

عوامل شیمیایی تنش‌زا در ستون آب دریاچه پریشان (استان فارس)

عباسعلی استکی

مرکز تحقیقات منابع طبیعی و امور دام استان اصفهان، اصفهان، صندوق پستی: ۱۱۴
تاریخ دریافت: اسفند ۱۳۷۷ تاریخ پذیرش: مرداد ۱۳۷۸

چکیده

این تحقیق با همکاری مرکز تحقیقات شیلاتی خلیج فارس، بوشهر از تیر ماه ۱۳۷۴ تا خرداد ماه ۱۳۷۵ در دریاچه پریشان واقع در استان فارس انجام گرفت و طی آن عوامل شیمیایی تنش‌زای محیطی مانند اکسیژن صبحگاهی، pH، گاز آمونیاک، نیتریت، هیدروژن سولفور، مورد بررسی قرار گرفت که دامنه نوسانات مقادیر اندازه‌گیری شده آنها به ترتیب عبارت بودند از: ۰/۳۳ تا ۷/۵۸ میلی‌گرم در لیتر، ۷/۴۵ تا ۹/۴۱، ۶ تا ۴۰۹ میکروگرم در لیتر نیترژن، ۲ تا ۳۱۹ میکروگرم در لیتر نیترژن و ۰ تا ۴۵۵۱ میکروگرم در لیتر.

در اکوسیستم دریاچه پریشان متوسط میزان pH در پاییز بالاتر از ۹ اندازه‌گیری شد که این میزان مستقیماً رشد و سلامت ماهی را تحت‌الشعاع قرار داده و بطور غیرمستقیم نیز بر آنها تأثیر می‌گذارد، متوسط غلظت اکسیژن صبحگاهی فقط در تابستان و اوایل پاییز حدود میزان قابل قبول بود و در سایر مواقع سال بسیار کم و تنش‌زا و حدود ۱ و کمتر از ۱ میلی‌گرم در لیتر ثبت شد. متوسط غلظت گاز سمی آمونیاک نیز در اکثر مواقع سال بیش از حد قابل قبول ثبت شد که برای موجودات آبرزی تنش‌زا بود. در طول سال فقط در فروردین ماه تنش ناشی از افزایش غلظت گاز آمونیاک وجود نداشت و در سایر مواقع سال غلظت این گاز زیاد و احتمالاً موجب محدودیت رشد آبزیان می‌شد. نتایج نشان داد که اکوسیستم دریاچه پریشان در اکثر مواقع سال تحت تأثیر شرایط تنش ناشی از عوامل شیمیایی نامساعد محیطی قرار دارد و هرگونه فعالیت شیلاتی مستلزم مطالعه بیشتر و دقت کامل می‌باشد.

لغات کلیدی: دریاچه پریشان، استان فارس

مقدمه

آبهای طبیعی دارای گازها، مواد معدنی، مواد آلی محلول و مواد آلی معلق می‌باشند

قراوترین گازهای موجود در اکوسیستم‌های آبی اکسیژن، دی‌اکسیدکربن و نیتروژن می‌باشند. ولی غلظت گازهایی نظیر سولفید هیدروژن، آمونیاک و متان فقط تحت شرایط خاصی در آب افزایش می‌یابند. یونهای سیلیس، کلسیم، منیزیم، سدیم، پتاسیم، بی‌کربنات، کربنات، کلرور و سولفات قسمت اعظم مواد معدنی محلول در آبر تشکیل می‌دهند. همچنین در اکوسیستم‌های آبی یونهای دیگری مانند فسفات، نیترات، نیتريت، آمونیم، فلزات و غیره یافت می‌شود که مواد مغذی آب خوانده می‌شوند. کلیه مواد فوق ترکیبات شیمیایی هستند که در محیط آبهای طبیعی مصرف و یا تولید شده و تغییراتی را متحمل می‌شوند (Rand, 1995). وجود و تأمین این عوامل شیمیایی، به مقدار و غلظت‌های مطلوب، جهت رشد موجودات آبی از قبیل باکتریها، قیئوپلانکتونها، زئوپلانکتونها، ماهی‌ها و سایر آبزیان و همچنین سلامت اکوسیستم‌های آبی فوق‌العاده ضروری و مهم می‌باشد.

چون محیط آب از نظر ترمودینامیک شیمیایی جزو سیستم‌های باز مداوم (Continuous - System) محسوب می‌شود (استکی، ۱۳۷۵) بنابراین از نظر ترمودینامیکی تعادل نداشته و غلظت مواد شیمیایی درون آن از جمله مواد فوق‌الذکر دائماً در حال تغییر می‌باشد که چنانچه دامنه این تغییرات از حد تحمل آبزیان فراتر رود موجب کاهش رشد و یا مرگ میر و در نتیجه تغییر در جمعیت آنها می‌گردد بعنوان مثال تغییرات غلظت یونهای اصلی آب که تحت تأثیر تبخیر و یا ورود آب تازه قرار دارد موجب تغییر در شوری آب می‌شود. چنانچه شدت مخیر زیاد باشد، شوری نیز به تناسب با آن افزایش یافته و ممکن است جهت بسیاری از آبزیان استنوهالین (Stenohaline) غیرقابل تحمل باشد (Wootton, 1992). همچنین ممکن است مدت متابولیسم جمعیت شرایط تغییرات شدید غلظت اکسیژن را ایجاد نماید، به نحوی که در روز در اثر فتوسنتز غلظت اکسیژن به فوق اشباع برسد و در شب در اثر شدت تنفس جمعیت شرایط بی‌هوایی حاکم شود که در اینصورت علاوه بر تنش‌های ناشی از کمبود مستقیم اکسیژن، لید و تصاعد گازهای سمی مانند هیدروژن سولفور و متان نیز افزایش می‌یابد. همچنین ممکن است در جریان چرخش مواد از جمله، سیکل ازت غلظت مواد سمی مانند گاز آمونیاک و یا نیتريت را بیش یافته و موجب مرگ و میر و یا حذف جمعیت‌های غیرمقاوم گردد (Landau, 1992). براین عوامل تنش‌زای محیطی، مواد و یا ترکیبات شیمیایی هستند که غلظت آنها در

