

المطهرات البديلة والمؤكسدات

دليل إرشادي



منظمة الصحة العالمية
المكتب الإقليمي لشرق المتوسط
المركز الإقليمي لأنشطة صحة البيئة
عمان-الأردن، 2005

صدرت الطبعة الأصلية عن وكالة حماية البيئة الأمريكية عام 1999 تحت عنوان:

**Alternative Disinfectants and Oxidants
(Guidance Manual)**

وقد منحت الوكالة حقوق تعریب هذه الوثيقة لمركز الإقليمي لأنشطة صحة البيئة التابع لمنظمة الصحة العالمية. والمركز هو المسؤول الحصري عن الطبعة العربية.

ترحب منظمة الصحة العالمية بطلبات الحصول على الإذن باستنساخ أو ترجمة منشوراتها جزئياً أو كلياً. وتوجه الطلبات والاستفسارات في هذا الصدد إلى مكتب المطبوعات بمنظمة الصحة العالمية، إقليم شرق المتوسط، القاهرة، الذي يسره أن يقدم أحدث المعلومات عن أي تغيرات تطرأ على النصوص، وعن الخطط الخاصة بالطبعات الجديدة، وعن الترجمات والطبعات المكررة المتوفرة.

© منظمة الصحة العالمية 2005

جميع الحقوق محفوظة
إن التسميات المستخدمة في هذه المنشورة، وطريقة عرض المادة التي تشمل عليها، لا يقصد بها مطلقاً التعبير عن أي رأي لأمانة منظمة الصحة العالمية، بشأن الوضع القانوني لأي قطر، أو مقاطعة، أو مدينة، أو منطقة، أو سلطات أي منها، أو بشأن حدود أي منها أو تجدها. وتمثل الخطوط المنقطة على الخرائط خطوطاً حدودية تقريرية قد لا يوجد حولها بعد اتفاق كامل. ثم إن ذكر شركات بعينها، أو منتجات جهة صانعة معينة، لا يقصد به أن منظمة الصحة العالمية تخصها بالتركية أو التوصية، تقضيلاً لها على ما لم يرد ذكره من الشركات أو المنتجات ذات الطبيعة المماثلة. يمكن الحصول على منشورات منظمة الصحة العالمية من إدارة التسويق والتوزيع، المكتب الإقليمي لمنظمة الصحة العالمية لشرق المتوسط، ص. ب. (7608)، مدينة نصر، القاهرة 11371، مصر (هاتف رقم: +202 670 2535؛ فاكس رقم: +202 670 2492؛ عنوان البريد الإلكتروني: DSA@emro.who.int). وينبغي توجيه طلبات الحصول على الإذن باستنساخ أو ترجمة منشورات المكتب الإقليمي لمنظمة الصحة العالمية لشرق المتوسط، سواء كان ذلك لبيعها أو لتوزيعها توزيعاً غير تجاري إلى المستشار الإقليمي للإعلام الصحي والطبي، على العنوان المذكور أعلاه (فاكس رقم: +202 5400 276 202؛ عنوان البريد الإلكتروني: HBI@emro.who.int).

يمكن التوصل إلى النص الكامل لهذه المنشورة عن طريق الإنترنت <http://www.emro.who.int/ceha/publication.asp>

شكر وتقدير

يعرب مركز منظمة الصحة العالمية الإقليمي لأنشطة صحة البيئة عن شكره لللتالية أسمائهم وذلك عن جهودهم المتعددة في إخراج هذه الوثيقة العلمية:

الترجمة والتعریب: الدكتورة منار فیاض (مركز الدراسات والبحوث المائية والبيئية)

المراجعة العلمية والتنقیح التقی: الدكتور المهندس صقر السالم (المركز الإقليمي لأنشطة صحة البيئة)

التدقيق اللغوي: الدكتور قاسم سارة (المكتب الإقليمي لشرق المتوسط)

المراجعة والاخراج الفني: المهندس مازن ملکاوي (المركز الإقليمي لأنشطة صحة البيئة)

السيدة رهام اليمن (المركز الإقليمي لأنشطة صحة البيئة)

المهندس أحمد الكوفي (جمعية البيئة الأردنية)

مقدمة

يعطي هذا الدليل بيانات تقنية ومعلومات هندسية عن المطهرات والمؤكسدات الأقل استخداماً من الكلور. وتشجع وكالة حماية البيئة الأمريكية محطات تنقية مياه الشرب السلطات المسئولة عن مياه الشرب أن تراجع ممارسات التطهير المستخدمة حالياً، وذلك لتحسين جودة المياه الجاهزة دون أن يؤدي ذلك إلى أي خلل في الحماية البيولوجية.

هذا الدليل إرشادي فقط، ويجب على الأنظمة أن تعمل على تقييم أي تغييرات تجريها على ممارسات التطهير بحيث تحافظ على جودة المياه من النواحي الفيزيائية والكيميائية والبيولوجية لتبقي المياه الجاهزة مطابقة لمواصفات مياه الشرب.

كشف المختصرات

ACVK	Acid chrome violet K
AOC	Assimilable organic carbon
AWWA	American Water Works Association
BAC	Biologically active carbon
BAF	Biologically active filtration
BAT	Best Available Technology
BCA	Bromochloroacetic acid
BDOC	Biodegradable Organic Carbon
BMP	Best management practice
BOM	Biodegradable Organic Matter (=BDOC + AOC)
CT	Concentration Time
CWS	Community Water System
D/DBP	Disinfectants/disinfection byproducts
DBP	Disinfection byproducts
DBPFP	Disinfection byproduct formation potential
DBPP	Disinfection byproduct precursors
DBPR	Disinfectants/disinfection byproducts rule
DBPRAM	DBP Regulatory Assessment Model
DOC	Dissolved organic carbon
DWEL	Drinking Water Equivalent Level
EBCT	Empty bed contact time
EPA	Guidance Manual
ESWTR	United States Environmental Protection Agency
FBR Filter	Enhanced Surface Water Treatment Rule
FY	Backwash Rule
GAC	Fiscal year
GWR	Granular activated carbon
HAA5	Ground Water Rule
IC	Haloacetic acids
ICR	Ion chromatography
IESWTR	Information Collection Rule
IOC	Interim Enhanced Surface Water Treatment Rule
LOAEL	Inorganic chemical
LOQ	Lowest observed adverse effect level
MCL	Limit of Quantitation
MCLG	Maximum Contaminant Level
MDL	Maximum Contaminant Level Goal
mg/L	Method Detection Limit
Mgd	Milligrams per liter
MIB	Million gallons per day
MRDL	Methylisoborneol
MRDLG	Maximum Residual Disinfectant Level (as mg/l)
MRL	Maximum Residual Disinfectant Level Goal
NOM	Minimum Reporting Level
NCI	Natural Organic Material
ND	National Cancer Institute
NIPDWR	Not detected
NOM	National Interim Primary Drinking Water Regulation
NPDWR	Natural Organic Matter
NTNC	National Primary Drinking Water Regulation
NTP	Nontransient non-community water system
OSHA	Normal Temperature and Pressure
PE	Occupational Safety and Health Administration
	Performance evaluation

POE	Point-of-Entry Technologies
POU	Point-of-Use Technologies
ppb	Parts per billion
ppm	Parts per million
PQL	Practical Quantitation Level
PTA	Packed Tower Aeration
PWS	Public water system
RMCL	Recommended Maximum Contaminant Level
RNA	Ribo Nucleic Acid
RSC	Relative Source Contribution
SDWA	Safe Drinking Water Act
SM	Standard Method
SMCL	Secondary Maximum Contaminant Level
SOC	Synthetic Organic Chemical
SWTR	Surface Water Treatment Rule
TCE	Trichloroethylene
THM	Trihalomethane
THMFP	Trihalomethane formation potential
TMV	Tobacco mosaic virus
TOC	Total organic carbon
TOX	Total Halogenated Organic Compounds
TTHM	Total trihalomethanes
UF	Ultra Filtration
UV	Ultra-Violet Radiation()
UV	Ultraviolet
VOC	Volatile Organic Chemical
WIDB	Water Industry Data Base
WS	Water supply
XDBPs	Halogenated DBP

قائمة المصطلحات

ACVK Acid chrome violet K	حمض الكروم البنفسجي
Acute	حاد
Air Compressors	ضاغطات هواء
Aldehydes	الدهيدات
Alkalinity	القلوية
Alternative Disinfectants and Oxidants	المطهرات والمؤكسدات البديلة
Alum	الشب
AOC Assimilable organic carbon	الكربون العضوي المتاح
Asiatic Clams	المحارات الآسيوية
AWWA American Water Works Association	مؤسسة أعمال المياه الأمريكية
BAC Biologically active carbon	الكربون المنشط بيولوجيا
Bacteria	الجراثيم
BAF Biologically active filtration	الترشيح المنشط بيولوجيا
BAT Best Available Technology	أفضل التقنيات المتوافرة
BCAA Bromochloroacetic acid	حمض بروموم كلورو أستيك
BDOC Biodegradable organic carbon	الكربون العضوي القابل للتحلل البيولوجي
Bench mark	مقياس مرجعي
Biological Stability	الثبات البيولوجي
Biologically Active Filtration	الترشح البيولوجي النشط
BMP Best management practice	المارسات الإدارية الأمثل
BOM Biodegradable Organic Matter (=BDOC + AOC)	المواد العضوية القابلة للتحلل البيولوجي
Bromate ion	أيون البرومات
Bromide ion	أيون البروميد
Brominated	مبрен
Bromite ion	أيون البرومايت
Bubble Diffuser Contactor	خزانات التلامس بانتشار الفقاعات
Centrifugal Compressor	ضاغطة هواءطارده من المركز
Chloramine	كلورامين
Chlorate	الكلورات
Chlorine	الكلور
Chlorine dioxide	ثاني أكسيد الكلور
Chronic	مزمن
Cholera	الهيضة
Combined Disinfectants	المطهرات المشتركة
Concentration Time (CT)	مدة الترکیز (م.ت)
Confidence interval	مجال الثقة
Contact Time	مدة التلامس
Corona Discharge	التقريغ الأكليلي
Cryptosporidium	خفية الأبواغ (جنس من الحيوانات الأولى)
CWS Community Water System	أنظمة تنقية المياه الخاصة بالمجتمعات السكانية
D/DBP Disinfectants/disinfection byproducts	المطهرات/النواتج الجانبية للتتطهير
DBP Disinfection byproducts	النواتج الجانبية لعملية التطهير
DBPFP Disinfection byproduct formation potential	احتمالية تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير
DBPP Disinfection byproduct precursors	مسبيات النواتج الجانبية لعملية التطهير
DBPR Disinfectants/disinfection byproducts rule	قانون النواتج الجانبية لعملية التطهير
DBPRAM DBP Regulatory Assessment Model	نموذج التقييم التشريعي للنواتج الجانبية لعملية التطهير
Deoxyribonucleic Acid	حمض الديوكسي رابيونيك
Diatomaceous Earth	التربة المشطورية
Diffusors	الناشرات
Diseases	الأمراض
Disinfectant Generation	توليد المطهرات
Disinfectants	المطهرات
Disinfection Benchmarking	المقياس المرجعي للتطهير
Disinfection Byproduct Formation Potential	إمكانية تكون نواتج جانبية للتطهير
Disinfection Profiling	النموذج البياني لكتفاعة التطهير

Disinfection Strategy	استراتيجية التطهير
Distribution Systems	أنظمة التوزيع
DOC Dissolved organic carbon	الكريون العضوي الذائب
Dosing Pump	مضخة معاييره
Double Media Filter(Anthracite-Sand)	مرشح ذو وسط مزدوج (انثراسيت - رمل)
Drinking Water Chlorination	كلورة مياه الشرب
DWEL Drinking Water Equivalent Level	مستوى مكافئ لمياه الشرب
EBCT Empty bed contact time	مدة التلامس مع العمود الفارغ
Environmental Factors	العوامل البيئية
Environmental protection Agency	وكالة حماية البيئة الأمريكية
EPA Guidance Manual	دليل استرشادي لوكالة حماية البيئة الأمريكية
EPA United States Environmental Protection Agency	وكالة الولايات المتحدة لحماية البيئة
ESWTR Enhanced Surface Water Treatment Rule	قانون التقية المكافحة للمياه السطحية
Fast Filters	المرشحات السريعة
FBR Filter Backwash Rule	قانون الغسل الرابع للمرشحات
Filtration	الترشيح
Finished Waters	المياه الجاهزة
Flocculation	التدف
Flourescent Light Lamp	مصابح الضوء الفلوري
Formation of Inorganic Byproducts	ت تكون التواجع الجانبية غير العضوية
FY Fiscal year	السنة المالية
GAC Granular activated carbon	الكريون الحبيبي المنشط
Generation Tube	أنبوب التوليد
Giardia Cysts	حويصلات الجباردية
Giardia Lamblia	الجباردية اللبلبية
Granulated Active Carbon	الكريون الحبيبي المنشط
GWR Ground Water Rule	قانون المياه الجوفية
HAA5 Haloacetic acids	احماض هالو استيك
Halogenate organic material	المواد العضوية المهلجة
Halogenated Ketones	الكيتونات المهلجة
Humic Substances	المواد البيومية
Hydrogen Peroxide	ببروكسيد الهيدروجين
Hydroxyl Free Radicals	ذخور الهيدروكسيل الحرارة
Hypobromite ion	أيون الهيبوبروميت
Hypobromous acid	حمض هايبوبروموس
Hypochlorite ion	أيون الهيبوكلوريت
Hypochlorous acid	حمض هايبوكلوروس
IC Ion chromatography	الكروماتوغرافيا الأيونية
ICR Information Collection Rule	قانون جمع المعلومات
IESWTR Interim Enhanced Surface Water Treatment Rule	القانون المرحلي للتقية المكافحة للمياه السطحية
Inactivation Logarithem Profiles	نماذج بيانية للتشييط اللوغاريثمي
Inactivation Mechanism	اليات التشييط
Information Collection Rule	قانون جمع المعلومات
Injector	محقة
IOC Inorganic chemical	مادة غير عضوية
Iodometric Methods	الطرق الايدوومترية
Ketones	الكيتونات
Lime	القصارة (الجير)
Liquid Ring Compressor	ضاغطة مواء ذات الحلقة السائلة
LOAEL Lowest observed adverse effect level	الحد الأدنى للتأثير السلبي الملاحظ
Log Removal	الازالة اللوغاريثمية
LOQ Limit of quantitation	الحد الأدنى لإيجاد التركيز
Maximum Residuals Disinfection Limits	حدود متبقيات التطهير القصوى
MCL Maximum Contaminant Level	حدود الملوثات القصوى
MCLG Maximum Contaminant Level Goal	أهداف حدود الملوثات القصوى
MDL Method Detection Limit	حد الكشف للطريقة
mg/L Milligrams per liter	ملغم / لتر
mgd Million gallons per day	مليون جالون في اليوم
MIB Methylisoborneol	ميثيل ايزو بورينول

Microbial Protection	الحماية الجرثومية
Monochloramine	حادي كلورامين
MRDL Maximum Residual Disinfectant Level (as mg/l)	حدود متبقيات المطهرات القصوى
MRDLG Maximum Residual Disinfectant Level Goal	أهداف حدود متبقيات المطهرات القصوى
MRL Minimum Reporting Level	الحد الأدنى للتبليغ
NaCl Sodium chloride	كلوريد الصوديوم
Natural Organic Material) NOM	المواد العضوية الطبيعية
NCI National Cancer Institute	المركز الوطني للسرطان
ND Not detected	لم يتم كشفها
NIPDWR National Interim Primary Drinking Water Regulation	التشريعات الوطنية الأولية المؤقتة لمياه الشرب
NOM Natural Organic Matter	المواد العضوية الطبيعية
NPDWR National Primary Drinking Water Regulation	التشريعات الوطنية الأولية لمياه الشرب
NTNCWS Non-transient non-community water system	أنظمة المياه الدائمة التي لا تخض تجمعات سكانية
NTP Normal Temperature and Pressure	درجة الحرارة والضغط الطبيعيين
Nutrients	المغذيات
Operator Skill	مهارة المشغل
OSHA Occupational Safety and Health Administration	ادارة السلامة والصحة المهنية
Oxidizing Agents	العامل المؤكسدة
Oxygen	أكسجين
Ozonation	الأوزن
Ozone	الأوزون
Ozone/Hydrogen Peroxide combinations	توليفات الأوزون/بيروكسيد الهيدروجين
Pathogens	الكائنات الممرضة
PE Performance evaluation	تقييم الأداء
pH	درجة الحموضة
Pilot Studies	دراسات ريادية
POE Point-of-Entry Technologies	تقنيات نقاط الإدخال
Poliovirus	الفيروس السنجدابية
Potassium permanganate	بيرمنجتان البوتاسيوم
Potassium Permanganate	برمنقات البوتاسيوم
POU Point-of-Use Technologies	تقنيات نقاط الاستخدام
ppb Parts per billion	جزء باليليون
ppm Parts per million	جزء بـ المليون
PQL Practical Quantitation Level	المستوى العلوي لإيجاد التركيز
Precursors	المواد المسببة
Pre-disinfectant	مطهر قبلي
Protozoa	الأوالي
PTA Packed Tower Aeration	تهوية الأبراج المعبأة
PWS Public water system	نظام المياه العام
Regulatory Requirements	المتطلبات التشريعية
Residuals	المتبقيات
RMCL Recommended Maximum Contaminant Level	الحد الأقصى للملوثات الذي ينص به
RNA (Ribonucleic Acid)	حمض الريبيونوكوي
Rotary Lobe Compressor	ضاغطة هواء ذات الفص الدوار
Rotary Screw Compressor	ضاغطة هواء ذات اللولب الدوار
RSC Relative Source Contribution	مساهمة المصدر النسبية
Sand Filtration	التربيس الحرلي
SDWA Safe Drinking Water Act	قانون سلامة مياه الشرب
Secondary Disinfectant	مطهر ثانوي
Sedimentation	الترسيب
Silent Electrical Discharge	التقريغ الكهربائي الصامت
Slime Layer	الطبقة المزجة
Slow Sand Filters	مرشحات الرمل البطينية
SM Standard Method	طريقة قياسية
SMCL Secondary Maximum Contaminant Level	مستوى الحد الأقصى الثانوي للملوثات
SOC Synthetic Organic Chemical	مواد عضوية مصنعة
Spores	أبواغ
Supply Networks	شبكات التزويد
Surface Water Treatment Plants	محطات تنقية المياه السطحية

Suspended Matter	المواد العالقة
SWTR Surface Water Treatment Rule	قانون تنقية المياه السطحية
TCE Trichloroethylene	ثلاثي كلورواثين
THM Trihalomethane	ثلاثي هالوجينوميثان
THMFP Trihalomethane formation potential	احتمالية تكون ثلاثي هالوجينو ميثان
TMV Tobacco mosaic virus	فيروس التباك الفيسيفاني
TOC Total organic carbon	الكربون العضوي الكلي
Total Organic Carbon	تركيز الكربون العضوي الكلي
TOX(Total Halogenated Organic Compounds)	و المركبات العضوية المهلجة الكلية
TTHM Total trihalomethanes	ثلاثي هالوجينوميثانات الكلية
Turbine Mixers	خلطات تربينية
Ultra Filtration (UF)	الترشيح الفائق
Ultra-Violet Radiation(UV)	الأشعة فوق البنفسجية
UV Ultraviolet	فوق بنفسجي
Vane Compressor	ضاغطة هواء ذات الريش
Vegetative Bacteria	الجراثيم الخضرية
Viruses	الفيروسات
VOC Volatile Organic Chemical	كيماويات عضوية متطرفة
Water Recycling	تدوير مياه
Water Treatment Industry	صناعة معالجة المياه
WIDB Water Industry Data Base	قاعدة بيانات صناعة المياه
WS Water supply	توزيع المياه
XDBPs Halogenated DBP	النواتج الجانبية المهلجة لعملية التطهير
Zebra Mussels	الرخويات المخططة

قائمة المحتويات

الفصل 1	مقدمة
1.1	أهداف الدليل
2.1	خلفية
2.1	السوق التشريعي
8.1	استخدام المطهرات كعوامل كيميائية مؤكدة
8.1	أسلوب الدليل في طرح موضوع الكلور
8.1	ملخص لخصائص المطهر البديل
10.1	اختيار استراتيجية التطهير
17.1	المراجع
3-1	التاريخ الرئيسية لفعاليات التشريعية
3-1	تشريعات مياه الشرب الأساسية المتعلقة بالملوثات الميكروبيولوجية
6-1	تشريعات مياه الشرب الأساسية المتعلقة بناتج عملية التطهير الجانبي
6-1	تشريعات مياه الشرب الأساسية المتعلقة بمتبقيات المطهرات
7-1	الإزالة/التنبيط اللوغاريثمي بواسطة الترشيح والتطهير المفروض بموجب قانون معالجة المياه السطحية
10.1	ملخص لخصائص المطهرات (مبني على أساس استخدام المطهر النموذجي)
13.1	رسم بياني يمثل كيفية تقييم اجراءات التطهير المتبعية
15.1	رسم بياني يهدف إلى تقليلis مجال الاختيار لمطهر أولي جديد
16.1	رسم بياني يهدف إلى تقليلis مجال الاختيار لمطهر ثانوي جديد
جدول 1-1	جدول
جدول 2-1	جدول
جدول 3-1	جدول
جدول 4-1	جدول
جدول 5-1	جدول
جدول 6-1	جدول
شكل 1-1	شكل
شكل 2-1	شكل
شكل 3-1	شكل
الفصل 2	استخدام المطهرات في معالجة المياه
1.2	الحاجة إلى التطهير في معالجة المياه
7.2	الاستخدامات الأخرى للمطهرات في معالجة المياه
11.2	نواتج التطهير الثانوية ومتبقيات التطهير
19.2	تنبيط الفيروسات وتكون النواتج الجانبية للتطهير
20.2	الاحتياجات التشريعية لمتبقيات المطهر
21.2	ملخص لمارسات الوطنية الحالية في التطهير
23.2	الكلور
32.2	ملخص
34.2	المراجع
2-2	الأمراض المرتبطة بالماء والناتجة عن الجراثيم
2-2	الأمراض المرتبطة بالماء والناتجة عن الفيروسات
4-2	الأمراض المرتبطة بالماء والناتجة عن الأولى
4-2	خصائص الكائنات الممرضة المتعلقة بالمياه وذات الأهمية في معالجة المياه
6-2	الأولى المتطرفة على الإنسان
8-2	تأثيرات المؤكسدات المختلفة على موت المحارات الآسيوية (كوربيكولا فلومنيا)
10-2	جرعات المؤكسدات الالزامية لاكسدة الحديد والمنغنيز المؤكسد
12-2	قائمة بالنواتج الجانبية لعملية التطهير ومتبقيات المطهرات
13-2	وضع المعلومات الصصية للمطهرات ونواتج التطهير الجانبية
16-2	ظروف تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير
16-2	النواتج الجانبية غير العضوية لعملية التطهير
18-2	احتياجات إزالة الكربون العضوي الكلي بالتخثير المكافئ لأنظمة المياه السطحية باستخدام المعالجة التقليدية (النسبة المئوية للإزالة)
19-2	قيم م.ت لتنبيط الفيروسات
19-2	قيم م.ت لتنبيط حويصلات الجبارية
20-2	ملخص لتأثيرات التطهير
22-2	مارسات التطهير في أنظمة المياه التي تحوي شكلا من اشكال المعالجة
22-2	استخدام الاوزون في محطات معالجة المياه في الولايات المتحدة
25-2	استخدامات الكلور وجرعاته
26-2	نقاط اضافة الكلور المعتاده واستعمالاته
26-2	جرعات الكلور النموذجية في محطات معالجة المياه
30-2	النسبة المئوية لخفض تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير بنقل الكلورة الى نقطة متاخره في خط المعالجة
33-2	ملخص عن التطهير بالكلور
28-2	احتياجات م.ت من الكلور الحر للجبارية والفيروسات
29-2	قيم م.ت لتنبيط حويصلات الجبارية بالكلور الحر على 10 ⁶ (جرعة الكلور 3.0 ملغم/لتر)
جدول 13-2	جدول
جدول 14-2	جدول
جدول 15-2	جدول
جدول 16-2	جدول
جدول 17-2	جدول
جدول 18-2	جدول
جدول 19-2	جدول
جدول 20-2	جدول
جدول 21-2	جدول
جدول 22-2	جدول
شكل 1-2	شكل
شكل 2-2	شكل

قيمة م.ت لتنشيط حويصلات الجيارديا بالكلور الحر على درجة حموضة 7 (جرعة الكلور 3.0 ملغم/لتر)

شكل 3-2

		الفصل 3
1-3	كميات الاوزون	1.3
3-3	توليد الاوزون	2.3
12-3	الاستعمالات الاولية ونقاط اضافة الاوزون	3.3
20-3	النتائج الجانبية للتطهير بالاوزون	4.3
23-3	وضع الطرق التحليلية	5.3
27-3	الاعتبارات التشغيلية	6.3
30-3	ملخص	7.3
6-3	أنواع الصاغطات المستخدمة في أنظمة تحضير الهواء	جدول 1-3
6-3	مقارنة بين أنظمة تغذية الهواء والاكسجين على النقاوه	جدول 2-3
7-3	مقارنة الخصائص الأساسية لترددات مولدات الاوزون المنخفضة والمتوسطة والعالية	جدول 3-3
9-3	مزايا وسلبيات خزان الانتشار بالفقاعات	جدول 4-3
10-3	مزايا وسلبيات التطهير بالحقن	جدول 5-3
11-3	مزايا وسلبيات خزان الخلط التيريني	جدول 6-3
13-3	معايير اختيار نقاط إضافة الاوزون لأنظمة الصغيرة	جدول 7-3
20-3	ملخص لاحتياجات الاوزون المذكورة في الأديبيات واللارمة لتنشيط حويصلات خفية الأبواغ الانثوية بمقدار 99%	جدول 8-3
21-3	النتائج الجانبية الأساسية المعروفة للأوزون	جدول 9-3
24-3	خصائص ومقارنات الطرق التحليلية للأوزون في الطور الغازي	جدول 10-3
25-3	خصائص ومقارنات الطرق التحليلية لمتبقي الاوزون	جدول 11-3
30-3	ملخص لاعتبارات التطهير بالاوزون	جدول 12-3
2-3	تفاعلات الاكسدة لمركبات خالل او زنة المياه	شكل 1-3
3-3	تفاعل الاوزون مع أيون البروميد يمكن أن ينتج أيون البرومات والمواد العضوية المبرومة	شكل 2-3
3-3	مولد او زون في ابسط صوره	شكل 3-3
4-3	مخطط مبسط لنظام اوزون	شكل 4-3
5-3	مخطط لنظام تحضير الهواء	شكل 5-3
7-3	مخطط لقطب الاسطوانى	شكل 6-3
8-3	خزانات الانتشار بالفقاعات	شكل 7-3
9-3	نظام حق الاوزون في المجرى الفرعى	شكل 8-3
10-3	خزان الخلط التيريني	شكل 9-3
19-3	قيمة م.ت لتنشيط الفيروسات بالاوزون على درجة حموضة 9-6	شكل 10-3
21-3	التفاعلات الأساسية المكونة للنتائج الجانبية للأوزون	شكل 11-3
22-3	الطرق الرئيسية لتكون أيون البرومات عندما يتفاعل الاوزون مع أيون البروميد	شكل 12-3

		الفصل 4
1-4	كميات ثاني اكسيد الكلور	1.4
2-4	توليد ثاني اكسيد الكلور	2.4
10-4	الاستعمالات الاولية ونقاط استخدام ثاني اكسيد الكلور	3.4
11-4	تنشيط الكائنات الممرضة وفعالية التطهير	4.4
17-4	النتائج الجانبية للتطهير باستخدام ثاني اكسيد الكلور	5.4
20-4	وضع الطرق التحليلية	6.4
22-4	الاعتبارات التشغيلية	7.4
24-4	ملخص	8.4
4-4	مولدات ثاني اكسيد الكلور التجارية	جدول 1.4
11-4	نتائج دراسة حاجة المياه السطحية لثاني اكسيد الكلور	جدول 2-4
22-4	الطرق التحليلية لثاني اكسيد الكلور والمركبات المرتبطة به	جدول 3-4
24-4	خصائص كلورايت الصوديوم المتوافره تجاريًا	جدول 4-4
25-4	ملخص عن ثاني اكسيد الكلور	جدول 5-4
6-4	مولد ثانى اكسيد الكلور التقىدي عند استخدام طريقة الكلور-كلورايت	شكل 1.4
7-4	توليد ثانى اكسيد الكلور باستخدام طريقة الكلور المائي المدور	شكل 2.4
13-4	تأثير درجة الحرارة على تنشيط حويصلات N.Gruberi على 7 درجة حموضة	شكل 3-4
14-4	مقارنة بين الفعالية ضد الجراثيم لكل من ثانى اكسيد الكلور والكلور	شكل 4-4
16-4	قيمة م.ت لتنشيط حويصلات اكيلس الجيارديا باستخدام ثانى اكسيد الكلور	شكل 5-4
16-4	قيمة م.ت لتنشيط الفيروسات باستخدام ثانى اكسيد الكلور	شكل 6-4
17-4	تنشيط البارقام بثانى اكسيد الكلور على 20 م	شكل 7-4
18-4	تنشيط البارقام بثانى اكسيد الكلور على 10 م	شكل 8-4

بيرمنجنات البوتاسيوم

1-5	كيمياء بيرمنجنات البوتاسيوم	1.5
1-5	التوليد	2.5
2-5	الاستعمالات الأساسية ونقاط الاستخدام	3.5
3-5	تشييط الكائنات الممرضة وفعالية التطهير	4.5
5-5	تكوين النواتج الجانبية لعملية التطهير	5.5
7-5	وضع الطرق التحليلية	6.5
7-5	الاعتبارات التشغيلية	7.5
8-5	جدول تلخيصي	8.5
8-5	قيم (م.ت) لبيرمنجنات البوتاسيوم لتشييط مقداره 2 لوغاريم للبكتيريو فاج 2 MS-2	5-1
14-5	ملخص لاستخدام بيرمنجنات البوتاسيوم	2-5

الفصل 5

1-6	كيمياء الكلورأمينات	1.6
3-6	التوليد	2.6
8-6	الاستعمالات الأولية ونقاط الاستخدام	3.6
9-6	تشييط الكائنات الممرضة وفعالية التطهير	4.6
11-6	تكوين النواتج الجانبية لعملية التطهير	5.6
12-6	وضع الطرق التحليلية	6.6
15-6	الاعتبارات التشغيلية	7.6
20-6	ملخص	8.6
3-6	جرعة الكلور اللازمة للتفاعل بين $\text{Cl}_2 - \text{NH}_3$	1-6
3-6	الزمن اللازم لتحول 99% من الكلور إلى أحادي كلوروأمين	2-6
4-6	الطرق الشائعة لاستخدام إضافة الكلور	3-6
11-6	قيم (م.ت) للتشييط حبيصلات الجيارديا باستخدام الكلورأمينات.	4-6
11-6	قيم (م.ت) للتشييط الفيروسات باستخدام الكلورأمينات	5-6
13-6	خصائص ومقارنات الطرق التحليلية لاحادي كلوروأمين أ	6-6
18-6	مسح عن مستخدمي الكلورأمين في الولايات المتحدة	7-6
21-6	ملخص عن التطهير بالكلورأمين	8-6
2-6	المنحنى النظري لنقطة الانكسار	1-6
3-6	شكل توزيع فصائل الكلورأمين مع درجة الحموضة	2-6
4-6	نظام تزويد غاز الكلور	3-6
5-6	نظام تغذية الهيبوكلورايت	4-6
6-6	مخطط نظام تغذية مباشرة للأمونيا الجافة	5.6
6-6	نظام تغذية محلول الأمونيا الجافة	6-6
7-6	نظام تغذية الأمونيا المائي	7-6

الفصل 6

1-7	كيمياء البيروكسون	1.7
3-7	التوليد	2.7
4-7	الاستعمالات الأساسية ونقاط الاستخدام	3.7
5-7	تشييط الكائنات الممرضة	4.7
7-7	النواتج الجانبية لعملية التطهير	5.7
8-7	وضع الطرق التحليلية	6.7
10-7	الاعتبارات التشغيلية	7.7
11-7	ملخص	8.7
12-7	المراجع	9.7
4-7	مقارنة بين الاكسدة بالأوزون والبيروكسون	1-7
7-7	قيم م.ت المحسوبة (ملغم. دقيقة/لت) لتشييط الجيارديا مبوريس	2-7
9-7	خصائص ومقارنات للطرق التحليلية المستخدمة في تحليل بيروكسون الهيدروجين	3-7

الفصل 7

1-8	كيمياء الإشعاع فوق البنفسجي	1.8
3-8	التوليد	2.8
6-8	الاستعمالات الرئيسية ونقاط الاستخدام	3.8
6-8	تشييط الكائنات الممرضة وفعالية التطهير	4.8
12-8	نواتج التطهير الجانبية للإشعاع فوق البنفسجي	5.8
13-8	وضع الطرق التحليلية	6.8

الفصل 8

14-8	الاعتبارات التشغيلية	7.8
16-8	جدول ملخص	8.8
17-8	المراجع	9.8
3-8	جودة المياه وقياسات الأشعة فوق البنفسجية المتعلقة بها	جدول 1-8
10-8	الجرعات اللازمة لتنبيط MS-2	جدول 2-8
16-8	ملخص للتطهير بالأشعة فوق البنفسجية	جدول 3-8
4-8	مفاعل اناء مغلق للأشعة فوق البنفسجية	شكل 1-8
7-8	تنبيط الجراثيم بالإشعاع فوق البنفسجي	شكل 2-8
8-8	جرعة الإشعاع فوق البنفسجي اللازمة لتنبيط الكوليماج MS-2	شكل 3-8
9-8	تدخلات الجسيمات التي تؤثر على فعالية التطهير بالأشعة فوق البنفسجية	شكل 4-8
10-8	جرعات الأشعة فوق البنفسجية اللازمة لتنبيط حويصلات الجياردية اللمبالية تم الحصول عليها من مصدرين	شكل 5-8
11-8	تأثير مرحلة نمو رايسبودس A على جرعة الإشعاع فوق البنفسجي اللازمة لتحقيق التنبيط	شكل 6-8

المطهرات المشتركة

1-9	المطهرات الاولية والثانوية	1.9
9-9	تنبيط الكائنات الممرضة والمطهرات المتفااعلة	2.9
18-9	الطرق التحليلية	3.9
19-9	ملخص	4.9
2-9	المطهرات الأولية التي يمكن استخدامها	جدول 1-9
3-9	المطهرات الأولية/الثانوية المشتركة واستخداماتها المعتادة في معالجة المياه	جدول 2-9
4-9	النواتج الجانبية لعملية التطهير المرتبطة بطرق الأكسدة/التطهير المشتركة المختلفة	جدول 3-9
5-9	استر انتيجيات لمطهرات اولية وثانوية	جدول 4-9
6-9	التغيرات في تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير للمحطات الاربع بعد تطبيق ثمان من هذه الاستراتيجيات	جدول 5-9
13-9	تنبيط الفيروسات بالمطهرات كل على حدة وبالاستخدام المتزامن مع الكلورامين	جدول 6-9
14-9	تنبيط خفية الأبواغ بارفام باستخدام الأوزون متبعاً بثاني اكسيد الكلور	جدول 7-9
15-9	تنبيط خفية الأبواغ بارفام باستخدام ثاني اكسيد الكلور متبعاً بالكلور الحر	جدول 8-9
15-9	تنبيط الجيارات ميوريس باستخدام ثاني اكسيد الكلور متبعاً بالكلور الحر	جدول 9-9
15-9	تنبيط العصوية الشععية باستخدام ثاني اكسيد الكلور متبعاً بالكلور الحر	جدول 10-9
15-9	تنبيط خفية الأبواغ بارفام باستخدام ثاني اكسيد الكلور متبعاً بالكلورامين	جدول 11-9
16-9	تنبيط الجيارات ميوريس باستخدام ثاني اكسيد الكلور متبعاً بالكلورامين	جدول 12-9
16-9	تنبيط الجيارات ميوريس باستخدام الأوزون متبعاً بالكلور الحر	جدول 13-9
16-9	تنبيط العصوية الشععية باستخدام ثاني اكسيد الكلور متبعاً بالكلور الحر	جدول 14-9
16-9	تنبيط الجيارات ميوريس باستخدام الأوزون متبعاً بالكلورامين	جدول 15-9
17-9	تنبيط الجيارات ميوريس بالكلور الحر متبعاً بأحادي الكلورامين	جدول 16-9
17-9	تنبيط خفية الأبواغ بارفام باستخدام المتابع للأوزون والكلورامين	جدول 17-9
19-9	ملخص عن المطهرات المشتركة	جدول 18-9
11-9	تنبيط خفية الأبواغ بارفام نتيجة للتاثير التعاوني عند استخدام الأوزون متبعاً بثاني اكسيد الكلور	شكل 1-9
11-9	تنبيط خفية الأبواغ بارفام نتيجة للتاثير التعاوني عند استخدام ثاني اكسيد الكلور متبعاً بالكلور الحر	شكل 2-9
12-9	تنبيط خفية الأبواغ بارفام نتيجة للتاثير التعاوني عند استخدام الكلور متبعاً بالكلورامين	شكل 3.9
14-9	تنبيط الإسريكيه القولونية باستخدام الكلور الحر وأحادي الكلورامين	شكل 4-9

الفصل 9

مقدمة

1.1 أهداف هذا الدليل

يعتبر الكلور من أكثر المطهرات استخداماً في صناعة معالجة مياه الشرب (Sawyer et al., 1994). ويستخدم الكلور، في الوقت الحاضر، كمطهر أولي في معظم محطات معالجة المياه السطحية، حيث يستخدم كمطهر قبلي في أكثر من 63%， وكمطهر بعدي في أكثر من 67% محطات معالجة المياه السطحية (وكالة حماية البيئة، 1997). وقد نظم هذا الدليل ليعطي البيانات التقنية والمعلومات الهندسية عن المطهرات الأخرى الأقل استخداماً من الكلور. كما يصف هذا الدليل، كلما تطلب الأمر، استخدام هذه المطهرات كعوامل مؤكدة وما ينطوي عليه ذلك الاستخدام.

تشجع وكالة حماية البيئة الأمريكية المؤسسات العامة على فحص مناهي الممارسات المستخدمة في التطهير، للتعرف على الفرص الممكنة لتحسين جودة المياه الجاهزة، دون التقليل من الوقاية ضد الميكروبات. وبهدف هذا الدليل إلى وصف المطهرات البديلة، وتقنيات التطهير الممكن استخدامها، والمتطابقة مع مطهرات المرحلة الأولى، وأحكام المطهرات/النواتج الجانبية لعملية التطهير (DBPR) والقانون المرحلي للمعالجة المكثفة للمياه السطحية (IESWTR)، كما أنه يركز الضوء على مزايا ومساوئ استخدام مثل هذه المطهرات.

إن وكالة حماية البيئة الأمريكية لا تقدم التوصية إلى المؤسسات العامة باستخدام المطهرات والعوامل المؤكدة المذكورة في هذا الدليل، كما أنها لا تؤيد قيام هذه المؤسسات باستبدال أحد المطهرات أو عامل مؤكدة بغيره، ولكنها تقرر بأن اختيار تقنية التطهير المثلث هو قرار خاص بالموقع، ومن الأفضل تركه لمستخدمي المؤسسة والإدارات الرسمية. ويجب على المؤسسات العامة أن تستخدم هذا الدليل كمصدر للمعلومات، لمساعدتها في اختيار المطهر، وطريقة التطهير المناسبة لتحقيق أهدافها الخاصة. ويجب أن يسبق التغيير في ممارسات التطهير إجراء دراسات مخبرية أو ريادية مكثفة، ومراجعة شاملة للمتطلبات التشريعية. وعلى الأجهزة الرجوع إلى هذا الدليل الإرشادي لغايات تحقيق متطلبات الترشيح والتطهير في وحدات معالجة المياه التي تستخدم مصادر مياه سطحية (مؤسسة أعمال المياه الأمريكية، AWWA, 1991) وذلك بهدف التأكيد من أن برامج التطهير تحقق المتطلبات التشريعية للتبسيط اللوغاريتمي. كما ينبغي على المؤسسات العامة الرجوع إلى الدليل الإرشادي لوكالة حماية البيئة الخاص بدراسة مظاهر وفاعلية إجراءات التطهير (وهو قيد الإصدار حالي) للتأكد من تطبيق الاشتراطات التشريعية الحديثة المنصوص عليها في القانون المرحلي للمعالجة المكثفة للمياه السطحية IESWTR.

يقدم الفصل الأول من هذا الدليل عرضاً موجزاً لخلفية المطهرات البديلة والبيئة التشريعية لها، ورؤيه عامة لكيفية إعداد نماذج بيانية تعكس كفاءة عملية التطهير، لتكون مقياساً مرجعياً لغيرها من البدائل لغايات التقييم. كما يوفر هذا الفصل نظاماً لكيفية اتخاذ القرار يمكن للمؤسسات العامة الجوء إليه لتقيير مدى ملاءمة استعمال المطهرات المختلفة وكذلك استراتيجيات التطهير في أنظمة المعالجة كل على انفراد. يقدم الفصل الثاني، تصوراً عاماً للتطهير، بما في ذلك استخدام الكلور، في حين خصصت الفصول الستة التي تليه في هذا الدليل لبحث المطهرات، والعوامل المؤكدة البديلة المبينة أدناه كل على حدة:

- **الفصل الثالث** الأوزون (O₃)،
- **الفصل الرابع** ثاني أكسيد الكلور (ClO₂)،
- **الفصل الخامس** برمغنتات البوتاسيوم (KMnO₄)،
- **الفصل السادس** كلورامين (NH₂Cl)،
- **الفصل السابع** تواليف الأوزون / بيروكسيد الهيدروجين (O₃/H₂O₂)،
- **الفصل الثامن** الأشعة فوق البنفسجية (UV) .

يصف هذا الدليل الكيماء الخاصة لعملية التطهير (أو الأكسدة) وتوليد المطهرات واستخداماتها الرئيسية ونقط الاستخدام، ونواتج التطهير الجانبية (DBP)، وكيفية تثبيط المواد الممرضة وفعالية التطهير، ووضع الطرق التحليلية لمراقبة المتبقيات، والاعتبارات التشغيلية. أما الفصل التاسع فهو يوفر معلومات مماثلة تتعلق باستخدام المطهرات المشتركة. ويتضمن الدليل ملخصاً للمطهرات المستخدمة في الولايات المتحدة كما هو مبين في (الملحق أ). كما يتضمن تقديرات لنكفة استخدام المطهرات البديلة كما هي مبينة في (الملحق ب).

2.1 خالية

إن أهم استخدام للمطهرات في معالجة المياه هو الحد من الأمراض التي تنتقل بواسطة المياه، وتنبيط انتشار الكائنات الممرضة في مصادر التزويذ. وقد استخدمت طريقة الإضافة المتواصلة للكلور في معالجة المياه لأول مرة في مدينة صغيرة في بلجيكا في بداية العقد الأول من القرن العشرين (White, 1992). ومنذ البدء باستخدام الترشيح والتطهير في محطات معالجة المياه في الولايات المتحدة، تم التخلص عملياً من الأمراض التي تنتشر عن طريق المياه كالتيافية والهيفية. فعلى سبيل المثال، انخفض عدد حالات التيفية، في شلالات نيagar/نيويورك بين 1911-1915، من 185 حالة وفاة لكل 100,000 من السكان إلى الصفر تقريباً بعد إدخال الترشيح والكلورة في معالجة المياه (White, 1986).

وفي عام 1974، بين الباحثون في كل من هولندا والولايات المتحدة أن كلورة المياه الشرب تؤدي إلى تكون ثلاثي هالوجينو الميثانات (THMs) (Rook, 1974; Bellar et al. 1974). ويكون هذا الثلاثي عندما يتفاعل الكلور أو البروم مع المواد العضوية المتواجدة في المياه. وبناء على ذلك قامت وكالة حماية البيئة بعمل مسوحات، أكدت الانتشار الكبير لثلاثي هالوجينو الميثانات في مصادر المياه المكلورة (Symons et al. 1975 USEPA, 1978). وقد وجد أن ثلاثي هالوجينو الميثانات، والنواتج الجانبية الأخرى لعملية الكلورة، هي مواد مسرطنة. وقد تكون هذه المخاطر الصحية صغيرة، ولكن تعرض عدد كبير من السكان لها يجب أن ينظر إليه بجدية.

ونتيجة لمشاكل النواتج الجانبية للكلور، فقد أولت وكالة حماية البيئة الأمريكية وصناعة معالجة المياه اهتماماً أكبر باستخدام مطهرات بديلة. ووجد أن بعض المطهرات البديلة تكون أيضاً نواتج جانبية كنتيجة لتفاعلات بين المطهرات ومركبات موجودة في الماء لتكوين نواتج التفكك الطبيعي لهذه المطهرات (Mc Guire et al., 1990; Legube et al., 1989).

- المواد العضوية المهلجة، مثل THMs، وحمض الأسيتيك المهلجن، والكيتونات المهلجة وغيرها. تكون هذه المواد بصورة رئيسية من عملية الكلورة.
- نواتج جانبية لتأكسد المواد العضوية مثل الألدهيدات، والكيتونات، والكربون العضوي القابل للتمثيل (AOC)، والكربون العضوي القابل للتحلل البيولوجي (BDO)، وهي مواد ترتبط أساساً باستخدام العوامل المؤكسدة القوية مثل (الأوزون، الكلور، والتآكسد الشديد).
- مواد غير عضوية مثل الكلورات، والكلورايت، التي ترتبط باستخدام ثاني أكسيد الكلور، والبروم، الذي يرتبط باستخدام الأوزون، وتظهر هذه المواد عند تعریض ثاني أكسيد الكلور لضوء الشمس.

يعتمد نوع وكمية النواتج الجانبية التي تتكون أثناء المعالجة، إلى حد كبير، كما هو مثبت في هذا الدليل، على نوع المطهر وجودة المياه وسلسلة عمليات المعالجة، وזמן الاتصال، والعوامل البيئية مثل درجة الحرارة ودرجة الحرارة.

ويجب على الأجهزة، إذا توافرت لديها الرغبة باستخدام مطهرات بديلة، التتحقق من أن القضاء على الكائنات الممرضة أمر لا يمكن التساهل فيه. فهذه الكائنات تهدد الصحة العامة بالخطر المباشر إذا ما تسببت بتقشِّح للأوبيئة. وعلى الرغم من أن غالبية المخاطر الصحية العامة المعروفة، والمرتبطة بالنواتج الجانبية لاستخدام المطهرات هي مخاطر مزمنة، فإن بإمكان العديد من الأنظمة العمل على تخفيض مستويات النواتج الجانبية للتطهير DBP دون التساهل بالحماية الجرثومية.

3.1 السياق التشريعي

تسعى وكالة حماية البيئة، وفقاً لمتطلبات تعديلات قانون سلامة مياه الشرب (SDWA) الصادر في 1996، لتطوير تشريعات ذات علاقة متبادلة فيما بينها، للسيطرة على انتشار الكائنات الجرثومية الممرضة ومتبقيات المطهرات، والنواتج الجانبية لعملية التطهير في مياه الشرب. ويطلق على مجموع هذه التشريعات تعبير (قوانين أو أحكام الجرثومية/النواتج الجانبية للتطهير (M-DBP))، والغاية منها وضع حل لمعضلة المفاضلة بين الرغبة في تثبيط

الكائنات الممرضة الموجودة في المياه، وضرورة العمل على تقليل المركبات الكيميائية المتكونة كنواتج جانبية أثناء عملية التطهير. ويجري العمل على نشر هذه القوانين في دورتين.

وقد تم نشر المرحلة الأولى لقانون المطهرات/النواتج الجانبية للتطهير Stage 1 DBPR وكذلك القانون المرحلي للمعالجة المكثفة للمياه السطحية (IESWTR) كجزء من دورة النشر الأولى، في 16 كانون الأول/ديسمبر 1998 (63 FR 69390 and 63 FR 69478) على التوالي. وتطبق المرحلة الأولى لقانون المطهرات/النواتج الجانبية للتطهير، على جميع أنظمة معالجة المياه الخاصة بالمجتمعات السكانية (CWS)، وأنظمة المياه الدائمة (non-transient)، وأنظمة المياه الدائمة التي لا تخص تجمعات سكانية (NTNCWS) والتي تستخدم المطهرات كمعالجة أولية أو كمعالجة للمتبقيات. في حين يتضمن القانون المرحلي للمعالجة المكثفة للمياه السطحية تعديلاً لقانون معالجة المياه السطحية (SWTR)، ويشتمل على متطلبات جديدة أكثر صرامة للسيطرة على الكائنات الممرضة التي تنتشر بواسطة المياه، بما فيها بصورة خاصة طفليات خفية الأبواغ الأولية. ويطبق القانون المؤقت للمعالجة المكثفة للمياه السطحية IESWTR على جميع أنظمة المياه العامة التي تستخدم مياهًا سطحية أو مياهًا جوفية تحت التأثير المباشر للمياه السطحية، كما هي موضحة في 40 CFR, Part 141, Subpart H¹ والتي تخدم 10,000 شخصاً على الأقل.

وهنالك ثلاثة قوانين مستقبلية، تشملها دورة النشر الأولى، تضم القانون طويل الأجل رقم 1 للمعالجة السطحية المكثف (LT1ESWTR)، وقانون المياه الجوفية (GWR)، وقانون الغسل الراجي للمرشحات (FBR) ومن المتوقع أن يتم نشر هذه القوانين في تشرين الثاني/نوفمبر 2000. وسيتعارض القانون طويل الأجل رقم 1 للمعالجة المكثفة للمياه السطحية LTIESWTR لاحتياجات مكافحة الكائنات الممرضة، والتخلص منها في الأنظمة المبنية في الجزء الفرعي H والتي تخدم ما لا يزيد عن 10,000 شخص. وسوف يحدد قانون المياه الجوفية GWR تقنيات التطهير الملائمة، بما في ذلك الاستخدام الأمثل للممارسات الإدارية وإجراءات السيطرة على مياه المصدر (BMPs). أما قانون الغسل الراجي للمرشحات FBR فيضطجع مواصفة قياسية لإعادة تدوير مياه الغسل الراجي للمرشحات لجميع أنظمة المياه العامة بغض النظر عن حجمها.

وينتظر إنجاز دورة النشر الثانية في العام 2002، وهي تتألف من المرحلة الثانية لقانون المطهرات/النواتج الجانبية لعملية التطهير DBPR، والقانون طويل الأجل رقم 2 للمعالجة المكثفة للمياه السطحية Long-Term ESWTR 2، وسوف تتضمن مراجعة الشريعتات الخاصة بتكوين النواتج الجانبية لعملية التطهير DBP لجميع الأنظمة، وستتضمن كذلك تثبيط وإزالة الكائنات الممرضة من المياه السطحية، على التوالي.

ويلخص الجدول 1-1 التواريخ المتوقعة للفعاليات التشريعية المتعلقة بقوانين الجرثومية/النواتج الجانبية لعملية التطهير (M-DBP).

جدول 1-1: التواريخ الرئيسية للفعاليات التشريعية

الفعالية التشريعية	التاريخ
نشر القانون طويل الأجل رقم 1 لمعالجة المكثفة للمياه السطحية	تشرين ثاني/نوفمبر 2000
نشر قانون المياه الجوفية	تشرين ثاني/نوفمبر 2000
نشر قانون الغسل الراجي للمرشحات	تشرين ثاني/نوفمبر 2000
نشر المرحلة الثانية من قانون المطهرات/النواتج الجانبية لعملية التطهير	أيار/مايو 2002
نشر القانون طويل الأجل رقم 2 لمعالجة المكثفة للمياه السطحية	أيار/مايو 2002

وبالتزامن مع قوانين الجرثومية/النواتج الجانبية لعملية التطهير M-DBP، وفي أيار 1996، أعلنت وكالة حماية البيئة قانون جمع المعلومات (ICR)، مستهدفة بذلك الحصول على معلومات متعلقة بجودة مياه المصدر وتكوين النواتج الجانبية وتصميم محطات معالجة المياه وتشغيلها. ويطبق هذا القانون على أنظمة الجزء الفرعي H التي تخدم أكثر من 10,000 شخص، وأنظمة المياه الجوفية التي تخدم أكثر من 50,000 شخص. وقد اعتمدت وكالة حماية البيئة الأمريكية استخدام المعطيات التي يتم جمعها وفق قانون جمع المعلومات لوضع حل نهائي لمشكلة الحفاظ على التوازن المعقّد بين المخاطر الصحية المزمنة للنواتج الجانبية لعملية التطهير والمخاطر الصحية الحادة للكائنات الممرضة، ولكن التأخير في نشر القانون، لم يتيح الفرصة أمام وكالة حماية البيئة لاستخدام مصدر هام للمعلومات، لغايات تطبيق القانون المرحلي للمعالجة المكثفة للمياه السطحية IESWTR. وبطبيعة الحال، فإن

¹ يعرف الجزء الفرعي H Subpart H المذكور هذه الأنظمة باعتبارها أنظمة عامة يتم تزويدها بالمياه من مصدر للمياه السطحية أو مصدر للمياه الجوفية تحت التأثير المباشر للمياه السطحية.

الوكالة لا تستطيع التوصل إلى حلول شافية لهذه المشكلة دون أن تتمكن، بموجب القانون، من القيام بجمع المعلومات وتحليلها بدقة.

وتحدد التشريعات الوطنية الأولية والثانوية المتعلقة بمياه الشرب، وهي منشورة في 40 CFR Parts 140 and 143 على التوالي، مقادير لملوثات معينة ومتبقيات المطهرات وأصناف هذه المركبات التي يسمح بوصولها لمستهلكي مياه أنظمة المعالجة العامة. وهذه الحدود موضحة على النحو التالي:

- **أهداف حدود الملوثات القصوى (MCLGs).** ولا تعدُّ بحد ذاتها أهدافاً صحية لأنظمة المياه العامة يجب وضعها موضع التنفيذ. وقد وضعت هذه الحدود، بحسب تقدير إدارة وكالة حماية البيئة EPA ، التي لا ترى لها أية آثار سلبية معروفة أو متوقعة على صحة الأفراد، وهي تسمح، في الوقت نفسه، بهامش مناسب من الأمان.

- **أهداف حدود متبقيات المطهرات القصوى (MRDLGs).** كما في حالة أهداف حدود الملوثات القصوى MCLGs، فإن وكالة حماية البيئة وضعت حدوداً قصوى لمتبقيات المطهرات MRDLGs لا ترى لها أية آثار سلبية معروفة، أو متوقعة على صحة الأفراد، وتسمح بهامش مناسب للأمان. وهي لا تعدُّ أهدافاً يجب وضعها موضع التنفيذ وقد تم تحديدها بناءً على آثارها الصحية ومعطيات التعرض لها، كما أنها لا تعكس الفائدة المتواخة من إضافة المواد الكيميائية لغايات مكافحة الملوثات الجرثومية التي تنتشر بواسطة المياه.

- **حدود الملوثات القصوى (MCLs).** وهي حدود مواصفات يجب وضعها موضع التنفيذ، وقد تم تحديدها بحيث تكون أقرب ما يمكن من أهداف حدود الملوثات القصوى MCLGs، حسبما يكون ذلك ممكناً من الناحية التقنية والاقتصادية.

- **حدود متبقيات المطهرات القصوى (MRDLs).** وهي مشابهة لحدود الملوثات القصوى MCLs. وحدود متبقيات المطهرات القصوى MRDLs، هي حدود مواصفات يجب وضعها موضع التنفيذ، أسوة بسابقتها، وهي تقر بفوائد إضافة المطهرات للماء بصورة مستمرة، تستخدم في مواجهة الحالات الطارئة مثل انفجار أنابيب شبكات التوزيع. وقد وضعت وكالة حماية البيئة، كما هو الحال بالنسبة لحدود الملوثات القصوى MCLs، حدوداً لها بحيث تكون أقرب ما يمكن من حدود أهداف الملوثات القصوى MRDLGs بالقدر الممكن.

وضعت وكالة حماية البيئة في تشرين الثاني/نوفمبر لعام 1979 حدوداً قصوى مؤقتة للملوثات بثلاثي هالوجينو الميثانات الكلية (TTHMs) بواقع 0.10 ملغم/لتر كمعدل سنوي، للنظم التي تخدم 10,000 شخص على الأقل. وقد قررت هذه المواصفة بناءً على الحاجة إلى تقليل مستويات ثلاثة هالوجينو الميثانات، بسبب الشك في كونها مواد مسرطنة. وقامت وكالة حماية البيئة، منذ ذلك الحين، بتطوير ونشر مواصفات قياسية لملوثات أخرى عديدة. وفي 16 كانون الأول/ديسمبر 1998 تم إعلان قوانين المطهرات/النواتج الجانبية للتطهير DBPR، وأهداف حدود الملوثات القصوى MCLGs، وحدود الملوثات القصوى MCLs، كما هي موضحة في الجدول من 1-1 إلى 4-1. وكما هو موضح في الجدول، فقد قرر قانون المطهرات/النواتج الجانبية لعملية التطهير DBPR في المرحلة الأولى تاريخ 16 كانون الأول/ديسمبر 1998:

- **خفض الحد الأقصى للتلويث المعمول به بثلاثي هالوجينو الميثانات الكلية TTHMs من 0.10 ملغم/لتر إلى 0.080 ملغم/لتر.**

- **شمول الحد الأقصى للتلويث بثلاثي هالوجينو الميثانات الكلية TTHMs لأنظمة جميعها من كل الأحجام.**

- **اشترط القيام بالختير المكافف أو إزالة العسر الترسبي المكافف في بعض الأنظمة.**

- **ثبت حدود متبقيات التطهير القصوى MRDLs وأهداف حدود متبقيات التطهير القصوى MRDLGs للكلور، والكلورامين، وثاني أكسيد الكلور.**

- **ثبت حدود الملوثات القصوى MCLs لحمض هالو أستيك (5) HAA5، والبرومات، والكلورايت.**

- **ثبت أهداف حدود الملوثات القصوى MCLGs لثاني نواتج جانبية للمطهرات.**

إضافة إلى ذلك، فإن قانون معالجة المياه السطحية SWTR لعام 1989 يتطلب تثبيطاً لغاز ثمباً بواقع 3.0 لوغاريثم لحوبيصلات الجباردية، و4.0 لوغاريثم للفيروسات في مصادر المياه السطحية. ولتحقيق هذه الأهداف، فقد قرر قانون معالجة المياه السطحية SWTR شروطاً خاصة للمعالجة بالترشيح والتطهير. ويمكن تحقيق هذه الأهداف باستخدام برامج متعددة للمعالجة تتضمن الترشيح والتطهير، كما هو موضح في الجدول 5-1. ويشترط القانون المؤقت للمعالجة المكاففة للمياه السطحية IESWTR إزالة 2.0 لوغاريثم للكريبيتوسبيوريديوم لدعم أنظمة الجزء الفرعي H التي تخدم 10,000 شخصاً على الأقل.

الجدول 1-2: تشریعات میاه الشرب الأساسية المتعلقة بالملوثات الميكروبیولوجیة

المركب	أهداف حدود الملوثات الفصوى ملغم/لتر	حدود الملوثات الفصوى ملغم/لتر	التأثيرات الصحية المتوقعة	مصدر تلوث مياه الشرب
الجيباردية اللمبية	صفر	TT ¹	أمراض الجهاز الهضمي	الفضلات البرازية للإنسان والحيوان
ليجونيلا	صفر	TT	مرض الليجونيير	جرائم شائعة في المياه الطبيعية، تستطيع التكاثر في أنظمة تسخين المياه
تعداد الكائنات عضوية التغذية	لا يوجد	TT	تشير إلى جودة المياه وفعالية المعالجة	
مجموع جرائم القولون	صفر	أقل من 2% ²	تشير إلى احتمالية وجود كائنات ممرضة في الماء	الفضلات البرازية للإنسان والحيوان
العكر	لا يوجد	TT	تشير إلى فشل معالجة المياه ووجود الكائنات الممرضة في الماء	جسيمات من جريان الفياسنات، الجريان إلى مصدر المياه والتاكل
الفيروسات	صفر	TT	أمراض الجهاز الهضمي	الفضلات البرازية للإنسان والحيوان

المصدر: مؤسسة أعمال المياه الأمريكية AWWA الإنترنت، 1997.

¹ TT = متطلب تقنية المعالجة بدلاً من حدود الملوثات الفصوى، كما هي مقررة في 40 CFR ، 141.70 ، 40.

² لا تزيد 5% إيجابي لعدد عينات < 40 عينة/شهر. لا تزيد عن 1% إيجابي لعدد عينات > 40 عينة/شهر [40 CFR ، 141.63(a)]

الجدول 1-3: تشريعات مياه الشرب الأساسية المتعلقة بنوافذ عملية التطهير الجانبية

المركب	أهداف حدود الملوثات القصوى ملغم/لتر	حدود الملوثات القصوى ملغم/لتر	التأثيرات الصحية المتوقعة	مصادر تلوث مياه الشرب
البرومات	صفر ³	0.010 ⁴	السرطان	النواوج الجانبية للتطهير بالأوزون
برومودايكلوروميثان	صفر ³	انظر ثلاثي هالوجين المياثانات الكلية	السرطان، والكبد، والكلية، وتأثيرات بالجهاز التناسلي	كلورة مياه الشرب والنواوج الجانبية للتطهير بالكلورامين
البروموفورم	صفر ³	انظر ثلاثي هالوجين المياثانات الكلية	السرطان، والجهاز العصبي، وتأثيرات على الكبد والكلية	النواوج الجانبية لتطهير مياه الشرب بالأوزون والكلورامين
الكلورايت	0.8 ³	1.0 ⁴	بنكس كريات الدم الحمراء	فقر الدم المصحوب تطهير المياه بثنائي أكسيد الكلور
الكلوروفورم	صفر ³	انظر ثلاثي هالوجين المياثانات الكلية	السرطان، والكبد، والكلية، وتأثيرات بالجهاز التناسلي	كلورة مياه الشرب والنواوج الجانبية للتطهير بالكلورامين
دايرموكlorوميثان	0.06 ³	انظر ثلاثي هالوجين المياثانات الكلية	الجهاز العصبي، والكبد، والكلية، وتأثيرات بالجهاز التناسلي	كلورة مياه الشرب والنواوج الجانبية للتطهير بالكلورامين
دايكلورو أستيك أسيد	صفر ³	انظر حمض هالو أستيك (5)	السرطان وغيره من التأثيرات	كلورة مياه الشرب والنواوج الجانبية للتطهير بالكلورامين
أحماض هالو أستيك ¹ (HAA5)	لا يوجد	0.060 ⁴	السرطان وغيره من التأثيرات	كلورة مياه الشرب والنواوج الجانبية للتطهير بالكلورامين
حمض ترايكلورو أستيك	0.03 ³	انظر حمض هالو أستيك (5)	احتمال السرطان وتأثيرات بالجهاز التناسلي	كلورة مياه الشرب والنواوج الجانبية للتطهير بالكلورامين
ثلاثي هالوجين المياثانات الكلية ² (TTHMs)	لا يوجد	0.08 ⁴	السرطان وغيره من التأثيرات	كلورة مياه الشرب والنواوج الجانبية للتطهير بالكلورامين

المصدر: 64 FR 69390 (12/16/98).

¹ حمض هالو أستيك (5) = حاصل جمع تراكيز الأحماض الأحادية، والثنائية، وأحماض ثلاثي كلورو أستيك وأحماض أحادي وثنائي بروموميثان.² ثلاثي هالوجين المياثانات الكلية = حاصل جمع تراكيز برومودايكلوروميثان، ودايرموكlorوميثان، والبروموفورم، والكلوروفورم.³ تم تقيينها بشكل نهائي في 16 كانون الثاني/يناير 1998 (63 FR 69390) وفق ما جرى العمل به بموجب 40 CFR, 141.53.⁴ تم تقيينها بشكل نهائي في 16 كانون الثاني/يناير 1998 (63 FR 69390) وفق ما جرى العمل به بموجب 40 CFR, 141.64.

الجدول 1-4: تشريعات مياه الشرب الأساسية المتعلقة بمتبقيات المطهرات

المطهر	القصوى ³ (ملغم/لتر)	أهداف حدود متبقيات المطهرات	حدود متبقيات المطهرات القصوى ⁴ (ملغم/لتر)
الكلور ¹	(Cl ₂) 4	القصوى ³ (ملغم/لتر)	4(Cl ₂)
الكلورامين ²	(Cl ₂) 4	أهداف حدود متبقيات المطهرات	(Cl ₂) 4
ثاني أكسيد الكلور	(ClO ₂) 0.8	القصوى ³ (ملغم/لتر)	(ClO ₂) 0.8

¹ مقياسة بوصفها كلور حر.² مقياسة بوصفها الكلور الكلي.³ تم تقيينها بشكل نهائي في 16 كانون الثاني/يناير 1998 (63 FR 69390) وفق ما جرى العمل به بموجب 40 CFR, 141.54.⁴ تم تقيينها بشكل نهائي في 16 كانون الثاني/يناير 1998 (63 FR 69390) وفق ما جرى العمل به بموجب 40 CFR, 141.65.

الجدول 1-5: الإزالة/التنبيط اللوغاريتمي بواسطة الترشيح والتطهير المفروض بموجب قانون معالجة المياه السطحية

المعالجة	حوصلات الجياردية	الفيروسات
الإزالة/التنبيط اللوغاريتمي الكافي المطلوب	3.0	4.0
النتائج المنسوبة للمعالجة التقليدية بالترسيب/الترشيح	2.5	2.0
متطلبات تنبيط التطهير	0.5	2.0
النتائج المنسوبة للترشيح المباشر	2.0	1.0
متطلبات تنبيط التطهير	1.0	3.0
النتائج المنسوبة للترشيح الرملي البطيء	2.0	2.0
متطلبات تنبيط التطهير	1.0	2.0
النتائج المنسوبة للترشيح باستخدام التربة المشطورة	2.0	1.0
متطلبات تنبيط التطهير	1.0	3.0
دون ترشيح	0.0	0.0
متطلبات تنبيط التطهير	3.0	4.0

المصدر: مؤسسة أعمال المياه الأمريكية AWWA، 1991.

ملحوظة: قد تفرض بعض الجهات إزالة لوغاريتمية تزيد عن 3 و 4. وقد تقوم بعض الولايات بتحفيض عملية إزالة الترشيح.

1.3.1 النموذج البياني لفاء التطهير والمقياس المرجعي للتطهير

يؤسس القانون المرحلي للمعالجة المكثفة للمياه السطحية (IESWTR) نموذجاً يبين مدى فاعلية التطهير، بوصفه نهجاً يفرض على بعض أنظمة المياه العامة (PWS) إجراء تقييم لأثر التغيرات في أساليب التطهير التي تعتمد استخدامها نتيجة الخطر الناجم عن القشي الجرثومي. وقد صمم هذا النموذج لكي يمكن المؤسسات العامة والولايات العمل معاً، لضمان السيطرة الدوائية على الكائنات الممرضة، وتنفيذ الشروط التي تنص عليها المرحلة الأولى من قانون المطهرات/النواتج الجانبيّة للتطهير DBPR في الوقت نفسه. ويستلزم هذا النموذج إعداد جداول وبيانات يومية لمستويات التنبيط الجرثومي لمدة لا تقل عن عام كامل، وذلك بهدف رسم صورة واقعية تعكس فاعلية وكفاءة الأداء. ومن ثم تستخدم أنظمة معالجة المياه هذه الحصيلة لتعيين مقياس لأداء أو تحديد نموذج لفاءة التنبيط الجرثومي، تقارن به ممارسات التطهير البديلة.

ويشترط أن تقوم الأجهزة بإعداد نماذج كفاءة التطهير، إذا بلغت المعدلات السنوية الدنيا لمستويات كل من ثلاثي هالوجينو الميثانات الكلية TTHM وحمض هالو أستيك (5) HAA5 0.064 و 0.048 ملغم/لتر على التوالي. وتطبق هذه المعدلات، التي تعادل 80% من حدود الملوثات القصوى MCLs المقررة لهذه المركبات بموجب أحكام المرحلة الأولى من قانون المطهرات/النواتج الجانبيّة للتطهير Stage 1 DBPR، على غالبية الأنظمة التي تعتمد تعديل ممارسات التطهير لديها تنفيذًا لأحكام المرحلة الأولى من قانون المطهرات/النواتج الجانبيّة للتطهير. ولتقرير مدى قابليتها للاستخدام، يجب على الأنظمة التي قامت بجمع بيانات ثلاثي هالوجينو الميثانات الكلية TTHM، وحمض هالو أستيك (5) HAA5، بموجب قانون جمع المعلومات ICR استخدام نتائج اثنى عشر شهراً متتالياً من البيانات التي يتم استقبالها بموجب هذا القانون، إلا إذا حدثت لها سلطات الولاية مجموعة بيانات نموذجية أخرى تعتبرها أكثر تمثيلاً. ويحق للأنظمة التي لا تطبق قانون جمع المعلومات، استخدام البيانات المتوفرة لثلاثي هالوجين الميثانات الكلية وحمض هالو أستيك (5)، شريطة الحصول على موافقة سلطات الولاية، وبخلاف ذلك يجب أن تقوم بمراقبة وتسجيل وإعداد بياناتها الخاصة بمركبات ثلاثي هالوجينو الميثانات الكلية، TTHM وحمض هالو أستيك (5) HAA5، على مدى أربعة فصول. ويشترط إنجاز عملية المراقبة هذه خلال مهلة لا تتجاوز 15 شهراً من تاريخ نفاذ القانون المؤقت للمعالجة المكثفة للمياه السطحية IESWTR (أي في شهر آذار لعام 2000). و تستطيع الأنظمة المذكورة للجوء إلى خيار الامتناع عن القيام بعملية المراقبة إذا قامت بتنظيم نموذجها البياني الخاص بالتطهير، حسب الأصول المتبعة.

ويتألف النموذج البياني للتطهير من مجموعة البيانات اليومية للتنبيط اللوغاريتمي للجياردية المبلالية (إضافة إلى بيانات التنبيط الفيروسي، في الأنظمة التي تستخدم الكلورامينات أو الأوزون كمطهر أساسي) محسوبة على مدى عام على الأقل. وهي مبنية على أساس القياسات اليومية لتركيز (تراكيز) متبقيات المطهر، ومدة التلامس، ودرجة الحرارة، ودرجة الحموضة. ويمكن تطوير النموذج البياني باستخدام بيانات تأسست عبر مدة تصل إلى ثلاث سنوات (بيانات أساسية سابقة)، إذا قبضت سلطات الولاية بأن هذه البيانات مقبولة. وإذا تأسست مثل هذه البيانات المقبولة عبر مدة تقل عن ثلاث سنوات، فيجب أن تقوم الأنظمة بإجراء المراقبة لمدة عام، لوضع النموذج البياني. ويشترط أن تنتهي عملية المراقبة خلال 27 شهراً من تاريخ نفاذ القانون المؤقت للمعالجة المكثفة للمياه السطحية (أي في شهر آذار لعام 2001). ويكون المقياس المرجعي للتطهير (نقطة القياس المرجعية) متساوياً IESWTR

مع أدنى معدل شهري لمستوى التثبيط، طبقاً للنموذج البياني للتطهير (أو مع معدل الأشهر ذات القراءات المنخفضة في النماذج البيانية متعددة السنوات).

ويجب على كل نظام، من الأنظمة التي يفرض عليها إنشاء نموذج بياني للتطهير بموجب القانون المؤقت للمعالجة المكثفة للمياه السطحية، يعتزم إجراء تغيير جوهري في ممارسات التطهير التي يقوم بها مراجعة سلطات الولاية قبل إجراء التغيير. وتعرف التغييرات الجوهرية في ممارسات التطهير بكونها: (1) نقل موقع أو نقطه التطهير من مكان آخر؛ ولا يشمل ذلك التغييرات الموسمية المعتادة؛ (2) تغيير نوع المطهر؛ (3) تغيير طريقة التطهير؛ (4) أية تعديلات تعتبرها سلطات الولاية ضرورية. كما يجب على النظام أن يزود سلطات الولاية، لدى مراجعنها بقصد التغيير، بالمعلومات التالية: وصف للتغيير المقترن، ونموذج التطهير البياني للجبارية اللمبالية (والفيروسات إذا تطلب الأمر ذلك)، والمقياس المرجعي، وتحليل بين الأثر الذي سيحدثه التغيير المقترن على مستويات التطهير الحالية. إضافة إلى ذلك، يشترط قيام سلطات الولاية بمراجعة النموذج البياني للتطهير كجزء من مهام المسح الصحي الدوري الذي تقوم به.

لمزيد من المعلومات حول النموذج البياني والمقياس المرجعي للتطهير، راجع دليل وكالة حماية البيئة EPA الخاص بالنماذج البيانية والمقياس المرجعي للتطهير (من المتوقع أن يكون جاهزاً في العام 1999).

4.1 استخدام المطهرات كعوامل كيميائية مؤكدة

إن غالبية المطهرات عبارة عن عوامل مؤكدة قوية وأو تؤدي إلى تكوين عوامل مؤكدة كنواتج جانبية (مثل جذور الهيدروكسيل الحر) تتفاعل مع المواد العضوية وغير العضوية في الماء. وعلى الرغم من أن التركيز الأساسي لهذا الدليل ينصب على التطهير، إلا أن العديد من المطهرات الموصوفة في هذا الدليل تستخدم لأغراض أخرى في مجال معالجة مياه الشرب أيضاً، مثل ضبط الطعام والرائحة، وتحسين التتدف، وكبح الكائنات المزعجة. وأن النواتج الجانبية لعملية التطهير (DBPs) - تكون بغض النظر عن الهدف. المقصود من استخدام المادة المؤكدة، فإن توجيه النظر نحو استخدامات المطهرات كعوامل مؤكدة في معالجة المياه يكتسب أهمية أيضاً. وقد تم وصف هذه الاستخدامات الإضافية بتفصيل أكثر في الفصل الثاني من الدليل.

5.1 أسلوب الدليل في طرح موضوع الكلور

لا يتضمن هذا الدليل دراسة مفصلة للكلور أو التطبيقات العملية للكلور، كما هو الحال بالنسبة لإمكانات واستخدامات المطهرات البديلة. ويرجع ذلك لسببين دفعاً وكالة حماية البيئة EPA لتبني هذا الأسلوب، وهما: (1) أن الهدف من هذا الدليل هو تزويد المؤسسات العامة والولايات بمعلومات فنية وهندسية متعلقة بالمطهرات البديلة والعوامل المؤكدة، التي لا تتوفر بشأنها معلومات وافية كما هو الحال بالنسبة للكلور. (2) أن غالبية العظمى من المؤسسات العامة تستخدم الكلور في الوقت الحاضر، وذلك في مجالات كثيرة متعددة تتوافر بشأنها مراجع وأدبيات غزيرة تدور حول استخدامات وفعالية الكلور. وتلخيص هذا الكم الهائل من المعلومات، في هذا الدليل، لن يكون عملياً أو ضرورياً.

ولا يعني إصدار هذا الدليل مصادقة من وكالة حماية البيئة EPA على استخدام المطهرات البديلة أو توصية موجهة للمؤسسات العامة لاستبدال الكلور بمطهر بديل. ولكنه، في واقع الأمر، عرض لمعلومات فنية وهندسية تساعد الفنيين المحليين في اتخاذ القرارات بشأن المعالجة. وترى وكالة حماية البيئة EPA أن المؤسسات العامة والدائرة المعنية بوضع البرامج في ملوك الولاية هم الأقدر على اختيار المطهرات وتصميم خطط التطهير التي تلائم المحددات العملية والتشريعية، بناءً على ظروف الموقع الخاصة. ولا تفرض وكالة حماية البيئة استخدام الكلور أو أي مطهر آخر للقيام بمعالجة نوعية بالنسبة لموقع ما. وذلك لأن العاملين في الموقع هم الأقدر على اختيار المطهرات لمواجهة تحديات المعالجة الاستثنائية على ضوء جودة مياه المصدر والبنية التحتية لمحطة المعالجة.

وتشتمل وكالة حماية البيئة EPA بأن الكلورة تتمتع بأهمية كبيرة، في الوقت الراهن، وهي تمثل عنصراً أساسياً في معظم أنظمة معالجة المياه في هذا البلد. ولهذا السبب فقد أورد الدليل، في الجزء 7.2، ملخصاً باستخدامات الكلور وإمكانياته. ويحتوي الجزء 7.2 أيضاً على قائمة واسعة بالمراجع لمزيد من المعلومات عن الكلور.

6.1 ملخص لخصائص المطهر البديل

تتعرض الفصول اللاحقة من هذا الدليل بالتفصيل لعدد من المطهرات البديلة المتاحة لمزودي المياه. ويلخص الجدول 1-6 الاعتبارات الفنية والتشريعية الأساسية المرتبطة باستخدام المطهرات المختلفة لغايات اختيار المطهر

الأفضل. كما يوفر هذا الجدول ارشادات عامة لكيفية اتخاذ القرار. ومن ناحية أخرى، فإن التقديرات التي يتضمنها الجدول 6.1 هي تقديرات مبنية على أساس استخدام مطهر نموذجي. وبالتالي، وعلى الرغم من أن الكلور يتسبب في تكون ثلاثي هالوجينو الميثانات THM، إلا أن الجدول لا يتعرض لدرجة أو كمية ثلاثي هالوجينو الميثانات THMs المترسبة. وعليه يمكن التوصل إلى تثبيط لوغاريثمي يزيد عن 2 لوغاريثم باستخدام بعض المطهرات، ولكن الجرعة العالية اللازمة لتحقيق هذا الأمر قد لا يجعل استخدام المطهر منطقياً، ولذلك نجد أن الجدول يصنفه في خانة المطهرات التي لا تستطيع تحقيق تثبيط لوغاريثمي يوازن 2 لوغاريثم.

وقد تم التركيز على النقاط الأساسية التالية في جدول 1-6:

- تكون **ثلاثي هالوجينو الميثان**، **المواد العضوية المتأكسدة**، **المواد العضوية المهلجة**. تتكون المواد العضوية المهلجة عند استخدام الكلور أو الأوزون (بوجود أيون البرومين)، بينما تتوارد المواد العضوية المتأكسدة بأقصى تركيز عند استخدام عامل مؤكسد قوي. ويعتمد تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير على كميات وأنواع المواد التي تتفاعل مع المطهرات في الماء.
- **ت تكون النواتج الجانبية غير العضوية**. وتشمل النواتج الجانبية غير العضوية أيونات الكلورات، الكلورايت، والبرومات المرتبطة باستخدام ثاني أكسيد الكلور والأوزون.
- **ضرورة توافر حدود متبقيات المطهرات القصوى لبعض المطهرات (MRDLs).** ينبغي الانتباه لضرورة تحقيق توازن بين هذا الاشتراط ووجوب الحفاظ على وجود متبقيات في شبكات التوزيع. إن حدود متبقيات المطهرات القصوى لمعظم المطهرات، مثل الكلور، مرتفعة نسبياً ولا تشكل في العادة أي إشكالية.
- **ملاحظة تأثير إزالة عسر المياه باستخدام مسحوق القصارة (الجير lime).** درجة الحموضة المرتفعة التي تلازم إزالة عسر المياه بهذه الطريقة تؤثر على المعالجة بالكلور والكلورامين والأشعة فوق البنفسجية.
- **تؤثر العكارة على التطهير باستخدام الأشعة فوق البنفسجية والأوزون.** يمكن أن يؤثر الأوزون على عملية التخمير والترسيب. وبالتالي ينصح أن يتم التطهير بالأوزون بعد الترسيب ولكن قبل المرشحات لتنقيل أثر العكارة.
- **تصنيف التثبيط اللوغاريثمي إلى تثبيط يقل أو يزيد عن 2 لوغاريثم.** يهدف هذا التصنيف لتحديد إمكانية التوصل إلى تحقيق تثبيط عال باستخدام جرعات معتدلة. فمثلاً، يمكن الوصول إلى تثبيط يعادل 3-لوغاريثم لحوصلة الجياردية باستخدام الكلور، ولكن (م.ت) اللازم لتحقيق ذلك يتراوح بين 100 وما يزيد عن 300 ملغم. دقيقة/لتر، الأمر الذي يتطلب جرعات عالية من الكلور وأو زمن تلامس طويل. من ناحية أخرى، فإنه يمكن الوصول إلى تثبيط لوغاريثمي للفيروسات بمقادير يعادل 4-لوغاريثم باستخدام زمن الترسيب يساوي 15 إلى 60 ملغم. دقيقة/لتر على معظم درجات الحرارة.
- وقد صدرت مؤخراً تقارير تشير إلى التوصل إلى تثبيط لوغاريثمي يساوي 2-لوغاريثم وأكثر من ذلك لحوصلات خفية الأبواغ الأنوية بواسطة الأشعة فوق البنفسجية، وذلك باستخدام نظام يركز الحويصلات على ورقة ترشيح ومن ثم يتم تعریضها لفترات طويلة للأشعة فوق البنفسجية لجرعات تصل إلى 8000 ملي واط/سنتيمتر مربع. ويعتبر هذا النوع من الاستخدام تجربة لغاية الآن.
- **الاستخدام كمطهر ثانوي يمثل مقدمة المطهر على المحافظة على متبقيات في شبكات التزويد.** يؤمن الكلور، ثاني أكسيد الكلور، والكلورامين الأحادي فقط متبقيات التطهير في شبكات التزويد. ويقتصر استخدام ثاني أكسيد الكلور على الأنظمة ذات شبكات التزويد الأصغر، وذلك لأن مقدار الجرعة الكلية المتوفرة للاستخدام من ثاني أكسيد الكلور تعتمد على الكمية المنتجة من أيونات الكلورات والكلورايت.
- **مهارة المشغل** تعتبر مؤشراً عاماً لمقدار يقتضيه وفترته على إجراء الصيانة اللازمة. يمكن وضع جميع المطهرات تحت سيطرة أجهزة التحكم الآلي لتخفيف درجة الاعتماد على المشغل. كما يمكن تقييم درجة العناية المطلوبة أثناء التشغيل تبعاً لدرجة تعقيد عملية معالجة بالمطهر المستخدم. وبناءً على ذلك، فإن درجة العناية واليقطة المطلوبة لعملية التطهير باستخدام البرمنغات، وهي تتطلب جهازاً بسيطاً لحقن المادة الكيماوية يتكون من بعض أجزاء ميكانيكية، تقدر بدرجة 1 (أي درجة عناية بسيطة). في حين أن درجة العناية المطلوبة لعملية التعقيم باستخدام البيروكسون، التي تتطلب أنظمة حقن للأوزون وبيروكسيد الهيدروجين، تقدر بدرجة 5 (عنابة فائقة).
- **اعتبار جميع المطهرات الكيماوية قابلة للتطبيق في المؤسسات العامة الصغيرة والكبيرة.** إن الوحدات القياسية لمختلف تقنيات المعالجة مصممة للعمل ضمن نطاق واسع من التدفقات. وتتوفر مولدات للأوزون وثاني أكسيد الكلور بطبقات صغيرة وكبيرة. وقد تم استخدام الكلور واجهة الحقن الكيماوية

بنجاح في جميع التطبيقات. كما أن سعة الغالبية العظمى من محطات المعالجة بالأشعة فوق البنفسجية تقل عن 200 غالون/بالدقيقة.

وهناك علاقة سببية بين العناصر الأساسية لعملية اتخاذ القرار وبين مصدر المياه (مياه جوفية أو سطحية) وشكل نظام المعالجة القائم (بما في ذلك الترشيح)، لما لهذه العوامل من تأثير كبير على درجة الإزالة اللوغاريثمية المطلوبة أثناء عملية التطهير. كما أن لجودة المياه تأثير كبير على احتمال تكون الناتج الجانبية للتطهير DBP والمواد العضوية القابلة للتحلل البيولوجي BOM.

الجدول 1-6: ملخص لخصائص المطهرات (مبني على أساس استخدام المطهر النموذجي)

الأشعة البنفسجية	الأوزون/البieroكسيد	الكلورامين	البرمنغات	ثاني أكسيد الكلور	الأوزون	الكلور	الحالة
لا	أحياناً	نعم	لا	لا	أحياناً	نعم	ينتاج ثلاثي هالوجينو المياثانات مع كربون عضوي كلى
أحياناً	نعم	لا	أحياناً	أحياناً	نعم	أحياناً	يحتاج مواد عضوية مؤكسدة
لا	أحياناً	نعم	لا	لا	أحياناً	نعم	يحتاج مواد عضوية مهاجنة
لا	أحياناً	لا	لا	نعم	أحياناً	لا	ناتج جانبية غير عضوية
لا	نعم	لا	لا	أحياناً	نعم	أحياناً	يحتاج مواد عضوية قابلة للتحلل البيولوجي
	لا	نعم	لا	نعم	لا	نعم	تطبق على حدود متبقيات المطهرات القصوى
نعم	لا	نعم	لا	لا	لا	نعم	تأثيرات لازالة العسر بواسطة الجير
نعم	أحياناً	لا	لا	لا	أحياناً	لا	تأثيرات للعكر
لا	لا	لا	لا	نعم	نعم	نعم	يحقق تثبيط للجياردية يعادل > 2.0- لوغاريثم
	لا	لا	لا	نعم	نعم	نعم	يتحقق تثبيط للجياردية يعادل < 2.0- لوغاريثم
	لا	لا	لا	نعم	نعم	لا	يتحقق تثبيط لخلفية الأبواغ < 2.0- لوغاريثم
	لا	لا	لا	نعم	نعم	لا	يتحقق تثبيط لخلفية الأبواغ > 2.0- لوغاريثم
	لا	لا	لا	لا	نعم	لا	يتحقق تثبيط لفيروسات يعادل > 2.0- لوغاريثم
نعم	لا	لا	لا	نعم	نعم	نعم	يتحقق تثبيط لفيروسات يعادل < 2.0- لوغاريثم
نعم	لا	لا	لا	نعم	نعم	نعم	استخدام مطهر ثانوي
لا	نعم	لا	لا	أحياناً	لا	نعم	درجة مهارة المشغل المطلوبة.
3	5	2	1	5	5	1	(= مخضضة 5 = فائقة)
لا	نعم	نعم	نعم	نعم	نعم	نعم	قابلية للاستخدام في المؤسسات الكبيرة
نعم	نعم	نعم	نعم	نعم	نعم	نعم	قابلية للاستخدام في المؤسسات الصغيرة

وتصف الأجزاء التالية كل من هذه الحالات.

7.1 اختيار استراتيجية التطهير

يقدم هذا الجزء إرشادات عامة يمكن استخدامها لتقدير مدى ملاءمة المطهرات المختلفة أو مجموعة مشتركة من المطهرات في اختيار استراتيجية التطهير الملائمة. وأن اختيار الاستراتيجية الملائمة يعتمد على الظروف الخاصة بالموقع التي ينفرد بها كل نظام من أنظمة تزوييد المياه، فيجب أن يخضع الاختيار النهائي للاستراتيجية للاستخدامات الفنية المناسبة (مثلا الدراسة/أو التقييم الهندسي أو المخبري أو إجراء تجربة استرشادية لفحص وترجيح البدائل). ويطلب اختيار استراتيجية التطهير الأمثل لمعالجة المياه إيجاد توازن بين ثلاثة دوافع رئيسية، هي :

- توفير مياه خالية من الكائنات الممرضة. بدأ الاهتمام الرسمي، منذ تطبيق قانون معالجة المياه السطحية (SWTR)، بإزالة الكائنات الممرضة بالتركيز على جراثيم القولون، وتعادل الجراثيم الخضرية، وحوبيصلات الجياردية، والليجونيلا، والفيروسات. وتوسعت هذه الدائرة مؤخراً لتشمل إزالة وتنبيط حويصلات خفية الأبواغ الأنثوية، وخصوصاً بسبب مقاومتها للكلور.

- تفادي النوا杰 الجانبية لعملية التطهير. تشكل ثلاثة هالوجينو الميثانات THM، المركبات العضوية المهلجة الأخرى، والنواج الجانبية للتطهير بالأوزون، والنواج الجانبية لعملية الأكسدة، وبعض متبقيات المطهرات خطراً على الصحة، ويجب تحديد تواجدها في مياه الشرب. وتعتبر إزالة المواد المسببة لتكون النواج الجانبية للتطهير، من خلال رفع كفاءة أسلوب المعالجة أو تعزيز عملية التخثير والتندف، الخطوة الأولى في السيطرة على تكون النواج الجانبية لعملية التطهير.
- ضرورة توفير متبقيات المطهر، للمحافظة على الجودة البكتيرية في المياه، أثناء توزيعها للمستهلكين، والسيطرة على إعادة تكاثرها. تزيد احتمالية تكون النواج الجانبية لعملية التطهير بزيادة التلامس بين المواد المسببة لتكونها ومتبقيات المطهرات.

وعند تغيير المطهرات أو العوامل المؤكدة فإن على مزودي المياه مراجعة اداراتهم العليا بهذا الشأن. ويجب أن يراعي أثر التغيير التأثيرات الثابتة لنتائج التطهير المبينة في النموذج البياني، والمقياس المرجعي لكفاءة التطهير كما هي موجزة في الجزء 3.1 من هذا الفصل.

1.7.1 تقييم استراتيجية التطهير

يتتأثر اختيار استراتيجية التطهير، كما هو مبين أدناه، بالعوامل التالية:

- فعالية نظام التطهير الحالي.
- الحاجة لتغيير المطهرات.
- اختيار مطهر بديل.
- احتياجات التطهير الابتدائية والثانوية.

وقد جرى هذا الدليل على تعريف مصطلحي، التطهير الأولى والتطهير الثاني، على النحو التالي:
التطهير الأولى: وهو المطهر الأول المستخدم في نظام المعالجة، ويكون الهدف الأساسي من استخدامه تحقيق (زمن. تركيز) المطلوب (أي التثبيط الجرثومي).

التطهير الثاني: وهو المطهر الثاني المستخدم في نظام المعالجة، ويكون الهدف الأساسي من استخدامه المحافظة على متبقيات المطهر على طول شبكة التوزيع.

ولغايات البحث، فإن الأسلوب الذي سوف يتبع في اختيار استراتيجية التطهير يمر عبر ثلاثة مراحل، هي:

- تقييم ممارسات التطهير الأساسية الحالية.
- اختيار مطهر أولي.
- اختيار مطهر ثانوي.

1.1.7.1 تقييم ممارسات التطهير الأولى الحالية

يوضح الشكل (1-1) كيفية اتخاذ القرار بهدف معرفة ما إذا كان المطهر الأولى المستخدم يحقق شروط التطهير والنواج الجانبية. وتتضمن نقاط الحسم الرئيسية، في هذا الشكل، ما يلي:

- **تحقيق حدود التثبيط الجرثومي الدارجة.** تعرف الحدود الجرثومية من مواصفات مياه الشرب الأساسية المبينة في الجدول 1-2). وتتضمن المؤشرات التشريعية للكائنات الممرضة مثل الجياردية، وليجونيلا، وأعداد الجراثيم الهوائية، وأعداد عصيات القولون، والعكارة، والفيروسات. ويجب أن يحقق المطهر متطلبات التثبيط الالزامية للتطهير. وإذا لم يتحقق ذلك، فيجب على كادر المحطة أن يقرر ما إذا كان بإمكان المطهر المستخدم أن يحقق متطلبات التثبيط الجرثومي، بإجراء تعديلات على طريقة التطهير فقط. وتعديل الطريقة، يمكن أن يتضمن نقل نقطة حقن المطهر، وزيادة الجرعة، وزيادة مدة التلامس، أو تعديل درجة الحموضة. وإذا لم يتحقق ذلك، فربما احتاج الأمر استخدام مطهر جيد. وقد يلجأ مرفق المياه العام PWS، في بعض الأحيان، إلى رفع كفاءة التثبيط الجرثومي، حتى ولو كان المرفق يحقق شروط التثبيط الجرثومي الدارجة. وينبغي في مثل هذه الحالة، إجراء تقييم للتأكد من أن أي تعديل يستهدف تحسين درجة التثبيط يستمر في تحقيق متطلبات الحدود الجرثومية.

- **تحقيق حدود النواج الجانبية للتطهير.** تشكل متطلبات النواج الجانبية لعملية التطهير DBP المجموعة الثانية من الحدود المفروضة على استخدام المطهرات. وقد وضعت المرحلة الأولى من قانون النواج الجانبية للتطهير DBP حدوداً لهذه النواج (ارجع إلى الجدول 1-3 والجدول 1-5). ولتحقيق هذه الحدود بصورة دائمة، ضمن التقليبات المعتادة في جودة المياه الطبيعية، يمكن القول أن 80% من الحدود القصوى للملوثات (MCL) تشكل دافعاً للشروع في تغيير طريقة المعالجة. وكما في حالة التثبيط الجرثومي، فإن بعض مرافق المياه العامة (PWS) قد ترغب برفع كفاءة الحماية من النواج الجانبية للتطهير، وبالتالي فإنها تحتاج إلى إجراء تقييم للتعديلات التي تعمد إليها. وبتعظيم طرق المعالجة الموجودة يمكن تخفيض

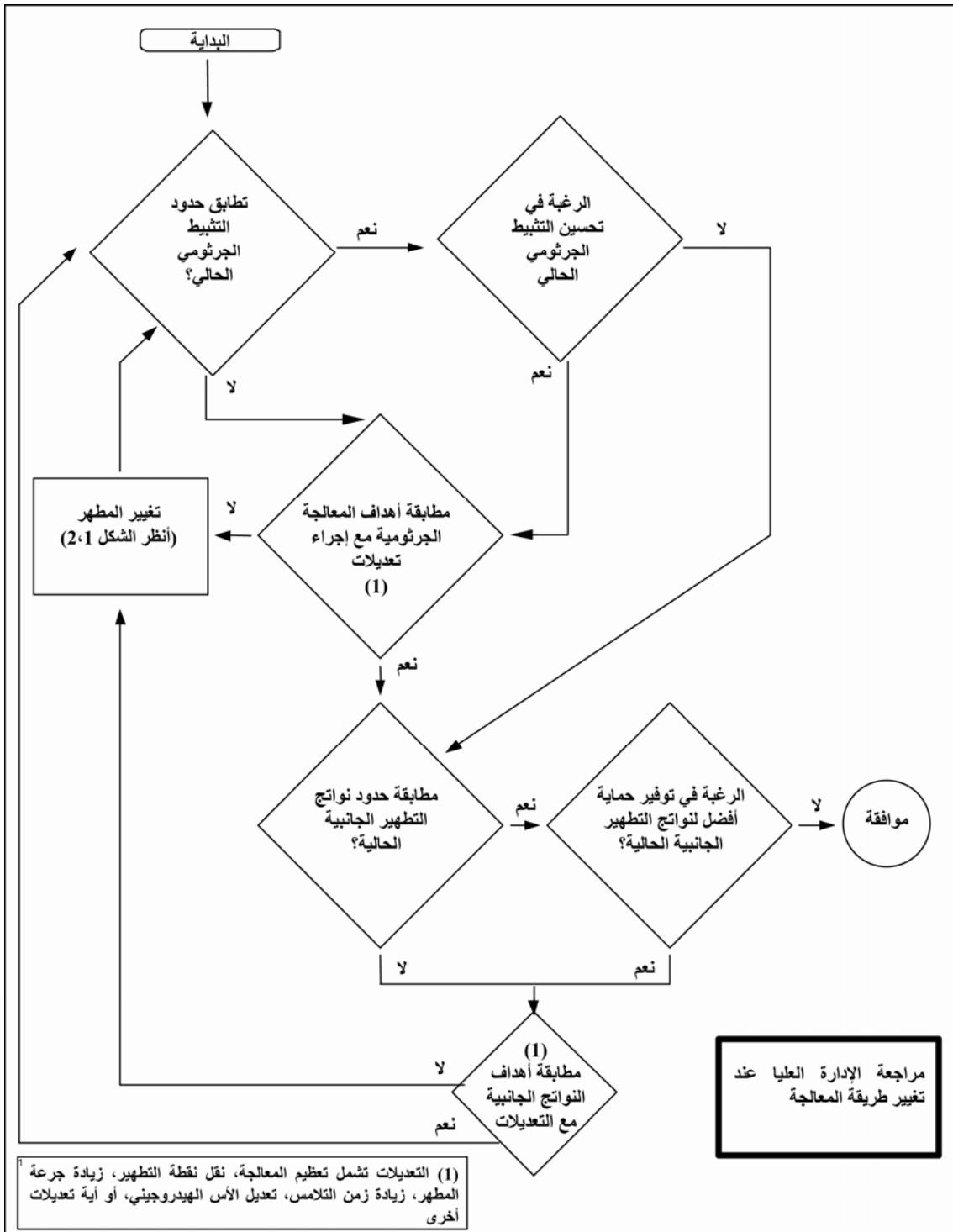
النواتج الجانبية لعملية التطهير DBP. ويمكن أن تتضمن عملية التعظيم تحسين وسائل المعالجة الفبلية (كالتخثير والترشيح إلخ...) أو تعديل المعالجة، كتغيير نقطة التعقيم. وتنطلب المرحلة الأولى من قانون النواتج الجانبية لعملية الكلورة اجراء عملية تخثير مكثف. ويجب على مرفق المياه العام، إذا اعتمذ إجراء تعديلات على طريقة المعالجة، التأكد من أن كل من التثبيط الجرثومي والنواتج الجانبية لعملية التطهير يحقق الشروط التشريعية المعمول بها. أما إذا لم يتحقق تعظيم المعالجة اشتراطات النواتج الجانبية للتطهير والاشتراطات الجرثومية، فقد تكون هناك حاجة إلى استخدام مطهر جديد.

