بررسی سطوح مختلف پتانسیل اکسیداسیون احیایی (ORP) بر شاخص‌های کیفی پساب آبزی‌پروری ماهیان گرمابی

مریم یاور[1]، کامران رضایی توابع*[2]، لعبت تقوی[1]، جواد کرمی[1]

[1]گروه علوم و مهندسی محیط‌زیست، دانشکدهٔ منابع طبیعی و محیط زیست، دانشگاه آزاد اسلامی، واحد علوم و تحقیقات، تهران، ایران.

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

*نویسنده مسئول: krtavabe@ut.ac.ir

تاریخ دریافت: ۹۷/۶/۲ تاریخ پذیرش: ۹۸/۱/۲۷

چکیده

پتانسیل اکسیداسیون احیای (ORP) آب یک شاخص فیزیکوشیمیایی است که تحت تأثیر مجموعهٔ مواد اکسیدکننده و احیاءکننده در آب بوده و علاوه بر این‌که بسیاری از پارامترهای کیفی آب را تحت تأثیر قرار می‌دهد، خود به تنهایی بیان‌گر شرایط عمومی کیفی آب نیز می‌باشد. تحقیق حاضر با هدف بررسی تأثیر سطوح مختلف ORP آب بر شاخص‌های کیفی پساب آبزی‌پروری ماهیان گرمابی شامل COD، BOD، TOC، نیترات و فسفات انجام گرفت. بدین منظور، پساب آبزی‌پروری در ۴ تیمار ORP با سطوح ۲۵۰-۲۰۰ (تیمار شاهد)، ۳۰۰-۲۵۰ (تیمار اول)، ۳۵۰-۳۰۰ (تیمار دوم)، ۴۰۰-۳۵۰ (تیمار سوم) میلی‌ولت هر کدام در سه تکرار در مخازن ۷۰ لیتری به مدت چهار هفته قرار گرفت. سطوح مختلف ORP در تیمارها با اُزون‌دهی توسط دستگاه اُزون‌ساز به‌صورت روزانه تنظیم و اندازه‌گیری ORP نیز با دستگاه ORPمتر دیجیتال انجام گردید. بر اساس نتایج، با افزایش سطح ORP در تیمارها، فاکتورهای BOD، COD و نیترات به‌طور معنی‌داری کاهش یافت، اما افزایش سطح ORP تأثیر معنی‌داری بر شاخص‌های فسفات و TOC نشان نداد. براساس نتایج این تحقیق استفاده از اکسیدکننده قوی مانند ازون و افزایش دامنهٔ ORP می‌تواند به‌عنوان ابزاری مناسب جهت بهبود شاخص‌های کیفی فاضلاب آبزی‌پروری ماهیان گرمابی استفاده شود.

واژگان کلیدی: پساب آبزی‌پروری، پتانسیل اکسیداسیون و احیا، ماهیان‌گرمابی، اُزون‌دهی.

مقدمه

پتانسیل اکسیداسیون احیای (Oxidation = ORP Reduction Potential) آب بیانگر سهم مواد اکسید کننده نسبت به مواد احیا کننده در آب است و بر این اساس زمانی که مواد اکسیدکننده در محیط بیشتر باشد، این پارامتر مثبت و وقتی که مواد احیا کننده در محیط بیشتر باشد، منفی است. این پارامتر علاوه بر این‌که بسیاری از پارامترهای کیفی آب را تحت تأثیر قرار می‌دهد، خود به تنهایی بیان‌گر شرایط کیفی آب نیز می‌باشد. واحد آن میلی‌ولت (mv) بوده و دامنهٔ معمول آن در آب‌های طبیعی از ۱۰۰۰+ تا ۱۰۰۰- میلی ولت ممکن است تغییر کند؛ سطح مثبت بیانگر شرایط هوازی و سطح منفی بیان‌گر شرایط بی‌هوازی در آب می‌باشد (Rozati *et al.*, 2014). در حقیقت سطح ORP نشان دهنده وجود اکسیژن و سایر مواد اکسید کننده در آب است. سطح این شاخص در آبهای طبیعی تا حدود زیادی تحت تأثیر عواملی مانند دما، pH، شوری، غلظت اکسیژن محلول و اکسید کننده‌های حلال در آب مثل اُزون قرار دارد (Tango and Gagnon, 2003; Liu *et al.*, 2009; Summerfelt *et al.*, 2009).

امروزه در مباحث مختلف زیست‌محیطی و آبزی‌پروری، اُزون به‌عنوان یک مادهٔ اکسیدکنندهٔ قوی کاربرد زیادی داشته و برای ضد عفونی، کاهش بار آلی فاضلاب، تصفیه آب و کنترل باکتری‌ها استفاده می‌شود (Buchan *et al.*, 2006; Summerfelt *et al.*, 2009). اُزون به‌علت داشتن نیمه عمر پایین و پایین بودن عوارض زیست محیطی، به‌عنوان یکی از مناسب‌ترین مواد ضدعفونی کننده کاربردهای مفید و متعددی در آبزی‌پروری دارد (Monzavi, 2008) و از آن‌جایی که بسیاری از آلاینده‌های موجود در آب مورد استفاده برای آبزی‌پروری، به‌راحتی اکسید

