ISSN 2345 - 5012

Available online at: www.waterdevelop.com

Vol. (II)– No. (02)- S.N. (05)- Spring 2014
8th Article– P. 102-113

IBWRD
International Bulletin of Water Resources & Development

The Effect of Urban Activities on Some Benthos Population: A Case Study of Zayanderood River (1997-2010)

Zahra Razavi[1*], Hossein Moradi[2], Isa Ibrahimi[3]

[1] *Department of Environmental, Faculty of Natural Resources, Isfahan University of Technology, Isfahan, Iran*
[2] *Department of Environmental, Faculty of Natural Resources, The Research Center of Natural Resources and Environment, Isfahan University of Technology, Isfahan, Iran (Hossein.moradi@cc.iut.ac.ir)*
[3] *Department of Fisheries, Faculty of Natural Resources, Isfahan University of Technology, Isfahan, Iran (e_ebrahimi@cc.iut.ac.ir)*

* Corresponding Author (z.razavidinani@gmail.com)

Article History	Received: 23 January 2014	Reviewed: 04 February 2014
Revised: 10 February 2014	Accepted: 18 February 2014	Published: 15 June 2014

Abstract

This study aimed to assess the effects of urban activities in Isfahan city on the water quality of Zayanderoud River during the years 1997-2010. In this study, we investigated: 1) the changes in physicochemical parameters such as river discharge, pH, and EC in this period (1997-2010) in three locations: before the city, within the city and after the city; 2) the changes in the density of the four different macrobenthos families as Chironomidae, Lumbricidae, Lumbriculidae and Tubificidae in this period and in the aforementioned locations. Data were analyzed using the statistical software MiniTab 15 using Regression. The result showed that during 1997-2010, physicochemical and biological parameters have changed significantly. Besides, the amount of discharge has significantly declined in this period. The findings showed that by increasing the distance from the Zayanderoud dam wall, discharge and pH significantly decreased but EC increased and, in consequence, macrobenthos density increased significantly by time. Considering the biological features and habitats specification, this issue was indicative of the undesirable quality of water in the river while the river passes the city. This can result from recent global climate change by decreasing precipitation, discharging different wastewater to river and increasing water transfers to other areas.

Keywords: Zayanderoud River, Benthic Communities, City Effect

اثر فعالیت‌های شهری بر برخی جوامع کفزی، مطالعه موردی: رودخانه زاینده‌رود (سال‌های ۸۹-۷۶)

زهراالسادات رضوی[۱]، حسین مرادی[۲]، عیسی ابراهیمی[۳]

[۱] *گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی اصفهان، اصفهان، نگارنده رابط (z.razavidinani@gmail.com)*
[۲] *گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی، مرکز تحقیقات منابع طبیعی و محیط زیست، دانشگاه صنعتی اصفهان، اصفهان (Hossein.moradi@cc.iut.ac.ir)*
[۳] *گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی اصفهان، اصفهان (e_ebrahimi@cc.iut.ac.ir)*

تاریخچه انتشار مقاله	تاریخ دریافت: ۱۳۹۲/۱۱/۰۳	تاریخ داوری: ۱۳۹۲/۱۱/۱۵
تاریخ اصلاح: ۱۳۹۲/۱۱/۲۱	تاریخ پذیرش: ۱۳۹۲/۱۱/۲۹	تاریخ انتشار: ۱۳۹۳/۰۳/۲۵

چکیده

هدف از این مطالعه، بررسی اثر فعالیت‌های شهر اصفهان بر کیفیت آب رودخانه زاینده‌رود طی سال‌های ۸۹-۷۶ است. آن‌چه در این مطالعه بررسی شده است شامل تغییرات پارامترهای فیزیکوشیمیایی رودخانه (دبی، pH و EC) در بازه زمانی ۸۹-۷۶ و در سه موقعیت قبل از شهر، محدوده شهر و بعد از شهر و همچنین تغییرات تراکم ۴ خانواده بزرگ بی‌مهرگان کفزی شامل شیرونومیده، لامبریسیده، لامبریکولیده و توبیفیسیده در همین دوره زمانی و مکانی می‌باشد. آنالیز رگرسیون با نرم‌افزار MiniTab ۱۵ انجام گرفت. نتایج نشان داد که از سال ۷۶ تا ۸۹ تغییرات قابل ملاحظه‌ای در پارامترهای فیزیکوشیمیایی و زیستی وجود دارد. میزان دبی رودخانه در این سال‌ها کاهش چشم‌گیری داشته است. همچنین یافته‌ها نشان داد با فاصله گرفتن از شهر، با کاهش دبی، pH و افزایش EC روبه‌رو هستیم و به دنبال آن تراکم ماکروبنتوزها افزایش یافته است. این موضوع با توجه به ویژگی‌های

All rights reserved for IBWRD

زیستی و اختصاصات زیستگاهی بی‌مهرگان کفزی مورد بررسی، نشان‌دهنده کیفیت نامطلوب آب رودخانه به خصوص در ناحیه بعد از شهر بوده است که این می‌تواند ناشی از تغییرات آب و هوایی، تأثیر خشک‌سالی‌های اخیر، تخلیه انواع فاضلاب‌ها به رودخانه و افزایش انتقال آب رودخانه به سایر مناطق باشد.

واژه‌های کلیدی: رودخانه زاینده‌رود، جوامع کفزی، اثر شهر

۱. مقدمه

در سال های اخیر نگرانی ها در مورد آلودگی های محیط زیست به خصوص محیط های آبی افزایش یافته است (Kanae, 2009, 806). محدودیت منابع آبی و رقابت بر سر منابع، برداشت بیش از حد آب، افزایش جمعیت، انتقال آب از حوزه‌ای به حوزه های دیگر، ورود آلاینده های ناشی از فاضلاب شهری و صنعتی، استفاده ناکارامد از آب و سایر فعالیت‌های غیراصولی بشر، باعث وارد آمدن فشار بر منابع آبی به خصوص رودخانه ها شده است (تجریشی و ابریشم چی، ۱۳۸۳، ۲۵-۲۶، Kaika, 2003, 300-302، Helmer et al., 1997, 23-24، Harrison et al., 2008, 1405).

رودخانه ها از مهم ترین منابع آب های سطحی و تأمین کننده آب شیرین مصرفی در بخش های شهری، کشاورزی و صنعتی هستند. به همین دلیل حفاظت و بهره‌برداری صحیح از آن‌ها یک نیاز ضروری است. متأسفانه فقدان اطلاعات و شناخت کافی از عواقب بهره‌برداری بی‌رویه و دخالت‌های انسانی غیر مسؤولانه از یک سو و عدم وجود دستورالعمل های شفاف و ضوابط مشخص از سوی دیگر، باعث شده است که هر روز بر میزان صدمات وارد بر رودخانه ها افزوده شود و در نهایت رودخانه ها مطلوبیت زیستگاهی خود را از دست بدهند (مخدوم، ۱۳۸۴، ۴۸-۴۷ و ۱۵۲-۱۵۱). رودخانه زاینده‌رود یکی از رودخانه‌هایی است که متأسفانه در سال های اخیر دستخوش صدمات زیادی بوده است. این رودخانه با توجه به این‌که پر آب‌ترین رودخانه دائمی و دارای آب شیرین فلات مرکزی ایران می باشد، از اهمیت ویژه ای برخوردار است. این رودخانه در طول مسیر خود تحت تأثیر بسیاری از آلاینده‌ها قرار می گیرد (Gandomkar and Fouladi, 2012, 561). دو عامل مهم اثرگذار بر کاهش کیفیت آب رودخانه به خصوص در محدوده بعد از شهر، رواناب‌های شهری شهر اصفهان و پساب تصفیه‌خانه فاضلاب جنوب اصفهان است. ورود این آلاینده‌ها به رودخانه زاینده‌رود به‌خصوص در مواقعی که دبی رودخانه کاهش می یابد، به دلیل کاهش قدرت خودپالایی و اکسیژن گیری آب رودخانه بسیار خطرناک است و سبب بروز مشکلات زیست‌محیطی فراوانی می‌شود. طبیعی است که اولین گام در مدیریت حفاظت از منابع آب، پایش مستمر و آگاهی همه‌جانبه از تغییرات کیفی آن‌ها می‌باشد (نعمتی ورنوسفادرانی و همکاران، ۱۳۸۷، ۲۳۲۶-۲۳۲۴، حاجیان و همکاران، ۱۳۸۸، ۶۶۴).