اکوسیستم‌های آبی، در اثر واکنش‌های شیمیایی و یا تبادل انرژی با محیط، دستخوش تغییرات نوسانات شدید می‌شوند و به همین دلیل بر رشد گونه‌ها و پویایی جمعیت آبزیان تأثیر بسزایی دارند که معمولاً مهمترین آنها عبارتند از دما، شوری، اکسیژن، pH، گاز آمونیاک، هیدروژن سولفور و غیره (استکی، ۱۳۷۵). در هنگام مطالعه اکوسیستم‌های آبی از جمله دریاچه‌های کوه عمق بررسی روند تغییرات عوامل شیمیایی از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است (Havens et al., 1996; Simola et al., 1996). در دریاچه پریشان که هم‌کم عمق است و هم فرا است آب آن در راستای استحصال و تولید ماهی مورد مطالعه قرار گیرد، بررسی دامنه تغییرات غلظت مواد شیمیایی محیطی و مطالعات لیمنولوژیک ضروری به نظر می‌رسد. به همین دلایل در این تحقیق تغییرات غلظت عوامل تنش‌زای محیطی مانند pH، اکسیژن، آمونیاک، هیدروژن سولفور در طول یکسان در دریاچه پریشان اندازه‌گیری شده و تأثیر آن بر جمعیت ماهی مور بررسی و تجزیه و تحلیل قرار گرفت.

مواد و روشها

دریاچه پریشان بین مختصات جغرافیایی ۴۴° و ۵۱' تا ۵۳° و ۵۰' طول شرقی و ۲۸' و ۲۹' تا ۳۳' و ۲۹° عرض شمالی در ۱۵ کیلومتری جنوب شرقی شهرستان کازرون در استان فارس واقع شده است. مساحت دریاچه حدود ۴۰ کیلومترمربع و مساحت حوضه آبخیز آن حدود ۴۵ کیلومترمربع می‌باشد، عمق آن کم و بین ۱ تا ۵ متر متغیر می‌باشد. قسمت اعظم بستر دریاچه گیاهان عالی پوشیده شده است. در حاشیه‌ها و کناره‌های دریاچه تعداد ۸ چشمه وجود دارد که آب آنها بطور دائم وارد اکوسیستم دریاچه می‌شود. باد غالب در منطقه اکثراً شمال غربی و در برخی از ساعات روز، غربی و جنوب غربی می‌باشد، درجه حرارت منطقه ندرتاً به زیر صفر می‌رسد. این دریاچه از نظر زیست محیطی اهمیت ویژه‌ای دارد و محل زمستان‌گذرانی بسیاری از پرندگان مهاجر می‌باشد (مرکز تحقیقات شیلاتی خلیج فارس، ۱۳۷۵).

این مطالعه طی سالهای ۱۳۷۴ و ۱۳۷۵ با همکاری مرکز تحقیقات شیلاتی خلیج فارس بوشهر انجام گرفت در ابتدا از دریاچه بازدید شد و با توجه به پوشش گیاهی و ورود آب چشمه‌های مجاور پنج اکوسیستم مختلف، به شرح زیر، در دریاچه پریشان مشخص گردید:

الف - اکوسیستم نزار: که در آن گیاهان بن در آب غالب می‌باشند و در اصطلاح لیمنولوژی به اینگونه سیستم‌ها reeds یا سیستم‌های ریشه‌ای گفته می‌شود. از جمله اختصاصات اینگونه سیستم‌ها آن است که گیاه قسمت اعظم نوترینت‌های مورد نیاز خود را از بستر می‌گیرد و تبادلات گازی مانند CO_2 و O_2 را با هوا انجام می‌دهد یعنی تنفس این گیاهان نقش مستقیمی در تغییرات روزانه این گازها در آب ندارند بلکه بطور غیرمستقیم بر اکوسیستم دریاچه مؤثر هستند یعنی از طریق ترشح مواد آلی محلول در محیط آب و یا بعد از مرگ آنها تجزیه و فساد برگها و ساقه‌ها باعث تشدید فعالیتهای میکروبی و معدنی شدن می‌شود.

ب - اکوسیستم آب آزاد: این اکوسیستم در واقع تحت تأثیر ماکروفیتهای غوطه‌ور قرار دارد یعنی بستر این اکوسیستم از اینگونه گیاهان پوشیده شده که چون آب دریاچه کم عمق و شفاف است نور کافی جهت رشد و توسعه آنها وجود دارد. این ماکروفیتهای تبادلات گازی خود (O_2 و CO_2) را با محیط آب انجام می‌دهند بنابراین هم بطور مستقیم و هم بطور غیرمستقیم در تغییرات روزانه و سالانه و پراکندگی این گازها و همچنین فعالیت میکروبه‌ها و پارامترهای شیمیایی آب مؤثر می‌باشند.

ج - اکوسیستم آب آزاد تحت تأثیر چشمه: قسمتی از اکوسیستم فوق‌الذکر است که آب ورودی از چشمه‌ها بر آن تأثیر می‌گذارد.

د - اکوسیستم آب آزاد تحت تأثیر نزار: در واقع گیاهان غوطه‌ور و بن در آب بطور مشترک بستر این اکوسیستم را پوشانده‌اند بنابراین قسمتی از پوشش گیاهی آن با هوا و رسوب تبادل گاز و نوترینت می‌کنند و قسمی دیگر کلیه اعمال حیاتی خود را در محیط آب انجام می‌دهند.

ه - منطقه حد فاصل نزار و آب آزاد: که بین این دو اکوسیستم حایل بوده و پوشش گیاهی آن کم می‌باشد.

