی از نوع خاکی- سنگریزه‌ای با هسته رسی قائم مرکزی با ارتفاع ۶۰ متر، حجم بدنه ۱/۵۶ میلیون مترمکعب و حجم مخزن ۶۷/۱ میلیون مترمکعب توسط مهندسین مشاور آبفا طراحی و نظارت شده است [۱].

اهداف سد به‌طورکلی تأمین آب حدود ۴۰۰۰ هکتار از اراضی کشاورزی دشت قصر شیرین، ایجاد شبکه آبیاری و زهکشی دشت قصر شیرین، جلوگیری از خروج آب از کشور، افزایش درآمد و کاهش وابستگی به واردات محصولات کشاورزی، اشتغال‌زایی مناطق محروم، اشاعه فرهنگ آبیاری تحت‌فشار بازدهی بالا، بهبود بخشیدن به وضعیت محیط زیستی، ایجاد محیط پرورش آبزیان و جایگاه مناسب برای پرندگان آبزی عنوان‌شده است [۱]. شکل ۱ موقعیت مکانی سد را در استان کرمانشاه نمایش می‌دهد.




شکل ۱- موقعیت محدوده موردمطالعه در استان کرمانشاه و شهرستان سرپل ذهاب

**کمی سازی اثر سد بر روی پوشش گیاهی**

شاخص تراکم پوشش گیاهی (NDVI) برای سال‌های ۲۰۱۴ تا ۲۰۱۹ میلادی از تفاضل باندهای ۴ و ۵ ماهواره لندست تهیه شد. در این راستا به‌منظور پوشش کامل تمام فصول، از میانگین شاخص تراکم پوشش گیاهی یک‌ساله استفاده شد که شامل میانگین سال‌های ۲۰۱۴-۲۰۱۵، ۲۰۱۵-۲۰۱۶، ۲۰۱۶-۲۰۱۷، ۲۰۱۷-۲۰۱۸، ۲۰۱۸-۲۰۱۹ و ۲۰۱۹-۲۰۲۰ میلادی است. استخراج شاخص‌های مذکور به کمک سامانه گوگل‌ارث‌انجین انجام گرفت. در این شاخص مناطق با پوشش گیاهی انبوه و بدون پوشش به‌راحتی قابل‌شناسایی هستند. مقدار این شاخص دارای دامنه تغییری بین ۱+ و ۱- است که مقدار مثبت آن به معنای پوشش گیاهی غنی، ارزش نزدیک به مقدار صفر مربوط به مناطق بدون پوشش گیاهی و ارزش نزدیک ۱- بیانگر محل‌های خیس و آب است [۳ و ۲۹].

به‌منظور بررسی اثر سد بر روی شاخص تراکم پوشش گیاهی حاشیه سد، فواصل صفر تا ۵۰۰ متری از پهنه آبی در نظر گرفته شد. فواصل شامل ۰-۱۰۰، ۰-۲۰۰، ۰-۳۰۰، ۰-۴۰۰ و ۰-۵۰۰ متر بودند. نقشه‌های رستری هر فاصله به‌عنوان ماسک در نظر گرفته شدند و با استفاده از شاخص تراکم پوشش گیاهی، برش برای هر ناحیه انجام گرفت و مقادیر میانگین شاخص تراکم پوشش در هر فاصله محاسبه گردید.

**کمی سازی اثر سد بر روی مطلوبیت زیستگاه**

به‌منظور کمی سازی اثر سد بر روی مطلوبیت زیستگاه گونه، مطلوبیت زیستگاه به‌وسیله مدل آنتروپی بیشینه[1] (MaxEnt) تهیه گردید. در این مطالعه از متغیرهای شاخص بار گرمایی[2] (HLI)، شاخص رطوبت سطحی[3] (CTI)، ارتفاع، شیب، فاصله از جاده، فاصله از روستا، فاصله از رودخانه، فاصله از زمین‌های با شیب کمتر از ۱۰ درصد و فاصله از زمین‌های کشاورزی استفاده شد. پیش از اجرای مدل بین تمام متغیرهای زیستگاهی همبستگی بررسی شد و آن دسته از متغیرهایی که دارای همبستگی بالای ۰/۷۵ بودند از تحلیل حذف شدند.

تعداد ۶۰ نقطه حضور گونه با استفاده از برداشت‌های میدانی شامل پیمایش ترانسکت‌ها و ثبت نمایه‌های حضور (محل استراحت، سرگین) به ثبت رسید؛ که از این تعداد ۷۰ درصد برای آموزش و ۳۰ درصد برای آزمون در مدل استفاده شد.

[1] - Maximum Entropy
[2] - Heat Load Index
[3] - Compound Topographic Index

تبار سنجی خروجی پیش‌بینی‌شده بر اساس تابع ROC در محیط نرم‌افزار برآورد شد. به‌منظور کمی سازی اثر سد لازم است نقشه احتمال مطلوبیت زیستگاه (صفر تا ۱) به نقشه قطعی (صفر و ۱) تبدیل شود. ازاین‌رو به‌منظور شناسایی حد آستانه مناسب از روش TSS استفاده گردید. رابطه ۱ نحوه محاسبه این آماره را بر اساس مقادیر حساسیت[1] و ویژگی[2] نمایش می‌دهد.

یادون = حساسیت + ویژگی -۱ (۱)

آماره TSS مانند شاخص کاپا بین -۱ تا +۱ در نوسان است [۱۴] که مقدار +۱ آن نشان از توافق کامل و مقادیر صفر و کمتر از آن نشان‌دهنده آن است که مدل عملکردی بهتر از حالت تصادفی نداشته است. مقادیر TSS کمتر از ۰/۲ نشان‌دهنده عملکرد ضعیف، بین ۰/۲ تا ۰/۶ نشانه نسبتاً خوب و بیش از ۰/۶ نشان‌دهنده عملکرد خوب مدل‌سازی است [۱۶]. محاسبه این آماره در نرم‌افزار SPSS انجام گرفت. به این منظور از ۱۰۰۰۰ نقطه تصادفی پس‌زمینه روش آنتروپی بیشینه و نقاط مورداستفاده در فرآیند مدل‌سازی استفاده شد.

پس از کمی سازی مطلوبیت زیستگاه گونه، بر اساس دامنه نوسان شاخص تراکم پوشش گیاهی و مقادیر منفی در این شاخص، حد آستانه مناسب بر روی شاخص تراکم پوشش گیاهی اعمال شد تا پهنه‌های آبی شناسایی شود (نقشه باینری). سپس از طریق تابع Intersect میزان همپوشانی آن با طبقه مطلوبیت زیستگاه محاسبه شد.

