محیط‌شناسی، دورهٔ ۴۳، شمارهٔ ۳، پاییز ۱۳۹۶، صفحهٔ ۵۶۰-۵۴۳

توسعهٔ روش بومی تخمین جریان زیست‌محیطی در رودخانه‌های حوضهٔ جنوبی خزر-پارک‌ملی لار

مهدی صدیق کیا[۱]، اصغر عبدلی[۲*]، سید علی ایوب‌زاده[۳]، امیرعباس احمدی[٤] و محمد قلی‌زاده[۵]

۱. دکتری سازه‌های آبی، گروه سازه‌های آبی، دانشگاه تربیت مدرس m.sedighkia@modares.ac.ir
۲. دانشیار، گروه تنوع‌زیستی، پژوهشکدهٔ علوم محیطی، دانشگاه شهید بهشتی
۳. استاد، گروه سازه‌های آبی، دانشگاه تربیت مدرس ayyoub@modares.ac.ir
٤. کارشناس‌ارشد محیط‌زیست، ادارهٔ کل محیط‌زیست، استان تهران amashhadi56@yahoo.com
۵. کارشناس‌ارشد سازه‌های هیدرولیکی، شرکت مهندسی مشاور پی‌اب نوین gholizadeh_ir@yahoo.com

تاریخ وصول مقاله: ۱۳۹۶/۰۱/۱۱ تاریخ پذیرش مقاله: ۱۳۹۶/۰۸/۱۵

چکیده

به‌منظور ایجاد شرایط پایدار محیط‌زیستی در رودخانه، از حدود ۴ دههٔ قبل، مفهوم جریان زیست‌محیطی تعریف شده است. روش‌های رومیزی از دبی جریان به‌منظور تعیین جریان زیست‌محیطی رودخانه استفاده می‌کنند. اما مدل‌های توسعه داده‌شده در کشورهای دیگر در ایران کاربردی نیست و نیاز به انطباق بومی این روش‌هاست. در مقاله حاضر معیار هیدرولوژیکی مبتنی بر شبیه سازی کمی اکولوژیک زیست‌بوم‌های رودخانه‌ای حوضهٔ جنوبی خزر، در پارک‌ملی لار توسعه داده شده‌است. حفاظت از محیط‌زیست و ایجاد شرایط پایدار اکولوژیک رودخانه، در سه سطح بسیار عالی، خوب و ضعیف قابل توصیف است که سطح بسیار عالی به‌معنای جریان لازم برای ایجاد حداکثر مطلوبیت محیط‌زیستی، سطوح خوب و ضعیف نیز به‌معنای مطلوبیت نسبی و حداقل مطلوبیت محیط زیستی است. برای آبراهه‌های با شیب بیش از ۲ درصد، حداقل مطلوبیت محیط‌زیستی در چهار فصل بهار، تابستان، پاییز و زمستان به‌ترتیب در ۲۰، ۳۰، ۲۵ و ۲۰ درصد میانگین جریان سالانه ایجاد می‌شود، در حالی‌که برای آبراهه‌های با شیب کمتر از ۲ درصد، این مقادیر به‌ترتیب برابر ۸۵، ۴۵، ۸۰ و ۴۵درصد است. نتایج حاکی از آن است که در رودخانه‌های با شیب کمتر، ایجاد شرایط پایدار اکولوژیک و مدیریت محیط‌زیستی رودخانه پیچیده‌تر خواهد بود.

کلیدواژه

تخمین جریان زیست‌محیطی، روش رومیزی لار، شبیه‌سازی زیستگاهی، قزل‌آلای خال قرمز.

۱. سرآغاز

اکوسیستم قسمتی از نظم جهانی است که انسان توانایی رؤیت و درک آن را دارد. چون زندگی در اکوسیستم، به‌وسیلهٔ انواع معینی از موجودات زنده تبیین شده است؛

* نویسنده مسئول: Email: asabdoli@yahoo.com

تأمین، حفظ تعداد و انواع موجودات و نیز نظارت بر افراد جامعهٔ آن، از مهم‌ترین وظایف در حفاظت از اکوسیستم‌هاست. یکی از انواع مهم اکوسیستم‌های آب‌های داخلی، اکوسیستم رودخانه‌هاست. نقش رودخانه در حیات بشری از دو جنبه بررسی می‌شود:

۱- تأمین آب در بخش‌های مختلف صنعت، شرب و کشاورزی است. امروزه با احداث سدهای متعدد و همچنین اجرای پروژه‌های مختلف آبگیری از رودخانه این نوع پهنه‌های آبی به طور مستقیم برفعالیت‌های انسانی در بخش‌های مختلف مؤثر هستند.

۲- تأثیر رودخانه در زندگی بشر از طریق تأثیر بر محیط‌زیست است که درنهایت در بلندمدت بر حیات انسان‌ها تأثیرگذار است.

این دو جنبه همواره در تقابل و تضاد با یکدیگر قراردارند. براساس تحقیقات انجام شده در دههٔ ۹۰ میلادی در حدود ۵۰ درصد از آب‌های سطحی در زمین توسط بشر در قالب پروژه‌های مختلف بهره‌برداری می‌شود و این رقم تا سال ۲۰۲۵ به حدود ۷۰ درصد خواهد رسید(Postel,1988). از طرفی بشر همواره در پی تأمین نیاز آبی حداکثری خود از رودخانه‌هاست و از طرف دیگر با برهم خوردن رژیم طبیعی جریان در رودخانه، اکوسیستم این نوع پهنه‌های آبی در معرض خطر است. همچنین پدیدهٔ گرمای جهانی و تغییرات آب و هوایی هرروزه این نوع پهنه‌های آبی را با خطرهای بیشتری روبه‌رو می‌کند. با توجه به نکته‌های گفته شده، از حدود ۵۰ سال پیش مفهومی با عنوان جریان زیست‌محیطی در رودخانه‌ها تعریف شده است که در بیشتر کشورها با عنوان حداقل جریان زیست‌محیطی استفاده می‌شود؛ اما در سال‌های اخیر تعدادی از کشورها نیاز به تعیین این جریان به صورت دینامیک را احساس کرده‌اند. این نیاز دینامیک، علم جدیدی با عنوان اکوهیدرولیک را پایه‌گذاری کرده است. این علم در واقع ارتباط بین هیدرولیک، مورفولوژی دینامیک و فرآیندهای اکولوژیکی در رودخانه است (Blanckaert & et al., 2013). روش‌های تعیین جریان زیست‌محیطی به ۴ دستهٔ هیدرولوژیکی، هیدرولیکی، شبیه‌سازی زیستگاهی و جامع تقسیم‌بندی می‌شوند و گاهی با توجه به شرایط روش‌های ترکیبی در تعیین جریان زیست‌محیطی نیز استفاده می‌شوند (نشریه شماره ۵۵۷، وزارت نیرو). روش‌های هیدرولوژیکی که با نام رومیزی نیز شناخته می‌شوند از داده‌های ماهانه و یا روزانه دبی جریان در مدت زمان آماری معقول به‌منظور تعیین جریان زیست محیطی استفاده می‌کنند (Godinho et al., 2014; Wang et al., 2013). روش تنانت یا مونتانا درصدی از میانگین جریان سالانه را به‌عنوان جریان زیست‌محیطی مورد نیاز برای حفظ شرایط هیدرولوژیکی رودخانه در نظر می‌گیرد (Tennant, 1976). این روش بر پایهٔ داده‌های میدانی برداشت شده از ۱۱ رودخانه در مناطقی مانند مونتانا، نبراسکا و ویومینگ در ایالات متحده است. داده‌های میدانی شامل برخی خصوصیات هندسی رودخانه و برخی خصوصیات اکولوژیکی در محدوده‌های مطالعه‌شده است که بیشتر پارامترهای اکولوژیکی به صورت کیفی برداشت شده است. تنانت براساس داده‌های برداشت شدهٔ خود درصدی از متوسط جریان سالانه را برای حفظ کیفیت زیستگاه در رودخانه بیان داشت. ایشان ۱۰ درصد متوسط جریان سالانه را حداقل جریان زیست‌محیطی اعلام کرد. تنانت در شش سطح براساس درصدی از میانگین جریان سالانه به توصیف شرایط رودخانه پرداخت و در نهایت براساس جدول ۱ توصیه‌های خود را برای تعیین جریان زیست محیطی اعلام کرد. این روش با توجه به سادگی در کشورهای مختلف کانون توجه بوده است(Mathews & Richter, 2007).

جدول ۱. توصیه‌های تنانت در تعیین جریان بهینهٔ زیست‌محیطی

وضعیت رودخانه	پاییز- زمستان (درصد از میانگین جریان سالانه)	بهار-تابستان (درصد از میانگین جریان سالانه)
بسیار عالی	۴۰	۶۰
عالی	۳۰	۵۰
خوب	۲۰	۴۰
عادلانه	۱۰	۳۰
ضعیف	۱۰	۱۰
تخریب شدید	۰-۱۰	۰-۱۰

روش تنانت در سال‌های اخیر به‌عنوان روشی مطمئن در پروژه‌های مختلف وزارت نیرو استفاده شده است. مطالعات متعدد داخلی استفاده از این روش را زیر سؤال برده است (Karimi et al., 2012، صدیق‌کیا و همکاران ۱۳۹۴). در نهایت براساس جمع‌بندی مطالعات انجام شده می‌توان نتیجه‌گیری کرد که توسعهٔ شاخص‌های هیدرولوژیکی جریان زیست‌محیطی، بایستی با روش‌های هیدرواکولوژیکی و به‌صورت منطقه‌ای باشد و شرایط اکولوژیک را نیز در نظر گیرد. با توجه به ضرورت تمرکز بر اکولوژی، حوضهٔ تحت مطالعه مفهوم شبیه‌سازی زیستگاهی از حدود دههٔ ۹۰ میلادی توسعه داده شد. مطالعهٔ کمّی اکولوژی منطقه مبتنی بر روش شبیه‌سازی زیستگاه از جنبه‌های مختلف مزیت دارد.

۱. به کمّی سازی شرایط اکولوژیکی و تعریف ضرورت‌ها و الزامات اکولوژیکی در قالب مفاهیم می‌پردازد.

۲. از میان عوامل متعدد و بسیار پیچیده و گونه‌های مختلف با روشی قوی به انتخاب مدل بیولوژیک می‌پردازد.

عموماً انتخاب گونه می‌تواند براساس معیارهای مختلفی صورت پذیرد. این معیارها می‌تواند اکولوژیک یا غیر اکولوژیک باشند. به‌دلیل عمر نسبتاً طولانی ماهی‌ها این نوع موجودات شاخص خوبی برای بررسی تأثیرات بلندمدت تغییرات محیطی هستند. در مجموع فاکتورهای تأثیرگذار غیرزنده به دو بخش تقسیم می‌شوند: فاکتورهای شیمیایی و فاکتورهای فیزیکی.

