



Environmental impacts assessment of Iranian trout farms using the life cycle impact coefficients under uncertainties

Parham Tafazzoli¹ | Shervin Jamshidi²

1. Department of Civil Engineering, University of Isfahan, Isfahan, Iran. E-mail: parhamtafazzoli@gmail.com
2. Corresponding Author, Department of Civil Engineering, Faculty of Civil Engineering and Transportation, University of Isfahan, Isfahan, Iran. E-mail: sh.jamshidi@eng.ui.ac.ir

Article Info

Article type:

Research Article

Article history:

Received 19 April 2024

Received in revised form

5 July 2024

Accepted 17 August 2024

Published online 23 November 2024

Keywords:

Aquaculture

Eutrophication

Life Cycle Assessment

Trout

Water Quality Management

ABSTRACT

Aquaculture activity and discharge of pollutants in the upstream of the rivers bring various environmental impacts such as ecosystem toxicity and eutrophication. Thus, it requires an integrated method for evaluating the cumulative environmental impacts. This research presented a developed method for analyzing the environmental impacts based on the analysis of the inlet and outlet water quality of fish farms and used the coefficients of the ReCiPe as a life cycle impact assessment (LCIA). In this framework, water consumption was also included based on grey water footprint, along with eutrophication and toxicity for 5 trout farming in various regions of Iran. The results showed that total suspended solids was the leading water quality parameter, water consumption had the highest impact in LCIA, human health was relatively more vulnerable than the ecosystem, and total damages increased 95 percent on average from inlet to outlet. Nevertheless, factors like the inflow, ReCiPe background, and the weighting coefficients were effective on results uncertainties. The sensitivity analysis showed that changing ReCiPe background from hierarchic to egalitarian had the greatest impact on the results of LCIA with 35 percent damage reduction, while the increase in the pollution load caused by the increase in flow or concentration of the dominant pollutant in the grey water footprint can linearly increase the equivalent damages. Therefore, it was suggested to use wastewater pretreatment systems to control the spread of pollution beside managing and optimally using feed in farms.

Cite this article: Tafazzoli, P., & Jamshidi, S. (2024). Environmental impacts assessment of Iranian trout farms using the life cycle impact coefficients under uncertainties. *Journal of Water and Irrigation Management*, 14 (3), 709-725.

DOI: <https://doi.org/10.22059/jwim.2024.375299.1157>



© The Author(s).

DOI: <https://doi.org/10.22059/jwim.2024.375299.1157>

Publisher: University of Tehran Press.



برآورد اثرات زیست‌محیطی مزارع قزل‌آلای ایران با ضرایب پیامدهای چرخه عمر در شرایط عدم قطعیت

پرهام تفضلی^۱ | شروین جمشیدی^۲ ✉

۱. گروه مهندسی عمران دانشگاه اصفهان، اصفهان، ایران. رایانامه: parhamtafazzoli@gmail.com

۲. نویسنده مسئول، گروه مهندسی عمران دانشگاه اصفهان، دانشگاه اصفهان، اصفهان، ایران. رایانامه: sh.jamshidi@eng.ui.ac.ir

چکیده

اطلاعات مقاله

فعالیت آبی‌پروری و تخلیه آلاینده‌ها در بالادست رودخانه‌ها پیامدهای زیست‌محیطی گوناگونی مانند سمیت زیست‌بوم و تغذیه‌گرایی را به‌همراه دارد که نیازمند روشی جامع برای ارزیابی پیامدهای زیست‌محیطی است. لذا پژوهش حاضر روشی توسعه‌یافته برای تحلیل پیامدهای زیست‌محیطی براساس آنالیز کیفیت آب ورودی و خروجی مزارع پرورش ماهی و مبتنی بر ضرایب مدل ReCiPe در قالب مفهوم ارزیابی اثرات چرخه عمر (LCIA) ارائه نمود. در این چهارچوب، تأثیر زیست‌محیطی پرورش ماهی در دسته‌های مصرف آب، براساس رویکرد جدید ردپای آب خاکستری، به‌همراه تغذیه‌گرایی و سمیت برای پنج مجموعه پرورش ماهی قزل‌آلا در مناطق مختلف ایران محاسبه شد. نتایج مطالعه نشان داد که کل جامدات معلق (TSS) پارامتر کیفی غالب بود. همچنین مصرف آب بیش‌ترین تأثیر را بر نتایج ارزیابی اثرات زیست‌محیطی داشت. آبی‌پروری به‌طور میانگین منجر به افزایش ۹۵ درصد خسارت معادل زیست‌محیطی از آب ورودی تا پساب خروجی مزارع شد که تأثیر آن بر سلامت انسان بیش‌تر از زیست‌بوم بود. عواملی مانند بار آلودگی، انتخاب رویکرد مدل‌سازی در ReCiPe و وزن‌دهی مؤلفه‌ها در عدم قطعیت نتایج اثرگذار بود. نتایج تحلیل حساسیت نشان داد تغییر در انتخاب رویکرد ReCiPe از سلسله‌مراتبی به برابری‌طلب باعث کاهش ۳۵ درصد مجموع خسارت‌های شده است، درحالی‌که افزایش بار آلودگی ناشی از افزایش دبی یا غلظت آلاینده غالب در ردپای آب خاکستری می‌تواند به‌صورت خطی خسارت‌های معادل را افزایش دهد. بنابراین پیشنهاد شد ضمن مدیریت و استفاده بهینه از خوراک در مزارع، از سیستم‌های پیش‌تصفیه فاضلاب برای کنترل انتشار آلودگی استفاده شود.

نوع مقاله: مقاله پژوهشی

تاریخ دریافت: ۱۴۰۳/۰۱/۳۱

تاریخ بازنگری: ۱۴۰۳/۰۴/۱۵

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۳/۰۵/۲۷

تاریخ انتشار: ۱۴۰۳/۰۹/۰۳

کلیدواژه‌ها:

آبی‌پروری

ارزیابی اثرات زیست‌محیطی

تغذیه‌گرایی

قزل‌آلا

مدیریت کیفیت آب

استناد: تفضلی، پرهام و جمشیدی، شروین (۱۴۰۳). برآورد اثرات زیست‌محیطی مزارع قزل‌آلای ایران با ضرایب پیامدهای چرخه عمر در شرایط عدم

قطعیت. نشریه مدیریت آب و آبیاری، ۱۴ (۳)، ۷۰۹-۷۲۵. DOI: <https://doi.org/10.22059/jwim.2024.375299.1157>



۱. مقدمه

پرورش ماهی یک صنعت کلیدی در زنجیره تأمین مواد غذایی است که معمولاً در بالادست رودخانه‌ها واقع شده و انتشار آلودگی آن به بدنه‌های آبی پایین‌دست می‌تواند باعث گسترش بیماری یا تخریب تنوع زیستی شود (Li *et al.*, 2011; Tom *et al.*, 2021). براساس گزارش فائو، آبی‌پروری ۰/۴۵ درصد از انتشار گازهای گلخانه‌ای را به خود اختصاص داده است (MacLeod *et al.*, 2018). علاوه بر این، آبی‌پروری می‌تواند اثرات مهم دیگر بر کیفیت آب و تنوع زیستی آبی و دریایی داشته باشد که بیش‌تر ناشی از نوع و کارایی خوراک آبی‌پروری است. منابع اولیه ضایعات آبی‌پروری ناشی از دفع ماهی و خوراک خورده‌نشده است. هم‌چنین، نیتروژن و فسفر تولیدشده توسط متابولیسم آبزیان منابع اصلی ضایعات نیتروژن و فسفر در آبی‌پروری است (Varol and Balci, 2020). فسفر نقش اساسی در شکل‌گیری و حفظ ساختار استخوانی و سنتز بافت‌هایی مانند توده عضلانی دارد. به همین علت، ماهی به منابع اضافی فسفر در رژیم غذایی خود نیازمند است (Jobling, 2012; Rath *et al.*, 2000). تغییر در خوراک مصرفی و نسبت تبدیل خوراک (FCR)^۱ عاملی تأثیرگذار در میزان خوراک خورده‌نشده است (García *et al.*, 2019; García García *et al.*, 2016; Sanchez-Matos *et al.*, 2023). در نتیجه، انتشار ترکیبات فسفر و نیتروژن از مزارع پرورش ماهی به آب‌های سطحی محتمل بوده و بروز یا تشدید پدیده تغذیه‌گرایی (eutrophication) را به‌همراه دارد (Grönroos *et al.*, 2006). در پژوهشی توسط Mirrasooli *et al.* (2012) در بازه زمانی یکساله در نهر زرین‌گل انجام شد، تغییرات پارامترهای فسفات (PO₄)^۲، نیتريت (NO₂)^۳، نترات (NO₃)^۴ و اکسیژن محلول (DO)^۵ موردبررسی قرار گرفت. نتایج مطالعه نشان داد که غلظت اکسیژن محلول کاهش یافته اما اختلاف معنی‌داری نداشته است و در محدوده ۸/۱۳-۹/۶ میلی‌گرم بر لیتر بوده که هیچ محدودیت خاصی برای آبزیان به‌همراه نداشته است و تنها باعث کاهش کیفیت آب پایین‌دست است. تغییرات غلظت نترات و فسفات به‌طور چشم‌گیری افزایش یافت. میزان غلظت آن‌ها در مقایسه با استانداردهای موجود برای محیط‌زیست، با وجود فرایند خودپالایی در نهر زرین‌گل، از حد استاندارد بیش‌تر بوده است اما غلظت نیتريت در وضعیت مطلوبی بود (Mirrasooli *et al.*, 2012). هم‌چنین، در پژوهشی توسط Mahboobi Soofiani *et al.* (2012)، پارامترهای کیفی پساب سه مزرعه پرورش ماهی قزل‌آلا با میزان تولید سالانه متفاوت را در محدوده زاینده‌رود موردبررسی قرار دادند. به‌طور کلی، غلظت آلاینده‌های اندازه‌گیری‌شده در محدوده قابل قبول بوده است (Mahboobi Soofiani *et al.*, 2012). باید توجه داشت در این مزارع، معمولاً استفاده از قارچ‌کش‌ها و مالاثیت‌گرین به‌عنوان موادی ضدعفونی‌کننده با هدف کنترل و درمان حملات قارچی و انگلی ماهیان پرورشی مرسوم است (Hidayah *et al.*, 2013; Jiang *et al.*, 2015). مالاثیت‌گرین برای ماهی سمی بوده و غلظت کشنده و درمانی آن بسیار به هم نزدیک است (Zusková *et al.*, 2007) و در صورت ورود آن به محیط آبی، با ایجاد سمیت آب، تهدیدی برای سلامت انسان به‌شمار می‌رود که به همین دلیل استفاده از آن در بسیاری از نقاط دنیا ممنوع است (Hidayah *et al.*, 2013). در صورتی که نتایج پژوهش Rezaee *et al.* (2010) نشان داده شد همچنان در مزارع پرورش ماهی در ایران از مالاثیت‌گرین به‌صورت غیرقانونی استفاده می‌شود (Rezaee *et al.*, 2020). هم‌چنین، استفاده از آنتی‌بیوتیک‌ها عامل مؤثری در ایجاد سمیت در محیط آبی است (Nyberg *et al.*, 2021; Sanchez-Matos *et al.*, 2023). بنابراین، توجه به مسائل زیست‌محیطی در زنجیره تأمین غذایی مزارع پرورش ماهی با هدف حفظ منابع آب از یک طرف و توسعه منابع غذایی از سوی دیگر دارای اهمیت است (Grönroos *et al.*, 2006; MacLeod *et al.*, 2018; Pelletier *et al.*, 2009).