معیارهای زیادی برای شناخت کیفیت آب وجود دارد که به سه دسته کلی شامل معیارهای فیزیکی (دبی، کدورت، طعم، بو، حرارت و غیره)، معیارهای شیمیایی (هدایت الکتریکی[1] (EC)، pH، اکسیژن محلول، سختی، فلزات، سولفات، نیترات، فسفات و غیره) و معیارهای بیولوژیکی (ماکروبنتوزها) تقسیم می‌شوند (عودی، ۱۳۷۳، ۶۹-۴۵، Helmer et al., 1997, 38-41).

از آن‌جایی که اثر متقابل عوامل فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی به عنوان یک اصل اساسی در اکوسیستم مطرح است، رودخانه نیز به عنوان یک اکوسیستم آبی از این اصل پیروی می کند(Chapin and Matson, 2011, 13-14). در حقیقت ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی اکوسیستم رودخانه بر نوع، فراوانی و آرایش جوامع زیستی اثر به‌سزایی دارد (An et al., 2002, 411، Parsons and Thoms, 2007, 128). بنابراین بررسی حضور یا عدم حضور گونه‌های شاخص آلودگی در یک محیط، به عنوان مکمل آنالیزهای فیزیکی و شیمیایی برای سنجش کیفیت آب، در نظر گرفته می‌شود (Dauvin et al., 2010, 947-948، Eisele et al., 2003, 529).

ماکروبنتوزها در اکوسیستم‌های رودخانه‌ای به گونه‌ای دقیق و حساس شرایط کیفی آب در هر منطقه از رودخانه را ترسیم می‌نمایند و می‌توان با نمونه‌برداری و شناسایی فون کفزیان

1 Electrical Conductivity

 All rights reserved for IBWRD

یک منطقه، روند تغییرات کیفی آب و سایر استرس های محیطی را مورد بررسی قرار داد (An et al., 2002, 411، Whitfield and Elliott, 2002, 229-232). از جمله مهم‌ترین مزایای ماکروبنتوزها در بررسی کیفیت آب، عدم تحرک یا تحرک کم در آب، طول عمر نسبتاً بالا، فراوانی بالا، نمونه‌برداری آسان و نقش چشم‌گیر آن‌ها در چرخه مواد مغذی می‌باشد (Dauvin et al., 2010, 2012, 143, 947-948).

با توجه به اهمیت موضوع و عنایت به مطالعات فوق‌الذکر تحقیق پیش رو با اهداف زیر صورت پذیرفته است:

۱- ارزیابی تغییرات پارامترهای فیزیکوشیمایی و بیولوژیکی رودخانه زاینده‌رود طی سال‌های ۸۹-۷۶

۲- بررسی تأثیر پارامترهای فیزیکوشیمایی آب بر پارامترهای بیولوژیک

۳- مطالعه اثر شهر و فعالیت های آن بر کیفیت آب و تأثیر آن بر پارامترهای بیولوژیک

۲. منطقه مورد مطالعه

زاینده‌رود بزرگ‌ترین رودخانه فلات مرکزی ایران و مهم‌ترین منبع آب سطحی استان اصفهان است که از ارتفاعات زردکوه بختیاری سرچشمه می گیرد. حوضه آبخیز زاینده‌رود در موقعیت جغرافیایی '۰۲°۵۰ تا '۲۴°۵۳ طول شرقی و '۱۱°۳۱ تا '۴۲°۳۳ عرض شمالی واقع است. طول رودخانه زاینده رود حدود ۳۵۰ کیلومتر است و در انتها به تالاب گاوخونی منتهی می شود. در طول مسیر رودخانه، علاوه بر مصارف صنعتی و شهری، قسمت عمده آب برای کشاورزی استفاده می گردد. مساحت کل حوضه زاینده رود حدود ۴۱۵۰۰ کیلومترمربع است. ارتفاع سرچشمه رودخانه در منطقه کوهرنگ، ۲۳۳۰ متر از سطح دریا است (مساح بوانی و مرید، ۱۳۸۴، ۱۸، Salemi et al., 2000, 4-6).

۳. مواد و روش‌ها

از آن‌جایی که اساس کار در این مطالعه، بررسی پارامترهای کیفی آب رودخانه زاینده‌رود، شامل جمعیت‌های شاخص آلودگی و پارامترهای فیزیکوشیمیایی آب است، اطلاعات مربوط به این پارامترها از منابع مختلف گردآوری و مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفت. بدین منظور، با توجه به مطالعات گذشته روی جمعیت بنتوزهای رودخانه زاینده‌رود طی سال‌های ۸۹-۷۶، چهار خانواده شاخص آب‌های آلوده شامل توبیفیسیده[1]، شیرونومیده[2]، لامبریسیده[3] و لامبریکولیده[4] انتخاب شدند که مشخصات این خانواده‌ها در جدول (۱) ارائه گردیده است (محبوبی صوفیانی و نادری نبی، ۱۳۸۱، ۱۱-۱۰ و ۷۵).

جدول ۱. گونه‌های شاخص آلودگی مورد بررسی در مطالعه حاضر (محبوبی صوفیانی و نادری نبی، ۱۳۸۱).

ردیف	نام خانواده	راسته	شرایط زیست
۱	توبیفیسیده	توبیفیسیدا[5]	عموماً در لجن اکثر زیستگاه‌های آبی یافت می‌شوند. ممکن است در نهرها و رودخانه‌های آلوده به مواد آلی فراوان باشند.
۲	شیرونومیده یا رقاص مگسان	دوبالان[6]	معمولاً در هر نوع آبی یافت می‌شوند؛ به ویژه ممکن است در گل و لای رودخانه‌ها و نهرهای آلوده به مواد آلی فراوان باشند.
۳	لامبریسیده	هاپلوتاکسیدا[7]	بیش‌تر در بستر نهرهای کوچک کوهستانی یا در میان جلبک‌ها و خزه‌هایی که روی سنگ‌ها را پوشانده‌اند، دیده می‌شوند.
۴	لامبریکولیده	لامبریکولیدا[8]	بیش‌تر در مجاری داخل لجن حاشیه نهرها و رودخانه‌ها زیست می‌کنند

1 Tubificidae
2 Chironomidae
3 Lumbricidae
4 Lumbriculidae
5 Tubificida
6 Diptera
7 Haplotaxida
8 Lumbriculida

 All rights reserved for IBWRD

اطلاعات مربوط به تراکم خانواده های لامبریسیده و شیرونومیده از سال ۸۹-۷۶ و برای خانواده‌های لامبریکولیده و توبیفیسیده طی سال‌های ۸۶-۷۶ از ۹ ایستگاه نمونه‌برداری شامل پل فلاورجان، باغ پرندگان، پل درچه، پل وحید، پل غدیر، سد آبشار، پل اتوبان، پل زیار و پل ورزنه استخراج شد. به منظور درک بهتر روند تغییرات کیفی رودخانه زاینده‌رود، ایستگاه های نمونه‌برداری به سه محدوده "قبل از شهر"، "محدوده شهر" و "بعد از شهر" تقسیم شدند:

ایستگاه‌های قبل ازشهر: فلاورجان و باغ پرندگان، درچه

ایستگاه‌های محدوده شهر: پل وحید، پل غدیر و سد آبشار

ایستگاه‌های بعد از شهر: پل‌های اتوبان، زیار و ورزنه (شکل ۱).