می‌شوند، اُزون می‌تواند در برنامه‌های کنترل کیفیت آب اعم از حذف مواد جامد، کاهش نیتریت و تجزیهٔ مواد آلی و کنترل بار باکتریایی استفاده شود (Chen *et al.*, 1993). فرایند اُزون‌دهی همچنین اثرات قابل توجهی بر کل مواد جامد معلق Total suspended solids (TSS)، رنگ، اکسیژن مورد نیاز بیوشیمیایی Biochemical Oxygen Demand(BOD) و سایر ترکیبات معدنی آب و فاضلاب دارد (Davidson *et al.*, 2011). BOD نیز مقدار اکسیژن لازم برای ثبات بیولوژیکی و COD مقدار اکسیژن لازم برای ثبات شیمیایی آب و فاضلاب است و BOD بالا نشان دهنده غلظت بالای مواد آلی و COD بالا بیان‌گر غلظت بالای مواد شیمیایی محلول در آب و فاضلاب است(Monzavi, 2008). یکی از مؤثرترین روش‌های مورد استفاده برای معدنی کردن مواد آلی آب و تصفیهٔ فاضلاب استفاده از مواد شیمیایی با قدرت اکسیداسیونی بالا می‌باشد. در مورد استفاده از این مواد اکسیدکننده، سطح استفاده از آن‌ها بایستی در حدی باشد که با تأثیرگذاری بر شرایط کیفی آب خود ایجاد آلودگی نکرده و بر موجودات آبزی اثرات استرسی و منفی نداشته باشند (Zhian, 2008). اُزون یک ترکیب اکسیدکننده قوی بوده و ترکیبات آلی را به‌وسیله اکسیداسیون مستقیم و یا از طریق رادیکال های هیدروکسیل و یا ترکیبی از این‌رو فرآیند اکسید می‌نماید و نیز یک ضدعفونی کننده بسیار انعطاف پذیر است و با اکسید کردن و حذف مواد خطرناک و مضر مانند فنل‌ها، نیترات، آمین‌ها، سیانیدها و سموم کشاورزی و همچنین کاهش BOD و COD در تصفیه و ضدعفونی آب و فاضلاب بسیار کارآمد می‌باشد (Corbitt, 1999; Monzavi, 2008).

در حال حاضر حدود نیمی از آبزیان تولیدی در جهان حاصل فعالیت‌های آبزی‌پروری هستند (FAO, 2012). آبزی‌پروری فقط دارای مزایای فوق العاده برای بشریت نمی‌باشد (Smith *et al.*, 2010). بلکه از آثار سو پیشرفت صنعت آبزی‌پروری می‌توان به آلودگی منابع آبی اشاره کرد. امروزه آلودگی آب از تخلیه آب مزارع پرورش ماهی در جهان به نگرانی تبدیل شده است (Boyd, 2003). اما با توجه به مزایای آبزی پروری مانند تولیدات گسترده مواد غذایی و منافع اقتصادی باعث شده جوامع علمی به دنبال استراتژی هایی متنوع جهت کاهش اثرات منفی آن باشند (Porchas and Martinez-Cordova, 2012). با توجه به آن‌که دستیابی به مقدار معینی از تولید در محیط‌های آبی مستلزم صرف مواد غذایی در مراکز پرورش ماهی می‌باشد، مواد غذایی مصرف نشده همراه با فضولات و مواد دفعی آبزیان و سموم و داروهای مورد استفاده شامل کود حیوانی، کود فسفات، آمونیوم، کود ازت، سبب کاهش شدید کیفیت آب می‌گردند (Bagherian kalat et al., 2010). پساب این استخرها معمولاً موجب افزایش میزان آمونیوم، نیتریت، نیترات و اورتوفسفات آب رودخانه می‌شود (Camargo *et al.*, 2011). کاظم‌زاده خواجویی و همکاران (۱۳۸۱) بیان داشتند که پساب کارگاه‌های پرورش ماهی که بدون تصفیه وارد رودخانه‌ها می‌شوند، باعث افت شدید کیفیت آب رودخانه‌ها می‌گردد. مزارع پرورش ماهی مواد مغذی و مواد آلی را در قالب مواد غذایی خورده نشده و مدفوع، منتشر می‌کنند که ممکن است باعث، غنی‌سازی مواد آلی در رسوبات زیر قفس شود، در نتیجه روی جامعه اعماق دریا اثر می‌گذارد (Brown *et al.*, 1987; Ruokolahti, 1988; Lumb, 1989; Hall *et al.*, 1990; Kupka-Hansen *et al.*, 1991; Lauren-Maatta *et al.*, 1991; Ronnberg *et al.*, 1992; Findlay and Watling, 1995; Henderson *et al.*, 1997; Karakassis *et al.*, 1998; Mazzola *et al.*, 1999; Pergent *et al.*, 1999; Delgado *et al.*, 1999; McGhie *et al.*, 2000). افزایش غلظت مواد مغذی، تولید فیتوپلانکتون و کاهش اکسیژن از ستون آب از دیگر اثرات ممکن است (Aure and Stigebrandt, 1990; Wu *et al.*, 1994; Gillibrand *et al.*, 1996; Mattila and Raisanen, 1998; Pitta *et al.*, 1998; *Tovar et al.*, 2000). پساب جامد حاصل از فرآیند پرورش، شامل پساب غذایی و مدفوع ماهیان بوده که به ازای تولید هر تن ماهی حدود نیم تن تولید می‌شود (Naderi Jolodar *et al.*, 2011). فعالیت‌های آبزی‌پروری با برخی اثرات زیست محیطی شامل آلوده شدن محیط به داروها و ضدعفونی کننده‌ها و آسیب به جمعیت ماهیان و دیگر جانوران آبزی همراه است (Rosenthal, 1997; Esmaili Sari, 2000). نفری یزدی و همکاران (۱۳۹۰) تغییرات غلظت پارامتر