فاکتورهای شیمیایی شامل pH، DO و سایر آلاینده‌های آلی و غیرآلی مانند فلزات سنگین است (Ahmadi-Nedushan et al., 2006). فاکتورهای مهم کیفی در مقیاس ماکرو تأثیرگذار بوده و جز در شرایط ویژه به‌صورت محدوده‌های کلّی تعریف می‌شود. براساس تعریف مجموعه‌ای از شرایط ساختار زیستگاه و جریان تحت‌عنوان فیزیک زیستگاه تعریف می‌شود (Maddock et al., 2013). متغیرهایی که شکل کلی رودخانه و متوسطی از شرایط هیدرولوژیکی را توصیف می‌کنند، مهم‌ترین ویژگی‌های محیطی در مقیاس محلی درنظر گرفته می‌شوند. همچنین ارتباط میان ناحیهٔ خشکی با رودخانه و تأثیر آن روی تغییرات زمانی و مکانی در منابع غذایی و نیز فراهم کردن پوشش و پناهگاه در رودخانه، اثر مهمی در توزیع گونه‌های ماهی‌ها و جامعهٔ آن‌ها دارد (Rifflart et al., 2009). ساختار فیزیکی زیستگاه، پارامتر مهمی در تعیین فراوانی وجود گونه‌ها در آبراهه است. انتخاب مناطق تخم‌ریزی و پرورش نوزادان ماهی‌ها براساس قطر ذرات بستر، سرعت جریان و عمق آب است و این موضوع اهمیت متغیرهای فیزیکی را در زیستگاه‌های آبی نشان می‌دهد (Vadas & Orth, 2001). راه حل کلاسیک بررسی کمّی زیستگاه شامل تخمین شاخص‌های زیستگاهی براساس میزان بهینهٔ پارامترهای غیرزیستی بر روی گونهٔ هدف است. شاخص مطلوبیت زیستگاه معمول‌ترین شاخص استفاده‌شده در بررسی‌های میکروزیستگاهی است.

این شاخص معمولاً بین صفر تا یک تعریف می‌شود و هرچه به یک نزدیک‌تر باشد، به مفهوم احتمال حضور بیشتر ماهی در زیستگاه است. همچنین عدد صفر به مفهوم حداقل مطلوبیت و یا حداقل احتمال حضور ماهی در زیستگاه، براساس تحلیل پارامترهای فیزیک زیستگاه است. باید توجه داشت که عوامل متعددی هم‌زمان بر شرایط زیستگاهی مؤثر است؛ اما تنها سه عامل عمق، سرعت و بستر، عوامل مستقل در نظر گرفته شده و سایر عوامل وابسته هستند. سرعت جریان آب می‌تواند هزینهٔ بهره‌برداری از زیستگاه و نرخ شستشوی بی‌مهرگان که شکار و غذای بسیاری ازماهیان هستند را تغییر دهد. عمق آب، می‌تواند محافظی در برابر شکارچیان خشکی و هوایی باشد و فضای بیشتری را برای جست‌وجوی غذا و تغذیه در اختیار قرار دهد (Guay et al., 2000). ترکیب بستر، می‌تواند ویژگی مهم زیستگاهی برای ماهیان در اکوسیستم‌های رودخانه‌ای باشد و امکان ساکن شدن، حرکت، تولیدمثل، پناهگاه (برای پنهان شدن از شکارچیان و مقابله با جریان آب) و تأمین غذا (به‌طور مستقیم به‌واسطهٔ مواد آلی و تجمع غذا مانند جلبک‌های اپیفیتیک) را فراهم آورد (Guay et al., 2003; Ahmadi-Nedushan et al., 2006). حقیقت دارد که حضور ماهی یا فراوانی آن در اغلب موارد با نوع بستر در ارتباط است (Humpl and Pivnička 2006). عوامل وابسته مانند شیب آبراهه، فاکتوری تعیین‌کننده برای شرایط هیدرولیکی در مقیاس محلی است و به‌عنوان یکی از مهمترین فاکتورهای تأثیرگذار در پراکنش گونه‌های ماهیان شناخته شده است (Pont et al., 2005).

در مجموع، روش‌های هیدرولوژیکی که برمبنای معیارهای هیدرولوژیکی هستند؛ در صورتی‌که بر مبنای نیازهای اکولوژیکی هر حوضهٔ آبریز بوم‌سازی نشوند به عنوان معیارهای تعیین جریان زیست‌محیطی حتی در مرحلهٔ برنامه‌ریزی منابع آبی نیز مطلوب نیست. بررسی‌های انجام شده بر تحقیقات گذشته در کشور نشان می‌دهد که تنها روش‌های غیراکولوژیکی که بر شرایط اکولوژیکی زیست‌بوم‌های ایران تمرکز ندارند در تخمین جریان زیست‌محیطی استفاده شده است که نقطه ضعف مهمی در توسعهٔ روش‌های تخمین جریان زیست‌محیطی در کشور است (شکوهی و هانگ ۱۳۹۰). ماهیان به‌عنوان مهمترین آبزی ساکن در اکوسیستم‌های رودخانه، بیشترین تأثیر را از میزان جریان جاری در رودخانه می‌پذیرند. مجموعه‌ای از شرایط ساختار زیستگاه و جریان با عنوان فیزیک زیستگاه تعریف می‌شود که بیشترین تأثیر را بر فراوانی ماهی در این نوع زیستگاه‌ها دارد (Maddock et.al, 2013). سه عامل عمق، سرعت و بستر به‌عنوان عوامل مستقل در نظر گرفته شده در فیزیک زیستگاه هستند و بایستی در مطالعات بومی‌سازی اکولوژیک با مبانی فیزیک زیستگاه به آن‌ها توجه شود. براساس این موضوع مقالهٔ حاضر پایه‌گذاری شده است. روش ارائه شده در این مقاله برای محاسبهٔ میزان جریان زیست‌محیطی در رودخانه‌هاست و حاصل تحقیقات ۸ ساله در فاصلهٔ سال‌های ۱۳۸۶تا ۱۳۹۴ است. همچنین برای نخستین بار در کشور به ارائهٔ روشی بومی مبتنی بر اکولوژی آب‌های داخلی ایران برای محاسبهٔ جریان زیست‌محیطی پرداخته و شاخص‌های هیدرولوژیکی بومی تخمین جریان زیست محیطی ارائه داده است.

۲. مواد و روش‌ها

۱.۲. معرفی حوضهٔ جنوبی خزر

حوضهٔ آبریز خزر در بخش جنوبی با مساحتی در حدود ۲۵۶۰۰۰ کیلومترمربع یکی از حوضه‌های آبریز وسیع ایران است و به‌صورت نواری از شمال‌غربی آذربایجان شروع می‌شود و بعد از طی دامنه‌های شمالی البرز تا شمال‌غربی خراسان ادامه می‌یابد. حوضهٔ آبریز خزر دارای شیب زیادی بوده و بیشترین اختلاف ارتفاع حوضه‌های آبریز کشور (بالغ بر ۵۵۰۰ متر) را به خود اختصاص داده است. در حدود ۸۶۶ رودخانه بزرگ و کوچک که اکثراً از ارتفاعات

البرز شمالی سرچشمه می‌گیرند در این بخش جریان دارند. با توجه به اهمیت این حوضهٔ آبریز به‌عنوان یکی از حوضه‌های اصلی آبریز در کشور و نیز وجود رودخانه‌های متعدد، مدیریت جریان در رودخانه‌های موجود در این حوضه که عمدتاً در استان‌های مهمی چون تهران و مازندران هستند بسیار اهمیت دارد.

۲.۲. انتخاب مدل بیولوژیک

در مطالعات اکوسیستم رودخانه‌ها، مدل بیولوژیک به‌عنوان شاخصی برای بررسی شرایط اکوسیستم استفاده می‌شود. عموماً انتخاب مدل بیولوژیک می‌تواند براساس معیارهای مختلفی صورت پذیرد. این معیارها می‌توانند اکولوژیک یا غیراکولوژیک باشند. از معیارهای اکولوژیکی انتخاب گونه می‌توان به گونهٔ غالب، نادر، آسیب‌پذیر و یا مهاجم اشاره کرد. ماهی‌ها با توجه به طول عمر خود و همچنین وجود اطلاعات بیولوژیک و اکولوژیک وسیع‌تر در حال حاضر نسبت به کف‌زیان در مطالعات رودخانه حداقل در مناطقی که وجود گونه‌های ماهی اثبات شده است اولویت دارند. در مقالهٔ حاضر ماهی قزل‌آلای خال قرمز به‌عنوان مدل بیولوژیک انتخاب شده است. ماهی قزل‌آلای خال قرمز از گونه‌های حمایت شدهٔ کشور محسوب می‌شود و در فهرست سرخ اتحادیهٔ بین‌المللی حفاظت از منابع طبیعی (IUCN)، در آستانهٔ انقراض(EN) قرار دارد. بنابراین با توجه به وضعیت حساس، تلاش برای حفاظت از آن، از اولویت‌های سازمان محیط‌زیست کشور است. با توجه به شدت درجهٔ حساسیت و نیازمندی برای تمهیدات سختگیرانهٔ حفاظتی انتخاب این گونه به‌عنوان مدل بیولوژیک دارای توجیه کافی است. درمقیاس بین‌المللی نیز این گونه، در تحقیقات متعدد، شاخص زیست‌محیطی مناسبی تشخیص داده شده است. بنابراین به جرئت می‌توان گفت در تحقیق حاضر به‌لحاظ اکولوژیک مناسب‌ترین گونه در کشور به‌عنوان مدل بیولوژیک مدنظر قرار گرفته است. چرخهٔ زندگی این ماهی در مطالعات مختلف معرفی شده است (عبدلی و نادری۱۳۸۷). رنگ بدن این ماهی زیتونی مایل به قهوه‌ای است. پهلوهایش نقره‌ای یا زرد و شکم سفید متمایل به زرد دارد. حداکثر اندازهٔ این ماهی در آب‌های با سرعت زیاد در حدود ۲۰ سانتی‌متر و حداکثر وزن آن نیز در حدود ۱۰۰ گرم است. اما در دریاچه‌ها مانند دریاچهٔ سد لار اندازهٔ این ماهی تا حدود ۵۰ سانتی‌متر هم می‌رسد. در سردابرود، میانگین طول و وزن آن به‌ترتیب ۱۴۷ میلیمتر و ۳۷ گرم است. این گونه، پراکنش نسبتاً وسیعی در حوضهٔ جنوبی خزر و همچنین حوضهٔ دریاچهٔ ارومیه دارد (Mostafavi et.al., 2014).