### پایش تحرکات پهنه آبی

در کنار بررسی شاخص‌های مطلوبیت زیستگاه و تراکم پوشش گیاهی (NDVI)، پایش مسیر حرکت لکه‌های آبی نیز با استفاده از انطباق موقعیت مکانی لکه‌ها با یکدیگر انجام گرفت. پس از اعمال حد آستانه برای شناسایی پهنه‌های آبی، این نقشه‌ها به نقشه صفر و ۱ تبدیل می‌شود و می‌توان توافق بین این نقشه‌ها را با استفاده از شاخص‌های انطباق مطالعه کرد. به این منظور از شاخص توافق کاپا در نرم‌افزار QGIS استفاده شد. در کنار شاخص کاپا از دو مؤلفه شاخص کاپای هیستوگرام[3] و کاپای موقعیت[4] نیز استفاده شد؛ که شاخص کاپای هیستوگرام، فراوانی انطباق طبقات و کاپای موقعیت نیز انطباق موقعیت مکانی را میان نقشه‌های باینری اندازه‌گیری می‌کند.

## نتایج

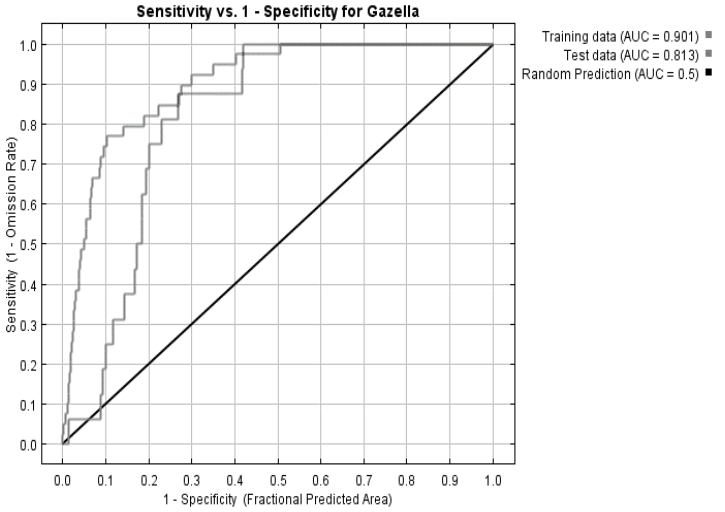
### اعتبار سنجی

نتایج حاصل از اجرای مدل نشان داد که مدل در یادگیری و آزمون موفق بوده است. شکل ۲ اعتبار سنجی مدل را نمایش می‌دهد. بر اساس این نتایج اعتبار مدل برای داده‌های آزمون برابر ۰/۹۰ و برای داده‌های آموزش برابر ۰/۸۱ محاسبه گردید؛ که در هر دو داده، نشان از کارآیی قابل‌قبول مدل در شناسایی نواحی مطلوب زیستگاهی است.

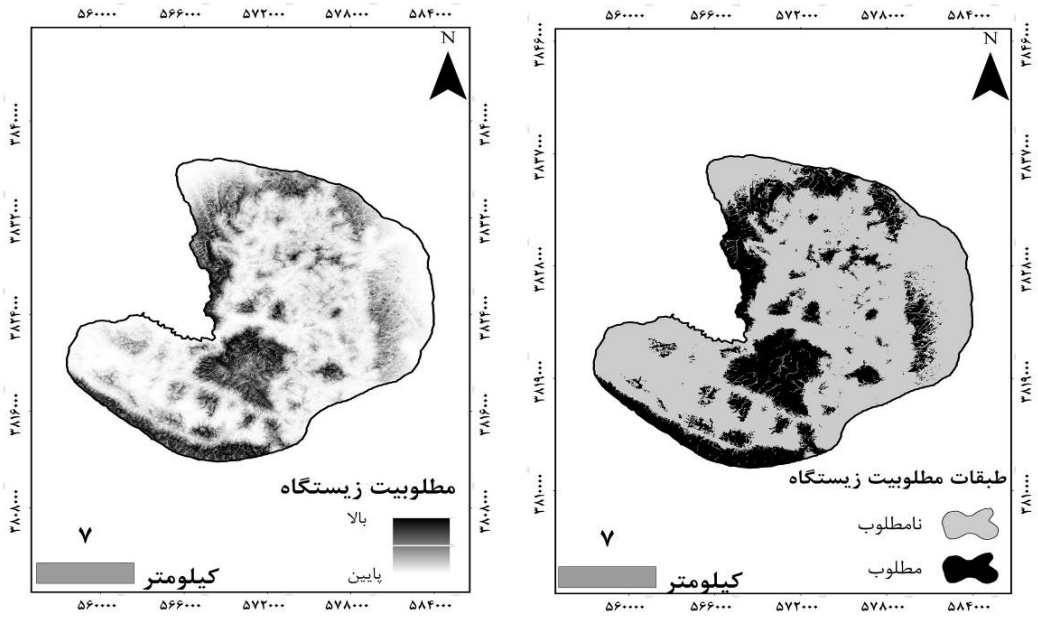
### مطلوبیت زیستگاه

بر اساس نتایج تحلیل جک نایف، متغیرهای فاصله از جاده، فاصله از مناطق مسکونی و رودخانه به ترتیب بیشترین تأثیر را در پراکنش گونه موردمطالعه داشته و متغیرهای شیب و شاخص بار گرمایی در این مطالعه کمترین تأثیر را در مدل‌سازی دارند. حد آستانه TSS برابر ۰/۲۲ محاسبه و بر روی نقشه مطلوبیت اعمال گردید. شکل ۳ نتایج حاصل از مطلوبیت زیستگاه را در محدوده موردمطالعه نمایش می‌دهد. بخش‌های روشن‌تر در نقشه سمت چپ محدوده نامطلوب زیستگاه و بخش‌های تیره‌تر مناطقی را نمایش می‌دهند که زیستگاه در آن قسمت مطلوبیت بالاتری دارد. بر اساس نتایج، محدوده سد در حاشیه لکه زیستگاهی قراویز و بخش مرزی با کشور عراق قرارگرفته است. در همین تصویر، سمت راست مطلوبیت زیستگاه دودویی نمایش داده‌شده است بخش‌های تیره‌رنگ زیستگاه مطلوب را نمایش می‌دهند که بر اساس متغیرهای زیستگاهی بیشترین مطلوبیت را دارند و بخش‌های روشن‌تر مناطقی را نشان می‌دهند که فاقد مطلوبیت هستند.