های نیتریت، نیترات، آمونیوم، فسفات آب را در محل ورودی و خروجی شش مزرعه پرورش ماهی در رودخانه هزار ارزیابی کردند و نتیجه گرفتند که غلظت مواد مغذی در خروجی کارگاه‌ها بیشتر از ورودی آن‌ها بوده، به طوری که برای تمامی پارامترهای مورد ارزیابی، بین ورودی و خروجی طی ماه ها و فصول مختلف سال اختلاف معنی‌داری وجود داشت. با ورود این پساب‌ها به محیط‌های طبیعی بدون نظارت سازمان‌های مربوطه و کنترل توسط پرورش‌دهندگان می‌تواند موجب به‌هم خوردن شرایط طبیعی اکوسیستم آبی شود و در صورت مدیریت نادرست می‌تواند برای محیط زیست مضر باشد. نظارت و مدیریت پساب‌های آبزی‌پروری یک موضوع مورد توجه و بحث در سراسر دنیا است. بیشتر این نگرانی‌ها ناشی از آسیب‌های بوم‌شناختی، روش‌های تعیین اثرات منفی و هزینه‌های مالی مرتبط با کاهش بار آلودگی پساب‌ها می باشد (موسوی و سهرابی، ۱۳۹۲). با توجه به اهمیت و اثرات شاخص ORP و گسترش ماهیان گرمابی در منابع و اکوسیستم‌های مختلف آبی، ارزش اقتصادی و پرورشی این ماهیان و در نتیجه تولید پساب، سطوح مختلف ORP بر شاخص‌های COD، BOD، TOC، نیترات و فسفات پساب آبزی‌پروری ماهیان گرمابی مورد بررسی قرار گرفت.

مواد و روش‌ها

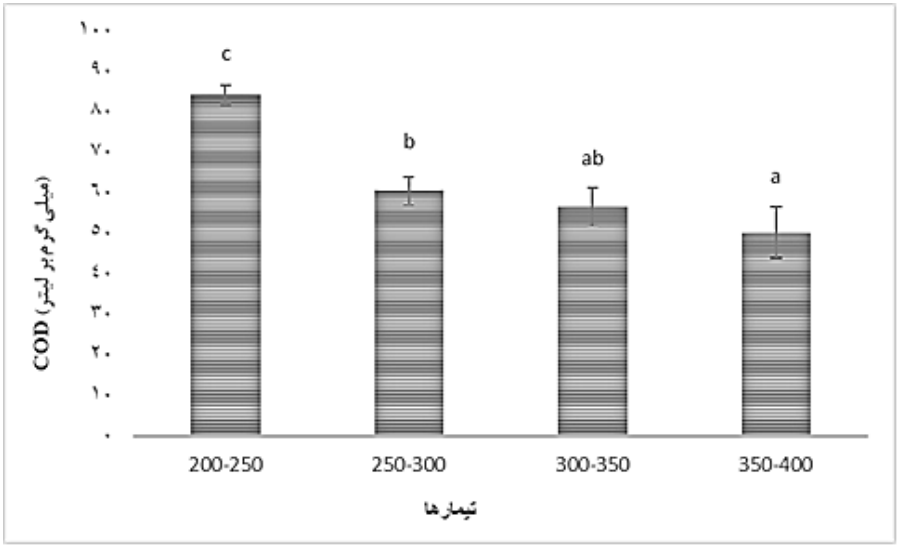
تهیهٔ پساب آبزی‌پروری و طراحی آزمایش: تعداد ۱۲ مخزن پلاستیکی ۷۰ لیتری حاوی پساب آبزی-پروری ماهیان گرمابی از مرکز تکثیر و پرورش بهنمیر واقع در بابلسر تهیه و به آزمایشگاه شیخ بهایی واقع در واحد علوم تحقیقات تهران دانشگاه آزاد اسلامی منتقل گردید. سپس بر اساس مطالعات Li و همکاران (۲۰۱۴) مخازن در معرض ۴ تیمار ORP با سطوح ۲۵۰-۲۰۰ (تیمار شاهد)، ۳۰۰-۲۵۰ (تیمار اول)، ۳۵۰-۳۰۰ (تیمار دوم)، ۴۰۰-۳۵۰ (تیمار سوم) میلی‌ولت هر کدام با سه تکرار به‌مدت چهار هفته قرار گرفتند. برای تنظیم سطوح ORP از یک دستگاه اُزون ژنراتور شرکت ARDA با خروجی ۵۰۰۰ میلی‌گرم در لیتر استفاده شد و روزانه سطح ORP بررسی و در صورت تغییر تنظیم می‌شد. میانگین دمای تیمارها در طول دورهٔ آزمایش ۲±۲۵ درجهٔ سانتی‌گراد بود.