2.1.7.1 اختيار مطهر أولي

عندما يتم اتخاذ قرار بضرورة استخدام مطهر جديد، أو الرغبة في استخدام مطهر جديد لحماية أفضل للصحة العامة، فإن المرحلة الثانية في عملية اتخاذ القرار (الشكل 1-2) توضح العوامل المتعلقة باختيار مطهر أولي. ويطلب هذا القرار معرفة بالعناصر الثلاثة التالية:

- **تركيز الكربون العضوي الكلي TOC.** يدل وجود تركيز عالٍ للكربون العضوي الكلي TOC على وجود احتمال قوي لنكون النواتج الجانبية لعملية التطهير. وفي مثل هذه الحالات، فإن هيكل اتخاذ القرار يساند اختيار المطهرات التي لا تتسبّب في تكوين نواتج جانبية، أو تنتج أدنى كمية منها. وتجب الملاحظة أن إزالة المواد المسببة لتكون النواتج الجانبية والتخثير المكثف يستخدمان لتخفيض الكربون العضوي الكلي TOC، من خلال العمل على تعظيم المعالجة (رفعها إلى حدتها الأقصى أو الأمثل) كما هو مبين في الشكل 1-1. من ناحية ثانية، يمكن استخدام التركيز العالٍ للكربون العضوي الكلي لقياس احتمال تكون النواتج الجانبية للتطهير، كما يمكن تعريفه باعتباره شرطاً يفي بغرض أحد المعايير التالية:

- تركيز الكربون العضوي الكلي TOC يزيد عن 2 ملغم/لتر.
- تركيز ثلاثي هالوجينو الميغانات الكلية يفوق حدود الملوثات القصوى MCL (0.08 ملغم/لتر عملاً بنص المرحلة الأولى من قانون المطهرات/النواتج الجانبية للتطهير Stage 1 DBPR).
- تركيز حمض هالو أستيك (5) HAA5 يفوق حدود الملوثات القصوى (0.06 ملغم/لتر عملاً بنص المرحلة الأولى من قانون المطهرات/النواتج الجانبية للتطهير).



الشكل 1-1: رسم بياني يمثل كيفية تقييم اجراءات التطهير المتبعة

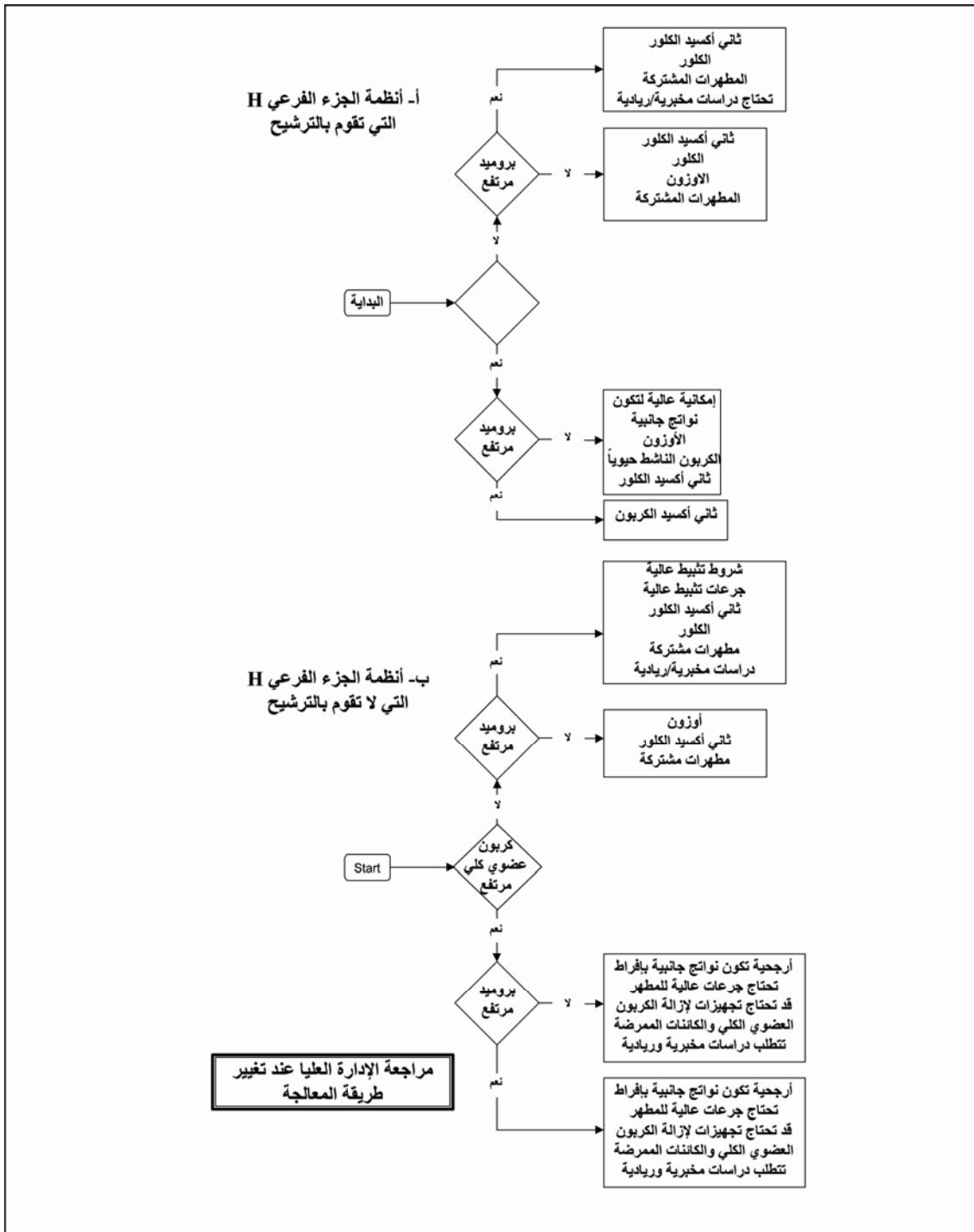
تركيز أيون البروميد. إن تفاعلات العوامل المؤكدة القوية (مثل الأوزون والببروكسون) مع أيون البروميد، لتكوين حمض الهيبوبروموس وأيون البرومات، تحول دون استخدامها في المياه التي تحتوي على تراكيز عالية لأيون البروميد. ويعد تركيز البروميد عالياً إذا تجاوز 0.10 ملغم/لتر.

- الأنظمة المرشحة مقابل الأنظمة غير المرشحة. إن استخدام الأوزون أو الأوزون/ببروكسيد في الأنظمة غير المرشحة، دون اللجوء إلى الترشيح البيولوجي لتحفيض النواتج الجانبية للأوزون والمواد العضوية القابلة للتحلل البيولوجي BOM، هو أمر مرفوض تماماً.

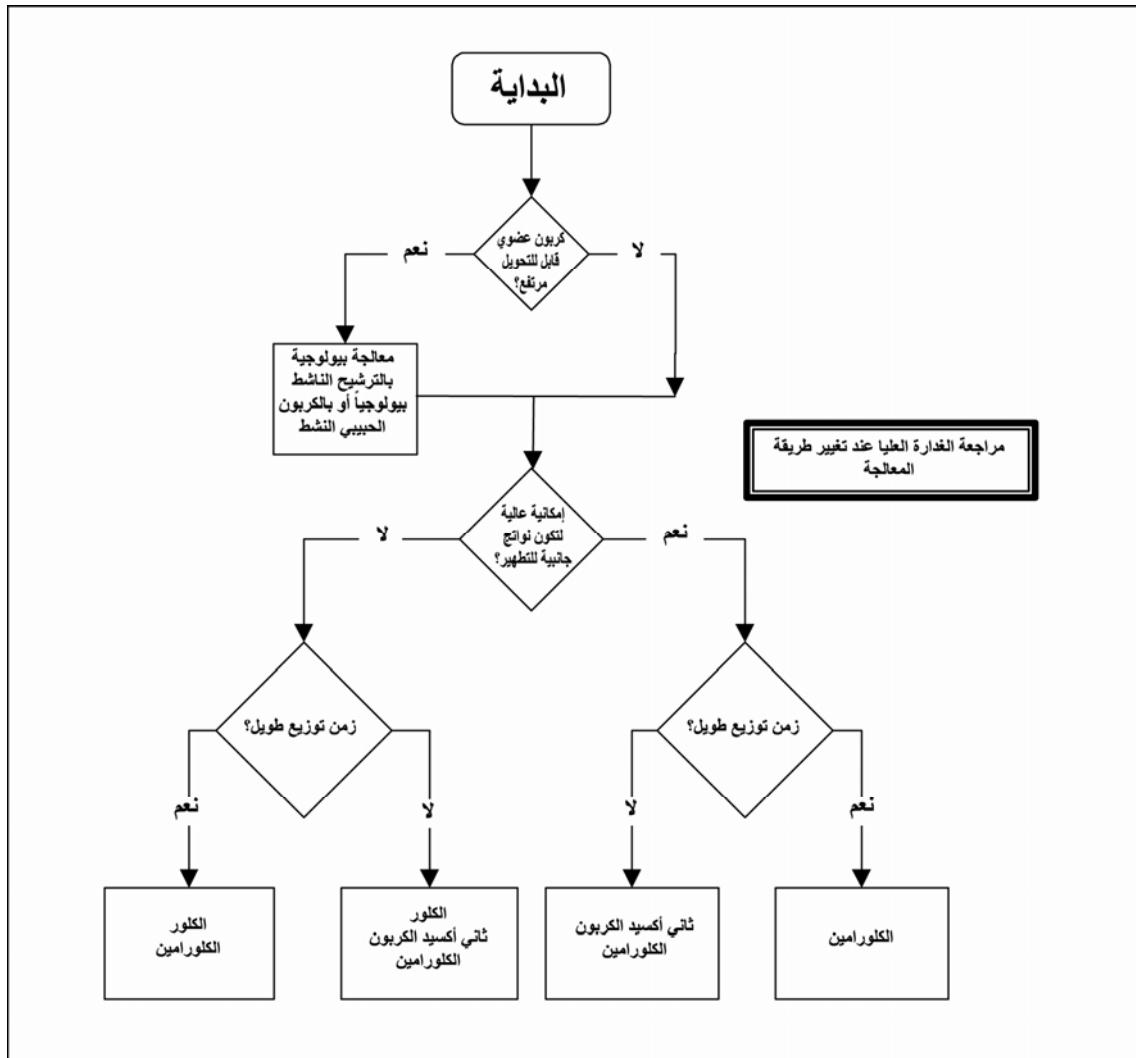
3.1.7.1 اختيار مطهر ثانوي

يعتمد اختيار المطهر الثانوي على المطهر الأولى الذي تم اختياره. ويبين الشكل 3-1 ثلات نقط لاتخاذ القرار بشأن المطهر الثانوي:

- تركيز الكربون العضوي القابل للتمثيل AOC: يتكون الكربون العضوي القابل للتمثيل، عند استخدام عامل مؤكسد قوي (كالأوزون)، كمطهر أولي للمياه التي تحتوي على تركيز عالٍ للكربون العضوي الكلي TOC. وبعد تركيز الكربون العضوي الكلي عالياً إذا تجاوز 0.10 ملغم/لتر بعد الترشيح. ويجب الأخذ بعين الاعتبار، في مثل هذه الحالات، إجراء معالجة ببوليوجة إضافية أو معالجة بالكربون الحبيبي المنشط GAC لاستقرار المياه الجاهزة ومنع نمو الكائنات الحية في شبكات التزويد ثنائية.
- إمكانية تكون نواتج جانبية للتطهير (DBPFP). يمكن استخدام إمكانية تكون النواتج الجانبية للتطهير المؤشر لكمية المواد العضوية الجانبية المتوقع تكونها في شبكات التزويد عند استخدام الكلور. وبالنظر لاستمرار تكون نواتج جانبية للتطهير DBP في شبكات التزويد، فإنه يجب تحديد كميتهما عند مخرج نظام المعالجة. وتعرف إمكانية تكون النواتج الجانبية للتطهير DBPEP العالية بأنها تلك المياه التي تتطبق عليها إحدى المعايير التالية:
 - إذا تجاوز مقدار ثلثي هالوجينو الميثانات الكلية TTHM التي تتكون في سبعة أيام، الحدود القصوى للملوثات MCL 0.08 ملغم/لتر عملاً بنص المرحلة الأولى من قانون المطهرات/النواتج الجانبية للتطهير (DBPR).
 - إذا تجاوز مقدار حمض هالو أستيك (5) HAA5 في 7 أيام الحدود القصوى للملوثات MCL 0.06 ملغم/لتر عملاً بنص المرحلة الأولى من قانون المطهرات/النواتج الجانبية للتطهير (DBPR).
- زمن الاحتباس في شبكة التوزيع: قد تنشأ الحاجة لاستخدام محطات للتعزيز في شبكات التزويد الكبيرة، وذلك للإبقاء على متبقيات التطهير، وحيث أن ثاني أكسيد الكلور حد أقصى لا يجوز تجاوزه أثناء التطبيق العلمي، فإن استخدام جرارات مرتفعة نسبياً منه لضمان متبقيات التطهير في شبكة التزويد قد لا يكون ملائماً. وبعد زمن الاستبقاء في شبكة التزويد طويلاً إذا تجاوز 48 ساعة.



شكل 1-2: رسم بياني يهدف إلى تقليل مجال الاختيار لمطهر أولي جديد



شكل 1-3: رسم بياني يهدف إلى تقييم مجال الاختيار لمطهر ثانوي جديد

2.7.1 ملخص

تشكل المنهجية المبينة أعلاه أساساً لتقييم الحاجة إلى اختيار المطهرات البديلة المثلث لأنظمة مياه الشرب. وتتصف هذه المنهجية بالعمومية لدرجة أنها تشمل النتائج المحتملة لمتطلبات التثبيط وتكون نواتج التطهير الجانبية. من ناحية ثانية، وفي بعض الحالات، فإن الظروف الخاصة بالموقع قد تفرض منهجية مختلفة. ومن الأهمية بمكان الرجوع إلى الإدارة العليا كلما دعت الحاجة لإجراء تغيير في المعالجة. وينبغي التذكير بأن القانون المرحلي للمعالجة المكثفة للمياه السطحية IESWTR يتشرط على بعض مراقب المياه العامة إعداد نماذج ومقاييس التطهير المرجعية عند اقتراح إجراء تغييرات في ممارسات التطهير. إضافة إلى ذلك، فإن بعض القرارات قد تؤدي إلى حالات تحتاج إلى معالجة إضافية. فعلى سبيل المثال، قد يستدعي الأمر استخدام الترشيح لتخفيف جرعة المطهر، والحد من تكون النواتج الجانبية للتطهير DBP إذا كان مستوى الكربون العضوي الكلي TOC وأيون البروميد عالياً. وفي هذه الحالات يجب إجراء دراسات مخبرية وتجارب ريادية لاختيار المطهر الأمثل.

8.1 المراجع

- AWWA (American Water Works Association). 1991. Guidance Manual for Compliance with the Filtration and Disinfection Requirements for Public Works Systems Using Surface Water Sources. .1
- AWWA Safe Drinking Water Advisor - Library on Internet (1997). .2
- Bellar, T.A, J.J. Lichtenberg, and R.C. Kroner. 1974. "The Occurrence of Organohalides in Chlorinated Drinking Water." *J. AWWA*. 66(12): 703-706. .3
- Legube, B., J.P. Croué, J. De Latt, and M. Doré. 1989. "Ozonation of an Extracted Aquatic Fulvic Acid: Theoretical and Practical Aspects." *Ozone Sci. Eng.* 11(1): 69-91. .4
- McGuire, M.J., D.W. Ferguson, and J.T. Gramith. 1990. Overview of Ozone Technology for Organics Control and Disinfection. Conference proceedings, AWWA Seminar on Practical Experiences with Ozone for Organics Control and Disinfection, Cincinnati, OH. .5
- Rook, J.J. 1974. "Formation of Haloforms during Chlorination of Natural Water." *Water Treatment and Examination*. 23(2): 234-243. .6
- Sawyer, C.N., P.L. McCarty, L. Parkin, and G.F. Parkin. 1994. *Chemistry for Environmental Engineering*, fourth edition. McGraw Hill, Inc., New York, NY. .7
- Symons, J.M., T.A. Bellar, J.K. Carswell, J. DeMarco, K.L. Kropp, G.G. Robeck, D.R. Seeger, C.J. Slocum, B.L. Smith and A.A. Stevens. 1975. "National Organics Reconnaissance Survey for Halogenated Organics." *J. AWWA*. 67(11): 634-647. .8
- USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1997. *Community Water System Survey –Volume II. Detailed Survey Result Tables and Methodology Report*. EPA 815-R-97-001b. .9
- USEPA. 1978. *National Organics Monitoring Survey (NOMS)*. Technical Support Division, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Drinking Water. Cincinnati, OH. .10
- White, G.C. 1992. *Handbook of Chlorination and Alternative Disinfectants*. Vol. 3. Van Nostrand Reinhold Co. New York, NY. .11
- White, G.C. 1986. *Handbook of Chlorination*. Van Nostrand Reinhold Company, New York, NY. .12

استخدام المطهرات في معالجة المياه

تقوم معظم أنظمة المياه العامة بأحد أشكال معالجة المياه، للتوافق مع تشريعات قانون مياه الشرب الآمن (SDWA). وقد تبين من المسح الذي أجري على أنظمة مياه التجمعات عام 1995 (USEPA, 1997a) أن 99% من أنظمة المياه السطحية في الولايات المتحدة تجري بعض المعالجة على هذه المياه. وأن 99% من أنظمة المعالجة تستخدم التطهير/الأكسدة كجزء من عملية المعالجة. ومع أن 45% من أنظمة المياه الجوفية لا تجري أي معالجة للمياه، إلا أن 92% من محطات المياه الجوفية هذه تجري بعض أشكال المعالجة من ضمنها التطهير/الأكسدة كجزء من عملية المعالجة. وأكثر أنواع المطهرات/المؤكسدات شيوعاً (بدون ترتيب معين) هي الكلور وثاني أكسيد الكلور وكlorامين والأوزون وبيرومنجنات البوتاسيوم.

تستخدم المطهرات لتحقيق أهداف معينة أخرى أثناء معالجة المياه. ومن هذه الأهداف السيطرة على الكائنات المزعجة (مثل الرخويات المخططة والمحارات الآسيوية)، وأكسدة بعض المركبات (مثل المركبات المسببة للطعم والرائحة، الحديد والمنغنيز)، واستعمالها كمثثر ومواد مساعدة على الترشيح.

يهدف هذا الفصل إلى:

- إعطاء صورة ملخصة عن الحاجة إلى التطهير في معالجة المياه.
- إعطاء معلومات أساسية مشتركة بين جميع المطهرات.
- مناقشة الاستعمالات الأخرى للكيماويات المطهرة (مثل المؤكسدات).
- وصف قابلية تكوين المركبات الجانبية لعملية التطهير وتأثير هذه المركبات على الصحة.
- مناقشة الكائنات الدقيقة ذات الأهمية في أنظمة المياه والتأثيرات الصحية المتعلقة بها، وأاليات التثبيط وفعاليات المطهرات المختلفة.
- تلخيص الممارسات المستخدمة حالياً في الولايات المتحدة، بما فيها استخدام الكلور كمطهر وكمؤكسد.

1.2 الحاجة إلى التطهير في معالجة المياه

عرفت العلاقة الوابائية بين الأمراض والمياه منذ مدة طويلة في عام 1850، إلا أنه لم يتم فهم كيف ينقل الماء الجراثيم المسببة للأمراض، حتى وضع باستور (Pasteur) نظرية انتقال الأمراض بواسطة الجراثيم في أواسط 1880.

وفي عام 1880 عندما انتشر مرض الهيبستة في لندن وجد د. جون سنو في دراسته عن انتشار المرض أن بئر الماء (Broad Street Well) كان هو السبب في انتشار المرض نتيجة لتلوثه من زائر مصاب بالمرض، كان قد وصل إلى الجوار. وكانت الهيبستة من الأمراض الأولى التي ارتبط انتشارها بالماء. وكان هذا الحدث هو الأول الذي عزى فيه انتشار المرض إلى التدوير المباشر لماء غير مطهر. والآن وبعد مائة عام، فإن هنالك عدداً كبيراً

من الأمراض التي تعزى إلى الكائنات الممرضة والتي تنتقل عن طريق الماء. ومن هذه الكائنات الجراثيم، والفيروسات، وكائنات دقيقة طفيلية كما هو مبين في الجدول 1-2 و 2-2 و 3-2 على التوالي.

الجدول 2-1: الأمراض المرتبطة بالماء والناجمة عن الجراثيم

العامل المسبب	المرض	الأعراض	المستودع
سالمونيلا التيفية	حمى التيفية	الم في الرأس، غثيان/ فقدان الشهية، إمساك أو إسهال، التهاب في الحلق، التهاب في القصبات، الم في البطن، نزيف الأنف، قشعريره وارتفاع حرارة، بقع وردية على الجدع. فترة الحضانة 14 يوم.	البراز والبول الناقل أو المريض
سالمونيلا نظيره تيفية، سالمونيلا شيتوبيلاري، سالمونيلا هرشفيلاي س	حمى نظيره تيفية	الاصابة تتميز بالحرارة المستمرة، اسهال، بقع وردية على الجدع. فترة الحضانة 10 أيام	براز وبول الناقل أو المريض
شجيلا فليكسيني، شجيلا الزحار، شجيلا السوني، شجيلا البارا الزحارية	زحار العصبات	ورم واسهال حاد، وحمى وزحار برازي على مخاط مثاني البراز والبول. فترة الحضانة 7 أيام.	خروج الناقلين والأشخاص المصابين
الضمة الكوليرية، الضمة الهيبستة	هيضة (الكولير)	إسهال، استفراغ و براز حبيبي مائع، و عطش وألم و فقدان الوعي. فترة الحضانة تبضع ساعات إلى 5 أيام	الخروج، القيء والناقلين
باستوريلا تولايتس	داء التولاريمية	الم وحمى مفاجئة، إجهاد. فترة حضانة 10 أيام	الجردان، الأرانب، ذبابة الحصان، الكلاب، والثعالب، الخنازير، قرادة الخشب
بروسيللا ميلاتينيس	داء البروسيلات (الحمى الموجة)	حمى غير منتظمة وعرق، قشعريره وألم عضلات	الأنسجة، الدم، البول، عفن الحيوانات المصابة
الزائفه الرعامية	رائع	إسهال حاد، القيء، حرارة عالية، الجنون والهوس	الجردان، خنازير الإختبار، قطط، أرانب والخيل
البريمية اليرقانية الترفية	داء البريميات (مرض اول)	حرارة و رجفه وألم في الرأس وغثيان وألم عضلات و القيء واجهاد وعطش وقد يحدث برقان	بول وبراز الفرمان، الخنازير، الكلاب، القطط ، الجردان، الثعالب والأغنام
الاشريكية القولونية الباطنية الممرضة	التهاب الجهاز الهضمي	إسهال مائي وغثيان وإجهاد وجفاف	براز الناقل

الجدول 2-2: الأمراض المرتبطة بالماء والناجمة عن الفيروسات المعاوية البشرية

المجموعة	المجموعة الفرعية	المجموعات أو المجموعات الفرعية	الأمراض المرتبطة بهذه الفيروسات	التغيرات المرضية	الاعضاء التي تتكاثر بها الفيروس
الفيروس المعوي (Enterovirus)	الستجابي	3	شلل العضلات، سحايا غير بكتيرية، حمى متكرره	تلف الأعصاب الحركية، التهاب السحايا الفيروس، تكاثر وأنقال الفيروس إلى الدم.	أغشية الأمعاء المخاطية، النخاع الشوكي، النخاع المستطيل، السحايا، الأغشية المخاطية للأمعاء واللمفاويات، النخاع المستطيل
الإيكوفيروس		34	التهاب السحايا غير البكتيرية، شلل العضلات، جلوباري سيندروم، طفح جلدي، امراض جهاز التنفس، ألم العضلات الوبائي، إسهال، التهاب القولون والعضلات القلبية، التهاب الكبد	التهاب الأعصاب الحركية، اتساع وتمزق الاوعية الدموية اجتياح الفيروسات البرئستية الاوعية التنفسية والاستجابات الالتهابية الثانية، الالتهابات المعاوية غير معروف اجتياح الفيروسات الخلايا مع استجابات التهابية ثانوية، الغلاف القلبي	العشاء المخاطي للأمعاء، النخاع الشوكي، الدماغ، النخاع الشوكي الجد، الاوعية التنسية، والرئتين، المعدة، والأمعاء، الاوعية التنفسية والمعدة والأمعاء، أنسجة الغلاف القلبي

و العضلات القلبية، الكبد	اجتياح حلايا الكبد			
الفم، الغدد الليمفاوية، والطلعوم، السحايا، الغشاء المخاطي المعوي، النخاع الشوكي، النخاع المستطيل، جلد اليدين والقدمين ومعظم الفم، الأوعية التنفسية والرئتين، الأغشية المخاطية المعوية	اجتياح الفيروس للأنسجة المخاطية مع التهاب ثانوي، ألم الحلق، أضرار في الطلعوم، التهاب السحايا من الفيروس، تلف الأعصاب الحركية اجتياح الفيروس لخلايا الجلد في اليدين والقدمين والفم، اجتياح الفيروس لبرنشمية الأوعية التنفسية واستجابات التهابية ثانوية، اجتياح الفيروس لخلايا الغشاء المخاطي	التهاب الكبد هربا نجابن التهاب الطلعوم المخاطي حاد، السحايا الغير بكيرية، شلل العضلات، مرض اليد – القم – الفم، مرض الجهار التنفسى، إسهال الأطفال	242	الفيروس كوكساكى (A)
الكبد أنسجة الغشاء والعضلة القلبية العضلات بين الامتلاع السحايا النشاط المخاطي المعوي، النخاع الشوكي والنخاع المستطيل. السحايا والدماغ الأغشية القلبية والعضلة القلبية الأوعية التنفسية والرئتين الكبد المشيمية خلايا لانجر هائز في البنكرياس القلب النامي	اجتياح الفيروس لخلايا الكبد اجتياح الفيروس لخلايا مع استجابات التهابية ثانوي اجتياح الفيروس لخلايا العضلية التهاب السحايا من الفيروس تلف الأعصاب الحركية اجتياح الفيروس لخلايا اجتياح الفيروس لخلايا مع استجابات التهابية ثانوية اجتياح الفيروس لبرنشمية الأوعية التنفسية واستجابات التهابية ثانوية اجتياح الفيروس لخلايا البرشيمية اجتياح الفيروس لخلايا الأوعية الدموية اجتياح الفيروس لخلايا المنتجة لأنسولين اجتياح الفيروس لخلايا العضلية	التهاب الغشاء والعضلة القلبي الألم الناتج عن التهاب أغشية الرئتين مع حمى التهاب السحايا غير البكيرية شلل العضلات التهاب الدماغ والسحايا التهاب الغشاء التهاب الشفاف والأغشية القلبية والعضلة القلبية التهابات الجهاز التنفسى التهاب الكبد أو طفح جلدي إجهاص عفوي السكري المعتمد على الأنسولين، الإعاقات القلبية الوراثية	6	
غير معروف	غير معروف	غير معروف	6	الريولفيروس (reovirus)
الأوعية التنفسية والرئتين خلايا الماتالفيروس الأوعية الدموية الزائدة الدودية، الغدد الزائدة الدودية، الغدد الليمفاوية الغدد الليمفاوية المعوية الغدة الدرقية الخلايا العضلية	اجتياح الفيروس لبرنشمية الأوعية التنفسية واستجابات التهابية ثانوية اجتياح الفيروس لخلايا واستجابات التهابية ثانوية اجتياح الفيروس لخلايا الغشاء المخاطي اجتياح الفيروس للغدد الليمفاوية السرقوم في الهمستر	أمراض في الجهاز التنفسى التهاب الماتالفيروس الحاد التهاب الزائدة الدودية الحاد الإفساد المعوي التهاب الغدة الدرقية الشبه حاد السرقوم في الهمستر	31	الأدنوفيروس (adenovirus)
الكبد الفص الأمامي للدماغ والعضلات والظام	اجتياح الفيروس لخلايا البرشيمية اجتياح الفيروس لخلايا	التهاب الكبد المعوي مصل الدم التهاب الكبد الدموي، داون سندروم	22	فيروسات التهاب في الكبد (hepatitis)

الجدول 2-3: الأمراض المرتبطة بالماء والناجمة عن الأولى

الاعراض	المرض	العامل المسبب
القيء وديدان حية في البراز	داء الصفر	الصفر الخراطي (الدودة المستديرة) Ascaris lumbricoides
إسهال حاد وألم في البطن والقيء وحرارة خفيفة. قد يكون خطراً على الحياة في المرضى الذين يعانون من نقص المناعة	كريبيتو سبوريديوس	خفية الأبواغ ، ميورس وبارقام Cryptosporidium
إسهال وإمساك متبادل، ازحاف مدة مصحوب بمخاط وورم	داء الأميبات	المتحولة الحالة للنسج histolica
إسهال متقطع	داء الجيارديات	الجيardiella lamblia
إسهال الموت	التهاب الدماغ والسباحيا الأميبية	ناجليريا جروباريا Naegleria gruberi
التهاب الكبد والمثانة	داء البليهسيات	المشقة المنسونية mansoni
ألم في البطن واضطرابات في الهضم ونقصان الوزن	داء الشريطيات	الشريطية الوحيدة Taenia saginata

ومن الأسباب الرئيسية لتفشي عدد من الأمراض عن طريق مياه الشرب، هو التلوث في شبكة التزود الناتج من الوصلات المتصالبة ودخول المياه غير صالحة للشرب في شبكة التزود. إلا أن تفشي الأمراض الناتج من تلوث نظام التزود، يمكن السيطرة عليه بسرعة ويسبب في حدوث عدد قليل من الإصابات مقارنة مع تفشي الأمراض الناتج عن تلوث مصادر المياه أو نظام المعالجة، والتي تؤدي في العادة لحدوث عدد كبير من الإصابات في كل مرة يحدث فيها تلوث. وإذا ما أخذت عدد الحالات بعين الاعتبار، فإن الأسباب الرئيسية لتفشي الأمراض هي تلوث مصادر المياه ونقص في عمليات المعالجة (White, 1992). فمثلاً أصيب أكثر من 400,000 شخص في ميلوكسي، ويسكنزون في عام 1993 نتيجة لتفشي خفية الأبواغ. وقد ارتبط تفشي المرض مع تدني جودة الماء الخام المصحوب بنقصان في فعالية عملية التخثير والترشيح (Kramel et al.; Mackkenzi et al., 1994).

وقد وجد تاريخياً أن حوالي 46% من حالات تفشي الأمراض عن طريق أنظمة المياه العامة ترتبط بقصور في مصدر المياه وأنظمة المعالجة وأن 92% من مسببات الأمراض تعزى إلى هاتين المشكلتين.

وتحفز جميع المياه الطبيعية التجمعات البيلوجية، ولأن بعض الكائنات الدقيقة قد تكون مسؤولة عن بعض المشاكل الصحية العامة، فإن الخصائص البيلوجية لمصدر المياه تعد من أهم العوامل التي يجب أخذها بعين الاعتبار عند معالجة المياه. وبالإضافة إلى الصحة العامة، فإن مايكروبيولوجيا المياه تؤثر على جودة المياه الفيزيائية والكيميائية وعلى تشغيل محطات المعالجة.

1.1.2 الكائنات الممرضة الأساسية

يبين الجدول 2-4 خصائص ثلاثة مجموعات من الكائنات الممرضة الهامة في معالجة المياه، وهي الجراثيم والفيروسات والأولي.

الجدول 2-4: خصائص الكائنات الممرضة المتعلقة بالمياه وذات الأهمية في معالجة المياه

الكائنات	الحجم (مايكرومتر)	القدرة على الحركة	المصادر	المقاومة بالتطهير اباغ الجراثيم	الإزالة بالترسيب، التخثير، الترشيح
الجراثيم	10-0.1	متحركة، غير متحركة	الإنسان، الحيوانات، الماء والطعام الملوث	لها مقاومة عالية بينما الجراثيم اللاهوائية لها أقل مقاومة	جيدة، إزالة 3-2 لوغاريتم
الفيروسات	0.1-0.01	غير متحركة	الإنسان، الحيوانات، الماء الملوث، الطعام الملوث	أكبر مقاومة من الجراثيم اللازروجية	ضعيفة، إزالة 3-1 لوغاريتم
الأولي	20-1	متحركة، غير متحركة	الإنسان، والحيوانات، النباتات المتحولة والماء	أكبر مقاومة من الفيروسات والجراثيم اللازروجية	جيدة، إزالة 3-2 لوغاريتم

1.1.1.2 الجراثيم

الجراثيم عبارة عن كائنات وحيدة الخلية حجمها عادة يتراوح بين 0.1 إلى 10 مايكرومتر. والبناء الفيزيائي لخلية الجراثيم يتحدد بالشكل، والمكونات، والحجم، وطريقة النمو. ويمكن تصنيف معظم الجراثيم في أربع مجموعات حسب شكلها: مكوره، وعصيات، وعصيات منحنية، ولوبيه وخيطية. والجراثيم المكوره قطرها يتراوح بين 3-1 مايكرومتر. وتختلف الباسيلي (جراثيم العصيات) في حجمها الذي يتراوح بين 0.3 – 1.5 مايكرومتر في العرض (أو القطر) ومن 1.0 إلى 10.0 مايكرومتر في الطول. والجراثيم الفيبريوسي (العصيات المنحنية) يتراوح حجمها عادة بين 0.6 – 1.0 مايكرومتر في العرض أو القطر) ومن 2-6 مايكرومتر في الطول والسبيريلا (الكتيريا اللوبيلية) قد يصل طولها إلى 50 مايكرومتر بينما الجراثيم الخيطية قد يزيد طولها عن 100 مايكرومتر.

2.1.1.2 الفيروسات

الفيروسات كائنات دقيقة مكونة من المادة الوارثية حمض ديوкси رابيتوالنووي (DNA) أو حمض الرايبوالنووي (RNA)، وغطاء بروتيني واقي (مكون من سلاسل مجذولة منفردة، مزدوجة أو مزدوجة جزئياً). ولا تستطيع الفيروسات العيش إلا متطفله وهي غير قادرة على القيام بأي شكل من أشكال التمثيل الغذائي حيث تعتمد كلها على الخلايا المضيفة للتكاثر. ويتراوح حجم الفيروسات في العادة حول 0.01 مايكرومتر وهي محددة جداً بالفصال التي تنقل لها العدوى، فعادة ما تهاجم نوعاً واحداً من العوائل. ومع أن الآليات التي ينتقل فيها يرقان الكبد B والفيروسات السنجدية تكون عن طريق الطعام، أو الاتصال الشخصي، أو تبادل موائع الجسم فإنها أيضاً تنتقل عن طريق مياه الشرب. وبعض هذه الفيروسات مثل الديتروفيروسات (والتي تحتوى على مجموعة فيروسات نقص المناعة HIV) تكون ضعيفة ولذلك لا تنتقل بواسطة الماء ولا تشكل خطراً هاماً على الصحة العامة (Riggs, 1989).

3.1.1.2 الأولى

الأولى كائنات دقيقة ذات خلية واحدة لها نواة وليس لها جدران تتغذى على الجراثيم. ومعظم الأولى تكون حية طلقة في الطبيعة ويمكن أن تتوارد في الماء، إلا أن بعض فصائلها طفيلية وتعيش على العائل أو في داخله. والعوائل يمكن أن تكون كائنات أولية مثل الطحالب أو كائنات معدنة كالإنسان. وهناك كثير من فصائل الأولى المعروفة باستخدامها الإنسان كعائل كما هو مبين في الجدول (5-2).

2.1.2 تفشي الأمراض عن طريق المياه في الآونة الأخيرة

ظهرت في الولايات المتحدة في السنوات الأربعين الأخيرة عدداً من العوامل المسئولة للأمراض، والتي لم يسجل ارتباط حدوثها بتفشي الأمراض التي تنتقل عن طريق المياه. وقد عزى تفشي الأمراض التي تنتقل عن طريق المياه في عام 1960 إلى الأمريكية القولونية والجاردية اللمبالية المسئولة للأمراض المعدية. وأول حالة إصابة للإنسان بالكريبيتوسبورديوم سجلت في منتصف عام 1970. وفي نفس الفترة سجل أول تفشي لالتهاب الرئوي بسبب ليجيونيلا بنيموفيلا (1988, Witherell et al., 1989, Centers for Disease Control, 1989). وقد سجل عدداً من الأمراض التي تنتقل عن طريق المياه في الآونة الأخيرة والتي كان سببها تفشي الأمريكية القولونية، والجاردية اللمبالية، وخفية الأبواغ والليجيونيلا بنيموفيلا.

2.1.2.1 الأمريكية القولونية (E.coli)

سجلت أول حالة لتفشي الأمراض عن طريق المياه في الولايات المتحدة في عام 1960 وقد كانت مرتبطة بالإيشيريشيا كولاي المسئولة للأمراض المعدية . وقد أشير إلى أن عدداً من أنواع الأمريكية القولونية كانت السبب في أمراض الأطفال حديثي الولادة، والتي تحدث عادة بانتقال الملوثات في حضانات الأطفال. ويوجد في الوقت الحاضر عدداً من الحالات المدروسة جيداً والتي تفشت فيها الأمراض التي تنتقل عن طريق المياه بسبب الأمريكية القولونية (1981, Craun, 1990, and AWWA, 1990). وفي عام 1975 كان سبب الانتشار الكبير للأمراض في (National Park Crater Lake) الأمريكية القولونية من نوع (Craun, 1981), (06:H16).

الجدول 2-5: الأولى المتطرفة على الإنسان

الأولى	المعلم	المرض	أنتقال المرض	حولتها
أكاناثاموبি�ا كاستلاني	الماء العذب والمياه العادمة والإنسان والتربة	التهاب السحايا الامبي	الجروح والتقرحات وغاز ثاوي الثاء الإصابات الأخرى	أمريكا الشمالية
بالانتيريوم كولي	الخنازير والإنسان	الزحار	الماء الملوث	مايكرونيسيا
خفية الأبواغ بارقم	الحيوانات والإنسان	داء خفية الأبواغ	اتصال شخص مع شخص أو حيوان مع شخص، أكل أو شرب طعام أو ماء ملوث اتصال مع سطوح ملوثة بالباز	كندا، إنجلترا، الولايات المتحدة الأمريكية
انتامبيا هيتولينيكا	الإنسان	الزحار الامبي	الماء الملوث	آخر مرة ظهر فيها المرض في الولايات المتحدة الأمريكية عام 1953
جاردية لمبالية	الإنسان والحيوانات	داء الجارديا (معدة وامعاء)	الماء الملوث	المكسيك الولايات المتحدة الأمريكية
نايجليريا فلوري	التراب والماء والإنسان والنبات المتأهل	التهاب السحايا الامبي الأولى	التفس عن طريق الأنف واختراق البلعوم الأنفي التعرض من السباحة في بحيرات المياه العذبة	أمريكا الشمالية

2.2.1.2. الجياردية اللمبالية

كما في الأشريكية القولونية عرفت الجياردية اللمبالية لأول مره عام 1960 في الولايات المتحدة بارتباطها بتفشي الأمراض بانتقالها في المياه. والجياردية اللمبالية أولى سوطية مسؤولة عن مرض الجياردية، والذي يمكن أن يسبب وهنا، قد يكون شديداً أو خفيفاً وتعتبر الجياردية من أكثر الكائنات الممرضة المسؤولة عن تقشى الأمراض بواسطة المياه. وتتضمن دورة الحياة للجياردية مرحلة الحصولة عندما يكون الكائن في طور السبات وشديد المقاومة (أي أن الحصولة تقاوم بعض الظروف البيئية الشديدة).

وعندما يتم تناولها من قبل الحيوانات ذات الدم الحار، فإن دورة حياة الجياردية تستمر بخروجها من الحصولة. والحوبيصلات حجمها كبير نسبياً (14-8 ميكرومتر)، ويمكن أن يزال بفاعلية بالترشيح باستخدام التراب الدياتومي، أو الوسط الحبيبي، أو الأغشية. ويمكن الإصابة بمرض الجياردية ببلع الحويصلات الحية الموجودة في الطعام أو الماء أو بالللامس المباشر مع مادة غائضة.

وبالاضافة إلى الإنسان فإن الحيوانات الأليفة والبرية قد تكون عوائل للحوبيصلات. وما بين عامي 1972 و 1981 حدثت حالة تقشى فيها داء الجياردية عن طريق الماء وسجل فيها 20,000 حالة (Craun and Jakubowski, 1986). ولاتوجد في الوقت الحاضر طريقة سهلة وموثوقة لجمع حويصلات الجياردية من عينات المياه. وطرق الفحص والعد الميكروسكوبية شاقة ومملة، وتحتاج إلى أن يكون المحل صبوراً ومهماً. وحويصلات الجياردية مقاومة نسبياً للكلور، خاصة على درجة حموضة عالية ودرجات حرارة منخفضة.

3.2.1.2 خفية الأبواغ

خفية الأبواغ عبارة عن أولي شبيه بالجياردية، ويكون حويصلات أنثوية مقاومة كجزء من دورة حياتها. وحويصلات خفية الأبواغ أصغر من حويصلات الجياردية. وفي العادة يكون قطرها بين 4-6 ميكرومتر. ويمكن أن تعيش هذه الحويصلات تحت ظروف غير مواتية حتى يتم بلعها من قبل حيوان ذي دم حار، وعندها تستمر بالخروج من الحصولة.

ونظراً لازدياد عدد الحالات التي تقشى فيها من خفية الأبواغ، فقد ركز عليها في عدد كبير من الأبحاث في السنوات العشر الأخيرة. وقد زاد الاهتمام الطبي بهذا الموضوع لأن حدوثه يشكل خطرًا على الحياة للأشخاص الذين يعانون من ضعف جهاز المناعة. وكما ذكر سابقاً فإن أكبر تقشى للمرض عن طريق المياه تم تدوينه في الولايات المتحدة وقع في ميلواكي في عام 1993 وكان سببه خفية الأبواغ. وقد قدر أن 403,000 شخصاً أصيبوا بالمرض، 4400 شخصاً دخلوا المستشفيات وتوفي 100 شخص. وقد ارتبط تقشى المرض بتدهن في جودة المياه

الخام متزامنة مع نقصان في فعالية عملية التخثير والترشيح، مما أدى إلى زيادة عَكَر مياه المعالجة وإزالة غير كفوءة لحوبيصلات خفية الأبواغ الأنوثية.

4.2.1.2 ليجيونيلا بنويموفيلا

تفشى الإلتهاب الرئوي عام 1976 في الاجتماع السنوي للجيش الأمريكي في بنسيلفانيا (Legionnaires). وقد تأثر ما مجموعه 221 شخص بهذا المرض مات منهم 35 شخصاً. ولم يحدد سبب الإلتهاب الرئوي مباشرة على الرغم من التحقيقات المكثفة التي أجرتها مراكز مكافحة الأمراض. وبعد ستة أشهر من الحادثة، تمكن علماء الأحياء الدقيقة أثناء تشريح جثة أحد الجنود من فصل جرثومة أنسجة الرئة. وقد وجد أن الجرثومة المسيبة لتفشي المرض تختلف عن أنواع الجراثيم الأخرى المعروفة، وسميت ليجيونيلا بنويموفيلا (Witherell et al., 1988). وبعد هذا الاكتشاف، تم اكتشاف كائنات دقيقة أخرى شبيهه بالليجيونيلا وبلغ مجموع فصائل الليجيونيلا المكتشفة 26، سبعة منها تسبب مرض الليجيونيرز (AWWA, 1990).

ولا ينتقل مرض الليجيونيرز من شخص إلى آخر. وقد أظهرت دراسات علم الأمراض أن المرض يدخل الجسم عن طريق جهاز التنفس، ويمكن أن تستنشق الليجيونيلا داخل جسيمات الماء التي يكون حجمها أقل من 5 مايكرومتر من معدات مثل أبراج التبريد، وأنظمة الماء الساخن في المستشفيات وبرك السباحة الترفيهية، Witherell et al., (1988).

3.1.2 آلية تثبيط الكائنات الممرضة

آليات التثبيط الثلاث الرئيسية للكائنات الممرضة هي:

- تدمير أو إضعاف نظام بناء الخلية بمحاجمة مكونات الخلية مثل تدمير جدار الخلية أو إضعاف الوظائف التي تقوم بها الأغشية شبه الفاذا.
- التداخل بالتمثيل الغذائي المنتج للطاقة من خلال حاملات الأنزيمات وتغيير مجموعات الأنزيمات وبالتالي جعل الأنزيمات غير فعالة.
- التداخل بالبناء البيولوجي والنمو لمنع بناء البروتينات الطبيعية والأحماض الأمينية، والأنزيمات المساعدة، وجدار الخلية. وبناءً على نوع الكائنات الدقيقة والمطهر، قد تكون بعض هذه الآليات مجتمعة مسؤولة عن عملية التثبيط. ويعتقد أن العوامل الرئيسية المحددة لفعالية التطهير في معالجة المياه هي:
 - مقدرة المطهر على أكسدة أو تمزيق جدار الخلية.
 - مقدرة المطهر على الانتشار في داخل الخلية والتدخل في نشاطها (Montgomery, 1985).

2.2 الاستخدامات الأخرى للمطهرات في معالجة المياه

تستخدم المطهرات في معالجة المياه ليس فقط للتطهير. وبينما يعد تثبيط الكائنات الممرضة هو الوظيفة الأولى لاستخدام المطهرات، إلا أنها تستخدم أيضاً كمؤكسدات في معالجة مياه الشرب لتحقيق وظائف أخرى مثل:

1. تخفيف تكون نواتج التطهير الجانبي إلى الحد الأدنى.
2. الحد من الكائنات المزعجة مثل الروخويات المخططة والمحارات الآسيوية.
3. أكسدة الحديد والمنغنيز.
4. منع معاودة النمو في شبكات التزويد والمحافظة على الثبات البيولوجي.
5. إزالة الطعم والروائح بالأكسدة الكيميائية.
6. تحسين فعالية التخثير والترشيح.
7. منع نمو الطحالب في أحواض الترسيب والمرشحات.
8. إزالة اللون.

وفيما يلي ملخص عن الاستعمالات الإضافية للمؤكسدات:

2.2.1 تخفيف تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير

قد تلعب المؤكسدات القوية دوراً في استراتيجيات التطهير، والحد من تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير في معالجة المياه. فقد تستعمل بعض المؤكسدات مثل بيرمنجنات البوتاسيوم والأوزون للحد من مكونات نواتج التطهير الجانبية في بداية محطة المعالجة، وبالتالي تؤدي إلى إنقاص تكون هذه النواتج في المرحلة النهائية للتطهير في المحطة. وسيناقش استخدام بيرمنجنات البوتاسيوم كمؤكسد ومطهر في الفصل الخامس من هذا الدليل.

تتم حالياً دراسة الأوزون لأكسدة مكونات نواتج التطهير الجانبية. وتدل الدراسات الأولية أن تأثير الأوزون قبل الكلورة، خاص بدرجة عالية بالموقع، ولا يمكن توقع هذا التأثير. وبظهور أن المتغيرات المختلفة التي تحدد تأثير الأوزون هي: الجرعة، ودرجة الحموضة، والقاعدية، وطبيعة المواد العضوية. فقد وجد أن الأوزون فعال في

إنفاس نواتج التطهير الجانبي على درجة حموضة منخفضة، ولكن إذا كانت درجة الحموضة مرتفعة (أكثر من 7.5)، فإن الأوزون قد يؤدي إلى زيادة كمية النواتج الجانبية للكلور. وسيناقش الأوزون كمطهر ومؤكسد في الفصل الثالث من هذا الدليل.

2.2.2. الحد من الرخويات المخططة والمحارات الآسيوية المسببة للإزعاج

لقد دخلت المحارات الآسيوية (كوربيكولا فلورمنيا) إلى الولايات المتحدة من جنوب شرق آسيا عام 1938 وتعيش الآن في معظم أنظمة الأنهر جنوب خط العرض 40° (Britton and Morton, 1982; Counts, 1986). فقد وجدت المحارات الآسيوية في نهر ترينيتي River Trinity، ونهر أوهيو Hiel River، وإيفانز فيلا Catawba، والنهر الجديد New River في ناروز وجلن Narrows and Glen، ونهر كاتاوبا Evansville (Belanger et al., 1991; Cameron et al., 1989a; Matisoff et al., 1996; River in Rock Hill et al., 1979; Smith, 1979).

وقد هاجم هذا الحيوان محطات المياه، وأدى إلى إغلاق أنظمة نقل المياه والصمامات والمصافي والعدادات، وإلحاد الضرر بالمضخات الطاردة عن المركز ومسبباً مشاكلاً طعم ورائحة Sinclair, 1964; Evans et al., 1979; Smith, 1979.

وقد بحث Cameron et al., 1989a في فعالية بعض المؤكسدات للحد من المحارات الآسيوية في طورها الصغير وفي طور البلوغ. وكما هو متوقع فقد وجد أن المحارات الآسيوية في طور البلوغ أكثر مقاومة للمؤكسدات منها في الطور الصغير، وفي عدد من الحالات فإن الطرق للحد منها، مثل الكلورة الحرارة لا يمكن استخدامها بسبب تكون كميات كبيرة من ثلاثي هالوجينو الميثان. وبين الجدول 6-2 Cameron et al., 1989a مقارنة بين فعالية أربعة مؤكسدات للحد من المحارات الآسيوية الصغيرة معبراً عنها بالوقت اللازم لقتل 50% منها (LT50).

وقد وجد أن الكلورامين هو الأفضل للقضاء على المحارات الصغيرة دون أن يؤدي إلى تكون THM. وقد بينت الأبحاث أن فعالية أحادي كلورامين تزداد بدرجة كبيرة بارتفاع درجة الحرارة (Cameron et al., 1989b). وبلاحظ أن درجات الحرارة في هذه الدراسة تعكس ظروف سد لينشبورغ، هيوستن، تكساس وتحمل المحارات درجات حرارة بين 2-35°C (Cameron et al., 1989a).

الجدول 2-6: تأثيرات المؤكسدات المختلفة على موت المحارات الآسيوية (كوربيكولا فلورمنيا)

المادة الكيميائية	ملغم/لتر	درجة الحرارة °M	درجة الحموضة	مرحلة الحياة	يوم LT50
كلور حر	0.5	23	8.0	ب	8.7
	4.8	21	7.9	ب	5.9
	4.7	16	7.8	ص	4.8
بيرمنجنات البوتاسيوم	1.1	17	7.6	ص	7.9
	4.8	17	7.6	ص	8.6
أحادي كلورامين	2.6	28	.97	ص	0.6
	10.7	17	7.9	ص	0.5
ثاني أكسيد الكلور	1.2	24	6.9	ص	0.7
	4.7	22	6.6	ص	0.6

ب : بالغ، ص: صغير

وفي دراسة مماثلة قام (Belanger et al., 1991) بدراسة مقدرة الإبادة البيولوجية للكلور الكلي المتبقى، وأحادي كلورامين، وأحادي الكلورامين مع الأمونيا، والبروم، والنحاس للحد من المحارات الآسيوية. وقد وجد Belanger et al., 1991 أن أحادي الكلورامين مع فائض من الأمونيا كانت الأكثر فعالية للحد من المحارات على درجة حرارة 30°C. أما الكلوره بتراكيز 0.25 – 40 ملغم/لتر للكلور الكلي المتبقى على درجة حرارة 20-25°C فقد حدث من المحارات بكل حجومها (LT50) أقل من 28 يوم. ولكن كان تأثيرها قليلاً على درجة حرارة 12-15°C (معدل الوفاة قارب الصفر). وكما في الدراسات الأخرى فإن سمية المبيدات البيولوجية تعتمد بدرجة كبيرة على درجة الحرارة وحجم المحارات. والرخويات المخططة (دريستانا بولي مورفا) فهي إضافة جديدة لحيوانات البحيرات العظمى. وقد وجدت لأول مرة في بحيرة سانت كلير عام 1988 مع أنه يعتقد أن موطن الرخويات المخططة في البحر الأسود وبحر قزوين. وقد انتقلت من أوروبا بصابور السفن حوالي عام 1985 (Herbert et al., 1989).

وقد تزايدت أعداد الرخويات المخططة في البحيرات العظمى بسرعة كبيرة من حيث الحجم والتوزيع الجغرافي (Roberts, 1990).

وقد ذكر (Lang, 1994) أن الرخويات المخططة موجودة في نهر أوهيو، ونهر كميدلاند، ونهر آركانساس، ونهر تينيسي ونهر الميسيسيبي جنوب نيواوليانز. وقد قيم (Merks and Fraleigh, 1991) فعالية الهيبوكلوريت، والبيرمنجنات، وبيروكسيد الهيدروجين مع الحديد للحد من الرخويات المخططة البالغة. وقد تم اختبار التجديد الراكد المستمر والمتقطع لمدة 28 يوماً لتحديد أثر الجرعات المتقطعة. وقد وجد أن فعالية الجرعات المتقطعة أقل كثيراً من الجرعات المستمرة.

ووجد أن توليفة بيروكسيد الهيدروجين - الحديد (5-1 ملغم/لتر مع 25% حديد) أقل فعالية في الحد من الرخويات المخططة من البيرمنجنات أو الهيبوكلورايت. وكذلك وجد أن البيرمنجنات (0.5 - 10 ملغم/لتر) أقل فعالية من الهيبوكلورايت (0.5-10 ملغم/لتر).

وقد طور (van Benschoten et al., 1995) نموذجاً حركياً لتوقع معدل وفيات الرخويات المخططة بسبب الكلور. وقد بين النموذج العلاقة بين متبقي الكلور ودرجة الحرارة على مدة التعرض اللازم للوصول إلى معدل وفاة 50 و 95%. وقد جمعت البيانات لمتبقيات الكلور بين 0.5 - 3.0 ملغم/لتر ودرجات حرارة بين 0.3 - 24°C. وأظهرت النتائج اعتماداً قوياً على درجات الحرارة، واحتاجت إلى مدة تلامس تتراوح بين يومين إلى أكثر من شهر اعتماداً على العوامل البيئية ومعدل الوفاة اللازم.

وقد فارن (Brady et al., 1996) فعالية الكلور لتحديد نمو الرخويات المخططة والزردية (Dreissena bugensis). وتم اكتشاف وجود الرخويات الزردية التي تشبه الرخويات المخططة حديثاً في البحيرات العظمى. وقد وجد أن الكلورة الكاملة قد زادت معدل الوفاة للرخويات الزردية بدرجة كبيرة. ووجد أن مدة التلامس اللازم لتحقيق معدل وفاة 100% لكل الرخويات الزردية والمخططة هو 23 و 37 يوماً على التوالي، مما يعني أن برامج الكلورة المصممة للقضاء على الرخويات المخططة تكون فعالة أيضاً للحد من تجمعات الرخويات الزردية.

وقد قيم (Matisoff et al., 1996) ثاني أكسيد الكلور (ClO_2) للحد من الرخويات المخططة البالغة بتعريضها للمطهر لمرة واحدة، متقطعة أو مستمرة. ووجد أن التعرض لمرة واحدة مدة 30 دقيقة لثاني أكسيد الكلور بتركيز 20 ملغم/لتر أو أعلى، سبب معدل وفاة 26%. أما البيرمنجنات وبيروكسيد الهيدروجين فلم تكن فعالة على الاطلاق بتراكيز 30 ملغم/لتر لمدة 30 دقيقة تحت نفس الظروف. ومع أن هذه الجرعات العالية استخدمت فقط لفترات قصيرة، إلا أنه لا يمكن استخدامها مباشرة في الماء في بعض الحالات، نتيجة لتكوين النواتج الجانبية التي تبقى في الماء. أما التعرض المستمر لثاني أكسيد الكلور لأربعة أيام فقد كان فعالاً على تراكيز 0.5 ملغم/لتر (LC50 = 0.35 ملغم/لتر)، وقد تحقق معدل وفاة 60% عندما كانت تراكيز ثاني أكسيد الكلور أعلى من 1 ملغم/لتر.

وقد بينت جميع هذه الدراسات أن الجرعة الالزامية للقضاء على هذه الكائنات المزعجة عالية جداً من حيث الجرعة الكيماوية ومدة التلامس. كما أن احتمالية تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير عالية، خاصة إذا كان الماء يحتوي على مواد عضوية بتراكيز عالية مع احتمالية تشكيل ثلاثي هالوجينوميثان والنواتج الجانبية الأخرى لعملية التطهير.

3.2.2 أكسدة الحديد والمنقىز

يوجد الحديد والمنقىز في المياه الجوفية، ولكن مشاكلها أقل في المياه السطحية. ومع أن الحديد والمنقىز لا يضران بصحة الإنسان بالتراكيز الموجودة عادة في الماء، إلا أنهما يسببان مشاكل تكوين البقع والطعم. وتعالج هذه المركبات بسهولة بالأكسدة لتكون راسب يزال بعدها بالترسيب والترشيح. و تستطيع معظم المؤكسدات باستثناء الكلورامين تحويل الحديد من (2+) إلى الحديد (3+) والمنقىز من (2+) إلى (4+) والتي تترسب كهيبوكسيد الحديديك وثاني أكسيد المنقىز على التوالي (AWWA, 1990). ويعتمد التركيب الكيميائي الدقيق للراسب على طبيعة الماء، ودرجة الحرارة ودرجة الحموضة.

يبين الجدول 7-2 أن جرعات المؤكسدات الالزامية للحد من الحديد والمنقىز منخفضة نسبياً. بالإضافة إلى ذلك فإن تفاعلاتها سريعة نسبياً، حيث تستغرق ثوانٍ بينما تكوين نواتج التطهير الجانبية تستغرق ساعات. وبالتالي فإنه وباستخدام الجرعات المناسبة، يكون الكلور المتبقى أثناء أكسدة الحديد والمنقىز منخفض نسبياً، يعتمد وببقى فترة قصيرة فقط. وهذه العوامل تقلل من احتمال تكون نواتج التطهير الجانبية نتيجة إزالة الحديد والمنقىز بالأكسدة.

الجدول 2-7: جرعات المؤكسدات اللازمة لأكسدة الحديد والمنغفlez المؤكسد

المنغفlez II ملغم/ملغم Mn	الحديد II ملغم/ملغم Fe	المؤكسد
0.77	0.62	كلور
2.45	1.21	ثاني أكسيد الكلور
0.88*	0.43	الأوزون
0.29	0.14	الاكسجين
1.92	0.94	بيرمنجنات الصوديوم

المصدر: Culp/Wesner/Culp, 1986; Langlais et al., 1991

* درجة الحموضة المثلث لأكسدة المنغفlez باستخدام الأوزون: 8.5 - 8

4.2.2 منع إعادة النمو في أنظمة التوزيع والمحافظة على الثبات البيولوجي

قد تؤدي المواد العضوية القابلة للتحلل البيولوجي والأمونيا إلى نمو الميكروبات في أنظمة التوزيع. ويشير "الثبات البيولوجي" إلى حالة لا تساعد فيها جودة مياه معالجة النمو البيولوجي في نظام التزويد. ويمكن الوصول إلى الثبات البيولوجي بعدة طرق:

1. إزالة المغذيات من المياه قبل التزويد.
2. المحافظة على متبقي من المطهر في الماء المعالج.
3. الجمع بين إزالة المغذيات والمحافظة على متبقي من المطهر.

والمحافظة على الثبات البيولوجي في نظام التزويد فإن قانون عصيات القولون الكلية (TCR) يتطلب أن تحوي مياه المعالجة متبقياً من المطهر مقداره 0.2 ملغم/لتر عند دخولها في نظام التزويد. ويجب أن يبقى في نظام التزويد كمية مقاسة من متبقي المطهر، أو يجب أن تثبت الجهة القائمة على الخدمة من خلال الرصد أن أعداد الجراثيم الهوائية (HPC) تبقى أقل من 500/100 ملتر.

ويبقى النظام مطابقاً ما دام 95% من العينات تحقق هذه القيمة الاسترشادية. ويستخدم الكلور، وأحادي الكلورامين، وثاني أكسيد الكلور عادة في المحافظة على متبقي من المطهر في نظام التزويد. ويمكن أن يستخدم الترشيح لزيادة الثبات البيولوجي لخفض المغذيات في مياه المعالجة.

أما مستوى متبقي المطهر الثانوي فهو منخفض ويتراوح عادة بين 0.1-0.3 ملغم/لتر اعتماداً على نظام التزويد وجودة المياه. إلا أن مدة التلامس الطويلة، قد تنتج كميات كبيرة من نواتج التطهير الثانوية في نظام التزويد حتى لو كانت جرعة المطهر منخفضة.

وتحت المشكل المتعلقة باستخدام متبقي الكلور المتحدد (الكلورامين)، أو في حالة عدم استخدام متبقي، في كثير من الحالات. وينتشر استخدام الكلور المتحدد بطرور أولي مقبول حيث يحافظ فيه على متبقيات من الكلورامين بسهولة في نظام التزويد، ويبقى العدد البكتيري منخفضاً. ولكن قد تظهر مشاكل على مرور السنوات منها زيادة الأعداد البكتيرية، ونقصان في سعة التوزيع الأساسية. ويعود تحويل النظام إلى متبقي الكلور في البداية إلى زيادة شكوى المستهلكين من مشاكل الطعام والرائحة الناتجة من أكسدة المواد العضوية المترادفة. كذلك فإنه من الصعب المحافظة على تركيز من الكلور الحر في نهايات نظام التزويد (AWWART, 1987).

5.2 إزالة الطعام والروائح بالأكسدة الكيماوية

هناك عدة مصادر للطعم والرائحة في مياه الشرب، بما فيها الكائنات الدقيقة، وتحلل النباتات، وكثيراً ما ينبع من الميدين وبعض المركبات من أصل منزلي، أو صناعي، أو زراعي. كما تسبب المطهرات نفسها مشاكل في الطعام والرائحة. وبالإضافة إلى الطعام والرائحة التي يسببها مركب معين، فإن الإحساس بها يزداد عند تجمع عدد من المركبات. وقد ركز الانتباه مؤخراً على الطعام والرائحة الناتجة من مركبات محددة مثل الجيوسمين، و-2-ميثل إيزوبرورنيول (MIB)، والمركبات العضوية وغير العضوية المكلورة (AWWART, 1987).

تستخدم الأكسدة في العادة لإزالة المركبات التي تسبب الطعام والرائحة. ولأن كثير من هذه المركبات شديدة المقاومة للأكسدة، فإن طرق أكسدة متقدمة (أوزون/بيروكسيد الميدين، أو زون/أشعة فوق بنفسجية... الخ) إضافة إلى الأوزون نفسه، تستخدم لمواجهة مشاكل الطعام والرائحة. وقد تكون فعالية الكيميائيات المختلفة المستخدمة للحد من الطعام والرائحة خاصة بالموقع. فقد وجد Suffet et al., 1986 أن الأوزون هو أكثر المواد المؤكسدة فعالية لمعالجة الطعام والرائحة. فالأوزون بجرعات بين 2.5-2.7 ملغم/لتر مع مدة تلامس 10 دقائق (متبقى 0.2 ملغم/لتر) تخفض مستويات الطعام والرائحة بمقدار كبير. وقد استعمل (Lalezary et al., 1986) الكلور، وثاني

اكسيد الكلور، والأوزون، والبيرمنجنات لمعالجة المركبات المسبيه للرائحة الترايبية العفنة. ووجد من هذه الدراسة أن ثاني أكسيد الكلور هو الأكثر فعالية مع أن أي من المؤكسدات لم تكن قادرة على إزالة الجيوسmin و2- ميثيل أيزوبرينيول MIB بأكثر من 40-60%. وقد استخدم بيرمنجنات البوتاسيوم بجرعات بين 0.25 – 20 ملغم/لتر. وبينت دراسات أجريت في دائرة مياه العاصمة في جنوب كاليفورنيا فعالية البيروكسون (أوزون مع بيروكسيد الهيدروجين) في إزالة الجيوسmin و2- ميثيل أيزوبرينيول MIB أثناء معالجة المياه (Ferguson etal., 1990; Ferguson etal., 1991; Huck etal., 1995).

تدل الخبرات السابقة في معالجة الطعام والرائحة أن جرعات المؤكسد تعتمد على مصدر المياه والمركبات المسبيه للطعم والرائحة. وبشكل عام، فإن جرعات صغيرة قد تكون فعاله لعدد من مركبات الطعام والرائحة، ولكن بعض المركبات الصعبة المعالجة قد تحتاج إلى مؤكسدات قوية مثل الأوزون / أو طرق أكسدة متقدمة أو تقنيات بديلة مثل الإدماصاص باستخدام حبيبات الكربون المنشط (GAC).

6.2.2 تحسين فعالية التخثير والترشيح

لقد بينت بعض الدراسات أن استخدام المؤكسدات، وخاصة الأوزون تحسن من فعالية التخثير والترشيح (Gurol and Pidatella, 1983; Farrardin and Collins, 1990; Reckhow etal., 1993; Masschelein, 1992)

ولكن وجد في دراسات أخرى أنه م يحدث أي تحسن في عكر الماء المتذبذب نتيجة للأكسدة (Tobiason etal., 1986; Hilterbrand etal., 1992; Prendiville etal., 1986) وقد قام (Prendiville) بجمع بيانات من محطة معالجة كبيرة بينت أن الأوزونه القبلية أكثر فعالية من الكلوره القبلية، لخفض عكر الماء المتذبذب من المرشحات. والسبب في تحسن التخثير غير واضح تماما ولكن وضعت بعض الاحتمالات (Reckhow etal., 1986) من ضمنها:

- أكسدة المواد العضوية لأشكال أكثر قطبية.
- أكسدة أيونات الفلزات لتكوين معقدات غير ذاتية مثل معقدات الحديد.
- تغير في بناء وحجم الجسيمات العالقة.

7.2.2 منع نمو الطحالب في أحواض الترسيب والمرشحات

تستخدم الكلورة القبلية لخفض مشاكل التشغيلية المرتبطة بالنمو البيلوجي في محطات معالجة المياه (AWWA, 1990; CulpLWesnerLCulp, 1987)، وتنمنع الكلورة القبلية تكون طبقة لزجة على المرشحات والأنابيب والخرانات، كما أنها تتنفس احتمالية حدوث مشاكل الطعام والرائحة المرتبطة بتكون هذه الطبقات. وتعمل كثير من وحدات الترسيب والترشيح بمتبقي قليل من الكلور لمنع نمو الطحالب والجراثيم في المغاسل وسطوح المرشحات. وقد شاعت هذه الممارسة في السينين الأخيرة حيث تستفيد المحطات من مدة تلامس إضافية في المعالجة لتحقيق احتياجات التطهير حسب قانون معالجة المياه السطحية (SWTR).

8.2.2 إزالة اللون

يستخدم الكلور الحر في إزالة اللون وتفضل درجة الحموضة المنخفضة لتحقيق ذلك. وينتج اللون من المركبات البينية والتي لها مقدرة عالية على تكوين نواتج التطهير الثانوية. أما جرعة الكلور وحركية إزالة اللون فينصح أن تجرى عليها دراسات مخبرية.

3.2 نواتج التطهير الثانوية (DBP) ومتبقيات التطهير

3.2.1 أنواع نواتج التطهير الثانوية ومتبقيات المطهرات

يبين الجدول 2-8 قائمة جمعت من قبل وكالة حماية البيئة EPA تجوي نواتج التطهير الجانبية ومتبقيات المطهرات التي قد يكون لها تأثير على الصحة. وتحوي الجدول متبقيات المطهرات والنواتج الجانبية الخاصة الناتجة عن المطهرات ذات الأهمية في معالجة مياه الشرب. وقد صنفت هذه الملوثات إلى أربع مجموعات رئيسية وتحوي متبقيات المطهرات، النواتج الجانبية غير العضوية، والنواتج الجانبية لأكسدة المواد العضوية، والنواتج الجانبية العضوية المهلجة. وتبيين الجداول 1-3 و 1-4 النواتج الجانبية لعملية التطهير ومتبقيات المطهرات التي تم وضع تشریعات خاصة بها.

الجدول 2-8: قائمة بالنواتج الجانبية لعملية التطهير ومتبقيات المطهرات

النواتج الجانبية العضوية المهاجنة	متبقيات المطهرات
ثلاثي هالوجينوميثان	كلور حر
كلوروفورم	حمض هالبيوكلوروس
برومو ثانوي كلور ميثن	أيون الهبيوكلوريت
ثنائي بروموم كلور ميثن	كlorامينات
بروموفورم	أحادي كلورامين
أحماض هالوأستيك	ثاني أكسيد الكلور
أحماض هالوأستيك	نواتج جانبية غير عضوية
حمض أحادي كلوروأستيك	أيون الكلورات
حمض ثانوي كلوروأستيك	أيون البرومات
حمض ثالثي كلوروأستيك	أيون الإيودات
حمض أحادي بروموميستيك	بيروكسيد الهيدروجين
هالوأسيتونيترايل	أمونيا
ثاني كلوروأسيتونيترايل	النواتج الجانبية العضوية
بروموكلوروأسيتونيترايل	الإلديهيدات
ثاني بروموميستيك	فورمالديهيدات
ثالثي كلوروأسيتونيترايل	أسيتالديهيدات
ثالثي كلوروأسيتونيترايل	حلايبكسال
هالوكينونات	هكسأفال
1,1 ثانوي كلوروبروبانون	أحماض كربوكسيلية
1,1,1 ثالثي كلوروبرونانون	حمض هكسنويك
كلورو فينولات	حمض هيتأنويك
ثالثي كلورو فينول	حمض أوكساليك
4,2 ثانوي كلورو فينول	الكربون العضوي المتاح
6,4,2 ثالثي كلورو فينول	
كلوروبيكريلين	
كلورال هايدات	
كلوريدي السيانوجين	
-N- كلورامينات العضوية	
MX*	

* 3 - كلورو-4-(ثنائي كلوروميثن)-5 - هيدروكسي-2 (5H) فيورانون.

ويعتمد تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير على نوع المطهر، وجود المادة العضوية (مثل الكربون العضوي الكلي)، وأيون البروميد والعوامل البيئية الأخرى كما هو مبين في هذا الدليل، ويمكن خفض تكوين المركبات الجانبية لعملية التطهير بإزالة مسببات تكوينها.

وتقيم الآثار الصحية للمطهرات والنواتج الجانبية لها عادة بإجراء دراسات وبائية أو سمية باستخدام الحيوانات المخبرية. ويبين الجدول 2-9 التصنيف السرطاني للمطهرات ونواتجها الجانبية كما صنفت في عام 1999. ويظهر مخطط التصنيف المستخدم من قبل EPA في أسفل الجدول 2-9. ومخطط تصنيف EPA للمسرطانات تأخذ بعين الاعتبار دراسات الحيوانات والدراسات الوبائية، ولكنها تعطي وزناً أكبر للإثباتات السرطانية في الإنسان.

الجدول 2-9: وضع المعلومات الصحية للمطهرات ونواتج التطهير الجانبية

التصنيف السرطاني ⁽¹⁾	الملوث
² ب	كلوروفورم
² ب	بروموتانائي كلوروميثان
ج	ثنائي بروموكلوروميثان
² ب	بروموفورم
--	حمض أحادي كلوروأستيك
² ب	حمض ثانوي كلوروأستيك
ج	حمض ثلاثي كلوروأستيك
ج	ثنائي كلوروأسيتونيترايل
--	برومو كلوروأسيتونيترايل
ج	ثنائي بروموجسيتونيترايل
--	ثلاثي كلوروأسيتونيترايل
--	1-ثنائي كلوروبروبانون
--	1-ثلاثي كلوروبروبانون
د	2-كلوروفينول
د	4,2-ثنائي كلوروفينول
² ب	6,4,2-ثلاثي كلورو فينول
--	كلورو بكرین
ج	كلورال هيدریت
⁽²⁾ ب	كلورید السیانوجین
--	فورمالدهايد
د	كلورات
² ب	كلوریت
د	برومات
--	أمونيا
--	حمض هیپوکلوروس
--	هایپوکلوریت
--	أحادي كلورأمين
د	ثاني أكسيد الكلور

الملوث	التصنيف السرطاني
المجموعة (أ) مسرطن للأنسان	إثبات كاف في الدراسات الوبائية لدعم الربط التلقائي بين التعرض والسرطان
المجموعة (ب) مسرطن محتمل للأنسان	إثبات محدود من الدراسات الوبائية (المجموعة ب)
المجموعة (ج) مسرطن ممكّن للأنسان	إثبات محدود من الدراسات على الحيوانات وعدم وجود بيانات أو بيانات غير كافية على الإنسان
المجموعة (د) غير مصنف	إثبات غير كافي للتسبب في السرطان و عدم وجود إثبات أو لا يوجد إثبات على تسببها بالسرطان في دراستين وأفيفين على الحيوانات لفصائل مختلفة أو في دراسات وافية وبانية على الحيوانات
المجموعة (ه)	لا يوجد إثبات على تسببها للسرطان في الإنسان

(1) مخطط الكيميات حسب مقدرتها على تسبب السرطان:

(2) مبني على التعرض عن طريق التنفس.

2.3.2 تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير

ت تكون النواتج الجانبية العضوية المهلجنة عندما تتفاعل المادة العضوية الطبيعية (NOM) مع الكلور الحر أو البروم الحر. وبضافة الكلور الحر مباشرة إلى الماء كمطهر أولي أو ثانوي، مع ثاني أكسيد الكلور، أو مع الكلورأمين. أما البروم الحر فينتج من أكسدة أيون البروميد في ماء المصدر. والعوامل التي تؤثر على تكون النواتج الجانبية المهلجنة لعملية التطهير تتضمن: نوع وتركيز المواد العضوية الطبيعية، نوع المؤكسد وجرعاته ومدة التلامس وتركيز أيون البروميد ودرجة الحموضة وتركيز النيتروجين العضوي ودرجة الحرارة. ويؤثر النيتروجين العضوي بشكل كبير على تكون نواتج عملية التطهير الجانبية التي تحتوي على النيتروجين مثل الأسيتونيترايل والهالوبكرین، وهاليدات السیانوجین (Reckhow,etal.,1990;Hoigneand Bader,1988).

تمثل المركبات العضوية المهلجنة الكلية (TOX) تركيز هاليدات المواد العضوية الكلية في عينة ماء (محسوبيه كلورايد).

بشكل عام، فقد تم التعرف على أقل من 50% من محتوى المواد العضوية المهلجنة الكلية، ونالك إثباتاً أن عدداً من هذه النواتج الجانبية العضوية المهلجنة والناتجة من كلورة الماء قد تكون ضارة بالإنسان (Singer and Chang, 1984).

وتكون نواتج جانبية غير مهلجنة كذلك، عندما تتفاعل عوامل مؤكسدة قوية مع المركبات العضوية الموجودة في الماء. فعندما تتأكسد المواد العضوية بالأوزون والبieroوكسون تتكون الألديهيدات، وأحماض الألدوكتيو، وأحماض عضوية، وعندما يكون أيون البروميد موجوداً تتكون مواد عضوية مبرومه (Singer, 1992). ويكون عدداً من نواتج التأكسد الجانبية قابلاً للتحلل البيولوجي، وتظهر كربون عضوي ذائب قابل للتحلل (BDOC)، أو كربون عضوي متاح قابل للتمثيل (AOC) في مياه المعالجة.

ويلعب أيون البروميد دوراً أساسياً في تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير. إذ يؤكسد الأوزون أو الكلور الحر أيون البروميد إلى أيون هايبوبرومات/حمض هايبوبروموس، والذي يكون بعدها النواتج الجانبية المبرومه لعملية التطهير. وتشمل النواتج العضوية الجانبية المبرومه مركبات مثل البروموفورم وحمض الأستيك المبروم والأسيتونيترايل وبروموبكرين وبروميد السيانوجين. وقد تم التعرف فقط على ثلث أيونات البروميد التي كانت نواتج جانبية.

2.1.2.3.2 النواتج الجانبية للتطهير

لقد سجل عدد من الباحثين أن المواد العضوية الطبيعية هي المسبب الرئيسي لتكوين النواتج الجانبية لعملية التطهير (Stevens et al., 1976 and Singer, 1979; Christman et al., 1983). ويتفاعل الكلور مع المواد العضوية الطبيعية لتكوين النواتج الجانبية لعملية التطهير، بما فيها ثلاثي هالوجينوميثان (THM)، وأحماض الأستيك المهلجنة (HAA)، وغيرها. ويتفاعل الأوزون مع المواد العضوية الطبيعية لتكوين الألديهيدات، وأحماض العضوية، وأحماض الألدوكتيو، والتي يتكون عدداً منها أيضاً عند استعمال الكلور (Singer and Harrington, 1993).

ويحتوي الماء الطبيعي على خليط من المواد العضوية الهيومية وغير الهيومية. ويمكن تقسيم هذه المواد إلى الجزء الهيدروفيلي (الذي لا يعشق الماء) والمكون من المادة الهيومية بشكل رئيسي، والجزء الهيدروفيلي (الذي يعشق الماء) والمكون بشكل رئيسي من المادة الفوليفية (Fulvic Matter).

يقيم نوع وتركيز المواد العضوية الطبيعية باستخدام قياسات بديلة. ومع أن القياسات البديلة لها محددات، إلا أنها تستلزم لإمكانية قياسها بسهولة، وبسرعة، وبكلفة منخفضة، وهذا يسمح برصد خط التشغيل والأداء لمحطات معالجة المياه. والبدائل المستخدمة لتقدير المواد العضوية الطبيعية تحتوى على:

- الكربون العضوي الكلي والذائب (TOC, TDC).
- الامتصاص المحدد للضوء فوق البنفسجي (SUVA)، وهو الامتصاص على طول موجة 254 نانومتر (UV-254) مقسومة على الكربون العضوي المذاب $DOC = UV-254 / SUVA * 100$ ويفاصل بـ لتر/ملغم-متر.
- المقدرة على تكوين ثلاثي هالوجينوميثان (THM)، وفي هذا الفحص تفاصي كمية ثلاثي هالوجينوميثان المكون من جرعة عالية من الكلور الحر على مدة تفاعل طويلة.
- ثلاثي هالوجينوميثان الكلية في نظام التزويد المحاكي، ومن هذا الفحص يمكن توقع تركيز ثلاثي هالوجينوميثان الكلية في نقطة مختارة من نظام التزويد.

ويكون في المعدل حوالي 90% من الكربون العضوي الكلي (TOC) ذائب. ويعرف الكربون العضوي الذائب (DOC) بأنه الكربون العضوي الكلي (TOC) الذي يمر من خلال مرشح 0.45 مايكرومتر. والامتصاص فوق البنفسجي (UV) تقديرية جيدة لتقدير وجود الكربون العضوي الذائب، حيث يقل الامتصاص فوق البنفسجي للماء بسبب أكسدة بعض الروابط العضوية التي تمتلك هذا الضوء. ولا يحدث تحويل المركبات العضوية تحويلاً كاملاً إلى ثاني أكسيد الكربون تحت الظروف التي تتم عليها معالجة المياه، وبذلك يبقى تركيز الكربون العضوي الكلي ثابتاً.

والمركبات الجانبية لعملية التطهير تتغير موسمياً ويكون أعلى تركيز لها في الصيف وبداية الخريف، وذلك للأسباب التالية:

1. سرعة تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير تزداد بازدياد درجة الحرارة (Singer et al. 1992).

2. تغير طبيعة مسببات تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير بتغير الموسم (Singer et al., 1992).
3. تزداد الحاجة إلى الكلور في الصيف بسبب الارتفاع في درجة الحرارة، مما يستلزم استخدام جرعات أعلى للمحافظة على التطهير.

وإذا كان أيون البروميد متواجداً في ماء المصدر، فإنه يمكن أن ينكسد إلى حمض هايبوروموس الذي يتفاعل مع المواد العضوية الطبيعية (NOM) لتكوين حمض هايبوروموس، الذي يتفاعل مع المواد العضوية الطبيعية لتكوين النواتج الجانبية المبرمنة لعملية التطهير، مثل البروموفورم. كما يمكن أن يتفاعل الأوزون مع أيون الهيبوروميت- OBr^- لتكوين أيون البرومات (- BrO_3^-)، وتوثر نسبة أيون البروميد إلى جرعة الكلور على تكون ثلاثي هالوجينوميثان واستبدال الكلور بالبروم. فإذا زادت هذه النسبة فإن ذلك يؤدي إلى تكون أكبر لفصالن المبرمنة من ثلاثي هالوجينوميثان (Krasner et al., 1989; Black et al., 1996)، وفي الدراسة التي أجرتها (Krasner et al., 1989)، كانت جرعة الكلور متناسبة طردياً مع تركيز الكربون العضوي الكلي. عندما تمت إزالة الكربون العضوي الكلي من خلال المعالجة، فلت جرعة الكلور، ونقص تكون ثلاثي هالوجينوميثان الكلية. وفي نفس الوقت زادت نسبة أيون البروميد إلى جرعة الكلور، مما أدى إلى زيادة في تحول تراكيز ثلاثي هالوجينوميثان الكلي إلى ثلاثي هالوجينوميثان المبروم. وبالتالي فإن تحسين إزالة المواد العضوية الطبيعية قبل الكلورة يمكن أن يؤدي إلى إزاحة في فصالن النواتج الجانبية المهلجة باتجاه الأشكال المبرمنة منها.

ويتكون الكلوروبكرين نتيجة لكلورة المواد الهيومية بوجود أيون النيترات (Dugnet et al., 1985; Thiband et al., 1987)، وقد قام (Thiband et al., 1988) بكلورة المركبات الهيومية بوجود أيون البروميد لتوضيح تكون شبيه الكلوروبكرين المبروم.

2.2.3.2 تأثير درجة الحموضة على تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير

تؤثر درجة حموضة الماء على تكون النواتج الجانبية المكثورة كما هو مبين في الجدول 10-2 (Reckhow and Stevens et al., 1989; Singer et al., 1985; Stevens et al., 1989) ويزداد تكون ثلاثي هالوجينوميثان بزيادة درجة الحموضة. بينما يقل تكون حمض ثلاثي كلوروأستيك، وثنائي كلوروأسيتونيترايل، وثلاثي كلوروبروبان، بزيادة درجة الحموضة. كذلك فإن المركبات العضوية المهلجة الكلية TOX تقل بزيادة درجة الحموضة.

بناءً على دراسات الكلورة التي تم إجراؤها على مواد هيومية في أنظمة نموذجية، وجد أن درجة الحموضة المرتفعة تزيد من تكوين الكلوروفورم على حمض ثلاثي كلوروأستيك والمواد العضوية المهلجة الأخرى. وبالتالي، فإن محطات معالجة المياه التي تمارس إزالة عشر الماء على درجات حموضة أعلى من 9.5-10 تنتج مواد عضوية كلية مهلجة تكون في معظمها ثلاثي هالوجينوميثان التي يكون تركيزها أعلى منه في حالة محطات معالجة المياه السطحية بالطرق التقليدية على درجة حموضة 6-8 (Singer and Chang, 1989). وبما أن استخدام ثاني أكسيد الكلور والكلورامين قد يدخل الكلور الحر إلى الماء، فإن النواتج الجانبية لعملية الكلورة التي يمكن أن ت تكون، قد تتأثر بدرجة الحموضة كما ذكر أعلاه. أما استخدام الأوزون في معالجة المياه التي تحوي أيون البروميد، فإنه يؤدي إلى تكوين أيون البرومات حتى درجة حموضة مرتفعة، بينما يؤدي استخدامه على درجة حموضة منخفضة إلى تكوين النواتج الجانبية العضوية المبرمنة. وتعطي الفصول المتعلقة بكل مطهر تفصيلات عن تأثير درجة الحموضة على تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير.

كما وتؤثر درجة الحموضة على التخثير المكثف (التوافق مع قانون المعالجة المكافحة للمياه السطحية، والتوافق مع قانون النحاس والرصاص). وهذه الأمور تم التركيز عليها في (EPA's Microbial and Disinfiction Byproduct Simultaneous Compliance Guidance Manual) المتوقع توافره عام 1999.

3.2.3.2 النواتج الجانبية العضوية للأكسدة

ت تكون النواتج الجانبية للأكسدة المركبات العضوية بالتفاعل بين المواد العضوية الطبيعية وجميع العوامل المؤكسدة التي تضاف أثناء معالجة مياه الشرب. وبعض هذه النواتج تكون مهلجة، كما ذكر في الجزء السابق، وبعضها الآخر لا يكون مهلجاً. تعتمد أنواع وتركيز النواتج العضوية الجانبية للأكسدة على نوع وجرعة العامل المؤكسد المستخدم، وعلى الخصائص الكيميائية لمواد العضوية الطبيعية التي تتم أكسستها وتركيزها، وعلى عوامل أخرى، مثل درجة الحرارة ودرجة الحموضة.

بعض النواتج الكيميائية الجانبية، المصنفة كنواتج أكسدة جانبية عضوية مهلجة مدرجة في الجدول 10-2. وكما هو مبين في الجدول 10-2، فإن النواتج الجانبية لعملية التطهير تعتمد على درجة الحموضة. وقد عقدت مقارنات في الجدول مع تكون ثلاثي هالوجينوميثان الكلية على درجة حموضة 7.0. والكربون العضوي المتاح AOC ليس

ملوثاً عضوياً معيناً، ولكنه يستخدم كقياس بديل لاحتمالية معاودة نمو الجراثيم في نظم التزويد. ويحتوي الكربون العضوي المتاح على عدد من الفصائل الكيميائية، منها الالديهيدات والاحماض الكربوكسيلية المدرجة في الجدول 2-8. وقد بينت دراسات تكون الكربون العضوي المتاح، التي أجريت بشكل رئيسي في هولندا، أن الأوزنه والكلوره يمكن أن تزيد من تركيز الكربون العضوي المتاح. ويعتقد أن هذه الزيادة في تركيز الكربون العضوي المتاح تنتج من أكسدة المواد العضوية ذات الأوزان الجزيئية الكبيرة، وأكسدة جزيئات أصغر متاحة أكثر من الناحية البيولوجية. وبما أن الكربون العضوي المتاح ليس ملوثاً كيميائياً محدداً، فليس هناك آثار صحية يمكن أن تعزى له.

الجدول 2-10: ظروف تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير

الناتج الجانبي	الكلوره على درجة حموضة 5	الكلوره على درجة حموضة 7	الكلوره على درجة حموضة 9.4
ثلاثي هالوجينوميثان الكلية	تكون منخفض	--	تكون عال
حمض ثلاثي كلوروأسيتك	شبيه بال تكون على درجة حموضة 7	شبيه بال تكون على درجة حموضة 5	تكون منخفض
حمض ثالثي كلوروأسيتك	شبيه بال تكون على درجة حموضة 7 و 9.4، أعلى قليلاً على درجة حموضة 7	شبيه بال تكون على درجة حموضة 5 و 7 وأعلى قليلاً على درجة حموضة 7	شبيه بال تكون على درجة حموضة 7
حمض أحادي كلوروأسيتك	الاتجاهات غير واضحة على تراكيز > 5 مایکروغرام/لتر	الاتجاهات غير واضحة على تراكيز < 5 مایکروغرام/لتر	الاتجاهات غير واضحة على تراكيز > 5 مایکروغرام/لتر
حمض ثالثي برومأسيتك	الاتجاهات غير واضحة على تراكيز > 5 مایکروغرام/لتر	الاتجاهات غير واضحة على تراكيز < 5 مایکروغرام/لتر	الاتجاهات غير واضحة على تراكيز > 5 مایکروغرام/لتر
كلورال هايدرات	مشابه لل تكون على درجة حموضة 7	مشابه لل تكون على درجة حموضة 5	تكون خلال 4 ساعات يتلاشى مع الوقت إلى > 5 مایکروغرام/لتر
كلوروبكرين	على تراكيز أقل من 1 مایکروغرام/لتر، الإتجاهات غير واضحة	على تراكيز أقل من 1 مایکروغرام/لتر، الإتجاهات غير واضحة	على تراكيز أقل من 1 مایکروغرام/لتر، الإتجاهات غير واضحة
ثنائي كلورو أسيتونيترايل	تكون عال	تكون خلال 4 ساعات يتلاشى مع الوقت إلى > 5 مایکروغرام/لتر	على تراكيز أقل من 2 مایکروغرام/لتر، الإتجاهات غير واضحة
برومو كلورو أسيتونيترايل	على تراكيز أقل من 2 مایکروغرام/لتر، الإتجاهات غير واضحة	على تراكيز أقل من 2 مایکروغرام/لتر، الإتجاهات غير واضحة	على تراكيز أقل من 2 مایکروغرام/لتر، الإتجاهات غير واضحة
ثنائي بروموميتيونيترايل	على تراكيز أقل من 0.5 مایکروغرام/لتر، الإتجاهات غير واضحة	على تراكيز أقل من 0.5 مایکروغرام/لتر، الإتجاهات غير واضحة	على تراكيز أقل من 0.5 مایکروغرام/لتر، الإتجاهات غير واضحة
ثلاثي كلورو أسيتونيترايل	لم يتم يتكون	لم يتم يتكون	لم يتم يتكون
1,1,1-ثلاثي كلورو بروبانون	تكون عال	على تراكيز أقل من 2 مایکروغرام/لتر، الإتجاهات غير واضحة	تكون عال

4.2.3.2 النواتج الجانبية غير العضوية لعملية التطهير والمطهرات

يبين الجدول 2-11 بعض النواتج الجانبية غير العضوية لعملية التطهير التي تتكون، أو تبقى كمتبقيات أثناء عملية التطهير. وكما ذكر سابقاً فإن أيون البروميد يتفاعل مع عوامل مؤكسدة قوية لتكوين أيون البرومات ونواتج جانبية عضوية أخرى. ويتراكث ثالثي أكسيد الكلور والكلورامين متبقيات لها أخطار صحية، إضافة إلى تسببها في الطعم والرائحة. وستتم مناقشة أهمية هذه المركبات في الفصول القادمة.

الجدول 2-11: النواتج الجانبية غير العضوية لعملية التطهير

المطهر	الناتج الجانبي غير العضوي أو متبقي المطهر
ثاني أكسيد الكلور	ثاني أكسيد الكلور، أيون الكلورايت، أيون الكلورات، أيون البرومات (بوجود الضوء)
الأوزون	أيون البرومات، ببروكسيدي الهيدروجين
الكلورامين	لأحادي كلورامين، ثالثي كلورامين، ثالثي كلورامين، أمونيا، كلورسيانوجين

3.3.2 استراتيجيات الحد من النواتج الجانبية لعملية التطهير

في عام 1983 حددت وكالة حماية البيئة الأمريكية EPA تقنيات معالجة وتعديلات على المحطات التي تستطيع أنظمة مياه التجمعات السكنية استخدامها؛ لتوافق مع الحد الأقصى للتلوك (MCL) بثلاثي هالوجينات الميثان الكلية (TTHMS). وأهم التعديلات على المعالجة تضمنت نقل نقطة الكلور إلى مرحلة متأخرة في محطة معالجة المياه، وتحسين عملية التخثير لتحسين نواتج التطهير الجانبية واستخدام الكلورامين، إضافة إلى الكلور الحر أو بديلاً عنه (Singer, 1993). ونقل نقطة الكلور إلى مرحلة متأخرة في المعالجة غالباً ما يكون فعالاً في إنقاص النواتج الجانبية لعملية التطهير، لأنها تسمح بإنقاص تراكيز المواد العضوية الطبيعية والمسبب ل تكون نواتج جانبية للتطهير أثناء المعالجة، وقبل إضافة الكلور. ويشكل استبدال الكلور القبلي بالاكسدة القبلي بمطهر بديل إلى نواتج جانبية أقل. ويشكل هذا بديلاً آخر لإنقاص تكون النواتج الجانبية المكلورة.

تتضمن الخيارات الأخرى المتاحة للحد من تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير: ضبط جودة مياه المصدر، وإزالة مسببات تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير، و اختيار استراتيجية التطهير. وفيما يلي لمحه عن كل من هذه الخيارات.

1.3.3.2 ضبط جودة مياه المصدر

تتضمن استراتيجيات ضبط جودة مياه المصدر ضبط جودة المياه وإدارة المصدر؛ لخفض تراكيز المواد العضوية الطبيعية وأيون البروميد. وقد أظهرت الأبحاث أن نمو الطحالب يؤدي إلى تكون مسببات إنتاج النواتج الجانبية لعملية التطهير (Oliver and Shindler, 1980; Wachter and Andelman, 1984; Karimi and Singer, 1991) لذلك فإن إدارة المغذيات والطحالب هي إحدى الطرق لضبط إمكانية المصدر المائي في تكوين النواتج الجانبية لعملية التطهير. ويمكن الحد من أيون البروميد في المصدر المائي بمنع دخول ماء البحر أو الماء المالح إلى مصدر المياه.

2.3.3.2 إزالة مسببات تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير

يمكن أن يحوي الماء الخام على مسببات تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير التي تكون ذاتية أو على شكل جسيمات. وحتى يتم التمكن من إزالة المسببات الذاتية، أو التي على شكل جسيمات، بالمعالجة التقليدية، يجب تحويلها إلى جسيمات حتى يمكن إزالتها لاحقاً بالترسيب والترشيح. ويلاحظ أن احتمالية تكون ثلاثي هالوجينوميثان تقل بحوالي 50% بالترسيب والتخثير التقليدي، مع التأكيد على نقل نقطة الكلور إلى ما بعد التخثير والترسيب (وحتى الترشيح)؛ لضبط تكون المركبات العضوية المهلجة الكلية TOX وثلاثي هالوجينوميثان الكلية TTHM (Singer and Chang, 1989). و تستطيع الأنظمة القلدية تخفيض احتمالية تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير بإزالة كمية أكبر من مسببات تكونها قبل التطهير، وذلك بالتخثير المكثف، والادمصاص باستخدام حبيبات الكربون المنشط، أو الترشيح بالاغشية قبل التطهير. وفعالية إزالة هذه المسببات تعتمد على الموقع، وتتغير باختلاف ماء المصدر وتقنيات المعالجة.

و تستطيع أملح الالمنيوم (الشب) والحديد (الحديدي) إزالة كميات مختلفة من المواد العضوية الطبيعية. و درجة الحموضة المثالية في حالة استخدام الشب لإزالة المواد العضوية الطبيعية تتراوح بين 5.5 – 6.5. و تؤدي زيادة الشب إلى نقصان في درجة الحموضة ويمكن أن تسمح بالوصول إلى درجة الحموضة المثالية دون إضافة الحمض. أما إذا كانت قلوية الماء منخفضة جداً أو مرتفعة جداً فقد يلزم إضافة قاعدة أو حمض؛ للوصول إلى درجة الحموضة المثالية لتخثير المواد العضوية الطبيعية. ويمكن استخدام الكربون المنشط الحبيبي بعد الترشيح لإزالة كمية إضافية من المواد العضوية الطبيعية. وفي معظم الاستخدامات يلزم مدة تلامس أكثر من 20 دقيقة، مع تكرار عملية التنشيط كل شهرين أو ثلاثة (Singer, 1992). و مدة التلامس الطويلة واحتياجات التنشيط المتكرر، تجعل من الكربون المنشط الحبيبي بديلاً مكلفاً للمعالجة. وفي حالة ممارسة الكلورة القبلية، فإن الكلور يؤدي إلى إنقاص فعالية الكربون المنشط الحبيبي بسرعة. فإذا أضفت مطهر إلى طبقات الكربون المنشط الحبيبي قد تؤدي إلى حصول تفاعلات معينة تؤدي إلى خروج المركبات الممتدة إلى الماء المعالج.

أظهر الترشيح بالاغشية فعالية في إزالة النواتج الجانبية لعملية التطهير في بعض الأحيان. وفي دراسات ريادية وجد أن الترشيح الفائق (UF)، الذي لا يسمح بمرور مواد وزنها الجزيئي أكبر من 100,000 دالتون، كان غير فعال في الحد من تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير. ولكن إذا كان تركيز أيون البروميد منخفضاً أو غير موجود في ماء المصدر، فإن الترشيح بأغشية التانو، التي لا تمرر المواد ذات الوزن الجزيئي 400 إلى 800 دالتون، يحد بفعالية من تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير (Lain et al., 1993).

وقد لوحظ تكون تراكيز أعلى من البروموفورم في المياه التي تحوي أيون البروميد بعد كلورة الماء النافذ من الغشاء (مقارنة بالماء الخام). وهذا يحدث نتيجة الترشيح حيث تزال المواد العضوية الطبيعية، وبنفس الوقت تتركز أيونات البروميد في الماء النافذ (مقارنة مع الماء الخام). وقد كانت ثلاثة هالوجينوميثان الكلية أقل في الماء النافذ المكلور منه في الماء الخام المكلور. إلا أنه وبسبب إزاحة فصائل ثلاثة هالوجينوميثان أكثر باتجاه الاشكال المبرومة، فإن تراكيز البروموفورم كانت أعلى في الماء المعالج المكلور منها في الماء الخام المكلور. واستخدام أغشية نانو (300-200 دالتون) كان أكثر فعالية في الحد من تكون الاشكال المبرومة من ثلاثة هالوجينوميثان، ولكن المعالجة القبلية للمياه كانت ضرورية (Lain et al., 1993). ومن المحددات المهمة لاستخدام الأغشية، التخلص من المياه العادمة المالحة المتكثنة، وتلف وتلوث الأغشية، وكلفة استهلاك الطاقة، وزيادة استهلاك الأغشية. ويطلب قانون النواتج الجانبية لعملية التطهير (DBPR) الصادر، التخثير المكثف خطوة أولية في إزالة مسببات النواتج الجانبية لعملية التطهير. وبالإضافة إلى تحقيق مستويات الحدود القصوى للتلوث (MCL)، والحدود القصوى لمتبقيات المطهرات (MRDL)، فإن على بعض مزودي المياه أن يحققوا احتياجات المعالجة للحد من المواد العضوية (مسببات تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير) في الماء الخام، التي تتحدد مع متبقيات المطهر؛ لتكوين النواتج الجانبية لعملية التطهير. وعلى الأنظمة التي تستخدم المعالجة التقليدية أن تحد من مسببات تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير، (مقاسة كربون عضوي كلي TOC)، بتطبيق التخثير المكثف أو إزالة العسره المكثفة. وعلى النظام أن يزيل نسبة محددة من الكربون العضوي الكلي (مبنياً على جودة المياه الخام) قبل نقطة التطهير المستمر (الجدول 2-12). أما الأنظمة التي تستخدم الأوزون متبوعاً بالترشيح البيولوجي النشط أو ثاني أكسيد الكلور فيجب أن تحقق إحتياجات إزالة الكربون العضوي الكلي قبل إضافة مطهر متبق. والأنظمة القادرة على أنفاس الكربون العضوي الكلي بنسبة معينة حققت احتياجات تقنية المعالجة لقانون النواتج الجانبية لعملية التطهير (DBPR).