با توجه به امکانات و اکوسیستم‌های پنج گانه فوق‌الذکر تعداد ده ایستگاه در نقاط مختلف دریاچه تعیین شد. ایستگاههای شماره ۱ و ۵ گویای اکوسیستم نزار، ۴ و ۶ گویای سیستم آب آزاد، ۳ گویای آب آزاد تحت تأثیر چشمه، ۹ و ۱۰ مبین آب آزاد تحت تأثیر نزار و ۲ و ۷ و ۸ انگر سیستم حد فاصل آب آزاد و نزار می‌باشد. عملیات صحرایی و نمونه‌گیری از ستون آب دریاچه یکمک بطری روتتر و مخلوط نمودن آب سطح و عمق بصورت ماهیانه از تیر ماه ۱۳۷۴

آغاز و در خرداد ۱۳۷۵ به اتمام رسید. اندازه‌گیری حرارت، pH، اکسیژن و شفافیت در درون آب دریاچه و به ترتیب توسط دماسنج، pH متر، اکسیژن متر و دیسک سی‌جی اندازه‌گیری شدند. جهت اندازه‌گیری آمونیاک، H_2S و نیتريت مقدار مورد نیاز از آب دریاچه با فیکساتور ثابت و در سریع وقت به آزمایشگاه منتقل گردید. این پارامترها توسط روشهای *Lesceri et al., 1989* اندازه‌گیری شدند.

نتایج

در اکوسیستم‌های مختلف دریاچه پریشان در طول سال pH بین ۷/۴۵ تا ۹/۴۱ متغیر بود و اکوسیستم نیزار متعادلترین میزان pH را داشته‌که (بین ۷/۹۴ تا ۸/۸۸). در سایر اکوسیستم‌ها در بهار و تابستان pH مابین ۸/۲۳ تا ۸/۸۶ متغیر بود ولی در پاییز و زمستان pH این اکوسیستم‌ها اکثراً بالاتر از ۹ ثبت شد. بطوری که در اکوسیستم آب آزاد تحت تأثیر چشمه ۵ ماه از سال بالاتر از ۹ بود و در آبان ماه به حداکثر ۹/۳۵ رسید. بطور کلی در آبان‌ماه pH کلیه اکوسیستم‌ها حداکثر بود (جدول ۱).

در اکوسیستم‌های دریاچه پریشان متوسط غلظت اکسیژن صبحگاهی ستون آب در ماههای فروردین و اردیبهشت بین ۱/۹۴ تا ۱/۹۸ میلی‌گرم در لیتر متغیر و اکثر ارقام کمتر از یک بود و در خرداد ماه متوسط غلظت آن از ۱/۵۶ میلی‌گرم در لیتر فراتر نرفت. در ماههای تیر تا مهر وضعیت اکسیژن صبحگاهی بین ۴ تا ۷/۵۸ میلی‌گرم در لیتر متغیر بود ولی در آبان ماه مجدداً غلظت ۱/۹ در نیزار و ۲ در آب آزاد تحت تأثیر نیزار ثبت شد. در آذر ماه غلظت اکسیژن صبحگاهی اکوسیستم‌ها بین ۲/۶۲ تا ۲/۷۳ متغیر بود. در دی ماه روند کاهش اکسیژن صبحگاهی تداوم داشت به گونه‌ای که در اکوسیستم‌های نیزار و حدفاصل آب آزاد و نیزار به ترتیب ۱/۵۵ تا ۰/۳۳ و در سایر اکوسیستم‌ها بین ۱/۱۲ تا ۱/۶۵ بود. در بهمن ماه وضعیت اکسیژن صبحگاهی متعادل‌تر شده و بین ۳/۴۴ تا ۳/۷۴ میلی‌گرم در لیتر اندازه‌گیری شد. در اسفند ماه مجدداً شرایط کمبود شدید اکسیژن حاکم شد به نحوی که غلظت آن در کلیه اکوسیستم‌ها بین ۰/۳۴ تا ۰/۶۷ میلی‌گرم در لیتر متغیر بود (جدول ۲).

اسفند	بهمن	دی	آذر	آبان	مهر	شهریور	مرداد	تیر	خرداد	اردیبهشت	فروردین	ماه	اکتوسیم
۸/۶۹	۷/۹۴	۸/۳۹	۸/۵۶	۸/۸۸	۸/۷۳	۸/۶۱	۸/۲۷	۸/۵۵	۸/۷۸	۸/۶۱	۸/۶۱	نیزار (۵۰۱)	
۹/۲۷	۸/۱۷	۸/۸۱	۹/۰۷	۹/۳۱	۹/۲۷	۸/۸۷	۸/۷۸	۸/۴۳	۸/۸۵	۸/۸۶	۸/۶۸	آب آزاد (۳)	
۹/۱۸	۸/۶۳	۹/۰۱	۹/۰۳	۹/۳۵	۹/۰۱	۸/۸۶	۸/۷۳	۸/۵۹	۸/۳۳	۸/۷۵	۸/۴۸	آب آزاد تحت تاثیر چشمه (۳)	
۸/۹۸	۸/۷۲	۸/۹۵	۸/۶۵	۹/۲۹	-	-	-	-	۸/۷۳	۸/۷۶	۸/۸۳	آب آزاد تحت تاثیر نیزار (۹)	
													(۱۰)
۹/۱۶	۸/۴۳	۸/۸۸	۹/۰۴	۹/۳۷	۹/۰۳	۸/۶۵	۸/۵۶	۸/۵۵	۸/۶۸	۸/۳۳	۸/۷۴	حدفاصل آب آزاد و نیزار (۳)	
													(۸۰۷)
۸/۱۳	۷/۹۷	۷/۴۵	۷/۷۶	۸/۱۹	۷/۶۹	۷/۵۳	۷/۹۲	۷/۵۸	۸/۱۳	۷/۹۱	۷/۹۸	چشمه	

#: نمونه گیری، امکانپذیر بوده است.