در راستای گسترش توسعه پایدار و بهبود استفاده ایمن از منابع، استفاده از ابزارهای مدیریتی زیست‌محیطی رایج شد. همین‌طور شاخص‌ها و مؤلفه‌های کمی ارزیابی پیامدها و ویژگی‌های زیست‌محیطی توسعه یافت که می‌توان در

این خصوص به ردپای آب (WF) اشاره کرد که میزان کلی آب مصرف شده به طور مستقیم و غیرمستقیم در هر فرایند تولید را تعیین می‌کند. به طور خلاصه، ردپای آب با اجزای آن یک شاخص متعارف قابل اجرا برای ارزیابی پایداری تولیدات، در برگیرنده به حداقل رساندن اثرات منفی زیست‌محیطی و حفظ منابع طبیعی است (Biggs et al., 2015; C.Esty et al., 2006; Hermann et al., 2007; Jamshidi et al., 2022). ردپای آب می‌تواند شاخصی در ارزیابی اثرات زیست‌محیطی برای یک محصول باشد. ردپای آب خاکستری (GWF)^۷ یکی از شاخص‌های مربوط به کیفیت آب در محاسبه ردپای آب محصولات است که براساس آلودگی اضافه شده و غلظت حداکثر و غلظت طبیعی منابع آب محاسبه می‌شود (Hoekstra et al., 2011). فعالیتی که دارای ردپای آب خاکستری باشد، بخشی از ظرفیت جذب کل یک جریان آب را مصرف می‌کند و لذا از ظرفیت باقی‌مانده برای برداشت توسط سایر فعالیت‌ها کم می‌کند. از آنجایی که آب یک منبع جهانی است، هر لیتر مصرف و آلودگی آن اهمیت دارد. بنابراین برای اهمیت بخشی به کمبود آب یا جلوگیری از کاهش دسترسی به آن، ارزیابی مقدار آب نهان هر محصول براساس مؤلفه‌های کمی و کیفی آن مهم است و خود دلیلی است که اجازه می‌دهد کمبود آب شیرین در دسترس به تحلیل پیامدهای زیست‌محیطی وارد شود (Hoekstra, 2016). این موضوع از آنجایی مهم است که مزارع پرورش ماهی در بالادست رودخانه‌ها، به دلیل جریان پیوسته از ورودی به خروجی، معمولاً مصرف آبی به صورت کمی ندارند، اما آلودگی اضافه شده به آب می‌تواند حسب مفهوم ردپای آب، میزان دسترسی سایر مصرف‌کنندگان در پایین دست رودخانه را کاهش دهد که معمولاً در تحلیل پیامدهای زیست‌محیطی مدنظر قرار نمی‌گیرد. بنابراین، ارزیابی اثرات زیست‌محیطی آبی‌پروری با لحاظ میزان از دسترس خارج شدن منابع آب ناشی از برداشت و آلودگی به صورت همزمان نیازمند ارائه یک روش ترکیبی یا جامع است. بدین منظور، ارزیابی چرخه عمر (LCA)^۸ از ظرفیت لازم برای لحاظ ردپای آب در محاسبات برخوردار است.

برای تعیین کمیت و مقایسه کل اثرات زیست‌محیطی یک محصول، یک معیار استاندارد شامل تمام مراحل مرتبط در چرخه تولید مورد نیاز است. ارزیابی چرخه عمر یک چهارچوب حسابداری براساس استاندارد ایزو ۱۴۰۴۰ است که جنبه‌های زیست‌محیطی و اثرات بالقوه مرتبط با تولید یک محصول در طول چرخه حیات را ارزیابی می‌کند. ارزیابی چرخه حیات با رویکرد «گهواره تا گور»، از فهرستی از ورودی‌ها و خروجی‌های مواد و انرژی و مشخصه‌های هر مرحله از چرخه حیات برای کمی کردن سهم آن‌ها مرتبط با انتشار آلودگی استفاده می‌کند (ISO 14040, 1997; Rosenbaum et al., 2017). مرحله سوم در ارزیابی چرخه عمر، تحلیل اثرات زیست‌محیطی (LCIA)^۹ است. روش‌های متعددی برای محاسبه (LCIA) وجود دارد که اصولاً مبتنی بر دو رویکرد نقطه میانی و نقطه پایانی است. این روش‌ها در دسته‌های تأثیر تحت پوشش، نوع نرمال‌سازی، نحوه وزن‌دهی و رویکرد مدل‌سازی که آیا رویکرد نقطه میانی است یا نقطه پایانی یا هر دو، با یکدیگر تفاوت دارند (Menoufi, 2011). مدل‌سازی با رویکرد نقطه میانی با قطعیت بالاتری همراه است، زیرا عوامل مشخصه‌سازی و معادل‌سازی به اندازه‌ای معین تعریف شده‌اند. اما مدل‌سازی با رویکرد نقطه پایانی مرتبط‌تر است، زیرا ارتباط مستقیمی با درک جامعه از تأثیرات نهایی دارد که البته با قطعیت کمتری همراه است. امروزه استفاده از رویکرد ترکیبی برای استفاده همزمان از نقطه میانی و پایانی مرسوم‌تر است. در مطالعات پیشین، Mohseni et al. (2021) ارزیابی اثرات زیست‌محیطی را با استفاده از مدل (CML) برای تولید محصول ذرت علوفه‌ای مورد بررسی قرار دادند (Mohseni et al., 2021). همچنین، Jafari et al. (2023) ارزیابی چرخه حیات شبکه آبیاری نکوآباد اصفهان را با استفاده از نرم‌افزار Simapro مورد مطالعه قرار دادند (Jafari et al., 2023). ارزیابی چرخه عمر هم‌چنین برای بررسی اثرات زیست‌محیطی آبی‌پروری استفاده شده است (Dekamin et al., 2015; Elhami et al., 2019; Maiolo et al., 2021; Marzban et al., 2021). به عنوان مثال، در پژوهشی توسط Garcia Garcia et al. (2016) مطالعه‌ای در یک

