پژوهش‌های آبخیزداری

دوره‌ی۳۴، شماره‌ی ۳، شماره‌ی پیاپی ۱۳۲، پاییز ۱۴۰۰، صفحه‌های ۵۲-۴۰
شناسه‌ی دیجیتال: 10.22092/wmej.2021.352002.1363

مقاله‌ی پژوهشی

CC BY

دگرگونی فیزیکی و شیمیایی آب پس از کاربری آب‌زی‌پروری در سرشاخه‌های رود کر، شهرستان سپیدان، استان فارس

مهرداد زمان‌پور
(نویسنده‌ی مسئول)* دانشیار لیمنولوژی، مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع‌طبیعی فارس، سازمان تحقیقات، آموزش، و ترویج کشاورزی، شیراز، ایران
نرگس‌خاتون احمدی
کارشناس‌ارشد شیمی، مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع‌طبیعی فارس، سازمان تحقیقات، آموزش، و ترویج کشاورزی شیراز، ایران
مروارید رحیمی
کارشناس‌ارشد زیست‌شناسی دریایی، مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع‌طبیعی فارس، سازمان تحقیقات، آموزش، و ترویج کشاورزی شیراز، ایران
محمدحسین ابراهیمی
کارشناس‌ارشد شیلات، مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع‌طبیعی فارس، سازمان تحقیقات، آموزش، و ترویج کشاورزی شیراز، ایران

*رایانامه‌ی نویسنده‌ی مسئول: mzamanpoore@gmail.com

تاریخ دریافت: ۵ مهر ۱۳۹۹ تاریخ پذیرش: ۲۵ اسفند ۱۳۹۹

چکیده

مـــواد افزوده‌شـــده به آب در کارگاه‌هـــای پرورش ماهی بر کیفیـــت آن اثر می‌گذارد، زیرا در محیط تجزیه می‌شـــود و ممکن‌اســـت کیفیت را آن‌قدر کاهش دهد که برای بهره‌گیری‌های پسین مناســـب نباشد، بنابراین لازم است که تغییر کیفیت آب سنجیده شود. در این پژوهش تاثیر این کارگاه ها بر کیفیت آب رود جوبخله، شهرستان سپیدان، استان فارس بررسی‌شد. پنج ایستگاه نمونه‌برداری در پیش‌از کارگاه، خروجی، و فاصله‌های ۵، ۸، و ۱۰ کیلومتری از خروجی برگزیده و نمونه‌برداری در ۶ نوبت دوماهانه از بهار تا زمســـتان ۱۳۹۴ انجام شـــد. اکسیژن محلول (میانگین سالانه ۹/۰م گ/ل)، دمای آب (۱۴/۵$^{\circ}$C)، پی‌اچ (۸/۴)، مواد جامد محلول (۴۶۲م‌گ/ل)، اکسیژن‌خواهی شیمیایی (۸/۱م‌گ/ل)، غلظت یون فســـفات (۰/۲م گ/ل) و نیترات (۱/۳م‌گ/ل) تغییر معناداری نداشـــت، اما اشباع اکسیژن، اکسیژن‌خواهی بیوشیمیایی (۱/۴ م‌گ/ل)، هدایت‌الکتریکـــی (۷۱۱µS/cm)، کل‌موادجامدمعلـــق (۶/۰م‌گ/ل)، غلظت یون نیتریت (۰/۰۱ م‌گ/ل) و آمونیاک (۰/۱۳ م‌گ/ل) تفاوت معناداری میان ایســـتگاه‌ها نشـــان‌داد. تجزیه‌ی وایازیِ غلظت یون نیتریت (هم‌بستگی پیرسون ۰/۹۱۵، کل‌موادجامدمحلول (۰/۸۷۸، و هدایت الکتریکی (۰/۸۷۸) هم‌بستگیِ معناداری با فاصله‌گیری از مبدا را ثابت کرد. مقایســـه‌ی یافته‌ها با معیارهای کاربری آب نشـــان می‌دهد که در منطقه‌ی بررسی‌شده بیش‌تر سنجه‌ها در محدوده‌ی مناسب آب‌زی‌پروری سردآبی بود، جز موادجامدمحلول که بسیار بیرون‌ازمعیار، و آمونیاک که اندکی از معیار بیش‌تر بود. افزون براین، با درنظرگرفتن اثر پی‌اچ، همین اندازه‌ها برای میانگین ســـالانه‌ی آمونیاک و نیتریت نیز برای پرورش ماهی ســـمی دانسته‌می‌شود. در مجموع، در آخرین نقطه (ایســـتگاه ۵) میانگین سالانه‌ی آمونیاک و نیتریت با توجه به پی‌اچ آب برای پرورش ماهی سمی است و برای بهره‌برداری از آب در توسعه‌ی آب‌زی‌پروری مناسب نیست.

واژگان کلیدی: استان فارس، پس‌آب، زیست‌بوم‌های رودخانه‌یی، کیفیت آب

مقدمه

فعالیت‌هـــای آب‌زی‌پروری اگر خردمندانه گســـترش یابد ممکن است کمک ارزشمندی در ایجاد شغل برای ساکنان محلی و افزایش تولید باشد. در سال‌های پیشین کارگاه‌های پرورش ماهیان سرد آبی در استان فارس افزایش یافته، اما تغییـــر آب‌وهوا و پی‌آمد آن کاهش‌یافتن بارش و کوچک‌تر شدن داشته‌های آب آن را محدود کرده است. این دشواری بســـیاری از بهره‌بـــرداران را به بهره‌گیـــری از آب خروجی کارگاه‌ها برای راه‌انداختن کارگاه های جدید تشویق کرده اســـت. این کار نیازمند بررسی خودپالایی بوم‌سامانه است، و برای گســـترش پایدار این شـــیوه‌ی تولید باید فاصله‌ی بی‌خطـــر برای راه‌اندازی کارگاه‌هـــای جدید در رودخانه‌ها تعیین کرده‌شود.

