

## غلظت کربن آلی و پتانسیل تشکیل فرآورده‌های جانبی گندزدایی در آب شرب شبکه توزیع آب تهران در برخی مواقع سال

محمد علی ززولی: استادیار، گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی مازندران، ساری، ایران  
نویسنده رابط: zazoli49@yahoo.com

سیمین ناصری: استاد، گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت و انستیتو تحقیقات بهداشتی، دانشگاه علوم پزشکی تهران، تهران، ایران  
امیر حسین محوی: استادیار، گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت و انستیتو تحقیقات بهداشتی، دانشگاه علوم پزشکی تهران، تهران، ایران  
علیرضا مصداقی نیا: استاد، گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت و انستیتو تحقیقات بهداشتی، دانشگاه علوم پزشکی تهران، تهران، ایران  
تاریخ دریافت: ۱۳۸۷/۷/۳۰ تاریخ پذیرش: ۱۳۸۸/۶/۳۱

### چکیده

زمینه و هدف: مواد آلی طبیعی که بر اساس کربن آلی اندازه‌گیری می‌شوند، بواسطه واکنش با کلر موجب تشکیل فرآورده‌های فرعی گندزدایی (DBPs) (Disinfection By-Products) می‌گردند که سرطان‌زایی بعضی از این فرآورده‌های فرعی گندزدایی به اثبات رسیده است. فرآیندهای متداول تصفیه آب قادر به حذف کامل مواد آلی طبیعی در آب نمی‌باشند. در نتیجه علاوه بر تشکیل فرآورده‌های فرعی گندزدایی، با ورود به شبکه توزیع آب موجب رشد مجدد میکروارگانیسم‌ها و ایجاد طعم و بو نامطبوع و مشکلات ویژه می‌گردند. لذا هدف از این مطالعه تعیین غلظت کربن آلی و پتانسیل تشکیل فرآورده‌های جانبی گندزدایی در شبکه توزیع آب شرب تهران در برخی مواقع سال می‌باشد.

روش کار: عمل نمونه برداری در طی شش ماه متوالی (شهریور تا بهمن سال ۱۳۸۵) و هر ماه یک نمونه طبق روش استاندارد از چهار نقطه از شبکه توزیع آب شرب تهران انجام گردید. به علت بروز مشکلات امکان نمونه‌برداری در ماه‌های گرم سال نبوده است. نمونه‌ها از نظر pH، UV<sub>254</sub> (جذب نور فرابنفش در طول موج ۲۵۴ نانومتر)، EC، DOC و SUVA مورد آنالیز قرار گرفتند. DOC و UV<sub>254</sub> به ترتیب توسط دستگاه TOC آنالایزر و اسپکتروفتومتر اندازه‌گیری شدند. SUVA از نسبت UV<sub>254</sub> و DOC محاسبه شد. نتایج: نتایج اندازه‌گیری غلظت کربن آلی محلول در چهار نقطه از شبکه توزیع آب شرب تهران نشان داد که غلظت آنها در تمام نمونه کمتر از ۰/۷ میلی‌گرم در لیتر بوده است. حداقل و حداکثر غلظت کربن آلی محلول به ترتیب ۰/۱۲ و ۰/۶۸۷ میلی‌گرم در لیتر بود. همچنین میانگین غلظت ۰/۱۴ ± ۰/۳ میلی‌گرم در لیتر بود. میانگین مقدار پارامتر SUVA حدود ۰/۷ ± ۱/۳ بود. غلظت کربن آلی محلول در شبکه توزیع از تغییرات زمانی خاصی پیروی نمی‌نمایند.

نتیجه‌گیری: از نتایج می‌توان استنباط نمود که تصفیه‌خانه‌های آب تهران قادر به حذف کامل مواد آلی نمی‌باشند. مقدار پارامتر SUVA دلالت بر آن دارد که تصفیه‌خانه‌های تهران قادر هستند که بخش اعظم مواد آب‌گریز را حذف نمایند. بنابراین احتمال تشکیل هالوآستیک اسیدها بیش از تری‌هالومتانها می‌باشد.