اندازه‌گیری پارامترهای فیزیکوشیمیایی آب مخازن: در پایان دوره جهت مقایسهٔ تأثیر سطوح مختلف ORP در بین تیمارها، اندازه‌گیری فاکتورهای فیزیکوشیمیایی آب شامل COD، BOD، کل کربن آلی (TOC)، نیترات و فسفات از تمام مخازن نمونه‌گیری انجام شد. برای اندازه‌گیری BOD از دستگاه BOD متر دیجیتال شرکت هانا کشور رومانی مدل HI98193 استفاده شد. برای اندازه‌گیری COD، ۱۲عدد ویال COD به تعداد نمونه آب و یک ویال شاهد تهیه گردید. به هر ویال دو سی‌سی نمونه+۱/۵سی‌سی محلول هاضم+۳/۵ سی‌سی اسید نیتریک اضافه شد. سپس درب ویال‌ها بسته شده و در دستگاه راکتور COD مدل DRB200 کمپانی Hach (۱۵۰درجه به‌مدت ۲ساعت) و حداکثر ظرف نیم ساعت در دستگاه اسپکتروفتومتری قرائت گردید. اندازه گیری فاکتور TOC نیز با دستگاه TOCمتر مدل SGE ANATOC کشور ژاپن انجام شد. اندازه-گیری نیترات و فسفات نیز به‌روش اسپکتروفتومتری به‌وسیله دستگاه اسپکتروفتو متر ساخت شرکت Hach مدل Dr500 انجام گرفت.

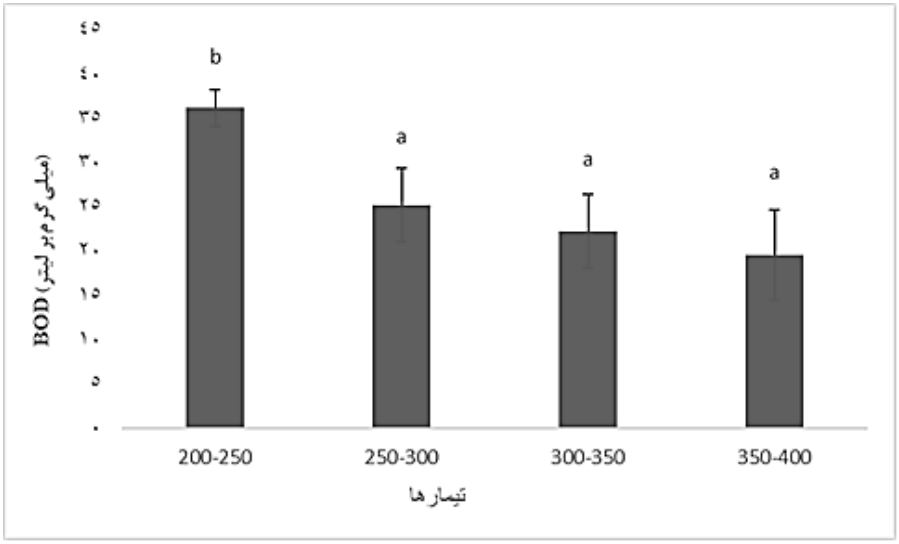
تجزیه و تحلیل داده‌ها: قبل از انجام آنالیز واریانس، نرمال بودن داده‌ها با استفاده از آزمون Shapiro-Wilk بررسی شد. برای آنالیز داده‌ها از تجزیه واریانس یک طرفه (One-Way ANOVA) استفاده شد. مقایسه میانگین تیمارهای مختلف (با سطح معنی‌داری $P<۰/۰۵$) با آزمون دانکن و با استفاده از نرم‌افزار SPSS نسخه ۱۹ انجام شد. نتایج به‌صورت میانگین± انحراف معیار گزارش شدند.

نتایج

آنالیز فاکتورهای فیزیکوشیمیایی آب شامل پارامترهای COD و BOD نشان داد که با افزایش سطح ORP میزان این دو فاکتور با تفاوت معنی داری کاهش می‌یابد ($P<۰/۰۵$) (شکل‌های ۱ و ۲). نتایج حاصل از آنالیز پارامترهای TOC، نیترات و فسفات نشان داد که مقادیر نیترات در تیمار شاهد اختلاف معنی‌داری با سایر تیمارهای اُزون‌دهی شده



شکل ۱ - تغییرات میانگین COD آب مخازن در سطوح مختلف ORP. حروف غیر مشابه اختلاف معنی‌دار در سطح ۵ درصد را نشان می‌دهد..



شکل ۲ - تغییرات میانگین BOD آب مخازن در سطوح مختلف ORP. حروف غیر مشابه اختلاف معنی‌دار در سطح ۵ درصد را نشان می‌دهد.

جدول ۱ - میانگین نیترات (NO3)، فسفات (PO4)، کربن آلی کل (TOC) آب مخازن در پایان دورهٔ تحقیق.