شکل ۱. ایستگاه‌های مورد مطالعه در مسیر رودخانه زاینده‌رود در تحقیق حاضر.

برای نمونه‌برداری از ماکروبنتوزها در ایستگاه های قبل از اتوبان که عمدتاً بسترهای ریگی- شنی دارند، از نمونه‌بردار سوربر (مساحت سطح ۲۵×۲۵ سانتی‌متر) و در ایستگاه‌های بعد از اتوبان که بستر گلی- لجنی دارند، از لوله پی‌وی‌سی با قطر دهانه ۹۰ میلی‌متر استفاده شده است (نعمتی ورنوسفادرانی و همکاران، ۱۳۸۷، ۲۲۷).

اطلاعات مربوط به پارامترهای فیزیکوشیمیایی مثل میزان دبی، pH و EC نیز در همین دوره‌های زمانی (از سال ۷۶ تا نیمه اول سال ۹۰) از سازمان آب منطقه‌ای اصفهان تهیه گردید.

۱,۳. آنالیز آماری

در این مطالعه از آنالیز رگرسیون نرم‌افزار Minitab15 برای بررسی اثرات متقابل فاکتورهای فیزیکی-شیمیایی و زیستی رودخانه زاینده‌رود استفاده شد. برای نرمال کردن داده‌ها از داده های تراکم Log10 و از داده های دبی، جذر (ریشه دو) گرفته شد. در ابتدا همبستگی و روند تغییرات پارامترهای فیزیکوشیمیایی شامل دبی، pH و EC در طول مسیر رودخانه مورد بررسی قرار گرفت، سپس وضعیت تراکم خانواده‌های شاخص آلودگی در موقعیت های مختلف رودخانه در بازه زمانی ۷۶ تا ۸۹ ارزیابی شد.

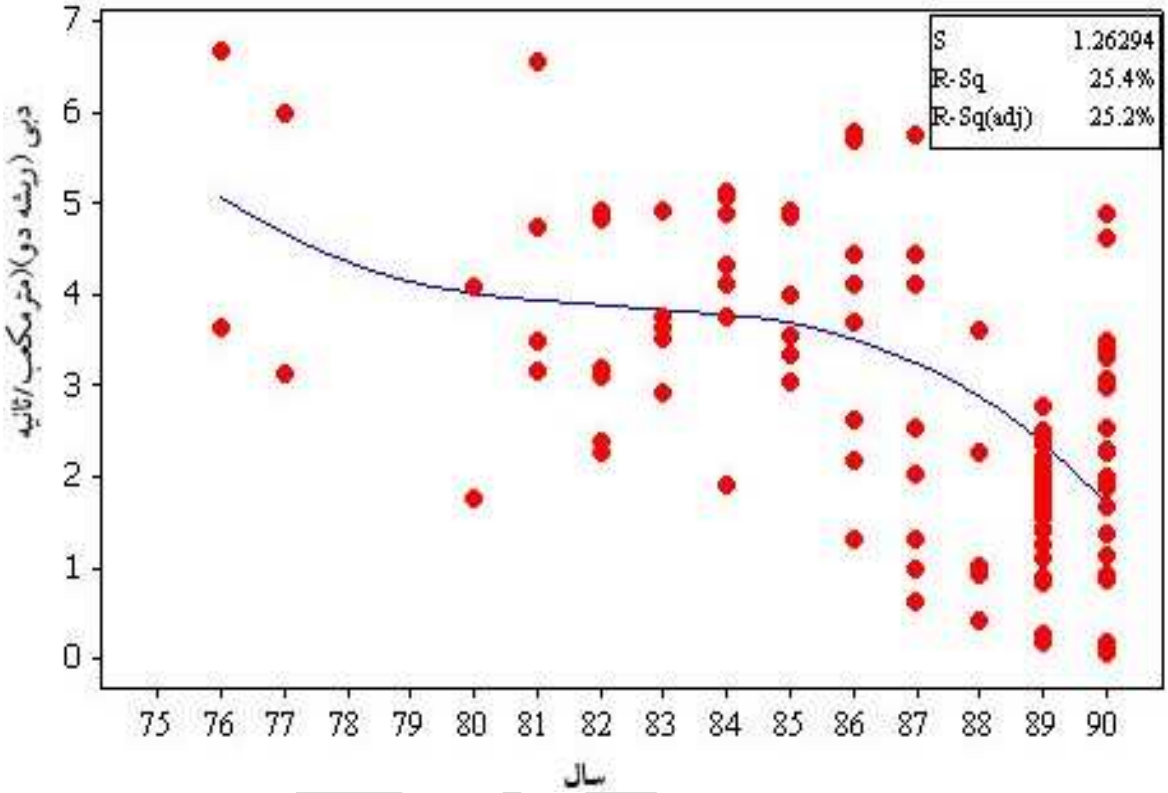
۴. یافته‌ها و بحث

۱,۴. عوامل فیزیکوشیمیایی

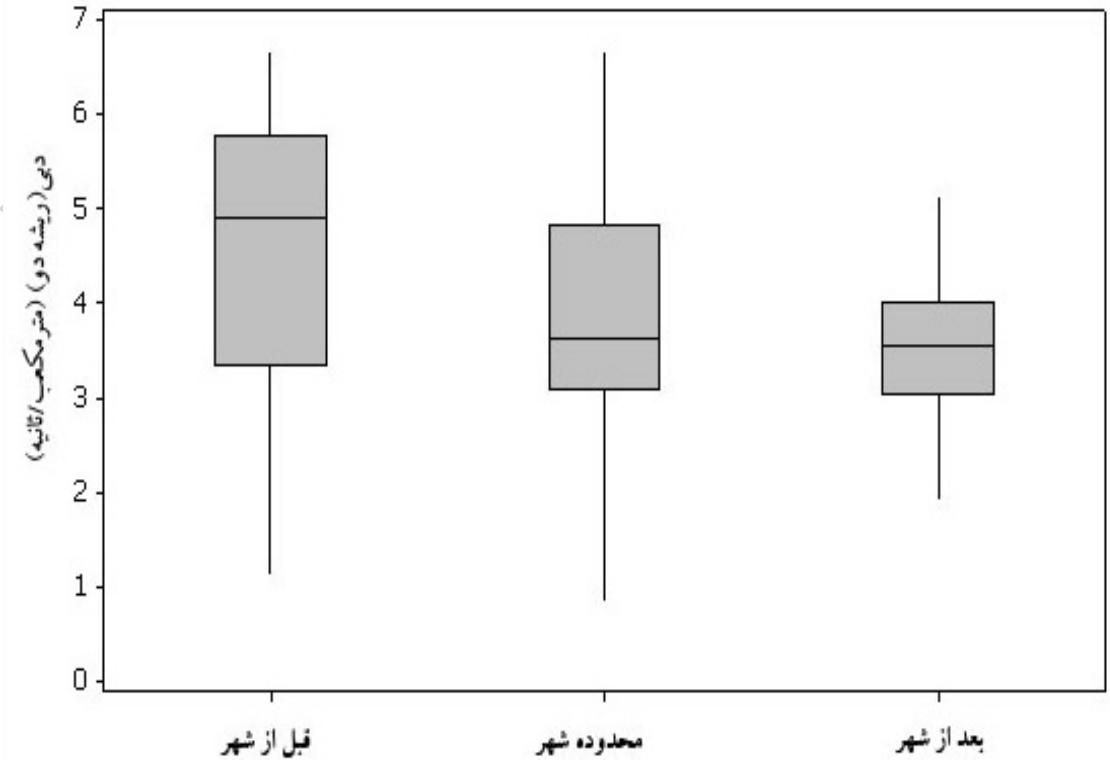
با بررسی پارامترهای فیزیکوشیمیایی مؤثر بر کیفیت رودخانه زاینده‌رود مشخص شد که طی سال‌های ۹۰-۷۶ میزان دبی، کاهش یافته است. (شکل ۲).