بررســـی‌ها نشـــان می‌دهد که کیفیت آب بر اثر ورود آب اســـتخرهای پرورش ماهی بـــه رودخانه، تغییـــر فیزیکی، شـــیمیایی و میکروبی می‌کند. مواد افزوده‌شده در خروجی کارگاه‌ها ماننـــد بازمانده‌های خوراک ماهـــی، مواد دفعی سوخت‌وســـازی و مدفوع ماهیان، داروها، میکروب‌کش‌ها و مانند آن‌ها بر کیفیت آب اثر بدی می‌گذارد (رُز و پِدرسِـــن ۲۰۰۵)، محیـــط طبیعی رود را آلوده می‌کند، و بهداشـــت انســـان را به‌خطر می‌انـــدازد. پژوهش‌هایـــی در مدیریت پس‌آب کارگاه‌های پرورش ماهیان ســـردآبی نشان می‌دهد که بر اثر ورود آب اســـتخرهای پرورش ماهی به رودخانه، تغییر درکیفیت آب رودخانه از نظر فیزیکی، شـــیمیایی و میکروبی ایجاد می‌شـــود. رُوَنِه (۱۹۹۴) اثر پس‌آب کارگاه پـــرورش ماهی قزل‌آلای رنگین‌کمان را بر عامل‌های کیفی رودخانه‌ی براندنبرگ بررسی کرد. هیچ تفاوتی در نیتروژن نیتراتـــی و نیتریتی در آب ورودی و پس‌آب خروجی نبود، اما آمونیوم پـــس‌آب خروجی افزایش بســـیاری یافته بود. تفاوت فســـفر کل، مواد معلق و اکسیژن‌خواهی شیمیایی آب ورودی و پس‌آب خروجی نیز، به‌ویژه در حدود ۷ ساعت پس از غذادهی ماهی‌ها معنی‌دار بود. در گزارش پولاتســـو و همکاران (۲۰۰۴) از تأثیـــر فاضلاب کارگاه‌های پرورش قزل‌آلا بر کیفیت آب رودخانه‌ی قره‌ســـو در ترکیه نشـــان داده شـــد که اختلاف غلظت اکســـیژن، نیترات، نیتریت، اکسیژن‌خواهی بیوشیمیایی، و فسفر کل پیش‌از استخرهای پـــرورش ماهی و پـــس‌از آن‌ها معنی‌دار بـــود، اما اختلاف پی‌اچ، غلظـــت کل مواد جامد معلـــق و آمونیاک معنی‌دار نبود. ایگبینوســـا و اوکو (۲۰۰۹) تأثیر تخلیه‌ی پس‌آب بر عامل‌های فیزیکوشـــیمیایی آب را در رودخانه‌یی در ایالت کیپ شرقی آفریقای جنوبی بررسی کردند. ترازهای زیادی از اکســـیژن‌خواهی شیمیایی، اکســـیژن محلول، کدورت، و یون‌های نیترات، نیتریت، و اُرتوفســـفات دیده شـــد، که از اندازه‌ی تعیین‌شـــده‌ی دســـتورکارهای آفریقای جنوبی و ســـازمان بهداشـــت جهانی برای پس‌آب بیش‌تر بود. این پژوهش نشـــان داد که تخلیه‌ی فاضلاب از ساختارها تأثیر ناخواســـته‌یی بر ویژگی‌های فیزیکی و شـــیمیایی حوزه‌ی آب گیرنده دارد. پژوهـــش زیندیلاریو و همکاران (۲۰۰۹) در تأثیر پس‌آب قـــزل‌آلا بر کیفیت آب جریان خروجی در ۱۳ مزرعه‌ی ماهی قزل‌آلا در آلمان نشـــان داد که اندازه‌ی زیادی از آلودگـــی در خروجی‌های آب که از حوضچه‌های رسوب و تالاب‌های مصنوعی می‌گذرد، گرفته می‌شود.

حسینعلی‌ثانی (۱۹۹۷) اثر پسآب پرورش ماهی سردآبی را بر زیســـت‌بوم رودخانه‌ی دوهزار تنکابن، و توان خودپالایی آن رودخانه را در کاهش و حذف آلودگی‌ها بررســـی کرد. اختلاف میان ایســـتگاه‌ها در توان تبـــادل کاتیونی، غلظت جامدهـــای معلـــق، غلظت یون‌هـــای آمونیـــوم، نیتریت، نیترات، اورتوفســـفات، اکســـیژن محلول و اکسیژن‌خواهی بیوشیمیایی معنی‌دار بود، و پسآب بر کیفیت آب رودخانه تأثیر منفی گذاشته بود. در پژوهش میررسولی و همکاران (۲۰۱۲) بر رودخانه‌ی زرین‌گل نشـــان داده شد که پسآب پرورش ماهی بر غلظت فسفات، نیترات، نیتریت، و هدایت الکتریکـــی آب رودخانه تأثیر معنـــی‌داری دارد، اما تغییر معنی‌داری در غلظت اکســـیژن و پی‌اچ میان ایستگاه‌های مختلف دیده نشـــد. فدوی‌حسینی و همکاران (۲۰۰۷) در رودخانـــه‌ی دوهزار تنکابن نشـــان دادند که اختلاف دمای آب میان پیش و پس از کارگاه در ایستگاه‌های اندازه‌گیری معنی‌دار نیســـت. کم‌ترین اکسیژن محلول در آب خروجی و بیش‌تریـــن اندازه‌ی اکســـیژن‌خواهی بیوشـــیمیایی در خروجی کارگاه دوم (۴/۸۵ میلی‌گرم در لیتر) بود. اختلاف ایســـتگاه‌های مختلـــف در غلظت یون آمونیـــوم، نیتریت، نیترات و فســـفات نیز معنی‌دار بـــود. زمان‌پور (۲۰۱۱) اثر پسآب‌های کارگاه‌های پرورش ماهی قزل‌آلای رنگین‌کمان را در رودخانـــه‌ی حاجی‌آباد (اقلید) و مارگون (ســـپیدان) بررسی کرد و نشـــان داد که آلودگی ناشی از این کارگاه‌ها در هر دو منطقه برای اکسیژن محلول، بی‌اودی، سی‌اودی، هدایت الکتریکـــی، جامدهای‌محلول، جامدهای‌معلق، یون آمونیوم و نیتریت، فســـفات، مـــس و روی در آب تاثیرگزار بود. اندازه‌ی اکسیژن محلول، سی‌اودی، هدایت الکتریکی، جامدهای محلول، جامدهای معلق و یون فســـفات بیش از حـــد معیار بود، و جز یون نیتریت و آمونیوم، این افزایش‌ها پس از گـــذر ۵ کیلومتـــری تا حد مؤثـــری کاهش یافت. حســـینی و همکاران (۲۰۱۳) نیز نشـــان دادند که پسآب اســـتخرهای پـــرورش ماهی قـــزل‌آلای رنگین‌کمان باعث

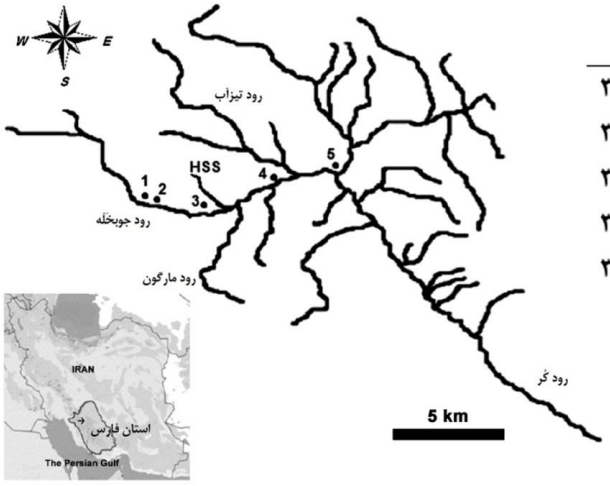
آلوده‌شـــدن رودخانه‌ی ریجاب در کرمانشـــاه و تغییرکردن ســـنجه‌های فیزیکی و شیمیایی آب شده است. تاثیر پساب پرورش ماهی بر پی‌اچ، دی‌اکسیدکربن، اکسیژن، قلیاییت، سختی کل، هدایت الکتریکی، آمونیاک، فسفات، جامدهای محلول کل، اکســـیژن‌خواهی زیســـتی و اکســـیژن‌خواهی شیمیایی آب معنی‌دار بود.

