بررسی عوامل مؤثر بر غلظت آمونیاک غیر یونیزه و تأثیر این ماده بر آبزیان در رودخانه کر

محمد مهدی مقیمی[۱] و سیف الله امین[۲]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۴/۰۸/۱۳
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۴/۱۱/۱۷

چکیده

افزایش جمعیت جهان، روند سریع صنعتی شدن و استفاده گسترده از کودهای شیمیایی باعث افزایش فزاینده ورود آلاینده‌ها از جمله ترکیبات نیتروژنی از منابع متمرکز و غیر متمرکز به رودخانه‌ها و دیگر محیط‌های آبی شده است. یکی از ترکیبات معدنی نیتروژن که برای آبزیان مخصوصاً ماهی‌ها بسیار خطرناک است، آمونیاک غیر یونیزه است. در این تحقیق روند آلودگی آمونیاک غیر یونیزه بمدت ۹ ماه (سال ۱۳۸۵) در رودخانه کر مورد بررسی قرار گرفت. نتایج این بررسی نشان داد که در طول مدت تحقیق، غلظت آمونیاک غیر یونیزه در رودخانه بلافاصله بعد از مجتمع پتروشیمی شیراز به شدت افزایش داشته و به ۲۳۰- ۱۶ برابر مقدار زمینه آن می‌رسد و سپس به‌تدریج کاهش می‌یابد و مقادیر آن در پایین دست این مجتمع (۰/۲-۱/۴ mg/L)، بیشتر از استانداردهای توصیه شده برای حفظ حیات آبزیان (۰/۰۵ -۰/۳۵ mg/L برای دوره‌های کوتاه و ۰/۰۱ -۰/۰۲ mg/L برای دوره‌های بلند مدت) است. بنابراین رودخانه کر، در پایین‌دست مجتمع پتروشیمی به شدت با این آلاینده آلوده شده، به طوری که در بازهٔ مورد مطالعه آثاری از حیات آبزیان وجود ندارد؛ بقیه آلاینده‌های وارد شده پس از مجتمع فقط نقش تشدیدکنندگی را ایفا می‌نمایند. در بین پارامترهای مؤثر بر غلظت آمونیاک غیر یونیزه در این رودخانه، pH آب بیشترین تأثیر و شوری آب کمترین تأثیر را داشت.

واژه‌های کلیدی: رودخانه کر، آمونیاک غیر یونیزه، آبزیان، دما وpH.

[۱] استادیار گروه علوم و مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه فسا، تلفن تماس: ۰۹۱۷۳۳۲۳۲۲۴، moghimimehdi@gmail.com (مسئول مکاتبه)
[۲] استاد بخش مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شیراز.

مقدمه

تأثیر ترکیبات نیتروزن در ارزیابی کیفیت آب رودخانه‌ها و جریان‌های طبیعی همواره مورد توجه بوده است. این ترکیبات به عنوان عواملی که رشد و نمو میکروبی را در محیط آبی کنترل می‌کنند، مطرح می‌باشند. هنگامی که ترکیبات نیتروژنی وارد آب‌های سطحی می‌شود، تحت تأثیر فرایندهای فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی تغییر شکل می‌یابد. افزایش غلظت ترکیبات نیترو ژن آلی و معدنی در آب‌های سطحی و زیرزمینی تأثیرات منفی معنی‌داری روی بسیاری از ارگانیسم‌های آبزی دارد و در نهایت باعث فساد آب‌های شیرین، خورها و اکوسیستم‌های دریاها می‌شود (Anderson et al., 2002). بعضی از فرایندهای چرخه نیتروژن منجر به تولید ترکیبات سمّی می‌شود که در مختل کردن حیات آبزیان در کنار عوامل دیگری مانند کمبود اکسیژن، نقش اساسی دارند. یکی از ترکیبات نیتروژنی که با توجه به شرایط محیطی مانند pH، دما و ... به مقدار زیادی تولید می‌شود و برای آبزیان بسیار سمی و خطرناک است، آمونیاک غیر یونیزه (Unionized Ammonia) است (Arauzo and Valladolid, 2003, Augspurger et al., 2003, Camargo and Alonso, 2005).

آلودگی رودخانه‌ها معمولاً معلول اضافه شدن فرآورده‌های زائد فعالیت‌های انسان در محیط زیست می‌باشد. وقتی این فراورده‌ها به طور مؤثری مورد تجزیه قرار نگرفته و تحت تأثیر فرایندهای طبیعی، زیستی و فیزیکی حذف نشوند، ممکن است حاصل آن، تشکیل بعضی مواد آلاینده خطرناک و سمی باشد. این آلودگی به طور عمده از دو طریق منابع متمرکز (نقطه‌ای) مانند فاضلاب‌های خانگی و صنعتی و منابع غیر متمرکز (غیر نقطه‌ای) مانند رواناب‌های شهری و کشاورزی به پهنه‌های مختلف محیط زیست از جمله رودخانه‌ها وارد می‌شود. منابع آلودگی غیر نقطه‌ای عموماً نسبت به منابع آلودگی نقطه‌ای از اهمیت زیادتری برخوردار است زیرا منابع آلودگی غیر نقطه‌ای در محدوده وسیع‌تری عمل می‌کنند و کنترل آن‌ها مشکل‌تر است (Howarths et al., 2000).