All rights reserved for IBWRD

علاوه بر این، با فاصله گرفتن از بالادست رودخانه (محدوده قبل از شهر) و نزدیک شدن به ایستگاه‌های خارج از شهر، دبی سیر نزولی نشان می‌دهد (p<۰/۰۰۰۱) (شکل ۳).



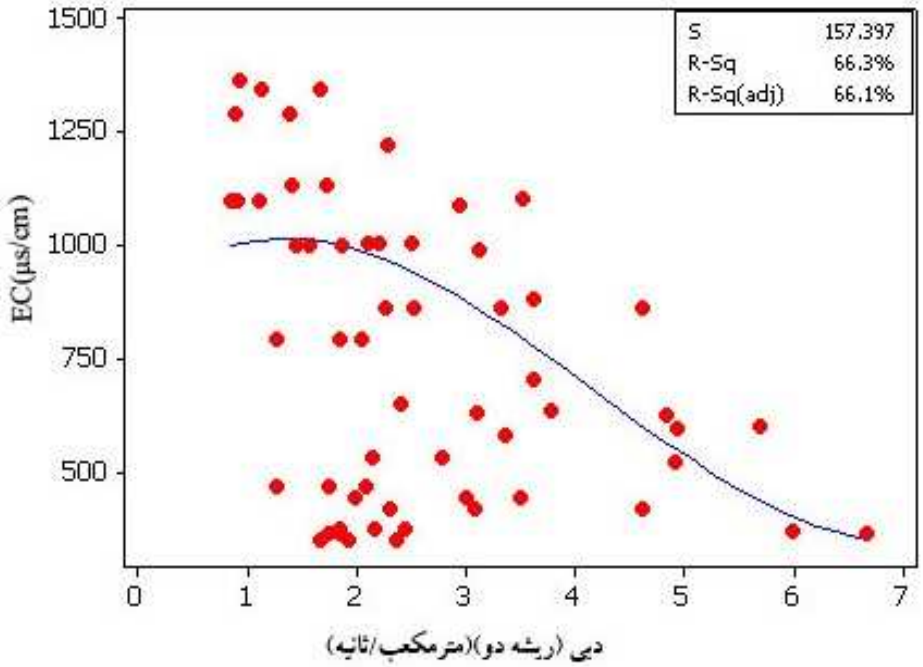
شکل ۲. تغییرات دبی رودخانه زاینده‌رود در سال‌های ۹۰–۷۶ در محدوده مورد بررسی.



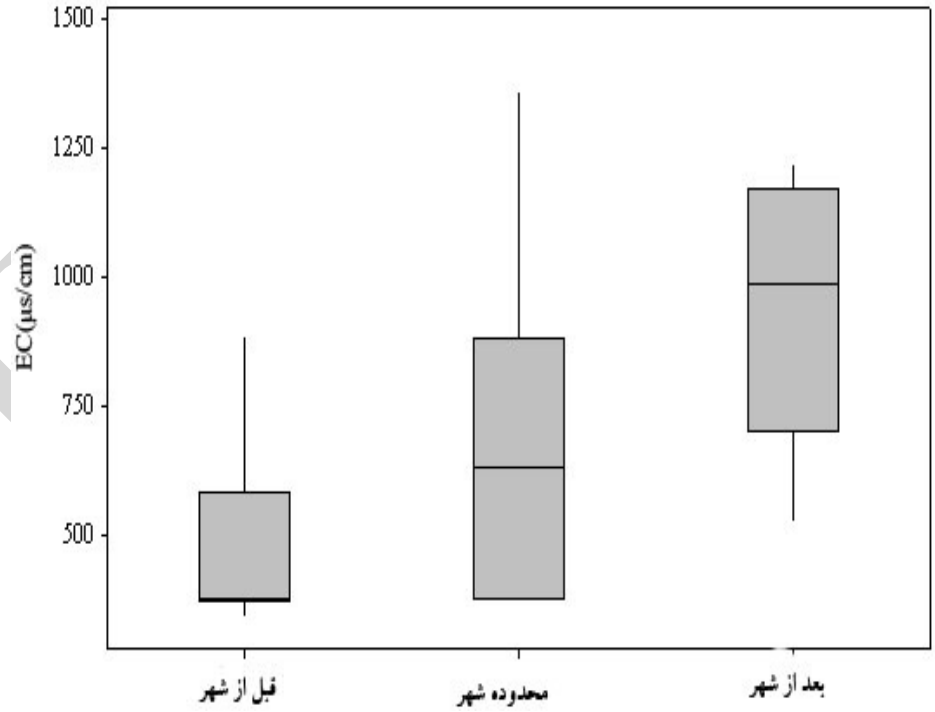
شکل ۳. تغییرات دبی رودخانه زاینده‌رود در موقعیت‌های مختلف محدوده مورد بررسی.

All rights reserved for IBWRD

همان‌طور که در شکل (۴) نشان داده شده است، میزان EC در دبی‌های مختلف، تغییرات چشم‌گیری داشته و میزان آن در محدوده بعد از شهر افزایش یافته است (p<۰/۰۰۰۱) (شکل ۵).



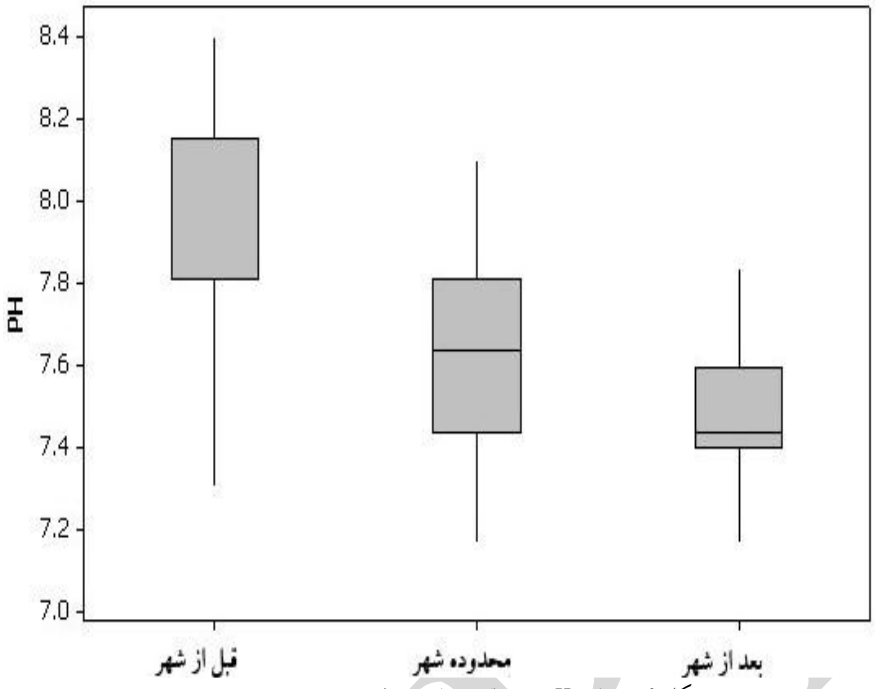
شکل ۴. تغییرات EC در دبی‌های مختلف در محدوده مورد بررسی.



شکل ۵. تغییرات EC در موقعیت‌های مختلف محدوده مورد بررسی.