جدول ۲: نمونه ستون آب دریاچه پربشان در ماه

اسفند	بهمن	دی	آذر	آبان	مهر	شهریور	مرداد	تیر	خرداد	اردیبهشت	فروردین	ماه	اکتوسیم
۰/۶۱	۳/۶۷	۰/۵۵	۲/۷۰	۰/۹	۶/۷	۴/۰۸	۳/۷۴	۷/۰۹	۰/۳۵	۱/۳۲	۰/۶۹	نیزار (۵۰۱)	
۰/۳۶	۳/۸۳	۱/۱۲	۲/۶۲	۲/۲۷	۵/۱۷	۵/۱۷	-	۷/۲۹	۰/۳۳	۰/۹۹	۱/۱۷	آب آزاد (۵۰۳)	
۰/۶۷	۳/۴۶	۱/۴۵	۲/۶۴	۳/۹۰	۶/۵	۶/۵	-	۷/۵۸	۰/۳۵	۱/۹۸	۰/۹۴	آب آزاد تحت تاثیر چشمه (۳)	
۰/۳۳	۳/۶۳	۱/۱۵	۲/۶۷	۳	-	-	-	۰/۵۶	۰/۶۶	۰/۶۶	۰/۹۵	آب آزاد تحت تاثیر نیزار (۹)	
													(۱۰)
۰/۴۴	۳/۲۴	۰/۳۳	۲/۷۳	۲/۸۷	۵/۵۷	۵/۵۷	۴/۰۵	۷/۲۲	۰/۲۲	۱/۳۶	۱/۰۳	حدفاصل آب آزاد و نیزار (۳)	
													(۵۰۷)

چشمه

در اکوسیستم مختلف دریاچه پریشان غلظت گاز آمونیاک بین ۶ تا ۴۰۹ میکروگرم در لیتر متغیر بود. در اکوسیستم نیزار در بهمن ماه حداقل گاز آمونیاک ۸ میکروگرم در لیتر و در مرداد ماه ۲۴ میلی‌گرم در لیتر ثبت شد. در اردیبهشت، شهریور و آذر ماه حدود ۲۵ میکروگرم در لیتر و در بقیه مواقع سال این میزان بیشتر از ۳۰ بود. حداکثر مقدار آن ۷۳ میکروگرم در لیتر در اسفند ماه اندازه‌گیری شد. متوسط غلظت این گاز در طول سال در این اکوسیستم ۲۴ میکروگرم در لیتر بود که از متوسط مقدار سایر اکوسیستم‌ها کمتر بود. در سایر اکوسیستم‌ها حداکثر غلظت گاز آمونیاک در آبان ماه بین ۲۰۶ تا ۴۰۹ میکروگرم در لیتر بود و غلظت‌های ۶ تا ۱۴ میکروگرم در لیتر در فروردین ماه اندازه‌گیری شد. در اکثر ماههای سال غلظت گاز آمونیاک در این اکوسیستم‌ها بالاتر از ۴۰ میکروگرم در لیتر بود. متوسط سالیانه آنها بالاتر از ۵۰ و حداکثر متوسط سالیانه ۱۰۰ میکروگرم در لیتر به اکوسیستم آب آزاد تحت تأثیر چشمه تعلق داشت (جدول ۳).

در دریاچه پریشان غلظت نیتريت بين ۲ تا ۳۱۹ میکروگرم در لیتر متغیر بود. در فروردین ماه غلظت نیتريت اکوسیستم‌ها بين ۱۲ تا ۲۲ میکروگرم در لیتر اندازه‌گیری شد. در اردیبهشت خرداد غلظت نیتريت کلیه اکوسیستم‌ها زیاد و بين ۲۴۸ تا ۳۱۹ میکروگرم در لیتر متغیر بود. در بقیه ماههای سال حداقل غلظت آن ۲ و هیچگاه از ۸۴ میکروگرم در لیتر فراتر نرفت (جدول ۴). متوسط میزان کل گاز هیدروژن سولفورده ستون آب دریاچه پریشان بين صفر تا ۵۵۱ میکروگرم در لیتر متغیر بود. در اکوسیستم آب آزاد در ماههای مهر و آبان میزان این گاز به حداکثر رسید و از مرز ۴۰۰۰ میکروگرم در لیتر فراتر رفت (جدول ۵).

موسم	اسفند	بهمن	دی	آذر	آبان	مهر	شهریور	مرداد	تیر	مهر	خرداد	اردیبهشت	فروردین	ماه	اکتوبر
۲۴	۷۳	۸	۳۳	۲۵	۳۹	۲۶	۲۵	۲۴	۲۵	۵۵	۵۵	۲۵	۱۰	تیراز (۵۰:۱)	
۵۸	۱۵	۱۷	۶۲	۷۲	۲۳۶	۷۵	۶۰	۳۳	۴۰	۶۰	۶۰	۴۲	۱۳	آب آزاد (۶۰:۳)	
۷۰	۶۲	۱۰	۲۵	۵۸	۴۰۹	۶۷	۴۲	۴۵	۳۷	۴۶	۴۶	۳۱	۶	آب آزاد تصفیه (۳)	
۶۲	۱۵	۱۰۹	۵۲	۲۵	۶۰۶	-	-	-	-	۵۱	۵۱	۲۳	۱۴	آب آزاد تصفیه (۱۰:۹)	
۵۷	۱۷	۲۹	۴۸	۶۹	۳۰۴	۷۶	۳۶	۳۳	۴۱	۴	۴	۱۹	۱۳	حصص آب آزاد (۸۰:۲)	