به طور کلی تا زمانی که اکوسیستم‌های طبیعی (غیر آلوده) از نیتروژن اشباع نشده‌اند و غلظت ترکیبات نیتروژنی معدنی زیاد نیست، حیوانات آبزی سازگاری بهتری با سطوح پایین نیتروژن معدنی از خود نشان می‌دهند (Camargo et al., 2005 & Constable et al., 2003). بنابراین سطوح بالای آمونیاک، که از فعالیت‌های انسانی ناشی می‌شوند، می‌توانند به خاطر سمیت مستقیم (حاد یا مزمن) به توانایی حیوانات آبزی برای زنده ماندن، رشد و تولید مجدد آسیب برسانند (Jensen, 2003 & Philips et al., 2003).

مقاومت آبزیان در برابر سمیت آمونیاک غیر یونیزه و سایر ترکیبات نیتروژنی سمی بستگی به شرایطی که در معرض آن قرار می‌گیرند دارد. این شرایط شامل خوگیری با محیط، نوسان کردن مقادیر آمونیاک کل و مدت زمان در معرض قرار گرفتن دارد. در میان طبقه بندی‌های مختلف گروه‌های حیوانات آبزی که در معرض سمّیت آمونیاک قرار گرفته‌اند، برخی بی مهرگان آب‌های شیرین (حلزون ها و پلنارین[1]ها) و ماهی‌ها (ماهی‌های قزل آلا) از بقیه گونه‌ها حساس‌ترند (Hargreaves and Kucuk, 2001). ولی غلظت‌های خطرناک آمونیاک برای ماهی‌ها به طور متفاوت گزارش شده است که به دلیل اختلاف در اثر مقادیر متفاوت پارامترهای pH، دما، غلظت اکسیژن محلول (DO)، CO_2، Ca^{2+} و Na^{+} است (Hargreaves and Kucuk, 2001). ضمناً اگر ماهی‌ها در معرض غلظت‌های غیر کشنده آمونیاک غیر یونیزه قرار گیرند، موجب پاسخ‌های رفتاری، هیستولوژیکی، بیوشیمیایی و فیزیولوزیکی خواهد شد. تمام این پاسخ‌ها باعث متوقف شدن رشد و کم شدن ایمنی بدن ماهی‌ها خواهد شد (Hargreaves and Kucuk, 2001). غلظت مربوط به سمیت حاد آمونیاک غیر یونیزه در مورد این

[1] Planarians

حیوانات ($LC_{50,\ 96h}$)[۱] کمتر از ۰/۶ mg NH_3-N/L و غلظت مربوط به سمیت مزمن آمونیاک غیر یونیزه ($LOEC_{30\ to\ 60d}$[۲] و $LC_{50,\ 72d}$) کمتر از mg NH_3-N/L ۰/۰۵ است (Camargo and Alonso, 2006).

معیارهای کیفیت آب‌های جاری برای مواقعی که حیوانات آبزی به مدت کوتاهی (سمّیت حاد) در معرض آمونیاک غیر یونیزه قرار گیرند mg NH_3-N/L ۰/۰۵ -۰/۳۵ و برای مواردی که حیوانات آبزی به مدت زیادی (سمّیت مزمن) در معرض آمونیاک غیر یونیزه قرار گیرند، mg NH_3-N/L ۰/۰۱ -۰/۰۲ برای حفاظت آبزیان حساس تخمین زده شده و توصیه شده است (US Environment Canada, 2001 & Environmental Protection Agency, 1999). برخی از محققین عقیده دارند که باید ۹۰ درصد مقادیر غلظت آمونیاک غیر یونیزه را به منظور حفاظت آبزیان باید در نظر گرفت (Frank, 1998).

در ایران مانند بسیاری ازکشورها همه ساله حجم عظیمی از آلاینده‌های نیتروژنی وارد رودخانه‌هایی که معمولاً واحدهای بزرگ صنعتی و کشاورزی درکنار آن‌ها قرارگرفته است شده و سبب آلودگی آب می‌شود. از این رو مطالعه و بررسی کمی و کیفی این ترکیبات در رودخانه‌ها، شناخت دگرگونی‌ها و تقابل آن با دیگر فرایندها و مؤلفه‌های حیات در محیط‌های آبی، نقش مؤثری در انتخاب بهترین روش کنترل و توسعه پایدار محیط زیست خواهد داشت. رودخانه کر در استان فارس نمونه بارز این نوع آلودگی می‌باشد (عطایی، ۱۳۸۱). به اذعان ساکنان اطراف رودخانه کر، در دهه‌های گذشته که کیفیت آب رودخانه تحت تأثیر آلودگی‌ها قرار نگرفته بود، بخشی از مردم منطقه از طریق صید ماهی ارتزاق می‌کردند. تاکنون پژوهش‌هایی ارزنده ولی اندک برای ارزیابی کیفیت و میزان آلودگی آب رودخانه کر انجام شده است. مسأله ترکیبات نیتروژنی علیرغم بالا بودن بار آلودگی رودخانه توسط این ترکیبات کمتر مورد توجه قرار گرفته است.