این روند افزایشی EC، بیان‌گر افزایش مواد محلول در محیط است. میزان pH نیز در محدوده قبل از شهر بالا می‌باشد (تقریباً قلیایی) و به تدریج با دور شدن از شهر کاهش یافته است (شکل ۶). به طور کلی از دیدگاه فیزیکوشیمیایی، وضعیت کیفی آب در محدوده بعد از شهر به شدت تنزل پیدا کرده است.

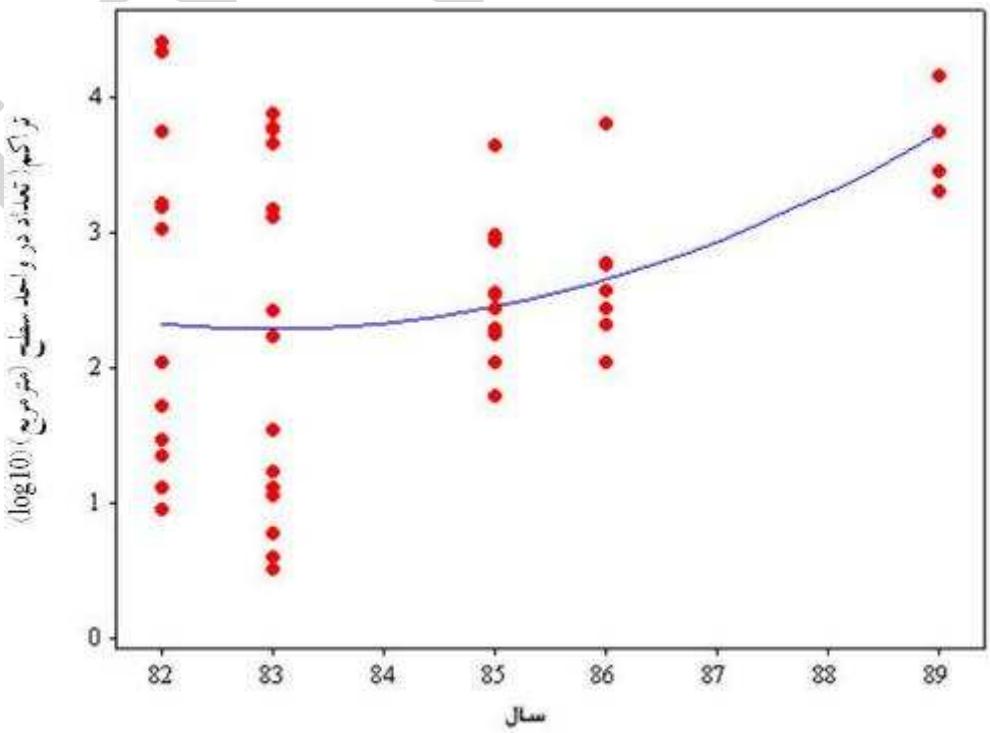
All rights reserved for IBWRD



شکل ۶. تغییرات pH در موقعیت‌های مختلف محدوده مورد بررسی.

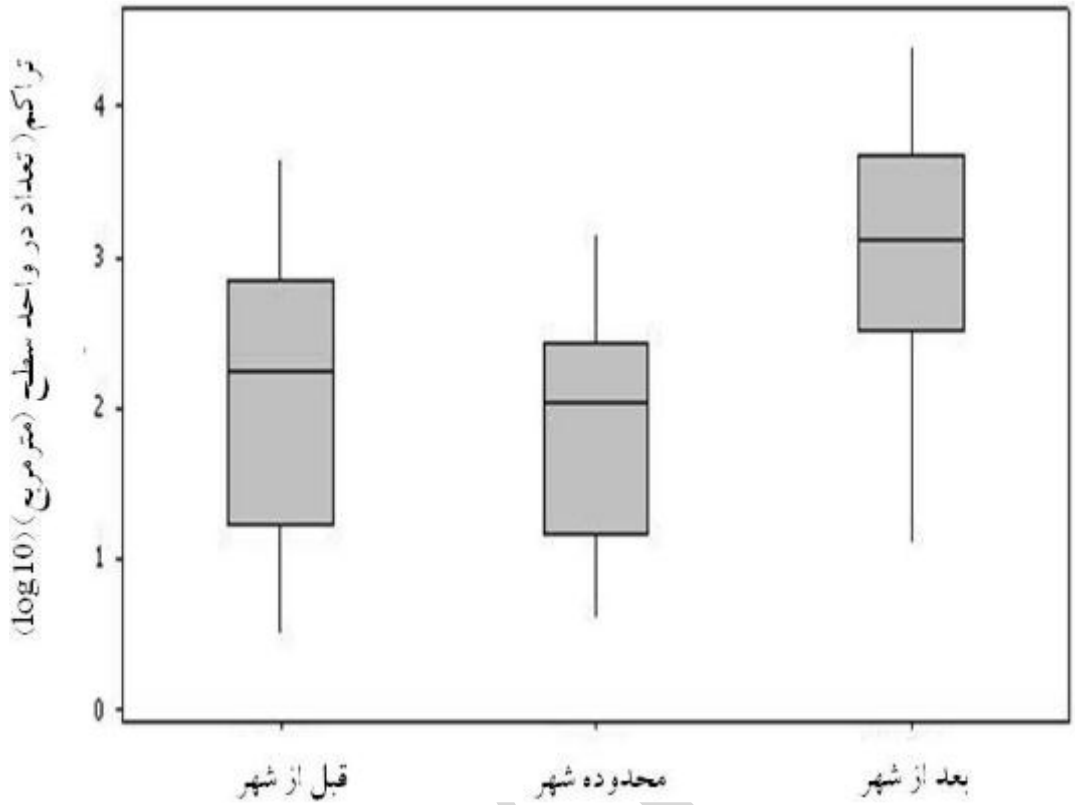
۲،۴. عوامل بیولوژیکی

بر اساس نتایج حاصل از بررسی جوامع بیولوژیکی طی سال‌های ۸۹-۷۶ در رودخانه زاینده‌رود، مشخص شد که تراکم خانواده شیرونومیده در بازه زمانی ۸۲ تا ۸۹ افزایش قابل ملاحظه‌ای داشته است. همچنین با بررسی وضعیت تراکم این خانواده در سه موقعیت قبل از شهر، در محدوده شهر و بعد از شهر مشخص شد که جمعیت این خانواده در محدوه بعد از شهر، به شدت افزایش یافته است ($p<0/0001$). روند تغییرات جمعیت خانواده شیرونومیده در شکل‌های (۷) و (۸) نمایش داده شده است.