واژگان کلیدی: مواد آلی طبیعی، هیدروفلیک، هیدروفوبیک، فرآورده‌های فرعی گندزدایی (DBPs)، کربن آلی محلول (DOC)

### مقدمه

طبیعی به تنهایی بی‌ضرر است اما به دلیل توانایی در انجام واکنش با کلر و تشکیل فرآورده‌های فرعی گندزدایی (DBPs) است که اغلب سرطان‌زا می‌باشند (Krasner et al. 1989). از جمله این فرآورده‌ها می‌توان

آلودگی منابع آبی به مواد آلی طبیعی (NOMs) از طریق منابع طبیعی و مصنوعی و تجزیه آلاینده‌ها، اتفاق می‌افتد (Zazouli et al. 2007a). گرچه مواد آلی

تجهیزات یا آموزش ویژه نداشته باشد و تخمین صحیحی از پارامتر مورد نظر ارائه دهد (USEPA 1999). متداولترین پارامترهای مرتبط در این زمینه ۱- کربن آلی کل (TOC) و کربن آلی محلول (DOC)، ۲- جذب پرتو فرابنفش در طول موج ۲۵۴ نانومتر و ۳- جذب ویژه فرابنفش (SUVA) Specific UV Absorbance می‌باشند (Crittenden et al. 2005). کل کربن آلی، مقدار کربن آلی در نمونه‌های آب را اندازه می‌گیرد. در این روش NOMS بطور کامل به CO<sub>2</sub> اکسید می‌گردد و دی‌اکسیدکربن حاصل اندازه‌گیری می‌شود. TOC معادل غلظت NOMS نیست اما یک پارامتر جانشینی است و شاخص غلظت NOMs است تا هنگامیکه ترکیب عنصری آن تغییر نکند. بر اساس ترکیب عنصری، معمولاً غلظت NOMs دو برابر غلظت TOC است. DOC بخشی از کل کربن آلی می‌باشد و غلظت آن مساوی یا کم‌تر از TOC است (Crittenden et al. 2005).

جذب پرتو فرابنفش در طول موج ۲۵۳/۷ nm به عنوان شاخصی از غلظت مجموع اجزای آلی جاذب پرتو فرابنفش از قبیل مواد هیومیکی و ترکیبات آروماتیکی می‌باشد. اندازه‌گیری محتوای آلی یک نمونه آب با UV یک فرآیند سریع، ارزان و خودکار می‌باشد. هرچه DOC بیشتر باشد، جذب UV<sub>254</sub> بیشتر است. جذب ویژه UV (SUVA) بر حسب L/mg.m از تقسیم جذب پرتو UV در طول موج ۲۵۴ نانومتر (برحسب m<sup>-1</sup>) بر مقدار DOC نمونه (برحسب mg/L) محاسبه می‌شود. SUVA شاخص خوبی برای توصیف ترکیب آب از نظر آب‌گریزی (Hydrophobicity) و آب‌دوستی (Hydrophilicity) است. وقتی مقدار آن کمتر از ۲ باشد، اجزاء آلی موجود آب‌گریزی کمتری دارند و بیشتر از اجزاء غیرهیومیک می‌باشند. وقتی مقدار آن بین ۲ و ۴ باشد، اجزاء آلی موجود مخلوطی از اجزاء آب‌گریز و آب‌دوست می‌باشند. وقتی مقدار آن بیشتر از ۴ باشد، اجزاء آلی موجود آب‌گریزی بیشتری دارند و بیشتر از اجزاء هیومیک تشکیل شده‌اند (Edzwald and Tobiason 1999).

تری‌هالومتان (THMs) Trihalomethanes و هالو استیک اسیدها (HAAs) Haloacetic Acids را نام برد که هر دو این ترکیب‌مظنون به سرطان‌زایی برای انسان می‌باشند. مرحله I قانون گندزدایی USEPA حداکثر غلظت آنها را به ترتیب به حدود ۸۰ μg/L و ۶۰ μg/L اعلام نموده است و در مرحله دوم به کمتر از مقادیر فوق و به ترتیب حدود ۴۰ μg/L و ۳۰ μg/L بیان داشت. این محدودیتها سبب گردید تصفیه‌کنندگان آب بدنال دستیابی به روشهای جدید جهت تامین حدود مجاز DBPS می‌باشند. چندین گزارش نشان داد که بین NOM و تشکیل تری‌هالومتان (THMs) و هالو استیک اسیدها (HAAs) ارتباط وجود دارد (Crittenden et al. 2005). ثابت شده است که تشکیل DBPs به غلظت و ساختار مواد آلی طبیعی، به عنوان عامل اصلی، و همچنین به روش تصفیه آب بستگی دارد (Kim and Yu. 2005a). ترکیب و ساختار شیمیایی مواد آلی طبیعی در منابع آب شرب به منابع مواد فرآیند‌های بیو ژئوشیمیایی که در حوضه آبریز اتفاق می‌افتد، بستگی دارد (Huang et al. 2004). مواد آلی طبیعی را به دو جزء اصلی هیومیکی و غیر هیومیکی تقسیم می‌نمایند. بخش هیومیکی آب گریزتر می‌باشد. بخش غیر هیومیکی کمتر خصوصیت آب‌گریزی دارند (Croue et al. 1993; Owen et al. 1995). غیر هیومیکی مواد آلی طبیعی معمولاً قابل تجزیه بیولوژیک تر می‌باشند بنابراین رشد مجدد میکروارگانیسم‌ها در شبکه توزیع را فراهم می‌آورند (Karnik et al. 2005). این مواد به آسانی توسط فرآیندهای متداول تصفیه آب حذف نمی‌شوند. بنابراین آنها ممکن است وارد شبکه توزیع آب و در نهایت بدست مصرف‌کننده برسد (Zazouli et al. 2007a).

