

بررسی تشکیل تری هالومتان در شبکه آب شرب شیراز

مسعود نوشادی^{۱*}، ناصر طالب بیدختی^۲، احسان نجاتی^۳

تاریخ دریافت: ۱۳۹۱/۲/۱۹ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۱/۹/۲۳

چکیده

اگر چه کلرزنی آب، یک روش موفق و رایج در سراسر جهان بویژه در کشورهای در حال توسعه برای ضد عفونی آب است ولی کلرزنی می تواند باعث ایجاد مقادیر اندکی از تولیدات جانبی مثل تری هالومتان گردد. با توجه به اثرات سوء تری هالومتان‌ها، شناسایی و اندازه گیری این ترکیبات در آب از نقطه نظر مسایل بهداشتی و محیط زیست مهم می باشد. در این تحقیق نمونه های آب از ۲۰ ایستگاه در نقاط مختلف شهر شیراز برداشت گردید که از هر ایستگاه نیز در چهار تاریخ مختلف نمونه برداری شد (۸۰ نمونه). در این نمونه ها مقادیر کلر، pH، دما، کل کربن آلی و تری هالومتان با سه تکرار اندازه گیری شدند. نتایج نشان داد که غلظت تری هالومتان (بر حسب کلروفرم) در آب آشامیدنی شیراز حداکثر حدود $39 \mu\text{g l}^{-1}$ می باشد که از حد مجاز استاندارد ($40 \mu\text{g l}^{-1}$) کمتر است. در بین ۲۰ ایستگاه اندازه گیری شده بیشترین مقدار تری هالومتان ها مربوط به ایستگاه هایی است که از آبهای سطحی (آب سدرووزن) که دارای مواد آلی زیادی هستند، استفاده می نمایند. بررسی های آماری نشان می دهد که یک رابطه خطی بین کلر، مواد آلی و pH با تری هالومتان وجود دارد که بیشترین اثر را بترتیب مواد آلی، کلر و pH دارند. مقادیر تری هالومتان در مکانهای مختلف در سطح ۱٪ دارای اختلاف معنی دار بودند ولی تفاوت های این مقادیر در زمانهای مختلف معنی دار نشدند.

واژه های کلیدی: تری هالومتان، کلر، مواد آلی، pH، آب شرب

^۱ - دانشیار بخش مهندسی آب دانشکده کشاورزی دانشگاه شیراز

^۲ - استاد بخش عمران دانشکده مهندسی شیراز

^۳ - کارشناس ارشد محیط زیست

* - نویسنده مسئول: noshadi@shirazu.ac.ir

مقدمه

استفاده از کلر به عنوان یک ضدعفونی کننده مؤثر برای از بین بردن باکتریهای ناقل بیماری و نیز به عنوان یک اکسید کننده قوی از سابقه طولانی در صنعت آب برخوردار است. کلر زنی آب، به دلیل سهولت کاربرد، پایین بودن نسبی هزینه آن در مقایسه با سایر مواد ضد عفونی کننده (جنبه های اقتصادی) و تاثیر پذیری زیاد کلر در نابودی میکروارگانیسم های موجود در آب، یک روش موفق و رایج در سراسر جهان بویژه در کشورهای در حال توسعه است.

ضدعفونی با کلر اغلب منجر به تشکیل ترکیبات جانبی ضد عفونی (DBP_s) می گردد که ناشی از اکسیداسیون مواد آلی موجود در آب می باشد (نیکولاف و لکاس، ۲۰۰۱؛ ماتاموروس و همکاران، ۲۰۰۷؛ ریچارسون، ۲۰۰۳؛ بانگ و همکاران، ۲۰۰۷). تری هالومتان در منابع آب خام وجود ندارند و یا غلظت آنها بسیار ناچیز می باشد ولی در اثر واکنش کلر آزاد با ترکیبات هوموسی (که به طور طبیعی در آب وجود دارند) که مهمترین آنها اسید هیومیک (HA) و بعد از آن اسید فولویک می باشد، بوجود می آیند (موننگمری، ۱۹۸۵؛ دوجیلیدو، ۱۹۹۳). این واکنش که باعث جایگزینی اتم های هالوژن (I, Cl, Br, F) به جای هیدروژن ملکول متان می شوند، به طور آبی صورت نمی گیرد بلکه تا چندین روز ادامه می یابد و متاثر از درجه حرارت، pH، غلظت کربن آلی موجود در آب خام (TOC)، غلظت برم در آب خام (BR⁻) و غلظت کلر می باشد (استیونز و سیمونز، ۱۹۹۷). کلروفرم عمده ترین ترکیب جانبی ناشی از کلر زنی است (انگروهولم و ایمی، ۱۹۸۳). در آبهای محتوی یون برم (BR⁻)، کلر آزاد به آسانی و سریعاً^۱ یون برم را اکسید کرده و به اسید هیپو بروموس (HOBR)^۲ تبدیل می کند و در نتیجه واکنش اسید هیپو بروموس (HOBR) با ترکیبات هوموسی، مخلوطی از ترکیبات تری هالومتان کلر دار و برم دار (CH CL₂BR, CH CL BR₂) در آب تولید می شود. مطالعات انجام شده نشان داده است که واکنش برم با ترکیبات هوموسی سریعتر از واکنش کلر با ترکیبات

هوموسی می باشد (پورموگاداس و استیونز، ۱۹۹۵؛ ریان و همکاران، ۱۹۸۸).

بنابراین تری هالومتانها^۳ (THM_s) یک دسته بزرگ از ترکیبات جانبی ضد عفونی (DBP_s) بوده و شامل کلروفرم^۴ (CHCl₃)، برومو دی کلرومتان^۵ (CHClBr₂) و بروموفورم^۶ (CHBr₃) می باشند. وجود تری هالومتان در آب های آشامیدنی و اثرات سرطان زایی آنها قبلاً به اثبات رسیده است (انستیتو ملی سرطان، ۱۹۷۶؛ روک، ۱۹۷۴؛ بلار و همکاران، ۱۹۷۴). به همین دلیل آژانس حفاظت محیط زیست آمریکا (USEPA) تری هالومتان را به عنوان یکی از مهمترین آلوده کننده های آب آشامیدنی که عامل سرطان بوده و اثرات زیان آوری بر سیستم اعصاب دارند، معرفی کرده است (تانگ و تاسوا، ۱۹۹۷).