مزرعه پرورش ماهی ۱۰۰۰ تنی در سواحل اسپانیا، با هدف بررسی اثرات زیست‌محیطی تولید ماهی و تجزیه و تحلیل راه‌کارهای مناسب برای کاهش اثرات زیست‌محیطی و بهبود مدیریت زیست‌محیطی انجام دادند. اما به دلیل استفاده از روش متعارف در تحلیل چرخه عمر مبتنی بر مصرف منابع اولیه و نه آنالیز کیفی آب و پساب، انتشار گازهای گلخانه‌ای را عامل ایجاد پیامدهای نامطلوب معرفی کردند (García García *et al.*, 2016). به‌طور مشابه، در مطالعه‌ای دیگر اثرات زیست‌محیطی دو مجموعه پرورش ماهی با خوراک غلات معمولی و ارگانیک با LCA به‌صورت متعارف مورد مقایسه قرار گرفت. نتایج نشان داد استفاده از غلات ارگانیک تا ۲۰ درصد پیامدهای زیست‌محیطی را کاهش می‌دهد (Biermann and Geist, 2019). همچنین Song *et al.* (2019) علاوه بر کاهش ۲۰ درصدی پیامدهای زیست‌محیطی ناشی از تغییر خوراک، ۳۵-۱۰ درصد کاهش پیامدها ناشی از افزایش تراکم ماهی از ۲۴ به ۴۵ کیلوگرم بر مترمکعب را مشاهده کردند (Song *et al.*, 2019). نتایج بررسی Pelletier *et al.* (2009) مبتنی بر رویکرد نقطه میانی نیز نشان داد که تأثیر تغییرات آب‌وهوایی ناشی از پرورش ماهی قزل‌آلا بین ۱/۷۹ و ۳/۲۱ کیلوگرم CO₂-eq/kg و تأثیر تغذیه‌گرایی بین ۴۱ و ۷۵ گرم PO₄-eq/kg متغیر است (Pelletier *et al.*, 2009). این مطالعات نمونه‌هایی از بهره‌گیری از روش متعارف LCA در بررسی و مقایسه انواع روش‌های مدیریت زیست‌محیطی در پرورش ماهی است که قادر به لحاظ کردن کاهش دسترسی به آب، به‌عنوان یک پیامد زیست‌محیطی، به‌صورت جامع نبوده و تحلیل‌ها اصولاً براساس منابع مصرفی (مانند خوراک مصرفی و انرژی مصرف‌شده) و نه انتشار آلودگی خالص به محیط آبی از این فعالیت‌هاست. علاوه بر فقدان یک روش برای تحلیل پیامدهای جامع زیست‌محیطی براساس انتشار آلودگی، مطالعات و پژوهش‌های انجام‌شده در زمینه پرورش ماهی در ایران نیز مرتبط با تأثیر پساب پرورش ماهی بر پارامترهای کیفی آب بوده است و از شاخص‌های مرتبط با پایداری جهت کمی کردن اثرات زیست‌محیطی استفاده نمی‌شود.

بنابراین در این مطالعه، از روش توسعه‌یافته تلفیق ردپای آب خاکستری با ضرایب ارزیابی پیامدهای چرخه عمر، به جای استفاده از نرم‌افزار استفاده شد تا در قالب یک روش جدید و متفاوت از رویکردهای متعارف ارزیابی چرخه عمر (LCA)، خسارت معادل زیست‌محیطی صنعت آبی‌پروری محاسبه گردد. بدین منظور، با استناد به نتایج چندپارامتره کیفیت آب ورودی و پساب خروجی مزارع پرورش ماهی قزل‌آلا در ایران، خسارت‌های معادل و خالص این فعالیت در بالادست رودخانه‌ها در شرایط عدم قطعیت نسبت به مؤلفه‌های اثرگذار تحلیل و به‌صورت کمی محاسبه شده است. به‌عبارتی این پژوهش با روش محاسباتی جدید نشان می‌دهد که پرورش ماهی قزل‌آلا در ایران می‌تواند تا چه حد در بلندمدت منجر به بروز خسارت‌های بهداشتی و زیستی شده و مؤلفه کلیدی برای کنترل این خسارات را تعیین می‌کند.

۲. مواد و روش‌ها

۲.۱. جمع‌آوری داده‌ها

اطلاعات موردنیاز پرورش ماهی قزل‌آلا در ایران برای (LCA)، به‌صورت تلفیقی مستخرج از مقالات Kaeidi *et al.* (2018)، Mirrasooli *et al.* (2012) و Mahboobi Soofiani *et al.* (2012) و داده‌های میدانی برداشت‌شده از رودخانه کبکیان واقع در استان کهگیلویه و بویراحمد در بازه زمانی یک‌ساله (Jamshidi, 2019) و مزارع پرورش ماهی اطراف شهر فومن در استان گیلان در بازه زمانی شش‌ماهه به‌دست آمده است. موقعیت جغرافیایی مزارع پرورش ماهی قزل‌آلا مطابق شکل (۱) است. دبی آب ورودی به مزارع پرورش ماهی جهت انجام این مطالعه به‌طور میانگین برابر ۰/۰۰۷±۰/۰۳۱ مترمکعب بر ثانیه در نظر گرفته شد.



Figure 1. Geographical location of selected trout farms in Iran

پارامترهای کیفی آب انتخاب شده جهت بررسی شامل کل جامدات معلق (TSS) (۴۴ داده)، اکسیژن مورد نیاز بیولوژیکی (BOD)^{۱۰} (۳۷ داده)، اکسیژن مورد نیاز شیمیایی (COD)^{۱۱} (۴۶ داده)، نیتريت (NO₂) (۵۳ داده)، نیترات (NO₃) (۶۲ داده)، آمونیوم (NH₄)^{۱۲} (۶۰ داده)، نیتروژن کل (TN)^{۱۳} (۵۳ داده)، فسفات (PO₄) (۴۴ داده) و اکسیژن محلول (DO) (۵۵ داده) است. به علت پراکندگی داده‌ها و با هدف ارائه دقیق‌تر و شفاف‌تر نتایج، بررسی آماری بر داده‌های جمع‌آوری شده انجام شد. اعداد بزرگ یا کوچک غیرعادی که می‌تواند تأثیرات نامطلوبی بر نتایج تحلیل آماری گذاشته و باعث گمراه شدن در تفسیر نتایج شده، با استفاده از روش حذف داده‌های پرت از نرم‌افزار Minitab حذف شد (Minitab, 2020). در مرحله دوم برای مقایسه تفاوت‌های دو گروه متغیر غلظت‌های ورودی و خروجی هر آلاینده، آزمایش من-ویتنی (Mann-Whitney) انجام شد که نتیجه این آزمایش با عنوان مقدار احتمال یا (P-value) بیان شده که نشان‌دهنده معنی‌دار بودن (P-value < ۰/۰۵) یا معنی‌دار نبودن (P-value > ۰/۰۵) تفاوت غلظت بین ورودی و خروجی تا سطح ۹۵ درصد اطمینان‌پذیری است (Minitab, 2020).

۲.۲. ارزیابی اثرات زیست‌محیطی

نقطه اثرات میانی موجود در روش (ReCiPe) به ۱۶ دسته تقسیم شده که با استفاده از ضرایب تبدیل و شاخص نرمال‌سازی به نقطه پایانی تبدیل شده و به سه دسته تأثیر آسیب به سلامت انسان، آسیب به اکوسیستم و منابع تقسیم می‌شود. نرم‌افزار (ReCiPe) ضرایب تبدیل برای هر دسته تأثیر را با سه دیدگاه متفاوت برای نرمال‌سازی ارائه کرده است. رویکرد فردگرا (Individualistic) رویکردی برای چشم‌انداز کوتاه‌مدت (۲۰ ساله) است که خوش‌بین به جلوگیری از بسیاری از مشکلات با استفاده از فناوری‌هاست. رویکرد سلسله‌مراتبی (Hierarchic) که استفاده از آن در اغلب مدل‌های علمی در کشورهای در حال توسعه رایج است (۱۰۰ ساله). رویکرد برابری طلب (Egalitarian) که رویکردی با چشم‌انداز بلندمدت (۱۰۰۰ ساله) و مبتنی بر اصول احتیاطی است (Huijbregts *et al.*, 2016; Tamburini *et al.*, 2019). این مطالعه از دیدگاه سلسله‌مراتبی برای هر دو شاخص نقطه میانی و نقطه پایانی استفاده کرده که برای مدل‌سازی و سیاست‌گذاری در کشورهای در حال توسعه رایج است. بر این اساس، تمامی عوامل محیطی ناشی از این صنعت در ابتدا با معادله (۱) به خسارت‌های معادل تبدیل می‌شوند (Jamshidi and Naderi, 2023).

$$U_j = (T \times M)_j$$

رابطه ۱)

که در آن، T بار آلاینده بر حسب کیلوگرم بر سال یا آب مصرفی بر حسب مترمکعب بر سال، M ضریب تبدیل میانی، z دسته آسیب‌پذیر (اکوسیستم دریایی، خشکی و ...) و U_j شاخص نقطه میانی است. در جدول (۱) مشخصات شاخص‌های میانی و ضرایب آن به تفکیک نشان داده شده است. در انجام این پژوهش، رویکردی جدید برای توسعه تحلیل (LCIA) در نظر گرفته شد. به دلیل استفاده از یک شاخص مصرف آب قابل اعتمادتر در (LCIA) و ارتباط ردپای آب خاکستری محصولات با ارزیابی چرخه حیات موجود در اکوسیستم، پارامتر مصرف آب معادل ردپای آب خاکستری ماهی قزل‌آلا در نظر گرفته شده است. به همین منظور میزان ردپای آب خاکستری ماهی قزل‌آلا از مطالعه Pérez Rincón *et al.* (2017)، تقریباً برابر ۱۶ مترمکعب بر کیلوگرم برداشت شد.