[1] - Sensitivity
[2] - Specificity
[3] - Kappa histogram
[4] - Kappa location




شکل ۲- اعتبارسنجی مدل مورداستفاده

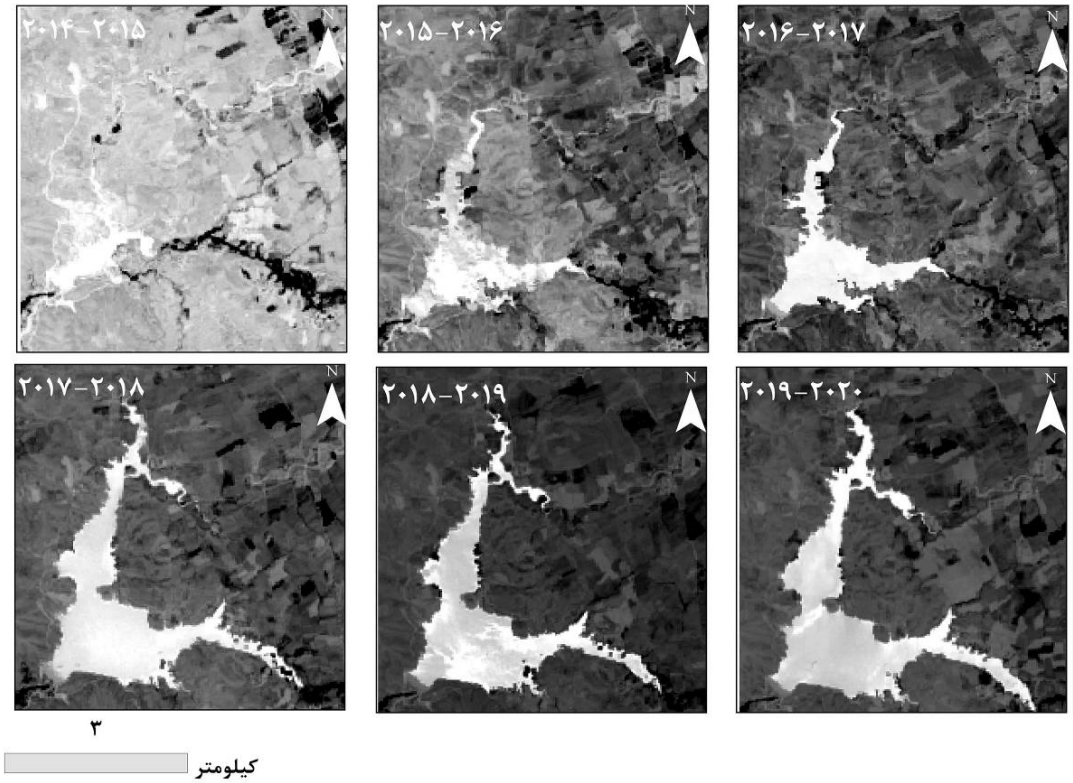



شکل ۳- مطلوبیت زیستگاه آهوی ایرانی در منطقه تیراندازی و شکارممنوع قراویز، نقشه پیوسته مطلوبیت زیستگاه (سمت چپ)، نقشه باینری مطلوبیت زیستگاه (سمت راست)

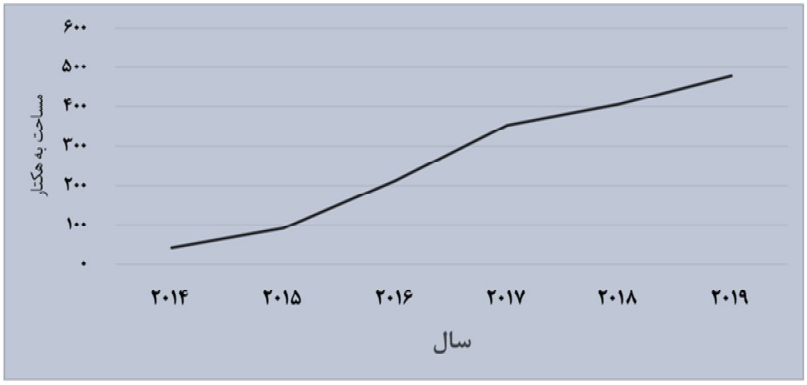
## سد و جابه‌جایی پهنه‌های آبی

شکل ۴ میانگین شاخص تراکم پوشش گیاهی و آب‌انباشت شده در پشت آن را در بازه‌های زمانی مختلف نمایش می‌دهد. بخش‌های روشن‌تر محدوده آب و بخش‌های تیره‌تر پوشش گیاهی را نمایش می‌دهند. بر اساس نتایج از سال ۲۰۱۴ تا ۲۰۱۹ بر وسعت پهنه آب پشت سد افزوده‌شده است. این افزایش‌ها از قسمت تاج سد به سمت شمال و شرق در حال افزایش است که در مسیر رودخانه‌های جگیران و قوره تو است.

شکل ۵ نتایج حاصل از تغییرات در مساحت سد را در طول بازه زمانی موردمطالعه نمایش می‌دهد. بر اساس نتایج میزان آب‌انباشت شده در سد در سال ۲۰۱۹ میلادی به بالاترین مقدار خود است و درمجموع روندی رو به افزایش داشته است.




شکل ۴- تغییرات تراکم پوشش گیاهی در محدوده سد تنگ حمام در بازه زمانی ۲۰۱۴ تا ۲۰۱۹




شکل ۵- مساحت پهنه‌های آبی سد تنگ حمام از سال ۲۰۱۴ تا ۲۰۱۹ میلادی

جدول ۱ نتایج بررسی تحرکات لکه‌های آبی را نمایش می‌دهد. بر اساس شاخص کاپا بیش‌ترین مقدار انطباق مکانی لکه‌های آبی بین سال ۲۰۱۴ و ۲۰۱۹ میلادی است و از این تاریخ به بعد انطباق بین لکه‌های آبی در حال کاهش است. انطباق مکانی بین لکه‌های مختلف در بازه‌های زمانی مختلف نیز زیاد است که به معنای پوشش کامل هر لکه توسط لکه آبی در سال بعد است.

