



دوره ۳۲، شماره ۱، شماره پیاپی ۱۲۲، بهار ۱۳۹۸، صفحات ۳۰-۱۹
شناسه‌ی دیجیتال: 10.22092/wmej.2019.123527.1154

پژوهش‌های آب‌نخرداری

ویژگی‌های شیمیایی و فیزیکی آب در دریاچه‌ی سد سلمان فارسی، استان فارس

مهرداد زمان‌پور*

(نویسنده‌ی مسئول)* استادیار هیدروبیولوژی، مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی فارس، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، شیراز، ایران

محمدحسین ابراهیمی

کارشناس ارشد شیلات، مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی فارس، سازمان تحقیقات، آموزش، و ترویج کشاورزی شیراز، ایران

نرگس‌خاتون احمدی

کارشناس ارشد شیمی، مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی فارس، سازمان تحقیقات، آموزش، و ترویج کشاورزی شیراز، ایران

لادن جوکار

مرئی پژوهشی بازنشسته، مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی فارس، سازمان تحقیقات، آموزش، و ترویج کشاورزی شیراز، ایران

زهره مخیر

استادیار، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، تهران، ایران

*ایانامه‌ی نویسنده‌ی مسئول: mzamanpoore@gmail.com

تاریخ دریافت: ۸ مهر ۱۳۹۷ تاریخ پذیرش: ۲۱ اسفند ۱۳۹۷

چکیده

برای مدیریت کردن درست دریاچه‌ها آگاهی از عوامل فیزیکی و شیمیایی در بخش‌های گوناگون دریاچه و در زمان‌های مختلف سال ضروری است. هدف از این پژوهش بررسی این عامل‌ها در دریاچه‌ی سد سلمان فارسی، شهرستان قیر، استان فارس است. نمونه‌برداری‌های فصلی در ۱۳۹۶ در ۲۷ نقطه انجام شد. تغییرات فصلی عامل‌ها با تحلیل پراش مقایسه شد. میانگین سالانه‌ی دمای آب $22/6^{\circ}\text{C}$ ، اکسیژن محلول $8/2$ میلی‌گرم درلیتر، دی‌اکسیدکربن $0/9$ میلی‌گرم درلیتر، پی‌اچ $7/8$ ، شفافیت 352 سانتی‌متر، هدایت الکتریکی $874 \mu\text{S/cm}$ ، کل جامدهای محلول 570 میلی‌گرم درلیتر، سختی کل 630 میلی‌گرم درلیتر، یون نیتريت $0/2$ میلی‌گرم درلیتر، نیترات $0/8$ میلی‌گرم درلیتر، آمونیوم $0/4$ میلی‌گرم درلیتر، فسفات $0/4$ میلی‌گرم درلیتر، اکسیژن خواهی بیوشیمیایی (بی‌اودی) $3/8$ میلی‌گرم درلیتر، و اکسیژن خواهی شیمیایی $19/3$ میلی‌گرم درلیتر بود. مقایسه‌ی یافته‌ها با شاخص‌های آب آشامیدنی نشان داد که آب این دریاچه از نظر پی‌اچ، هدایت الکتریکی، کل جامدهای محلول، آمونیاک، نیتريت، و نیترات در اندازه‌ی مناسب، اما سختی کل آن اندکی از اندازه‌ی مجاز بیش‌تر بود. در مقایسه با شاخص‌های کیفیت آب برای آبی‌پروری دما، پی‌اچ، اکسیژن محلول، هدایت الکتریکی، کل جامدهای محلول، دی‌اکسیدکربن، نیتريت، نیترات، و بی‌اودی در همه‌ی بخش‌های دریاچه در اندازه‌ی مناسب بود؛ سی‌اودی در بخش‌های دریاچه‌ی و گذرنده مناسب بود، اما در بخش رودخانه‌ی اندکی بیش‌تر از اندازه‌ی مناسب بود. آمونیاک در بخش دریاچه‌ی مناسب بود، اما در بخش‌های رودخانه‌ی و گذرنده اندکی بیش‌تر از اندازه‌ی مناسب بود. شفافیت، سختی کل و فسفات از اندازه‌ی شاخص بسیار بیش‌تر بود.

واژگان کلیدی: دریاچه، مخزن، کیفیت آب، سد سلمان فارسی، هیدروبیولوژی

مقدمه

فعالیت‌های انسان به روش‌های مختلفی بر اکوسیستم‌های آبی تأثیر گذاشته است. تراکم جمعیت در جوامع انسانی روزانه اندازه‌های زیادی از فاضلاب را به رودخانه‌ها می‌ریزد. کاربری‌های مختلف این جامعه‌ها مانند دام‌داری و پرورش آب‌زیان نیز انواع متنوعی از مواد معدنی، آلی، و فلزات سنگین را به دریاچه‌ها می‌فرستد. کشت گسترده‌ی محصولات کشاورزی، استفاده از کودهای شیمیایی و سم‌های مختلف را برای افزایش تولید یا عمل‌کرد محصولات، و نیز مهار کردن آفت‌ها از سویی حجم وسیعی از سم‌های کشاورزی و آفت‌کش‌ها را روانه‌ی دریاچه می‌سازد، که موجب سمیت و آلودگی آب آن می‌شود. از سوی دیگر، این فعالیت‌ها با فرستادن اندازه‌های کلانی از انواع مواد مغذی موجب غنی شدن آب دریاچه می‌شود، و با کمک به رشد بی‌رویه‌ی پلانکتون‌های گیاهی باعث تغییر رنگ آب و رها شدن سم‌هایی با منشأ فیتوپلانکتونی می‌شود (ویلیامز و همکاران ۲۰۰۲).

کیفیت آب دریاچه‌ها افزون بر ورود مواد و انرژی از منابع مختلف، تا اندازه‌ی زیادی با سازوکارهای زیستی درون آن تعیین می‌شود. نقش عوامل مختلف بر کیفیت آب و عوامل زیستی اکوسیستم دریاچه با سنجش هم‌بستگی تغییرات بررسی می‌شود (یورگنسن و همکاران ۲۰۰۵). به‌دست‌آوردن این نتایج پایه‌ی برای شناخت عوامل تنظیم‌کننده‌ی دریاچه خواهد بود. با شناخت این عوامل می‌توان به‌سوی تنظیم ویژگی‌های شیمیایی دریاچه گام برداشت.

دریاچه‌های مصنوعی سدها منبع اصلی آب آشامیدنی بسیاری از شهرها است. از این رو هر تغییری در کیفیت آب این دریاچه‌ها تأثیری حیاتی بر سلامتی صدها هزار نفر از مردم دارد. هر ساله مواد شسته‌شده در فرسایش خاک، مواد خروجی کشاورزی در زمین‌های بالادست، و فاضلاب مناطق روستایی به این دریاچه‌ها آورده می‌شود، که بر کیفیت آب تأثیر شدیدی می‌گذارد. کاهش اندازه‌ی بارش سالانه و حجم آب نیز موجب افزایش غلظت مواد و آفت کیفیت آب دریاچه می‌شود، که در نهایت تأثیر مخرب شدیدی بر عوامل زیستی دریاچه می‌گذارد، توان فرآوری و حذف طبیعی آلاینده‌ها (خودپالایی) را کاهش می‌دهد، و به افزایش هرچه بیشتر غلظت مواد منجر می‌شود.

