Archive of SID

بررسی اثرات فاضلاب مزارع پرورش قزل‌آلای رنگین‌کمان (*Oncorhynchus mykiss*) بر شرایط یوتروفی و ساپروبی رودخانه هراز، استان مازندران

بابک نبوی[۱]،کامران رضایی توابع[*۲]، آرش جوانشیر خویی[۲]، بهاره صمدی کوچکسرایی[۳]

[۱]گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی و محیط زیست، واحد علوم و تحقیقات، دانشگاه آزاد اسلامی، تهران، ایران.

[۲]گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران، کرج، ایران.

[۳]گروه علوم دریایی، دانشکده منابع طبیعی و محیط زیست، واحد علوم و تحقیقات، دانشگاه آزاد اسلامی، تهران، ایران.

*نویسنده مسئول: krtavabe@ut.ac.ir

تاریخ دریافت: ۹۹/۲/۲ تاریخ پذیرش: ۹۹/۴/۲۰

چکیده

آبزی‌پروری فعالیتی تولیدی است که توسعهٔ بی‌رویهٔ آن تأثیرات منفی بر منابع آبی خواهد داشت. این تحقیق با هدف بررسی تأثیر فاضلاب مراکز پرورش قزل‌آلای رنگین‌کمان بر رودخانهٔ هراز و مطالعهٔ قدرت خودپالایی این رودخانه انجام شد. از ۳ مزرعه پرورش ماهی در بالادست، میان دست و پایین دست رودخانه هراز و ۱۲ ایستگاه منتخب در قبل از هر کدام از مراکز پرورش ماهی (شاهد) و فواصل ۱۰۰، ۱۰۰۰ و ۲۰۰۰ متر پایین‌تر از محل ورود فاضلاب با روش کاملاً تصادفی نمونه‌برداری شد. با توجه به شرایط قدرت خود پالایی، اثرات خروجی مزارع بالادست به مزارع مورد مطالعهٔ بعدی و پایین‌دست نمی‌رسید. آنالیز فاکتورهای فیزیکوشیمیایی آب (دما، DO، pH، EC، BOD، COD، TDS، TOC، NO_3، PO_4) با روش‌های استاندارد و طبقه‌بندی ساپروبی توسط شاخص ارزش زیستی Z صورت گرفت. براساس نتایج، در تمام ایستگاه‌های پایین دست افزایش معنی‌دار غلظت آلاینده‌ها نسبت به ایستگاه شاهد مشاهده شد. غلظت BOD نیز به‌طور معنی‌داری در ایستگاه‌های بعد از مزارع بالاتر از ایستگاه شاهد بود. علی‌رغم خودپالایی مناسب رودخانه براساس پهنه‌بندی، به‌خاطر حجم بالای فاضلاب ورودی، بیشتر بخش‌های رودخانه در شرایط یوتروفی کامل و پلی ساپروبی قرار دارند. بالادست‌ترین کارگاه (مزرعهٔ ۱)، بار آلودگی بیشتری به رودخانه تحمیل کرده و مزارع ۲ و ۳ در رده‌های بعدی قرار دارند. طبق شاخص ساپروبی، بهترین کیفیت آب مربوط به ایستگاه شاهد مزرعهٔ ۱ و بدترین کیفیت مربوط به ایستگاه سوم بعد از مزرعهٔ ۱ بود. مطالعهٔ روند خودپالایی رودخانه در ایستگاه‌های مختلف نشان داد که فاصلهٔ اطمینان برای خودپالایی کامل حدود ۲۰۰۰ متر است. علیرغم قدرت خود پالایی مناسب رودخانه هراز، ورود فاضلاب مزارع کوچک‌تر دیگر با فاصلهٔ غیراستاندارد باعث افزایش یوتروفی رودخانهٔ هراز شده است. در صورت عدم نظارت و حسابرسی زیست‌محیطی مراکز پرورش ماهی، با ایجاد معضلات بیشتر، رودخانه در شرایط دیستروفی قرار خواهد گرفت.

واژگان کلیدی: آبزی‌پروری، پساب استخر، خودپالایی، ساپروبی، رودخانهٔ هراز.

مقدمه

آبزی‌پروری از جمله فعالیت‌های تولیدی است که با افزایش تقاضای جهانی مورد توجه قرار گرفته است. اما توسعهٔ کنترل‌نشدهٔ آن مانند هر فعالیت تولیدی بر محیط‌زیست رودخانه‌ها و سایر منابع آبی تأثیرات منفی همچون یوتروفی، تغییر در محیط زیست و آسیب به تنوع زیستی را به دنبال داشته است. یکی از پیامدهای توسعهٔ آبزی‌پروری، افزایش آلودگی منابع آبی توسط پساب خروجی از مراکز پرورشی است (حسینی و همکاران، ۱۳۹۲) که نیاز به کنترل و پایش مستمر دارد. میزان آلودگی محیط‌های آبی به آلاینده‌ها می‌تواند توسط آنالیزهای شیمیایی و زیستی تعیین شود (Hamed and Emara, 2006; Veerasingam *et al.*, 2011). در سال‌های اخیر مشخص شده است که درشت‌بی‌مهرگان کفزی (Benthos)، اثرات ناشی از آلودگی‌های محیطی را به‌صورت تغییر در تنوع یا تراکم خود منعکس می‌کنند و به‌همین دلیل در پایش زیستی مورد توجه قرار گرفته‌اند (ملک، ۱۳۷۹؛ رضایی توابع و صمدی کوچکسرائی، ۱۳۹۸؛ Rezaei Tavabe *et al.*, 2008; Khaleghzadeh *et al.*, 2011; Golestaninasab *et al.*, 2014).

www.SID.ir

Archive of SID

جدول ۱ - مشخصات مراکز پرورش قزل‌آلای رنگین‌کمان انتخابی برای ارزیابی کیفی آب‌های تحت تأثیر فاضلاب.

نام مرکز	منطقه	مختصات جغرافیایی	برداشت سالانه (تن)	فیلتر و حوضچه ترسیب
مزرعهٔ ۱	اسک	x= 601705 و y=3969098	۱۵۰	دارد
مزرعهٔ ۲	شاهاندشت	x=613902 و y=3975409	۴۰	ندارد
مزرعهٔ ۳	بعد از منطقه وانا	x=614120 و y=3977437	۶۰	ندارد

شاخص‌های زیستی نمادهای عددی هستند که مقادیر کمی تنوع گونه‌ای را با اطلاعات کیفی در مورد حساسیت‌های اکولوژیکی هر تاکسون در بین دیگران، ترکیب می‌کنند (Czeniawska-Kusza, 2005). هدف شاخص‌های زیستی یا سیستم امتیازدهی، ارزیابی کیفیت بیولوژیک آب‌های جاری است و اساس کار آن‌ها بر ناپدید شدن تاکسون‌های حساس با افزایش آلودگی است.