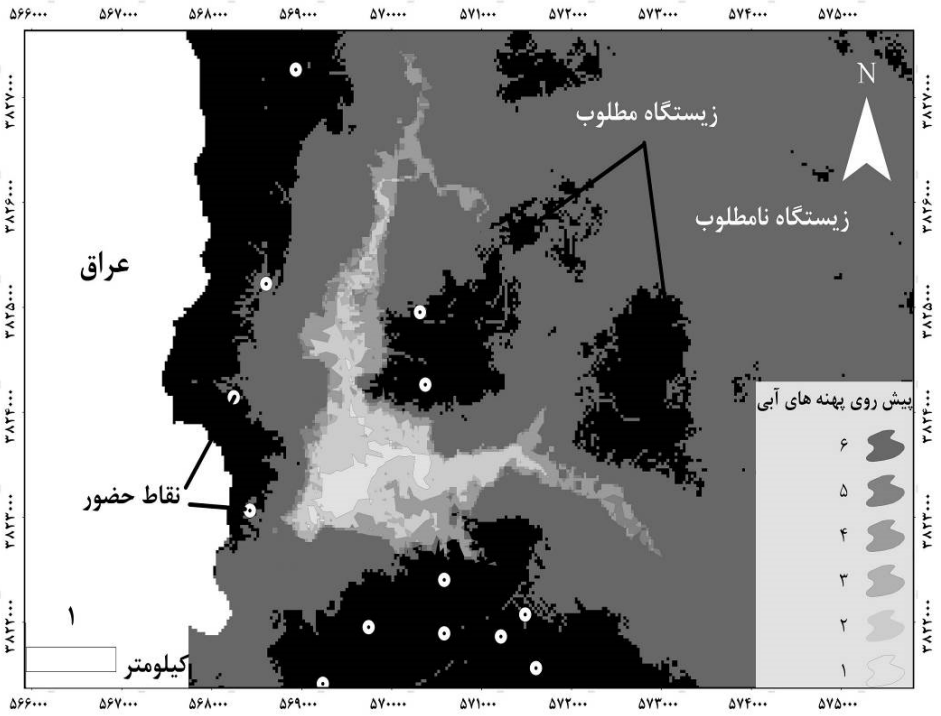
شکل ۶ مسیر حرکت و پیش روی آب‌های انباشت شده پشت سد تنگ حمام و موقعیت آن‌ها را به نسبت لکه‌های زیستگاهی در منطقه نمایش می‌دهد. در این شکل رنگ زیستگاه مطلوب و نامطلوب در پس‌زمینه قرارگرفته است. عدد ۶ حاصل از جمع شده تمام لکه‌های آبی در سال‌های مختلف است و عدد ۱ پهنه‌های آبی اولیه در سال ۲۰۱۴ میلادی را نمایش می‌دهند. بر اساس نتایج در صورت پیشرفت لکه‌های آبی از قسمت‌های شمالی و شرقی منطقه احتمال قطع ارتباط بین لکه‌های زیستگاهی در داخل محدوده پراکنش وجود دارد.

د

جدول ۱- تغییرات و جابه‌جایی‌های مکانی لکه‌های آبی با استفاده از شاخص کاپا

| | ۲۰۱۴-۲۰۱۵ | | | ۲۰۱۵-۲۰۱۶ | | | ۲۰۱۶-۲۰۱۷ | | | ۲۰۱۷-۲۰۱۸ | | | ۲۰۱۸-۲۰۱۹ | | | ۲۰۱۹-۲۰۲۰ | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| سال | ۱ | ۲ | ۳ | ۱ | ۲ | ۳ | ۱ | ۲ | ۳ | ۱ | ۲ | ۳ | ۱ | ۲ | ۳ | ۱ | ۲ | ۳ |
| ۲۰۱۴-۲۰۱۵ | – | – | – | ۰/۳۷ | ۰/۵۹ | ۰/۶۳ | ۰/۳۳ | ۰/۹۹ | ۰/۳۳ | ۰/۱۹ | ۰/۹۱ | ۰/۲۰ | ۰/۱۸ | ۱ | ۰/۱۸ | ۰/۱۵ | ۱ | ۰/۱۵ |
| ۲۰۱۵-۲۰۱۶ | – | – | – | – | – | – | ۰/۵۸ | ۰/۹۷ | ۰/۵۹ | ۰/۶۱ | ۰/۸۰ | ۰/۷۶ | ۰/۶۳ | ۰/۹۱ | ۰/۶۹ | ۰/۵۶ | ۰/۹۱ | ۰/۶۱ |
| ۲۰۱۶-۲۰۱۷ | – | – | – | – | – | – | – | – | – | ۰/۶۵ | ۰/۸۹ | ۰/۷۳ | ۰/۶۶ | ۰/۹۹ | ۰/۶۶ | ۰/۵۹ | ۰/۹۹ | ۰/۵۹ |
| ۲۰۱۷-۲۰۱۸ | – | – | – | – | – | – | – | – | – | – | – | – | ۰/۹۰ | ۰/۹۷ | ۰/۹۲ | ۰/۸۳ | ۱ | ۰/۸۳ |
| ۲۰۱۸-۲۰۱۹ | – | – | – | – | – | – | – | – | – | – | – | – | – | – | – | ۰/۹۱ | ۱ | ۰/۹۱ |
| ۲۰۱۹-۲۰۲۰ | – | – | – | – | – | – | – | – | – | – | – | – | – | – | – | – | – | – |

*۱= Kappa *۲= Kappa location *۳= Kappa Histo




شکل ۶- موقعیت پیشروی آب‌انباشت شده پشت سد به نسبت لکه‌های زیستگاهی

**اثر سد بر روی زیستگاه**

میزان همپوشانی بین پهنه آبی سد و زیستگاه مطلوب در جدول ۲ نمایش داده‌شده است. بر اساس نتایج در سال ۲۰۱۴ زیستگاه مطلوب گونه زیرآب نبوده اما باگذشت زمان تا سال ۲۰۱۹ بر مساحت زیر اشغال زیستگاه توسط پهنه آبی افزوده می‌شود؛ و در سال ۲۰۱۹ به بیشترین مقدار خود می‌رسد. روند افزایشی در آب پشت سد از سال ۲۰۱۵ به بعد افزایش پیدا می‌کند.

جدول ۲- مساحت همپوشانی زیستگاه و آب پشت سد بر اساس مترمربع

| | ۲۰۱۵-۲۰۱۴ | ۲۰۱۶-۲۰۱۵ | ۲۰۱۷-۲۰۱۶ | ۲۰۱۸-۲۰۱۷ | ۲۰۱۹-۲۰۱۸ | ۲۰۲۰-۲۰۱۹ |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **زیستگاه مطلوب** | - | ۱۵۸/۴۶ | ۵۸۱۳/۸۵ | ۱۵۸۸۳۱/۴۴ | ۱۵۴۹۰۹/۳۲ | ۲۳۶۶۰۷/۳۷ |

### اثر سد بر تراکم پوشش گیاهی

جدول ۳ میزان تراکم پوشش گیاهی را در فواصل منظمی نسبت به سد نمایش می‌دهد. این فواصل بین صفر تا ۵۰۰ متر در نظر گرفته شده‌اند. در تمام سال‌های موردبررسی در فاصله بین ۰ تا ۱۰۰ میانگین پوشش گیاهی در حال افزایش بوده است. این افزایش برای تمام دامنه‌های صفر تا ۲۰۰، صفر تا ۳۰۰، صفر تا ۴۰۰ و صفر تا ۵۰۰ متری نیز مشاهده شده است.