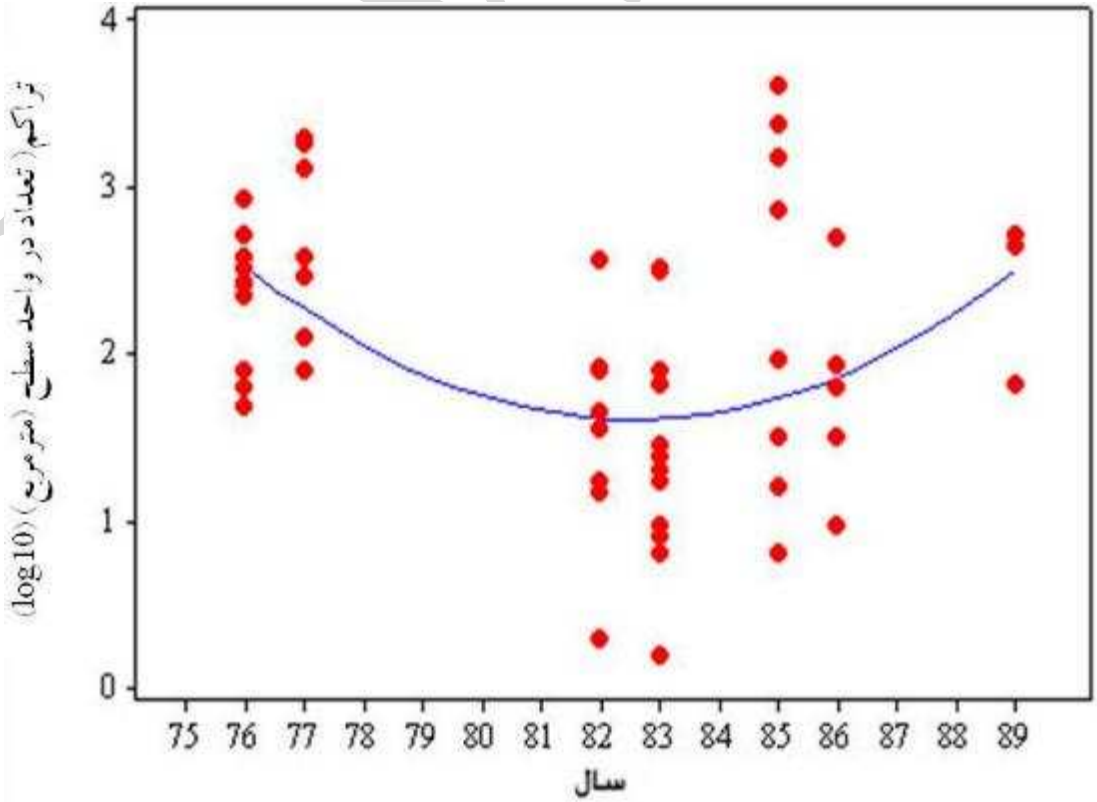
شکل ۷. تغییرات تراکم خانواده شیرونومیده در بازه زمانی ۸۹-۸۲ در محدوده مورد بررسی.

All rights reserved for IBWRD



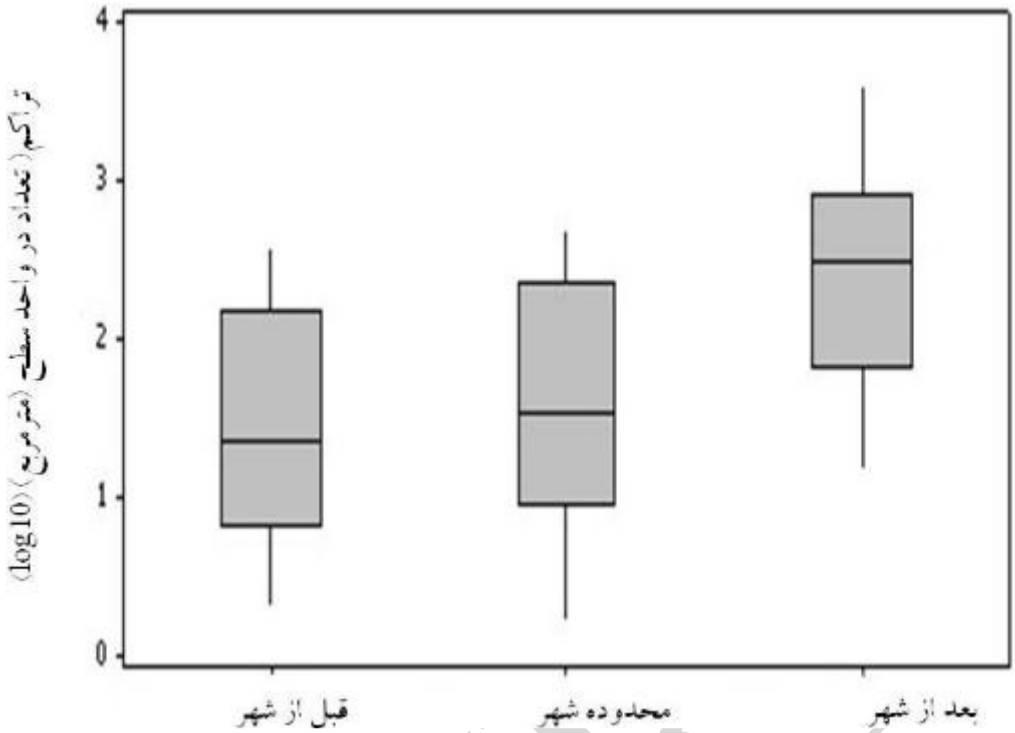
شکل ۸. تغییرات تراکم خانواده شیرونومیده در موقعیت‌های مختلف محدوده مورد بررسی.

تراکم خانواده لامبریسیده نیز در سال های ۷۶ تا ۸۹ روند افزایشی داشته است (p<۰/۰۰۰۱) (شکل ۹). این افزایش تراکم نیز در بعد از شهر بیش‌تر نمایان است (p<۰/۰۰۰۱) (شکل ۱۰).



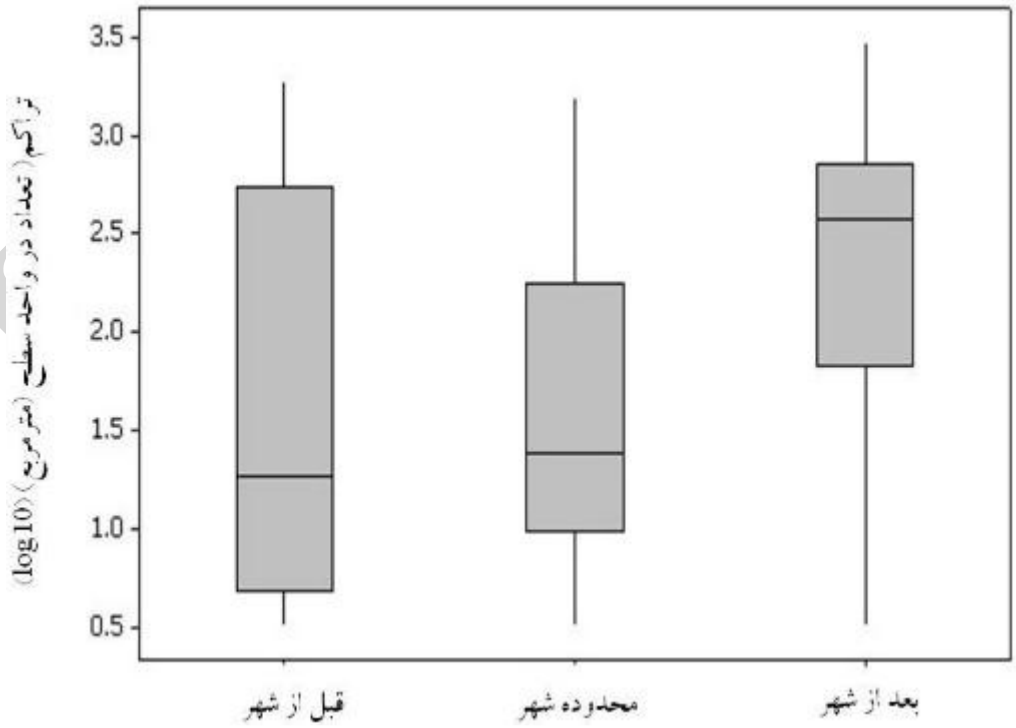
شکل ۹. تغییرات تراکم خانواده لامبریسیده در بازه زمانی ۸۹-۷۶ در محدوده مورد مطالعه.

All rights reserved for IBWRD



شکل ۱۰. تغییرات تراکم خانواده لامبریسیده در موقعیت‌های مختلف محدوده مورد مطالعه.

