

Spatial and Temporal Variation in Caspian Sea Trout Densities in the Lar National Park Streams

Received: 2022.02.21

Accepted: 2022.04.20

Fahimeh Rashidabadi, Asghar Abdoli* 

Department of biodiversity,
Environmental Sciences
Research Institute, Shahid
Beheshti University,
Tehran, Iran

EXTENDED ABSTRACT

Introduction: Quantitative assessment of fish abundance is the basis of scientific research and management of their population. Demographic studies of stream-dwelling salmonids have shown that variation in their abundance on a spatio-temporal scale is common, and trout populations are no exception. Understanding this variation is crucial for several reasons, including designing and interpreting environmental impact assessment studies and monitoring fishery management strategies. The present study aimed to estimate the spatial and temporal variations in the density of Caspian Sea trout in some of the Lar National Park streams and investigate the relationship between the density of fish in these streams and the density of benthic invertebrates as their primary food sources.

Material and Methods: Fish densities were calculated using the Le Cren depletion method to achieve reliable population estimates. After two removal steps, the total number of fish caught was standardized and expressed as density per 100 m² of the river channel. To investigate the temporal changes of fish abundance, the study results in 2009 were qualitatively compared with the results of another study in 2017.

Results and Discussion: According to the 2009 results, the highest Caspian Sea trout density was recorded in the Delichay (44 per 100 m²), Lar (43.2 per 100 m²), and Siah Palas sites (33.4 per 100 m²), respectively, and the lowest densities were recorded in the Lar (Kharsang, 10.5 per 100 m²) and Lar (Sorkhak, 11.5 per 100 m²). In 2017, the highest density of trout was documented in Siah Palas (175 per 100 m²), Delichay (Vararo, 118 per 100 m²), and Elam (112 per 100 m²) streams, and the lowest density was recorded in the Delichay (downstream, 48 per 100 m²) and Absefid (49 per 100 m²) streams.

The distribution and abundance of stream-dwelling salmonids are primarily regulated by food and space. The abundance of Caspian Sea trout on a local scale indicates variety in quality and habitat access for Caspian Sea trout in the Lar National Park. We speculated that habitat diversity has influenced the density of Caspian Sea trout in various streams in the region by affecting the abundance of aquatic invertebrates, which are the main prey source. However, the results of regression ($R^2 = 0.02$, p value = 0.72) and correlation (Spearman, $r = 0.24$) analyses showed no significant relationship between the density of fish and benthic invertebrates in the Lar National Park streams. Despite the enough abundance of prey in Lar streams, the fish were low in density. The cause of this incongruence is probably related to the salmon fishing in Lar National Park in the past.

Comparing fish densities in 2009 and 2017 showed that the trout density in 2017 was higher than the trout density in 2009.

Conclusion: Considering that in 2014, the Department of Environment stopped issuing fishing licenses in this area, one of the reasons for the increase in fish density is probably a positive effect of the fishing prohibition on this species. Since Caspian Sea trout abundances in the Lar National Park streams are spatio-temporally variable, it is necessary to provide reasonable management strategies and continuous monitoring to prevent them from global warming and conserve them in the streams of the Lar National Park. Furthermore, due to climate change and being at risk of other populations of Caspian Sea trout in different habitats in Iran, this population should be protected as a support population.

Keywords: Caspian Sea trout, Population size, Le Cren method, Conservation

How to cite this article:

Rashidabadi, F. and Abdoli, A., 2024. Spatial and Temporal Variation in Caspian Sea Trout Densities in the Lar National Park Streams. *Environ. Sci.* 22(2): 183-196

* Corresponding Author Email Address: a_abdoli@sbu.ac.ir

DOI: 10.48308/envs.2022.1133




Copyright: © 2024 by the authors. Submitted for possible open access publication under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license <https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>.

تحلیل زمانی و مکانی تراکم ماهی قزل‌آلای خال قرمز (*Salmo caspius*) در رودخانه‌های پارک ملی لار

تاریخ دریافت: ۱۴۰۰/۱۲/۰۲

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۱/۰۱/۳۱

فهیمة رشیدآبادی، اصغر عبدلی* 

گروه تنوع زیستی، پژوهشکده علوم محیطی، دانشگاه شهید بهشتی، تهران، ایران

چکیده مبسوط

سابقه و هدف: ارزیابی کمی فراوانی ماهیان اساس تحقیقات علمی و مدیریت جمعیت‌های آن‌هاست. مطالعات جمعیتی درباره آزادماهیان رودخانه‌ای نشان داده است که به طور طبیعی تنوع در فراوانی عددی این ماهیان در مقیاس‌های فضایی - زمانی یک قاعده است و جمعیت‌های قزل‌آلای خال قرمز از این قاعده مستثنی نیستند. درک این تنوع و تغییرات به دلایل متعدد از جمله برای طراحی و تفسیر مطالعات ارزیابی اثرات محیط زیستی و برای نظارت بر استراتژی‌های مدیریت ماهیگیری بسیار حائز اهمیت است. هدف از مطالعه حاضر برآورد و بررسی تغییرات مکانی و زمانی تراکم قزل‌آلای خال قرمز در رودخانه‌های پارک ملی لار و همچنین بررسی رابطه بین تراکم ماهیان قزل‌آلا در این رودخانه‌ها با تراکم بی‌مهرگان کفزی بعنوان غذای اصلی آن‌ها بود.

مواد و روش‌ها: تراکم ماهیان با استفاده از روش حذفی لو کرن محاسبه شد. تعداد کل ماهیان صید شده بعد از دو مرحله حذف، با منطقه مورد نظر استاندارد و به صورت تراکم در هر ۱۰۰ متر مربع از سطح رودخانه بیان شد. برای بررسی تغییرات زمانی فراوانی ماهیان، نتایج مطالعه تراکم سال ۱۳۸۸ با نتایج مطالعه تراکم این گونه در سال ۱۳۹۶ به صورت کیفی مقایسه گردید.

نتایج و بحث: با توجه به محاسبات در سال ۱۳۸۸ بیشترین فراوانی به ترتیب مربوط به تراکم قزل‌آلا در ایستگاه دلیچای (آرو)، لار (گزل دره) و سیاه‌پلاس (به ترتیب ۴۴، ۴۳/۲ و ۳۳/۴ در ۱۰۰ متر مربع) و کمترین فراوانی مربوط به لار (خرسنگ) و لار (سرخک) (به ترتیب ۱۰/۵ و ۱۱/۵ در ۱۰۰ متر مربع) بود. در سال ۱۳۹۶ بیشترین تراکم به ترتیب در رودخانه‌های سیاه‌پلاس، دلیچای (ورآرو) و الرم (به ترتیب ۱۷۵، ۱۱۸ و ۱۱۲ در ۱۰۰ متر مربع) و کمترین تراکم در رودخانه‌های دلیچای (پایین دست) و آب‌سفید (به ترتیب ۴۸ و ۴۹ در ۱۰۰ متر مربع) مشاهده شده است.