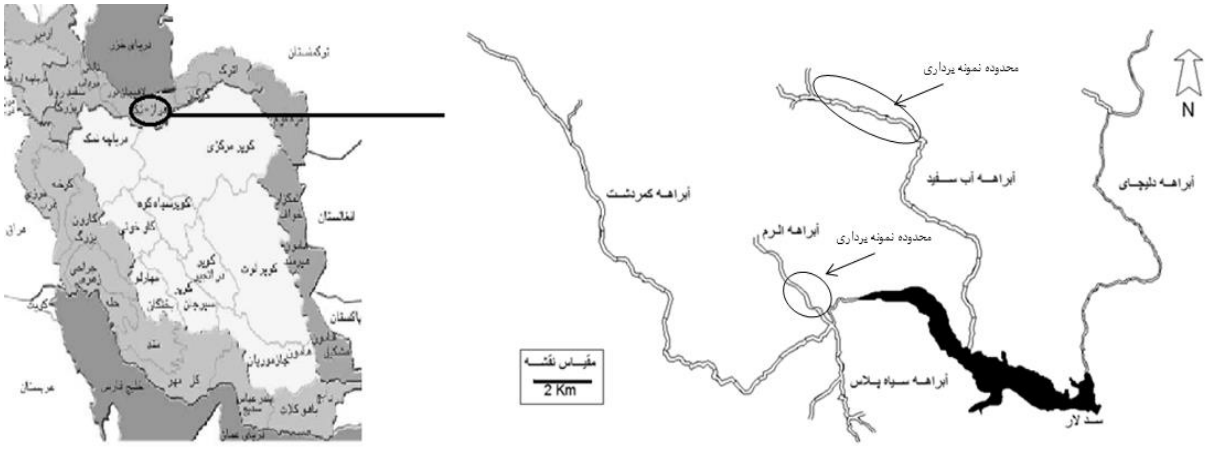
۳.۲. انتخاب منطقهٔ مدل‌سازی اکولوژیک

آنچه بیش از انتخاب مدل بیولوژیک اهمیت دارد مکان مدل‌سازی است. زیرا حتی در صورتی که مدل بیولوژیک غلط انتخاب شود با در نظر داشتن مکان مناسب برای مدل‌سازی نتایج صحیحی به همراه خواهد داشت اما ممکن است این نتایج کاربردی نباشد. انتخاب غلط مکان مدل‌سازی عملاً نتایج غلط به همراه خواهد داشت و نه تنها نمی‌تواند کمک‌کننده باشد؛ بلکه موجب گمراهی مدیران محیط‌زیست برای حفاظت از زیستگاه‌های گونه‌های مختلف آبزیان و مدیریت مبتنی بر اکوسیستم منابعی آبی خواهد شد.

در مقالهٔ حاضر پارک‌ملی لار، محل توسعهٔ شاخص‌های اکوهیدرولیکی و همچنین توسعهٔ مدل زیستگاهی انتخاب شده است. در انتخاب این مکان به‌عنوان محل توسعهٔ شاخص‌های اکوهیدرولیکی قزل‌آلای خال قرمز در ایران، ملاحظات مختلف در نظر گرفته شد. با توجه به اهمیت ماهی قزل‌آلای خال قرمز و زیستگاه‌های موجود در پارک ملی لار، این منطقه حفاظت و شکار در این پارک ملی محدود و کنترل شده است. با عنایت به وجود نداشتن فعالیت‌های جدی انسانی در محدودهٔ مورد مطالعه، مدل بیولوژیک مورد نظر تحت مخاطرات و تأثیرات فعالیت‌های انسانی نیست و در صورتی که در بعضی مناطق تحت تأثیر مسائلی مانند آلودگی دام باشد فعلاً دامنهٔ تأثیر این موارد

بسیار محدود است. در آب نیز شکارچی جدی برای این گونه وجود ندارد. تنها شکار کنندگان محدود در این پارک، بعضی درندگان مانند گرگ و روباه هستند که دامنهٔ تأثیر آن مقطعی و محدود است و اثر مخربی بر توسعهٔ شاخص‌های اکوهیدرولیکی ندارد. نکتهٔ دیگر اینکه خال قرمز تنها گونهٔ آبزی غالب در محدوده پارک ملی لار است. بنابراین مسئلهٔ رقابت به‌عنوان یکی از مهمترین موانع توسعهٔ شاخص‌های اکوهیدرولیکی در محدودهٔ این پارک وجود ندارد. در محدودهٔ این پارک مدل‌سازی زیستگاهی عمومی امکان‌پذیر است در واقع وجودنداشتن رقابت، شکار و تأثیرات فعالیت‌های انسانی باعث می‌شود که مدل عمومی شبیه‌سازی زیستگاهی قابل کاربرد و توسعه باشد. در غیراینصورت توسعهٔ این نوع شبیه‌سازی ممکن نیست.

نکته‌ای که مطالعات اکوسیستمی در رابطه با این‌گونه را بسیار سخت می‌کند، دست‌خورده بودن عمدهٔ اکوسیستم‌های رودخانه در این حوضهٔ آبریز است. به‌منظور توسعهٔ منحنی و یا توسعهٔ هر نوع شاخص هیدرولوژیکی بومی جریان که بتواند علاوه بر زیستگاه تحت مطالعه در سایر زیستگاه‌های گونه نیز استفاده شود تنها زیستگاه‌هایی می‌توانند مطمئن باشند که هیچ نوع تأثیر انسانی در آنها دیده نشود. علاوه بر این وجود عوامل بارز بیولوژیکی مؤثر مانند رقابت و یا شکار، فرآیند بررسی‌های زیستگاهی را بسیار پیچیده می‌کند و عدم قطعیت‌ها را افزایش داده و نیازمند مطالعات اکولوژیکی و بیولوژیکی خاصی خواهد بود. هنوز در سطح جهان بحث دینامیک بودن شرایط اکولوژیک محل بحث بسیاری از محققین است. در مجموع به جرئت می‌توان گفت زیستگاه‌های خال قرمز در پارک ملی لار از معدود زیستگاه‌هایی است که علاوه بر نداشتن تأثیرات جدی فعالیت‌های انسانی، تأثیرات پارامترهای بیولوژیکی مانند شکار و رقابت نیز وجود ندارد. با توجه به مجموع نکات گفته شده، تحقیق حاضر فرصتی استثنایی برای توسعهٔ شاخص هیدرولوژیکی جریان زیست‌محیطی در زیستگاه‌های آب‌های داخلی به‌شمار می‌رفت. پارک ملی لار از پارک‌های ملی منحصربه‌فرد ایران و جهان است. این پارک به مساحت ۲۷۷۸۹ هکتار در دامنهٔ غربی قله دماوند در استان‌های مازندران و تهران واقع شده است. این پارک ملی، نمونه‌ای شاخص از زیستگاه کوهستانی به‌شمار می‌آید و اقلیم سرد و مرطوب آن باعث شده زیستگاه تابستان گذران مناسبی برای گونه‌های مختلف جانوری باشد. محدودهٔ آبراهه‌های پارک ملی لار در تصویر شماتیک زیر نشان داده شده است.



شکل ۱. رودخانه‌های محدودهٔ پارک ملی لار

تنوع زیستگاهی خال قرمز در این پارک بسیار متنوع بوده و انواع زیستگاه‌ها را می‌توان در آن مشاهده کرد. با توجه به شرایط هیدرولیکی دو نوع زیستگاه مشخص است. ۱. زیستگاه‌هایی که با شیب کمتر بوده و فعالیت‌های زیستی مانند تخم‌ریزی در آنها توسعه دارد؛ ۲. زیستگاه‌هایی که دارای شیب زیاد بوده و محل مناسبی برای تغذیهٔ ماهیان است. دو آبراهه الرم و آب سفید به‌ترتیب نمایندهٔ زیستگاه‌های نوع اول و دوم انتخاب شدند و با توجه به کارکرد زیستگاه به‌ترتیب گروه سنی نابالغ و بالغ، مدل بیولوژیک در هریک انتخاب شد. انتخاب این دو زیستگاه به‌عنوان محل توسعه مدل اکولوژیک، حاصل مطالعهٔ شش‌سالهٔ تیم تحقیق بر رفتارشناسی خال قرمز در تمامی زیستگاه‌های پارک‌ملی لار است. هدف نهایی این تحقیق، استخراج شاخص‌های هیدرولوژیک جریان زیست‌محیطی توسعه‌پذیر به آبراهه‌های دیگر در حوضهٔ جنوبی خزر است تا بتواند به عنوان معیاری مبتنی بر زیست‌بوم‌های داخلی کشور و استفاده‌شدنی برای تمامی مهندسان رودخانه باشد.

۴.۲. مطالعات میدانی

نمونه‌برداری از ماهیان با روش‌های مختلفی امکان‌پذیر است. مهمترین آنها شامل الکتروشوکر، غواصی، مشاهدهٔ مستقیم و ویدیو تلمتری است، که هریک دارای شرح مفصل بوده و در منابع اصلی به این موضوع پرداخته‌ایم (Bovee, 1986). در این تحقیق از روش شوک برقی استفاده شد که دارای مزیت‌های زیادی است و با توجه به امکانات موجود در کشور بهترین روش برای برداشت نمونه از ماهیان رودخانه‌هایی مانند رودخانه‌های پارک ملی لار است. نمونه‌برداری از ماهی‌ها برای تولید منحنی‌ها به صورت نقطه‌ای و دقیق، از طریق روش شوک برقی انجام شد (یک مرحله نمونه‌برداری در تابستان و پاییز ۱۳۹۴ و در ۷۰ نقطه از پایین دست رودخانه الرم و بالادست آب سفید انجام شد) (شکل ۱) و در همهٔ ایستگاه‌ها سعی شد که ماهی، قبل از متوجه شدن حضور افراد گروه، صید شود و در نقاط حضور ماهی، اندازهٔ ماهی (برای تعیین سن و مرحلهٔ زندگی آن)، عمق، سرعت و ذرات بستر، اندازه‌گیری شده و از ماهی، ذرات بستر، شکل زیستگاه و پوشش گیاهی اطراف آن، عکس‌برداری بعمل آمد. ماهی‌ها، بعد از بیومتری، بلافاصله در آب، رهاسازی شدند. در این تحقیق، بازه‌های بررسی، براساس مفهوم مزو- زیستگاه‌ها در نظر گرفته می‌شد، بدین معنی که در هر بازه، ترکیبی از زیستگاه‌های خیزآب، گوداب و بینابینی وجود داشت. اندازه‌گیری ماهی برمبنای طول کل و براساس میلی‌متر صورت گرفت. شناخت مزو- زیستگاه اصلی اساسی در تمامی مطالعات زیستگاه است که در این تحقیق نیز به دقت به آن توجه شده و در انواع مزو- زیستگاه‌ها برداشت بیولوژیک انجام شد. تجربهٔ طولانی تحقیقات برخی محققین تیم تحقیقاتی در زمینهٔ مطالعات اکولوژیکی آبزیان، شناخت مزو- زیستگاه‌ها را بسیار دقیق کرد و موجب افزایش دقت مطالعات میدانی شد. شرح انواع مزو- زیستگاه‌ها در منابع متعددی بررسی شده است (Jowett, 1993; Mosley 1982). نقشه‌برداری رودخانه در مقاطع مختلف و با توجه به تغییرات هندسهٔ رودخانه در فواصل صد تا دویست متر صورت گرفت.