Table 1. Midpoint conversion coefficients of ReCiPe

Impact category	Midpoint		
	Influencing factor	Coefficient (M)	Unit
Toxicity-human health (non-cancer)	Cu^{+2}	2.86	1,4-DCB* eq. emitted to urban air
Water consumption-human health	GWf	1	m^3
Toxicity - Terrestrial ecosystems	Cu^{+2}	1.01E-14	1,4-DCB eq. emitted to industrial soil
Water consumption - terrestrial ecosystems	GWf	1	m^3
Eutrophication - Freshwater ecosystems	PO_4^3	0.33	kg P-eq. to freshwater/kg
Toxicity - Freshwater ecosystems	Cu^{+2}	1.62E+02	1,4-DCB eq. emitted to freshwater
Water consumption -aquatic ecosystems	GWf	1	m^3
Toxicity - Marine ecosystems	Cu^{+2}	1.93E+02	1,4-DCB eq. emitted to seawater
Eutrophication - Marine ecosystems	NH_4	0.23	kg N-eq to marine water/kg
	NO_2	0.09	
	NO_3	0.07	

* DCB= Dichlorobenzidine

پس از محاسبه شاخص‌های میانی، لازم است شاخص‌های پایانی را برای یکی کردن واحدها و تجمیع مؤلفه‌ها محاسبه شود. مطابق رابطه (۲)، اثرات زیست‌محیطی با واحدهای مختلف تحت یک شاخص یکپارچه به‌عنوان سلامت و بهداشت انسانی که با سال‌های کم شده از عمر انسان یا تعدیل‌شده با ناتوانی جسمانی (DALY)^{۱۴}، یا حفظ اکوسیستم جانوری-گیاهی معادل احتمال گونه‌های آسیب دیده در سال (Species) بیان می‌شود.

$$V_j = (U \times E)_j \quad \text{رابطه (۲)}$$

در این رابطه، U شاخص میانی و V_j شاخص پایانی است. سپس شاخص‌های پایانی با استفاده از رابطه (۳) نرمال‌سازی می‌شوند (Brenttrup *et al.*, 2004). Z_k شاخص‌های نرمال‌سازی‌شده و N_j ضرایب نرمال‌سازی است که آسیب‌های نقطه پایانی را به‌ازای سرانه معادل برای هر نفر تبدیل می‌کند. میزان خالص آسیب زیست‌محیطی اضافه‌شده (ΔZ) برای مزارع پرورش ماهی قزل‌آلا معادل مابه‌التفاوت خسارت جریان ورودی و خروجی است (رابطه ۴).

$$Z_k = \left(\sum \frac{V_j}{N_j} \right)_k \quad \text{رابطه (۳)}$$

$$\Delta Z = (Z_k)_{out} - (Z_k)_{in} \quad \text{رابطه (۴)}$$

وزن‌دهی (رابطه ۵) آخرین مرحله از انجام این فرایند است. در این رابطه، W وزن دسته‌های تأثیر و S نشان‌دهنده خسارت زیست‌محیطی سالانه به‌ازای هر فرد است. در این مطالعه، ضرایب وزن‌دهی مطابق روش وزن‌دهی شاخص عملکردهای زیست‌محیطی (EPI)^{۱۵} به‌ترتیب برابر ۰/۴ برای آسیب‌های مرتبط با سلامت انسان و ۰/۶ برای آسیب‌های مرتبط با اکوسیستم در نظر گرفته شده است. لازم به ذکر است که شاخص عملکرد زیست‌محیطی (EPI) ۱۸۰ کشور را براساس مؤلفه‌های مختلف در ۱۱ دسته تأثیر که شامل سلامت انسان و حیات اکوسیستم است، رتبه‌بندی می‌کند (Wendling *et al.*, 2018). در جدول (۲) مجموعه‌ای از مؤلفه‌های اثرپذیر در سیستم (ReCiPe) و ضرایب تبدیلی هر کدام به تفکیک نشان داده شده است.

$$S = \sum [Z \times W]_k \quad \text{رابطه (۵)}$$

Table 2. Endpoint conversion coefficients and normalization of ReCiPe

Impact category	Influencing factor	Endpoint		Normalization factor (N)
		Coefficient (E)	Unit	
Toxicity-human health (non-cancer)	Cu ⁺²	2.28E-07	DALY/kg 1,4-DCB emitted to urban air eq.	2.08E-04
Water consumption-human health	GWF	2.22E-06	DALY/m ³ consumed	1.96E-04
Toxicity - Terrestrial ecosystems	Cu ⁺²	1.14E-11	Species.year/kg 1,4- DCB emitted to industrial soil eq.	8.19E-04
Water consumption - terrestrial ecosystems	GWF	1.35E-08	Species.year/m ³ consumed	3.48E-06
Eutrophication - Freshwater ecosystems	PO ₄ ³	6.71E-07	Species.year/kg P to freshwater eq.	4.90E-07
Toxicity - Freshwater ecosystems	Cu ⁺²	6.95E-10	Species.year/kg 1,4- DCB emitted to freshwater eq.	1.75E-08
Water consumption -aquatic ecosystems	GWF	6.04E-13	Species.year/m ³ consumed	6.16E-10
Toxicity - Marine ecosystems	Cu ⁺²	1.05E-10	Species.year/kg 1,4- DCB emitted to sea water eq.	4.56E-09
Eutrophication - Marine ecosystems	NH ₄ NO ₂ NO ₃	1.70E-09	Species.year/kgN to marine water eq.	6.12E-09

۳.۲. تحلیل حساسیت

پس از تخمین نتایج (LCA)، به منظور ارزیابی میزان اثرگذاری پارامترهای قابل اندازه‌گیری و برآورد عدم قطعیت نتایج، نقش هر مؤلفه بر نتایج پایانی در قالب تحلیل حساسیت مورد ارزیابی قرار گرفت. میزان مصرف آب (Dekamin *et al.*, 2015;)، حداکثر غلظت مجاز (Roudbari *et al.*, 2023)، تغییر رویکرد محاسبه (ReCiPe) (Dekker *et al.*, 2020) و ضرایب وزن‌دهی (Jamshidi and Naderi, 2023) عوامل تأثیرگذار بر نتایج ارزیابی اثرات زیست‌محیطی است که در مطالعه حاضر مطابق پژوهش Sanchez-Matos *et al.* (2023) با درصد تغییرات ۱۰ درصد مورد ارزیابی قرار گرفت (Sanchez-Matos *et al.*, 2023). به همین منظور، سناریوهای تحلیل حساسیت مطابق زیر انتخاب شد:

- تغییر ۱۰± درصد در دبی ورودی

- تغییر رویکرد محاسبه از سلسله مراتبی به فردگرا و برابری طلب

- تغییر ۱۰± درصد در ضرایب وزن‌دهی (EPI)

۳. نتایج و بحث

۳.۱. بررسی شرایط کیفی

بر اساس داده‌های جمع‌آوری شده، غلظت‌های میانگین و خطای استاندارد پارامترهای کیفی آب ورودی و پساب خروجی مطابق جدول (۳) است. به‌عنوان نمونه، میانگین غلظت (TSS) از ۷/۷۵ میلی‌گرم در لیتر به ۱۵/۲۴ میلی‌گرم در لیتر افزایش می‌یابد. به همین ترتیب، میانگین غلظت (نیترژن) (NH₄) از ۰/۱۱ میلی‌گرم در لیتر به ۰/۲۵ میلی‌گرم در لیتر افزایش می‌یابد. این بررسی هم‌چنین غلظت یون مس Cu²⁺ را در ورودی و پساب فاضلاب این مزارع به‌ترتیب حدود ۳۱ میکروگرم در لیتر و ۶۲ میکروگرم در لیتر نشان می‌دهد. با این حال، غلظت (BOD) از ۹/۵۷ میلی‌گرم در لیتر به ۸/۴۷ میلی‌گرم در لیتر کاهش می‌یابد که به‌طور عمده این کاهش آلودگی به‌دلیل جذب یا هضم جزئی مواد زیست‌تخریب‌پذیر توسط محیط آبی‌پروری است. همان‌طور که مشاهده می‌شود، اکسیژن محلول در اثر فعالیت آبی‌پروری روند کاهشی داشته و از ۸/۱۶ میلی‌گرم بر لیتر به ۷/۷۴ میلی‌گرم بر لیتر رسیده است. از لحاظ آماری، پس از بررسی‌های انجام‌شده، در اختلاف غلظت‌های (DO, COD, BOD) و PO₄ بین آب ورودی و پساب خروجی تفاوت معنی‌داری مشاهده نشد (P-value > ۰/۰۵). اما غلظت (TSS)، ترکیبات نیترژنی و مس به میزان قابل‌توجهی افزایش یافته است (P-value < ۰/۰۵).

Table 3. Mean concentrations and standard error of pollutants in trout farms in Iran

Pollutant	C _{in} (mg/L)	C _{out} (mg/L)	ΔC (mg/L)	P-value
TSS	7.75±0.58	15.24±1.42	7.86 ±1.438	0.000
COD	18.92±11.08	24.53±17.07	3.2±12.24	0.821
BOD	9.57±0.56	8.47±0.88	-1.26 ±0.72	0.307
NO ₂ -N	0.023±0.003	0.032±0.004	0.013 ±0.005	0.033
NO ₃ -N	0.8±0.07	0.98±0.07	0.217 ±0.051	0.043
NH ₄ -N	0.11±0.02	0.25±0.036	0.134 ±0.029	0.003
TN	0.91±0.07	1.3±0.08	0.456 ±0.078	0.001
DO	8.16±0.17	7.74±0.17	-0.4 ±0.142	0.122
PO ₄ -P	0.19±0.05	0.06±0.007	-0.12 ±0.056	0.487
Cu ²⁺	0.03±0.008	0.062±0.016	0.03±0.015	0.004

۲.۳. محاسبه ارزیابی اثرات زیست محیطی

مطابق شکل (۲) تأثیرات مؤلفه‌های سمیت بر اکوسیستم خشکی و مصرف آب بر اکثر اکوسیستم‌ها غالب است. تأثیر مصرف آب در پساب برابر $1/49E+06$ است. اثر مرتبط با Cu^{2+} در پساب باعث سمیت در دسته‌های آسیب زیر شد: ۱- $5/79E+03$ DALY/kg1,4-DCB منتشر شده در هوا، ۲- $1/79E+08$ species.year/kg1,4-DCB منتشر شده در خاک، ۳- $1/10E+04$ species.year/kg1,4-DCB منتشر شده در آب شیرین، ۴- $1/82E+05$ species.year/kg1,4-DCB منتشر شده در آب دریا. همچنین، نیتروژن و فسفر با کاهش DO در آب‌های سطحی باعث ایجاد تغذیه‌گرایی و اختلالات اکولوژیکی می‌شوند. اثر تغذیه‌گرایی به ترتیب برابر $2/27E+01$ species.year/kgP برای آب شیرین و $5/96E+02$ species.year/kgN برای آب دریاست.