الجدول 2-12: احتياجات إزالة الكربون العضوي الكلي بالتخثير المكثف لأنظمة المياه السطحية* باستخدام المعالجة التقليدية (النسبة المئوية للإزالة)**

قوية مياه المصدر ملغم/لتر CaCO_3			مصدر المياه
			الكربون العضوي الكلي ملغم/لتر
>120***	>60-120	0-60	>2.0-4.0
15.0	25.0	35.0	>4.0-8.0
25.0	35.0	45.0	>8.0
30.0	40.0	50.0	

*تطبيقات في المحطات التي تعالج مياه جوفية تحت تأثير مياه سطحية.
**الأنظمة التي تحقق أحد شروط (iv)-(I)-(a) 40CFR##141.135(a). لا تحتاج إلى التخثير المكثف.

***الأنظمة التي تمارس إزالة العسره بالترسيب يجب أن تتحقق إزالة الكربون العضوي الكلي المبين في هذا العمود.

إذا لم يتحقق النظام النسبة المئوية للتخثير، فيجب أن يضع حدأً أدنى لإزالة الكربون العضوي الكلي. وتقوم الجهة المسؤولة بالموافقة على الحد الأدنى البديل لإزالة الكربون العضوي الكلي، لهذا النظام على أساس العلاقة بين جرعة المخثر والكربون العضوي الكلي مبنياً على أساس الدراسات المخبرية أو الاختبارات الريادية. ويحدد التخثير المكثف جزئياً بجرعة المخثر، حيث يضاف الشب (أو كمية مكافحة من ملح الحديد) على دفعات تساوي 10 ملغم/لتر لتعطي إزالة كربون عضوي كلي أقل من 0.3 ملغم/لتر.

3.3.3.2 اختيار استراتيجية التطهير

إضافة إلى تحسين جودة المياه الخام قبل التطهير، يمكن استخدام استراتيجيات بديلة للتطهير، للحد من النواتج الجانبية لعملية التطهير. وتتضمن هذه الاستراتيجيات ما يلي:

- استخدام مطهر إضافي أو مطهر بديل أو مؤكسد، مثل الكلورامين أو ثاني أكسيد الكلور والتي تنتج كميات أقل من النواتج الجانبية لعملية التطهير.
- نقل نقطة الكلور للأنفاس من تكون ثلاثة هالوجينوميثان الكلية، واستبدال الكلور كمؤكسد أولي، حيثما كانت هنالك ضرورة، بالكلورامين، ثاني أكسيد الكلور، أو بير منجنات البوتاسيوم.
- استخدام مطهرين مؤكسدين مختلفين في نقاط مختلفة في محطة المعالجة لتجنب تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير في المواقع التي توجد فيها مسببات النواتج الجانبية بكميات كبيرة.
- استخدام مسحوق الكربون المنشط لإزالة مسببات ثلاثة هالوجينوميثان أو لخفض ثلاثة هالوجينوميثان الكلية TTHM موسمياً أو بصورة متقطعة.
- تعظيم إزالة المسببات لتكون النواتج الجانبية لعملية التطهير.

4.3.2 معامل تركيز مدة (م.ت)

يعد معامل (م.ت) من أهم العوامل التي تستطيع بها تحديد أو توقع فعالية إبادة الجراثيم لأي مطهر (Chick, 1908; Watson, 1908) ويعرف معامل م.ت بحاصل ضرب تركيز المطهر المتبقى بالملغم/لتر بمنتهى التلامس بالدقائق بين المطهر والماء.

وقد طورت وكالة حماية البيئة الأمريكية (EPA) قيم م.ت لتنبيط الجيارة والفيروسات، تحت قانون معالجة المياه السطحية. ويقارن الجدول 2-13 قيم م.ت لتنبيط الفيروسات باستخدام الكلور، وثاني أكسيد الكلور، والأوزون، والكلورامين، والأشعة فوق البنفسجية تحت ظروف محددة. وبين الجدول 2-14 قيم م.ت لتنبيط حبيصلات الجيارة باستخدام الكلور، والكلورامين، وثاني أكسيد الكلور والأوزون تحت ظروف محددة. وقيم م.ت المبنية في الجداول 2-13 و 2-14 مبنية على أساس درجة الحرارة للماء 15°C ودرجة حموضة pH تتراوح بين 6 و 9. وقيم م.ت للتطهير بالكلور تقل بزيادة درجة الحموضة من 6 إلى 9. وبالتالي، فإن قيمة م.ت المحددة، التي تكون بتركيز منخفض ومدة أطول، أكثر فعالية من العكس (أي بتركيز عال ومدة قصيرة). وتزداد الفعالية لجميع المطهرات بارتفاع درجة الحرارة.

الجدول 2-13: قيم م.ت لتنبيط الفيروسات

التنبيط			الوحدات	المطهر
4-log	3-log	2-1 log		
6	4	3	ملغم. دقيقة/لتر	كلورين 1
1,491	1,067	643	ملغم. دقيقة/لتر	كلورامين 2
25.1	12.8	4.2	ملغم. دقيقة/لتر	ثاني أكسيد الكلور 3
1.0	0.8	0.5		الأوزون
غير متوفرة	36	21	ملي واط. ثانية/سم ²	الأشعة فوق البنفسجية

قيم م.ت مستخلصة من (AWWA, 1991):
 • القيم مبنية على أساس أن درجة الحرارة تساوي 15°C، ودرجة الحموضة بين 6-9 وتركيز الكلور الحر المتبقى 0.2 إلى 0.5 ملغم/لتر.
 • القيم مبنية على أساس درجة حرارة 15°C ودرجة حموضة 8.
 • القيم مبنية على أساس درجة حرارة 15°C ودرجة حموضة بين 6-9.

الجدول 2-14: قيم م.ت لتنبيط حبيصلات الجيارة

التنبيط						المطهر
3-log	2.5-log	2-log	1.5-log	1-log	0.5-log	
104	87	69	52	35	17	كلورين ¹
1,850	1,540	1,230	930	615	310	كلورامين ²
23	19	15	12	7.7	4	ثاني أكسيد الكربون ³
1.43	2.1	0.95	0.72	0.48	0.23	الأوزون

قيم م.ت مستخلصة من (AWWA, 1991):
 • القيم مبنية على أساس أن درجة الحرارة تساوي 15°C، ودرجة الحموضة بين 6-9 وتركيز الكلور الحر المتبقى 0.2 إلى 0.5 ملغم/لتر.
 • القيم مبنية على أساس درجة حرارة 15°C ودرجة حموضة 8.
 • القيم مبنية على أساس درجة حرارة 15°C ودرجة حموضة بين 6-9.

4.2 تنبيط الفيروسات وتكون النواتج الجانبية للتطهير

يلخص الجدول 2-15 تأثيرات عوامل التطهير المختلفة على تنبيط الكائنات الممرضة وتكون النواتج الجانبية لعملية التطهير.

الجدول 2-15: ملخص لتأثيرات التطهير

معامل التطهير	زيادة تكاثر الماء	التأثير المتوقع على تكاثر الماء
نوع المطهر	نوع المطهر	يعتمد على فعالية التطهير
تركيز المطهر	كلما ازداد التركيز، كلما زادت كميات المواد	كلما ازداد التركيز، كلما زادت كميات المواد
سرعة المطهر	الجانبية لعملية التطهير	أسرع.
نوع الكائن الحي	زيادة تكاثر الماء	زيادة تكاثر الماء
مدة التلامس	زيادة مدة التلامس لنفس جرعة المطهر تزيد	تختلف الاستجابة للمطهر حسب نوع مجموعة الكائنات الممرضة. وبشكل عام فإن الأولى أكثر مقاومة للمطهرات من الجراثيم والفيروسات.
درجة الحموضة	تكون المركبات الجانية	زيادة مدة التلامس تؤدي إلى نقصان في
العكرة	تأثير درجة الحموضة يتغير بالنواتج الجانية	تركيز المطهر. أنظر الجزء 2.3.2.3 لمخلص
المواد العضوية الذائية	زيادة درجة الحرارة تكون عادة مصحوبة بزيادة	قصير عن العلاقة بين درجة الحموضة وتكون النواتج الجانية لعملية التطهير.

5.2 الاحتياجات التشريعية لمتبقيات المطهر

من أهم ميزات المطهرات البديلة قدرتها على المحافظة على الجودة الميكروبية في نظام تزويد المياه. وقد تخدم متبقيات المطهر في المحافظة على عدم معاودة النمو في نظام التزويد (Snead et al., 1980)، ويطلب قانون معالجة المياه السطحية أن يتم الترشيح والتطهير، للتأكد من أن المعالجة الكلية للنظام تصل إلى إزالة أو تثبيط مقداره 3 لوغاريثم لحويصلات الجياردية، و4 لوغاريثم في حالة الفيروسات. بالإضافة إلى ذلك، يجب أن تظهر عملية التطهير، بالرصد والتسجيل المستمر أن متبقي المطهر في الماء الداخل في نظام التزويد لا يقل عن 0.2 ملغم/لتر في أي حال من الأحوال لمدة لا تقل عن 4 ساعات.

لا يمكن استخدام بعض المطهرات البديلة المذكورة في هذا الدليل لتحقيق الاحتياجات المطلوبة في قانون معالجة المياه السطحية. فعلى سبيل المثال، إذا استخدم أي من الأوزون أو الضوء فوق البنفسجي في التطهير كمطهرات أولية، فيجب استخدام مطهر ثانوي مثل الكلور أو الكلورامين للحصول على متبقي في نظام التزويد.

ويستمر تكون النواتج الجانية لعملية التطهير في نظام التزويد كنتيجة للتفاعلات بين متبقيات المطهر والمواد العضوية الموجودة في الماء. وقد وجد (Koch et al., 1991) أنه باستخدام جرعة كلور مقدارها 4-3 ملغم/لتر، فإن تراكيز ثلاثي هالوجينوميثان THM وهالوحمض الأستيك HAA تزداد بسرعة خلال أول 24 ساعة. أما الهايوكتونات فتقل في نظام التزويد.

وقد قيم (Nieminski et al., 1993) تكون النواتج الجانية لعملية التطهير في أنظمة تزويد محاكاة لمحطات المعالجة في يوتا Utah. ويترافق تركيز متبقيات الكلور في الماء الجاهز بين 0.4-2.8 ملغم/لتر. وبشكل عام فقد ازدادت قيم ثلاثي هالوجينوميثان في دراسات نظام التزويد من 50 إلى 100% (يتراوح بين 30 إلى 200%) من قيمتها في المياه المتداخنة من المحطة، بعد مدة تلامس 24 ساعة. وتركيز ثلاثي هالوجينوميثان THM بعد 24 ساعة كان مساوياً لاحتمالية تكونه بعد 7 أيام. أما تراكيز هالوحمض الأستيك HAA بعد 7 أيام فكانت أحياناً أعلى، وأحياناً أقل من قيمتها في نظام التزويد. وإذا استخدم الكلور كمطهر ثانوي، فيتوقع أن تزداد نسبة ثلاثي

هالوجينوميثان THM في الماء المتدفق من المحطة بنسبة 100%， أو أن يتم التخطيط للوصول إلى مستوى في نظام التزويد بعد 7 أيام.

6.2 ملخص للممارسات الوطنية الحالية في التطهير

تطهير معظم محطات معالجة المياه قبل التزويد. وقد بين المسح الذي أجري على أنظمة مياه المجتمعات عام 1995 (USEPA, 1997a) أن 81% من أنظمة مياه المجتمعات توفر بعض أشكال المعالجة لجزء أو لكل مصادر المياه. وقد وجد في هذا المسح أيضاً أن جميع أنظمة المياه السطحية توفر بعض المعالجة لمياهها. وللأنظمة التي لا تقوم بأي معالجة، فإن 80% منها تعتمد على المياه الجوفية كمصدر وحيد للمياه.

والمطهرات/المؤكسدات الأكثر استخداماً هي: الكلور وثاني أكسيد الكلورو الكلورامين والأوزون وبيرومنجنات البوتاسيوم. ويبين الجدول 16-2 تفاصيل استخدام الكيماويات كما ظهر في المسح. ويبين الجدول النسب المئوية للأنظمة التي تستخدم مادة كيميائية معينة كمطهر أو لأي هدف آخر. كما يبين الجدول أن الكلور هو الأكثر استخداماً في أنظمة تطهير المياه الجوفية والسطحية، وأن أكثر من 60% من أنظمة المعالجة تستخدم الكلور كمؤكسد وكمطهر. ومن ناحية أخرى، فإن البيرومنجنات تستخدم في عدد من الأنظمة ولكنها تستخدم بشكل رئيسي في الأكسدة أكثر منه في التطهير.

وللبيرومنجنات تأثير إيجابي على التطهير لأن البيرومنجنات، وبسبب كونها عامل مؤكسد قوي، تقلل الحاجة إلى الكيماويات المستخدمة في التطهير. ويستخدم الكلورامين في بعض الأنظمة ولكنه يستخدم عادة كمطهر بعدي.

أجرى إتحاد الأوزون الدولي مسحًا على أنظمة الأوزون في الولايات المتحدة (IOA, 1997). وقد بين هذا المسح أنواع أنظمة الأوزون، وحجمها، والهدف من استخدام الأوزون، وسنة التشغيل. ويلخص الجدول 17 نتائج هذا المسح. وأكثر استخدامات الأوزون شيوعاً هي لأكسدة الحديد والمنغنيز، وللحد من الطعم والرائحة. وتستعمل أربعة وعشرون نظاماً من أنظمة الأوزون التي يبلغ عددها 158، الكربون المنشط الحبيبي بعد الأوزون. وبالإضافة إلى 158 من أنظمة الأوزون العاملة، بين المسح أن هناك 19 نظاماً جديداً للأوزون تحت الانشاء و30 نظاماً آخر في طور التصميم. وتتراوح سعة الأنظمة بين أقل من 25 غالون في اليوم إلى أكثر من 500 غالون في اليوم. ويمثل حوالي نصف هذه الأنظمة سعة تتجاوز 1 مليون غالون في اليوم. وقد وجد (Rice et al., 1998). أنه واعتباراً من أيار لعام 1998، فإن 264 محطة معالجة مياه شرب في الولايات المتحدة تستخدم الأوزون.

الجدول 2-16: ممارسات التطهير في أنظمة المياه التي تحوي شكلاً من أشكال المعالجة.

الإجمالي	عدد السكان المخدومين								المعالجة
	Over	50,001 -	10,001 -	3,301 -	1,001- 501-		101- 500 <100		
	100,0 01	100,00 0	50,000	10 ,000	3,300	1,000			
	أنظمة مياه سطحية								عدد الأنظمة الكلية
,3373	104	103	626	679	845	330	432	218	تطهير قبلي، أكسدة / إزالة عسره
63.8%	%57.1	%47.5	%58.6	68.8%	66.3%	67.3%	73.9%	59.0%	كلور
6.3	7.8	14.2	13.2	4.7	5.0	0	0	0	ثاني أكسيد الكلور
3.1	10.8	15.5	2.2	0	2.1	1.1	0	4.6	كلورامين
0.9	5.8	5.4	0	0.3	0	0	0	0	الأوزون
16.0	28.5	25.9	28.3	15.2	9.9	9.6	4.9	0	KMnO4
3.5	4.3	5.1	9.2	0.6	2.9	2.0	0	0	تطهير قبلي/أكسدة
12.5	5.9	3.5	11.7	14.3	16.2	20.9	9.8	6.8	إزالة عسره بالجير/كربونات الصوديوم
1.9	6.3	0.6	4.7	2.1	0	0	0	0	إعادة كربنه
	تطهير بعدي								
%67.5	%63.6	%73.8	%71.1	%77.9	%62.8	%80.6	%51.6	%49.7	كلور
1.6	11.2	5.9	4.9	0.3	0	0	0	0	ثاني أكسيد الكلور
8.1	24.2	29.4	15.6	2.1	2.9	0	0	0	كلورامين
3.0	1.6	1.9	3.9	4.0	2.1	0	0	0	تطهير بعدي بمطهرات مشتركة مشاركة
	أنظمة مياه جوفية								
1,5793	56	120	1,094	,0352	4,422	4,443	10,367	9,042	عدد الأنظمة الكلية
	تطهير قبلي، أكسدة / إزالة عسره								
%63.9	%38.1	%36.2	%57.4	%60.6	%73.2	%56.7	%69.9	%64.2	كلور
0.3	0	3.1	0	0	0	0	0	1.3	ثاني أكسيد الكلور
0.1	0.7	1.4	0	0	0	0	0	0	الكلورامين
0	0.6	0	0	0	0	0	0	0	الأوزون
1.8	0	7.0	3.2	5.8	0.6	2.2	0.9	0	KMnO4
0.7	0	0	2.6	1.0	0.7	0	0.5	0.3	تطهير قبلي/أكسدة
3.2	9.1	5.0	3.8	3.5	3.6	2.2	2.9	2.9	إزالة العسره بالجير/كربونات الصوديوم
0.6	1.1	2.8	1.5	1.4	0.6	0	0.5	0	إعادة كربنه
	تطهير بعدي								
%31.0	%65.8	%59.5	%41.9	%42.5	%28.3	%32.5	%23.4	%23	كلور
0.4	0	0	0.6	0	0	0	1.0	0	ثاني أكسيد الكلور
0.3	4.3	3.9	1.1	0.1	0	0	0	0	الكلورامين
0	0	0	0.1	0.1	0	0	0	0	تطهير بعدي بمطهرات مشتركة

المصدر: USEPA, 1997a

الجدول 2-17: استخدام الأوزون في محطات معالجة المياه في الولايات المتحدة

% للمحطات	عدد المحطات	الهدف من استخدام الأوزون
32	50	ضبط ثلاثي هالوجينوميثان
40	63	التطهير
58	92	حديد، منغنز، ضبط الطعم والرائحة
--	158	المجموع

7.2 الكلور

مع أن الكلور ليس محور هذا الدليل، إلا أن هذا الجزء يعطي فكرة مختصرة عن استخدام الكلور في صناعة معالجة المياه، للمقارنة مع المطهرات البديلة التي ستناقش في هذا الدليل. وبما أن هناك مراجع ممتازه ومستفيضة عن استخدامات الكلور وإمكانيات أدائه، فإن تلخيص هذا الكم الهائل من المعلومات ليس عملياً ولا ضروريأ، أنظر على سبيل المثال في (White, 1992; Chlorine Institute, 1996; and Conell, 1996). وإحدى التطبيقات الحديثة للتطهير بالكلور هي استعمال مطهرات متعددة ومتقابلة. وفي هذه التطبيقات، يستعمل الكلور مع مطهر آخر للحصول على فعالية تطهير أعلى أو للحد الفعال من تكون نواتج التطهير الجانبية، وسيغطي الفصل التاسع مناقشة مفصلة عن المطهرات المتعددة، بما فيها توليفات الكلور.

وكما ذكر سابقاً فإن مسح أنظمة مياه المجتمعات لعام 1995 (USEAP, 1997a) أشارت إلى أن معظم أنظمة المياه السطحية والجوفية في الولايات المتحدة تستعمل الكلور في التطهير.

وللكلور عدداً من الخصائص الهامة التي تساهم في استخدامه الواسع في صناعة معالجة المياه. وهذه أربع من الخصائص الأساسية للكلور:

- يثبط بفعالية مجموعة كبيرة من الكائنات الممرضة الشائع تواجدها في الماء.
- يترك متبقياً في الماء يمكن قياسه وضبطه بسهولة.
- إقتصادي.
- له سجل حافل في الإستعمال الناجح لتحسين عمليات معالجة المياه (على الرغم من المخاطر المصاحبة لاستخدام الكلور، والتفاعل معه، خاصة غاز الكلور، إلا أن سجل الأمان له ممتاز). غير أن هناك بعض المشاكل المتعلقة باستعمال الكلور والتي قد تؤثر على استعمالاته. إذ يتفاعل الكلور مع عدد من المواد العضوية الطبيعية والمواد غير العضوية في الماء لتكوين نواتج عملية تطهير غير مرغوب فيها.
- المخاطر المتعلقة باستعمال الكلور، خصوصاً غاز الكلور، تحتاج إلى معالجة خاصة وبرامج مجابهة.
- الجرعات العالية من الكلور، يمكن أن تسبب مشاكل الطعم والرائحة.

تستعمل الكلورة عادة في محطات معالجة المياه بشكل أساسي للتطهير. وبسبب كون الكلور عامل مؤكسد قوي، فقد وجد أنه يخدم أهداف أخرى مهمة في معالجة المياه مثل (White, 1992):

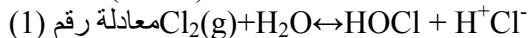
1. الحد من الطعم والرائحة.
2. منع نمو الطحالب.
3. المحافظة على وسط ترشيح صافي.
4. إزالة الحديد والمنغنيز.
5. تحطيم كبريتيد الهيدروجين.
6. تبييض بعض الألوان العضوية.
7. المحافظة على جودة المياه في نظام التزويد بالحد من نمو الطبقة اللزجة.
8. إعادة تأهيل والمحافظة على سعة خطوط المياه.
9. إعادة تأهيل سعة الابار، وتعقيم مصادر المياه.
10. تحسين التخثير بالسيليكا المنشطة.

1.7.2 كيمياء الكلور

يوجد الكلور المستخدم في التطهير بأحد الأشكال الثلاث: غاز الكلور، وهيبوكلوريت الصوديوم، وهيبوكلوريت الكالسيوم. وفيما يلي وصف مختصر عن كيمياء هذه المواد الثلاث:

1.1.7.2 غاز الكلور

يتميّز غاز الكلور بسرعة في الماء لتكوين حمض الهيبوكلوروس (HOCl). والمعادلة التالية تمثل تفاعل التميّز:



ويلاحظ أنّ غضافة غاز الكلور للماء يخفيض درجة الحموضة نتيجةً لتكوين أيون الهيدروجين. وحمض الهيبوكلوروس حمض ضعيف ($\text{pKa} = 7.5$) مما يعني أنه يتفكّك بمقدار بسيط لتكوين أيونات الهيدروجين والهيبوكلوريت كما هو مبين في معادلة رقم (2):



وعند درجة حموضة بين 6.5 و 8.5 يكون التفكّك غير كامل وتكون الفصائل HOCl و OCl^- متواجدة بترافق معينة (White, 1992). أما عند درجة حموضة أقل من 6.5، فلا يتفكّك HOCl ، بينما على درجة حموضة أعلى من 8.5، يحدث تفكّك كامل للحمض لتكوين OCl^- . وبما أنّ تأثير إبادة الجراثيم لحمض HOCl أعلى بكثير منه لـ OCl^- ، فإنه يجدر إجراء الكلورة على درجة حموضة منخفضة.

2.1.7.2 الهيبوكلوريت

بالإضافة إلى غاز الكلور، يتواجد الكلور على شكل هيبوكلوريت كمحاليل مائية وكمادة صلبة جافة. وأكثر محاليل الهيبوكلوريت المائية شيوعاً هي هيبوكلوريت الصوديوم. أما الصورة الأكثر شيوعاً للهيبوكلوريت الصلب فهو هيبوكلوريت الكالسيوم (White, 1992).

هيبوكلوريت الصوديوم

يتكون هيبوكلوريت الصوديوم عندما يذاب غاز الكلور في محلول هيدروكسيد الصوديوم. ويحوي محلول هيبوكلوريت الصوديوم عادة على 12.5% من الكلور المتوفر (White, 1992). إذ يحوي جallon واحد من محلول هيبوكلوريت الصوديوم الذي تركيزه 12.5% عادة ما يكافئ باوند واحداً من الكلور.

وتمثل المعادلة التالية التفاعل بين هيبوكلوريت الصوديوم والماء:



وتبيّن معادلة 3 أنّ إضافة هيبوكلوريت الصوديوم إلى الماء تكون حمض الهيبوكلوروس، كما في حالة تميّز غاز الكلور (معادلة 1). إلا أنه في حالة إضافة هيبوكلوريت الصوديوم إلى الماء ينتج أيون الهيدروكسيل، وليس كما في تميّز الكلور حيث ينتج H^+ ، مما يؤدي إلى ارتفاع درجة حموضة الماء. بالإضافة إلى ذلك فإنّ الفائض من هيدروكسيد الصوديوم يستخدم في صناعة هيبوكلوريت الصوديوم والتي تؤدي إلى ارتفاع آخر في درجة الحموضة.

هيبوكلوريت الكالسيوم

يتكون هيبوكلوريت الكالسيوم من الراسب الناتج من إذابة غاز الكلور في محلول أكسيد الكالسيوم (ماء الجير) وهيدروكسيد الصوديوم. ويحوي هيبوكلوريت الكالسيوم الحبيبي التجاري على 65% كلور متوافر. وتبيّن المعادلة 4 التفاعل بين هيبوكلوريت الكالسيوم والماء:



وتبيّن المعادلة 4 أنّ إضافة هيبوكلوريت الكالسيوم إلى الماء تنتج حمض الهيبوكلوروس، كما في حالة تميّز الكلور (معادلة 1). وكما في حالة هيبوكلوريت الصوديوم، فإنّ إضافة هيبوكلوريت الكالسيوم إلى الماء تنتج أيونات الهيدروكسيل والتي تؤدي إلى زيادة في درجة حموضة الماء.

2.7.2 توليد الكلور

أصبح توليد الكلور في الموقع عملياً، فأنظمة التوليد هذه والتي يستخدم فيها الملح ومصدر كهرباء، يمكن أن تضم لتجهيز مواصفات التطهير والمتبيّنات وللتغطيل دون رقابة في المواقع البعيدة. واعتبارات توليد الكلور تشمل الكلفة، تركيز محلول الملحي المركز الناتج، وتوافر المواد الخام، واعتمادية الطريقة (AWWA and ASCE, 1997).

▪ الكلور

يمكن توليد غاز الكلور بعدة طرق منها: التحليل الكهربائي لمحلول الملح القاعدي أو لحمض الهيدروكلوريك والتفاعل بين كلوريد الصوديوم وحمض النيتريك، أو أكسدة حمض الهيبوكلوروس.

يصنع حوالي 70% من الكلور المنتج في الولايات المتحدة بالتحليل الكهربائي لمحلول قاعدي ملحي مركز في خلية غشائية (White, 1992). ولأن الكلور مركب ثابت، فهو ينتج عادة بمصنع كيميائي بعيداً عن الموقع. وبعد تصنيعه يعبأ كغاز مسال مضغوط لنقله إلى المواقع في قطارات أو صهاريج النقل أو في اسطوانات.

2.2.7.2 هيبيوكلوريت الصوديوم

يمكن توليد محليل هيبيوكلوريت الصوديوم المخففة (أقل من 1%) في الموقع بالتحليل الالكترونيكيائي لمحلول ملحي مركز. عادة ما يشار إلى محليل الهيبيوكلوريت بالمبيض السائل. ويكون تركيز محليل الهيبيوكلوريت ذات الدرجة الصناعية أو التجارية 10-16%. ويعتمد ثبات محلول هيبيوكلوريت الصوديوم على تركيز الهيبيوكلوريت، ودرجة حرارة التخزين، وفترة التخزين، والشوائب الموجودة في محلول، والتعرض للضوء. ويمكن أن يؤثر تفكك الهيبيوكلوريت بمورور الوقت على سرعة التغذية والجرعة. كما أنه يؤدي إلى تكون نواتج جانبية غير مرغوب بها مثل أيونات الكلورايت أو الكلورات (Gordon et al., 1995). وبسبب مشاكل التخزين، تبحث كثيـر من الأنظمة في إمكانية توليد الهيبيوكلوريت في الموقع بدلاً من شرائه من صانع أو من مورد (USEPA 1998b).

3.2.7.2 هيبيوكلوريت الكالسيوم

لإنتاج هيبيوكلوريت الكالسيوم يصنع حمض الهيبيوكلوروس بإضافة أول أكسيد الكلور إلى الماء ومن ثم معادلته بماء الجير للحصول على محلول هيبيوكلوريت الكالسيوم. عند إزالة الماء من محلول يبقى هيبيوكلوريت الكالسيوم الحبيبي. عادة ما يحوي المنتج النهائي حوالي 70% من الكلور المتوفر و 4-6% جير. ويجب أن يحظى تخزين هيبيوكلوريت الكالسيوم باهتمام خاص. حيث يجب أن لا يخزن في مكان يتعرض فيه للحرارة أو أن يسمح له بالاتصال مع أي مادة عضوية يمكن أن تؤكسده بسهولة (USEPA, 1998b).

3.7.2 الاستعمالات الأولية ونقاط إضافة الكلور

1.3.7.2 الاستعمالات

يستعمل الكلور بشكل رئيسي في معالجة مياه الشرب للتطهير. إلا أن للكلور استخدامات أخرى لتحقيق أهداف أخرى لمعالجة المياه مثل، القضاء على الكائنات المزعجة، وأكسدة المركبات التي تسبب الطعام والرائحة، وأكسدة الحديد والمنغنيز، وإزالة اللون، وكمادة مساعدة عامة في عمليات الترسيب والترشيح (White, 1992; Connell, 1996; Culp/Wesner/Culp, 1986). ويعطي الجدول 18-2 ملخصاً لاستخدامات الكلور وجرعاته.

الجدول 18-2 استخدامات الكلور وجرعاته

الاستخدام	الجرعة المعتمدة	درجة الحموضة المثلى	مدة التفاعل	الفعالية	اعتبارات أخرى
الحديد	0.62 ملغم/Fe	7.0	أقل من ساعة	جيد	يزداد مدة التفاعل على درجات الحرارة المنخفضة
المنغنيز	0.77 ملغم/Mn	8-7	3-1 ساعة	تفاعل بطيء	تكون نواتج جانبية
النفو البيولوجي	2-1 ملغم/لتر	8-6	لا تتطبق	جيد	تعتمد الفعالية على المركب
الطعم/الرائحة	متغيرة	8-6	متغيرة	متغيرة	تكون مرکبات جانبية
إزالة اللون	متغيرة	6.8-4.0	دقائق	جيد	تكون مرکبات جانبية
الرخويات المخططة	5-2 ملغم/لتر 0.5-0.2 ملغم/لتر	تركيز الصدمة تركيز المحافظة على مستوى معين	جيد		
المحارات الآسيوية	0.5-0.3 ملغم/لتر		مستمر	جيد	تكون مرکبات جانبية

2.3.7.2 نقاط الاستخدام

يضاف الكلور في محطات معالجة المياه السطحية التقليدية في العادة للكلورة القبلية، أما عند مأخذ المياه الخام أو عند الخلط السريع للكلور في مراحل متوسطة من المعالجة قبل المرشحات، أو للكلورة البعيدة عند مرشح الماء الصافي، أو لإعادة الكلورة في نظام التزود (Connell, 1996). ويلخص الجدول 19-2 الإستعمالات المعتمدة ونقاط إضافة الكلور.

الجدول 2-19: نقاط إضافة الكلور المعتاده واستعمالاته

نقطة الإضافة	الاستخدامات المعتاده
مأخذ الماء الخام	الحد من الرخويات المخططة والمحارات الآسيوية، والحد من النمو البالبوليوجي.
الخلط السريع (قبل الترسيب)	التطهير، وأكسده الحديد والمغنيز، والحد من الطعم والرائحة، وأكسدة كبريتيد الهيدروجين
مدخل المرشحات	التطهير، والحد من النمو البالبوليوجي في المرشحات، وأكسدة الحديد والمنغنيز، والحد من الطعم والرائحة، والحد من الطحالب، وإزالة اللون
مرشحات الماء الصافي	التطهير
نظام التزود	المحافظة على متنقي من المطهر

3.3.7.2 الجرعات النموذجية

يبين الجدول 2-20 الجرعات النموذجية لأشكال الكلور المختلفة. والمدى الواسع لجرعات غاز الكلور تعكس غالباً استخدامه كمطهر وكمؤكسد. ومع أنه يمكن استعمال هيبوكلوريت الصوديوم وهيبوكلوريت الكالسيوم كمطهرات وكمؤكسدات، إلا أن كلفتها العالية تحد من استخدامها.

الجدول 2-20: جرعات الكلور النموذجية في محطات معالجة المياه

مدى الجرعات	
هيبوكلوريت الكالسيوم	0.5 - 5 ملغم/لتر
هيبوكلوريت الصوديوم	0.2 - 2 ملغم/لتر
غاز الكلور	1-16 ملغم/لتر

4.7.2 تثبيط الكائنات الممرضة وفعالية التطهير**4.4.7.2 آليات التثبيط**

لقد أثبتت البحوث أن الكلور قادر على التسبب بالموت إذا لامس جدار الخلية أو كان قريباً منه. إضافة إلى أنه يؤثر على حمض ديوكسى النوى DNA. ففي الجراثيم وجد أن الكلور يؤثر سلباً على تنفس الخلية، وعلى الانتقال، ونشاط DNA (Haas and Engelbrecht, 1980).

وقد أوجدت الدراسات أن الكلوره تؤدي إلى نقص فوري في استعمال الأكسجين في حالة كل من الأشريكية القولونية والبارابيسيلوسيس كانديدا. كذلك أظهرت النتائج أن الكلور يدمى غشاء جدار الخلية، ويحفز الترسيب من خالله، كما أنه يخفض من مستويات بناء DNA في جراثيم الأشريكية القولونية، بارابيسيلوسيس، والمايكوباكتريرم فورتونيوم. كذلك أوجدت هذه الدراسة أن التثبيط بالكلور سريع ولا يسمح بتكاثر الجراثيم (Haas and Engelbrecht, 1980). وتسئلني هذه الدراسات حدوث طفرات في آليات التثبيط الرئيسية لأن هذه الآليات تحتاج على الأقل لجيل جديد حتى يحصل التثبيط.

2.4.7.2 التأثيرات البيئية

يؤثر عدد من العوامل البيئية على فعالية التثبيط بالكلور، منها درجة حرارة الماء، ودرجة الحموضة pH ومدة التلامس والخلط والمعكره والمواد المتداخلة وتركيز الكلور المتوفر. وبشكل عام، فإنه يمكن الوصول إلى مستويات عالية من تثبيط الكائنات الممرضة بالمحافظة على متنقيات من الكلور ومدة تلامس طويلة على درجة حرارة الماء، والخلط الجيد، مصحوباً بدرجة حموضة منخفضة وعكر منخفض و عدم وجود مواد متداخلة. ومن العوامل البيئية فإن درجة الحموضة ودرجة الحرارة لها التأثير الأكبر على تثبيط الكائنات الممرضة بواسطة الكلور، وفيما يلي شرح عن تأثير درجة الحموضة ودرجة الحرارة على تثبيط الكائنات الممرضة.

درجة الحموضة pH

يؤثر حمض الهيبوكلوروس (HOCl) بدرجة أعلى على إبادة الجراثيم من أيون الهيبوكلوريت (OCl⁻). ويعتمد توزيع فصائل الكلور بين HOCl و OCl⁻ على درجة الحموضة، كما ذكر سابقاً. لأن HOCl تسود على درجات حموضة منخفضة، فإن الكلورة تكون أكثر فعالية على درجة حموضة منخفضة. بينما على درجة حموضة مرتفعة تسود OCl⁻، مما يقلل من فعالية التطهير. وفعالية التثبيط لغاز الكلور والهيبوكلوريت متساوية على نفس درجة الحموضة بعد إضافة الكلور. إلا أنه يجب ملاحظة أن إضافة غاز الكلور سيخفض من درجة الحموضة (أنظر معادلة 1) بينما إضافة الهيبوكلوريت ترفعها (أنظر معادلة 3 و معادلة 4). لذلك إذا لم تعدل درجة الحموضة للمحافظة على قيمة ثابتة لها في الماء المعالج، فإن فعالية غاز الكلور في التطهير أعلى من فعالية الهيبوكلوريت.

وقد ثبت تأثير درجة الحموضة على التطهير بالكلور في دراسات ميدانية. فعلى سبيل المثال، وجد في دراسة تثبيط الفيروسات أنه يلزم مدة تلامس أطول بمقدار 50% على درجة حموضة 7 منه على درجة حموضة 6 للوصول إلى نفس مستويات التثبيط. كذلك بينت هذه الدراسات أن الزيادة في درجة الحموضة من 7.0 إلى 8.8 أو 9.0 تحتاج إلى مدة تلامس أطول بست مرات للحصول على نفس مستوى التثبيط للفيروسات (Culp and Culp, 1974). ومع أن هذه الدراسات بينت أن التثبيط يزداد بازدياد درجة الحموضة، إلا أن بعض الدراسات الأخرى بينت عكس ذلك. وأظهرت دراسة أجريت عام 1972 أن الفيروسات حساسة أكثر للكلور الحر على درجة حموضة مرتفعة منها على درجة حموضة منخفضة (Scarpino et al., 1972).

درجة الحرارة

يزداد تثبيط الكائنات الممرضة بارتفاع درجة الحرارة عن تلك المعمول بها في معالجة مياه الشرب. وقد وجد في دراسات على الفيروسات أن مدة التلامس يجب أن تزداد إلىضعف أو ثلاثة أضعاف للحصول على نفس مستوى التثبيط إذا انخفضت درجة الحرارة بمقدار 15°C (Clark et al., 1962).

3.4.7.2 فعالية التطهير

منذ أن أدخل الكلور، أجريت العديد من الدراسات لتحديد فعالية في إبادة الجراثيم. ومع أن هناك فروقات كبيرة بين حساسية الكائنات الممرضة تجاه الكلور، إلا أن الترتيب العام لزيادة صعوبة التطهير بالكلور هو: الجراثيم، الفيروسات ثم الأولي.

تثبيط الجراثيم:

وجد أن الكلور شديد الفعالية في تثبيط الجراثيم. وقد أجريت دراسة عام 1940 عن مستويات التثبيط كمتغير مع المدة لكل من الأشريكية القولونية، وبسوسوموناسو ايروجينوز، وساممونيلا التيفية وزحار الشيجيلا (etal., 1943 Butterfield, 1943).

أثبتت الدراسات أن HOCl أكثر فعالية من OCI في تثبيط الجراثيم، وتم تأكيد ذلك من قبل عدد من الباحثين الذين استنجدوا أن فعالية HOCl أكثر بمقدار 70 إلى 80 مره من فعالية OCI في تثبيط الجراثيم (Wesner/Culp, 1986).

تثبيط الفيروسات:

وجد أن الكلور ذو فعالية عالية كمبيد للفيروسات. وقد أجريت دراسة مستفيضة على الفيروسات عام 1971 على مياه معالجة من مصب نهر بوتوم (Liu et al., 1971)، حيث أجريت الفحوصات لإيجاد مقاومة 20 الفيروس معوية للكلور الحر تحت ظروف ثابتة (0.3 ملغم/لتر كلور حر ودرجة حموضة 7.8 ودرجة حرارة 2°C).

وقد وجد في هذه الدراسة أن أقل الفيروسات مقاومة هو الريوفيروس، والذي احتاج إلى 2.7 دقيقة للوصول إلى تثبيط 99.9% (إزالة لوغاريمات)، وأن أكثر الفيروسات مقاومة هو الفيروس السننجابية، الذي احتاج إلى أكثر من 60 دقيقة لتثبيط مقداره 99.99%. وجميع قيم م.ت التي لزمت للوصول إلى تثبيط مقداره 99.99% للعشرين فيروس كانت تتراوح بين 1.4 إلى أكثر من 30 ملغم دقيقة/لتر.

وقد أجريت دراسات مخبرية وميدانية عن مقاومة أنواع من الفيروسات للكلور (AWWA, 1979). وأجريت اختبارات التثبيط في هذه الدراسة على تركيز كلور حر متبق مقداره 0.4 ملغم/لتر، درجة حموضة 7.0، درجة حرارة 5°C، ومدة تلامس، 100، 100، 100، 100، 100، 1000 دقيقة. وبينت نتائج الاختبارات أن نوعين اثنين من الفيروسات السننجابية وصلت إلى تثبيط قيمة 99.99% بعد 10 دقائق (M.T = 4 ملغم. دقيقة/لتر)، سته من أنواع الفيروسات السننجابية، احتاجت إلى 100 دقيقة (M.T = 40 ملغم دقيقة/لتر)، و 11 من 12 من أنواع الفيروسات السننجابية وواحدة من فيروسات كوكساكي (12 من 20 الفيروس) حققت تثبيطاً مقداره 99.99% بعد 1000 دقيقة (M.T = 400 ملغم. دقيقة/لتر).

تثبيط الأولي

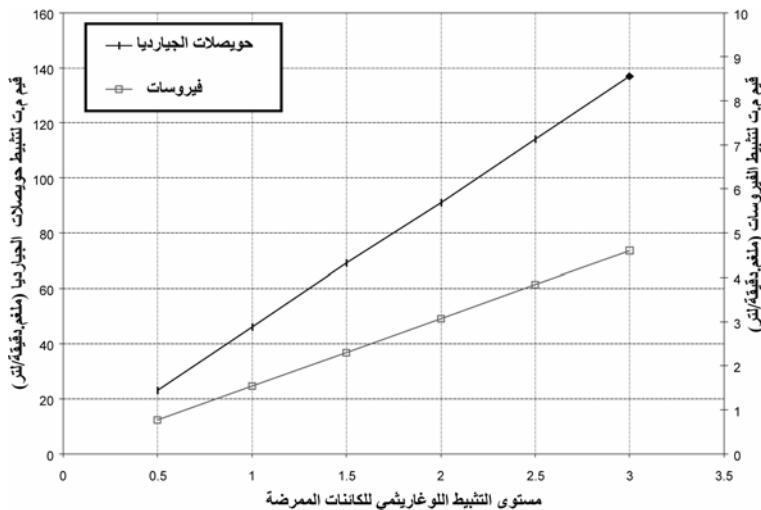
وجد أن فعالية الكلور في تثبيط الأولي محدودة. فقد أظهرت البيانات التي جمعت عام 1984 أن مقاومة حويصلات الجياردية أعلى 100 مرة من مقاومة الفيروسات المعوية و 1000 مرة أعلى من الجراثيم المعوية (Hoff et al., 1984). وتم تقدير احتياجات م.ت لثبيط حويصلات الجياردية عند استخدام الكلور كمطهر على درجات حموضة مختلفة ودرجات حرارة مختلفة (AWWA, 1991)، حيث وجد أن قيم (M.T) تزداد على درجات الحرارة المنخفضة ودرجات الحموضة المرتفعة (انظر جدول 13-2).

كذلك وجد أن الكلور تأثير بسيط على الحويصلات الأنثوية للكريبيوسبيوريديوم عند استخدامه بجرعات منخفضة نسبياً كتلك المستخدمة في معالجة المياه (مثلاً 5 ملغم/لتر). وقد تم التوصل إلى إزالة كريبيتوسيوريديوم مقدارها 40% على قيم م.ت 30 و 3,000 ملغم دقيقة/لتر (Finch et al., 1994). وفي دراسة أخرى لم يشاهد عملياً أي تثبيط عندما عرضت الحويصلات الأنثوية للكلور الحر بتركيز تراوح بين 5-80 ملغم/لتر على درجة حموضة 8، ودرجة حرارة 22°C، ومدد تلامس تراوح بين 48-245 دقيقة (Gyurek et al., 1996). وترواحت قيم م.ت اللازمة بين 3,000 إلى 4,000 ملغم. دقيقة/لتر للحصول على تثبيط للكريبيوسبيوريديوم مقداره 1 لوغاريتم على درجة حموضة 6.0 ودرجة حرارة 22°C. وفي هذه الدراسة تمت محاولة واحدة لتعريض الحويصلات الأنثوية لتركيز الكلور الحر لمدة 120 دقيقة، ووجد أن ذلك يحقق تثبيط مقداره 3 لوغاريتم.

4.4.7.2 منحنيات مدة ترکیز (م.ت)

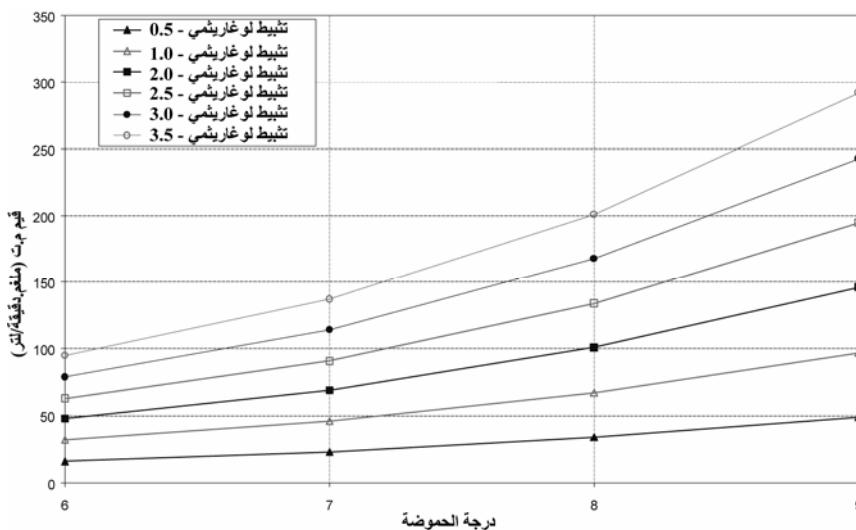
بعد الكلور مطهر قوي وفعال في تثبيط الجراثيم والفيروسات، وتحت بعض الظروف، الجياردية. وبما أن فعالية الكلور، لتنبيط الفيروسات عالية جداً، فإن قيم م.ت تحدد دائماً بتركيز الأولي. فمثلاً، الشكل 1.2 يبين قيم م.ت اللازمة للوصول إلى إزالة 0.5-3 لوغاريتم من الفيروسات والجياردية (AWWA, 1991).

وكما هو مبين، فإن قيم م.ت اللازمة للوصول إلى فعالية التطهير الموصى بها لأنظمة الترشيح التقليدية (أي 0.5 لوغاريتم لحويصلات الجياردية و 2 لوغاريتم لتنبيط الفيروسات) تساوي 23 و 3 ملغم/لتر على التوالي.

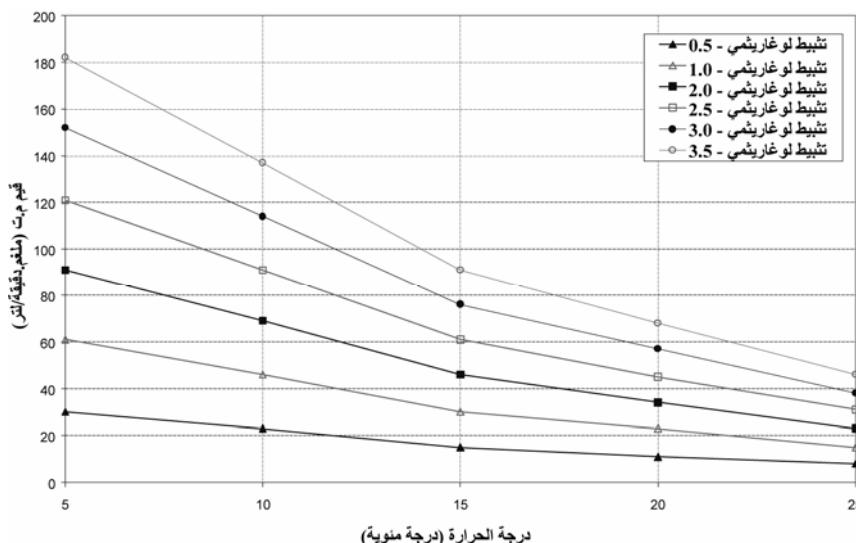


الشكل 1-2: احتياجات م.ت من الكلور الحر لجياردية والفيروسات

وقيم م.ت لتنبيط الجياردية على درجات حموضة ودرجات حرارة مختلفة عندما تكون جرعة الكلور 3.0 ملغم/لتر مبينة في الأشكال 2-2 و 2-3. وكما هو مبين فإن فعالية التثبيط بالكلور الحر تقص بزيادة درجة الحموضة أو نقصان درجة الحرارة. وقد اعتمد في تقدير قيم م.ت لتنبيط بين 0.5 - 3 لوغاريتم على درجات حرارة 0.5 و 5°C على نموذج متضاعف، وتطبيق حركيات التفاعل من الدرجة الأولى على مستوى نقاء علوي مقداره 99% من 99.99% من قيم م.ت. وقد قدرت قيم م.ت على درجات حرارة أعلى من 5°C بافتراض نقصان بمقدار 100 مرة في قيمتها لكل نقصان في درجة الحرارة مقداره 10°C.



الشكل 2-2: قيم م.ت لتشبيط حويصلات الجباردية بالكلور الحر على 10⁴ (جرعة الكلور 3.0 ملغم/لتر)



الشكل 2-3: قيم م.ت لتشبيط حويصلات الجباردية بالكلور الحر على درجة حموضة 7 (جرعة الكلور 3.0 ملغم/لتر)

5.7.2 تكوين وضبط نواتج التطهير الجانبية

1.5.7.2 تكوين نواتج التطهير الجانبية

ت تكون المواد العضوية المهلجة عندما تتفاعل المواد العضوية الطبيعية مع الكلور الحر أو البروم الحر. ويضاف الكلور الحر عادة إلى الماء مباشرةً كمطهر أولي أو ثانوي، ويتكون البروم الحر من أكسدة الكلور لأيون البروميد في مياه المصدر. تتضمن العوامل التي تؤثر على تكون النواتج الجانبية المهلجة لعملية التطهير نوع وتركيز المواد العضوية (الطبيعية)، وصورة الكلور وجرعته، والمدة، وتركيز أيون البروميد، ودرجة الحموضة، وتركيز النيتروجين العضوي، ودرجة الحرارة. ويؤثر النيتروجين العضوي بصورة كبيرة على تكون نواتج جانبية نيتروجينية لعملية التطهير، منها هالو أسيتونيترايل، وهالوبكربين، وهاليدات السيانوجين (Reckow et al., 1990; Hoigne and Bader, 1988).

يرتبط تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير ارتباطاً شديداً بالكربون العضوي الكلي في نقطة التطهير. كذلك يرتبط تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير بكمية الكلور المستهلكة (Singer, 2015). وقد وجد (Stevens et al., 1989) أن ثلاثة هالوجينو الميثانات الكلية تتكون على درجة حموضة عالية (9.4) بكميات أكبر منها على درجات حموضة منخفضة (5)، بينما لم يظهر حمض هالو الأستيك HAA أي اتجاه كمتغير مع درجة الحموضة. وقد بين مسح أجرى على 35 محطة مياه في كاليفورنيا (Krausner et al., 1989) أن وسيط تراكيز ثلاثة هالوجينو الميثانات الكلية TTHM وحمض هالو الأستيك HAA كان 39 و 19 ميكروغرام/لتر، (أي أن THM المكونة كانت أكبر من HAA). إلا أن دراسة لاحقة أجريت من قبل (Singer et al., 1995) وجدت العكس

صحيحاً حيث تكونت كميات HAA أكثر من THM في مياه محطات نورث كارولينا. وقد عزي السبب في هذا التغير إلى درجة الحموضة الأقل، والفرق بين تركيز الكربون العضوي الكلي وأيون البروميد في مياه نورث كارولينا.

وقد بين (Pourmoghadas et al., 1993) أن ثلاثي هالوجينوميثان وحمض هالو الأستيك المبرومه وخلط من هذه النواتج المبرومه/المكلورة تتكون عند استخدام الكلور بوجود البروميد.

وتحديد وجود ثلاثي هالوجينوميثان وحمض هالو الأستيك مهم بسبب وضع حدود تشريعية لكتل المجموعتين من المركبات. لذلك قد تجد بعض محطات معالجة المياه أن ممارسات الكلورة لديها تؤدي إلى تكون ثلاثي هالوجينوميثان، بينما البعض الآخر سيجد أن حمض هالو الأستيك يحد من استعمال الكلور.

ويتغير توزيع ثلاثي هالوجينوميثان وحمض هالو الأستيك مع الكربون العضوي الكلي وتركيز أيون البروميد في الماء، ودرجة الحموضة أثناء الكلورة. ويجب ملاحظة أن الكلورايت تتكون كناتج جانبي عند تفكك الهيبوكلوريت أثناء خزنها.

2.5.7.2 الحد من نواتج التطهير الجانبية

يمكن الحد من نواتج التطهير الجانبية بطرق متعددة، منها إزالة مسببات تكون هذه المواد، وتعديل استراتيجية الكلورة، وتغيير المطهرات، أو إزالة النواتج الجانبية لعملية التطهير نفسها. وبسبب صعوبة إزالة هذه المواد إذا تكونت، فاستراتيجيات الحد من تكونها تركز على الطرق الثلاث الأولى.

وقد أظهرت الدراسات أن إزالة مسببات تكون ثلاثي هالوجينوميثان الكلية TTHM تزيل احتمالية تكون النواتج الجانبية الأخرى لعملية التطهير. وبشكل عام، فإن تكون هذه النواتج الكلية يقل كلما زادت إزالة الكربون العضوي الكلي TOC. وقد أوجدت الأبحاث الحديثة أن نقل نقطة الكلورة في عملية المعالجة قد تقلل من تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير.

وقد لخص (Summers et al., 1997) نتائج أربع دراسات قيمت تأثير المعالجة القبلية على تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير. وقد أجريت فحوصات مخبرية لمحاكاة معالجة المياه بالخلط السريع والتثثير والتدف والترسيب. وتمت إضافة الكلور في أماكن متعددة أثناء الفحص المخبري لمحاكاة تأثير نقطة إضافة الكلور على تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير. وأظهرت النتائج بوضوح مزايَا تأخير نقطة الكلورة إلى نهاية خط المعالجة للاستفادة من ميزة إزالة مسببات تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير، من خلال عمليات التدف، والترسيب الأولية. ويلخص الجدول 21-2 نتائج هذه الدراسة.

الجدول 21-2: النسبة المئوية لخض تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير بنقل الكلورة إلى نقطة متأخرة في خط المعالجة

نقطة الكلورة	(%) الخط المرجعي	(%) الخط المرجعي بالتخثير المكثف	(%) الخط المرجعي بالخلط السريع	(%) خط ماء العكر
خلط قبلي سريع	مرجعي	17	مرجعي	4.7
خلط بعدي سريع	مرجعي	21	1.6	21
أثناء الترسيب	8.7	36	21	36
بعد الترسيب	21	48	21	61

الخط المرجعي: جرعة المختبر (النسبة) لإزالة مثلي للكربون العضوي الكلي (~30 ملغم/لتر).
الزيادة: جرعة المختبر الزائدة لإزالة مثلي للكربون العضوي الكلي (~52 ملغم/لتر).

يبين الجدول 21-2 ميزة التخثير المكثف في إنفاص تكون النواتج الجانبية لعملية التثثير. وإنفاص ثلاثي هالوجينوميثان بمقادير 21% يقلل نقطة الكلورة إلى ما بعد الترسيب تصبح أكثر من الصعب بالتخثير المكثف. أما إزالة حمض هالو أستيك فترتاد من 45 إلى 61% بالتخثير المكثف والكلورة بعد الترسيب. كذلك فإن الحد من تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير باختيار المكان الأفضل والظروف المثلى للإضافة مصحوباً بازالة مكثفه لمسببات تكون هذه النواتج قد ينقص منها إلى حد كبير وبكلفة إضافية منخفضة. وقد اقترح (White 1992) أن أهداف المعالجة القبلية يجب أن تتضمن:

- تعظيم إزالة مسببات تكون ثلاثي هالوجينوميثان.
- إنفاص تركيز الأمونيا - N إلى 0.1 ملغم/لتر.
- إنفاص تركيز النيتروجين العضوي إلى 0.05 ملغم/لتر.

- تحديد الحاجة للكلور في فترة 15 دقيقة إلى 0.5 ملغم/لتر.

ويجب أن تحسن هذه الإرشادات من جودة المياه الخام بصورة كافية لتسمح باستخدام عملية الكلور الحر المتبقى دون تجاوز الحدود القصوى للملوثات التي وضعتها وكالة حماية البيئة الأمريكية لثلاثي هالوجينوميثنات الكلية.

6.7.2 اعتبارات تشغيلية

1.6.7.2 طرق إضافة الكلور

يمكن استخدام عدة طرق بالإضافة اعتماداً على شكل الكلور المستخدم. وتصف الفقرات التالية طرق الإضافة المعتادة للكلور وهيبوكلوريت الصوديوم، وهيبوكلوريت الكالسيوم.

الكلور

يتبخ الكلور السائل عادة إلى الكلور الغازي قبل معايرته. ويمكن توفير الحرارة اللازمة للتبخير إما باستخدام مبشر الكلور السائل أو باستخدام الحرارة الطبيعية على وعاء التخزين. وبمجرد تحول الكلور السائل المضغوط إلى بخار، يغذى عادة تحت ظروف ضغط منخفض. والضغط المنخفض اللازم (الفراغ) يمكن خلقة إما باستخدام حافظ أو خلاط مفرغ. ويستعمل الحقن الماء الجاري خلال أنبوب فنتوري لسحب غاز الكلور إلى مجرى جانبي للماء الناقل لتكوين محلول الكلور المركز. ويدخل هذا محلول بعد ذلك إلى الماء من خلال نشرة، أو يخلط بخلاط ميكانيكي. والخلاط المفرغ يستعمل القوى الحركية للخلاط لخلق فراغ ويسحب غاز الكلور مباشره إلى الماء.

هيبوكلوريت الصوديوم

يتتكثف هيبوكلوريت الصوديوم بمرور الوقت. فمثلاً يتتكثف محلول الهيبوكلوريت ذو التركيز 12.5% إلى 10% في 30 يوماً تحت أحسن الأحوال (White, 1992)، وتزداد سرعة التتكثف بارتفاع درجة الحرارة، والتعرض للضوء، والتلامس مع المعادن (Connell, 1996).

ويضاف محلول هيبوكلوريت الصوديوم إلى الماء باستخدام مضخة معايرة. وكما في حالة محلول الكلور، يخلط هيبوكلوريت الصوديوم مع الماء إما باستخدام خلاط ميكانيكي أو خلاط مفرغ. وفي العادة لا يخف محلول هيبوكلوريت الصوديوم قبل الخلط للحد من مشاكل التكلس.

هيبوكلوريت الكالسيوم

يحتوي هيبوكلوريت الكالسيوم التجاري ذو الجودة العالية على 70% من الكلور المتأخر على الأقل (USEPA, 1991). وتحت ظروف التخزين العادلة يفقد هيبوكلوريت الكالسيوم 5-3% من الكلور المتأخر في السنة (AWWA and ASCE, 1997). ويمكن الحصول على هيبوكلوريت الكالسيوم كمسحوق، حبيبات أو أفراد مضغوطه (USEPA, 1991). ويحضر محلول هيبوكلوريت الكالسيوم عادة بخلط هيبوكلوريت الكالسيوم المسحوق أو الحبيبي مع قليل من الماء الجاري. وبعدها يمرر إلى مجرى ماء الشرب بتدفقات معينة.

2.6.7.2 اعتبارات التعامل والأمان

الكلور

غاز الكلور عامل مؤكسد قوي. وتصنف دائرة النقل في الولايات المتحدة الكلور كغاز سام (Connell, 1996). وتتطلب كودات الحراق خزن واستعمال الكلور. بالإضافة إلى ذلك، فإن المحطات التي تخزن أكثر من 2500 باوند من الكلور يجب أن تخضع لبرنامج السلامة التاليين:

- مواصفات إدارة سلامة العمليات والتي تنظمها إدارة الصحة وسلامة العمل تحت قانون 1910 CFR 29.
- قانون برنامج إدارة المخاطر والذي يدار من قبل وكالة حماية البيئة تحت بند 1128 من قانون الهواء النقي.

ويجب أن تؤخذ جميع هذه التشريعات (إضافة إلى الأنظمة والتشريعات المحلية وعلى مستوى الولاية) بعين الإعتبار عند تصميم وتشغيل وحدات الكلورة في محطات معالجة المياه.

هيبوكلوريت الصوديوم

محلول هيبوكلوريت الصوديوم سائل أكال تبلغ درجة حموضته 12 (AWWA, 1990). لذلك تتخذ في العادة إحتياطات التعامل مع مثل هذه المواد الأكالة لتجنب تلامسها مع المعادن بما فيها الفولاذ الذي لا يصدأ.

ويمكن أن تحتوي محليل الهيبوكلوريت على كلورات. وت تكون الكلورات أثناء تصنيع وхран هيبوكلوريت الصوديوم (والناتج عن تفكك المنتج). ويمكن تقليل تكون الكلورات بإيقاف تفكك هيبوكلورات الصوديوم (Gilbert et al., 1995) بتجديد مدة التخزين وتجنب الحرارة المرتفعة وتجنب التعرض للضوء.

ويجب توفير احتياطات لاحتواء المحلول المراقب من تكاثف خزن هيبوكلوريت الصوديوم. وعادة ما تتضمن منشآت الإحتواء هذه على حاويات تتسع لكمية تعادل حجم أكبر خزان (مع الإحتياط لوجود حيز إضافي يتسع لكميات من الأمطار ورشاشات الإطفاء).

وإضافة إلى ذلك يجب ضبط المصادر الأرضية وتوفير مناطق حاويات منفصلة للكيماويات غير المتجانسة.

هيبوكلوريت الكالسيوم

هيبوكلوريت الكالسيوم عامل مؤكسد وبالتالي يجب حزنها منفصلة عن المواد العضوية القابلة للأكسدة. كما أنها يجب أن تخزن بعيداً عن مصادر الحرارة. وقد تسبب هيبوكلوريت الكالسيوم- المخزون بطريقة غير سليمة - الاشتعال التلقائي للحرائق.

8.2 ملخص

1.8.2 مزايا وسلبيات استخدام الكلور

تعطي القائمة التالية مزايا وسلبيات مختاره لاستخدام الكلور كطريقة تطهير لمياه الشرب (Masschlein, 1992; Process Application Inc., 1992) . ويسبب الاختلافات الكبيرة في حجم الأنظمة وجودة المياه والجرعات المستخدمة، فإن بعض هذه المزايا والسلبيات قد لا تتطابق على نظام معين.

المزايا

- يؤكسد الحديد، والمنغنيز والكبريتيد الذائبة.
- يساعد في إزالة اللون.
- يساعد في التخلص من الطعم والرائحة.
- قد يساعد في التخثير والترشيح لجسيمات الملوثات.
- مبيد بيولوجي فعال.
- أسهل طريقة للتطهير وأقلها كلفة، بغض النظر عن حجم النظام.
- أكثر طرق التطهير استخداماً ، وبالتالي معرفتنا عنها هي الأفضل.
- متوافر كهيبوكلوريت الكالسيوم والصوديوم. واستخدام هذه المحاليل له ميزات أكثر في الأنظمة الصغيرة من الكلور الغازي لأنها أسهل استخداماً وأكثر أماناً وتحتاج إلى معدات أقل مقارنة بغاز الكلور.
- توفر متبقياً في شبكات التزويد.

السلبيات

- قد يتسبب الكلور في إفساد التخثير/الترشح للمواد العضوية الذائبة.
- تكون نواتج جانبية مهلاجة.
- قد يعاني الماء الجاهز من مشاكل الطعم والرائحة، اعتماداً على جودة الماء والجرعة.
- الكلور غاز ضار وأكل.
- قد يحتاج غاز الكلور إلى معدات خاصة لاحتواء التسرب وإزالته.
- في العادة تكون هيبوكلوريت الصوديوم وهيبوكلوريت الكالسيوم أعلى ثمناً من غاز الكلور.
- يتحلل هيبوكلوريت الصوديوم بمرور الوقت وعند تعرضه للضوء.
- هيبوكلوريت الصوديوم مادة كيميائية أكلاء.
- يجب حزن هيبوكلوريت الكالسيوم في مكان بارد وجاف يسبب تفاعلاً مع الرطوبة والحرارة.
- قد يتكون راسب في محليل هيبوكلوريت الكالسيوم بسبب الشوائب، لذا يجب إضافة مادة كيميائية مزيلة ضد التكلس.
- محليل الهيبوكلوريت ذات التراكيز العالية غير ثابتة وتنتج الكلورات كناتج جانبي.
- أقل فعالية على درجة حرارة عالية.

- تكون نواتج جانبية تحتوى على أكسجين وهذه النواتج تتفاكك بيولوجياً وقد تساعد لاحقاً على النمو البيولوجي إذا لم يحافظ على متبقى من الكلور.
- تحرير المكونات المرتبطة بنظام التزويد (مثل الأرسينيك)، وذلك بتغير حالة التأكسد والاختزال.

2.8.2 جدول ملخص

يعطى الجدول 22-2 ملخصاً عن الاعتبارات المتعلقة باستخدام الكلور كمطهر.

الجدول 22-2: ملخص عن التطهير بالكلور

الوصف	الاعتبارات
يمكن الكلورة باستعمال غاز الكلور أو أي مركبات مكلورة أخرى والتي تكون سائلة أو صلبة، ويمكن توليد غاز الكلور بعدة طرق منها: التحليل الكهربائي لمحلول قادعي ملحى مركز أو حمض الهيدروكلوريك، التفاعل بين كلوريد الصوديوم وحمض النيترات، أكسدة حمض الهيدروكلوريك، وبما أن الكلور مركب ثابت، فيصنع غاز الكلور، وهيبوكلوريت الصوديوم، وهيبوكلوريت الكالسيوم عادةً بعيداً عن الموقع من قبل مصنع كيماويات.	التوليد
الاستخدام الأولي للكلورة هو التطهير. ويعمل الكلور أيضاً كعامل مؤكسد للحد من الطعم والرائحة، ومنع نمو الطحالب، والمحافظة على سطح ترشيح صافي، وإزالة الحديد والمنغنيز، وتحطيم كبريتيد الهيدروجين، وإزالة اللون، والمحافظة على جودة المياه في أنظمة التوزيع وتحسين التخثير	الاستخدامات الأولية
الترتيب العام لزيادة صعوبة التطهير بالكلور هي الجراثيم، والفيروسات، ومن ثم الأولي. والكلور مطهر فعال جداً لتنبيط الجراثيم كما أنه مبيد فعال للفيروسات، إلا أنه أقل فعالية تجاه حويصلات الجياردية. وحويصلات خفية الألوان غ لأنوثوية شديدة المقاومة للكلور.	فعالية التبيط
عند إضافته إلى الماء، يتفاعل الكلور مع المركبات العضوية الطبيعية والبروميد لتكوين نواتج جانبية لعملية التطهير، وبشكل أساسي لثلاثي هالوجينوميثن، وبعض أحماض الهالوأسيتك وغيرها.	تكون النواتج الجانبية
خزان الماء الخام، قبل التخثير بعد خزن الماء الخام، قبل الترسيب، بعد التخثير، بعد الترسيب قبل الترشيح، بعد الترشيح والتطهير، أو في نظام التزويد.	نقطة الاستخدام
بسبب كون الكلور عامل مؤكسد قوي وأكل فعال، يجب الاهتمام باعتبارات خاصة بالخزن والتعامل عند التخطيط لمحطة المعالجة. إضافة إلى ذلك، فالاعتبارات الصحية المرتبطة بالتعامل واستخدام الكلور مهمة جداً.	اعتبارات خاصة

3.8.2 مراجع لمعلومات إضافية عن الكلور:

بسبب ترکیز هذا الدلیل على المطهرات البديلة (غير الكلور)، فإن كل استخدامات الكلور وامکانیاته لم تتم مناقشتها هنا. وللمعلومات مفصلة عن استخدام الكلور في معالجة المياه، إرجع إلى المراجع المبینة أدناه، وللمراجع الكاملة، أنظر في جزء المراجع في نهاية هذا الفصل.

9.2 المراجع

- AWWA (American Water Works Association). 1979. "Committee, Viruses in Drinking Water." *J. AWWA*. 71(8):441.
- AWWA (American Water Works Association). 1990. *Water Quality and Treatment*. F.W. Pontius (editor). McGraw-Hill, New York, NY.
- AWWA (American Water Works Association). 1991. *Guidance Manual for Compliance with the Filtration and Disinfection Requirements for Public Works Systems using Surface Water Sources*.
- AWWA (American Water Works Association). 1995. *Problem Organisms in Water: Identification and Treatment*. AWWA, Denver, CO.
- AWWA and ASCE (American Water Works Association and American Society of Civil Engineers). 1997. *Water Treatment Plant Design*. McGraw-Hill, New York, NY.
- AWWARF (American Water Works Association Research Foundation) and Lyonnaise des Eaux. 1987. *Identification and Treatment of Tastes and Odors in Drinking Water*. American Water Works Association, Denver, CO.
- Babcock, D.S. and P.C. Singer. 1979. "Chlorination and Coagulation of Humic and Fulvic Acids." *J. AWWA*. 71(3):149.
- Beneson, A.S. 1981. "Control of Communicable Diseases in Man." *APHA*.
- Belanger, S.E., D.S. Cherry, J.L. Farris, K.G. Sappington, and J. Cairns, Jr. 1991. "Sensitivity of the Asiatic Clam to Various Biocidal Control Agents." *J. AWWA*. 83(10):79-87.
- Black, B.D., G.W. Harrington, and P.C. Singer. 1996. "Reducing Cancer Risks by Improving Organic Carbon Removal." *J. AWWA*. 88(6):40.
- Brady, Thomas J., J.E. Van Benschoten, and J.N. Jensen. 1996. "Chlorination Effectiveness for Zebra and Quagga Mussels." *J. AWWA*. 88(1):107-110.
- Britton, J.C. and B.A. Morton. 1982. "Dissection Guide, Field and Laboratory Manual for the Introduced Bivalve *Corbicula fluminea*." *Malacol. Rev.* 3(1).
- Butterfield, C.T. et al. 1943. *Public Health Rep.* 58:1837.
- Cameron, G.N., J.M. Symons, S.R. Spencer, and J.Y. Ma. 1989a. "Minimizing THM Formation During Control of the Asiatic Clam: A Comparison of Biocides." *J. AWWA*. 81(10):53-62.
- Cameron, G.N., J.M. Symons, D. Bushek and R. Kulkarni. 1989b. "Effect of Temperature and pH on the Toxicity of Monochloramine to the Asiatic Clam." *J. AWWA*. 81(10):63-71.
- CDC (Centers for Disease Control). 1989. "Assessing the Public Threat Associated with Waterborne Cryptosporidiosis: Report of a Workshop." *J. AWWA*. 80(2):88.
- Chick, H. 1908. "Investigation of the Laws of Disinfection." *J. Hygiene*. 8:92.
- Christman, R.F., et al. 1983. "Identity and Yields of Major Halogenated Products of Aquatic and Fulvic Acid Chlorination." *Environ. Sci. Technol.* 17(10):625.
- Chlorine Institute. 1996. *Chlorine Institute Manual*. 6th Edition, The Chlorine Institute, Washington, D.C.
- Clarke, N.A., et al. 1962. *Human Enteric Viruses in Water, Source, Survival, and Removability*, International Conference on Water Pollution Research. Landar.
- Connell, G.F. 1996. *The Chlorination/Chloramination Handbook*. American Water Works Association, Denver, CO.
- Counts, C.L. III. 1986. "The Zoogeography and History of the Invasion of the United States by *Corbicula fluminea* (Bivalvia: Corbiculidae)." *Amer. Malac. Bull.* 2(7), special edition.
- Craun, G.F. and W. Jakubowski. 1996. "Status of Waterborne Giardiasis Outbreaks and Monitoring Methods." American Water Resources Association, Water Related Health Issue Symp., Atlanta, GA, November.
- Craun, G.F. 1981. "Outbreaks of Waterborne Disease in the United States." *J. AWWA*. 73(7):360.
- Culp, G.L., and R.L. Culp. 1974. *New Concepts in Water Purification*. Van Nostrand Reinhold Company, New York, NY.
- Culp/Wesner/Culp. 1986. *Handbook of Public Water Systems*. Van Nostrand Reinhold, New York, NY.
- DeMers, L.D. and R.C. Renner, R.C. 1992. "Alternative Disinfection Technologies for Small Drinking Water Systems." AWWA and AWWARF, Denver, CO.
- Duguet, J.P., Y. Tsutsumi, A. Bruchet, and Mallevialle. 1985. "Chloropicrin in Potable Water: Conditions of Formation and Production during Treatment Processes." *Water Chlorination: Chemistry, Environmental Impact and Health Effects*, Volume 5. Lewis Publishers.
- Evans, L.P., Jr., et al. 1979. *Salinity Relationships in Corbicula fluminea*; Miller (1774). Conference proceedings, first International Corbicula Symposium. J.C. Britton (editor). Texas Christian Univ., Ft. Worth, TX.
- Farvardin, M.R. and A.G. Collins. 1990. *Mechanism(s) of Ozone-Induced Coagulation of Organic Colloids*. Conference Proceedings, AWWA Annual Conference, Cincinnati, OH. June 17-21.
- Ferguson, D.W., J.T. Gramith, and M.J. McGuire. 1991. "Applying Ozone for Organics Control and Disinfection: A Utility Perspective." *J. AWWA*. 83(5):32-39. Ferguson, D.W., M.J. McGuire, B. Koch, R.L.
- Wolfe, and E.M. Aieta. 1990. "Comparing PEROXONE and Ozone for Controlling Taste and Odor Compounds, Disinfection Byproducts, and Microorganisms." *J. AWWA*. 82(4):181-191. Finch, G.R., E.K. Black, and L.L.
- Gyürék. 1994. *Ozone and Chlorine Inactivation of Cryptosporidium*. Conference proceedings, Water Quality Technology Conference, Part II. San Francisco, CA.
- Geldreich, E.E. 1972. *Water Pollution Microbiology*. R. Mitchell (editor). John Wiley & Sons, New York, NY.
- Gordon, G., L. Adam, and B. Bubnis. 1995. *Minimizing Chlorate Ion Formation in Drinking Water when Hypochlorite Ion is the Chlorinating Agent*. AWWA-AWWARF, Denver, CO.
- Gurol, M.D. and M. Pidatella. 1983. *A Study of Ozone-Induced Coagulation*. Conference proceedings, ASCE Environmental Engineering Division Specialty Conference. Allen Medine and Michael Anderson (editors). Boulder, CO.
- Gyürék, L.L., L.R.J. Liyanage, M. Belosevic, and G.R. Finch. 1996. "Disinfection of *Cryptosporidium Parvum* Using Single and Sequential Application of Ozone and Chlorine Species." Conference proceedings, AWWA Water Quality Technology Conference, Boston, MA.
- Haas C.N. and R.S. Engelbrecht. 1980. "Physiological Alterations of Vegetative Microorganisms Resulting from Aqueous Chlorination." *J. Water Pollution Control Fed.* 52(7):1766.
- Hazen and Sawyer. 1992. *Disinfection Alternatives for Safe Drinking Water*. Van Nostrand Reinhold, New York, NY.
- Herbert, P.D.N., B.W. Muncaster II, and G.L. Mackie. 1989. "Ecological and Genetic Studies on *Dreissena polymorpha* (Pallas): A New Mollusc in the Great Lakes." *Can. Jour. Fisheries and Aquatic Sci.* 46:1587.

- Hiltibrand, D.J., A.F. Hess, P.B. Galant, and C.R. O'Melia. 1986. "Impact of Chlorine Dioxide and Ozone Preoxidation on Conventional Treatment and Direct Filtration Treatment Processes." Conference proceedings, AWWA Annual Conference, Denver, CO.
- Hoff, J.C., E.W. Rice, and F.W. Schaefer. 1984. "Disinfection and the Control of Waterborne Giardiasis." Conference proceedings, ASCE Specialty Conference.
- Hoigné J., and H. Bader. 1988. "The Formation of Trichloronitromethane (chloropicrin) and Chloroform in a Combined Ozonation/Chlorination Treatment of Drinking Water." *Water Resources*. 22 (3):313.
- Huck, P.M., W.B. Anderson, C.L. Lang, W.A. Anderson, J.C. Fraser, S.Y. Jasim, S.A. Andrews, and G. Pereira. 1995. "Ozone vs. PEROXONE for Geosmin and 2-Methylisoborneol Control: Laboratory, Pilot and Modeling Studies." Conference proceedings, AWWA Annual Conference, Anaheim, CA.
- IOA. 1997. IOA Survey of Water Treatment Plants. International Ozone Association, Stanford, CT.
- Karimi, A.A. and P.C. Singer. 1991. Trihalomethane Formation in Open Reservoirs. *J. AWWA*. 83 (3):84.
- Klerks, P.L. and P.C. Fraleigh, P.C. 1991. "Controlling Adult Zebra Mussels with Oxidants." *J. AWWA*. 83 (12):92-100.
- Koch, B., S.W. Krasner, M.J. Sclimenti, and W.K. Schimpff. 1991. "Predicting the Formation of DBPs by the Simulated Distribution System." *J. AWWA*. 83(10):62-70.
- Kramer, M.H., B.L. Herwaldt, G.F. Craun, R.L. Calderon, and D.D. Juranek. 1996. "Waterborne Disease: 1993 and 1994." *J. AWWA*. 88(3):66-80.
- Krasner, S.W., M.J. McGuire, J.G. Jacangelo. 1989. "The Occurrence of Disinfection Byproducts in US Drinking Water." *J. AWWA*.81(8):41-53.
- Lainé, J.M., J.G. Jacangelo, E.W. Cummings, K.E. Carns, J. Mallevialle. 1993. "Influence of Bromide on Low-Pressure Membrane Filtration for Controlling DBPs in Surface Waters." *J. AWWA*. 85(6):87-99.
- Lalezary, S., M. Pirbazari, and M.J. McGuire. 1986. "Oxidation of Five Earthy-Musty Taste and Odor Compounds." *J. AWWA*. 78(3):62.
- Lang, C.L. 1994. "The Impact of the Freshwater Macrofouling Zebra Mussel (Dreissena Polymorpha) on Drinking Water Suppliers." Conference proceedings, AWWA Water Quality Technology Conference Part II, San Francisco, CA.
- Langlais, B., D.A. Reckhow, and D.R. Brink. (editors). 1991. *Ozone in Drinking Water Treatment: Application and Engineering*. AWWARF and Lewis Publishing, Chelsea, MI.
- Liu, O.C., et al. 1971. "Relative Resistance of Twenty Human Enteric Viruses to Free Chlorine. Virus and Water Quality: Occurrence and Control." Conference Proceedings, thirteenth Water Quality Conference, University of Illinois, Urbana-Champaign.
- MacKenzie, W.R., et al. 1994. "A Massive Outbreak in Milwaukee of Cryptosporidium Infection Transmitted Through the Public Water Supply." *New England J. of Medicine*. 331(3):161.
- Masschelein, W.J. 1992. "Unit Processes in Drinking Water Treatment." Marcel Decker D.C., New York, Brussels, Hong Kong.
- Matisoff, G., G. Brooks, and B.I. Bourland. 1996. "Toxicity of Chlorine Dioxide to Adult Zebra Mussels." *J. AWWA*. 88 (8):93-106.
- McGuire, M.J., and R.G. Meadow. 1989. "AWWARF Trihalomethane Survey." *J. AWWA*. 80(1):61.
- Montgomery J. M. 1985. *Water Treatment Principles and Design*. John Wiley & Sons, New York, NY.
- Nieminski, E.C., S. Chaudhuri, and T. Lamoreaux. 1993. "The Occurrence of DBPs in Utah Drinking Waters." *J. AWWA*. 85(9):98-105.
- Oliver, B.G., and D.B. Shindler. 1980. "Trihalomethanes From Chlorination of Aquatic Algae." *Env. Sci. Tech.* 14(12):1502.
- Olson, K.E. 1982. An Evaluation of Low Chlorine Concentrations on Giardia Cyst Viability, USDA Forest Service, Equipment Development Center, San Dimas, CA. January.
- Pourmoghaddas, H., A.A. Stevens, R.N. Kinman, R.C. Dressman, L.A. Moore, J.C. Ireland. 1993. "Effect of Bromide Ion on Formation of HAAs During Chlorination." *J. AWWA*. 85(1):82-87.
- Prendiville, P.W. 1986. "Ozonation at the 900 cfs Los Angeles Water Purification Plant." *Ozone: Sci. Engrg.* 8:77.
- Reckhow D.A., W.R. Knocke, M.J. Kearney, C.A. Parks. 1991. "Oxidation of Iron and Manganese by Ozonation." *Environ. Sci. and Engrg.* 13(6):675-695. Reckhow D.A., P.C. Singer, and R.L. Malcolm. 1990. "Chlorination of Humic Materials: Byproduct Formation and Chemical Interpretations." *Environ. Sci. Technol.* 24(11):1655.
- Reckhow, D.A., and P.C. Singer. 1985. "Mechanisms of Organic Halide Formation During Fulvic Acid Chlorination and Implications with Respect to Preozonation." *Water Chlorination: Chemistry, Environmental Impact and Health Effects*, Volume 5. Jolley, R.L. et al. (editors). Lewis Publishers, Chelsea, MI.
- Reckhow, D.A., J.K. Edzwald, and J.E. Tobiason. 1993. *Ozone as an Aid to Coagulation and Filtration*. AWWARF, AWWA, Denver, CO.
- Reckhow, D.A., P.C. Singer, and R.R. Trussell. 1986. Ozone as a coagulant aid. Seminar proceedings, Ozonation, Recent Advances and Research Needs, AWWA Annual Conference, Denver, CO.
- Rice, R.G., Overbeck, P.K., Larson, K. 1998. Ozone Treatment for Small Water Systems. Presented at First International Symposium on Safe Drinking Water in Small Systems, NSF International/PAHP/WHO, Arlington, VA. (In press)
- Riggs, J.L. 1989. "Aids Transmission in Drinking Water: No Threat." *J. AWWA*. 81(9):69.
- Roberts, R. 1990. "Zebra Mussel Invasion Threatens US Waters." *Science*. 249:1370.
- Salvato, J.A., Jr. 1972. *Environmental Engineering and Sanitation*. second edition, John Wiley & Sons, New York, NY.
- Sawyer, C.N., P.L. McCarty, L. Parkin, and G.F. Parkin. 1994. *Chemistry for Environmental Engineering*. McGraw Hill, Inc., New York, NY.
- Scarpino P.V., et al. 1972. "A Comparative Study of the Inactivation of Viruses in Water by Chlorine." *Water Research*. 6:959.
- Sinclair, R.M. 1964. "Clam Pests in Tennessee Water Supplies." *J. AWWA*. 56 (5):592.
- Singer, P.C. 1988. Alternative Oxidant and Disinfectant Treatment Strategies for Controlling THM Formation. EPA 600/S2-88/044. October.
- Singer P.C. 1992. "Formation and Characterization of Disinfection Byproducts." Presented at the First International Conference on the Safety of Water Disinfection: Balancing Chemical and Microbial Risks.
- Singer P.C. 1993. "Trihalomethanes and Other Byproducts Formed From the Chlorination of Drinking Water." National Academy of Engineering Symposium on Environmental Regulation: Accommodating Changes in Scientific, Technical, or Economic Information. Washington, D.C.
- Singer P.C., and S.D. Chang. 1989. "Correlations Between Trihalomethanes and Total Organic Halides Formed During Water Treatment." *J. AWWA*. 81(8):61-65. Singer P.C., and G.W. Harrington. 1993. "Coagulation of DBP Precursors:

- Theoretical and Practical Considerations." Conference proceedings, AWWA Water Quality Technology Conference, Miami, FL. Smith, A.L. et al. 1979. "Clams--A growing Threat to Implant Water Systems." *Plant Engrg.* 33:165.
- Snead, M.C., et al. 1980. Benefits of Maintaining a Chlorine Residual in Water Supply Systems. EPA 600/2-80-010.
 - Stevens, A.A., et al. 1976. "Chlorination of Organics in Drinking Water." *J. AWWA.* 8(11):615.
 - Stevens, A.A., L.A. Moore, R.J. Miltner. 1989. "Formation and Control of Non-Trihalomethane Disinfection By-products." *J. AWWA.* 81(8):54-60. Suffet, I. H., C. Anselme, and J. Mallevialle. 1986. "Removal of Tastes and Odors by Ozonation." Conference proceedings, AWWA Seminar on Ozonation: Recent Advances and Research Needs, Denver, CO. Summers, R.S., G. Solarik, V.A. Hatcher, R.S. Isabel, J.F. Stile. 1997. "Analyzing the Impacts of Predisinfection Through Jar Testing." Conference proceedings, AWWA Water Quality Technology Conference, Denver, CO.
 - Taylor, F.B. 1974. "Viruses - What is Their Significance in Water Supplies." *J. AWWA.* 66:306.
 - Thibaud, H., H. DeLaat, N. Merlet, and M. Doré. 1987. "Chloropicrin Formation in Aqueous Solution: Effect of Nitrates on Precursors Formation During the Oxidation of Organic Compounds." *Water Res.* 21(7):813.
 - Thibaud, H., J. DeLaat, and M. Doré. 1988. "Effects of Bromide Concentration on the Production of Chloropicrin During Chlorination of Surface Waters: Formation of Brominated Trihalonitromethanes." *Water Res.* 22(3):381.
 - Tobiason, J.E., J.K. Edzwald, O.D. Schneider, M.B. Fox, and H.J. Dunn. 1992. "Pilot Study of the Effects of Ozone and PEROXONE on In-Line Direct Filtration." *J. AWWA.* 84(12):72-84.
 - USEPA. 1998a. Occurrence Assessment for Disinfectants and Disinfection Byproducts in Public Drinking Water Supplies. Science Applications International Corporation under contract for Office of Ground Water and Drinking Water. Washington, DC.
 - USEPA. 1998b. Technologies and Costs for Control of Disinfection Byproducts. Prepared by Malcolm Pirnie, Inc for U.S. Environmental Protection Agency, Office of Ground Water and Drinking Water, PB93-162998.
 - USEPA. 1997a. Community Water System Survey - Volumes I and II; Overview. EPA 815-R-97-001a, -001b. January.
 - USEPA. 1997b. "National Primary Drinking Water Regulations: Disinfectants and Disinfection Byproducts; Notice of Data Availability; Proposed Rule." *Federal Register.* 62(212):59387- 59484. November 3.
 - USEPA. 1996. Drinking Water Regulations and Health Advisories. EPA 822-B-96-002, October.
 - USEPA. 1991. Manual of Individual and Non-Public Works Supply Systems. Office of Water, EPA 570/9-91-004.
 - Van Benschoten, J.E., J.N. Jensen, D. Harrington, and D.J. DeGirolamo. 1995. "Zebra Mussel Mortality With Chlorine." *J. AWWA.* 87(5):101-108.
 - Wachter, J.K., and J.B. Andelman. 1984. "Organohalide Formation on Chlorination of Algal Extracellular Products." *Env. Sci. Technol.* 18(111):811.
 - Watson, H.E. 1908. "A Note on the Variation of the Rate of Disinfection With Change in the Concentration of the Disinfectant." *J. Hygiene.* 8:538.
 - White, G.C. 1992. *Handbook of Chlorination and Alternative Disinfectants.* Van Nostrand Reinhold, New York, NY.
 - Witherell, L.E, R.W. Duncan, K.M. Stone, L.J. Stratton, L. Orciari, S. Kappel, D.A. Jillson. 1988. "Investigation of Legionella Pneumophila in Drinking Water." *J. AWWA.* 80 (2):88-93.

الأوزون

استخدم الأوزون في معالجة مياه الشرب في هولندا عام 1983. ومع أن الأوزون شائع الاستخدام في أوروبا لتطهير وأكسدة مياه الشرب، إلا أن نقل استخدامه إلى الولايات المتحدة استغرق وقتاً طويلاً. ففي عام 1987 بدأت محطة الترشيح في لوس أنجلوس بالعمل. وفي عام 1991 أصبح عدد محطات معالجة المياه التي تستخدم الأوزون في الولايات المتحدة الأمريكية أكثر من 40 محطة تخدم أكثر من 10,000 شخص (Langlais et al., 1991).

ازداد هذا الرقم بصورة كبيرة، حيث ذكر (Rice, in press) أنه ابتداءً من نيسان 1998، أصبح هناك 264 محطة في الولايات المتحدة تستخدم الأوزون. ومعظم هذه المحطات صغيرة، 149 محطة منها تنتج أقل من 1 مليون غالون في اليوم.

يستخدم الأوزون في معالجة المياه للتطهير والأكسدة. وأول ما استخدم الأوزون في الولايات المتحدة كان لأغراض غير التطهير، مثل إزالة اللون أو ضبط الطعم والرائحة. إلا أنه ومنذ تطبيق قانون معالجة المياه السطحية (SWTR) واقتراح قانون النواتج الجانبية لعملية التطهير (DBP)، ازداد استخدام الأوزون لأغراض التطهير الأولي في الولايات المتحدة.

1.3 كيمياء الأوزون

يوجد الأوزون كغاز على درجة حرارة الغرفة. وهو غاز لا لون له ورائحته نفاذة يمكن تمييزها على تراكيز منخفضة تساوي 0.02 إلى 0.05 جزء بال مليون (بالحجم)، وهي أقل من المستويات التي تضر بالصحة. وغاز الأوزون أكال لدرجة كبيرة، وهو غاز سام.

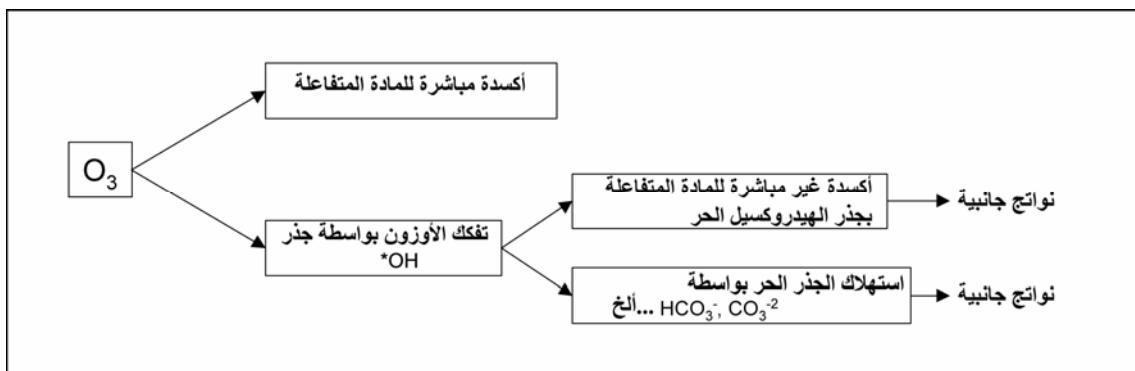
الأوزون عامل مؤكسد قوي، يأتي بعد جذر الهيدروجين الحر، وبين الكيماويات المستخدمة عادة في معالجة المياه. لذلك فهو قادر على أكسدة عدد من المواد العضوية وغير العضوية في الماء. وهذه التفاعلات مع المركبات العضوية وغير العضوية تتسبب في حاجة الماء المعالج للأوزون، والتي يجب تلبيتها خلال الأوزوننة قبل أن تنتج كمية متبقية يمكن قياسها.

وقد أظهرت أبحاث الكيمياء الأساسية

(Hoigne and Bader, 1983a and 1983b; Glaze et al., 1987) أن الأوزون يتفكك تلقائياً خلال معالجة المياه بآلية معقدة تتضمن توليد جذور الهيدروكسيل الحر. وجذور الهيدروكسيل الحر من بين العوامل المؤكسدة الأقوى في الماء، إذ يبلغ معدل سرعة تفاعಲها $10^{10} - 10^{13}$ مولار⁻¹/ثانية، والتي تقترب من معدل سرعة الانتشار لمذيبات مثل الهيدروكربونات الأروماتية والمركبات غير المشبعة والكحولات الألفاتية وحمض الفورميك (Hoigne and Bader, 1976). ومن ناحية أخرى، فإن فترة نصف الحياة لجذور الهيدروكسيل الحر تقع في مجال مايكروثانية، لذلك لا يمكن أن يصل تركيز جذور الهيدروكسيل الحر إلى مستويات أعلى من 10^{-12} مولار (Glaze and Kang, 1988).

وكما يظهر في الشكل (1-3)، فإن الأوزون يستطيع أن يتفاعل بطريقتين في محلول المائي (Hoigne and Bader, 1977)

- الأكسدة المباشرة للمركبات بالأوزون الجزيئي.
- أكسدة المركبات بجذور الهيدروكسيل التي تنتج من تفكك الأوزون.



الشكل 3-1: اعلاف الأكسدة لمركيبات خلل أوزنة المياه

وتنفس طريقنا الأكسدة على المركبات التي ستؤكسد. والأكسدة المباشرة بالأوزون نسبياً بطيئة (مقارنة مع الأكسدة بجذر الهيدروكسيل الحر) ولكن تركيز الأوزون المائي يكون عالياً نسبياً. ومن ناحية أخرى فإن تفاعل جذر الهيدروكسيل سريع، ولكن تركيزه يكون قليلاً تحت ظروف الأوزون الاعتيادية. وقد وجد Hoigne and Bader, 1977 ()، أن الأكسدة المباشرة للأوزون الجزيئي هي الأهم تحت الظروف الحمضية.

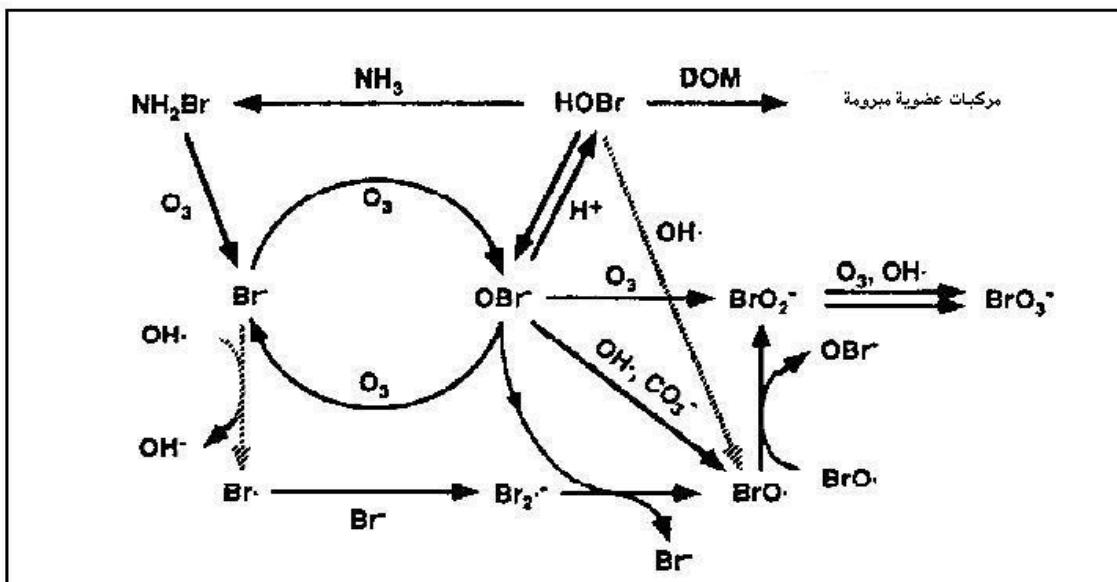
وتحت الظروف التي تفضل إنتاج جذور الهيدروكسيل الحر، مثل درجة الحموضة المرتفعة والتعرض للأشعة فوق البنفسجية وإضافة بيروكسيد الهيدروجين، فإن الأكسدة بالهيدروكسيل هي السائدة. والآلية الأخيرة تُستخدم في عمليات الأكسدة المتقدمة، مثل تلك المبينة في الفصل السابع، بيروكسون لزيادة معدل سرعة أكسدة المركبات القابلة للأكسدة.

يحصل التفكك التلقائي للأوزون بسلسلة من الخطوات. ولم يتم تحديد الآلية الفعلية والتفاعلات ذات العلاقة لهذا التفكك، ولكن تم اقتراح نماذج لآلية التفاعل (Hoigne and Bader, 1983a, 1983b, Glaze, 1987).

ويُعتقد أن جذور الهيدروكسيل الحر تكون كنواتج وسيطة، وتستطيع أن تتفاعل مباشرة مع المركبات الموجودة في الماء. ويحدث تفكك الأوزون في الماء عن طريق جذور الهيدروكسيل الحر التي تتكون ك وسيط أثناء تفكك الأوزون الذي يعطي 1.5 مول من جذور الهيدروكسيل الحر لكل مول من الأوزون. وبوجود عدد من المركبات التي نجاتها عادة في معالجة المياه، فإن تفكك الأوزون يكون جذور الهيدروكسيل الحر. وتكون الحاجة للأوزون مرتبطة بما يلي:-

- التفاعل مع المواد العضوية الطبيعية (NOM) في الماء. وأكسدة هذه المواد تؤدي إلى تكون الألدهيدات والاحماض العضوية واحماض الالدو والكتيو (Singer, 1992).
- المركبات العضوية المصنعة (SOC). يمكن أن تتأكسد بعض المركبات العضوية المصنعة وتصبح معدنية تحت الظروف المناسبة، حتى تتحول هذه المركبات كلياً إلى معدنيات، يجب أن تكون الأكسدة بجذر الهيدروكسيل هي الطريقة السائدة، كما في حالة عمليات الأكسدة المتقدمة.
- أكسدة أيون البروميد. يؤدي التأكسد بأيون البروميد إلى تكون حمض الهيبوبروموس، وأيون الهايبوبرومايت وأيون البرومات والمواد العضوية المبرمنة وبروموامينات. (انظر الشكل 3-2).
- أيونات الكربونات والبايكربونات، والتي يعبر عنها عادة بالقلوية، تصطاد جذور الهيدروكسيد وتكون جذور الكربونات (Staehelin et al., Glaze and Kang, 1988).

و هذه التفاعلات ذات أهمية لعمليات الأكسدة المتقدمة التي تسود فيها طريقة تكون الجذور الحرية.