رودخانه‌های مختلف دارای قدرت و توانایی خودپالایی و ضریب خودپالایی متفاوتی هستند و نوع رفتار آن‌ها در حذف آلودگی‌ها متفاوت و تحت تأثیر عواملی چون میزان انتقال، نفوذ، پخش، تبدیل، ته‌نشینی و تجزیهٔ آلاینده‌ها بر پدیدهٔ خودپالایی است (حسینی و همکاران، ۱۳۸۵؛ عاشق معلا و همکاران، ۱۳۹۵). تعیین میزان پارامترهای فیزیکوشیمیایی پساب مزارع پرورش ماهی رها شده به منابع، اطلاعات پایه را جهت تنظیم مقررات حفاظت از محیط زیست فراهم می‌کند. براساس این اطلاعات، پرورش دهندگان ماهی ملزم به توسعه سیستم‌های تصفیه پساب مزارع و بهبود شرایط محیطی در منابع آبی خواهند شد (حسینی و همکاران، ۱۳۹۲؛ Pulatsu *et al.*, 2004). بنابراین، برای کاهش آثار نامطلوب پساب مزارع آبزی‌پروری و تعیین حدفاصل مجاز بین مزارع پرورش ماهی، لازم است توان و ضریب خودپالایی رودخانه‌های دریافت‌کنندهٔ پساب مورد ارزیابی قرار گیرد. تحقیقات مختلفی دربارهٔ اثر فاضلاب مزارع پرورش ماهی در کیفیت، کفزیان، توان خودپالایی و تعیین ارزش زیستی رودخانه‌ای انجام شده است (حاتمی، ۱۳۸۷؛ سهرابیان، ۱۳۸۸؛ حسینی، ۱۳۹۱؛ طیبی، ۱۳۹۱؛ سبحان اردکانی و همکاران، ۱۳۹۳؛ رضایی توابع، ۱۳۹۴؛ رحیمی و همکاران، ۱۳۹۴؛ قلندرزاده و همکاران، ۱۳۹۹؛ Waring *et al.*, 2012؛ Mahboobi Soofiani, 2012؛ Imanpour Namin *et al.*, 2013؛ Neto *et al.*, 2015).

در رودخانهٔ هراز نیز در مطالعاتی، تأثیرات زیست‌محیطی آبزی‌پروری بررسی شده است (Varedi *et al.*, 2010; Saremi *et al.*, 2013; Soltani *et al.*, 2014). اما نیاز به تحقیقات بیشتر دربارهٔ روند توسعهٔ رو به رشد مزارع پرورش ماهی قزل‌آلای رنگین‌کمان در این رودخانه که بدون مطالعه و پایهٔ علمی مشاهده می‌شود، احساس می‌شد. از این‌رو این تحقیق با هدف تعیین تأثیر پساب مزارع پرورش ماهی قزل‌آلای رنگین‌کمان در رودخانهٔ هراز و قدرت خودپالایی رودخانه در معرض این پساب‌ها انجام شد و در ادامه وضعیت رودخانه در صورت ادامهٔ روند افزایش مزارع آبزی‌پروری را پیش‌بینی خواهد نمود.

مواد و روش‌ها

به‌منظور ارزیابی کیفی آب‌های تحت تأثیر از فاضلاب مراکز پرورش ماهی قزل‌آلای رنگین‌کمان، در رودخانهٔ هراز، سه مزرعهٔ پرورش قزل‌آلای رنگین‌کمان در نظر گرفته شدند. هر سه مقیاس استاندارد مزارع آبزی‌پروری شامل مزرعهٔ بزرگ‌مقیاس، متوسط‌مقیاس و کوچک‌مقیاس مطالعه شدند تا تأثیر پساب هر سه مقیاس مزرعه بررسی شود. مزرعهٔ ۲ بزرگ‌مقیاس، مزرعهٔ ۳ متوسط‌مقیاس و مزرعهٔ ۱ کوچک‌مقیاس بودند. تولید سالانهٔ مزارع کوچک‌مقیاس: زیر ۱۰ تن، متوسط‌مقیاس: بین ۲۰ تا ۲۵ تن و بزرگ‌مقیاس بیش از ۳۰ تن است (FAO, 2017). ۴ ایستگاه برای هر ۳ مزرعهٔ پایلوت شامل: ایستگاه شاهد (قبل از مزرعه)، ایستگاه اول (۱۰۰ متر بعد از مزرعه)، ایستگاه دوم (۱۰۰۰ متر بعد از مزرعه) و ایستگاه سوم (۲۰۰۰ متر بعد از مزرعه) انتخاب شدند (شکل ۱). مشخصات مراکز پرورشی انتخابی در جدول ۱ مشخص شده است.

در نمونه‌های آب گرفته‌شده از ایستگاه‌های نمونه‌برداری، فاکتورهای فیزیکوشیمیایی شامل دما و pH با دستگاه HACH، اکسیژن محلول در آب (DO) توسط تثبیت نمونهٔ اکسیژن در محل و

www.SID.ir

Archive of SID

جدول ۲ - طبقه‌بندی کیفی آب بر اساس وضعیت زیستی به‌روش بوئر (۱۹۸۰).

میزان آلودگی	طبقه کیفی	وضعیت زیستی
ناحیه الیگوساپروب با آلودگی کم	I=OligosaprobyI	۱-۱/۵
ناحیه بتامزوساپروب با آلودگی متوسط	II=β-Mesosaproby	۱/۵-۲/۵
ناحیهٔ آلفامزوساپروب با آلودگی شدید	III=α-Mesosaproby	۲/۵-۳/۵

شکل ۱ - موقعیت مزارع و ایستگاه‌های نمونه‌برداری بر روی رودخانه (ایستگاه‌ها با عدد نشان داده شده‌اند).

تیتراسیون‌های یدومتری (روش وینکلر)، اکسیژن‌خواهی بیولوژیک (BOD)، به‌وسیلهٔ انکوباسیون نمونه به‌مدت ۵ روز و اندازه‌گیری اکسیژن باقی‌مانده به روش وینکلر (Clesceri *et al*., 1989)، اکسیژن‌خواهی شیمیایی (COD) با روش تقطیر برگشتی باز، میزان فسفات (PO_4) تحت شرایط اسیدی توسط واکنش با آمونیوم هپتامولبیدات، نیترات (NO_3) توسط احیا با کادمیوم و سپس واکنش با سولفانیلیک اسید (Eaton, 2005)، ترکیبات ارگانیک آب (TOC) با روش آنالیز دستگاهی و با استفاده از دستگاه آنالیز SGE ANATOC^{TM} Series اندازه‌گیری شدند. برای آنالیز مواد جامد معلق (TDS)، کپسول چینی به‌مدت یک‌ساعت در ۱۸۰ درجهٔ سانتی‌گراد قرار گرفته و سپس در دسیکاتور خنک و قبل از آزمایش توزین شد (Standard methods, 2005). ارزیابی زیستی رودخانه و ارزیابی شاخص زیستی رودخانه طبق رابطهٔ ۱ (Baur, 1980) محاسبه شد.

رابطهٔ ۱ $$z = \frac{\sum O + 2\sum \beta + 3\sum \alpha + 4\sum \rho}{\sum h}$$

در این رابطه: Z نشانگر وضعیت زیستی، Σh مجموع فراوانی، ΣO مجموعهٔ موجودات الیگوساپروب، Σβ مجموعهٔ موجودات بتامزوساپروب، Σα مجموعهٔ موجودات آلفامزوساپروب، و ΣP مجموعهٔ موجودات پلی‌ساپروب است. ارزیابی کیفیت رودخانه مطابق با جدول ۲ انجام گرفت.

طرح آزمایش شامل طرح آماری و نمونه‌برداری کاملاً تصادفی بوده است. قبل از انجام آنالیز واریانس، نرمال بودن داده‌ها با استفاده از آزمون Shapiro-Wilk بررسی شد و برای آنالیز داده‌ها از آنالیز تجزیهٔ واریانس یک طرفه (One-way ANOVA) استفاده شد. مقایسه میانگین تیمارهای مختلف (با سطح معنی‌داری ($P\leq0.05$) با آزمون دانکن و با استفاده از نرم‌افزار SPSS نسخهٔ ۲۳ انجام شد. همچنین نمودارهای مربوط به مقایسهٔ میانگین فاکتورها آنالیز شده به‌وسیلهٔ نرم‌افزار Excel 2010 رسم شد و توان خودپالایی رودخانه با تحلیل نتایج حاصل از پهنه‌بندی پارامترهای فیزیکوشیمیایی در ایستگاه‌های مورد مطالعه تعیین شد.