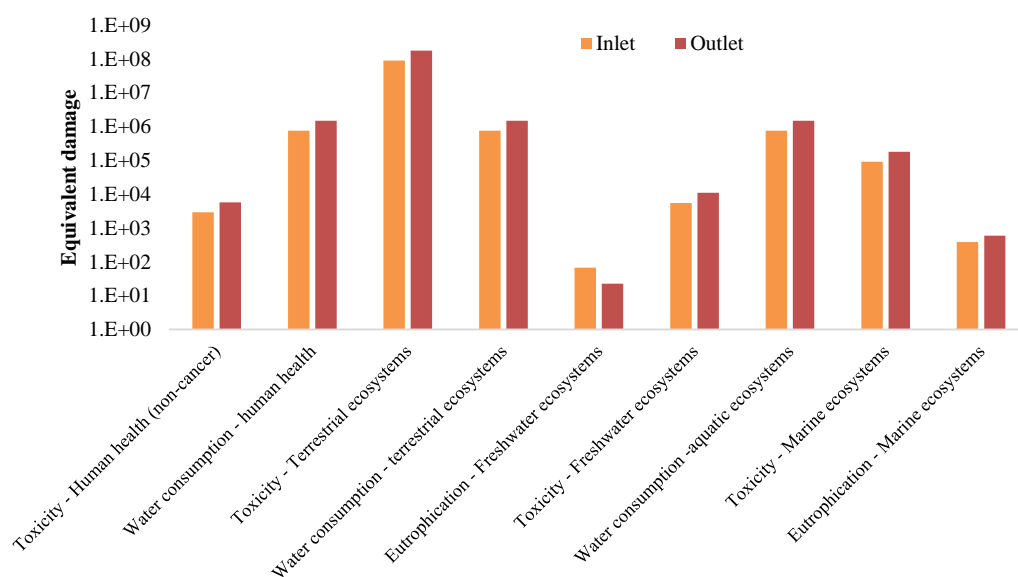


Figure 2. Life cycle impact assessment results-midpoint indicators ReCiPe

مطابق شکل (۳) شاخص‌های نقطه پایانی تأثیرات کلی هر دسته را نشان می‌دهد. تأثیر مصرف آب بر سلامت انسان دارای بیش‌ترین ریسک است ($1/69E+04$). خسارت نهایی محیطی محاسبه شد و نتیجه آن مطابق شکل (۳) قابل مشاهده است. این شکل بیان‌کننده آن است که خسارت میانگین از ورودی به خروجی، از $7/18E+03$ به $1/40E+04$ افزایش یافته است. علاوه بر این، نشان‌دهنده این است که تأثیرگذاری این فعالیت بر سلامت انسان بیش‌تر از مسائل

زیست‌محیطی است. یعنی پرورش ماهی در ایران به جای مسائل زیست‌محیطی از لحاظ بهداشتی پرخطر است (شکل‌های شاخص نقطه میانی و شاخص نقطه پایانی به صورت لگاریتمی است).

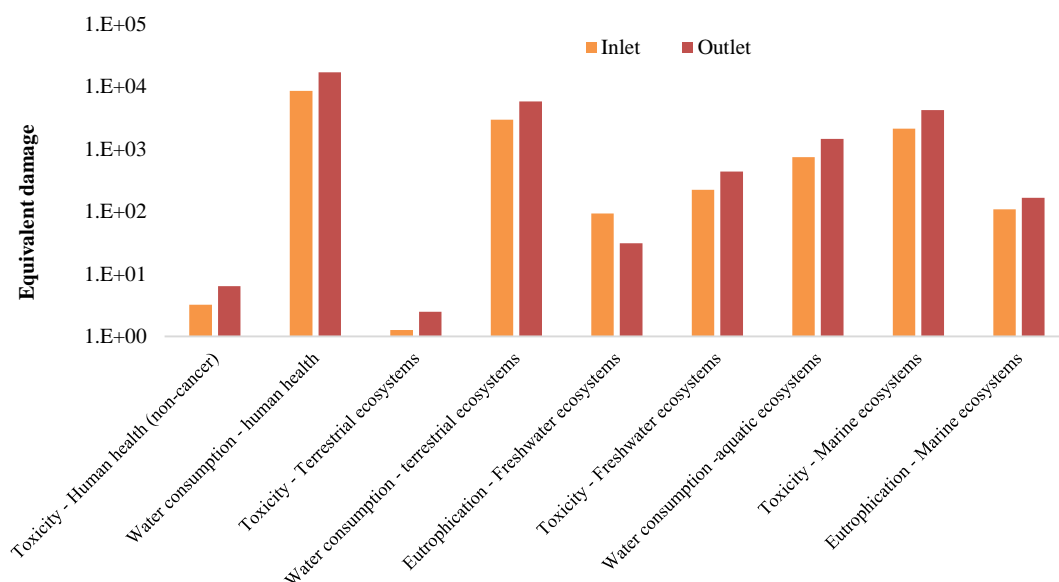


Figure 3. Life cycle impact assessment results-endpoint indicators ReCiPe

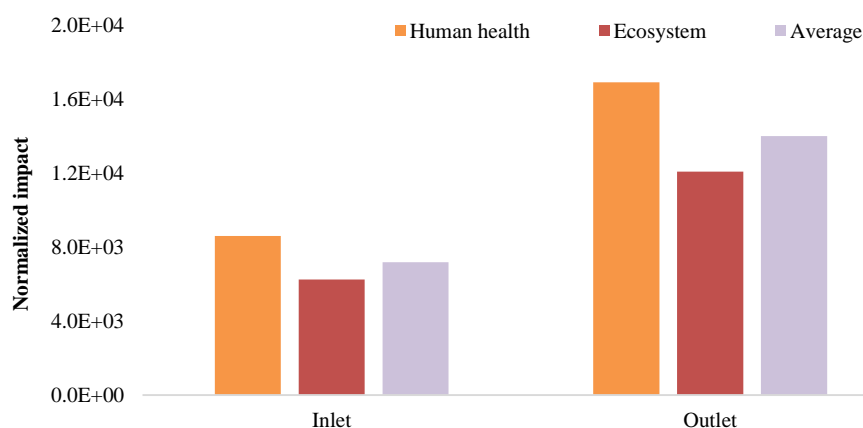


Figure 4. Normalized environmental effects of ReCiPe

۳.۳. آنالیز حساسیت

باید توجه داشت که این مطالعه براساس ضرایب تعیین‌شده مدل ReCiPe در قالب سه رویکرد سلسله مراتبی، فردگرا و برابری طلب است که حسب داده‌ها و تحلیل‌های جهانی نرمال شده است. بدیهی است یکی از عدم قطعیت‌ها و محدودیت‌های روش توسعه‌یافته، عدم وجود داده‌های محلی و ملی برای برآورد خسارت‌های معادل زیست‌محیطی در نقاط میانی و پایانی است که می‌تواند بر نتایج این تحلیل اثرگذار باشد. بعلاوه، در این پژوهش، از ردپای آب خاکستری خالص منتشرشده از مزرعه پرورش ماهی که یک مفهوم مجازی از آب نهان معادل آلودگی است، به‌جای مؤلفه مصرف

آب دیده شده است. بدیهی است استفاده از ردپای آب خاکستری خود نیازمند اصلاحاتی مطابق رویکردهای جدید است که می‌تواند مصرف آب معادل را برای مناطق با توان خودپالایی گوناگون رودخانه‌ها به صورت متفاوتی برآورد نماید. همچنین پرورش ماهی قزل‌آلا ممکن است همزمان با سایر آبزیان، با خوراک‌های مختلف، با شدت هوادهی متفاوت، و با استفاده چندباره از پساب صورت پذیرد که تمامی این سناریوها بر نتایج پژوهش اثرگذار است. با توجه به محدودیت‌ها و دامنه این پژوهش، برخی موارد فوق در قالب سناریوهای عدم قطعیت و تحلیل حساسیت در ادامه مورد بررسی قرار گرفته است.

نتایج آنالیز حساسیت انجام‌شده مطابق جدول (۴) است. رابطه مستقیم بین تغییر در دبی و تغییر در نتایج کل مشاهده شد به طوری که با افزایش ۱۰ درصدی در میزان دبی ورودی به مزارع پرورش ماهی، اثرات زیست‌محیطی ۱۰ درصد افزایش می‌یابد. با تغییر ۱۰ درصد در ضریب مرتبط با سلامت انسان تغییر به میزان ۱/۴ درصد به همراه دارد. همچنین، تغییر رویکرد به رویکرد فردگرا که اثرات را در کوتاه‌مدت مورد بررسی قرار داده، با کاهش چهار درصد در نتیجه کل و استفاده از رویکرد برابری طلب که اثرات را در بلندمدت بررسی می‌کند، با کاهش تقریبی ۳۵ درصد در نتیجه کل اثرات زیست‌محیطی همراه است.