به علت پیچیدگی ترکیبات مواد آلی طبیعی، اندازه‌گیری روتین آنها غیرعملی است، در نتیجه از پارامترهای جانشین استفاده می‌شود. یک پارامتر جانشین پارامتری است که سریعاً قابل اندازه‌گیری باشد و نیاز به

## روش کار

با توجه به اینکه آب شرب تهران عمدتاً از دو تصفیه‌خانه تهران پارس و جلالیه تامین می‌گردد. به منظور نمونه‌برداری ۴ نقطه از شبکه توزیع که دو نقطه از آب تصفیه شده تهرانپارس و دو نقطه دیگر از آب تصفیه‌خانه دیگر مشروب می‌شد، انتخاب گردید. نقاط نمونه‌برداری شده قابلیت تعمیم به کل شبکه آب شرب تهران را ندارد. عمل نمونه برداری از هریک از نقاط در طی شش ماه شهریور لغایت بهمن‌ماه انجام گردید. به علت بروز مشکلات امکان نمونه‌برداری در ماه‌های گرم سال نبوده است. در هر ماه یک نمونه در هر ایستگاه برداشت شد. نمونه‌ها جهت آنالیز به آزمایشگاه انتقال داده شدند. نمونه برداری و نگهداری نمونه آب مطابق توصیه کتاب روشهای استاندارد برای آزمایشات آب فاضلاب عمل شده است. بدین صورت که برای نمونه‌برداری از بطری‌های شیشه‌ای که از نورخورشید حفظ شده (شیشه تیره یا کهربائی) با درب TFE-Lined استفاده شود. شیشه‌ها و بطریهای نمونه‌برداری TOC را قبل از نمونه‌برداری باید با اسید شستشو شوند و با ورقه‌ای آلومینیومی مهر و موم گشته و در درجه حرارت ۴۰۰ حداقل به مدت یک ساعت نگه داشته می‌شوند. درب TFE با دترجنت‌ها شستشو شوند. سپس با آب مقطر فاقد کربن شستشو شوند و با صفحات آلومینیوم مهر و موم گردند و به مدت یک‌ساعت در ۱۰۰ درجه سانتی‌گراد حرارت داده شوند. نمونه‌های که بلافاصله آزمایش روی آنها انجام نمی‌گیرد باید در دمای ۴°C با حداقل تماس با روشنایی و هوا نگهداری شوند. برای نمونه‌های ناپایدار اسیدی کردن به  $\text{pH} \leq 2$  با اسیدفسفریک یا سولفوریک در زمان نمونه‌گیری توصیه می‌شود.

نمونه‌ها از نظر pH، EC، DOC بر طبق کتاب روشهای استاندارد آب و فاضلاب آنالیز شدند. DOC مطابق روش 5310B با دستگاه TOC آنالایزر شیمادسو (Shimadzu) مدل TOC-VCSH اندازه‌گیری شد. بدین صورت که نمونه‌ها با استفاده از اسیدکلریدریک اسیدی شده و با پاشیدن گاز حامل یا هوای صفر (Sparge with

نتایج بررسی کیفیت آب در تصفیه‌خانه آب روسکو (Rusko) شهر تمپر (Tampere) فنلاند نشان داد که غلظت TOC در ماه دسامبر حداقل بوده و در تابستان افزایش می‌یابد و بین ۵/۱ تا ۶/۳ mg/l متغیر بوده است. UV<sub>254</sub> بین ۰/۱۳۶ تا ۰/۱۰۳ متغیر بود و بیشترین مقدار مربوط به بهار و زمستان بود (Matilainen et al. 2005). مطالعه دیگر در میشیگان آمریکا نشان داد که غلظت TOC در دریاچه‌ای بین ۸/۶ تا ۱۱/۶ mg/L و UV<sub>254</sub> بین ۰/۱۸۰-۰/۱۶۰ متغیر بود. بخش آب‌گریز تقریباً ۵۰٪ TOC را تشکیل می‌داد به عبارتی درصد جزء آب دوست و آب‌گریز برابر بوده است (Karnik et al. 2005).