تحقیقات اپیدمیولوژیک نشان می دهد که سرطان مثانه و روده بزرگ به طور بالقوه با آب آشامیدنی حاوی کلر ارتباط دارد (کینگ و همکاران، ۱۹۹۶؛ موریس و همکاران، ۱۹۹۲؛ مگیهین و همکاران، ۱۹۹۳؛ کویوسال و همکاران، ۱۹۹۷). همچنین اثرات منفی ارتباط مصرف آب آشامیدنی حاوی کلر و باروری اثبات شده است (ساویتز و همکاران، ۱۹۹۵؛ ریف و همکاران، ۱۹۹۶؛ کانیتز و همکاران، ۱۹۹۶). جذب از طریق پوست و جذب توسط ریه از طریق تنفس راههای موثر انتقال تری هالومتان در آب می باشد (زو و ویسیل، ۲۰۰۵؛ فانتوزی و همکاران، ۲۰۰۶؛ گوردون و همکاران، ۱۹۹۸). اغلب مطالعات روی ارتباط تری هالومتان با سرطان صورت گرفته ولی در سال های اخیر تحقیقاتی روی اثر تری هالومتان بر دستگاه تناسلی نیز انجام شده است (نیوون هویجسن و همکاران، ۲۰۰۰؛ گریوز و همکاران، ۲۰۰۱؛ رایب و همکاران، ۲۰۰۳). اخیراً مطالعاتی روی ارتباط تری هالومتان کل (TTHM) و سقط جنین (والر و همکاران، ۱۹۹۸؛ ساویتز و همکاران، ۱۹۹۵)، تولد جنین

² - Trihalomethanes

³ - Chloroform

⁴ - Bromodichloromethane

⁵ - Chlorodibromomethane

⁶ - Bromoform

¹ - Disinfection by - products

دریافت می‌کند 0.47 mgkg^{-1} اعلام کرده است. (WHO, 1996).

پلاتیکاروف و همکاران (2007) مقدار تری هالومتان را در ایستگاه تصفیه آب بارسلونا در اسپانیا بررسی کرده و همبستگی بین پارامترهای کیفی آب و مقدار تری هالومتان را تعیین کردند. آنها نتیجه گرفتند که موثرترین پارامترها عبارتند از درجه حرارت آب، کربن آلی کل در آب، غلظت کلر اضافه شده به آب، کدورت، سن فیلترهای کربن و دبی جریان.

مظلومی و همکاران (۱۳۸۸) غلظت کلروفورم را در آب ورودی و خروجی از تصفیه خانه آب جلالیه اندازه گیری کرده و غلظت متوسط ورودی و خروجی کلروفورم آب را به ترتیب $6/64$ و $7/42$ میکروگرم در لیتر اندازه گیری کردند.

پرداختی و ترابیان (۱۳۸۹) مقدار تری هالومتان را در فصل‌های بهار و تابستان در مناطق مختلف تهران بررسی کردند و میانگین غلظت تری هالومتان را برای کلروفورم $2/49 \mu\text{g l}^{-1}$ ، برمودی کلرو متان $2/08 \mu\text{g l}^{-1}$ ، دی برمکلرومتان $0/95 \mu\text{g l}^{-1}$ و برموفورم $0/15 \mu\text{g l}^{-1}$ بیان کردند.

صمدی و همکاران (۱۳۸۵) روش بهینه حذف ترکیبات سرطان‌زا در تصفیه خانه با استفاده از روش نانوفیلتراسیون را مورد بررسی قرار دادند و موفق به حذف ترکیبات تری هالومتانها تا میزان ۹۰ درصد از منابع آب تصفیه خانه شدند.

با توجه به مطالب بیان شده هدف از این تحقیق، اندازه گیری تشکیل تری هالومتان‌ها در نقاط مختلف شبکه آب رسانی شهر شیراز می‌باشد

مواد و روشها

نمونه‌های آب از ۲۰ ایستگاه در نقاط مختلف شهر شیراز برداشت گردید که از هر ایستگاه نیز در چهار تاریخ مختلف در طول یکسان نمونه برداری شد. بنابراین ۸۰ نمونه در نقاط مختلف شهر با سه تکرار مورد بررسی قرار گرفت. محل نمونه برداری بر اساس پراکندگی منابع آب شیراز به گونه‌ای انتخاب گردید که بیانگر کل شهر باشد. محل نمونه برداری‌ها در نقشه شماره (۱) نشان داده شده است. نمونه‌های آب به

مرده (دادس و همکاران، ۱۹۹۹؛ کینگ و مارت، ۱۹۹۶؛ تولدان، ۲۰۰۵)، زایمان زودرس (هینکلی و همکاران، ۲۰۰۵؛ رایت و همکاران، ۲۰۰۳)، وزن کم نوزاد (دادس و همکاران، ۱۹۹۹؛ رایت و همکاران، ۲۰۰۳؛ گالاگر و همکاران، ۱۹۹۸) و نوزادان ناقص (دادس و کینگ، ۲۰۰۱؛ کدرگرن و همکاران، ۲۰۰۲) صورت گرفته است. این مطالعات در مناطق مختلف با جمعیت‌های مختلف ولی غالباً در آمریکا انجام شده است. به طور کلی حضور این ترکیبات در آب به دلیل اثرات منفی بر سلامت انسانها مجاز نیست (گیهین و همکاران، ۱۹۹۳؛ سیمسون و هیس، ۱۹۹۸).