۵.۲. نحوهٔ مدل‌سازی اکولوژیک

مدل‌سازی اکولوژیک و شبیه‌سازی زیستگاه، ابزار مهمی در زمینهٔ تخمین کمّی شرایط اکولوژیک بوده و در سال‌های اخیر توجه بسیاری به آن شده است (Bockelmann et al., 2004). در مقالهٔ حاضر توسعهٔ شاخص‌های میکروزیستگاهی با استفاده از روش انتخاب زیستگاه ژاکوب انجام شد(Olsen, 2012). به‌منظور توسعهٔ منحنی‌های مطلوبیت زیستگاهی نخست بایستی منحنی‌های فراهمی زیستگاه تولید شود که محور طولی دسته‌های آماری هر پارامتر مورد مطالعه مانند سرعت و محور عرضی نیز فراوانی هر دسته در مقیاس صفر تا یک است و معمولاً با P نشان داده می‌شود. به همین ترتیب نمودار

زیستگاه استفاده‌شده که براساس مشاهدات میدانی ماهی در نقاط حضور است استخراج می‌شود که معمولاً با r نشان داده می‌شود. در نهایت برای مرکز هر دسته آماری i با استفاده از رابطهٔ زیر شاخص انتخاب زیستگاه محاسبه خواهد شد (Olsen, 2012).

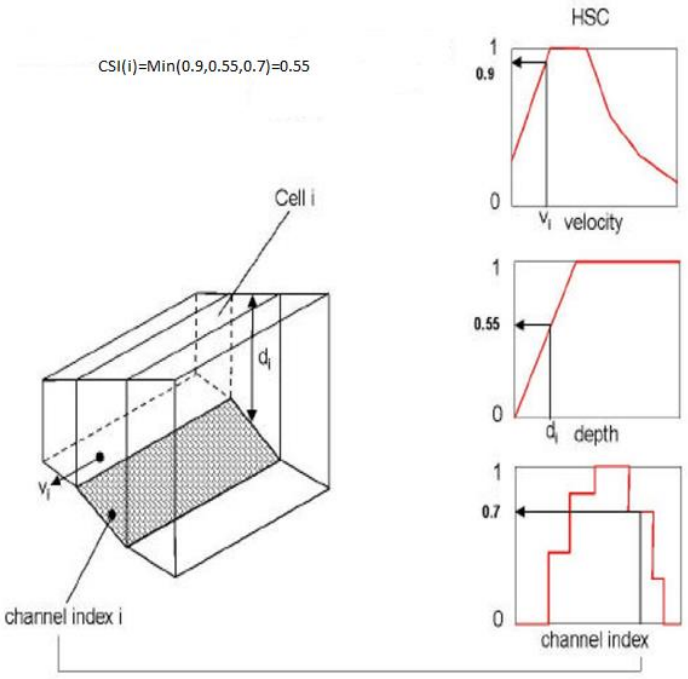
$$D_i = \frac{r_i - p_i}{r_i + p_i - 2r_i p_i} \qquad (1)$$

در این رابطه در صورتی‌که شاخص انتخاب بیش از ۰/۲ باشد، زیستگاه ترجیحی و در صورتی که کمتر از ۰/۲- باشد، زیستگاه پرهیزی و مقادیر بین این دو معیار زیستگاه بینابینی خواهد بود. به تعبیر دیگر با تبدیل مقیاس شاخص انتخاب زیستگاه به مقیاس صفر تا یک منحنی مطلوبیت معیار استخراج خواهد شد. بنابراین می‌توان زیستگاه را در سه کلاس مطلوب، استفاده‌شدنی و استفاده‌نشدنی تقسیم‌بندی کرد.

با استخراج منحنی تداوم جریان در هر دو آبراهه و تحلیل هیدرولوژیکی متوسط جریان ماهانه در سه دورهٔ خشکسالی، نرمال و ترسالی در تمامی ماه‌های سال استخراج شد. بنابراین شبیه‌سازی اکولوژیکی-هیدرولیکی در ۳۶ دبی مختلف در هر رودخانه انجام شد. شبیه‌سازی سطح آب با استفاده از مدل یک‌بعدی HEC-RAS انجام شد که تأیید نتایج مدل عددی با توجه به برداشت‌های میدانی جریان در مقاطع مختلف رودخانه‌ها انجام شد. با توجه به اینکه مدل شبیه‌ساز هیدرولیکی قادر به شبیه‌سازی سرعت در هر سلول زیستگاهی نیست مدل VELSIM در مدل PHABSIM بهترین روش برای محاسبه سرعت در هر سلول زیستگاهی خواهد بود. سرعت در عرض مقطع عرضی به‌عنوان تابعی از عمق جریان توزیع خواهد شد. در این حالت از معادله مانینگ به فرم زیر و جای‌گذاری مقدار عمق جریان برای شعاع هیدرولیکی استفاده می‌شود (Waddle, 2001).

$$V_i = \left[S_e^{\frac{1}{2}} * d_i^{\frac{2}{3}} \right] \Big/ n_i \qquad (2)$$

سپس با توجه به الگوی میزان شاخص مطلوبیت ترکیبی در هر سلول زیستگاهی محاسبه خواهد شد. بر این مبنا نقشهٔ نوع زیستگاه که نمایش‌های مختلفی از آن وجود دارد به‌دست خواهد آمد (شکل ۲).



شکل ۲. روش استخراج مطلوبیت زیستگاهی در هر سلول (Waddle, 2001)

در نهایت منحنی‌های (AWS) یا مساحت مطلوب وزنی، بده جریان را به یک شاخص زیستگاه ماهیان برای مراحل مختلف زندگی گونه‌های هدف ماهی‌ها مرتبط می‌کند. مساحت قابل استفاده وزنی در یک بده خاص در بازهٔ رودخانه از رابطهٔ زیر محاسبه می‌شود (Payne & Jowett, 2013)

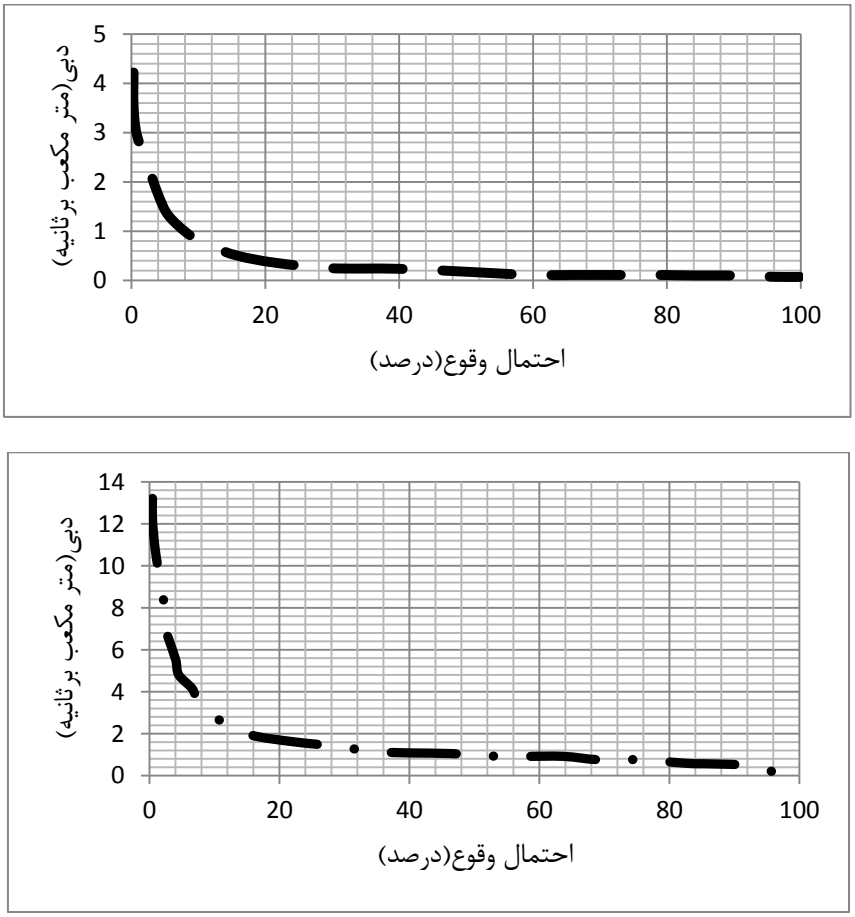
$$AWS = \left[\left(\sum_{i=1}^{n} A_i * CSI_i \right) \Big/ L \right] \qquad (۳)$$

که L طول رودخانه بوده و AWS نیز برحسب مترمربع در هر متر رودخانه خواهد بود. در صورتی‌که به‌صورت نسبی تعریف شود با درصد نیز نمایش‌دادنی خواهد بود.

۳. نتایج و بحث

منحنی تداوم جریان در هر دو آبراهه الرم و دلیچای در شکل (۳) نشان داده شده‌است.

در آبراهه الرم بیشتر جریان‌های وقوع یافته دارای دبی کمتر از ۰/۵ متر مکعب برثانیه است. اما در آبراهه دلیچای این مقدار حدود ۲ مترمکعب بر ثانیه است. همان‌طور که مشاهده می‌شود میزان جریان در این دو آبراهه متفاوت بوده و حجم جریان در آبراههٔ دلیچای بیشتر است. این تفاوت ناشی از تفاوت میان سطح حوضهٔ آبریز این دو آبراهه است. اما ساختار رودخانه در هر دو تقریباً یکسان است و به جز تفاوت عمده در میزان شیب رودخانه، سایر پارامترهای تأثیرگذار زیستگاهی در یک محدوده قرار دارند. سری زمانی ماهانه جریان در سه دوره خشکسالی، ترسالی و نرمال برای هر دو آبراهه در شکل ۴ نمایش داده شده است.