هدف از انجام این تحقیق تعیین عوامل مؤثر بر مقادیر آمونیاک غیر یونیزه و بررسی روند تغییرات زمانی و مکانی این آلودگی در رودخانه کر و همچنین بررسی معیارهای کیفیت آب در رابطه باآلودگی آمونیاک غیر یونیزه در رودخانه برای آبزیان است.

مواد و روش‌ها

دراین تحقیق آلودگی رودخانه کر در استان فارس به آمونیاک غیر یونیزه در محدوده بالادست پتروشیمی شیراز تا پایین‌دست بند امیر از تاریخ ۱۳۸۴/۱۱/۸ تا ۱۳۸۵/۸/۷ مورد مطالعه قرار گرفت به طوری که در هر ماه دو نمونه برداری انجام شد. در محدوده مورد مطالعه چهار منبع آلوده کننده نقطه‌ای به شرح زیر وجود دارد:

فاضلاب صنعتی مجتمع پتروشیمی شیراز: این فاضلاب از یکی از حوضچه‌های سمت راست تصفیه فاضلاب پتروشیمی مستقیماً به رودخانه تخلیه می‌گردد.

فاضلاب شهر مرودشت: قسمتی از این فاضلاب که بیشتر شامل پساب کارگاه‌ها و تعمیر کارگاه‌های مستقر در حاشیه جاده (شیراز- تهران که از شهر مرودشت می‌گذرد) بوده و از طریق رودخانه سیوند در نزدیکی پل خان به رودخانه کر وارد می شود. قسمت دیگری از فاضلاب شهر مرودشت که در واقع بخش عمده فاضلاب این شهر را تشکیل می‌دهد و بیشتر شامل فاضلاب خانگی است از جنوب شهر توسط کانالی به طرف رودخانه کر هدایت می‌شود از جلوی تصفیه خانه مرودشت عبور کرده و در ۳/۵ کیلومتری پایین‌دست پل خان وارد رودخانه کر می شود (شکل شماره ۱).

فاضلاب تصفیه خانه شهر مرودشت: درصدی از فاضلاب شهر مرودشت در این تصفیه خانه به روش لجن فعال تصفیه می‌گردد. در فصل کشت، پساب‌های

---

[۲] غلظتی از آمونیاک غیر یونیزه که در مدت زمان ۹۶ ساعت باعث مرگ و میر ۵۰ درصد از ماهی‌های مورد آزمایش شود.

[۱] کمترین غلظت مؤثر آمونیاک غیر یونیزه مشاهده شده در مدت زمان ۳۰ الی ۶۰ روز.

تصفیه شده اغلب به عنوان کود مورد استفاده کشاورزان قرار گرفته و در بقیه ایام حدود ۳/۵ کیلومتر پایین‌تر از پل خان به رودخانه کر وارد می‌شود. دبی ورودی فاضلاب تصفیه شده به رودخانه حدود ۸- ۶ L/s است.

زهکش آهوچر: این زهکش به منظور زهکشی اراضی دشت آهوچر احداث شده است. سطح آب زیرزمینی در این دشت بالا بوده و کیفیت مناسبی نیز برای استفاده در کشاورزی را ندارد. آب این زهکش در پایین‌دست روستای بند امیر به رودخانه کر می‌پیوندد.

قبل و بعد از هر یک از این منابع آلوده‌کننده نقطه ای یک ایستگاه نمونه‌برداری در نظر گرفته شد (جدول شماره ۱) و نمونه های برداشت شده از ایستگاه‌ها بلافاصله به آزمایشگاه منتقل شد. نمونه‌های آب رودخانه کر از محل‌هایی برداشت می شد که آب در حال جریان بود و همچنین خارج از ناحیه اختلاط[1] آلودگی‌ها با آب رودخانه بود. دلیل این مطلب این است که در ناحیه اختلاط آلودگی وارده به رودخانه اثر خود را نگذاشته است و در بعد از ناحیه اختلاط، اثر آلودگی به صورت واقعی وجود دارد. نمونه‌های آب در بطری‌های ۱/۵ لیتری نگهداری و در طول مسیر انتقال در یخدان یونولیتی نگهداری می‌شد که به منظور پایین نگه داشتن دمای نمونه‌ها در حدود کمتر از ۴ درجه سانتی‌گراد، در اطراف نمونه‌ها یخ ریخته می‌شد. نمونه‌ها تا قبل از آنالیز، در آزمایشگاه در یخچال (دمای ۴-۲ درجه سانتی‌گراد) نگهداری می‌شد. برای تعیین مقادیر آمونیاک غیر یونیزه ابتدا آمونیاک کل اندازه‌گیری گردید. برای اندازه گیری آمونیاک کل، ابتدا عناصرکلر، کلسیم و منیزیم که به عنوان مداخله گر عمل می‌کنند از نمونه ها حذف شد؛ بدین ترتیب که برای حذف کلر از نمونه آب از ماده تیوسولفات سدیم $\frac{1}{70}$ نرمال و برای حذف اثرات غلظت‌های بالای کلسیم و منیزیم از محلول EDTA[2] استفاده شد و pH نمونه‌ها به ۹/۵ رسانده شد و در نهایت نمونه‌ها تقطیر شده و در چکیده آن‌ها آمونیاک کل اندازه‌گیری شد. جزء غیر یونیزه آمونیاک با در نظر گرفتن ضرایبی که تابع دما و pH می‌باشد، محاسبه گردید (US Environmental Protection Agency, 1999). ضمناً جهت بررسی تأثیر پارامترهای pH، دما و غلظت کلر بر غلظت آمونیاک غیر یونیزه، در هر نمونه برداری و در هر ایستگاه، این پارامترها نیز اندازه‌گیری شد.