پژوهش‌های ارزشمندی بر دریاچه‌های سدهای ایران انجام شده است. در ارزیابی کیفی دریاچه‌ی سد مخزنی اکباتان (همدان) عوامل کیفی آب مانند دما، پی‌اچ، کل مواد محلول، اکسیژن محلول، نیترات، فسفات و کدورت اندازه‌گیری و

تحلیل شد. نتایج نشان داد که آب دریاچه در ماه‌های سرد سال کیفیت بهتری از ماه‌های گرم داشت (سمرقندی و همکاران ۲۰۱۳). یون کلسیم و بی‌کربنات کاتیون و آنیون غالب مهارکننده‌ی شیمی آب دریاچه‌ی سد زریوار بود؛ مقدار کلر آب در این دریاچه ۱۶/۴ تا ۵۶/۸ میلی‌گرم در لیتر بود، که بیش‌ترین آن در ایستگاه‌هایی دیده شد که در نزدیکی جامعه‌های انسانی قرار داشت (محمدزاده و ابراهیم‌پور ۲۰۱۱). کیفیت آب دریاچه‌ی سد کرخه و غلظت نیترژن و فسفر آن در عمق‌های مختلف تفاوت معناداری نداشت. غلظت یون ارتوفسفات، نیترات، و آمونیوم در ورودی دریاچه بیش‌تر از خروجی، اما یون نیتريت در خروجی بیشتر از ورودی بود. اندازه‌ی اکسیژن محلول در برخی از ایستگاه‌ها با یون نیتريت، و آمونیاک همبستگی داشت. این پژوهش با توجه به زیاده‌بودن غلظت اکسیژن و کم‌بودن مواد مغذی، دریاچه‌ی سد کرخه را کم‌مغذی (الیگوتروفیک) دانست (پرهام و همکاران ۲۰۰۷). وضعیت دریاچه‌ی سد لتیان با اندازه‌گیری دما، اکسیژن محلول، نیترژن، فسفر، و تانین (نورسنجی) نیز بررسی شد. غلظت اکسیژن محلول در عمق از ۱ تا ۱۲ میلی‌گرم در لیتر تغییر می‌کرد و در کف دریاچه در تابستان به شرایط بی‌هوازی نزدیک می‌شد. ورودی فسفر به آب دریاچه در بهار بیش‌ترین بود، اما در تابستان کاهش می‌یافت. غلظت زیاد فسفر به ورود بیش‌از اندازه‌ی فاضلاب‌های خانگی نسبت داده شد (تجربشی و همکاران ۲۰۰۵). مقایسه‌ی میانگین عوامل شیمیایی آب دریاچه‌ی سد مارون در ایستگاه‌های ورودی، درون دریاچه و خروجی از سد نشان داد که اکسیژن خواهی شیمیایی و بیوشیمیایی، هدایت الکتریکی، اکسیژن محلول، کل جامدهای محلول، یون نیتريت، آمونیاک، فسفات، فسفر کل، شوری، و پی‌اچ اختلاف معنی‌دار نداشت، اما دما، کدورت، نیترات، و کل جامدهای معلق اختلاف‌های معنی‌دار داشت (قربانی ۲۰۰۶). مقایسه‌ی نتایج اندازه‌گیری مواد مغذی و عامل‌های محیطی با شاخص‌های موجود نشان داد که کیفیت آب دریاچه در بیش‌تر موارد برای بهره‌برداری‌های آبیاری و حیات آب‌زیان مناسب است. دریاچه‌ی سد مارون در فصل بهار و تابستان به ترتیب کم‌مغذی و نیمه‌مغذی (مزوتروفیک) است. برای برقراری یک پایگاه داده‌ی زیستی و فیزیکی شیمیایی مطمئن و یک‌نواخت، به‌دست‌آوردن توان ارزیابی مطمئن از تغییرات آینده در دریاچه، و پیش‌بینی تولید اکوسیستمی در مدیریت آبی‌پروری، مطالعات فشرده‌ی برنامه‌ی پایش دوساله‌ی لیمنولوژیایی در ذخیره‌گاه ویلیستون انجام شد (استاکنر و همکاران، ۲۰۰۱). میانگین غلظت فسفر محلول کل و نیترژن نیتراتی در دو سال یکسان بود، و

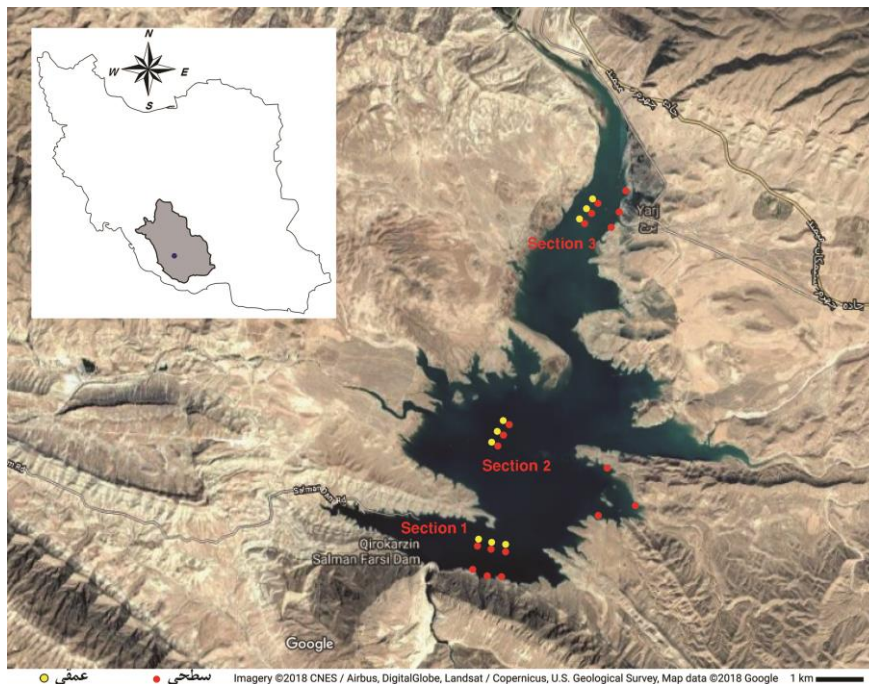
متفاوت آن از نظر عامل‌های فیزیکی و شیمیایی، و بررسی روند تغییرات سالانه‌ی این عامل‌ها در فصل‌های مختلف سال است. آگاهی از این اجزا درک بهتری از روابط اکولوژیایی و چگونگی کارکردهای اکوسیستم به دست خواهد داد، و با رسیدن به این درک، مدیریت بهره برداری از این منابع با آگاهی بیش‌تری انجام خواهد شد.

مواد و روش‌ها

سد مخزنی سلمان فارسی (شهرستان قیر) در استان فارس و جنوب شیراز بر رودخانه‌ی قره‌آغاج که از کوه‌های زاگرس سرچشمه می‌گیرد، در محل تنگه‌ی کارزین ساخته شده است. فاصله‌ی سد تا شیراز حدود ۲۰۰ کیلومتر، و تا شهرهای فیروزآباد و جهرم نیز به ترتیب حدود ۷۵ و ۱۰۰ کیلومتر است (شکل ۱).

اندازه‌ی نسبت آن‌ها (فسفر کل محلول به نیتروژن نیتراتی) هیچ محدودیت مهمی را در رشد فیتوپلانکتون‌ها، مگر در یک نقطه در پایان تابستان نشان نداد. ذخیره‌گاه ویلیستون پس از آب‌گیری در ۱۹۶۸ اکوسیستمی با تولید میانه بود، اما مواد مغذی آن (فسفر) به تدریج بر اثر رسوب‌گذاری و تخلیه‌ی آب کاهش یافت. این اثر با از دست رفتن تولید کربن بر اثر پایین رفتن تراز آب در زمستان در ناحیه‌ی ساحلی تشدید شد (استاکنر و همکاران ۲۰۰۱).