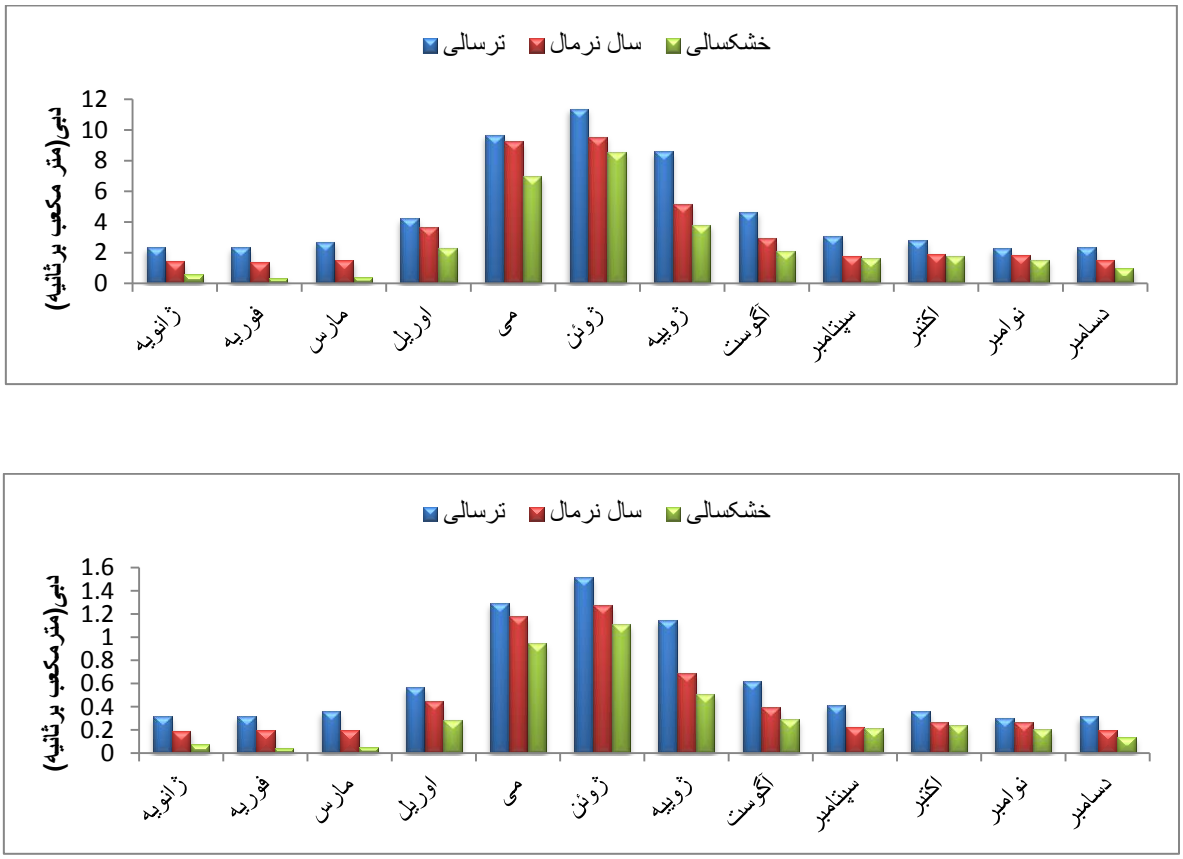
شکل ۳. منحنی تداوم جریان(بالا: الرم، پایین: دلیچای)

بر طبق روش ژاکوبین منحنی‌های مطلوبیت زیستگاهی برای هر دو گروه سنی نابالغ و بالغ مطابق با شکل‌های (۵) و(۶) استخراج شد. بر طبق منحنی شاخص کانال و یا channel index بستر براساس سه پارامتر MG, CG, GG نشان داده شده است که به‌ترتیب به‌معنای شن متوسط، درشت و خیلی درشت است. در شکل (۷) نیز سری زمانی زیستگاهی به نمایش درآمده است.

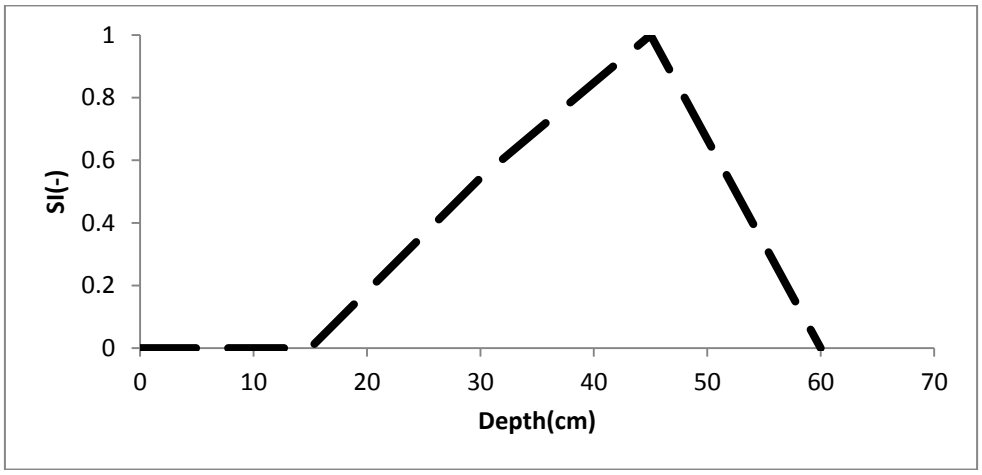
مقایسهٔ سری زمانی ماهانه جریان در شکل (۴) در دو آبراههٔ بررسی‌شده نشان می‌دهد که الگوی تغییر جریان در دوره‌های پرآبی تا کم‌آبی یکسان است. این موضوع حکایت از شرایط زیستگاهی یکسان دارد و در واقع الگوهای تغییر جریان که بر حیات ماهی خال قرمز تأثیرگذار است در هر دو آبراهه مشابه است.

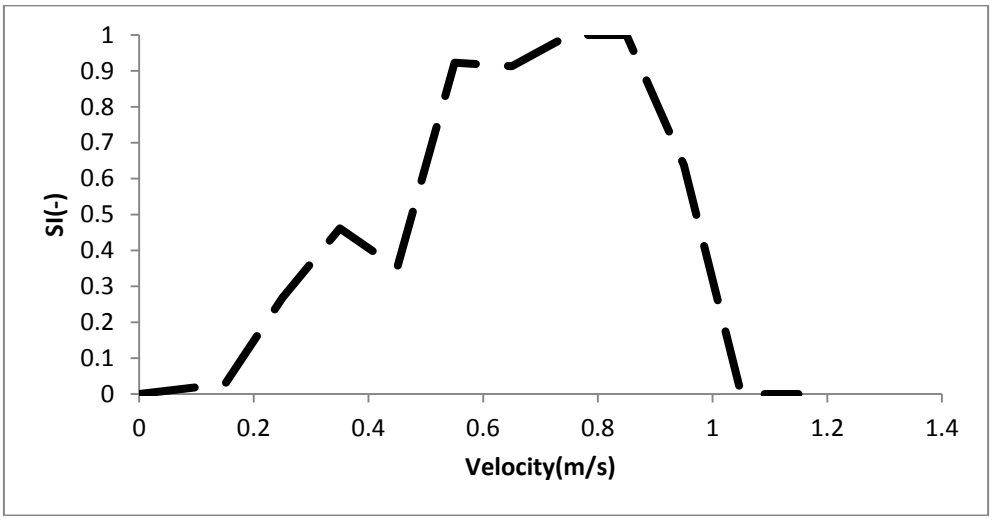
مقایسهٔ دو آبراهه براساس تفاوت‌های اساسی زیستگاهی موجود در دو آبراهه مانند شیب آبراهه صحیح است. باید توجه داشت در صورتی‌که دو زیستگاه به‌لحاظ عوامل محیطی و زیستی مشابهت‌های اساسی نداشته باشند، نمی‌توان مقایسه‌های زیستگاهی براساس پارامترهای متغیر محدود انجام داد. در شکل (۵) و (۶) منحنی‌های مطلوبیت زیستگاهی استخراج شده‌اند.

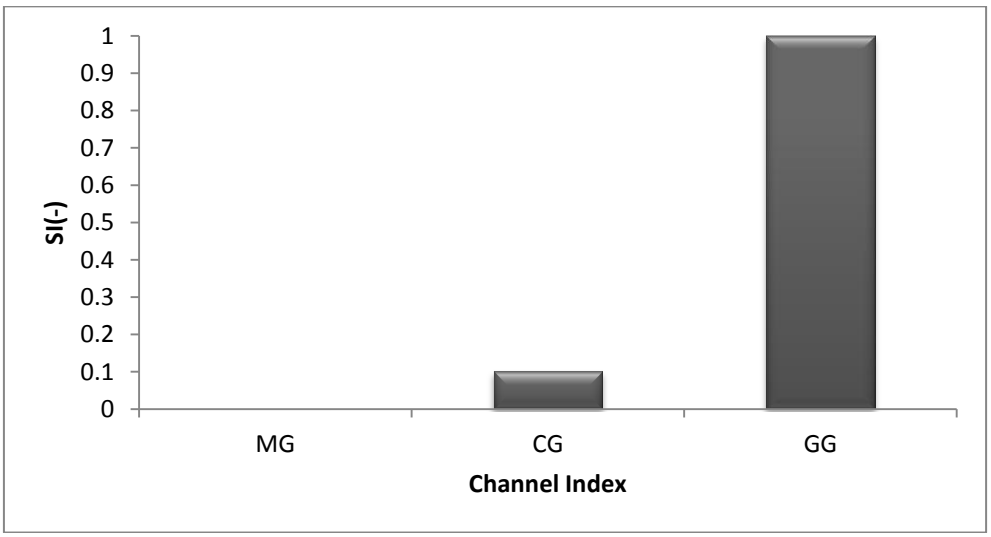
بین دو سری منحنی‌های مطلوبیت استخراج شده، تفاوت‌های محدودی برای دو دورهٔ بالغ و نابالغ مشاهده می‌شود که ناشی از تفاوت‌های بیولوژیک گونه در این دو گروه سنی است. در گروه سنی نابالغ به‌دلیل اینکه اندازهٔ ماهی کوچکتر بوده، بنابراین در عمق‌های کمتر نیز می‌تواند زیست کند درحالی‌که ماهی بالغ امکان و نیز تمایلی برای زیستن در اعماق کمتر از ۳۰ سانتی‌متر ندارد. دربارهٔ سرعت جریان نیز به وضوح مشاهده می‌شود که برای ماهی بالغ محدودهٔ سرعت بیشتری تحمل‌پذیر بوده و سرعت‌های حدود ۱ متربرثانیه نیز قابلیت زیست دارد.