توزیع و فراوانی آزادماهیان در درجه اول توسط غذا و فضا تنظیم می‌شود. تنوع مشاهده شده در فراوانی عددی ماهیان قزل‌آلای خال قرمز در مقیاس منطقه‌ای نشان‌دهنده تنوع در کیفیت و دسترسی به زیستگاه این گونه در پارک ملی لار است. پیش‌بینی می‌شد که تنوع زیستگاهی همچنین با تاثیر بر فراوانی بی‌مهرگان آبی که بعنوان منبع اصلی طعمه برای آزادماهیان رودخانه‌ای محسوب می‌شوند، تراکم ماهیان قزل‌آلای خال قرمز را در رودخانه‌های مختلف این منطقه تحت تاثیر قرار داده باشد. برخلاف پیش‌بینی‌ها در سال ۱۳۸۸ نتایج آنالیز رگرسیون ($R^2 = 0.02, p \text{ value} = 0.72$) و همبستگی اسپیرمن ($r = 0.24$) رابطه معنی داری را بین تراکم ماهیان و بی‌مهرگان کفزی در رودخانه‌های پارک ملی لار نشان نداد. یکی از دلایل این عدم همبستگی احتمالاً مرتبط با صید ماهیان در پارک ملی لار در گذشته می‌باشد که با وجود وفور طعمه در برخی رودخانه‌ها ماهیان از تراکم کمی برخوردار بوده‌اند. نتایج مقایسه تراکم ماهیان در سال‌های ۱۳۸۸ و ۱۳۹۶ نشان داد که تراکم قزل‌آلا در رودخانه‌های لار در سال ۱۳۹۶ در وضعیت مناسب‌تری نسبت به سال ۱۳۸۸ می‌باشند.

نتیجه‌گیری: با توجه به اینکه در سال ۱۳۹۳ سازمان حفاظت محیط زیست صدور مجوزهای صید در این منطقه را متوقف نموده است یکی از علل افزایش تراکم ماهیان در سال ۱۳۹۶ احتمالاً اثر مثبت ممنوعیت صید است. نظر به اینکه فراوانی ماهیان قزل‌آلا در رودخانه‌های پارک ملی لار به لحاظ فضایی - زمانی متغیر می‌باشد، نظارت پیوسته و ارائه برنامه‌های مدیریتی مناسب با افزایش گرمایش جهانی و آسیب‌پذیری این گونه ارزشمند به تغییرات دمایی برای حفظ این ماهیان در رودخانه‌های پارک ملی لار ضروری است. ضمن آنکه با توجه به تغییر اقلیم و در خطر انقراض بودن سایر جمعیت‌های قزل‌آلای خال قرمز در دیگر زیستگاه‌هایش باید از این جمعیت بعنوان یک جمعیت پشتیبان حفاظت نمود.

واژه‌های کلیدی: قزل‌آلای خال قرمز، اندازه جمعیت، روش لو کرن، حفاظت

استناد به این مقاله: رشیدآبادی، ف. و ا. عبدلی. ۱۴۰۳. تحلیل زمانی و مکانی تراکم ماهی قزل‌آلای خال قرمز (*Salmo caspius*) در رودخانه‌های پارک ملی لار. فصلنامه علوم محیطی. ۲۲(۲): ۱۸۳-۱۹۶

* Corresponding Author Email Address: a_abdoli@sbu.ac.ir

DOI: 10.48308/envs.2022.1133



مقدمه

از بسیاری از زیستگاه‌های حذف شد (Syrjanen and Valkeajarvi, 2010).

توزیع و فراوانی جمعیت‌های قزل‌آلای خال قرمز (Salmo caspius, Kessler, 1877) نیز از این قاعده مستثنی نیست. ماهی قزل‌آلای خال قرمز از خانواده آزادماهیان نقش اکولوژیک مهمی در سیستم‌های رودخانه‌ای ایفا می‌کند و بعنوان شاخص سلامتی و کیفیت آب محسوب می‌شود، همچنین از نظر اقتصادی - اجتماعی برای مصارف تغذیه‌ای و ماهیگیری تفریحی ارزش زیادی داشته و حفاظت و پایداری جمعیت‌هایش به لحاظ اقتصادی و سیاسی بسیار حائز اهمیت است (Abdoli, 2000). این در حالی است که ارزیابی تراکم و ذخایر قزل‌آلای خال قرمز در ایران به صورت محدود انجام شده است. کمبود اطلاعات در رابطه با پارامترهای پویایی جمعیت از جمله تراکم این ماهیان تلاش‌های مدیریتی حال حاضر را تحت تاثیر قرار می‌دهد و همچنین توانایی ما در پیش بینی اثرات انسانی و تغییر اقلیم بر جمعیت‌هایش را محدود می‌کند. بنابراین ارزیابی ذخایر و کسب دانش کافی از تراکم موجود و پویایی جمعیت‌های این گونه برای مدیریت مناسب ضروری می‌باشد (Mundahl, 2017).

در بین زیستگاه‌های قزل‌آلای خال قرمز در ایران سیستم رودخانه‌ای پارک ملی لار (دریاچه لار و رودخانه‌های لار) با وجود زیستگاه‌های آبی متفاوت از نظر شرایط فیزیکی و شیمیایی، زیستگاه منحصر به فردی را برای تخم‌ریزی و پرورش هر دو ماهیان مهاجر به دریاچه و ساکن رودخانه‌ای فراهم نموده است (Abdoli, 2000; Abdoli, 2009; Abdoli et al., 2016; Esteve et al., 2017; Rashidabadi et al., 2020). این تنوع زیستگاهی علاوه بر تاثیر مستقیم با تاثیر بر فراوانی بی‌مهرگان آبی که بعنوان منبع اصلی طعمه برای آزادماهیان رودخانه‌ای محسوب می‌شوند (Elliot, 1973; Allan, 1978) نیز می‌تواند تراکم ماهیان قزل‌آلای خال قرمز را در رودخانه‌های مختلف این منطقه

ارزیابی کمی فراوانی ماهیان اساس تحقیقات علمی و مدیریت جمعیت‌های آن‌ها است (Lockwood and Schneider, 2000). مطالعات جمعیتی درباره آزادماهیان رودخانه‌ای نشان داده است که به طور طبیعی تنوع در فراوانی عددی این ماهیان در مقیاس‌های فضایی - زمانی یک قاعده است (Lobon-Cervia, 2004) و درک این تنوع و تغییرات به دلایل متعدد از جمله برای طراحی و تفسیر مطالعات ارزیابی اثرات محیط زیستی (Hall and Knight, 1981)، برای نظارت بر استراتژی‌های مدیریت ماهیگیری (Milner et al., 1993) و برای به کارگیری معقول مدل‌های مرتبط با جریان و زیستگاه مانند روش افزایشی جریان درون رودخانه‌ای (IFIM) (Bovee, 1978; Orth, 1987) بسیار حائز اهمیت است.