نتایج

پارامترهای آلاینده آب در مزارع مورد مطالعه: از آن‌جا که الگوی نوسانات پارامترهای اندازه‌گیری شده در سه مزرعه کاملاً متفاوت بود، لازم بود که داده‌ها در جدول‌های جداگانه برای هر مزرعه ارائه شوند. بالادست‌ترین مزرعه به‌نام مزرعهٔ ۱، مزرعهٔ وسط به‌نام

www.SID.ir

Archive of SID

جدول ۳ - میانگین پارامترهای آلایندهٔ آب در مزرعهٔ ۱ در تمامی ایستگاه‌های نمونه‌برداری مزرعه.

پارامتر / ایستگاه	PO_4	NO_3	TOC	COD	BOD	pH	DO	EC	TDS
A	۰/۳۳±۰/۳^{a}	۳/۱±۰/۹^{a}	۵/۸±۰/۳^{a}	۲۳/۸±۳/۸^{a}	۸/۲۳±۴/۲^{a}	۸/۱۳±۱/۹^{a}	۶/۶۳±۰/۲^{a}	۳۷۶/۷±۶۰/۲^{a}	۱۷۶/۷±۴۸/۵^{a}
B	۰/۵۳±۰/۰۸^{a}	۹/۰۳±۰/۸^{b}	۹/۹±۱/۱^{c}	۵۴/۶±۵/۱^{b}	۲۴/۷۶±۰/۳^{b}	۸±۰/۹^{b}	۵/۳±۰/۱^{b}	۵۶۰±۴۱/۳^{ab}	۲۶۰±۳۰/۳^{ab}
C	۰/۴۳±۰/۱^{a}	۸/۲۳±۰/۱^{b}	۸/۵۶±۰/۱^{b}	۴۸/۲۳±۷/۲^{b}	۲۲/۹۶±۱/۷^{b}	۷/۷۳±۰/۳^{b}	۶/۳±۰/۳^{ab}	۷۸۳/۳±۱۷/۱^{b}	۳۶۶/۷±۱۰/۹^{b}
D	۰/۷۶±۰/۱^{a}	۹/۳۳±۱/۶^{b}	۷/۱۳±۰/۲^{b}	۵۴/۷۳±۸/۳^{b}	۳۴/۱±۶/۶^{b}	۷/۹±۱/۱^{b}	۵/۱۷±۰/۵^{b}	۸۹۰±۹۳/۴^{b}	۴۱۳/۳±۳۷/۴^{b}

A: ایستگاه پیش از مزرعه؛ B: ایستگاه ۱؛ C: ایستگاه ۲؛ D: ایستگاه ۳.

جدول ۴ - میانگین پارامترهای آلایندهٔ آب در مزرعهٔ ۲ در تمامی ایستگاه‌های نمونه‌برداری مزرعه.

پارامتر / ایستگاه	PO_4	NO_3	TOC	COD	BOD	pH	DO	EC	TDS
A	۰/۶±۰/۱^{a}	۶/۰۳±۱/۴^{a}	۶/۵±۱/۶^{a}	۳۱/۶±۱/۱^{a}	۱۴/۸±۲/۲^{a}	۸/۰۳±۰/۱^{a}	۶/۱۶±۰/۱^{a}	۵۶۳/۳±۲۷/۴^{a}	۲۶۱/۶±۲۰/۳^{a}
B	۰/۴۶±۰/۱^{a}	۱۰/۱۶±۲/۳^{c}	۱۱/۲±۱/۹^{c}	۵۴/۰۳±۵/۳^{b}	۲۹/۰۶±۴/۱^{b}	۸/۴۶±۰/۱^{a}	۵/۲۶±۰/۲^{c}	۶۶۶/۶±۳۳/۳^{b}	۳۱۰±۲۵/۱^{b}
C	۰/۶±۰/۲^{a}	۸/۵±۱/۵^{bc}	۸/۷±۱/۳^{bc}	۵۸/۲±۷/۶^{b}	۲۸/۶±۴/۵^{b}	۸/۱۶±۰/۲^{a}	۵/۷۶±۰/۴^{b}	۷۸۶/۶±۳۱/۵^{c}	۳۶۶/۶±۲۱/۴^{c}
D	۰/۶±۰/۳^{a}	۶/۸۶±۱/۷^{ab}	۷/۹±۰/۹^{ab}	۵۶/۵±۵/۳^{b}	۲۵/۶±۱/۳^{b}	۷/۹۳±۰/۲^{a}	۵/۹۶±۰/۲^{ab}	۸۳۰±۷۳/۳^{c}	۳۸۶/۶±۳۰/۵^{c}

A: ایستگاه پیش از مزرعه؛ B: ایستگاه ۱؛ C: ایستگاه ۲؛ D: ایستگاه ۳.

جدول ۵ - میانگین پارامترهای آلایندهٔ آب در مزرعهٔ ۳ در تمامی ایستگاه‌های نمونه‌برداری مزرعه.

پارامتر / ایستگاه	PO_4	NO_3	TOC	COD	BOD	pH	DO	EC	TDS
A	۰/۵۶±۰/۰۷^{a}	۷/۱۶±۰/۱^{a}	۷/۳۳±۱/۳^{a}	۲۸/۳±۱/۳^{a}	۱۵/۹±۰/۰۹^{a}	۸/۵۳±۰/۱^{a}	۶/۲۶±۰/۱^{a}	۵۷۰±۰/۳^{a}	۲۷۶/۶۶±۳۰/۳^{a}
B	۰/۶۶±۰/۰۲^{a}	۹/۲۶±۰/۱^{c}	۹/۱±۰/۹^{a}	۶۱/۱۶±۹/۶^{c}	۲۵/۸±۲/۳^{c}	۸/۳۶±۰/۱۴^{c}	۵/۲±۰/۱^{c}	۷۱۰±۰/۳^{a}	۳۳۰±۲۰/۲^{b}
C	۰/۶۳±۰/۱۶^{a}	۸/۳۶±۰/۰۹^{b}	۸/۹۶±۱/۲^{a}	۴۵/۲۳±۲/۱^{b}	۲۸/۱±۲/۶^{c}	۸/۴۶±۰/۱۲^{b}	۵/۶±۰/۲^{b}	۸۱۰±۰/۳^{a}	۳۹۰±۱۱/۵^{c}
D	۰/۵۳±۰/۱۲^{a}	۸/۱۳±۰/۵^{b}	۷/۴±۰/۸^{a}	۴۲/۲±۱/۷^{b}	۲۳/۶±۱/۴^{b}	۸/۱۳±۰/۶^{b}	۶±۰/۲^{a}	۶۵۰±۰/۳^{a}	۳۰۳/۳۳±۲۰/۱^{ab}

A: ایستگاه پیش از مزرعه؛ B: ایستگاه ۱؛ C: ایستگاه ۲؛ D: ایستگاه ۳.