بررسی در رودخانه هان (Han) کره (Korea) نشان داد که غلظت بخش آب دوست بیش از آب‌گریز است. چون جزء هیدروفیلیک نسبت به جزء هیدروفوبیک دارای پتانسیل بیشتری در تشکیل هالواسیتیک‌اسیدها است، کلرزی این آبها HAAs بیشتری نسبت به THMs تولید می‌کنند (Krasner et al. 1996).

با توجه به ارتباطی که بین غلظت مواد آلی موجود در آب با پتانسیل تشکیل فرآورده‌های فرعی گندزدایی وجود دارد، می‌توان با اندازه‌گیری غلظت مواد آلی از طریق کربن آلی، UV<sub>254</sub> و SUVA پتانسیل تشکیل فرآورده‌های فرعی گندزدایی را تخمین زد. با توجه به اینکه آب تهران از منابع سطحی تامین می‌گردد و دارای مواد آلی می‌باشند و از طرفی تصفیه‌خانه‌های موجود از نوع تصفیه متداول می‌باشند که قادر به حذف کامل اینگونه مواد نمی‌باشند و در نتیجه وارد شبکه توزیع آب می‌گردند بنابراین هدف از این مطالعه پایش و اندازه‌گیری مقدار کربن آلی آب شرب شبکه توزیع تهران و تعیین پتانسیل تشکیل فرآورده‌های فرعی گندزدایی می‌باشد. لازم به ذکر است که در این مطالعه تعیین مشکلات تصفیه‌خانه مدنظر نبوده است.

بود. نتایج نشان داد که غلظت کربن آلی در تمام نمونه‌ها کمتر از یک میلی‌گرم درلیتر بود. میانگین مقدار پارامتر  $SUVA$  حدود  $0.7 \pm 1.3$  بود. با توجه به برآورد بعمل آمده پتانسیل تشکیل تری هالومتان نمودار (۱) تغییرات میانگین غلظت کربن آلی محلول را در طی شش ماه نمونه‌برداری را نشان می‌دهد. همانطوریکه نمودار نشان می‌دهد تغییرات غلظت کربن آلی محلول آب شبکه توزیع تهران از روند خاصی پیروی نمی‌نمایند. برخلاف انتظار حداکثر مقدار غلظت کربن آلی محلول آب شبکه توزیع در دی ماه بود. اما حداقل مقدار در بهمن ماه بود. علاوه بر این همانطوریکه در جدول (۱) دیده می‌شود، غلظت کربن آلی محلول در شبکه توزیع از تغییرات مکانی خاصی پیروی نمی‌نمایند. آزمون آنالیز واریانس نشان داد که اختلاف غلظت کربن آلی آب در ایستگاههای مختلف معنی‌دار نمی‌باشند ( $P > 0.05$ ).

## بحث

همانطوری که در نتایج گفته شد، غلظت مواد آلی برحسب کربن آلی محلول در چهار نقطه از شبکه توزیع آب شرب تهران در تمام نمونه کمتر از  $0.7$  میلی‌گرم درلیتر بوده است. حداقل و حداکثر غلظت کربن آلی محلول به ترتیب  $0.12$  و  $0.69$  میلی‌گرم درلیتر بوده است. لذا می‌توان استنباط نمود که وجود کربن آلی در شبکه توزیع دلالت دارد بر اینکه فرآیندهای تصفیه آب تصفیه‌خانه‌های موجود احتمالاً قادر به حذف کامل مواد آلی طبیعی از آب نمی‌باشند و بخشی از آنها وارد شبکه توزیع می‌شوند. با توجه به اینکه مقدار  $DOC$  اغلب آنها حدود  $80$  تا  $90$  درصد  $TOC$  و حداکثر برابر  $TOC$  می‌باشد (Crittenden et al. 2005)، می‌توان گفت  $TOC$  تمام نمونه‌های آب کمتر از  $0.9$  میلی‌گرم در لیتر می‌باشد. از طرفی در مطالعات مختلف ارتباط رتباط منطقی بین  $TOC$  و پتانسیل تشکیل تری هالومتانها ( $THMFP$ ) ثابت شده است. مثلاً در آبهای با  $TOC$  پائین این نسبت حدود  $50 \mu g THMFP/mg C$  و

$Zero\ air$ )، کربن معدنی آن به دی‌اکسیدکربن تبدیل می‌گردد و تحت عنوان کربن معدنی ( $Inorganic\ (IC)\ Carbon$ ) اندازه‌گیری می‌شود. آنگاه نمونه به داخل محفظه واکنش حرارتی (دمای  $680$  درجه سانتی‌گراد) آکنده از کاتالیست اکسیداسیون تزریق می‌گردد. بعد از تزریق، آب نمونه تبخیر شده و کل ماده کربن‌دار با احتراق کاتالیستی به دی‌اکسیدکربن و آب اکسیده یا تجزیه می‌شود. گاز حامل محصولات احتراق تولید شده ( $CO_2$ ) را توسط جریان گاز حامل به آشکارساز انتقال می‌یابد و مستقیماً توسط آشکارساز مادون قرمز اندازه‌گیری می‌شود. غلظت  $CO_2$  متناسب با غلظت ماده کربن‌دار است. دستگاه با تفریق کربن کل ( $Total\ Carbon\ (TC)$ ) و معدنی غلظت کربن آلی را مشخص می‌نماید