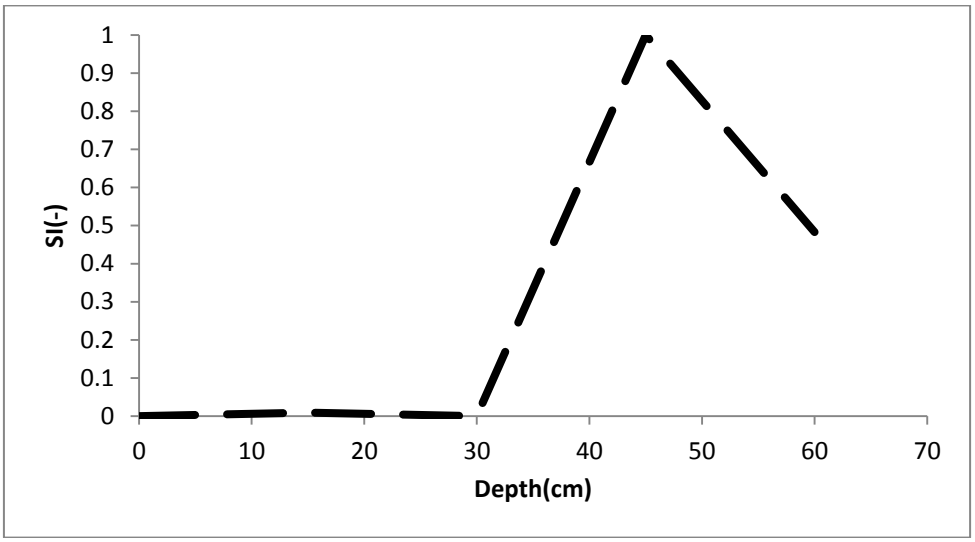
شکل ۴. سری زمانی ماهانهٔ جریان (شکل بالا: دلیچای، شکل پایین: الرم)

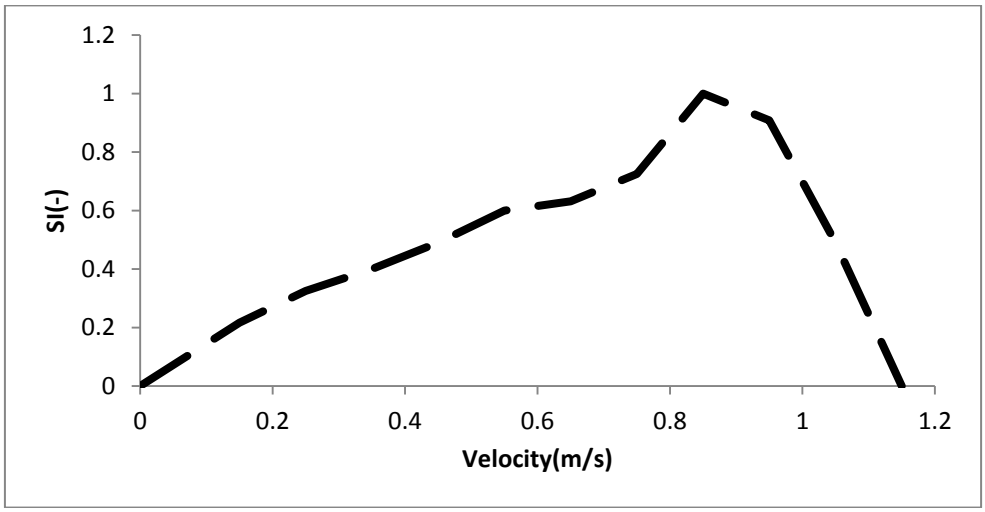


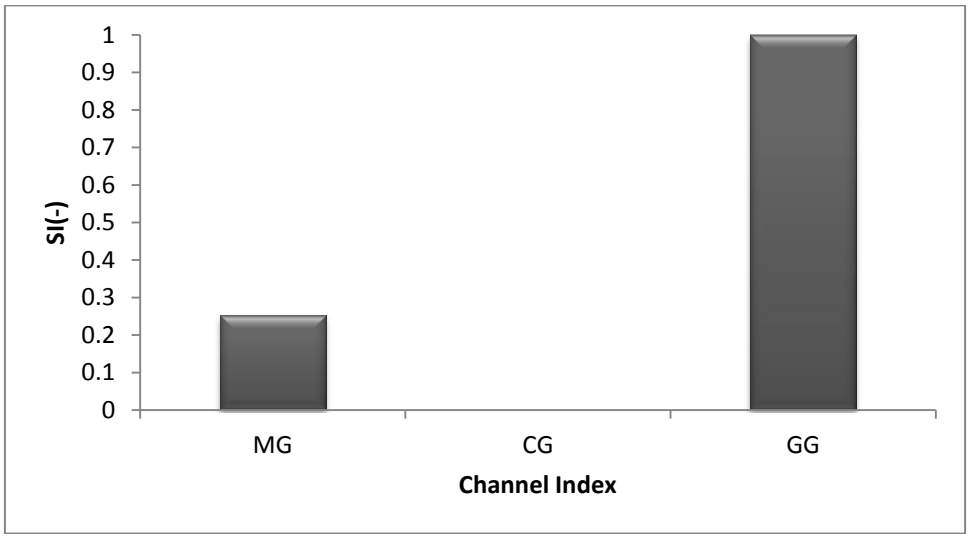




شکل ۵. منحنی مطلوبیت زیستگاهی گروه سنی نابالغ







شکل ۶. منحنی مطلوبیت زیستگاهی گروه سنی بالغ

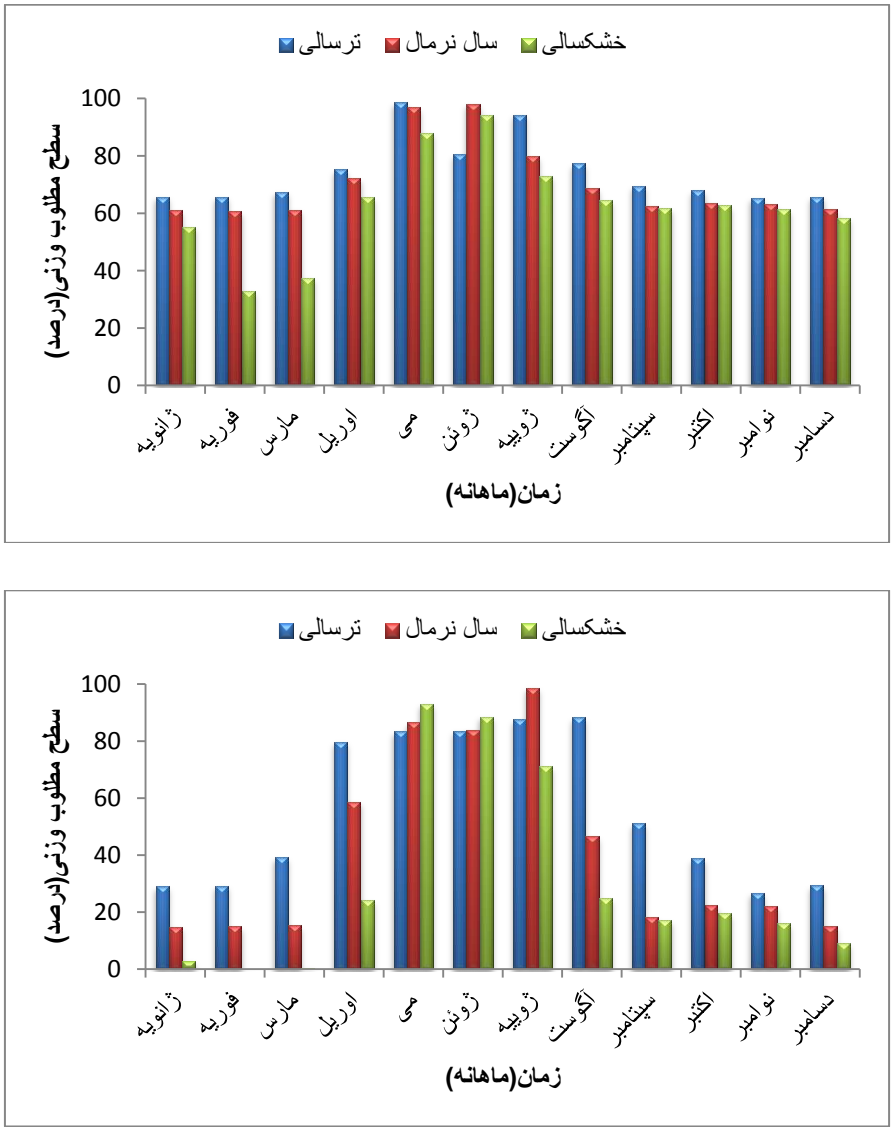
در رابطه با ذرات بستر نیز مشاهده می‌شود که ماهیان بالغ دو نوع بستر را ترجیح می‌دهند. نوع اول بستر دارای ذرات شن بسیار درشت و نوع دوم اندازه ذرات در حدود شن متوسط است. تحلیل بیولوژیک نشان می‌دهد که ذرات بسیار درشت شن برای پنهان شدن کاملاً مطلوب و پناهگاه مناسبی است به‌همین دلیل این نوع ذرات، هم برای ماهیان بالغ و هم ماهیان نابالغ، دارای مطلوبیت فراوانی است. ذرات متوسط هیچ مطلوبیتی برای ماهیان بالغ ندارد که کاملاً منطقی است. زیرا محیط مناسب پنهان شدن در اختیار ماهی قرار نمی‌دهد. اما به‌دلیل اینکه برای تخم‌ریزی ماهی ایده‌آل است، دارای مطلوبیت کمی خواهد بود. در رابطه با ماهیان نابالغ شن درشت نیز از مطلوبیت نسبی برخوردار است زیرا با توجه به کوچکی اندازه ماهی همچنان می‌تواند محیط مناسبی برای پنهان شدن ماهیان نابالغ باشد. در همین حال شن متوسط با توجه به تخم‌ریزی نکردن ماهیان نابالغ هیچ مطلوبیتی برای این گروه سنی ندارد. از شکل (۵) و (۶) می‌توان نتیجه گرفت که جریاناتی به‌عنوان جریان زیست‌محیطی مناسب است که بتواند اعماق بیش از ۳۰ سانتی‌متر در کلیه مزوـ زیستگاه‌ها ایجاد کند و همچنین سرعت جریان در انواع مزوـ زیستگاه‌ها برابر حدود ۰/۷ تا ۱ متر بر ثانیه باشد. با استفاده ازمنحنی‌های مطلوبیت استخراج شده و ترکیب شبیه‌سازی هیدرولیکی با منحنی‌های معیار اکولوژیک یا همان منحنی‌های مطلوبیت، سری زمانی زیستگاهی ارائه شده است (شکل ۷). تفاوت شرایط زیستگاهی در دو آبراهه در این شکل به خوبی نمایش داده شده است. همان‌طور که مشاهده می‌شود تفاوت سری زمانی زیستگاه در دو آبراهه کاملاً محرز است در حالی‌که در آبراههٔ دلیچای میزان مساحت مطلوب زیستگاهی، تغییرات کمتری در ماه‌های مختلف سال دارد. در هر دو آبراهه مجموع الگوی تغییرات به نحوی است که نیاز آبی زیست‌محیطی در فصل تابستان بیشتر است.