سد سلمان فارسی (شهرستان قیر، استان فارس) در سال ۱۳۸۸ آب‌گیری شد، اما تاکنون اطلاعاتی از شرایط فیزیکی و شیمیایی آن منتشر نشده است. هدف از این پژوهش شناخت وضعیت اکولوژیایی این دریاچه از دیدگاه پایه‌ی شامل آگاهی از وضعیت کنونی فیزیکی و شیمیایی دریاچه‌ی سد، شناخت تفاوت‌های میان بخش‌های اصلی دریاچه، و زیستگاه‌های



شکل ۱- جای جغرافیایی سد سلمان فارسی و نقطه‌های نمونه‌برداری از آن.

شامل ناحیه‌های کناره‌یی (لیتورال)، سطحی، و عمقی آب‌های آزاد (لیمنتیک) انتخاب شد. نمونه‌برداری از هر یک از این ایستگاه‌ها با سه تکرار در فاصله‌های تقریبی ۱۰۰ متری از

برپایه‌ی شکل دریاچه، سه برش عرضی در طول دریاچه در بخش‌های رودخانه‌یی^۱، گذرنده یا میانی^۲، و دریاچه‌یی^۳ برگزیده شد (جدول ۱، شکل ۲). در هر بخش سه ایستگاه

- 1- Riverine
- 2 - Transitional
- 3 - Lacustrine
- 4 - Dussart Flask, modified

محلول و دمای آب (اکسیژن سنج صحرایی دیجیتال دلبیو. تی. دلبیو-اکسی ۳۲۰)، پی‌اچ (پی‌اچ سنج صحرایی هانا-اچ. آی ۱۲۸۱)، دی‌اکسیدکربن محلول (تیترا کردن یا فنل فتالیین و هیدروکسید سدیم) و شفافیت (صفحه‌ی سکی) در محل اندازه‌گیری می‌شد.

هم انجام شد (استاکنر و همکاران ۲۰۰۱). در مجموع ۱۰۸ نمونه برداشته شد. نمونه‌برداری فصلی از تابستان ۱۳۹۶ تا بهار ۱۳۹۷ در فاصله‌ی میان روز ۱۰ تا ۲۰ در ماه میانی هر فصل از ساعت ۰۸:۰۰ تا ۱۴:۰۰ انجام می‌گرفت. بطری‌های ۲ لیتری نمونه‌ی آب با بطری نمونه‌برداری دوسار (تغییر یافته)^۴ برداشته و در یخدان گذاشته می‌شد. اکسیژن

جدول ۱- نقطه‌های جغرافیایی برش‌های عرضی از بخش‌های اصلی دریاچه.

28°32'11.3"N	53°07'41.6"E	رودخانه‌ی	بخش ۱
28°33'10.7"N	53°08'01.8"E	گذرنده	بخش ۲
28°35'10.3"N	53°08'50.6"E	دریاچه‌ی	بخش ۳



شکل ۲- برش انتخاب‌شده از بخش رودخانه‌ی در دریاچه‌ی سد سلمان فارسی.

نتایج

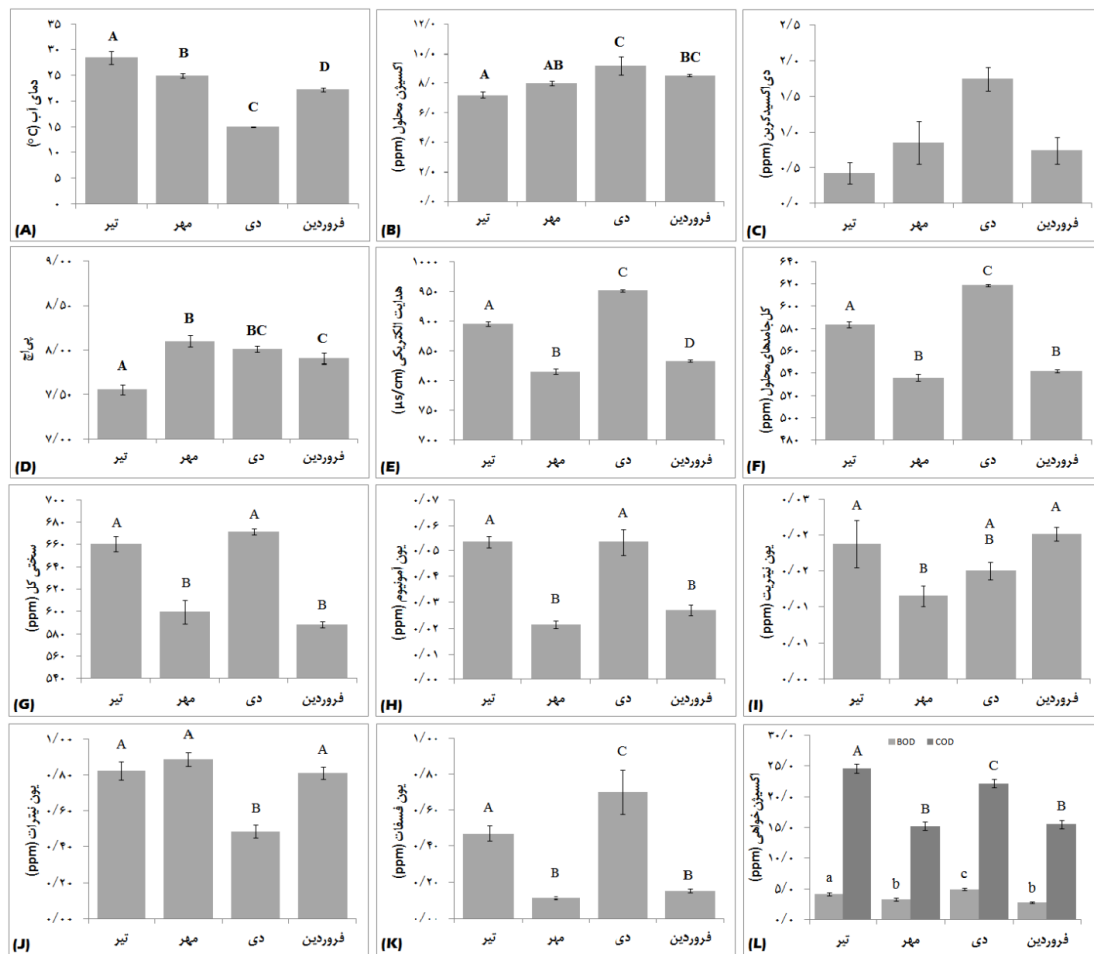
میانگین سالانه‌ی دمای دریاچه $C^{\circ} 22/6$ ($SE=0/6$) بود. اندازه‌گیری‌ها نشان داد که تفاوت میانگین دمای آب دریاچه در فصل‌های مختلف با هم معنادار است (شکل ۳A). بیش‌ترین دما در تیر ($M=28/4^{\circ}C$, $SE=1/3$) و کم‌ترین دما در دی (میان بخش‌های مختلف، و میان ناحیه‌های مختلف در طول سال اختلافی دیده نشد. میان بخش‌ها اندازه‌ی دمای بخش گذرنده، و میان ناحیه‌ها دمای ناحیه‌ی عمقی کم‌تر بود. میانگین سالانه‌ی اکسیژن محلول دریاچه $8/2$ ppm ($SE=0/2$) بود.