سرآب آب‌خیز رود کر متراکم‌ترین منطقه‌ی پرورش ماهیان آب سرد در اســـتان فارس اســـت. اهمیت این آبخیز برای استان فارس به‌ویژه در تامین کردن آب کشاورزی منطقه و آب آشامیدنی شهر شیراز است، که حفاظت از کیفیت آب را در کنار ارزش زیست‌بوم‌های آبی طبیعی برجسته‌تر می‌کند. هـــدف این پژوهش آگاهی از تغییر فیزیکی در محیط آب و تراکم مولکول‌های معدنی رهاشـــده از پسآب پرورش ماهی ســـردآبی در رود جوبخله از سرشاخه‌های رود کر در استان فارس است، که تاکنون اطلاعاتی از آن منتشر نشده است.

مواد و روش‌ها

جوبخَله رودی دایمی از شاخه‌های بالادست رودخانه‌ی کر است که از کوه چالکلاغ و کوه‌های کُمِهر، جوبخله و منطقهٔ کاکان در ۴۰ کیلومتری شمال غربی اردکان، بخش مرکزیِ دهستان کُمِهر سرچشـــمه می‌گیرد. طول آن ۳۰ کیلومتر و مســـیر کلّی آن جنوب شـــرقی اســـت، و پس از پیوستن به رود مارگون از شهرســـتان ســـپیدان بیرون می‌رود و در منطقه‌ی تَنـــگِ بُراق به رود کُر می‌ریزد. رود کُر در ادامه‌ی گذر به دریاچه‌ی ســـد درودزن می‌رســـد و پس از گذشتن از شهرســـتان مرودشـــت در پایان به دریاچـــه‌ی بختگان می‌پیوندد (شکل ۱).

برای نمونه‌برداری از آب پنج ایســـتگاه بر اســـاس شـــکل پســـتی‌بلندی زمین و ریخت‌شناســـی رود، به‌ویژه باتوجه به امکان دست‌رســـی به محل در پیـــش از کارگاه، پس از کارگاه، و سه ایســـتگاه با فاصله‌ی ۵ تا ۱۰ کیلومتری پس از کارگاه برگزیده شد (جدول ۱، شکل ۱). زمین‌های میان ایستگاه‌های ۳ و ۴، و ۴ و ۵ کاملا دره‌یی با شیب زیاد است.



ایستگاه‌ها	مشخصات جغرافیایی
۱	۳۰°۳۲'۵۰"N ۵۱°۵۳'۴۲"E
۲	۳۰°۳۲'۵۱"N ۵۱°۵۴'۰۰"E
۳	۳۰°۳۳'۰۴"N ۵۱°۵۴'۳۹"E
۴	۳۰°۳۴'۵۴"N ۵۱°۵۸'۱۰"E
۵	۳۰°۳۵'۰۳"N ۵۲°۰۱'۰۹"E

شکل ۱- سرشاخه‌های رودخانه‌ی کر و جای ایستگاه‌های نمونه‌برداری بر رود جوبخله. کارگاه پرورش ماهی میان ایستگاه ۱ و ۲ است. HSS: نهری از آب بسیارشور.

شکل ۲-رود جوبخله. بالا: ایستگاه ۳، جای پیوستن نهر آب شور؛ پایین: ایستگاه ۵.

نمونه‌برداری‌ها در ۶ نوبت دوماهانه از بهار تا زمستان ۱۳۹۴ انجام شد. در هر ایستگاه سه نمونه از بخش‌های سطح آب در میان، کناره، و عمق آب در کف رود برداشته و با هم ترکیب می‌شد تا نمونه‌یی ترکیبی به‌دست آید (گرینبرگ و همکاران ۱۹۹۲). عامل‌های سنجیده‌شده یون نیترات، نیتریت، آمونیاک، نیتروژن کل، و فسفات، اکسیژن‌خواهی بیوشیمیایی (BOD) و شیمیایی (COD)، و سرعت جریان، آب‌دهی، کل مواد جامد معلق (TSS)، کل مواد جامد محلول (TDS)، دما، شفافیت، هدایت الکتریکی (EC) (معیاری از شوری)، اکسیژن محلول و پی‌اچ بود (هاوور و لمبرتی ۲۰۰۷). اندازه‌ی TSS با روش وزنی، و یون نیتریت، نیترات، و فسفات از روش طیف‌سنجی (با دستگاه HACH) اندازه‌گیری شد. یون فسفات با روش آسکوربیک اسید (section 4500 P E)، آمونیوم با روش فنات (section 4500-NH_3D)، نیتریت با روش رنگ‌سنجی (section 4500-NO_2-B) و نیترات با دادن معرف سولفات بروسین سنجیده شد. اکسیژن‌خواهی بیوشیمیایی از روش آزمون پنج‌روزه (section 5210 B) و اکسیژن خواهی شیمیایی با روش بازگشتی بسته[1] (section 5520 C) اندازه‌گیری شد. حجم تخلیه با اندازه‌گیری سطح مقطع و سرعت جریان محاسبه شد (گرینبرگ و همکاران ۱۹۹۲). اکسیژن محلول و درصداشباع اکسیژن با دستگاه Hach Multimeter HQ40d و هدایت الکتریکی و کل مواد معلق با دستگاه سنجنده‌ی دیجیتال HANNA HI2300-01 اندازه گرفته‌شد.

برای اطمینان از بهنجاربودن پراکندگی داده‌ها آزمون شاپیرو ویلک به‌کاربرده شد. داده‌ها در قالب طرح کاملا

1- Closed reflux

تصادفی با عامل فاصله (۵ ایستگاه) مقایسه و تجزیه‌ی مکانی شد، و تفاوت میان ایستگاه‌ها با آزمون تحلیل پراش ($P<0.05$) بررسی شد. برای تعیین‌کردن ارتباط میان این فاصله‌ها با عامل‌های مهم آلودگی و دیگر متغیرها تجزیه‌ی وایازی انجام شد. تحلیل پراش و وایازی با نرم‌افزارهای SPSS 16 و SAS 14 انجام شد.

نتایج

میانگین یک‌ساله‌ی دمای آب رود جوبخله $14/5\ C^{\circ}$ (±۰/۷۹)، اکسیژن محلول ۸/۹۶ م‌گ/ل (±۰/۲۱)، پی‌اچ ۸/۴ (±۰/۰۷)، و هدایت الکتریکی ۷۱۱ µS/cm (±۹۱) بود (جدول ۱). در میان سنجه‌های بررسی‌شده بیش‌ترین دامنه‌ی تغییر در هدایت الکتریکی (از ۲۸۰ µS/cm تا ۱۶۰۹ µS/cm)، کل موادجامد محلول (از ۱۸۰ م‌گ/ل تا ۱۰۶۲ م‌گ/ل)، یون آمونیاک (از ۰/۰۱ م‌گ/ل تا ۰/۳۲ م‌گ/ل)، و یون فسفات (از ۰/۰۵ م گ/ل تا ۰/۵۷ م‌گ/ل) دیده شد (جدول ۱).

جدول ۱- عامل‌های سنجیده در رود جوبخله.