پارامترها (میلی‌گرم بر لیتر)	تیمار اول(شاهد) ۲۰۰-۲۵۰میلی‌ولت	تیمار دوم ۲۵۰-۳۰۰ میلی‌ولت	تیمار سوم ۳۰۰-۳۵۰ میلی‌ولت	تیمار چهارم ۳۵۰-۴۰۰ میلی‌ولت
نیترات	۱۲/۳±۱/۵^{b}	۷/۰±۱/۷^{a}	۵/۶±۱/۵^{a}	۵/۰±۲/۶^{a}
فسفات	۱/۴±۰/۲۵	۱/۱±۰/۳۷	۱/۲±۰/۴۹	۱/۱±۰/۲۰۸
کربن آلی کل (TOC)	۱۱/۰±۱/۷	۱۰/۳±۳/۲	۱۰/۰±۴/۳	۹/۰±۲/۶

حروف غیر مشابه اختلاف معنی‌دار در سطح ۵ درصد را نشان می‌دهد.

دارد ($P<۰/۰۵$)، در حالی‌که دو پارامتر فسفات و کربن آلی کل تفاوت معنی‌داری بین تیمارهای مختلف آزمایشی نشان ندادند ($P<۰/۰۵$) (جدول ۱).

بحث

برای اکسیداسیون هر ماده‌ای در آب و فاضلاب، به مقداری اکسیژن نیاز است و از این رو هرچه قدر مقدار مواد اکسیدشونده بیشتر باشد، مقدار اکسیژن بیشتری برای انجام اکسیداسیون لازم خواهد بود. نتایج تحقیق حاضر نشان داد که با افزایش سطح ORP مقادیر پارامترهای COD و BOD به‌طور معنی‌داری کاهش می‌یابد که بیانگر اکسیداسیون مواد آلی و مواد شیمیایی توسط اُزون می‌باشد. نتایج حاضر با نتایج به دست آمده در تحقیقات Ermektar

و همکاران (۲۰۰۷) بر روی حذف COD و سمیت پساب با ازون، تحقیقات حق‌روان و همکاران (۱۳۸۳) بر تاثیرات اوزون بر فاضلاب، رهبری و همکاران (۱۳۹۶) بر تاثیر زمان‌های مختلف ازن زنی بر پساب و Gokhan و Gonder (۲۰۱۸) با مطالعه بر تصفیه پیشرفته فاضلاب با استفاده از ازون همخوانی داشت که بیانگر تاثیرگذار بودن ازن بر فاکتورهای BOD و COD و کاهش این فاکتورها می‌باشد.

ترکیبات نیتروژن‌دار عمدهٔ آنیون‌های مضر در سیستم‌های پرورش آبزیان را به خود اختصاص می دهند و محصول نهایی دفع در ماهیان آب شیرین، آمونیاک است که توسط باکتری‌های اکسیدکننده آمونیاک به نیتریت و سپس نیترات تبدیل می‌شود (Bunting, 2004). نیترات محصول نهایی تجزیه باکتریایی است که باید به‌طریقی از سیستم حذف شود، زیرا تجمع آن در آب و در شرایط دما و pH می تواند منجر به تولید ترکیبات سمی تر شود که دارای سمیتی به مراتب بالاتر از نیترات هستند (Hoseinzadeh *et al*., 2016). نیتریت در ماهیان سبب ایجاد بیماری مت‌هموگلوبین می‌شود و افزایش در میزان آن مرگ و میر ماهیان را به دنبال دارد. از اثرات نامطلوب آلودگی‌ها بر آبزیان و محیط‌زیست آنها می‌توان بـه کاهش میزان اکسیژن در دسترس برای آبزی، تخریب تجهیزات و ادوات در سیستم‌های مدار بسته و نامطلوب شدن رنگ آب اشاره نمود (Chen *et al*., 1993). این ترکیبات از جمله آلاینده‌هایی هستند که باعث بروز مشکلاتی مثل پایین آوردن کیفیت آب پذیرنده، خوراک‌وری محیط‌های آبی و اثرات جدی بر سلامت انسان می‌شوند (Hoseinzadeh *et al*., 2016). اگرچه نیترات به خودی خود، نسبتاً غیرسمی است اما احیای آن توسط باکتری‌های دنیتریفیکنت به نیتریت می‌تواند خطرات بهداشتی جدی را برای انسان‌ها ایجاد نماید (Hu *et al*., 2015; Hoseinzadeh *et al*., 2016).