Table 4. Sensitivity analysis results

Senario	Inflow±10%	Weighting±10%	Individualistic approach	Egalitarian approach
Change in results	±10%	±1.4%	-4%	-35%

همان‌طور که در مطالعه *Sindilariu et al.* (2007) گزارش شده است، اثر پساب پرورش ماهی قزل‌آلا با افزایش چشم‌گیری در پارامترهای کیفی آب همراه است (*Sindilariu et al.*, 2007). افزایش غلظت TSS ناشی از فعالیت پرورش ماهی قزل‌آلا بر اساس مطالعات قبلی در محدوده ۶/۴۲-۹/۲۹ میلی‌گرم بر لیتر گزارش شده است (*Maillard et al.*, 2005; Varol and Balci, 2020). میانگین افزایش غلظت (TSS) در این مطالعه برابر ۷/۸۶ میلی‌گرم بر لیتر است که با نتایج به‌دست‌آمده در مطالعات قبلی مطابقت دارد. همچنین، غلظت خروجی (TSS) به غلظت حداکثر مجاز ۳۰ میلی‌گرم بر لیتر گزارش شده توسط *Mahboobi Soofiani et al.* (2012) نزدیک نشد (*Mahboobi Soofiani et al.*, 2012). همچنین کاهش در اکسیژن محلول از حداقل میزان استاندارد شش میلی‌گرم بر لیتر تجاوز نکرده و در محدوده مجاز است. این بدان معنی است که کاهش اکسیژن محلول هیچ محدودیت خاصی برای آبزیان به همراه نداشته است (*Mirrasooli et al.*, 2012). افزایش غلظت (NH₄) در مطالعه *Tahar et al.* (2018) در محدوده ۰/۲۴-۰/۳۸ میلی‌گرم بر لیتر گزارش شده (*Tahar et al.*, 2018)، در صورتی که افزایش غلظت (NH₄) در این مطالعه به‌طور میانگین برابر ۰/۱۳۴ میلی‌گرم بر لیتر است. غلظت‌های به‌دست‌آمده در خروجی مزارع پرورش ماهی برای پارامترهای اکسیژن محلول، اکسیژن مورد نیاز بیوشیمیایی، کل جامدات معلق، آمونیوم و فسفات در محدوده‌ی مشابه با نتایج گزارش شده توسط *Yazdanpanah et al.* (2017) است. افزایش غلظت نیتروژن و فسفر منجر با افزایش رشد گیاهان و جلبک در آب همراه است که باعث ایجاد پدیده تغذیه‌گرایی و کاهش اکسیژن در محیط آبی می‌شود (*Le Moal et al.*, 2019). استفاده از روش‌های فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی تصفیه پساب مزارع پرورش ماهی برای محیط‌زیست اهمیت دارد. *Guner et al.* (2016) و *Sindilariu et al.* (2007, 2009) تأثیر استفاده از حوضچه‌های ته‌نشینی و تالاب‌های مصنوعی را بر تصفیه پساب مزارع پرورش ماهی قزل‌آلا بررسی کردند. نتایج این پژوهش نشان داد که استفاده از حوضچه‌های ته‌نشینی تأثیر چندانی بر کاهش بار آلودگی نداشته، در صورتی که استفاده از تالاب‌های مصنوعی تأثیر قابل‌توجهی در کاهش بار آلودگی

داشته است. به عنوان مثال، کاهش تقریبی ۶۰ درصدی در ترکیبات نیتروژن و فسفر و کاهش ۴۰ درصدی در اکسیژن مورد نیاز بیوشیمیایی روش تالاب مصنوعی به همراه دارد (Guner *et al.*, 2016; Sindilariu *et al.*, 2007, 2009). علاوه بر این، نتایج پژوهش Tom *et al.* (2021) راندمان حذف بیش از ۸۰ درصد ترکیبات نیتروژن و کل جامدات معلق را در استفاده از تالاب‌های مصنوعی در سیستم آبی‌پروری چرخشی بیان کردند. همچنین استفاده از سیستم‌های هیدروپونیک و آکوپونیک را در راستای سیستم‌های آبی‌پروری مدرن پیشنهاد کرده است (Tom *et al.*, 2021).

همچنین براساس مطالعه Masumkhani *et al.* (2018)، اثرات زیست‌محیطی چهار محصول گندم، جو، هنوانه بذری و یونجه مورد بررسی قرار گرفت (Masumkhani *et al.*, 2018). تأثیر تغذیه‌گرایی این محصولات به ترتیب برابر ۳/۰۸، ۲/۴، ۱۱/۰۸ و ۳/۳۳ واحد معادل کیلوگرم (PO₄) به ازای یک تن تولید محصول گزارش شده است که در مقایسه با تأثیر تغذیه‌گرایی ۲۲/۷ کیلوگرم (PO₄) به ازای یک تن ماهی قزل‌آلا اثر کم‌تری دارد. Mohseni *et al.* (2021) اثر سمیت ناشی از قارچ‌کش‌ها و آفت‌کش‌ها را برابر ۱۳kg1,4-DCB-۱/۹۴E- گزارش کردند (Mohseni *et al.*, 2021)، در صورتی که این مقدار برای پرورش ماهی قزل‌آلا برابر ۱/۱۰E+۰۴ که اختلاف زیاد بین این دو عدد ناشی از دبی زیاد وارد شده به مزارع و محاسبه ارزیابی اثرات زیست‌محیطی براساس بار آلودگی است که غلظت عامل سمیت در دبی ضرب می‌شود. همچنین، میزان تأثیر زیست‌محیطی ذرت علوفه‌ای بر تغذیه‌گرایی برابر ۱۵-۷/۵۱E کیلوگرم (PO₄) به ازای یک تن گزارش شده است. اثر تغذیه‌گرایی آب شیرین در مطالعه Jafari *et al.* (2023) برابر ۱/۰۵E+۰۲ و برای آب دریا برابر ۰/۰۱ است (Jafari *et al.*, 2023). در حالی که این اعداد در مطالعه حاضر برای پرورش ماهی قزل‌آلا برابر ۳/۱۱E+۰۲ و ۱/۶۶E+۰۲ است. Song *et al.* (2019) که اثرات زیست‌محیطی پرورش ماهی قزل‌آلا در یک مزرعه با سیستم آب برگشتی در چین را بررسی نمودند، تأثیر این فعالیت بر تغذیه‌گرایی آب شیرین و آب دریایی برابر ۲/۴ کیلوگرم فسفر معادل و ۱۰۸ کیلوگرم نیتروژن معادل بود که در مقایسه با مطالعه حاضر کم‌تر است (Song *et al.*, 2019). Maiolo *et al.* (2021) اثر سمیت منتشر شده به آب شیرین را در مطالعه‌ای که روی ۵۰ مزرعه پرورش ماهی قزل‌آلا انجام دادند را معادل ۴۰۱ کیلوگرم DCB-eq گزارش کردند که در مقایسه با نتیجه مطالعه حاضر که برابر ۱/۱E+۰۴ مقدار کم‌تری است (Maiolo *et al.*, 2021). Song *et al.* (2019) و Dekamin *et al.* (2015) تأثیر تغییر در FCR و تغییر در نوع خوراک مصرفی بر نتایج اثرات زیست‌محیطی بررسی کردند که نشان داد کاهش FCR با کاهش ۱۰ الی ۴۰ درصدی و استفاده از آرد سویا به جای کنجاله تا ۲۸ درصد کاهش در دسته‌های تأثیر زیست‌محیطی همراه است (Dekamin *et al.*, 2015; Song *et al.*, 2019).

به طور کلی براساس بررسی‌های انجام شده بر کیفیت پساب مزارع پرورش ماهی قزل‌آلا از لحاظ مدیریتی می‌توان بیان کرد که صاحبان مزارع می‌توانند با کنترل TSS، ترکیبات نیتروژنی و مس میزان بار آلودگی تخلیه شده به منابع آب پایین دست را کاهش دهند که بیش‌تر متأثر از نوع و میزان خوراک مصرفی، تراکم پرورش ماهی و استفاده از قارچ‌کش‌هاست. همچنین، استفاده از روش تلفیقی توانست پارامتر مصرف آب در ReCiPe (آب در دسترس) را با میزان آب مصرفی معادل ردپای آب خاکستری جایگزین نماید. این رویکرد نشان داد انتشار آلودگی در بالادست می‌تواند موجب کمبود قابل توجه آب شیرین در دسترس و بروز خسارت بیش‌تر بر سلامت انسان به نسبت تخریب اکوسیستم شود. این موضوع نشان می‌دهد پرورش ماهی هرچند مصرف آب مستقیم بسیار کمی دارد، اما پیامدهای زیست‌محیطی انتشار آلودگی در بلندمدت موجب کاهش آب شرب و بهداشتی می‌گردد. براساس نتایج آنالیز حساسیت، رویکرد مدل‌سازی و دبی ورودی به مزارع پرورش ماهی بیش‌ترین اثرگذاری را در برآورد خسارت‌های تجمعی زیست‌محیطی دارد که در جهت کاهش خسارت‌های زیست‌محیطی پیشنهاد می‌شود راه‌کارهای تغییر رویکرد مدل‌سازی و تغییر روش پرورش در

راستای کاهش دبی ورودی در اولویت قرار گیرند. همچنین از طرفی با توجه به تأثیرگذاری خوراک مورد استفاده در بار آلودگی تخلیه شده به منابع آب پایین دست مزارع و از طرفی دیگر با توجه به اثربخشی استفاده از سیستم‌های تصفیه در کاهش بار آلودگی (Song et al., 2009; Sindilariu et al., 2007, 2009; Guner et al., 2016; Dekamin et al., 2015)، توصیه می‌شود تا پژوهش‌های لازم مرتبط با اصلاح خوراک مورد نیاز ماهی و استفاده سیستم‌های تصفیه پساب با هدف کاهش بار آلودگی تخلیه شده و اثرات زیست‌محیطی انجام شود.