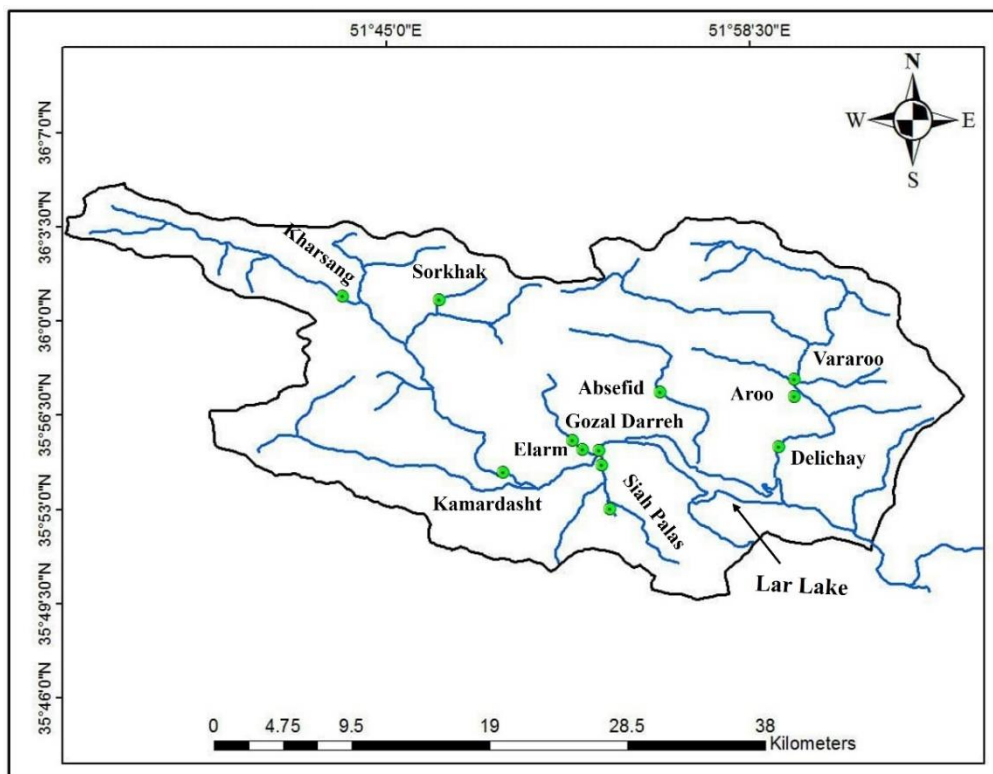
توزیع و فراوانی آزادماهیان رودخانه‌ای در درجه اول توسط غذا و فضا تنظیم می‌شود (Rosenfeld and Taylor, 2009). هنگامی که تغییرات فضایی در آزادماهیان در طول زمان مورد بررسی قرار می‌گیرد، سطحی که غذا و فضا بر انتخاب زیستگاه و فراوانی اثر می‌گذارد را می‌توان تعیین کرد. از طرف دیگر فاکتورهای مستقل از تراکم مانند سیل، فعالیت‌های انسانی نظیر صید، تغییر اقلیم و... ممکن است توزیع و تراکم ماهیان را تحت تاثیر قرار دهند و تراکم را در زیر سطحی که فاکتورهای وابسته به تراکم آن را کنترل می‌کنند کاهش دهند و یک جزء تصادفی را در بقا، حرکت و توزیع آزادماهیان معرفی نمایند (Hayes, 1995). بعنوان مثال صید بیش از حد به تنهایی یا همراه با سایر فاکتورها منجر به کاهش تراکم و ذخایر آزادماهیان مهاجر به دریا (Young, 1999; Gustafson et al., 2007)، مهاجر یا ساکن در دریاچه‌های داخلی (Le Cren et al., 1972; Page et al., 2004) یا ساکن در رودخانه-ها شده است (Carline et al., 1991; Susnik et al., 2004). همچنین ماهی چارک‌قطب شمال (Wild Arctic charr) در قرن بیستم میلادی تحت تاثیر گرمایش طولانی مدت، کاهش سطح آب دریاچه‌ها، کاهش کیفیت آب و صید بیش از حد،

ویژگی‌های خاص و جوامع غنی گیاهی و جانوری تحت حفاظت قرار گرفته است (Yekom Consulting Engineers, 2003). محدوده جغرافیائی آن ۵۱ درجه و ۳۳ دقیقه تا ۵۲ درجه طول شرقی و ۳۵ درجه و ۵۲ دقیقه تا ۳۶ درجه و ۵ دقیقه عرض شمالی می‌باشد. مساحت پارک ملی لار ۲۷۷۸۹ هکتار بوده که ۱۵۹۶۸ هکتار آن (۴۶/۵۷ درصد) در استان تهران و ۱۱۸۲۱ هکتار (معادل ۴۲/۵۴ درصد) آن در استان مازندران واقع گردیده است (Department of Environment). در حوضه دریای خزر و زیر حوضه رودخانه هراز سیستم رودخانه‌ای پارک ملی لار شامل دریاچه لار و رودخانه‌های دلیچای، آب سفید، الرم، کمردشت، خشکه‌رود و لار زیستگاه منحصربه‌فردی را برای قزل‌آلای خال قرمز فراهم نموده است (Esteve et al., 2017). شکل (۱) حوضه رودخانه لار و موقعیت دریاچه سدلار و ایستگاه‌های مورد مطالعه را نشان می‌دهد.

تحت تاثیر قرار دهد (Jowett, 1992). در مطالعه حاضر بر آن شدیم تا تغییرات زمانی و مکانی تراکم قزل‌آلای خال قرمز و همچنین رابطه بین تغییرات تراکم این ماهیان با تراکم بی‌مهرگان کفزی (بعنوان یکی از فاکتورهای مهم تاثیرگذار بر فراوانی آزادماهیان رودخانه‌ای) در رودخانه‌های پارک ملی لار را مورد بررسی قرار دهیم. مطالعه تغییر زمانی تراکم قزل‌آلای در رودخانه‌های مذکور با مقایسه کیفی نتایج تحقیق حاضر در سال ۱۳۸۸ با نتایج مطالعه (Tabatabaei et al., 2020) که با روش مشابه (روش حذفی لو کرن) انجام شده بود صورت گرفت.

مواد و روش‌ها منطقه مطالعاتی

پارک ملی لار در ۷۰ کیلومتری شمال شرق تهران در دامنه جنوبی مرتفع‌ترین نقطه ایران، در رشته کوه‌های البرز با اکوسیستم‌های کوهستانی مرتفع و آبی قرار دارد که به دلیل



شکل ۱- موقعیت دریاچه و رودخانه های لار

نقاط سبز رنگ ایستگاه‌های نمونه برداری از هر رودخانه را مشخص می‌نمایند

Fig. 1- Location of the Lar Lake and streams. The green solid circles indicate sampling sites in each stream

نمونه برداری از ماهیان، بی‌مهرگان کفزی و برخی پارامترهای کیفی آب در رودخانه‌ها

نمونه برداری از ماهیان رودخانه‌ای (نابالغ و بالغ) در اواخر تابستان ۱۳۸۸ و در طول روز صورت گرفت. چندین روش مختلف در برآورد اندازه جمعیت ماهیان استفاده می‌شود که غالباً به دو دسته تقسیم می‌شوند، علامتگذاری - بازگیری و حذف. مقتضی روش‌های حذفی جمع‌آوری تمام داده‌ها در یک دوره زمانی کوتاه مانند یک روز است و جمعیت تخمینی نسبتاً کوچک است. در مواردی که ماهیان به درون یا خارج از بخش مورد مطالعه سریعاً مهاجرت می‌کنند (به مدت کمتر از یک هفته)، روش حذفی بدلیل دوره زمانی نمونه- برداری کوتاه‌تر نسبت به روش علامتگذاری و بازگیری ارجح‌تر است (Pollock, 1991; Lockwood and Schneider, 2000). به علت کوچک بودن رودخانه‌های پارک ملی لار، برای اطمینان از برآوردهای نماینده فراوانی ماهیان قزل‌آلای خال قرمز در هر ایستگاه از روش حذف دو مرحله‌ای لو کرن^۱ استفاده شد؛ برای تخمین‌های حذف دو مرحله‌ای، ماهیان در طول دو دوره صید، صید شده و حذف شدند (Lockwood and Schneider, 2000). برای کاهش خطای محاسبه تراکم، سعی شد در نمونه برداری تغییرات تراکم قزل‌آلا در نظر گرفته شود؛ این معیار بواسطه دسترسی و اندازه رودخانه یا ایستگاه‌ها و راندمان نمونه برداری محقق می‌شد. براین اساس ایستگاه‌های مطالعاتی به گونه‌ای انتخاب شد تا میکروزیستگاه‌های مختلف (گودآب، خیزآب کم عمق و خیزآب عمیق) را در برگیرد. برای نمونه برداری در رودخانه‌ها، طول محدوده نمونه برداری حدود ۱۰ برابر عرض رودخانه در نظر گرفته شد (Abdoli, 2009) سپس بالا دست و پایین دست محدوده نمونه برداری بوسیله تور (با چشمه ۵ میلی‌متر) مسدود شد. برای صید ماهیان دستگاه الکتروشوکر با موتور سوخت بنزین و ولتاژ حدود ۲۰۰ ولت به کار