جذب  $UV$  در طول موج  $254$  نانومتر توسط یک دستگاه اسپکتروفتومتر مدل  $Lambda\ 25\ UV/Vis$  spectrophotometer تعیین شد. برای نگهداری نمونه‌های صاف جذب ویژه نور ماورای بنفش ( $SUVA$ ) از نسبت  $UV_{254}$  برحسب  $1/m$  به  $DOC$  برحسب  $mg/L$  محاسبه می‌شود و برحسب ( $L/mg.m$ ) بیان می‌شود (APHP 2000). برای تعیین اینکه، آیا غلظت کربن آلی در ایستگاه مختلف دارای اختلاف معنی‌دار می‌باشند یا خیر از آزمون آنالیز واریانس یک‌طرفه ( $One-way\ ANOVA$ ) استفاده شد.

## نتایج

جدول یک میانگین نتایج اندازه‌گیری کیفیت آب چهار نقطه از شبکه توزیع آب شرب تهران (ترمینال شرق، میدان آرژانتین، میدان ونک و مسجد دانشگاه تهران) خصوصاً کربن آلی، جذب فرابنفش در طول موج  $254$  نانومتر و جذب ویژه  $UV$  ( $SUVA$ ) را نشان می‌دهد. همانطوریکه دیده می‌شود، حداقل و حداکثر غلظت کربن آلی محلول به ترتیب  $0.12$  و  $0.687$  میلی‌گرم درلیتر متغیر بود. همچنین میانگین غلظت  $0.14 \pm 0.3$  میلی‌گرم درلیتر

از نتایج این مطالعه می‌توان استنباط نمود که آب‌های موجود در شبکه توزیع به دلیل اینکه نسبت اجزاء هیدروفوبیک کمتر از اجزاء هیدروفیلیک است و احتمال تشکیل تری‌هالومتان‌ها کمتر از احتمال تشکیل هالواستیک اسیدهاست. زیرا مقدار پارامتر  $2 < \text{SUVA}$  می‌باشد. تحقیقات دیگران نشان داده است که پتانسیل تشکیل THMs جزء آب گریز مواد آلی طبیعی بیشتر است ولی برعکس پتانسیل تشکیل HAAs جزء آب دوست مواد آلی طبیعی بیشتر است (Kim and Yu, 2005a; Kim and Yu, 2005b). بعلاوه می‌توان استنباط نمود که تصفیه‌خانه‌های تهران قادر هستند که بخش اعظم مواد آب‌گریز را حذف نمایند. غلظت کربن آلی محلول در شبکه توزیع از تغییرات زمانی خاصی برخوردار نمی‌باشند که یکی از دلایل آن، تغییر کارایی تصفیه و دیگری احتمال تغییرات غلظت در شبکه توزیع به علت رشد احتمالی میکروارگانیسم‌ها می‌باشد.

اما مطالعه دیگر غلظت مواد آلی طبیعی در آب ورودی به دو تصفیه‌خانه تهرانپارس و جلالیه تهران در همین مدت زمانی (شهریور تا بهمن ماه سال ۱۳۸۵) نشان داده بود که تغییرات ماهانه در طی شهریور تا بهمن ماه به استثنای دی‌ماه کاملاً مشخص می‌باشد بطوریکه غلظت NOMs ب‌تدریج از اواخر تابستان به سمت اواخر زمستان کاهش می‌یابد. علاوه بر این آن بررسی نشان داد که غلظت بخش هیدروفوبیک بیش‌از غلظت بخش هیدروفیلیک بود (Zazouli et al. 2007b). لذا برای تعیین کارایی تصفیه‌خانه‌ها در حذف کربن آلی محلول، نمونه‌برداری و پایش آب تصفیه‌شده در تصفیه‌خانه، قبل از ورود به شبکه ضروری است. همان‌طوریکه گفته شده هدف از انجام این مطالعه عمدتاً تعیین پتانسیل تولید فرآورده‌های جانبی گندزدایی در شبکه آب تهران بوده و تعیین مشکلات تصفیه‌خانه جزو اهداف نبوده است. علاوه بر این، مطالعه حاضر فقط پتانسیل تولید فرآورده‌های جانبی گندزدایی آب شبکه توزیع را در طی شش ماه نمونه‌برداری مورد بررسی قرار داده است بنابراین باید مطالعات و پایش جامع در

درآبهای با TOC بالا حدود  $100 \mu\text{gTHMFP}/\text{mgC}$  - ۵۰ بوده است (Krasner et al. 1996).