	میانگین	خطای معیاری	کمینه	بیشینه
دما (C°)	۱۴/۵	۰/۷۹	۷/۶۵	۲۴/۱
اکسیژن محلول (م‌گ/ل)	۸/۹۶	۰/۲۱	۷/۲۸	۱۱/۹۳
پی‌اچ	۸/۳۹	۰/۰۷	۶/۹۱	۸/۹۴
هدایت الکتریکی (میکروزیمنس/سانتی‌متر)	۷۱۱	۹۱	۲۸۰	۱۶۰۹
کل موادجامد محلول (م‌گ/ل)	۴۶۱/۷	۵۹/۷	۱۸۰/۰	۱۰۶۲/۰
کل موادجامد معلق (م‌گ/ل)	۶/۰	۰/۷	۰/۸	۱۴/۲
نیتریت (م‌گ/ل)	۰/۰۱۰	۰/۰۰۱	۰/۰۰	۰/۰۲
نیترات (م‌گ/ل)	۱/۳۰	۰/۰۹	۰/۵۰	۲/۵۰
آمونیاک (م‌گ/ل)	۰/۱۳	۰/۰۲	۰/۰۱	۰/۳۲
فسفات (م‌گ/ل)	۰/۲۰	۰/۰۲	۰/۰۵	۰/۵۷
اکسیژن‌خواهی بیوشیمیایی (م‌گ/ل)	۱/۳۹	۰/۱۱	۰/۵۰	۳/۵۰
اکسیژن‌خواهی شیمیایی (م‌گ/ل)	۸/۰۹	۰/۲۲	۵/۷۰	۱۰/۶۰

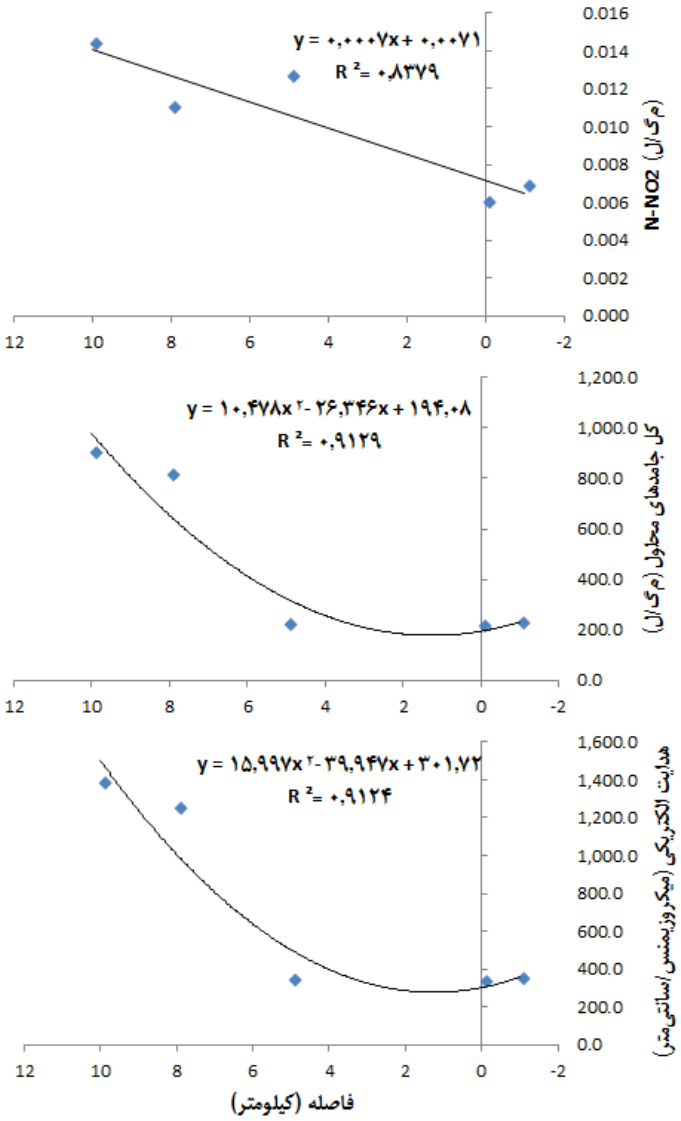
نتایج نشان داد که برخی عامل‌های فیزیکی و شیمیایی آب رود پس از افزوده‌شدن آب خروجی پرورش ماهی تغییر می‌کند (جدول ۲). اکسیژن محلول پس از خروجی (ایستگاه ۲) کاهشی به اندازه‌ی ۱م‌گ\ل داشت ($P>0.05$) و سپس در ایستگاه ۳ به تراز پیشین خود بازگشت. مواد معلق‌درآب در ایستگاه ۲ و ۳ به‌اندازه‌ی ۱ م‌گ\ل افزایش یافت ($P>0.05$)، اما از ایستگاه ۴ به بعد به تراز پیشین بازگشت. اکسیژن‌خواهی شیمیایی نیز در ایستگاه ۲ و ۳ افزایش یافت ($P>0.05$) و سپس به تراز طبیعی بازگشت. اکسیژن‌خواهی بیوشیمیایی در ایستگاه ۳ به حدود دوبرابر افزایش یافت ($P<0.05$) ولی آن نیز در ایستگاه ۴ به حد پیشین کاهش یافت. دمای آب از ایستگاه ۲ تا ایستگاه ۵ با روند افزایشی تغییر کرد ($P>0.05$)، اما پی‌اچ و سرعت جریان تغییر معناداری در درازای گذر رود نداشت. هدایت الکتریکی و کل‌موادجامد محلول در ایستگاه ۴ و ۵ به‌شکلی ناگهانی افزایش یافت و اندازه‌ی هدایت الکتریکی به چهار برابر رسید. تغییر اندازه‌ی یون فسفات با روند افزایش در ایستگاه ۲ و ۳، و کاهش در ایستگاه ۴ و ۵ بود، اما این تغییر معنادار نبود. غلظت یون نیتریت از ایستگاه ۳ به بعد روند افزایشی بی‌بازگشت داشت. یون آمونیوم افزایش مشخص و معناداری در ایستگاه ۲ و ۳، تا سه‌برابر اندازه‌ی ایستگاه اول داشت ($P<0.05$)، در ایستگاه ۴ کاهش یافت، و در ایستگاه ۵ به کم‌تر از اندازه‌ی نخست رسید. غلظت یون نیترات تفاوت معناداری میان ایستگاه‌ها نشان نداد.

جدول ۲- مقایسه‌ی عامل‌های سنجیده میان ایستگاه‌های مختلف رود جوبخله (میانگین ± انحراف از معیار).