با توجه به شکل (۷) تحلیل اساسی بر نیاز زیست‌محیطی در دو آبراهه می‌توان ارائه داد. در آبراههٔ دلیچای با توجه به اختلاف کم میان مساحت مطلوب زیستگاهی در دوره های کم آبی تا پر آبی می‌توان اینگونه نتیجه گرفت که تفاوت میان حداقل مطلوبیت زیستگاهی تا حداکثر مطلوبیت زیستگاهی در تخمین جریان زیست محیطی زیاد است و برداشت آب بیشتری از رودخانه امکان‌پذیر است، در شرایط کنونی، این آبراهه در کم آبی‌ها نیز شرایط نسبی مطلوب زیستگاهی را برای قزل‌آلای خال قرمز دارد و در مدیریت رودخانه می‌توان حجم بیشتری از آب رودخانه را برای مصارف مختلف استفاده کرد؛ اما در آبراههٔ الرم کاملاً وضعیت متفاوت است. زیرا در کم آبی‌ها هم اکنون نیز شرایط بحرانی در میزان سطح مطلوب زیستگاهی وجود دارد و برداشت بیش از حد حجم آب از رودخانه در قالب پروژه‌های مختلف آبی مانند آبگیر یا احداث سد، عملاً آبراهه را در بحران دائمی اکولوژیک فرو خواهد برد.

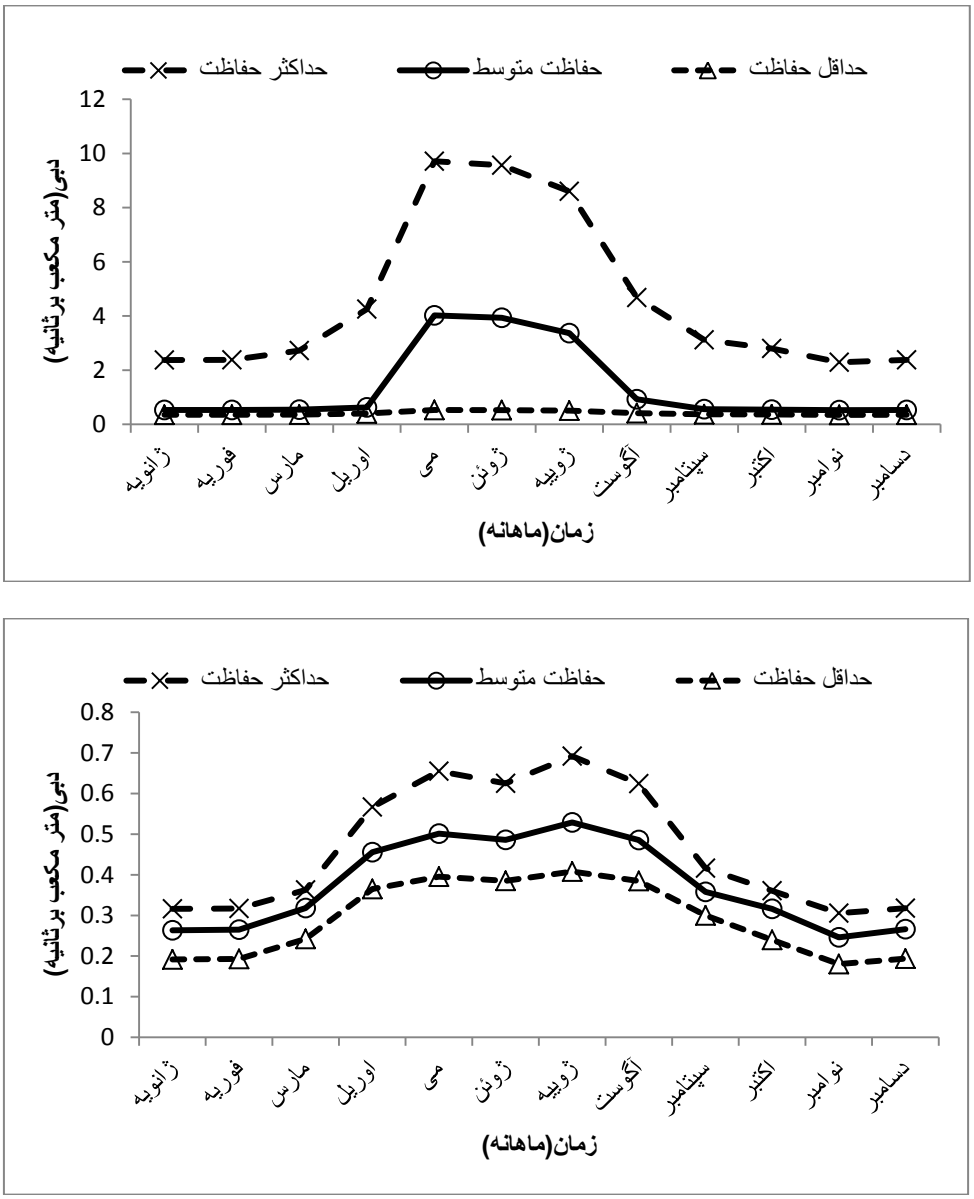
سری زمانی زیستگاهی نشان می‌دهد که رژیم جریان زیست‌محیطی در دو آبراهه کاملاً متفاوت است، زیرا براساس وضع موجود سطح مطلوب زیستگاهی حداکثر قابل برداشت در رودخانهٔ دلیچای بسیار بیش از آبراههٔ الرم خواهد بود. به‌طور کلی نیز می‌توان گفت در رودخانه‌هایی که اختلاف سری زمانی زیستگاهی در شرایط کم‌آبی و پرآبی بیشتر است امکان برداشت کمتری از رودخانه وجود دارد و در مدیریت اکوسیستم تمامی رودخانه‌ها، به این موضوع در تحلیل و توجیه احداث سدها توجه جدی و فراوانی شده است.

با توجه به توضیحات ارائه شده دربارهٔ سری زمانی زیستگاهی، در شکل (۸)، رژیم جریان اکولوژیک در هر دو آبراهه نمایش داده شده است. رژیم تغییرات جریان اکولوژیک در آبراههٔ دلیچای شدیدتر بوده و به همین دلیل تفاوت عمدهٔ نیاز آبی در ماه‌های مختلف مشاهده می‌شود. براساس توصیفات تنانت، جریان زیست‌محیطی در شش سطح توصیف شده است. این شش سطح عبارتند از: بسیار عالی، عالی، خوب، عادلانه، ضعیف و تخریب شدید.

تخریب شدید به معنی میزان جریانی است که باعث ایجاد تخریب شدید می‌شود و در واقع کمتر از مقدار کمینه مورد نیاز است. این شش سطح را در سه سطح اصلی بسیار عالی، خوب و ضعیف می‌توان تقسیم کردکه به‌ترتیب به‌معنای حداکثر حفاظت، حفاظت نسبی یا در سطح متوسط و حداقل حفاظت قابل تعبیر هستند و سایر توصیفات حالت بینابینی این حالات اصلی خواهند بود. حداقل سطح قابل قبول یا حالت ضعیف، حفاظت گونهٔ هدف با توجه به ملاحظات اکولوژیک تحقیق حاضر و برمبنای جلسات کارشناسی حفظ ۵۰ درصد جمعیت تعیین شد. بنابراین حداکثر حفاظت به معنای در اختیار داشتن کل زیستگاه مطلوب در دسترس و حداقل حفاظت به معنای حفاظت نیمی از زیستگاه‌های مطلوب در دسترس است و حفاظت نسبی نیز به معنای حفاظت ۷۵ درصد کل زیستگاه‌های مطلوب است. براین مبنا، رژیم جریان زیست‌محیطی، پیشنهادی در هر دو آبراهه الرم و آب سفید نشان داده شده است.



شکل۷. سری زمانی زیستگاهی (شکل بالا: دلیچای، شکل پایین: الرم)



شکل۸. رژیم جریان اکولوژیک پیشنهادی (شکل بالا: دلیچای، شکل پایین: الرم)

با توجه به مقبولیت عام متوسط سالانهٔ جریان به‌عنوان یک شاخص هیدرولوژیکی در تخمین جریان زیست‌محیطی، میزان جریان زیست‌محیطی پیشنهادی را می‌توان به شاخصی از میانگین جریان سالانه تبدیل کرد. با توجه به اینکه توصیهٔ میزان جریان زیست‌محیطی عمدتاً به‌صورت فصلی مرسوم است. با تطبیق نتایج تحقیق حاضر با فصول شمسی، مقادیر توصیه شده در تحقیق حاضر به‌منظور حفاظت زیستگاه‌های رودخانه‌های حوضهٔ جنوبی خزر نمایش داده شده است (جدول ۲). لازم به توضیح است با توجه به اینکه این روش در زیستگاه‌های لار توسعه داده شده و نیز با توجه به مشخصات خاص زیستگاهی در پارک‌ملی لار که به نوعی معرف نوع زیستگاه‌هایی است که این روش در آنها کاربردی است، این روش **لار** نامیده شده است. در روش ارائه شدهٔ حاضر لازم است تا تأثیر پارامترهای کیفی، نخست در مقیاس ماکرو در رودخانه بررسی شود. با توجه به اینکه عمدتاً تأثیر این پارامترها بر زیستگاه آبزیان در قالب محدوده‌های معینی تعریف می‌شود، پس از تأیید شرایط کیفی اولیه زیستگاهی

جریان زیست‌محیطی با روش حاضر که مبتنی بر مطلوبیت زیستگاهی در مقیاس میکروزیستگاهی است صورت گیرد.