اسپیتل (Speitel) و همکاران جزء اسیدهیومیک مواد آلی طبیعی را علت اصلی پتانسیل تشکیل تری‌هالومتان گزارش نموده‌اند. کیم و یو (Kim and Yu) گزارش کردند که جزء هیدروفیلیک مواد آلی طبیعی نسبت به هیدروفوبیک پتانسیل تولید هالواستیک بیشتری دارد (Kim and Yu, 2005b). کراسنر (Krasner) و همکاران نشان دادند که پتانسیل تشکیل تری‌هالومتان‌ها توسط بخش اسید هیدروفوبیک مواد آلی طبیعی حدود  $51 \mu\text{gTHM}/\text{mgDOC}$  و توسط بخش اسید هیدروفیلیک حدود  $21 \mu\text{gTHM}/\text{mgDOC}$  می‌باشد (Krasner et al. 1996). همچنین کرو (Croue) و همکاران گزارش کردند که اسیدهیومیک و اسیدفولویک به ترتیب حدود ۴۶ و ۲۷  $\mu\text{gTHM}/\text{mgDOC}$  تولید می‌کنند (Croue et al. 1993). البته این واکنش‌پذیری اجزاء مواد آلی طبیعی در تشکیل THMs و HAAs از آبی به آب دیگر و از فصلی به فصل دیگر بسیار متغیر است (Kim and Yu, 2005a; Panyapiyopol et al. 2005). بنابراین با توجه به اینکه آب شرب تهران از آبهای با TOC پائین می‌باشد (Zazouli et al. 2007b)، حداقل و حداکثر پتانسیل تشکیل تری‌هالومتان ۶ و ۳۴ میکروگرم در لیتر و میانگین پتانسیل تشکیل تری‌هالومتان  $15 \pm 7$  میکروگرم در لیتر برآورد می‌شود. به استثنای یک نمونه که پتانسیل تشکیل تری‌هالومتان آن ۳۴ میکروگرم در لیتر بود، پتانسیل تشکیل تری‌هالومتان سایر نمونه‌ها کمتر از حد توصیه شده قانون مرحله اول و دوم گندزدایی USEPA می‌باشد. لازم به ذکر است مرحله اول قانون گندزدایی EPA حداکثر تری‌هالومتان‌ها (THMs) و هالواستیک اسیدها (HAAs) را به ترتیب حدود  $80 \mu\text{g}/\text{L}$  و  $60 \mu\text{g}/\text{L}$  اعلام نموده است و در مرحله دوم به کمتر از مقادیر فوق و به ترتیب حدود  $40 \mu\text{g}/\text{L}$  و  $30 \mu\text{g}/\text{L}$  بیان داشته است.

۲- آب شرب تهران از آبهایی با TOC پائین محسوب می‌شود.

۳- وجود کربن آلی در شبکه توزیع دلالت بر این دارد که تصفیه‌خانه‌های موجود احتمالاً قادر به حذف کامل مواد مولد کربن آلی از آب نمی‌باشند و بخشی از آنها وارد شبکه توزیع می‌شوند.

۴- آب شرب تهران از نظر پتانسیل تشکیل تری‌هالومتان استانداردهای توصیه شده قانون مرحله اول و دوم گندزدایی USEPA را رعایت می‌نماید.

۵- در آب شرب تهران نسبت اجزاء هیدروفوبیک کمتر از اجزاء هیدروفیلیک است و احتمال تشکیل تری‌هالومتان‌ها کمتر از احتمال تشکیل هالواستیک اسیدهاست.

۶- غلظت کربن آلی محلول در شبکه توزیع از تغییرات زمانی خاصی پیروی نمی‌کند.

فصول مختلف سال در مراحل مختلف از ورود آب به تصفیه‌خانه، قبل از گندزدایی و قبل از ورود به شبکه توزیع و همچنین در نقاط مختلف شبکه توزیع آب به‌عمل‌آید تا بطور دقیق‌تری غلظت مواد آلی و پتانسیل تشکیل فرآورده‌های فرعی گندزدایی آنها بدست آید. ضروری است کارایی تصفیه‌خانه‌های آب از نظر حذف اجزاء مواد آلی مورد مطالعه قرار گیرد تا مشخص شود کدام جزء مواد آلی در فرآیندهای متداول تصفیه آب بهتر حذف می‌شوند.