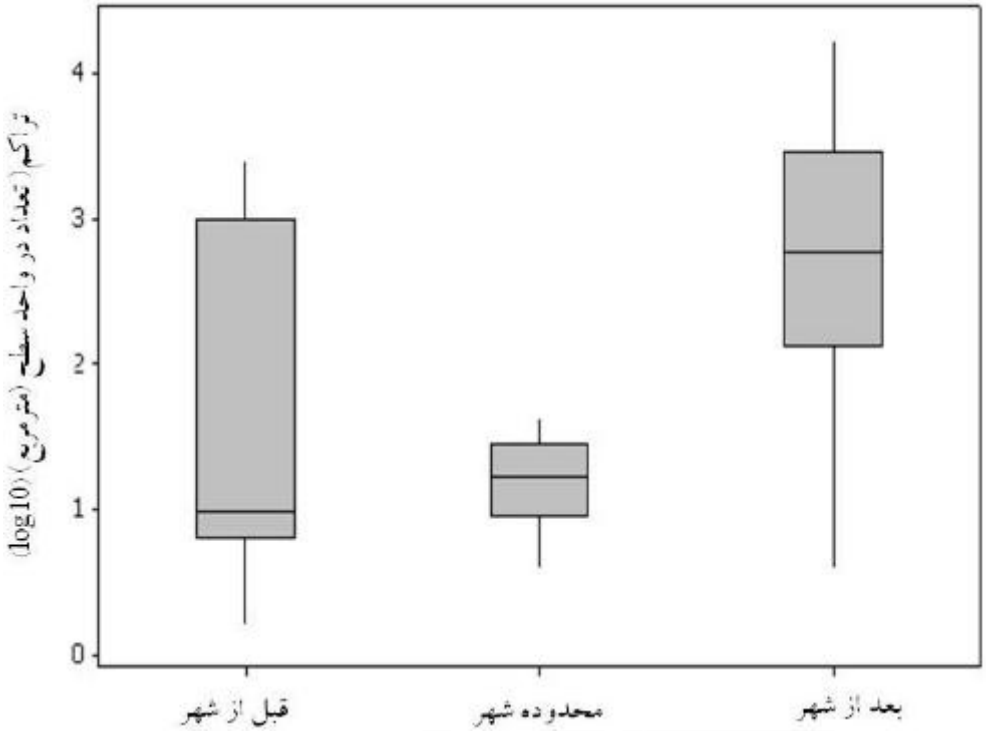
داده‌های مربوط به تراکم خانواده لامبریکولیده فقط در سال ۷۶ موجود بود. در این خانواده، میزان تغییرات تراکم در بعد از شهر تغییرات قابل ملاحظه‌ای داشته است. روند تغییرات این پارامتر نیز در شکل (۱۱) نمایش داده شده است.



شکل ۱۱. تغییرات تراکم خانواده لامبریکولیده در موقعیت‌های مختلف محدوده مورد مطالعه.

به دلیل پراکندگی داده‌ها، امکان بررسی روند جمعیت خانواده توبیفیسیده طی بازه زمانی ۷۶-۸۹ وجود نداشت؛ ولی به طور کلی تراکم این خانواده در محدوده بعد از شهر افزایش یافته است ($p<0/0001$) (شکل ۱۲).

All rights reserved for IBWRD



شکل ۱۲. تغییرات میزان تراکم خانواده توبیفیسیده در موقعیت‌های مختلف محدوده مورد مطالعه.

۵. نتیجه‌گیری

رودخانه زاینده‌رود از جمله رودخانه هایی است که به علت قرار گرفتن در موقعیت اقلیمی ویژه (منطقه گرم و خشک فلات مرکزی ایران)، مجاورت در مسیر کاربری های مختلف کشاورزی، صنعتی، شهری و همچنین بهره‌برداری‌های بیش از توان رودخانه و تغییرات ایجاد شده در بستر آن به واسطه احداث سدها، بندها، پل‌ها و کانال‌های آب‌رسانی بی‌شمار و دفع غیر صحیح فاضلاب‌های خانگی و پساب‌های صنعتی، دچار تغییرات بسیار زیاد شده و به یقین این تغییرات بر جامعه‌های گیاهی و جانوری آن تأثیر به‌سزایی داشته است (ابراهیمی و همکاران، ۱۳۸۷، ۶۶۶، مساح بوانی و مرید، ۱۳۸۴، ۱۸). بر اساس نتایج حاصل، میزان دبی رودخانه زاینده‌رود در طول سال های مختلف، روند نزولی داشته است. این مسأله با توجه به این‌که رژیم آبی رودخانه از یک سو تحت تأثیر جریان خروجی از سد زاینده‌رود قرار دارد و از سوی دیگر به دلیل خشک‌سالی‌های اخیر که از سال ۷۵ شروع شده و همچنین به دلیل فشارهای ناشی از برداشت بیش از حد آب و انتقال آب به حوزه‌های دیگر، امری طبیعی است و ناشی از عملکردهای ناصحیح در مدیریت منابع آبی است. اما این نکته قابل ذکر است که خشکی نسبی و یا افت آب‌دهی رودخانه زاینده‌رود، روال مشخصی نداشته و بیش‌تر حاکی از ناپایداری شدید اقلیم منطقه است (ابراهیمی و همکاران، ۱۳۸۷، ۶۶۶، حسینی ابری، ۱۳۸۰، ۱۰۹-۱۰۶). با این وجود، به دلیل اهمیت رودخانه زاینده‌رود از جنبه اجتماعی، اقتصادی و اکولوژیکی، کاهش دبی رودخانه و استخراج شدید آب زیرزمینی، پیامدهای غیر قابل جبرانی همچون خشکی شدید در منطقه، آسیب به آثار تاریخی، کاهش فضاهای سبز و ظاهر شدن آثار کویر در داخل شهر و افزایش بیماری های تنفسی و پوستی را به دنبال دارد (حسینی ابری، ۱۳۸۰، ۱۱۵-۱۱۴).

مشاهده افزایش تراکم ماکروبنتوزها (توبیفیسیده، شیرونومیده، لامبریسیده، لامبریکولیده) در محدوده بعد از شهر (بعد از تصفیه‌خانه فاضلاب) همزمان با کاهش میزان دبی و افت pH و افزایش EC نشان‌دهنده افت کیفیت آب رودخانه زاینده‌رود و افزایش آلاینده های آلی و انباشت آن‌ها در بستر رودخانه است. این خانواده‌ها معمولا مقادیر کم اکسیژن و حتی در کوتاه‌مدت، نبود اکسیژن را در بستر تحمل می‌کنند. سایر مطالعات انجام شده روی کیفیت رودخانه زاینده‌رود نیز این نتایج را تأیید می‌کنند (ابراهیمی و همکاران، ۱۳۸۷، ۶۷۶-