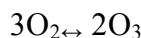


الشكل 3-2: تفاعل الأوزون مع أيون البروميد يمكن أن ينتج أيون البرومات والمواد

2.3 تولید الأوزون

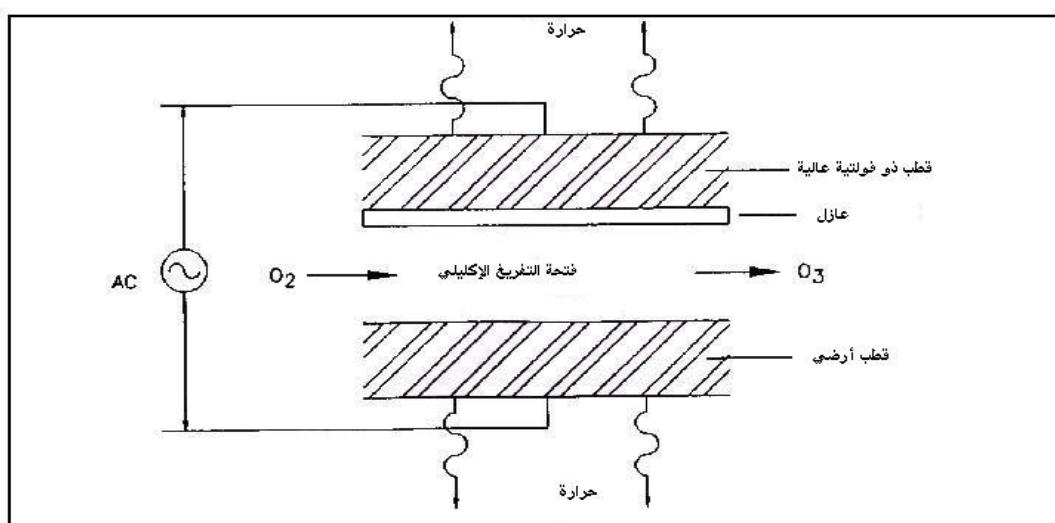
1.2.3 إنتاج الأوزون

لأن الأوزون جزء غير ثابت يجب أن يولد عند نقطة استخدامه في معالجة المياه. ويكون عادة بإتحاد ذرة أكسجين مع جزء أكسجين O_2 .



وهي التفاعل ماص للحرارة ويحتاج إلى كمية كبيرة من الطاقة. وقد اكتشف Schonbein الأوزون المصنوع لأول مرة بالتحليل الكهربائي لحمض الكبريتيك. ويمكن إنتاج الأوزون بعدة طرق، إلا أن طريقة التفريغ الإلکليلي تسود في صناعة توليد الأوزون. كذلك يمكن أن يتكون الأوزون بتعريض الغاز الذي يحوي الأكسجين للأشعة فوق البنفسجية وقد وصف (Rice, 1996) تفاعلات التحليل الكهربائي وتقنيات أخرى حديثة لتحضير الأوزون.

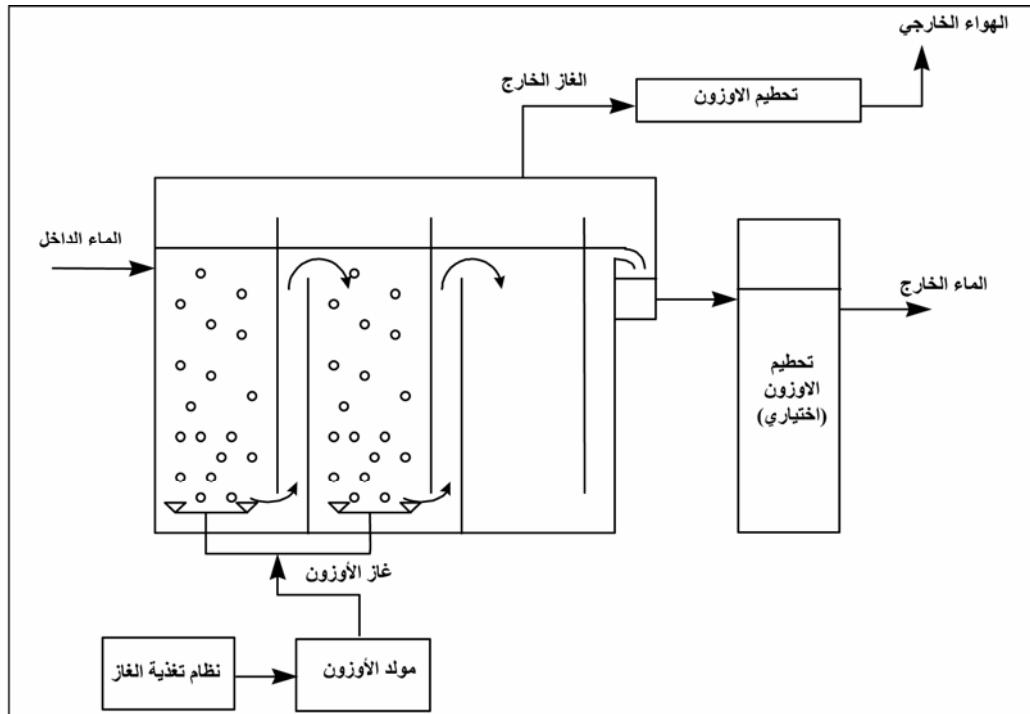
والتفريغ الإكليلي لتحضير الأوزون، الذي يسمى أيضا التفريغ الكهربائي الصامت ويتكون بamar الغاز الذي يحتوي على الأكسجين بين قطبين منفصلين بمادة عازلة للكهرباء مع فتحة للتفرغ، وعندما يوضع جهد كهربائي على الأقطاب، ينتج عنه سيل من الإلكترونات التي تمر عبر فتحة التفريغ. توفر هذه الإلكترونات الطاقة اللازمة لتفكيك جزيئات الأكسجين، مؤدية وبالتالي إلى تكون الأوزون وبين الشكل (3-3) مولد أوزون في أبسط صورة.



الشكل 3-3: مولد أوزون في أبسط صورة

2.2.3 مكونات النظام

تتكون أنظمة معالجة المياه بالأوزون من أربع مكونات أساسية هي: نظام تغذية الغاز ومولد الأوزون وخزان الأوزون ونظام تحطيم الغاز الفاقد. ويؤمن نظام تزويد الغاز مصدراً نظيفاً وجافاً من الأكسجين للمولد. وينقل خزان الأوزون الغاز الغني بالأوزون إلى الماء المراد معالجته لتبقى فترة تلامس كافية للتطهير (أو أي تفاعلات أخرى) والخطوة الأخيرة التي تتضمن تحطيم الغاز الفاقد ضرورية لأن الأوزون سام في التراكيز الموجودة في هذا الغاز. وبعض المحطات مزودة بنظام إعادة تدوير الغاز الفاقد الذي يعيد الغاز الفاقد الغني بالأوزون إلى غرفة التلامس الأولى ولخفض الحاجة إلى الأوزون في الغرف التالية. وبعض الأنظمة تهوي على غرفة إخماد لإزالة الأوزون المتبقى في المحلول.



الشكل 3-4: مخطط مبسط لنظام أوزون

1.2.2.3 أنظمة تغذية الغاز

تصنف أنظمة تغذية الأوزون بأنها تستعمل الهواء أو الأكسجين ذا النقاوة العالية أو خليط من الاثنين. والأكسجين ذو النقاوة العالية يمكن شراؤه وتخزينه كسائل (LOX). أو يمكن توليه في الموقع بطريقة التبريد الشديد وتكييف جزيئات الغاز بالضغط أو بالتفريغ (SA or PSA) وتوليد الأكسجين عملية معقدة وتكون مجده فقط في حالة الأنظمة الكبيرة.

تم عملية تكييف جزيئات الغاز بواسطة ضغط هذا الغاز خلال منخل جزيئي يعمل على تركيز غاز الأكسجين بإزالة جزيئات النيتروجين وثاني أكسيد الكربون وبخار الماء والهيدروكربونات انتقائياً من الهواء لإعطاء غاز تغذية غني بالأكسجين (95-95% O₂). والمكونات المستخدمة في أنظمة تكثيف الغاز بالضغط شبيهة بأنظمة تغذية الهواء تحت ضغط عال، حيث أن النظائر يستخدمان معدات امتصاص جزيئات الغاز بالتكثيف. أما أنظمة التكثيف بالتفريغ فتستعمل مادة مجففة يمكن إعادة تنشيطها بالتسخين.

أنظمة تغذية الأكسجين:

تكون أنظمة تغذية الأكسجين السائل بسيطة نسبياً، حيث تتكون من خزان أو خزانات، ومبخرات لتحويل السائل إلى غاز، مرشحات لإزالة الشوائب ومنظمات ضغط لحصر ضغط الغاز على مولدات الأوزون.

أنظمة تغذية الهواء:

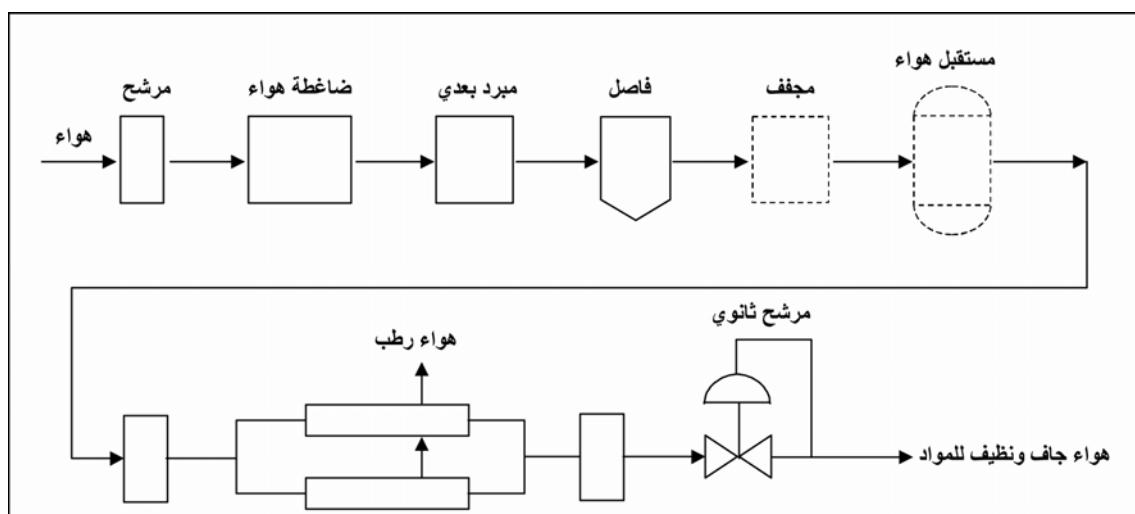
تعد أنظمة تغذية الهواء لمولدات الأوزون معقدة نسبياً، حيث يجب أن يكيف الهواء بطريقة ملائمة لمنع حدوث تلف في المولد. فالهواء يجب أن يكون نظيفاً وجافاً ولله نقطة تندى قصوى مساوية لـ 60 °C (40 °F) وحال من الملوثات. وتحوي أنظمة تحضير الهواء عادة ضاغطات هواء ومرشحات ومجففات ومنظمات ضغط. وبيين الشكل (5-3) مخطط لنظام كبير لتحضير الهواء.

ذلك يجب إزالة الجسيمات التي حجمها أكبر من 1 ميكرومتر وقطرات الزيت الأكبر من 0.05 ميكرومتر بالترشيح (Langlais et al., 1991).

وإذا تواجدت الهيدروكربونات في الغاز المغذي، فيجب إتباع مرشحات الزيت والجسيمات بمرشحات الكربون الحبيبي المنشط، ويمكن إزالة الرطوبة إما بالضغط أو التبريد (في حالة الأنظمة الكبيرة)، مما يؤدي إلى نقصان استيعاب الهواء للماء، كما يمكن استخدام مجففات الماء لإزالة الرطوبة من الهواء باستخدام مواد خاصة، وتلزم مجففات الماء في جميع أنظمة تحضير الهواء. حيث يؤدي وجود جسيمات كبيرة أو صغيرة أو وجود الماء إلى تكون قوس كهربائي مما يتلف المواد العازلة في المولد. وعادة تزود مجففات الماء بأبراج مزدوجة للسماح بتنشيط البرج المشبع، بينما يكون الآخر قيد الاستخدام. وتزال الرطوبة من المحفف إما باستخدام مصدر حرارة خارجي أو بإمداد جزء (10-30%) من الهواء المجفف خلال البرج المشبع تحت ضغط منخفض. وفي الأنظمة الصغيرة التي تحتاج إلى استخدام الأوزون بصورة متقطعة، يكفي استخدام برج مجفف واحد بشرط أن يكون مصمماً بطريقة تمكن من إعادة تنشيطه في الوقت الذي ينفك فيه الأوزون.

تصنف أنظمة تحضير الهواء حسب ضغط التشغيل إلى: عادي، منخفض (أقل من 30 Psig)، ومتوسط، وعال (أكبر من 60 Psig). والظاهرة المميزة بين الأنظمة ذات الضغط العالي والضغط المنخفض أنه في أنظمة الضغط العالي تستخدم مجففات بدون تسخين. وتعمل المجففات بدون تسخين عادة على ضغط Psig 100، بدلاً من 60 Psig. ويمكن استخدام الضاغطات الترددية، الفص الدوار أو الطاردة من المركز أو ذات اللولب الدوار أو ذات الحلقة السائلة أو ذات الريش في أنظمة تحضير الهواء.

الضاغطات الترددية ذات الحلقة السائلة هي الأكثر استخداماً في الولايات المتحدة، خاصة في الأنظمة الصغيرة، الأولى لأن التقنية سائدة والثانية لأن الضاغطات ذات الحلقة السائلة لا تحتاج إلى مبردات بعدية. ومستقبلات الهواء في الأنظمة الحديثة تستعمل عادة الضاغطات التي لا تحتاج إلى زيوت التشحيم، لتجنب تكون الهيدروكربونات في غاز التغذية (Dimitrion, 1990).



الشكل 3-5: مخطط لنظام تحضير الهواء

الجدول 3-1: أنواع الضاغطات المستخدمة في أنظمة تحضير الهواء

نوع الضاغطة	الضغط	الحجم	ملاحظات
الفص الدوار	منخفض 15 psi	ثابت أو متغير بدون تعينة	شائع في أوروبا
الطارد من المركز	30 - 100 psi اعتماداً على عدد المراحل	متغير، كبير الحجم	فعالية متوسطة، غير مكلف في الحجوم الكبيرة
اللولب الدوار	(مرحلة واحدة إلى 50 Psi (مرحلتين) 100 Psi)	متغير بدون تعينة	أكثر فعالية بقليل من الفص الدوار، تسحب حوالي 40% من الطاقة الكلية دون تعينة ومتوفرة بدون حاجة لتشحيم التصاميم ذات السعة الكبيرة
الحلقة السائلة	Psi 80 -10	حجم ثابت	لاتحتاج إلى تشحيم أو تبريد بعدي وغير فعالة نسبياً وشائعة في الولايات المتحدة
ذات الريش	عالي - Psi100	ثابت أو متغير	غير فعالة نسبياً وغير شائعة في الولايات المتحدة

ويعطي الجدول (3-2) مقارنة لميزات وسلبيات أنظمة تغذية الغاز المختلفة

الجدول 3-2: مقارنة بين أنظمة تغذية الهواء والأكسجين عالي النقاوة

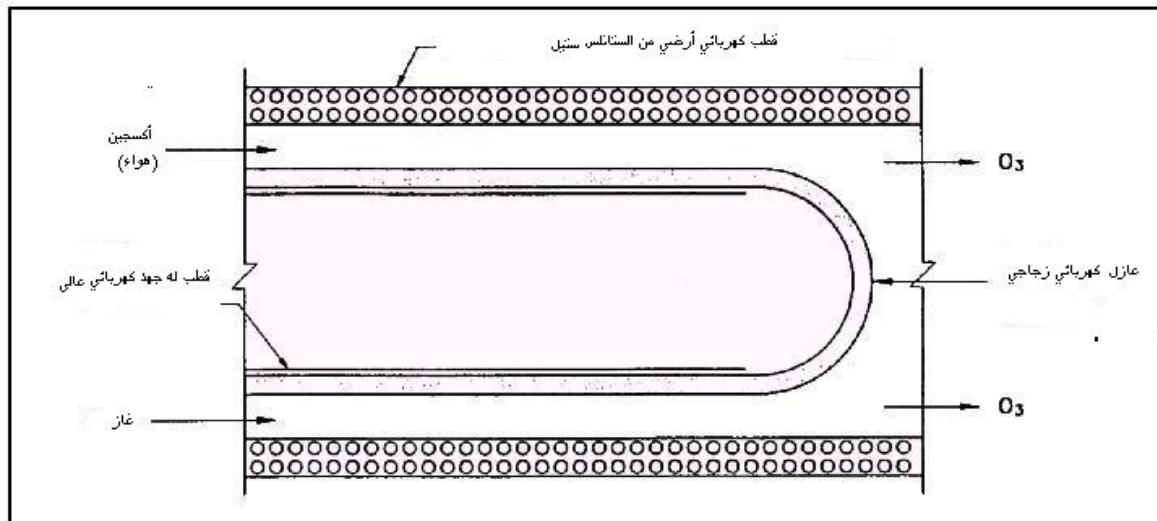
المصدر	الميزات	السلبيات
الهواء	<ul style="list-style-type: none"> - تستخدم طاقة أكثر لكل حجم من الأوزون المنتج. - الحاجة إلى معدات شاملة لمناولة الغاز. - التركيز الأقصى للأوزون 3-5%. 	<ul style="list-style-type: none"> - تستهلك طاقة أكثر لكل حجم من الأوزون المنتج. - تقنية مثبتة. - مناسبة لأنظمة الصغيرة والكبيرة.
الأكسجين (عام)	<ul style="list-style-type: none"> - تراكيز أعلى من الأوزون (14-8%). - يتضاعف تراكيز الأوزون تقريباً لنفس المولد. - ملائم لأنظمة الكبيرة والصغيرة. 	<ul style="list-style-type: none"> - احتياطات سلامة. - الحاجة إلى مواد مقاومة للأكسجين.
الأكسجين السائل	<ul style="list-style-type: none"> - يلزم معدات أقل. - سهولة التشغيل والصيانة. - ملائم لأنظمة الصغيرة والمتوسطة. - يمكن خزن الأكسجين لمواجهة الحاجة في الذروة. 	<ul style="list-style-type: none"> - التكلفة متغيرة. - خزن الأكسجين في الموقع قوانين الحرائق واعتبارات السلامة. - فقدان الأكسجين السائل أثناء خزنه وعدم استخدامه.
إنتاج الأكسجين بالتبريد الشديد	<ul style="list-style-type: none"> - المعدات شبيهة بأنظمة تحضير الهواء. - مجد لأنظمة الكبيرة. - يمكن خزن الأكسجين لمواجهة احتياطات الذروة. 	<ul style="list-style-type: none"> - أكثر تعقيداً من الأكسجين السائل. - يلزم معدات شاملة للتعامل مع الغاز. - تحتاج رأس مال كبير. - أنظمة معقدة التشغيل والصيانة.

2.2.2.3 مولدات الأوزون

يتناصف الجهد الكهربائي اللازم لإنتاج الأوزون بالتفريغ الإكليلي (التفريغ الكهربائي) طردياً مع ضغط غاز المصدر في المولد وسعة فتحة التفريغ. ومن ناحية نظرية، فإن أقصى إنتاج يمكن الحصول عليه (الأوزون المنتج لوحدة مساحة المادة العازلة) هو باستخدام جهد مرتفع وتردد مرتفع وثابت عزل كبير وعزل رقيق. ولكن هناك محددات عملية لهذه العوامل. فكلما ازداد الجهد، تصبح الأقطاب والمادة العازلة أكثر عرضة للفشل. أما التشغيل على تردد مرتفع، فينتج تراكيز أعلى من الأوزون وكثافة حرارة أكبر مما يحتاج إلى تبريد إضافي لمنع تفكك الأوزون. والمولد العازلة الرقيقة أكثر عرضة لأن تتفتت أثناء الصيانة. ويحتاج تصميم أي مولد تجاري إلى موازنة بين كمية الأوزون المنتجة واعتمادية التشغيل وخفض الصيانة.

يستعمل شكلان هندسيان مختلفان للأقطاب في مولدات الأوزون التجارية هما: اسطوانات مصممة أو صفائح متوازية. ويستعمل الشكل ذو الصفائح المتوازية عادة في المولدات الصغيرة ويمكن تبريديه بالهواء. وبين الشكل (6-3) الترتيب الأساسي للشكل الأسطواني. والقطب الزجاجي المعزول/ ذو الجهد العالي في المولدات التجارية يشبه مصباح الضوء الفلوري، ويشار له عادة "بأنبوب التوليد".

تفقد معظم الطاقة الكهربائية المستخدمة في مولد الأوزون (حوالى 85%) على شكل حرارة (Rice, 1996). وبسبب التأثير السلبي للحرارة على إنتاج الأوزون، يجب أن يوفر تبريد كاف للمحافظة على فعالية المولد. وعادة يمكن التخلص من الحرارة الزائدة بالماء الذي يمر بالأقطاب المتصلة كهربائياً مع الأرض والمصنوعة من الفولاذ الذي لا يصدأ. وترتبط الأنابيب إما أفقياً أو عمودياً داخل غطاء مصنوع من الفولاذ الذي لا يصدأ والذي يدور ماء التبريد من خلاله.



الشكل 3-6: مخطط للقطب الأسطواني

تصنف مولدات الأوزون حسب تردد الطاقة المستخدمة على الأقطاب. فالمولدات ذات التردد المتوسط (60 إلى 10,000 هرتز) هي الأكثر استخداماً في صناعة الماء، إلا أن هناك بعض المولدات ذات التردد العالي. ويعطي الجدول (3-3) مقارنة بين أنواع المولدات الثلاث. والمولدات ذات التردد المتوسط فعالة ويمكن أن تنتج الأوزون اقتصادياً بترانكير عالية، إلا أنها تنتج حرارة أكثر من المولدات ذات التردد المنخفض وتحتاج إلى مزود طاقة أكثر تعقيداً لرفع التردد المزود من قبل مصدر الطاقة في المحطة. وهناك ميل في وحدات الأوزون الحديثة إلى استخدام مولدات بتردد متوسط أو عال.

3.2.2.3 خزانات الأوزون

يتفاعل غاز الأوزون الذائب بمجرد نقله إلى الماء مع المكونات العضوية وغير العضوية، بما فيها الكائنات الممرضة. أما الأوزون الذي لا ينتقل إلى الماء المعالج أثناء الأوزنة فينطلق من الخزانات كغاز فائض، ويجب أن تكون فعالية نقل الأوزون على الأقل 80% للحصول على تطهير فعال بالأوزون (DeMersod and Renner, 1992).

تتضمن الطرق المستخدمة في إذابة الأوزون:-

- خزانات الإنتشار بالفقاعات.
- حافظات.
- خلطات تربينية (بمحركات).

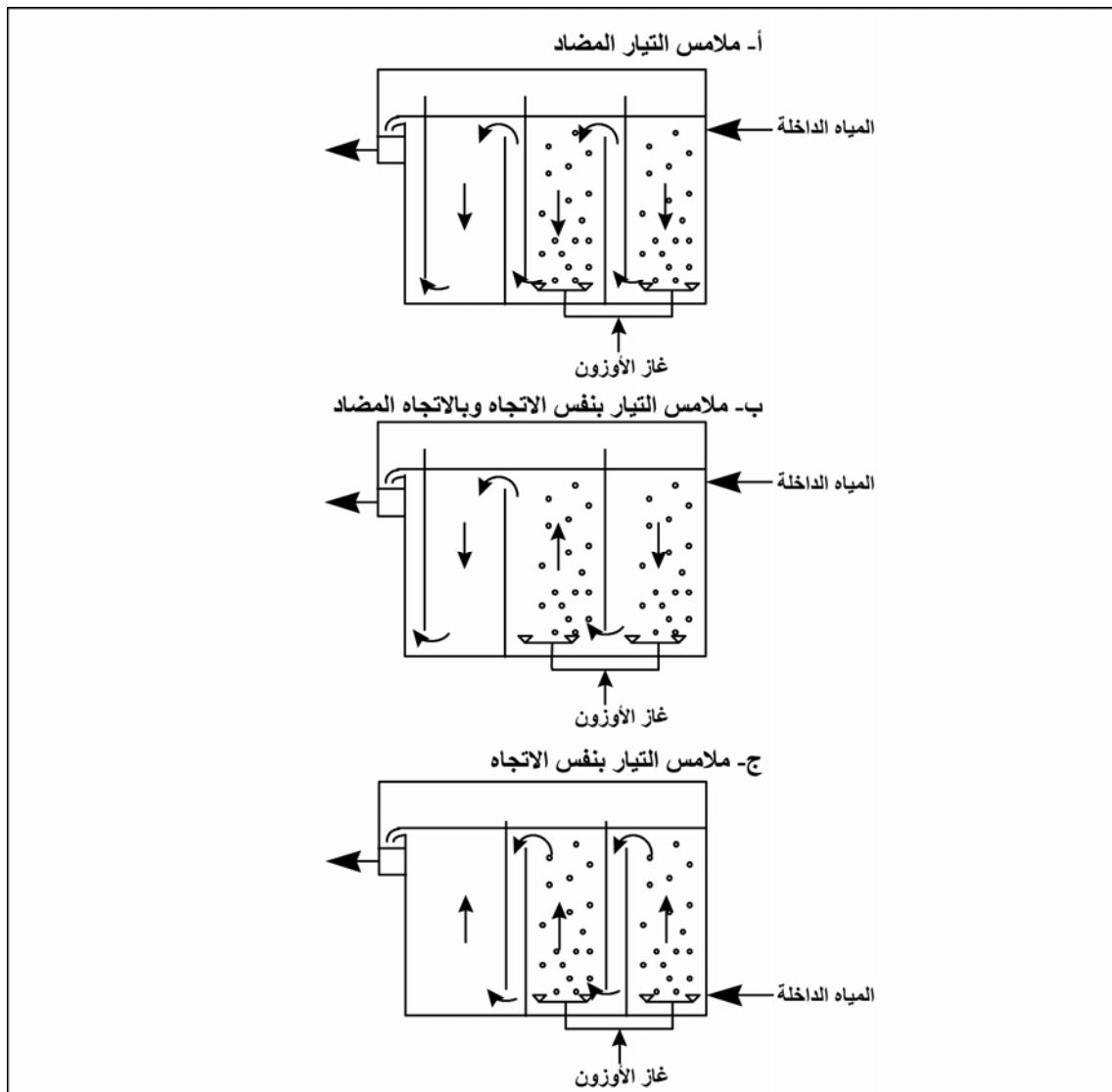
الجدول 3-3: مقارنة الخصائص الأساسية لمولدات الأوزون المنخفضة والمتوسطة والعالية

الخاصية	HZ 60-50	HZ 1,000	HZ 1,000 <
درجة التعقيد الإلكتروني	منخفض	مرتفع	مرتفع
جهد الذروة	19.5	11.5	10
النسبة	1:5	1:10	1:10
احتياجات ماء التبريد جالون/باوند من الأوزون المنتج	1.0 - 0.5	1.5 - 0.5	1 - 0.25
الكمية المستخدمة	< 500 باوند/اليوم	500 باوند/اليوم إلى 2,000 باوند/اليوم	إلى 2,000 باوند/اليوم
ترانكير التشغيل			
% الوزن - هواء	%1.5 - 0.5	%2.5 - 1	%2.5 - 1.0
% الوزن - أكسجين	%5.0 - 2.0	%12 - 2	%12 - 2
إنتاج الأوزون الأمثل (كتنسبة من سعة المولد)	%75 - 60	%95 - 90	%95 - 90
الفرق المثالي في ماء التبريد	8 - 10 ف	8 - 5 ف	8 - 5 ف
الطاقة اللازمة: كيلوواط-ساعة/باوند أوزون	12-8	12-8	12-8
تغذية الأكسجين:	6-4	6-4	6-4
احتياجات الطاقة لأنظمة معدنيات الهواء كيلوواط-ساعة/باوند O ₃	7 - 5	7 - 5	7 - 5

خزانات الانتشار بالفقاعات:

هذا النوع من الخزانات شائع الاستعمال في الولايات المتحدة وفي دول أخرى (Langlais et al., 1991). وتميز هذه الطريقة بعدم حاجتها إلى طاقة إضافية ومعدل انتقال عال للأوزون ومرنة العملية وبساطة التشغيل وعدم وجود أجزاء متحركة. يوضح الشكل (7-3) خزان انتشار بالفقاعات المكون من ثلاثة مراحل. ويبين الشكل الجريان المتعاكس للأوزون والماء والترتيب المتبادل: جريان باتجاه واحد/ جريان متعاكس والجريان بنفس الاتجاه. عدد مراحل التطهير بالأوزون قد يتغير من مراحلتين إلى ست مراحل ومعظم المحطات تستعمل غرفتين أو ثلاثة غرف للتلامس والتفاعل مع الأوزون (Langlais et al., 1991).

تبني خزانات الانتشار بالفقاعات عادة بعمق مياه مساوٍ لـ 18 إلى 22 قدم للحصول على فعالية مساوية لـ 85-95% في انتقال الأوزون. ولأن الأوزون لا ينتقل جميعه إلى الماء، فإن غرف التطهير تغطى لاحتواء الغاز ويسير الغاز الفائض إلى وحدة تحطيم الغاز التي تحوي عادة حفازات أو حرارة وحفازات.



الشكل (7-3) خزانات الانتشار بالفقاعات

تستخدم خزانات انتشار الفقاعات نشرات مصنوعة من السيراميك أو من الفولاذ الذي لا يصدأ والتي تكون إما على شكل قضيب أو قرص لتوليد الفقاعات. واعتبارات التصميم لهذه النشرات (Renner et al., 1988) تتضمن:-

- سرعة جريان الغاز بين Scfm 4.0 – 0.5
 - الحد الاقصى لفقصان الضغط Psig 0.5
 - الفاذية من 15-2 in/f²/Cfm من سمك الناشر والمسامية 35-45 %

يفضل أن يصمم بناء خزان الإنتشار بالفقاعات بحيث يوفر هيدروليكا الجريان المستمر. ويؤدي هذا التصميم إلى تخفيض حجم الخزان إلى الحد الأدنى وفي الوقت نفسه المحافظة على احتياجات مبت للتطهير. وينتدد حجم الخزان بالتزامن مع جرعة الأوزون وتركيز متى الأوزون المتوقع لتحقيق احتياجات مبت للتطهير.

ويخلص الجدول (4-3) مزايا وسلبيات خزان الانتشار بالفقاعات (Langlais et al., 1991) وقد يسبب انسداد ثقوب الناشر مشكلة عندما تكون جرارات الأوزون متقطعة أو عندما يكون تأكسد الحديد والمنغنيز ضروري. واتجاه مجرى الفقاعات يعتمد على نوع الناشرات والمسافات بينها.

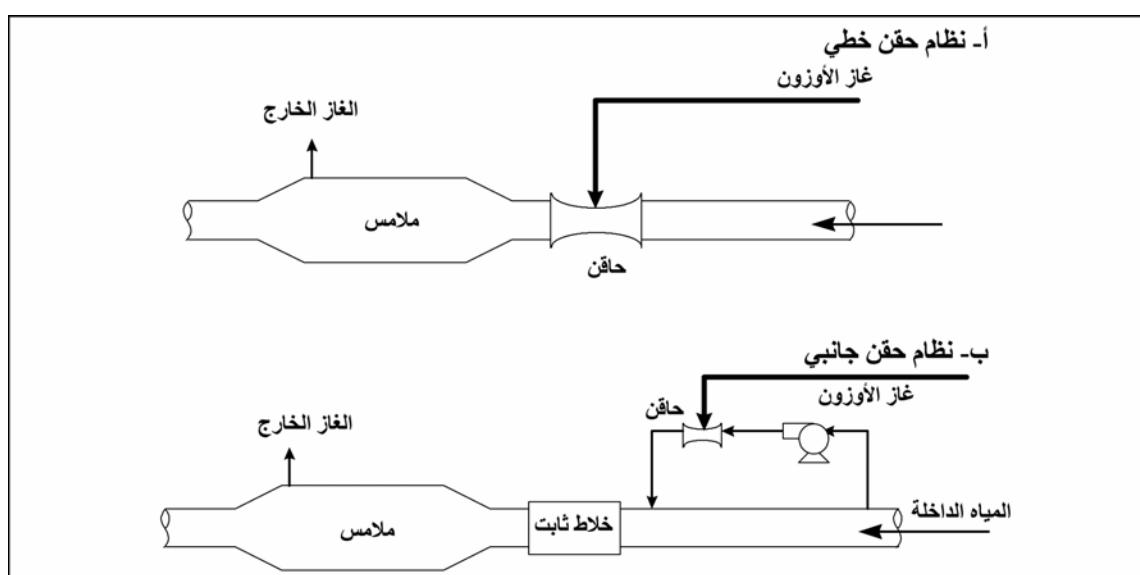
الجدول 4-3: مزايا وسلبيات خزان الانتشار بالفقاعات

مزايا	سلبيات
<ul style="list-style-type: none"> - لا يوجد أجزاء متحركة. - نقل فعال للأوزون. - فقدان قليل في الضغط الهيدروليكي. - بساطة التشغيل. 	<ul style="list-style-type: none"> - أحواض تلامس عميقة. - مجرى عمودي للفقاعات. - صيانة الكاسكيد والخطوط.

الإذابة بالحقن:

تستخدم هذه الطريقة عادة في أوروبا، كندا، الولايات المتحدة (Langlais et al., 1991) حيث يحقن الأوزون إلى مجرى الماء تحت ضغط سالب يولد في أنبوب فنتوري ومن ثم يسحب إلى مجرى الماء. وفي حالات عدّة يضخ مجرى فرعي من المجرى الكلى تحت ضغط مرتفع لزيادة الفراغ المتوافر لحقن الأوزون. وبعد حقن الأوزون في المجرى الفرعي يتحد هذا المجرى الذي يحتوي على الأوزون مع باقي المجرى في المحطة بتدفق عال لزيادة نشر الأوزون في الماء.

ويوضح الشكل (8-3) أنظمة حقن أوزون نموذجية في الخط وفي المجرى الفرعي.



الشكل 3-8: نظام حقن الأوزون في المجرى الفرعي

من العوامل الأساسية في تصميم أنظمة خزانات الحقن هي نسبة الغاز إلى السائل. إذ يجب أن تبقى هذه النسبة أقل من 0.067 قدم³ في الدقيقة/加alon في الدقيقة لتعظيم فعالية نقل الأوزون (Langlais et al., 1991). ويلزم عادة جرارات أوزون صغيرة نسبياً وتركيز غاز أكبر من 6% بالوزن لتحقيق هذا المعيار (DeMers and Renner, 1992).

يمكن توليد غاز أوزون بتركيز عالي باستخدام مولد ذي تردد متوسط أو باستخدام الأكسجين السائل كغاز مذ. ولتحقيق قيم م.ب. اللازمة للتطهير، تحتاج إلى وقت تلامس إضافي بعد الحقن، يكون عادة في مفاعل الجريان المستمر. ويتحدد حجم الاتصال الإضافي بالتزامن مع جرعة الأوزون المستخدمة وتركيز الأوزون المتبقى لتحقيق احتياجات م.ب. التطهير.

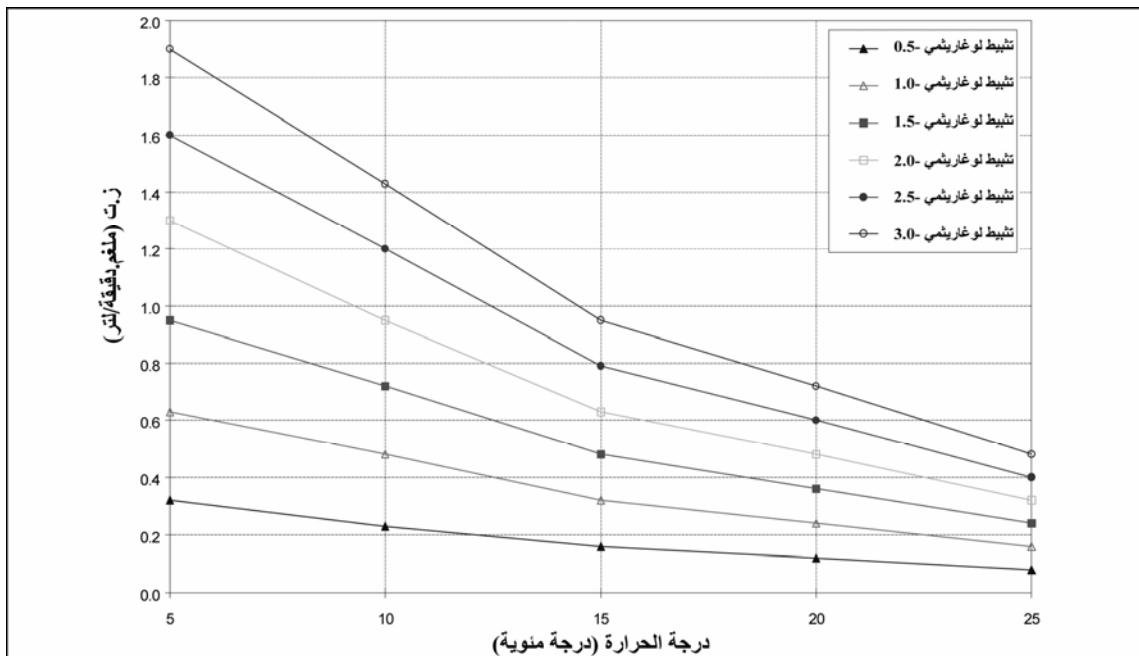
يلخص الجدول (5-3) مزايا وسلبيات نظام التطهير بالحقن (Langlais et al., 1991).

الجدول 3-5: مزايا وسلبيات التطهير بالحقن

المزايا	السلبيات
<ul style="list-style-type: none"> - الحقن والخلط الاستاتيكي ليس لها أجزاء متحركة. - نقل فعال جدا للأوزون. - عمق خزان التطهير أقل منه في حالة انتشار الفقاعات. 	<ul style="list-style-type: none"> - فقدان إضافي في الضغط بسبب الخلطات الإستاتيكية مما قد يستلزم الصيانة. - السعة تحدد بنظام الحقن. - تشغيل أكثر تعقيدا وكفة أعلى.

خزانات التطهير بالخلط التيربيني:

تستخدم الخلطات التيربينية لتعدينية غاز الأوزون في خزان التطهير وخلط الأوزون بالماء في داخل هذا الخزان. ويوضح الشكل (3-9) خزان تطهير تيربيني نموذجي. ويظهر في تصميم الخلط التيربيني الموضح في الشكل، موتور موضوع خارج الحوض بحيث يسمح بعمل الصيانة اللازمة. وفي تصميمات أخرى يستعمل تيربين خلط، وقد تصل فعالية نقل الأوزون إلى الخلطات التيربينية أكثر من 90%. ولكن الطاقة اللازمة للوصول إلى هذه الفعالية تبلغ 2.2 - 2.7 كيلوواط لكل باوند من الأوزون الذي يتم نقله (Dimitrion, 1990) وتخالف أحواض الخلط التيربينية في عمق الماء، حيث يتراوح عمقها بين 6- 15 قدم، ومساحات الانتشار تتراوح بين 15-5 قدم² (Dimitrion, 1990). وكما في حالة التطهير بالحقن، فقد لا يتتوفر الوقت الكافي للإتصال في الحوض التيربيني للوصول إلى احتياجات م.ت.اللازمة للتطهير، وبالتالي قد تكون هنالك حاجة إلى حجم اتصال إضافي.



الشكل 3-9: خزان الخلط التيربيني

وبلغ ملخص الجدول (3-6) مزايا وسلبيات خزان الخلط التيربيني (Langlais et al., 1991).

الجدول 3-6: مزايا وسلبيات خزان الخلط التيربيني

المزايا	السلبيات
<ul style="list-style-type: none"> - يزداد نقل الأوزون بالتدفق والخلط العالي مما ينتج عنه فقاعات صغيرة. - عمق الخزان أقل من انتشار الفقاعات. - يمكن للتربينات أن تسحب الغاز الفائض من غرف أخرى لإعادة الاستخدام. - إزالة مشاكل انسداد الناشر. 	<ul style="list-style-type: none"> - يحتاج إلى طاقة. - يجب المحافظة على جريان غاز ثابت، مما يقلل من فعالية نقل الأوزون. - الحاجة إلى صيانة الخلط التيربيني والموتور.

4.2.2.3 أنظمة تحطيم الغاز الفائض:

يكون تركيز الأوزون في الغاز الفائض من خزان التلامس أعلى بكثير من التركيز الذي يؤدي إلى الوفاة. فعلى سبيل المثال، إذا كانت فعالية انتقال الغاز 90% فإن خط تغذية الأوزون تركيز 3% يحتوي على 3,000 جزء بالمليون أوزون في الغاز الفائض. ويجمع الغاز الفائض ويحول الأوزون إلى الأكسجين قبل أن ينتقل إلى الجو المحيط. يتحطم الأوزون بسهولة على درجات حرارة أعلى من 350°C أو باستخدام حفاز يعمل على درجة حرارة أعلى من 100°C لتجنب تراكم الرطوبة. وتصمم وحدة تحطيم الغاز الفائض لإنفاس تركيز الأوزون إلى 0.1 جزء بالمليون (بالحجم)، والحد الحالي الذي وضعته إدارة السلامة والصحة المهنية أوسا OSHA لعرض العمال هو فترة عمل متساوية لثمان ساعات، ويستخدم نافخ من جهة التفريغ في وحدة التقطيع لسحب الهواء من خزان التطهير، مع وضع الخزان تحت ضغط منخفض للتأكد من عدم تسرب أي كمية من الأوزون.

5.2.2.3 الآلات

للحماية العاملين والمعدات يجب توفير بعض الآلات لأنظمة الأوزون، مثل كشافات غاز الأوزون في أماكن مختلفة مثل غرف التوليد التي يمكن أن يتواجد فيها الأوزون والتي يتواجد بها العاملون بشكل روتيني. كذلك يجب توفير كشاف أوزون في مخرج وحدة تحطيم الغاز الفائض للتأكد من أن هذه الوحدة تعمل بشكل فعال. كما يجب وصل هذه الكشافات مع أنظمة التحكم في توليد الأوزون لإغلاق أنظمة توليد الأوزون إذا تم الكشف عن كمية زائدة من الأوزون. كذلك يجب تزويذ كشاف للرطوبة أعلى مولد الأوزون وعلى مصدر غاز التغذية لحماية المولد من رطوبة غاز التزويذ (عندما يكون الهواء هو الغاز المغذي). كما يجب تزويذ مفاتيح تحويل للتدفق على مصدر الماء البارد لحماية المولد من الحرارة الزائدة، ومفتاح تحويل للضغط لتفادي الضغط الزائد.

يمكن استخدام بعض الآلات لرصد وضبط عملية الأوزون. مع أن التحكم اليدوي ملائم لأنظمة الصغيرة، إلا أن معظم الأنظمة مصمم ليعمل أوتوماتيكياً، خاصة في المناطق النائية. ويمكن استخدام راصدات الأوزون مع وحدات معايرة حتى تتناغم جرعة الأوزون مع الاحتياجات، وبالتالي يمكن التحكم في توليد الأوزون. ويمكن استخدام مخططات تحكم متقدمة لخفض كلفة الحفن بالأوزون إلى الحد الأدنى وخفض الحاجة إلى انتباه المشغل، وتتضمن عدد من الأنظمة رصد للمتبقيات على نقاط متعددة في خزان التطهير للمحافظة على متبقي الأوزون المرغوب به ولتجنب الجرعات الزائدة المستهلكة للطاقة.

3.2.3 التشغيل والصيانة

مع أن أنظمة الأوزون معقدة، وتستخدم آلات عالية التقنية، إلا أن العملية آمنة وموثقة بصورة كبيرة، فلا تحتاج إلا إلى قدر بسيط من مهارة المشغل ووقته. أما صيانة المولدات فتحتاج إلى فنيين مهرة. وإذا لم يتواجد العاملون المؤهلون للصيانة في المحطة، فيمكن أن يقوم مصنع المعدات بهذا العمل. وبعض المحطات، مثل محطة لوس أنجلوس للترشيح؛ والتي تنتج 600 مليون جallon في اليوم؛ تستخدم ميكانيكي المحطة لصيانة المولد والمعدات الأخرى ولذلك تركب في العادة وحدات احتياطية.

ويجب أن تفحص المولدات يومياً أثناء التشغيل. وبعد أي إغلاق يجب أن يمرر الهواء الجاف أو الأكسجين خلال المولد للتأكد من التخلص من أي أثر للرطوبة قبل وضع الطاقة على الأقطاب، وفي حالة التشغيل لأول مرة أو بعد الإغلاق لفترة طويلة، فإن هذه العملية قد تأخذ 12 ساعة أو أكثر في حالة استخدام الهواء كغاز مغذ. وبدل ذلك يمكن إمداد تيار صغير من الهواء الجاف خلال المولد طوال الوقت عندما يكون في حالة الوقف للمحافظة على الظروف الجافة.

يجب تغيير المرشحات ومجففات الماء في أنظمة تحضير الهواء بصورة دورية، وتعتمد دورية التغيير على نوعية الهواء الداخل وعدد ساعات التشغيل. وتحتاج الضاغطات إلى صيانة دورية تعتمد على النوع ووقت التشغيل. كما يجب فحص الضغط في خزانات الأكسجين السائل بصورة دورية. كذلك يجب فحص خزانات التطهير والخطوط دورية للتأكد من التسريب والتآكل. ويجب تنظيف الأنابيب العازلة بصورة دورية وتتفذ هذه العملية عندما تكون فعالية المولد 10-15%. وعملية تنظيف الأنابيب حساسة لأن هذه الأنابيب قابلة للكسر ومرتفعة الثمن. ويجب توفير الحيز اللازم لعمليات التنظيف ولخزن الأنابيب الاحتياطية.

3.3 الاستعمالات الأولية ونقاط استخدام الأوزون

3.3.1 الاستعمالات الأولية للأوزون

يستخدم الأوزون في معالجة مياه الشرب لأغراض متعددة منها:-

أكسدة الملوثات غير العضوية، بما فيها الحديد والمنغنيز والكربونات.

أكسدة الملوثات العضوية النزرة، بما فيها مركبات الطعام والرائحة والملوثات الفينولية وبعض مبيدات الحشرات... الخ.

أكسدة الملوثات العضوية الموجودة بكميات كبيرة، بما فيها إزالة اللون وزيادة التفكك البيولوجي للمركبات العضوية والحد من مسببات النواتج الجانبية لعملية التطهير وخفض الاحتياجات للكلور.

1.1.3.3 التطهير

الأوزون عامل مؤكسد قوي يمكنه تحقيق التطهير بوقت تلمس أقصر وتركيز أقل من المطهرات الأضعف ، مثل الكلور وثاني أكسيد الكلور وأحادي الكلورامين (DeMers and Renner, 1992). إلا أن الأوزون يمكن استخدامه فقط كمطهر أولي، حيث إنه لا يستطيع المحافظة على متبقي في نظام التوزيع، لذلك يجب أن يستعمل مع الأوزون مطهر ثانوي مثل الكلور و الكورامين أو ثاني أكسيد الكلور لتحقيق نظام تطهير متكامل.

2.1.3.3 أكسدة الحديد والمنغنيز

يؤكسد الأوزون الحديد والمنغنيز، حيث يحول الحديد (2+) إلى حديديك (3+) والمنغنيز من (2+) إلى (4+). وتترسب الصور المؤكسدة من الحديد والمنغنيز على شكل هيدروكسيد الحديد و هيدروكسيد المنغنيز (AWWA, 1990). والتركيب الكيميائي الدقيق لهذه الرواسب يعتمد على طبيعة الماء ودرجة الحرارة ودرجة الحموضة. وجرعة الأوزون اللازمة للأكسدة 0.43 ملغم/ملغم حديد و 0.88 ملغم/ملغم منغنيز (Langlais et al., 1991).

يتأكسد الحديد على درجة حموضة بين 6-9 ولكن المنغنيز يتأكسد بفعالية أكبر على درجة حموضة حوالي 8. كذلك فإن الأوزنة الزائدة ليس لها أي تأثير على الحديد، ولكنها تؤدي إلى إعادة ذوبان المنغنيز الذي يجب أن يؤكسد بعد ذلك في نهاية خط المعالجة إلى ثاني أكسيد المنغنيز.

3.1.3.3 أكسدة مركبات الطعام والرائحة

يستعمل الأوزون لأكسدة / وتحطيم المركبات المسببة للطعم والرائحة لأن عددا من هذه المركبات يظهر مقاومة شديدة لعملية الأكسدة وقد أكد Suffet (etal., 1986) أن الأوزون مؤكسد فعال لمعالجة الطعام والرائحة. فعلى جرارات أوزون 2.5 إلى 2.7 ملغم/لتر و زمن تلمس 10 دقائق (متبقى أوزون 0.2 ملغم/لتر) يقل الطعام والرائحة بعض المياه التي تم فحصها بصورة كبيرة.

وقد استعمل الأوزون لإزالة الطعام والرائحة بشكل خاص في أوائل محطات معالجة المياه التي تم إنشاؤها في الولايات المتحدة (1940 – 1986).

4.1.3.3 الحد من مسببات النواتج الجانبية لعملية التطهير

بينت بعض الدراسات الأولى التي اجريت على أكسدة مسببات تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير أن تأثيرات الأوزنة قبل الكلورة تعتمد على الموقع وأنه لا يمكن التنبؤ بنتائجها

(Umphries et al., 1979). ويظهر أن العوامل المهمة التي تحدد تأثير الأوزن هي: الجرعة ودرجة الحموضة والفاوائية والأهم من هذا كله طبيعة المواد العضوية. وعلى درجة حموضة منخفضة يكون تحطيم مسببات النواتج الجانبية بالأوزون فعالاً جداً. ولكن على درجة حموضة حرجة أعلى، يصبح الأوزون أقل فعالية، حتى أنه في بعض الأحيان يسبب زيادة في كمية مسببات النواتج الجانبية لعملية الكلورة. وتبلغ درجة الحموضة الحرجة هذه لمعظم المواد الدبالية 7.5، والتي هي درجة الحموضة التي يتسارع فيها تفكك الأوزون لتكوين جذور الهيدروكسيل الحرجة بصورة كبيرة، وبالتالي تزداد سرعة أكسدة المواد العضوية.

وت تكون على درجات الحموضة المنخفضة (بين 6-7 تقريباً)، حيث يسود الأوزون الجزيئي على جذور الهيدروكسيل الحرارة - مسببات جانبية أولية لثلاثي هالوجينوميثان، تختلف في طبيعتها عن تلك التي تتكون عندما يسود جذر الهيدروكسيل الحرارة على درجات الحموضة المرتفعة. وهذا منطقي، نظراً للمقدرة الأعلى لجذور الهيدروكسيل الحرارة على الأكسدة مقارنة بالأوزون الجزيئي.

وزيادة القلوية لها تأثير ايجابي على إمكانية تكون ثلاثي هالوجينوميثان (Langlais et al., 1991)، ويحدث هذا لأن القلوية تزيل جذور الهيدروكسيل الحرارة التي تتكون أثناء الأوزنة، مما يترك الأوزون كمؤكسد وحيد قادر على

أكسدة المواد العضوية المسببة للنواتج الجانبية لحالة تأكسد أقل منها في حالة جذر الهيدروكسيل الحر. وعلى درجة حموضة متعادلة ومستويات متوسطة من قلوية البيكر بونات، فإن احتمالية تكون ثلاثي هالوجينوميثان تتفص بنسبة بين 3-20% على جرعة أوزون تتراوح بين 0.2 - 1.6 ملغم أوزون لكل ملغم من الكربون. (Singer et al., 1988; Georgeson and Karimi, 1989).

5.1.3.3 زيادة التحلل البيولوجي للمركبات العضوية

قد يكون الأوزون فعالاً في الأكسدة الجزئية للمركبات العضوية في الماء إلى مركبات قابلة للتحلل البيولوجي يمكن إزالتها بالترشيح البيولوجي (Demers and Renner, 1992). والأكسدة الجزئية هذه تؤدي إلى مواد عضوية بأوزان جزيئية أقل يسهل تحللها البيولوجي. وتحدث هذه الزيادة في الجزء القابل للتحلل البيولوجي من الكربون العضوي كنتيجة لمستويات الأوزنة المتوسطة والعالية. ومستويات الأوزون هذه اعتيادية للجرعات المستخدمة عادة في التطهير.

6.1.3.3 تحسن التخثير والترشيح

نشر في المراجع أن الأوزون يحسن من فعالية التخثير والترشيح (Gurol and Pidatella, 1993; Farardin and Collins, 1990; Rechhow et al., 1993; Stolarik and Christle, 1997) إلا أن آخرين لم يجدوا أي تحسن في عكر الماء المتدفق من المرشحات نتيجة للأوزنة (Tobiason et al., 1992; Hildebrand et al., 1986).

وقد جمع (Prendiville, 1986) بيانات من محطة كبيرة لمعالجة المياه أظهرت أن الأوزنة المسببة أكثر فعالية من الكلورة المسببة في خفض عكر الماء المتدفق من المرشحات. والسبب في تحسن التخثير غير واضح، ولكن وضعت بعض الاحتمالات (Rechhow et al., 1986) منها:-

- أكسدة المركبات العضوية إلى أشكال أكثر استقطاباً.
- أكسدة أيونات المعادن إلى معقدات غير ذائبة، مثل معقدات أيون الحديد.

2.3.3 نقاط الاستخدام

يغذي الأوزون في محطات معالجة المياه في العادة في بداية المحطة (الماء الخام) (أوزنة مسببة) أو بعد الترسيب. ويمكن تقييم كيفية استخدام الأوزون في عملية المعالجة بالاعتماد على جودة المياه الخام والعكر واحتياجات الأوزون (كمية الأوزون اللازمة لجميع احتياجات الأكسدة للماء). ويدرج الجدول (7-3) المعايير لاختيار نقاط التغذية بالأوزون اعتماداً على هذين العاملين. وإذا ما تم نقل عملية الأوزنة إلى نهاية خط المعالجة، بعد الترسيب، فإن الحاجة للأوزون وإنتاج النواتج الجانبية يصبح أقل. وميزة وضع الأوزون قبل المرشح أنه يمكن إزالة المركبات العضوية القابلة للتحلل البيولوجي التي تكون أثناء الأوزنة، بالنشاط البيولوجي اللاحق في المرشحات.

واللحصول على ماء بجودة عالية مع ترشيح مباشر، فإن الماء الخام هو الموضع العملي لتغذية الأوزون.

يتميز ماء الصنف الثاني الجدول (7-3) بحاجة منخفضة للأوزون وعكر عال. وهذه النوعية تشير إلى وجود مواد غير عضوية، مثل الصلصال أو جسيمات الطمي، وحتى يكون الأوزون في فعاليته القصوى في تطهير الماء من الصنف الثاني، يجب أن يضاف إما قبل الترسيب أو الترسيب التقليدي.

الجدول 7-3: معايير اختيار نقاط إضافة الأوزون لأنظمة الصغيرة

اعتبارات خاصة	نقط إضافة الأوزون	جودة المياه الخام
▪ حاجة منخفضة للأوزون. ▪ نواتج جانبية قليلة لعملية التطهير. ▪ مواد عضوية قليلة قابلة للتحلل البيولوجي.	الماء الخام، أو بعد الترسيب	الصنف الأول: العكر أقل من NTU10 الحاجة للأوزون أقل من 1 ملغم/لتر
▪ حاجة منخفضة للأوزون. ▪ جسيمات غير عضوية مرتفعة. ▪ مواد عضوية قليلة قابلة للتحلل البيولوجي.	بعد الترسيب	الصنف الثاني: العكر أكثر من NTU10 الحاجة للأوزون أقل من 1 ملغم/لتر
▪ حاجة عالية للأوزون. ▪ نواتج جانبية للتطهير. ▪ تكون مواد عضوية قابلة للتحلل البيولوجي.	الماء الخام أو بعد الترسيب	الصنف الثالث: العكر أقل من NTU10 الحاجة للأوزون أكبر من 1 ملغم/لتر

أما الماء ذو العكر المنخفض وال الحاجة العالية للأوزون (الصنف الثالث، الجدول 7-3) فيحوي مواد مذابة، وليس عالقة، تساهم في الحاجة الكبيرة للأوزون. ومثال ذلك، المياه الجوفية التي تحتوي على أيون البروميد والحديد والمنغنيز، واللون والمواد العضوية. ويضاف الأوزون لهذا النوع من المياه إما للمياه الخام أو بعد الترسيب. وإذا

كان الماء يحتوي على مكونات عضوية، تصبح هذه أكثر قابلية للتحلل البيولوجي بالأوزنة، وبسبب العكر المرتفع وال الحاجة الكبيرة للأوزون فإنه قد يحتاج إلى خطوة معالجة بيولوجية (انظر الجزء 4.3.3). ووجود مكونات عضوية قابلة للأكسدة أو أيون بروميد يولد بالأوزنة نواتج جانبية للتطهير.

يعتبر الصنف الرابع الجدول (7-3) الأصعب في المعالجة بالأوزون بسبب العكر المرتفع وال الحاجة الكبيرة للأوزون. ومثال ذلك، المياه السطحية التي تحتوي على تراكيز عالية من المواد العضوية والجسيمات غير العضوية. ويكون استخدام الأوزون لهذا النوع من المياه أكثر فعالية إذا أضيف بعد الترسيب، كما يمكن إضافته بعد الترشيح. وإذا كانت حاجة الماء للأوزون عالية جداً، فقد تكون هنالك حاجة إلى نقاط أوزنة مزدوجة لتحقيق أهداف التطهير، لأن وجود كميات كبيرة من المواد العضوية قد يحتاج إلى خطوة معالجة بيولوجية وقد يولد نواتج تطهير جانبية.

3.3.3 التأثير على عمليات المعالجة الأخرى

- تؤثر الأوزنة على عمليات المعالجة الأخرى في محطات معالجة المياه وتتضمن هذه التأثيرات ما يلي:-
- يؤدي استخدام الأوزون إلى تكون مواد عضوية قابلة للتحلل البيولوجي (BOM) والتي قد تسبب النمو البيولوجي، وقد تؤدي إلى زيادة سرعة التآكل في أنظمة التوزيع إذا لم تتم إزالة هذه المواد بالترشيح البيولوجي النشط. وإذا تمت الأوزنة قبل المرشحات البيولوجية، فقد تؤثر على المرشحات بزيادة النمو البيولوجي وزيادة الحاجة إلى الغسل الرابع.
 - الأوزون عامل مؤكسد قوي يتفاعل مع مؤكسدات أخرى، مثل الكلوروثاني أكسيد الكلور وأحادي كلورامين.
 - أكسدة الحديد والمنغنيز بالأوزون تولد أكسيد غير ذاتية يجب أن تزال بالترسيب والترشيح. وهذه الأكسيد غير الذاتية تؤثر على المرشحات بزيادة الحمل عليها وبالتالي زيادة الحاجة إلى الغسل الرابع.
 - تؤدي الأوزنة المسبقة وأو الأوزنة الداخلية لمعظم المياه الخام إلى نقص في الحاجة إلى الكلورو ثانى أكسيد الكلور أو أحادي كلورامين للمياه الجاهزة مما يؤدي إلى المحافظة على ثبات متبقي الكلور بتركيز منخفض .

ويمكن أن يرجع القارئ إلى وثيقة دليل التوافق المتزامن الصادر عن وكالة حماية البيئة الأمريكية (يتوقع توافرها عام 1999) للحصول على معلومات إضافية عن التفاعل بين المؤكسدات وعمليات المعالجة الأخرى.

Simultaneous Compliance Manual

4.3.3 الترشيح البيولوجي النشط

تزيد الأوزنة عادة من التحلل البيولوجي للمواد العضوية الطبيعية في الماء، لأن عدداً من الجزيئات العضوية الكبيرة تتحول إلى جزيئات عضوية أصغر يمكن أن تتحلل بيولوجياً بسهولة. هذه الزيادة في التحلل البيولوجي للكريون العضوي الذائب (BDOC) قد تسرع النمو البكتيري ومساعدة النمو في نظام التوزيع إذا لم تتم إزالتها في محطة المعالجة. وقد وجد (LeChevallier et al., 1992) أن مستويات الكريون العضوي المتاحة التي تكون أقل من 100 جزء بالليلون قد تكون ضرورية للحد من إعادة النمو البكتيري المتزايد في أنظمة التوزيع إذا لم تتم إزالتها في محطة المعالجة.

إذا تمت الأوزنة قبل الترشيح، وكانت الظروف البيئية مثل الأكسجين المذاب ودرجة الحموضة ودرجة الحرارة المناسبة، فإن النشاط الميكروبيولوجي يزداد في المرشح ونسبة إزالة الكريون العضوي الذائب القابل للتحلل البيولوجي/الكريون العضوي المتاح تزداد. وإضافة الأوزون تزيد ليس فقط من إمكانية التحلل البيولوجي للمواد العضوية الذاتية، بل أنها تدخل أيضاً كميات كبيرة من الأكسجين إلى الماء، وبذلك، تخلق البيئة المناسبة للنمو البيولوجي في وسط الترشيح. ومزايا الترشيح البيولوجي النشط (Price, 1994) تتضمن الأمور التالية والتي تم تحقيقها في معظم المحطات التي تستخدم الأوزون في الولايات المتحدة:

- إنتاج ماء ثابت بيولوجياً لا يحفز النمو الزائد للجراثيم ومساعدة النمو في نظام التوزيع.
- إزالة المواد العضوية الطبيعية (NOM) التي قد تعمل كمسبيات لتكون النواتج الجانبية كنتيجة للتطهير بمتبيقات الكلور الحر أو المتند.
- تنقص الأكسدة بالأوزون كمطهر أولي قبل الترشيح البيولوجي النشط وتركيز الكريون العضوي القابل للتحلل البيولوجي (BDOC) في الماء الجاهز، وبالتالي تنقص احتمالية معاودة النمو.
- خفض حاجة الماء الجاهز إلى متبيقات المطهرات للتمكن من تحقيق الحد الأقصى لمتبقيات المطهرات حسب التسويقيات المقرحة.
- إزالة النواتج الجانبية للأوزنة أو الحد منها.

يمكن دعم النشاط البيولوجي على وسط مرشحات الرمل البطيء، وسط المرشحات السريعة ووسط الكربون الحبيبي المنشط، لأن هذه الأوساط تؤمن السطح اللازم لالتصاق الجراثيم. وعوامل مثل مساحة السطح وتوافر المغذيات ودرجة الحرارة وغيرها تحدد الأداء وفعالية إزالة الكربون العضوي القابل للتحلل البيولوجي. وت تكون الكثافة الحيوية بمستويات عالية على الكربون الحبيبي المنشط بسبب خشونة سطحه مقارنة بالأنثراسايت والرمل.

1.4.3.3 مرشحات الرمل البطيئة

تزيد فعالية إزالة الكربون العضوي الكلي بقدر 35% إذا تمت إضافة الأوزون قبل عملية الترشيح الرمل البطيء (Rachwal et al., 1985; Zabel, 1988) كذلك تؤدي إضافة الأوزون إلى زيادة فعالية مرشحات الرمل البطيئة في إزالة الكربون العضوي القابل للتحلل البيولوجي.

2.4.3.3 المرشحات السريعة

ركزت الأبحاث في مجال المرشحات البيولوجية النشطة السريعة على إنقاص الكربون العضوي المتاح (AOC) بدلاً من الكربون العضوي القابل للتحلل البيولوجي (BDOC). في بينما أوجدت الدراسات أن الترشيح السريع الذي يستخدم الرمل أو الوسط المزدوج يخفض من مستويات الكربون العضوي المتاح (AOC) بعد الأوزون، فإن الكربون العضوي المتاح لا يقيس جميع كمية الكربون العضوي القابل للتحلل البيولوجي (BDOC). فالكربون العضوي المتاح يقيس جزءاً من الكربون العضوي القابل للتحلل البيولوجي الذي يكون متاحاً أكثر أو قابلاً أكثر للتحلل البيولوجي تحت ظروف مخبرية معينة بواسطة كاثان ديفيكان مددان. وأظهرت نتائج الأبحاث أن التحلل البيولوجي للكربون العضوي المتاح يمكن أن يحدث في المرشحات السريعة. ولكن يجب أن ينظر إلى هذه البيانات بحرص، لأن الكربون العضوي الذائب والذي يتحلل بيولوجيًّا بصعوبة أكبر ولا يقيس بالكربون العضوي المتاح قد يمر من خلال المرشحات السريعة.

3.4.3.3 الكربون الحبيبي المنشط

يمكن تنشيط الكربون الحبيبي المنشط بيولوجيًّا بالإدخال المتمدد لكمية كافية من الأكسجين المذاب إلى الماء قبل إمراهه على أعمدة الكربون الحبيبي المنشط. وتتوفر مساحة السطح الكبيرة و زمن الاستبقاء الطويل على الكربون الحبيبي المنشط البيئة المثالية لزيادة النمو البيولوجي.

يزيد الأوزون في الواقع من كمية الكربون العضوي القابل للتحلل البيولوجي، فإن فعالية التحلل البيولوجي اللاحق على الكربون الحبيبي المنشط يمكن أن يجعل الكربون العضوي القابل للتحلل البيولوجي (BDOC) في ماء التدفق الخارج من الكربون الحبيبي المنشط أقل منه في ماء الأوزون الداخلي (Langlais et al., 1991). والدرجة التي يمكن أن يزال بها الكربون العضوي الذائب القابل للتحلل البيولوجي بواسطة الأوزون أو الكربون الحبيبي المنشط تعتمد على ظروف العملية من حيث درجة الحرارة وكمية الكربون العضوي القابل للتحلل البيولوجي (BDOC) ومعدل الحمل على عمود الكربون الحبيبي المنشط والمفاس يزمن الاتصال مع العمود الفارغ. فعلى سبيل المثال، إذا كان تركيز الكربون العضوي القابل للتحلل البيولوجي في الماء الداخلي 0.65 ملغم كربون/لتر وزمن الاتصال مع العمود الفارغ 10 دقائق، فإننا نتوقع أن يكون الكربون العضوي القابل للتحلل البيولوجي في الماء الخارج 0.25 ملغم كربون/لتر. ويمكن تخفيض كمية الكربون العضوي القابل للتحلل البيولوجي (BDOC) إما:-

- بإضافة الأوزون والذي يزيد من الكربون العضوي القابل للتحلل البيولوجي في الماء الداخلي إلى الكربون الحبيبي المنشط وبالتالي فإنه يخفض منه في الماء الخارج.
- أو بإضافة كمية أكبر من الكربون الحبيبي المنشط أو بإقصاص معدل الحمل والذي يزيد من زمن الاتصال مع العمود الفارغ (EBCT) ويخفض الكربون العضوي القابل للتحلل البيولوجي (BDOC) في الماء الخارج (Billen et al., 1985 as cited in Langlais et al., 1991).

وقد دون (Huck et al., 1991) نتائج قياسات الكربون العضوي المتاح في محطة معالجة ريداية. وتعالج المحطة مياه نهر ساسكشيفان التي تتضمن التخثير والتدفق والترسيب قبل الأوزنة. وبعد الأوزنة يتم ترشيح الماء من خلال مرشح ذي وسط مزدوج (أنثراسايت - رمل) متبع بالإدامصاص على كربون حبيبي منشط. وقد بينت النتائج:-

- أن إزالة الكربون العضوي المتاح أثناء التخثير والتدفق والترسيب كانت متغيرة (80% إلى صفر).
- زيادة في الكربون العضوي المتاح بعد الأوزنة.
- تحسين في إزالة الكربون العضوي المتاح بالترشيح باستخدام وسط مزدوج على أحمال هيدروليكيه منخفضة والكربون العضوي المتاح كان أقل بالماء الخارج من المرشح منه في الماء الخام ولكنه متغير بصورة كبيرة.
- مستويات الكربون العضوي المتاح (AOC) بعد الكربون الحبيبي المنشط منخفضة، وغالباً ما تكون أقل منها في الماء الخام، ويظهر أن الإدامصاص يساهم في الإزالة الفورية للكربون العضوي المتاح.

5.3.3 تثبيط الكائنات الممرضة وفعالية التطهير

يظهر الأوزون فعالية عالية كمبيد للجراثيم لمجموعة كبيرة من الكائنات الممرضة تتضمن الجراثيم والأوالي والفيروسات. وبسبب فعاليته العالية كمبيد للجراثيم، يستخدم الأوزون للوصول إلى تثبيط كبير تتطلبه أنظمة معالجة المياه بمرشحات أو بدون مرشحات. ولكن، لا يمكن استخدام الأوزون كمطهر ثانوي لأن متبقي الأوزون يتحلل بسرعة كبيرة. وفعالية التطهير بالأوزون لا تتأثر بدرجة الحموضة (Morris, 1975)، إلا أنه وبسبب وجود جذور الهيدروكسيل الحرة والتفكك السريع، فإن الفعالية تبقى متساوية، ولكن يجب أن تكون كمية الأوزون المستخدمة أكبر، على درجة حموضة أعلى للمحافظة على "C".

6.3.3 آليات التثبيط

يعزى تثبيط الجراثيم بالأوزون لتفاعل الأكسدة (Bringmann, 1954; Chang, 1971). ويظهر أن الموضع الأول الذي يهاجمه الأوزون هو جدار الجراثيم (Giese and Christesen, 1954)، إما من خلال الجلايكوبروتينات أو الجلايكوليبات (Scott and Lesher, 1963) أو من خلال بعض الأحماض الأمينية مثل التريبيوفان (Goldstein and McDonagh, 1975) بالإضافة إلى ذلك، فإن الأوزون يعطّل النشاط الأنزيمي للجرثومية بالعمل على مجموعات سلفهابيريل الموجودة على بعض الأنزيمات. ويستطيع الأوزون أن يؤثر فيما بعد على جدار الخلية وغشاء الخلية وعلى المادة النووية في داخل الخلية. وقد وجد أن الأوزون يؤثر على البيورينات والبيريميدينات في الأحماض النووية (Giese and Christensen, 1954; Scott and Lesher, 1963) وأول موقع يثبّطه الأوزون في الفيروسات هو غطاء الفيروس، وخاصة البروتينات الموجودة فيه (Cronhom et al., 1976; and Riesser et al., 1976).

يظهر أن الأوزون يعدل في موقع الغطاء التي يستخدمها الفيروس لثبيت نفسها على سطوح الخلايا. والتركيز العالية من الأوزون تفكك الغطاء تفكيكًا كاملاً. ووجد أحد الباحثين أن آلية التثبيط بالأوزون لحمض الريبيونوبي (RNA) للعائمة F2 (فيروس حال للجراثيم) يتضمن إطلاق حمض الريبيونوبي من جسيمات العائمة بعد أن يتحطم غطاؤه إلى قطع متعددة (Kim et al., 1980).

هذا الاكتشاف يشير إلى أن الأوزون يكسر غطاء البروتين، وبالتالي يتحرر حمض الريبيو النووي (RNA) ويتعطل الإدمصاص على شعيرات العائل. كذلك فإن حمض الريبيو النووي المعرى يمكن أن يُثبّط ثانويًا بالأوزون بسرعة أقل من تلك للحمض الريبيو النووي في داخل العائمة (فيروس حال للجراثيم) السليم. وآلية تثبيط حمض الديوكسي ريبونيكوكيليك (DNA) للعائمة (فيروس حال للجراثيم) T4 مشابهة تماماً لثبيط حمض الريبيونوبي، حيث يهاجم الأوزون غطاء البروتين ويُثبّط حمض الديوكسي ريبونيكوكيليك (DNA). وبال مقابل وجد في بحث حديث عن فيروس التنبك الفيسيفاسي (TMV) أن الأوزون له تأثير خاص على حمض الريبيو النووي (RNA). ووجد أن الأوزون يهاجم كلاً من غطاء البروتين وحمض الريبيو النووي (RNA) ويقطّع (RNA) التالف مع الأحماض الأمينية في الغطاء البروتيني للوحدات الثانوية. وقد استنتاج المؤلفون أن هذا الفيروس يفقد فعاليته بسبب فقدانه للغطاء البروتيني.

أظهرت الفحوصات المجهرية لثبيط التروفوزاريات والمستأنبات أن الأوزون يفضي على هذه الكائنات بسرعة وأن جدران خلاياها قد تمزقت (Perrine et al., 1984). وقد بين (Perrine and Langlais, 1984) أن الأوزون قد أثر على التنوعات في حويصلات النيلجارية (Langlais and Perrine, 1984) واعتماداً على طروف الأوزنة، فإن هذه التنوعات، قد أُزيلت تماماً أو أُنافت جزئياً. وقد تكهن (Wickramanayake, 1984c) أن الأوزون يؤثر في البداية على جدار حويصلات الجبارية ميوريس و يجعلها أكثر نفاذية. بعد ذلك، يخترق الأوزون المائي الحويصلة ويتلف الغشاء البلازمي، والنفاذية الإضافية للأوزون تؤثر في النهاية على النواة والرايبوسومات والمكونات البنائية الأخرى الصغيرة جداً.

7.3.3 عوامل التطهير

بين (Hoigne and Bader, 1975 and 1976) أن سرعة تفكك الأوزون تعتمد بشكل معقد على درجة الحرارة ودرجة الحموضة وتركيز المكونات العضوية وغير العضوية. وتصنف الأجزاء التالية تأثير درجة الحموضة ودرجة الحرارة والمواد العالقة على سرعة تثبيط الأوزون للكائنات الممرضة.

وتعد إمكانية المحافظة على تركيز عال للأوزون المائي حرجة من ناحية التوافق مع تشريعات التطهير. وهذا يعني أن العوامل التي تسرع في تفكك الأوزون غير مرغوبة في التبيط لأن متبقي الأوزون يختفي بسرعة وبالتالي تتحفظ قيمة م.ت، مما يؤدي إلى زيادة في تركيز الأوزون المستعمل وبالتالي زيادة الكلفة.

1.7.3.3 درجة الحموضة pH

أوجدت الدراسات أن لدرجة الحموضة تأثير قليل على إمكانية متبقيات الأوزون المذاب في تبيط الجراثيم الحمضية، مثل المطفرات (Mycobacteria) والشعيات (Actionmycetes) (Farooq, 1976). كذلك وجد انخفاض طفيف في فعالية الأوزون المتبقي كمبيد للفيروسات كلما انخفضت درجة الحموضة (Roy, 1979). ولكن وجد (Vaughuetal., 1987) أن العكس هو الصحيح. ويظهر أن التغيير في فعالية التطهير بتغيير درجة الحموضة سببه التغير في سرعة تفكك الأوزون. حيث يحدث تفكك أسرع للأوزون في المحاليل المائية ذات درجة الحموضة العالية لِمَكُون أنواع مختلفة من المؤكسدات بفعاليات مختلفة (Langlais, 1991). وقد أظهرت الفحوصات التي أجريت على تركيز متبقي أوزون ثابت ودرجات حموضة مختلفة أن درجة تبيط الكائنات الدقيقة بقيت تقريباً ثابتة (Farooq et al., 1977). وأظهرت دراسات أحدث نقصان في تبيط الفيروسات السنجدية والعلبية (Wa,5A-11) بالأوزون على درجة حموضة قاعدية (9-8) (HarakehandButler, 1984).

وجد أن تبيط حويصلات الجبارية مورييس يتحسن عندما ترتفع درجة الحموضة من 7 إلى 9 (Wickramanayake, 1984a). وقد عزىت هذه الظاهرة إلى التغيرات المحتللة في كيمياء الحويصلات مما يسهل تفاعل الأوزون مع مكونات الحويصلة على درجة الحموضة الأعلى. ولكن أوجدت نفس الدراسة أن تبيط حويصلات النيجرية (Naegleria Gruberi) كان ابطأ على درجة حموضة 9 منه على درجة حموضة منخفضة، مما يدل أن تأثيرات درجة الحموضة خاصة بنوع الكائن.

2.7.3.3 درجة الحرارة

يصبح الأوزون أقل ذائبة وأقل ثباتاً في الماء بازدياد درجة الحرارة (Katznelson et al., 1974)، ولكن تبقى معدلات التطهير والأكسدة الكيميائية نسبياً ثابتة. أظهرت الدراسات أن زيادة درجة الحرارة من 30-0 مْ يمكن أن تُنقص ذائبية الأوزون بمقدار كبير وتزيد من سرعة تفككه، إلا أن الحرارة ليس لها تأثير على سرعة التطهير ضد الجراثيم (Kinman, 1975). وبكلمات أخرى، فقد وجد أن سرعة التطهير لا تعتمد على درجة الحرارة المعتادة في محطة معالجة المياه على الرغم من نقصان الذائبة ونقصان الثبات على درجات الحرارة الأعلى.

3.7.3.3 المواد العالقة

لم يظهر أي نقصان في تبيط الأوزون للفيروسات والجراثيم المحتواة في نصف الألمنيوم والتي حجمها يقارب تلك التي نقلت عادة أثناء الترشيح، إذا كانت مستويات العكر بين 1-5 NTU (Walsh et al., 1980). وقد أثبتت هذه الدراسة أن نصف الألمنيوم لم يوفر أي حماية للكائنات الدقيقة. وتم الحصول على نتائج مشابهة للفيروس السنجدية والفيروس الكوكسي A9 والأشريكية القولونية مع البنتونيت الطيني (Boyce et al., 1981). ولكن وجد أن ادمصاص العالقة (فيرمس حال الجراثيم) F12 على البنتونيت على درجة عكر بين 1-5 NTU يعيق سرعة التبيط بالأوزون (Boyce et al., 1981). وعند أوزون مياه الأنهر شديدة التلوث بالمواد العضوية، وجد في بعض الأحيان أن جزيئات المواد العضوية الكبيرة تحطمت إلى أجزاء صغيرة يمكن أن تستفيد منها الكائنات الدقيقة بسهولة أكبر في التمثيل الغذائي. وهذا التفتت لجزيئات الكبيرة مصحوباً بعدم قدرة الأوزون على المحافظة على تركيز فعال في نظام التوزيع، أدى إلى زيادة نمو الطبقة اللزجة وتدن في جودة المياه أثناء التزويد (Troyan . and Hanson, 1989).

8.3.3 تبيط الكائنات الدقيقة

تصف الأجزاء التالية فعالية التطهير بالأوزون لتبيط الجراثيم والفيروسات والأوالي.

1.8.3.3 تبيط الجراثيم

أثبت الأوزون فعاليته الشديدة ضد الجراثيم. فقد أوجدت الدراسات التأثير الكبير لتركيز قليل من الأوزون المذاب (0.6 مايكروغرام/لتر) على الأشريكية القولونية (Wuhrmann and Meyrath, 1995) والفيروسية المستروحة (Domingue et al., 1988). فقد انخفضت مستويات الأشريكية القولونية بمقدار 4 لوغاريتيم (99.99%) في أقل من دقيقة عندما كان متبقي الأوزون 9 مايكروغرام/لتر على درجة حرارة 12م. أما مستويات الفيروسية المستروحة فقد انخفضت بأكثر من 2 لوغاريتيم (نسبة إزالة 99%) بمدة تلمس لا تقل عن 5 دقائق على تركيز أوزون 0.21 ملغم/لتر. وقد وجدت نتائج مشابهة للأشريكية القولونية في حالة تبيط ستافيلوكس sp. والزانفة المتألفة. أما العقدية فاستيلس فتحتاج إلى ضعف مدة

التلامس على نفس تركيز الأوزون، بينما تحتاج المقطرة السالبة إلى 6 أضعاف مدة التلامس للحصول على مستوى تثبيط مماثل لحالة الأشريكية القولونية.

وبالنسبة للجرثومة الخضرية، فإن الأشريكية هي أكثر أنواع الجراثيم حساسية. إضافة إلى ذلك فقد وجد فرق كبير بين العصيات الجرامية السالبة، بما فيها الأشريكية القولونية والكتانات الممرضة الأخرى مثل السالمونيلا التي وجد أنها جميعها حساسة للتحبيب بالأوزون، بينما الكوكايني الجرامية الموجبة (ستافيل كوكس والعقدية) والعصيات الجرامية الموجبة والمقطرة هي أكثر أنواع الجراثيم مقاومة. بينما تكون الجراثيم المكونة للأبوااغ أكثر مقاومة للظهور بالأوزون من الجراثيم الخضرية (Bablon,etal., 1991) ولكنها جميعاً تثبط على مستويات أوزون منخفضة نسبياً.

2.8.3.3 تثبيط الأولى

تظهر حويصلات الأولى مقاومة أكبر تجاه الأوزون والمطهرات الأخرى من أشكال الجراثيم الخضرية والفيروسات. فالجياردية اللبلبية لها حساسية للأوزون مشابهة للأبوااغ في حالة الجرثومة المقطرة. وكل من حويصلات النigelيرية والشوكميكية أكثر مقاومة للأوزون (وكل المطهرات الأخرى) من حويصلات الجياردية (Bablon etal., 1991). فقد وجد أن حاصل ضرب م.ت لـ تثبيط نسبته 99% للجياردية اللبلبية وجروبيري على درجة حرارة 50 °C كانت 0.53 و 4.23 ملغم. دقيقة/لتر، على التوالي (Wickramanayake etal., 1984a and 1984b). وقد أظهرت البيانات المتوافرة عن تثبيط الحويصلات الأنثوية للأبوااغ، أنها الكائن الدقيق الأكثر مقاومة للأوزون بين الأولى. (Peeters etal., 1989; Langlais etal., 1990). وفي إحدى الدراسات تبين أن حويصلات خفية الأبوااغ الأنثوية أكثر مقاومة للأوزون بمقدار 10 مرات من الجياردية (Owens et al., 1994).

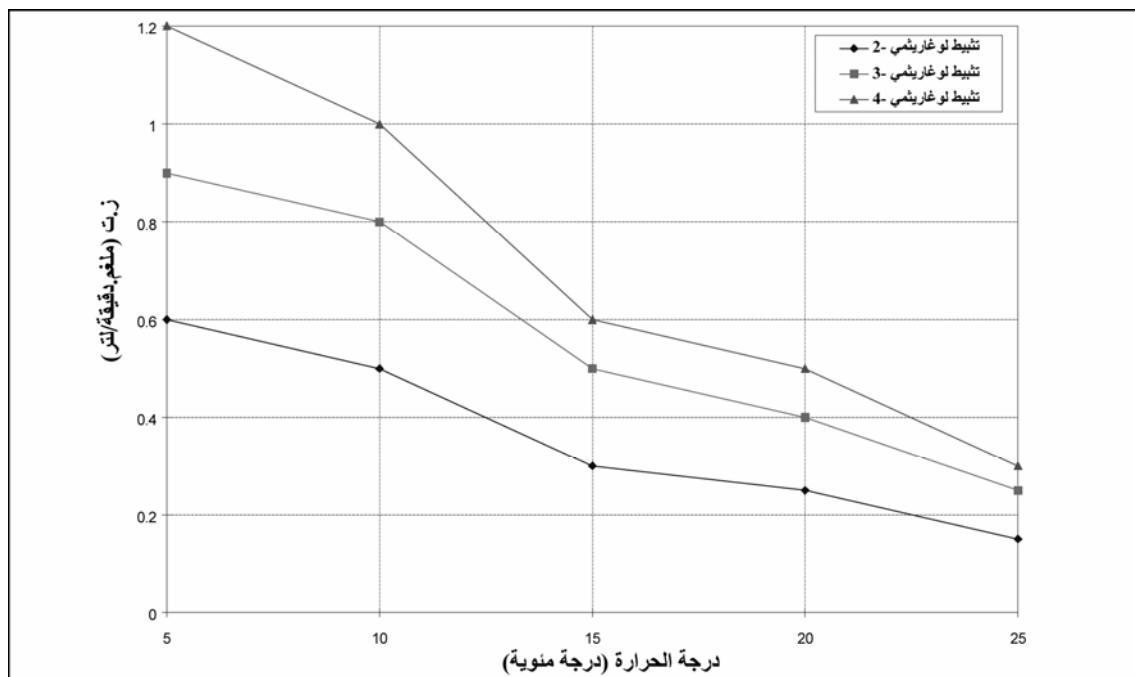
3.8.3.3 تثبيط الفيروسات

تكون الفيروسات في العادة أكثر مقاومة للأوزون من الجراثيم الخضرية ولكنها أقل مقاومة من الأشكال البوغية للجرثومة المقطرة (Bablon etal., 1991). وأكثر أشكال الفيروسات حساسية هو العائمة (فيروس حال للجراثيم)، ويظهر أن ليس هناك فرق كبير بين الفيروسات السنجابية والكوكلاساكية. وقد قدرت حساسية فيروسات الإنسان العجيلاة للأوزون ووجدت مقاربة من الجرثومة المقطرة والفيروسات السنجابية والكوكلاساكية (Vaughn etal., 1987).

(Keller etal.) تثبيط الفيروسات بالأوزون بإجراء فحوصات مخبرية في محطات رياضية. وكان تثبيط الفيروس السنجابي والفيروس الكوكساكي B₃ أكثر من 3 لوغاریتمات (99.9%) في فحوصات المختبر بوجود متبقي من الأوزون مقداره 0.8 ملغم/لتر و مدة تلامس 5 دقائق. وقد تم الوصول إلى إزالة 5 لوغاریتمات (99.999%) من فيروسات الكوكساكي في المحطة الريادية على جرعة أوزون 1.45 ملغم/لتر، والتي تعطي متبقي أوزون 0.28 ملغم/لتر في ماء البحيرة.

4.8.3.3 م.ت للجياردية اللبلبية

يبين الشكل (9-3) قيم م.ت التي بنيت على دراسات تطهير استخدمت فيها حويصلات الجياردية لامبليا في أنبوب اختبار. وقد استخدمت قيم م.ت التي تم الحصول عليها على 5 °C وعلى درجة حموضة 7 كأساس لاشتقاق قيم م.ت على درجات حرارة أخرى. وقد استخدم معامل أمان مساوي لـ 2 لتقيم المبنية في الشكل (9-3)(أ).



الشكل 10-3: قيم م.ت لتنبيط حويصلات الجياردية بالأوزون (درجات حموضة 9-6)

حددت قيم م.ت المبينة في الشكل (10-3) اللازمة للوصول إلى تثبيط 2 لوغاريم الفيروسات باستخدام معامل أمان 3 على البيانات التي تم الحصول عليها من دراسة سابقة على الفيروسات السنجدبية (Roy et al., 1982). وقد تم اشتراك قيم م.ت لإزالة مقدارها 3 و 4 لوغاريمات بتطبيق حركيات التفاعل من الدرجة الأولى مع افتراض نفس معامل الأمان 3. ويفترض أن البيانات التي تم الحصول عليها على درجة حموضة 7.2 يمكن تطبيقها على درجات حموضة بين 6-9.

وقد سجل نطاق واسع لقيم م.ت التي تعطي نفس مستوى التثبيط، وذلك بسبب الطرق المختلفة المستخدمة في قياس خفية الأبواغ واختلاف درجة الحموضة ودرجة الحرارة وفوق كل ذلك ظروف الأوزنة.

الجدول 3-8: ملخص لمتطلبات الأوزون المدونة في المراجع واللزامه لتبسيط حوصلات خفية الأبواخ الأنثوية بمقدار 99%

المرجع	م.ت ملغم. دقيقة/لتر	درجة الحرارة (م)	مدة اللامس (دقيقة)	متبقى الأوزون(ملغم/لتر)	بروتوكول الأوزون	الفصيلة
Llanglais etal.,1990	2.4-3.2	25	4	0.6 &0.8	كميات سائل كميات معدلة من الأوزون	C.baileyi
Owens etal.,1994	7.8	22-25	18	0.5	جريان خلال خزان التطهير غاز مستمر	C.muris
Finch etal.,1993	9.0	7	7.8	0.5	كميات سائل كميات أوزون.	C.parvum
Peeters etal.,1989	3.9	22	6	0.77	كميات سائل كميات أوزون	C.parvum
Konich etal.,1990	4.6	room	8	0.51	كميات سائل غاز مستمر	C.parvum
Owens etal.,1994	4	25	5&10	1.0	جريان خلال خزان التطهير غاز مستمر	C.parvum
	5-10 5.5	22-25				

لا يوجد قيم مثبتة لاحتياجات جرعة الأوزون ومدة اللامس (م.ت) لتبسيط حوصلات خفية الأبواخ الأنثوية في مياه الشرب عند استعمال الأوزون كما هو الحال لقيم م.ت لتبسيط الفيروسات وحوصلات الجياردية. فإن احتياجات التبييض (إزالة - اللوغاريمات) لحوصلات خفية الأبواخ الأنثوية، لم يتم تبييضها بعد. بالإضافة إلى ذلك وكما يظهر في الجدول (8-3)، فإن احتياجات م.ت المدونة في المراجع تختلف من دراسة إلى أخرى، مما يزيد من عدم التأكيد في تصميم احتياجات م.ت لاستخدام معين أو للتوافق مع الاحتياجات التشريعية.

4.3 النواتج الجانبية للتطهير بالأوزون

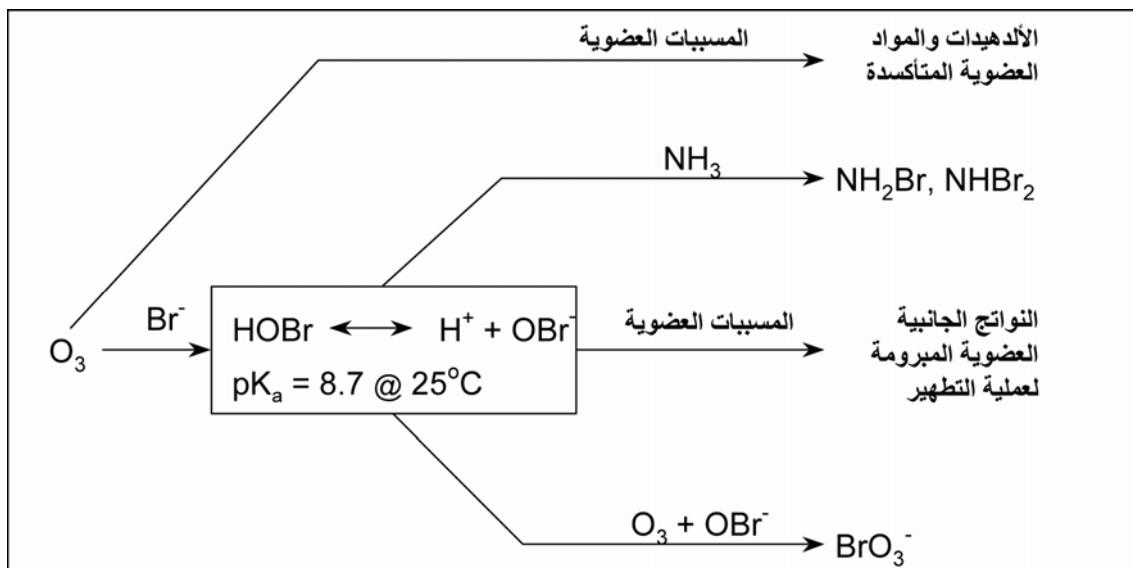
لا يكون الأوزون نواتج جانبية مهلاجنة لعملية التطهير (ثلاثي هالوجينوميثان الكلية وهالوجينو حمض الأستيك 5) عندما يشارك في تفاعلات التأكسد والإختزال مع المواد العضوية الطبيعية، ولكنه يكون نواتج جانبية عضوية وغير عضوية متنوعة. ويفتهر الجدول (9-3) والشكل (11-3) النواتج الجانبية الأساسية المعروفة المرتبطة بالأوزونة. ولكن إذا كان أيون البروميد متواجداً في المياه الخام فقد يتكون نواتج جانبية مهلاجنة لعملية التطهير. ويفتهر أن هذه النواتج المبرمنة لها أخطار صحية أكبر من النواتج الجانبية غير المبرمنة لعملية التطهير.

الجدول 3-9: النواتج الجانبية الأساسية المعروفة للأوزون

النواتج الجانبية للتطهير	المركبات
أحماض أدووكايتوا	الألدهيدات
حمض با بروفاك	فورمالديهيد
* نواتج جانبية مبرمنة	أسيتالديهيد
أيون البرومات	جلابوكسال
بروموفورم	ميثل جلابوكسال
أحماض أستيلك المبرمنة	أحماض
بروموبكريلين	حمض الأكساليك
أسيتونايترايل مبرمن	حمض السكستيك
مواد أخرى	حمض الفورميك
بوروکسید الهيدروجين	حمض الأستيك

* تتكون النواتج المبرمنة فقط في المياه التي تحتوي على أيون البروميد.

مع أن الأوزون مطهر ومؤكسد فعال، إلا أنه لا يمكن الاعتماد عليه كمطهر ثانوي للمحافظة على متبق في نظام التوزيع. ويعتبر أحادي كلورامين مناسباً لهذا الغرض لأنه ينتج كمية قليلة أو لا ينتج نهائياً نواتج تطهير جانبية مهلاجنة. ويمكن أن يتم اختيار الكلور للتطهير الثنائي ولكن الماء المؤوزن قد ينتج إما كمية أكبر أو أقل من النواتج الجانبية لعملية التطهير بعد إضافة الكلور اعتماداً على طبيعة المواد العضوية الموجودة بعد الأوزونة، إلا إذا سبق الترشيح البيولوجي النشط عملية إضافة الكلور. والميزة الأساسية لاستخدام الأوزون للحد من تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير أنه يسمح بإضافة الكلور الحر في عملية المعالجة بعد إزالة مسببات النواتج الجانبية وبحرات منخفضة، وبالتالي خفض احتمالية تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير.



الشكل 3-11: التفاعلات الأساسية المكونة للنواتج الجانبية للأوزون

وتستدعي عملية إضافة المطهر الثنائي بعد الأوزونة اهتماماً خاصاً لاحتمالية حدوث تفاعل بين المطهرات. فعلى سبيل المثال، لوحظ تكون الكلورال المميه عند استخدام الكلور كمطهر ثانوي مع الأوزون (McKnight and Reckhow, 1992; Logsdon et al., 1992). والناتج الجانبي للأوزون الأسيتالديهيد هو مركب مسبب لتكون الكلورال المميه، وهو من النواتج الجانبية للكلورة. ولم يلاحظ زيادة في الكلورال المميه عندما استخدم أحادي كلورامين كمطهر ثانوي، أو عند استخدام الترشيح البيولوجي النشط بعد الأوزونة وقبل الكلوره (Singer, 1992). ويظهر أن تكون الكلوروبكريلين عند استخدام الكلور الحر يزداد بالأوزونة المسبقة (Hoigne and Bader, 1988) بغياب الترشيح البيولوجي النشط قبل عملية الكلورة.

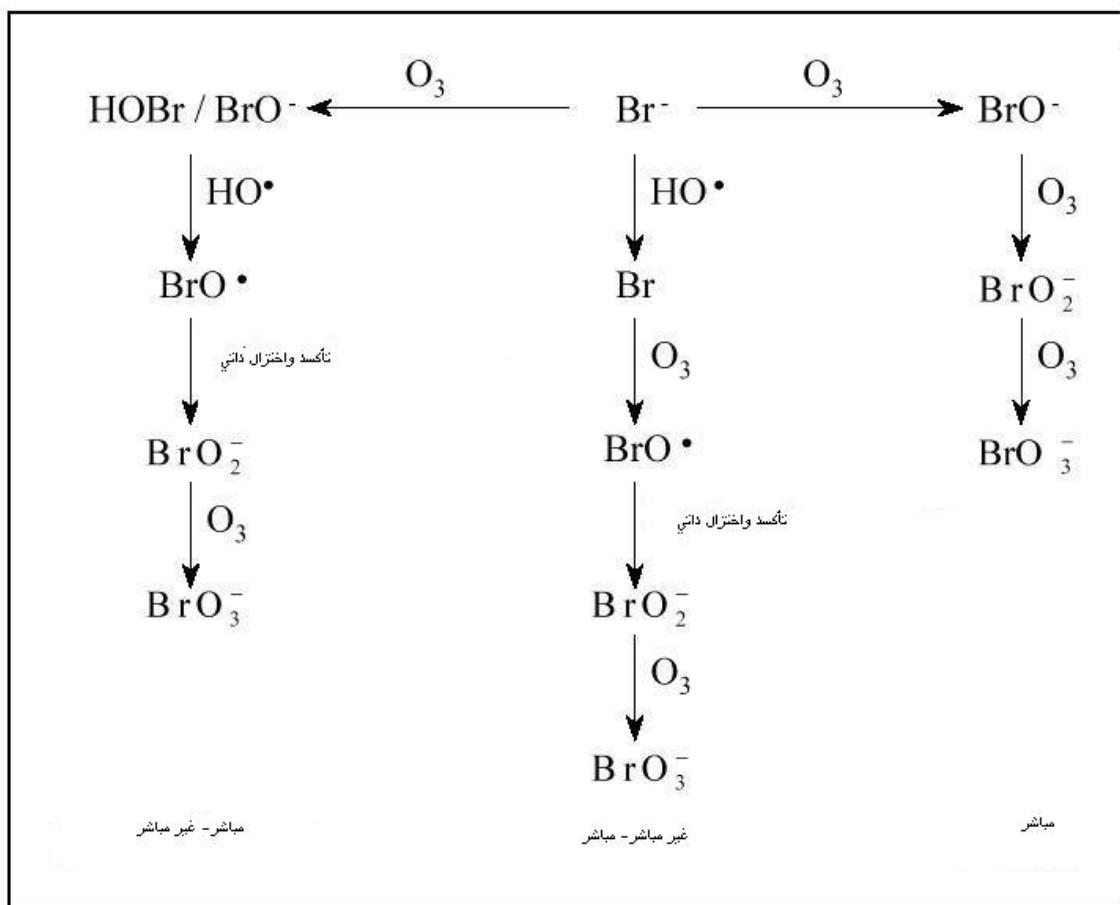
يتكون نتيجة الأوزونة نواتج جانبية مثل الألدهيدات والكيتونات والأحماض وغيرها. والألدهيدات الأولية التي تم قياسها هي: فورمالديهيد وأسيتالديهيد، جلابوكسال وميثل جلابوكسال (Glaze et al., 1991).