شکل (۱): ورودی فاضلاب مرودشت به رودخانه کر در ۳/۵ کیلومتری پایین دست پل خان.

نتایج و بحث

در تحقیق انجام شده مقادیر آمونیاک غیر یونیزه در طول ۲۵ کیلومتر از رودخانه کر در محدوده بالادست پتروشیمی تا پایین‌دست بند امیر در ۶ ایستگاه و در طول ۹ ماه (بهمن ماه ۱۳۸۴ تا آبان ماه ۱۳۸۵) تعیین گردید. نتایج به دست آمده نشان داد که غلظت آمونیاک غیر یونیزه در طی دوره مطالعه در پایین دست پتروشیمی در محدوده مورد مطالعه همواره از مقدار استاندارد آن بالاتر است. در بالا دست پتروشیمی غلظت آمونیاک غیر یونیزه (غلظت زمینه[3]) در طول دوره نمونه برداری نزدیک به صفر یا صفر بود. در کلیه نمونه های مربوط به پایین دست پتروشیمی

[1] Mixing zone

[2] برای ساخت این محلول، ۵۰ g از ماده EDTA با ۱۰ g از NAOH در آب حل گردید و تا ۱۰۰ میلی لیتر رقیق گردید.

[3] Background concentration

(ایستگاه شماره ۲) غلظت آمونیاک غیر یونیزه ۱۶ تا ۲۳۰ برابر غلظت زمینه می‌شود که عامل اصلی آن ورود فاضلاب مجتمع پتروشیمی شیراز به رودخانه است (شکل شماره ۴). در ایستگاه‌های ۳ تا ۶، غلظت آمونیاک غیر یونیزه به تدریج کاهش پیدا می‌کند. البته در بعضی نمونه برداری‌ها و در برخی ایستگاه‌ها، چنین روندی مشاهده نشد که دلیل آن ورود آلاینده‌ها به رودخانه غیر از فاضلاب مجتمع پتروشیمی شیراز (فاضلاب شهر مرودشت و زهکش آهوچر) بود. بنابراین عامل اصلی آلودگی مربوط به آمونیاک غیر یونیزه در رودخانه کر، همانگونه که مرتباً در این مطالعه تکرار شد، فاضلاب مجتمع پتروشیمی شیراز بود و سایر آلاینده‌های نقطه ای فقط نقش تشدید کنندگی را ایفا می کردند. مقادیر غلظت آمونیاک غیر یونیزه در پایین دست مجتمع پتروشیمی، ۱/۴ mg/L - ۰/۲ به دست آمد.

نتایج نشان داد که بعد از ورود آلاینده ها به رودخانه، پارامترهای دبی رودخانه، pH و دمای آب بیشترین تأثیر و غلظت کلر کمترین تأثیر را بر غلظت آمونیاک غیر یونیزه داشتند. لازم به ذکر است که افزایش pH و دمای آب اثر افزایشی و افزایش غلظت کلر در آب اثر کاهشی روی غلظت آمونیاک غیر یونیزه داشت. بیشترین دبی رودخانه در تاریخ ۱۳۸۴/۱۱/۲۹ و کمترین دبی رودخانه در تاریخ ۱۳۸۵/۸/۷ رخ داد. روند عمومی تغییرات غلظت آمونیاک غیر یونیزه با دبی به این صورت بود که با افزایش دبی، غلظت این آلودگی کاهش پیدا می کرد. با این وجود در برخی نمونه‌ها این روند دنبال نشد؛ زیرا افزایش ناگهانی بار آلودگی رودخانه در آن تاریخ‌ها (غلظت BOD_5 آن را تأیید می‌کند) باعث افزایش غلظت این آلاینده می‌گردید. بنابراین چنین نتیجه‌گیری شد که مجتمع پتروشیمی شیراز در برخی روزها فاضلاب خود را به طور مستقیم و به مقدار زیاد وارد رودخانه می‌کرده است که مشاهدات مردم ساکن اطراف رودخانه این مطلب را تأیید کرد.

عامل دیگری که غلظت آمونیاک غیر یونیزه را تحت تأثیر قرار می داد pH محیط آب رودخانه بود. به طوری که تغییر ناچیز در pH آب، غلظت آمونیاک غیر یونیزه را به طور قابل ملاحظه‌ای تغییر می‌داد. تغییرات pH تحت تأثیر آلودگی‌های وارد شده به رودخانه کر بود و به همین دلیل در مواقعی که بار آلودگی رودخانه تغییر می‌کرد مقادیر pH نیز دچار تغییر می شد. بنابراین افزایش اضافه شدن آلاینده‌ها به رودخانه علاوه بر تأثیر مستقیم در افزایش غلظت آمونیاک غیر یونیزه، به طور غیر مستقیم نیز به دلیل قلیائیت با افزایش pH آب رودخانه غلظت آمونیاک غیر یونیزه را افزایش می‌داد. در برخی نمونه‌برداری ها، بین پارامتر pH و غلظت آمونیاک غیر یونیزه همبستگی دیده نشد که می تواند معلول افزایش دبی رودخانه یا کاهش بار آلودگی یا تأثیر مداخله‌گرها بوده باشد.