نکتهٔ مهم دیگر که باید در رابطه با کاربرد شبیه‌های زیستگاهی مورد توجه قرار گیرد ارزیابی نتایج، و ارزیابی کارایی منحنی‌های مطلوبیت است که بایستی نتایج با مطالعات اکولوژیک مطابقت داشته باشد. در واقع تصدیق نتایج مدل‌سازی اکولوژیک با توجه به مطالعات تصدیق نتایج منحنی‌های مطلوبیت است(Voos & Lifton ,1988) و (Aceituno & humpton, 1988) باتوجه به اینکه مقالهٔ حاضر با هدف توسعهٔ روش بومی تخمین جریان زیست‌محیطی ارائه شده است شرح ارزیابی نتایج و ارزیابی کارایی منحنی‌های مطلوبیت در مطالعات صدیق‌کیا (۱۳۹۶) ارائه شده است و با توجه به شرح بسیار تفصیلی آن توصیه می‌شود به صدیق‌کیا (۱۳۹۶) مراجعه شود.

جدول ۲. توصیه‌های روش لار در تخمین جریان زیست‌محیطی

درجه حفاظت	بهار(درصد از میانگین جریان سالانه)		تابستان(درصد از میانگین جریان سالانه)		پاییز(درصد از میانگین جریان سالانه)		زمستان(درصد از میانگین جریان سالانه)	
	<٪۲	>٪۲	<٪۲	>٪۲	<٪۲	>٪۲	<٪۲	>٪۲
بسیار عالی	۷۰	۱۳۰	۱۳۵	۴۲۵	۱۲۰	۳۰۰	۷۰	۱۳۵
خوب	۶۰	۳۵	۱۰۵	۱۰۰	۱۰۰	۶۰	۶۰	۳۵
ضعیف	۴۵	۲۰	۸۵	۳۰	۸۰	۲۵	۴۵	۲۰

۴. نتیجه‌گیری

در مقالهٔ حاضر به توسعهٔ روش بومی تخمین جریان زیست‌محیطی براساس زیست بوم‌های رودخانه‌های ایران در حوضهٔ جنوبی خزر پرداخته شده و برای نخستین بار در سطح حوضه خزر یک روش بومی برای تخمین جریان زیست‌محیطی ارائه شده است. روش ارائه شده، روشی کاربردی برای زیستگاه‌های رودخانه‌ای در این حوضه و سایر زیستگاه‌های مشابه خواهد بود. باید توجه داشت که به‌خصوص در رودخانه‌هایی که هزینه‌های سرسام‌آور مطالعات اکولوژیکی محلی، تأمین‌شدنی نیست این روش بسیار کاربردی خواهد بود. همچنین برخی آبراهه‌ها با توجه به شرایط اکولوژیک، سایت‌های مناسب و دست‌نخورده برای توسعهٔ مدل‌سازی‌های بیولوژیک در اختیار ندارند که در آنها نیز روش ارائه شده قویاً کاربردی خواهد بود. توسعهٔ این روش در پارک‌ملی لار و برای مدل بیولوژیک قزل‌آلای خال قرمز صورت گرفته است. زیستگاه‌های خال قرمز در پارک ملی لار از معدود زیستگاه‌هایی است که شرایط لازم برای توسعهٔ یک روش بومی بر مبنای زیست بوم‌های رودخانه‌ای ایران را داراست و به بیان دیگر تحقیق حاضر فرصتی استثنایی برای توسعهٔ شاخص هیدرولوژیکی جریان زیست‌محیطی در زیستگاه‌های آب‌های داخلی به‌شمار می‌رود. برمبنای نتایج به‌دست آمده جریان زیست محیطی در سه سطح بسیار عالی، خوب و ضعیف توصیف می‌شود که سطح بسیار عالی به‌معنای حداکثر حفاظت، و سطوح خوب و ضعیف نیز به‌معنای حفاظت نسبی و حداقل حفاظت است. برای آبراهه‌های با شیب بیش از ۲ درصد حداقل جریان زیست‌محیطی در چهار فصل بهار، تابستان، پاییز و زمستان به‌ترتیب برابر ۲۰، ۳۰، ۲۵ و ۲۰ درصد میانگین جریان سالانه است درحالی‌که برای آبراهه‌های با شیب کمتر از ۲ درصد این مقادیر به‌ترتیب برابر ۴۵، ۸۵، ۸۰ و ۴۵ درصد خواهد بود. لازم به توضیح است در روش ارائه شدهٔ حاضر لازم است تا تأثیر پارامترهای کیفی، نخست در مقیاس ماکرو در رودخانه بررسی شود. با توجه به اینکه

عمدتاً تـأثیر ایـن پارامترهـا بـر زیسـتگاه آبزیـان در قالـب محدوده‌های معینی تعریف می‌شود، پـس از تأییـد شـرایط کیفی اولیه زیستگاهی جریان زیست‌محیطی با روش حاضر کـه مبتنـی بـر مطلوبیـت زیسـتگاهی در مقیـاس میکروزیستگاهی است صورت گیرد.

تشکر و قدردانی

برخود لازم می‌دانیم از زحمت‌هـای تمـامی کارشناسـان و محیط‌بانان محترم سازمان محیط‌زیست مستقر در پارک‌ملی لار به‌دلیل زحمت‌های فراوان برای هماهنگی‌هـای لازم در انجام مراحل مطالعاتی میدانی تحقیق و همکاری ایشـان در برداشت داده‌ها، تشکر و قدردانی کنیم.

منابع

صدیق‌کیا، م.، ایوب‌زاده، ع. و حاجی‌اسماعیلی، م. ۱۳۹۴. بررسی الزامات بـرآورد جریـان زیسـت‌محیطـی در رودخانـه‌هـا بـا روش‌هـای هیدرواکولوژیکی (مطالعهٔ موردی: رودخانهٔ دلیچای واقع در استان تهران). اکوهیدرولوژی، ۲ (۳): ۲۸۹-۳۰۰.

صدیق‌کیا، م. ۱۳۹۶. بررسی تأثیر و کاربرد شاخص‌های اکوهیدرولیکی در تحلیل اکوسیستم رودخانه (مطالعهٔ موردی: پارک‌ملی لار، گونـه قزل‌آلای خال قرمز) ، رسالهٔ دکتری، دانشگاه تربیت مدرس.

عبدلی، ا.، نادری، م. ۱۳۸۷. تنوع زیستی ماهیان حوضهٔ جنوبی خزر، انتشارات آبزیان، تهران.

Postel, S. L. 1998, Water for food production: will there be enough in 2025?, BioScience, 48: 629–637.

Godinho, F., Costa, S., Pinheiro, P., Reis, F. and Pinheiro, A. 2014. Integrated procedure for environmental flow assessment in rivers. Environmental Processes, 1(2):137-147.

Wang, J., Dong, Z., Liao, W., Li, C., Feng, S., Luo, H. and Peng, Q. 2013. An environmental flow assessment method based on the relationships between flow and ecological response: A case study of the Three Gorges Reservoir and its downstream reach. Science China Technological Sciences, 56(6):1471-1484.

Blanckaert, K., Garcia, X.F., Steiger, J. and Uijttewaal, W. 2013. Ecohydraulics: linkages between hydraulics, morphodynamics and ecological processes in rivers. Ecohydrology, 6(4):507-510.

Ahmadi-Nedushan, B., St-Hilaire, A., Bérubé, M., Robichaud, É., Thiémonge, N. and Bobée, B. 2006. A review of statistical methods for the evaluation of aquatic habitat suitability for instream flow assessment. River Research and Applications, 22(5): 503-523.

Aceituno, M., Hampton, M. and Sub, L. 1988. Validation of habitat availability determinations by comparing field observations with hydraulic model (IFG-4) output. In Proceedings of a workshop on the development and evaluation of habitat suitability criteria. US Fish and Wildlife Service Biological Report 88(11): 322-335).

Voos, K.A. and Lifton, W.S. 1988. Development of a bivariate depth and velocity suitability function for dolly varden (Salvelinus malma) Juveniles. In Proceedings of a workshop on the development and evaluation of habitat suitability criteria. Fort Collins, CO: US Fish and Wildlife Service Biological Report 88(11): 307-319.

Karimi, S.S., Yasi, M. and Eslamian, S. 2012. Use of hydrological methods for assessment of environmental flow in a river reach. International Journal of Environmental Science and Technology, 9(3):549-558.

Tennant, D.L. 1976. In stream flow regimens for fish, wildlife, recreation and related environmental resources. Fisheries, 1(4): 6-10.

Mathews, R. and Richter, B.D. 2007. Application of the indicators of hydrologic alteration software in environmental flow setting. JAWRA Journal of the American Water Resources Association, 43(6):1400-1413.

Vadas Jr, R.L. and Orth, D.J. 2001. Formulation of habitat suitability models for stream fish guilds: do the standard methods work?. Transactions of the American Fisheries Society, 130(2): 217-235.

Rifflart, R., Carrel, G., Le Coarer, Y. and FONTEZ, B.N.T., 2009. Spatio-temporal patterns of fish assemblages in a large regulated alluvial river. Freshwater biology, 54(7):1544-1559.

Guay, J.C., Boisclair, D., Rioux, D., Leclerc, M., Lapointe, M. and Legendre, P., 2000. Development and validation of numerical habitat models for juveniles of Atlantic salmon (Salmo salar). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 57(10): 2065-2075.

Guay, J.C., Boisclair, D., Leclerc, M. and Lapointe, M., 2003. Assessment of the transferability of biological habitat models for Atlantic salmon parr (Salmo salar). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 60(11):1398-1408.

Humpl, M. and Pivnička, K., 2006. Fish assemblages as influenced by environmental factors in streams in protected areas of the Czech Republic. Ecology of freshwater fish, 15(1): 96-103.

Pont, D., Hugueny, B. and Oberdorff, T. 2005. Modelling habitat requirement of European fishes: do species have similar responses to local and regional environmental constraints?. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 62(1):163-173.

Mostafavi, H., Pletterbauer, F., Coad, B.W., Mahini, A.S., Schinegger, R., Unfer, G., Trautwein, C., and Schmutz, S. 2014. Predicting presence and absence of trout (Salmo trutta) in Iran. Limnologica-Ecology and Management of Inland Waters, 46: 1-8.

Bockelmann, B.N., Fenrich, E.K., Lin, B. and Falconer, R.A., 2004. Development of an ecohydraulics model for stream and river restoration. Ecological Engineering, 22(4):227-235.

Jowett, I.G. 1993. A method for objectively identifying pool, run, and riffle habitats from physical measurements. New Zealand journal of marine and freshwater research, 27(2):241-248.

Payne, T.R. and Jowett, I.G. 2013. SEFA-Computer software system for environmental flow analysis based on the instream flow incremental methodology. Georgia Institute of Technology.

Olsen, Nils, 2012. Numerical Modelling and Hydraulics, 3rd Edition, Department of Environmental Engineering: The Norwegian University of Science and Technology.

Waddle, T. 2001. PHABSIM for Windows user's manual and exercises, 2001-340 :288.