ويبلغ تركيز الألدهيدات الكلي في ماء الشرب المطهر بالأوزون أقل من 5 ميكروغرام/لتر إلى 300 ميكروغرام/لتر، اعتماداً على تركيز الكربون العضوي الكلي ونسبة الأوزون المستخدم إلى الكربون العضوي

(VanHoof et al., 1985; Yamada and Somiya, 1989; Glaze et al., 1989a; Krasner et al., 1989; Glaze et al., 1991; LeLacheur et al., 1991)

كما سجلت أيضاً الدهيدات ذات وزن جزيئي أعلى (Glaze et al., 1989b). والنواتج العضوية الجانبية الأخرى للأوزون مبينه في الجدول (3-9). ويمكن أن تؤدي أوزونة مصدر مياه يحتوي على أيون البروميد إلى نواتج جانبية مبرمنة، وهي شبيهة بالمركبات الجانبية المكلورة لعملية التطهير. وقد وجد (Song et al., 1997) أن تكون أيون البروميد يجب أن يحظى بالإهتمام اللازم إذا كان تركيز أيون البروميد في الماء أكثر من 0.10 ملغم/لتر. وهذه المركبات المبرمنة تتضمن: أيون البرومات والبروموفورم وأحماض الأستيك المبرمنة والأسيتونيترايل وبروموبكرين وبروميد السيانوجين (إذا تواجدت الأمونيا). وقد وجد أن جرعة أوزون مقدارها 2 ملغم/لتر أدت إلى تكون 53 ميكروغرام/لتر من البروموفورم و 17 ميكروغرام/لتر من ثنائي بروموم حمض الأستيك في الماء الذي يحتوي على 2 ملغم/لتر من أيون بروميد (McGuire et al., 1990). و أدت أوزنة نفس الماء المضاف له 2 ملغم/لتر أيون بروميد إلى تكون 10 ميكروغرام/لتر من بروميد السيانوجين (McGuire et al., 1990). إضافة إلى ذلك، فقد يتفاعل الأوزون مع أيون الهيبوبروميت لتكون أيون البرومات (Amy and Siddiqui, 1991; Krasner et al., 1993) والذي يحتمل أن يكون مسبباً للسرطان لدى الإنسان (Regli et al., 1992). وقد سجلت تراكيز أيونات برومات في الماء المؤوزن مقدارها 60 ميكروغرام/لتر (Amy and Siddiqui, 1991; Krasner et al., 1993). ويلاحظ أن كمية أيون البروميد التي دخلت إلى كمية النواتج الجانبية لعملية التطهير هي ثلث الكمية الموجودة في الماء الخام فقط. وهذا يشير إلى تكون نواتج جانبية أخرى مبرمنة غير معروفة (Krasner et al., 1989; MWDSC and JMM, 1992).

ويبين الشكل (12-3) الطرق الرئيسية التي تؤدي إلى تكون أيون البرومات.



1.4.3 الحد من النواتج الجانبية للأوزون
لقد وجد أن العوامل الأساسية التي تؤثر على نوع الفصائل وتراكيز النواتج الجانبية المبرمنة هي: درجة الحموضة، نسب الأوزون/أيون البروميد، الكربون العضوي الكلي/أيون البروميد

(Singer, 1992). ويمكن الحد من تكون أيون البرومات بالأوزنة على درجات حموضة منخفضة والتي يسود عندها حمض الهيبوبروموس على أيون الهيبوبروميت (Haag and Hoigne, 1984; Amy and Siddiqui, 1991; Krasner et al., 1993).

وعلى العكس، فإنه على درجات حموضة قاعدية، يؤكسد الأوزون حمض الهيبوبروموس إلى أيون البرومات. فعلى درجات حموضة منخفضة تكون المركبات العضوية المبرمنة، بينما على درجات حموضة مرتفعة يتكون أيون البرومات. لذلك يجب الحد من استخدام الأوزون في مياه المصادر التي تحوي أيونات البروميد. ويمكن الحد من تكون أيون البرومات بخفض تركيز أيون البروميد الاعتيادي وتخفيض الأوزون المتبقى وخفض درجة الحموضة واضافة الأمونيا مع الأوزنة لتكوين بروم أمين، مما يقلل من تكون أيون البرومات والمواد الجانبية العضوية (Amy and Siddiqui, 1991; MWDSC and JMM, 1992).

الأحماض العضوية والأدھيدات التي تتكون كنواتج جانبية للأوزنة والذكورة سابقاً، قابلة للتحلل البيولوجي وهي مكونة من الكربون العضوي المتأخر (AOC) أو الكربون العضوي القابل للتحلل البيولوجي (BDOC). ويزيد الأوزون من المواد العضوية القابلة للتحلل البيولوجي. لذلك إذا تم تطهير الماء بالأوزون وكان ذلك مصحوباً بعملية بيولوجية نشطة (مثل الكربون البيولوجي المنشط)، يمكن خفض مثل هذه النواتج. إن استخدام المرشحات البيولوجية النشطة والتي يمكن المحافظة عليها بعدم استخدام مطهرات على المرشحات ونجح في إزالة الأدھيدات والمركبات الأخرى التي تمثل جزءاً من المواد العضوية القابلة للتحلل البيولوجي في الماء (Bablon et al., 1992; Rittman, 1990; Reckhow et al., 1988).

انظر الجزء 4.3.3 لمناقشة تفصيلية عن المرشحات البيولوجية النشطة.

وقد أظهرت دراسة حديثة أنه يمكن الحد من أيون البرومات والمواد العضوية المبرمنة بالطرق التالية (Song et al., 1997):

- تؤدي درجة الحموضة المنخفضة إلى نقصان في تكون أيون البرومات ولكنها تزيد من تكون المواد العضوية المبرمنة.
- تؤدي إضافة الأمونيا مع استخدام مدة تلامس قصيرة إلى نقصان في تكون كل من أيون البرومات والمواد العضوية المبرمنة.
- يؤدي استخدام بيروكسيد الهيدروجين إلى نقصان في المواد العضوية المبرمنة ولكنه قد يزيد أو ينقص من تكون أيون البرومات اعتماداً على عوامل جودة المياه الأخرى.
- تؤدي النسبة المنخفضة للأوزون إلى الكربون العضوي المذاب إلى نقصان في تكون كل من أيون البرومات والمواد العضوية المبرمنة.

5.3 وضع الطرق التحليلية

من الضروري أن يتم تحليل الأوزون السائل والغازى أثناء تشغيل نظام الأوزنة لتحديد جرعة الأوزون المستخدمة وفعالية انتقال الأوزون وفي حالة التطهير الأولى لتحديد مستويات الأوزون المتبقى. وتم مراقبة الغاز الخارج من المولد لمعرفة محتواه من الأوزون لتجديد جرعة الأوزون المستخدمة. كما تتم مراقبة الغاز المنطلق من خزان التلامس لتحديد كمية الأوزون التي انتقلت إلى الطور السائل في هذا الخزان وبهذا يمكن حساب فعالية انتقال الأوزون. إضافة إلى ذلك فإنه يجب قياس الأوزون في الماء الخارج من خزان التلامس للتأكد من أن كمية الأوزون المتبقية تحقق قيم م.ب.ت المطلوبة.

كما يجب رصد هواء المكان الذي يولد فيه الأوزون في غرف المناولة والنقل وأماكن تحطيم الأوزون الفائض لمعرفة تركيز الأوزون في الهواء وحماية العمال في حالة حدوث تسرب أو في حالة تعطل نظام تحطيم الأوزون الفائض.

1.5.3 رصد الأوزون في الطور الغازي

تتضمن نقاط رصد الأوزون في الطور الغازي في نظام المعالجة بالأوزون مايلي:-

- مخرج مولد الأوزون.
- الغاز الخارج من خزان التلامس.
- وحدة تحطيم الغاز الفائض.
- الهواء الجوي في مناطق عمليات الأوزون.

يتراوح تركيز الأوزون المقاس في الطور الغازي ما بين 0.1 جزء بالمليون (بالحجم) (0.2 ملغم/م³ NTP) في الهواء الجوي وفي وحدة تحطيم الأوزون الفائض، إلى 1-2% (10 غم /م³ NTP) في الغاز الخارج من خزان التلامس، إلى تراكيز عالية جداً قد تصل إلى 15% (200 غم/م³ NTP) في مخرج مولد الأوزون.

تتضمن الطرق التحليلية المستخدمة في رصد الأوزون في الطور الغازي:-

- امتصاص الأشعة فوق البنفسجية.
- الطرق المتعلقة بالقياس اليودي.
- اللمعان الكيميائي.
- المعايرة في الطور الغازي.

يبين الجدول (3-10) نطاق القياس، دقة وصحة القياس المتوقعة ومهارة المشغل المطلوبة والتدخلات والوضع الحالي لتحليل الأوزون في الطور الغازي.

الجدول 3-10: خصائص ومقارنات الطرق التحليلية للأوزون في الطور الغازي

نوع الفحص	نطاق القياس ملغم/لتر	صحة القياس المتوقعة (%) ⁺	دقة القياس المتوقعة (%) ⁺	مستوى المهارة	التدخلات	نطاق درجة الحرارة	الفحص الميداني	الفحص المأتمت	الوضع الحالي
امتصاص الأشعة فوق البنفسجية	50,000-0.5	2	2.5	½	لا يوجد	لا تتطابق	نعم	نعم	ينصح بها
الطرق المتعلقة بالقياس	100-0.5	35-1	2-1	2	SNO ₂ , NO ₂	لا تتطابق	نعم	لا	لا ينصح بها
اللumen الكيميائي	1-0.005	7	5	½	لا يوجد	لا تتطابق	نعم	نعم	ينصح بها
المعايرة في الطور الغازي	30-0.005	8	8.5	2	لا يوجد	لا تتطابق	نعم	لا	لا ينصح بها

المصدر: Gordon et al., 1992
ملاحظات: مهارة التشغيل: 1=قليلة جداً، 2=فني جيد، 3=كيميائي لديه خبرة

3.1.5.3 امتصاص الأشعة فوق البنفسجية

يمتص غاز الأوزون أطوال الأمواج القصيرة في منطقة الأشعة فوق البنفسجية مع امتصاصية قصوى على طول موجة 253.7 نانومتر (Gordon et al., 1992). وتزود عدة شركات صانعة الأجهزة لقياس الأوزون باستخدام امتصاص الضوء فوق البنفسجي على تراكيز أقل من 0.5 جزء بالمليون بالحجم (1 غم/م³). بشكل عام، تقيس هذه الأجهزة كمية امتصاص الضوء عندما لا يكون هناك أوزون والامتصاص في حالة وجود الأوزون. والقراءة التي يعطيها الجهاز عبارة عن الفرق بين القراءتين وهي تتناسب طردياً مع كمية الأوزون الفعلية الموجودة. وهذه الطريقة معتمدة من اتحاد الأوزون العالمي (IOA, 1989).

2.1.5.3 الطرق المتعلقة بالقياس اليودي

تستخدم الطرق المتعلقة بالقياس اليودي لإيجاد تركيز الأوزون في نطاق التراكيز التي نواجهها في محطات معالجة المياه (Gordon et al., 1992). وهذا يتضمن قياس الأوزون مباشرة من المولد عندما ينطلق من محلول المائي. وفي الطريقة المتعلقة بالقياس اليودي، يمرر الغاز الذي يحتوي على الأوزون في محلول مائي يحتوي على فائض من يوديد البوتاسيوم. تتدخل جميع المواد المؤكسدة الأخرى في الطريقة المتعلقة بالقياس اليودي (Gordon et al., 1992). ويمكن لأكاسيد النيتروجين (والتي قد تكون موجودة في الهواء عند توليد الأوزون) أن تتدخل في التحليل المتعلقة بالقياس اليودي. ويمكن التخلص من تدخلات أكاسيد النيتروجين بإمارار الغاز المحتوي على الأوزون خلال مادة تقوم بامتصاصه مثل بيرمنجنات البوتاسيوم التي تكون خاصة بأكاسيد النيتروجين. ولكن لا ينصح باستخدام الطرق المتعلقة بالقياس اليودي لتقدير الأوزون في المحاليل بسبب عدم الوثوق بالطريقة (Gordon et al., 1989).

3.1.5.3 طرق اللumen الكيميائي

تستخدم هذه الطريقة لإيجاد التراكيز المنخفضة للأوزون في الطور الغازي (Gordon et al., 1992). وإحدى الطرق الشائعة الاستخدام هي الإيثيلين اللumen الكيميائي. ويمكن قياس الأوزون في الطور الغازي باستخدام تفاعل اللumen الكيميائي بين الإيثيلين والأوزون. وهذه الطريقة خاصة بالأوزون وهي ملائمة لقياس الأوزون في الهواء الجوي. وقد تبنت وكالة حماية البيئة الأمريكية (EPA) هذه الطريقة عام 1985 كطريقة معتمدة لقياس الأوزون في الهواء الجوي

(McKee et al., 1975). وقد تم اعتماد أجهزة اللمعان الكيميائي من قبل وكالة حماية البيئة الأمريكية لرصد الأوزون بتراكيز 0.5-1.0 جزء بالمليون بالحجم. وبالتعبير المنتظم، يعطي هذا النوع من الأجهزة نتائج موثوقة لتركيز الأوزون في الهواء في محطات الأوزون.

يستخدم الرودامين B/حمض الجاليك الذي لا يستخدم فيه الإيثيلين كديل للإيثيلين ذي اللمعان الكيميائي، (Gordon et al., 1992). والطريقة البديلة أكثر تعقيداً من طريقة الإيثيلين. وحساسية هذه الطريقة قد تتغير، وقد طورت طريقة لإجراء تصحيحات على الحساسية بصورة مستمرة (Van Dijk and Falkenberg, 1977). وإذا أخذنا توافر أجهزة اللمعان الكيميائي واعتمادها من قبل وكالة حماية البيئة الأمريكية، فإنه يفضل استخدامها على أجهزة رودامين B/حمض جاليك.

4.1.5.3 المعايرة في الطور الغازي

تمت دراسة طرفيتين للمعايرة في الطور الغازي، كطرق محتملة لتعديل أجهزة تحليل رصد الأوزون (Gordon et al., 1992). وتعتمد هذه الطرق على المعايرة العكسية مع أكسيد النيترويك (Rheme et al., 1980). وقد تمت مقارنة هذه الطرق من قبل وكالة حماية البيئة الأمريكية، مع طرق امتصاص الأشعة فوق البنفسجية والطريقة المتعلقة بالقياس اليودي، كطرق تعديل لأجهزة اللمعان الكيميائي لقياس الأوزون في الهواء الجوي ونتيجة لهذه المقارنات تم اعتماد طريقة امتصاص الأشعة فوق البنفسجية كطريقة تعديل لأجهزة قياس الأوزون. لذلك فإنه لا ينصح باستخدام طرق المعايرة في الطور الغازي لقياس الأوزون في وحدات الأوزونة (Gordon et al., 1992).

2.5.3 رصد الأوزون المتبقى في الطور السائل

هناك عدة طرق لرصد الأوزون في المحاليل المائية. وينصح (Gordon et al., 1992) بعدة طرق لتحليل الأوزون المتبقى:-

- طريقة أنديجو اللونية.
- طريقة حمض الكروم البنفسجي (ACVK).
- طريقة ثانوي (تيربيريدين) الحديد (II).
- الإدخال إلى الطور الغازي.

يبين الجدول (11-3) نطاق القياس، صحة ودقة القياس المتوقعة و مهارة المشغل المطلوبة والتدخلات والوضع الحالي للطرق التحليلية لمتبقيات الأوزون في الطور السائل.

الجدول 11-3: خصائص ومقارنات الطرق التحليلية لمتبقي الأوزون

نوع الفحص	نطاق القياس ملغم/لتر	صحة القياس المتوقعة (%) ⁺	دقة القياس المتوقعة (%) ⁺	مستوى المهارة ¹	التدخلات	نطاق درجة الحرارة	الفحص الميداني	الشخص المأتمت	الوضع الحالي
طريقة انديجو الطيفية	0.01	1	0.5	1	كلور، أيونات، المونغنيز، بروم، يود	2	لا	نعم	ينصح بها
طريقة انديجو المرئية	0.01-0.1	1	0.5	1	كلور، أيونات، المونغنيز، بروم، يود	2	لا	نعم	لا ينصح بها
طريقة الكروم الحمضي البنفسجي	1-0.05	غير مسجلة*	غير مسجلة*	1	أيونات المونغنيز < 1 ملغم/لتر، كلور < 10 ملغم/لتر	2	لا	لا	ينصح بها
طريقة ثانوي (تيربيريدين) الحديد II	20-0.05	2.7	2.1	3	كلور	7>	لا	نعم	ينصح بها كفحص مخبري

المصدر: Gordon et al., 1992

ملاحظات: 1- مهارات المشغل: 1=قليلة جداً، 2=فني جيد، 3=كيميائي لديه خبرة،

* غير مسجلة في المرجع

1.2.5.3 طريقة أنديجو اللونية

تعد طريقة أنديجو اللونية هي الطريقة المعتمدة الوحيدة لقياس متبقى الأوزون

(Standard Methods, 1995). وهذه الطريقة حساسة ودقيقة وسريعة وأكثر انتقائية للأوزون من الطرق الأخرى. وهناك طريقتان لقياس الأوزون: مطيافية ومرئية. ويبلغ الحد الأدنى لقياس في الطريقة المطيافية 2 ميكروغرام/لتر، بينما يبلغ في الطريقة المرئية 10 ميكروغرام/لتر.

يساهم بiroوكسيد الهيدروجين والكلور وأيونات المنغنيز ونواتج تفكك الأوزون ونواتج أوزنة المواد العضوية، بتداخل أقل في طريقة أنديجو اللونية منه في الطرق الأخرى (Langlais et al., 1991). ولكن حجب الكلور بوجود الأوزون يمكن أن يسبب مشاكل في طريقة أنديجو اللونية وبوجود حمض الهيبوبروموس، الذي يتكون أثناء أوزنة المياه التي تحتوي على أيون بروميد، لا يمكن إجراء قياس صحيح بهذه الطريقة (Standard Methods, 1995).

2.2.5.3 طريقة حمض الكروم البنفسجي K (ACVK)

يقصر الأوزون لون ACVK بسهولة، وهذا هو أساس هذه الطريقة المطيافية التي كان أول من سجلها (Masschelein, 1977). وقد طورت الطريقة فيما بعد لقياس الأوزون بوجود الكلور (Ward and Lander, 1973). وتتمثل هذه الطريقة بمزايا عديدة منها (Langlais et al., 1991):

- سهولة تطبيقها وثبات محلول الصبغة.
- لها منحنى معايرة خطى بين 0.05 – 1.0 ملغم/لتر أوزون.
- عدم حدوث تداخل من قبل تراكيز منخفضة من المنغنيز، الكلور أو الكلور المتمدد (حتى 10 ملغم/لتر) والبieroوكسيدات العضوية ونواتج الأكسدة العضوية الأخرى.

3.2.5.3 طريقة ثانوي (تيربيريدين) الحديد II:

يتفاعل ثانوي (تيربيريدين) الحديد II مع الأوزون في محلول حمض الهيدروكلوريك. ويحدث نتيجة لذلك تغير في طيف الإمتصاص المقاس على طول موجة 522 نانومتر (Tomiyasu and Gordon, 1984). والمادة الوحيدة التي تتدخل في هذا الفحص هي الكلور. ولكن يمكن حجب تداخلات الكلور بإضافة حمض المالونيك وكبديل، لأن سرعة تفاعل الكلور مع الكاشف الكيميائي أبطأ بكثير من تفاعله مع الأوزون، يمكن التخلص من تداخلات الكلور بإجراء القياسات المطيافية مباشرة بعد خلط الكاشف. ولا يتداخل ثانوي أكسيد الكلور في هذا الفحص (Gordon et al., 1992). وأهم مزايا هذه الطريقة هو عدم وجود تداخلات ومستويات الكشف المنخفضة (4 ميكروغرام) ومدى القياس الواسع (حتى 20 ملغم/لتر) وقرب النتائج المكررة من بعضها البعض وتطابقها مع طريقة الأنديجو اللونية.

4.2.5.3 طرد الأوزون إلى الطور الغازي

يطرد الأوزون المتبقى في هذه الطريقة غير المباشرة من محلول باستعمال غاز خامل. وبعدها، يقاس الأوزون الموجود في الطور الغازي باستخدام الطرق التحليلية للأوزون في الطور الغازي مثل طريقة امتصاص الأشعة فوق البنفسجية أو اللمعان الكيميائي، والتي وصفت سابقاً. وقد طورت هذه الطريقة لتقليل المشاكل المتعلقة بوجود مواد مؤكسدة أخرى في محلول.

يعتمد نجاح هذه الطريقة في البداية على المقدرة على طرد الأوزون من الماء المعالج دون التسبب في تفككه. ولأن ظروف طرد الأوزون مثل درجة الحرارة ودرجة الحموضة والملوحة قد تتغير، فإن نتائج هذه الطريقة مشكوك فيها (Langlais et al., 1991).

3.5.3 رصد البرومات في الأنظمة التي تستخدم الأوزون

يتطلب قانون نواتج التطهير الجانبي من أنظمة مياه التجمعات السكانية والمجتمعات الدائمة والتي تستخدم الأوزون للتطهير أو الأكسدة، أن ترصد البرومات في أنظمتها. ويطلب من هذه الأنظمة أخذ عينات شهرية من كل محطة معالجة عند المدخل إلى نظام التوزيع أثناء تشغيل نظام الأوزون تحت الظروف الاعتيادية.

يسمح قانون نواتج التطهير الجانبي باتفاق عدد عينات الرصد (مثلاً أن تصبح ربعة بدل شهرية) إذا ثبت أن معدل تراكيز أيون البروميد في مياه المصدر كانت أقل من 0.05 ملغم/لتر بناءً على قياسات شهرية مماثلة لتركيز البروميد لمدة عام. ويمكن أن تبقى الأنظمة على برنامج الرصد المخفض إذا أصبح المعدل السنوي لتركيز البروميد في ماء المصدر مساوي أو أكبر من 0.05 ملغم/لتر مبنياً على قياسات شهرية مماثلة.

ولرصد مطابقة البرومات للتشريعات، يجب على الأنظمة أن تستخدم طريقة الكروماتوغرافيا الأيونية والمعتمد في (USEPA Method 300.1, Determination of Inorganic Anions in Drinking Water by Ion Chromatography, Revision 1.0 USEPA, 1997)

وإذا تجاوز معدل العينات التي تغطي أربعاء متابعة الحد الأقصى للملوثات (MCL)، فإن النظام يعتبر متجاوزاً للحد الأقصى للملوثات ويجب عليه إبلاغ الجمهور تبعاً لقانون 40CFR-141.132 كما أن عليه إبلاغ الولاية عملاً بأحكام القانون 40CFR-141.134. وإذا لم يتمكن النظام من إكمال برنامج الرصد لمدة 12 شهراً متواالياً، فإن التوافق مع الحد الأقصى للملوثات للفترة التي تغطي آخر أربعاء أربعاء يجب أن تبني على معدل البيانات المتوافرة.

6.3 الاعتبارات التشغيلية

1.6.3 الاعتبارات المتعلقة بعملية الأوزون

لأن الأوزون عامل مؤكسد قوي، فإنه يتفاعل مع عدد من المركبات العضوية وغير العضوية الموجودة في الماء. ويستخدم الأوزون لإزالة الطعم والرائحة بتحطيم المركبات العضوية المسببة لها، كما أنه يساعد في إزالة الحديد والمنغنيز بأكسدتها إلى أشكال أقل ذائبة. ويجب توفير هذه الاحتياجات قبل أن يتوافر أي أوزون لاحتياجات التطهير الأولى. ويتحكم وجود وتركيز هذه المواد بموقع إضافة الأوزون اعتماداً على أهداف العملية.

قدم (Stolarik and Chrisie, 1997) نتائج 10 سنوات من التشغيل في وحدة الترشيح والأوزنة في لوس أنجلوس، والتي تبلغ سعتها 600 مليون غالون في اليوم. وأظهرت النتائج التشغيلية لهذه المحطة عدد جسيمات أقل (بحجم أكبر من 1 ميكرون) باستعمال الأوزون. ووجد أن تركيز الأوزون المثالي المستخدم في الطور الغازي يساوي 6% عند توليد الأكسجين بالتربيد الشديد و4-5% عند استخدام الأكسجين المسال.

2.6.3 الاحتياجات المكانية

يخضع تخزين الأكسجين المسال إلى تشريعات خاصة بالأبنية والحرائق وتؤثر هذه التشريعات على الاحتياجات المكانية. وقد تملئ هذه التشريعات نوعية مواد البناء المستخدمة في الأبنية الملاصقة إذا لم يكن بالإمكان توفير المسافات اللازمة بين الأبنية. وبشكل عام فإن الحيز اللازم في حالة توليد الأوزون من الهواء أصغر منه في حالة استخدام الكلورامين أو ثاني أكسيد الكلور. أما الحيز اللازم في حالة توليد الأوزون من الأكسجين النقي فهو مقارب للحيز اللازم في حالة ثانية أكسيد الكلور بسبب المساحة الإضافية اللازمة لتخزينه.

3.6.3 اختيار المواد

يجب استخدام المواد المقاومة للأوزون بدءاً من مولد الأوزون وانتهاءً بوحدة تحطيم الأوزون الفائز. وإذا استخدم الأكسجين كغاز مغذٍ، فيجب استخدام مواد مقاومة للأكسجين لاستخدامها في المولدات. كما يجب تنظيف أنابيب الأكسجين النقي بعد التركيب، مما يزيد في كلفة البناء. أما المواد المستخدمة في أنظمة تحضير الهواء فيمكن أن تكون مماثلة لتلك المستخدمة في أنظمة الهواء المضغوط. وقد أوصى (Langlais et al., 1991) أن تكون الخطوط بعد مجففات الماء مقاومة للأوزون، بسبب إمكانية الجريان العكسي للأوزون أو انتشاره. وإذا توافر مستقبل بعد مجفف الماء، فيجب أن تكون الأنابيب بعد منظم الضغط مقاومة للأوزون. كما يجب أن توضع رددات مقاومة للأوزون (مقاومة أيضاً للأكسجين في حالة استخدام الأكسجين النقي كغاز تغذية) على الأنابيب قبل المولد.

تتضمن المواد المقاومة للأوزون؛ الفولاذ الذي لا يصدأ الأوستيني (300series)، والزجاج والسيراميك والنيفلون والهابالون والإسمنت المسلح. ويمكن أن يستخدم الفولاذ الذي لا يصدأ (304 series) لغاز الأوزون "الجاف" (ذلك للأكسجين) و (316 series) تستعمل للأعمال "الرطبة". وتتضمن الأعمال الرطبة الأنابيب في خزانات التطهير وجميع أنابيب الغاز الفائز ووحدة تحطيم الغاز الفائز. ويستخدم النيفلون والهابالون في مواد السدادات. كما يجب تصنيع الإسمنت المسلح من الإسمنت ذو النوع II أو IV. ومن الشائع في الولايات المتحدة توفير غطاء للنقوية بسمك 3 إنشات لتجنب التآكل بفعل غاز الأوزون أو الأوزون الموجود في محلول، مع أن (Fonlupt, 1979) ذكر أن 4 سم (1.13 إنش) ملائمة لتوفير الحماية الازمة. ويجب أن تصنع المعدات الازمة للوصول إلى خزانات التطهير من الفولاذ الذي لا يصدأ (316 series) وأن يزود بوسم مقاوم للأوزون.

4.6.3 صيانة نظام الأوزون

قدم (Stolarik and Christie, 1979) نظرة شاملة عن احتياجات التشغيل والصيانة خلال عشر سنوات من تشغيل محطة لوس انجلوس للترشيح والأوزون (سعة 600 مليون جالون في اليوم). وقد كان نظام الأوزون في هذه المحطة عاملًا بنسبة 97.1% من الوقت طيلة العشر سنوات.

أهم احتياجات الصيانة كانت بسبب عطل الفيوزات أو تنظيف المولد خلال الخمس سنوات الأولى. وبسبب عطل الفيوزات كان لعطل سببه فشل الأنبوب الزجاجي العازل. وتنظرف الحاويات كل ثلاثة سنوات أو كلما ارتفعت درجة حرارة الغاز المنبعث بسبب ترسبات Fe_3O_4 على القطب الأرضي وسطوح مبادلات الحرارة.

أما النشرات السيراميكية التي تكون على شكل قضبان، فقد عملت بصورة جيدة في أول سنتين. وتم استبدالها بعد ذلك بفولاذ مثقب لا يصدأ وبعدها استبدلت بنشرات سيراميكية معدلة.

5.6.3 إجراءات السلامة

اتبعت إجراءات السلامة التي تمارس بنجاح للمؤكسدات الأخرى على مدى سنوات، وقد تكون هذه الإجراءات صارمة أحياناً. تفصل الأوزون عن باقي المحطة وهذا لا يعني بأن يكون لها مبني منفصل، بل يعني وجود غرف منفصلة ومداخل خارجية منفصلة وأنظمة تهوية وتسخين مستقلة والحد من الضوضاء... الخ. وهذه الطريقة متتبعة في محطات الأوزون في أوروبا بدرجة أقل.

يجب أن توضع مولدات الأوزون في الداخل للحفاظ عليها من العوامل البيئية ولحماية العمال في حالة حدوث تسرب نتيجة حدوث عطل فني ويجب توفير تهوية جيدة لمنع ارتفاع درجة الحرارة في غرفة التوليد وتهوية الغرفة في حالة التسرب. كما يجب توفير حيز كافٍ لإزالة الأنابيب من داخل المولد لعمل صيانة لمزودات الطاقة في المولد. وتسبب أنظمة تحضير الهواء الضوضاء لذا يفضل فصلها عن مولدات الأوزون. ويمكن وضع وحدات تحطيم الغاز الفائض في الخارج إذا سمحت الظروف الجوية بذلك. أما إذا وضعت في الداخل، فيجب وضع كاشف أوزون داخلي. كما يجب تهوية جميع الغرف بصورة جيدة بحيث تدفأ وتبرد لتنطاق مع درجة الحرارة الالزمة لعمل الآليات والمعدات.

يجب أن تتم صيانة جميع الآلات المستخدمة في الرصد المستمر لمراقبة مستويات الأوزون في داخل الغرف ووضع أجهزة التنفس الاصطناعي في الممرات خارج الغرف المعرضة لأخطار الأوزون. وتراكيز الأوزون المسببة للانفجار في الجو والتي تم اقتراحها من قبل منظمات أمريكية ملخصة أدناه. والحد الأقصى الموصى به لمستويات الأوزون هي كما يلي:-

- إدارة الصحة والسلامة المهنية (OSHA). الحد الأقصى المسموح به للتعرض لتراكيز أوزون لا تزيد عن 0.1 ملغم/لتر (بالحجم) مأهولة كمعدل على وردية مدتها ثمانية ساعات.
- المعهد الأمريكي للمواصفات والمقييس الوطنية/الجمعية الأمريكية لفحص المواد (ANSI/ASTM). الحد من التعرض المهني حتى لا يتعرض العامل لتراكيز أوزون عالية معدلها الوزني 0.1 ملغم/لتر (بالحجم) لمدة ثمانية ساعات أو أكثر في يوم عمل، وأن لا يتعرض أي من العمال لتركيز حده الأقصى 0.3 ملغم/لتر (بالحجم) لأكثر من 10 دقائق.
- المؤتمر الأمريكي لعلماء الصحة الصناعية الحكوميين (ACGIH). الحد الأقصى للأوزون 0.1 ملغم/لتر (بالحجم) لثمانية ساعات عمل عادي أو 40 ساعة في الأسبوع وتركيز الحد الأقصى المسموح بالتعرض له هو 0.3 ملغم/لتر لمدة 15 دقيقة.
- اتحاد الصحة الصناعية الأمريكية. الحد الأقصى للتعرض لمدة ثمانية ساعات هو 0.1 ملغم/لتر (بالحجم).

هناك سؤال حول ما إذا كان التعرض المستمر للأوزون يفقد العامل مقدراته على الشم ولمعرفة ما إذا كان تركيز الأوزون قد وصل إلى الحدود الحرجة، إذ يجب أن لا يعتمد على ذلك في أي حال من الأحوال، بل يجب توفير الأجهزة والمعدات لقياس مستويات الأوزون في الجو والقيام بأعمال السلامة التالية:-

- تفعيل إشارات إنذار إذا وصل مستوى الأوزون 0.1 ملغم/لتر (بالحجم)، ويتضمن الإنذار إصابة تحذيرية في خط التحكم الرئيسي وعلى المداخل لوحدات الأوزون وأجراس إنذار.
- تفعيل إشارات إنذار على تركيز الأوزون 0.3 ملغم/لتر (بالحجم)، ويجب أن تقوم هذه الإشارة بإغلاق فوري لمعدات توليد الأوزون وتفعيل مجموعة ثانية من الإنذارات المرئية والمسموعة على خط التحكم وفي مداخل وحدات توليد الأوزون. كما يجب توفير نظام تهوية للطوارئ قادر على تهوية الغرفة بفترة (3-2) دقائق وأن يكون متصلًا مع جهاز إنذار بمستوى 0.3 ملغم/لتر أوزون.

الأوزون غاز ضار ويجب أن يعامل كذلك من حيث رصد مستوياته في الجو وتفعيل أجهزة الإنذار والإغلاق على تراكيز 0.1 ملغم/لتر. كما يجب توفير التهوية في حالة الطوارئ في المناطق المغلقة. وتتوفر تشريعات البناء والحرائق إرشادات إضافية عن هذا الموضوع.

ويبلغ الحد الأقصى للتعرض حسب إدارة الصحة والسلامة المهنية (OSHA) 0.1 ملغم/لتر (بالحجم) لمدة 8 ساعات. وتتوفر الرائحة الخانقة للأوزون للمشتغلين تحذيراً من وجود أي تسرب للأوزون.

7.3 ملخص

7.3.1 مزايا وسلبيات استخدام الأوزون

تلقى القائمة التالية الضوء على مزايا وسلبيات استخدام الأوزون كطريقة لتطهير مياه الشرب (Masschelein, 1992). وبسبب الاختلافات الكبيرة في حجم النظام وجودة المياه والجرعات المستخدمة فإن بعض هذه المزايا والسلبيات قد لا تتطابق على نظام معين.

المزايا

- الأوزون أكثر فعالية من الكلور والكلورامين وثاني أكسيد الكلور في تثبيط الفيروسات وخفية الأبوااغ والجياردية.
- يؤكسد الأوزون الحديد والمنغنيز والكبريتيدات.
- قد يساعد الأوزون في بعض الأحيان في عملية التصفية وإزالة العكر.
- يحد الأوزون من اللون والطعم والرائحة.
- الأوزون من أكثر المطهرات الكيميائية فعالية، لذلك يحتاج إلى زمن اتصال قليل جداً.
- في حالة عدم وجود أيون البروميد، لا تكون نواتج جانبية مهلاجنة لعملية التطهير.
- المتبقي الوحيد في حالة تفكك الأوزون، هو الأكسجين الذائب.
- لا يتأثر نشاط الأوزون كمبيد بيولوجي بتغيرات درجة الحموضة.

السلبيات

- تتكون نواتج جانبية لعملية التطهير، خاصة البرومات والنواتج الجانبية المبرمنة بوجود أيون البروميد والأدヒدات والكيتونات.
- كلفة وحدات الأوزون الأولية عالية.
- توليد الأوزون يحتاج إلى طاقة عالية كما يجب توليد في الموقع.
- الأوزون أكل وسام.
- تحتاج إلى مرشحات نشطة بيولوجياً لإزالة الكربون العضوي المتاح ونواتج التطهير الجانبية القابلة للتحلل البيولوجي.
- يتطل الأوزون بسرعة على درجة حموضة مرتفعة ودرجات حرارة مرتفعة.
- لا يوفر الأوزون متبيقات.
- يحتاج الأوزون إلى مستوى عالٍ من الصيانة ومشغلين ماهرين.

2.7.3 جدول ملخص

يعطى الجدول (12-3) ملخصاً لاعتبارات التي يجب أخذها بعين الاعتبار عند استخدام الأوزون كمطهر.

الجدول 3-12: ملخص لاعتبارات التطهير بالأوزون

الاعتبارات	الوصف
التوليد	بسبب عدم ثباته، يجب أن يولد الأوزون في نقطة الاستخدام، ويمكن توليد من أكسجين الهواء أو من الأكسجين على القناة. ومصدر الغاز المغذي يجب أن يكون نظيفاً وجافاً مع درجة نداوة مساوية 060 في الحد الأقصى. يستهلك توليد الأوزون طاقة بمعدل 17-8 كيلوواط ساعة/كغم. والتوليد في الموقع يوفر حيز التخزين.
الاستخدامات الأولية	تضمن الاستخدامات الأولية التطهير والأكسدة الكيماوية. وعامل مؤكسد، يمكن استخدام الأوزون لزيادة التحلل البيولوجي للمركبات العضوية التي يتسبب الطعم والرائحة، كما يقلل مستويات مسبيات النواتج الجانبية لعملية التطهير. ويجب أن لا يستعمل الأوزون في التطهير الثانوي بسبب فعاليته الشديدة ولأنه لا يترك كمية كافية من المتبيقات لفترة زمنية مرغوب بها في نظام التوزيع.
فعالية التثبيط	يعتبر الأوزون من أكثر مبيدات الجراثيم قدرة وفعالية في معالجة المياه. فهو فعال ضد الجراثيم والفيروسات وحيويصلات الأولى وفعالية تثبيطه للجرثومة والفيروسات لا تتأثر بدرجة الحموضة بين 6-9. وتزداد فعالية الأوزون بازدياد درجة الحرارة.
تكون النواتج الجانبية	لا يكون الأوزون بحد ذاته نواتج جانبية مهلاجنة ولكنه إذا وجد أيون البروميد في الماء الخام أو إذا أضيف الكلور كمطهر ثانوي، قد تتكون النواتج الجانبية المهملاجنة لعملية التطهير بما فيها أيون البرومات. والنواتج الجانبية الأخرى للأوزون تتضمن الأحماض العضوية والأدヒدات.
المحددات	توليد الأوزون عملية معقدة نسبياً. وخزن الأكسجين المسال (في حالة استعماله كغاز مغذٍ) يخضع لتشريعات البناء والحرائق.

8.3 المراجع

- Disinfectants and Their By- Alceon Corp. 1993. Overview of Available Information on the Toxicity of Drinking Water products. Cambridge, MA. .1
- Amy, G.L., M.S. Siddiqui. 1991. "Ozone-Bromide Interactions in Water Treatment." Conference proceedings, AWWA Annual Conference, Philadelphia, PA. .2
- Pontius (editor), McGraw-Hill, New AWWA (American Water Works Association). 1990. Water Quality and Treatment. F.W. York, NY. .3
- Rate Biological Filtration." J. Bablon, G.P., C. Ventresque, R.B. Aim. 1988. "Developing a Sand-GAC Filter to Achieve High AWWA.80(12):47. .4
- Water Treatment Application Bablon, G., et al. 1991. "Practical Application of Ozone: Principles and Case Studies." Ozone in and Engineering. AWWARF. .5
- dans les Filtres Biologiques. -Vis des Matières Organiques Billen, G., et al. 1985. Action des Populations Bactériennes Vis- Report to Compagnie Générale des Eaux, Paris. .6
- Viruses in Water." Water Res. Boyce, D.S., et al. 1981. "The Effect of Bentonite Clay on Ozone Disinfection of Bacteria and 15:759-767. .7
- Bringmann, G. 1954. "Determination of the Lethal Activity of Chlorine and Ozone on *E. coli*." Z. f., Hygiene. 139:130-139. .8
- Chang, S.L. 1971. "Modern Concept of Disinfection." J. Sanit. Engin. Division. 97:689-707. .9
- Cronholm, L.S., et al. 1976. "Enteric Virus Survival in Package Plants and the Upgrading of the Small Treatment Plants Using Ozone." Research Report No. 98, Water Resources Research Institute, University of Kentucky, Lexington, KY. .10
- Water Systems. AWWARF DeMers, L.D. and R.C. Renner. 1992. Alternative Disinfection Technologies for Small Drinking and AWWA, Denver, CO. .11
- Ozone Association, Norwalk, CN. Dimitriou, M.A. (editor). 1990. Design Guidance Manual for Ozone Systems. International Serogroup 1." Appl. Environ. Domingue, E. L., et al. 1988. "Effects of Three Oxidizing Biocides on *Legionella pneumophila*, Microbiol. 40:11-30. .12
- Slow Sand Filters." Conference Eighmy, T.T., S.K. Spanos, J. Royce, M.R. Collins, J.P. Malley. 1991. "Microbial Activity in Technology for Modern Applications, Durham, NH. proceedings, Slow Sand Filtration Workshop, Timeless .13
- Farooq, S. et al. 1977. "The Effect of Ozone Bubbles on Disinfection." Progr. Water Ozone Sci. Eng. 9(2):233. .15
- Farooq, S. 1976. Kinetics of Inactivation of Yeasts and Acid-Fast Organisms with Ozone. Ph.D.Thesis, University of Illinois at Urbana-Champaign, IL. .16
- Organic Colloids." Conference Farvardin, M.R. and A.G. Collins. 1990. "Mechanism(s) of Ozone Induced Coagulation of proceedings, AWWA Annual Conference, Cincinnati, OH. .17
- Finch, G. R., E.K. Black, and L.L. Gyürék. 1994. "Ozone and Chlorine Inactivation of *Cryptosporidium*." Conference Francisco, CA. proceedings, Water Quality Technology Conference, Part II, San .18
- Methods for the Examination of Franson, M.H., Eaton, A.D., Clesceri, L.S., and Greenberg, A.E., (editors). 1995. Standard Health Association, AWWA, and Water Environment Water and Wastewater, Nineteenth Edition. American Public Federation, Washington D.C. .19
- at the Los Angeles Water Georgeson, D.L. and A.A. Karimi. 1988. "Water Quality Improvements with the Use of Ozone Treatment Plant." Ozone Sci. Engrg. 10(3):255-276. .20
- Giese, A.C. and E. Christensen. 1954. "Effects of Ozone on Organisms." Physiol. Zool. 27:101. .21
- Derivatization Glaze W.H., M. Koga, D. Cancilla. 1989a. "Ozonation Byproducts. 2. Improvement of an Aqueous-Phase Formed by the Ozonation of Drinking Water." Method for the Detection of Formaldehyde and Other Carbonyl Compounds Environ. Sci. Technol. 23(7):838. .22
- Two California Surface Glaze, W.H., M. Koga M., D. Cancilla, et al. 1989b. "Evaluation of Ozonation Byproducts from Waters." J. AWWA. 1(8):66. .23
- Peroxide, and Ultraviolet Glaze, W.H., et al. 1987. "The Chemistry of Water Treatment Processes Involving Ozone, Hydrogen Radiation." Ozone Sci. Engrg. 9(4):335. .24
- Contaminated with TCE and Glaze, W.H., and J.W. Kang. 1988. "Advanced Oxidation Processes for Treating Groundwater PCE: Laboratory Studies." J. AWWA. 88(5):57- 63. .25
- and Removal Through Glaze, W.H., H.S. Weinberg, S.W. Krasner, M.J. Scilimenti. 1991. "Trends in Aldehyde Formation proceedings, AWWA, Philadelphia, PA. Plants Using Ozonation and Biological Active Filters." Conference .26
- Fluorescence I. in vitro Studies Goldstein, B.D., and E.M. McDonagh. 1975. "Effect of Ozone on Cell Membrane Protein Utilizing the Red Cell Membrane." Environ. Res. 9:179-186. .27
- Determination of Ozone." J. Gordon, G. K. Rankness, D. Vornehm, and D. Wood. 1989. "Limitations of the Iodometric AWWA. 81(6):72-76. .28
- Methods, second edition. Gordon, G., W.J. Cooper, R.G. Rice, and G.E. Pacey. 1992. Disinfectant Residual Measurement AWWARF and AWWA, Denver, CO. .29
- proceedings, ASCE Gurol, M.D. and M. Pidatella. 1983. "A Study of Ozone-Induced Coagulation." Conference and Michael Anderson (editors), Boulder, CO. Environmental Engineering Division Specialty Conference. Allen Medine .30
- Various Forms of Chlorine and Haag, W.R. and J. Hoigné. 1984. "Kinetics and Products of the Reactions of Ozone with Bromine in Water." Ozone Sci. Engrg. 6(2):103-14. .31
- Hann, V.A. 1956. "Disinfection of Drinking Water with Ozone." J. AWWA. 48(10):1316. .32
- Viruses in Effluent." Ozone Sci. Harakeh, M.S. and M. Butler. 1984. "Factors Influencing the Ozone Inactivation of Enteric Engrg. 6:235-243. .33
- and Ozone Preoxidation on Hiltebrand, D.J., A.F. Hess, P.B. Galant, and C.R. O'Melia. 1986. "Impact of Chlorine Dioxide Conference proceedings, AWWA Seminar on Ozonation: Conventional Treatment and Direct Filtration Treatment Processes." Needs, Denver, CO. Recent Advances and Research .34
- Hoff, J.C. 1986. Inactivation of Microbial Agents by Chemical Disinfectants, U. S. Environmental Protection Agency, EPA/600/2-86/067. .35
- Aqueous Solutions, Water Res. Hoigné J. and H. Bader. 1976. Role of Hydroxyl Radical Reactions in Ozonation Processes in 10: 377. .36
- Chloroform in a Combined Hoigné J., and H. Bader. 1988. "The Formation of Trichloronitromethane (chloropicrin) and 22(3):313. Ozonation/Chlorination Treatment of Drinking Water." Water Res .37
- Inorganic Compounds in Water - II. Hoigné J., and H. Bader. 1983b. "Rate Constants of Reaction of Ozone with Organic and Dissociating Organic Compounds." Water Res. 17:185-194. .38

- Processes in Aqueous Solutions." Water 39. Hoigné J., and H. Bader. 1977. "The Role of Hydroxyl Radical Reactions in Ozonation Res. 10:377-386.
- Inorganic Compounds in Water - I. 40. Hoigné J., and H. Bader. 1983a. "Rate Constants of Reaction of Ozone with Organic and Non-dissociating Organic Compounds." Water Res. 17:173-183.
- Intermediates. Science, Vol. 190, 41. Hoigné, J. and Bader, H. 1975. Ozonation of Water: Role of Hydroxyl Radicals as Oxidizing pp. 782.
- Organic Carbon During 42. Huck, P.M., P.M. Fedorak, and W.B. Anderson. 1991. "Formation and Removal of Assimilable Biological Treatment." J. AWWA. 83(12):69-80.
- Concentrations in the Gas Phase. 43. IOA (International Ozone Association). 1989. Photometric Measurement of Low Ozone Standardisation Committee--Europe.
- Noyes Data Corporation, Park 44. Katz, J. 1980. Ozone and Chlorine Dioxide Technology for Disinfection of Drinking Water. Ridge, New Jersey.
- Ozone." J. AWWA. 66:725-729. 45. Katzenelson, E., et al. 1974. "Inactivation Kinetics of Viruses and Bacteria in Water by Use of at Laconia, New Hampshire." J. 46. Keller, J.W., R.A. Morin, and T.J. Schaffernoth. 1974. "Ozone Disinfection Pilot Plants Studies AWWA. 66:730.
- Microbiol. 39:210-218. 47. Kim, C.K., et al. 1980. "Mechanism of Ozone Inactivation of Bacteriophage f2." Appl. Environ. Rev. Environ. Contr. 5:141- 48. Kinman, R.N. 1975. "Water and Wastewater Disinfection with Ozone: A Critical Review." Crit. 152.
- During Ozonation of Water 49. Krasner, S.W., W.H. Glaze, H.S. Weinberg, et al. 1993. "Formation of Control of Bromate Containing Bromide." J. AWWA. 85(5):62..
- Water." J. AWWA.81(8):41. 50. Krasner, S.W., et al. 1989. "The Occurrence of Disinfection By-products in US Drinking CT Value Concept for 51. Langlais, B., et al. 1990. "New Developments: Ozone in Water and Wastewater Treatment. The Ozonation for Inactivation of Some Protozoa, Free-Living Evaluation of Disinfection Process Efficiency; Particular Case of Presented at the Int. Ozone Assn. Pan-American Conference, Shreveport, Louisiana, March 27-29. Amoeba and Cryptosporidium." 52. Langlais, B., D.A. Reckhow, and D.R. Brink (editors). 1991. Ozone in Drinking WaterTreatment: Application and Engineering. AWWARF and Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- Whether Pathogenic of Not." 53. Langlais B. and D. Perrine. 1986. "Action of Ozone on Trophozoites and Free Amoeba Cysts, Ozone Sci. Engrg. 8(3):187-198.
- Biologically Active Rapid 54. LeChevallier, M.W., W.C. Becker, P. Schorr, and R.G. Lee. 1992. "Evaluating the Performance of Filters." J. AWWA. 84(4):136-146.
- Drinking Waters." Conference 55. LeLacheur, R.M., P.C. Singer, and M.J. Charles. 1991. "Disinfection By-products in New Jersey proceedings, AWWA Annual Conference, Philadelphia, PA.
56. Logsdon, G.S., S. Foellmi, and B. Long. 1992. "Filtration Pilot Plant Studies for Greater British Columbia. Vancouver's Water Supply." Conference proceedings, AWWA Annual Conference, Vancouver, Performance and Microbiology of 57. Malley, J.P., T.T. Eighmy, M.R. Collins, J.A. Royce, and D.F. Morgan. 1993. "The True 85(12):47-57. Ozone - Enhanced Biological Filtration." J. AWWA.
- New York , Brussels, Hong Kong. 58. Masschelein, W.J. 1992. "Unit Processes in Drinking Water Treatment." Marcel Decker D.C., ACVK." J. AWWA. 69:461-462. 59. Masschelein, W.J. 1977. "Spectrophotometric Determination of Residual Ozone in Water with Project Water and Impacts on 60. McGuire, M.J., S.W. Krasner, and J. Gramith. 1990. Comments on Bromide Levels in State of Southern California. Control of Disinfection Byproducts Metropolitan Water District Measurement of Photochemical 61. McKee, H.C., R.E. Childers, and V.B. Parr 1975. Collaborative Study of Reference Method for Washington, D.C. February. Oxidants in the Atmosphere, EPA EPA-650/4-75-016, Chloramines." Conference 62. McKnight A., and D.A. Reckhow. 1992. "Reactions of Ozonation Byproducts with Chlorine and Columbia. proceedings, AWWA Annual Conference, Vancouver, British Montgomery Consulting Engineers). 63. MWDSC and JMM (Metropolitan Water District of Southern California and James M. 1992. "Pilot Scale Evaluation of Ozone and peroxone." AWWARF and AWWA, Denver, CO.
- Disinfection: Water and Wastewater. 64. Morris, J.C. 1975. "Aspects of the Quantitative Assessment of Germicidal Efficiency." J.D. Johnson (editor). Ann Arbor Science Publishers, Inc.,Ann Arbor, MI. Conference proceedings, Water 65. Owens, J. H., et al. 1994. "Pilot-Scale Ozone Inactivation of Cryptosporidium and Giardia." Quality Technology Conference, Part II, San Francisco, CA.
- Dioxide on Survival of 66. Peeters, J. E. et al. 1989. "Effect of Disinfection of Drinking Water with Ozone or Chlorine 55(6):1519-1522. Cryptosporidium parvum Oocysts." Appl. Environ. Microbiol. Non." Bull Soc.Frnac. Parasitol. 67. Perrine, D., et al. 1984. "Action d l'Ozone sur les Trophozoites d'Amibes Libres Pathogens ou 3:81.
- Sci. Engrg. 8:77. 68. Prendiville, D.A. 1986. "Ozonation at the 900 cfs Los Angeles Water Purification Plant." Ozone AWWARF and AWWA, Denver, 69. Price, M.L. 1994. Ozone and Biological Treatment for DBP Control and Biological Stability CO, pp. 252.
- Filters." Slow Sand Filtration- Recent 70. Rachwal, A.J., et al. 1988. "Advanced Techniques for Upgrading Large Scale Slow Sand Developments in Water Treatment Technology, EllisHorwood Ltd, Chichester, U.K. Filtration." AWWARF and 71. Reckhow, D.A., J.K. Edzwald, and J.E. Tobiason. 1993. "Ozone as an Aid to Coagulation and AWWA, Denver, CO.
- proceedings, Ozonation, Recent 72. Reckhow, D.A., P.C.Singer, and R.R. Trussell. 1986. Ozone as a coagulant aid. Seminar Denver, CO. Advances and Research Needs, AWWA Annual Conference, 73. Reckhow, D.A., J.E. Tobiason, M.S. Switzenbaum, R. McEnroe, Y. Xie, X. Zhou, P. and Biologically Active In- McLaughlin, and H.J. Dunn. 1992. "Control of Disinfection Byproducts and AOC by Pre-Ozonation Annual Conference, Vancouver, British Columbia. Line Direct Filtration." Conference proceedings, AWWA Perspective. EPA 811-R-92-005, 74. Regli, S., J.E. Comwell, X. Zhang,, et al. 1992. Framework for Decision Making: An EPA EPA, Washington, D.C.
- Calibration Procedures, EPA- 75. Rehme, K.A., J.C. Puzak, M.E. Beard, C.F. Smith, and R.J. Paur. 1980. Evaluation of Ozone 600/S4-80-050, EPA, Washington, D.C, February.
- Designer's Role." Ozone Sci. 76. Renner, R.C., M.C. Robson, G.W. Miller, and A.G. Hill. 1988. "Ozone in Water Treatment -The Engrg. 10(1):55-87.
77. Rice, R.G. 1996. Ozone Reference Guide. Electric Power Research Institute, St. Louis, MO. Presented at the First International 78. Rice, R.G., P.K. Overbeck, K. Larson. 1998. Ozone Treatment for Small Water Systems. International/PAHP/WHO, Arlington, VA, May 10-13, 1998. Symposium on Safe Drinking water in Small Systems. NSF on Ozone Disinfection, E. G. 79. Riesser, V.W., et al. 1976. "Possible Mechanisms of Poliovirus Inactivation by Ozone." Forum International Ozone Institute, Syracuse, NY. Fochtman, R.G. Rice, and M.E. Browning (editors), pp. 186-192,

80. Rittman, B.E. 1990. "Analyzing Biofilm Processes Used in Biological Filtration." *J. AWWA*.82(12):62. Urbana-Champaign.
81. Roy, D. 1979. Inactivation of Enteroviruses by Ozone. Ph.D. Thesis, University of Illinois at Urbana-Champaign.
82. Roy, D., R.S. Engelbrecht, and E.S.K. Chian. 1982. "Comparative Inactivation of Six Enteroviruses by Ozone." *J. AWWA*. 74(12):660.
83. Scott, D.B.M. and E.C. Lesher. 1963. "Effect of Ozone on Survival and Permeability of *Escherichia coli*." *J. Bacteriol.* 85:567-576.
- the First International Conference 84. Singer P.C. 1992. "Formation and Characterization of Disinfection Byproducts." Presented at Microbial Risks. on the Safety of Water Disinfection: Balancing Chemical and proceeding, IOA Ninth Ozone World 85. Singer, P.C., et al. 1989. "Ozonation at Belle Glade, Florida: A Case History." Conference Conference.
86. Song, R., et al. 1997. "Bromate Minimization During Ozonation." *J. AWWA*. 89(6):69. Water Sci. Technol. 14:303-314. 87. Sproul, O. J., et al. 1982. "The Mechanism of Ozone Inactivation of Waterborne Viruses." Pulse Radiolysis. 2 OH and HO4 as 88. Staehelin, J., R.E. Bühler, and J. Hoigné. 1984. "Ozone Decomposition in Water Studies by Chain Intermediates." *J. Phys. Chem.* 88:5999-6004. proceedings, IOA Pan American 89. Stolarik, G. F., and J.D. Christie. 1997. "A Decade of Ozonation in Los Angeles." Conference Group Conference, Lake Tahoe, NV.
90. Suffet, I.H., C. Anselme, and J. Mallevialle. 1986. "Removal of Tastes and Odors by Research Needs, Denver, CO. Ozonation." Conference proceedings, AWWA Seminar on Ozonation: Recent Advances and the Effects of Ozone and 91. Tobiason, J.E., J.K. Edzwald, O.D. Schneider, M.B. Fox, and H.J. Dunn. 1992. "Pilot Study of Peroxone on In-Line Direct Filtration." *J. AWWA*. 84(12):72-84. Reaction with Bis- 92. Tomiyasu, H., and G. Gordon. 1984. "Colorimetric Determination of Ozone in Water Based on (terpyridine)iron(II)." *Analytical Chem.* 56:752-754.
93. Troyan, J.J. and S.P. Hansen. 1989. Treatment of Microbial Contaminants in Potable Water Supplies Technologies and Costs. Noyes Data Corporation, Park Ridge, New Jersey.
94. Umphries, M.D., et al. 1979. "The Effects of Pre-ozonation on the Formation of Trihalomethanes." *Ozonews*. 6(3). by Ion Chromatography, Revision 95. USEPA. 1997. USEPA Method 300.1, Determination of Inorganic Anions in Drinking Water 1.0. EPA A/600/r-98/118. with Rhodamine B/Gallic 96. Van Dijk, J.F.M., and R.A. Falkenberg. 1977. "The Determination of Ozone Using the Reaction IOA, Paris, France, May. Acid." Presented at Third Ozone World Congress sponsored by the Formation through Ozone and 97. Van Gunten, U. and J. Hoigné. 1996. "Ozonation of Bromide-Containing Waters: Bromate Hydroxyl Radicals." Disinfection By-Products in Water Treatment, Minear, R.A. and G.L. Amy (editors). CRC Press, Inc., Boca Raton, FL.
- Surface Water Pre-ozonation and Its 98. Van Hoof, F., J.G. Janssens, H. van Dijck. 1985. "Formation of Mutagenic Activity During Removal in Drinking Water Treatment." *Chemosphere*,14(5):501.
99. Vaughn, J.M., et al. 1987. "Inactivation of Human and Simian Rotaviruses by Ozone." *Appl.Env. Microbiol.* 53:2218-2221.
100. Walsh, D.S., et al. 1980. "Ozone Inactivation of Floc Associated Viruses and Bacteria." *J. Environ. Eng. Div. ASCE*. 106:711-726.
101. Ward, S.B. and D.W. Larder. 1973. "The Determination of Ozone in the Presence of Chlorine." Water Treatment Examination. 22:222-229.
102. Wickramanayake, G.B., et al. 1984b. "Inactivation of *Giardia lamblia* Cysts with Ozone." *Appl.Env. Microbiol.* 48(3):671-672. Ozonation." *J. Water Pollution* 103. Wickramanayake, G.B., et al. 1984a. "Inactivation of *Naegleria* and *Giardia* cysts in Water by Control Fed. 56(8):983-988.
- Cysts. Ph.D. dissertation, Ohio 104. Wickramanayake, G.B. 1984c. Kinetics and Mechanism of Ozone Inactivation of Protozoan State University, Columbus, OH.
105. Wuhrmann, K., and J. Meyrath. 1955. "The Bactericidal Action of Ozone Solution. Schweitz." *J. Allgen. Pathol. Bakteriol.* 18:1060. Water By the PFBOA Method." 106. Yamada, H. and I. Somiya. 1989. "The Determination of Carbonyl Compounds in Ozonated Ozone Sci. Engrg. 11(2):127.
- Practice and Recent 107. Zabel, T.F. 1985. "The Application of Ozone for Water Treatment in the United Kingdom -Current Research." *Ozone Sci. Engrg.* 7(1):11.

ثاني أكسيد الكلور

عرف ثاني أكسيد الكلور كمطهر فعال للمياه منذ بداية القرن العشرين، عندما استخدم لأول مرة في منتج صحي في أوستند، بلجيكا. وقد بدأ باستخدامه في تطهير مياه الشرب بشكل أكبر في الخمسينيات حيث أن مشاكل الطعم المرتبطة به أقل من الكلور. ويبلغ عدد الأنظمة التي تستخدم ثاني أكسيد الكلور لتنقية مياه الشرب بين 900-700 نظام (Hoehn 1992). وأهم استخدامات ثاني أكسيد الكلور في الوقت الحاضر هي:

- تحقيق حدود (مدة تركيز) اللازمة للتطهير.
- عامل مؤكسد قبلي لضبط الطعم والرائحة.
- ضبط الحديد والمنغنيز.
- ضبط كبريتيد الهيدروجين والمركبات الفينولية.

1.4 كيمياء ثاني أكسيد الكلور

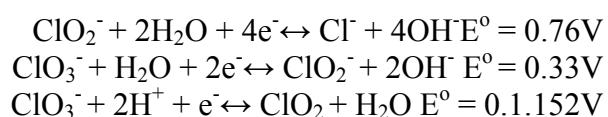
1.1.4 جهد التأكسد

يتأثر التمثيل الغذائي للكائنات الدقيقة وبالتالي مقدرتها على البقاء والتكاثر بجهد التأكسد والاختزال (ORP) للوسط الذي تعيش فيه (USEPA, 1996).

ومركب ثاني أكسيد الكلور (ClO_2) متعدد و يبلغ رقم تأكسد الكلور فيه +4. و يظهر بالأكسدة ولكنه لا يسبب الكلورة. وهو جزيء صغير نسبياً متطاير، ذو طاقة عالية وجذر حر حتى في المحاليل المائية المخففة. يتفاعل بشدة مع العوامل المختزلة على تراكيز عالية. ومع ذلك فهو ثابت في المحاليل المخففة في الأوانى المغلقة بعيدة عن الضوء (AWWA, 1990). ويعمل ثاني أكسيد الكلور كعامل مؤكسد منتقى بسبب ميكانيكية انتقال الإلكترون الواحد المميزة حيث يختزل إلى كلورايت (ClO_2^-) (Hoehn et. Al. 1996). وثبات الاتزان بين pKa للإتزان بين أيون الكلورايت و حمض الكلوروس صغير جداً على درجة حموضة $\text{pH} = 1.8$. وهذا يختلف بصورة كبيرة عن اتزان أيون الهيبوكلوريت / وحمض الهيبوكلوروس الموجود عند التعادل. ويشير ذلك إلى أن أيون الكلورايت هو الفصيلة السائدة في مياه الشرب. و التفاعلات التالية تمثل بعض تفاعلات التأكسد و الاختزال الرئيسية : (CRC, 1990)



وهناك أنصاف تفاعلات هامة أخرى، هي :



و يكون الكلورايت هو المنتج النهائي السائد في مياه الشرب حيث يتحول 50 إلى 60 % من ثاني أكسيد الكلور إلى كلورايت و 30% إلى الكلورات (ClO_3^-) والكلوريدي (Cl^-) (Werdehoff and Singer, 1987).

2.4 توليد ثاني أكسيد الكلور

1.2.4 مقدمة

تعتبر ذاتية ثاني أكسيد الكلور العالية في الماء البارد خاصة، من أهم خصائصه الفيزيائية. وبعكس تمييه غاز الكلور في الماء، فإن ثاني أكسيد الكلور لا يتنفس بدرجة كبيرة بل يبقى في المحلول كغاز ذاتي (Aieta and Berg, 1986). وهو على الأقل أكثر ذاتية من الكلور (على درجة حرارة أعلى من 11°C بمقدار 10 مرات. وهو غاز شديد التطاير ويمكن إزالته بسهولة من المحاليل المائية المخففة بتهوية قليلة أو إعادة الكربنة باستخدام ثاني أكسيد الكربون، (كما في محطات إزالة العسرة). ويكون جذر ثاني أكسيد الكلور الحر غازاً على درجة حرارة 11-12°C. ويمكن أن تؤثر هذه الخاصية على فعالية ثاني أكسيد الكلور عند أخذ جرعات من المحاليل أو إجراء عمليات اللحام عند نقاط الحقن. وتتمكن بعض المخالفات الأخرى في صعوبة تحليل مركبات معينة بوجود العديد من المركبات والمتبقيات التي تبقى لمدة طويلة وبسبب تطاير المركبات الغازية. ويتفاعل الجذر في حالة الغازية ببطء مع الماء. وتكون سرعة تفاعلاته من 7-10 مليون مرة أبطأ من تفاعل غاز الكلور مع الماء (Gates, 1989).

لا يمكن ضغط ثاني الكلور وختنه تجاريًا كغاز لأنه متغير تحت ضغط عال. ولذلك فإنه لا ينفك من مكان إلى آخر. ويعتبر غاز ثاني أكسيد الكلور متغيراً على تراكيز عالية تتجاوز 10% من حجم الهواء، وتبلغ درجة اشتعاله حوالي 130°C (266°C على ضغوط جزيئية) (National Safety Council Data sheet 525-C1O2, 1967). وينطلق ثاني أكسيد الكلور من محاليله المائية المركزية في جو مغلق إلى مستويات قد تتجاوز المستويات الحرجة. وتعطي بعض المولدات الحديثة إنتاجاً مستمراً من غاز ثاني أكسيد الكلور المخفف على 100-300 مل متر بدلًا من المحاليل المائية (National Safety Council, 1997). ولأغراض تنقية مياه الشرب تستخدم محاليل مائية يتراوح تركيزها بالعادة بين 0.5-0.1% كما في بعض تقنيات التوليد.

تستخدم بعض المولدات التجارية كلورايت الصوديوم NaClO_2 كمغذ ومنتج لغاز ثاني أكسيد الكلور في حالة استخدامه لمياه الشرب. تم إنتاج ثاني أكسيد الكلور مؤخراً من كلورات الصوديوم NaClO_3 باختزالها بخلط من بيروكسيد الهيدروجين المركز H_2O_2 وحمض الكبريتิก المركز H_2SO_4 . وقد استخدمت الأنظمة المبنية على الكلورات تقليدياً في صناعة الورق، ولكنها اختبرت مؤخراً على نطاق كامل في محطات تنقية مياه البلديات في الولايات المتحدة. وما زال استخدام هذه التقنية في مجال مياه الشرب في مرحلة التطوير لذلك لن يتم بحثها في هذا الدليل.

2.2.4 نقاوة ثاني أكسيد الكلور

تشغل مولدات ثاني أكسيد الكلور للحصول على أعلى إنتاج من ثاني أكسيد الكلور، مع المحافظة على أدنى تكون لغاز الكلور الحر أو أي متبقيات أكسدة أخرى. والنسبة المئوية الموصوفة لإنتاج ثاني أكسيد الكلور تكون في العادة أكبر من 95%， ويجب أن يكون فائض الكلور المقاس أقل من 2% بالوزن في المياه الخارجية من المولد. ويعرف إنتاج المولد حسب (Gordon et al., 1990):

$$\text{الناتج} = \frac{[\text{ClO}_2]}{[\text{ClO}_2] + [\text{ClO}_2^-] + \frac{67.45}{83.45} [\text{ClO}_3^-]}$$

حيث :

$[\text{ClO}_2]$ = تركيز ثاني أكسيد الكلور، ملغم/لتر.

$[\text{ClO}_2^-]$ = تركيز الكلورايت، ملغم/لتر.

$[\text{ClO}_3^-]$ = تركيز الكلورات، ملغم/لتر.

$\frac{67.45}{83.45}$ = نسبة الوزن الجزيئي للكلورايت إلى الكلورات.

تؤدي تغذية أيون الكلورات في المولد إلى تكون $\text{ClO}_2, \text{ClO}_2^-, \text{ClO}_3^-$ ، لذا يمكن حساب نقاوة الخليط الناتج باستخدام تراكيز كل الفصائل من القياسات التحليلية المناسبة. ولا يتطلب حساب النقاوة قياس الجريان أو استرجاع الكميات ولا استخدام طريقة الصانع لتحديد الناتج النظري أو فاعلية الاسترجاع، ولا التحويل لأي من المواد المغذية المستخدمة في الإنتاج. وهذا الأسلوب الذي لا يتطلب قياس الجريان يمكن أن يسبب خطأ في الحسابات بمقداره 5%. يجب على المحطات التي تستخدم ثاني أكسيد الكلور، قياس الكلور (الكلور الحر المتواافق) في مخرج المولد إضافة إلى الفصائل ذات العلاقة بـ ClO_2^- . ويمكن أن يسبب الكلور الحر المتواافق FAC خطأً كمتبقيات ClO_2 للأغراض م.ت أو أن يسبب تكون نواتج جانبية مكلورة لعملية التطهير DBP إذا كان على التركيز نسبة إلى مستوى ClO_2 في الخليط المولد. ويعرف الكلور الفائض:

$$\text{الكلور الفائز} = \frac{[\text{Cl}_2]}{[\text{ClO}_2] + [\text{ClO}_2^-] + (67.45/83.45)[\text{ClO}_3^-] \times 70.91/2 \times 67.45}$$

$$\text{حيث تشكل: } \frac{91}{2 \times 67.45} \text{ نسبة الكميات والأوزان الجزئية للكلور إلى الكلورايت}$$

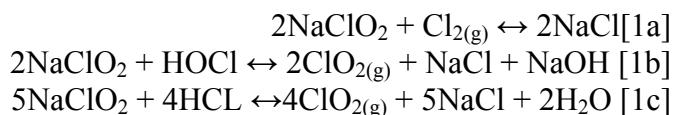
وفيما يلي ملخص لمعادلة أبسط تحل، بشكل كبير، مشاكل طرق المعايرة الخاصة بالأجهزة، ClO_2 ملوث بالكلور، وفعالية منخفضة لتحول كل من المواد المنتجة للكلورايت أو الكلورات.

$$\text{النقاوة} = \frac{[\text{ClO}_2]}{[\text{ClO}_2] + [\text{FAC}] + [\text{ClO}_2^-] + [\text{ClO}_3^-]} \times 100\%$$

و تسمح هذه الحسابات العملية (المبنية على الوزن) باستخدام عدد من الطرق التحليلية المعتمدة (والتي ستناقش في الجزء 6.4) لتقييم أداء المولد على أساس علمية غير محابية، بدلاً من استخدام مواصفات الصانع غير المعايرة.

3.2.4 الطرق المستخدمة في توليد ثاني أكسيد الكلور

يولد ثاني أكسيد الكلور لأغراض مياه الشرب باستخدام محليل كلورايت الصوديوم. وتفاعلات التوليد الأساسية التي تحدث في معظم المولدات معروفة منذ مدة طويلة. إذ يتكون ثاني أكسيد الكلور بتفاعل كلورايت الصوديوم مع غاز الكلور ($\text{Cl}_{2(g)}$)، حمض الهيبوكلوروس (HOCl) أو حمض الهيدروكلوريك (HCl). وتفاعلات هي:



وتبيّن التفاعلات كيف تختلف المولدات عن بعضها، حتى ولو كانت تستخدم نفس المادة الكيميائية المغذية، ولماذا تتطلب بعض المولدات التحكم بدرجة الحموضة بينما لا يعتمد البعض الآخر على درجة حموضة منخفضة. ويحدث في معظم المولدات أكثر من تفاعل واحد. فمثلاً تكوين وفعالية حمض الهيبوكلوروس كوسيل (يتكون في محليل الكلور المائي) تغطي، في الغالب، على التفاعل الكلي لإنتاج ثاني أكسيد الكلور. ويعطي الجدول 1.4 معلومات عن بعض أنواع المولدات المتوفرة تجاريًّا. وفي الأنظمة التقليدية يتفاعل كلورايت الصوديوم مع الحمض أو الكلور المائي، أو غاز الكلور. وتحتوي بعض التقنيات المتقدمة والمبنية في الجدول 1.4 أنظمة كهروكيميائية، ووسط خامل من الكلورايت الصلب (يمر من خلالها غاز الكلور) وتقنية مطورة مبنية على الكلورات، تستخدم بيروكسيد الهيدروجين المركز مع حمض الكبريتيك.

الجدول 4-1: مولدات ثاني أكسيد الكلور التجارية

نوع المولد خصائص معينة	التفاعلات الأساسية المتفاعلات والتواتج الجانبية و التفاعلات الأساسية وملحوظات كيميائية
حمض- كلورايت مائي $\text{ClO}_{2(\text{aq})} + \text{ClO}_3^- \rightarrow 4\text{ClO}_{2(\text{aq})} + 5\text{NaClO}_2 \rightarrow 4\text{HCl} + 2\text{NaClO}_2$ تحتاج مضخة للكيماويات. حدود (نظام حمض مباشر)* درجة حموضة منخفضة الإنتاج: 25-30 باوند/يوم * ممكنة مع ClO_3^- الحد الأقصى الناتج: كفاءة 80% * تفاعلات بطينية	
كلور- كلورايت مائي $\text{Cl}_2 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow [\text{HOCl} / \text{HCl}]$ فائض من الكلور أو الحمض لمعادلة NaOH (قاذف لغاز الكلور مع $\text{HOCl}/\text{HCl} + \text{NaClO}_2$ معدلات الإنتاج محدودة: لغاية 1000 باوند/يوم. مضخات كيميائيات للسوائل $\text{ClO}_{2(\text{g})} + \text{H}/\text{OCl}^- + \text{NaOH} + \text{ClO}_3^-$ تحويل عال ولكن كفاءة الإنتاج 80% أو مضخة ضغط لمياه القاذف) * درجة حموضة منخفضة إلى 92% فقط. الماء الخارج أكال * ممكنة مع ClO_3^- بسبب انخفاض درجة الحموضة 2.8 - 3.5 ثلاثة أنظمة كيميائية تقوم بضخ HCl ، و هيبوكلوريت، وكلورايت، وماء التخفيف	
الكلور المائي المدور أو "الدارة" $2\text{HOCl} + 2\text{NaClO}_2 \rightarrow 2\text{ClO}_{2(\text{aq})} + 2\text{NaOH}$ يحتاج لتركيز 3 غم / لتر لتحقيق الفعالية الفرنسية" عادة سهلة + القصوى. معدل الإنتاج لا يتجاوز 1000 باوند (محلول كلور المركز داخل دارة* يحتاج لفائض Cl_2 أو HCl نتائج تكون في اليوم. يتراوح الناتج بين 92-98% قبل خلطه بمحلول الكلورايت NaOH مع فائض كلور تركيز 10% . ذو تأثير حمضي على المضخات: يحتاج لمعالجة أثناء العمل. كما يحتاج لفترة حفظ بعد خلطه في خزان الاستخدام لضمان فاعليته .	
غاز الكلور- الكلورايت $\text{ClO}_{2(\text{aq})} + \text{NaClO}_{2(\text{aq})} \rightarrow \text{Cl}_{2(\text{g})}$ تراوح معدلات الإنتاج بين 5 - 120000 (غاز Cl_2 مع 25% محلول * pH متعادل باوند/يوم. يعتمد على القفف النافوري كلورايت الصوديوم: يسحب * تفاعل سريعاً لا يوجد مضخات. المحرك هو ماء بواسطة فايف إلى عمود * احتمال ترسب الكلس داخل المفاعلات التخفيف. الماء الخارج متوازن تقريباً. التفاعل. تحت ضغط منخفض بسبب عسر لا يوجد فائض كلور. السعة (فساوة) محلول التغذية 5-X10-5 والناتج 99-95%. كلور فائض أقل من %. أجهزة قياس جريان دقيقة لا يجوز أن يقل الضغط عن 40 باوند/إنش مربع	
غاز الكلور - وسط صلب $\text{ClO}_{2(\text{g})} + \text{NaCl} \rightarrow \text{ClO}_{2(\text{s})}$ غاز كلور مخفف بالنитروجين أو الهواء من الكلورايت * تقنية جديدة المرشح ليطوي تياراً من غاز ClO_2 (سحب أو ضخ غاز الكلور تركيز 68% سعة لانهائية و إنتاجية > المرطب خلال وسط مستقر 99% تقريباً. أقصى معدل للإنتاج. يحتوي على كلورايت الصوديوم 1200 باوند في اليوم للعمود: يمكن الصلب). بجمع عدة وحدات (أعمدة) معاً يزداد إلى 10000 باوند/يوم.	
كهر كيميائي $\text{ClO}_{2(\text{aq})} + \text{e}^- \rightarrow \text{NaClO}_{2(\text{aq})}$ تيار معاكس من الماء البارد يستقبل (توليد ClO_2 بشكل مستمر من * تقنية جديدة غاز ClO_2 المنتج في خلية التوليد محلول كلورايت تركيز 25% بعد انتشاره خلال الغشاء المنفذ يتم تدويره خلال الخلية للغاز. يتطلب النظام الصغير المولف الالكترو لوبيتية) من مسلك واحد ضبطاً دقيقاً للتدفق لغايات استهلاك الطاقة (قانون كونوم)	
حمض / بيروكسيد / كلورايد $\text{H}_2\text{O}_2 + \text{H}_2\text{SO}_4 \rightarrow \text{ClO}_2 + \text{NaClO}_3 + \text{H}_2\text{O}$ يستخدم محلاليل مرکزة لبيروكسيد الميدروجين وحمض الكبريتيك. نظام لجهاز مصغر: يساعد على تكثيف الرغوة: pH منخفضة	

المصدر: يتصرف عن غيتس Gates، 1998.

1.3.2.4 المولدات التجارية

يولد ثاني أكسيد الكلور في خطوتين باستخدام طريقة محلول الكلور- الكلورايت التقليدية. في الخطوة الأولى، يتفاعل غاز الكلور مع الماء لتكوين حمض الهيبوكلوروس وحمض الهيدروكلوريك. وتنتقل هذه الأحماض بعدها مع كلورايت الصوديوم لتكوين ثاني أكسيد الكلور. ويجب الانتباه إلى ضبط نسبة كلورايت الصوديوم إلى حمض الهيبوكلوروس ضبطاً تاماً. حيث سيؤدي نقص كمية الكلور إلى كمية كبيرة من الكلورايت غير المتفاعل. بينما تؤدي زيادة الكلور المضاف إلى تكوين أيون الكلورات الذي يعتبر من نواتج أكسدة ثاني أكسيد الكلور، الذي لا توجد له تشریعات في الوقت الحاضر.

محلول حمض - كلورايت:

يمكن توليد ثاني أكسيد الكلور في مولدات الإضافة المباشرة بإضافة الحمض إلى محلول كلورايت الصوديوم. نشر في المراجع تفاعلات كمية عديدة لمثل هذه العمليات (Gordon et al., 1972) وعند توليد ثاني أكسيد الكلور بهذه الطريقة، فإنه يفضل استخدام حمض الهيدروكلوريك (تفاعل 1-c).

محلول الكلور المائي- الكلورايت:

يتفاعل أيون الكلورايت (الناتج من إذابة كلورايت الصوديوم) مع حمض الهيدروكلوريك وحمض الهيبوكلوروس لتكوين ثاني أكسيد الكلور في هذه الأنظمة التي يشار إليها في العادة بالأنظمة التقليدية (تفاعل 1-b).

يبين الشكل 4-4 مولداً نموذجياً ثاني أكسيد كلور نموذجي يستعمل فيه محلول الكلور- الكلورايت (Demas and Renner, 1992).

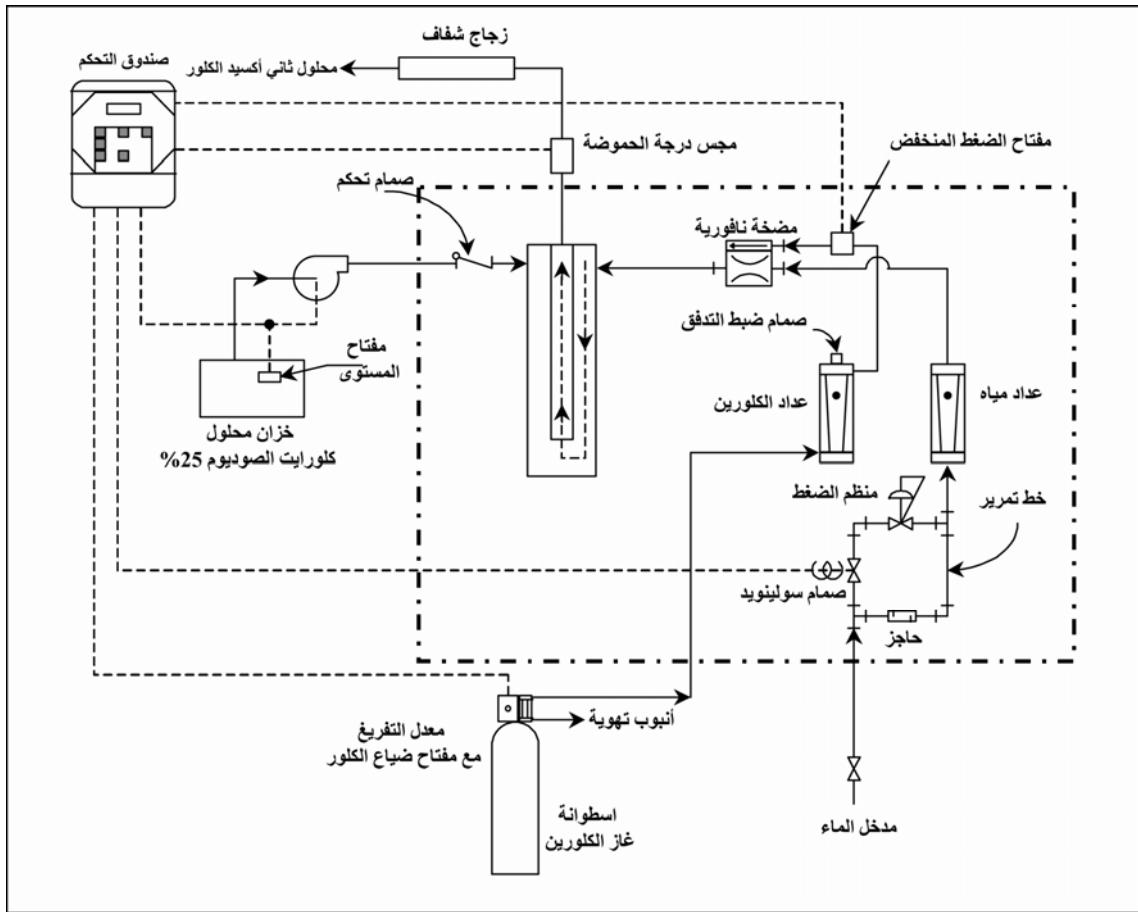
إذا سمح لغاز الكلور وأيون الكلورايت أن يتفاعل تحت ظروف مثالية (والتي لا تكون موجودة في الأنظمة من نوع الكلور المائي)، فإن درجة الحموضة للماء الخارج قد تكون قريبة من 7. ولإسهالك كلورايت الصوديوم بصورة كاملة، وهو المكون الأغلبي ثمناً، يستخدم في العادة فائض من الكلور. وهذا الأسلوب يؤدي إلى إنفاص درجة الحموضة وبالتالي يدفع بالتفاعل أكثر باتجاه الإكمال. والتفاعل هنا أسرع منه في طريقة حمض-كلورايت ولكنه أبطأ بكثير من الطرق الأخرى التجارية والتي سنتحدث عنها فيما يلي:

الكلور المائي المدور " الحلقة أو الدارة الفرنسية" علامة مسجلة™ "French Loop":

في تصميم جهاز الكلور المائي والمبين في الشكل 4-4 يحقن الكلور في دارة الماء الدائم الجريان. وهذا يلغى الحاجة إلى فائض من غاز الكلور الذي يجب تغذية المولد به، حيث أن جزيئات الكلور ستذوب في ماء التغذية محافظة على درجة حموضة منخفضة لماء التغذية. وتحافظ هذه المولدات على الكلور في مستوى أعلى قليلاً من الإشباع. وتؤدي درجة الحموضة المنخفضة إلى ناتج أعلى من ثاني أكسيد الكلور (أكثر من 95% من معدل إنتاج حسب التصميم) (Thompson, 1989). وقد يتفاعل الكلور في الماء المتذوق من المولد مع ثاني أكسيد الكلور لتكوين الكلورات، إذا ترك لفترة طويلة في وحدات التخزين. وتشغيل الدارة الفرنسية أصعب من الأنظمة الأخرى بسبب آلية تشغيل النظام وضبط معدل تغذية كلورايت الصوديوم (مضخة المعايرة أو الحقن)، ومعدل تغذية الكلور (العداد الدائري)، ودارة الجريان (المضخة). وتستخدم التصميمات الحديثة خزانًا ثانياً لخزن الكلور المائي بصورة دائمة وبالتالي تلافي عدد من صعوبات بدء التشغيل وإعادة التدوير.

محلول غاز الكلور- الكلورايت:

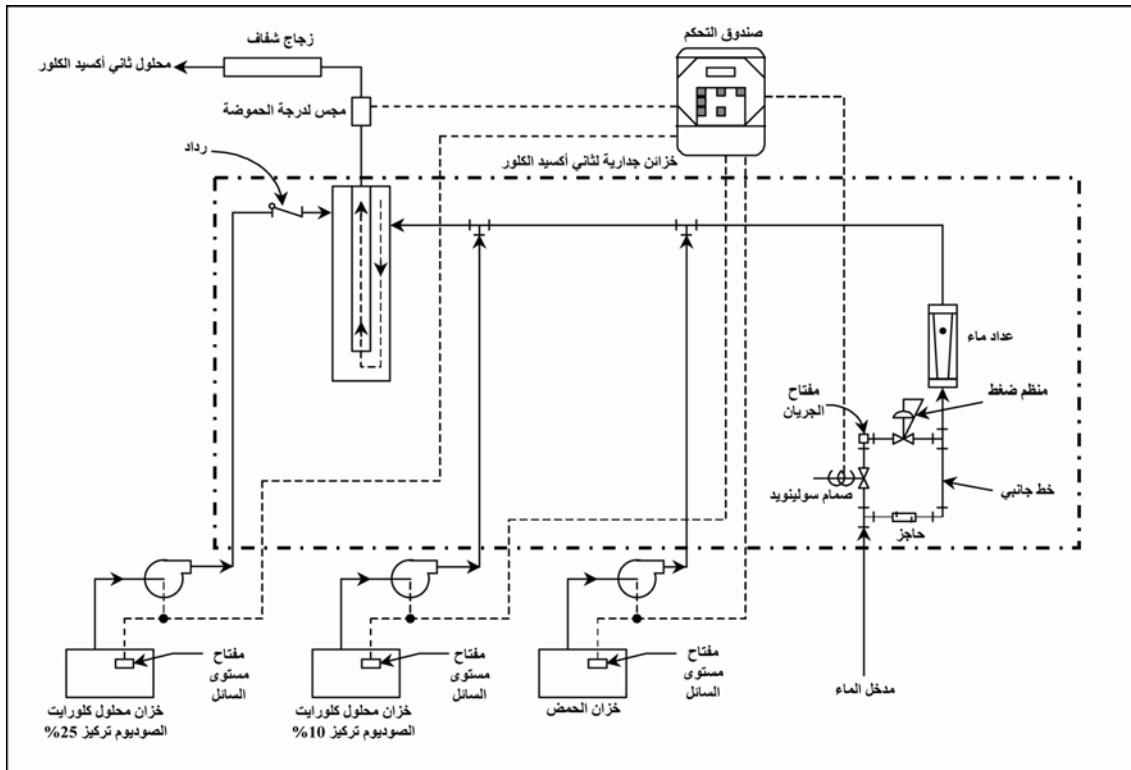
يمكن تخمير محلول كلورايت الصوديوم وتفاعلاته مع غاز الكلور تحت ضغط منخفض. وتستخدم في هذه الطريقة مواد غير مخففة وهي أسرع بكثير من طريقة محلول الكلور: محلول الكلورايت (Pitochelli, 1995). ويمكن زيادة معدلات الإنتاج بسهولة، سجلت بعض الأنظمة المستخدمة إنتاج ما يزيد عن 60.000 باوند في اليوم.



الشكل 1-4 - مولد ثاني أكسيد الكلور التقليدي عند استخدام طريقة الكلور-كلورايت

تستخدم طريقة الحمض - هيبوكلوريت الصوديوم - كلورايت الصوديوم لتوليد ثاني أكسيد الكلور عندما لا يتوفر غاز الكلور. تخلط هيبوكلوريت الصوديوم أولاً مع حمض الهيدروكلوريك أو أي حمض آخر لتكوين حمض الهيبوكلوروس. ومن ثم يضاف كلورايت الصوديوم لخلط التفاعل لتكوين ثاني أكسيد الكلور.

2.3.2.4 تأثير درجة الحموضة على توليد ثاني أكسيد الكلور
 إذا تكون حمض الهيبوكلوروس، فإن أحد النواتج الجانبية لتفاعله مع كلورايت الصوديوم في المحلول هو هيدروكسيد الصوديوم. وحيث إن هيدروكسيد الصوديوم يستعمل عادة كمثبت لكلورايت الصوديوم، فإن درجة الحموضة للخلط يمكن أن تصبح أعلى من اللازم. فدرجة الحموضة العالية تبطئ تكوين ثاني أكسيد الكلور، وتتفع بتفاعلات تكوين الكلورات بأن تكون أقل فاعلية. وهذه هي نفس الطريقة التي تتفاعل فيها أيونات الكلورايت والهيبوكلوريت في مياه الشرب لتكوين أيون الكلورات. والتأثير التعادلي لهيدروكسيد الصوديوم قد يتأثر بدرجة الثبات المختلفة لكل من أنواع ومصادر كلورايت الصوديوم المسموح استخدامها في مياه الشرب حسب مواصفات AWW Standard B303-95 (AWWA, 1995).



الشكل 2-4- توليد ثاني أكسيد الكلور باستخدام طريقة الكلور المائي المدور

قد يتآكسد حمض الكلوروس (وليس أيون الكلورايت) في محاليل الكلور المائية، ذات درجة الحموضة المنخفضة جداً مباشرةً، لتكوين ثاني أكسيد الكلور كما في تفاعل 1-d. وعند درجة الحموضة هذه يبقى غاز الكلور ذاتياً في الماء بترابيز أعلى من الحد الطبيعي ويسمح لتفاعل 1-a بأن يحدث:

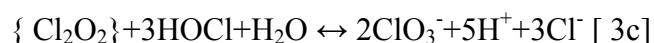
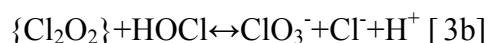


3.3.2.4 تكون الكلورات كناتج طبيعي

يعتبر أيون الكلورات (ClO_3^-) أكثر النواتج الجانبية غير المرغوب في تكوينها، ويمكن تكون الكلورات بتفاعلات الثنائي الوسيط $\{\text{Cl}_2\text{O}_2\}$. فبدلاً من أن يتحول أيون الكلورايت ببساطة إلى ثاني أكسيد الكلور، تحدث التفاعلات 1a-1d لتكوين الثنائي الوسيط غير المتماثل وغير الثابت $\{\text{Cl}_2\text{O}_2\}$ أو $\{\text{Cl}^- - \text{ClO}_2\}$ ، كما هو مبين من تفاعل (Emmenegger and Gordon, 1917) [2]

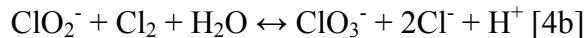


في بعض المولدات التي تعمل بترابيز مواد متفاعلة منخفض نسبياً، تكون كمية وافرة من الكلورات من تفاعل $\{\text{Cl}_2\text{O}_2\}$ كما هو مبين في التفاعلات 3a,3b,3c



تسbib المحاليل الحمضية (درجة حموضة أقل من 3) تفكك Cl_2O_2 إلى الكلورات بدلاً من ثاني أكسيد الكلور وأيضاً التآكسد المباشر للكلورايت إلى الكلورات، والتفاعلات الكلية التي تصنف تكون أيون الكلورات هي:





- قد تؤدي الظروف التالية إلى إنتاج أيون الكلورات:
- نسبة عالية جداً من غاز Cl_2 : ClO_2^- .
 - توجد تراكيز عالية من الكلور على درجة حرارة منخفضة في المحاليل المائية.
 - بقاء محاليل كلورايت مخففة على درجة حرارة منخفضة.
 - التآكسد والاختزال الذاتي لثاني أكسيد الكلور، بوجود قاعدة كمحفز، على درجة حرارة مرتفعة ($\text{pH} > 11$).
 - خلط التفاعلات ذات الحموضة العالية ($\text{pH} < 3$).
 - التآكسد المباشر لأيونات الكلورايت بفائض من حمض الهيدروكلوروس لتكوين أيون الكلورايت بدلاً من ثاني أكسيد الكلور (غير المعتمد على التكون السريع للوسيط $\{\text{Cl}_2\text{O}_2\}$).

4.2.4 تصميم المولد

عندما يتكون حمض الهيدروكلوروس تحت الظروف الحمضية، فإن انخفاض التراكيز المثلى للمتفاعلات المكونة لثاني أكسيد الكلور من شأنه زيادة مستويات الكلورات لأن المولد يحفز تفاعل (3-b). وبالتالي إذا كان تراكيز المنتجات منخفضاً أو إذا أضيفت كميات كبيرة من ماء التخفيف للمولد، فإن الكلورات ستسود (حسب تفاعل (3-a)). وتفسر هذه المحددات استخدام الكلورايت في المولدات مساواً لحوالي 25% وكذلك كلور في حالة الغازية (أو فريب من محلول مائي مشبع). وإذا زاد تراكيز الكلورايت (مثلاً 37%) يصبح المحلول معرضاً أكثر للبلورة أو تكون ترسيبات على درجة حرارة تصل إلى 25°C (78°F).

ونظراً لتأثيرات التخفيف هذه، فإن بعض الأنظمة تعمل كمولدات دفعات متقطعة (تنتج تراكيز عالية من ثاني أكسيد الكلور) بدلاً من مولدات مستمرة تنتج تراكيز أقل من ثاني أكسيد الكلور ($< 1\text{ g/L}$). وتضخ المحاليل المخزونة أو تحقن من خزان التخزين. وينبع التدوير المتكرر التخزين لفترات طويلة (تزيد عن 24 ساعة) للمحلول المولد.

يمكن أن تصل أنظمة الكلور، من طراز الدارة الفرنسية المذكورة السابقة، إلى معدلات تحويل عالية، إذا وجد الكلور دائماً بكمية فائضة، حيث يسمح الكلور الفائض بحدوث التفاعل بيميوكيميية الكلور الجزيئي الموصوفة أعلاه. كذلك فإن درجة الحرارة المنخفضة تقلل لأدنى حد مشاركة OH^- المتكون من معادلة 3-b وذلك بمعادلتها. ويمكن أن تبقى هذه المحاليل مشبوبة بفائض الكلور اللازم، لدفع تحول أيون الكلورايت، ولكن ليس بنفس الدرجة الموجودة في أنظمة محاليل الكلور المائية البسيطة عند تشغيلها تحت ظروف التخفيف. وتعمل مولدات الكلور ذات الدارة بصورة مثلى على السعة القصوى حيث أن أيون الكلورايت يكون متواصلاً في طريقة الإنتاج هذه.

تنتج المولدات التقليدية أو التي تستخدم حمض ثاني أكسيد الكلور من خلال الوسيط $\{\text{Cl}_2\text{O}_2\}$ طالما تمت المحافظة على تراكيز عالية نسبياً من المواد المتفاعلة (أعلى من 20-30 g/L) في غرفة التفاعل قبل التخفيف. ويمكن الوصول إلى فعاليات عالية في مولدات طور البخار، والدارة المغلقة، والكلورايت الصلب التي تقلل ظروف التخفيف للتفاعل إلى أدنى حد، بمنع تفاعل أيون الكلورايت في الخطوات الأبطأ في التفاعل المذكور أعلاه. ويمكن الوصول إلى ذلك بخلق ظروف تجبر التفاعل الوسيط بين أيونات الكلورايت والكلور الغازي أو الجزيئي، على سرعات تفوق معدلاتها مئات المرات سرعة تحل الكلور بالماء (تميه الكلور)، مما يقلل بشكل كبير من شأن منافسة طرق تميه الكلور أو إضافة الحمض على آلية غاز $(\text{Cl}_2:\text{ClO}_2)$ السائدة، وينبع أيون الكلورايت من التفاعل مع حمض الهيدروكلوروس مباشرة.

يؤدي الفائض العالي من الكلور في كل أنواع المولدات إلى تآكسد زائد للكلورايت، وتكون الكلورات مباشرة في الوسط المائي (تفاعل 4-b). ويجب ضبط معدلات تغذية المواد الكيميائية التي تؤدي إلى تكوين النواتج حسب المخططات المرفقة مع المولدات وخاصة في حالة أنظمة الجريان المستمر وأنظمة حقن الغاز المباشر. تحتاج هذه الأنظمة في بعض الأحيان إلى إعادة المعايرة في الموقع إذا لم يكن محلول كلورايت الصوديوم المغذي الأساسي بالتراكيز الصحيح أو إذا تم تغيير أجهزة الجريان المعايرة سابقاً. وعند خلط محاليل الكلور المائية مع محليل كلورايت الصوديوم المغذي تسود الآليات التالية التي قد تؤثر على معدل تكوين ثاني أكسيد الكلور:

يتفاعل غاز الكلور مع الماء لتكوين حمض الهيدروكلوروس وحمض الهيدروكلوريك بدلاً من تفاعله مباشرة مع الكلورايت لتكوين ثاني أكسيد الكلور. (يتنافس كل من الماء و الكلورايت على جزيئات الكلور في نفس الوقت). (أنظر المعادلات المبينة في البند 1.4، a-c، و الجزء 1.1.6). تكون أيونات الكلورات (التفاعلات 3a-c).

تنتج 4 مولات من ثاني أكسيد الكلور فقط من 5 مولات من كلورايت الصوديوم بإضافة الحمض مباشرة (تفاعل 1-1). وقد يكون لهذا الأمر دلالة هامة عند درجة حموضة منخفضة وتركيز عالٍ لأيون الكلوريد.