## نتیجه‌گیری

بنابر آنچه گفته شد نتیجه‌گیری نهایی از این تحقیق به شرح زیر می‌باشد:

۱- غلظت مواد آلی برحسب کربن آلی محلول در چهار نقطه از شبکه توزیع آب شرب تهران در تمام نمونه کمتر از ۰/۷ میلی‌گرم درلیتر بوده است.

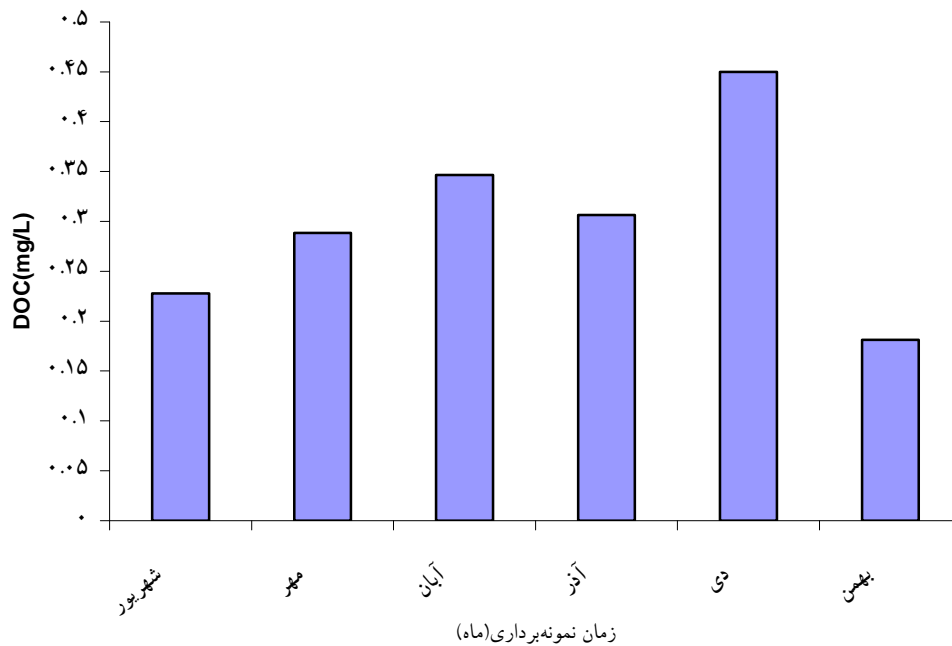
جدول ۱- نتایج آنالیز آب شرب نمونه برداری شده از چهار نقطه شبکه توزیع تهران در طی

شش ماه از سال ۱۳۸۵

مکان	ماه	pH*	EC ( $\mu\text{mho/cm}$ )	UV <sub>254</sub> ( $\text{cm}^{-1}$ )	DOC (mg/L)	SUVA ( $\text{L/m.m}$ )
نمونه برداری	نمونه برداری					
ترمیمال شرق	شهریور	۷/۱۵	۳۶۰	۰	۰/۱۵	۰
	مهر	۷/۴۲	۳۲۵	۰/۵۸	۰/۴۱۲	۱/۴۱
	آبان	۷/۳	۳۴۶	۰/۸۴	۰/۴	۲/۱
	آذر	۷/۲۷	۳۷۰	۰/۵۱	۰/۳	۱/۷
	دی	۷/۴۵	۳۷۴	۱/۳	۰/۶۸۷	۱/۸۹
	بهمن	۷/۲	۳۵۷	۰/۲۵	۰/۲۷	۰/۹۲۶
	شهریور	۷/۶۵	۳۴۰	۰/۲۵	۰/۲۱	۱/۱۹
میدان آرژانتین	مهر	۷/۴۵	۳۴۵	۰/۵۶	۰/۳۷	۱/۵۱
	آبان	۷/۲۵	۳۷۰	۰/۶۶	۰/۳۴۵	۱/۹۱
	آذر	۷/۵۵	۳۴۰	۰/۴۲	۰/۲۶	۱/۶۱
	دی	۷/۴	۴۲۰	۰/۷۱	۰/۴۷	۱/۵۱
	بهمن	۷/۲	۳۹۰	۰/۲۵	۰/۲	۱/۲۵
	شهریور	۷/۲۵	۳۶۰	۰/۴۸	۰/۴۳	۱/۱۲
	مهر	۷/۳۵	۳۷۵	۰/۵	۰/۲۵	۲
میدان ونک	آبان	۷/۱۵	۳۴۶	۰/۵۷	۰/۳۴	۱/۶۸
	آذر	۷/۴۵	۴۱۰	۰/۵۸	۰/۴	۱/۴۵
	دی	۷/۳	۳۹۰	۰/۲۳	۰/۱۷۶	۱/۳۱
	بهمن	۷/۴	۴۲۵	۰/۱۳	۰/۱۲	۱/۰۸
	شهریور	۷/۳۵	۴۲۰	۰	۰/۱۲۱	۰
	مهر	۷/۵۶	۳۲۴	۰	۰/۱۲۲	۰
	آبان	۷/۴	۴۱۰	۰/۳۹	۰/۳	۱/۳
دانشگاه تهران	آذر	۷/۳	۳۸۰	۰/۲۹	۰/۲۶۶	۱/۰۹
	دی	۷/۵	۴۰۵	۰/۹۸	۰/۴۶۶	۲/۱
	بهمن	۷/۵	۳۹۰	۰	۰/۱۳۵	۰
	میانگین**	۷/۴±۰/۱۳	۳۷۸±۳۵	-	۰/۳±۰/۱۴	۱/۳±۰/۷