جدول ۳- تغییرات شاخص تراکم پوشش گیاهی در فواصل مختلف نسبت به سد

| | میانگین شاخص NDVI در فواصل مختلف به متر از پهنه‌ها آبی | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| سال | ۰-۱۰۰ | ۰-۲۰۰ | ۰-۳۰۰ | ۰-۴۰۰ | ۰-۵۰۰ |
| **۲۰۱۵-۲۰۱۴** | ۰/۱۱ | ۰/۱۲ | ۰/۱۳ | ۰/۱۳ | ۰/۱۴ |
| **۲۰۱۶-۲۰۱۵** | ۰/۱۳ | ۰/۱۴ | ۰/۱۵ | ۰/۱۶ | ۰/۱۶ |
| **۲۰۱۷-۲۰۱۶** | ۰/۱۳ | ۰/۱۳ | ۰/۱۳ | ۰/۱۴ | ۰/۱۴ |
| **۲۰۱۸-۲۰۱۷** | ۰/۱۲ | ۰/۱۴ | ۰/۱۵ | ۰/۱۵ | ۰/۱۶ |
| **۲۰۱۹-۲۰۱۸** | ۰/۱۵ | ۰/۱۵ | ۰/۱۵ | ۰/۱۵ | ۰/۱۵ |
| **۲۰۲۰-۲۰۱۹** | ۰/۱۷ | ۰/۱۷ | ۰/۱۸ | ۰/۱۸ | ۰/۱۸ |

### بحث و نتیجه‌گیری

موقعیت قرارگیری سد می‌تواند یکی از مؤلفه‌هایی باشد که شدت و نوع اثر هر سد بر محیط پیرامون را مشخص می‌کند. در مناطق استوایی ساختن سدها منجر به از بین رفتن و انقراض گونه‌های مختلف می‌شود؛ درحالی‌که در مناطق خشک، سدها مخازنی از آب را فراهم می‌کنند که ممکن است توسط حیات‌وحش مورداستفاده قرار گیرد [۲۸]. بیشترین اثر سد ناشی از مخزن آبگیری آن بوده که باعث از بین رفتن زیستگاه و تأثیر بر روی تنوع زیستی می‌شود [۲]. اثر منفی سدهای ساخته‌شده ممکن است پس از ساخت آن ایجاد شود، این در حالی است که بیشتر توجهات پیش از ساخت سدها بر روی بخش کشاورزی، مردم و بعد اقتصادی آن موردتوجه است [۴۰].

اثر سد تنگ حمام بر روی وضعیت محیط را می‌توان از جنبه‌های مختلف آن بررسی نمود. در این مطالعه تنها به دو بعد از این اثرات پرداخته‌شده که شرایط اکولوژیک آهوی ایرانی (*Gazella S.subgutturosa*) را تحت تأثیر قرار داده است. در خصوص اثر بر روی مساحت زیستگاه، نتایج نشان داد که در طول سال‌های ۲۰۱۴ تا ۲۰۱۹ میلادی آب پشت سد، رفته‌رفته انباشت شده است و درصورتی‌که این روند ادامه داشته باشد، بخش‌های میانی زیستگاه را بیشتر تهدید می‌کند (شکل ۶). زیر آب رفتن مراتع حاشیه رودخانه نیز می‌تواند به‌منزله کاهش مساحت زیستگاه آهوی ایرانی و سایر گونه‌های جانوری منطقه در نظر گرفته شود.

رودخانه‌ها معمولاً دارای ارتفاع کمتری نسبت به محیط پیرامون هستند؛ ازاین‌رو با افزایش آب ورودی به مخزن و جلوگیری از سرریز شدن آن، بر وسعت پهنه آبی انباشت‌شده، افزوده می‌شود، پهنه آب عقب‌روی کرده و منجر به لکه لکه شدن زیستگاه‌های مطلوب می‌شود. این در حالی است که از تکه‌تکه شدن زیستگاه به‌عنوان مهم‌ترین تأثیر سد یاد می‌شود [۳۱ و ۲۰]. در بازدیدهای میدانی مشخص شد که در حال حاضر آب‌انباشت شده پشت سد در جابه‌جایی گونه‌ها مشکلی ایجاد نکرده است که در صورت ادامه پیدا کردن آبگیری در مسیر رودخانه‌های جگیران و قوره تو احتمال جدا شدن هسته‌های مرکزی قراویز که تپه‌ماهوری بوده و زیستگاه اصلی گونه برشمرده می‌شوند وجود دارد.

از آن‌جا که بر اساس مطالعات انجام‌گرفته جابه‌جایی‌های گونه‌های حیات‌وحش از زیستگاه مطلوب رخ خواهد داد [۱۸ و ۲۶]، تحت تأثیر قرار گرفتن این مناطق باعث کاهش یافتن احتمال جابه‌جایی گونه با کشور عراق خواهد شد. در مطالعه‌ای [۷] در منطقه قراویز، بیشتر مسیرهای گدار در حاشیه شمالی و جنوبی سد، دور از پهنه‌های آبی شناسایی شدند. درصورتی‌که افزایش مساحت پهنه آبی رخ دهد، امکان اتصال لکه‌های زیستگاهی داخل قراویز با سایر نقاط کاهش می‌یابد. آهوان

منطقه قراویز تنها با زیستگاه‌های مجاور خود در کشور عراق ارتباط دارند و در صورت افزایش این پهنه، عملاً بخش وسیعی از ارتباط لکه‌های داخلی با کشور عراق قطع خواهد شد.

اثر منفی سد بر روی کاهش ارتباطات زیستگاهی پستانداران بزرگ جثه مانند کل و بز (*Capra aegragus*) و سیاه‌گوش (*Lynx lynx*) و پستانداران کوچک‌جثه مانند شغال (*Canis aureus*) و حتی اجتماعات گونه‌های آبزی [۱۸] و کاهش ارتباطات زیستگاهی در خصوص گونه‌های خارماهی نواری (*Morone saxatilis*) و شاه‌ماهی آمریکایی (*Alosa sapidissima*) نیز اثبات‌شده است [۱۱ و ۲۴].