	ایستگاه ۵	ایستگاه ۴	ایستگاه ۳	ایستگاه ۲	ایستگاه ۱
سرعت جریان (متر/ثانیه)	۰/۴۶±۰/۰۸	۰/۴۸±۰/۰۹	۰/۶۲±۰/۰۸	۰/۳۸±۰/۱۱	۰/۵۴±۰/۱۷
دما (°C)	۱۵/۱±۱/۰	۱۵/۹±۳/۰	۱۴/۴±۱/۶	۱۳/۷±۱/۰	۱۳/۷±۱/۰
اکسیژن محلول (م‌گ/ل)	۸/۸±۰/۵	۸۹/۹±۰/۷	۹/۴±۰/۶	۸/۴±۰/۳	۹/۳±۰/۳
اکسیژن محلول (٪ اشباع)	۱۰۷/۹±۲/۳^{ab}	۱۰۹/۷±۲/۷^{ab}	۱۱۵/۳±۴/۶^{a}	۱۰۱/۷±۱/۱^{b}	۱۱۲/۱±۲/۴^{a}
پی‌اچ	۸/۱۹±۰/۳۳	۸/۵۳±۰/۱۱	۸/۵۳±۰/۱۷	۸/۳۱±۰/۰۵	۸/۳۶±۰/۰۵
هدایت الکتریکی (میکروزیمنس/سانتی‌متر)	۱۳۸۴±۸۱^{a}	۱۲۵۱±۷۰^{a}	۳۴۳±۲۳^{b}	۳۳۷±۱۹^{b}	۳۵۴±۱۸^{b}
کل موادجامد محلول (م‌گ/ل)	۵/۵۰±۱/۴۳	۴/۹۰±۱/۵۵	۶/۹۳±۱/۸۱	۶/۹۰±۱/۷۹	۵/۹۰±۱/۶۲
کل موادجامد معلق (م‌گ/ل)	۹۰۲±۵۷^{a}	۸۱۴±۴۸^{a}	۲۲۱±۱۵^{b}	۲۱۷±۱۲^{b}	۲۲۸±۱۲^{b}
نیتریت (م‌گ/ل)	۰/۰۱۴±۰/۰۰۳^{a}	۰/۰۱۱±۰/۰۰۱^{abc}	۰/۰۱۳±۰/۰۰۲^{ab}	۰/۰۰۶±۰/۰۰۱^{c}	۰/۰۰۷±۰/۰۰۱^{bc}
نیترات (م‌گ/ل)	۱/۲±۰/۴	۱/۱±۰/۲	۱/۶±۰/۲	۱/۵±۰/۲	۱/۲±۰/۲
آمونیاک (م‌گ/ل)	۰/۰۵۰±۰/۰۱۴^{b}	۰/۱۲۸±۰/۰۳۸^{ab}	۰/۱۹۷±۰/۰۲۳^{a}	۰/۱۷۷±۰/۰۴۷^{a}	۰/۰۶۲±۰/۰۱۹^{b}
فسفات (م‌گ/ل)	۰/۱۳۸±۰/۰۳۳	۰/۱۴۸±۰/۰۴۳	۰/۲۴۵±۰/۰۷۳	۰/۲۵۰±۰/۰۶۲	۰/۲۰۳±۰/۰۴۹
اکسیژن‌خواهی بیوشیمیایی (م‌گ/ل)	۱/۱۶±۰/۲۵^{b}	۱/۲۵±۰/۱۰^{b}	۲/۰۵±۰/۳۴^{a}	۱/۳۲±۰/۱۹^{b}	۱/۱۳±۰/۱۵^{b}
اکسیژن‌خواهی شیمیایی (م‌گ/ل)	۸/۲۲±۰/۷۴	۷/۹۰±۰/۳۹	۸/۳۳±۰/۷۶	۸/۴۲±۰/۱۲	۷/۶۲±۰/۲۵

* **نشانگان حرف‌های مختلف انگلیسی در هر ردیف نشان‌دهنده‌ی اختلاف معنادار میان ایستگاه‌ها با آزمون تحلیل پراش ($P<0.05$) است .**

در تجزیه‌ی وایازیِ ارتباط فاصله‌ازمبدا با عامل‌های سنجیده، غلظت یون نیتریت (R^2= ۰/۹۱۵**، $P<$ ۰/۰۵)، کل‌موادجامدمحلول (R^2= ۰/۸۷۸**، $P<$ ۰/۰۵)، و هدایت الکتریکی (R^2= ۰/۸۷۸**، $P<$ ۰/۰۵) با فاصله‌گیری از مبدا هم‌بستگی معناداری نشان داد.



شکل ۳- نمودار وایازی ارتباط فاصله‌ازمبدا با یون نیتریت، کل جامدهای محلول، و هدایت الکتریکی. علامت منفی برای نشان‌دادن فاصله پیش از کارگاه پرورش ماهی است.

بحث و نتیجه‌گیری

همه‌ی فرآیندهای بدنی ماهیان مانند تنفس، خوراک، رشد، دفع مواد، تعادل یونی، و زایش در آب انجام می‌شود، و کیفیت آب تا اندازه‌ی زیادی پیروزی یا شکست برنامه‌ی آب‌زی‌پروری را تعیین می‌کند. بنابراین آگاهی از چگونگی شیمی آب برای آب‌زی‌پروری کارآمد ضروری است. در تولید تجاری ماهی همیشه آب عامل محدودکننده است. بسیاری از پی‌آمدهای منفی شیمیایی محیطی در سرچشمه‌ها تولید می‌شود، درنتیجه گزینش جایگاه برای آب‌زی‌پروری باید برپایه‌ی اندازه‌ی آب دردسترس و کیفیت آن باشد.

برپایه‌ی داده‌های این پژوهش برخی عامل‌های فیزیکی و شیمیایی در رودخانه‌ی جوبخله پس از خروجی کارگاه پرورش ماهی در جهت کاهش کیفیت تغییر کرد. پژوهش‌های مختلف در رودهای ایران نتایج کم‌وبیش یکسانی را نشان می‌دهد (کرمی ۱۹۹۷؛ کاظم‌زاده خواجویی و همکاران ۲۰۰۲؛ نادری جلودار و همکاران ۲۰۰۶؛ ارجمندی ۲۰۰۷؛ قانع و همکاران ۲۰۰۹؛ طهماسبی و همکاران ۲۰۱۱؛ طیبی و سبحان‌اردکانی ۲۰۱۲؛ حسینی و همکاران ۲۰۱۳؛

سبحان‌اردکانی و همکاران ۲۰۱۴؛ باقری و همکاران ۲۰۱۷). اکسیژن محلول در ایستگاه ۲ (خروجی مزرعه) کاهش یافت و از ۹/۳ به ۸/۴ میلی‌گرم‌درلیتررسید، اگرچه تفاوت آن از نظر آماری معنادار نبود. با توجه به آن که ماهی قزل‌آلا مصرف‌کننده‌ی شدید اکسیژن است، در حوضچه‌هایی با تراکم زیاد ماهی کاملا طبیعی است که آب خروجی با کاهش اکسیژن مواجه شود. غلظت اکسیژن برای ماهیان نباید از ۷۰٪ اشباع کم‌تر باشد. کم‌ترین غلظت برای پرورش ماهیان سردآبی ۶ میلی گرم‌درلیتر در دمای بهینه‌ی رشد است و از غلظت ۳ میلی‌گرم‌درلیتر مرگ‌ومیر قزل‌آلای‌رنگین‌کمان آغاز می‌شود (کرمی ۱۳۷۶).

هم‌زمان با کاهش اندازه‌ی اکسیژن محلول، اندازه‌ی اکسیژن‌خواهی بیوشیمیایی و شیمیایی افزایش یافت. مواد دفعی سوخت‌وسازی و مدفوع ماهیان باعث می‌شود اکسیژن محلول‌درآب کاهش یابد و افزایش فعالیت ریزجان‌داران آب هم‌زمان افزایش اکسیژن‌خواهی بیوشیمیایی را به‌دنبال دارد (وتزل ۲۰۰۱). افزایش مواد آلی موجب افزایش فرآیندهای شیمیایی شکستن مواد شده است، که نیازمند مصرف اکسیژن است و افزایش اکسیژن‌خواهی شیمیایی را درپی‌دارد.

تغییری در پی اچ آب مشاهده نشد. پی‌اچ با اثر غلظت یون‌های اسیدی یا بازی تاثیر مستقیم، و با کمک به حل شدن مواد سمی در آب و یا تبدیل‌کردن موادی مانند آمونیوم به آمونیاک تاثیری نامستقیم بر زیست‌بوم‌های آبی و آب‌زیان درون آن‌ها دارد.