الجانب العملي لهذا كله أن المولدات المختلفة تعمل ضمن ظروف مثلى مختلفة. فعلى سبيل المثال، فإن أعمدة المفاعلات يجب أن لا تغمر باستمرار بفائض من الماء في أنظمة طور البخار، ولهذا السبب يجب أن تبقى أعمدة مفاعلات المولد المبني على الكلورايت جافة. يؤدي التخفيف الزائد عن الحد للمواد المنتجة إلى خفض فعاليات التحويل بسبب التكون التفضيلي للكلورات على ثاني أكسيد الكلور. أما التوليد المقطعي (على دفعات) فيجب القيام به على الدوام بوجود التركيز الأقصى من ClO_2 مع إجراء التعديلات المناسبة على المضخة (الموجودة بعد المفاعل على خزان التجميع) من حيث معايرة الكميات المضافة أو التدفق. وهذا يمكن خفض التغيرات في تراكيز ثاني أكسيد الكلور إلى الحد الأدنى، وتجنب تكرار معايرة المضخة ضمن نطاق واسع من مستويات ثاني أكسيد الكلور. أما بالنسبة لمولدات غاز الكلور الحديثة واستخدام كلورايت الصوديوم الجاف في وسط خامل، فإن كميات قليلة من ماء الترطيب في الخليط لا تتدخل بصورة كبيرة مع التفاعل البسيط بين $\text{Cl}_2: \text{ClO}_2$. وتسمح هذه الكميات القليلة جداً بتعريف ClO_2 المستمر على السطوح الخاملة داخل عمود المفاعل.

يمكن اعتبار مولدات ثاني أكسيد الكلور خزانات خلط بسيطة. وتعمل المفاعلات في الغالب بواسطة ناقل (مثل رقائق التيفلون وحلقات سيراميكية أو أسطوانات صغيرة مفرغة) لتوليد دوامات هيدروليكيّة لعملية الخلط. ويجب تركيب صنبور صغير على المولد من جهة التصريف، يسمح بأخذ عينات من الناتج ومراقبة عملية التوليد.

تعتبر الموصفات الموصى بها لأعمال المياه (GLUMRB, 1992) والكتب المقررة لتصميم تجهيزات مياه الشرب مثل: (1992) (Masschelein 1992) Unit Processes in Drinking Water Treatment by ممتازة لمعايير تصميم مولدات ثاني أكسيد الكلور وتطبيقاتها.

5.2.4 أنظمة التغذية الكيميائية

ينصح باستخدام الخزانات المصنوعة من بلاستيك (فينيل إستر) المقوى بالفيبر جلاس (FRP) أو خزانات البولي إثيلين الخطي ذي الكثافة العالية (HDLPE) بدون عزل داخلي أو عزل حراري لخزن الكميات الكبيرة من محاليل ثاني أكسيد الكلور بتركيز بين 25-38%. وينبغي أن تشمل فوهرات التفريغ على منافذ (فتحات) للتصريف ومؤشرات موضعية تبين مسوب المخزون ودرجة الحرارة. أما مضخات القفل فيجب أن تكون طاردة من المركز ومصنوعة من الفولاذ الذي لا يصعد 316، والفيبر جلاس، وهابيلون، والأجزاء من التيفلون المرتبط، وراتينجات الإيبوكسي. كما يجب أن تكون المضخات دون خواتم مانعة للتسرب أو أن تكون مجهزة بخواتم ميكانيكية مزدوجة. أما مادة المواسير فينصح أن تكون من CPVC، مع أن مواد الفينيل إستر أو التيفلون مقبولة أيضاً. لا ينصح باستخدام أنظمة المواسير المصنوعة من الفولاذ الكربوني أو الفولاذ الذي لا يصعد.

حسب حجم النظام، فإنه يمكن شراء كلورايت الصوديوم معبأ في براميل سعة (55 غالوناً) وحاويات غير مستردة سعة 275 غالوناً أو صهاريج كبيرة. ويمكن خزن كلورايت الصوديوم لمواجهة متطلبات غالبية الأنظمة الصغيرة لمدة 30 يوماً باستخدام البراميل سعة 55 غالوناً بسهولة. ويزن البراميل الذي يتسع لـ 55 غالوناً حوالي 600 باوند. ويجب توفير المعدات التي تمكن شخصاً بغرده من التعامل مع هذه البراميل بسهولة ويسر. من الضروري اتباع إرشادات معهد الكلور الخاصة بأنابيب غاز الكلور أو محاليل المهيوكلوريت.

تتضمن أنظمة التخزين وأنظمة ثاني أكسيد الكلور، في العادة، الأمور التالية:

- وضع أنظمة التخزين والتغذية في مكان محدد.
- استخدام مواد غير قابلة للاحترق مثل الإسمنت المسلح في أعمال البناء.
- استخدام خزانات نظيفة ومغلفة وغير شفافة. فالعرض لضوء الشمس والأشعة فوق البنفسجية أو الحرارة الزائدة تؤدي إلى نقص فاعلية المنتج.
- تجنب خزن أو التعامل مع مواد قابلة للاحترق أو مواد متفاعلة، مثل الأحماض والمواد العضوية، في منطقة كلورايت الصوديوم.
- تجهيز أماكن إحتواء ظهيرة لمناطق التخزين والتناول، لمواجهة أسوأ حالات الإرقة مع مجارير وأحواض تجميع للتمكن من استعادة المواد.
- مصدر مائي قريب من مكان التخزين والتناول لغايات التنظيف.

- تكتات تخزين مزودة بمنافذ تهوية إلى الخارج.
- تهوية ملائمة ورقابة على الهواء.
- أقنعة غازات وأدوات للإسعاف الأولى خارج مناطق الكيماويات.
- المفاعل مزود بفتحات معنية إذا لم يكن مصنوعاً من مادة شفافة.
- مراقبة وضبط التدفق على جميع خطوط تغذية الكيماويات وخطوط ماء التخفيض وخطوط محلول ثاني أكسيد الكلور.
- يجب أن لا يكون ماء التخفيض عالي القيمة لمنع ترسبات الكالسيوم ويجب أن يكون قريباً من درجة التعادل.
- الفحص الدائم في الموقع لترانزيز المحاليل الكيميائية لضبط كفاءة عملية الإنتاج.
- ضبط التماس المباشر بين الهواء و محلول ثاني أكسيد الكلور بهدف حصر احتمال تولد ترانزيز عالية داخل المفاعل تؤدي إلى انفجاره. ينبغي تجنب ارتفاع ترانزيز ثاني أكسيد الكلور في الهواء بنسب تفوق 8-10% من حجمه. يمكن تحقيق ذلك بطرقين: التشغيل تحت ضغط منخفض أو التخزين تحت ضغط إيجابي أعلى (45-75 psig) لمنع تزايد غاز ClO_2 في الفراغ العلوي داخل المولد. كما يجب تجهيز تكتات تخزين ClO_2 بفتحات (منافذ) تهوية مناسبة إلى الخارج.

تكون مضخات تغذية محاليل كلورايت الصوديوم عادة من مضخات المعايرة ذات الرق التي تستخدم لغايات معايرة أو ضبط معدلات التدفق. وفي حالة استخدام المضخات الطاردة من المركز، فإن مادة الصنع الداخلية الوحيدة المسموح باستخدامها في المضخة هي التفلون. وينبغي استخدام كميات قليلة من الشحوم المقاومة للنار عند الحاجة إلى تشحيم المضخة. كما يجب أن يكون محرك المضخة مغلقاً تماماً ومبرداً بمروحة، كما يجب أن يكون لكل مضخة حجرة لمعايرة التدفق.

يجب تدعيم الأنابيب التي تحمل كلورايت الصوديوم لتجنب مخاطر الضغط الزائد على الوصلات والمفاصل. كما يجب استخدام الوصلات المرنة للمضخات لتنقلي الأضرار الناشئة عن الاهتزاز. ومن ناحية أخرى يجب العناية بتركيب الأنابيب مائلة باتجاه نقاط التصريف، وتزويدتها بخراطيم موصولة بمحابس في نقاط استراتيجية مختارة لتسهيل القيام بعمليات غسلها وتنظيفها وصرف المياه منها. على أن يتم تزويد المياه المستخدمة في تنظيف الأنابيب التغذية بواسطة خراطيم وقنية، يتم وصلها عند التنظيف، وتكون مزودة بضمادات (رددات) تمنع التدفق العكسي. ومن الضروري تركيب صمامات كابحة على خطوط أنابيب مياه الخدمة، وتركيب صمامات تهوية للخراطيم الموصولة بها، بهدف تخفيف الضغط قبل فصل الخرطوم بعد الإنتهاء من استخدامه.

تقاس التدفقات عادة باستخدام عدادات تدفق مغناطيسية، وعدادات تدفق حجمية، أو عدادات دائيرية لضمان الدقة. وينبغي اتخاذ الحيطة الدائمة لتجنب التدفق العكسي. وذلك لأن كلورات الصوديوم شديدة الفعالية، وخاصة عندما تكون جافة، الأمر الذي يستدعي العناية لتجنب احتمال حدوث إنفجار.

عندما ينخفض ترانزيز ثاني أكسيد الكلور عن 10 غم/لتر فإنه لا يولد ضغوط بخار مرتفعة لدرجة تتطوي على خطر حدوث الإنفجار تحت درجات حرارة وضغط عاديين. ونادرًا ما تستخدم، في معالجة المياه، ترانزيز لثاني أكسيد الكلور أعلى من 64% لدرجات حرارة تقل عن 40°C، ومستويات تنقية تتراوح بين 0.1- 5 ملغم/لتر. أما إذا تجاوزت درجة الحرارة 50°C، فيجب تزويد حاويات التخزين بمنافذ (فتحات) تهوية مناسبة لتجنب احتمال حدوث ترانزيز أعلى لثاني أكسيد الكلور. وحيث أن المياه الباردة/مياه الشرب هي التي تستخدم عادة كمياه للتخفيض داخل المولد، فإننا نادرًا ما نواجه هذه الاحتمالات.

6.2.4 متطلبات المولد للطاقة

تماثل متطلبات مولد ثاني أكسيد الكلور للطاقة تلك التي تستخدمها أنظمة توليد الكلور. ويمكن تزويد الطاقة إلى جميع المولدات (ذات القدرة التي تتراوح بين 20 - 12,000 باوند/في اليوم) بواسطة مولدات للتيار الكهربائي 120 فولت أمبير/واحد فاز، أو 480 فولت أمبير/3 فاز. ويختلف استهلاك المولدات للطاقة تبعاً لضغط مياه التعويض العامل على أنابيب الفنتوري. وهي تحتاج إلى مضخات معايرة ذات قدرة حسانية ضئيلة، ويعتمد ذلك على كيفية بناء النظام نفسه.

3.4 الاستعمالات الأولية ونقاط استخدام ثاني أكسيد الكلور

تنشأ حسابات (م.ت) لثاني أكسيد الكلور مع غيرها من المطهرات مع بقاء إيجاد الترانزيز المتبقية بدقة متطلب سابق للتطهير الفعال. يمكن الحصول على شهادة المطهر الأولى بالمحافظة على تركيز من المتبقيات ووقت تلامس فعال. وقد وجد بالمارسة أنه بسبب الطبيعة المتطرفة لغاز ثاني أكسيد الكلور فإن هذا الغاز يعمل بصورة جيدة في معاملات الجريان المستمر خطوط الأنابيب. ويمكن إزالته بسهولة من المحاليل المائية المخففة بالتهوية الدوامية

في تكاثف الخلط السريع أو بالإمرار في أحواض إعاقة الأشباح بثاني أكسيد الكربون. ويجب أن لا تتوقع تحقيق نتائج م.ب.ت إذا تم ترشيح الماء، حيث أن الاحتمال كبير بعدم وجود متبقيات في الماء المرشح (DeMers and Renner, 1992). ولتحقيق نتائج م.ب.ت في التطهير البعدي، يمكن إضافة ثانى أكسيد الكلور قبل الآبار الراكدة أو لأنابيب الناقلة. ويجب جمع عينات وافره للمراقبة الحثيثة للمتبقيات. ومن المعروف أن ثانى أكسيد الكلور يتحطم بالأشعة فوق البنفسجية UV في الأحواض المعرضة لضوء الشمس أو الأضواء الفلورية المشعة. لذلك يجبأخذ الاحتياجات الازمة عند التصميم إذا كان مثل هذا التعرض متوقعاً.

1.3.4 التطهير

يجب إجراء دراسة أولية كاملة عن حاجة المؤكسد قبل اختيار ثانى أكسيد الكلور كمطهر أولى. ويجب أن تأخذ هذه الدراسة بعين الاعتبار التغيرات الموسمية في جودة المياه ودرجة الحرارة ونقطات الاستخدام. ويبين الجدول 4-2 نتائج نموذجية لدراسة حاجة المؤكسد لعينة واحدة من مصدر مياه سطحي.

يبلغ حد المتبقي الأقصى (MRDL) لثانى أكسيد الكلور 0.8 ملغم/لتر والحد الأقصى للملوث (MCL) للكلورايت 1.0 ملغم/لتر، حسب قانون المطهر/النواتج الجانبية للتطهير (DLDBP). وهذا يعني أنه إذا كانت حاجة المؤكسد أكبر من 1.4 ملغم/لتر فإنه لا يمكن استخدام ثانى أكسيد الكلور كمطهر لأن الناتج الجانبي (الكلورايت والكلورات) قد تتجاوز الحد الأقصى المسموح به، إلا إذا أزيلت النواتج الجانبية غير العضوية (مثل الكلورايت) بعد التطهير. وهناك عدة طرق لخفض مستويات الكلورايت الزائد قبل الكلورة في محطات المياه التقليدية.

الجدول 4-2: نتائج دراسة حاجة المياه السطحية لثانى أكسيد الكلور

الجرعة (ملغم/لتر)	المدة (دقيقة)	ClO_2 (ملغم/لتر)	ClO_2 (ملغم/لتر)	ClO_3^- (ملغم/لتر)
1.4	3	0.47	0.76	0.05
	10	0.30	0.98	0.06
	20	0.23	1.08	0.07
	40	0.16	1.11	0.07
	60	0.11	1.11	0.07

تتراوح الجرعة النموذجية من ثانى أكسيد الكلور كمطهر لتنقية مياه الشرب بين 0.07- 2 ملغم/لتر. وقد كان وسيط تراكيز الكلورايت والكلورات في المحطات التي تستعمل ثانى أكسيد الكلور مساوياً لـ 0.24 و 0.20 ملغم/لتر، وذلك في مسح أجرته وكالة حماية البيئة الأمريكية (USEPA, 1998)، وتبلغ المواصفة القياسية 1.0 ملغم/لتر.

2.3.4 ضبط الطعام والرائحة

يستخدم ثانى أكسيد الكلور في مياه الشرب في الولايات المتحدة عادة لضبط الطعام والرائحة الناتجين عن الطحالب وتحلل النباتات. كما أن ثانى أكسيد الكلور فعال في تحطيم الطعام والرائحة الناتجين عن المركبات الفينولية. يعتمد المكان الذي ينصح به لإضافة ثانى أكسيد الكلور لهذا الغرض على جودة المياه الخام أو نوع محطة التنقية والأهداف الأخرى لإضافة ثانى أكسيد الكلور. وفي المحطات التقليدية ينصح بإضافة ثانى أكسيد الكلور قرب نهاية أو بعد حوض الترسيب. فإذا كان عكر الماء منخفضاً (مثلاً أقل من NTU 10) يضاف ثانى أكسيد الكلور عند بداية المحطة. وتتبع بعض المحطات هذه الممارسة لأن ثانى أكسيد الكلور فعل في ضبط نمو الطحالب في أحواض الترسيب والتدفق المعرضة لضوء الشمس (DeMers and Renner, 1992). وتتجه بعض هذه الاستخدامات في فترات الظلام في ضبط الطحالب الكريهة.

3.3.4 أكسدة الحديد والمنغنيز

يمكن استخدام ثانى أكسيد الكلور لأكسدة كل من الحديد والمنغنيز. حيث يتفاعل ثانى أكسيد الكلور مع الصور الذائبة من الحديد والمنغنيز لتكوين الرواسب التي تزال بالترسيب والترشيح. ويخترز ثانى أكسيد الكلور في هذا التفاعل إلى كلورايت (Knocke eal., 1993). وتحتاج إلى 1.2 ملغم/لتر من ثانى أكسيد الكلور لإزالة 1.0 ملغم/لتر من الحديد و 2.5 ملغم/لتر من ثانى أكسيد الكلور لإزالة 1.0 ملغم منمنغنيز. وللتركيز الأعلى من الحديد والمنغنيز، فإن استخدام ثانى أكسيد الكلور محدد بنسبة النواتج الجانبية لأيونات الكلورايت والكلورات والمساوية 1.0 ملغم/لتر كما ذكر سابقاً. ويمكن أن يضاف الحديد الثنائي قبل التخثير التقليدي لاختزال أيون الكلورايت (إلى أيون الكلوريدي) وتحسين عملية التتدف الكلية.

4.4 تثبيط الكائنات الممرضة وفعالية التطهير

يمتاز ثانى أكسيد الكلور بميزات عديدة عن الكلور والمطهرات الأخرى في معالجة المياه. فبعكس الكلور يبقى ثانى أكسيد الكلور على شكل جزيئات في نطاق درجات الحموضة الموجودة عادة في المياه الطبيعية (Roberts)

1980, etal.). وثاني أكسيد الكلور عامل مؤكسد قوي ومطهر، وميكانيكية عمله كمطهر غير مفهومه تماماً ولكن يظهر أنها تختلف حسب نوع الكائنات الدقيقة.

1.4.4 آليات التثبيط

لم يلاحظ ضرر فيزيائي كلي لخلايا الجراثيم والفiroسات على التراكيز المنخفضة لثاني أكسيد الكلور المستخدمة عادة في تطهير مياه الشرب. لذلك ركزت الدراسات بشكل أساسي على طريقتين آليتين تعودان إلى تثبيط الكائنات الدقيقة: تحديد تفاعلات كيميائية محددة بين ثاني أكسيد الكلور والجزيئات البيولوجية، وملاحظة تأثير ثاني أكسيد الكلور على الوظائف الفسيولوجية.

ففي الآلية الأولى للتطهير يتفاعل ثاني أكسيد الكلور مع الأحماض الأمينية سيستين، وتريبوفان، والتiroسين ولكن لا يتفاعل مع حمض الرايبو النووي (Noss etal., 1983; Oliver etal., 1985). وقد تم الاستنتاج من هذا البحث أن ثاني أكسيد الكلور يثبط الفiroسات بإحداث تغير في البروتينات على سطحها. ومع ذلك فإن ثاني أكسيد الكلور يتفاعل مع حمض الرايبو النووي RNA في الفiroسات السنجدية ويخل بذلك بتصنيع حمض الرايبو النووي RNA (and O'Brien, 1982 Alvarez) RNA. كما وجد أن ثاني أكسيد الكلور يتفاعل مع الأحماض الدهنية الدهرة (Ghandbari etal., 1983). وفي هذا الوقت لم يكن واضحاً ما إذا كانت الطريقة الأساسية للتثبيط باستخدام ثاني أكسيد الكلور تكمن في البناءات الخارجية المحيطة أو الأحماض الأمينية. وربما تساهم كلا المنطقين في تثبيط الكائنات الممرضة.

أما الآلية الثانية للتطهير فتركز على تأثير ثاني أكسيد الكلور على الوظائف الفسيولوجية. وقد أشير إلى أن الآلية الأولية في التثبيط تتضمن إخلال في إنتاج البروتين (Bernarde etal., 1967) ولكن أشارت دراسات أخرى إلى أن منع إنتاج البروتين قد لا تكون الآلية الأولية في عملية التثبيط (Roller etal., 1980). وقد ذكر في دراسة حديثة أن ثاني أكسيد الكلور أخل في نفاذية الغشاء الخارجي (Aieta and Bery, 1986) وقد دعمت هذه الدراسة بنتائج (Ghandbari etal., 1983) و (Oliviere etal., 1983) الذين وجدوا أن بروتينات الغشاء الخارجي والدهون قد تغيرت بصورة كافية بفعل ثاني أكسيد الكلور لتسماح بنفاذية أعلى.

2.4.4 التأثيرات البيئية

تم إجراء دراسات لتحديد أثر درجة الحموضة، ودرجة الحرارة، والمواد العالقة على فعالية التطهير باستخدام ثاني أكسيد الكلور. وفيما يلي ملخص لتأثير هذه العوامل على تثبيط الكائنات الممرضة.

2.2.2.4 درجة الحموضة pH

بيينت دراسات أن تأثير درجة الحموضة على تثبيط الفiroسات والحوبيصلات أقل في حالة ثاني أكسيد الكلور منه في حالة الكلور على درجة الحموضة بين 6-8.5 . وبعكس الكلور، فإن الدراسات على ثاني أكسيد الكلور بيينت أن درجة التثبيط للفiroسات السنجدية (Scarpino etal., 1979) وحوبيصلات النايجيليريا جروبرى (Chen etal., 1984) تزداد بزيادة درجة الحموضة.

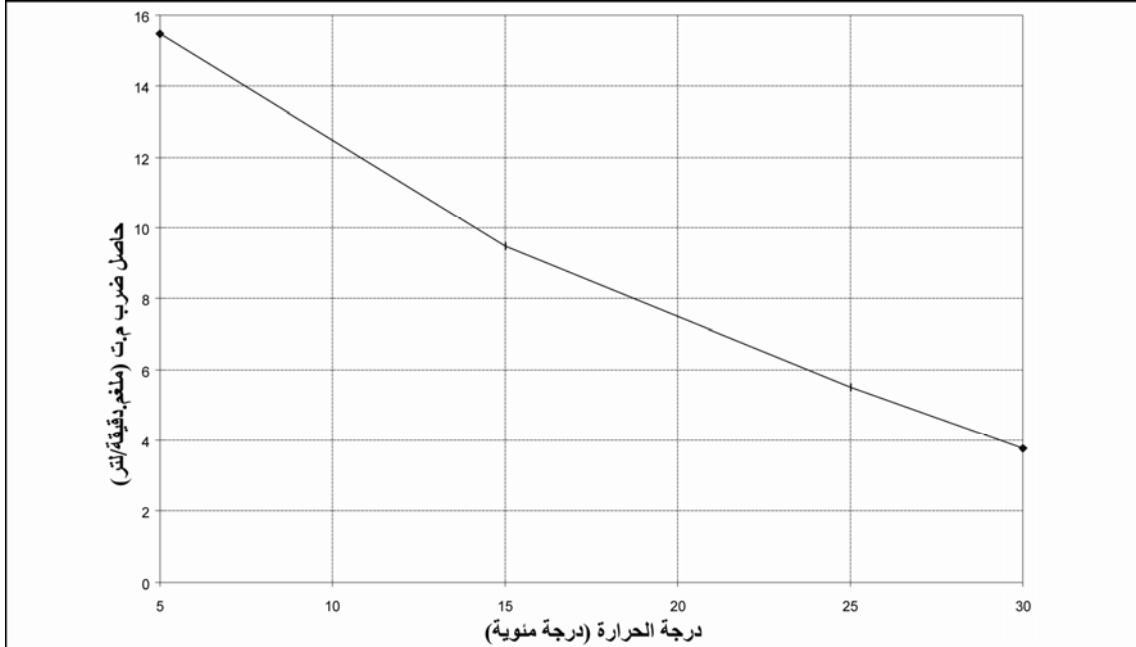
كانت نتائج الدراسات على الأشربيكية القولونية غير حاسمة. فقد وجد أن درجة التثبيط بثاني أكسيد الكلور تزداد بزيادة درجة الحموضة (Bernarde etal., 1967 a). إلا أن دراسة سابقة بيينت أن نشاط ثاني أكسيد الكلور المبيد للجراثيم لا يتغير بدرجة الحموضة بين 10.0-6.0 (Ridenour and Ingols, 1947).

ووجد في دراسة حديثة على خفية الأبواغ أن تثبيط الحويصلات الانثوية باستخدام ثاني أكسيد الكلور يحدث بسرعة أكبر على درجة حموضة 8.0 منه على درجة حموضة 6.0 . وعلى نفس (م.ت) فإن مستوى التثبيط على درجة حموضة 8.0 أكبر منه على درجة حموضة 6.0 (Le Chevallier etal., 1997). وجدت دراسة أخرى أن فعالية ثاني أكسيد الكلور في تثبيط الجياردية تزداد على قيم درجة حموضة أعلى ، ويمكن أن يعزى هذا لتغيرات فيزيائية وكيميائية في بناء حويصلات الجياردية أكثر منه لتأثير درجة الحموضة على التأكسد والاختزال الذاتي لثاني أكسيد الكلور (Liyaunge etal., 1997). وتحتاج دراسة تأثيرات درجة الحموضة على فعالية ثاني أكسيد الكلور إلى أبحاث أخرى.

2.2.2.4 درجة الحرارة

كما هو الحال في حالة الكلور فإن فعالية ثاني أكسيد الكلور تقل بانخفاض درجة الحرارة (Ridenour etal., 1947, and Ingols), وقد دعمت هذه المعلومات بالبيانات التي حصل عليها (1) Chen et al., 1997 والمبيبة في الشكل 4-3 لتنبيط حويصلات Nagleria gruberi وبيين المنحنى م.ت اللازム للوصول إلى تثبيط مقداره 99% على درجة حرارة بين 5-30°C.

وفي دراسة أخرى (Lechevallier et al. 1997) ، وجد أن تخفيض درجة الحرارة من 20°C إلى 15°C ينقص من فعالية ثاني أكسيد الكلور على الكربونات بـ 40% والتشبه بالنتائج السابقة على الجيارة والفيروسات. وقد وجد Georgy elal. (1998) أنه حتى تحت الظروف الأنسب (أي درجة حرارة 8.5°C) فإن الجرارات اللازمة للوصول على تثبيط بمقدار 2 لوغاریتم للفيروس الأبواغ ليس بديلاً ملائماً ويحتاج إلى جرارات تصل إلى 3,00 ملغم/لتر بمدة استبقاء 60 دقيقة، وعلى درجة حرارة متوسطة فإن الجرارة اللازمة قد تصل إلى أكثر من 20 ملغم/لتر.



الشكل 4-3: تأثير درجة الحرارة على تثبيط حويصلات *N.gruberi* على درجة حرارة 7

3.2.2.4 المواد العالقة

يؤثر وجود المواد العالقة وتجمع الكائنات الممرضة على فعالية ثاني أكسيد الكلور. وقد قررت الحماية من تثبيط ثاني أكسيد الكلور بسبب وجود البينتونايت بحوالي 11% من درجات تثبيط على عكارة مساوية أو أقل من 5% على عكارة بين 5-17 NTU (Chen et al., 1984).

فعالية التطهير

أجريت عدد من الدراسات لتقدير فعالية ثاني أكسيد الكلور ضد الجراثيممنذ أن أدخل كمطهر لمياه الشرب عام 1944. وقد تمت المقارنة في معظم هذه الدراسات مع الكلور وفي بعضها تمت المقارنة مع الأوزون. وقد وجد أن ثاني أكسيد الكلور أكثر فعالية من الكلور ولكن فعاليته أقل من الأوزون.

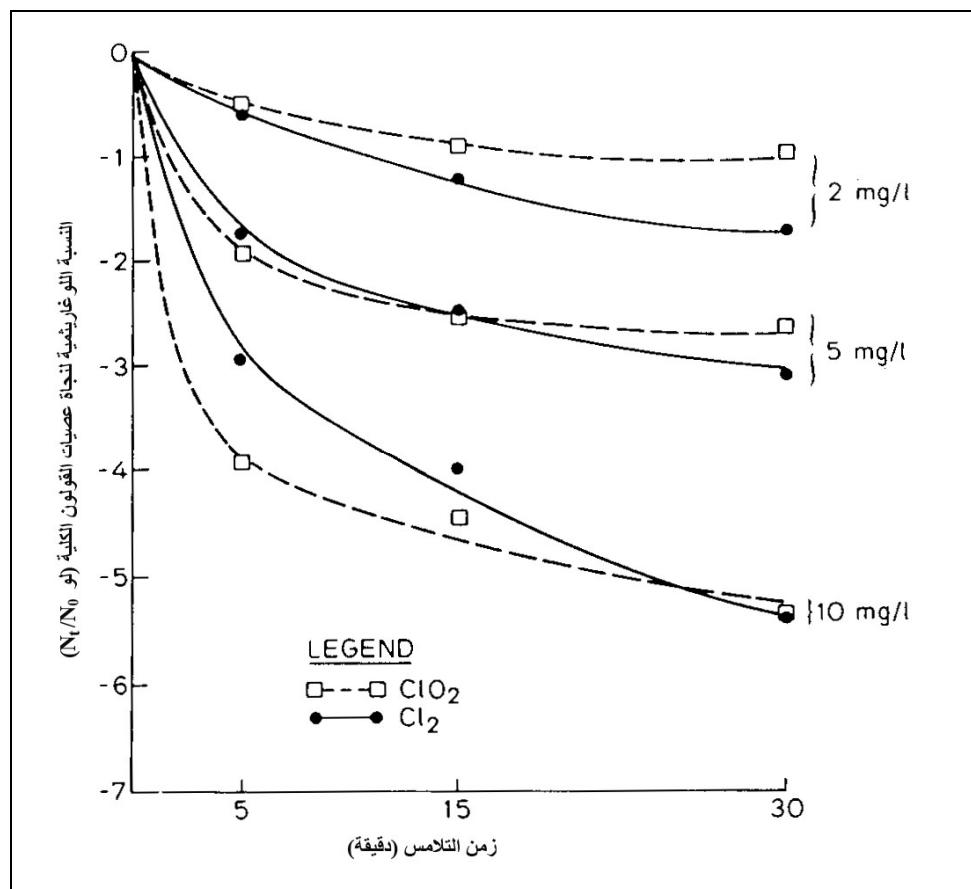
1.3.4.4 تثبيط الجراثيم

أظهرت بيانات كمية نشرت في عام 1990 فعالية ثاني أكسيد الكلور كمبيد للجراثيم. وبشكل عام فقد وجد أن ثاني أكسيد الكلور مساوٍ أو أقوى من الكلور على أساس الجرعة (الكتلة). وقد أظهرت الدراسات أنه حتى مع وجود مواد عالقة، فإن ثاني أكسيد الكلور أكثر فعالية ضد الإشريكية القولونية *Bacillusanthracoides* على جراثيم تترواح بين 1-5 ملغم/لتر (Trathnaan, 1949). وقد نشر Ridenour و Armbrnste (1949) أن متبقياً أقل من 1 ملغم/لتر من أو رثوتوليدين أرسينيات (OTA) أو ثاني أكسيد الكلور كان فعالاً في مكافحة الشيجيلا الزهارية *Salmonella paratyphoid*، والسلالونيلا *dysentria*, *Eberthella typhosa* *Shigella*، وتحت درجة حرارة مشابهة فإن متبقيات أعلى قليلاً من OTA كانت لازمة لتنشيط الزائفة الزنجارية *Pseudomonas aeruginosa* و *Staphylococcus*. وجُد أن ثاني أكسيد الكلور أكثر فعالية من الكلور في تنشيط جراثيم *B. megatheriow*, *B. subtilis*, *B. entericus* و *B. m*.

فعالية الكلور على السالمونيلا *S. puratypti* و *Salmonella typhimurium*. وفي بداية السبعينيات ساهم (1954) *Bedulivich et al.* أن ثاني أكسيد الكلور أكثر فعالية من الكلور في تطهير المياه العادمة المعالجة، كما وجد أن سرعة التثبيط كانت سريعة. وقد قام (1980) *Roberts et al.* بإجراء بحث شامل عن التطهير باستخدام ثاني أكسيد الكلور. وقد استخدم في الدراسة المياه المتدايرة الثانوية من ثلاثة محطات تنتهي مياه عادمة. وكان أحد الأهداف إيجاد العلاقة بين الجراثيم ومدة التلامس والفعالية في إبادة الجراثيم، وقد قورنت جراثيم متساوية بـ 10.5 ملغم/لتر من كل من الكلور وثاني أكسيد الكلور. وكانت مدة التلامس 30.15.5 دقيقة.

يبين الجدول 4-4 نتائج هذه الدراسة. وكما يبين الجدول فإن ثاني أكسيد الكلور أظهر تثبيطاً أسرع للقولونيات من الكلور على مدة التلامس الأقصر (5 دقائق) والتراتيز الأعلى. إلا أن بعد مرور 30 دقيقة على التلامس كان ثاني أكسيد الكلور مساوياً أو أقل فعالية من الكلور كمبيد للجراثيم.

درس (1984) *Oliveri et al.* فعالية متبقيات ثاني أكسيد الكلور (والكلور) في تثبيط القولونيات الكلية وفيروس الكوليفاج (F2) في مياه عادمة تم إدخالها إلى نظام توزيع المياه. وقد نتج عن متبقيات أولية من ثاني أكسيد الكلور متساوية لـ 0.85 - 0.95 ملغم/لتر معدل تثبيط 2.8 لوغاريتم للقولونيات الكلية ومعدل تثبيط 4.4 لوغاريتم للكوليفاج F2 على مدة تلامس 240 دقيقة.



الشكل 4-4 : مقارنة بين الفعالية ضد الجراثيم لكل من ثاني أكسيد الكلور والكلور

2.3.4.4 تثبيط الأولي

وقد وجد أن فعالية التطهير بثاني أكسيد الكلور للأولى متساوية أو أكبر من مقدرة الكلور في تثبيط الجياراتية وقد وجد أن ثاني أكسيد الكلور يحقق تثبيط 3 لوغاريتم على تركيز يتراوح بين 1.5-2 ملغم/لتر و مدة تلامس متساو 60 دقيقة على درجة حرارة 1م° - 25م° ودرجة حموضة 9-6 (Hofmann et al., 1997). واعتماداً على درجة الحرارة ودرجة الحموضة فإن خفية الأبوااغ 16-8 مره أكثر مقاومة لثاني أكسيد الكلور من الجياراتية (Hofmann et al., 1991) ومع أن بعض الحويصلات الأنثوية للخفية الأبوااغ تبقى حية فقد أثبتت مجموعة من الباحثين أن مدة تلامس مقدارها 30 دقيقة على تركيز 0.22 ملغم/لتر من ثاني أكسيد الكلور قد تؤدي إلى إنفاص

العدوى بصورة كبيرة لهذه الحوبيصلات. (Peeters et al., 1989) وبالمقابل فقد وجد باحثون آخرون أن قيم م.ت تتراوح بين 60 – 80 ملغم دقيقة/لتر كانت ضرورية لتنبيط مقداره 1 – 1.5 لوغاريت (Korich et al., 1990) (Ransome et al., 1993).

وقد وجد (Fench et al., 1995) أن قيم م.ت لتنبيط لوغاريت واحد كان بين 27-30 ملغم دقيقة/لتر. ولتنبيط مساوٍ لـ 2 لوغاريت، فإن م.ت كانت 40 ملغم دقيقة/لتر تقريباً و 70 ملغم دقيقة/لتر لتنبيط 3 لوغاريت. وقد وجد Finch (1997) أنه يمكن التسبب بتنبيط 3 لوغاريت للحوبيصلات الأنثوية للكريبيوسوريديوم بتراكيز أولية متبقية متساوية لـ 2.7 – 3.3 ملغم/لتر على مدة تلامس 20 دقيقة ودرجة حموضة 8.0 على درجة حرارة 22°م.

درس كل من Chen et al., (1985) و Sproul et al., (1983) تنبيط ناجليريا جبروبيري بثاني أكسيد الكلور، وقد استنتجت الدراستين أن ثاني أكسيد الكلور مطهر ممتاز للتخلص من الحوبيصلات وأن فعاليته متساوية لفعالية الكلور في التنبيط أو أفضل منها. وقد وجد أن ثاني أكسيد الكلور أفضل بكثير من الكلور على درجة حموضة مرتفعة. إلا أن المؤلفين حذروا من أن م.ت اللازم لتنبيط 2 لوغاريت كان أعلى كثيراً من المستخدم عادة لمعالجة المياه في ذلك الوقت.

3.3.4.4 تنبيط الفيروسات

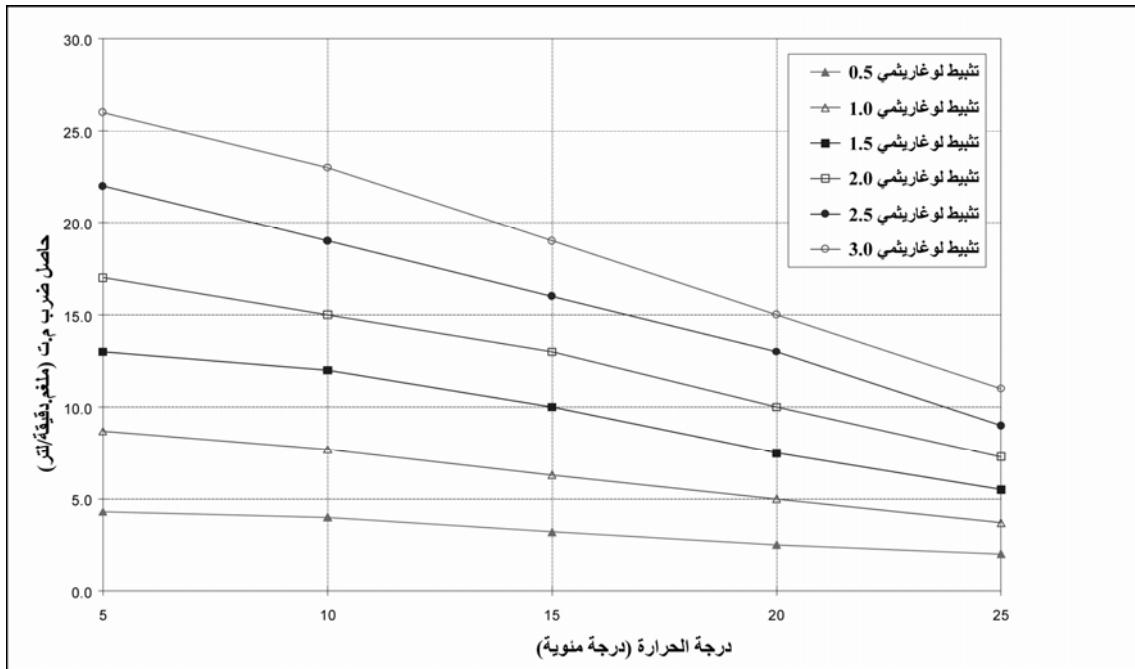
لقد تبين أن ثاني أكسيد الكلور فعال كمبيد للفيروسات. وقد وجد من الدراسات المخبرية أن ثاني أكسيد الكلور يكون أكثر فعالية في تنبيط الفيروسات عندما توجد منفرده وليس في تجمعات، وقد نشر في عام 1946 أن ثاني أكسيد الكلور يبليط سنجابية النخاع (Ridenour and Inglos, 1946). وقد أظهرت هذه الدراسة أن ثاني أكسيد الكلور والكلور الحر تعطي نتائج متشابهة. كما أكدت دراسات أخرى هذه المعلومات للفيروس السنجابية (Cronier et al., 1978) والفيروس الكوكساي A9 (Scarpino, 1979). ووجد أن ثاني أكسيد الكلور أفضل كثيراً من الكلور في تنبيط الفيروسات الأيكوية 7 والكوكساكية B3 وفيروس السيندابي (Smith and Mcvey, 1973). على درجات حموضة مرتفعة (حيث يسود الهيبوكلوريت).

وقد وجدت (Sosbey, 1988) قيم م.ت ببناءً على دراسة فيروس التهاب الكبد رقم HM175. وقد وجد في هذه الدراسة إمكانية تنبيط مقدارها 4 لوغاريت على قيم م.ت أقل من 35 على درجة حرارة 5°م وقيم أقل من 10 على درجة حرارة 25°م.

4.3.4.4 قيم (م.ت)

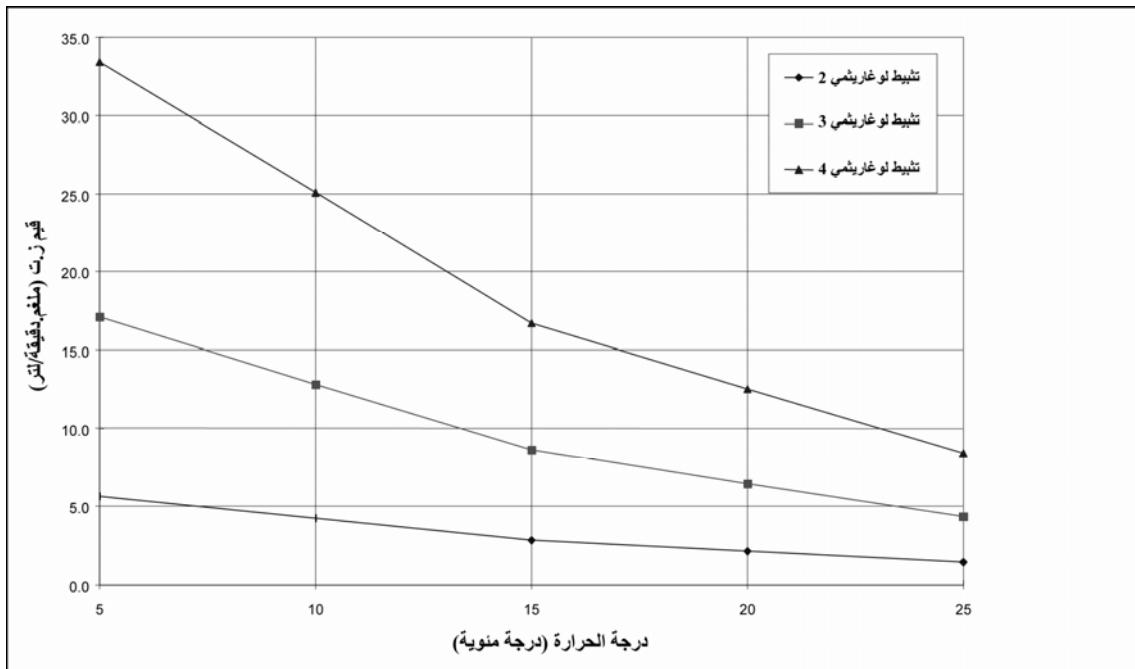
يعتبر ثاني أكسيد الكلور مطهراً قوياً وفعالاً في تنبيط الجراثيم والفيروسات والأوليات الممرضة. وبين الشكل 5-4 والشكل 6-4 قيم م.ت لتنبيط كل من الجيباردية والفيروسات (AWWA, 1991). وقيم م.ت المبينة في الشكل 5-4 مبنية على دراسات التطهير التي أجريت باستخدام الجيباردية ميورس في أنابيب الاختبار. وقد تم استنبط قيم م.ت لإزالة 2 لوغاريت باستخدام حركيات التفاعل من الدرجة الأولى مضروبة بمعامل أمان مقداره 1.5 للحصول على قيم م.ت لإزالة لوغاريثمية أخرى.

ونظراً لمحدودية البيانات المتوفرة على درجات حموضة غير 7، فقد استخدمت نفس قيم م.ت على جميع قيم درجات الحموضة. ولأن ثاني أكسيد الكلور أكثر فعالية على درجة حموضة 9 منه على درجة حموضة 7، فإن قيم م.ت المبينة في الشكل 5-4 محافظة أكثر على درجات الحموضة المرتفعة منها على درجات الحموضة المنخفضة. وقد استخدم معامل أمان لاستخراج قيم م.ت لثاني أكسيد الكلور أصغر منه للأوزون لأن هذه القيم استنتجت من دراسات على الجيباردية ميورس والتي هي أكثر مقاومة من الجيباردية لامبلا.



الشكل 4-5: قيم م.ت لتبسيط حويصلات أكياس الجياردية باستخدام ثاني أكسيد الكلور

وقد تم الحصول على قيم م.ت المبينة في الشكل 4-6 باستخدام معامل أمان مقداره 2 على معدل قيم م.ت المنشقة من الدراسات على فيروس التهاب الكبد الوبائي A، نوع HM175 (Sobsey, 1988)، وقد تم اشتقاق قيم م.ت على درجات حرارة أخرى غير 5° م باستخدام نقصان بمقدار الضعف لكل زيادة في درجة الحرارة بمقدار 1° م.



الشكل 4-6: قيم م.ت لتبسيط الفيروسات باستخدام ثاني أكسيد الكلور

ويبين الشكل 7-4 والشكل 8-8 العلاقة بين حاصل ضرب م.ت ولوغاريت تبسيط خفية الأبوااغ على درجة حرارة 20 و 10° م على التوالي وعلى درجات حموضة 8 و 6. وتنظر قيم م.ت المبينة في الشكل 7-4 والشكل 8-8 ان الحويصلات الأنثوية قد ثببت بسرعة أكبر على درجة حموضة 8 منها على 6 وأن درجة الحرارة تؤثر على فعالية التطهير لثاني أكسيد الكلور. وقد وجد أن انخفاض درجة الحرارة من 20° إلى 10° ينقص فعالية التطهير بمقدار 40%. ويدرس (Finch, 1997) تبسيط خفية الأبوااغ في المختبر باستخدام مطهرات مختلفة أحدها ثاني أكسيد الكلور.

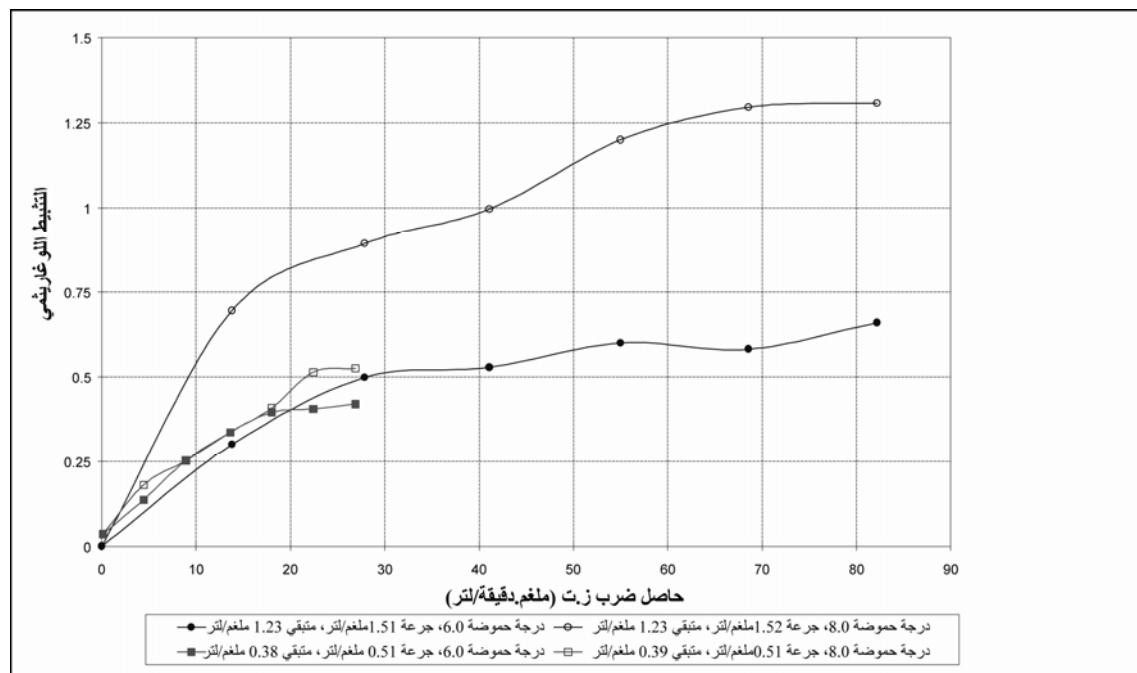
5.4 النواتج الجانبية للتطهير باستخدام ثاني أكسيد الكلور

تشمل النواتج الجانبية لاستخدام ثاني أكسيد الكلور الكلورات، ونواتج تطهير جانبية عضوية. ويناقش هذا الجزء تكوين هذه المركبات والطرق الكفيلة بإيقافها أو إزالتها. ويساعد استخدام ثاني أكسيد الكلور في إيقاف تكون ثلاثي هالوجينوميثنات الكلية TTHM وحمض هالوستيك HAA، وذلك باكسدة المواد التي تنتجهما، وبالسماح بنقل نقطة الكلورة بعيداً في نهاية خط التقية بعد التخثير والترسيب والترشيح نقل كمية المواد العضوية الطبيعية NOM.

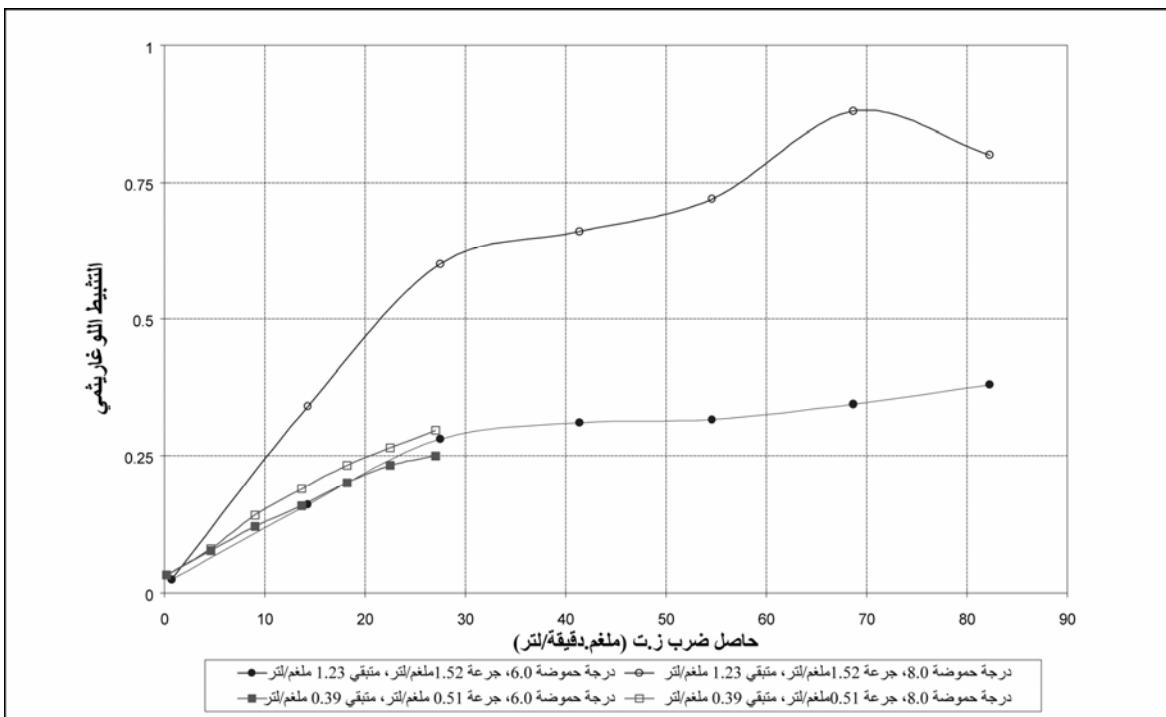
1.5.4 إنتاج الكلورايت والكلورات

ت تكون الكلورايت والكلورات ببنسب مختلفة كنواتج نهائية أثناء التقية بثاني أكسيد الكلور والتفكك الذي يليها. وتتضمن العوامل الأساسية التي تؤثر على تراكيز ثاني أكسيد الكلور، والكلورايت والكلورات في المياه الجاهزة ما يلي:

- نسبة الجرعة المستخدمة/حاجة المؤكسد.
- نسبة خلط كلورايت الصوديوم والكلور أثناء توليد ثاني أكسيد الكلور.
- تعرض الماء الذي يحوي ثاني أكسيد الكلور لضوء الشمس.



الشكل 7-4: تثبيط البارقام بثاني أكسيد الكلور على 20°م



الشكل 4-8: تثبيط البارقام بثاني أكسيد الكلور على 10³ م

- التفاعل بين الكلور والكلورايت إذا استخدم الكلور للمحافظة على متبقي في نظام التوزيع.
- مستويات الكلورات في كلورايت الصوديوم المغذي.

يؤدي التفاعل غير المكتمل أو غير الكمي بين كلورايت الصوديوم والكلور إلى كلورايت غير مقاوم في خط تغذية ثاني أكسيد الكلور، وتكون محلاليل ثانـي أكسـيد الكلـور المـخفـفة ثـابتـه إـذـا كـانـتـ حـاجـةـ المؤـكـسـدـ منـخـفـضـةـ أوـ مـسـاوـيـةـ لـلـصـفـرـ. كـمـاـ تـكـوـنـ كـمـيـةـ الـكـلـورـاتـ النـاـتـجـةـ اـثـنـاءـ تـوـلـيـدـ ثـانـيـ أـكـسـيدـ الـكـلـورـ أـكـبـرـ مـنـهـاـ عـنـ إـضـافـةـ فـائـضـ مـنـ الـكـلـورـ. كـذـلـكـ فـإـنـ درـجـةـ حـمـوـضـهـ مـرـفـعـةـ أـوـ مـنـخـفـضـةـ يـمـكـنـ أـنـ تـزـيدـ كـمـيـةـ الـكـلـورـاتـ اـثـنـاءـ عـلـمـيـةـ تـوـلـيـدـ ثـانـيـ أـكـسـيدـ الـكـلـورـ. أـنـظـرـ جـزـءـ 2.4ـ "ـالـتـوـلـيـدـ"ـ لـلـحـصـولـ عـلـىـ مـزـيدـ مـنـ الـمـعـلـومـاتـ عـنـ كـيـمـيـاءـ تـوـلـيـدـ ثـانـيـ أـكـسـيدـ الـكـلـورـ.

يوجد عدد من المواد غير العضوية and Doerr, 1977 والبيولوجية في المياه الخام التي تتفاعل مع ثاني أكسيد الكلور (Noack). وتشكل أيونات الكلورايد (Cl⁻) والكلورايت (ClO₂⁻) فصائل التفكك السائدة الناتجة عن هذه التفاعلات، مع أن الكلورايت (ClO₃⁻) يمكن أن تظهر نتيجة لعدة أسباب عند استخدام ثاني أكسيد الكلور (Gordon et al., 1990, Werdehoff and Singer, 1987).

تلعب تفاعلات التأكسد والاختزال الفورية مع المواد العضوية الطبيعية الدور الأساسي في تحلل ثاني أكسيد الكلور إلى كلورايت في مياه الشرب (Werdehoff and Singer, 1987). والناتج الأساسي لاختزال ثاني أكسيد الكلور هو أيون الكلورايت ويتأثر التوزيع بين كلورايت وكلورات بدرجة الحموضة والتعرض لضوء الشمس، ويتحول 50 إلى 70 % من ثاني أكسيد الكلور المستهلك في تفاعل التأكسد إلى كلورايت تحت ظروف معالجة المياه النموذجية (Rav-Acha et al., 1984; Werdehoff and Singer, 1987).

يتوقع أن ينتج 1 إلى 1.4 ملغم/لتر من الكلورايت إذا استخدم ثاني أكسيد الكلور بتركيز مقداره 2 ملغم/لتر (Singer, 1992) ويكون أيون الكلورايت ثابتًا نسبيًا بوجود مواد عضوية ولكن يمكن أن يتأكسد إلى كلورات عند إضافة الكلور الحر كمطهر ثانوي (Singer and O'Neil, 1987)

$$\text{ClO}_2^- + \text{OCl}^- \leftrightarrow \text{ClO}_3^- + \text{Cl}^-$$

ت تكون الكلورات نتيجة لتفاعل الكلورايت المتبقي مع الكلور الحر في عملية التطهير الثانوية. وبالإضافة إلى ذلك فإن ثاني أكسيد الكلور يتأكسد ويخترزل تلقائياً في ظروف قاعدية (درجة حموضة أكبر من 9) لتكوين الكلورايت والكلورات حسب المعادلة:



ولذلك ففي معالجة المياه التي تتطلب درجة حموضة مرتفعة مثل إزالة العسره فيجب إضافة ثاني أكسيد الكلور بعد تخفيض درجة الحموضة (Aieta etal., 1984).

يؤثر التفكك الضوئي ثانوي أكسيد الكلور على التراكيز النهائية له وللكلورايت، والكلورات في المياه المعالجة ثانوي أكسيد الكلور. إضافة إلى ذلك فإن ضوء الشمس يمكن أن يزيد تركيز الكلورات في أحواض التخزين غير المغطاه والتي تحتوي على فائض من ثاني أكسيد الكلور. كذلك فإن التعرض للأشعة فوق البنفسجية يمكن أن يغير من التفاعلات المحتلمه بين ثانوي أكسيد الكلور وأيون البروميد.

2.5.4 النواتج الجانبية العضوية لعملية التطهير

ينتج ثانوي أكسيد الكلور عدداً قليلاً من المركبات الجانبية العضوية إلا أن (Singer, 1992) نبه إلى أن تكون المركبات الجانبية العضوية غير المهلجة ثانوي أكسيد الكلور لم يتم بحثها بصورة جيدة، وتوقع أن ينتج ثانوي أكسيد الكلور نواتج أكسده جانبية مشابهة للتي تنتج في حالة الأوزنة. ولا ينتج ثانوي أكسيد الكلور ثلاثي هالوجينو ميثنان THMS ولكن تنتج كميات قليلة من المركبات العضوية المهلجة الكلية (TOX).

وقد أجرى (Richardson etal., 1994) دراسة للتعرف على نواتج التطهير الجانبية العضوية شبه المتطرفة عند استخدام ثانوي أكسيد الكلور في تنقية مياه الشرب.

جمعت عينات من نموذج ريادي في إيفانسفيلي، إنديانا ، تضمنت متغيرات التنقية التالية:

- ثانوي أكسيد الكلور المائي.
- ثانوي أكسيد الكلور، وكلوريد الحديدوز، $(FeCl_2)$ ، كلور (Cl_2) ووسط ترشيح مزدوج (رمل وانثراسيت).
- غاز ثانوي أكسيد الكلور.
- غاز ثانوي أكسيد الكلور، وكلوريد الحديدوز $(FeCl_2)$ ، وكلور (Cl_2) ووسط ترشيح مزدوج (رمل وانثراسيت).

وباستخدام تقنيات طبيعية متعددة تم التعرف على أكثر من 40 مركباً جانبياً لعملية التطهير (عدد منها تراكيز أقل من نانوغرام/لتر ng/l) بما فيها الأحماض الكربوكسيلية، وجالبيك أنهيدرايد، فصلت من مركبات XADTM، وبعضها يمكن أن يشرع في المرحلة الثانية من قانون النواتج الجانبية للتطهير (DBPR). ولم يلاحظ وجود ثلاثي هالوجينوميثن THM بعد إضافة ثانوي أكسيد الكلور إلى الماء كما أنها لم تظهر أيضاً بعد عملية الكلورة اللاحقة.

3.5.4 استراتيجيات ضبط النواتج الجانبية لعملية التطهير ثانوي أكسيد الكلور

تنصح وكالة حماية البيئة الأمريكية EPA بأن يكون مجموع تراكيز ثانوي أكسيد الكلور، والكلورايت، والكلورات أقل من 1.0 ملغم/لتر لـ Cl_2 (USEPA, 1983). إضافة إلى ذلك، فإن تجاوز تراكيز ثانوي أكسيد الكلور بـ 0.4-0.5 ملغم/لتر تساهم في مشاكل الطعام والرائحة (AWW, 1990). ولهذه الأسباب فإن استخدام ثانوي أكسيد الكلور للحصول على متبقى للتطهير محصور على المياه التي يكون فيها الكربون العضوي الكلي (TOC) بين متوسط إلى عالي. وفي المياه ذات حاجة المؤكسد المنخفضة فإن متبقيات ClO_2 قد تدوم لعدة أيام. أما إذا تكونت الكلورات فإنها تبقى ثابتة في الماء الجاهز، وليس هناك طريقة معروفة لازالة الكلورات إذا تكونت، ومع ذلك فهناك ثلاثة استراتيجيات (Gallagher etal., 1994) أثبتت فعاليتها لإزالة الكلورايت وهي:

- إضافة مركبات الكبريت المختزلة مثل ثانوي أكسيد الكبريت وكبريتيت الصوديوم (لا ينصح باستخدامه).
- استخدام حبيبات الكربون المنشط (GAC) أو مسحوق الكربون المنشط (PAC).
- إضافة أملاح الحديد المختزلة مثل كلوريد الحديدوز وكبريتات الحديدوز.

وجد أن إزالة الكلورايت من الماء باستخدام ثانوي أكسيد الكبريت أو مركبات الكبريت المختزلة فعال، ولكنه غير مستحب. ووجد في دراسة لإزالة الكلورايت باستخدام ثانوي أكسيد الكبريت أن إزالة أفضل للكلورايت تتم على درجة حموضة منخفضة، وأن فعالية إزالة الكلورايت تزداد بزيادة تركيز ثانوي أكسيد الكبريت. ولسوء الحظ فإن هذه الطريقة لإزالة الكلورايت تؤدي إلى تكون نسب عالية من الكلورات عند استخدام ثانوي أكسيد الكبريت أو المينا كبريتيت. لذلك استنتج أن التنقية باستخدام ثانوي أكسيد الكبريت والمينا كبريتيت غير مرغوب فيها لإزالة الكلورايت (Dixon and Lee, 1991). بالإضافة لذلك، وجد أن ثيووكبريتات الصوديوم فعالة في إفراص الكلورايت، ولكن درجة الإزالة تعتمد بدرجة كبيرة على درجة الحموضة ومدة التلامس كما أنها تحتاج لجرعات عالية نسبياً. وهنا أيضاً فإن استخدام ثيووكبريتات الصوديوم غير مستحبه بسبب الحاجة إلى جرعات عالية (Griese etal., 1991).

وتجد أن إضافة أيون الحديدوز لمياه الشرب فعالاً في إزالة الكلورايت لتكوين الكلوريد كناتج جانبي، ويحدث اختزال الكلورايت بسرعة على درجة حموضة تتراوح بين 5-7، ويحدث الإختزال الكامل في 5-6 ثوانٍ. ويتفاعل الحديد المختزل المتبقى في محلول مع الأكسجين الذائب على درجة حموضة متعادلة، أما إذا كانت الظروف حمضية (6-5) فإن ثبات الحديد الذائب قد يؤدي إلى مشاكل حسية (تكون البقع) إذا استخدم فائض من الحديد، ويجب أن يولي اهتمام خاص لجودة الحديدوز الازمة حتى لا تتجاوز الحد الاقصى للتلوث MCL المسموح به للحديد (Knocke, 1993 and Iatron, 1993 and).

يمكن ضبط الكلورايت بجرعات عالية (10-20 ملغم/لتر) باستخدام مسحوق الكربون المنشط على درجة حموضة منخفضة (6.5-5.5). وإذا لم يستخدم مسحوق الكربون المنشط لأغراض أخرى مثل ضبط الرائحة، فإنه يلزم جرعات كبيرة منه ولا يكون مجدياً اقتصادياً. وتختلف أنواع مسحوق الكربون المنشط المختلفة في مقدرتها على خفض الكلورايت.

يمكن أن تستخدم حبيبات الكربون المنشط (GAC) لإزالة الكلورايت ولكن نقطة الإنكسار تكون مبكرة. ويظهر أن إزالة الكلورايت باستخدام حبيبات الكربون المنشط تحدث نتيجة الإدمصاص والإختزال الكيميائي (Dixon and Lee, 1991) وتكون درجة فعالية الإزالة الأولية عالية نتيجة لادمصاص الكلورايت. وعندما تشغله مادة الإدمصاص يصبح الإختزال الكيميائي على سطح GAC الآلية الأساسية في إزالة الكلورايت. وهذا يؤدي إلى فعالية عالية للإزالة الأولية. ومع أن مستويات الكلورايت الخارجة من مرشحات الكربون المنشط الحبيبي GAC منخفضة، إلا أن مستويات الكلورايت عالية نتيجة لتفاعلات تحدث بين الكلورايت والكلور الحر. وحسب الدراسات فإن سعة طبقات مرشحات الكربون GAC منخفضة، وإذا وجد الكلور الحر وأيون الكلورايت في المياه الداخلة إلى هذه المرشحات، فسيتكون أيون الكلورات. والطريقة المثلث لتشغيل مرشحات حبيبات الكربون المنشط GAC لتخفيض الكلورايت وبنفس الوقت تجنب تكون الكلورات هي خفض للحد الأدنى لعدد مرات الإنتاج وعدم وجود الكلور في المرشح.

6.4 وضع الطرق التحليلية

بالإضافة إلى احتياجات الرقابة التي تطبق بعض النظر عن نوع المطهر، فإن قانون النواuges الجانبية لعملية التطهير (DBPR) تستلزم أن تقوم أنظمة المياه التي تستخدم ثاني أكسيد الكلور في التطهير أو الأكسدة بمراقبة ثاني أكسيد الكلور والكلورايت.

1.6.4 طرق تحليل ثاني أكسيد الكلور والكلورايت

لرقابة التوافق لثاني أكسيد الكلور يجب على الأنظمة أن تستخدم إحدى الطرقتين المبينتين في (40CFR#141.13©1) والتي تتضمن:

الطريقة اللونية DPD, Standard Method 4500-CIO2
الطريقة Amperometric Method II, Standard Method 4500-CIO2

في حالة الموافقة من الولاية فإن الأنظمة تستطيع قياس تراكيز متبقيات المطهرات لثاني أكسيد الكلور باستخدام وحدات قياس DPD اللونية.

أما بالنسبة لمطابقة الكلورايت فإن على الأنظمة أن تستخدم إحدى ثلاث طرق مبينة في (40CFR#141.13(b)) وتحدد التوافق لثاني أكسيد الكلورايت.

- 1- المعايرة الجهادية Amperometric Titration, Standard Method 4500-CIO2E
- 2- الكروماتوغرافيا الأيونية Ion Chromatography, EPA Method 300.0
- 3- الكروماتوغرافيا الأيونية Ion Chromatography, EPA Method 300.1

تحدد التشريعات استخدام طريقة المعايرة الجهادية للرقابة اليومية الروتينية للكلورايت في مدخل نظام التوزيع، وطريقة الكروماتوغرافيا الأيونية للرقابة الروتينية للكلورات، والرقابة الشهرية الإضافية للكلورات في نظام التوزيع.

توجد تفاصيل هذه الطرق في:

1-Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 19th Edition, American Public Health Association, 1995

2-Methods for the Determination of Inorganic Substances in Environmental Samples, USEPA, 1993. EPA/600/R-93/100

3-USEPA Method 300.1, Determination of Inorganic Anions in Drinking Water by Ion Chromatography, Revision 1.0 USEPA, 1997. EPA/600/R-98/118

يلخص الجدول 3-4 طرق التحليل المعتمدة لثاني أكسيد الكلور والكلورايت كما يعطي الجدول معلومات خلفيّة عن كل هذه الطرق.

2.6.4 رقابة ثاني أكسيد الكلور للأنظمة التي تستخدم ثاني أكسيد الكلور
لرقابة ثاني أكسيد الكلور في أنظمة المياه الخاصة بالمجتمعات السكانية الدائمة أو غير المتنقلة والتي تستخدم ثاني أكسيد الكلور في التعقيم أو الأكسدة، يجب أن تجمع عينات يومية عند مدخل نظام التوزيع.

ويجب أخذ عينات إضافية بإحدى طرفيتين اعتماداً على المطهر المستخدم للمحافظة على متبقي من المطهر في نظام التوزيع. وإذا استخدم ثاني أكسيد الكلور أو الكلورامين أو الكلور للمحافظة على متبقي وليس هناك نقاط تطهير إضافية بعد مدخل نظام التوزيع (أي ليس هناك تقوية للكلور)، فيجب على النظام أخذ ثلاث عينات أقرب ما تكون من المستهلك الأول، على فترات لا تزيد على ست ساعات. أما إذا استخدم الكلور للمحافظة على متبقي من المطهر وكان هناك نقطتين أو ثلاثة نقاط إضافية بعد مدخل نظام التوزيع، فعلى النظام أخذ عينة من كل من الواقع التالي:

1. أقرب ما يمكن من المستهلك الأول.
2. في موقع يمثل معدل مدة الاستبقاء.
3. أقرب ما يكون من نهاية نظام التوزيع (ويعكس هذا أقصى مدة استبقاء في نظام التوزيع).

لا يسمح بإنقاص الرقابة على ثاني أكسيد الكلور. وإذا تجاوزت أي من العينات اليومية عند مدخل نظام التوزيع الحد الأقصى المسموح به للمتبقيات (MRDL) وفي اليوم التالي كانت واحدة (او أكثر) من الثلاث عينات المأخوذة من نظام التوزيع متجاوزة (MRDL)، فإن النظام يعتبر متجاوزاً للحد الأقصى لمستويات متبقيات المطهرات. وعلى النظام القيام بإجراء تصحيحي فوري لخفض مستوى ثاني أكسيد الكلور تحت الحد الأقصى المسموح به للمتبقيات MRDL، كما أن على النظام إعلام الجمهور فوراً بالتجاوز الحاد غير المزمن والطارئ بموجب (40CFR141032). كما يجب إبلاغ الولاية فوراً بموجب (40CFR141032). وإذا تجاوزت عينتان متتاليتان في نفس اليوم عند مدخل نظام التوزيع الحد الأقصى المسموح به للمتبقيات MRDL، فإن النظام يعتبر متجاوزاً ويجب أن يعلم الجمهور بالتجاوز المستمر غير المزمن بموجب (40CFR141.32). كما أن على النظام إبلاغ الولاية بموجب (40CFR141.32).

3.6.4 رقابة الكلورايت في الانظمة التي تستخدم ثاني أكسيد الكلور .
لرقابة الكلورايت، على أنظمة المياه في التجمعات الدائمة أو غير المتنقلة، والتي تستخدم ثاني أكسيد الكلور كمطهر أو كموكسد تؤخذ عينات يومية عند مدخل نظام التوزيع. فإذا تجاوزت إحدى العينات في أحد الأيام الحد الأقصى المسموح به (MCL) والمساوي لـ 1.0 ملغم/لتر، فعلى النظام أخذ عينات إضافية في نظام التوزيع في اليوم التالي في الواقع المحدد بقانون النواتج الجانبية للمطهرات (DBPR). يجب أن تجمع هذه العينات الإضافية من:

1. أقرب ما يكون من المستهلك الأول.
2. موقع يمثل معدل مدة الاستبقاء .
3. موقع أقرب ما يكون من نهاية نظام التوزيع (ويعكس أقصى مدة استبقاء في نظام التوزيع).

بالإضافة إلى ذلك على الأنظمة التي تستخدم ثاني أكسيد الكلور أن تأخذ مجموعة من العينات الثلاث شهرياً من مواقع مشابهة للموقع التي يجب الأخذ منها في حالة تجاوز الكلورايت للحد الأقصى المسموح به (MCL) في العينة المأخوذة من مدخل نظام التوزيع، وبالتحديد فإنه يجب أخذ هذه المجموعات من العينات الثلاث من:

موقع قريب من المستهلك الأول

موقع يمثل معدل مدة الاستبقاء

موقع يمثل أقصى مدة استبقاء في نظام التوزيع ويجب أن يتم أي جمع عينات روتيني إضافي من نفس الواقع المحدد لمجموعات العينات الثلاث.

- يمكن خفض دورية جمع العينات من شهر إلى مره كل أربعة أشهر بعد سنة من الرقابة بحيث:
- أن لا تتجاوز أي عينة في نظام التوزيع الحد الأقصى المسموح به (MCL).
 - أن لا يكون مطلوباً من النظام متابعة الرقابة كنتيجة لعينة يومية جمعت عند مدخل نظام التوزيع.

يمكن وضع هذه الأنظمة على جدول رقابة سنوي، إلا إذا تجاوزت أي من العينات اليومية أو أي من العينات الرباعية الثلاث الحد الأقصى المسموح به، ففي هذه الحالة يجب على النظام العودة إلى الرقابة الشهرية.

إذا تجاوز المعدل الحسابي لأي مجموعة من ثلاث عينات الحد الأقصى المسموح به وهو 1.0 ملغم/لتر، فإن النظام يعتبر متجاوزاً للحد الأقصى المسموح به MCL ويجب أن يتم إعلام الجمهور بموجب 40CFR141.32 إضافة إلى إبلاغ الولاية بموجب 40CFR.141.134.

7.4 الاعتبارات التشغيلية

كما في حالة اختيار جميع المطهرات فإنه يجب إستشارة الوكالة الرئيسية عند القيام بعملية الاختيار. ولبعض الولايات احتياجات تشغيلية، وصيانة ورقابة خاصة بها عند استخدام ثاني أكسيد الكلور. فولاية كاليفورنيا تمنع استخدام ثاني أكسيد الكلور في أنظمة المياه الجوفية بموجب (Merkl et al., 1997)، كذلك فإن هيئة المحافظة على المصادر الطبيعية في تكساس (TNRCC) تطلب أن يوقع نظام المياه العام إتفاقية ثنائية تبين تفاصيل مؤهلات المشغل وطرق الفحص وتفاصيلها وموقع الرقابة ودورية الفحوصات وطرق تقييم التقارير. ويجب أن لا يتجاوز تركيز ثاني أكسيد الكلور في المياه الخارجة من محطة التنقية 0.8 ملغم/لتر وأن يقل تركيز الكلور ابait في نظام التوزيع عن 1.0 ملغم/لتر. ويجب مراجعة متطلبات الولاية لتحديد فعالية الكلفة في استخدام ثاني أكسيد الكلور كجزء من التنقية الكلية للمياه، حيث قد تتطلب الفحوصات التحليلية وكتابة التقارير عمالة وكفة مرتقعنين.

الجدول 4-3: الطرق التحليلية لثاني أكسيد الكلور والمركبات المرتبطة به

الحدود	المتدخلات	اساس الطريقة	الطريقة
$> 0.1 \text{ mg/l}$	مؤكسدات أخرى Mn^{2+} ذات علاقة بالكلور	ناتج تأكسد ملون. استخدام المقارنة بالألوان لainصح به، يفضل الكشف باستخدام الأجهزة	وحدة فحص DPD لونية SM-4500- ClO_2G
$> 0.1 \text{ mg/l}$	ClO_2	ناتج ملون، الكلور كحمض كلور أمين أسيتاك	طريقة الجلاسين DPD لونية SM4500- ClO_2D
$> 0.1 \text{ mg/l}$	الحديد، والمؤكسدات الأخرى	معاييرة DPD الملون بمحلول قياسي من FAS حتى اختفاء اللون	DPD – FAS معايرة SM4500- ClO_2E
$\text{PQL } \text{ClO}_2^-$ $0.1 - 0.5 \text{ mg/l}$ $\text{ClO}_3^- \text{ at } 0.3 \text{ mg/l}$	المناسبة لمحول ClO_2 المولد. لاتعمل للتراكيز المنخفضة	أكسدة I، وضبط pH وإمرار الغاز، يحتاج إلى محل ماهر	الطريقة الجهدية (خمس خطوات)
0.05 mg/l	لا يوجد مؤكسدات أخرى، الكلور أمين HOCl , OCl^- , ClO_2 لا يمكن الكشف عنها	يجب استخدام عمود AS9، محاليل قياسية خارجية ومتبلط	الクロماتوغرافيا الأيونية EPA method 300.0 or 300.1 توصيل
$> 0.1 \text{ mg/l}$ ولكن ليس ClO_3^-	Mn^{2+} , NO_2^- , C تأخذ بين الاعتبار فصائل NH_2Cl , ClO_2^- الكلور الحر	أكسدة I، ضبط Ph , قابلة للتعديل حسب ضبط الجرعة بواسطة محلل، طريقة عملية	الطريقة الجهدية (خطوتان) Method 4500- ClO_2E

1.7.4 اعتبارات الطريقة

ت تكون المكونات الأساسية لأنظمة توليد ثاني أكسيد الكلور مماثلي:

- نظام تغذية وتخزين محلول الهيوكلورات المائي.

- نظام تغذية وتخزين لكورايت الصوديوم.

- نظام تغذية وتخزين للحمض (المولدات الحمضية المباشرة).

- نظام تغذية وتخزين الكلور.

- أنابيب وأدوات تشتت ثاني أكسيد الكلور.

تعد أنظمة التغذية والتخزين لكلورايت الصوديوم أنظمة سوائل تتكون من خزانات ومضخات للمحلول المغذي، ولا ينصح بخزن محلاليل كلورايت الصوديوم بتركيز 25% أو أكثر في الخارج في الجو البارد، حيث يمكن تكون الطبقات الصلبة على درجات حرارة أقل من 40°C. ويمكن أن يضر تكون الجليد على الخزانات. وفي بعض الحالات يمكن فصل التخزين إلى تكتات للكميات الكبيرة وخرزانات صغيرة للتشغيل اليومي تماً بين فترة وأخرى، ويجب تلافي خزن البراميل الداكنه لفترات طويلة في الأجواء الحارة لأن ذلك قد يؤدي إلى تفكك كلورايت الصوديوم. وفي منطقة التخزين يجب أن توضع تركيبات الإضاءة، ومفاتيح الكهرباء والأسلاك والأنابيب بطريقة يمكن معها تجنب خطر اندلاع كلورايت الصوديوم.

2.7.4 تشغيل المولد

يمكن استخدام نظام تغذية ثاني أكسيد الكلور اليدوي إذا بقيت جرعة ثانية أكسيد الكلور ثابتة تقريباً. وتوضع الكيمياويات المعدة لإنتاج كمية من ثاني أكسيد الكلور بنسب مثلى للحصول على أكبر كمية من الناتج (ثانية أكسيد الكلور). وتستطيع بعض أنظمة التوليد أن تنتج 95% من محلاليل ثاني أكسيد الكلور النقي على السعة القصوى للتصميم، ولكن قد تختلف درجة النقاوة عندما تتغير سرعة التغذية. وقد تتحدد السعة القصوى بدقه أجهزة عدادات الجريان، والتي تكون عادة 20% من معدل السعة. وقد تتغير درجة النقاوة بصورة كبيرة باختلاف معدل التغذية بصورة كبيرة. وتؤثر قلوية مياه التغذية وظروف التشغيل ودرجة الحموضة جميعها على الناتج. ويجب ضبط نسبة الكيمياويات روتينياً للحصول على ظروف تشغيل نموذجية، ويمكن أن تزود مولدات ثاني أكسيد الكلور بتحكم آوتوماتيكي للتمكن من تعديل معدل تغذية ثاني أكسيد الكلور تبعاً للتغيرات في الجريان وال الحاجة إلى ثاني أكسيد الكلور (التحكم بالمتبقيات). والتحكم الآوتوماتيكي بالمولدات للوصول إلى نقطة محددة من الاحتياجات تختلف باختلاف المصنع. وعادة ما تكون أنظمة الضغط المنخفضة والأنظمة المعتمدة محددة بالاحتياجات الهيدروليكيه للجهاز والظروف المثلثى لتمويل ثاني أكسيد الكلور، ويمكن استخدام مضخة معايرة للمواد الكيميائية أو نظام حقن للتحكم في جرعة ثاني أكسيد الكلور.

3.7.4 كيمياويات التغذية

يتولد ثاني أكسيد الكلور عندما يتأكسد كلورايت الصوديوم أو عندما يتفاعل مع الحمض أو كليهما تحت ظروف درجة حموضة ودرجة حرارة محددة. وتستعمل في العادة محلاليل كلورايت الصوديوم النشطة بتركيز 25% أو أقل في مولدات ثاني أكسيد الكلور، وعامل السلامة الأهم لمحلاليل كلورايت الصوديوم هو إنطلاق كميات عالية من ثاني أكسيد الكلور دون قصد ودون تحكم، وقد تصل هذه المستويات إلى حد الإشتعال والإنفجار عند الإضافة غير المقصودة من الحمض.

مصدر الإضافة غير المقصودة هو حمض التغذية المستخدم في بعض المولدات. كذلك يشكل الخلط غير المقصود مع كميات كبيرة من كواشف مخبرية أو مواد قابلة للأكسدة (مثل مسحوق الكربون المنشط أو المذيبات القابلة للاشتعال) مصدر خطر هام وتحتوي المواصفات (AWWA) (B303-95) (a) على شرح عن بعض هذه المواد (1995 AWWA,).

العامل الآخر الذي يجب الاهتمام به عند خزن كلورايت الصوديوم هو التبلور، والذي ينتج عند درجات حرارة منخفضة أو تراكيز عالية. وتؤدي البلورة إلى إغلاق في الخطوط، والصمامات، والمعدات الأخرى.

ويجب عدم السماح لمحلاليل كلورايت الصوديوم بالتبخر لتبقى مادة صلبة. وفي حالة جفاف محلاليل يصبح المركب مصدر للحرق ويمكن أن يشتعل عند تلامسه مع مواد قابلة للاشتعال. وقد يؤدي حريق كلورايت الصوديوم إلى انفجار البخار إذا استخدم الماء وتقنيات غير ملائمة لمكافحة الحرائق. حيث أن درجة اشتعال كلورايت الصوديوم تبلغ 2200°C، فإن الماء يتحول مباشرة إلى بخار. ولأن الأكسجين هو أحد نواتج التفكك الحراري لكلورايت الصوديوم، فإن طرق وتقنيات مكافحة الحرائق يجب أن تكون ملائمة لإطفاء الحاويات المغلقة أو الكميات الكبيرة من المادة الجافة المشتعلة.

وقد تتكون طبقات من كلورايت الصوديوم في الخزانات مما يؤثر على كمية ثاني أكسيد الكلور المنتجة. وإذا تكونت طبقات من كلورايت الصوديوم في خزانات الكميات الكبيرة فإن كثافة كلورايت الصوديوم تقل عند استخدامها في التغذية. وتستمر الكثافة في التغير حتى يعاد خلط المواد. وفي حال تكون الطبقات في التكتات في تكون نسبة الكلورايت إضافية من الكلورايت إلى المولد لأن الكثافة في قعر الخزان تكون أعلى وتكون نسبة الكلورايت فيها أعلى من اللازم. كذلك فإن خزانات الكميات الكبيرة يمكن أن تصرف كميات قليلة جداً من الكلورايت.

وفي بعض الأحيان يكون تكون الطبقات غير واضحة إلا إذا قيم أداء المولد بصورة دائمة. وإذا تكونت الطبقات أو حصل تبلور في ناقلات الكبائن الكبيرة، فيجب أن تسخن كل الكمية قبل تفريغها حتى يعاد خلط كلورايت الصوديوم. ويجب على المشغلين أن يعوا لاحتمالية تكون الطبقات والتبلور خلال عمليات النقل والتفرغ.

يتوفر كلورايت الصوديوم تجاريًا على شكل محليل تراكيزها إما 38% أو 25% ويبين الجدول 4-4 الخصائص الفيزيائية والكيميائية لهذه محليل.

جدول 4-4: خصائص كلورايت الصوديوم المتوفّرة تجاريًا

محلول %25	محلول %38	
25	38	كلورايت الصوديوم (%) NaClO ₂
1-4.5	1.5-7.5	كلورايت الصوديوم (%) NaCl
3-4	3-4	مكونات خاملة، خليط من أملاح الصوديوم %
68-74	55-61	ماء %
صافي، أصفر شاحب	معكر قليلاً، أصفر شاحب	المظهر
10.1	11.4	الكتافة على 35% باوند/جalon
-7	25	نقطة التبلور °C

تحتاج الأنظمة التي تتعامل مع محلول تركيزه 38% أن تكون الخزانات والخطوط والمضخات فيها مزودة بإمكانية التسخين والعزل. أما في حالة استخدام محلول بتركيز 25% فلا حاجة لأي حماية خاصة إلا في الجو البارد.

ويحتاج إنتاج الباوند الواحد من ثاني أكسيد الكلور إلى 0.5 باوند من الكلور و 1.34 باوند من كلورايت الصوديوم النقي. يتواجد غاز الكلور بنقاوة تقارب 100% على أساس الوزن. وتكون صحة القياس لعدادات جريان الغاز حوالي 5% على السعة القصوى. فعلى سبيل المثال، فإن خط جريان بسعة 100 باوند في اليوم يسمح بمرور 20 و 30 باوند من الكلور إذا وضع على 25 باوند في اليوم (أي 25 + 5% من الحد الأقصى للجريان). ويزود كلورايت الصوديوم تجاريًا بمحلول سبق خلطه بتراكيز مختلفة. والمحلول ذو التركيز 25% هو الأكثر استخدامًا في تنقية مياه الشرب.

محليل ثاني أكسيد الكلور النقي (لونها برتقالي ومظهرها زيتى) خطرة جداً ويمكن أن تتجدد إذا تعرضت لمواد أو أبخره قابلة للتأكسد، أو حتى للأضواء المشعه وهي نادرة الوجود إلا في أنظمة بعض المختبرات الخاصة التي تستخدم كلورايت الصوديوم والحمض المركبدين. ولا ينصح بمثل هذه الطرق للتوليد في المختبرات إذا كان المشغل أو محلل غير متدرس. ويجب على العاملين من ليس لديهم خبره كافية أن لا يقوموا بخلط الحمض وكلورايت الصوديوم المركبدين إلا إذا كانت لديهم الخبره في طرق استخلاص كلورايت الصوديوم ولديهم تصميم آمن موضوع في خزانة الأخره.

8.4 ملخص

1.8.4 مزايا وسلبيات استخدام ثاني أكسيد الكلور

تعطي القائمة التالية بعض المزايا والسلبيات المختارة لاستخدام ثاني أكسيد الكلور في تطهير مياه الشرب (Masschelein, 1992; DeMers and Renner, 1992; Gallaher et al., 1994). بسبب الاختلافات الكبيرة في حجم النظام، وجودة المياه والجريان المستخدمة فإن بعض هذه المزايا والسلبيات قد لا تتطابق على نظام معين.

المزايا

- ثاني أكسيد الكلور أكثر فعالية من الكلور والكلور أمين في تبييض الفيروسات وخفية الأبواغ، والجياردية.
- يؤكسد ثاني أكسيد الكلور الحديد والمنغنيز، والكربونات.
- قد يساعد ثاني أكسيد الكلور في عملية إزالة العكر.
- يمكن التحكم بالطعم والرائحة الناتجة عن الطحالب والنباتات، وكذلك بالمركبات الفينولية باستخدام ثاني أكسيد الكلور.
- تحت ظروف التوليد الملائمة (لا يوجد فائض من الكلور) فإن نواتج عملية التطهير المهلجة لا تكون.
- يمكن توليد ثاني أكسيد الكلور بسهولة.

▪ تأثيرات الإبادة البيولوجية لا تتأثر بدرجة الحموضة.

▪ يترك ثاني أكسيد الكلور متبقيات.

السلبيات

ينتج من عملية تكوين ثاني أكسيد الكلور نواتج جانبية محددة وهي الكلورايت والكلورات.

▪ قد تسبب فعالية التوليد وصعوبة الحصول على الظروف المثلث زيادة في كمية الكلور المضافة في نقطة التغذية، مما قد يؤدي إلى تكوين نواتج جانبية مهلاجنة.

▪ كلفة التدريب وجمع العينات والتحليل المخبري للكلورايت والكلورات عالية.

▪ تتم عادة إستعارة المعدات وتكون كلفة كلورايت الصوديوم عالية.

▪ قياس غاز ثاني أكسيد الكلور يسبب حدوث انفجار، لذا يجب أن يولد في الموقع.

▪ ينفكك ثاني أكسيد الكلور بعترضه لضوء الشمس.

▪ يجب أن يصنع ثاني أكسيد الكلور في الموقع.

▪ يمكن أن يؤدي إلى تكون رواح كريه في بعض الأنظمة.

2.8.4 جدول تلخيصي

يخلص الجدول 4-5 إعتبارات ووصف كيفية استخدام ثاني أكسيد الكلور.

الجدول 4-5: ملخص عن ثاني أكسيد الكلور

الوصف	الاعتبارات
يجب أن يولد ثاني أكسيد الكلور في الموقع في معظم تطبيقات مياه الشرب، يولد ثاني أكسيد الكلور كما تقضي الحاجة ويتحقق مباشرة في مجرى التخفيف. ويوجد مولدات تستخدم كلورايت الصوديوم وعدد من المغذيات الأخرى مثل غاز Cl_2 ، وهيبوكلوريت الصوديوم، وحمض الكبريتيك أو الهيدروكلوريك، يمكن خزن كميات صغيرة من المحاليل المولدة، ويمكن حفظ محاليل ثاني أكسيد الكلور بتركيز 1% (10 غ/لتر) بأمان إذا أبعدت عن ضوء الشمس، ويرد (5 م)، وكان لخزانات تهوية جيدة	التحول
يستخدم ثاني أكسيد الكلور كمطهر أولي أو ثانوي، لضبط الطعام والرائحة، إنفاص ثلاثي هالوجينوميثان الكلية أو أحماض هالوستيك HAA/TTHM وضبط Fe و Mn وازالة اللون وتحطيم الفينول والكبريتيد وضبط تكون الضباب.	الاستخدامات الأساسية
يُبَطِّن ثاني أكسيد الكلور معظم الكائنات الدقيقة على نطاق واسع من درجات الحموضة. وهو أكثر فعالية من الكلور (لسببيات الامراض ما عدا الفيروسات) ولا تعتمد على درجة الحموضة بين 5-10، ولكنه أقل فعالية من الأوزون.	فعالية التبييض
يتفاعل ثاني أكسيد الكلور مع عدد من المركبات العضوية وغير العضوية عند إضافته إلى الماء ويكون الكلورايت والكلورات كناتج نهائي (مركبات يعتقد أنها تسبب فقر الدم الناتج عن النزف وتأثيرات صحية أخرى) ويكون أيون الكلورات بشكل رئيسي في الفاعلات بين الكلورايت المتبقي والكلور الحر عند استخدامه كمطهر في أنظمة التزود. لا يكون ثاني أكسيد الكلور ثلاثي هالوجينوميثان THM، ويساعد استخدام ثاني أكسيد الكلور في تخفيف تكون ثلاثي هالوجينوميثان الكلية أو أحماض هالوستيك HAA و TTHM بأكسدة المواد التي تنتجه، وبالسماح بنقل نفحة الكلورة بعيداً في المحيطة بعد التخمير والترسيب والترشح أمكن تخفيف كمية المواد العضوية الطبيعية NOM.	تكوين النواتج الجانبية
في محطات التبييض التقليدية، يُغَذِّي ثاني أكسيد الكلور المستخدم في الأكسدة إما إلى المياه الخام، في أحواض الترسيب، أو بعد الترسيب، وتحديد الحاجة إلى العامل المؤكسد، وبالتالي جرعة ثاني أكسيد الكلور ون تكون الكلورايت، يضاف ثاني أكسيد الكلور عادة بعد عملية الترسيب، والمشاكل المتعلقة بالطعم والرائحة جدت استخدام ثاني أكسيد الكلور للحصول على متبقي في نظام التوزيع، وبناءً على ذلك فإن مزودي المياه العاملين الذين يأخذون بعين الاعتبار استخدام ثاني أكسيد الكلور في الأكسدة وكمطهر أولي قد يكون مهماً لهم أحد الكلور أمين كمطهر ثانوي بعين الاعتبار.	نقطة الاستخدام
يجب عمل دراسة عن حاجة المؤكسد لتحديد جرعة ثانية أكسيد الكلور اللازمة للحصول على قيمة متر اللازمة للتطهير، وبالإضافة إلى التأثيرات السامة للكلور فإن غاز ثاني أكسيد الكلور يسبب انفجاراً على مستويات $>10\%$ في الهواء. ويجب أن لا تتجاوز جرعة ثانية أكسيد الكلور 1.4 ملغم/لتر لتحديد مجموع تراكيز ClO_2 , ClO_3^- , ClO_4^- بأقل من 1.0 ملغم/لتر. وبناءً على تشيريعات النواتج الجانبية لعملية التطهير DBP فإن القيمة القصوى لمتبقيات المطهرات (MRDL) لثاني أكسيد الكلور هو 0.8 ملغم/لتر والحد الأقصى المسموح به للكلورايت 1.0 ملغم/لتر. ما التشيريعات الخاصة باستخدام ثاني أكسيد الكلور فختلف من ولاية إلى أخرى.	اعتبارات خاصة

9.4 المراجع

1. Aieta, E., and J.D.Berg. 1986. "A Review of Chlorine Dioxide in Drinking Water Treatment." *J. AWWA*. 78(6):62-72.
2. Aieta, E.M., P.V. Roberts, and M. Hernandez. 1984. "Determination of Chlorine Dioxide, Chlorine and Chlorate in Water." *J. AWWA*. 76(1):64-70.
3. Alvarez, M.E. and R.T. O'Brien. 1982. "Mechanism of Inactivation of Poliovirus by Chlorine Dioxide and Iodine." *Appl. Environ. Microbiol.* 44:1064.
4. AWWA (American Water Works Association). 1995. AWWA Standard B303-95: Sodium Chlorite.
5. AWWA. 1991. Guidance Manual for Compliance with the Filtration and Disinfection Requirements for Public Water Systems Using Surface Water Sources.
6. AWWA. 1990. Water Quality and Treatment, fourth edition. McGraw-Hill, Inc., New York, NY.
7. Bedulivich, T.S., M.N. Svetlakova, and N.N. Trakhtman. 1954. "Use of Chlorine Dioxide in Purification of Water." *Chemical Abstracts*. 48:2953.
8. Bernarde, M.A., et al. 1967a. "Kinetics and Mechanism of Bacterial Disinfection by Chlorine Dioxide." *J. Appl. Microbiol.* 15(2):257.
9. Bernarde, M.A., W.B. Snow, and V.P. Olivieri. 1967b. "Chlorine Dioxide Disinfection Temperature Effects." *J. Appl. Bacteriol.* 30(1):159.
10. Chen, Y.S.R., O.J. Sproul, and A.J. Rubin. 1985. "Inactivation of *Naegleria gruberi* Cysts by Chlorine Dioxide." *Water Res.* 19(6):783.
11. Chen, Y.S.R., O.J. Sproul, and A.J. Rubin. 1984. "Inactivation of *Naegleria Gruberi* cysts by Chlorine Dioxide." EPA Grant R808150-02-0, Department of Civil Engineering, Ohio State University.
12. CRC Handbook of Chemistry and Physics. 1990. D.L. Lide (editor), Seventy-first edition, CRC Press, Boca Raton, FL.
13. Cronier, S., et al. 1978. Water Chlorination Environmental Impact and Health Effects, Vol. 2. R. L. Jolley, et al. (editors) Ann Arbor Science Publishers, Inc. Ann Arbor, MI.
14. Demers, L.D., and R. Renner. 1992. Alternative Disinfectant Technologies for Small Drinking Water Systems. AWWARF, Denver, CO.
15. Dixon, K.L. and R.G. Lee. 1991. "Disinfection By-Products Control: A Survey of American System Treatment Plants." Presented at AWWA Conference, Philadelphia, PA.
16. Emmenegger, F. and G. Gordon. 1967. "The Rapid Interaction Between Sodium Chlorite and Dissolved Chlorine." *Inorg. Chem.* 6(3):633.
17. Finch, G.R., L.R. Liyanage, M. Belosevic, and L.L. Gyurek. 1997. "Effects of Chlorine Dioxide Preconditioning on Inactivation of Cryptosporidium by Free Chlorine and Monochloramine: Process Design Requirements." Proceedings 1996 Water Quality Technology Conference; Part II. Boston, MA.
18. Finch, G.R., L.R. Liyanage, and M. Belosevic. 1995. "Effect of Disinfectants and Cryptosporidium and Giardia." Third International Symposium on Chlorine Dioxide: Drinking Water, Process Water, and Wastewater Issues.
19. Gallagher, D.L., R.C. Hoehn, A.M. Dietrich. 1994. Sources, Occurrence, and Control of Chlorine Dioxide By-Product Residuals in Drinking Water. AWWARF, Denver, CO.
20. Gates, D.J. 1998. The Chlorine Dioxide Handbook; Water Disinfection Series. AWWA Publishing, Denver, CO.
21. Gates, D.J. 1989. "Chlorine Dioxide Generation Technology and Mythology." Conference proceedings, Advances in Water Analysis and Treatment, AWWA, Philadelphia, PA.
22. Ghandbari, E. H., et al. 1983. "Reactions of Chlorine and Chlorine Dioxide with Free Fatty Acids, Fatty Acid Esters, and Triglycerides." *Water Chlorination: Environmental Impact and Health Effects*, R. L. Jolley, et al. (editors), Lewis, Chelsea, MI.
23. Gordon, G., G.L. Emmert, and B. Bubnis. 1995. "Bromate Ion Formation in Water When Chlorine Dioxide is Photolyzed in the Presence of Bromide Ion." Conference proceedings, AWWA Water Quality Technology Conference, New Orleans, LA.
24. Gordon, G., et al. 1990. "Minimizing Chlorite Ion and Chlorate Ion in Water Treated with Chlorine Dioxide." *J. AWWA*. 82(4): 160-165.
25. Gordon, G., W.J. Cooper, R.G. Rice, and G.E. Pacey. 1987. Disinfectant Residual Measurement Methods, AWWARF, Denver, CO.
26. Gordon, G., R.G. Kieffer, and D.H. Rosenblatt. 1972. "The Chemistry of Chlorine Dioxide." *Progress in Organic Chemistry*, vol. 15. S.J. Lippaer (editor). Wiley Interscience, New York, NY.
27. Great Lakes Upper Mississippi River Board of State Public Health (GLUMRB) and Environmental Managers. 1992. Recommended Standards for Water Works, Health Research Inc., Albany, NY.
28. Gregory, D. and K. Carlson. 1998. "Applicability of Chlorine Dioxide for Cryptosporidium Inactivation." Proceedings 1998 Water Quality Technology Conference, San Diego, CA.
29. Griese, M.H., K. Hauser, M. Berkemeier, and G. Gordon. 1991. "Using Reducing Agents to Eliminate Chlorine Dioxide and Chlorite Ion Residuals in Drinking Water." *J. AWWA*. 83(5):56.
30. Hoehn, R.C. 1992. "Chlorine Dioxide Use in Water Treatment: Key Issues." Conference proceedings, Chlorine Dioxide: Drinking Water Issues: Second International Symposium. Houston, TX.
31. Hoehn, R.C., A.A. Rosenblatt, and D.J. Gates. 1996. "Considerations for Chlorine Dioxide Treatment of Drinking Water." Conference proceedings, AWWA Water Quality Technology Conference, Boston, MA.
32. Hofman, R., R.C. Andrews, and Q. Ye. 1997. "Chlorite Formation When Disinfecting Drinking Water to Giardia Inactivation Requirements Using Chlorine Dioxide." Conference proceedings, ASCE/CSCE Conference, Edmonton, Alberta, July.
33. Knocke, W.R. and A. Iatrou. 1993. Chlorite Ion Reduction by Ferrous Ion Addition. AWWARF, Denver, CO.