در کنار این اثرهای منفی، اما اثر مثبت سد بر روی پوشش گیاهی یکی دیگر از یافته‌های این مطالعه بود. نتایج نشان داد با گذر زمان از سال ۲۰۱۴ تا ۲۰۱۹ میلادی به ترتیب بر تراکم پوشش گیاهی حاشیه سد افزوده شده است. نتایج مطالعه‌ای [۲۵]، نشان می‌دهد که سد جوردانل در ایالات‌متحده باعث غنی‌تر شدن پوشش گیاهی منطقه و بهبود شرایط زیستگاهی شده که هم‌راستا با نتایج مطالعه حاضر است. ازآنجایی‌که پوشش گیاهی پیرامون سد، به‌طور عمده توسط مراتع پوشش داده‌شده‌اند می‌توان نتیجه‌گیری کرد که این افزایش شاخص تراکم پوشش گیاهی، مربوط به گیاهان مرتعی است. طبق یافته‌هایی [۳۵]، تأثیر سد بر پوشش گیاهی کم تراکم نسبت به پوشش گیاهی پرتراکم بیشتر بوده است که مطابق یافته‌های مقاله حاضر بوده، چراکه در مناطق شمالی سد تنگ حمام نیز که نزدیک به مرز قراویز و عراق است پوشش گیاهی مرتعی (کم تراکم) بیشتر تحت تأثیر قرارگرفته و عمده تیپ مرتعی پیرامون سد از *Po.bu-An.gr* تشکیل‌شده است. در پژوهشی دیگر [۲۳] بر روی سدهای سلیمان شاه و گاوشان نیز اثر مثبت سد بر روی پوشش گیاهی اثبات شد.

در مطالعه‌ای [۸] تأثیر سد بر روی تغییرات کاربری اراضی بررسی و مطالعه شد نتایج این مطالعه نشان داد که سد حنا باعث کاهش در مقدار پوشش گیاهی حاشیه شده که با نتایج این مطالعه متفاوت است که نشان می‌دهد شیوه اثرگذاری سدها می‌تواند وابسته به منطقه متفاوت باشد. در برخی از مطالعات اثر سد بر روی تنوع تیپ پوشش گیاهی نیز ذکرشده است. در مطالعه‌ای [۱۷] بر روی اثر مگا سد آمازون بر روی درختان جنگلی، به این نتیجه رسیدند که ترکیب گونه‌ای در اثر سد تغییریافته است.

در میان گیاهخواران، بین وابستگی به آب آزاد و نرخ علوفه در دسترس با رطوبت موجود در علوفه، رابطه‌ای وجود دارد [۶، ۳۰ و ۱۵]. درصورتی‌که پوشش گیاهی متراکم دارای مقدار آب بیشتری نیز باشد افزایش تراکم پوشش گیاهی می‌تواند بر روی نرخ مصرف گیاهان تأثیر داشته باشد. در یک بررسی [۳۴] عنوان شد که حجم آب موجود در علوفه می‌تواند بر میزان مصرف آن تأثیر بگذارد. درصورتی‌که علوفه موردنیاز، تأمین‌کننده رطوبت کافی نباشد، در دسترس بودن آب آزاد برای علفخواران بزرگ، ممکن است حداقل در یک فصل عامل محدوده کننده باشد [۳۰ و ۱۰]، ولی با توجه به جمعیت‌های آهوان موجود در منطقه به نظر می‌رسد این‌گونه با محدودیت رطوبت و آب مواجه نیست. اگرچه آهوان گونه‌هایی بیابانی و نیمه بیابانی بوده و با شرایط طاقت‌فرسا سازگار شده‌اند، اما اگر آب در دسترس باشد از آن استفاده خواهند کرد که مشابه نتایج یافته‌هایی [۱۹]، در بررسی بر روی گونه *Gazella subgutturosa* است.

بر اساس نتایج می‌توان اذعان نمود که در شرایط فعلی، سد تنگ حمام مساحت زیادی از زیستگاه گونه‌ها را زیر آب نبرده است؛ اما درصورتی‌که الگوی پراکنش فعلی گونه حاصل از پاسخ به آرایش مکانی عامل‌های فعلی محیط باشد در آن صورت باید به این سؤال اشاره کرد که اگر سد وجود نداشت آیا پراکنش به همین شکل بود؛ بنابراین می‌توان شرایط پراکنش فعلی و مطلوبیت زیستگاه گونه را تطبیقی با شرایط حال حاضر دانست که با شرایط عدم حضور سد متفاوت خواهد بود.

اثر منفی سد بر روی پارامترهای مختلف رودخانه شامل تغییر در شکل، دبی، فرسایش پایین‌دست و بسیاری دیگر از معایب منفی، بخش‌هایی از اثرات بالقوه و بالفعل هستند که در این مطالعه به آن‌ها پرداخته نشده است. این موضوع می‌تواند در آینده در کنار سایر تأثیرهای موجود به شکلی متفاوت، جامعه جانوری منطقه را تحت تأثیر قرار

دهد. از طرفی زیر آب رفتن مراتع حاشیه سد می‌تواند منجر به فشار بیشتر هم از سوی حیات‌وحش به‌خصوص آهوان و هم از جانب دامداران محلی بر مراتع شود که خود سهمی در تخریب مراتع حاشیه سد خواهد داشت که در مطالعه انجام‌گرفته در محدوده سد طالقان نیز به آن اثر منفی اشاره‌شده است [۳۲].

سدها دارای معایب و مزایای متفاوتی هستند که عمده مزیت آن‌ها به شکل کوتاه‌مدت به‌عنوان عایدی اقتصادی اجرای طرح‌های احداث سد مطرح می‌شود؛ عایدی‌هایی که در بازه‌های زمانی کوتاه تجزیه‌وتحلیل می‌شوند؛ اما ساخت سدها همواره یکی از بحث‌برانگیزترین مسائلی خواهد بود که منافع اقتصادی را در مقابل حفاظت از بوم‌سازگان قرار داده است. با در نظر گرفتن تمام مسائل و جنبه‌های مثبت و منفی احداث سد به نظر می‌رسد هر منطقه، حساسیت‌های ویژه خود را خواهد داشت. سدهایی که در مناطق خشک و نیمه‌خشک احداث می‌شوند با پتانسیل تأثیرگذاری بیش‌تری بر روی محیط خود همراه خواهند بود چراکه بوم‌سازگان‌های این مناطق در طی روند تکامل خود با شرایط ویژه‌ای از جنبه وجود آب سازگار شده‌اند. تغییرات در عوامل محدوده کننده‌ای مانند آب در این مناطق می‌تواند روند و الگوهای تکامل حیات را به‌شدت تأثیر قرار دهد. در این مطالعه تأثیر بر روی پوشش گیاهی و زیر آب روی زیستگاه برای یکی از گونه‌های شاخص بیابانی محاسبه شد. نتایج نشان داد که در شرایط فعلی، توزیع گونه و پوشش گیاهی تحت تأثیر سد تنگ حمام قرار گرفته است؛ اما به نظر می‌رسد ادامه آبگیری سد مذکور منجر به بارز شدن نتایج منفی خواهد شد که در این مطالعه پیش‌بینی گردید؛ بنابراین حیات اکولوژیک آهوان در آینده با تهدیدات تکه‌تکه شدن، کاهش ارتباطات زیستگاهی و تخریب زیستگاه مواجه خواهد بود.