اکسیژن‌خواهی بیوشیمیایی و شیمیایی با اندازه‌گیری ۵روزه در بطری‌های تاریک انجام شد. برای اندازه‌گیری یون‌های نیتريت، نترات، و فسفات روش طیف‌سنجی با استفاده از دستگاه هک^۵ به‌کاررفت. اندازه‌گیری هدایت الکتریکی و مواد جامد معلق با دستگاه ای‌سی سنج دیجیتال (دلبیو. تی. دلبیو- ال. اف. ۳۴۰ با الکتروود تراکان ۳۴۵) به‌کار گرفته شد. آمونوم با روش فنات اندازه‌گیری شد. برای تعیین تفاوت ایستگاه‌ها و بخش‌ها در تغییرات عوامل شیمیایی از تحلیل پراش (واریانس) در نرم‌افزار اس‌پی‌اس ۱۹ استفاده شد. تفاوت‌ها در تراز $P < 0/05$ بررسی شد.

تفاوت آماری معناداری میان فصل‌ها نبود. شفافیت از بخش دریاچه بی به سوی رودخانه‌یی کاهش یافت ($M = 453 \text{ cm}$ ، $SE = 16$).

روند تغییرات میانگین سالانه‌ی هدایت الکتریکی دریاچه در فصل‌ها الگویی سینوسی نشان داد، به طوری که در تابستان و زمستان در اندازه‌های بیش‌تر، و در پاییز و بهار در اندازه‌های کم‌تری بود (شکل E^۳). تفاوت میان هر چهار فصل معنادار بود، اما میان بخش‌ها و ناحیه‌ها تفاوت معناداری دیده نشد. میانگین سالانه‌ی هدایت الکتریکی دریاچه $873 \mu\text{S/cm}$ ($SE = 5$) بود. تغییرات میانگین کل جامدهای محلول نیز کاملاً هم‌سو و موازی با هدایت الکتریکی بود (شکل F^۳)، و بخش‌ها و ناحیه‌ها تفاوت معناداری نشان نداد. میانگین سالانه‌ی کل جامدهای محلول دریاچه $570/1 \text{ ppm}$ ($SE = 3/4$) بود. سختی کل آب دریاچه نیز در این سال روند تغییراتی هم‌سان با کل جامدهای محلول داشت، به طوری که در تابستان و زمستان بیش‌ترین، و در پاییز و بهار کم‌ترین بود (شکل G^۳). میان بخش‌ها و ناحیه‌ها تفاوت معناداری دیده نشد. میانگین سالانه‌ی سختی کل آب دریاچه 630 ppm ($SE = 5$) بود.

اکسیژن محلول در دی بیش‌ترین ($M = 9/2 \text{ ppm}$ ، $SE = 0/6$) و در تیر کم‌ترین ($M = 7/2 \text{ ppm}$ ، $SE = 0/2$)، و تفاوت آماری فصل‌ها معنادار بود (شکل B^۳). میان سه بخش نمونه‌برداری شده تفاوتی نبود، اما در ناحیه‌ی عمقی اکسیژن محلول بیش‌تری سالانه‌ی دی اکسیدکربن محلول در آب محلول دریاچه $0/9 \text{ ppm}$ ($SE = 0/1$) بود. دی اکسیدکربن محلول در آب در زمستان به اندازه‌ی معناداری از سه فصل دیگر بیش‌تر بود ($M = 1/7 \text{ ppm}$ ، $SE = 0/2$)، اگرچه روند آن از تابستان تا زمستان افزایشی بود، و در بهار به کم‌ترین اندازه رسید (شکل C^۳). سه بخش دریاچه تفاوتی در اندازه‌ی دی اکسیدکربن محلول نداشت، اما غلظت آن در ناحیه‌ی عمقی بیش‌از دوبرابر ناحیه‌های دیگر بود (شکل A^۴). میانگین سالانه‌ی پی‌اچ دریاچه $7/9$ ($SE = 0/03$) بود. پی‌اچ آب در تیر کم‌ترین ($7/6$) و در مهر بیش‌ترین ($8/1$)، و تفاوت آماری فصل‌ها معنادار بود (شکل D^۳). بیش‌ترین پی‌اچ بخش‌های سه‌گانه، در بخش گذرنده ($7/9$) بود، و پی‌اچ ناحیه‌ی عمقی ($7/7$) کم‌تر از سه ناحیه‌ی هر بخش بود (شکل B^۴). میانگین سالانه‌ی شفافیت دریاچه 352 cm ($SE = 15$) بود. اگرچه شفافیت آب در پاییز و زمستان افزایش یافت، اما



شکل ۳- تغییرات میانگین برخی از عوامل سنجدیده‌شده در دریاچه‌ی سد سلمان فارسی در چهار فصل نمونه‌برداری (۱۳۹۶ تا ۱۳۹۷) ($P < 0.05$).

شده معنادار نبود. میانگین سالانه‌ی غلظت یون نیترات آب دریاچه 0.75 ppm ($SE = 0.03$) بود.

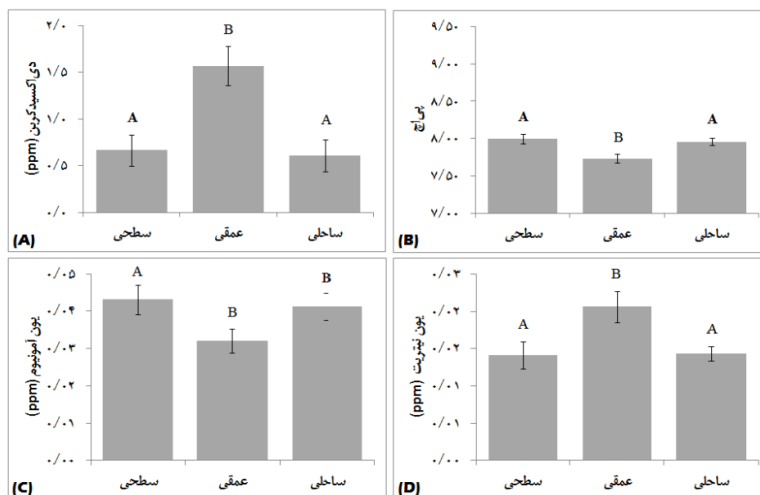
یون فسفات نیز با طرحی هم‌سانی تغییر می‌کرد، به‌طوری‌که از تابستان تا پاییز کاهش زیادی نشان داد و در زمستان به بیش‌ترین اندازه ($M = 0.70 \text{ ppm}$, $SE = 0.12$) رسید، سپس در بهار تا حد 0.15 ppm کاهش یافت (شکل K۳). سه بخش دریاچه تفاوت معناداری نشان نداد اگرچه مقدار یون فسفات در بخش رودخانه‌یی بیش‌تر بود. بیش‌ترین غلظت یون فسفات در ناحیه‌ی سطحی و کم‌ترین آن در ناحیه‌ی ساحلی اندازه‌گیری شد، اگرچه تفاوت آن‌ها معنادار نبود. میانگین سالانه‌ی غلظت یون 0.36 ppm ($SE = 0.04$) بود.

اکسیژن‌خواهی شیمیایی و بیوشیمیایی نیز تغییرات معناداری را در طول این سال نشان داد که در تابستان و زمستان بیش‌تر، و در پاییز و بهار کم‌تر بود (شکل L۳).