\* pH بدون واحد

\*\* میانگین ± انحراف معیار



نمودار ۱- تغییرات غلظت کربن آلی محلول در شبکه توزیع آب تهران در طی شش ماه

## References

- APHA, AWWA, WEF., 2000. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 21th Edition, APHA/AWWA/WEF, Washington, DC, USA
- Crittenden, J.C., Rhodes, T.R. and Hand, D.W., Howe, K.J. and Tchobanoglous, G., 2005. Water Treatment: Principles and design. 2nd edition. *John Wiley & Sons Inc.*
- Croue, J.P., Lefebvre, E., Martin, B. and Legube, B., 1993. Removal of dissolved hydrophobic and hydrophilic organic substances during coagulation/flocculation of surface waters. *Water Sci. Technol.* **27** (11), pp. 143–152.
- Edzwald, J.K. and Tobiason, J.E., 1999. Enhanced Coagulation: US requirements and a broader view. *Water, Science and Technology*, **40**(9), pp. 63-70.
- Huang, WJ., Chen, LY. and Peng, HS., 2004. Effect of NOM characteristics on brominated organics formation by ozonation. *Environment International*. **29**, pp. 1049– 1055.
- Karnik, BS., Davies, SH., Baumann, MJ., and Masten, SJ., 2005. The effects of combined ozonation and filtration on disinfection by-product formation. *Water Research*, **39**, pp. 2839–2850.
- Kim, HC. and Yu, MJ., 2005a. Characterization of natural organic matter in conventional water treatment processes for selection of treatment processes focused on DBPs control. *Water Research*. **39**, 4779–4789.
- Kim, MH., and Yu, MJ., 2005b. Characterization of NOM in the Han River and evaluation of treatability using UF–NF membrane. *Environmental Research*. **97**, pp. 116–123.
- Korshin, GV., Li, CW., and Benjamin, MM., 1997. Monitoring the properties of natural organic matter through UV spectroscopy: a consistent theory, *Water Res.* **31**(7), pp. 1787–1795.
- Krasner, SW., Croué, JP., Buffle, J. and Perdue, EM., 1996. Three Approaches for Characterizing NOM. *Journal of the American Water Works Association*. **88**(6), pp. 66-79.

- Krasner, SW., McGuire, MJ., Jacangelo, JG., Patania, NL., Reagan, KM. and Aieta, EM., 1989. The occurrence of disinfection by-products in US drinking water. *J. Am. Water Works Assoc*, **81**(8), pp. 41–53.
- Matilainen, A., Lindqvist, N., Korhonen, S. and Tuhkanen, T., 2005. Removal of NOM in the different stages of the water treatment process. *Environment International*. **28**, pp. 457–465.
- Owen, D.M., Amy, G.L., Chowdhury, Z.K., Paode, R., McCoy, G. and Viscosil, K., 1995. NOM characterization and treatability. *J Amer Water Works Assoc*. **87**, pp. 46–56.
- Panyapinyopol, B., Marhaba, TF., Kanokkantung, V. and Pavasant, P., 2005. Characterization of precursors to trihalomethanes formation in Bangkok source water. *Journal of Hazardous Materials*. B120, pp. 229–236.
- USEPA., 1999. Enhanced coagulation and enhanced precipitative softening guidance manual , EPA 815- R-99 – 012 , Office of water , washington.D.C.
- Zazouli, MA., Nasser, S., Mahvi, A.H., Mesdaghinia, AR., Younecian, M. and Gholami., 2007a. Survey of Natural Organic Matter fractions in Water Sources of Tehran. *Pakistan Journal of biological sciences*. **10**(10), pp. 1718-1722.
- Zazouli, MA., Nasser, S., Mahvi, AH., Mesdaghinia, AR., Younecian, M., and Gholami., 2007b. Determination of Hydrophobic and Hydrophilic fractions of Natural Organic Matter in Drinking Water Sources of Tehran. *Journal of applied sciences*, **6**(18), pp. 2651-2655.