جدول شماره ۴: متوسط میزان ازت نیتروژن میکروگرم در اکتوسیمهای مختلف دریاچه پریشان

اسفند	بهمن	دی	آذر	آبان	مهر	شهریور	مرداد	تیر	مهر	خرداد	اردیبهشت	فروردین	ماه	اکتوبر
۷۰	۴۹	۱۱	۱۷	۱۷	۳۳	۳۲	۲	۲۷	۳۱۹	۲۷۰	۱۵	۱۵	تیراز (۵۰:۱)	
۶۷	۶۸	۱۰	۲۲	۴۲	۳۲	۱۸	۵۳	۵۱	۷۸۶	۴۴۸	۲۰	۲۰	آب آزاد (۶۰:۳)	
۵۸	۵۲	۱۷	۱۵	۱۵	۲۹	۲۵	۲۲	۵۲	۳۱۵	۲۵۲	۲۲	۲۲	آب آزاد تصفیه (۳)	
۸۴	۵۵	۳۶	۱۴	۱۴	-	-	-	-	۳۱۹	۲۵۲	۱۲	۱۲	آب آزاد تصفیه (۱۰:۹)	
۵۷	۶۱	۱۲	۱۸	۱۸	۳۸	۱۸	۲	۲۹	۳۱۸	۲۵۶	۱۶	۱۶	حصص آب آزاد و تیراز (۸۰:۲)	

جدول شماره ۵. متوسط میزان خوردن موزون سوئد در حساب بیکروگرم در لیتر در اکوسیستم های مختلف دریاچه پریشان

اسفند	بهار	تابان	مهر	شهریور	مرداد	تیر	خرداد	خوابش	فروردین	ماه	اکوسیستم
۲۵۲	۵۹۹	۵۲۲	۰	۰	۳۰۹۸	-	۶۲۲	۱۱۴	۳۸۲	۳۲۰	لیزار (۵۰۱)
۰	۱۱۰۷	۳۸۱	۷۷۶	۴۲۳۳	۴۵۵۱	-	۵۶۱	۰	۱۹۱	۵۲۰	آب آزاد (۶۰۴)
۰	۳۸۰	۱۵۲	۷۶۲	۲۲۲۰	۳۲۶۱	-	۸۰۹	۲۲۹	۲۷۵	۲۶۰	آب آزاد تحت تأثیر چشمه (۳)
۰	۳۲۳	۲۲۸	۰	۱۸۳۰	-	-	-	۱۵۳	۳۲۱	۳۱۰	آب آزاد تحت تأثیر لیزار (۹)
۰	۶۶۱	۳۳۰	۱۵۲	۲۸۷۳	۱۸۰۷	-	۶۳۸	۲۵۵	۲۹۰	۳۳۰	حداصل آب آزاد و لیزار (۲) (۸۰۷)
۱۳۲۰	۱۹۲۲	۲۴۶۸	۰	۳۰۵	۱۰۰۹	-	-	۱۳۹۱	۱۶۵۰	۱۳۶۰	چشمه

بحث

براساس منابع موجود در pH بین ۶ تا ۹ رشد ماهی مناسب، در pH بین ۹ تا ۱۱ رشد کم و pHهای بالاتر مرگ‌آور می‌باشند (Boyd, 1982). بنابراین بجز در اکوسیستم نیزار در سایر اکوسیستم‌ها pH بالاتر از ۹ مستقیماً رشد و سلامت ماهی‌ها و ارگانیسم‌ها را تحت تأثیر قرار داده و بطور غیرمستقیم نیز بر رشد آنها مؤثر می‌باشد.

می‌دانیم که در اثر تنفس جمعیت میزان اکسیژن در سحرگاهان به حداقل غلظت روزانه خود می‌رسد این حداقل اکسیژن صبحگاهی شاخص سلامت اکوسیستم از نظر تأمین اکسیژن مورد نیاز ارگانیسم‌ها فلمداد شده و کمبود آن یکی از مهمترین عوامل استرس‌زای محیطی می‌باشد که بطور مستقیم و غیرمستقیم سلامت ارگانیسم‌ها را تحت تأثیر قرار می‌دهد. کمبود اکسیژن علاوه بر اینکه بطور مستقیم متابولیسم ماهی را دچار وقفه می‌سازد باعث ایجاد شرایط احیا نیز می‌گردد. در هنگامی که محیط احیا باشد غلظت سمومی مانند NO_2 و SH_2 و NH_3 و غیره در آن افزایش می‌یابد (O'Neill, 1993).

غلظت‌های ارائه شده در بخش نتایج متوسط مقادیر اندازه‌گیری شده در ستون آب می‌باشد. هر چند که اکسیژن مورد نیاز ماهی برحسب فشار جزئی گاز و درصد اشباع آن بیان می‌شود و نی بطور معمول حداقل اکسیژن مورد قبول جهت رشد مناسب ماهیان سردآبی ۷ و برای ماهیان گرمابی ۴ میلی‌گرم در لیتر ذکر شده است (Boyd, 1982). حداقل اکسیژنی که ماهی می‌تواند تحمل کند بستگی به مدت زمان کمبود اکسیژن دارد. مثلاً ممکن است ماهی غلظت ۰/۵ میلی‌گرم در لیتر اکسیژن را بمدت چند ساعت تحمل نماید. همچنین میزان تحمل کمبود اکسیژن تحت تأثیر نوع، سن و اندازه ماهی، شرایط فیزیولوژیک آن، غلظت املاح و غیره قرار دارد (Boyd, 1982). ماهی قزل‌آلا می‌تواند برای مدت ۸۴ ساعت غلظت‌های ۱/۸۹ تا ۳ میلی‌گرم در لیتر اکسیژن محلول را تحمل نماید. غلظت‌های مرگ‌آور اکسیژن برای ماهی‌های *Ctenopharyngodon idella* (۰/۲ تا ۰/۱۶)، ماهی کپور (*Cyprinus carpio*) (۰/۲ تا ۰/۱۸)، کپور نقره‌ای (*Hypophthalmichthys nilotica*) (۰/۳ تا ۱/۱) و بیگ‌هد (*Hypophthalmichthys nobilis*) (۰/۱۸ تا ۲ میلی‌گرم در لیتر) می‌باشد. بطور کلی می‌توان گفت که در غلظت‌های کمتر از ۱ میلی‌گرم در لیتر ماهی در عرض چند ساعت تلف می‌شود. در غلظت‌های ۱ تا ۵ میلی‌گرم در لیتر ماهی زنده می‌ماند

ولی رشد و تولید مثل مطلوب ندارد. در غلظت‌های بالای ۵ میلی‌گرم در لیتر ماهی بخوبی رشد کرده و تولید مثل طبیعی دارد (Boyd, 1982). با توجه به موارد فوق‌الذکر می‌توان نتیجه گرفت که غلظت‌های کم اکسیژن صبحگاهی در دریاچه پربشان جهت ماهی‌ها تنش‌زا است.