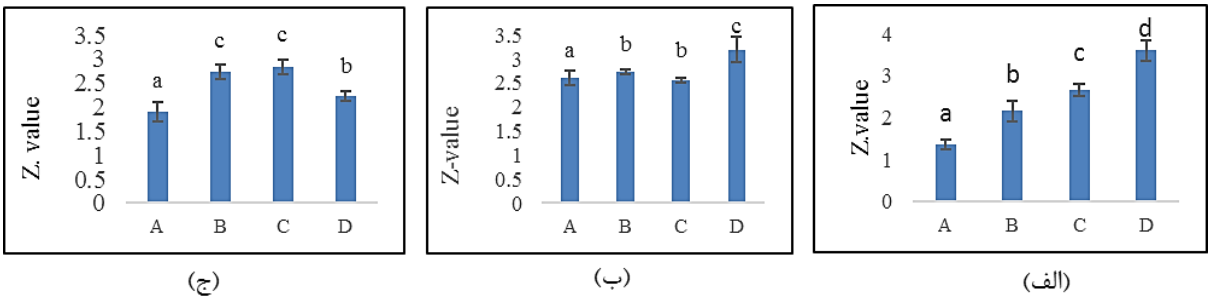
مزرعهٔ ۲ و پایین‌دست‌ترین کارگاه، به‌نام مزرعهٔ ۳ شناخته شد. مقادیر پارامترها در سه مزرعه، به‌ترتیب در جدول‌های ۳، ۴ و ۵ مشخص شده است. مطابق با این جدول‌ها، در مزرعهٔ ۱ و مزرعهٔ ۲، TDS، EC و شاخص زیستی، از ایستگاه شاهد به سمت ایستگاه شماره ۳ در فاصلهٔ تقریبا ۲۰۰۰ متری مزرعه بوده و نهایت پذیرش فاضلاب را داشته‌اند. در مزرعهٔ ۳، مقدار EC در ایستگاه شماره ۲ در فاصله حدوداً ۱۰۰۰ متری از مزرعه افزایش یافته و مجدداً در ایستگاه سوم کاهش محسوسی داشت. سایر فاکتورهای مورد سنجش در هر سه مزرعه، در ایستگاه پیش‌مزرعه دارای کمترین مقدار مربوطه بودند. در مزرعهٔ ۱ و مزرعهٔ ۲، با حرکت آب به‌سمت ایستگاه شماره ۳ مجدداً مقادر کلیه فاکتورهای مذکور دوباره افزایش نشان داده است. در مزرعهٔ ۳، در ایستگاه شماره ۱ مقدار پارامتر آلاینده برای تمامی فاکتورها افزایش داشته ولی به سمت ایستگاه شماره ۲ میزان فاکتورهای مورد سنجش با شکستی در مقدار خود مواجه شده و کاهش یافته‌اند.

شاخص زیستی: در مزرعه ۱: براساس شکل ۲، شاخص در ایستگاه پیش‌مزرعهٔ ۱ از حد مطلوبی برخوردار بوده و الیگوساپروب است. بعد از مزرعه، شاخص در طول رودخانه افزایش یافته و به منطقه پلی‌سابروب رسید. در مزرعه ۲ شاخص مذکور، در پیش‌ایستگاه و ایستگاه‌های بعد از مزرعه در محدوده آلفامزوساپروب است. در مزرعهٔ ۳ شاخص مذکور، در تمامی ایستگاه‌ها از حد مطلوبی برخوردار بوده و در ایستگاه ۱ و ۲ بعد از مزرعه پرورش ماهی به بیشترین مقدار خود رسیده است و در محدوده آلفامزوساپروب است.

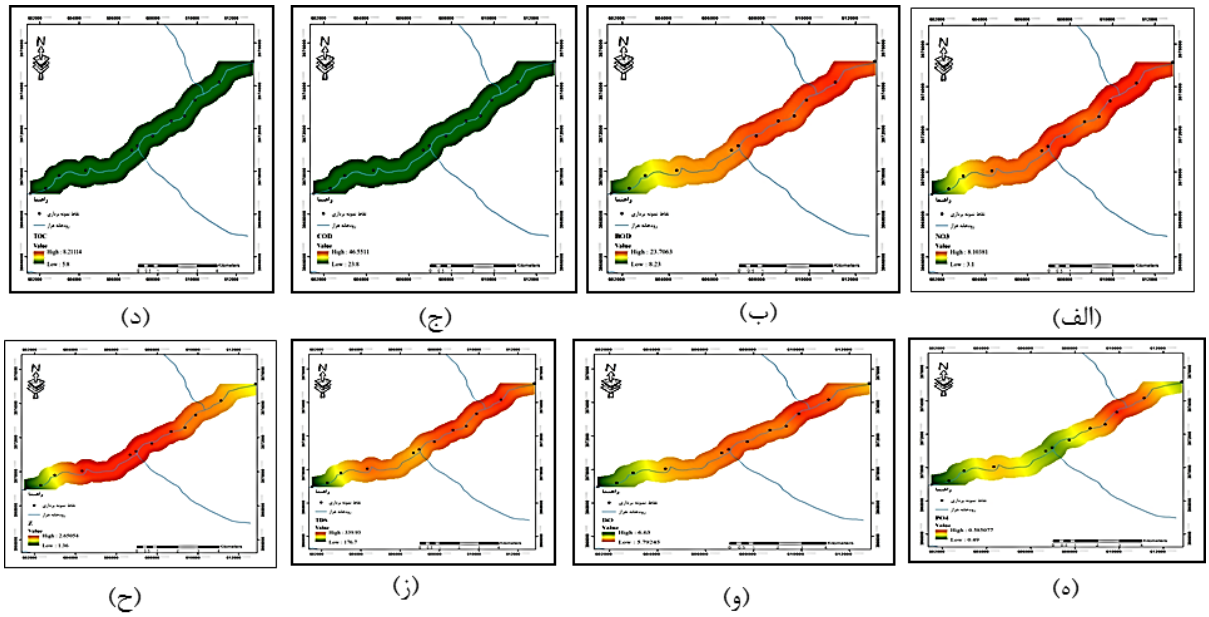
بررسی روابط بین مزارع: براساس آزمون تحلیل واریانس ANOVA برای پارامترهای BOD، COD، EC، pH، TOC و Z-Index، اختلاف بین استخرها معنی‌دار بود. آزمون دانکن نشان داد برای BOD،

www.SID.ir

Archive of SID



شکل ۲ - شاخص زیستی در مزرعه‌های الف) ۱؛ ب) ۲؛ ج) ۳ (A: ایستگاه پیش از مزرعه؛ B: ایستگاه ۱؛ C: ایستگاه ۲؛ D: ایستگاه ۳).



شکل ۳ - پهنه‌بندی پارامترهای فیزیکوشیمیایی در رودخانه هراز: الف) نیترات؛ ب) BOD؛ ج) COD؛ د) TOC؛ ه) فسفات؛ و) اکسیژن محلول؛ ز) TDS؛ ح) شاخص زیستی Z (از طیف رنگی قرمز به سمت سبز، شرایط بهبود می‌یابد.)

EC و Z-Index، در ایستگاه‌های قبل از مزارع بین استخر ۱ با استخرهای ۲ و ۳ اختلاف وجود داشت و در ایستگاه‌های بعد از مزارع اختلاف وجود نداشت، برای پارامترهای COD، pH و TOC، براساس آزمون دانکن، بین استخرها اختلاف وجود ندارد.

پهنه بندی رودخانهٔ هراز بر اساس متغیرها: در شکل ۳، پهنه‌بندی متغیرهای رودخانهٔ هراز با امکان تفسیر ساده با کمک طیف‌های رنگی به نمایش درآمده است. مطابق این شکل، نیترات از مزرعهٔ قادی تا مزرعهٔ مرکزی در کل در حال افزایش بوده و بعد از مرزعهٔ مرکزی نیز کاهش نیافته است، تنها در فاصلهٔ بین مزرعهٔ بزرگی و مرکزی اندکی از مقدار آن کاسته شده اما بعد از مزرعهٔ مرکزی نیز در میزان بالا باقی مانده است. این روند دربارهٔ BOD نیز با شدت کمتر تکرار شده و رودخانه از این نظر در شرایط مساعدی نیست. میزان COD و TOC در مسیر در حالت عادی و بهینه است. میزان فسفات بعد از مزرعهٔ مرکزی در بیشترین مقدار بوده و در ایستگاه‌های بعد از مزارع در اثر خودپالایی رودخانه کاهش یافته و مطابق شکل با رنگ سبز، نشانهٔ بهترین وضعیت، رسیده است. اکسیژن محلول بعد از مزرعهٔ قادی کاهش یافته، بعد از مزرعهٔ مرکزی به کمترین میزان خود رسیده و بعد از ایستگاه بعد از مزرعه مجدداً روند افزایشی داشته است. این روند دربارهٔ TDS نیز مشاهده شده است. میزان شاخص زیستی بعد از مزرعهٔ قادی تا بعد از ایستگاه اول مزرعه مرکزی در حد بالا بوده و نشان از آلودگی رودخانه دارد و پس از ایستگاه اول مزرعه مرکزی کاهش یافته و در زمرهٔ آب‌های الیگوساپروب قرار گرفته است. بنابراین مطابق این پهنه‌بندی، در میان پارامترهای اندازه‌گیری شده، نیترات و BOD در بدترین وضعیت در رودخانه قرار دارند.