تغییرات غلظت آمونیم در این یک‌سال طرحی سینوسی داشت؛ در تابستان و پاییز بیش‌ترین و در پاییز و بهار کم‌ترین بود (شکل H۳). سه بخش دریاچه تفاوت معناداری نشان ندادند، اما مقدار آن در ناحیه‌ی سطحی بیش‌تر از عمقی بود (شکل C۴). میانگین سالانه‌ی غلظت آمونیم آب دریاچه 0.39 ppm ($SE = 0.00$) بود. میانگین غلظت یون نیتریت در تابستان و بهار بیش‌تر از پاییز بود (شکل I۳). تفاوت معنادار میان بخش‌های مختلف دیده نشد، اما از سه ناحیه‌ی نمونه‌برداری شده غلظت ناحیه‌ی عمقی بیش‌تر از دو ناحیه‌ی دیگر بود ($P > 0.05$) (شکل D۴). میانگین سالانه‌ی غلظت یون نیتریت آب دریاچه 0.02 ppm ($SE = 0.00$) بود. میانگین غلظت یون نیترات در زمستان ($M = 0.49 \text{ ppm}$)، کم‌تر از فصل‌های دیگر بود (شکل J۳). مقدار این یون در بخش دریاچه‌یی کم‌تر از بخش رودخانه‌یی بود ($P > 0.05$)، اما تفاوت غلظت آن در سه ناحیه‌ی نمونه‌برداری

ناحیه‌ی عمقی بیش‌تر از دو ناحیه‌ی دیگر بود. میانگین سالانه‌ی اکسیژن‌خواهی شیمیایی و اکسیژن‌خواهی بیوشیمیایی در آب دریاچه به‌ترتیب ۳/۷۸ ppm و ۱۹/۳۴ ppm (SE=۰/۱۳) و (SE=۰/۵۴) بود.

میان بخش‌های مختلف دریاچه، اکسیژن‌خواهی شیمیایی در دوبخش گذرنده و رودخانه‌یی بیش‌تر از بخش دریاچه‌یی بود، اما اکسیژن‌خواهی بیوشیمیایی تفاوتی نشان نداد. در ناحیه‌های هر بخش، تفاوت معناداری در اکسیژن‌خواهی شیمیایی دیده نشد، اما اکسیژن‌خواهی بیوشیمیایی در



شکل ۴- تغییرات میانگین برخی از عوامل سنجیده‌شده در دریاچه‌ی سد سلمان فارسی در سه ناحیه‌ی نمونه‌برداری شده (۱۳۹۶ تا ۱۳۹۷) ($P < 0.05$).

سد کرخه میانگین غلظت اکسیژن محلول ۹/۶ میلی‌گرم درلیتر (پرهام و همکاران ۲۰۰۷) بود. عزیززاده‌اوصالو و همکاران (۲۰۱۵) تغییر سالانه‌ی اکسیژن را در درون دریاچه از حدود ۵ میلی‌گرم درلیتر (در تیر) تا ۱۶ میلی‌گرم درلیتر (در شهریور)، و نصرالله-زاده‌ساروی و همکاران (۲۰۱۷) در دریاچه‌ی سد آزاد سنندج در فاصله‌ی تیر تا آذر آن را ۸/۱ میلی‌گرم درلیتر (تیر) و ۱۲/۲ میلی‌گرم درلیتر (آذر) گزارش کردند.

تغییرات غلظت CO_2 محلول در این دریاچه هم‌چون همه‌ی منابع آبی که جمعیت‌های پلانکتون‌های گیاهی را در خود جای داده‌اند، با تغییرات سالانه‌ی این جمعیت‌ها سازگار است. در ماه‌های آغازین سال که دمای آب مناسب است، رشد فراوان جلبک‌ها (پلانکتون‌های گیاهی) با فوتوسنتز شدید موجب افزایش تولید اولیه می‌شود، که نتیجه‌ی مستقیم آن به‌درون کشیدن بیش‌ترین مقدار ممکن از CO_2 محلول در آب است. بیش‌تر پژوهش‌های چاپ‌شده بر چگونگی شیمیایی و فیزیکی دریاچه‌های کشور، دی اکسیدکربن محلول در آب را گزارش نکرده‌اند، اما نصرالله‌زاده‌ساروی و همکاران (۲۰۱۷) نشان دادند که این سنجه در بررسی شش‌ماهه‌ی دریاچه‌ی سد آزاد سنندج با روند افزایشی به‌ترتیب از تیر تا آذر از ۱ میلی‌گرم درلیتر

بحث و نتیجه‌گیری

تغییرات سالانه‌ی دمای آب دریاچه با تغییرات فصلی دمای هوا هم‌خوانی دارد. به‌طور طبیعی انتظار می‌رود که دمای ناحیه‌ی عمقی کم‌تر باشد، اما با توجه به عمق برداشته‌شده (۳۵ متر) امکان زیادی است که برهم‌خوردگی آب‌های سطحی باعث مخلوط شدن آب در این عمق شده باشد. از آن‌جا که تاکنون لایه‌بندی دمایی این دریاچه بررسی نشده است، درک چگونگی تغییر دما در عمق‌ها ممکن نیست. بررسی تازه‌یی که در دریاچه سد آزاد سنندج انجام شده است، نمای کارآمدی را از تغییر دما در لایه‌های عمقی در طول سال به‌دست داده‌است (نصرالله‌زاده‌ساروی و همکاران ۲۰۱۶).

بیش‌تر بودن غلظت اکسیژن در آب در فصل زمستان نتیجه‌ی مستقیم کاهش دما بر افزایش حلالیت این گاز است، و پس از افزایش دما کاهش را نشان می‌دهد. میانگین غلظت اکسیژن محلول در دریاچه‌ی سد زاینده‌رود از دریاچه‌ی سد سلمان فارسی بیش‌تر (۱۰/۷۵ میلی‌گرم درلیتر) بود (خلجی و همکاران ۲۰۱۶). در دریاچه‌ی سد دز این مقدار از ۶/۸ تا ۷/۹ (جاوید و همکاران، ۱۳۹۳) و در مخزن سد دز از ۷/۵ تا ۸/۳ میلی‌گرم درلیتر تغییر می‌کرد (عصار و همکاران ۲۰۰۴). در محدوده‌ی درونی دریاچه‌ی

بود. اندازه‌های این سنج در تابستان و زمستان بیش‌تر از پاییز و بهار بود، و میانگین کل جامدهای محلول و سختی کل آب دریاچه نیز با هدایت الکتریکی هم‌سو بود. میانگین سالانه‌ی هدایت الکتریکی در آب دریاچه‌ی سد زاینده‌رود $231 \mu\text{S/cm}$ بود و برخلاف دریاچه‌ی سد سلمان تفاوتی میان فصل‌های مختلف دیده نشد، اما در ایستگاه نزدیک به دیواره‌ی سد بسیار کم‌تر ($17 \mu\text{S/cm}$) از جاهای دیگر دریاچه بود (خلجی و همکاران ۲۰۱۶). میانگین سالانه‌ی هدایت الکتریکی آب دریاچه‌ی سد دز در هر ایستگاه از $426 \mu\text{S/cm}$ تا $496 \mu\text{S/cm}$ گزارش شد (جاوید و همکاران ۲۰۱۴). در دریاچه‌ی پشت سد کرخه بیش‌ترین هدایت الکتریکی ثبت‌شده در تابستان $1849 \mu\text{S/cm}$ در مرداد و کم‌ترین آن $598 \mu\text{S/cm}$ در فروردین گزارش شد (پرهام و همکاران ۲۰۰۷). در دریاچه‌ی پشت سد ارس هدایت الکتریکی آب از حدود ۲۵۰ تا حدود ۱۱۰۰ بود و بیش‌ترین مقدار در فروردین واردیبهشت (علیزاده‌اوصالو و همکاران ۲۰۱۵)، و در دریاچه‌ی سد آزاد سنندج از $250 \mu\text{S/cm}$ در خرداد تا $335 \mu\text{S/cm}$ در اسفند (نصرالله‌زاده‌ساروی و همکاران ۲۰۱۷) ثبت شد. با داده‌هایی که در دست است، سد سلمان از دید اندازه‌ی هدایت الکتریکی در جایی در میانه‌ی سدهای بررسی‌شده است.