آمونیاک یکی از ترکیبات موجود در چرخش ازت می‌باشد. در محیط آب آمونیاک در اثر متابولیسم موجودات هتروتروف (جانوران و میکروبها) تولید شده در محیط رها می‌گردد و توسط گیاهان جذب و در سنتز مواد آلی بکار می‌رود. در شرایط هوایی بعضی از باکتریها آمونیاک را به نیترات اکسید می‌کنند و در شرایط احیا نیتريت به آمونیاک تبدیل می‌شود و یا ممکن است آمونیاک جذب ذرات رسوب شود (Wetzel, 1975). در محیط آب گاز آمونیاک تحت تأثیر درجه حرارت و pH با آب ترکیب و از فاز گازی شکل خارج و به آمونیم تبدیل می‌شود. گاز آمونیاک (NH_3) فوق‌العاده سمی است ولی یون آمونیم (NH_4) غیرسمی می‌باشد. بنابراین در محیط آب نسبت بین گاز آمونیاک به کل ازت آمونیاکی تحت تأثیر درجه حرارت و pH قرار دارد (Stumm & Morgan, 1970). چون آمونیاک یک گاز می‌باشد عبور آن از غشای سلولهای آبشش ماهی از قوانین انتشار گازها تبعیت می‌کند. بنابراین هنگامی که غلظت آن در محیط افزایش یافت ماهی نمی‌تواند آمونیاک حاصل از متابولیسم بدن خود را دفع نماید که موجب افزایش غلظت آمونیاک خون و بافتها شده و pH خون نیز افزایش می‌یابد. این تغییرات بر فعالیت آنزیمها و کاتالیزورها و پایداری غشای سلولها تأثیر می‌گذارد که در نتیجه خاصیت تراوایی غشاء سلولها و غلظت یونها در داخل بدن کاهش حاصل می‌نماید. افزایش آمونیاک همچنین موجب ایجاد ضایعه در آبششها، کاهش قدرت انتقال اکسیژن توسط خون و افزایش مصرف اکسیژن در بافتها می‌گردد (Colt & Orwicz, 1991).

مقایسه ارقام ارائه شده در بخش نتایج با منابع نشان می‌دهد که غلظت گاز آمونیاک در دریاچه پربشان زیاد و جهت ماهی‌ها و سایر ارگانیسمها استرس‌زا می‌باشد. معمولاً غلظت ۶۰۰ تا ۳۰۰۰ میکروگرم در لیتر گاز آمونیاک ظرف مدت کوتاهی باعث مرگ اکثر گونه‌های موجود در آبهای شیرین می‌شود. ولی LC₅₀ (۹۶ ساعت) برای اکثر ماهی‌ها بین ۴۰۰ تا ۳۱۰۰ میکروگرم در لیتر گزارش شده است. LC₅₀ برای ماهی کپور معمولی در منابع مختلف موجود بین ۹۰ تا ۱۵۰۰ میکروگرم در لیتر متغیر می‌باشد (Flis, 1968; Danecker, 1964). میزان مجاز $\text{NH}_3\text{-N}$ جهت

سنخ‌های پرورش ماهی گرمابی بین ۱۲/۵ تا ۲۰ میکروگرم در لیتر می‌باشد (Meade, 1985).
 LC50 جهت آزاد ماهیان بین ۱۲۰ تا ۸۰۰ و میزان قابل قبول آن ۶ میکروگرم در لیتر نیتروژن
 گزارش شده است (Ball, 1967; Smart, 1978; Alabaster et al., 1979; Thurston et al., 1978). بنابراین متوسط سالیانه غلظت گاز آمونیاک در دریاچه پربشان جهت ماهی‌ها استرس‌زا
 بوده و حداکثر غلظت ثبت شده در آبان ماه احتمالاً مرگ‌آور است و ماهی‌ها را دچار کاهش رشد و
 ضایعه خواهد کرد.

نیتريت یکی از ترکیبات واسطه‌ای سیکل نیتروژن می‌باشد. در هنگام احیاء نیترات توسط
 کتریهای بی‌هوازی نیتريت بوجود می‌آید. همچنین در صورتیکه در مراحل نیتربفیکاسیون
 خلالی بوجود آید نیتريت در محیط آب تجمع حاصل می‌نماید. افزایش نیتريت در محیط باعث
 ایجاد بیماری خون قهوه‌ای در ماهی می‌گردد. هنگامی که نیتريت توسط خون ماهی جذب شد با
 هموگلوبین ترکیب شده و ایجاد متاهموگلوبین می‌نماید و در نتیجه خون نمی‌تواند اکسیژن را
 منتقل نماید. ادامه جذب نیتريت توسط خون باعث از دست رفتن قدرت انتقال اکسیژن و در
 نتیجه کاهش میزان اکسیژن در بافتها می‌گردد (Colt & Tchobanglous, 1976). براساس منابع
 موجود میزان نیتريت در اکوسیستم‌های مختلف مربوط به پرورش ماهیان گرمابی مابین ۰ تا ۲۰۰
 میکروگرم در لیتر متغیر می‌باشد (Ulehovla et al., 1973). استانداردهای سازمان خواروبار
 جهانی حداکثر غلظت نیتريت قابل قبول جهت ماهیان گرمابی را ۱۰۰ میکروگرم در لیتر مشخص
 می‌نماید (EIFAC, 1984). ماهی کپور معمولی می‌تواند غلظت ۱۸۰۰ میکروگرم در لیتر نیتريت
 تحمل نموده و میزان LC50 برای چهار روز آن برابر ۴۰۰۰ میکروگرم در لیتر می‌باشد (Saeki,
 196۱). بنابراین در دو ماه از سال (اردیبهشت و خرداد) غلظت نیتريت اکوسیستم دریاچه پربشان
 جهت ماهی‌ها استرس‌زا بوده و شرایط نامطلوب محیطی را فراهم می‌نماید. سمیت نیتريت توسط
 سیدنیتروس حاصل می‌شود. که چون بار ندارد از غشاء آبشش‌ها به راحتی عبور کرده ماهی را
 مسموم می‌سازد. در pH = ۳/۳ نصف نیترات به شکل اسیدنیتروس می‌باشد ولی در pHهای
 طبیعی مقدار آن بسیار ناچیز می‌باشد به نحوی که در این pHها چنانچه غلظت نیتريت ۱۰۰
 میکروگرم باشد غلظت اسیدنیتروس حدود ۰/۲ میکروگرم در لیتر است که حد تحمل
 ماهیان سردآبی است (Stumm & Morgan, 1970). چنانچه با همین شرایط غلظت نیتريت به