بنابراین قوانینی برای کنترل کل تری هالومتان (TTHM) در آبهای آشامیدنی توسط سازمان بهداشت جهانی (WHO) (برای کلروفورم تا $200 \mu\text{g L}^{-1}$)، آژانس حفاظت محیط زیست آمریکا (USEPA) ($40 \mu\text{g L}^{-1}$) و اتحادیه اروپا (EU) ($100 \mu\text{g L}^{-1}$) وضع گردید (آرورا و همکاران، ۱۹۹۷؛ ریچارسون، ۲۰۰۳). موسسه استاندارد تحقیقات آب ایران حداکثر مقدار THM را $200 \mu\text{g L}^{-1}$ معادل کلروفورم اعلام کرده است. معمولاً مقدار غلظت کل تری هالومتان (TTHM) به عنوان شاخص ترکیبات جانبی ناشی از کلرزنی به کار می‌رود.

آبیاری بوسیله پساب تصفیه شده یک راهکار برای غلبه بر مشکل کم آبی در مناطق خشک و نیمه خشک است (لوین و آسانو، ۲۰۰۴) و کلرزنی اقتصادی ترین روش برای غیرفعال سازی پاتوژنها قبل از آبیاری با پساب است. استفاده از پساب کلرزنی شده برای کشاورزی و استفاده انسان از محصولات کشاورزی آبیاری شده با این آب می‌تواند باعث ورود آنها به بدن گردد (لوین و آسانو، ۲۰۰۴). البته اطلاعات محدودی در خصوص تشکیل تری هالومتان پس از کلرزنی پساب وجود دارد (کوکوراکی و دیامندوپولوس، ۲۰۰۳) به ویژه در تصفیه خانه‌های فاضلابی که کیفیت آب ورودی به آن در فصول مختلف تفاوت دارد. (پروت و بارون، ۱۹۹۵). البته استانداردهای مشخصی برای آب و پساب تصفیه شده با کلر برای آبیاری وجود ندارد، به جز استاندارد WHO که حداکثر غلظت کلروفورم مجاز در خاک‌هایی که پساب شهری را

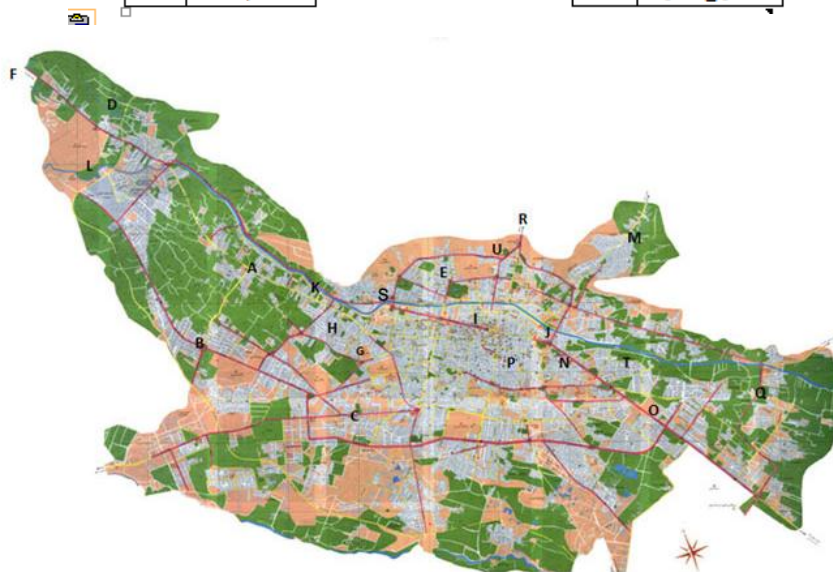
اندازه گیری TOC (کل کربن آلی)

ابتدا مقادیر TOC در نمونه های آب اندازه گیری شدند. برای اندازه گیری TOC، مقادیر TC (کربن کل) و TIC (کل کربن معدنی) براساس روش های استاندارد اندازه گیری شد و از تفاضل آنها TOC بدست آمد. مقادیر TC و TIC به روش احتراق (کلسرل و همکاران، ۱۹۹۸) اندازه گیری شدند.

صورت سرپر در یک ظرف شیشه ای کوچک جمع آوری شد و درب ظروف بوسیله درپوشهایی از جنس تفلون محکم بسته شدند. نمونه های جمع آوری شده در ظرف پر از یخ گذاشته شده و به آزمایشگاه منتقل گردیدند.

| ایستگاه | تشته |
|---------|------------------|
| K | خیابان ساحلی |
| L | پل معالی آباد |
| M | محله سعدی |
| N | دروازه قصاب خاته |
| O | بلوار مدریس |
| P | شاه چراغ |
| Q | شریف آباد |
| R | اکبرآباد |
| S | ابوکلان آزاد |
| T | شهرک پرواز |

| ایستگاه | تشته |
|---------|----------------|
| A | قصرشفت |
| B | فلکه معلم |
| C | بلوار امیرکبیر |
| D | دینکان |
| E | فلکه گاز |
| F | شهرک گلستان |
| G | عقیق آباد |
| H | خیابان ولی عصر |
| I | خیابان زتد |
| J | فلکه ولی عصر |



نقشه ۱- محل های نمونه گیری در شبکه آبرسانی شیراز

اندازه گیری کلر باقی مانده

قبل از نمونه برداری آب به وسیله کیت کلر سنج مقدار کلر باقی مانده موجود در شبکه آب رسانی اندازه گیری می شد. اگر کلر باقی مانده در آب موجود بود، نمونه برداری انجام می گردید.

اندازه گیری تری هالو متانها

چندین روش معتبر و قابل اطمینان برای اندازه گیری تری هالو متانها (THMs) وجود دارد که عبارت از:

۱. روش استخراج مایع- مایع و کروماتوگراف گازی.
 ۲. روش پرت و تراپ و کروماتوگراف گازی / اسپکترومتری جرمی.
 ۳. روش پرچ و تراپ و کروماتوگراف گازی.
 ۴. روش اسپکتروفتومتری.
- در این تحقیق روش اسپکتروفتومتری با استفاده از اسپکتروفتومتر مدل DR-400 بکار رفته است. این دستگاه ویژگیهای منحصر به فردی دارد مانند ساده بودن، سرعت بسیار بالا و توجیه اقتصادی.