اندازه‌ی TSS در ایستگاه ۲ (خروجی مزرعه) به ۶/۹ میلی‌گرم‌درلیتر افزایش یافت، و تا ایستگاه ۳ به روند افزایشی خود ادامه داد، اگرچه این روند معنادار نبود. میانگین TSS و TDS در رود هراز نیز در تمام فصل‌ها در ایستگاه‌هایی که بی فاصله پس از هر کارگاه بود، از ایستگاه‌های پیش از آن بیش‌تر بود (نادری جلودار ۲۰۰۶).

اندازه‌ی هدایت الکتریکی پس از خروجی مزرعه تغییر معناداری نداشت، اما در ایستگاه ۴ تغییر ناگهانی شدیدی تا ۱۲۰۰ میکروزیمنس برسانتی متر ثبت شد. اندازه‌ی هدایت الکتریکی در سه ایستگاه اول در محدوده‌ی معیار برای پرورش قزل آلا بود، اما در دو ایستگاه نهایی به بیش از اندازه ی معیار رسید. نهر کوچکی از چشمه‌ی آب شور در میانه‌ی ایستگاه ۳ و ۴ به رود جوبخله می‌پیوندد (شکل ۱)، و به‌نظر می‌رسد که علت افزایش ناگهانی هدایت الکتریکی در ایستگاه ۴ و ۵ افزوده‌شدن اندازه‌ی زیادی از یون‌های محلول به آن باشد. بررسی‌های انجام‌شده در آب‌های درونی آمریکا نشان داده است که آب‌هایی که هدایت الکتریکی آن‌ها ۱۵۰-۵۰۰ میکروزیمنس بر سانتی‌متر باشد ارزش آب‌زی‌پروری دارد (کِللی و همکاران ۱۹۹۸). اندازه‌ی کل‌موادجامدمحلول نیز طرح افزایش و کاهش همسانی را با هدایت الکتریکی نشان داد. در رودخانه‌ی گاماسیاب دامنه ی تغییر هدایت الکتریکی از حدود ۱۵۰ میکروزیمنس برسانتی‌متر پیش‌از کارگاه تا ۱۹۰ میکروزیمنس برسانتی‌متر در انتها بود (طیبی و سبحان اردکانی ۲۰۱۲). در رودخانه‌ی ریجاب کرمانشاه هدایت الکتریکی از ۸۳۰ میکروزیمنس برسانتی‌متر در سرچشمه به ۹۶۰ میکروزیمنس‌برسانتی‌متر در پایان ایستگاه کارگاه‌های پرورش ماهی، و در فاصله‌ی یک کیلومتری از پایان کارگاه‌ها به ۹۳۰ میکروزیمنس برسانتی‌متر رسید (حسینی و همکاران ۲۰۱۳).

اندازه‌ی غلظت یون فسفات در ایستگاه ها کم بود و اگرچه از ۰/۲۰ میلی‌گرم‌درلیتر در ایستگاه ۱ به ۰/۲۵ میلی‌گرم‌درلیتر در ایستگاه ۲ رسید، اما در ایستگاه ۴ به کم‌تر از تراز اولیه‌ی خود رسید. این احتمال هست که این یون با برخی از یون‌های نهر شور، واردشده میان ایستگاه ۳ و ۴ (شکل ۱)، به‌ویژه با یون‌های آهن، یا کلسیم آن (که در ترکیبات آهکی کارستی فراوان است) ترکیب شده (فسفات آهن، فسفات کلسیم) و رسوب داده باشد (وتزل و لایکنز ۲۰۰۱). به‌طور کلی جذب فسفر محلول در بستر فیزیکی نهر، در ستون‌های ذره‌یی، و جذب در زیا (بیوتا) موجب کاهش آن به‌سوی پایین‌دست رودها می‌شود (وتزل ۲۰۰۱). رودخانه‌ی کبکیان نیز با طرح همسانی افزایش از ۰/۱ به ۰/۵ میلی‌گرم‌درلیتر در ایستگاه‌های میانی وکاهش دوباره به ۰/۲ میلی‌گرم‌درلیتر در ایستگاه پایانی نشان داد (سبحان‌اردکانی و همکاران ۲۰۱۴)، در حالی‌که در رودخانه‌ی ریجاب این اندازه از ۰/۳ به ۰/۸ میلی‌گرم‌درلیتر رسید، اما کاهش نیافت و در ایستگاه آخر به ۱/۲ میلی‌گرم‌درلیتر رسید (حسینی و همکاران ۲۰۱۳).

اندازه‌ی غلظت یون‌های نیتریت و آمونیوم در چوبخله به ترتیب از ۰/۰۰۷ میلی‌گرم‌درلیتر به ۰/۰۱۳ میلی‌گرم‌درلیتر و از ۰/۰۶۲ به ۰/۱۷۷ میلی گرم‌درلیتر افزایش داشت، اما اندازه‌ی نیتریت به تراز پیشین برنگشت. افزایش آمونیاک در ایستگاه ۲ را می‌توان نتیجه‌ی رهاشدن محصول سوخت‌وسازی ماهیان به آب دانست، و پی‌آمد اکسیدشدن میکروبی آن در آب، افزایش یون نیتریت است. اندازه‌ی آمونیوم تا ایستگاه ۳ نیز کمی افزایش نشان داد. به دلیل محدودبودن دست‌رسی به رود، فاصله‌ی این ایستگاه تا ایستگاه ۲ کم (حدود ۱۵۰۰ متر) است. در هر کارگاه اندازه‌ی زیادی از مواد آلی (غذاهای خورده‌نشده و مدفوع ماهی) تولید می‌شود، که انتظار می‌رود در فاصله‌هایی از سرآغاز رسوب کنند. این مواد درنتیجه ی فرآیند باکتریایی آمونیاکی‌شدن[۲]، آمونیاک بیش‌تری به محیط رها می‌کنند (وتزل ۲۰۰۱). در ادامه‌ی گذر، اندازه‌ی