۲۰۰ میکروگرم در لیتر افزایش حاصل نماید غلظت اسیدنیتروس نیز به حدود ۱/۴ میکروگرم در لیتر می‌رسد که حد تحمل ماهیان گرمایی می‌باشد. به نظر می‌رسد که علت افزایش نیتريت شرایط کاهش اکسیژن و ایجاد شرایط احیاء ناشی از آن می‌باشد چون احیاء نیترات به نیتريت در ردوکس پتانسیل ۴۰۰ تا ۴۵۰ میلی ولت اتفاق می‌افتد که معادل حدود ۴ میلی‌گرم در لیتر اکسیژن می‌باشد. در ردوکس‌های پایین‌تر مابین ۳۵۰ تا ۴۰۰ که معادل حدود ۱/۴ میلی‌گرم در لیتر اکسیژن است نیتريت به آمونیاک احیاء می‌شود بنابراین وجود غلظت‌های فوق‌العاده کمی اکسیژن در اکثر مواقع سال موجب جلوگیری از افزایش غلظت نیتريت شده است (Smith & Russo, 1975; Cole, 1975).

بر اساس منابع موجود میزان کل هیدروژن سولفور قابل قبول برای پرورش ماهیان گرمایی ۱۰۰ میکروگرم در لیتر می‌باشد (Esteky, 1991) غلظت این گاز در ستون آب دریاچه پریشان در اکثر مواقع سال بیش از این مقدار بود و تأثیر تنش‌زایی و کاهش رشد بر موجودات زنده دریاچه داشت. بعنوان مثال در اکوسیستم نیزار بجز در ماههای آبان و آذر در بقیه مواقع سال میزان هیدروژن سولفور بیشتر از حد قابل قبول بود به نحوی که در مهر ماه به ۳۰۹۸ میکروگرم در لیتر می‌رسید. هیدروژن سولفور بسیار سمی است و باعث غیرفعال شدن آنزیم سیتوکروم اکسیداز می‌گردد. در محیط‌هایی که کمبود شدید اکسیژن وجود دارد ردوکس پتانسیل منفی بوده و سولفات توسط باکتریها احیا شده و هیدروژن سولفور تولید می‌شود. هیدروژن سولفور بدبو می‌باشد و از آبهایی که دارای این گاز هستند بوی تخم‌مرغ گندیده به مشام می‌رسد. ممکن است در آبهای عمیق دریاچه‌ها در تابستان هیدروژن سولفور فراوان باشد و باعث بوی بد عمق آب شود ولی لایه‌های سطحی همان دریاچه بی‌بو و فاقد هیدروژن سولفور باشند. احیاء سولفات در عمق رسوبات دریاچه‌هایی که پوشیده از ماکروفیت هستند در ردوکس پتانسیل ۲۰۰- صورت گرفته و هیدروژن سولفور تشکیل می‌شود. این گاز سپس به ستون آب آمده در لایه‌های بی‌هوای زیرین توسط باکتریهای بی‌هوای مانند کلرو باکتريا در فتوسنتز مصرف می‌شود و یا در لایه‌های هوای ستون آب اکسید می‌گردد (Wetzel, 1975; Cole, 1975). بر اساس نتایج ارائه شده غلظت گاز هیدروژن سولفور در دریاچه پریشان بیشتر از حد مجاز ۱۰۰ میکروگرم در لیتر است چون در بستر دریاچه پریشان در اثر تجمع مواد آلی شرایط احیا وجود دارد که باعث احیاء

سولفات و تولید هیدروژن سولفور می‌گردد و شرایط نامناسب محیطی را فراهم می‌آورد. با عنایت به کلیه مطالب فوق‌الذکر در اکوسیستم دریاچه پربیشان شرایط نامناسب ناشی از عوامل تنش‌زای محیطی حاکم بوده و انجام هر گونه فعالیت شیلانی مستلزم مطالعه بیشتر و دقت کامل می‌باشد.