جدول (۱): موقعیت ایستگاه‌ها در دوره نمونه‌برداری در محدوده مورد مطالعه.

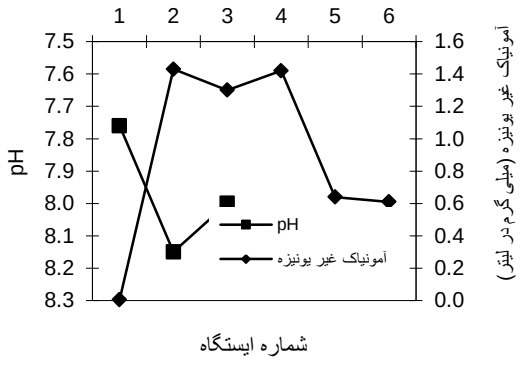
شماه ایستگاه	موقعیت ایستگاه‌ها	فاصله بین دو ایستگاه متوالی (m)	فاصله تا ایستگاه اول (m)
۱	بالادست پتروشیمی		
۲	پایین‌دست پتروشیمی و قبل از ورودی رودخانه سیوند	۸۰۰۰	۸۰۰۰
۳	بعد از ورودی رودخانه سیوند و قبل از ورود فاضلاب مرودشت	۴۵۰۰	۱۲۵۰۰
۴	پایین دست ورودی فاضلاب مرودشت	۵۰۰	۱۳۰۰۰
۵	بالادست ورودی زهکش آهوچر	۱۱۲۰۰	۲۴۲۰۰
۶	پایین دست ورودی زهکش آهوچر	۵۵۰	۲۴۷۰۰

عامل بعدی که غلظت آمونیاک غیر یونیزه را تحت تأثیر قرار داد دمای آب بود که تأثیر آن کمتر از دو عامل دیگر بود. در شکل های شماره ۲ و ۳ دو نمونه از نتایج در مورد تأثیر pH و دما روی غلظت آمونیاک غیر یونیزه را نشان داده شده است.

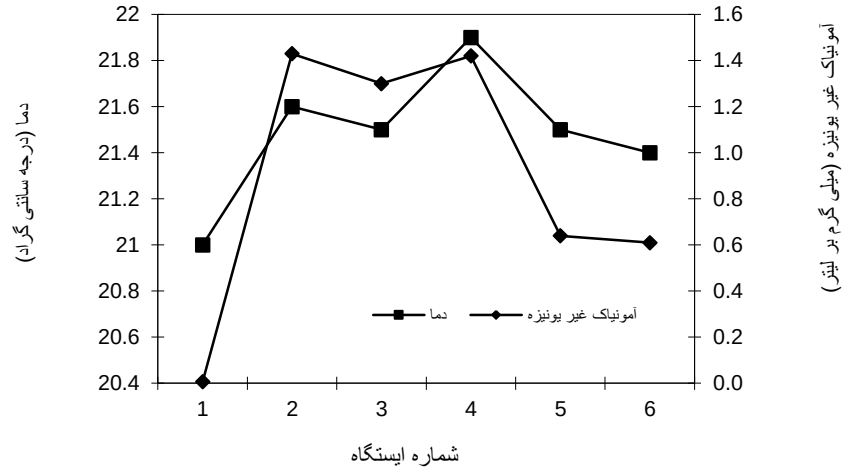
تأثیر غلظت کلر بر غلظت آمونیاک غیر یونیزه نیز بررسی شد که تنها در ایستگاه ۶ (ایستگاه زهکش آهوچر) این تأثیر قابل ملاحظه بود که باعث کم شدن غلظت آمونیاک غیر یونیزه گردید. بنابراین می توان گفت که فقط در صورت خیلی بالا بودن غلظت یون کلر در آب اثر آن قابل ملاحظه است. بالا بودن غلظت کلر در آب نشان‌دهنده بالا بودن شوری نسبی آب بود که غلظت آمونیاک غیر یونیزه تحت تأثیر شوری آب کاهش پیدا کرد و در نتیجه سمّیت آب در اثر آمونیاک غیر یونیزه نیز کاهش می یافت. بعبارتی در تاریخ هایی که دبی رودخانه پایین بود، این اثر بهتر مشاهده شد.

در این پژوهش غلظت اکسیژن محلول (DO) نیز اندازه گیری شد که در طول دوره مطالعه در اکثر موارد کمتر از حد استاندارد برای حیات آبزیان (۵ میلی گرم بر لیتر) بود. پایین بودن غلظت اکسیژن محلول در رودخانه نیز باعث مرگ و میر آبزیان می شد. بنابراین با وجود بالا بودن آمونیاک غیر یونیزه پایین بودن غلظت اکسیژن محلول در رودخانه باعث تشدید مرگ و میر آبزیان می‌شد.