از اثرات نامطلوب این ترکیبات بر آبزیان و محیط زیست آن‌ها کاهش میزان اکسیژن در دسترس برای آبزی، تخریب تجهیزات و ادوات در سیستم‌های مدار بسته و برخی بیماری‌های محیطی در آبزیان می‌باشد (Chen *et al*.,1993). در تحقیق حاضر با افزایش سطح ORP، نیترات به‌شدت اکسید شده و میزان آن کاهش می‌یابد، در حالی که تغییرات سطوح ORP تأثیری بر پارامترهایی نظیر فسفات و کربن آلی کل نداشت. TOC مقدار کل کربن آلی را نشان می‌دهد. بنابراین شاخص بسیار خوبی برای تخمین مواد آلی می باشد. TOC یک روش احتراق دستگاهی است که در آن مواد آلی در دمای ۱۰۰۰ درجه سانتی‌گراد به CO_2 تبخیر می‌شوند. در تحقیقات مشابهی فرایند ازن‌زنی کاتالیزوری با کربن فعال در مقایسه با فرایند ازن‌زنی به تنهایی در زمان کمتری کل کربن آلی و پتانسیل تشکیل تری هالومتان‌ها را با راندمان قابل توجهی حذف می‌کند (عسگری و همکاران، ۱۳۸۹). افزایش غلظت ازن تا مقدار خاصی به‌طور معنی دار در کاهش کل کربن آلی ترکیبات نفتی موثر بوده است.این امر می تواند بیانگر این موضوع باشد که با افزایش غلظت ازن و اکسیداسیون بیشتر در نتیجه آن، ترکیبات جدید ایجاد شده سمیت کمتری دارند ولی محتوای کل کربن آن‌ها با افزایش غلظت ازن تغییر زیادی پیدا نمی‌کند (Valdis *et al*., 2003). طی تحقیقی مشابه، ازون با مواد آلی و نیتریت پساب به سرعت واکنش می‌دهد و باعث کاهش نیترات می‌شود (Margota *et al*., 2013). تحقیقات Li و همکاران (۲۰۱۴) نشان داد که ازن‌زنی بر میزان نیترات و فسفات آب تاثیر چندانی ندارد. بر این اساس در تمام مطالعات ازن از تجمع نیترات نیتروژن جلوگیری نمی‌کند (Davidson *et al*., 2011).

مسئله آب خروجی کارگاه‌ها بسیار حائز اهمیت است و در حال حاضر به نظر می‌رسد کنترل خاصی در این مورد صورت نمی‌گیرد. در مورد پرورش ماهیان گرمابی و میگو نیز وضعیت به‌همین منوال است و توجه خاصی به دفع پساب این استخرها نمی‌شود و با کمترین مطالعه آب این استخرها به رودخانه‌ها، خلیج‌ها، دریا، کانال‌ها و غیره هدایت می‌شوند). با توجه به افزایش تقاضای پرورش آبزیان و افزایش خطرات زیست محیطی پساب آن‌ها، حذف مواد زائد، استفاده مجدد از پساب و... با استفاده از روش‌های تصفیه نوین مانند استفاده از اکسیدکننده‌ها و روش‌های ترکیبی می‌تواند راه حل‌های مناسبی باشد. به‌طور کلی نتایج این تحقیق نشان داد که تنظیم شاخص ORP در سطح مناسب زیستی برای

گونه‌های آبزیان، می‌تواند به عنوان ابزاری مناسب جهت بهبود شاخص‌های کیفی پساب آبزی‌پروری ماهیان گرمابی نیز استفاده شود.

منابع

حق‌روان ی.، زاد غفاری ر.، باغچه وان م.ر. ۱۳۸۳. کاربرد ازن در تصفیه فاضلاب. نهمین کنگره ملی مهندسی شیمی ایران. دانشگاه علم و صنعت ایران. ۱۸-۱۴.

رهبری ر.، وریدی م.ج.، شری، ع.، نصیری محلات، م. ۱۳۹۶. بررسی عملکرد تصفیه بیولوژیکی و تاثیر زمان‌های ازن زنی بر پساب مجتمع صنعتی گوشت مشهد. نشریه نوآوری در علوم و فتاوری غذایی. سال نهم. شماره چهارم. ۴۷-۴۱.

عسگر ق.، مرتضوی ب.، هاشمیان ج.، موسوی، غ. ۱۳۸۹. بررسی عملکرد فرآیند ازن زنی کاتالیزوری با کربن فعال در حذف اسید هیومیک از محلول‌های آبی. مجله علمی دانشگاه علوم پزشکی و خدمات بهداشتی درمانی همدان. دوره ۷. شماره ۴. ۳۳-۲۵.

کاظم‌زاده خواجویی ا.، اسماعیلی‌ساری ع.، قاسم‌پوری س.م. ۱۳۸۱. بررسی آلودگی ناشی از کارگاه‌های پرورش ماهی قزل‌آلا در رودخانه هراز. علوم دریایی ایران، ۳۴-۲۷: ۳.

موسوی س.ع.ر.، سهرابی پ. ۱۳۹۲. مدیریت پساب‌های مزارع پرورش آبزیان. دومین همایش ملی توسعه پایدار کشاورزی و محیط زیست سالم. ۱۸۶-۱۸۴.

Aure J., Stigebrandt A. 1990. Quantitative estimates of the eutrophication effects of fish farming on fjords. *Aquaculture* 90, 135-156.

Bagherian Kalat A., Angoshtari H., Ghafurian R. and Nekoei A.A. 2010. Survey of the effect of fish farms effluent on microbial status of Sarrud Kalat River. Proceedings of the 4th National Conference and Exhibition on Environmental Engineering. 11 p.

Boyd C.E. 2003. Guidelines for aquaculture effluent management at the farm-level, *Aquaculture* 226(1-4), 101-112.

Brown J.R., Gowen R.J., McLusky D.S. 1987. The effects of salmon farming on the benthos of a Scottish sea lock. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 109, 39-51.

Buchan K.A.H., Martin-Robichaud D.J., Benfey, T.J., MacKinnon A.M., Boston L. 2006. The efficacy of ozonated seawater for surface disinfection of haddock (*Melanogrammus aeglefinus*) eggs against piscine nodavirus. *Aquaculture Engineering* 35, 102-107.