منابع

- استگی، ع.، ۱۳۷۵. هیدروشیمی. مرکز تحقیقات منابع طبیعی و امور دام جهاد سازندگی استان - اصفهان. ۱۰۸ ص.
- مرکز تحقیقات شیلانی خلیج فارس، ۱۳۷۵. گزارش سه ماهه (تیر، مرداد و شهریور) طرح جامع دریاچه پربیشان. بوشهر. ۱۴۵ ص.
- Alabaster, J.S. ; Shurben, D.G. and Knowles, G. , 1979.** The effect of dissolved oxygen and salinity on the toxicity of ammonia to smolts of salmon, *Salmo salar* L.J. Fish. Biol. Vol. 15, pp.705-712.
- Ball, I. , 1967.** The relative susceptibilities of some species of freshwater fish to poisons. I. Ammonia water Res, Vol. 1, pp.767-775.
- Boyd, C.E. , 1982.** Water quality in warm water fish ponds. Elsevier Sci. Publ. Amsterdam. 318 P.
- Clesceri, L.S. ; Greenberg, A.E. and Trussell, R.R. , 1989.** Standard methods for the examination of water and wastewater. 17th edition. American Public Health Association. Washington D.C., U.S.A.
- Cole, G.A , 1975.** Textbook of limnology. The C.V. Mosby company Arizona, U.S.A. 283 P.
- Coll, J. and Tchobanglous, G. , 1976.** Evaluation of the short - term toxicity of nitrogenous compounds to channel catfish, *Ictalurus punctatus*. Aquaculture Vol. 8, pp.209-229.

- Colt, J. and Orwicz, K. , 1991.** Modeling production capacity of Aquatic culture systems under freshwater conditions. *Aquaculture Engineering* Vol. 10, pp.1-29.
- Danecker, E. , 1964.** Die jauchevergiftung von fischen - eine Ammoniakvergiftung. *Oster. Fischerei*, Vol. 17, pp.55-68.
- EIFAC , 1984.** Water quality criteria for European fish. Report on nitrite and freshwater fish, EIFAC Techn. Pap. 46, pp. 21.
- Esteky, A.A. , 1991.** Ecosystem analysis in a Hungarian commercial carp farm. Ph.D Thesis, University of Debercon, Hungary, 207 P.
- Elis, J. , 1968.** Anatomicohistopathological changes induced in carp by ammonia water. Part I, Effects of toxic concentrations. *Acta. Hydrobiol.*, Vol. 1. pp.205-224.
- Havens, K.E. ; Aumen, N.G. ; James, R.T. and Smith, U.H. , 1996.** Rapid ecological changes in a large subtropical lake under going cultural eutrophication. *Ambio*, Vol. 25, No. 3, pp.150-155.
- Landau, M. , 1992.** Introduction to Aquaculture, Johan & Sons, INC. Newyork, U.S.A. 440 P.
- Meade, J.W. , 1985.** Allowable ammonia for fish culture. *prog. Fish - cult.*, Vol. 47 pp.135-145,
- O'Neill, P. , 1993.** Environmental chemistry. 2nd ed. Chapman & Hall, INC. London, pp.26
- Rand, G.M. , 1995.** Fundamentals of Aquatic Toxicology. 2nd. edn. Taylor & Francis, Washington, D.C. , U.S.A. 1125 P.
- Sacki, A. , 1965.** Studies on fish culture in filtered closed circulating aquaria. 2. on the carp culture experiments in the system. *Bull. Jap. Sci. Fish.*, Vol. 31, pp.916-923.

- Simola, H. ; Viljanen, M. ; Slepukhina, T. ; Murthy, R. , 1996.** Ecological problems of lake Ladaga. *Hydrobiologia*, 1996. Vol. 322, No. 1-3, pp.1-7.
- Smart, G.R. , 1978.** Investigations of the toxic mechanisms of ammonia to fish-gasexchange on rainbow trout exposed to actually lethal concentrations. *J. Fish. Biol.* Vol. 12, pp.93-104.
- Smith, C.E. and Russo, R.C. , 1975.** Nitrite-induced methemoglobinemia in rainbow trout. *Prog. Fish. Cult.*, Vol. 37 pp.150-152.
- Stumm, W. and Morgan, J.J. , 1970.** *Aquatic chemistry (An introduction Emphasizing chemical Equilibria in Natural waters)*, Wiley, Interscience, New York, U.S.A. 580 P.
- Thurston, R.V ; Russo, R.C. and Smith, C.G. , 1978.** Acute toxicity of ammonia and nitrite to cutthroat trout fry. *Trans. Am. Fish. Soc.* Vol. 107, pp.361-368.
- Uleholva, B. ; Husak, S. and Dvorak, J. , 1973.** Mineral cycles in reed stands of nesting fish pond in southern Moravia, *Pol. Arc. Hydrobiol.*, Vol. 20, pp.121-129.
- Wetzel, R.G. , 1975.** *Limnology* W.B. Suonders, Philadelphia, U.S.A. 743 P.
- Wootton, R.J. , 1992.** *Fish Ecology*. Chapman & Hall , INC. New York, U.S.A. 211 P.

Stressful Chemical Factors in the Water Bodies of Parishan Lake

Stakei A.

Animal Affairs & Natural Resources Research Center of Jihad-e-Sazandegi,
Isfahan Province, Isfahan P.O.Box : 114

Received : March 1999 Accepted : July 1999

Key words : chemical factors, Parishan Lake, Fars Province, Iran

ABSTRACT

This research was carried out by Fishery Research Center of Parsian Gul cooperation from July 1995 to Jun 1996 in Parishan lake situated in Fars province, and during that environmental chemical analysis such as oxygen, pH, free ammonia, nitrite, and hydrogen sulfide were investigated which results were as follows respectively : 0.33 - 7.58 mg/lit, 8.47 - 9.41, 6 - 409 $\mu\text{gr/lit}$ Nitrogen, 2-319 $\mu\text{gr/lit}$ Nitrogen and 0 - 4551 $\mu\text{gr/lit}$.

In Parishan lake ecosystem the average pH in Autumn was more than 9 which this pH had some effects directly and indirectly on growth and health of fishes. The average of morning oxygen concentration was acceptable just in summer and early Autumn and during the remaining of the year it was about or less than 1 mg/lit. The average of free ammonia was also more than acceptable range most of the time during the year. Just in April there was no any tension. From free ammonia and in other times concentration of this gas was high and probably influence the growth of aquatics. The results showed that Parishan lake ecosystem most of the time was influenced by unfavorable chemical factors and so prior to fishery activities there must be a complete research and investigation.