آمونیاک در ایستگاه‌های بعدی بر اثر فرآیندهای جذب در مواد کلوییدی و ته‌نشین‌شدن (فرآیندی که حرکت مارپیچی نامیده می‌شود) به‌تدریج کاهش یافت.
از سوی دیگر، تراکم یون نیتریت در ایستگاه ۲ افزایشی نداشت، اما در ایستگاه ۳ به حدود دوبرابر رسید. با توجه به تجمع‌یافتن مواد آلی در فاصله ی میان ایستگاه ۲ و ۳، و رهاشدن آمونیاک بیش‌تر، افزایش نیتریت در این‌جا در نتیجه‌ی نیترات‌سازی نیتروزوموناسی کاملا ممکن است. از آن‌جا که کاهش آمونیاک آب (بند پیشین) با رسوب‌کردن آن براثر جذب‌شدن در ذره‌های کولوییدی توضیح داده شد، بودن آمونیاک در رسوب ممکن است منبعی برای تامین ماده‌ی اولیه‌ی نیتروزوموناس‌ها در تولید نیتریت باشد، و آن را در گذر بررسی‌شده در این پژوهش در اندازه‌ی ثابتی نگه دارد. این گفته برای تغییرهای نیترات نیز درست است، با این توضیح که نیتریت حالت ناپایداری دارد، و درنتیجه تغییر آن مشخص‌تر است، اما نیترات پایدارتر است، و ممکن است با تغییر در اندازه‌ی مواد اولیه، افت‌وخیز زیادی نکند.
در رودخانه‌ی ریجاب اندازه‌ی یون نیتریت از ۰/۰۰۵ میلی‌گرم‌درلیتر به ۰/۰۲ میلی‌گرم‌درلیتر رسید اما در پایان گذر ۰/۲ بود، غلظت نیترات بی تغییر حدود ۱/۱ میلی‌گرم‌درلیتر بود، و آمونیوم از ۰/۰۶ به ۰/۰۴ میلی‌گرم‌درلیتر کاهش یافت اما دوباره تا ۰/۰۹ میلی‌گرم‌درلیتر افزایش یافت (حسینی و همکاران ۱۳۹۲). اندازه‌ی یون نیترات در رودخانه‌ی گاماسیاب از ۱/۵ به ۳/۸ میلی‌گرم‌درلیتر ، و اندازه‌ی یون آمونیوم از ۰/۰۶ تا ۰/۲ میلی‌گرم‌درلیتر افزایش یافت (طیبی و سبحان‌اردکانی ۲۰۱۲).
با توجه به معیارهای تعیین شده برای کاربرد آب در آب‌زی‌پروری (جدول ۳) رودخانه‌ی جوبخله در محدوده‌ی بررسی‌شده از نظر سنجه‌های اکسیژن محلول، دمای آب، پی‌اچ، کل‌موادجامدمعلق، اکسیژن‌خواهی بیوشیمیایی و شیمیایی، هدایت الکتریکی، غلظت یون فسفات، نیتریت و نیترات کم‌تر از اندازه‌های تعیین‌شده برای استفاده در آب‌زی‌پروری سردآبی بود، اما مواد جامد محلول در هر دوی آن‌ها بسیار بیرون از معیار، و آمونیاک آب آن‌ها نیز اندکی از معیار بیش‌تر بود. با این‌حال، توجه به اثر ترکیبی برخی عامل‌ها نشان می‌دهد که کیفیت این آب برای آب‌زی پروری مناسب نیست.

جدول ۳- مقایسه‌ی ویژگی‌های مهم فیزیکی و شیمیایی در آب رودخانه‌ی جوبخله با معیارهای لازم برای آب‌زی‌پروری سردآبی.

	اندازه‌های جوبخله (ایستگاه ۵)	معیار معاونت آبزی‌پروری (۱۳۹۲)	معیار موسسه‌ی استاندارد و تحقیقات صنعتی ایران (۱۳۸۵)
DO (م‌گ/ل)	۸/۸	>۶/۰۰	۶-۱۲
WT (°C)	۱۵/۱	۸-۱۸	۹-۱۷
pH	۸/۲	۶/۵-۸/۵	۶/۵-۸/۵
TSS (م‌گ/ل)	۵/۵		<۲۰۰
BOD (م‌گ/ل)	۱/۲	<۵/۰۰	
COD (م‌گ/ل)	۸/۲	<۱۰/۰۰	
EC	۱۳۸۴		<۳۰۰۰
TDS (م‌گ/ل)	۹۰۲		<۸۰
PO4 (م‌گ/ل)	۰/۱۴		۰/۲-۰/۵
NO2 (م‌گ/ل)	۰/۰۱	<۰/۱	<۰/۰۲
NO3 (م‌گ/ل)	۱/۲	<۴	<۲
NH3 (م‌گ/ل)	۰/۰۵	<۰/۰۳	<۰/۰۱

1- ammonification

پی‌اچ مناسب برای ماهیان محدوده‌یی میان ۶/۵ تا ۸/۵ است (معاونت آبزی‌پروری، ۱۳۹۲) و ماهی‌ها در این محدوده زنده می‌مانند. با این‌حال، افزایش پی‌اچ جز تاثیر مستقیم بر فرآیندهای حیاتی پی‌آمدهای دیگری دارد که ممکن است از راه آن‌ها زنده‌مانی، تغذیه، و رشد ماهی‌ها را محدود یا متوقف کند. مهم‌ترین این پی‌آمدها اثر بر یونیزه شدن برخی مواد سمی است، که سمی‌بودن آن‌ها به یونیزه بودن یا نبودن آن ماده بستگی دارد.

آمونیاک را جانوران در سوخت‌وساز پروتیین تولید می‌کنند. این ماده در غلظت‌های کم نیز بسیار سمی است و بیش‌ترین تاثیر آن بر آبشش‌ها است. در پی‌اچ‌های بیش‌تر از ۸ شکل یونیزه نشده‌ی آمونیاک (NH_3) افزایش می‌یابد که سمیت بیش‌تری دارد، جوری‌که سمی‌بودن آمونیاک در پی‌اچ ۸ ده برابر آن در پی‌اچ ۷ است (آلاباستر و لوید ۱۹۸۲). این نکته را نیز باید در نظر داشت که حدود ۴۰٪ از غذایی که به ماهیان قزل‌آلا داده می‌شود ترکیبات پروتیینی است و درصدی از آن به آمونیاک تبدیل می‌شود. افزایش پی‌اچ به محدوده‌ی بیش از ۸ موجب افزایش تولید آمونیاک و در نتیجه سمی‌تر شدن محیط آبی می‌شود.

بنابراین، با توجه به اندازه‌ی پی‌اچ آب در محل ایستگاه ۵ که آخرین نقطه‌ی بررسی‌شده است، اندازه‌های به‌دست‌آمده از میانگین سالانه‌ی آمونیاک و نیتریت برای پرورش ماهی سمی به‌نظر می‌رسد. هدف این پژوهش به‌دست‌آوردن فاصله‌ی جبران‌شدن آلایندگی کارگاه‌های پرورش ماهی قزل آلا، و تعیین‌کردن فاصله‌ی ساخت مزرعه‌های جدید بود. براین‌اساس، به‌نظر می‌رسد با شرایطی که هر دو رود در سال اجرای این پروژه داشته اند، امکان بهره‌برداری از آب برای توسعه‌ی آب‌زی‌پروری نیست.

فهرست منابع

AlabasterJS, Lloyd R. 1982. Water Quality Criteria for Freshwater Fish. University Press, Cambridge, 382 p.

Arjmandi R, Karbasi AR, Mogoyi R. 2007. Environmental effects of aquaculture in Iran. Journal of Environmental Science and Technology, 9(2): 19–28. (In Persian).

Bagheri M, Farzan M, Talebi MA, Karami M, Mansouri P. 2017. Comparison of water quality parameters of the Samsami and Dinaran Rivers with water quality standards for trout culture, Iranian Scientific Fisheries Journal, 26(4):25–36. (In Persian).

Deputy of Aquaculture. 2013. Required normative for construction of aquaculture ponds and capacities for issuing culture permits. Iranian Fisheries Organization. 45 p. (In Persian).

Fadavi Hoseini H, Ghomi MR, Jamalzadeh HR, Faghani H, Jadid Dokhani D, Hasandoost M. 2010. Comparison of physicochemical factors for inlet and outlet of trout farms in Tonekabon's Dohezar River. Journal of Fisheries, 4(2): 77–83. (In Persian).