غلظت آمونیاک در تابستان و زمستان بیش‌ترین و در پاییز و بهار کم‌ترین بود. پس از ورود حجم بارندگی در آغاز بهار، ورودی حجم زیاد آب باران به دریاچه متوقف می‌شود، و آبی که از رود به دریاچه می‌رسد مقدار زیادی از فاضلاب‌های روستایی سرراه را با خود به دریاچه می‌آورد، و می‌تواند منبع اصلی تجمع آمونیوم در آب دریاچه در تابستان باشد. آمونیوم با گذشت زمان، بر اثر فعالیت‌های باکتریایی به تدریج به نیتريت و نیتريت تبدیل می‌شود، و در نتیجه غلظت آن کاهش می‌یابد. این شیوه‌ی تغییر را می‌توان برای بارندگی‌های پاییزی نیز پیشنهاد کرد که موجب آورده‌ی بیش‌تر آمونیوم از رود می‌شود (افزایش در دی). غلظت یون نیتريت در پاییز کم‌تر از تابستان و بهار بود. طرح تغییر آن مانند آمونیوم بود، با این تفاوت که در بهار افزایش بیش‌تری از زمستان نشان داد. این افزایش را می‌توان به افزایش دمای آب در این فصل و کمک به فعالیت میکروب‌ها برای تجزیه‌ی آمونیوم نسبت داد. مقدار یون نیتريت که نتیجه‌ی تجزیه‌ی یون‌های نیتريت و آمونیوم است در زمستان کم‌تر از فصل‌های دیگر بود، و کاهش آن در زمستان با تفسیر پیشینی اثر کاهش دما بر فعالیت ریز زیندگان تجزیه‌کننده‌ی نیتريت و آمونیوم هم‌خوانی دارد. میانگین غلظت یون نیتريت و نیتريت در آب دریاچه‌ی سد زاینده‌رود به ترتیب $0/02$ و $1/57$ میلی‌گرم

تا $4/7$ میلی‌گرم در لیتر تغییر کرد، که طرح افزایش آن از تابستان به سوی زمستان با یافته‌های ما هماهنگ بود. بیش‌تر شدن پی‌اچ در بخش گذرنده و کم‌شدن آن در ناحیه‌ی عمقی را می‌توان با تغییر دی‌اکسیدکربن آب تفسیر کرد. کاهش دی‌اکسیدکربن در بخش گذرنده‌ی دریاچه موجب کاهش مقدار یون‌های اسیدکربنیک آب می‌شود و با این روی‌داد، اسیدی‌بودن آب کاهش می‌یابد. رابطه‌ی عکس نیز برای افزایش دی‌اکسیدکربن در ناحیه‌ی عمقی برقرار است. اگرچه، این رابطه‌ی مستقیم برای تغییرات فصلی دیده نمی‌شود، زیرا برخلاف انتظار در تیر، که دی‌اکسیدکربن کم‌ترین است، پی‌اچ افزایش نیافت، که کم‌تر نیز شد. با این حال، پی‌اچ دریاچه‌ی سد زاینده‌رود نیز در بهار ($8/1$) کم‌تر از تابستان ($8/2$) بود (خلجی و همکاران ۲۰۱۶). پی‌اچ آب در ایستگاه‌های مختلف دریاچه‌ی سد دز از $7/2$ تا $8/3$ متغیر و افزایش آن از سوی رودخانه‌ی به سوی دریاچه‌ی بود (جاوید و همکاران ۱۳۹۳). در سد کرخه نیز در ایستگاه درون دریاچه تغییر پی‌اچ آب از $7/4$ تا $8/8$ نشان داده شد (پرهام و همکاران ۲۰۰۷). بازه‌ی پی‌اچ در آب مخزن دریاچه‌ی سد دز میان $7/4$ تا $8/3$ بود (عصار و همکاران ۲۰۱۴)، اما در سد مخزنی شیرین‌دره، بجنورد، این بازه از پی‌اچ‌های اسیدی $6/7$ تا $8/2$ ثبت شد (احرام‌پوش و همکاران ۲۰۱۵). علیزاده‌اوصالو و همکاران (۲۰۱۵) پی‌اچ دریاچه‌ی سد ارس را در فروردین $6/9$ تا $7/8$ ثبت کردند، که رو به شهریور افزایش می‌یافت و در شهریور از $8/4$ تا $9/3$ گزارش شد. نصرالله‌زاده‌ساروی و همکاران (۲۰۱۷) نیز با تایید تأثیر دی‌اکسیدکربن بر پی‌اچ آب دریاچه‌ی سد آزاد سنندج، بازه‌ی پی‌اچ آن را از $7/6$ تا $8/4$ گزارش کردند.

میانگین سالانه‌ی شفافیت در آب دریاچه‌ی سد سلمان 352 cm بود. بخش دریاچه‌ی شفافیت بیش‌تری (453 cm) داشت، که با توجه به دوربودن این بخش از تحرک آب بر اثر ورود جریان آب به رودخانه، ثبات بیش‌تر آب به دلیل عمق بیش‌تر و فرصت بیش‌تر برای ته‌نشین شدن ذره‌های نامحلول تفسیرپذیر است. در دریاچه‌ی سد دز نیز با دورشدن از بخش دریاچه‌ی نزدیک به دیوار سد، کدورت آب افزایش می‌یافت، و در بخش‌های دریاچه‌ی و گذرنده نیز، آب ناحیه‌ی ساحلی کدورت بیش‌تری داشت، که نشانه‌ی تأثیر برهم‌خوردگی آب و شناورشدن مواد معلق است (جاوید و همکاران ۲۰۱۴). مقدار مواد معلق در ورودی دریاچه‌ی سد کرخه 1542 میلی‌گرم در لیتر بود، اما در درون دریاچه به بیشینه‌ی 87 میلی‌گرم در لیتر رسید (پرهام و همکاران ۲۰۰۷).

میانگین سالانه‌ی هدایت الکتریکی دریاچه $873 \mu\text{S/cm}$

میلی گرم درلیتر (علیزاده وصالو و همکاران ۲۰۱۵)، و در دریاچه‌ی پشت سد آزاد سنندج از ۰/۰۱ تا ۰/۰۲ میلی گرم درلیتر (نصرالله‌زاده‌ساروی و همکاران ۲۰۱۷) متفاوت بود. اکسیژن‌خواهی شیمیایی و اکسیژن‌خواهی بیوشیمیایی (بی‌اودی و سی‌اودی) در تابستان و زمستان بیش‌تر، و در پاییز و بهار کم‌تر بود، و میانگین سالانه‌ی آن‌ها به ترتیب ۳/۸ و ۱۹/۳ میلی گرم درلیتر بود. از دو شاخص مهم آلودگی آب اندازه‌ی سی‌اودی در بخش‌های رودخانه‌ی و گذرنده بیش‌تر از دریاچه‌ی بی‌اودی در ناحیه‌ی عمقی بیش‌تر از سطحی و ساحلی بود. اندازه‌ی بی‌اودی میان ایستگاه‌های دریاچه‌ی سد دز از ۲/۲ تا ۲/۷ میلی گرم درلیتر گزارش شد (جاوید و همکاران ۲۰۱۴) اگرچه عصار و همکاران (۲۰۱۴) آن را درون مخزن سد در ماه‌ها و ایستگاه‌های مختلف در بازه‌ی ۰/۰۳ تا ۰/۵۰ میلی گرم درلیتر ثبت کردند. اندازه‌ی بی‌اودی در سد مخزنی شیرین‌دره‌ی بجنورد از ۱/۸۵ در دی تا ۱۶ میلی گرم درلیتر در مرداد متغیر بود (احرام‌پوش و همکاران ۲۰۱۵). در دریاچه‌ی پشت سد آزاد سنندج، بی‌اودی از ۰/۹ تا ۵/۴، و سی‌اودی از ۴/۰ تا ۲۱/۰ میلی گرم درلیتر متغیر بود (نصرالله‌زاده‌ساروی و همکاران ۲۰۱۷). در مجموع، مقایسه‌ی یافته‌های این پژوهش با شاخص‌های کیفیت آب برای آب‌زی‌پروری نشان داد که دما، پی‌اچ، اکسیژن محلول، هدایت الکتریکی، کل جامدهای محلول، دی‌اکسیدکربن، نیتريت، نیترات، و بی‌اودی در همه‌ی بخش‌های دریاچه در اندازه‌ی مناسب بود؛ سی‌اودی در بخش‌های دریاچه‌ی و گذرنده مناسب بود، اما در بخش رودخانه‌ی اندکی بیش‌تر از اندازه‌ی مناسب بود؛ آمونیاک در بخش دریاچه‌ی مناسب بود، اما در بخش‌های رودخانه‌ی و گذرنده اندکی بیش‌تر از اندازه‌ی مناسب بود؛ و شفافیت، سختی کل و فسفات از اندازه‌ی شاخص بسیار بیش‌تر بود (جدول ۲). در مقایسه با معیارهای آب آشامیدنی، آب این دریاچه از نظر پی‌اچ، هدایت الکتریکی، کل جامدهای محلول، آمونیاک، نیتريت، و نیترات در اندازه‌ی مناسب بود، اما سختی کل آن اندکی از شاخص تعیین‌شده‌ی مجاز بیش‌تر بود (جدول ۲).