Bunting S.W. 2004. Wastewater aquaculture: perpetuating vulnerability or opportunity to enhance poor livelihoods. *Aquatic Resources Culture Development* 1, 51-75.

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.

Chen S., Timmons M.B., Aneshansley D.J., Bisogni J.J. 1993. Suspended solids characteristics from recirculating aquaculture systems and design implications. *Aquaculture* 112, 143-155.

Corbitt R.A. 1999. Standard handbook of environmental engineering, 2nd Ed., McGraw-Hill, New York. 328 p.

Davidson J., Good C., Welsh C., Summerfelt S., 2011. The effects of ozone and water exchange rates on water quality and rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* performance in replicated water recirculating systems. *Aquaculture Engineering* 44, 80-96.

Delgado O., Ruiz J., Perez M., Romero J., Ballesteros E. 1999. Effects of fish farming on seagrass (*Posidonia oceanica*) in a Mediterranean bay: seagrass decline after organic loading cessation. *Oceanologica Acta* 22, 109-117.

Deveraja T.H., Banerjee S., Yusoff F., Sharif M., Khatoon H. 2013. A holistic approach for selection of *Bacillus spp*. as a bioremediator for shrimp postlarvae culture. *Turkish Journal of Biology* 37, 92-100.

Ermektar G., Selcuk H., Meric S. 2007. Investigation of the relation between COD fractions and the toxicity in a textile finishing industry wastewater: Effect of preozonation. *Desalination* 10, 314-320

Esmaili Sari A. 2000. Principles of water quality management in aquaculture. Iranian Fisheries Research Institute Publications. pp: 122-26.

FAO. 2012. The State of World fisheries and aquaculture. FAO, Rome. www.fao.org

Findlay R.H., Watling L. 1995. Environmnetal impact of salmon net-pen culture on marine benthic communities in Maine: a case study. *Estuaries* 18, 145-179.

Gillibrand P.A., Turell W.R., Moore D.C., Adams R.D. 1996. Bottom water stagnation and oxygen depletion in a Scottish Sea Loch. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 43, 217-235.

Hall P.O.J., Andersson L.G., Holby O., Kollberg S., Samuelsson M.-O. 1990. Chemical fluxes and mass balances in a marine fish cage farm. *I. Carbon Marine Ecology Progress Series* 61, 61-73.

Henderson R.J., Forrest D.A.M., Black K.D., Park M.T. 1997. The lipid composition of sealock sediments underlying salmon cages. *Aquaculture* 158, 69-83.

Hoseinzadeh E., Rezaee A., Hossini H. 2016. Biological nitrogen removal in moving bed

waste in sediments during fallowing. *Aquacutture* 187, 351-366.
Monzavi, M., 2008, Wastewater Treatment, University of Tehran Press, Tehran. 390 p.
Naderi Jolodar M., Abdoli A., Mirzakhani M.K., Sharifi Jolodar A. 2011. Benthic macroinvertebrates response in the Haraz River to the trout farms effluent. *Iranian Journal of Natral Resources* 64(2), 163-175.
Nafari Yazdi M., Hosseinzadeh Sahafi H., Negarestan H. 2011. Survey of Quality of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) farms effluent in Haraz Region. *Proceedings of the 5th National Conference & Exhibition on Environmental Engineering* 12 p. (In Persian)
Pergent G., Mendez S., Pergent-Martini C., Pasqualini V. 1999. Preliminary data on the impact of fish farming facilities on Posidonia oceanica meadows in the Mediterranean. *Oceanologica Acta* 22, 95-107.
Philips M.G., Beveridge C.M., Ross L.G. 1985. The environmental impact of Salmonid cage culture on inland fisheries: present status and future trends. *Journal of Fish Biology* 27: 123-137.
Pitta P., Karakassis I., Tsapakis M., Zivanovic S., 1998. Natural vs. mariculture induced variability in nutrients and plankton in the eastern Mediterranean. *Hydrobiologia* 391, 181-194.
Porchas M.M., Martinez-Cordova L.R. 2012. World Aquaculture: Environmental Impacts and Troubleshooting Alternatives. *The ScientificWorld Journal* 9 p.
Ronnberg O., Adjers K., Ruokolahti C., Bondenstam M. 1992. Effects of fish farming on growth, epiphytes and nutrient content of *Fucus esiculosus* L. in the A land archipelago, northern Baltic Sea. *Aquatic Botany* 42, 109-120.
Rosenthal H. 1997. Environmental issues and the interaction of aquaculture with other competing resource users. *Aquaculture Association of Canada* 2, 1-13.
Rozati S.A., Haghi N., Avarjeh S., 2014. Hematological changes by temperature and salinity stresses in common carp (*Cyprinus carpio*), *Journal Physiology and Biotechnology Aquaculture* 2, 54-63.
Ruokolahti C. 1988. Effects of fish farming on growth and chlorophyll a content of Cladophora. *Marine Pollution Bulletin* 19, 166-169.
Smith M.D. Roheim C.A., Crowder L.B. 2010. Sustainability and global seafood. *Science* 327(5967), 784-786.
Summerfelt S.T., Sharrer M.J., Tsukuda S.M., Gearheart M. 2009. Process requirements for achieving full-flow disinfection of recirculating water using ozonation and UV irradiation. *Aquaculture Engineering* 40, 17-
biofilm reactor using ibuprofen as carbon source. *Water, Air, and Soil Pollution* 227(2), 1-13.
Hoseinzadeh E., Wei C., Chavoshi E., Amin Faghih M. 2016. Groundwater quality and nitrate pollution modeling: an integrated study of contour mapping and geographic information system. *Desalination and Water Treatment* 1-12.
Hu Q., Chen N., Feng C., Hu W. 2015. Nitrate adsorption from aqueous solution using granular chitosan-Fe^{3+} complex. *Applied Surface Science* 347, 1-9.
Karakassis I., Tsapakis M., Hatziyanni E. 1998. Seasonal variability in sediment profiles beneath fish farms cages in the Mediterranean. *Marine Ecology Preogress Series* 162, 243-252.
Kupka-Hansen P., Pittman K., Ervik A. 1991. Organic waste from marine fish farms-effects on the seabed. In: Marine Aquaculture and Environment, vol. 22. Nordic council of Ministers. NORD. pp: 105-119.
Lauren-Maatta C., Granlid M., Henriksson H., Koivisto V. 1991. Effects of fish farming on the macrobenthos of different bottom types. *In*: Marine Aquaculture and Environment, vol. 22. Nordic council of Ministers. NORD. pp. 39-55.
Li X., Blancheton J.P., Liu Y., Triplet S., Michaud L. 2014. Effect of oxidation–reduction potential on performance of European sea bass (*Dicentrarchus labrax*) in recirculating aquaculture systems. *Aquaculture International* 22, 1263-1282.
Liu X.Q., Wang J., Zhang D., Li Y.T. 2009. Grey relational analysis on the relation between marine environmental factors and oxidation-reduction potential. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology* 27, 583-586.
Lumb C.M. 1989. Self-pollution by Scottish salmon farms? *Marine Pollution Bulletin* 20, 375-379.
Margota J., Kienle C., Magnet A., Weil M., Rossi, L., Felippe de Alencastro L., Abegglen Ch. Thonney D., Chèvre N., Schärer M. 2013. Treatment of micropollutants in municipal wastewater: Ozone or powdered activated carbon. *Science of the Total Environment* 461-462(1), 480-498.
Mattila J., Raisanen R., 1998. Periphyton growth as an indicator of eutrophication; an experimental approach. *Hydrobiologia* 377, 15-23.
Mazzola A., Mitro S., Danovaro R. 1999. Initial fish-farm impact on meiofaunal assemblages in coastal sediments of the western Mediterranean. Marine Pollut. Bull. 38, 1126-1133.
McGhie T.K., Crawford C.M., Mitchell I.M., O'Brien D. 2000. The degradation of fish cage