نتایج و بحث

نتایج اندازه گیری های صورت گرفته شامل مقادیر تری هالومتان، مواد آلی و کلر آزاد در ایستگاه های مختلف در شبکه آبرسانی شهر شیراز در جدول (۱) و شکل های ۱ و ۲ نشان داده شده است. در هر ایستگاه ۴ مورد نمونه برداری در تاریخهای مختلف در دو فصل بهار و تابستان صورت گرفته است.

مقدار تری هالومتان در خیابان ساحلی و پل معالی آباد (K و L در نقشه ۱) نسبت به دیگر ایستگاههای نمونه برداری شده بیشتر است چون شبکه آبرسانی در این دو ایستگاه از مخلوطی از آب های زیرزمینی (چاههای نمازی، دوکوهک) و آبهای سطحی (آب مخزن سد درودزن) تغذیه می شوند. مقدار مواد آلی موجود در آبهای سطحی بیشتر از آبهای زیرزمینی است و این امر باعث بالا رفتن غلظت مواد آلی نسبت به بقیه ایستگاهها و در نتیجه بالا رفتن غلظت تری هالومتان در این ایستگاهها شده است. در ایستگاه پل معالی آباد میانگین غلظت تری هالومتان، مواد آلی و کلر آزاد برترتیب $34/5 \mu\text{gl}^{-1}$ ، $1/45 \text{mgL}^{-1}$ و $0/5 \text{mgL}^{-1}$ بوده

است. بیشترین مقدار تری هالومتان در اسفند (μgl^{-1}) ۳۷ بوده و در همین تاریخ بیشترین مقدار مواد آلی ($1/6 \text{mgL}^{-1}$) وجود دارد که علت بالا بودن مواد آلی در این ایستگاه تغذیه شدن آن توسط آب سد درودزن می باشد.

در ایستگاه خیابان ساحلی (K در نقشه ۱) میانگین غلظت تری هالومتان، مواد آلی و کلر آزاد برترتیب $38/25 \mu\text{gl}^{-1}$ ، $1/62 \text{mgL}^{-1}$ و $0/5 \text{mgL}^{-1}$ بوده است. در این ایستگاه بیشترین مقدار تری هالومتان در کل نمونه های گرفته شده در تمام ایستگاهها وجود دارد که به دلیل بالا بودن مقدار مواد آلی ($1/6$ تا $1/8$ میلی گرم در لیتر) در اثر استفاده کردن از آب سد درودزن می باشد.

در ایستگاه شهرک گلستان (F در نقشه ۱) میانگین غلظت تری هالومتان، مواد آلی و کلر آزاد برترتیب $17/25 \mu\text{gl}^{-1}$ ، $0/9 \text{mgL}^{-1}$ و $0/27 \text{mgL}^{-1}$ بوده است. در این ایستگاه کمترین مقدار تری هالومتان در کل نمونه های گرفته شده در تمام ایستگاهها وجود دارد که به دلیل پایین بودن مقدار مواد آلی ($0/9 \text{mgL}^{-1}$) می باشد. آب این منطقه از چاههای دوکوهک تغذیه می شوند که دارای مواد آلی و ناخالصی اندکی هستند.

در ایستگاه فلکه معلم (B در نقشه ۱) میانگین غلظت تری هالومتان $30/25 \mu\text{gl}^{-1}$ ، مواد آلی mgL^{-1} $1/27$ و کلر آزاد $0/425 \text{mgL}^{-1}$ بوده است. بیشترین مقدار تری هالومتان ($32 \mu\text{gl}^{-1}$) بوده که به ازاء mgL^{-1} $1/4$ غلظت مواد آلی و $0/5 \text{mgL}^{-1}$ کلر آزاد رخ داده است. در یک نمونه برداری دیگر در همین ایستگاه مقدار مواد آلی بیشتر و مقدار کلر آزاد همان $0/5 \text{mgL}^{-1}$ بود اما مقدار تری هالومتان کمتر شده بود که علت آن کاهش مقدار pH و درجه حرارت آب بوده است چون با بالا رفتن درجه حرارت آب و به ویژه قللیابی شدن آب مقدار تری هالومتان افزایش می یابد. در سایر ایستگاهها نیز میانگین غلظت تری هالومتان بین $19 \mu\text{gl}^{-1}$ (ایستگاه خیابان ولی عصر) تا $30/25 \mu\text{gl}^{-1}$ (ایستگاه فلکه معلم) نوسان داشته است.

نتایج آنالیز داده ها و بررسی رابطه بین CL، T، pH، TOC با THM نشان می دهد که سه متغییر

استاندارد شده شدت تاثیر متغیر را در مدل نشان می دهد زیرا با استاندارد کردن، واحد اندازه گیری حذف می شود. در این جدول همچنین آزمون t بکار گرفته شده تا صفر بودن یا بی تاثیر بودن هر متغیر را آزمون کند. مقادیر P نشان می دهد که هر سه متغیر در سطح ۵ درصد بر مدل موثرند ولی بیشترین تاثیر را TOC داشته است. این نتایج با تحقیقات پلاتیکاروف و همکاران (۲۰۰۷) که موثرترین پارامترها را در تولید تری هالومتان ها درجه حرارت آب، کل کربن آلی و کلر بیان کردند و همچنین نتایج استیونز و سیمونز (۱۹۹۷) که پارامترهای موثر را درجه حرارت، pH، کربن آلی و کلر بدست آوردند مطابقت دارد.