www.SID.ir

Archive of SID

بحث

آنالیز پارامترهای آلایندهٔ آب حاکی از افزایش این فاکتورها در ایستگاه‌های خروجی هر سه مزرعه بود که منطبق با نتایج پژوهش نفری یزدی و همکاران (۱۳۹۰) و کاظم‌زاده خواجویی (۱۳۸۱) است. همچنین، میانگین غلظت پارامترهای مختلف نمونه‌برداری کمتر از حد استاندارد تعیین شده بود (EPA, 2012) که این موضوع با دستاورد پژوهش سعیدی و مهردادی (۱۳۸۵) در رودخانه تجن دربارهٔ اثرات توسعهٔ صنعتی، کشاورزی و شهری مطابقت دارد.

طبق نتایج، در هر سه مزرعه بین میانگین غلظت پارامترها در ورودی و خروجی ایستگاه‌ها اختلاف معنی‌دار وجود نداشت. نوسانات مشهود در DO برای ایستگاه‌های نمونه‌برداری در مزرعهٔ ۱ متأثر از محصور شدن طبیعی و جدا شدن بخشی از هراز در منطقهٔ دریاچهٔ امامزاده علی است. با توقف آب و مصارف بومی در این دریاچه، فاکتورهای آلایندهٔ آب بالا رفته است. اثر این سکونت موقت آب، کاهش پالایش در رودخانه است، هرچند میزان DO نسبت به ایستگاه اول بهتر شده بود. با عبور از ایستگاه اول و حد فاصل میان ایستگاه‌های ۲ و ۳، شهر لاریجان قرار دارد که پساب مناطق مسکونی به هراز واریز می‌شود. همین امر سبب نوسان افت‌دار DO در ایستگاه آخر، علی‌رغم حرکات پالایندهٔ هراز، شده است. میزان اکسیژن محلول در ایستگاه خروجی مزارع پرورش ماهی کاهش معنی‌داری نسبت به سایر ایستگاه‌ها و به‌خصوص ایستگاه شاهد داشت. کاهش میزان اکسیژن محلول خروجی از مزارع پرورش ماهی در مطالعات مختلف توسط محققان گزارش شده است (اعرابی، ۱۳۷۲؛ حاتمی، ۱۳۸۷؛ طیبی و سبحان اردکانی، ۱۳۹۱؛ Varedi *et al*., 2010) و می‌تواند در اثر افزایش مصرف اکسیژن محلول در آب توسط ماهی‌ها در اثر فعالیت‌های زیستی و تغذیه‌ای باشد (Teodorowicz *et al*., 2006). البته غلظت اکسیژن با توجه به نوع مدیریت مزرعه مانند استفاده از هواده، حوضچه‌های ته‌نشینی، تراکم نگهداری، دما و غیره متفاوت است (Viadero *et al*., 2005; Teodorowicz *et al*., 2006; Mahboobi Soofiani *et al*., 2012). پس از سپری شدن فاصله از مزارع پرورش ماهی در تمامی ایستگاه‌ها به‌دلیل دبی بالای آب میزان اکسیژن به حد نمونه شاهد برگشته است و این نشانهٔ خودپالایی رودخانه است. در مجموع با توجه به این‌که حداقل سطح اکسیژنی برای یک رودخانه برای حفظ تنوع زیستی و سلامت اکولوژیکی ۶ میلی گرم در لیتر است (EPA, 2012)، رودخانه هراز در منطقه مورد مطالعه از نظر این شاخص کیفیت آبی در شرایط مطلوبی قرار داشت.

افزایش pH در ایستگاه اول (خروجی مزارع) هر سه مزرعه بیشتر از سایر ایستگاه‌ها در هر مزرعه بوده که می‌تواند به‌دلیل افزایش میزان دبی و در نهایت افزایش pH باشد. البته این نکته حائز اهمیت است که مقادیر pH در همه ایستگاه‌های نمونه‌برداری در حد مجاز ۹-۶ بوده است (Boyd, 2003). مطالعات مختلفی توسط محققان نیز افزایش pH را در خروجی مزارع پرورش ماهی گزارش نموده اند (Pulatsu *et al*., 2004; Teodorowicz *et al*., 2006; Mahboobi Soofiani *et al*., 2012).

TDS در ایستگاه‌های هر سه مزرعهٔ پرورش ماهی در ایستگاه اول (خروجی مزرعه) افزایش یافت که در بررسی اثر متقابل ایستگاه‌ها اختلاف معنی‌داری بین ایستگاه‌ها در هر مزرعه مشاهده نشد، اما تحلیل واریانس بین مزارع معنی‌دار بود. این امر را می‌توان به‌دلیل فعالیت‌های آبزی‌پروری از جمله غذادهی و نظافت استخرها دانست. محققان دیگر نیز به افزایش این پارامتر در پساب خروجی مزارع تاکید داشته‌اند (حاتمی، ۱۳۸۷؛ طیبی و سبحان اردکانی، ۱۳۹۱؛ Mahboobi Soofiani *et al*., 2012). افزایش میزان نیترات در خروجی مزارع در این تحقیق، می‌تواند به‌دلیل تولید نیترات توسط فعالیت‌های آبزی‌پروری باشد. کاهش میزان نیترات در طول رودخانه احتمالاً به‌دلیل ترکیبی از عمل جذب آن توسط فون و فلور رودخانه، نیترات‌زدایی (دنیتریفیکاسیون) رسوبات و رقیق‌شدن آب است (Homewood *et al*., 2004). مطالعات متعددی نیز حاکی از افزایش میزان نیترات حاصل از مزارع پرورش ماهی در آب هستند (حاتمی، ۱۳۸۷؛ Zivic *et al*., 2009; Camargo *et al*., 2011; Guilpart *et al*., 2012; Neto, 2015). حداکثر میزان BOD و COD در ایستگاه خروجی مزارع پرورش ماهی