34. Korich, D.G., et al. 1990. "Effects of Ozone, Chlorine Dioxide, Chlorine, and Monochloramine on Cryptosporidium parvum oocyst Viability." *Appl. Environ. Microbiol.* 56:1423-1428.
35. LeChevallier, M.W., et al. 1997. "Chlorine Dioxide for Control of Cryptosporidium and Disinfection Byproducts." Conference proceedings, 1996 AWWA Water Quality Technology Conference Part II, Boston, Massachusetts.
36. LeChevallier, M.W., et al. 1996. "Chlorine Dioxide for Control of Cryptosporidium and Disinfection Byproducts." Conference proceedings, AWWA Water Quality Technology Conference, Boston, Massachusetts.
37. Liyanage, L.R.J. et al. 1997. "Effects of Aqueous Chlorine and Oxychlorine Compounds on Cryptosporidium Parvum Oocysts." *Environ. Sci. & Tech.* 31(7): 1992-1994
38. Masschelein, W.J. 1992. "Unit Processes in Drinking Water Treatment." Marcel Decker D.C., New York, Brussels, Hong Kong.
39. Merkle, J.C. and C.B. Reverts. 1997. "Ground Water Treatment: What Are the States Doing Now?" AWWARF, Denver, CO.
40. Noack, M.G. and R.L. Doerr. 1977. "Reactions of Chlorine, Chlorine Dioxide and Mixtures of Humic Acid: An Interim Report." Conference proceedings, Second Conference on the Environmental Impact of Water Chlorination. R.L. Jolley, H. Gorchev, and D. Heyward (editors), Gatlinburg, TN.
41. Noss, C.I., W.H. Dennis, V.P. Olivieri. 1983. "Reactivity of Chlorine Dioxide with Nucleic Acids and Proteins." *Water Chlorination: Environmental Impact and Health Effects.* R. L. Jolley, et al. (editors), Lewis Publishers, Chelsea, MI.
42. Olivieri, V.P., et al. 1985. "Mode of Action of Chlorine Dioxide on Selected Viruses." *Water Chlorination: Environmental Impact and Health Effects.* R. L. Jolley, et al. (editors), Lewis, Chelsea, MI.
43. Olivieri, V.P., et al. 1984. Stability and Effectiveness of Chlorine Disinfectants in Water Distribution Systems. USEPA, Cincinnati, OH.
44. Peeters, J. E. et al. 1989. "Effect of Disinfection of Drinking Water with Ozone or Chlorine Dioxide on Survival of Cryptosporidium parvum oocysts." *Appl. Environ. Microbiol.* 55:1519-1522.
45. Pitochelli, A. 1995. "Chlorine Dioxide Generation Chemistry." Conference proceedings, Third International Symposium, Chlorine Dioxide: Drinking Water, Process Water, and Wastewater Issues. New Orleans, LA.
46. Ransome, M.E., T.N. Whitmore, and E.G. Carrington. 1993. "Effect of Disinfectants on the Viability of Cryptosporidium parvum Oocysts." *Water Supply.* 11(1):103-117.
47. Rav-Acha, C., A. Serri, E. Choshen, B. Limoni. 1984. "Disinfection of Drinking Water Rich in Bromide with Chlorine and Chlorine Dioxide, While Minimizing the Formation of Undesirable Byproducts." *Wat. Sci. Technol.* 17:611.
48. Richardson, S.D. et al. 1994. "Multispectral Identification of ClO₂ Disinfection Byproducts in Drinking Water." *Environ. Sci. & Technol.* 28(4):592-599.
49. Ridenour, G.M. and E.H. Armbruster. 1949. "Bactericidal Effects of Chlorine Dioxide." *J. AWWA.* 41:537.
50. Ridenour, G. M. and R.S. Ingols. 1947. "Bactericidal Properties of Chlorine Dioxide." *J. AWWA.* 39.
51. Ridenour, G.M., and R.S. Ingols. 1946. "Inactivation of Poliomyelitis Virus by Free Chlorine." *Amer. Public Health.* 36:639.
52. Ridenour, G.M., and R.S. Ingols, and E.H. Armbruster. 1949. "Sporicidal Properties of Chlorine Dioxide." *Water & Sewage Works.* 96(8):279.
53. Roberts, P.V., E.M. Aieta, J.D. Berg, and B.M. Chow. 1980. "Chlorine Dioxide for Wastewater Disinfection: A Feasibility Evaluation." Stanford University Technical Report 251. October.
54. Roller, S. D. et al. 1980. "Mode of Bacterial Inactivation by Chlorine Dioxide." *Water Res.* 14:635.
55. Singer, P.C. 1992. "Formation and Characterization of Disinfection Byproducts." Presented at the First International Conference on the Safety of Water Disinfection: Balancing Chemical and Microbial Risks.
56. Singer, P.C., and W.K. O'Neil. 1987. "Technical Note: The Formation of Chlorate from the Reaction of Chlorine and Chlorite in Dilute Aqueous Solution." *J. AWWA.* 79(11):75.
57. Smith, J. E., and J.L. McVey. 1973. "Virus Inactivation by Chlorine Dioxide and Its Application to Storm Water Overflow." Proceeding, ACS annual meeting. 13(2):177.
58. Sobsey, M. 1988. "Detection and Chlorine Disinfection of Hepatitis A in Water." CR-813-024, EPA Quarterly Report, December.
59. Sproul, O. J. et al. 1983. "Comparison of Chlorine and Chlorine Dioxide for Inactivation of Amoebic Cyst." *Envir. Technol. Letters.* 4:335.
60. Thompson, A.L. 1989. "Practical Considerations for Application of Chlorine Dioxide in Municipal Water Systems." Conference proceedings,, Chlorine Dioxide Workshop. AWWARF, CMA, EPA. Denver, CO.
61. Trakhtman, N.N. 1949. "Chlorine Dioxide in Water Disinfection." *Chemical Abstracts.* 43:1508.
62. USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1983. "Trihalomethanes in Drinking Water: Sampling, Analysis, Monitoring, and Compliance." EPA 570/9-83-002, August.
63. USEPA. 1979. "Effect of Particulates on Disinfection of Enteroviruses and Coliform Bacteria in Water by Chlorine Dioxide." EPA-600/2-79-054.
64. USEPA 1978. "Effect of Particulates on Inactivation of Enteroviruses in Water by Chlorine Dioxide." EPA-600/9-79-018, Cincinnati, OH.
65. Werdehoff, K.S, and P.C. Singer. 1987. "Chlorine Dioxide Effects on THMFP, TOXFP and the Formation of Inorganic By-Products." *J. AWWA.* 79(9):107.

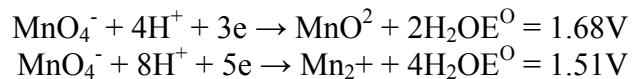
بيرمنجنات البوتاسيوم

استخدمت بيرمنجنات البوتاسيوم ($KMnO_4$) بشكل رئيسي لضبط الطعم والروائح وإزالة اللون وضبط النمو البيولوجي في محطات التغذية وإضافة إلى إزالة الحديد والمنغنيز. وفي دور ثانوي تحد بيرمنجنات البوتاسيوم من تكون ثلاثة هالوجينو الميثان ونواتج التطهير الجانبية الأخرى وذلك بأكسدة المواد المنتجة لها. كما أنها تقلل الحاجة لاستخدام مطهرات أخرى (Hazen and Sawyer, 1992). والآلية التي تخفض بها البيرمنجنات النواتج الجانبية للتطهير قد تكون ببساطة إزاحة نقطة إضافة الكلور إلى نهاية خط التغذية باستخدام بيرمنجنات البوتاسيوم لضبط الطعم والروائح، واللون، والطحالب... الخ بدلاً من الكلور. ومع أن بيرمنجنات البوتاسيوم لها استعمالات متعددة كمادة مؤكسدة، إلا أنها مطهر ضعيف.

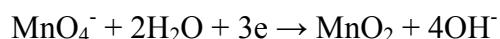
1.5 كيمياء بيرمنجنات البوتاسيوم

1.5.1 جهد التأكسد

تُظهر بيرمنجنات البوتاسيوم فعالية عالية على الظروف التي تتفق عليها المياه، حيث يكون بمقدورها أكسدة مجموعة واسعة من المواد العضوية وغير العضوية. وتخزل بيرمنجنات البوتاسيوم (Mn^{7+}) إلى ثاني أكسيد المنغنيز (Mn^{4+}) (MnO_2 ، والذي يترسب من محلول (Hazen and Sawyer, 1992). جميع التفاعلات تكون طاردة للحرارة. وفي الحالات الحمضية تكون أنصاف التفاعلات (RC, 1990) كما يلي:-



أما في الظروف القاعدية ف تكون أنصاف التفاعلات كما يلي: (RC, 1990)



وسرعة تفاعلات أكسدة المكونات الموجودة في المياه الطبيعية عالية نسبياً وتعتمد على درجة الحرارة ودرجة الحموضة والجرعة.

2.1.5 المقدرة على تكوين متبقي

لا يجد وجود متبقي من بيرمنجنات البوتاسيوم بسبب ميلها لتلوين الماء باللون الذهبي.

2.5 التوليد

تزود بيرمنجنات البوتاسيوم كمادة صلبة جافة وبيولد محلول المركز منها (عادة 1-4%) في الموقع لأغراض معالجة المياه والمحلول المكون لونه زهري إلى بنفسجي غامق وكتافة $KMnO_4$ حوالي 100 باوند/قدم³ وذائبيتها في الماء 6.4 غم/ملتر على 20°C.

واعتماداً على كمية البيرمنجنات اللازمة، فإنه يمكن تخفيفها في خزانات الإذابة/ أو التخزين باستخدام خلاتات مضخات قياس الكميات المغذية وذلك في الأنظمة الصغيرة. أما الأنظمة الكبيرة فتحتوي على مخذ للكيماويات الجافة، مع حوض تخزين وجامع للغبار لإضافة البيرمنجنات أو توماتيكياً للمحلول في خزان الإذابة.

يحضر محلول $KMnO_4$ من البيرمنجنات الصلب المبلور الذي يضاف إلى ماء التخفيض، ومن ثم يحرك لإعطاء تركيز البيرمنجنات المطلوب. وتتراوح كلفة $KMnO_4$ بين 1.50 – 2.0 دولار لكل باوند (أسعار 1997)، اعتماداً على الكمية المطلوبة.

يشحن البيرمنجنات في العادة في جرائد أو براميل وله درجات نقاوة مختلفة. فيبرمنجنات البوتاسيوم النقي لا تمتثل الماء ولكن درجات النقاوة الأقل (درجة نقاوة تقنية) تمتثل الماء ولديها الفابلية للالتصاق ببعضها البعض. وللأنظمة التي تستعمل مغذيات جافة، يوجد نوع من البيرمنجنات الحرة الجريان والتي تحوي مضافات تمنع الالتصاق (Hazen and Sawyer, 1992).

بيرمنجنات البوتاسيوم عامل مؤكسد قوي ويجب أخذ الحفطة عند استعماله في تحضير محليل التغذية ولا يتكون نواتج جانبية من تحضير المحلول. ولكن يمكن أن يسبب هذا المحلول البنفسجي/أو الاسود الداكن إصابات شديدة في العين. كما أنه مهيج للجلد وللجهاز التنفسى ويمكن أن يسبب الوفاة عند بلعه. ولذلك يجب اتخاذ احتياطات الأمان الازمة عند التعامل معه، مثل استخدام نظارات واقية وواق لوجه وكمامة غبار معتمدة MSATM/NIOSH وارتداء قفازات واقية وألبسة وأحذية واقية لتجنب التلامس مع الجلد قدر الإمكان.

3.5 الاستعمالات الأساسية ونقاط الاستخدام

على الرغم من أن بيرمنجنات البوتاسيوم تربط مختلف أنواع الجراثيم والفيروسات، إلا أنها لا تستخدم كمطهر أولي أو ثانوي بالتراكيز المستخدمة عادة في التقنية. فكميات بيرمنجنات البوتاسيوم الازمة للحصول على تطهير أولي أو ثانوي قد تكون باهظة الكلفة ومع ذلك فإن بيرمنجنات البوتاسيوم تستخدم في تنقية مياه الشرب لتحقيق عدداً من الأهداف تتضمن:-

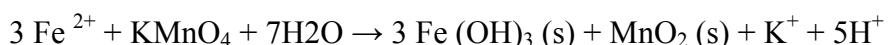
- أكسدة الحديد والمنغنيز.
- أكسدة المواد المسيبة للطعم والرائحة.
- الحد من الكائنات المزعجة.
- الحد من تكون نواتج التطهير الجانبية.

1.3.5 الاستعمالات الأولية

1.1.3.5 أكسدة الحديد والمنغنيز

تعد إزالة الحديد والمنغنيز من الاستعمالات الأولية للبيرمنجنات حيث يؤكسد البيرمنجنات الحديد والمنغنيز ويحولها من الحديدوز رقم تأكسد (+2) إلى الحديديك رقم تأكسد (+3) والمنغنيز من رقم تأكسد (+2) إلى رقم تأكسد (+4). وتترسب الأشكال المؤكسدة على شكل هيدروكسيد الحديديك وهيدروكسيد المنغنيز (AWW, 1991). والطبيعة الكيميائية الدقيقة للراسب تعتمد على طبيعة الماء ودرجة الحرارة ودرجة الحموضة.

والتفاعلات التقليدية لتأكسد الحديد والمنغنيز هي:-



وتظهر هذه التفاعلات أن القاعدة تستهلك نتيجة تكون الحمض بمعدل 1.49 ملغم/لتر لك $CaCO_3$ للكملغم/لتر من Fe^{2+} المؤكسد و 1.21 ملغم/لتر لك $CaCO_3$ لكل ملغم/لتر من Mn^{2+} المؤكسد. واستهلاك القاعدة هذا يجب أن يؤخذ بعين الاعتبار عند استعمال بيرمنجنات البوتاسيوم في عملية التخثير باستعمال الشب والتي تستهلك أيضاً القاعدة لتكوين رواسب.

تبلغ جرعة بيرمنجنات البوتاسيوم الازمة للأكسدة 0.94 ملغم/لتر حديد و 1.92 ملغم/لتر منغنيز (Calp/Wesner/Culp, 1986). وقد وجد عملياً أن كمية بيرمنجنات البوتاسيوم المستخدمة الفعلية أقل من تلك التي تدل عليها القياسات الكيميائية. وقد يعود ذلك إلى تأثير MnO_2 الحافظ لـ التفاعلات. وتتراوح مدة التأكسد بين 5-10 دقائق إذا كانت درجة الحموضة أعلى من 7 (Kawamura, 1991).

2.1.3.5 أكسدة مركبات الطعام والرائحة

تستخدم بيرمنجنات البوتاسيوم لإزالة المركبات المسيبة للطعم والرائحة وقد استخدم (Lelezary et al. 1986) بيرمنجنات البوتاسيوم لتنقية المركبات المسيبة للرائحة الترابية ورائحة العفن في مياه الشرب. وتبلغ جرعة بيرمنجنات البوتاسيوم المستخدمة في تنقية المركبات المسيبة للطعم والرائحة 0.25 – 20 ملغم/لتر.

3.1.3.5 ضبط الكائنات المزعجة

الصففيات الآسيوية (Asiatic Clams)

لقد بحث (Cameron et al., 1998) في فعالية بيرمنجنات البوتاسيوم لضبط الصدفيات الآسيوية في أطوارها الصغيرة والبالغة. وقد وجد أن الصدفيات الآسيوية في طور البلوغ أكثر مقاومة للبيرمنجنات. وتبلغ جرعة بيرمنجنات البوتاسيوم المستخدمة في الحد من الصدفيات الآسيوية في أطوارها الصغيرة من 1.1 إلى 4.8 ملغم/لتر.

الرخويات المخططة (Zebra mussels)

لقد قيم (Klerks and Fraleigh, 1991) فعالية البيرمنجنات للقضاء على الرخويات المخططة وقد ثبت أنه يمكن الوصول إلى الفعالية القصوى للبيرمنجنات بالحقن المستمر لجرعات بيرمنجنات البوتاسيوم بين 0.5 – 2.5 ملغم/لتر.

4.1.3.5 ضبط النواتج الجانبية لعملية التطهير

يتوقع أن تلعب بيرمنجنات البوتاسيوم دوراً في استراتيجيات عملية التطهير وضبط النواتج الجانبية لها في معالجة المياه ويمكن أن تستخدم بيرمنجنات البوتاسيوم لأكسدة المواد العضوية المسببة للنواتج الجانبية في بداية مراحل التقنية وبالتالي تخفيض تكوينها إلى الحد الأدنى في مرحلة التطهير عند نهاية خط التقنية في المحمطة (Hazen and Sawyer, 1992).

أثبتت نتائج الاختبارات من دراسة تمت في محطتي تنقية مياه في نورث كارولينا (الجزء 5.5.1) أن التقنية المسبقة بالبيرمنجنات خفضت تكوين الكلوروفورم ولكن وجد أن النقصان كان صغيراً عند استعمال الجرعات المستخدمة عادة في محطات معالجة المياه. إضافة إلى ذلك فقد بينت الدراسة أن الأكسدة المسبقة باستخدام البيرمنجنات ليس لها أي تأثير على حاجة الماء للكلور (Singer et al., 1980).

2.3.5 نقاط الاستخدام

يضاف محلول بيرمنجنات البوتاسيوم في محطات التقنية التقليدية عند مدخل المياه الخام في خزان الخلط السريع بالتزامن مع المخثرات أو المصففيات في المجرى قبل المرشحات. وفي محطات الترشيح المباشر، يضاف المؤكسد عادة عند مدخل المياه الخام لزيادة مدة التلامس في المجرى قبل وحدات الترشيح (Montgomery, 1985). وفي جميع الحالات يضاف بيرمنجنات البوتاسيوم قبل الترشيح. ويوضح محلول بيرمنجنات البوتاسيوم في العادة من خزان المحلول المركز إلى نقطة الحقن، وإذا كانت نقطة الحقن على خط مواتير، تدخل إبرة حقن قياسية في وسط مقطع الخط. ويمكن استخدام إبر الحقن لتزويد المحاليل لغرض الخلط والمصففيات. والبيرمنجنات فعال ويعمل كمؤكسد سريع ولا يحتاج إلى معدات خاصة للخلط في نقطة الحقن ليصبح فعالاً.

1.2.3.5 التأثير على طرق التقنية الأخرى

لبيرمنجنات البوتاسيوم تأثير قليل على خطوات التقنية الأخرى في محطات معالجة المياه (انظر الجزء 7.5) للاعتبارات التشغيلية للبيرمنجنات.

4.5 تثبيط الكائنات الممرضة وفعالية التطهير

بيرمنجنات البوتاسيوم عامل مؤكسد يستعمل بصورة كبيرة في صناعة المياه. ومع أنه لا يعتبر مطهر أولي، إلا أن له تأثير في تطوير استراتيجية التطهير بإستخدامه كبديل للكلور المسبقة أو لمؤكسدات أخرى في موقع في محطة التقنية حيث يرغب في الأكسدة الكيميائية لضبط اللون والطعم والرائحة والطحالب.

1.4.5 آلية التثبيط

تتضمن الطريقة الأساسية لثبيط الكائنات الممرضة بواسطة بيرمنجنات البوتاسيوم الأكسدة المباشرة لمادة الخلية أو تدمير أنزيمات معينة (Webber and Posselt, 1972) وبطريقة مماثلة فإن أيون البيرمنجنات يهاجم مجموعة كبيرة من الكائنات الدقيقة مثل الجراثيم والفطريات والفيروسات والطحالب.

ويؤدي استخدام بيرمنجنات البوتاسيوم إلى ترسيب ثاني اكسيد المنغنيز. وتمثل هذه الآلية طريقة أخرى لإزالة الكائنات الدقيقة من مياه الشرب (Cleasby et al., 1964). ويكون لراسب ثاني اكسيد المنغنيز في صورته المعلقة طبقة خارجية تحتوي على مجموعات OH المعرضة. ولهذه المجموعات المقدرة على ادماصاص الفصائل

المشحونة والجسيمات إضافة إلى الجزيئات المتعادلة (Pessett et al., 1967) وعند تكون الراسب، تدمر الكائنات الدقيقة في المعلق وتترسب.

2.4.5 التأثيرات البيئية

تعتمد فاعالية التثبيط على تركيز البيرمنجنات ومدة التلامس ودرجة الحرارة ودرجة الحموضة وجود مواد أخرى قابلة للأكسدة. وستناقش بعض هذه العوامل فيما يلي:

1.2.4.5 درجة الحموضة pH

تزيد الظروف القاعدية من قدرة بيرمنجنات البوتاسيوم على أكسدة المواد العضوية، ولكن العكس صحيح بالنسبة لقدرته على التطهير. فبيرمنجنات البوتاسيوم في العادة أفضل كمبيد بيولوجي في الظروف الحمضية منها في الظروف القاعدية (Cleasby et al., 1964 and Wagner, 1951).

أشارت دراسة أجريت عام 1964 إلى أن البيرمنجنات تكون عموماً أكثر فعالية كمبيد بيولوجي للأشريكية القولونية على درجات حموضة منخفضة، مبدية إزالة أكثر من 2 لوغاريت على درجة حموضة 5.9 عندما تكون درجة حرارة الماء 5 و20°C (Cleasby et al., 1964). وفي الحقيقة، فإن (Cleasby) وجدت أن درجة الحموضة هي العامل الأساسي الذي يؤثر على فاعالية التطهير لبيرمنجنات البوتاسيوم، وبالتالي فإن المياه الطبيعية التي لها درجة حموضة 5.9 أو أقل ستتحفز التطهير باستخدام البيرمنجنات خاصة كدبيل للكلوره الميسقة. إضافة إلى ذلك فقد بينت دراسة أجريت في جامعة Arizona أن بيرمنجنات البوتاسيوم قادرة على تثبيط الفيروسية المستروحة بسرعة أكبر على درجة حموضة 6 منها على درجة حموضة 8 (Yahya et al., 1990a) وتتوافق هذه النتائج مع نتائج سابقة متعلقة بتأثيرات درجة الحموضة على فاعالية المطهرات التجارية (Hazen and Sawyer, 1992). وبشكل عام، واعتماداً على النتائج المحددة لهذه الدراسات فإن فاعالية التطهير لبيرمنجنات البوتاسيوم تزداد بنقصان درجة الحموضة.

2.2.4.5 درجة الحرارة

يزيد ارتفاع درجات الحرارة من فاعالية بيرمنجنات البوتاسيوم بصورة بسيطة في إبادة الجراثيم. وقد بينت نتائج دراسة أجريت على الفيروسات السنجدية أن التثبيط بالأكسدة يزداد بارتفاع درجة الحرارة (Lund, 1963). وهذه النتائج متوافقة مع نتائج تثبيط الأشريكية القولونية (Cleasby et al., 1964).

3.2.4.5 المواد العضوية وغير العضوية الذانية

يؤدي وجود مواد عضوية وغير عضوية قابلة للتآكسد في المياه إلى نقصان في فاعالية التطهير لهذا المطهر، وذلك لأن جزءاً من بيرمنجنات البوتاسيوم المضاف سيستهلك في أكسدة هذه المواد. ويؤكسد البيرمنجنات عدداً كبيراً من المواد العضوية وغير العضوية على درجة حموضة بين 9-4. وتحت ظروف الماء الطبيعية، فإن الحديد والمنغنيز يتآكسدان ويتربسان وتحطمت معظم الملوثات المسئولة للروائح والطعم، مثل الفينولات والطحالب أيضاً بالبيرمنجنات (Hazen and Sawyer, 1992).

3.4.5 استخدام المطهر

لقد أجريت العديد من الدراسات لتحديد فاعالية بيرمنجنات البوتاسيوم النسبية كمطهر. وفي الأجزاء اللاحقة وصف لفعالية التطهير لبيرمنجنات البوتاسيوم بالنسبة لتنبيط الجراثيم والفيروسات والأوالي.

1.3.4.5 تثبيط الجراثيم

لزالت جراثيم عالية من بيرمنجنات البوتاسيوم لتنبيط الجراثيم تثبيطاً كاملاً وذلك حسب ثلث دراسات. وفي بحث قديم وجد أن جرعة متساوية لـ 2.5 ملغم/لتر تلزم لتنبيط الكامل لجراثيم القولون (LeStral, 1994). ففي هذه الدراسة أضيفت جرعة من بيرمنجنات البوتاسيوم بتركيز بين 0.5-2.5 ملغم/لتر لعينة ماء من نهر المارن. وبعد الخلط وضعت العينات في غرفة معتمة لمدة ساعتين على درجة حرارة ثابتة متساوية لـ 19.8°C وقد درس (Banerjea, 1951) مقدرة تطهير بيرمنجنات البوتاسيوم لعدد من الكائنات الدقيقة الممرضة المرتبطة بالماء. وقد تمت دراسة الضمة الهيبضية والسلمونيلا التيفية وجراثيم فلكسنر، وقد وجد أن جرعة متساوية 20 ملغم/لتر و لمدة تلامس 24 ساعة كانت لازمة لتنبيط هذه الكائنات الممرضة، ومع ذلك وتحت هذه الظروف فإن احتفاء هذه الممرضات نهائياً لم يكن مؤكداً حتى ولو ارتفع تركيز بيرمنجنات البوتاسيوم إلى الحد الذي أعطى الماء اللون الذهري غير المقبول.

في دراسة اجريت عام 1976 على مياه وادي لاس فيجاس/نيفادا الجنوبية/بحيرة ميد تحققت إزالة كاملة لجراثيم القولون على جر عات 6,5,4,3,2,1 ملغرام/لتر (Hazen and Sawyer, 1992). وقد كان مدة التلامس 30 دقيقة في حالة الجر عات 1 ، 2 ملغم/لتر و 10 دقائق للجر عات الأعلى.

2.3.4.5 تثبيط الفيروسات

ثبتت فعالية بيرمنجنات البوتاسيوم ضد بعض أنواع الفيروسات. فلتثبيط الفيروسات السنجدية يلزم جرعة من بيرمنجنات البوتاسيوم مقدارها 50 ملغم/لتر على مدة تلامس مقدارها ساعتان (Strain MVA (Hazen and Sawyer, 1992). وكانت جرعة بيرمنجنات البوتاسيوم اللازمة للحصول على تثبيط مقداره 1 لوغاريتم للفيروسات السنجدية 5.0 ملغم/لتر و مدة تلامس 33 دقيقة (Yahya et al., 1990b). وقد وجد أن مستوى التثبيط ارتفع على درجة حرارة 23°C مقارنة بـ 7°C، ولكن لم يكن هناك فرق هام بين مستويات التثبيط على درجة حموضة 6 أو 8.

تحقق جر عات بين 0.5-5 ملغم/لتر من بيرمنجنات البوتاسيوم تثبيطاً مقداره 2 لوغاريتم على الأقل لفيروس البكتيريوهافاج باستخدام الأشريكية القولونية كجراثيم مضيفة (Yahya et al., 1989) وقد أظهرت النتائج أنه على درجة حموضة 6 و 8، حصل تثبيط مقداره 2 لوغاريتم بعد مدة تلامس مقدارها 52 دقيقة على الأقل وتركيز متبقى مقداره 0.5 ملغم/لتر. وعند وجود متبقى مقداره 5 ملغم/لتر، فإن مدة التلامس اللازمة لإحداث تثبيط 2 لوغاريتم على درجة حموضة 6 و 8 هي تقريباً 7 و 13 دقيقة على التوالي. وهذه النتائج تناقض نتائج الدراسات السابقة والتي تقول أن بيرمنجنات البوتاسيوم تصبح أكثر فعالية بنقصان درجة الحموضة.

3.3.4.5 تثبيط الأولي

لا يوجد في المراجع معلومات عن تثبيط الأولي باستخدام بيرمنجنات البوتاسيوم. ومع ذلك، وبناءً على المطهرات الأخرى التي تمت مناقشتها في هذا الدليل، فإن الأولي أكثر مقاومةً من الفيروسات وبالتالي فإن الجر عات ومدة التلامس اللازمة للتثبيط تصبح غير عملية.

4.3.4.5 منخيات (م.ت)

يبين الجدول (5-1) منخيات مدة تركيز للتثبيط البكتيريوهافاج-2 MS-2. وقد أعطيت هذه البيانات كمؤشر على إمكانية استخدام بيرمنجنات البوتاسيوم، إلا أن القيم غير متوافقة وليس لها معامل أمان ويجب أن لا تستخدم لتحديد احتياجات م.ت.

الجدول 5-1: قيم (م.ت) لبيرمنجنات البوتاسيوم للتثبيط مقداره 2 لوغاريتم للبكتيريوهافاج-2 MS-2

(المتبقي بـ ملغم/لتر) pH 8.0 ¹	PH 6.0 ¹ ملغم دقيقة/لتر	(المتبقي بـ ملغم/لتر)
26.1 (a)	27.4 (a)	0.5
50.9 (b)	32.0 (a)	1.5
53.5 (c)	--	2
35.5 (c)	63.8 (a)	5

ملاحظة: الأرقام تعني ظروف تجريبية مختلفة.

5.5 تكوين النواتج الجانبية لعملية التطهير

لا يوجد مراجع تبحث بشكل محدد تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير عند استخدام بيرمنجنات البوتاسيوم. ولكن هناك عدة دراسات أجريت على محطات معالجة المياه التي استبدلت الكلورة المسبقة ببيرمنجنات البوتاسيوم ونقلت الكلورة إلى التطهير البعدي. فالنتيجة المسبقة بالبيرمنجنات مصحوبة بالكلورة البعدية تؤدي في العادة إلى تخفيف نواتج التطهير الجانبية مقارنة بما ستكون عليه في حالة استخدام الكلورة المسبقة. (Ficek and Boll, 1980; Singer et al., 1980).

في هذا السياق، فإن بيرمنجنات البوتاسيوم تخدم كديل للكلور للأكسدة وتخفيض تركيز المواد العضوية الطبيعية (NOM). إلا أن على الأنظمة أن تقييم تأثير قيم م.ت قبل نقل نقطة الكلورة. والجزئين التاليين يلخصان نتائج هاتين الدراستين.

1.5.5 محطات معالجة المياه في شابيل هيل ودورهام، وشمال كارولينا

لقد أجريت دراسة في محطات معالجة المياه في شابيل هيل ودورهام وشمال كارولينا لتقدير آثار المعالجة ببيرمنجنات البوتاسيوم على تكون ثلاثي هالوجينوميثن (Singer et al., 1980). وتستخدم محطة معالجة المياه في شابيل هيل الكلورة المسبقة، فالكلور لا يضاف إلا بعد حوض الترسيب وقبل الترشيح. وتتقى المحطتان مياه

سطحية ذات قلوية منخفضة. ومصادر المياه في المحيطات معروفة باحتمال تكوين تراكيز عالية من ثلاثي هالوجينوميثان (Young and Singer, 1979).

ودرجة عكر عينات المياه الخام المأخوذة من شابيل هيل عالية تتراوح بين 46-110 وتركيز الكربون العضوي الكلي TOC تتراوح بين 5.6-8.9 ملغم/لتر. وقد خُرُّت العينات المأخوذة من دور هام ثم ثُرُكت لتترسب مما أدى إلى إنتاج مياه بجودة أعلى من مياه شابيل هيل. وبعد الترسيب، وجد أن عكر هذه العينة تبلغ 2.9 TOC و 6.4 NTU و 2.9 ملغم/لتر. وقد استخدم حمض الكبريتيك وهيدروكسيد الصوديوم لتعديل درجة الحموضة للعينة حتى تصبح 6.5 أو 10.3.

اختيرت هذه القيم لدرجة الحموضة لأنها تقع في نطاق درجات الحموضة الموجودة عادة في محطات معالجة المياه السطحية المبنية على التخثير- الترشيح وإزالة العسرة باستخدام الجير.

وقد وجد أن جرعات 2 و 5 ملغم/لتر من بيرمنجنات البوتاسيوم تستهلك كلياً في فترة مدة تتراوح بين 1-4 ساعات على التوالي في عينات شابيل هيل. أما في عينات دور هام التي استخدمت جرعات بيرمنجنات 2-5 ملغم/لتر، فكانت الكمية اللازمة من البيرمنجنات في 4 ساعات 1.3 و 1.8 ملغم/لتر على التوالي.

هذا الفرق في الاحتياجات يبين عينات شابيل هيل ودور هام قد يعزى إلى نوعية المياه خاصة تراكيز الكربون العضوي الكلي. وقد وجد أن تراكيز الكربون العضوي الكلي لم يتغير قبل وبعد إضافة البيرمنجنات، ولكنه قد يصبح موجوداً في أرقام تأكسد أعلى بعد عملية التطهير. وقد وجد في هذه الدراسة أيضاً أن فعالية البيرمنجنات كعامل مؤكسد تزداد على درجات حموضة مرتفعة.

على الرغم من الاستهلاك الكبير للبيرمنجنات، يظهر أن تأثير تفاعل البيرمنجنات قليل نسبياً على احتياجات الكلور. فعلى سبيل المثال، فإن استهلاك 6 ملغم/لتر من البيرمنجنات خفض الحاجة إلى الكلور بمقدار 1 ملغم/لتر تقريباً. وتحوي هذه المشاهدات أن البيرمنجنات تتفاعل مع الشوائب الموجودة في الماء بطريقة مختلفة، أو في موقع مختلف عن الكلور. وهذا تفسير آخر لهذه الظاهرة وهو أن البيرمنجنات توكسد بعض المواد العضوية وبالتالي تزيل حاجتها للكلور ولكنها أيضاً توكسد مواد عضوية أخرى بصورة جزئية جاعلة إياها أكثر فعالية مع الكلور. وقد فحصت كلتا العينتين من شابيل هيل ودور هام لإمكانية تكوينها للكلوروفورم. وقد بنيت هذه القياسات على كمية الكلوروفورم المكونة بعد سبعة أيام، حيث نقصت احتمالية تكوين الكلوروفورم في عينة دور هام بحوالي 30% و 40% على درجة حموضة 6.5 و 10.3 على التوالي، كنتيجة لإضافة 10 ملغم/لتر من البيرمنجنات لمدة مقدارها 2 ساعة. وقد تم الحصول على نتائج مشابهة لعينات شابيل هيل، إلا أن النتائج على درجة حموضة 6.5 لم تظهر أي انخفاض في احتمالية تكوين الكلوروفورم على جرعات منخفضة. وقد أجريت تجربتان آخرتان على المياه الخام في شابيل هيل لدراسة أعمق عن تأثير الجرعات المنخفضة للبيرمنجنات. ووُجِّهَت النتائج أن البيرمنجنات لا تؤثر اطلاقاً على تكوين الكلوروفورم إذا كانت الجرعات أقل من 1 ملغم/لتر. أما على جرعات أعلى فتصبح احتمالية تكون الكلوروفورم أقل، ويمكن تلخيص النتائج الرئيسية للدراسات التي أجريت في محطات معالجة المياه شابيل هيل ودور هام بباليسي:-

تعتمد فعالية البيرمنجنات على درجة الحموضة وجرعة البيرمنجنات وجودة المياه الخام. تخفض البيرمنجنات احتمالية تكون الكلوروفورم ويتنااسب هذا التخفيف مع كمية البيرمنجنات المتبعة بعد اختيار الاحتياجات الأولية. وقد وجد أن الجرعات الأقل من 1 ملغم/لتر لا تؤثر على احتماليات تكون الكلوروفورم. في حالة الجرعات المستخدمة عادة في التقنية المسبقة في محطات معالجة المياه، فإن تأثير البيرمنجنات على الإنتاج الكلي للكلوروفورم قليل جداً. وإذا ما استخدم البيرمنجنات لخفض تكوين ثلاثي هالوجينوميثان بشكل خاص، فإننا نحتاج إلى جرعات كبيرة. ولكن يمكن نقل الكلورة إلى نهاية خط التقنية بعد أحواض الترسيب وهذا يؤدي في الغالب إلى كييات أقل من المياثانات المهلجة.

2.5.5 المؤسسة الباحثية لاتحاد المياه الأمريكية

في دراسة أخرى تم بحث تأثير إضافة بيرمنجنات البوتاسيوم على تكون النواحى الجانبية في أربع محطات تنقية مياه (Ficek and Boll, 1980). وجميع هذه المحطات تقليدية تستعمل الكلورة المسبقة في عملية التنقية. وسعة المحطات التصميمية تتراوح بين 4.5 إلى 15 مليون غالون في اليوم. وقد تم تعديل عملية التنقية في كل محطة باستبدال معدات الكلورة المسبقة بمعدات للأكسدة بيرمنجنات البوتاسيوم. وبعد إجراء التعديلات، قام فريق بحثي من AWWARF بإجراء دراسة لتحديد تأثير إضافة بيرمنجنات البوتاسيوم على تراكيز ثلاثي هالوجينات المياثان الكلية (George et al., 1990).

قبل التحويل من الكلورة المسبقة إلى الأكسدة المسبقة، كان معدل تراكيز ثلاثي هالوجينو الميثانات الكلية TTHM في المحطات الأربع يتراوح بين 79-99 ميكروغرام/لتر. أما معدل تراكيز ثلاثي هالوجينو الميثان للمحطات الأربع فكان 92 ميكروغرام/لتر. وبعد التحويل شهدت ثلاث من المحطات الأربع انخفاضاً بمقدار 30% في تراكيز ثلاثي هالوجينو الميثانات. وإضافة إلى تخفيض تراكيز ثلاثي هالوجينو الميثانات، فإن بيرمنجنات البوتاسيوم أكسدت المركبات التي تسبب الطعم والرائحة والهيدروجين والمغذية والمواد العضوية وغير العضوية، كما خفضت نمو الطحالب. كذلك بينت الدراسة أن استخدام بيرمنجنات البوتاسيوم والكلور في نفس الوقت قد يزيد في تكون ثلاثي هالوجينو الميثانات.

6.5 وضع الطرق التحليلية

تعتبر طريقة مطابقية الامتصاص الذي لقياس المنغنيز هي المفضلة لتحديد تراكيز البيرمنجنات. إضافة لذلك، هناك طريقتان لونيتان وهما طريقة بيرسلافات وبيرايدات (Standard Methods, 1995).

7.5 الاعتبارات التشغيلية

عند استخدام بيرمنجنات البوتاسيوم في معالجة المياه، يجب أخذ الحبطة من استعمال جرعات زائدة حيث سيمر المنغنيز في هذه الحالة إلى محطة التنفيذة. ويجب اختيار الجرعة المناسبة للتأكد من أن البيرمنجنات قد تم اختزالها كلية (أي أنها تحولت إلى MnO_2 الصلب) والذي يفصل في بداية خط التنفيذة أو بالمرشحات الموجودة في المحطة. أما إذا اختزل المنغنيز المتبقى في نهاية خط التنفيذة، بعد المرشحات فإن المركبات الصلبة الناتجة قد تحول لون الماء الجاهز إلى لونبني أو أسود وتنترب في البيوت على سطوح المبدلات الحرارية مثل سخانات الماء الساخن وجلايات الصحون.

واستخدام بيرمنجنات البوتاسيوم قد يكون أيضاً مصدراً للمنغنيز في الماء الجاهز والذي حدد قيمته في مياه الشرب بقيمة ملوث قصوى ثانوية (SMCL) مقدارها 0.05 ملغم/لتر. وإذا كانت الظروف مخترلة، فإن MnO_2 الصلب المترافق في ماء الغسل العكسي للمرشح وفي أحواض الترسيب قد يختزل إلى Mn^{2+} الذائب وبالتالي يمر من خلال المرشحات إلى الماء الجاهز.

وتحت هذه الظروف فإن Mn^{2+} الذائب في الماء الراجع من معدات إزالة الماء من أحواض الترسيب ومن ماء الغسل الراجع للمرشحات والمدور إلى بداية خط التنفيذة قد يكون مصدراً للمنغنيز والذي يجب أن يعالج أو يضبط للحد من تراكيزه في الماء الجاهز (Singer, 1991) ويمكن تصويب وضع الكميات الزائدة من البيرمنجنات المستخدمة في محطات التنفيذة التقليدية بترسيب الفائض من MnO_2 الصلب في حوض الترسيب. ويمكن رصد إزالة الفائض من البيرمنجنات نوعياً بمحلاحة اختفاء اللون الزهري المميز للبيرمنجنات. وفي المحطات التي لا تستعمل التدف والترسيب في التنفيذة يجب أن ترصد إضافة البيرمنجنات رصداً حيثاً (Montgomery, 1985). وبشكل عام، فإن بيرمنجنات البوتاسيوم لا تتدخل بخطوات التنفيذة الأخرى أو بظروف المحطة. ويمكن أن تضاف البيرمنجنات في آخر خط المعالجة، أو متزامناً مع المختبر والمواد المبلمرة المساعدة في الترشيح، ويجب أن لا تتواءم إضافة مسحوق الكربون المنشط (PAC) مع البيرمنجنات. فمسحوق الكربون المنشط يضاف في نهاية خط التنفيذة وبعد البيرمنجنات، لأنه قد يستهلك البيرمنجنات مما يجعلها غير متوفرة لأكسدة المواد العضوية المراد أكسنتها (Montgomery, 1985).

أما الحيز الذي تحتاجه معدات تغذية البيرمنجنات فتحتاج اعتماداً على نوع وحجم نظام التغذية. فأنظمة التغذية الجافة تحتاج ل حوالي نصف مساحة أنظمة الطرحات، لأن هذه الأنظمة تحتاج إلى خزانات إزابة زيادة عن المطلوب. أما الإرتفاع اللازم فهو أكبر لأنظمة التغذية الجافة حيث يتم تركيب أحواض التخزين وجامع الغبار فوق المغذي الجاف (Kawamura, 1991) وكذلك فإن حزن بيرمنجنات البوتاسيوم في الموقع يتطلب بعض الاحتياطات. فحسب متطلبات إدارة السلامة والصحة المهنية OSHA، فإن المؤكسدات مثل البيرمنجنات يجب أن تخزن منفصلة عن الكيماويات العضوية مثل المبلمرات والكربون المنشط.

8.5 ملخص

1.8.5 ايجابيات وسلبيات استخدام بيرمنجنات البوتاسيوم

تلقي القائمة التالية الضوء على مزايا وسلبيات مختارة لاستخدام بيرمنجنات البوتاسيوم في تطهير مياه الشرب. ويسbib الاختلافات الكبيرة في حجم النظام وجودة المياه والجرعات المضافة، فإن بعض هذه المزايا والسلبيات قد لا تتطبق على بعض الأنظمة.

المزايا

- تؤكسد بيرمنجنات البوتاسيوم الحديد والمنغنيز.
- تؤكسد بيرمنجنات البوتاسيوم المركبات المسببة للطعم والرائحة.
- سهولة نقل وتخزين واستخدام بيرمنجنات البوتاسيوم.
- تستخدم بيرمنجنات البوتاسيوم في ضبط تكون ثلاثي هالوجينو الميثان والمركبات الجانبية الأخرى الناتجة عن التطهير.
- يمكن استخدام بيرمنجنات البوتاسيوم في الحد من الكائنات المزعجة.
- تأثير استخدام بيرمنجنات البوتاسيوم على خطوات التنقية الأخرى في محطات معالجة المياه قليل.
- ثبت أن بيرمنجنات البوتاسيوم فعالة ضد بعض الفيروسات.

السلبيات

- تحتاج إلى مدة تلامس طويلة.
- بيرمنجنات البوتاسيوم لها القدرة على تلوين المياه باللون الذهري.
- بيرمنجنات البوتاسيوم سامة ومهيجة للجلد والاغشية المخاطية.
- لا تكون مركبات جانبية أثناء تحضير محلول التغذية، ولكن هذه المادة الصلبة المبلورة ذات اللون الداكن البنفسجي/ أو الأسود قد تسبب إصابات خطيرة في العين، كما أنها مهيجية للجلد والجهاز التنفسـي وقد تسبب الوفاة في حالة تناولها. والجرعات الزائدة منها خطيرة وقد تسبب مشاكل صحية مثل اليرقان الكيميائي وهبوط في ضغط الدم.

2.8.5 جدول تلخيصي

هناك حاجة لمزيد من الأبحاث المتعلقة بخصائص التطهير وتكون نواتج الأكسدة الجانبية عند استخدام بيرمنجنات البوتاسيوم في معالجة المياه. كذلك هناك حاجة لتحديد قيمة مت لبيرمنجنات البوتاسيوم إذا أردنا استخدامها كمؤكسد. ولأن المؤكسدات البديلة مثل الأوزون وثاني أكسيد الكلور، لها فاعلية أكبر بكثير من بيرمنجنات البوتاسيوم في القضاء على الميكروبات، فإنها لن تستخدم في الغالب كمؤكسد أولي للمواد المسببة للنواتج الجانبية. ويلخص الجدول 2-5 المعلومات الواردة في هذا الفصل المتعلقة باستخدام بيرمنجنات البوتاسيوم في عمليات تنقية مياه الشرب.

الجدول 5-2: ملخص لاستخدام بيرمنجنات البوتاسيوم

الاعتبارات	الوصف
التوليد	يزود المنتج الجاف في جرائد، أو براميل بكتيريات كبيرة، ويتم توليد المحلول في الموقع بالخلط الكيميائي ومعدات التغذية.
الاستخدامات الأولية	ضبط الطعم والرائحة وإزالة اللون وضبط النمو البيولوجي وإزالة الحديد والمنغنيز.
فعالية التثبيط	ليست مطهراً جيداً، يمكن أن تعمل ك بدائل للكلور أو المطهرات الأخرى إذا كان هناك حاجة لاكتسدة كيميائية.
تكون النواتج الجانبية	لا يوجد في المراجع ما يشير إلى تكون نواتج جانبية للتقطير باستخدام بيرمنجنات البوتاسيوم في الأكسدة. وتؤدي التقنية المسبقة ببيرمنجنات البوتاسيوم والبعدية بالكلورة في العادة إلى تراكيز أقل من نواتج التطهير الجانبية والتي تظهر عادة في الكلورة المسبقة التقليدية.
حدود الاستعمال	ليست مطهراً جيداً، تستخدم بشكل أساسي في التقنية المسبقة لخفض استخدام الكلور وخفض تشكل النواتج الجانبية.
نقط الاستخدام	التقنية التقليدية، بالإضافة إلى الماء الخام. خزان الخلط السريع بالتزامن مع المختارات، المصففيات في المجرى العلوي قبل المرشحات، الترشيح المباشر، مدخل المياه الخام، وفي جميع الحالات تضاف البيرمنجنات في أعلى المجرى قبل المرشحات.
اعتبارات خاصة	يجب الاحتفاظ من استعمال جرعات زائدة. هناك حاجة للبحث لتحديد خصائص التطهير ونواتج الأكسدة الجانبية.

9.5 المراجع

1. AWWA (American Water Works Association). 1991. Guidance Manual for Compliance with the Filtration and Disinfection Requirements for Public Water Systems Using Surface Water Sources.
2. Banerjea, R. 1950. "The Use of Potassium Permanganate in the Disinfection of Water." *Ind. Med. Gaz.* 85:214-219.
3. Cameron, G.N., J.M. Symons, S.R. Spencer, and J.Y. Ma. 1989. "Minimizing THM Formation During Control of the Asiatic Clam: A Comparison of Biocides." *J. AWWA.* 81(10):53-62.
4. Cleasby, J.L., E.R. Baumann, and C.D. Black. 1964. "Effectiveness of Potassium Permanganate for Disinfection." *J. AWWA.* 56:466-474.
5. CRC. 1990. *Handbook of Chemistry and Physics*, seventy-first edition. D.L. Lide (editor). CRC Press, Boca Raton, FL.
6. Culp/Wesner/Culp. 1986. *Handbook of Public Water Systems*. Van Nostrand Reinhold, New York, NY.
7. Ficek, K.J., and J.E. Boll. 1980. "Potassium Permanganate: An Alternative to Prechlorination." *Aque.* 7:153-156.
8. George, D.B., V.D. Adams, S.A. Huddleston, K.L. Roberts, and M.B. Borup. 1990. *Case Studies of Modified Disinfection Practices for Trihalomethane Control, Potassium Permanganate*. AWWAR and AWWA, Denver, CO.
9. Hazen and Sawyer. 1992. *Disinfection Alternatives for Safe Drinking Water*. Van Nostrand Reinhold, New York, NY.
10. Kawamura, S. 1991. *Integrated Design of Water Treatment Facilities*. John Wiley & Sons, Inc., New York, NY.
11. Klerks, P.L. and P.C. Fraleigh. 1991. "Controlling Adult Zebra Mussels with Oxidants." *J. AWWA.* 83(12):92-100.
12. Lalezary, S., M. Pirbazari, and M.J. McGuire. 1986. "Oxidation of Five Earthy-Musty Taste and Odor Compounds." *J. AWWA.* 78(3):62.
13. Le Strat. 1944. "Comparison des pouvoirs sterilisants du permanganate de potasses et de l'eau de javel a l'egard d'eaux contaminées." *Ann. Hygiene.*
14. Lund, E. 1963. "Significance of Oxidation in Chemical Interaction of Polioviruses." *Arch. Ges. Virusdorsch.* 12(5):648-660.
15. Montgomery, J.M. 1985. *Water Treatment Principles and Design*. John Wiley & Sons, Inc., New York, NY.
16. O'Connell, R.T. 1978. "Suspended Solids Removal." *Water Treatment Plant Design*. R.L. Sanks (editor). Ann Arbor Science Publishers, Inc, Ann Arbor, MI.
17. Posselt, H.S., F. J. Anderson, and W.J. Webber. 1967. "The Surface Chemistry of Hydrous Manganese Dioxide." Presented at meeting of Water, Air, and Waste Chemistry Division, American Chemical Society, Bar Harbor, FL, April.
18. Singer, P.C. 1991. "Research Needs for Alternative Oxidants and Disinfectants." Presented at the Annual AWWA Conference, Philadelphia, June 23-27.
19. Singer, P.C., J.H. Borchardt, and J.M. Colthurst. 1980. "The Effects of Permanganate Pretreatment on Trihalomethane Formation in Drinking Water." *J. AWWA.* 72(10):573-578.
20. Standard Methods. 1995. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, nineteenth edition. American Public Health Association, AWWA, and Water Pollution Control Fed., Washington, D.C.
21. USEPA. 1990. *Guidance Manual for Compliance with the Filtration and Disinfection Requirements for Public Works Systems Using Surface Water Sources*. Prepared by Malcolm Pirnie, Inc. and HDR Engineering for USEPA. Contract No. 68-01-6989.
22. Wagner, R.R. 1951. "Studies on the Inactivation of Influenza Virus." *Yale J. Biol. Med.* pp. 288-298.
23. Webber, W.J., Jr., and H.S. Posselt. 1972. "Disinfection." *Physicochemical Processes in Water Quality Control*. W. J. Webber (editor). John Wiley & Sons, New York, NY.
24. Yahya, M.T., T.M. Straub, and C.P. Gerba. 1990a. Inactivation of poliovirus type 1 by Potassium Permanganate. University of Arizona Preliminary Research Report, Tucson, AZ.
25. Yahya, M.T., Landeen, L.K., and Gerba, C.P. 1990b. Inactivation of Legionella pneumophila by Potassium Permanganate. *Environ. Technol.* 11:657-662.
26. Yahya, M.T., et al. 1989. "Evaluation of Potassium Permanganate for the Inactivation of MS-2 in Water Systems." *J. Environ. Sci. Health.* A34(8):979-989.
27. Young, J.S. and P.C. Singer. 1979. "Chloroform Formation in Public Water Supplies: A Case Study." *J. AWWA.* 71(2):87.

6

الكلورامينات

تم التعرف على مقدرة التطهير بمركبات الكلور-أمونيا أو الكلورامينات في بداية القرن العشرين. وقد تم أخذ إحتمالية استعمال الكلورامينات كمطهرات بعين الاعتبار بعد ملاحظة أن التطهير بالكلور يحدث في طورين مميزين. ففي الطور الأول، تسبب المركبات المختزلة للكلور (أي الحاجة للكلور) في الإخفاء السريع للكلور الحر المتاح. ولكن إذا وجدت الأمونيا فإن الفعل المبيد للجراثيم يستمر (حتى مع اخفاء متبقي الكلور الحر). ويحدث الطور التالي للتطهير بفعل الكلورامينات غير العضوية.

1.6 كيمياء الكلورامينات

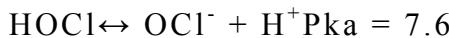
ت تكون الكلورامينات بتفاعل الأمونيا مع الكلور المائي (أي HOCl). وقد استخدمت الكلور أمينات في البداية للحد من الطعم والرائحة. إلا أنه وبعد فترة قصيرة، لوحظ أن الكلورامينات أكثر ثباتاً من الكلور الحر في أنظمة التوزيع. وبالتالي، وجد أنها فعالة في الحد من معاودة النمو البكتيري في الشبكات. و كنتيجة لذلك، استخدمت الكلورامينات بانتظام في الثلاثينيات والأربعينيات من القرن العشرين لأغراض التطهير. إلا أن استخدام الكلورامينات انخفض في الحرب العالمية الثانية بسبب نقص الأمونيا. وبسبب الفلق المتزايد في العقدين الأخيرين حول النواتج العضوية المهلجة لعملية الكلورة (تكون ثلاثة هالوجينوميثان وحمض الهالوستيك) في محطات معالجة المياه وأنظمة التوزيع، فقد زاد الاهتمام بالكلورامينات لأنها تكون عدد قليل جداً من النواتج الجانبية لعملية التطهير (DBPs).

1.1.6 الاتزان الكيميائي وحركيات التفاعل والخصائص الفيزيوكيميائية

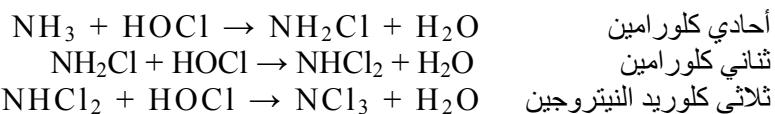
ت تكون الكلورامينات من تفاعل الكلور مع الأمونيا. وقد يحتوي الخليط الناتج على أحادي كلورامين (NH_2Cl) أو ثانوي كلورامين (NHC_2) ، أو ثلاثة كلوريد النيتروجين (NCl_3). وعندما ينتشر الكلور في الماء، يحدث تميء سريع حسب المعادلة التالية:



و ثابت الاتزان لهذا التفاعل (K_{eq}) على 25°C يساوي $10^4 \times 3.94 \text{ مolar}^{-1}$. ويكون التفاعل بالإتجاه الأمامي تقريراً كاملاً في المحاليل المخففة على درجة حموضة أعلى من 3. وحمض الهيبوكلوروس حمض ضعيف يتفكك كما يلي:

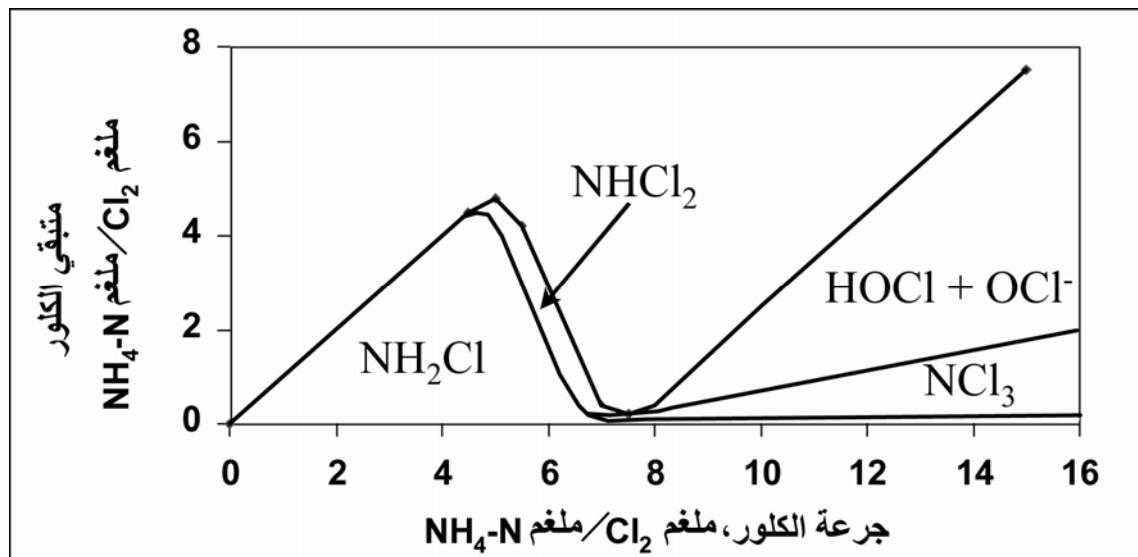


تعتمد نسبة $\text{HOCl} / \text{OCl}^-$ في محلول على درجة الحموضة. وكلا الفصيلتين عوامل مؤكسدة قوية، قادرة على التفاعل مع عدد من المواد الموجودة في الماء. وفي المحاليل المائية على درجة حموضة بين 7.6 - 8.5 يتفاعل HOCl بسرعة مع الأمونيا لتكوين الكلورامينات غير العضوية في سلسلة من التفاعلات التنافسية (White, 1992). والصور المبسطة للتفاعلات الكمية بين الكلور والأمونيا هي كما يلي:



تعتمد هذه التفاعلات المتنافسة وأخرى غيرها بشكل رئيسي على درجة الحموضة وتتحدد بشكل كبير بنسبة الكلور:نيتروجين الأمونيا ($\text{Cl}_2:\text{N}$). وتلعب مدة التلامس ودرجة الحرارة دوراً في ذلك أيضاً. ويبين الشكل (1-6) العلاقات المميزة بين فصائل الكلورامينات على نسب $\text{Cl}_2:\text{N}$ مختلفة ودرجات حموضة تتراوح بين 6.5 – 8.5. ويظهر الشكل أن أحادي كلورامين هو السادس على نسبة $\text{Cl}_2:\text{N}$ أقل من 5:1. وإذا أزدادت هذه النسبة من 5:1 إلى 7.6 يحدث تفاعل نقطة الانكسار، مما يؤدي إلى نقصان مستوى الكلور إلى الحد الأدنى. وينتج عن الكلورة على نقطة الانكسار تكون غاز النيتروجين والنیترات وكلوريد النيتروجين. وعلى نسبة $\text{Cl}_2:\text{N}$ أعلى من 7.6:1، يتواجد الكلور الحر وثلاثي كلوريد النيتروجين.

ويبين الشكل (2-6) العلاقة بين فصائل الكلورامين ودرجة الحموضة (Paline, 1950). ويظهر الشكل أن ثانوي كلورامين تصبح سائدة على درجة حموضة منخفضة.

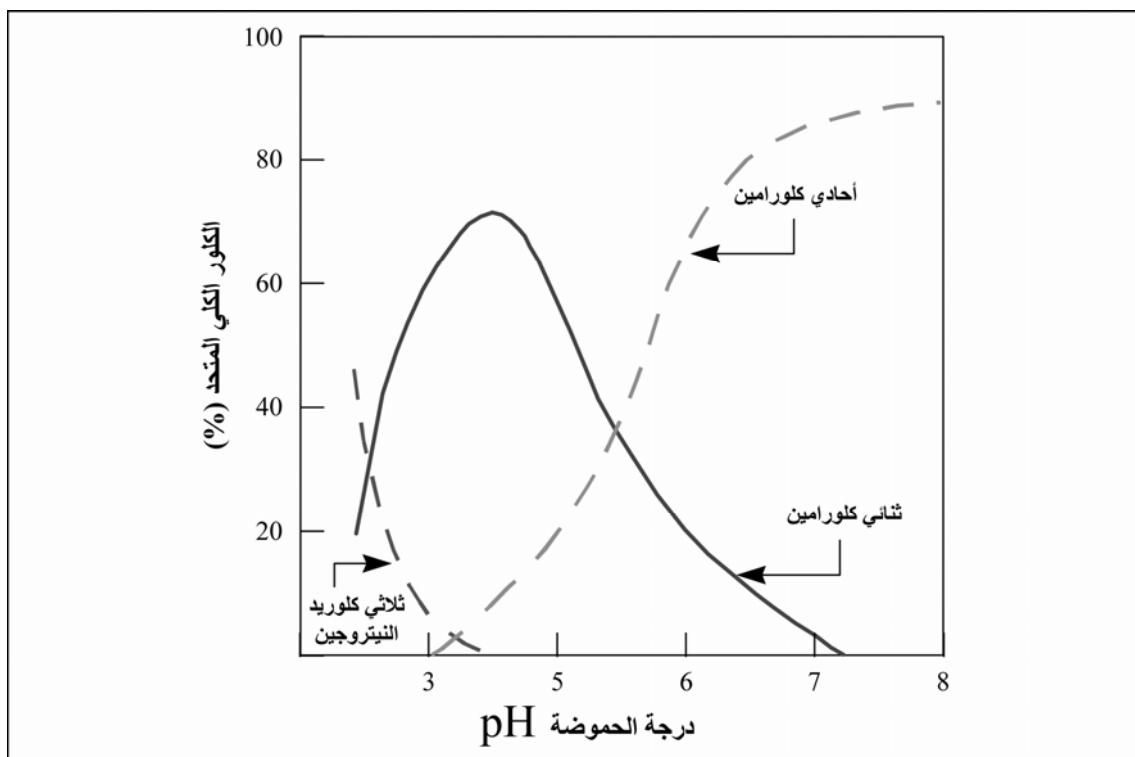


الشكل 1-6: المنحنى النظري لنقطة الانكسار

ولتجنب تفاعلات نقطة الانكسار، يجب أن تحافظ المحيطات على نسبة $\text{Cl}_2:\text{N}$ بين 3 و 5 بالوزن، ونسبة 6 هي في الواقع مثالية للتطهير، إلا أنه من الصعب المحافظة على ثبات عملية التشغيل عند هذه النقطة في منحنى الانكسار. لذلك فإن نسبة $\text{Cl}_2:\text{N}$ بمستوى 4 مقبولة في العادة كقيمة مثالية لعملية الكلورة الأمينية.

إضافة إلى ذلك، فإنه في مدة زمنية مقدارها يوم واحد تقريباً وبدون أي تعديلات على درجة الحموضة أو نسبة $\text{Cl}_2:\text{N}$ ، فإن أحادي كلورامين سيتفكك إلى ثانوي كلورامين بنسبة 43% NH_2Cl و 57% NHCl_2 .

وثانوي كلورامين غير ثابت نسبياً بوجود HOCl ، لذلك فإنه يصعب توليد محليل نقي من هذا الشكل من أحادي كلورامين والمحافظة عليها.



الشكل 6-2: شكل توزيع فصائل الكلورامين مع درجة الحموضة

2.6 التوليد

تتكون الكلورامينات بالتفاعل ما بين حمض الهيبوكلوروس والأمونيا حسب المعادلات المبينة في الجدول 1.6. ويلخص الجدول (1-6) الجرعات النظرية من الكلور والأمونيا المبنية على هذه الصيغ. ويفضل استخدام أحادي الكلورامين في تطهير مياه الشرب بسبب مشاكل الطعم والرائحة المرتبطة بثنائي كلورامين وثلاثي كلوريد النيتروجين. وكممارسة عامة، وللتتأكد من عدم تكون هذه المركبات، تحدد نسبة الكلور إلى الأمونيا بـ 1:3، ولكن بسبب المشاكل مثل النترة وتكون الطبقة الزرقة، والتي تسببها الأمونيا الفائضة، فإن الممارسات الحالية تستخدم نسبة N:Cl₂ تتراوح بين 1:1 إلى 3:5 مع قيمة نموذجية متساوية 1:4.

الجدول 6-1: جرعة الكلور اللازمة لتفاعل بين NH₃ و Cl₂

ملغم NH ₃ / ملغم Cl ₂	التفاعل
4.2	أحادي كلورامين
8.4	ثاني كلورامين
12.5	ثلاثي كلوريد النيتروجين
6.3	النيتروجين
16.7	النيترات
9	تفاعل المتنقي الحر

سرعة تفاعل تكون أحادي كلورامين حساسة لدرجة الحموضة. ويبيّن الجدول (6-2) أزمنة التفاعلات المحسوبة لتكون أحادي كلورامين على 25°C، ونسبة كلور: أمونيا 3:1 (White, 1992).

الجدول 6-2: المدة اللازمة لتحول 99% من الكلور إلى أحادي كلورامين

المدة (ثواني)	درجة الحموضة
421	2
147	4
0.2	7
0.069	8.3
33.2	12

1.2.6 معدات تغذية الكلور

يلخص الجدول (3-6) الطرق الشائعة لاستخدام إضافة الكلور بما فيها إحتياطات السلامة والتكلفة.

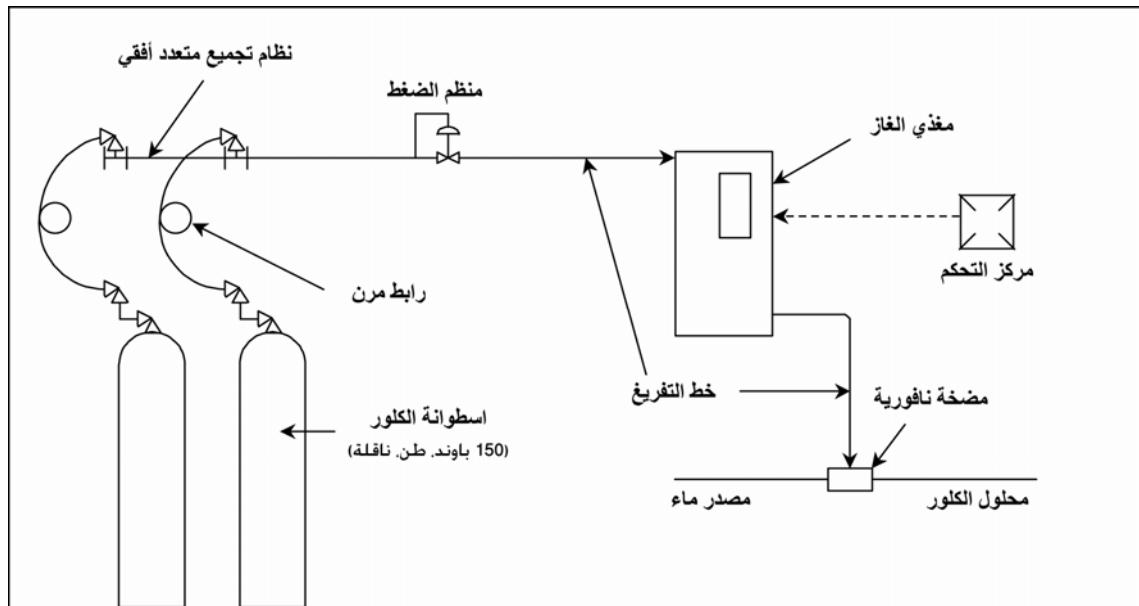
الجدول 6-3: طرق الشائعة الاستخدام لاضافة الكلور

الطريقة	الوصف	احتياجات السلامة	الكلفة
غاز الكلور	يورد الغاز في حاويات تتراوح سعتها بين اسطوانات سعة 150 باوند إلى سيارات قاطرة بسعة 90 باوند والاسطوانات ذات سعة 1 طن شائعة. وت تكون معدات التغذية من مضخة حافة للمحلول لخلق فراغ وضبط آوتوماتيكي للفتحة لقياس الغاز. ويمكن سحب الغاز مباشرة من وعاء التخزين أو أن يولد بمixer من السائل المسحوب من الوعاء. ويظهر الشكل (3-6) مخطط لنظام تغذية غاز الكلور.	يصنف الكلور حسب تشریعات الحرائق كعامل مؤكسد سام جداً وغاز مضغوط لذا يجب تصميم معدات غاز الكلور الحديثة مع شفاطات هواء للتخلص من أي غاز متسرّب ومعادلته. ويجب إعداد خطط إدارة تجنب المخاطر وتوفّر معدات السلامة الخاصة بالعاملين والتدريب اللازم للمشغلين.	تتراوح الكلفة لكل باوند من الكلور 0.08 دولار إلى 0.2 دولار لكل باوند اعتماداً على كمية الشراء.
هيبوكلورايت الصوديوم	يمكن شراء هيبوكلورايت الصوديوم بكميات تتراوح بين براميل سعة 55 غالوناً إلى ناقلات بسعة 4500 باوند. ويمكن تخزن الأحمال إما في خزانات مصنوعة من الفيرجلاس أو البلاستيك. ويفد المحلول مباشرة إلى المجرى المائي ويبين الشكل (4-6) مخطط لنظام تغذية هيبوكلورات الصوديوم.	محلول الهيبوكلورايت سام ويصنف كمادة ضارة. ومعدات التخزين يجب أن تضم مع حاويات ثانوية.	الكلفة الكيميائية 0.6 الاعتيادي دولار إلى 1.0 دولار لكل باوند Cl_2

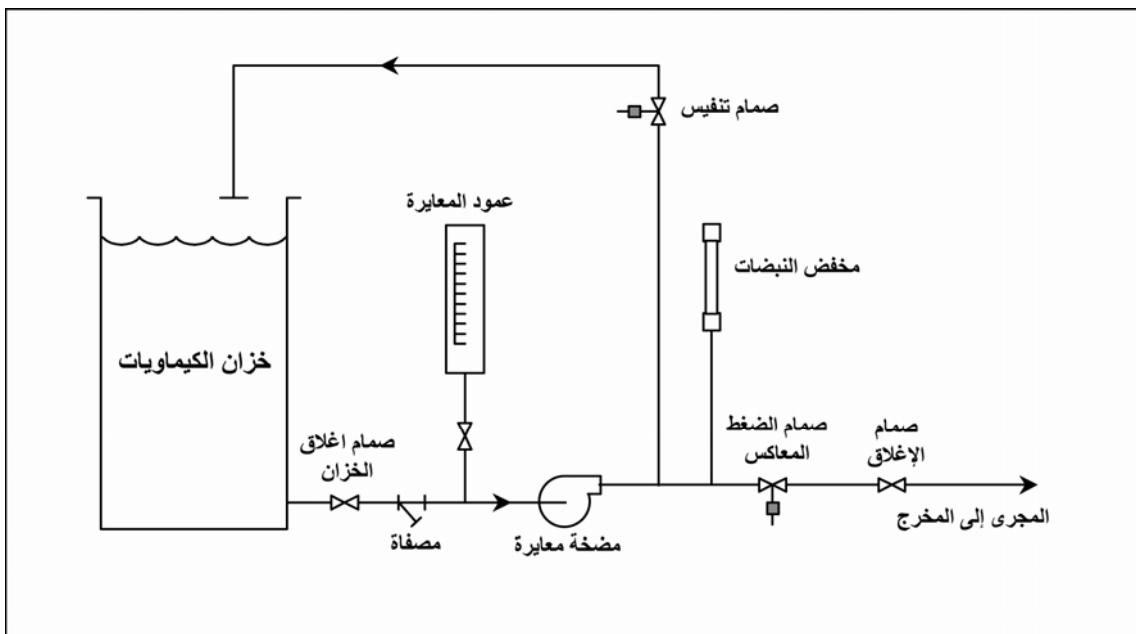
2.2.6 معدات تغذية الأمونيا

يمكن وضع معدات تغذية الأمونيا إما في الموقع في محطة معالجة المياه أو في مواقع بعيدة في نظام التوزيع (Dennis et al., 1991). ومعظم معدات تغذية الأمونيا تستخدم الغاز (الأمونيا الجافة) أو السائل (محلول مائي). ومع أن الأمونيا الجافة تكون غازاً على درجة حرارة وضغط عاديين، إلا أنها تخزن وتنقل كسائل في أوعية ضغط وفي هذا الطور تكون الأمونيا شديدة الذائبة بالماء.

ويجب المحافظة على معدات التخزين والمناولة جافة (Dennis et al., 1991).



الشكل 6-3: نظام تزويد غاز الكلور



الشكل 6-4: نظام تغذية الهيبوكلاورايت

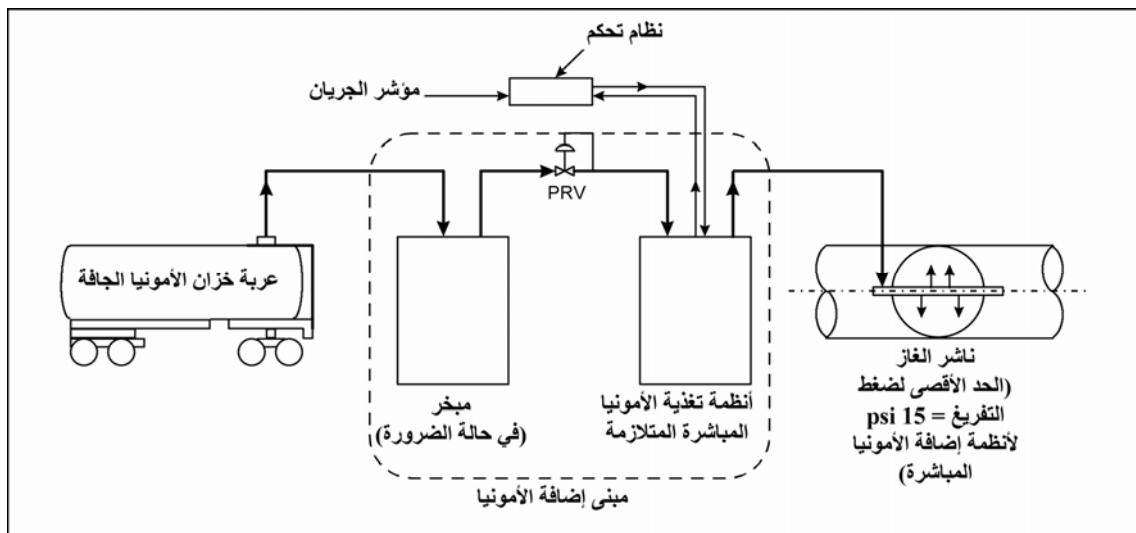
1.2.2.6 الأمونيا الجافة

تخزن الأمونيا الجافة في اسطوانات محمولة أو خزانات ثابتة وتشبه الإسطوانات المحمولة إسطوانات الكلور وتتوافر بأحجام 100 و 150 و 800 باوند (Dennis et al., 1991) والإسطوانات معدة لضغط يساوي 480 Psi في الحد الأدنى. أما الخزانات الثابتة فهي في العادة أو عية بسعة 1000 غالون يمكن استخدامها في الموقع. ويمكن إعادة تعبئته هذه الخزانات من قاطرات الشحن. كما يمكن وضعها في الداخل أو في الخارج. وبما أن الحد الأدنى للضغط على كل خزان 250 Psi (الصمامات والوصلات مصممة لضغط 300 Psi)، فيجب حماية الخزانات الخارجية من درجات الحرارة العالية جداً أو المنخفضة جداً (أكبر من 125° ف وأقل من 28° ف) (Dennis et al., 1991). وفي الدول الحارة يجب أن تذهب الخزانات الخارجية باللون الأبيض وأن تكون محمية من ضوء الشمس. أما في الدول الباردة، فيجب لف الخزان بشرط عازل للمحافظة على درجة الحرارة حتى تستمر الأمونيا بالتبخر.

تضاف الأمونيا باستخدام أمونيتير. والأمونيتير عبارة عن وحدة بها تقاضة للضغط وعداد جريان الغاز وصمام التحكم بمعدل التغذية وأنابيب مختلفة للتحكم بجريان الأمونيا. تتوفر في الأمونيتيرات الأوتوماتيكية في الأسواق. ويستخدم المبخر عند الحاجة إلى كميات أمونيا كبيرة. ويجب أن يرتكب رداد لمنع دخول الماء إلى الأمونيتير.

تضاف الأمونيا الجافة إما بالتلغذية المباشرة أو ك محلول مغذٍ وتستخدم الطريقة الأولى عادة عندما يكون ضغط الماء الجاري منخفض ومعدل تغذية الأمونيا أقل من 1000 باوند في اليوم (الحد الأقصى لمعدل التغذية). وتشفط الأمونيا من الخزان تحت ضغط عال (مثلاً 200 Psi) وتحقن مباشرة في الماء الجاري على ضغط منخفض مقداره 15 Psi. ويُخفض ضغط الخزان بواسطة صمام لتخفيض الضغط إلى حوالي 40 Psi، ومن ثم بضمام آخر لخفض الضغط في الأمونيتير. وتضاف الأمونيا إلى القنوات المفتوحة أو إلى الأحواض، ويبين الشكل (6-5) مخططًا لنظام تغذية مباشرة للأمونيا الجافة.

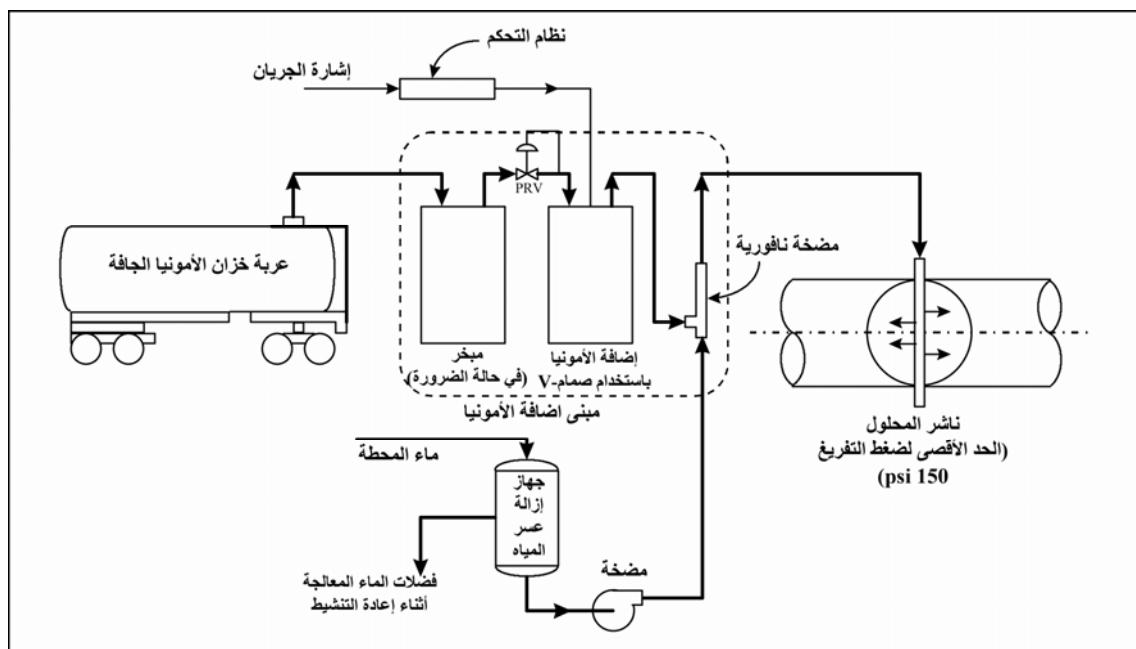
تستخدم طريقة المحلول العادة إذا كانت طريقة التغذية المباشرة غير ملائمة لأن يكون معدل تغذية الأمونيا أكثر من 1000 باوند/يوم أو أن يكون ضغط الماء مرتفع. ويشبه نظام التغذية هذا نظام تغذية الكلور بالترغيف. ويُخفض ضغط خزان التزويد بصمام مخفض للضغط لخلق فراغ. ويستخدم شفاط لسحب الأمونيا من الأمونيتير، حيث الأمونيا مذابة إلى مجرى ماء فرعى ومن ثم يضخ إلى مجرى الماء الرئيسي. والأمونيترات المغذية للمحاليل متوفّرة بسعة تصل إلى 4000 باوند في اليوم، ويمكن أن تعمل على ضغط تفريغ حتى 100 (Dennis et Psi 1991). ah.. ويجب استخدام ماء يسر، درجة عسره أقل من 29 ملغم/ترتر CaCO_3 في الخط الناقل، وبغير ذلك تتسبّب إضافة الأمونيا بترسيب قشور قد تؤدي إلى انسداد الشفاط ونقطة الإضافة. وبين الشكل (6-6) مخطط لنظام تغذية المحلول.



الشكل 6-5: مخطط نظام تغذية مباشرة للأمونيا الجافة

2.2.2.6 محلول الأمونيا المائي

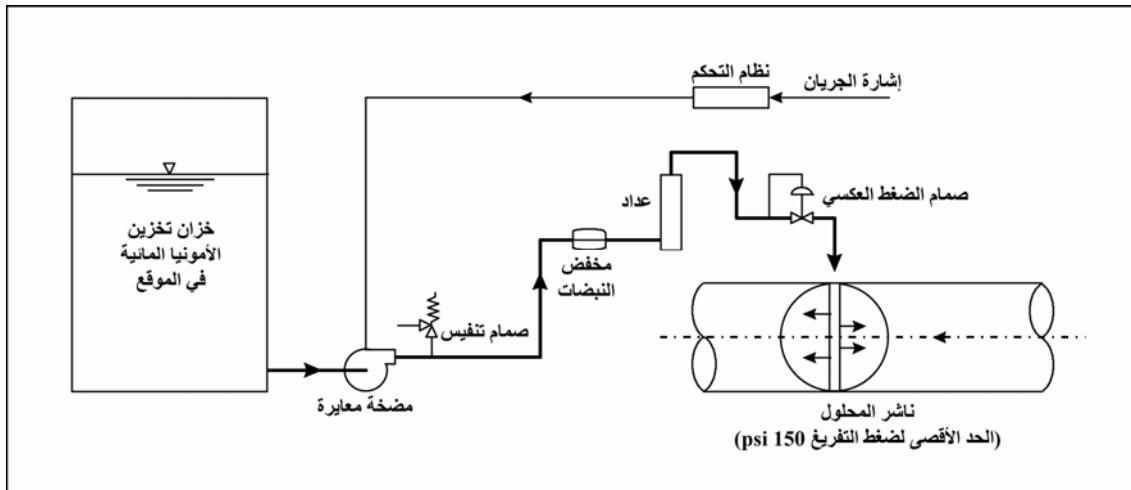
يمكن الحصول على محلول الأمونيا المائي بإذابة الأمونيا الجافة في الماء الخالي من الأيونات أو بالماء اليسر. وتشحن الأمونيا في هذا الصورة إما بشاحنات نقل أو في براميل فولاذية مبطنة بالبولي إثيلين. ولا ينصح استخدام البراميل البلاستيكية لأنها قد تفقد شكلها بسبب الضغط البسيط الذي تسببه الأمونيا. وتحفظ الأمونيا المائية في خزانات مصنوعة من الفولاذ أو الفيبر글اس تحت ضغط منخفض. وبما أن درجات الحرارة المرتفعة قد تسبب في تبخر الأمونيا، فيجب أن يجهز كل خزان بمصيدة تحتوي على الماء أو شفاط للأمونيا لمنع الأبخرة من التسرب إلى الجو.



الشكل 6-6: نظام تغذية محلول الأمونيا الجافة

تشابه أنظمة تغذية محلول الأمونيا المائية أنظمة تغذية الكيماويات السائلة الأخرى حيث أنها تحتاج إلى خزان ومضخة معايرة لقياس الكيماويات وصمام لتخفيض الضغط ومخض للنبضات وعداد جريان ورداد. وتكون مضخات التغذية في العادة مضخات قياس إزاحة موجة أو من النوع الذي يكون فراغات متتابعة. ويجب أن توضع مضخات قريبة من الخزان لخفض إحتماليات تبخر الأمونيا في الأنابيب (Dennis et al., 1991). كما يجب أن تضم مضخة للتعويض عن التغيرات في نسبة الكلور إلى الأمونيا (Skadsen, 1993). وعندما تضاف الأمونيا إلى الماء، يجب أن تخلط جيداً حتى تتفاعل مع الكلور الموجود في الماء لتكوين أحادي كلورامين وتخفيض تكون ثانوي كلورامين وثلاثي كلوريد النيتروجين. وبيين الشكل (6-7) مخطط لنظام تغذية الأمونيا المائية.

تستخدم دائرة مياه العاصمة في جنوب كاليفورنيا (MWDSC) الأمونيا المائية في محطة اضافة الكلورامين. حيث تخزن الأمونيا في خزانات غير مبطنة وتضخ إلى الأمونيتير بمضخات متابعة الفراغات. وفي أثناء التشغيل الأولى لنظام تغذية الأمونيا المائية تعرضت المحطة إلى عطل كامل في المضخات. وبناءً على خبرة هذه المحطة ينصح باستخدام محركات ذات جودة عالية وأن تكون الأجزاء الساكنة في مضخات الفراغات المتابعة مطالية بالكروم. كذلك ينصح باستخدام لاصق ميكانيكي بدلاً من صندوق التعبئة لخفض احتماليات تسرب الأمونيا (Skadsen, 1993). كذلك أنشأت محطة جنوب كاليفورنيا نافخات خاصة ومصافي في أنابيب الشفط في مضخة التغذية لخفض انسداد عدادات الجريان المغناطيسية. وقد أدت مشاكل المضخات قبل التشغيل إلى قيام محطة المياه في جنوب كاليفورنيا بتركيب نظام تغذية أمونيا احتياطي بديل. وقد صمم نظام مضغوطة لتغذية الأمونيا المائية بتجاوز المضخات وضغط خزانات الأمونيا.



الشكل 6-7: نظام تغذية الأمونيا المائي

ينظم الضغط العكسي على مضخة التغذية الجانبية مضخة طاردة من المركز بمحرك مرن سعتها 5.5 غالون لكل دقيقة. وقد أثبتت هذه الطريقة البديلة أنها موثوقة واقتصادية. إضافة إلى ذلك فإن هذه الطريقة توفر معدل تغذية ثابت إضافة إلى أن صيانتها محدودة (Skadsen, 1993).

3.2.2.6 الانابيب والصمامات
في حالة الأمونيا الجافة يستعمل عادة الفولاذ الذي لا يصدأ والبولي فينيل كلورايد والحديد الأسود كمواد في صناعة أنابيب نظام تغذية الأمونيا المباشرة أو نظام تغذية محلول (Dennis et al., 1991). ويستخدم الفولاذ الذي لا يصدأ والحديد الأسود في أجزاء الضغط العالي (ضغط أعلى من 15 Psi) من نظام التغذية.

أما البولي فينيل كلورايد فيستخدم فقط في أجزاء الضغط المنخفض من نظام التغذية بعد الأمونيتير. وفي حالة الأمونيا المائية تستخدم أنابيب البولي فينيل كلورايد نظراً للطبيعة الأكلالية للأمونيا المائية (Dennis et al., 1991).

4.2.2.6 احتياطات السلامة في معدات توليد الكلورامين
يجب أن تحوي معدات اضافة الكلورامين بعض احتياطات السلامة لمنع تكون ثلاثي كلوريد النيتروجين وت bx الأمونيا على درجة حرارة الغرفة. ويجب أن يؤخذ احتمال تكون ثلاثي كلوريد النيتروجين بعين الاعتبار عند اختيار موقع تخزين الكلور والأمونيا.

أعطى (Dennis et al., 1991) معلومات تفصيلية عن احتياطات السلامة في وحدات الكلورامين. فيجب أن لا يتم تخزين الكلور والأمونيا في نفس المكان على الإطلاق. كما يجب أن تبعد نقاط إضافة الأمونيا 5 قدم على الأقل من خطوط تغذية محلول الكلور. فالأمونيا الجافة أخف من الهواء، وأي تسرب سيرتفع بسرعة للأعلى. وتكون الأمونيا على شكل سائل تحت الضغط ويتم امتصاص كميات كبيرة من الحرارة عندما يتحول السائل المضغوط إلى غاز. وفي حالة كانت خزانات وأو معدات التغذية الكيماوية مركبة في الداخل، يجب وضع معدات التهوية ووحدات الكشف عن الغاز في نقاط مرتفعة في الغرفة. وتختلف معدلات التهوية حسب الاحتياجات التشريعية للوكالة المعنية وينصح عادة بتغيير هواء 6 أضعاف حجم الغرفة في الدقيقة على الأقل.

3.6 الاستعمالات الأولية ونقاط الاستخدام

يُسْتَعْمَلُ أَحَادِيُّ كُلُورَامِينَ فِي مُحَطَّاتِ تَنْقِيَةِ مِيَاهِ الشَّرْبِ لِلتَّطْهِيرِ وَالْحَدِّ مِنِ الْكَائِنَاتِ الْمُزَعْجَةِ. أَمَّا نَقَاطُ الْاسْتِخْدَامِ فَتَعْتَمِدُ عَلَى أَهَدَافِ التَّنْقِيَةِ وَالْحِلْيَاجَاتِ مَدَدِ الاتِّصَالِ الْلَّازِمَةِ لِلتَّطْهِيرِ.

1.3.6 الاستعمالات الأولية

1.1.3.6 التطهير

يُستعمل أحادي كلورامين في أنظمة المياه بشكل أساسى كمطهر ثانوى للمحافظة على متبقي في نظام التوزيع. ويعتبر اختيار الكلورamineات كمطهرات ثانوية جيداً بسبب الفوائد المحتملة التالية:

- الكلورامينات أقل فعالية من الكلور في تكوين ثلاثي هالوجينوميثانات عند تفاعلها مع المواد العضوية.
 - متبقى أحادي كلورامين أكثر ثباتاً ويدوم لفترة أطول من الكلور أو ثاني أكسيد الكلور.
 - وبالتالي يوفر حماية أفضل من معاودة النمو في الأنظمة ذات الخزانات الكبيرة والخطوط الرئيسية المغلفة.
 - متبقى أحادي كلورامين أكثر فعالية في الحد من تكون الطبقة اللزجة بسبب مقرنته الفاقنة على اختراق هذه الطبقة. والحد من تكون الطبقة اللزجة يقلل من تركيز القولونيات والتآكل الناتج عن تكون هذه الطبقة.
 - نقل شكاوى الطعام والرائحة في حالة استخدام أحادي كلورامين لأنه لا يتفاعل مع المواد العضوية.
 - وجد في أنظمة مياه إنديانا وفيرجينيا أن التحول من الكلور إلى أحادي كلورامين يقلل تركيز القولونيات في أنظمة التوزيع بمقدار كبير (Norton and LeChevallier, 1997). تترواح جرعة أحادي كلورامين بين 1.0 – 4.0 ملغم/لتر كحد أدنى. وقد وضعت التshireيات 0.5 ملغم/لتر لمتبقي أحادي كلورامين في نظام التوزيع (Texas Resource Conservation Commision). ولتجنب حدوث النترنة في نظام التوزيع، ينصح باستخدام جرعة من أحادي كلورامين مساوية بـ 2.0 ملغم/لتر كحد أدنى.

2.1.3.6 الحد من الكائنات المزعجة

قام (Cameron et al., 1989a) بدراسة فعالية أحدى كلورامين في مقاومة الصدفيات الآسيوية بطورها الأولى وطور البلوغ. وقد وجد أن الصدفيات الآسيوية البالغة أكثر مقاومة لأحدى كلورامين من الطور الأولى. كما وجد أن أحدى الكلورامين هو الأكثر فعالية في الحد من الصدفيات الآسيوية في طورها الأولى بالنسبة لـ LT50 (المدة اللازمة لموت 50%). وتبلغ الجرعة اللازمة للحد من الطور الأولى للصدفيات الآسيوية 407-402 ملغرام/لتر، فيما أظهرت أبحاث أخرى أن فعالية أحدى كلورامين تزداد كثيراً بزيادة درجة الحرارة (Cameron et al., 1989b).

2.3.6 نقاط الاستخدام

يتكون أحادي كلورامين بإضافة الأمونيا ثم الكلور أو بالعكس. وتضاف الأمونيا في المرحلة الأولى عندما يخشى من تكون المركبات المسيبة للطعم والرائحة، والتي تنتج من تفاعل الكلور مع المواد العضوية. إلا أن معظم محطات تنقية مياه الشرب تضيف الكلور أولاً للوصول إلى المدة والتركيز اللازمان (م.ت) لتحقيق احتياجات التطهير حسب قانون معالجة المياه السطحية الذي وضعته وكالة حماية البيئة الأمريكية (EPA).

وعادة ما يتم اختيار نقطة إضافة الأمونيا ليتفاعل مع متبقي الكلور الحر بعد مدة محددة مبنية على أساس تعظيم النظفه وإيقاف تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير. ولأن فعالية أحادي الكلورامين كمبيد للجراثيم أقل بحوالى 200 مرة من الكلور الحر، يلزم مدة تلامس طويلة جدًا حتى يتمكن أحادي كلورامين من الوصول إلى قيمة (م.ت) اللازمة للتطهير والتي وضعتها وكالة حماية البيئة الأمريكية (EPA). لذلك إذا تمت إضافة الأمونيا في البداية، فيجب أن تطور طريقة للتأكد من الوصول إلى قيمة (م.ت) اللازمة.

1.2.3.6 التأثير على عمليات التنقية الأخرى

يؤثر أحادي كلورامين على عمليات التنقية الأخرى في المحطة. وتتضمن هذه التأثيرات ما يلي:-

- يمكن أن توفر الأمونيا المستخدمة في عملية إضافة الكلورامين الأمونيا المغذية لنمو جراثيم النترة في نظام التوزيع، والتي يمكن أن تسبب في زيادة مستويات النيترات في الماء الجاهز في الأنظمة التي لا تجري في العادة فحص النيترات.
- عدم الاتزان في تراكيز الكلور والأمونيا (بنسبة أكبر من 1:8)، يمكن أن يسبب تفاعلات كلورة على نقطة الانكسار إذا وجدت في نظام التوزيع.
- إضافة أحادي كلورامين قبل المرشحات تقلل من النمو البكتيري على هذه المرشحات. وهذا له تأثير إيجابي من حيث المحافظة على نظافة المرشحات وبالتالي يقل عدد مرات العسيل العكسي. ولكن أحادي كلورامين له تأثير غير مرغوب به في تقليل إزالة الكربون العضوي القابل للتحلل البيولوجي (BDOC) في المرشحات البيولوجية. ويمكن أن يعود القارئ إلى EPA's "Microbial and Disinfiction Byproduct Simultaneous Compliance Guidance Manual" للحصول على معلومات إضافية عن التفاعل بين العوامل المؤكسدة وطرق التقنية الأخرى.

4.6 تبييض الكائنات الممرضة وفعالية التطهير

بدأ استخدام الكلورامينات في تنقية مياه الشرب في الولايات المتحدة في بداية الثمانينات. وبالإضافة إلى التطهير، استخدمت الكلورامينات في دائرة دنفر للمياه للحد من الطعام والرائحة منذ عام 1918 (Hazen and Sawyer, 1999). حيث تبين أن الكلورامينات توفر متبقى ثابت في نظام التوزيع. ولكن بسبب ضعف خصائصها التطهيرية في تبييض الفيروسات والأوالي الممرضة، نادراً ما تستخدم كمطهر أولي، وإذا ما استخدمت فلhmaدة تلامس طويلة جداً.

4.6.1 آليات التبييض

لم تجر دراسات كثيرة حول الآليات التي تتطبع بها الكلورامينات الكائنات الدقيقة كما في حالة الكلور. وفي دراسة لتبسيط الأشريكية القولونية باستخدام الكلورامين تم الاستنتاج أن أحادي كلورامين يتفاعل بسرعة مع أربعة أحماض أمينية هي: سيسين وميثونين وسسيتين والتريوفان (Jacangelo et al., 1987). لذلك فإنه يعتقد أن آلية التبييض بالكلورامين تتضمن كبح البروتينات أو كبح العمليات التي تتم بواسطة البروتينات مثل التنفس. كما استنتج Jacangelo أن على الكلورامين أن يقوم بمحاجمة خلايا الجراثيم عدة مرات قبل أن يتسبب في قتل هذه الخلايا، بسبب عدم ثبات سرعة التبييض.

تم إجراء دراسات قليلة لتحديد آلية التبييض للفيروسات. وقد ذكر أن المطهر يهاجم الكوليفاج F12 في الجزء الذي يحوي على الحمض الريبيونوكليك (RNA) (Olivieri et al., 1980). ولكن الآلية الأولية لتبسيط الفيروسات السنجدانية بالكلورامين تتضمن الغطاء البروتيني (Fujioka et al., 1983). وكما في حالة الكلور فإن آلية تبييض الفيروسات بالكلورامين قد تعتمد على عوامل كثيرة مثل نوع الفيروس وتركيز المطهر.

4.6.2 التأثيرات البيئية

أجريت دراسات متعددة لتحديد تأثير درجة الحموضة ودرجة الحرارة والمركبات العضوية وغير العضوية على فعالية الكلورامينات. وفيما يلي ملخص لتأثير هذه العوامل على تبييض الكائنات الممرضة.

4.6.3 درجة الحموضة pH

وجد أن تأثير درجة الحموضة على التطهير له علاقة بالمطهر، إلا أن درجة الحموضة تؤثر أيضاً على فعالية التطهير بالتحكم في توزيع فصائل الكلورامينات. وقد أثبتت الدراسات أن فعالية التطهير لأحادي كلورامين وثنائي كلورامين ليست متساوية، وفي إحدى الدراسات تبين أن إبادة الجراثيم بواسطة ثنائية كلورامين كانت متوقفة بدرجة كبيرة على أحادي كلورامين (Esposito, 1974). إلا أن تأثير درجة الحموضة قد يكون مركباً لأن التغيرات في درجة الحموضة تغير الاستجابة الفسيولوجية للكائن الحي (Hoff and Geldreich, 1981).

كما بينت دراسات أخرى أن أحادي كلورامين أكثر قدرة من ثانوي كلورامين في القضاء على الفيروسات (Dorn, 1974; Esposito, 1974, Olivieri et al., 1980) وهناك بعض الإثباتات أن المحاليل التي تحوي تراكيز متساوية تقريراً من أحادي كلورامين وثنائي كلورامين أكثر مقدرة في إبادة الميكروبات من المحاليل التي تحوي فقط أحادي كلورامين أو ثانوي كلورامين (Weber and Levine, 1944).