۴. نتیجه‌گیری

در نهایت با هدف جمع‌بندی پژوهش می‌توان بیان کرد که شناسایی اثرات زیست‌محیطی ناشی از آبی‌پروری در بالادست رودخانه‌ها در سیاست‌گذاری‌ها و مدیریت آن بسیار دارای اهمیت است. در این راستا نیاز به یک معیار و روش استاندارد برای بررسی اثرات زیست‌محیطی در تمامی مراحل چرخه حیات است. ارزیابی پیامدهای زیست‌محیطی در قالب چرخه عمر ابزاری استاندارد است که می‌تواند نتایج آنالیز کمی و کیفی جریان ورودی و خروجی از مزارع را به دسته‌های تأثیر زیست‌محیطی تبدیل نموده و خسارت‌های معادل را به صورت کمی برآورد نماید. این پژوهش اما از همین ابزار با تلفیق ردپای آب خاکستری، به عنوان شاخص آب مصرفی، استفاده نموده است تا تأثیر پرورش ماهی قزل‌آلا در ایران در بالادست رودخانه‌ها را مورد بررسی قرار دهد. نتایج پژوهش نشان داد پرورش ماهی قزل‌آلا با انتشار آلاینده‌های فسفر و نیتروژن منجر به تشدید پدیده تغذیه‌گرایی می‌شود و انتشار آلودگی به رودخانه دسترسی انسان‌های پایین دست رودخانه‌ها را به آب سالم محدود می‌سازد. با این وجود، این روش از فرضیات و محدودیت‌هایی بهره‌مند است که می‌تواند بر نتایج نهایی مؤثر باشد. بررسی‌های عدم قطعیت و تحلیل حساسیت نشان داد تغییر رویکرد مدل‌سازی نرم‌افزار (ReCiPe) بیش‌ترین تأثیر را بر مقدار نهایی اثرات زیست‌محیطی دارند و کاهش انتشار بار آلودگی (از محل مدیریت خوراک مزارع یا استفاده از سیستم‌های تصفیه پساب) می‌تواند به صورت خطی این خسارت‌ها و ریسک‌های بهداشتی و زیست‌محیطی را کاهش دهد. بدیهی است بررسی‌های آزمایشگاهی و پیلوت در مزارع و سیستم‌های تصفیه آن می‌تواند این فرضیه را در مطالعات بعدی اثبات یا رد نماید.

۵. پی‌نوشت‌ها

1. Food Conversion Ratio
2. Phosphate
3. Nitrite
4. Nitrate
5. Dissolve Oxygen
6. Water Footprint
7. Grey Water Footprint
8. Life Cycle Assessment
9. Life Cycle Impact Assessment
10. Biochemical Oxygen Demand
11. Chemical Oxygen Demand
12. Ammonium
13. Total Nitrogen
14. Disability Adjusted Year
15. Environmental Performance Index
16. Total Suspended Solid

۶. تشکر و قدردانی

این مطالعه مستخرج از رساله کارشناسی ارشد است و با حمایت استاد راهنما نگاشته شده است.

۷. تعارض منافع

هیچ‌گونه تعارض منافع توسط نویسندگان وجود ندارد.

۸. منابع

- Biermann, G., & Geist, J. (2019). Life cycle assessment of common carp (*Cyprinus carpio* L.) – A comparison of the environmental impacts of conventional and organic carp aquaculture in Germany. *Aquaculture*, 501(2017), 404–415. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2018.10.019>
- Biggs, E. M., Bruce, E., Boruff, B., Duncan, J. M. A., Horsley, J., Pauli, N., McNeill, K., Neef, A., Van Ogtrop, F., Curnow, J., Haworth, B., Duce, S., & Imanari, Y. (2015). Sustainable development and the water-energy-food nexus: A perspective on livelihoods. *Environmental Science and Policy*, 54, 389-397. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.08.002>
- Brentrup, F., Küsters, J., Kuhlmann, H., & Lammel, J. (2004). Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment methodology: I. Theoretical concept of a LCA method tailored to crop production. *European Journal of Agronomy*, 20(3), 247-264. [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(03\)00024-8](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(03)00024-8)
- C.Esty, D., Srebotnjak, T., H.Kim, C., A.Levy, M., de Sherbinin, A., & Anderson, B. (2006). *Pilot 2006 Environmental Performance Index (EPI)*. NASA Socioeconomic Data and Applications Center (SEDAC). <https://doi.org/10.7927/H44M92GX>
- Dekamin, M., Veisi, H., Safari, E., Liaghati, H., Khoshbakht, K., & Dekamin, M. G. (2015). Life cycle assessment for rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) production systems: A case study for Iran. *Journal of Cleaner Production*, 91(2021), 43–55. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.12.006>
- Dekker, E., Zijp, M. C., van de Kamp, M. E., Temme, E. H. M., & van Zelm, R. (2020). A taste of the new ReCiPe for life cycle assessment: consequences of the updated impact assessment method on food product LCAs. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 25(12), 2315-2324. <https://doi.org/10.1007/s11367-019-01653-3>
- Elhami, B., Farahani, S. S., & Marzban, A. (2019). Improvement of energy efficiency and environmental impacts of rainbow trout in Iran. *Artificial Intelligence in Agriculture*, 2, 13-27. <https://doi.org/10.1016/j.aiia.2019.06.002>
- García, B. G., Jiménez, C. R., Aguado-Giménez, F., & García, J. G. (2019). Life cycle assessment of seabass (*Dicentrarchus labrax*) produced in offshore fish farms: Variability and multiple regression analysis. *Sustainability (Switzerland)*, 11(13), 1-21. <https://doi.org/https://doi.org/10.3390/su11133523>
- García García, B., Rosique Jiménez, C., Aguado-Giménez, F., & García García, J. (2016). Life Cycle Assessment of Gilthead Seabream (*Sparus aurata*) Production in Offshore Fish Farms. *Sustainability*, 8(12), 1228. <https://doi.org/https://doi.org/10.3390/su8121228>
- Grönroos, J., Seppälä, J., Silvenius, F., & Mäkinen, T. (2006). Life cycle assessment of Finnish cultivated rainbow trout. *Boreal Environment Research*, 11(5), 401-414.
- Guner, Y., Kizak, V., Saygi, H., Turan, G., Tekogul, H., Karacalar, U., Gulec, F., & Hekimoglu, M. (2016). Production Optimisation of a Land-Based Trout Farm and the Reduction of its Environmental Effects. *Ekoloji*, 25(98), 41-51. <https://doi.org/10.5053/ekoloji.2015.29>
- Hermann, B. G., Kroeze, C., & Jawjit, W. (2007). Assessing environmental performance by combining life cycle assessment, multi-criteria analysis and environmental performance indicators. *Journal of Cleaner Production*, 15(18), 1787-1796. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2006.04.004>
- Hidayah, N., Abu Bakar, F., Mahyudin, N. A., Faridah, S., Nur-Azura, M. S., & Zaman, M. Z. (2013). Detection of malachite green and leuco-malachite green in fishery industry. *International Food Research Journal*, 20(4), 1511-1519.