CL، pH و TOC با THM رابطه معنی دار در سطح ۵٪ دارند ولی دما رابطه معنی داری با THM ندارد (جدول ۲). بنابراین با حذف این متغیر رابطه سه متغیر دیگر با THM به صورت زیر تعیین گردید:

$$r^2=0.74 \quad (1)$$

$$THM = 13.962 TOC + 5.811 * CL + 3.141 pH$$

در این رابطه:

THM = مقدار تری هالومتان ها ($\mu g l^{-1}$)

TOC = مقدار کل کربن آلی ($mg l^{-1}$)

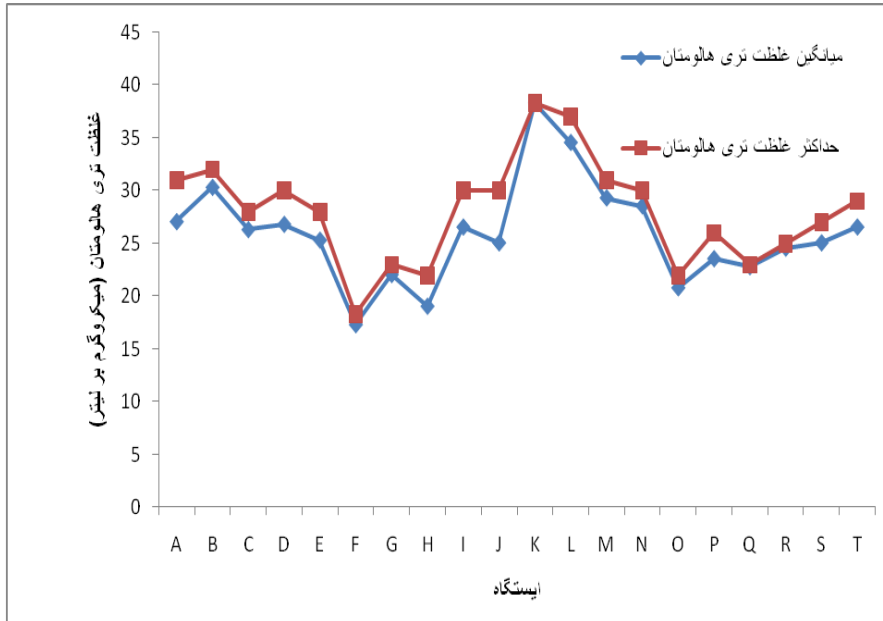
CL = مقدار کلر ($mg l^{-1}$)

pH = اسیدیته آب

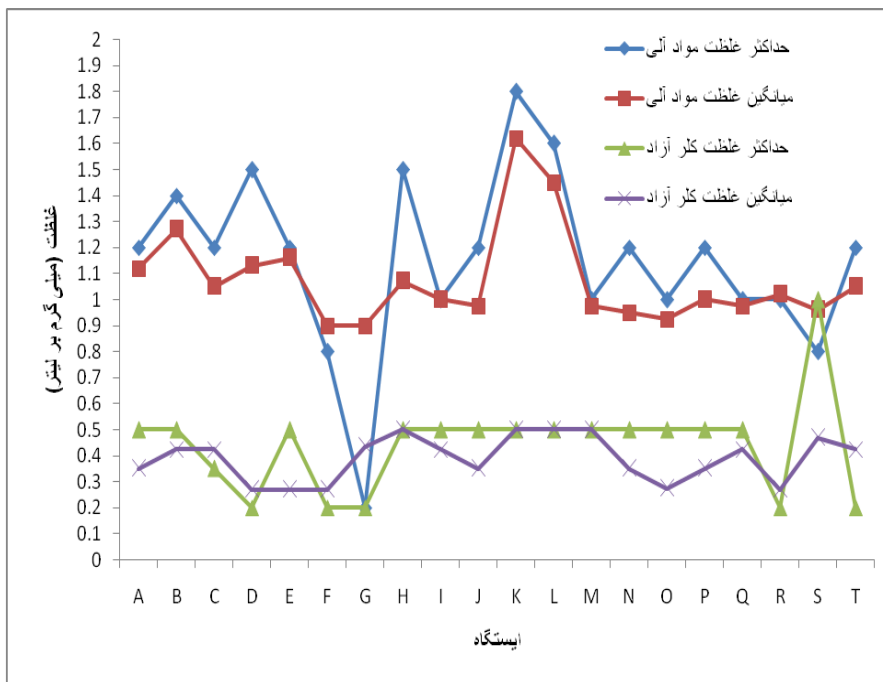
در جدول (۳) اثر ۳ متغیر TOC، CL و pH بر تغییرات THM بررسی شده است. در این جدول ضرائب

جدول ۱- میانگین و حداکثر غلظت تری هالومتان، مواد آلی و کلر آزاد در شبکه آبرسانی شهر شیراز