درلیتر گزارش شد (خلجی و همکاران ۲۰۱۶). غلظت یون نیترات در دریاچه‌ی سد دز بسیار بیش‌تر از سد سلمان (تا ۷/۷ میلی گرم درلیتر) بود (جاوید و همکاران، ۲۰۱۴)، اما عصار و همکاران (۲۰۱۴) مقدار نیترات در آب همین سد را از ۰/۰۱ تا ۱/۰ میلی گرم درلیتر گزارش کردند. در دریاچه‌ی سد کرخه میانگین غلظت یون نیتريت، نیترات، و آمونیوم به ترتیب ۰/۱، ۷/۴، و ۱/۲۵ میلی گرم درلیتر بود (پرهام و همکاران ۲۰۰۷) که هرسه بسیار بیش‌تر از دریاچه‌ی سد سلمان بود. اندازه‌ی یون نیترات در سد مخزنی شیرین‌دره‌ی بجنورد در فصل‌های سرد در حدود ۳/۰ میلی گرم درلیتر بود و در فصل‌های گرم به ۴/۰ و ۵/۰ میلی گرم درلیتر رسید (احرام‌پوش و همکاران ۲۰۱۵). اندازه‌ی یون فسفات نیز در تابستان و زمستان بیش‌ترین و در پاییز و بهار کم‌ترین بود. منبع عمده‌ی یون فسفات دریاچه نیز پساب روستایی و به‌ویژه کشاورزی است، بنابراین پس از پایان بارندگی‌های بهار که موجب رقیق شدن آب و کاهش غلظت می‌شود، جریان ورودی کاهش‌یافته‌ی رود با خود مواد شسته‌شده از آبخیز بالادست را به دریاچه می‌آورد و غلظت آن را در درون دریاچه افزایش می‌دهد. با بارندگی‌های پاییز، آب دریاچه دوباره رقیق می‌شود و غلظت مواد کاهش می‌یابد. این تفسیر با توجه به نتایج بخش‌های سه‌گانه تایید می‌شود، که نشان دادند مقدار یون فسفات در بخش رودخانه‌ی که نزدیک‌ترین جا به ورودی جریان رود است بیش‌تر بود. میانگین سالانه‌ی غلظت یون فسفات آب دریاچه ۰/۳۶ میلی گرم درلیتر بود. در دریاچه‌ی سد دز نیز این یون از ۰/۰۳ تا ۰/۴۰ میلی گرم درلیتر متغیر بود (جاوید و همکاران ۲۰۱۴؛ عصار و همکاران ۲۰۱۴). احرام‌پوش و همکاران (۲۰۱۵) بازه‌ی تغییر غلظت یون فسفات را در سد شیرین‌دره‌ی بجنورد در طول سال از ۰/۰۴ تا ۰/۰۹ اندازه گرفتند، که بسیار کم‌تر از اندازه‌های سد سلمان بود. اندازه‌گیری این یون در دریاچه‌ی پشت سد کرخه اندازه‌های ۰/۰۱ تا ۲/۱۱ (میانگین ۰/۳) میلی گرم درلیتر را نشان داد (پرهام و همکاران ۲۰۰۷). غلظت یون فسفات در آب دریاچه‌ی سد ارس در بخش‌های مختلف از ۰/۱۱ تا ۶/۰۷

جدول ۲- مقایسه ی میانگین سالانه ی عوامل مهم کیفیت آب دریاچه ی سد سلمان با شاخص های آشامیدنی و آبی پروری گرم آبی.

میانگین سالانه	بخش دریاچه یی	بخش گذرنده	بخش رودخانه یی	بازه ی مناسب آبی پروری *	بیشینه ی مجاز آشامیدنی **	
-	۲۲	۲۲	۲۳	۱۸-۳۰	-	دمای آب (°C)
۷/۹	۷/۹	۷/۹	۷/۹	۶/۵-۹	۶/۵-۹	بی اچ
-	۷/۵	۹/۲	۸/۰	>۴	-	اکسیژن محلول (mg/l)
-	۴۵۳	۳۱۸	۲۸۵	۳۰-۵۰	-	شفافیت (سانتی متر)
۸۷۴	۸۶۶	۸۷۷	۸۷۸	۲۰۰۰	۲۰۰۰	هدایت الکتریکی (µS/cm)
۵۷۰	۵۶۴	۵۷۴	۵۷۳	۲۰۰۰	۱۵۰۰	کل جامدهای محلول (mg/l)
۶۳۰	۶۱۸	۶۲۳	۶۵۰	۱۰-۴۰۰	۵۰۰	سختی کل (mg/l)
-	۱/۰	۰/۸	۱/۰	۰-۱۰	-	دی اکسید کربن (mg/l)
۰/۰۴	۰/۰۳	۰/۰۴	۰/۰۴	<۰/۰۳	۰/۰۵	آمونیاک غیر یونیزه (mg/l)
۰/۰۲	۰/۰۲	۰/۰۲	۰/۰۱	۰/۰۳۱-۰/۱۶۷	۰/۰۰۴	نیتريت (mg/l)
۰/۷۵	۰/۷۰	۰/۸۳	۰/۷۳	۴/۵	۴/۵	نترات (mg/l)
۰/۳۶	۰/۳۳	۰/۳۱	۰/۴۵	<۰/۰۶۵	۰/۲	فسفات (mg/l)
-	۴/۰	۳/۷	۳/۷	۰-۵	-	بی اودی (mg/l)
-	۱۷/۱	۱۹/۹	۲۱/۰	<۲۰	-	سی اودی (mg/l)

* نصرالله زاده ساروی و همکاران (۲۰۱۷)

** موسسه ی استاندارد و تحقیقات صنعتی ایران (۲۰۱۰)

و اقامت گروه نمونه برداری، با مجری پروژه همکاری کرده است، صمیمانه قدردانی می شود، به ویژه جناب آقای مهندس دهقانی، مدیرعامل محترم، جناب آقای مهندس صالح جهرمی معاون محترم، جناب آقای مهندس حاتمی رییس محترم سد، و جناب آقای مهندس فرجی مدیر محترم سد که خالصانه و با نهایت دلسوزی و مسئولیت با گروه نمونه برداری همکاری کردند.