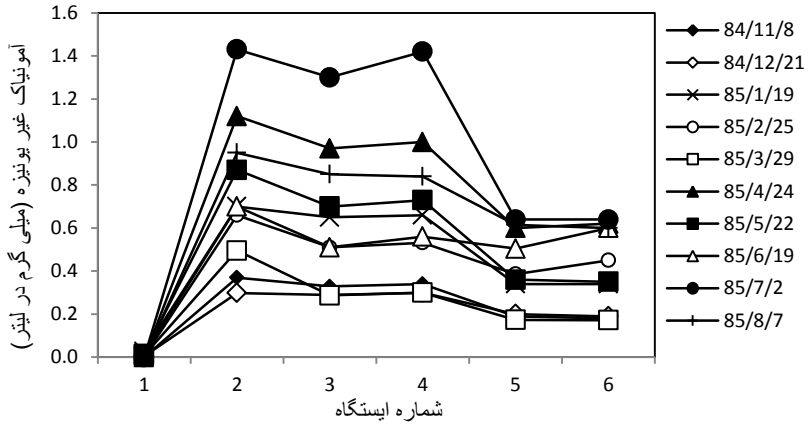
بنابراین در طول سال با توجه به غلظت‌های به دست آمده ی آمونیاک غیر یونیزه در هیچ زمانی محیط رودخانه برای آبزیان امن نبود و به همین دلیل بود که در پایین دست پتروشیمی اثری از حیات آبزیان مشاهده نمی شد. به اذعان ساکنان مناطق اطراف رودخانه، قبل از احداث مجتمع پتروشیمی شیراز مردم از طریق صید ماهی در رودخانه ارتزاق می‌کردند ولی بعد از احداث این مجتمع، مرگ و میر ماهی‌ها شروع شد و صید ماهی یا به طور کلی حیات آبزیان عملاً پایان یافت. عامل اصلی این مسأله غلظت بالای آمونیاک غیر یونیزه در رودخانه در پایین‌دست پتروشیمی به دلیل تخلیه غیر استاندارد فاضلاب های صنعتی و شهری به داخل این مسیر آبی بود.



شکل (۲): تغییرات pH و غلظت آمونیاک غیر یونیزه در آب در ایستگاه‌های مورد مطالعه در ۱۳۸۵/۷/۲.



شکل (۳): تغییرات دما و غلظت آمونیاک غیر یونیزه در آب در ایستگاه‌های مورد مطالعه در ۱۳۸۵/۷/۲.



شکل (۴): نمودار تغییرات غلظت آمونیاک غیر یونیزه در زمان‌های مختلف در بازه مورد مطالعه

نتایج بررسی معیارهای کیفیت آب در رابطه با آلودگی آمونیاک غیر یونیزه در رودخانه کر

معیار حاد

نتایج این بررسی در جدول‌های شماره ۲ و ۳ آمده است. به ترتیب در این جدول‌ها در تاریخ‌ها و ایستگاه‌هایی که با علامت (*) مشخص شده‌اند، غلظت آمونیاک غیر یونیزه از حد استاندارد کیفیت آب برای حیات آبزیان مخصوصاً ماهی‌ها در دوره‌های کوتاه مدت (۹۶-۴۸ ساعته) (۰/۰۵-۰/۳۵ mg/L) (Camargo and Alonso, 2006) بالاتر است. همان طور که ملاحظه می شود در تمام تاریخ های نمونه برداری و در تمام ایستگاه‌ها غلظت آمونیاک غیر یونیزه بالاتر از حد استاندارد است که باعث مرگ و میر آبزیان حساس تر می شود. همچنین در ۵ مورد از نمونه‌برداری‌ها در تمامی ایستگاه‌های پایین‌دست پتروشیمی غلظت آمونیاک غیر یونیزه از حد بالای استاندارد (۰/۳۵ mg/L) بیشتر است. همچنین در ایستگاه شماره ۲ نیز در ۹ مورد از نمونه برداری‌ها غلظت آمونیاک غیر یونیزه از حد بالای استاندارد بیشتر بود. بنابراین با توجه به این معیار نیز رودخانه

کر در محدوده مورد مطالعه برای حیات آبزیان بسیار نامطلوب بود که منبع اصلی این آلودگی پتروشیمی شیراز است.

معیار مزمن

نتایج بررسی این معیار نشان داد که در تمام تاریخ‌ها و ایستگاه‌ها، غلظت آمونیاک غیر یونیزه از حد بالای استاندارد کیفیت آب برای حیات آبزیان مخصوصاً ماهی‌ها در دوره‌های بلند مدت (۷۲- ۷ روزه) یعنی (۰/۰۲ mg/L- ۰/۰۱) (Camargo and Alonso, 2006) بالاتر است. در ایستگاه بالادست پتروشیمی (ایستگاه شماره ۱) غلظت آمونیاک غیر یونیزه بسیار پایین (نزدیک به صفر) بود. درایستگاه‌های پایین‌دست پتروشیمی با توجه به این معیار در تمام دوره نمونه برداری، غلظت آمونیاک غیر یونیزه بالاتر از حد استاندارد بود و رودخانه محیط بسیار نامطلوبی برای حیات آبزیان به حساب می‌آید.

جدول (۲): نتایج بررسی معیار حاد در طول زمان در بازه‌های مورد مطالعه ($mg\ NH_3/L>0.35$).