www.SID.ir

Archive of SID

مشاهده شد. افزایش فعالیت‌ها در مزارع می‌تواند باعث بالا رفتن BOD و COD گردد. اگرچه میزان آن‌ها در طول تحقیق حاضر فراتر از حد مجاز که ۳۰ میلی‌گرم در لیتر برای BOD و ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر برای COD است (Boyed, 2003) نرفت. فعالیت‌های مدیریتی نظیر غذا دهی و نظافت و به هم خوردن مواد جامد ته نشین شده می‌تواند باعث افزایش این مقدار شود (حسینی و همکاران، ۱۳۹۲). در مقایسه بین ایستگاه‌های مختلف در هر مزرعه حداکثر میزان این پارامترها در پساب خروجی مزارع اندازه‌گیری شد که با دیگر مطالعات انطباق دارد (اعرابی، ۱۳۷۲؛ حاتمی، ۱۳۸۷؛ طیبی، ۱۳۹۱؛ Mahboobi Soofiani *et al*., 2012). اثرات متقابل بین مزارع نیز حاکی از اختلاف معنی‌دار بین مزارع بود. طبقه‌بندی آژانس حفاظت محیط زیست ایالات متحده (USEPA) براساس مقدار BOD برای رودخانه‌ها معمولاً محدوده‌ای بین ۲-۰ میلی‌گرم در لیتر را برای آب‌های بسیار پاکیزه، ۵-۳ میلی‌گرم در لیتر را برای آب‌های نسبتاً آلوده و بیش از ۵ میلی‌گرم در لیتر را برای آب‌های بسیار آلوده در نظر گرفت (EPA, 2012). بر این اساس، تمامی ایستگاه‌های مطالعاتی این تحقیق در مدت بررسی در طبقه آب‌های بسیار آلوده از نظر BOD قرار گرفته‌اند. همچنین تحقیقات مشابه، بیان کردند که پساب مواد آلی خارج شده از مزارع پرورش ماهی باعث افزایش میزان COD در رودخانه می‌شود (حسینی ثانی، ۱۳۷۶؛ حاتمی، ۱۳۸۷). نتایج بررسی خودپالایی رودخانه نشان‌دهندهٔ کاهش مقادیر با فاصله از مزرعه و رسیدن مقادیر اندازه‌گیری‌شده به مقدار شاهد است. در بررسی حسینی (۱۳۹۱) و سبحان اردکانی (۱۳۹۳)، اختلاف معنی‌داری بین ایستگاه‌ها مشاهده نشده و در پژوهش نادری جلودار و عبدلی (۱۳۹۰) نیز خودپالایی مناسب رودخانهٔ هراز در برابر پساب حاصل از مزارع قزل‌آلای رنگین‌کمان به‌خصوص در ۳/۵ کیلومتری بعد از مزارع به اثبات رسیده است که با نتایج تحقیق حاضر مطابقت دارد.

شاخص زیستی Z، در هر سه مزرعه، در ایستگاه‌های بعد از مزرعه، غیر از ایستگاه اول مزرعهٔ ۱، در محدودهٔ آلودگی شدید و خیلی شدید قرار داشت. البته در مزرعهٔ ۳، ایستگاه شاهد آلودگی متوسط و در مزرعهٔ ۲، ایستگاه شاهد نیز آلودگی شدید داشت. بنابراین، هرچند در این دو مزرعه نیز شاخص Z در ایستگاه‌های بعد از مزرعه روند رو به رشدی را نشان داد، اما تنها در مزرعهٔ ۱ این روند رو به رشد زیاد بوده و در هر ایستگاه، آلودگی از نظر عددی وارد طبقهٔ بالاتری شده است. چنان‌که در ایستگاه ۱ آلودگی در طبقهٔ متوسط، در ایستگاه ۲ در طبقهٔ شدید و در ایستگاه ۳ وارد طبقهٔ بسیار شدید شده است. بنابراین از دیدگاه شاخص Z، تنها در محدودهٔ مزرعهٔ ۱، می‌توان خودپالایی رودخانه را مورد تردید قرار داد. استفاده از شاخص‌های زیستی برای ارزیابی رسوبات رودخانه‌ای همواره نقش مهمی در برآورد کیفیت رودخانه داشته است (نادری جلودار و عبدلی، ۱۳۹۰؛ قلندرزاده و همکاران، ۱۳۹۹) و نتایج پژوهش حاضر نیز این نکته را تأئید می‌کند. در نهایت افزایش غلظت BOD، COD، فسفات و نیترات که در ایستگاه‌های بعد از مزرعه در هر سه مرکز آبزی‌پروری مشاهده شده است، نشان‌دهندهٔ تأثیر فاضلاب حاصل از آبزی‌پروری در میل رودخانه به سمت یوتروفی می‌شود که این موضوع نیز در پژوهش‌های پیشین (Wang *et al*., 2011; Tong *et al*., 2016; Ji *et al*., 2017; Tang *et al*., 2020) به اثبات رسیده است.

در کل در هر سه مزرعه، تمیزترین ایستگاه، ایستگاه شاهد بوده و غلظت آلاینده‌ها از بالادست به پایین‌دست روند افزایشی داشته و با وجود مناسب بودن خودپالایی رودخانهٔ هراز، به‌دلیل حجم زیاد فاضلاب‌های ورودی، سبب یوتروفی بالای این رودخانه شده است. در کل در تمام ایستگاه‌های پایین دست افزایش غلظت پارامترها نسبت به ایستگاه شاهد مشاهده شد. پهنه‌بندی رودخانه براساس متغیرها نیز، نشان‌دهندهٔ خودپالایی مناسب رودخانه بود اما به‌خاطر حجم بالای فاضلاب، بیشتر بخش‌های رودخانه در شرایط یوتروفی کامل و پلی‌ساپروبی قرار دارند. هرچند توان خودپالایی رودخانه مناسب است، اما از آن‌جا که در حالت یوتروفی قرار دارد، ظرفیت افزایش بار آبزی‌پروری و افزایش مزارع پرورشی را ندارد و هر افزایشی در این زمینه فراتر از توان خودپالایی رودخانه خواهد بود. بالادست‌ترین کارگاه مورد مطالعه (مزرعهٔ ۱)، بار آلودگی بیشتری به

www.SID.ir

Archive of SID

رودخانه تحمیل کرده و مزارع ۲ و ۳ در رده‌های بعدی قرار دارند. طبق شاخص ساپروبی، بهترین کیفیت آب مربوط به ایستگاه شاهد مزرعهٔ ۱ و بدترین کیفیت مربوط به ایستگاه سوم بعد از مزرعهٔ ۱ بود. کارگاه پرورش ماهی اول با فاصله حدود ۱۰۰ متر از رودخانه، در مقایسه با سایر کارگاه‌های مورد ارزیابی، به‌خصوص کارگاه سوم که بیشترین فاصله را با رودخانه هرازدارد (۲۰۰۰ متر)، از تحمیل بار آلودگی بیشتری بر رودخانه برخوردار بود. بنابراین با توجه به نحوهٔ مدیریت تقریباً مشابه همه کارگاه‌ها، علت اصلی این امر را می‌توان مربوط به موقعیت و مکان کارگاه شمارهٔ یک دانست. کیفیت آب رودخانه در کل در وضعیت یوتروفی قرار دارد. به‌دلیل گسسته بودن ارتباط پارامترهای مزارع مختلف از یکدیگر، فاصلهٔ مزارع مورد مطالعه از هم مناسب بوده اما در مجموع در رودخانهٔ هراز، فاصلهٔ مزارع مختلف از یکدیگر به میزان لازم نبوده و رودخانهٔ هراز قادر به خود پالایی کامل پارامترها نمی‌باشد. طبق این تحقیق، در صورتی‌که آلایندهٔ دیگری وارد رودخانه نشود، پس از مزرعه شماره ۳ با احتساب فاصله اطمینان، پارامترهای آلاینده به حالت عادی باز خواهند گشت. این امر نشان دهنده پاکیزه‌تر بودن آب و کیفیت مناسب آب در ایستگاه آخر و به وقوع پیوستن خودپالایی در رودخانه هراز در حد مناسب پس از طی مسافت حدود دو کیلومتر از آخرین مزرعه پرورش ماهی است. بنابراین به‌دلیل وضعیت یوتروفی، این رودخانه ظرفیت افزایش بار آبزی‌پروری و افزایش مزارع پرورشی را ندارد و هر افزایشی در این زمینه فراتر از توان خودپالایی رودخانه خواهد بود. بنابراین ضروری است سازمان‌ها یا مؤسسات صادرکنندهٔ مجوز فعالیت پروژه‌های پرورش ماهی، قبل از تصمیم‌گیری جهت صدور مجوز و پروانهٔ فعالیت، تمامی پیامدها و عواقب امر اعم از مسائل اقتصادی، اجتماعی و زیست‌محیطی را به‌دقت مدنظر داشته باشند و مجریان و دست‌اندرکاران احداث پروژه‌های پرورش ماهی نیز در هنگام اجرای این نوع طرح‌ها جوانب مختلف کار را کاملاً مورد توجه قرار دهند تا با اتخاذ روش‌های صحیح و اصولی، درآینده شاهد بروز مشکلات جدی زیست‌محیطی نباشیم. پیشنهاد می‌شود پیش از احداث استخرهای پرورش ماهی، ویژگی‌های کمی و کیفی آب رودخانه در منطقهٔ مورد نظر بررسی شود. در این صورت با اطلاع از ظرفیت خودپالایی رودخانه، می‌توان اثرات مخرب پساب استخرها بر آب رودخانه را تا حد ممکن کاهش داد. ارتقاء دانش فنی بهره‌برداران، رعایت ضوابط برای پساب استخرها با به‌روزرسانی استانداردهای موجود و ایجاد مقررات اجرایی، راهکارهای تشویقی و تنبیهی، استفاده از تکنولوژی پاک و پایش و نظارت مستمر فعالیت استخرها، برای رعایت این استانداردها ضروری است.