| ایستگاه | حداکثر غلظت | | | میانگین غلظت | | |
|------------------|---------------------------------|--------------------------|--------------------------|---------------------------------|--------------------------|--------------------------|
| | تری هالومتان ($\mu g l^{-1}$) | مواد آلی ($mg l^{-1}$) | کلر آزاد ($mg l^{-1}$) | تری هالومتان ($\mu g l^{-1}$) | مواد آلی ($mg l^{-1}$) | کلر آزاد ($mg l^{-1}$) |
| قصر دشت | ۳۱ | ۱/۲ | ۰/۵ | ۲۷ | ۱/۱۲ | ۰/۳۵ |
| فلکه معلم | ۳۲ | ۱/۴ | ۰/۵ | ۳۰/۲۵ | ۱/۲۷ | ۰/۴۲۵ |
| بلوار امیر کبیر | ۲۸ | ۱/۲ | ۰/۳۵ | ۲۶/۲۵ | ۱/۰۵ | ۰/۴۲۵ |
| دینکان | ۳۰ | ۱/۵ | ۰/۲ | ۲۶/۷۵ | ۱/۱۳ | ۰/۲۷ |
| ابو کلام آزاد | ۲۷ | ۰/۸ | ۱ | ۲۵ | ۰/۹۶ | ۰/۴۷ |
| دروازه قصاب خانه | ۳۰ | ۱/۲ | ۰/۵ | ۲۸/۵ | ۰/۹۵ | ۰/۳۵ |
| ولی عصر | ۳۰ | ۱/۲ | ۰/۵ | ۲۵ | ۰/۹۷۵ | ۰/۳۵ |
| بلوار مدرس | ۲۲ | ۱ | ۰/۵ | ۲۰/۷۵ | ۰/۹۲۵ | ۰/۲۷۵ |
| محله سعدی | ۳۱ | ۱ | ۰/۵ | ۲۹/۲۵ | ۰/۹۷۵ | ۰/۵ |
| شریف آباد | ۲۳ | ۱ | ۰/۵ | ۲۲/۷۵ | ۰/۹۷۵ | ۰/۴۲۵ |
| پل معالی آباد | ۳۷ | ۱/۶ | ۰/۵ | ۳۴/۵ | ۱/۴۵ | ۰/۵ |
| خیابان ساحلی | ۳۸/۳ | ۱/۸ | ۰/۵ | ۳۸/۲۵ | ۱/۶۲ | ۰/۵ |
| خیابان زند | ۳۰ | ۱ | ۰/۵ | ۲۶/۵ | ۱ | ۰/۴۲۵ |
| شاه چراغ | ۲۶ | ۱/۲ | ۰/۵ | ۲۳/۵ | ۱ | ۰/۳۵ |
| شهرک پرواز | ۲۹ | ۱/۲ | ۰/۲ | ۲۶/۵ | ۱/۰۵ | ۰/۴۲۵ |
| اکبر آباد | ۲۵ | ۱ | ۰/۲ | ۲۴/۵ | ۱/۰۲ | ۰/۲۷ |
| فلکه گاز | ۲۸ | ۱/۲ | ۰/۵ | ۲۵/۲۵ | ۱/۱۶ | ۰/۲۷ |
| خیابان ولی عصر | ۲۲ | ۱/۵ | ۰/۵ | ۱۹ | ۱/۰۷ | ۰/۵ |
| شهرک گلستان | ۱۸/۳ | ۰/۸ | ۰/۲ | ۱۷/۲۵ | ۰/۹ | ۰/۲۷ |
| عقیق آباد | ۲۳ | ۰/۲ | ۰/۲ | ۲۲ | ۰/۹ | ۰/۴۳۵ |
| میانگین | ۲۸/۰۳ | ۱/۱۵ | ۰/۴۴ | ۲۶/۰۹ | ۱/۰۷۵ | ۰/۳۹ |
| محدوده | ۱۸/۳-۳۸/۳ | ۰/۲-۱/۸ | ۰/۲-۱/۰ | ۱۷/۲۵-۳۸/۲۵ | ۰/۹-۱/۶۲ | ۰/۲۷-۰/۵ |



شکل ۱- تغییرات غلظت تری هالومتان در شبکه توزیع آب شیراز



شکل ۲- تغییرات غلظت کلر و مواد آلی در شبکه توزیع آب شیراز

جدول ۲- ضرائب همبستگی متغیرهای T، CL، pH، TOC با THM

| TOC | pH | CL | T | پارامتر / متغیر |
|-------|-------|-------|-------|-----------------|
| ۰/۶۹۰ | ۰/۳۱۸ | ۰/۲۸۴ | ۰/۱۶۰ | ضریب همبستگی |
| ۰/۰۰۰ | ۰/۰۰۴ | ۰/۰۱۱ | ۰/۱۵۶ | مقدار P |

جدول ۳- تاثیر CL, TOC و pH بر تغییرات THM

| پارامتر | ضرایب استاندارد نشده | ضرائب استاندارد شده | مقدار آماره آزمون t | مقدار P |
|---------|----------------------|---------------------|---------------------|---------|
| ثابت | -۱۵/۴۵ | | -۱/۶۰۳ | ۰/۱۱۳ |
| TOC | ۱۳/۹۶ | ۰/۶۳ | ۷/۹۷۸ | ۰/۰۰۰ |
| CL | ۵/۸۱ | ۰/۱۸ | ۲/۳۵۱ | ۰/۰۲۱ |
| pH | ۳/۱۴ | ۰/۱۹ | ۲/۴۵۱ | ۰/۰۱۷ |

به منظور تعیین تاثیر زمان و مکان نمونه گیری بر ۵ متغیر T, CL, pH, TOC و THM از مدل‌های آنالیز واریانس (ANOVA) استفاده شده است. نتایج نشان می‌دهد که در سطح ۵ درصد و در تاریخهای نمونه گیری مختلف هیچ تفاوت معنی داری بین مقادیر THM, TOC و کلر وجود ندارد ولی بین pH و دما تفاوت معنی دار است (جدول ۴). طبق جدول ۴ تفاوت معنی داری بین مقادیر کلر، pH و دما در ۲۰ ایستگاه

مورد بررسی وجود ندارد ولی در سطح ۱ درصد مقادیر TOC و THM در ایستگاه‌های مختلف تفاوت معنی داری دارند. میانگین غلظت تری هالومتان نشان می‌دهد که میزان THM خیابان ساحلی و معالی آباد بیشترین مقدار و شهرک گلستان کمترین مقدار می‌باشد.

جدول ۴- بررسی تغییرات مکانی و زمانی پارامترهای مورد بررسی

| پارامتر | مقدار F | | P-Value | |
|---------|---------|--------|---------|-------|
| | زمان | مکان | زمان | مکان |
| THM | ۰/۲۸۷ | ۱۶/۷۳۲ | ۰/۸۳۵ | ۰/۰۰۰ |
| TOC | ۰/۳۳۶ | ۵/۲۳۶ | ۰/۸۰۱ | ۰/۰۰۰ |
| CL | ۰/۱۱۷ | ۱/۱۳۰ | ۰/۹۵ | ۰/۳۴۷ |
| PH | ۴/۵۵۶ | ۰/۷۱۲ | ۰/۰۰۵ | ۰/۷۹۳ |
| Temp. | ۳/۵۱۸ | ۰/۹۴۷ | ۰/۰۱۹ | ۰/۵۳۶ |

نتیجه گیری

مقادیر تری هالومتان اندازه گیری شده در آب شرب شهر شیراز کمتر از حداکثر غلظت مجاز EPA ($40 \mu\text{gl}^{-1}$) می‌باشد. البته این امر بالا رفتن تری هالومتان نسبت به حداکثر غلظت مجاز استاندارد را برای همیشه نفی نمی‌کند (به ویژه در ایستگاه‌های خیابان ساحلی و معالی آباد که بسیار نزدیک به $40 \mu\text{gl}^{-1}$ می‌باشد). در خصوص منابع آب مورد استفاده از مخزن سد درودزن که غلظت تری هالومتان‌ها به حداکثر غلظت مجاز بسیار نزدیک است، بهتر است از روش‌های دیگر ضدعفونی مانند ازن، UV و... استفاده نمود.