تاریخ نمونه‌برداری	ایستگاه					
	۱	۲†	۳	۴	۵	۶
۱۳۸۴/۱۱/۸						
۱۳۸۴/۱۱/۲۹						
۱۳۸۴/۱۲/۲۱						
۱۳۸۵/۱/۱۹		*	*	*	*	*
۱۳۸۵/۲/۹			*	*		
۱۳۸۵/۲/۲۵		*	*	*	*	*
۱۳۸۵/۳/۷		*	*	*		
۱۳۸۵/۳/۲۹		*				
۱۳۸۵/۴/۱۱		*			*	
۱۳۸۵/۴/۲۴		*				
۱۳۸۵/۸/۵						
۱۳۸۵/۵/۲۲						
۱۳۸۵/۶/۵			*	*		
۱۳۸۵/۶/۱۹		*	*	*	*	*
۱۳۸۵/۷/۲		*	*	*	*	*
۱۳۸۵/۸/۷		*	*	*	*	*

†- محل ایستگاه نمونه‌برداری بلافاصله پس از مجتمع پتروشیمی قرار دارد.

جدول (۳): نتایج بررسی معیار حاد در طول زمان در بازه مورد مطالعه ($mg\ NH_3/L>0.05$).

تاریخ نمونه‌برداری	ایستگاه					
	۱	۲	۳	۴	۵	۶
۱۳۸۴/۱۱/۸		*	*	*	*	*
۱۳۸۴/۱۱/۲۹		*	*	*	*	*
۱۳۸۴/۱۲/۲۱		*	*	*	*	*
۱۳۸۵/۱/۱۹		*	*	*	*	*
۱۳۸۵/۲/۹		*	*	*	*	*
۱۳۸۵/۲/۲۵		*	*	*	*	*
۱۳۸۵/۳/۷		*	*	*	*	*
۱۳۸۵/۳/۲۹		*	*	*	*	*
۱۳۸۵/۴/۱۱		*	*	*	*	*
۱۳۸۵/۴/۲۴		*	*	*	*	*
۱۳۸۵/۸/۵		*	*	*	*	*
۱۳۸۵/۵/۲۲		*	*	*	*	*
۱۳۸۵/۶/۵		*	*	*	*	*
۱۳۸۵/۶/۱۹		*	*	*	*	*
۱۳۸۵/۷/۲		*	*	*	*	*
۱۳۸۵/۸/۷		*	*	*	*	*

†- محل ایستگاه نمونه‌برداری بلافاصله پس از مجتمع پتروشیمی قرار دارد.

نتیجه‌گیری

نتایج به دست آمده نشان می‌دهد که غلظت آمونیاک غیر یونیزه در طول دوره نمونه‌برداری در پایین‌دست پتروشیمی در محدوده مورد مطالعه همواره از مقدار استاندارد آن برای حفاظت آبزیان، بالاتر است. محدوده تغییرات غلظت آمونیاک غیر یونیزه ۰/۰۲۷ -۱/۳۸۸ mg/L است که کمترین مقدار از آن مربوط به نمونه برداری ۱۳۸۵/۲/۹ و بیشترین مقدار از آن مربوط به نمونه برداری ۱۳۸۵/۷/۲ است. در بالادست پتروشیمی غلظت آمونیاک غیر یونیزه در طول دوره نمونه برداری نزدیک به صفر یا صفر است. در تمام نمونه‌برداری‌ها بلافاصله در ایستگاه پایین دست پتروشیمی (ایستگاه شماره ۲) غلظت آمونیاک غیر یونیزه ۲۳۰-۱۶ برابر می‌شود که به دلیل ورود فاضلاب مجتمع پتروشیمی شیراز به رودخانه است. سپس در ایستگاه‌های ۳ تا ۶، غلظت آمونیاک غیر یونیزه به تدریج کاهش پیدا می‌کند. البته در بعضی نمونه‌برداری‌ها و در برخی ایستگاه‌ها، چنین روندی مشاهده نمی‌شود و دلیل آن ورود آلاینده‌ها به رودخانه غیر از فاضلاب مجتمع پتروشیمی شیراز (فاضلاب شهر مرودشت و زهکش آهوچر) است. بنابراین عامل اصلی آلودگی رودخانه کر توسط آمونیاک غیر یونیزه فاضلاب مجتمع پتروشیمی شیراز است و سایر آلاینده‌های نقطه‌ای نقش تشدیدکنندگی را دارند. افزایش آلاینده‌ها به رودخانه علاوه بر تأثیر مستقیم در افزایش غلظت آمونیاک غیر یونیزه، به طور غیر مستقیم نیز با افزایش pH آب رودخانه غلظت آمونیاک غیر یونیزه را افزایش می‌دهد به طوریکه در بین پارامترهای مؤثر بر غلظت آمونیاک غیر یونیزه، pH آب بیشترین تأثیر را داشت. عامل بعدی که غلظت آمونیاک غیر یونیزه را تحت تأثیر قرار می دهد دمای آب است که تأثیر آن کمتر pH است. در صورت بالا بودن غلظت یون کلر که نمایه ای از شوری در آب است، غلظت آمونیاک غیر یونیزه کاهش می‌یابد که

این مطلب در مورد ایستگاه ۶ بـه دلیـل ورود زهکـش آهوچر به رودخانه مشاهده شد.