گرفته شد. ماهیان شوک دیده با استفاده از ساچوک و تور با چشمه پنج میلی‌متر که در پایین دست تعبیه شده بود جمع‌آوری گردیدند. نمونه برداری از بی‌مهرگان کفزی نیز در رودخانه‌ها در طول تابستان ۱۳۸۸ با استفاده از سوربر سمپلر با طول و عرض ۳۰ سانتی متر صورت گرفت. در هر نمونه برداری از هر رودخانه سه نمونه برداشته شد و نمونه‌ها با استفاده از الک^۳ ۲۵۰ میکرومتری فیلتر شده و در ظرف مخصوص در الککل ۷۰ درصد نگهداری و به آزمایشگاه منتقل گردید.

برآورد تراکم بی‌مهرگان کفزی

در آزمایشگاه نمونه‌ها با استفاده از استریومیکروسکوپ و کلید شناسایی (Merritt and Cummins, 1996) شناسایی و شمارش شدند. از آنجایی که ماهیان قزل-آلای خال قرمز فرصت طلب بوده (Syrjanen et al., 2011) و ارجحیت غذایی آن‌ها براساس فراوانی طعمه است در مطالعه حاضر از بررسی راسته و خانواده تاکسون‌ها اجتناب و تعداد کل بی‌مهرگان کفزی را بعنوان طعمه در نظر گرفته شد. تراکم بی‌مهرگان کفزی نمونه‌های سوربر سمپلر از نقاط مختلف رودخانه را میانگین گرفته و به صورت تراکم در مترمربع از سطح رودخانه ارائه شد.

برآورد تراکم ماهیان

روش‌های حذفی دو دسته‌اند دو مرحله‌ای و چند مرحله‌ای؛ در هر دو روش برای برآورد تعداد کل افراد جمعیت، برآوردهای اندازه گروه^۲ و واریانس آن‌ها با هم جمع بسته می‌شوند.

به طور کلی فرایندهای روش حذفی بدین گونه است:

- ۱- حذف (یا علامتگذاری برای شبیه‌سازی حذف) ماهیان در یک بخش مجزا از رودخانه
- ۲- ثبت تعداد ماهیان حذف شده (یا علامتگذاری شده) با گونه و گروه اندازه‌ای
- ۳- تکرار مراحل ۱ و ۲

و خشکه‌رود با روش مشابه (روش حذفی لو کرن) انجام شده بود به صورت کیفی مقایسه گردید.

رابطه بین تراکم ماهیان و بی‌مهرگان کفزی

برای بررسی وجود رابطه بین تراکم ماهیان در سال ۱۳۸۸ و بی‌مهرگان کفزی در رودخانه‌هایی که هر دو داده تراکم ماهیان و بی‌مهرگان کفزی همزمان در دسترس بود (جدول ۱) آنالیز رگرسیون انجام شد. که در آن تراکم ماهیان بعنوان تابعی از تراکم بی‌مهرگان کفزی (طعمه) در نظر گرفته شد. برای اطمینان از نرمال بودن داده‌ها از آزمون شاپیروویلیک استفاده شد و برای نرمال نمودن پراکنش داده‌ها برای انجام آنالیز رگرسیون خطی، داده‌ها تبدیل لگاریتمی شدند. همچنین برای بررسی وجود یا عدم همبستگی بین تراکم ماهیان و بی‌مهرگان کفزی به علت نرمال نبودن داده‌های خام از آزمون همبستگی اسپیرمن استفاده شد.

نتایج و بحث

در این مطالعه در سال ۱۳۸۸، ۱۲ ایستگاه مورد بررسی و عملیات صید قرار گرفت؛ که در رودخانه‌های سیاه پلاس و الرم دو ایستگاه نمونه برداری و میانگین گرفته شد. برآوردهای جمعیت با استفاده از معادلات صید و حذف دو مرحله‌ای محاسبه شد و با اعمال حدود اطمینان سطح ۹۵ درصد در جدول ۱ آورده شده است. با توجه به محاسبات صورت گرفته در سال ۱۳۸۸ تراکم ماهیان قزل‌آلا بین رودخانه‌ها متفاوت بوده و بیشترین فراوانی ماهیان به ترتیب مربوط به ایستگاه دلیچای (آرو)، سیاه‌پلاس و لار (گزل دره) و کمترین فراوانی مربوط به لار (خرسنگ) و لار (سرخک) بود (جدول ۱ و شکل ۲). در سال ۱۳۹۶ نیز بیشترین تراکم قزل‌آلا به ترتیب مربوط به رودخانه‌های سیاه‌پلاس، دلیچای (ورآرو) و الرم بود و کمترین تراکم در رودخانه‌های دلیچای (پایین دست) و آب‌سفید مشاهده شده است (جدول ۱ و شکل ۲).

۴- اگر مراحل ۱ و ۲ با دوبرابر تکمیل شدند، برآوردهای جمعیت را می‌توان با استفاده از معادلات دو مرحله‌ای محاسبه نمود.

۵- اگر مراحل ۱ و ۲ بیشتر از دو بار تکمیل شدند تخمین‌های جمعیتی با استفاده از معادلات چند مرحله‌ای محاسبه می‌شوند.

در این تحقیق به علت کوچک بودن رودخانه‌ها و شفافیت آب، همچنین خبرگی کارشناسان نمونه‌بردار، کارایی صید بالا بوده و در نتیجه دو مرحله صید کافی بود.

نحوه برآوردهای جمعیت با استفاده از معادلات دو مرحله‌ای بدین صورت بود:

تخمین کل جمعیت (N) و خطای معیار و حدود اطمینان به صورت زیر محاسبه شد:

$$p = \frac{C_1 - C_2}{C_1} \quad \text{احتمال صید:}$$

$$N = \frac{C_1^2}{(C_1 - C_2)} \quad \text{تعداد کل:}$$

$$SE = \frac{\sqrt{C_1^2 C_2^2 (C_1 + C_2)}}{(C_1 - C_2)^4} \quad \text{خطای معیار:}$$