معنی دار نیست. مقادیر میانگین THM اندازه گیری شده نشان می‌دهد که حداکثر THM مربوط به خیابان ساحلی و معالی آباد (بترتیب ۳۸/۲۵ و ۳۴/۵ میکرو گرم در لیتر) و حداقل آن مرتبط به شهرک گلستان ($17/25 \mu\text{gl}^{-1}$) می‌باشد.

منابع

۱. پرداختی ع. و ترابی‌ان ع. ۱۳۸۹. وضعیت تری هالومتان آب شرب مناطق تهران و مقایسه آن با آب شرب خارج از محدوده آب و فاضلاب شهری. محیط‌شناسی ۳۶(۵۳): ۴۴-۳۹.
۲. صمدی، م.، ناصری، س.، مصداقی نیا، ع.ر.، علی زاده فرد، م. ۱۳۸۵. بررسی مقایسه ای حذف ترکیبات تری هالومتان‌ها (THMs) از آب آشامیدنی با استفاده از ستون آکنده زدایش با هوا و نانو فیلتراسیون. مجله آب و فاضلاب. ۵۸: ۱۴-۲۱.

پارامترهای TOC, pH و CL بترتیب بیشترین تاثیر را در تشکیل تری هالومتانها دارند. تغییرات مقادیر تری هالومتان در ایستگاه‌های مختلف در سطح ۱٪ معنی دار بوده ولی تغییرات آن در زمانهای مختلف

- pools. *Sci. Total Environ.* 264, 257-267.
13. Gallagher M.D., Nuckols J.R., Stallones L., Savitz D.A. 1998. Exposure to Trihalomethanes and Adverse Pregnancy Outcomes." *Epidemiology* 9: 484-489.
 14. Gordon, S. M., Wallace, L. A., Callahan, P. J., Kenny, D. V., Brinkman, M. C., 1998. Effect of water temperature on dermal exposure to chloroform. *Environ. Health persp.* 106: 337-345.
 15. Graves CG., Matanoski GM., Tordiff RG. 2001. Weight of evidence of an association between adverse reproductive and developmental effects and exposure to disinfection byproducts: a critical review. *Regul. Toxicol. Pharmacol.* 34:103-24.
 16. Hinckley A., Bachand A., Reif J. 2005. Late Pregnancy Exposures to Disinfection By-Products and Growth-Related Birth Outcomes. <http://ehp.niehs.nih.gov/docs/2005/82/82/>
 17. Kanitz S, Franco Y, Partone V, Caltabellotta M, Raffo E, Riggi C, Timittilli D, Ravera G. 1996. Association between drinking water disinfection and somatic parameters at birth, *Environ. Health Persp.* 104, (5), 516-520.
 18. King W.D, Marret L.D. 1996. Case-control study of bladder cancer and chlorination By-products in treated water (Ontario, Canada), *Cancer Causes Control*, 7, 596-604.
 19. King W.D., Dodds L., Allen A.C. 2000. Relation between stillbirth and specific chlorination by-products in public water supplies. *Environ Health Perspect.* 108:883-886.
 20. Koivusalo M, Pukkala E, Vartiainen T, Jaakkola J.J.K, Hakulinen T. 1997. Drinking water chlorination and cancer-a historical cohort study in pools. *Sci. Total Environ.* 264, 257-267.
 ۳. مظلومی س., محوی ا. ح., فضل زاده دوپل م., نظم آرا ش., مظلومی م. رحمانی ک. و شمس م. ۱۳۸۸. بررسی غلظت تری هالومتانها (THMs) در آب شرب شهر تهران. دوازدهمین همایش ملی بهداشت محیط ایران، دانشگاه علوم پزشکی شهید بهشتی، دانشکده بهداشت.
 4. Arora, H; Lecherallir, M.W. and Dixon, K.L. 1997. DBP occurrence survey. *Journal AWWA*, 89 (6): 60-68.
 5. Bellar, T. A., Lichtenberg J. J., Kroner, R. G., 1974. The occurrence of organohalides in chlorinated drinking water. *J. Am. Water Work Assoc.* 66 (22), 703-706.
 6. Cedergren M.I., Selbing A.J., Löfman O., Källen B.A. 2002. Chlorination byproducts and nitrate in drinking water and risk for congenital cardiac defects. *Environ. Res.* 89(2):124-30.
 7. Clescerl, L.S., Greenberg AE , and Eaton A.D. 1998. American water works Association, water Environment Federation, American Public Health Association. Standard methods for the examination of water wastewater. 20th edition. 5-20.
 8. Dodds L., King W., Woolcott C., Pole J. 1999. Trihalomethanes in public water supplies and adverse birth outcomes. *Epidemiology* 10:233-237.
 9. Dodds, L., and King W.D., 2001. Relation Between trihalomethane Compounds and Birth Defects. *Occup. Environ. Med.* 58.7: 443-46.
 10. Dojlido, j. 1993. Chemistry of water and water pollution. John wiley, Newyork. Pp:363.
 11. Engerholm, B.A and Amy, G.L. 1983. Apreaditive model of choloroform formation from humic acid. *Journal AWWA.* 80 (418-423).
 12. Fantuzzi, G., Righi, E., Predieri, G., Cappelli, G., Gobba, F. Aggazzotti, G, 2006. Occupational exposure to trihalomethanes in indoor swimming