## References


[1]. Akbari Paydar, N., Mohammadian, A. and Razavi, F. (2011). Introducing Soil Density Measuring Machine Continuously. 6th National Congress of Civil Engineering, Semnan University, Semnan, 8 p. (in Farsi).

[2]. Alho, C.J.R. (2011). Environmental of hydropower reservoirs on wild mammals and freshwater turtles in Amazonia: a review.

[3]. Barati GHahfarokhi, S., Soltani, S., KHajeddin, S. and Rayegani, B. (2009). Investigation of Land Use Changes in Qale Shahrokh Basin Using Remote Sensing (1975 - 2002). *Journal of Water and Soil Science*, 13(47), 349-365. (in Farsi).

[4]. Briones-Salas, M., Lavariega, M.C. and Lira-Torres, I. (2019). Mammal diversity before the construction of a hydroelectric power dam in southern Mexico. *Animal Biodiversity and Conservation*, 42(1), 99-112.

[5]. Cooper, S.M. and Ginnett, T.F. (2000). Potential effects of supplemental feeding of deer on nest predation. *Wildlife Society Bulletin*, pp, 660-666.

[6]. Dolan, B. F. (2006). Water developments and desert bighorn sheep: implications for conservation. *Wildlife Society Bulletin*, 34, 642-646.

[7]. Esmaeili, M. (2019). Investigation of Connection Scenarios of Persian Gazelle (*Gazella Subgutturosa Subgutturosa*) Distribution Blocks in the Border Area of Kermanshah Province and East of Iraq. Master of Science. Faculty of Natural Resources and Environment. Malayer University. (in Farsi).

[8]. Hadian, F., Jafari, R., Bashari, H. and Ramezani, N. (2013). Investigating the Effects of Hanna Dam Construction on Long-Term Land Use/ Cover Changes. *Iranian Journal of Applied Ecology*, 2(4), 101-114. (in Farsi).

[9]. Hamilton, A.M., Freedman, A.H. and Franz, R. (2002). Effects of deer feeders, habitat and sensory cues on predation rates on artificial turtle nests. *The American midland naturalist*, 147(1), 123-134.

[10]. Hervert, J.J., Bright, J.L., Henry, R.S., Piest, L.A. and Brown, M.T. (2005). Home-range and habitat-use patterns of Sonoran pronghorn in Arizona. *Wildlife Society Bulletin*, 33(1), 8-15.

[11]. Hilborn, R. (2013). Ocean and dam influences on salmon survival. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(17), 6618-6619.

[12]. Islamian, S.S. and Asroush, Y. (2003). Investigating the effect of dam construction on climatic parameters. 3rd Regional Climate Change Conference. Isfahan, Iran Meteorological Organization, University of Isfahan, 5p. (in Farsi).

[13]. Jacobsen, D., Milner, A.M., Brown, L.E. and Dangles, O. (2012). Biodiversity under threat in glacier-fed river systems. *Nature Climate Change*, 2(5), 361-364.

[14]. Jafaree, A., Mirzai, R.A., zamani, R. and mahmoudi, A. (2015). Modeling the Distribution of Isfahan wild sheep in Tang Sayyad Protected Area Based on Improved Presence Data and Selection of Appropriate Variables Using Maximum Entropy. *Journal of Applied Ecology*, 5(15), 39-48. (in Farsi).

[15]. Jarman, P.J. (1973). The free water intake of impala in relation to the water content of their food. *East African Agricultural and Forestry Journal*, 38(4), 343-351.

[16]. Jones, C.C., Acker, S.A. and Halpern, C.B. (2010). Combining local-and large-scale models to predict the distributions of invasive plant species. *Ecological Applications*, 20(2), 311-326.

[17]. Jones, I.L., Peres, C.A., Benchimol, M., Bunnefeld, L. and Dent, D.H. (2019). Instability of insular tree communities in an Amazonian mega-dam is driven by impaired recruitment and altered species composition. *Journal of applied ecology*, 56(3), 779-791.

[18]. Kaya Özdemirel, B., Turak, A.S. and Bilgin, C.C. (2016). Impact of large scale dam construction on movement corridors of mammals in Artvin, north-eastern Turkey. *Appl Ecol Environ Res*, 14(3), 489-507.

[19]. Kingswood, S.C. and Blank, D.A. (1996). *Gazella subgutturosa*. *Mammalian species*, 518, 1-10.

[20]. Kitanishi, S., Yamamoto, T., Edo, K. and Higashi, S. (2012). Influences of habitat fragmentation by damming on the genetic structure of masu salmon populations in Hokkaido, Japan. *Conservation genetics*, 13(4), 1017-1026.

[21]. Lees, A.C., Peres, C.A., Fearnside, P.M., Schneider, M. and Zuanon, J.A. (2016). Hydropower and the future of Amazonian biodiversity. *Biodiversity and conservation*, 25(3), 451-466.

[22]. Mairota, P., Cafarelli, B., Boccaccio, L., Leronni, V., Labadessa, R., Kosmidou, V. and Nagendra, H. (2013). Using landscape structure to develop quantitative baselines for protected area monitoring. *Ecological indicators*, 33, 82-95.

[23]. Maleki, m., Tavakoli Sabour, S.M., javan, F. (2018). Analysis of Dam Impacts on Vegetation of peripheral Areas at Different Heights and slopes (Case Study: Soleiman Shah and Gavashan Dams). *Journal of Spatial-Space Research*, 2(6), 102-117. (in Farsi).

[24]. Mann, C.C. and Plummer, M.L. (2000). Can science rescue salmon? *Science*, 289(5480), 716-719.

[25]. Martinez, A.E., Adeyemo, A.E. and Walther, S.C. (2019). Riparian vegetation and digitized channel variable changes after stream impoundment: the Provo River and Jordanelle Dam. In *Geospatial Intelligence: Concepts, Methodologies, Tools, and Applications*, pp, 1503-1521.

[26]. Mateo-Sanchez, M.C., Cushman, S.A. and Saura, S. (2014). Connecting endangered brown bear subpopulations in the Cantabrian Range (north-western Spain). *Animal Conservation*, 17, 430-440.

[27]. McCaffery, R., Jenkins, K.J., Cendejas-Zarelli, S., Happe, P.J. and Sager-Fradkin, K.A. (2020). Small mammals and ungulates respond to and interact with revegetation processes following dam removal. *Food Webs*, p.e00159.