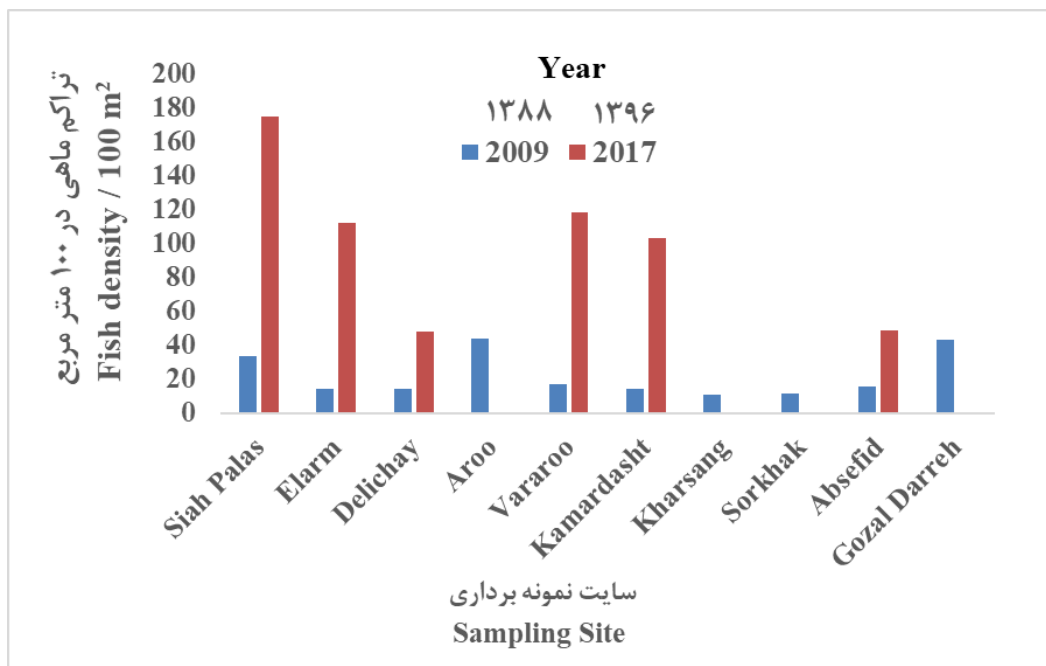
$$95\% \text{ confidence limits} = N \pm t(SE) \quad \text{حدود اطمینان سطح ۹۵\%:}$$

که در این معادلات C1: تعداد ماهیان حذف شده در مرحله اول، C2: تعداد ماهیان حذف شده در مرحله دوم، N: تعداد کل جمعیت، t: t استیودنت برای درجات آزادی C-1 و p: احتمال صید است. تعداد کل ماهیان صید شده بعد از دو مرحله حذف، با منطقه مورد نظر استاندارد و به صورت تراکم در هر ۱۰۰ متر مربع از سطح رودخانه بیان شد (Cattaneo et al., 2002).

نتایج محاسبات تراکم در سال ۱۳۸۸ با نتایج مطالعه Tabatabaei et al. (2020) در رودخانه‌های دلیچای، آب سفید، الرم، کمردشت، سیاه پلاس، خرسنگ، چشمه دوبرار

جدول ۱- تراکم قزل‌آلای خال قرمز در رودخانه‌های پارک ملی لار در سال‌های ۱۳۸۸ و ۱۳۹۶ و تراکم بی‌مهرگان کفزی در سال ۱۳۸۸
Table 1. Caspian Sea trout density in the Lar National Park streams in years 2009 and 2017 and benthic invertebrates' density in 2009

سال ۱۳۹۶ Year 2017		سال ۱۳۸۸ Year 2009					طول مورد بررسی (متر) Study reach length (m)	رودخانه Stream
تراکم ماهیان در ۱۰۰ متر مربع از سطح رودخانه Tabatabaei et al., 2020 Fish Density per 100 m ² (2017)	میانگین تراکم بی‌مهرگان کف زی (در هر متر مربع) Average density of benthic invertebrates (m ²)	تراکم ماهیان در ۱۰۰ متر مربع از سطح رودخانه Fish density per 100 m ²	برآورد جمعیت ماهیان (با حدود اطمینان سطح ۹۵٪) Fish population estimates ± (95% confidence limits)	خطای معیار برآورد جمعیت ماهیان Standard error of fish population estimates	احتمال صید ماهیان (به درصد) Capture probability of fish (per percent)			
175	405	33.4	127 ± 23.56	11.78	57	337.4	83.95	سیاه پلاس Siah Palas
112	357	14	40.5 ± 5.4	2.73	74	286.3	55.85	الرم Elarm
48	145	14.2	52.9 ± 17.7	8.85	54	373.25	43.2	دلیچای Delichay
-	81	44	77.04 ± 22.34	11.17	54	175.08	51.8	دلیچای (آرو) Delichay (Aroo)
118	371	16.8	78.8 ± 18.5	9.25	60	470.4	44.8	دلیچای (ور آرو) Delichay (Vararoo)
103	524	14	65.9 ± 5.4	2.7	79	470.34	54	لار (کمردشت) Lar (Kamardasht)
-	153	10.5	36.5 ± 29.4	14.7	44	348.4	52	لار (خرسنگ) Lar (Kharsang)
-	122	11.5	19.6 ± 4.8	2.4	71	170.69	50.5	لار (سرخک) Lar (Sorkhak)
49	142	15.5	42.8 ± 11.3	5.65	63	276	48	آب سفید Absefid
-	112	43.2	95 ± 5.1	2.55	82	219.95	41.5	لار (گزل دره) Lar (Gozal Darreh)



شکل ۲ - تراکم قزل‌آلای خال قرمز در رودخانه‌های پارک ملی لار در سال‌های ۱۳۸۸ و ۱۳۹۶

Fig. 2- Caspian Sea trout density in the Lar National Park streams in 2009 and 2017

براساس نتایج بدست آمده در رابطه با فراوانی آزادماهیان رودخانه‌ای در سایر مطالعات در جهان، در این مطالعه پیش‌بینی شده بود که احتمالاً تنوع در فراوانی عددی ماهیان قزل‌آلای خال قرمز در مقیاس منطقه‌ای تابع تنوع در کیفیت و دسترسی به زیستگاه و منابع غذایی این گونه در پارک ملی لار است. رودخانه‌های پارک ملی لار از نظر شرایط فیزیکوشیمیایی متغیر هستند. براساس سنجش صورت گرفته از خصوصیات فیزیکوشیمیایی آب رودخانه‌ها، آب سفید با درجه شوری ۰/۲۵ میلی‌گرم بر لیتر نسبت به سایر رودخانه‌ها بیشترین شوری آب و با کدورت ۲۶۳ میلی-گرم بر لیتر بیشترین مواد معلق در آب را دارا می‌باشد. بعد از آب سفید، دلچای و ورارو با درجه شوری ۰/۲۰ میلی‌گرم بر لیتر و کدورت به ترتیب ۲۴۲ و ۲۳۳ میلی‌گرم بر لیتر نسبت به سایر رودخانه‌های پارک ملی لار از شوری و کدورت بیشتری برخوردار هستند (Tabatabaei et al., 2020). همچنین رودخانه‌های دلچای و آب سفید به ترتیب با سرعت‌های ۱/۴۳ متر بر ثانیه و ۱/۰۵ متر بر ثانیه دارای سرعت آب بیشتری هستند. کدورت و سرعت آب بطور مستقیم می‌تواند بر توانایی صید طعمه توسط ماهی قزل‌آلا

تغییرات درون ایستگاه، بین ایستگاه‌های نزدیک درون یک رودخانه یا بین رودخانه‌های دارای ارتباط نزدیک در فراوانی برای انواع جمعیت‌های قزل‌آلای خال قرمز رودخانه‌ای در محدوده توزیع طبیعی‌شان در اروپا و برای جمعیت‌های معرفی شده به محیط‌های دارای جریان در مناطق جغرافیایی دور، از قبیل آمریکای شمالی و نیوزلند توصیف شده است (Lobon-Cervia, 2004). پیوستاری از روابط متقابل زنده و غیرزنده نظیر فراوانی طعمه و ویژگی‌های فیزیکی زیستگاه بعنوان فاکتورهای تنظیم کننده فراوانی آزادماهیان بیان شده است (Jowett, 1992).