27.
Tango M.S., Gagnon G.A. 2003. Impact of ozonation on water quality in marine recirculation systems. *Aquaculture Engineering* 29, 125-137.
Tovar A., Moreno C., Manuel-Vez M.P., Vargas-Garcia M. 2000. Environmental impacts of intensive aquaculture in marine waters. *Water Research* 34, 334-342.
Valdis K., Ebeling J., Weaton F. 2003. Ozone does and equilibrium TOC in recirculating system.
Wu R.S.S., Lam K.S., Mackay D.W., Lau T.C., Yam V. 1994. Impact of marine fish farming on water quality and bottom sediment: A case studie in the sub-tropcial environment. *Marine Environmental Research* 38, 115-145.
Zhian H. 2008. Usage of ozonation on water treatment. *Human and Environment Journal* 7, 19-33.

Investigation of different levels of reducing oxidation potential (ORP) on quality indices of warm-water aquaculture wastewater

Maryam Yavar[1], Kamran Rezaei Tavabe[*2], Lobat Taghavi[1], Javad Karami[1]

[1]Department of Environmental Science, Faculty of Natural, Resources and Environment, .Science and Research Branch, Islamic Azad University, Tehran, Iran.
[2]Fisheries Department, Natural Resources Faculty, University of Tehran, Karaj, Iran.
*Corresponding author: krtavabe@ut.ac.ir
Received: 2018/8/24 Accepted: 2019/4/16

Abstract
Water Oxidation Reduction Potential (ORP) is a physicochemical index of water affected by a combination of oxidation and reduction agents in water and wastewater. In addition to affecting many water quality parameters, this index indicates a general quality of water and wastewater. The purpose of this study was to investigate the effect of different levels of water ORP on quality indices of warm-water aquaculture wastewater parameters, including COD, BOD, TOC, nitrate and phosphate. To conduct this research, triplicate wastewater treatment in four ORP treatments with levels of 250-200 (control treatment), 250-200 (first treatment), 350-300 (second treatment), 400-350 (third treatment) mv in 70 L tanks conducted in for four weeks. Different levels of ORP in treatments were performed by ozonizing device on a daily basis and the ORP was measured with an ORP digital meter. According to the results, by increasing the ORP level in treatments, BOD, COD and nitrate factors decreased significantly but increasing of ORP level did not show significant effect on phosphate and TOC factors. In addition, the results of the study showed using of oxidizing agents such as ozone and regulating of ORP range could be used as an appropriate tool for improving the quality indices of warm-water aquaculture wastewater.

Keywords: Aquaculture wastewater, Oxidation and Reduction Potential, Warm water fishes, Ozonation.