[28]. Mohajeri, S.H., Najibi, S.M.A. and Shahraki, M. (2016). A Review of Methods to Protect the Environment in Dam Projects. *Journal of Engineering and Construction Management*, 1(2), 21-24. (in Farsi).

[29]. Mokhtari, S., Soltani Fard, S. and Yavari, A. (2010). Consideration of the Changing and Self-Organizing Trend in Hur-Al-Azim Wetland by Using Image Processing to Refer Landscape Ecology Approach-Khuzestan-Iran. *Physical Geography Research Quarterly*, 41(70), 93-105. (in Farsi).

[30]. Morgart, J.R., Hervert, J.J., Krausman, P.R., Bright, J.L. and Henry, R.S. (2005). Sonoran pronghorn use of anthropogenic and natural water sources. *Wildlife Society Bulletin*, 33(1), 51-60.

[31]. Morita, K., Morita, S.H. and Yamamoto, S. (2009). Effects of habitat fragmentation by damming on salmonid fishes: lessons from white-spotted charr in Japan. *Ecological Research*, 24(4), 711-722.

[32]. Mtkan, A.A., Saeedi, Kh. Shakiba, A. and Husseini Asl, A. (2011). Evaluation of Land Cover Change In Relation To Taleghan Dam Construction Rs Techniques. *Journal of Geographical Sciences*, 16(19), 45-64. (in Farsi).

[33]. Najmaee, M. (2003). Dam and Environment. Tehran. Ministry of Energy. (in Farsi).

[34]. Nicol, A.M. (1987). Livestock feeding on pasture. New Zealand Society of Animal Production. 238p.

[35]. Prach, K., Chenoweth, J. and Del Moral, R. (2019). Spontaneous and assisted restoration of vegetation on the bottom of a former water reservoir, the Elwha River, Olympic National Park, WA, USA. *Restoration Ecology*, 27(3), 592-599.

[36]. Oguzhan, S. and Aksoy, A.O. (2020). Experimental investigation of the effect of vegetation on dam break flood waves. *Journal of Hydrology and Hydromechanics*, 68(3), 231-241.

[37]. Rechisky, E.L., Welch, D.W., Porter, A.D., Jacobs-Scott, M.C. and Winchell, P.M. (2013). Influence of multiple dam passage on survival of juvenile Chinook salmon in the Columbia River estuary and coastal ocean. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(17), 6883-6888.

[38]. Sadegh oghli, R., Jahani, A., Alizadeh Shabani, A. and Goshtasb, H. (2019). Quantifying the Fragmentation of Landscape as an Index for the Assessment of the Wildlife Habitat (Case Study: Protected Area of Jajroud), *Journal of Animal Environment*, 11(1), 13-20. (in Farsi).

[39]. Salarvand, j. (2014). Investigating the effects of road and rail transport on wildlife (Case Study: wildlife refuge of azna sefid kooh). Second National Conference on Zagros Environmental Hazards. Tehran. Zagros Lorestan Association of Environmental Engineers. (in Farsi).

[40]. Serez, B.S. and Engindeniz, S. (2020). The Opinions and Expactations of the Farmers on Socio-Economic Impacts of Yortanlı Dam in Bergama District of Izmir Province. *Selcuk Journal of Agriculture and Food Sciences*, 34(2), 118-123.

[41]. shabanKary, M. and Halbian, A.h. (2010). Survey on Environmental Effects of Zayandeh Rood River's Dam. *Human and Environment*, 8(1), 29-42. (in Farsi).

[42]. Tang, L., Zeng, G.M., Shen, G.L., Li, Y.P., Zhang, Y. and Huang, D.L. (2008). Rapid Detection of Picloram in Agricultural Field Samples Using a Disposable Immunomembrane-Based Electrochemical Sensor. *Environmental science and technology*, 42(4), 1207-1212.

[43]. Vatan Doost, S. and AlKhorshid, m. (2009). Environmental Impacts of Dam Construction on Biological Resources of Rivers in Southern Caspian Sea (Mazandaran Province). National Conference on Human, Environment and Sustainable Development. Hamedan, Islamic Azad University of Hamedan, 10p. (in Farsi).

[44]. Wu, H., Zeng, G., Liang, J., Chen, J., Xu, J., Dai, J., Sang, L., Li, X. and Ye, S. (2017). Responses of landscape pattern of China's two largest freshwater lakes to early dry season after the impoundment of Three-Gorges Dam. *International journal of applied earth observation and geoinformation*, 56, 36-43.

[45]. Wu, H., Chen, J., Xu, J., Zeng, G., Sang, L., Liu, Q., Yin, Z., Dai, J., Yin, D., Liang, J. and Ye, S. 2019. Effects of dam construction on biodiversity: A review. *Journal of cleaner production*, 221, 480-489.

# Effect of Tang Hammam dam on Persian gazelle (*Gazella S.Subgutturosa*) habitat in no hunting areas of Gharaviz (Kermanshah province)

1- Mina Esmaeili, Ph.D. Student of Animal biosystematics, Faculty of Basic Sciences, Kermanshah University, Kermanshah, Iran.
MinaEsmaeili1990@gmail.com
2- Kamran Shayesteh, Assistant professor Department of environment science, Faculty of Natural Resources and the Environment Sciences, Malayer University, Malayer, Iran.
3- Peyman Karami, Ph.D. Student of environmental science, Faculty of Natural Resources and Environment Sciences, Malayer University, Malayer, Iran.

Received: 13 Jun 2020
Accepted: 31 Oct 2020

**Abstract**

Dams are one of the largest man-made structures that severely affect the hydrology cycle. In general, their effects can be divided into positive and negative categories. Detecting the effects of these structures on wildlife habitat is one of the important aspects of development. Tang Hammam Reservoir dam located in west of Kermanshah province and Sarpol-e-Zahab country has effects on the Persian gazelle (*Gazella S.Subgutturosa*) habitat. This study aimed to quantify these effects on the habitat of the mentioned species and positive and negative effects were evaluated by affecting vegetation density and habitat suitability. Habitat suitability was determined using maximum entropy method. The TSS threshold was used to create binary maps. Quantification of the effect on vegetation was also performed using the normalized different vegetation index (NDVI) for the years 2014 to 2019 at different intervals between 0 and 500 m from the water body. Totally, from 2014 to 2019, the area of underwater habitat has increased in the study area. If water zones increase in the coming years, central patches of the region and communication with the Iraq country will be threatened. However, the effects on vegetation density indicate an increase in mean density index at distances up to 500 m relative to dam. Results showed that in the current conditions the dam has more positive effects but this increase of water behind the dam in future will not have any positive effects for the region.

**Keywords:** Habitat fragmentation; Hydraulic structures; Environmental monitoring; Normalized difference vegetation index.