ساختار زیستگاه و دسترسی به غذا (فراوانی طعمه) از فاکتورهای کلیدی موثر بر انتخاب زیستگاه و تولید ماهیان رودخانه‌ای هستند. ساختار زیستگاه هزینه‌های متابولیک (بعنوان مثال شنا)، توانایی ماهیان در برخورد و صید انواع طعمه و آسیب‌پذیری در برابر شکار شدن را تحت تاثیر قرار می‌دهد و فراوانی طعمه بصورت مستقیم بر انرژی دریافتی که ماهی در هر زیستگاهی تجربه می‌کند اثر می‌گذارد (Hill and Grossman, 1993; Grossman et al., 2002; Hughes et al., 2003).

سد لار اشاره نمود. با توجه به اینکه رودخانه‌های الرم و سیاه‌پلاس و کمردشت به دریاچه نزدیک هستند و موانع فیزیکی و شیمیایی برای مهاجرت ماهیان به دریاچه وجود ندارد و انرژی کمتری صرف مهاجرت می‌شود، سهم زیادی از ذخایر ماهیان مهاجر به دریاچه را تشکیل می‌دهند (Tabatabaei et al., 2020) که وفور طعمه و شرایط مطلوب دریاچه شرایط رشد و تکثیر بیشتر این ماهیان را فراهم می‌کند. بالعکس در رودخانه‌های دلیچای و آب سفید، کدورت و شوری بالا، و وجود موانع فیزیکوشیمیایی از جمله وجود مانع فیزیکی در رودخانه دلیچای و مانع شیمیایی ناشی از چشمه‌های گوگردی در رودخانه آب سفید که مهاجرت ماهیان به دریاچه را دچار اختلال می‌کنند (Tabatabaei et al., 2020).

از نظر تغییر زمانی فراوانی ماهیان قزل‌آلای لار، نتایج مطالعه Tabatabaei et al. (2020) در سال ۱۳۹۶ به طرز چشمگیری بهبود وضعیت این ماهیان را نسبت به سال ۱۳۸۸ نشان می‌دهد. نوسانات سالیانه در فراوانی قزل‌آلای رودخانه‌ای در سایر مطالعات نیز مشاهده شده است (بعنوان مثال Alonso et al., 2011; Lobón-Cerviá, 2007; Zorn and Nuhfer, 2007a, 2007b) که علت این نوسانات تا حدودی طبیعی و ناشی از تغییرات در چرخه‌های طبیعی زیستی و محیطی بیان شده است. از سویی در گذشته بطور متوسط سالانه ۱۰ هزار مجوز صید با قلاب برای صید قزل‌آلای خال قرمز در دریاچه پشت سد لار صادر شده بود و هر ساله بسیاری از آن‌ها بوسیله ماهیگیران ورزشی در رودخانه‌ها، دریاچه سد لار و سایر نقاط صید می‌شدند؛ ۷۰ درصد ماهیانی که در دریاچه صید می‌شدند ماهیان ماده بودند زیرا ماهیان ماده برای بدست آوردن غذا از رودخانه به دریاچه مهاجرت می‌کنند و در تعداد مجوزهای صادر شده برای صید ماهی هیچگونه محدودیتی وجود نداشت؛ در برخی از سال‌ها ۲۲ هزار پروانه صید صادر شده بود که با هر پروانه می‌شد پنج ماهی گرفت، اگر چه محاسبات نشان می‌دهد بطور میانگین به ازای هر پروانه ۱/۵ ماهی گرفته

و متابولیسم و رشد این گونه موثر باشد (Neuswanger et al., 2014).

با وجود اینکه در دیگر مطالعات رابطه معنی‌داری بین تراکم ماهیان قزل‌آلا و بی‌مهرگان کفزی بدست آمده است؛ بعنوان مثال (Jowett 1992) در تغییرات تراکم ماهیان قزل-آلا را با استفاده از مدل‌های رگرسیون چندمتغیره شامل متغیرهای هیدورولوژیکی، حوضه (۸۹ سایت)، فیزیکی (۵۹ سایت)، کیفیت آب و بی‌مهرگان کفزی (۴۳ سایت) در نیوزلند مورد بررسی قرار داده و نتایج مطالعه ایشان نشان داد که در میان متغیرهای فوق، تراکم بی‌مهرگان کفزی به تنهایی بیانگر ۴۵ درصد تغییرات تراکم قزل‌آلا در این رودخانه‌ها می‌باشد؛ اما در مطالعه حاضر با وجود تراکم نسبتاً خوب طعمه در رودخانه‌های لار در سال ۱۳۸۸ نتایج آنالیز رگرسیون ($R^2 = 0.02$, $p \text{ value} = 0.72$) و همبستگی اسپیرمن ($r = 0.24$) رابطه معنی‌داری را بین تراکم ماهیان و بی‌مهرگان کفزی (جدول ۱) نشان نداد. در مطالعه Hayes (1995) روی فراوانی ماهیان نابالغ قزل‌آلای خال قرمز در رودخانه کاکانوئی نیوزلند نیز همبستگی معنی‌داری بین تراکم ماهیان و بی‌مهرگان کفزی مشاهده نشده است؛ که محقق علت این امر را به صورت احتمالی به تغییرات زمانی دبی رودخانه نسبت داده است.

به نظر می‌رسد که در سال ۱۳۸۸ در رودخانه‌های لار نیز دسترسی غذایی فاکتور محدود کننده نبوده و احتمالاً بخشی از تغییرات مکانی تراکم ماهیان مرتبط با تغییرات طبیعی محیطی (نظیر تغییرات دبی و سایر پارامترهای فیزیکی زیستگاه) می‌باشد که نیاز به جمع‌آوری اطلاعات بیشتر در منطقه لار برای بررسی این فاکتورها است. بعنوان مثال در مطالعه‌ای در گیل‌مور کریک، تراکم ماهیان صفر ساله با حجم دبی حداکثر در ماه می رابطه عکس و با دبی پایه سالانه بالا رابطه مستقیم نشان داده‌اند (Mundahl, 2017).

از دیگر عوامل اثرگذار بر تغییرات مکانی تراکم ماهیان قزل-آلای رودخانه‌های پارک ملی لار می‌توان به فاصله جغرافیایی سرشاخه‌های لار به رودخانه اصلی لار و دریاچه

و طولانی مدت برای درک بهتر پویایی جمعیت‌های آن‌ها و تفکیک تغییرات طبیعی فراوانی ماهیان از تغییرات ناشی از اثرات انسانی به ویژه با تغییر اقلیم پیش رو ضروری است. پارک ملی لار با توجه به تنوع زیستگاهی ارزشمندش یکی از بهترین جمعیت‌های قزل‌آلای ایران و دنیا را دارد که باید در حفظ آن کوشید. ضمن آنکه به طور کلی از اساس صید ماهی در پارک ملی لار درست نیست و همچنین احتمالاً صید ورزشی در دهه ۸۰ شمسی باعث معرفی برخی گونه‌های غیربومی از جمله ماهی کاراس (*Carassius langsdorfii*) در پارک ملی لار شده است (*Khosravi et al., 2020; Tabatabaei et al., 2020*) که می‌تواند بر قزل‌آلای خال قرمز اثر منفی بگذارد.