منابع

اعرابی د. ۱۳۷۲. بررسی اثرات فاضلاب مزارع پرورش ماهیان سردابی بر روی زیستگاه‌های طبیعی آبزیان (منطقهٔ جاجرود). پایان‌نامهٔ کارشناسی ارشد شیلات، دانشکدهٔ منابع طبیعی، دانشگاه تهران. ۹۳ ص.

حاتمی ر. ۱۳۸۷. بررسی اثر پساب مزارع پرورش ماهی قزل‌آلا بر خصوصیات فیزیکوشیمیایی آب و غنای تاکسونومی جوامع ماکروبنتوز رودخانهٔ زاینده‌رود. پایان نامه کارشناسی ارشد شیلات، دانشکدهٔ منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی اصفهان. ۱۱۰ ص.

حسینعلی ثانی م. ۱۳۷۶. بررسی آلودگی‌های حاصل از مزارع تولید ماهی قزل‌آلا روی بوم‌سازگان رودخانهٔ دوهزار تنکابن و نقش خودپالایی آن، پایان نامه کارشناسی ارشد محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران. ۱۰۴ ص.

حسینی س. ح.، سجادی م. م.، کامرانی ا.، سوری نژاد ا.، رنجبر ح. ۱۳۹۲. تأثیر پساب مزارع پرورش ماهی قزل‌آلای رنگین‌کمان بر پارامترهای فیزیکوشیمیایی آب رودخانهٔ ریجاب استان کرمانشاه. مجله بوم‌شناسی آبزیان، ۲(۴): ۲۹-۳۹.

حسینی ی.، معاضد ه.، برومندنسب س.، کشکولی ح.ع ۱۳۸۵. محاسبهٔ حداکثر توان خودپالایی قسمتی از رودخانهٔ کرخه جهت ورود فاضلاب شهری. اولین همایش تخصصی مهندسی محیط زیست، تهران، دانشگاه تهران، دانشکده محیط زیست. ۸-۱.

حسینی س.ح. ۱۳۹۱. تأثیر آلودگی‌های ناشی از مزارع پرورش ماهی قزل‌آلای رنگین‌کمان بر کیفیت فاکتورهای فیزیکوشیمیایی آب رودخانهٔ ریجاب. پایان‌نامه کارشناسی ارشد، دانشگاه هرمزگان.

رحیمی م.، ترابی جفرودی ح.، راستا م.، خدادوست ع.، تقی‌پور کوه بنه ش.، دل افکار خ. ۱۳۹۴. اثرات پساب کارگاه‌های پرورش قزل‌آلای رنگین‌کمان بر جوامع

www.SID.ir

Archive of SID

ماکروزئوبنتوزی رودخانهٔ شمرود (سیاهکل – استان گیلان). نشریهٔ توسعهٔ آبزی‌پروری، ۹(۴): ۳۱-۴۳.

رضایی توابع ک. ۱۳۹۴. مطالعه لیمنولوژیک و تعیین ارزش زیستی رودخانه دامغان‌رود در استان سمنان. اولین کنفرانس سالانه تحقیقات کشاورزی ایران. شیراز، ایران. ۷-۱.

رضایی توابع ک. صمدی کوچکسرائی ب. ۱۳۹۸. پرتاران، انتشارات دانشگاه تهران، تهران، ایران. ۳۰۸ صفحه.

سبحان اردکانی س.، محرابی ز.، احتشامی م. ۱۳۹۳. ارزیابی تأثیر پساب کارگاه‌های تکثیر و پرورش ماهی بر کیفیت فیزیکوشیمیایی آب رودخانهٔ کبکیان در سال ۱۳۹۰. مجله دانشگاه علوم پزشکی مازندران، ۲۴(۱۱۳): ۱۴۰-۱۴۹.

سهرابیان ب.، جاوید، ا. ح.، عوض‌پور م.، صدوقی ز. ۱۳۸۸. بررسی کیفیت پساب استخرهای پرورش ماهی منطقهٔ کلم وتأثیر آن بر SNF آب پذیرنده با استفاده از شاخص. دوازدهمین همایش ملی بهداشت محیط، تهران، دانشگاه علوم پزشکی شهید بهشتی.

طیبی ل.، سبحان‌اردکانی س. ۱۳۹۱. سنجش پارامترهای کیفی آب رودخانهٔ گاماسیاب و عوامل مؤثر بر آن. علوم و تکنولوژی محیط زیست، ۱۴ (۲): ۲۷-۴۹.

عاشق معلا م.، ملک‌محمدی ب.، ترابیان ع. ۱۳۹۵. بررسی اهمیت توان خودپالایی رودخانه‌ها در تدوین استاندارد تخلیه پساب. پژوهش‌های محیط‌زیست، ۷(۱۳): ۱۰۳-۱۱۶.

قلندرزاده ف.س.، رضایی توابع ک.، حاجی سید محمد شیرازی ر.، صمدی کوچکسرائی ب. ۱۳۹۹. بررسی تغییرات غلظت فلزات سنگین کادمیوم، کروم و روی در آب و رسوب و شاخص ارزش زیستی کفزیان (Z) در رودخانهٔ کرج. شیلات، مجله منابع طبیعی ایران، ۷۳(۲): ۱۹۹-۲۱۲.

ملک م. ۱۳۷۹. بررسی آلودگی انگل ماهیان گبی در جنوب غربی ولز و استفاده از انگل‌ها به‌عنوان نشانگر زیستی. اولین همایش بهداشت بیماری‌های آبزیان، اهواز. ۸-۱.

سعیدی م، مهردادی ن. ۱۳۸۵. اثر فعالیت‌های انسانی بر تجمع فلزات سنگین در آب رودخانهٔ تجن. محیط‌شناسی، شمارهٔ ۴۰: ۵-۴۱.

Bauer W. 1980. Gewaesserguetebestimmen und beur-teilen, Verlag Paul Parey, Hamburg und, Berlin. 540 p.

Boyd C.E. 2003. Guidelines for aquaculture effluent management at the farm level. *Aquaculture* 226(1), 101-112.

Camargo J.A., Gonzalo C., Alonso A. 2011. Assessing trout farm pollution by biological metrics and indices based on aquatic macrophytes and benthic macroinvertebrates: a case study. *Ecology Indicators* 11, 911-917.

Clesceri L.S., Greenberg A.E., Trussell R.R. 1989. Standard methods for the examination of water and waste. 17th edition. American Public Health Association, Washington DC.

Czerniawska-Kusza J. 2005. Comparing modified biological monitoring working party score system and several biological indices based on macro invertebrates for water-quality assessment. *Limnological-ecology and Management of Inland waters* 35(3), 169-176.

Eaton A.D., Clesceri L.S., Rice E.W., Greenberg A.E. 2005. Standard methods for the examination of water and wastewater. 21th edition. *American Public Health Association.* Washington, DC.

EPA 2012. Drinking water standards, *Environmental protection agency* Washington D.C. 20 p.