Ghane A, Oufi F, Najafpour N, Taheri G, Abedini A, Mirzajani A, Sabkara J, Babaii H. 2009. Study of the effects of cold-water fish culture outlets in Sabzkooh river, Chaharmahal Va Bakhtyari Province. Final Report of Research Project. Research Institute of Fisheries Sciences. 100 p. (In Persian).

Greenberg AE, Clesceri LS, Eaton AD (eds). 1992. Standard methods for the examination of water and wastewater. 8th edition. American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation, USA. 1220 p.

Hauer FR, Lamberti GA (eds). 2007. Methods in stream ecology. Elsevier Inc. Academic Press, London, Elsevier, 896 p.

Hoseini SH, Sajjadi MM, Kamrani A, Soorinejad A, Ranjbar H. 2013. Effect of rainbow trout culture ponds on physico-chemical parameters of the water in Rijab river, Kermanshah. Journal of Aquatic Ecology. 2(4):29–39. (In Persian).

Igbinosa EO, Okoh AI. 2009. Impact of discharge wastewater effluents on the physicochemical qualities of a receiving watershed in a typical rural community. International Journal of Environmental Science and Technology, 6 (2):175–182.

Institute of Standards and Industrial Researches. 2006. Water quality – Determination of pond water fish culture for common cold and warm water fishes – Specification. Iran National Standards, Registration number. 8726. 21 p.

Karami A. 1997. Water management and regulation of oxygen in Fish culture ponds. Bureau of Education and Extension, Iranian Fisheries Organization. 18 p.

Kazemzadeh Khajuii E, Esmaiili Sari A, Ghasempouri SM. 2002. Study of pollution produced in rainbow trout culture ponds in Haraz River. Iran Marine Sciences. 1(3):27–34. (In Persian).

Kelly, TR, Herida J, Mothes J. 1998. Sampling of the Mackinaw River in central Illinois for physicochemical and bacterial indicators of pollution. Transactions of the Illinois State Academy of Science. 91(3–4): 145–154.

Mirrasouli E, Ghorbani R, Abbasi F. 2012. The biological assessment of the zaringol stream using the structure of Benthic Macroinvertebrates (Golestan Province). Journal of Fisheries, Iranian Journal of Natural Resources,

64(4):357–369.

Naderi Jelodar M, Esmaeili Sari A, Ahmadi M, Seifabadi SJ, Abdoli A. 2006. The Effects of trout farm effluents on the water quality parameters of Haraz River. Environmental Sciences, 4(2): 21–3. (In Persian).

Pulatsu S, Rad F, Köksal G, Aydın F, Karasu Benli A, Topçu A. 2004. The impact of rainbow trout farm effluents on water quality of Karasu Stream, Turkey. Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 4: 09–15.

Rennert B. 2000. Water pollution by a land-based trout farm. Journal of Applied Ichthyology, 16: 373–378.

Rose PE, Pedersen JA. 2005. Fate of oxytetracycline in streams receiving aquaculture discharges: model simulations. Environmental Toxicology and Chemistry, 24(1): 40–50.

Sani H. 1997. Study of pollutants produced in trout culture on Dohezar river, Tonekabon, ecosystem and its self-purification. Master dissertation. University of Tehran. 104 p. (In Persian).

Sindilariu P-D, Brinker A, Reiter R. 2009. Factors influencing the efficiency of constructed wetlands used for the treatment of intensive trout farm effluent. Ecological Engineering, 3(5):711–722.

Sobhan Ardakani S, Mehrabi Z, Ehteshami M. 2014. Effect of aquaculture farms wastewater on physicochemical parameters of Kabkian River, 2011-12. Journal of Mazandaran University of Medical Sciences 24(113):140–149 (In Persian).

Tahmasebi M, Afkhami M, Takdastan A. 2011. Study of chemical, physical and microbial quality of Gargar River, s w Iran, Using NSF Water Quality Index. Jentashpir Journal of Health Sciences, 3(4):55–64. (In Persian).

Tayebi L, Sobhan Ardakani S. 2012. Monitoring of water quality parameters of Gamasiab River and affecting factors on these parameters. Journal of Environmental Science and Technology, 53: 48–37. (In Persian).

Wetzel RG,Likens GE. 2000. Limnological Analyses. Springer Science, New York. 430 p.

Wetzel RG. 2001. Limnology,lake and river ecosystems (Third Edition). San Diego,Academic Press. 1006 p.

Zamanpoore M. 2011. Study of the changes in fish culture outlets in the Dorudzan Reservoir Watershed. Final Report of Research Project. Agricultural Research, Education and Extension Organization of Iran, Reg. 39818. 173 p. (In Persian).

Watershed Management Research

VOL. 34, No. 3, Ser. No: 132, Autumn 2021, pp. 40-52
DOI: 10.22092/wmej.2021.352002.1363

Research Paper

Chemical and Physical Alteration of Water after Aquaculture Practice in the Kor River Tributary, Fars Province, Iran

Mehrdad Zamanpoore
(Corresponding Author)* Associate Professor of Hydrobiology, Fars Agricultural and Natural Resources Research and Education Center, Agricultural Research, Education and Extension Organization, Shiraz, Iran
Nargeskhatoon Ahmadi
Masters in Chemistry, Fars Agricultural and Natural Resources Research and Education Center, Agricultural Research, Education and Extension Organization, Shiraz, Iran
Morvarid Rahimi
Research Assistant, Fars Agricultural and Natural Resources Research and Education Center, Agricultural Research, Education and Extension Organization, Shiraz, Iran
Mohammadhosein Ebrahimi
Masters in Fisheries, Fars Agricultural and Natural Resources Research and Education Center, Agricultural Research, Education and Extension Organization, Shiraz, Iran

*Corresponding author email: mzamanpoore@gmail.com
Received: 26 September 2020 Accepted: 15 March 2021

Abstract
The materials added to the water from fish farms affect the water quality, as these are decomposed in the environment and may reduce the quality of the water so that it is not suitable for further use. Therefore, it is necessary to measure how water quality changes. The impact of the fish farms on the water in the Joobkhalleh River was investigated. Five sampling stations were selected before flowing into the farm, the outlet, and in 5, 8, and 10km after the farm, to be sampled 6 times in 2-month intervals in the spring 2015-winter 2015 period. DO (annual mean 9.0 mg/L), T (14.5˚C), pH (8.4), TDS (462mg/L), COD (8.1mg/L), [PO4]- (0.2mg/L), and [NO3] (1.3mg/L) did not show significant changes, while oxygen saturation, BOD (1.4mg/L), EC (711µS/cm), TSS (6.0mg/L), [NO2] (0.01mg/L), and [NH3] (0.13mg/L) differed significantly among the stations. Regression analysis proved a significant correlation between the increase with distance from the source for [NO2] (Pearson Correlation= 0.915), TDS (0.878), and EC (0.878). Comparison of the findings with water use criteria shows that most parameters were in the suitable range for aquaculture, except for the TDS, which was far out of the standard, and the ammonia which was slightly higher. Considering the effect of pH, these values for the annual average of ammonia and nitrite are considered toxic for fish farming. In conclusion, the annual average of ammonia and nitrite is toxic at the last point for fish farming due to the water pH; therefore, it is not appropriate to use the water for aquaculture development.

Keywords: **Fars Province, riverine ecosystems, water quality, wastewater**