- Hoekstra, A. Y. (2016). A critique on the water-scarcity weighted water footprint in LCA. *Ecological Indicators*, 66, 564-573. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.02.026>
- Hoekstra, A. Y., Chapagain, A. K., And, M. M. A., & Mekonnen, M. M. (2011). *The Water Footprint Assessment Manual Setting the Global Standard*.
- Huijbregts, M., Steinmann, Z. J. N., Elshout, P. M. F. M., Stam, G., Verones, F., Vieira, M. D. M., Zijp, M., & van Zelm, R. (2016). ReCiPe 2016 - A harmonized life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. Report I: Characterization. *National Institute for Public Health and the Environment*, 194.
- ISO 14040. (1997). Environmental assessment - Life cycle assessment - Principles and framework. *International Standard Organisation*, 1-20.
- Jafari, M., Soltani, J., Mehdy, S., Shahdany, H., & Javad, M. (2023). Application of life cycle assessment method in environmental comparison of agricultural water distribution system modernization options (case study) (In Persian). *Civil and Project Journal*, 7, 61-79.
- Jamshidi, S. (2019). An approach to develop grey water footprint accounting. *Ecological Indicators*, 106(105477). <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105477>
- Jamshidi, S., Imani, S., & Delavar, M. (2022). An approach to quantifying the grey water footprint of agricultural productions in basins with impaired environment. *Journal of Hydrology*, 606, 127458. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2022.127458>
- Jamshidi, S., & Naderi, A. (2023). A quantitative approach on environment-food nexus: integrated modeling and indices for cumulative impact assessment of farm management practices. *PeerJ*, 11(e14816). <https://doi.org/10.7717/peerj.14816>
- Jiang, Y., Chen, L., Hu, K., Yu, W., Yang, X., & Lu, L. (2015). Development of a fast ELISA for the specific detection of both leucomalachite green and malachite green. *Journal of Ocean University of China*, 14(2), 340-344. <https://doi.org/10.1007/s11802-015-2407-5>
- Jobling, M. (2012). National Research Council (NRC): Nutrient requirements of fish and shrimp. *Aquaculture International*, 20(3), 601-602. <https://doi.org/10.1007/s10499-011-9480-6>
- Kaeidi, T., Jafaryan, H., Patimar, R., Harsij, M., & Farhangi, M. (2018). Study on changes in water quality parameters of rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum, 1792) farm. *Journal of Applied Ichthyological Research*, 5(4), 129-138. (In Persian).
- Le Moal, M., Gascuel-Oudou, C., Ménesguen, A., Souchon, Y., Étrillard, C., Levain, A., Moatar, F., Pannard, A., Souchu, P., Lefebvre, A., & Pinay, G. (2019). Eutrophication: A new wine in an old bottle? *Science of the Total Environment*, 651(1), 1-11. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.139>
- Li, X., Li, J., Wang, Y., Fu, L., Fu, Y., Li, B., & Jiao, B. (2011). Aquaculture Industry in China: Current State, Challenges, and Outlook. *Reviews in Fisheries Science*, 19(3), 187-200. <https://doi.org/https://doi.org/10.1080/10641262.2011.573597>
- MacLeod, M., Hasan, M., & Robb, D. (2018). Quantifying and mitigating greenhouse gas emissions from global aquaculture.
- Mahboobi Soofiani, N., Hatami, R., Hemami, M. R., & Ebrahimi, E. (2012). Effects of trout farm effluent on water quality and the macrobenthic invertebrate community of the Zayandeh-Roud River, Iran. *North American Journal of Aquaculture*, 74(2), 132-141. <https://doi.org/10.1080/15222055.2012.672367>
- Maillard, V. M., Boardman, G. D., Nyland, J. E., & Kuhn, D. D. (2005). Water quality and sludge characterization at raceway-system trout farms. *Aquacultural Engineering*, 33(4), 271-284. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2005.02.006>
- Maiolo, S., Forchino, A. A., Faccenda, F., & Pastres, R. (2021). From feed to fork – Life Cycle Assessment on an Italian rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) supply chain. *Journal of Cleaner Production*, 289, 125155. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.125155>
- Marzban, A., Elhami, B., & Bougari, E. (2021). Integration of life cycle assessment (LCA) and modeling methods in investigating the yield and environmental emissions final score (EEFS) of carp fish (*Cyprinus carpio*) farms. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(15), 19234-19246. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-12116-w>
- Masumkhani, F., Abolhasani, L., Khorramdel, S., & Mohadess, S. A. (2018). Environmental impact assessment of the main agricultural products on the environment in Balherat, Nishabour, using the life cycle assessment method. *Journal of Agroecology*, 11(3), 909-924. <https://doi.org/10.22067/jag.v11i3.72459>. (In Persian).

- Menoufi, K. A. I. (2011). An overview on Life Cycle Impact Assessment (LCIA) methodologies: A state of the art. Master of science University of Lleida, Spain.
- Minitab. (2020). *Getting Started with Minitab Statistical Software*.
- Mirrasooli, E., Nezami, S., Ghorbani, R., & Khara, H. (2012). The impact of rainbow trout (*oncorhynchus mykiss*) farm effluents on water quality in zarringol stream (short technical report). (In Persian). *New technologies in aquaculture development (Journal of Fisheries)*, 7(1), 107-112.
- Mohseni, P., Heidari, A., & Keshavarzi, A. (2021). Study of environmental effects of forage maize production using life cycle assessment. *Journal of Water and Soil Conservation*, 28(3), 71-91. <https://doi.org/10.22069/jwsc.2022.19362.3485>. (In Persian).
- Nyberg, O., Rico, A., Guinée, J. B., & Henriksson, P. J. G. (2021). Characterizing antibiotics in LCA—a review of current practices and proposed novel approaches for including resistance. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 26(9), 1816-1831. <https://doi.org/10.1007/s11367-021-01908-y>
- Pelletier, N., Tyedmers, P., Sonesson, U., Scholz, A., Ziegler, F., Flysjo, A., Kruse, S., Cancino, B., & Silverman, H. (2009). Not All Salmon Are Created Equal: Life Cycle Assessment (LCA) of Global Salmon Farming Systems. *Environmental Science & Technology*, 43(23), 8730-8736. <https://doi.org/10.1021/es9010114>
- Pérez Rincón, M. A., Hurtado, I. C., Restrepo, S., Bonilla, S. P., Calderón, H., & Ramírez, A. (2017). Water footprint measure method for tilapia, cachama and trout production: study cases to Valle del Cauca (Colombia). *Ingeniería Y Competitividad*, 19(2), 109–120. <https://doi.org/10.25100/iyc.v19i2.5298>
- Rath, N. C., Huff, G. R., Huff, W. E., & Balog, J. M. (2000). Factors Regulating Bone Maturity and Strength in Poultry1. *Poultry Science*, 79(7), 1024-1032. <https://doi.org/https://doi.org/10.1093/ps/79.7.1024>
- Rezaee, R., Maleki, A., Safari, M., Shahmoradi, B., Jafari, A., Giaghi, O., Zandi, S., Khaledyan, N., Sharifi, S., & Mohammadi, S. (2020). Determination of malachite green and leucomalachite green residues in rainbow trout in sanandaj city. *Scientific Journal of Kurdistan University of Medical Sciences*, 25(3), 61-71. (In Persian).
- Rosenbaum, R. K., Hauschild, M. Z., Boulay, A. M., Fantke, P., Laurent, A., Núñez, M., & Vieira, M. (2017). Life cycle impact assessment. *Life Cycle Assessment: Theory and Practice*, 167-270. https://doi.org/10.1007/978-3-319-56475-3_10
- Roudbari, M. V., Dehnavi, A., Jamshidi, S., & Yazdani, M. (2023). A multi-pollutant pilot study to evaluate the grey water footprint of irrigated paddy rice. *Agricultural Water Management*, 282(108291). <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2023.108291>
- Sanchez-Matos, J., Regueiro, L., González-García, S., & Vázquez-Rowe, I. (2023). Environmental performance of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) production in Galicia-Spain: A Life Cycle Assessment approach. *Science of The Total Environment*, 856(159049). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159049>
- Sindilariu, P. D., Reiter, R., & Wedekind, H. (2009). Impact of trout aquaculture on water quality and farm effluent treatment options. *Aquatic Living Resources*, 22(1), 93-103. <https://doi.org/10.1051/alr/2009009>
- Sindilariu, P. D., Schulz, C., & Reiter, R. (2007). Treatment of flow-through trout aquaculture effluents in a constructed wetland. *Aquaculture*, 270(1-4), 92-104. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2007.03.006>
- Song, X., Liu, Y., Pettersen, J. B., Brandão, M., Ma, X., Røberg, S., & Frostell, B. (2019). Life cycle assessment of recirculating aquaculture systems: A case of Atlantic salmon farming in China. *Journal of Industrial Ecology*, 23(5), 1077-1086. <https://doi.org/10.1111/jiec.12845>
- Tahar, A., Kennedy, A. M., Fitzgerald, R. D., Clifford, E., & Rowan, N. (2018). Longitudinal evaluation of the impact of traditional rainbow trout farming on receiving water quality in Ireland. *PeerJ*, 2018(7), 1-22. <https://doi.org/10.7717/peerj.5281>
- Tamburini, E., Fano, E. A., Castaldelli, G., & Turolla, E. (2019). Life cycle assessment of oyster farming in the po delta, Northern Italy. *Resources*, 8(4), 1-17. <https://doi.org/10.3390/resources8040170>
- Tom, A. P., Jayakumar, J. S., Biju, M., Somarajan, J., & Ibrahim, M. A. (2021). Aquaculture wastewater treatment technologies and their sustainability: A review. *Energy Nexus*, 4(100022). <https://doi.org/10.1016/j.nexus.2021.100022>
- Varol, M., & Balci, M. (2020). Characteristics of effluents from trout farms and their impact on water quality and benthic algal assemblages of the receiving stream. *Environmental Pollution*, 266(115101). <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115101>
- Wendling, Z. A., Emerson, J. W., Esty, D. C., Levy, M. A., & de Sherbinin, A. (2018). Environmental Performance Index 2018. *Yale University*, 123.

- Yazdanpanah, K., Hosseini, S., & Heydari, M. (2017). The effect of effluent from trout farms on the physico-chemical factors of Ganjegan river in Kohgiluyeh and Boyer-Ahmad province, Iran. *New technologies in aquaculture development (Journal of Fisheries)*, 11(1), 9-18. (In Persian).
- Zusková, E., Máchová, J., Svobodova, Z., & Vesely, T. (2007). Negative effects of malachite green and possibilities of its replacement in the treatment of fish eggs and fish: A review. *Veterinarni Medicina*, 52(12), 527-539. <https://doi.org/10.17221/2027-VETMED>