FAO. 2017. Doing aquaculture as a business for small and medium-scale farmers. Practical training manual. Module 1: The technical dimension of commercial aquacutrue, Rome, Italy. http://www.fao.org/3/a-i7461e.pdf

Golestaninasab M., Malek M., Roohi A., Karbassi A.R., Amoozadeh E. Rashidinejad R., Ghayoumi R., Sures B. 2014. A survey on bioconcentration capacities of some marine parasitic and free-living organisms in the Gulf of Oman. *Ecological Indicators* 37, 99-104.

Guilpart A., Roussel J.M., Aubin J., Caquet T., Marle M., Le Bris H. 2012. The use of benthic invertebrate community and water quality analyses to assess ecological consequences of fish farm effluents in rivers. *Ecological Indicators* 23, 356-365.

Hamed M.A., Emara A.M. 2006. Marine molluscs as biomonitors for heavy metal levels in the Gulf of Suez, Red sea. *Journal of Marine System* 60, 220-34.

Homewood J.M. Purdie D.A., Shaw P.J. 2004. Influence of sewage inputs and fish farm effluents on dissolved nitrogen species in a chalk river. *Water, Air, and Soil Pollution: Focus* 4(6), 117-125.

Imanpour Namin J., Sharifinia M., Bozorgi Makrani A., 2013. Assessment of fish farm effluents on macroinvertebrates based on biological indices in Tajan River (north Iran). *Caspian Journal of Environmental Science* 11(1), 29-39.

Ji D., Wells S.A., Yang Z., Liu D., Huang Y., Ma J., Berger C. 2017. Impacts of water

www.SID.ir

Archive of SID

of Hazardous Materials 728-736.
Varedi S.E., Nasrollahzadeh H.S., Farabi S.M.V., Vahedi F., Gholamipour S., Varedi S.R. 2010. Characterization and impact of Rainbow Trout farm effluent on water quality of Haraz River. *Journal of Shahid Chamran University* 1-8.
Veerasingam S., Venkatachalapathy R., Sudhakar S., Raja P., Rajeswari V. 2011. Petroleum hydrocarbon concentrations in eight mollusk species along Tamilnadu coast, Bay of Bengal, India. *Journal of Environmental Sciences* 23(7), 1129-1134.
Viadero R.C., Cunningham J.H., Semmens K.J., Tierney A.E. 2005. Effluent and production impacts of flow-through aquaculture operations in West Virginia. *Aquacultural Engineering* 33(4), 258-270.
Wang X., Hao F., Cheng H., Yang S., Zhang X., Bu Q. 2011. Estimating non-point source pollutant loads for the large-scale basin of the Yangtze River in china. *Environmental Earth Sciences* 63, 1079-1092.
Waring C.P. Moore A., Best J.H., Crooks N., Crooks L.E. 2012. Do trout farm effluents affect Atlantic salmon smolts? Preliminary studies using caged salmon smolts. *Aquaculture* 362, 209-215.
Zivic I., Markovic Z., Ilipovic-Rojka Z., Zivic M. 2009. Influence of a trout farm on water quality and Macrozoobenthos communities of the receiving stream (Tresnjica River, Serbia). *Hydrobiology* 94, 673-687.
level rise on algal bloom prevention in the tributary of Three Gorges Reservoir, China. *Ecological Engineering* 98, 70-81.
Khaleghzadeh H., Malek M., Mckenzie K. 2011. The parasitic nematodes Hysterothylacium sp. type MB larvae as bioindicators of lead and cadmium: a comparative study of parasite and host tissues. *Parasitology* 138(11), 1400-1405.
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. *North American Journal of Aquaculture* 74(2), 132-141.
Neto R.M., Nocko H.R., Ostrensky A. 2015. Environmental characterization and impacts of fish farming in the cascade reservoirs of the Paranapanema River, Brazil. *Aquaculture Environment Interactions* 6, 255-272.
Pulatsu S., Rad F., Koksal G., Aydın F. 2004. The Impact of rainbow trout Farm effluents on water quality of Karasu stream, Turkey. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 4, 9-15.
Rezaei Tavabe K., Azad L.T., Esmaeilpour Y., Fazlolahi A. 2008. Biological evaluation of Darjazin River at Semnan province of Iran. *ICCBT Journal* 11, 115-120.
Saremi A., Saremi K., Saremi A., Sadeghi M., Sedghi H. 2013. The effect of aquaculture effluents on water quality parameters of Haraz River. *Iranian Journal of Fisheries Sciences* 12(2), 445-453.
Soltani F., Nadri Jolodar M., Vosoghi A., Darvish Bastami K., Lotfiashtaiani M. 2014. The effects of Trout Farms Effluent in Haraz River on population structure of benthic macro invertebrates. *Journal of Animal Environment* 16(1), 25-34.
Standard Methods 2005. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 21th ed, American Public Health Association/American Water Works Association /Water Environment Federation. Washington DC, USA.
Tang X., Li R., Han D., Scholz M. 2020. Response of Eutrophication Development to Variations in Nutrients and Hydrological Regime: A Case Study in the Changjiang River (Yangtze) Basin. *Water* 12(6), 16-34.
Teodorowicz M., Gawronska H., Lossow K., Lopata M. 2006. Impact of trout farms on water quality in the MarÞzka river (Mazurian Lakeland, Poland). *Archives of Polish Fisheries* 14(2), 243-255.
Tong Y., Bu, X., Chen J., Zhou F., Ni J. 2016. Estimation of nutrient discharge from the Yangtze River to the east China sea and the identification of nutrient sources. *Journal*

www.SID.ir

Archive of SID

Investigation on the impacts of the Rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) farms effluents on eutrophic and saproby conditions of the Haraz River, Mazandaran Province

Babak Nabavi[1], Kamran Rezaei Tavabe[*2], Arash Javanshir Khoei[2], Bahareh Samadi Kuchaksaraei[3]

[1]Department of Environmental Science, Faculty of Natural Resources and Environment, Science and Research Branch, Islamic Azad University, Tehran, Iran.
[2]Department of Fisheries, Natural Resources Faculty, University of Tehran, Karaj, Iran.
[3]Department of Marine Science, Faculty of Natural Resources and Environment, Islamic Azad University, Science and Research Branch, Tehran, Iran.

*Corresponding author: krtavabe@ut.ac.ir
Received: 2020/4/21 Accepted: 2020/7/10

Abstract

Aquaculture is a production activity whose uncontrolled development would cause negative effects on water resources. This study was conducted on Haraz River to investe the sewage impacts of *Oncorhynchus mykiss* farms and assess the self-purification capability of the river. Sampling was carried out in 3 pilot farms and 12 selected stations containing pre-farm (control) and post-farms stations in distances of 100, 1000 and 2000 meters downstream from the sewage entry point by random method. Due to the self- purification, the impacts of upstream farms did not reach the next and lower-stream ones. Analyzes of physicochemical factors of water including: Temperature, DO, pH, EC, BOD, COD, TDS, TOC, NO_3, PO_4 were performed. Saproby classification was done based on biological value index. According to the results, in all downstream stations, a significant increase in concentrations of pollutants was obsereved compared to the control station. BOD was signifantly higher in the post-farm stations too. Despite the proper self-purification of river based on zonation, most sections were completely in eutrophic and polysaprob conditions due to the volume of sewage imported. The first studied farm from upstream, imported more pollution to the river and and the second and third farms are in the next ranks. Accoding to Z index, the best water quality belonged to control station of the first farm and the worst, was about the third station of the mentioned farm. Self-purification assessment demonstrated the reliable distance at 2000 m for complete purification. Despite the suitable self-purification of the Haraz river, the effluents from other smaller farms at non-standard distances, has increased the eutrophy of this river. Failure to monitor fish farms, may cause more problems in the future and the river may be in the state of dystrophy.

Keywords: Aquaculture, Farm effluents, Self-purification, Saproby, Haraz River.

www.SID.ir