سپاس گذاری

هزینه ی این پژوهش از سوی سازمان جهاد کشاورزی استان فارس (قرارداد ش ۳۲۸۴۹/۲۷۶/۱، ۱۳۹۴/۰۴/۰۱) تامین شده و در موسسه ی تحقیقات علوم شیلاتی، سازمان تحقیقات و آموزش کشاورزی ثبت شده است (۹۵۱۰۴۴-۹۲-۰۹۲-۱۲-۵۰-۲۴). از شرکت سهامی آب منطقه یی فارس که با لطف بسیار در تامین بخشی از هزینه ها، مانند قایق

- Alizadeh-Osalu Zh, Mohsenpoor-Azari E, Nekuiifard E, Seidgar M, Yahiazadeh M, Shiri S, Alizadeh-Kolshani M. 2015. Barrasie maghtaie ravande taghiirate keifie abe dariacheie poshte sadde Aras. *Ecobiolozhie Talab.* 6(23): 5–14.
- Assar S, Rajabzadeh-Ghatromi A, Mohammadi-Ruzbehani M. 2014. Brrasie keifiate abe sadde Dez dar vorudi, makhzan, va khoruji ta sadde tanzimi ba estefade az shakhes haie BCWQI va NSFQI. *Ecobiolozhie Talab.* 6(20): 79–92.
- Ehrampush MH, Mehrjerdi AZ, Ghaneian MT, Mehrizi EA, Saghi MH. 2015. Qualitative assessment of Bojnurd main water supply by using water quality indices in 2013: Case study of Shirin Dareh reservoir dam. *Journal of North Khorasan University of Medical Sciences.* 7(3):475–484.
- Ghorbani M. 2006. Barrasie ravande taghiirate keifie abe makhzane sadde Marun va shenasaiie avamele moassere ehtemali dar afzaieshe utrificasione makhzan. *Sherkate Sahamie Abe Mantagheie Khuzeestan.* 198 p. Institute of Standards and Industrial Research of Iran. 2010. Specifications for drinking water. 5th Edition. ISIRI NUMBER. 1053. Tehran, Iran.
- Javid AH, Mirbagheri SA, Karimian A. 2014. Assessing Dez Dam reservoir water quality by application of WQI and TSI indices. *Iranian Journal Health & Environment.* 7(2): 133–142.
- Jorgenson SE, Loeffler H, Raft W, Straskraba M. 2005. Lake and reservoir management. Elsevier. 514 p.
- Khalaji M., Ebrahimi E., Hashemenejad H., Motaghe E., Asadola S. 2016. Water quality assessment of the Zayandehroud Lake using WQI index. *Iranian Scientific Fisheries Journal.* 25(5): 51–64.
- Narollahzadeh-Saravi H, Parafkandeh F, Fazli H, Mirzaei R, Hosseinpour H, Afraei MA, Nasrollahtabar A, Makhloogh A, Vahedi N. 2017. Study on physico-chemical characteristics of Azad dam reservoir (Sanandaj) in order to fisheries activities. *Iranian Scientific Fisheries Journal.* 25(5): 143–158.
- Mohammadzadeh S, Ebrahimpoor H. 2011. Investigation of hydrogeochemistry, factors that controlling the water chemistry in Zarivar Lake. Seventh Iranian-Conference-of Engineering-Geology and the Environment. Shahrood University of Technology. September. p. 1–10.
- Parham H, Jafarzadeh N, Dehghan S, KianErsi F. 2007. Barrasie taghiirate ghezate azot va fosfor va barkhi parametr haye fiziki va shimiaii dar daryacheye poshte sadde Karkhe va taiine bilane an. *Majalloye Olume Daneshgahe Shahid Chamran.* 17(B):117–125.
- Samarghandi MR, Weysi K, Aboee Mehrizi E, Kaseb P, Danai E. 2013. Evaluation of Water Quality in Hamadan Akbatan Reservoir by NSFQI Index. *Journal of North Khorasan University of Medical Sciences.* 5(1): 63–69.
- Stockner JG, Langston AR, Wilson GA. 2001. The Limnology of Williston Reservoir. Peace/Williston Fish and Wildlife Compensation Program, Report No. 242. 51pp. plus appendices.
- Tajrishi M, Abrishamchi A, Isazadeh S, Ahmadi M. 2005. Vaziate abe makhzane sadde Latian va arziabie gozine ha baraie behbude keifiate an. *Majmue maghalate pazhuheshie daneshkadeie mohandesie omran, Sanati Sharif University.* 11 p.
- Williams AE, Moss B, Eaton J. 2002. Fish induced macrophyte loss in shallow lakes: top-down and bottom-up processes in mesocosm Experiments. *Freshwater Biology.* 47: 2216–2232.



Watershed Management Research

VOL. 32, No. 1, Ser.No: 122, Spring 2019, pp. 19-30
DOI:10.22092/wmej.2019.123527.1154

Chemical and Physical Properties of Water in Salman-Farsi Reservoir, Fars Province

Mehrdad Zamanpoore*

(Corresponding Author)* Assistant Professor of hydrobiology, Fars Agricultural and Natural Resources Research and Education Center, Agricultural Research, Education and Extension Organization, Shiraz, Iran

Mohammad Hosein Ebrahimi

Master of Science, Fars Agricultural and Natural Resources Research and Education Center, Agricultural Research, Education and Extension Organization, Shiraz, Iran

Nargeskhatoon Ahmadi

Master of Science, Fars Agricultural and Natural Resources Research and Education Center, Agricultural Research, Education and Extension Organization, Shiraz, Iran

Ladan Jowkar

Research Assistant (retired), Fars Agricultural and Natural Resources Research and Education Center, Agricultural Research, Education and Extension Organization, Shiraz, Iran

Zohreh Mokhayer

Assistant Professor, Iranian Fisheries Sciences Institute, Tehran, Iran

*Corresponding Email: mzamanpoore@gmail.com

Received: 30 September 2018 Accepted: 12 March 2019

Abstract

It is essential for the proper management of lakes to know physical and chemical factors in their different parts and in different times of the year. This project aims to investigate basic limnology of physical and chemical factors in Salman-Farsi Reservoir, Ghir County, the Province of Fars. Seasonal samplings were carried out in 2007 in 27 stations. Analysis of variance was used to compare seasonal variations of the studied factors. The annual means of the studied items were as following: water temperature (22.6° C), dissolved oxygen (8.2 ppm), carbon dioxide (0.9 ppm), pH (7.8), transparency (352 cm), electrical conductivity (874 μ S/cm), total dissolved solids (570 ppm), total hardness (630 ppm), nitrite ion (0.02 ppm), nitrate ion (0.8 ppm), ammonia (0.04 ppm), phosphate ion (0.4 ppm), biochemical oxygen demand (3.8 ppm), and chemical oxygen demand (19.3 ppm). Comparison of the results with the drinking water standards showed that the lake water is suitable regarding pH, electrical conductivity, total dissolved solids, ammonia, nitrite, and nitrate concentrations, but its total hardness was slightly higher than the permitted values. Temperature, pH, dissolved oxygen, electrical conductivity, total dissolved solids, carbon dioxide, nitrite, nitrate, concentrations as well as biochemical oxygen demand showed acceptable levels all over the lake as compared with water quality standards for warm-water aquaculture. Chemical oxygen demand measures were at proper levels in the lacustrine and transitional sections, but slightly higher than this level in the riverine areas. Ammonia levels were appropriate in the lacustrine but moderately higher in the riverine and transitional sections. Transparency, total hardness, and phosphate ion concentration were much higher than the standard levels of warm-water aquaculture.

■ **Keywords:** Hydrobiology, lake, Salman-Farsi Reservoir, water quality ■