All rights reserved for IBWRD

۶۷۲، نعمتی ورنوسفادرانی و همکاران، ۱۳۸۷، ۲۳۱-۲۳۰، اکبری و ابراهیمی، ۱۳۸۹، ۷۴۹-۷۴۷). افزایش میزان EC آب رودخانه بعد از شهر اصفهان به خاطر ورود آب زهکش زمین های کشاورزی و افزایش شوری نواحی شرق اصفهان و همچنین پساب کارخانه ها است (ابراهیمی و همکاران، ۱۳۸۷، ۶۷۳-۶۷۲، حاجیان نژاد و رهسپار، ۱۳۸۹، ۸۲۳، Salemi et al., 2000, 17-18). کاهش میزان pH آب بعد از شهر اصفهان به خصوص در ایستگاه پل اتوبان به علت ورود پساب تصفیه‌خانه فاضلاب به رودخانه می‌باشد که در بسیاری از مواقع سال به دلیل کاهش دبی رودخانه، بخش اعظم حجم آبی رودخانه را تشکیل می دهد (نعمتی ورنوسفادرانی و همکاران، ۱۳۸۷، ۲۳۲۶-۲۳۲۴، ابراهیمی و همکاران، ۱۳۸۷، ۶۷۶-۶۷۲). از آن‌جایی که ماکروبنتوزهای استفاده شده در این پروژه، شاخص آب های آلوده هستند، افت کیفیت آب رودخانه به خصوص بعد از شهر اصفهان احتمالاً به خاطر ورود زه‌آبهای کشاورزی و همچنین ورود آلاینده های شهری و صنعتی ناشی از منابع مختلف همچون فاضلاب روستاها و شهرستان های کوچک حاشیه رودخانه، صنایع آهن و فولاد، نیروگاه‌ها، تصفیه‌خانه جنوب شهر اصفهان، پالایشگاه‌ها و غیره است. ورود این آلاینده‌ها به رودخانه زاینده‌رود در مواقعی که دبی رودخانه کاهش پیدا می کند، به دلیل این که قدرت خودپالایی و اکسیژن گیری رودخانه کاهش می‌یابد، بسیار خطرناک است و سلامت اکوسیستم و موجودات وابسته به آن را به خطر می‌اندازد (نعمتی ورنوسفادرانی و همکاران، ۱۳۸۷، ۲۳۱-۲۳۰، ابراهیمی و همکاران، ۱۳۸۷، ۶۷۶). در نهایت با توجه به نتایج حاصل از این مطالعه به نظر می‌رسد تغییرات فیزیکی و شیمیایی ایجاد شده در آب و کیفیت بستر رودخانه زاینده‌رود، ناشی از عدم مدیریت صحیح و مداوم این رودخانه است که منجر به تغییر در ویژگی های زیستی و از جمله جمعیت کفزیان رودخانه زاینده‌رود شده است. بنابراین با توجه به اهمیت رودخانه زاینده‌رود به عنوان شاهرگ حیاتی استان اصفهان، مدیریت صحیح و توجه بیش‌تر مسؤولین به هر نوع فعالیتی که به صورت مستقیم و غیر مستقیم در کیفیت آب رودخانه اختلال ایجاد می کند، ضرورت می‌یابد.

منابع

ابراهیمی، ع.، محبوبی‌صوفیانی، ن. ا. و کیوانی، ی. (۱۳۸۷) نوسان های فصلی جمعیت درشت کفزیان رودخانه زاینده‌رود (از اصفهان تا ورزنه) با توجه به جنس بستر. *فصلنامه منابع طبیعی ایران*، ۶۱(۳)، ۶۸۰-۶۶۵.

اکبری، پ. و ابراهیمی، ع. (۱۳۸۹) شناسایی و تعیین توده زنده فون‌بنتیک رودخانه زاینده‌رود (استان اصفهان). *مجله زیست‌شناسی ایران*، ۲۳(۵)، ۷۵۱-۷۴۳.

تجریشی، م. و ابریشم‌چی، ا. (۱۳۸۳) *مدیریت تقاضای منابع آب در کشور، روش های پیشگیری از اتلاف منابع ملی*. شرکت مدیریت منابع آب ایران، ۳۹-۲۴.

حاجیان‌نژاد، م.، رهسپار، ا. ر. (۱۳۸۹) بررسی تأثیر رواناب ها و پساب تصفیه خانه فاضلاب بر پارامترهای کیفی آب رودخانه زاینده‌رود. *مجله تحقیقات نظام سلامت*، ۶(۴)، ۸۲۸-۸۲۱.

حاجیان، م.، رهسپار، ا. ر.، وحید دستجردی، م. و حسن‌زاده، ا. (۱۳۸۸) بررسی برخی پارامترهای تعیین‌کننده کیفیت آب رودخانه زاینده‌رود. *دوازدهمین همایش ملی بهداشت محیط ایران*، دانشگاه علوم پزشکی شهید بهشتی، تهران.

حسینی ابری، س. ح. (۱۳۸۰) زاینده‌رود و اصفهان. *فصلنامه تحقیقات جغرافیایی*، (۷۰)، ۱۱۸-۱۰۵.

عودی، ق. ۱۳۷۳، *کیفیت آب آشامیدنی*. مشهد، انتشارات محقق.

محبوبی صوفیانی، ن. ا. و نادری نبی، غ. ر. (۱۳۸۱) *کلید شناسایی بی‌مهرگان نهرها و رودخانه‌ها*. اصفهان، جهاد دانشگاهی، واحد صنعتی اصفهان.

مخدوم، م. (۱۳۸۴) *زیستن در محیط زیست*. چاپ سوم، تهران، انتشارات دانشگاه تهران.

مساح بوانی، ع. ر. و مرید، س. (۱۳۸۴) اثرات تغییر اقلیم بر جریان رودخانه زاینده‌رود اصفهان. *مجله علوم و فنون کشاورزی منابع طبیعی*، ۹(۴)، ۲۷-۱۷.

نعمتی ورنوسفادرانی، م.، ابراهیمی، ع. و میرغفاری، ن. ا. (۱۳۸۷) ارزیابی کیفی آب رودخانه زاینده‌رود با استفاده از شاخص زیستی BMWP. *اولین همایش مدیریت جامع حوضه ی زاینده‌رود*، اصفهان، ۱۴ و ۱۵ اسفند.

An, Kwang-Guk, Park, Seok Soon Shin, Joung-Yi, (2002) An Evaluation of a River Health Using the Index of Biological Integrity Along with Relations to Chemical and Habitat Conditions. *Environment International*, 28(5), 411-420.

All rights reserved for IBWRD

Chapin III, F. S. & Matson, P. P. A. (2011) *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology*, 2nd Edition, New York, Springer-Verlag.

Dauvin, J. C., Alizier, S., Rolet, C. H., Bakalem, A., Bellan, G., Gesteira, J. L., Grimes, S., De-La-Ossa-Carretero, J. A. & Del-Pilar-Ruso, Y. (2012) Response of Different Benthic Indices to Diverse Human Pressures. *Ecological Indicators*, 12(1), 143-153.

Dauvin, J. C., Bellan, G. & Bellan-Santini, D. (2010) Benthic Indicators: From Subjectivity to Objectivity–Where is the Line? *Marine Pollution Bulletin*, 60(7), 947-953.

Eisele, M., Steinbrich, A., Hildebrand, A. & Leibundgut, C. (2003) The Significance of Hydrological Criteria for the Assessment of the Ecological Quality in River Basins. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 28(12), 529-536.

Gandomkar, A. & Fouladi, K. (2012) Surveying the Environmental Biology Effects of Esfahan Factories on Zayandehrood Pollution. *Gas*, 6(4), 33-37.

Harrison, P. J., Yin, K., Lee, J. H. W., Gan, J. & Liu, H. (2008) Physical–Biological Coupling in the Pearl River Estuary. *Continental Shelf Research*, 28(12), 1405-1415.

Helmer, R. & Hespanhol, I. (1997) *Water Pollution Control: A Guide to the Use of Water Quality Management Principles*. 2nd Edition, London, E & FN Spon.

Kaika, M. (2003) The Water Framework Directive: A New Directive for a Changing Social, Political and Economic European Framework. *European Planning Studies*, 11(3), 299-316.

Kanae, S. (2009) Global Warming and the Water Crisis. *Journal of Health Science*, 55(6), 860-864.

Parsons, M. & Thoms, M. C. (2007) Hierarchical Patterns of Physical–biological Associations in River Ecosystems. *Geomorphology*, 89(1), 127-146.

Salemi, H. R., Mamanpoush, A., Miranzadeh, M., Akbari, M., Torabi, M., Toomanian, N., Murray-Rust, H., Droogers, P., Sally, H. & Gieske, A. (2000) *Water Management for Sustainable Irrigated Agriculture in the Zayandeh Rud Basin, Esfahan Province, Iran*. IAERI-IWMI Research Report 1, International Water Management Institute, Colombo, Sri Lanka.

Whitfield A. K. & Elliott M. (2002) Fishes as Indicators of Environmental and Ecological Changes within Estuaries: A Review of Progress and Some Suggestions for the Future. *Journal of Fish Biology*, 61(sA), 229-250, Available from: doi: 10.1111/j.1095-8649.2002.tb01773.x.

IBWRD

 All rights reserved for IBWRD