اساساً پارک‌های ملی طبق قوانین برای حفظ ذخایر ژنتیکی ایجاد شده است و پارک ملی لار دربرگیرنده دو ذخیره ژنتیکی ارزشمند قزل‌آلای ساکن رودخانه‌ای (یعنی جمعیت رودخانه ورآرو) و مهاجر (یعنی جمعیت مهاجر به دریاچه از رودخانه‌های الرم، سیاه‌پلاس، کمردشت و شاخه اصلی لار) است (*Tabatabaei et al., 2020*) که با توجه به تغییر اقلیم و در خطر انقراض بودن سایر جمعیت‌های قزل‌آلای خال قرمز در دیگر زیستگاه‌هایش باید از این جمعیت به عنوان یک جمعیت پشتیبان حفاظت نمود. همچنین برای حفاظت و مدیریت مناسب جمعیت‌های قزل‌آلای خال قرمز در سایر رودخانه‌های ایران یک ارزیابی کامل از احیای طبیعی و ظرفیت برد رودخانه‌هایی که این گونه ارزشمند در آن ساکن است مورد نیاز است.

سپاسگزاری

کمال تشکر را از صندوق حمایت از پژوهشگران و فناوران کشور برای حمایت از پژوهش حاضر داریم.

پی‌نوشت‌ها

¹ Le Cren

² Size group estimates

³ Sieve

می‌شده است یعنی در برخی از سال‌ها حدود سی هزار ماهی از دریاچه گرفته شده است، که ۷۰ درصد ماده بوده و بنابراین تعداد بسیار زیادی از جمعیت مولد از بین رفته بودند (*Abdoli, 2009*) و احتمالاً این امر یکی از دلایل تراکم کمتر ماهیان در سال ۱۳۸۸ نسبت به سال ۱۳۹۶ و همچنین عدم وابستگی و همبستگی بین فراوانی طعمه و ماهیان می‌باشد.

کاهش تراکم و نرخ تولیدمثل و تغییر ساختار سنی قزل‌آلای خال قرمز نتیجه معمول بهره‌برداری از ذخایر قزل‌آلای خال قرمز است (بعنوان مثال *Avery and Hunt, 1981*; *Almodóvar et al., 2002*). بنابراین مدیریت رودخانه‌هایی که فعالیت‌های انسانی بر زیستگاه‌های قزل‌آلای اثر منفی می‌گذارد یا ماهیگیری تفریحی به میزان زیادی پایداری جمعیت ماهیان را تحت تأثیر قرار می‌دهد الزامی است. تنظیم و مدیریت ماهیگیری باید با شرایط اکولوژیک متفاوت جمعیت‌ها متناسب باشد و درواقع رودخانه - ویژه باشد. بعنوان مثال اثرات مدیریت صیادی بر پویایی جمعیت، تولید مثل و ویژگی‌های تاریخیچه زندگی ماهیان الگوهای متفاوتی را بین رودخانه‌های اسپانیا نشان داده است که به نظر می‌رسد به شرایط محیطی و زیستی جمعیت‌ها بستگی دارد (*Almodovar and Nicola, 2004*).

برای مدیریت و احیای قزل‌آلای رودخانه‌های لار با توجه به فرارگیری این رودخانه‌ها در پارک ملی، در سال ۱۳۹۳ سازمان حفاظت محیط زیست صدور مجوزهای صید را در لار ممنوع نمود. بنابراین یکی از علل افزایش تراکم این ماهی در سال ۱۳۹۶ بویژه در رودخانه‌های الرم، سیاه‌پلاس و کمردشت که زیستگاه ماهیان مهاجر به دریاچه هستند می‌تواند اثر مثبت توقف صید در پارک ملی لار باشد.

نتیجه‌گیری

نتایج این مطالعه و مطالعات دیگر در جهان تایید کننده تنوع زمانی و مکانی تراکم آزاد ماهیان رودخانه‌ای می‌باشد و برای مدیریت مناسب این ماهیان ارزشمند نظارت پیوسته

References

- Abdoli, A., 2000. The Inland Water Fishes of Iran. Iranian Museum of Nature and Wildlife. Tehran, Iran.
- Abdoli, A, Azizi, Z, Kiabi, B, Mashhadi Ahmadi, A. and Golzarian Pour, K., 2016. Study of Summer food habits of the brown trout, *Salmo trutta fario*, in Lar dam lake and streams in Lar National Park. Journal of Fisheries Science and Technology. 5 (3), 1-17. (In Persian with English abstract). DOI: 20.1001.1.23225513.1395.5.3.4.3
- Abdoli, A., 2009. Stocks Assessment of *S.trutta* in Lar National Park and harvest management programme. Reported from Shahid Beheshti University. 85p.
- Allan, J. D., 1978. Trout predation and the size composition of stream drift. Limnology and Oceanography. 23,1231–1237. DOI: 10.4319/lo.1978.23.6.1231
- Almodóvar, A., Nicola, G.G. and Suárez, J., 2002. Effects of fishery management on populations of brown trout *Salmo trutta* in central Spain. Conservation of freshwater fishes: Options for the future. 337-345.
- Almodóvar, A. and Nicola, G.G., 2004. Angling impact on conservation of Spanish stream-dwelling brown trout *Salmo trutta*. Fisheries Management and Ecology. 11(3-4), 173-182. DOI: 10.1111/j.1365-2400.2004.00402.x
- Alonso, C., García de Jalón, D., Álvarez, J. and Gortázar, J., 2011. A large- scale approach can help detect general processes driving the dynamics of brown trout populations in extensive areas. Ecology of Freshwater Fish. 20, 449–460. DOI: 10.1111/j.1600-0633.2011.00484.x
- Avery, E. L. and Hunt, R. L., 1981. Population dynamics of wild brown trout and associated sport fisheries in four central Wisconsin streams. Wisconsin Department of Natural Resources. Technical Bulletin, No, 121. Wisconsin, USA.
- Bovee, K. D., 1978. Probability of use criteria for the family salmonidae. U.S. Fish and Wildlife Services Programme FWS/OBS-78/07. Virginia. USA.
- Carline, R.F., Beard Jr, T. and Hollender, B. A., 1991. Response of wild brown trout to elimination of stocking and to no-harvest regulations. North American Journal of Fisheries Management. 11(3), 253-266. DOI: 10.1577/1548-8675(1991)011<0253%3AROWBTT>2.3.CO%3B2
- Cattaneo, F., Lamouroux, N., Breil, P. and Capra, H., 2002. The influence of hydrological and biotic processes on brown trout (*Salmo trutta*) population dynamics. Canadian journal of fisheries and aquatic sciences. 59(1), 12-22. DOI: 10.1139/F01-186
- Department of Environment Islamic Republic of Iran. Available online at: <https://www.doe.ir>.
- Elliot, J. M., 1973. The food of brown and rainbow trout (*Salmo trutta* and *S. gairdneri*) in relation to the abundance of drifting invertebrates in a mountain stream. Oecologia. 12, 329– 347. DOI: 10.1007/BF00345047
- Esteve, M., Abdoli, A., Segherloo, I. H., Golzarianpour, K. and Ahmadi, A. A., 2017. Observations of Male Choice in Brown Trout (*Salmo trutta*) from Lar National Park, Iran. In: Brown Trout: Biology, Ecology and Management. John Wiley & Sons Ltd, pp.165-178.
- Grossman, G. D., Carline, R. F. and Wagner, T., 2017. Population dynamics of brown trout (*Salmo trutta*) in Spruce Creek Pennsylvania: A quarter-century perspective. Freshwater biology. 62(7), 1143-1154. DOI: 10.1111/fwb.12932
- Grossman G., Rincon P.A., Farr M.D. and Ratajczak R.E., 2002. A new optimal foraging model predicts habitat use by drift-feeding stream minnows. Ecology of Freshwater Fish. 11, 2–10. DOI: 10.1034/j.1600-0633.2002.110102.x
- Gustafson, R.G., Waples, R.S., Myers, J.M., Weitkamp, L.A., Bryant, G.J., Johnson, O.W. and Hard, J.J., 2007. Pacific salmon extinctions: quantifying lost and remaining diversity. Conservation Biology. 21(4), 1009-1020. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2007.00693.x
- Hall, J.D. and Knight, N. J., 1981. Natural variation in the abundance of salmonid populations in streams and its implications for design of impact studies. U.S. Environmental Protection Agency EPA600/S3-81-021, Corvallis.
- Hayes, J.W., 1995. Spatial and temporal variation in the relative density and size of juvenile brown trout in the Kakanui River, North Otago, New Zealand. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research. 29(3), 393-407. DOI: 10.1080/00288330.1995.9516674
- Hill, J. and Grossman, G., 1993. An energetic model of microhabitat use for rainbow trout and rosyside dace. Ecology. 74, 685–698. DOI: 10.2307/1940796
- Hughes, N.F., Hayes, J.W., Shearer, K.A. and Young, R.G., 2003. Testing a model of drift-feeding using three-dimensional videography of wild brown trout, *Salmo trutta*, in a New Zealand river. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 60, 1462–1476. DOI: 10.1139/f03-126
- Jowett, I.G., 1992. Models of the abundance of large brown trout in New Zealand rivers. North American journal of fisheries management. 12(3), 417-432. DOI: 10.1577/1548-8675(1992)012<0417:

MOTAOL>2.3.CO;2

Khosravi, M., Abdoli, A., Ahmadzadeh, F., Saberi-Pirooz, R., Rylková, K. and Kiabi, B.H., 2020. Toward a preliminary assessment of the diversity and origin of Cyprinid fish genus *Carassius* in Iran. *Journal of Applied Ichthyology*. 36(4), 422-430. DOI: 10.1111/jai.14039

Le Cren, E.L., Kipling, C. and McCormack, J.C., 1972. Windermere: effects of exploitation and eutrophication on the salmonid community. *Journal of the Fisheries Board of Canada*. 29(6), 819-832. DOI: 10.1139/f72-126

Lobón-Cervía, J., 2004. Discharge-dependent covariation patterns in the population dynamics of brown trout (*Salmo trutta*) within a Cantabrian river drainage. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 61(10), 1929-1939. DOI: 10.1139/f04-118

Lobón-Cervía, J., 2007. Numerical changes in stream resident brown trout (*Salmo trutta*): Uncovering the roles of density-dependent and density-independent factors across space and time. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 64, 1429-1447. DOI: 10.1139/f07-111

Lockwood, R.N. and Schneider, J.C., 2000. Chapter 7: stream fish population estimates by mark-and-recapture and depletion methods. *Manual of Fisheries Survey Methods II: with Periodic Updates*. Michigan Department of Natural Resources, Ann Arbor. Fisheries Special Report, 25. Michigan, USA.

Merritt, R.W. and Cummins, K.W., 1996. An Introduction to the aquatic insects of North America. 3rd edition. Kendall Hunt, Dubuque, Iowa, USA.

Milner, N. J., Wyatt, R.J. and Scott, M.D., 1993. Variability in the distribution and abundance of stream salmonids, and the associated use of habitat models. *Journal of fish biology*. 43, 103-119. DOI: 10.1111/j.1095-8649.1993.tb01182.x

Mundahl, N.D., 2017. Population dynamics of brown trout in a Minnesota (USA) stream: A 25-year study. *River Research and Applications*. 33(8), 1235-1245. DOI: 10.1002/rra.3170

Neuswanger, J., Wipfli, M.S., Rosenberger, A.E. and Hughes, N.F., 2014. Mechanisms of drift-feeding behavior in juvenile Chinook salmon and the role of inedible debris in a clear-water Alaskan stream. *Environmental biology of fishes*. 97(5), 489-503. DOI: 10.1007/s10641-014-0227-x

Orth, D.J., 1987. Ecological considerations in the development and application of instream flow habitat models. *Regulated rivers: research and management*. 1, 171-181. DOI: 10.1002/rrr.3450010207

Page, K.S., Scribner, K.T. and Burnham-Curtis, M., 2004. Genetic diversity of wild and hatchery lake trout populations: relevance for management and

restoration in the Great Lakes. *Transactions of the American Fisheries Society*. 133(3), 674-691. DOI: 10.1577/T03-007.1

Pollock, K.H. 1991. Review papers: modeling capture, recapture, and removal statistics for estimation of demographic parameters for fish and wildlife populations: past, present, and future. *Journal of the American Statistical Association*. 86(413), 225-238. DOI: 10.1080/01621459.1991.10475022

Rashidabadi, F., Abdoli, A., Tajbakhsh, F., Nejat, F. and Avigliano, E., 2020. Unravelling the stock structure of the Persian brown trout by otolith and scale shape. *Journal of fish biology*. 96(2), 307-315. DOI: 10.1111/jfb.14170

Rosenfeld, J.S. and Taylor, J., 2009. Prey abundance, channel structure and the allometry of growth rate potential for juvenile trout. *Fisheries Management and Ecology*. 16(3), 202-218. DOI: 10.1111/j.1365-2400.2009.00656.x

Smialek, N., Pander, J. and Geist, J., 2021. Environmental threats and conservation implications for Atlantic salmon and brown trout during their critical freshwater phases of spawning, egg development and juvenile emergence. *Fisheries Management and Ecology*. 28(5), 437-467. DOI: 10.1111/fme.12507

Sušnik, S., Schöffmann, J. and Snoj, A., 2004. Phylogenetic position of *Salmo* (*Platysalmo*) *platycephalus* Behnke 1968 from south-central Turkey, evidenced by genetic data. *Journal of Fish Biology*. 64(4), 947-960. DOI: 10.1111/j.1095-8649.2004.0363.x

Syrjänen, J., K. Korsu, P. Louhi, R. Paavola and Muotka, T., 2011. Stream salmonids as opportunistic foragers: the importance of terrestrial invertebrates along a stream-size gradient. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 68, 2146-2156. DOI: 10.1139/f2011-118

Syrjänen, J. and Valkeajärvi, P., 2010. Gillnet fishing drives lake-migrating brown trout to near extinction in the Lake Päijänne region, Finland. *Fisheries Management and Ecology*. 17(2), 199-208. DOI: 10.1111/j.1365-2400.2010.00738.x

Tabatabaei, S.N., Abdoli, A., Segherloo, I.H., Normandeau, E., Ahmadzadeh, F., Nejat, F. and Bernatchez, L., 2020. Fine-scale population genetic structure of Endangered Caspian Sea trout, *Salmo caspius*: implications for conservation. *Hydrobiologia*. 847(16), 3339-3353. DOI: 10.1007/s10750-020-04334-7

Yekom Consulting Engineers, Vice dean of Studies and Planning - Environmental Affairs., 2003. Study and preparation of a comprehensive management plan for Lar National Park. Tehran, Iran.

Young, K.A., 1999. Managing the decline of Pacific

salmon: metapopulation theory and artificial recolonization as ecological mitigation. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 56(9), 1700-1706. DOI: 10.1139/f99-113

Zorn, T.G. and Nuhfer, A. J., 2007a. Influences on brown trout and brook trout population dynamics in a Michigan river. *Transactions of the American Fisheries Society*. 136, 691–705. DOI: 10.1577/T06-032.1

Zorn, T.G. and Nuhfer, A. J., 2007b. Regional

synchrony of brown trout and brook trout population dynamics among Michigan rivers. *Transactions of the American Fisheries Society*. 136, 706–717. DOI: 10.1577/T06-275.1



*This page is intentionally
left blank.*