- during formation of chlorination by – products: a review. *Acta Hydrobiol.* 29, 63-77.
30. Perrot J.Y., Baron J. 1995. The disinfection of municipal wastewater by ultraviolet light: a French case study. *Wat. Sci. Tech.* 32(7):167–174.
 31. Platikarov S.; Puig X.; Marton J., and Tauler R. 2007. Chemometric modeling and prediction of trihalomethane formaton in Barcelonas water works plants. *Water Res.* 41: 3394-3406.
 32. Pourmoggadas, H., and Stevens, A.A. 1995. Relationship between trihalomethanes and haloacetic acids with total organic halogen during chlorinationat. *Water Res.*, 29 (9): 2059-2062.
 33. Rebhun, M; Manka, J., and Zilberman, A. 1988. Trihalomethane formation in high bromide lake Gulilee water. *J. AWWA*, 80(6): 84-89.
 34. Reif J.S, Hatch M.C, Bracken M, Holmes L.B, Schwetz B.A, Singer P.C. 1996. Reproductive and devel opmental effects of disinfection By-products in drinking water, *Environ Health Perspect.* 104(4), 1056-1061.
 35. Richarson, D. S., 2003. Disinfection by-products and others emerging contaminants in drinking water. *Trands Anal. Chem.* 22, 666-684.
 36. Rook, JJ. 1974. Formation of haloforms during chlorination of natural waters. *Water Treat. Exam.*, 23 (2): 234-243.
 37. Savitz D.A., Andrews K.W, Pastore L.M. 1995. Drinking water and pregnancy outcome in central North Caroline, *Environ Health Perspect.* 103 (6), 592-596.
 38. Simpson K.J., Hayes K.P. 1998. Drinking water disinfection by-products: an Australian perspective, *Wat. Res.* 32(5): 1522-1528.
 - Finland. *Cancer Causes Control*, 8, 192-200.
 21. Koukouraki E., Diamadopoulous E. 2003. Modelling the formation of THM (trihalomethanes) during chlorination of treated municipal wastewater, *Water Sci. Technol. Water Supply* 3(4): 277–284.
 22. Levine, A., Asano, T., 2004. Recovering sustainable water from wastewater. *Environ, Sci. Technol.* 38, 201A-208A.
 23. Matamoros V., Mujeriego R., Bayona J. M. 2007. Trihalomethane occurrence in chlorinated reclaimed water at full-scale wastewater treatment plant in NE Spain. *Water Res.* 41 (15): 3337-3344.
 24. Me Geehin M.A., Reif J.S., Becker J.C., Mangione F.J. 1993. Case-control study of bladder cancer and water disinfection methods in Colorado, *Am. J. Epidemiol*, 138, 492-501.
 25. Montgomery, J.M. 1985. *Water treatment principles and design*, John Wiley, Newyork. 696 p.
 26. Morris R.D, Audet A. M., Angelillo I.F., Chalmers T.C., Mosteller F. 1992. Chlorination, chlorination By-products, and cancer: a Meta-analysis, *Am J. Public. Health.* 82(7): 955-963.
 27. National Cancer Institute, 1976. Report on the carcinogenesis bioassay of chloroform. U.S.National Institute of Health, Department of Health, Education and Welfure, Public Health service, Technical Report Series, No.67-66-3.70 p.
 28. Nieuwenhuijsen MJ., Toledano MB., Elliott P. 2000. Uptake of chlorination disinfection by-products; a review and a discussion of its implications for epidemiological studies. *J Expos Anal Environ. Epidemiol.* 10:586–599.
 29. Nikolaov, A. D., Lekkas, T. D., 2001. The role of natural organic matter

- concentrations in public water supplies to stillbirth and birth weight in three water regions in England. *Environ Health Perspect.* 113: 225-232.
44. Waller K., Swan SH., DeLorenze G., Hopkins B. 1998. Trihalomethanes in drinking water and spontaneous abortion. *Epidemiology.* 9: 134-40.
45. WHO. 1996. Fighting disease, fostering development. Geneva, Switzerland.
46. Wright J.M., Schwartz J., Dockery D.W. 2003. Effect of trihalomethane exposure on fetal development. *Occup. Environ. Med.* 60: 173-180.
47. Xu, X., Weisel, C. P., 2005. Dermaluptake of chloroform and haloketones during bathing. *J. Expos. Anal. Environ. Epidemiol.* 15 (4), 289-296.
48. Yang C. Y., Xiao Z. P., Ho S. C., Wu T. N, Tsai S. S. 2007. Association between trihalomethane concentrations in drinking water and adverse pregnancy outcome in Taiwan. *Environmental Research.* 104: 390-395.
39. Singer, P.C., Lawler, D.F., and Babcock, D.B. 1976. Notes and comments on the national organics reconnaissance survey. *J. AWWA,* 68 (8): 452-453.
40. Stevens, A.A., and Symons, J.M. 1977. Measurement of trihalomethane and precursor concentration changes. *J. AWWA,* 69 (10): 546-554.
41. Symons, J.M., Bellar, T.A., Carswell, J.K., Demarco, J., Kropp, K.L., Robeck, G.G., Seager, D.R., Slocum, C.J., Smith, B.L., and Stevens, A.A. 1974. National organic reconnaissance survey for halogenated organic. *J. AWWA,* 67 (11): 634-647.
42. Tang, W.Z., and Tassoa, S. 1997. Oxidation kinetics and mechanisms of trihalomethanes by fenton, reagent.”, *Water Res.,* 31 (5): 1117-1125.
- Veenstar, J.N. and schnoor, J.J. 1980. Seasonal variations in trihalomethane level in Unlowa River water supply. *J. AWWA,* 72 (10): 583 -590.
43. Toledano MB., Nieuwenhuijsen MJ., Best N., Whitaker H., Hambly P., de Hoogh C., Fawell J., Jarup L., Elliott P. 2005. Relation of trihalomethane