نتایج مربوط به بررسی معیارهای مربوط به کیفیت آب در رابطـه بـا غلظـت آمونیـاک غیـر یـونیزه بـرای حفاظت از آبزیان نشان داد که در طول سال بـا توجـه به غلظت‌های به دست آمده برای آمونیاک غیر یـونیزه در هیچ زمانی محیط رودخانه برای آبزیان امن نیسـت و به همین دلیل در پایین دسـت پتروشـیمی اثـری از حیات آبزیان مشاهده نمی‌شود.

منابع

عطایی، ج. ۱۳۸۱. تغییرات نیتروژن در رودخانه کر و تأثیر آن بر بیلان اکسیژن محلول رودخانه. پایان نامه دروه کارشناسی ارشد (منتشر نشده). بخش مهندسی آب دانشکده کشاورزی. دانشگاه شیراز. ۱۹۲ صفحه.

Anderson, D. M., P. M. Glibert and J. M. Burkholder. 2002. Harmful algal blooms and eutrophication: Nutrient sources, composition, and consequences. Estuaries. 25: 704-726.

Arauzo, M. and M. Vallodolid. 2003. Short-term harmful effect of unionized ammonia on natural populations of Moina Micrura and Brachionus Rubens in a deep waste treatment pond. Water Res. 37: 2574-2554.

Augspurger, T., A. E. Keller, M. C. Black, W. G. Cope,and F. J. Dwyer. 2003. Water quality guidance for protection of freshwater mussels (Unionidae) from ammonia exposure. Environ. Toxicol. Chem. 22: 2569–2575.

Camargo, J. A., A. Alonso and A. Salamanca. 2005. Nitrate toxicity to aquatic animals: a review with new data for freshwater invertebrates. Chemosphere. 58: 1255-1267.

Camargo, A. J. and A. Alonso. 2006. Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment. Environ. Int., Vol. 32, pp. 831-849.

Constable, M., M. Charlton, F.,Jensen, K. McDonald, G. Craig and K. W. Taylor. 2003. An ecological risk assessment of ammonia in the aquatic environment, Hum. Ecol. Risk Assess, 2003, Vol. 9. pp. 527–548.

Environment Canada. 2001. Priority substances assessment report: ammonia in the aquatic environment. Minister of Public Works and Government Services Canada, Ottawa, ON, Canada.

Frank, N. 1998. Ammonia toxicity for fresh water fish (the effects of pH and temperature). Neil. Frank-at-Lambada.oit.unc.edu.

Hargreaves, J. A. and S. Kucuk. 2001. Effects of diel un-ionized ammonia fluctuation on juvenile hybrid striped bass, channel catfish, and blue tilapia. Aquaculture. 195: 163-181.

Howarths, R. W., D. Anderson, J.,Cloern, C. Ellfring, C. Hopkinson and B. Lapointe. 2000. Nutrient pollution of coastal rivers, bays, and seas. Iss Ecol., Vol. 7 pp. 1-15.

Jensen F. B. 2003. Nitrite disrupts multiple physiological functions in aquatic animals. Comp. Biochem. Physiol. 135A: 9-24.

Lemarie, G., A. dosdat, D. Coves, G. Dotto, E. Gasset and J. Person-Le Ruyet. 2004. Effect of chronic ammonia exposure on growth of European seabass (Dicentrarchus labrax) juveniles. Aquaculture. 229: 479-491.

Philips, S., H. J. Laanbroek and W. Verstraete. 2003. Origin causes and effects of increased nitrite concentrations in aquatic environments. Rev. Environ. Sci. Biotechnol. 1: 115–141.

US Environmental Protection Agency. 1999. Update of ambient water quality criteria for ammonia. Washington, DC: EPA; 822/R-99-014.

Consideration of Effective Factors on Un-ionized Ammonia Concentration and Effect of this Material on Aquatic Organisms in the Kor River

Mohammad Mehdi Moghimi[1] and Seyfollah Amin[2]

Abstract

World population growth, quick process of industrialization and wide utilization of fertilizers cause the intensive and extensive intrance of pollutants specially nitrogen compounds in rivers and other aquatic environments increasingly. Un-ionized ammonia is one of the mineral nitrogen components that is very harmful for the aquatic organisms specially fish. In this study the trend of un-ionized ammonia pollution was investigated in Kor river during 9 months of the years 1384 and 1385 (2005 and 2006). The results showed that concentration of un-ionized ammonia vigorously increase (16-230 time of the background concentration) immediately downstream of the petrochemical plant and then decrease gently downstream of the Kor river during the course of the study. The results of the study also showed that the amount of un-ionized ammonia after the petrochemical plant increased to 0.2 to 1.4 mg/L is harmful for aquatic life due to concentrations higher than the standard values of short periods (0.05-0.35 mg/L) and long periods (0.01-0.02 mg/L).Therefore after petrochemical plant, we could not trace any aquatic life. The results of our research showed that the main point source of excreation of un-ionized ammonia is the petrochemical factory of Shiraz and other pollutants are additive. Among parameters that affecting the concentration of Un-ionized ammonia, the water pH was the most influence and the chlorine concentration was less effective.

Keywords*:* Aquatic organisms, Kor River, Temprature and pH, Un-ionized ammonia.

[1] Assissstant Professor, Department of water engineering, Agricultural College, Fasa University, moghimimehdi@gmail.com
[2]Decedent, PhD, Professor, Department of water engineering, Agricultural College, Shiraz University