2.2.4.6 درجة الحرارة

كما في حالة معظم المطهرات التي تمت مناقشتها في هذا الدليل، فإن فعالية الكلورامين في إبادة الجراثيم وتنبيط الفيروسات تزيد مع ارتفاع درجة الحرارة. كذلك فإن الفعالية تقل بمقابل كبير على درجة حموضة مرتفعة ودرجة حرارة منخفضة. فعلى سبيل المثال، فإن تنبيط الأشريكية القولونية أبطأ بـ 60 مرة على درجة حموضة 9.5 ودرجة حرارة 2 و 6° م منها على درجة حموضة 7 ودرجة حرارة بين 20-25° م (Wolfe et al., 1984)، وقد تم الحصول على نتائج مشابهة في تنبيط الفيروس السنجدابية (Kolley and Saunderson, 1958).

3.2.4.6 النيتروجين العضوي ومركبات أخرى

يتفاعل الكلور بالإضافة لتفاعله مع الأمونيا مع مركبات نيتروجينية عضوية لتكوين عدد من الكلورامينات العضوية. ولمركبات الكلورامين العضوية نواتج جانبية غير مرغوب بها لأن نشاطها كمبيد للميكروبات قليل جداً أو معدوم (Feng, 1966). وبينت الدراسات أن الكلور يتحد مع مركبات تحتوي على الأمين أسرع من اتحاده مع الأمونيا

(1978) Morris, 1949; Morris, 1967, Margerum, 1978) وأن الكلور يمكن أن ينتقل من الكلورامينات غير العضوية إلى المركبات التي تحتوي على الأمين (Hazen and Sawyer, 1992) (Hazen and Sawyer, 1992) تحدث عدة تفاعلات تمنع الكلور من تكوين الكلورامينات، وتتضمن مثل هذه التفاعلات أكسدة الحديد والمنغنيز ومواد غير عضوية أخرى مثل كبريتيد الهيدروجين (Hazen and Sawyer, 1992)

3.4.6 فعالية التطهير

تعتبر الكلورامينات مطهرات ضعيفة في تنبيط الفيروسات والأوالي ونتيجة لذلك فإن الوصول إلى قيمة (M.t) التي يتطلبها قانون معالجة المياه السطحية (SWTR) للتطهير الأولي للجيابيرية والفيروسات باستخدام الكلورامينات يصبح صعباً جداً بسبب الحاجة إلى مدة تلامس طويلة جداً. ولكن بسبب مقدرة الكلورامين على توفير متبقى ثابت، فإن هذا النوع من التطهير يظهر جواه كمطهر ثانوي للمحافظة على عدم نمو الميكروبات في أنظمة التوزيع. وتصف الفقرات التالية فعالية تطهير الكلورامين في تنبيط الجراثيم والفيروسات والأوالي.

وقد أظهرت نتائج هذه التجارب بشكل قاطع أنه في حالة عدم وجود حاجة للكلور، فإن الكلور الحر ينبيط الجراثيم المعوية أسرع بكثير من الكلورامينات.

1.3.4.6 تنبيط الجراثيم

بدأ في منتصف الأربعينيات إجراء سلسلة من التجارب لتحديد فعالية الكلور والكلورامينات غير العضوية في إبادة الجراثيم وقد أظهرت نتائج هذه التجارب بشكل قاطع أنه في حالة عدم وجود حاجة للكلور، ينبيط الكلور الحر الجراثيم المعوية أسرع بكثير من الكلور أمينات (Wattie and Butterfield, 1944)

وقد تبين من هذه التجربة، أن أحادي كلورامين بتركيز 0.3 ملغم/لتر يحتاج إلى 240 دقيقة كمدة تلامس لتحقيق تنبيط يساوي 3 لوغاريمات للأشريكية القولونية. بينما التعرض لتركيز 0.14 ملغم/لتر من الكلور الحر يحقق نفس مستوى التنبيط في خمس دقائق على نفس درجة الحموضة ودرجة الحرارة.

2.3.4.6 تنبيط الفيروسات

حسب التقارير التي نشرها“National Research Council, 1980” (Kabler et al., 1960); and“National Research Council, 1980” فإن جميع الدراسات التي أجريت قبل عام 1944 وقارنت بين مقدرة الكلور الحر والكلور المتحد على إبادة الفيروسات كانت غير صحيحة، لأن هذه التجارب فشلت في التمييز بين الأشكال الحرة والمتحدة من الكلور وبسبب حاجة الماء المستخدم في التجارب العالية للكلور.

أوجدت معظم التجارب التي أجريت بعد أواسط 1940 أن الكلورامينات غير العضوية تحتاج إلى تركيز أعلى ومدة تلامس أطول من الكلور الحر للوصول إلى مستويات متقاربة من التنبيط، وقد بينت التجارب أنه بين 8-2 ساعات على يلزم للوصول إلى تنبيط 2 لوغاريمات في حالة الفيروس السنجدابية 1 (Mahrey and MK500) والفيروس السنجدابي 2 (MEF)، والفيروس السنجدابية 3 (Sackett) وفirus الكوكساكي B1 والكوكساكي B2 مدة تلامس بين 8-2 ساعات على تراكيز كلورامين بين 0.67-1.0 ملغم. (Kelley and Saunderson, 1958) و EA80 (and 1960).

ويلزم بالمقابل فقط 0.2 - 0.35 ملغم/لتر من الكلور الحر عند مدة تلامس بين 4-16 دقيقة للوصول إلى نفس المستوى من التنبيط تحت نفس الظروف.

3.3.4.6 تثبيط الأولى

أوّلًا، أُوجِدَت الدراسات أنَّه من بين الثلاث أشكال للكائنات الممرضة (الجراثيم والفيروسات والهوبيصلات الأنثوية للأوالي) أنَّ الهوبيصلات الأنثوية للأوالي هي أكثر الأشكال مقاومة للتطهير. وقد أُوجِدَت الدراسات أنَّ الكلور الحر أكثر فعالية في التطهير من الكلورامفينات لتنبيط الهوبيصلات الأنثوية (Chang and Fair, 1941; Chang, 1944; Stringer and Kruse, 1970).

يبلغ تركيز الكلورامين اللازم لتبسيط 2 لوغاریتم في حالة حويصلات المتحولة الحالة للنسج 8 ملغم/لتر، بينما يتطلب فقط 3 ملغم/لتر من الكلور الحر للحصول على نفس المستوى من التبسيط (Stringer and Kruse, 1970). وكانت مدة التلامس في كلا الحالتين 10 دقائق.

4.3.4.6 قیم (م.ت)

يبين الجدولين (4-6) و (5-6) قيم (م.ت) اللازمة لتشييط حويصلات الجياردية باستخدام الكلورامينات. وقد تم الحصول على القيم في هذه الجداول من :

“Guidance Manual for Compliance with Filtration and Disinfection Requirements for Public Water Systems Using Surface Water Sources(AWWA,1991)”

بنيت قيم (م.ت) في الجدول (4-6) على دراسات التطهير للجياديرية اللمبالية والتي تم الحصول عليها من حويصلات في أنابيب اختبار. وقيم (م.ت) المبنية في الجدول (5-6) مبنية على بيانات استخدمت فيها الكلورامينات المحضررة سابقاً على درجة حموضة 8.0 ولم يستخدم معامل أمان للبيانات المخبرية التي استخدمت لاستtraction قيم (م.ت) المبنية في الجدول (4-6) و (5-6)، لأن التطهير بالكلورامينات الذي يولد في الميدان أكثر فعالية من الكلورامين المحضر سابقاً، كون الكلورامينات تتقاض بمدورة الوقت ويكون هناك بعض الكلور الحر عند توليد الكلورامين مما يزيد من فعالية عملية التثبيط.

الجدول 4-6: قيم (م.ت) لتطبيق حويصلات الجياردية باستخدام الكلورامينات

درجة الحرارة (م°) (ملغم. دقيقة/لتر)					التنبيط
25	20	15	10	5	
125	185	250	310	363	0.5-log
250	370	500	615	735	1-log
375	550	750	930	1,100	1.5-log
500	730	1,000	1,230	1,470	2-log
625	915	1,250	1,540	1,830	2.5-log
750	1,100	1,500	1,850	2,200	3-log

قيمة درجة الحموضة تتراوح بين 6-9.

الجدول 6-5: قيم (م.ت) لتنبيط الفيروسات باستخدام الكلورامينات

درجة الحرارة (م°) (ملغم. دقيقة/لتر)					التبليط
25	20	15	10	5	
214	321	428	643	857	2-log
356	534	712	1,067	1,423	3-log
497	746	994	1,491	1,988	4-log

5.6 تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير

تعتمد فعالية الكلورامينات في الحد من النواتج الجانبية لعملية التطهير على العديد من العوامل، أهمها نسبة الكلور إلى الأمونيا ونقطة إضافة الأمونيا بالنسبة لنقطة إضافة الكلور ودرجة الخلط ودرجة الحموضة. لا يكون أحادي كلورامين نواتج جانبية لعملية التطهير بدرجة مهمة، مع أنه يمكن تكون القليل من ثاني كلور وحمض الأستيك من أحادي كلورامين، وتكون كلوريد السيلانيوجين يكون أكبر منه في حالة الكلور الحر.

يسمح عدم المقدرة على خلط الكلور والأمونيا في نفس الوقت للكلور الحر بأن يتفاعل قبل التكون الكامل للكلورامين. بالإضافة إلى ذلك فإن أحادي الكلورامين يتميز ببطء إلى الكلور الحر في محلول المائي. لذلك فإن تفاعلات الهالجنة تحدث حتى ولو تم توليد أحادي الكلورامين قبل إضافته في عملية التنقية- (Rice and Gomez, 1986) Tayler, 1987. وكلما اقتربت نسبة الكلور: الأمونيا من نقطة الانسحار، كلما ازداد تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير (Speed et al., 1987). وبالإضافة إلى الحد من تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير، فإن استعمال (Jacangel et al., 1989; Smith et al., 1993; Cowman and Singer, 1994).

الكلورامينات يؤدي إلى تراكيز أقل لعدد من هاليدات عضوية معينة تتولد من الكلور الحر، باستثناء كلوريد السيانوجين (Krasner et al., 1989; Jacangelo et al., 1989).

ويلاحظ انتاجاً متزايداً من كلوريد السيانوجين إذا استخدم أحادي كلورامين كمطهر ثانوي بدلاً من الكلور الحر. يؤدي استخدام الكلورامينات إلى تكون مواد عضوية مكلورة مع أن تكونها يكون أقل بكثير من حالة استخدام جرعة مكافئة من الكلور الحر. والمعلومات المتوفرة عن طبيعة هذه المركبات قليلة، باستثناء أنها أكثر عشقًا للماء وزنها الجزيئي أكبر من هاليدات المواد العضوية التي تتكون من الكلور الحر (Jensen et al., 1985; Singer, 1993).

6.6 وضع الطرق التحليلية

1.6.6 تحليل الكلورامينات

لم يحصل تطور كبير في الطرق التحليلية لقياس الانقاضي لأحادي كلورامين وعادة ما تستخدم طرق قياس متبقى الكلور في قياس أحادي كلورامين. وفي قانون النواج الجانبي (Gordon et al., 1992) لعملية التطهير (DBPR) والذي نشر في 16 كانون أول 1998 (C63F12C#9390)، اعتمدت ثلاثة طرق لقياس الصحيح لمتبقيات الكلورامينات (الكلور المتهد). وهذه الطرق مبنية في (40CFR#141.31C) وتتضمن:-

- المعايرةالأمبيرومترية (Standard Method 4500-Cl D and ASTM Method D1253-88)
 - المعايرة باستخدام DPD ferrous(Standard Method 4500-CIF)
 - طريقة DPD اللونية (Standard Method 4500-CIG)
- وإذا ما تم اعتمادها من الولاية، فإن الأنظمة تستطيع قياس الكلورامين باستخدام عدة (kit) اللونية.

1.1.6.6 المعايرةالأمبيرومترية

تستخدم المعايرةالأمبيرومترية بشكل كبير في مختبرات معالجة المياه (Gordon et al., 1992). وهذه الطريقة قادرة على التمييز بين أشكال الكلور الثلاث الأكثر شيوعاً وهي: كلور/حمض هايبوكلوروس/أيون الهيبوكلورايت وأحادي كلورامين وثنائي كلورامين، طالما أن مجموع تراكيز العينه متعدة لاتتجاوز 2 ملغم/لتر (كـ Cl_2). وفي حالات التركيز الأعلى، يجب تخفيف العينات، إلا أن التمييز بين الأشكال الثلاث يبقى ممكناً (Aoki, 1989). تعتبر طريقة المعايرةالأمبيرومترية قياسية للمقارنة بين تركيز الكلور الحر والكلور المتهد. ولا تتأثر هذه الطريقة كثيراً بالعوامل المؤكسدة الشائعة ولا بتغيرات درجة الحرارة والعکارة واللون. (Standard Methods, 1995) تحتاج هذه الطريقة إلى مهارة أكثر من الطرق اللونية. ويمكن التمييز بين الكلور الحر وأحادي كلورامين وثنائي كلورامين بالتحكم بتركيز يوديد اليوتاسيوم (KI) ودرجة الحموضة أثناء التحليل. وهناك عدة طرق تستعمل عادة لقياس فصائل الكلور مبنية على المعايرةالأمبيرومترية بما فيها المعايرة المباشرة أو المعايرة العكسية (Gordon, et al., 1992). ويتختلف الحد الأدنى للكشف في هذه الطرق اعتماداً على الأجهزة المستخدمة ونوع عينة المياه المحللة. ويبلغ الحد الأدنى للكشف لأجهزة المعايرةالأمبيرومترية التجارية حوالي 30 ميكروغرام/لتر (Sugam, 1983).

يبين الجدول (6-6) مدى القياس وصحته ودقة المتوقعين ومهارة المشغل المطلوبة والتدخلات والوضع الحالي للطريقةالأمبيرومترية في التحليل.

الجدول 6-6: خصائص ومقارنات الطرق التحليلية لأحادي كلورامين أ

الوضع الحالي	الفحص المؤقت	الفحص الميداني	الفحص الميداني	pH	المدخلات	مستوى بـ المهارة المطلوبة	الدقة المتوقعة F%	الصحة المتوقعة F%	مدى القياس	نوع الفحص
ينصح بها	نعم	نعم	نعم	تعتمد على pH	ثنائي كلورامين، ثلاثي كلوريد النيتروجين	2	0-10	غ م	10-0.1	المعايير الأمبورومنترية المباشرة
ينصح بها	نعم	نعم	نعم	تعتمد على pH	ثنائي كلورامين، ثلاثي كلوريد النيتروجين	2	غ م	غ م	10-0.1	المعايير الأمبورومنترية العكسية
ينصح بها فحص مخبري	لا	لا	لا	تحتاج إلى منظم	ثنائي كلورامين، ثلاثي كلوريد النيتروجين، فسائل مؤكسدة	1	7-2	غ م	10-0.01	المعايير اللونية DPD حديوز
ينصح بها فحص مخبري	لا	نعم	نعم	تحتاج إلى منظم	ثنائي كلورامين، ثلاثي كلوريد النيتروجين، الفسائل المؤكسدة	1	75-5	غ م	10-0.01	اللونية DPD

ملاحظات

- أ: اجريت دراسات قليلة على القياس الانتقائي للكلورامينات. والقيم المسجلة تم الحصول عليها بالاستناد من دراسات أخرى لم يكن هدفها التحليل الانتقائي للكلورامينات.
- ب: مستويات مهارة المشغل: 1- قليل 2- فني جيد 3- كيميائي مع خبرة، غ م: غير مذكورة في المراجع المشار إليها في المصدر.

2.1.6.6 الطرق اللونية

تطورت العديد من الطرق اللونية على مدى السنين لقياس الكلور الحر والمتحد في المحاليل المائية (Gordon et al., 1992). ولا يمكن أن يوصى بأي منها كطريقة قياسية. واثنتان من الطرق المدرجة في Standard Methods هي طرق DPD. بالإضافة إلى ذلك فإن الطريقة اللونية المعدلة من قبل Whittle and Lapteff (1995) يمكن استخدامها لقياس فصائل الكلور الحر والمتخد.

والطرق اللونية DPD (المعايير باستخدام الحديد I و الطريقة اللونية) أسهل لإيجاد تركيز الكلور الحر من المعايرة الأمبيرومترية (Standard Methods, 1995) وقد قدم في هذا المرجع طرق لقياس فصائل أحادي كلورامين وثنائي كلورامين والكلور المتخد.

بنيت طريقة LCV المعدلة من قبل Whittle and Lapteff على طريقة (Standard Methods)؛ التي توقف استخدامها؛ الحد الأقصى لتركيز الكلور الذي يمكن قياسه دون تخفيف العينة وكان مقداره 10 ملغم/لتر كلور Cl_2 (Whittle and Lapteff, 1974) لمعرفة مدى القياس والصحة والدقة المتوقعة ومهارة المشغل اللازمة والتدخلات والوضع الحالي للمقارنة بالطريقة اللونية لتحليل أحادي كلورامين.

2.6.6 تداخلات المطهرات

قد تؤثر المتداخلات مع الكلور الحر على قياس أحادي كلورامين، لأن الطرق تعتمد مستوى الكلور الحر في قياس أحادي كلورامين. وهناك عدد من العوامل المؤكدة القوية التي تتدخل في قياس الكلور الحر في جميع طرق أحادي كلورامين، ومنها البروم وثاني أكسيد الكلور واليود والبيرمنجنات وبيروكسيد الهيدروجين والأوزون. إلا أن الأشكال المختزلة لهذه المركبات (مثل أيون البروميد وأيون الكلوريد وأيون اليود وأيون المنغنيز Mn^{II} والأكسجين) فإنها لا تتدخل. والعوامل المختزلة مثل مركبات الحديدوز وكبريتيد الهيدروجين والمركبات العضوية القابلة للتأكسد فهي أيضاً بشكل عام لا تتدخل (Standard Methods, 1995).

1.2.6.6 المعايرات الأمبيرومترية

لا تتأثر المعايرات الأمبيرومترية (قياس الكلور الحر) بتركيز ثانوي كلورامين بين 0-9 ملغم/لتر Cl_2 . أما ثلاثي كلوريد النتروجين فقد يتفاعل كمطهر حر، إذا كان موجوداً. وتقيس الطريقة الأمبيرومترية الكلورامين العضوي الكلور حر وأحادي كلورامين أو ثانوي كلورامين، اعتماداً على فعالية الكلور في العينة التي تحوي الكلورامين العضوي (Standard Methods, 1995). وقد يتداخل ثانوي كلورامين في قياس كلارا من أحادي كلورامين والكلور الحر (Marks, et al., 1951). ووجود أيون اليود قد يسبب مشكلة كبيرة إذا لم يغسل زجاج جهاز المعايرة غسلاً جيداً بين القياسات (Johnson, 1978).

لا يتداخل ثانوي أكسيد المنغنيز، الذي هو متداخل شائع في معظم الطرق التحليلية للكلور، في الطريقة الأمبيرومترية للكلور الحر (Bongers et al., 1977) ولكن بسبب تفاعله مع أيون اليوديد، الذي يضاف أثناء التحليل يتداخل ثانوي أكسيد المنغنيز في القياس الأمبيرومترى للأشكال المتحدة من الكلور مثل أحادي كلورامين (Johnson, 1978).

2.2.6.6 الطرق اللونية

يتداخل لون العينة والعكرة في جميع الطرق اللونية. وفي طرق DPD اللونية، تتدخل التراكيز المرتفعة في تحليل الكلور الحر إلا إذا أضيف الأرسينات أو الثيواسيتاميد. إضافة إلى ذلك فإن طرق DPD معرضة للتداخل من الأشكال المؤكدة للمنغنيز إلا إذا تم أخذها بعين الاعتبار وإجراء قياس ضابط (Standard Methods, 1995). ولا تتأثر طرق DPD بتركيز ثانوي كلورامين ما بين 0-9 ملغم/لتر Cl_2 عند قياس الكلور الحر. وقد يتفاعل ثانوي كلوريد النتروجين إذا وجد جزئياً ككلور حر. أما مقدار هذا التداخل في طرق DPD فهو ليس مهماً (Standard Methods, 1995). وفي طريقة LCV اللونية، ذكر (Whittle and Lapteff, 1994) أن ثانوي كلورامين لم يتداخل في قياس أحادي كلورامين.

3.6.6 رصد الكلورامين في الأنظمة التي تستخدمه

حسب قانون 40CFR#141.132، فإن على أنظمة مياه التجمعات السكنية وأنظمة المياه الدائمة والتي تستخدم الكلورامين، أن تقيس متبقيات المطهر في نفس النقاط في نظام التوزيع وفي نفس الوقت وبنفس عدد المرات (مبني على أساس عدد السكان المدحوم)، التي تفاص فيها القولونيات الكلية، كما هو مبين في 40CFR#141.21. ويمكن لهذه الأنظمة أن تستخدم نتائج تحليل تراكيز متبقيات المطهرات التي تجري حسب (i)(6)(b) 141.74 للأنظمة التي لا تستخدم الترشيح أو (i)(3)(C) 141.74 للأنظمة التي تستخدم الترشيح، بدلاً من أخذ عينات منفصلة ولا يسمح بخفض الرصد في هذه الأنظمة.

يبني التوافق مع الحد الأقصى لمتبقيات المطهرات والبالغ 4 ملغم/لتر (كلور) على معدل حسابي سنوي، محسوب ربعياً للمعدلات الشهرية لجميع العينات التي تم جمعها من قبل النظام حسب (1) 132-141. وإذا تجاوز معدل المعدلات الرباعية التي تغطي فترة أربعة أرباع متالية الحد الأقصى لمتبقيات المطهرات، يعتبر النظام متجاوزاً لهذا الحد ويجب وبالتالي أن يقوم بتبليغ الجمهور حسب قانون 141.32، وتبليغ الولاية حسب 141.134. وإذا كان النظام ينفل من التطهير بالكلورامين إلى التطهير بالكلور للحصول على متبقى خالٍ العام، فيحسب التوافق بأخذ نتائج الرصد لكل من الكلور والكلورامين.

7.6 الاعتبارات التشغيلية

الهدف من هذا الجزء هو بحث الاعتبارات التشغيلية عند استخدام الكلورامينات في تنقية مياه الشرب، وستبحث كل من الموارد التالية أدناه: التحويل إلى إضافة الكلورامينات من الكلور والتأثيرات التشغيلية المحتملة من التطهير بالكلورامينات والاعتبارات الخاصة لمعدات إضافة الكلورامينات. ولمزيد من التفاصيل عن التطهير بالكلورامين، يستطيع القارئ الرجوع إلى "Optimizing Chloramine Treatment" By: Kirmeyer et al., 1997

1.7.6 التحويل من الكلورة إلى الكلورامينات

1.1.7.6 التخطيط

يعتبر التخطيط للمشروع والتحضير له ضروريان للتأكد من التحويل الفعال والمحافظة على نظام آمن ومعتمد وللحافظة على ثقة الجمهور في مزودي المياه (Skadsen, 1993). ويجب أن يأخذ التخطيط والتحضير الأمور التالية بعين الاعتبار:-

- تكوين المياه الخام وملائمتها لإضافة الكلورامينات.
- محطة التنقية ونظام التوزيع وتوابعه ونظام الرصد.
- تدريب العاملين.
- التأثيرات البيئية الناتجة عن الماء المعالج بالكلورامينات.

2.1.7.6 التحليل الأولي

يجب إجراء دراسة مخبرية لمعرفة خصائص الماء الخام وملائمته لإضافة الكلورامينات. وقد وصف (White, 1992)، بعض أهداف الدراسة والمتغيرات التي يجب أخذها بعين الاعتبار. فوق التفاعل اللازم لتكوين متبقيات كلورامين حرة يختلف لكل مصدر مياه لأن سرعة التفاعل بين الكلور ونيتروجين الأمونيا تعتمد على درجة حرارة الماء ودرجة حموضته. كما أن سرعة التفاعل تعتمد أيضاً على تراكيز الكلور ونيتروجين الأمونيا. ولضبط سرعة التفاعل بين الكلور والأمونيا بصورة جيدة، يجب أن تستعمل الدراسة نسب مختلفة من الكلور:نيتروجين الأمونيا، وجرعات تغذية أمونيا مختلفة ومدة تلامس مختلفة.

تعتمد كمية الأمونيا الالزامية للتطهير بمتبقي كلورامين على العوامل التالية (Dennis et al., 1991):-

- النتروجين العضوي في الماء.
- متبقى الأمونيا المرغوب به في نظام التوزيع.
- نوع متبقى الكلورامين والتركيز اللازم في نظام التوزيع.

وإذا كان الماء غير المعالج يحتوي على النيتروجين العضوي، فيجب حساب كمية الأمونيا الإضافية الالزامية بطرح كمية الأمونيا الموجودة في الماء غير المعالج من الجرعة المطلوبة. كذلك يجب أن تأخذ الجرعة بعين الاعتبار كمية الأمونيا المتبقية المرغوب بها في نظام التوزيع. وللتطهير بالمتبقى، يلزم تقريراً 2-1 ملغم/لتر أمونيا (Dennis et al., 1991)

يجب تحضير منحنى نقطة الانكسار لكل نوع من المياه لتقدير نوع متبقى الكلورامين اللازم. ويفضل استخدام متبقىات أحادي كلورامين لمعظم أنظمة تزويد المياه. وقد تسبب متبقىات ثانوي كلورامين وثلاثي كلوريد النيتروجين بمشاكل طعم ورائحة إذا زاد تركيزها عن 0.8 ملغم/لتر أو 0.2 ملغم/لتر على التوالي. ويتكون أحادي كلورامين بشكل أساسي عندما تكون النسبة النظرية لجرعة الكلور إلى الأمونيا أقل من 5 إلى 1 (نسبة وزنية) ودرجة الحرارة أعلى من 7

(Dennis et al., 1991). ويتغير تركيز متبقى الكلورامين الذي يخرج من محطة التنقية حسب حجم نظام التوزيع وحاجة النظام للكلورامين. ومتبقىات الكلورامين المعتادة تتراوح بين 1-4 ملغم/لتر (Dennis et al., 1991).

3.1.7.6 دائرة مياه العاصمة في جنوب كاليفورنيا (MWDSC)

قامت مقاطعة مياه عاصمة جنوب كاليفورنيا بالتغيير من التطهير بالكلور الحر إلى الكلورامين في عام 1985 لمساعدة 27 عضواً من وكالاتها للتوافق مع تشريعات وكالة حماية البيئة الأمريكية المتعلقة بثلاثي هالوجينوميثنات الكلية. وتخدم هذه المحطة 15 مليون شخص وتشغل خمسة محطات تنقية بسعة إجمالية مساوية لـ 1670 مليون غالون في اليوم. وتؤخذ المياه الخام من مصادر: نهر كولورادو والمشروع المائي لولاية كاليفورنيا. وقبل التغيير، قامت مقاطعة مياه عاصمة جنوب كاليفورنيا MWDSC بإجراء دراسات مكثفة على التطهير بالكلورامينات من الناحية الكيميائية والبيولوجية والهندسية. وللتحضير لهذا التغيير قامت مقاطعة مياه عاصمة جنوب كاليفورنيا MWDSC بتنسيق الجهود بين محطات التنقية وخزانات نظام التوزيع والعاملين في المختبرات والإدارة. وقد تم تقديم طلب رسمي لدائرة الخدمات الصحية في ولاية كاليفورنيا للحصول على موافقة لاستعمال الكلورامينات كمطهرات. بعدها تم عقد سلسلة من حلقات العمل المتعلقة بالأمور الكيميائية والهندسية والبيولوجية للتطهير بالكلورامين.

كما قامت مقاطعة مياه عاصمة جنوب كاليفورنيا MWDSC بتحضير دليل عن طريقة استخدام الكلورامين وشكل الأمونيا الذي تم اختباره. وفي هذا الدليل توجد معلومات عن معدات التغذية ومواصفات المشروع ومخططات الأنابيب والتحليل الأولي وامور الصيانة والسلامة.

كان ضرورياً إبلاغ قطاعات من الجمهور التي يمكن أن تتأثر باستخدام الكلورامين. وقد قامت مقاطعة مياه عاصمة جنوب كاليفورنيا MWDSC بإعلام المستهلكين عن عملية التغيير وأعلمنهم عن الخيارات الواردة لتجنب التفاعلات الضارة، وذلك بعمل برنامج توضيحي مكثف شمل الولاية ودوائر الصحة في الولاية والمجموعات ذات العلاقة والاهتمام ووسائل الإعلام.

2.7.6 التأثيرات المحتملة للتطهير بالكلورامين على الامور التشغيلية

1.2.7.6.1 التنقية المسبقة

تحفز الأمونيا الفائضة عن حاجة الكلور إلى نمو جراثيم النترة في المرشحات (مرشحات الرمل السريع) (White, 1992). وتعمل الأمونيا الفائضة كمغذٍّ لنمو جراثيم النترة، والتي تحول الأمونيا الفائضة إلى نيترات ونيترات. وقد سببت المستويات المرتفعة للنترات في الماء إلى مرض خطير وأحياناً تسبب الموت للأطفال الرضع الذين عمرهم أقل من ستة أشهر. وتتضمن الأعراض ضيق في التنفس وازرقاء في الجلد (20)(e) 40CFR141.321. ويجب معرفة كمية الأمونيا الموجودة في الماء الخام قبل وضع تصميم لوحدة إضافة الكلورامينات. وبذلك يمكن أن تبني جرعة الأمونيا الازمة على أساس مستويات الأمونيا الموجودة طبيعياً في الماء.

كذلك يجب المحافظة على تركيز متبقى من الكلورامين في الماء الخارج من المرشحات. وقد وجد أن التركيز بين 0.5-1 ملغم/لتر ملائم لتركيز متبقى.

2.2.7.6 النترة

تحصل النترة في المياه التنقية بالكلورامين بشكل جزئي. وتحدث النترة الجزئية عندما توجد الأمونيا بكمية فائضة في أنظمة الماء المعالج بالكلورامين (Skadsen, 1993) ويمكن أن يكون النترة الجزئية آثار سلبية على جودة المياه منها فقدان متبقيات الكلور الكلي والأمونيا وزيادة في تركيز أعداد الجراثيم الهوائية. وتشجع الأمونيا الفائضة نمو جراثيم النترة التي تحول الأمونيا إلى نيترات. وينتج خطوة وسيطة في هذا التحويل، كمية صغيرة من النيترات. وقد وجدت الأبحاث أن الحاجة الكلور بفعل 1 ملغم/لتر نيترات تبلغ 5 ملغم/لتر (Cowman and Singer, 1994)، حيث تقوم النيترات باختزال الكلور الحر، وتسرع في تفكك الكلورامينات، ويمكن أن تتدخل أيضاً في قياس الكلور الحر (Skadsen, 1993). وقد وجد (Valentine, 1998) أن تفكك الكلورامينات يزداد ثابت سرعة التفاعل من الدرجة الثانية يزداد من 0.07 إلى 0.106 (0.5 ملغم/لتر من النيترات). وإذا سمح للنترة بالاستمرار، فقد يؤدي ذلك إلى تراكيز متبقيات كلور منخفضة جداً (قد تصل إلى الصفر). وفقدان الكلور المتبقى يسمح بزيادة العدد الكلي للجراثيم الهوائية ومن الممكن أن يؤدي إلى زيادة في جراثيم القولونيات الكلية وقد يعطي نتيجة إيجابية لها

ويمكن الحصول على معلومات إضافية عن النترة في (Cowman and Singer, 1994) *"Nitrification Occurrence and Control in Chloraminated Water Systems"*

العوامل:

هناك عدد من العوامل التي تؤثر على عملية النترة. وهذه العوامل تتضمن نسبة كلور/امونيا منخفضة ومدة استبقاء طويلة ودرجات الحرارة المرتفعة (Cowman and Singer, 1994). ومع أن بعض الأبحاث أشارت إلى

أن الجرعات المنخفضة من أحادي كلورامين قد تؤدي إلى النترة، فقد أظهرت أبحاث أخرى أن النترة تحدث على تراكيز أحادي كلورامين أكبر من 5 ملغم/لتر (Cowman and Singer, 1994) وجرائم النترة أكثر مقاومة للتطهير بالكلورامين من مقاومتها للتطهير بالكلور (Cowman and Singer, 1994). والظروف المثالية للنترة تكون في نظام مياه يحتوي على الأمونيا الحرة وعلى درجة حرارة 7.5 – 8.5 درجة حرارة 30-25 °م وبيئة معتمة. ونمو جرائم النترة بطيء، وقد وجدت بأعداد أكبر في تربات أنظمة التوزيع من أعدادها في الطبقة اللزجة (Cowman and Singer, 1994).

إذا كانت خزانات المياه في نظام التوزيع مغطاة، تحدث نترة جزئية (White, 1992). وقد حدثت النترة في خزانين مغلقين في دائرة المياه في جنوب كاليفورنيا (MWDS) (MWDS) بعد التحويل من كلور إلى كلورامين. وبعد مرور 10 أسابيع تقريباً على التحويل من كلور إلى كلورامين، بدأت جودة المياه بالتدحرج. وقد عمد نظام المياه في MWDS إلى زيادة الكلور الحر المضاف على الماء المتذبذب من المحطة للمحافظة على متبقي 1.5 ملغم/لتر أحادي كلورامين في الماء الخارج من السد وقد رفعت نسبة الكلور إلى الأمونيا من 1:3 إلى 1:4 لإنفاص كمية الأمونيا الفائضة في الماء. وهذه التغييرات كانت أكثر فعالية من برامج شطف نظام التوزيع، والتي كانت تساعد فقط لفترة قصيرة.

إجراءات الحد من النترة:

تشكل النترة مشكلة قد تحدث في المحطات التي تستخدم أحادي كلورامين (Cowman and Singer, 1994) كمطهر. لذلك يجب أن يتم تقييم وضبط النترة بعناية. ويمكن التحكم بالنترة برصد مواقع استراتيجية في نظام التوزيع لإيجاد متبقيات أحادي الكلورامين وثنائي الكلورامين (White, 1992) يزداد ثبات متبقي الكلورامين الحر في نظام التوزيع عند ازدياد الحد من التلوث الميكروبي ونفصال تركيز الجرائم في الماء الخام إلى مستويات مقبولة. وبعض الأساليب المستخدمة لمنع والحد من النترة في نظام التوزيع تتضمن (Cowman and Singer, 1994) :-

- إنفاص مدة الاستبقاء.
- رفع درجة الحرارة.
- خفض درجة الحرارة.
- إنفاص تراكيز الكربون العضوي الكافي.
- زيادة متبقي الكلورامينات.
- زيادة نسبة الكلور إلى الأمونيا.
- إنفاص تركيز فائض الأمونيا.

وبالنسبة لنظام التوزيع، فيجب تصميمه للحد من (Skadsen, 1993) الأجزاء ذات الجريان المنخفض أو نهايات الخطوط. كما يجب خفض مدة الاستبقاء في النظام أثناء التشغيل. أما بالنسبة لخزانات، التي لها فتحة داخلة وخارجية واحدة، فيجب رصدها وتشغيلها بعناية (Skadsen, 1993)

شددت دائرة المياه في جنوب كاليفورنيا (MWDS) على أهمية تطوير استراتيجية لإجراءات ضبط عملية النترة. وبشكل خاص يجب وضع برنامج رصد مستويات تحذير العاملين باتخاذ الإجراءات للحد من النترة عند اللزوم. وللحد من النترة، قام نظام المياه في جنوب كاليفورنيا (MWDS) بتطوير استراتيجية لضبط هذه العملية (Skadsen, 1993). وقامت مقاطعة مياه عاصمة جنوب كاليفورنيا (MWDS) بخفض مدة الاستبقاء في الخزانات وفي نظام التوزيع، خاصة في الجو الحار، مما ساعد في المحافظة على تراكيز منخفضة من النيترات. وقد تم تعديل عملية إضافة الكلورامين بإضافة كمية أكبر من الكلور عند مدخل الخزان وزيادة نسبة الكلور إلى الأمونيا من 1:3 إلى 1:5 عند مخرج المحطة. وتم الحصول على النسبة الأولى (1:3) عندما كان تركيز متبقي أحادي كلورامين 1.5 ملغم/لتر وتركيز فائض الأمونيا 0.2 ملغم/لتر وعند هذه التراكيز، يصبح لدى الوكالات التي تستقبل هذه المياه مرونة في خلط الماء المعالج بالكلورامين مع ماء الكلور أو إضافة كمية الكلور إضافية عند تلك الأجزاء من النظام التي تكون مدة الاستبقاء فيها طويلة. وعند زيادة النسبة إلى 1:5 تم الحد من مشكلة النترة بإنفاص كمية الأمونيا في نظام التوزيع. وعند التشغيل على نسبة 1:5 يجب تكثيف عملية الرصد، لأن الجرعة الزائدة من الكلور يمكن أن تقص من متبقي الكلورامين.

تم اجراء مسوحات على مستخدمي الكلورامين في الولايات المتحدة عام 1991. وقد اظهرت هذه المسحات أن نسبة الكلور إلى الأمونيا تراوحت بين 1:3 إلى 1:7 (Dennis et al., 1991) وقد تراوح متبقي الكلورامين بين 0.8-3 ملغم/لتر (Dennis et al., 1991) نتائج هذه المسحات.

الجدول 6-7: مسح عن مستخدمي الكلورامين في الولايات المتحدة

الوكالة	سعة التقنية	نوع الأمونيا	نسبة كلور:نيتروجين الأمونيا	متبقى كلورامين	نقطة حقن	استراتيجية ضبط النترة
مدينة دالاس/تكساس	730 مليون غالون في اليوم 3 محطات	لامائي	1:5	2.1 – 2.3	قبل الترشيب، بعد الترشيب	لا يوجد
مدينة دنفر / دنفر	600 مليون غالون في اليوم 3 محطات	مائي %30	1:3	1.0 – 0.8	بعد الترشيب، قبل الكلورة	لا يوجد
إنديانا بولس / إنديانا	176 مليون غالون في اليوم 4 محطات	لامائي	1:3 متغير	2.0 – 1.5	بعد الترشيب	تزييد النسبة في الصيف
ميامي – داد / فلوريد	300 مليون غالون في اليوم 3 محطات	لامائي	1:5	3.0 – 2.7	10 قدم بعد نقطة خلط الكلور السريع	أرسوعين كلور حر في تشرين ثانوي
مدينة ميلوكى	305 مليون غالون في اليوم محطتان	لامائي	1:5	0.9 – 0.8	بعد الترشيب	لا يوجد
مدينة فيلاميليا	530 مليون غالون في اليوم 3 محطات	مائي %30	1:3	2.0	بعد الترشيب	لا يوجد
مدينة بورتلاند	225 مليون غالون في اليوم	لامائي	1:7	1.8	70 قدمًا بعد إضافة الكلور	لا يوجد
أورليانز	300 مليون غالون في اليوم محطتان	لامائي	1:3	2.5 – 2.0	قبل الترشيب	لا يوجد
سانت لويس	360 مليون غالون في اليوم 4 محطات	مائي %30	1:4	2.5	متزامن مع الكلور عند الخلط السريع قبل الترشيب	لا يوجد

سجلت الوكالات التي تم مسحها نتائج ممتازة باستخدام الكلورامين كمطهر ثانوي (Dennis et al., 1991). وتقوم وكالة حماية البيئة الأمريكية الأن بجمع وتقدير المعلومات المتعلقة باستخدام الكلورامين في الولايات المتحدة كجزء من قانون جمع المعلومات (Information Collection Rule (ICR)، ولكن حتى تصبح هذه البيانات متاحة، فإن مسوحات عام 1991 تبقى هي أحدث المسوحات الوطنية على استخدام الكلورامين.

يقوم نظام المياه في جنوب كاليفورنيا (MWDSC) في كل عام بإضافة الكلور قبل نقطة الانكسار للسماح بمتبقى كلور حر لمدة 30 يوماً. والموقع الإضافية للكلورة على نقاط الانكسار هي في خزانات نظام التوزيع وعند التقاطعات.

يؤكسد الكلور الزائد أي نيترايت متواجدة في الماء إضافة إلى جراثيم النترة. كما أنه يزيل الأمونيا الفائضة من نظام التوزيع. وتنصح دائرة المياه في كاليفورنيا الجنوبية (MWDSC) أنظمة المياه الكبيرة بالمحافظة على محطات كلورة خلال نظام التوزيع. ويمكن استخدام المكلورات الثابتة أو المتحركة. والمكلورات المتحركة مثبتة على جرار وبها مبخر ومكلور ومولد ومضخة تعزيز لنقل الماء وحقنات كلور. وهي مصممة لشفط الكلور السائل مباشرة من أسطوانت الكلور (17طن) وحقن محلول الكلور في نظام التوزيع أو الخزان. ولأن جراثيم النترة توجد بأعداد أكبر في تربات نظام التوزيع منها في الطبقات اللزجة، فإن إزالة الرواسب من النظام يساعد في الحد من النترة. ويلزم إضافة المطهر (كلور حر أو متعدد) لإزالة النترة.

حول النظام في شركة المياه الأمريكية في إنديانا Indiana American Water Company مؤقتاً إلى الكلور الحر لعمل الشطف حسب الجدول المعد (Lyn et al., 1995) وعلى المحطات أن تقيم برامج الشطف لتجنب شكاوى المستهلكين باستخدام تقنيات شطف ملائمة.

3.2.7.6 الطعم والرائحة

إذا كانت نسبة الكلور إلى الأمونيا بين 1:3 و 1:5.5، فيجب تقييم الطعم والرائحة غير المقبولة عند صنبور المستهلك (White, 1992). فالطعم والرائحة السمية (مثلاً من مصادر المياه وماء الغسل الراجل من نظام التهوية) يمكن الحد منها باستخدام متبقي الكلور حر تركيزه 2 ملغم/لتر مع مدة تلامس لمدى ساعة واحدة قبل إضافة الأمونيا (Dennis et al., 1991). والكلورة المسبقة تزيل الطعم والرائحة السمية ولكنها قد تزيد من تراكيز ثلاثي هالوجينو ميثان في الماء الخارج من المحطة.

3.7.6 اعتبارات خاصة لوحدات إضافة الكلورامين

1.3.7.6 مرشحات الكربون الحبيبي المنشط GAC مع إضافة الأمونيا

تبلغ سعة محطة معالجة المياه في آن آربر في ميشيغان 50 مليون جالون في اليوم. وتزيل هذه المحطة عسر المياه باستخدام الجير. ومصدر المياه لها هو (Huron River) (90-80%) والباقي مياه جوفية (10-20%). وبعد استخدام الكلورامين على مياه النهر، يحقن الكلور في خط الماء الخام مباشرةً قبل إضافة الأمونيا. ومعدل تركيز الكلور الكلي المغذي يبلغ 3.3 ملغم/لتر، عندما تكون معدل حاجة مياه النهر للكلور تساوي 2.0 ملغم/لتر. وقد تم الحصول على إثبات للنترة مباشرةً بعد التغيير في التهوية من الكربون الحبيبي المنشط. وقبل هذا التغيير، استخدمت محطة التهوية بنجاح أحادي كلورامين كمطهر أولي ونهائي. ولم يكن هناك إثبات لحدوث النترة.

استقبل مرشح الكربون الحبيبي المنشط 3 ملغم/لتر أمونيا تقريباً، وهذه الكمية من الأمونيا شكلت مصدراً غذائياً سمح لجراثيم النترة بالتوارد والتكاثر. وقد لوحظ أن حبيبات الكربون الحبيبي المنشط تحمي جراثيم النترة. كما حدثت النترة في طبقات الكربون الحبيبي المنشط، وقد لوحظ ارتفاع في مستويات جراثيم النترة في أجزاء المرشح الأخرى مقارنة مع الماء الخام. كما أظهر الماء الخارج من مرشحات الكربون الحبيبي المنشط ذروات موسمية للجراثيم الهوائية (HPC) ابتداءً من أيار إلى تموز، ونسبة موجبة من القولونيات من تموز إلى آب. وهذه الذروات الموسمية غالباً ما تكون لها علاقة بدرجة الحرارة. وخلال فترة النترة، فإن تركيز الجراثيم الهوائية (HPC) في الماء الخارج من مرشحات الكربون الحبيبي المنشط بدأ بالتناقص التدريجي بينما ازدادت أعداد هذه الجراثيم في نظام التوزيع.

2.3.7.6 النيتروجين العضوي

يمكن أن يتداخل النيتروجين العضوي ونيتروجين الأمونيا على تراكيز منخفضة تصل إلى 0.3 ملغم/لتر بعملية إضافة الكلورامين. إذ تتميه متبقيات أحادي كلورامين مع النيتروجين العضوي لتكون الكلورامينات العضوية التي ليس لها تأثير مبيد للجراثيم. ويحدث هذا التفاعل خلال 30 إلى 40 دقيقة وبعد اختفاء متبقيات أحادي كلورامين يعود ظهور نيتروجين الأمونيا ووجوده يحفر عدم الثبات البيولوجي في ذلك الجزء من نظام التوزيع. ويؤدي عدم الثبات البيولوجي إلى طعم ورائحة كريهة إضافة إلى ماء قذر وملون عند صنبور المستهلك (White, 1992).

يمكن استخدام متبقي الكلور الحر أو متبقي الكلورامين لتنظيف المنطقة التي لا يوجد فيها ثبات بيولوجي، واستخدام متبقي الكلور الحر أكثر تفوقاً في التخلص من هذه الظاهرة من متبقي الكلورامين (White, 1992). وتحافظ متبقيات الكلور الحر على ثبات نظام التوزيع بسرعة أعلى (بضعة أيام للكلور الحر مقابل أسبوع للكلورامينات)، ويمكن رصد عملية التنظيف التي تعتبر تامة عندما يصل تركيز متبقي الكلور الحر إلى 85% من تركيز الكلور الحر.

وبناءً على الخبرة في التحويل إلى استخدام الكلورامين، ينصح نظام المياه في جنوب كاليفورنيا (MWDS) أن تقوم أنظمة التهوية التي تستخدم الكلورامين للتطهير برصد مستويات النيتروجين العضوي الكلي. وعندما تكون هذه المستويات مرتفعة، يتوقع أن يكون جزء الأحماض الأمينية أيضاً مرتفع. وهذا يقلل من فعالية التطهير بالكلورامين إذا لم يتم الكشف عن مستويات مرتفعة من النيتروجين العضوي.

3.3.7.6 الخلط

يؤثر الخلط عند نقطة إضافة الكلورامين على فعاليته كمبيد للجراثيم بصورة كبيرة. وعندما تكون درجة حرارة الماء بين 7-8.5، فإن التفاعل بين الأمونيا والكلور يحدث لحظياً من ناحية عملية. أما إذا خلط الكلور ببطء في الماء الذي أضيفت له الأمونيا، فإن المواد العضوية وخاصة المواد القابلة للفسر بمحلول الكلور، قد تتفاعل مع الكلور وتتداخل بتكوين الكلورامين (White, 1992).

4.3.7.6 خلط المياه

عندما تخلط المياه المكلورة مع المياه المحتوية على الكلورامين، فإن الكلورامين المتبقى سيقل بعد أن تتحد الأمونيا الفائضة ويتتحول أحادي كلورامين إلى ثانوي كلورامين وثلاثي كلوريد النيتروجين. ويمكن أن تتحفي كل كمية المتبقى. لذلك فإنه من الضروري معرفة كمية الماء المكلور التي يمكن خلطها مع مجرى مائي معين يحتوي الكلورامين دون أن تتأثر كمية متبقى الكلورامين. ويجب توفير منحنيات لخلط المتبقيات لكل نوع من أنواع الخليط.

5.3.7.6 التأكل

يمكن أن تحد إضافة الكلورامين وضبط التأكل من تكون طبقة الجراثيم اللزجة في نظام التوزيع. وإذا لم يتم تعظيم ضبط تأكل أنابيب الحديد، فإن فعالية الكلورامين ستتأثر، ويمكن بإضافة مثبتات التأكل التي تحتوي تراكيز عالية من الفوسفات إنقاذه معدلات التأكل (Lyn et al., 1995).

6.3.7.6 تكون ثلاثي كلوريد النيتروجين

إذا كان هناك ميل للماء في نظام التوزيع لتكوين ثلاثي كلوريد النيتروجين، فيمكن إزالته بتهوية الماء الجاهز. كذلك يمكن أن يحطم ثلاثي كلوريد النيتروجين بأشعة الشمس (White, 1992).

7.3.7.6 صحة الإنسان والبيئة

إن أكثر الناس تأثراً باستخدام الكلورامين هم مستخدمواً أجهزة غسيل الكلى. إذ يمكن أن يتسبب الكلورامين بنكوسن الميتيهيموغلوبين في الدم ويؤثر سلباً على صحة مرضى الكلى إذا لم تتم إزالة الكلورامين من ماء الديلزة. ويمكن أن يكون الكلورامين قاتلاً للأسمك. إذ يمكن أن تؤثر المتبقيات على أنسجة الخياشيم وتدخل في خلايا الدم الحمراء وتسبب خللاً مؤقتاً في الدم. لذا يجب إزالة متبقيات الكلورامين من الماء قبل أن يتلامس مع الأسماك. كما يجب إعلام هواة الأسماك وأصحاب محلات الحيوانات الأليفة و محلات مستلزمات أحواض الأسماك عن مخاطر الكلورامين في الماء.

8.6 ملخص

1.8.6 مزايا وسلبيات استخدام الكلورامين

تلقي القائمة التالية الضوء على بعض مزايا وسلبيات استخدام الكلورامينات كطريقة لتطهير المياه (Masschelein, 1992). وبسبب التغيرات الكبيرة في حجم النظام وجودة المياه والجرعات المستخدمة، فإن بعض هذه المزايا والسلبيات قد لا تتطابق على نظام معين.

المزايا:

- فعالية الكلورامينات مع المواد العضوية لتكوين التواجع الجانبية لعملية التطهير أقل من فعالية الكلور.
- متبقى الكلورامين أكثر ثباتاً ويدوم لفترة أطول من الكلور أو ثاني أكسيد الكلور، وبذلك يوفر حماية أفضل من معاودة النمو البكتيري في أنظمة المياه ذات الخزانات الكبيرة والخطوط الرئيسية ذات النهايات المغلقة. إلا أن الأمونيا الفائضة في الشبكة قد تؤدي إلى تكون الطبقة اللزجة.
- لأن الكلورامينات لا تتفاعل مع المواد العضوية، فلن تعاني الأنظمة من مشاكل الطعم والرائحة عند استخدام الكلورامينات.
- الكلورامينات منخفضة الثمن.
- الكلورامينات سهلة التحضير.

السلبيات:

- خصائص الكلورامينات التطهيرية أضعف من بقية المطهرات، مثل الكلور والأوزون وثاني أكسيد الكلور.
- لا يستطيع الكلورامين أكسدة الحديد والمنغنيز والكربونات.
- عند استعمال الكلورامين كمطهر ثانوي، يمكن أن يكون ضرورياً التحول الدوري للكلور للحد من تكون الطبقة اللزجة في نظام تزويد المياه.
- قد تؤدي الأمونيا الفائضة في نظام التوزيع إلى مشاكل الترتبة، خاصة في النهايات المغلقة والمواعق ذات التركيز المنخفض لمتبقيات المطهرات.
- الكلورامينات أقل فعالية في التطهير على درجة حموضة مرتفعة منها على درجة حموضة منخفضة.
- يجب أن تحضر الكلورامينات في الموقع.

2.8.6 جدول تلخيصي يلخص الجدول (8-6) الاعتبارات الخاصة باستخدام الكلورامين.

الجدول 8-6: ملخص عن التطهير بالكلورامين

الاعتبارات	الوصف
التليد	تولد الكلورامينات بالإضافة المتتابعة للكلور (حمض الهيبوكلوروس) والأمونيا بنسبة Cl_2/NH_3 تتراوح بين 1:3 إلى 1:5 ويمكن أن يضاف الكلور أو الأمونيا أولاً. ويضاف في العادة الكلور أولاً للعمل كمطهر أولي وبعد 10-30 دقيقة، تضاف الأمونيا لمنع تكون المزيد من النواتج الجانبية لعملية التطهير.
الاستعمالات الأساسية	يستعمل الكلورامين بشكل أساسى كمطهر ثانوى لتوفير متبقي في نظام التوزيع. ويستعمل عندما تكون مستويات احتمالية تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير DBPFP عالية في مياه التقى مما يؤدي إلى مستويات مرتفعة من النواتج الجانبية لعملية التطهير في نظام التوزيع إذا ما استخدم الكلور الحر كمطهر ثانوى، وقد وجد أن أحادى كلورامين أكثر فعالية في الحد من تكون الطبقة الزرجة وجراثيم القولون من الكلور في الأنظمة التي تكون مدة الاستبقاء فيها طويلة بسبب معدل النفكك البطيء للكلورامين. وقابلية المونوكلورامين للتفاعل مع المواد العضوية الموجودة في الماء منخفضة مما يؤدي إلى تكون كميات أقل من المركبات المسببة للطعم والرائحة.
فعالية التطبيق	على درجة حموضة 7 أو أقل، يكون الكلور الحر أكثر فعالية بـ 200, 700، 50، 50، 2.1 مرة من الكلورامين في تبييض الجراثيم والفيروسات والأباغ والجويصلات على التوالي.
تكون النواتج الجانبية	يخفض أحادى كلورامين تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير بمقدار كبير، ولكنه لا يمنع تكون بعضها.
المحددات	يستعمل الكلورامين بازدياد مستمر كمطهر ثانوى لتوفير متبقي في أنظمة التوزيع بسبب انخفاض سرعة تفككه مقارنة مع الكلور، وقابليته الأقل لتكوين نواتج جانبية لعملية التطهير. ويجب الاحتراز عند استعمال أحادى كلورامين في أنظمة التوزيع التي تستخدم متبقي الكلور. فالنسبة المرتفعة لـ Cl_2/N يمكن أن تتوارد حيث تتحدد المتبقيات المختلفة لتكون ثانوى كلورامين وثلاثي كلوريد النيتروجين المسيبة للطعم والرائحة. ويمكن في بعض الأحيان أن يزال المتبقي نهائياً قبل تفاعل نقطة الانكسار.
نقطة الاستخدام	يولد أحادى كلورامين في محطة التقى بالإضافة للأمونيا إلى الماء المكلور. وتضاف الأمونيا عادة قبل الضخ في نظام التوزيع. وفي بعض الأحيان تضاف الأمونيا قبل المرحلة النهائية (Clear well) للحد من تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير إلى أقل مستوى.
اعتبارات خاصة	يمكن أن تحدث الترثة والنمو البكتيري إذا كانت نسبة Cl_2/N منخفضة جداً وكانت الظروف ملائمة لنمو جراثيم الترثة. وقد وجد أن متبقي 2 ملغم/لتر من أحادى كلورامين فعال للحد من الترثة في معظم الأنظمة.

9.6 المراجع

- 1.Aoki, T. 1989. "Continuous Flow Method For Simultaneous Determination Of Monochloramine, Dichloramine, and Free Chlorine: Application To A Water Purification Plant." Environ. Sci. Technol. 23:46-50.
2. AWWA (American Water Works Association). 1991. Guidance Manual for Compliance with the Filtration and Disinfection Requirements for Public Works Systems Using Surface Water Sources.
3. AWWA and ASCE (American Society of Civil Engineers). 1990. Water Treatment Plant Design, second edition. McGraw-Hill, Inc. New York, NY.
4. Bongers, L.H., T.P O'Connor, and D.T. Burton. 1977. "Bromine Chloride-An Alternative To Chlorine For Fouling Control in Condenser Cooling Systems." EPA 600/7-77-053, Washington,D.C.
5. Cameron, G.N., J.M. Symons, S.R. Spencer, and J.Y. Ma. 1989a. "Minimizing THM Formation During Control of the Asiatic Clam: A Comparison of Biocides." J. AWWA. 81(10):53-62.
6. Cameron, G.N., J.M. Symons, D. Bushek, and R. Kulkarni. 1989b. "Effect of Temperature and pH on the Toxicity of Monochloramine to the Asiatic Clam." J. AWWA. 81(10):63-71.
7. Chang, S.L. 1944. "Studies on Entamoeba histolytica 3. Destruction of Cysts of Entamoeba histolytica by Hypochlorite Solution, Chloramines in Tap Water and Gaseous Chlorine in Tap Water of Varying Degrees of Pollution." War Med. 5:46.
8. Chang, S.L. and G.M. Fair. 1941. "Viability and Destruction of the Cysts of Entamoeba histolytica." J. AWWA. 33(10):1705.
9. Cowman, G.A., and P.C. Singer. 1994. "Effect of Bromide Ion on Haloacetic Acid Speciation Resulting from Chlorination and Chloramination of Humic Extracts." Conference proceedings, AWWA Annual Conference, New York, NY.
10. Dennis, J.P., D.C. Rauscher, and D.A. Foust. 1991. "Practical Aspects of Implementing Chloramines." Conference proceedings, AWWA Annual Conference, Philadelphia, PA.
11. Dorn, J. M. 1974. A Comparative Study of Disinfection on Viruses and Bacteria by Monochloramine. Master's thesis, Univ. Cincinnati, Ohio.
12. Esposito, M.P. 1974. The Inactivation of Viruses in Water by Dichloramine. Master's thesis, Univ. Cincinnati, Ohio.
13. Feng, T.H. 1966. "Behavior of Organic Chloramines." J. Water Pollution Control Fed. 38(4):614.
14. Fujioka, R.S., K.M. Tenno, and P.C. Loh. 1983. "Mechanism of Chloramine Inactivation of Poliovirus: A Concern for Regulators." Water Chlorination: Environmental Impacts and Health Affects, Vol. 4, R.L. Jolley, et al. (editor). Ann Arbor Science Publishers, Inc., Ann Arbor, MI.

15. Gordon, G., W.J. Cooper, R.G. Rice, and G.E. Pacey. 1992. Disinfectant Residual Measurement Methods. Second Edition, AWWARF and AWWA.
16. Haas, C. N. and R.S. Engelbrecht. 1980. "Chlorine Dynamics During Inactivation of Coliforms, Acid-Fast Bacteria and Yeasts." *Water Res.* 14:1744.
17. Hazen and Sawyer. 1992. Disinfection Alternatives For Safe Drinking Water. Van Nostrand Reinhold, New York, NY.
18. Hoff, J.C. and E.E. Geldreich. 1981. "Comparison of the Biocidal Efficiency of Alternative Disinfectants." *J. AWWA.* 73(1):40.
19. Isaac, R.A. and J.C. Morris. 1980. "Rates of Transfer of Active Chlorine Between Nitrogenous Substances." *Water Chlorination: Environmental Impact and Health Effects*, Vol. 3. R.L. Jolley (editor). Ann Arbor Science Publishers, Inc., Ann Arbor, MI.
20. Jacangelo, J.G., Olivieri , V.P., and Kawata, K., 1987. "Mechanism of Inactivation of Microorganisms by Combined Chlorine." AWWA Research Foundation, Denver, CO.
21. Jacangelo, J.G., N.L. Patania, K.M. Reagan, E.M. Aieta, S.W. Krasner, and M.J. McGuire. 1989. "Impact of Ozonation on the Formation and Control of Disinfection Byproducts in Drinking Water." *J. AWWA.* 81(8):74.
22. Jensen, J., J. Johnson, J. St. Aubin, R. Christman. 1985. "Effect of Monochloramine on Isolated Fulvic Acid." *Org. Geochem.* 8(1):71.
23. Johnson, J.D. 1978. "Measurement and Persistence of Chlorine Residuals." *Natural Waters. In Water Chlorination: Environmental Impact and Health Effects.* R.L. Jolley (editor). Ann Arbor Science Publishers, Inc., Ann Arbor, MI. 1:37-63.
24. Kabler, P.W., et al. 1960. "Viricidal Efficiency of Disinfectants in Water." *Public Health Repts.* 76(7):565.
25. Kelley, S.M. and W.W. Sanderson. 1958. "The Affect of Chlorine in Water on Enteric Viruses." *Amer. Jour. Publ. Health.* 48:1323.
26. Kelley, S.M. and W.W. Sanderson. 1960. "The Effect of Chlorine in Water on Enteric Viruses 2, The Effect of Combined Chlorine on Poliomyelitis and Coxsackie Viruses." *Amer. Jour. Publ. Health.* 50(1):14.
27. Kirmeyer, G., et al. 1993. Optimizing Chloramine Treatment. AWWARF.
28. Kirmeyer, G., et al. 1995. Nitrification Occurrence and Control in Chloraminated Water Systems. AWWARF.
29. Krasner, S.W., M.J. McGuire, and J.J. Jacangelo. 1989. "The Occurrence of Disinfection Byproducts in U.S. Drinking Water." *J. AWWA.* 81(8):41.
30. Lyn, T.L., S.R. Lavinder, and R. Hungate. 1995. "Design Considerations for Ammoniation Facilities." Conference proceedings, AWWA Annual Conference, Anaheim, CA.
31. Margerum, D.W., et al. 1978. "Chlorination and the Formation of N-Chloro Compounds in Water Treatment." *Organometals and Organometal-oids: Occurrence and Fate in the Environment.* R. F. Brinckman and J. M. Bellama (editors). ACS (American Cancer Society), Washington, D.C.
32. Marks, H.C., D.B. Williams, and G.U. Glasgow. 1951. "Determination of Residual Chlorine Compounds." *J. AWWA.* 43:201-207.
33. Masschelein, W.J. 1992. "Unit Processes in Drinking Water Treatment." Marcel Decker D.C., New York, Brussels, Hong Kong.
34. Montgomery, J.M. 1985. Water Treatment Principles and Design. John Wiley & Sons, Inc., New York, NY.
35. Morris, J.C. 1967. "Kinetics of Reactions Between Aqueous Chlorine and Nitrogen Compounds." *Principles and Applications of Water Chemistry.* S.D. Faust and J.V. Hunter (editor). John Wiley & Sons, New York, NY.
36. NRC (National Research Council). 1980. Drinking Water and Health, Vol. 2. National Academy Press, Washington, D.C.
37. Norton, C.D. and M.W. LeChevallier. 1997. "Chloramination: Its Effect on Distribution System Water Quality." *J. AWWA.* 89(7):66.
38. Olivieri, V.P., et al. 1980. "Reaction of Chlorine and Chloramines with Nucleic Acids Under Disinfection Conditions." *Water Chlorination: Environmental Impact and Health Effects*, Vol. 3. R.J. Jolley (editor), Ann Arbor Science Publishers, Inc., Ann Arbor, MI.
39. Palin, A. 1950. 1950. "A Study of the Chloro Derivatives of Ammonia." *Water and Water Engineering.* 54:248-258.
40. Rice, R. and M. Gomez-Taylor. 1986. "Occurrence of By-Products of Strong Oxidants Reating with Drinking Water Contaminants - Scope of the Problem." *Environ. Health Perspectives.* 69:31.
41. Singer, P.C. 1993. "Trihalomethanes and Other Byproducts Formed From the Chlorination of Drinking Water." National Academy of Engineering Symposium on Environmental Regulation: Accommodating Changes in Scientific, Technical, or Economic Information, Washington, D.C.
42. Skadsen, J. 1993. "Nitrification in a Distribution System." *J. AWWA.* 95-103.
43. Smith, M.E., Cowman, G.A., Singer, P.C. 1993. "The Impact of Ozonation and Coagulation on DBP Formation in Raw Waters." Conference proceedings, AWWA Annual Conference, San Antonio, TX.
44. Speed, M.A., et al. 1987. Treatment Alternatives for Controlling Chlorinated Organic Contaminants in Drinking Water. EPA/60012-87/011, Washington, D.C.
45. Standard Methods. 1995. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, nineteenth edition, Franson, M.H., Eaton, A.D., Clesceri, L.S., and Greenberg, A.E., (editors). APHA (American Public Health Association), AWWA, and Water Environment Federation, Washington D.C.
46. Stringer, R. and C.W. Kruse. 1970. "Amoebic Cysticidal Properties of Halogens." Conference proceedings, National Specialty Conference on Disinfection, ASCE, New York.
47. Sugam, R. 1983. "Chlorine Analysis: Perspectives For Compliance Monitoring." *Water Chlorination, Environmental Impact and Health Effects.* R.L. Jolley, et al. (editor). Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, MI.
48. Valentine, R.L. et al. 1998. "Chloramine Decomposition in Distribution System and Model Waters." AWWA, Denver, CO.
49. Wattie, E. and C.T. Butterfield. 1944. "Relative Resistance of *Escherichia coli* and *Enterobacter typhosa* to Chlorine and Chloramines." *Public Health Repts.* 59:1661.
50. Weber, G.R. and M. Levine. 1944. "Factors Affecting the Germicidal Efficiency of Chlorine and Chloramine." *Amer. J. Public Health.* 32:719.
51. Weil, I. and J.C. Morris. 1949. "Kinetic Studies on the Chloramines. The Rates of Formation of Monochloramine, N-Chlormethylamine and N-Chlordimethylamine." *J. Amer. Chem. Soc.* 71:1664.
52. White, G.C. 1992. Handbook Of Chlorination and Alternative Disinfectants. Volume 3. Van Nostrand Reinhold Co., New York, NY.
53. Whittle, G.P. and Lapteff, A., Jr. 1974. "New Analytical Techniques For The Study Of Water Disinfection." *Chemistry of Water Supply, Treatment, and Distribution.* A.J. Rubin (editor) Ann Arbor Science Publishers, Inc., Ann Arbor, MI.
54. Wolfe, R.L., N.R. Ward, and B.H. Olson. 1984. "Inorganic Chloramines as Drinking Water Disinfectant: A Review." *J. AWWA.* 76(5):74-88.

البieroكسون (أوزون/أوبيروكسيد الهيدروجين)

تولد عمليات الأكسدة المتقدمة جذور الهيدروكسيل الحرّة شديدة الفعالية في أكسدة العديد من المركبات في الماء. وكما نوقش في الوحدة الثالثة، فإن جذور الهيدروكسيل الحرّة تتكون أثناء التفكك التلقائي للأوزون. ويمكن زيادة تركيز جذور الهيدروكسيل الحرّة بتسريع تفكك الأوزون، مما يزيد من سرعة الأكسدة. وتزيد هذه الطريقة من تغلب الأكسدة غير المباشرة على الأكسدة المباشرة بالأوزون كما ذكر في الوحدة الثالثة.

استخدمت عدة طرق لزيادة تفكك الأوزون لإنتاج تراكيز عالية من جذور الهيدروكسيل الحرّة. وتتضمن إحدى هذه الطرق إضافة بيروكسيد الهيدروجين إلى الماء المؤوزن، ويشار إلى هذه الطريقة عادة بالبieroكسون.

قامت دائرة المياه في عاصمة جنوب كاليفورنيا (WDSC) بإجراء أبحاث مكثفة على استخدام البieroكسون للحد من المواد العضوية وأكسدة مركبات الطعام والرائحة مثل الجيوسرين و-ميثل ايزوبورنيول (MIB)، وفي نفس الوقت توفير مستويات كافية من الأوزون الجزيئي لضمان مستويات (م.ت) وضمان التطهير الأولي. وبينما تركز هذه الوحدة على البieroكسون كمطهر فإنه يتوقع الحصول على نتائج مشابهة من عمليات أكسدة مشابهة مثل الأوزون مع الأشعة فوق البنفسجية (UV) والأوزون على درجة حموضة مرتفعة وبيروكسيد الهيدروجين مع الأشعة فوق البنفسجية ومطهرات مشتركة أخرى.

ومن الأمور الأساسية في استعمال البieroكسون في عملية التطهير، أن هذه العملية لا توفر متبقّي مطهر يمكن قياسه. لذا فإنه ليس بالإمكان حساب (م.ت) كما في حالات استخدام المطهرات الأخرى. ومع أنه لا يمكن إعطاء قيمة (م.ت) لجذور الهيدروكسيل الحرّة، لأنّه لا يمكن قياسها مباشرة إلا أنه يمكن إعطاء قيمة (م.ت) لأي كمية أوزون تفاص في نظام البieroكسون. ويوفّر البieroكسون تثبيطاً للكائنات الممرضة، كما هو مبين في هذه الوحدة، إلا أن قيم (م.ت) المكافئة أو طرق حساب قيم (م.ت) لم تكن مثبتة بعد لهذا النظام عند تحضير هذا الدليل.

1.7 كيمياء البieroكسون

تشبه حلقة تفكك الأوزون ما تمت مناقشته في الوحدة الثالثة ولكن إضافة بيروكسيد الهيدروجين أو الإشعاع فوق البنفسجي يسرعان من تفكك الأوزون وتزيدان من تركيز جذور الهيدروكسيل الحرّة. وبإضافة بيروكسيد الهيدروجين، فإن صافي إنتاج جذور الهيدروكسيل الحرّة هي 1.0 مول جذور هيدروكسيل حرّة لكل مول من الأوزون.

وكما تبيّن في مناقشة الأوزون في الوحدة الثالثة، فإن أكسدة البieroكسون تحدث نتيجة لتفاعل بين (Hoigne and Bader, 1978)

■ الأكسدة المباشرة للمركبات بالأوزون المائي (aq)_{O₃}.
 ■ أكسدة المركبات بجذور الهيدروكسيل الحرارة التي تنتج من تفكك الأوزون وتفاعل الأكسدة ينافسان على المركبات القابلة للأكسدة. ونسبة الأكسدة المباشرة بالأوزون الجزيئي بطيئة نسبياً (5⁻¹⁰ - 10⁻⁷ مولار/ثانية) مقارنة مع الأكسدة بجذور الهيدروكسيل الحرارة (10¹² - 10¹⁴ مولار/ثانية)، ولكن تركيز الأوزون يكون مرتفعاً نسبياً. ومن جهة أخرى فإن تفاعلات جذور الهيدروكسيل الحرارة سريعة جداً، إلا أن تركيزها تحت الظروف الاعتيادية للأوزنة قليل نسبياً.

الفرق الرئيسي بين عمليات الأوزوننة وإضافة البيروكسون، أن عملية الأوزوننة تعتمد بشكل كبير على الأكسدة المباشرة بالأوزون المائي، بينما البيروكسون تعتمد بشكل أساسي على الأكسدة بجذور الهيدروكسيل الحر. وفي عملية البيروكسون تكون فترة حياة الأوزون المتبقى قصيرة لأن البيروكسيد المضاد يسرع من تفكك الأوزون. إلا أن الأكسدة الزائدة التي يتم الحصول عليها بواسطة جذور الهيدروكسيل الحر تغلب على تأثير النقصان في الأكسدة المباشرة للأوزون لأن جذور الهيدروكسيل الحر أكثر فعالية. والمحصلة النهائية هي أن الأكسدة تكون أكثر فعالية وأسرع كثيراً في عملية البيروكسون مقارنة بعملية الأوزون الجزيئي. ولأن هناك حاجة لمتبقى أوزون لتحقيق درجة (م.ت) للتطهير، فإن البيروكسون قد لا يكون ملائماً كمطهر مسبق.

وتنتمي عملية البيروكسون باستخدام جذور الهيدروكسيل الحر في الأكسدة. وجهد التأكسد لجذور الهيدروكسيل الحر والأوزون هي كما يلي:



وبالإضافة إلى أن جهد التأكسد بجذور الهيدروكسيل الحر أعلى منه للأوزون، فإن جذور الهيدروكسيل الحر أكثر فعالية بكثير بحيث يقترب من معدلات السرعة التي يحكمها انتشار المواد المذابة مثل الهيدروكربونات الأروماتية والمركبات غير المشبعة والكحولات الألفاتية وحمض الفورميك (Hoigne and Bader, 1976).

1.1.7 تفاعلات الأكسدة

لأن الأكسدة بجذور الهيدروكسيل الحر أكثر فعالية بكثير من الأكسدة المباشرة بالأوزون، فقد استعملت بشكل كبير في تنقية المواد العضوية الصعبة الأكسدة مثل مركبات الطعام والرائحة والمواد العضوية المكلورة (مثل الجيوسرين و2-ميثيل أيزوبورنيول MIB والمركبات الفينولية وثلاثي كلوروإثنين TCE) وبيركلورواتين (PCE).

لا يستطيع أي من الأوزون أو البيروكسون أن يحطم الكربون العضوي الكلي بصورة كبيرة. فالبيروكسون يؤكسد المواد العضوية المشبعة ويعود إلى نوافذ جانبية مشابهة لتلك التي تكون في حالة الأوزنة، مثل الأدنهيدات والكيرنات والبيروكسيدات وأيون البرومات والمواد العضوية القابلة للتحلل البيولوجي (MWDSC and JMM, 1992). إلا أنه بوجود البيروكسون تزداد قابلية التحلل البيولوجي للمياه (من غير المواد العضوية)، جاعلة بذلك جزءاً من الكربون العضوي الكلي قابلاً للإزالة بالمرشحات النشطة بيولوجياً.

وقد استخدم البيروكسون في أكسدة المواد العضوية الصعبة التنقية، مثل مركبات الطعام والرائحة بما فيها الجيوسرين و2-ميثيل أيزوبورنيول MIB. (Pereira et al., 1990; Ferguson et al., 1990)

بالإضافة إلى ذلك، فالبيروكسون وعمليات الأكسدة المتقدمة الأخرى أظهرت فعالية عالية في أكسدة المركبات المهلجةة مثل: ثنائي كلوروبروبين وثلاثي كلوروإثنين و1-كلوروبنتان و2,1-ثنائي كلوروإيثان. (Masten and Hoigne, 1992; Aieta et al., 1988; Glaze and Kang, 1988)

وجذور الهيدروكسيل الحر تتفاعل مع جميع المركبات الألفاتية المقاومة للتنقية مثل الكحولات والأحماض ذات السلسلة القصيرة (Churitny and Kucera, 1974) والأوزون المتألية للوصول إلى السرعة القصوى لتفاعل جذور الهيدروكسيل الحر في تطبيق تأكسد معين. فمثلاً وجد أن النسبة المئوية لجرعة البيروكسيد: الأوزون لأكسدة ثلاثي كلوروإثنين وبولي كلوروإثنين في عينة مياه جوفية تبلغ 0.5 بالوزن

(Glaze and Kang, 1988). وقد وجدت الفحوصات أن ثلاثي كلورو إيثيلين يحتاج إلى جرعات أوزون أقل لنفس النسبة من الإزالة مقارنة مع بولي كلورو إيثيلين.

أجريت دراسات ريادية LADWP وتم تشغيل محطة عرض توضيحية بالسعة القصوى على 2000 غالون في الدقيقة في عام 1995. وقد كانت نسبة جرعة البيروكسون: الأوزون المستخدمة 0.5 إلى 0.6. وتمت تنقية مياه جوفية تحتوى على 447 ملغم/لتر ثلاثي كلورو إيثيلين و163 ملغم/لتر بولي كلورو إيثيلين لأقل من الحد الأقصى المسموح به لهذه الملوثات، إلا أن أيون البرومات تكون بتراكيز أعلى من الحد الأقصى المسموح به (MCL) وبالبالغ 0.01 ملغم/لتر (Karimi et al., 1997).

2.1.7 التفاعلات مع محددات جودة المياه الأخرى

تلعب درجة الحموضة وفأولية البايكربونات دوراً رئيسياً في فعالية البيروكسون كما في حالة الأوزون وحده. ويتعلق هذا الدور بمنافسة الكربونات والبايكربونات لجزر الهيدروكسيل الحر على قلوية عالية، ومنافسة الكربونات له على درجة حموضة عالية. كذلك فإن البيروكسيد الزائد يمكن أن يحد من تكون جزر الهيدروكسيل الحر وبالتالي تنقص فعالية البيروكسون.

ويظهر أن العكر وحده لا يلعب دوراً في فعالية البيروكسون كما أن البيروكسون لا يزيل العكر. وقد درس (Tobiason et al., 1992) تأثير الأكسدة المسبقة على الترشيح واستنتج أن الأكسدة المسبقة لا تحسن من عكر الماء الخارج ولكن ظهر أنها تزيد من عدد المرات التي تعمل بها المرشحات بسبب الضغط الأقل أو التأخير في التخلص من العكر. وقد ظهر أن عكر الماء الخارج من المرشحات تشابه عكر الماء الذي لم يتعرض للأكسدة أو الأكسدة المسبقة.

3.1.7 مقارنة بين الأوزون والبيروكسون

يكمن الفرق الرئيسي بين الأوزون والبيروكسون في طريقة الأكسدة الأولية، أي الأكسدة المباشرة أو الأكسدة بواسطة جزر الهيدروكسيل الحر. وتؤدي الفعالية المختلفة لهذه المركبات إلى أثر مختلف في التفاعلات مع مكونات الماء وبالتالي في فعالية التطهير. ويلخص الجدول (1-7) الفروق الرئيسية بين الأوزون والبيروكسون بالنسبة لاستخدامهما في تنقية مياه الشرب.

2.7 التوليد

تحتاج عملية البيروكسون إلى نظام توليد أوزون مثل الموصوف في الوحدة الثالثة، إضافة إلى نظام تغذية لبيروكسيد الهيدروجين. وتتضمن العملية خطوتين رئيسيتين: إذابة الأوزون وإضافة بيروكسيد الهيدروجين. ويمكن إضافة بيروكسيد الهيدروجين بعد الأوزون (ويسمح ذلك للأوزون بأن يقوم بعملية الأكسدة والتطهير أولاً) أو قبل الأوزون (أي استعمال البيروكسيد كمؤكسد مسبق، متبعاً بتفاعلات جزر الهيدروكسيل الحر). أو أن يضافا معاً في نفس الوقت. وإضافة بيروكسيد الهيدروجين بعد الأوزون هي الطريقة الأفضل للتشغيل، إلا أن النظام لا يحقق قيمة (م.ت) المطلوبة إلا إذا كان متبقى الأوزون عالٍ بما فيه الكفاية.

وهناك تأثيران أساسيان لاستعمال الأوزون مع بيروكسيد الهيدروجين. (Duguet et al., 1985):

- تزداد فعالية الأوزون بتحويل جزيئات الأوزون إلى جذور الهيدروكسيل الحر.
- تحسن في انتقال الأوزون من الطور الغازي إلى الطور السائل نتيجة لزيادة سرعة تفاعلات الأوزون.

الجدول 7-1: مقارنة بين الأكسدة بالأوزون والبيروكسون

البيروكسون	الأوزون	العملية
تفاك أوزون سريع ويكون تركيز جذر الهيدروكسيل الحر أعلى منه في حالة الأوزون وحده.	تفاك عادي ينتج جذر الهيدروكسيل الحر كمنتج وسيط	سرعة تفاك الأوزون
فترة حياة قصيرة جداً بسبب التفاعل السريع.	10-5 دقائق	متبقى الأوزون
أكسدة بجزر الهيدروكسيل الحر بشكل رئيسي.	عادة أكسدة مباشرة بالأوزون المائي	طريق الأكسدة
أقل فعالية	ممتاز	المقدرة على أكسدة الحديد والمنغنيز
جيد، جذر الهيدروكسيل الحر أكثر فعالية من الأوزون.	متغير	المقدرة على أكسدة مركبات الطعام والرائحة
جيد، جذر الهيدروكسيل الحر أكثر فعالية من الأوزون.	ضعيف	المقدرة على أكسدة المواد العضوية المكثورة
جيد، ولكن الانظمة لا تعطي درجة م.ت إلا إذا كان لديها متبقى أوزون مقاس.	ممتاز	قابلية التطهير
ضعيف، لا يمكن حساب قيم م.ت لأغراض درجة التطهير.	جيد	المقدرة على الكشف عن متبقى لرصد التطهير

يتضمن التشغيل الأكثر فعالية إضافة الأوزون في البداية للحصول على قيم (م.ت) اللازمة للتطهير، متبعاً بالبيروكسيد للأكسدة بجزر الهيدروكسيل الحر. ويمكن وصف حدوث الأوزونة بمرحلتين. ففي المرحلة الأولى، يحطم الأوزون بسرعة المواد الموجودة في الماء والتي هي بحاجة للمؤكسد، وبهذا تزداد سرعة انتقال الأوزون لل محلول من الطور الغازي. ويجب إيقاف إضافة جذر الهيدروكسيل الحر إلى الحد الأدنى في المرحلة الأولى، لأن بيروكسيد الهيدروجين يتنافس مع الجزيئات التي تتفاعل مع الأوزون (أي الحاجة الأولية) على الأوزون الموجود. وفي المرحلة الثانية، تتأكسد المواد العضوية بسرعة أقل بكثير من أكسدتها في المرحلة الأولى. وإضافة بيروكسيد الهيدروجين في المرحلة الثانية يجعل من الممكن رفع فعالية الأكسدة الكلية، لأن التفاعل بين بيروكسيد الهيدروجين والأوزون ينتج جذور الهيدروكسيل الحرقة مما يؤدي إلى زيادة سرعة التفاعل. وعملياً يمكن إضافة بيروكسيد الهيدروجين في المرحلة الثانية من الأوزوننة وذلك بحقن بيروكسيد الهيدروجين في الغرفة الثانية من خزان التلامس مع الأوزون (Duguet et al., 1985). وأكثر طرق التشغيل فعالية هي باستعمال الأوزون أولاً للحصول على (م.ت) التطهير ومن ثم إضافة البيروكسون ثانياً للقضاء على الملوثات الدقيقة.

يتضمن استهلاك الطاقة في عملية البيروكسون تلك الطاقة المستخدمة في توليد الأوزون واستخدامه، إضافة إلى الطاقة اللازمة لتشغيل مضخات تغذية البيروكسيد. ولا تتطلب خطوة إضافة البيروكسيد أي تدريب إضافي للمشغل أكثر من التدريب اللازم لأنظمة تغذية المواد الكيميائية السائلة. ويجب فحص الأنظمة يومياً للتأكد من أنها تعمل بصورة جيدة وللكشف عن أي تسريب. كما يجب إجراء فحص يومي للخزانات للتأكد من وجود كمية كافية من البيروكسيد، ولمعرفة الكمية التي تم استخدامها.

3.7 الاستعمالات الأساسية ونقاط الاستخدام

يُستخدم البيروكسون لأكسدة مركبات الطعام والرائحة وأكسدة المركبات العضوية المصنعة. كما يستخدم البيروكسون في تحطيم مبيدات الأعشاب (مثلاً الأترازين) ومبيدات الآفات والمركبات العضوية المتطرفة. وبإضافه البيروكسون في أماكن مشابهة لأماكن الأكسدة بالأوزون. والطريقة الأفضل للتشغيل هي بإضافة الأوزون أولاً ومن ثم يضاف بيروكسيد الهيدروجين. وكطريقة بديلة يمكن إضافة بيروكسيد الهيدروجين إلى خط التغذية قبل الأوزوننة.

**1.3.7 الاستعمالات الأساسية
1.1.3.7 أكسدة مركبات الطعام والرائحة**

يستخدم البيروكسون لإزالة المركبات المسببة للطعم والرائحة، لأن عدداً من هذه المركبات مقاوم للأكسدة، حتى الأكسدة بالأوزون. وقد تم الالتفات حديثاً إلى الطعم والرائحة الناتجة من مركبات معينة مثل الجيوسمين و-2-ميثيل أيزوبرينيول (MIB) والمركبات المكثورة. وقد أوضحت الدراسات التي أجريت من قبل دائرة المياه في جنوب كاليفورنيا MWDSC، فعالية البيروكسون لإزالة الجيوسمين و-2-ميثيل أيزوبرينيول (MIB) أثناء معالجة المياه (Ferguson et al., 1990; Huck et al., 1995).

2.1.3.7 أكسدة المركبات العضوية المصنعة

لقد أظهر البيروكسون وطرق الأكسدة المتقدمة فعالية في أكسدة المركبات المهلجة مثل 1,1-ثنائي كلوروبروبين (DCPE) وثلاثي كلوروإثيلين (TCE) و1-كلوروبنتان (CPA) و1,2-ثنائي كلورو إيثان (DCA). (Masten and Hoigne, 1992; Aieta et al., 1988; Glaze and Kang, 1988)

وتتفاعل جذور الهيدروكسيل الحرارة مع جميع هذه المركبات إضافة إلى المركبات الألفاتية المقاومة للتنقية، مثل الكحولات والأحماض ذات السلسل القصيرة (Chunty and Kucera, 1974)

2.3.7 نقاط الاستخدام

تطبق عملية البيروكسون في نقاط مشابهة للأكسدة بالأوزون كما تم توضيحه في الوحدة الثالثة. ومن المهم أن يضاف البيروكسون بعد الترسيب وقبل الترشيح البيولوجي. كما أنه من المهم أيضاً إضافة بيروكسيد الهيدروجين بعد استهلاك الأوزون اللازم في البداية لتجنب تنافس جذور الهيدروكسيل الحرارة مع المكونات التي تحتاج إلى الأوزون.

1.2.3.7 التأثير على عمليات التنقية الأخرى

- تؤثر عملية إضافة البيروكسون على العمليات الأخرى في محطة معالجة المياه، وتتضمن هذه التأثيرات:-
- يؤدي استخدام جذور الهيدروكسيل الحر إلى تكonz الكربون العضوي القابل للتحلل البيولوجي (BDOC)، والذي يمكن أن يتسبب في النمو البيولوجي في نظام التوزيع إن لم يخض اثناء الترشيح البيولوجي النشط. وإذا ما استخدم البيروكسون قبل المرشحات، فإنها تؤثر عليها بزيادة النمو البيولوجي وبالتالي زيادة عدد مرات الغسل الرا�ع الازمة (اعتماداً على مستوى الكربون العضوي القابل للتحلل البيولوجي الناتج).
 - جذور الهيدروكسيل الحرارة عوامل مؤكسدة قوية تتدخل مع المؤكسدات الأخرى، مثل الكلور، حتى يتم استهلاك جميع كمية الأوزون المتبقى.
 - يؤدي تأكسد الحديد والمنغنيز بجذور الهيدروكسيل الحر إلى تكون أكسيد غير ذاتية يجب إزالتها بالترسيب والترشح. وهذا أيضاً يمكن أن يؤثر على المرشحات بزيادة الأحمال عليها وزيادة عدد مرات الغسل الرا�ع الازمة.
- ويمكن أن يرجع القاريء إلى :

“Microbial and Disinfiction Byproduct Simultaneous Compliance Guidance Document” (وهو الآن في طور التحضير) للحصول على معلومات إضافية تتعلق بالتدخلات بين المؤكسدات وعمليات التنقية الأخرى.

4.7 تثبيط الكائنات الممرضة

ثبت أن البيروكسون وطرق الأكسدة المتقدمة الأخرى مساوية في فعاليتها أو أكثر فعالية من الأوزون في تثبيط الكائنات الممرضة. ويوصف مستوى التطهير عادة باحتياجات (م.ت.). ولأن البيروكسون لا يترك متبقي ثابت يمكن قياسه، فإن حسابات (م.ت) للتطهير بالبيروكسون غير ممكنة.

1.4.7 آلية التثبيط

لقد أشارت التجارب أن مدة تلامس طولية وتراكيز عالية لبيروكسيد الهيدروجين لازمة لتنبيط الجراثيم والفيروسات (Lund, 1963; Yoshe-Purer and Eylan, 1968; Mentel and Schmidt, 1973)

والحصول على تثبيط مقداره 99% للفيروسات السنجدالية يلزم جرعة من بيروكسيد الهيدروجين مقدارها 3,000 ملغم/لتر لمدة 360 دقيقة أو 5,000 ملغم/لتر لمدة 24 دقيقة. وبناءً على هذه النتائج، وباستخدام الأوزون وبيروكسيد الهيدروجين معاً، فإن السبب الرئيسي لتنبيط الكائنات الممرضة يُعزى للأوزون، خاصة الآليات المرتبطة بأكسدة الكائنات الممرضة بتفاعل الأوزون المباشر وجذور الهيدروكسيل الحر.

وكما وصف في الوحدة الثالثة، فإن طريقة عمل الأوزون لتنبيط الكائنات الممرضة غير مفهوم بوضوح. فبعض الدراسات على الجراثيم أشارت إلى أن الأوزون يغير البروتينات والروابط غير المشبعة في الأحماض الدهنية في جدار الخلية، مما يؤدي إلى موت الخلية.

(Pryor et al., 1983: Scott and Lesher, 1963).

بينما أشارت دراسات أخرى إلى أن الأوزون يؤثر على حمض ديوкси رابيو النووي (DNA) في الخلية. (Hamelin and Chung, 1974; Ohlorogge and Kerman, 1983; Ishizaki et al., 1987)

أما بالنسبة لتنبيط الفيروسات، فقد ذكر أن له علاقة بمحاجمة الأوزون للبروتينات الموجودة في غطاء الفيروس (Riesser et al., 1977). وهناك معلومات محددة جداً عن كيفية تأثير الأوزون على الحويصلات الأنثوية للأوالي. إلا أن بعض الباحثين أشاروا إلى أن كثافة الحويصلات الأنثوية للأوالي تقل ويتغير بناؤها. (Wickramanayaka, 1984; Wallis et al., 1990)

يستمر النقاش حول كيفية عمل جذور الهيدروكسيل الحر، ويعتقد بعض الباحثين أن التطهير بالأوزون يحدث نتيجة لتفاعل الأوزون المباشر (Hoigne and Bader, 1975; Hoigne and Bader, 1978). بينما يعتقد البعض الآخر أن آلية التطهير بجذر الهيدروكسيل الحر هي الآلية الأهم (Dahi, 1976; Bancroft et al., 1984). وقد أظهرت الدراسات التي استخدم فيها أوزون-بيروكسيد الهيدروجين أن عملية تطهير الأشريكية القولونية تصبح أقل فعالية كلما ازدادت نسبة البيروكسيد إلى الأوزون لتصبح تقريباً أكثر من 0.2 ملغم/ملغم. (Wolfe et al., 1989a; Wolfe et al., 1989b). وقد عزي اخفاض التطهير إلى نقص متبقيات الأوزون المرتبطة بارتفاع نسبة البيروكسيد إلى الأوزون، مما يدل على أن تفاعل الأوزون المباشر يشكل آلية مهمة في تنبيط الكائنات الممرضة.

2.4.7 التأثيرات البيئية

مع أن كيماء التطهير بالبيروكسون غير مفهومة تماماً، إلا أنه يظهر أن الإنتاج المثالي لجذر الهيدروكسيل الحر يعتمد على درجة الحموضة وتركيز الأوزون ونسبة بيروكسيد الهيدروجين إلى الأوزون ومدة التلامس ومكونات الماء (Glatze et al., 1987).

1.2.4.7 التفاعلات الكيميائية المتنافسة

من سلبيات طريقة البيروكسون أنها تتضمن جذوراً حرة كوسبيط، والتي هي معرضة للتدخل من مواد يمكن أن تتفاعل مع هذه الجذور، وبالتالي تنقص من فعالية العملية. وتلعب القلوية والباليكربونات ودرجة الحموضة دوراً رئيسياً في فعالية جذور الهيدروكسيل الحر. ويعود هذا التأثير بشكل رئيسي إلى منافسة الباليكربونات على جذر الهيدروكسيل الحر على قلوية عالية ومنافسة الكربونات على هذا الجذر على درجة حموضة أعلى من 10.3 (انظر الوحدة الثالثة). وبالتالي فإن خفض القلوية قبل إضافة البيروكسون قد يكون ضرورياً في حالة المياه ذات مستوى الباليكربونات المرتفع. وبالإضافة إلى الكربونات والباليكربونات، فقد وجد أن المكونات العضوية للأحماض الهيدروجينية تتفاعل أيضاً مع جذر الهيدروكسيل الحر. (Glaze, 1986)

2.2.4.7 نسبة بيروكسيد الهيدروجين والأوزون

بنيت دراسة أجريت في دائرة المياه في جنوب كاليفورنيا (MWDSC) أن فعالية البيروكسون تعتمد كثيراً على نسبة البيروكسيد:الأوزون (b) (Wolfe et al., 1989). كما وجد من دراسات سابقة أجريت في نفس الدائرة أن النسبة المثلى للتطهير كانت أقل أو تساوي 0.3. وقد كان من أهم أهداف الدراسة التي أجريت عام 1989 تعليم عملية التطهير بتغيير نسبة البيروكسيد:الأوزون ومدة التلامس. وقد أظهرت النتائج أن فعالية البيروكسون كمطهر على نسبة 0.2 بيروكسيد:الأوزون قريبة من الأوزون للقضاء على الكائنات الحية المشعة وحويصلات الجياردية ميوريس، وأن فعالية التطهير انخفضت على النسب العالية بسبب ارتفاع تركيز الأوزون.

3.4.7 فعالية التطهير وتنبيط الكائنات الممرضة

أظهرت دراسات حديثة أن فعالية التطهير متشابهة لكل من البيروكسون والأوزون (Wolfe et al., 1989 b; Ferguson et al., 1990; Scott et al., 1992). وقد قارنت دراسة أجريت من قبل (Ferguson et al., 1990) بين المقدرة على تنبيط الكائنات الممرضة باستخدام البيروكسون والأوزون على الكوليفاج MS-2, F2-2، وكذلك على الأشريكية القولونية وعدد الجراثيم الهوائية الكلي (HPC). وقد وجد أن تنبيط الكوليفاج MS-2 أو F2 كان مترافقاً في الحالتين: الأوزون والبيروكسون. ولم يلاحظ هنالك فرق بين كميات التبيط لكل من MS-2 و F2 عندما تغيرت نسبة البيروكسيد:الأوزون من 0 إلى 0.3. كذلك أظهرت نتائج الدراسات التي أجريت على الأشريكية القولونية وأعداد الجراثيم الهوائية، أن تنبيط الجراثيم باستخدام الأوزون والبيروكسون كان مترافقاً.

يدرج الجدول (2-7) قيم (م.ت) المشتقة لتنبيط حويصلات الجياردية ميوريس بالأوزون والبيروكسون من دراسة أخرى أجريت من قبل دائرة المياه في كاليفورنيا الجنوبية (MWDSC). وقد بني مدة التلامس المستخدمة لحساب قيم م.ت على أساس اختراق مركبات استشفافية بمقدار 10% و 50% لخزان التلامس مع الأوزون. وقد بنيت تركيز الأوزون المستخدمة في حساب (م.ت) على متبقي الأوزون ونصف المتبقي والجرعة. وتشير نتائج هذه الدراسة إلى أن البيروكسون أقدر بقليل من الأوزون وذلك بناءً على قيم م.ت للأوزون التي كانت أعلى منها

للبيروكسون. إلا أنه وبسبب التفكك الأسرع للأوزون بوجود بيروكسيد الهيدروجين، فإنه يلزم جرعات أعلى من الأوزون في حالة البيروكسون للوصول إلى متبقيات مقاربة. إضافة إلى ذلك فإن استخدام متبقيات الأوزون لحساب قيم م.ت. للبيروكسون قد لا تأخذ بعين الاعتبار الفصائل المؤكسدة الأخرى التي قد يكون لها مقدرة على التطهير.

الجدول 7-2: قيم م.ت المحسوبة (ملغم. دقيقة/لتر) لتشييط الجياردية ميوريس

بيروكسون ^ب م.ت. 2	بيروكسون ^ب م.ت. 1	أوزون ^أ م.ت. 2	أوزون ^أ م.ت. 1	التشييط
2.6	1.2	2.8	1.6	%90
5.2	2.6	5.4	3.4	%99

أ: ت: متبقي الأوزون ، ت₂ (جرعة الأوزون + متبقي الأوزون)/2، ز₁، ز₂

(دقائق): المدة اللازمة لتحقيق 10% و 50% على التوالي.

ب: نسبة H_2O_2/O_3 لجميع الناتج كانت 0.2.

5.7 النواتج الجانبية لعملية التطهير

يتوقف أن تكون النواتج الجانبية الأساسية المتعلقة بالبيروكسون شبيهة بذلك التي تظهر في الأوزون والمدرجة في الجدول (3-9). ويمكن أن تتكون نواتج جانبية أخرى لعملية التطهير من تفاعل جذور الهيدروكسيل الحرارة. ولا يكون البيروكسون نواتج جانبية مهلجة لعملية التطهير عند مساهمته في تفاعلات الأكسدة والاختزال مع المواد العضوية الطبيعية (NOM). ولكن إذا وجد أيون البروميد في الماء الخام، فإن النواتج الجانبية المهلجة لعملية التطهير قد تتكون. وكما هو الحال في الأوزون، يظهر أن الميزة الرئيسية لاستخدام البيروكسون في الحد من تكون ثلاثة هالوجينومياثانات، هي في أنه يلغى الحاجة للكلورة المسبقة ويسمح بجرعات أقل من الكلور أو الكلورامين في الخطوات التالية من التقية بعد إزالة مسببات تكون ثلاثة هالوجينومياثانات بالتخثير والترسيب وأو الترشيح. ولكن البيروكسون لا يخفض احتمالية تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير (DBPFP).

بناءً على الدراسات والأبحاث المتعلقة بالبيروكسون، فلا يوجد هناك تخفيض في ثلاثة هالوجينومياثانات، ما دام الكلور الحر يستخدم كمطهر ثانوي، إلا إذا سمح استخدام البيروكسون بإضافة الكلور في الخطوات التالية من خط التقية إلى الماء الذي يحوي تراكيز أقل من الماء المائية لتكوين ثلاثة هالوجينومياثانات. وقد أوجدت الدراسة التي أجرتها دائرة المياه في جنوب كاليفورنيا

(MWDSC) أن استعمال البيروكسون/الكلور في التطهير ينتج عنه تراكيز ثلاثة هالوجينومياثانات 38-40% أكبر منها في حالة استعمال أوزون/كلور. ولكن وجد أن تراكيز ثلاثة هالوجينومياثانات في المياه التي تم تطهيرها بالبيروكسون/كلورامين وأوزون/كلورامين كانت مشابهة (Ferguson et al., 1990).

يمكن أن يؤدي استخدام البيروكسون كمطهر أولي والكلورامين كمطهر ثانوي إلى الحد من تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير إذا لم يكن أيون البروميد موجوداً، وكان بالإمكان تثبيت قيمة ملائمة ل(م.ت.). وكما في حالة الأوزون، فإن تكون أيون البرومات يشكل هاجساً في حالة احتواء مياه المصدر على أيون البروميد. و يحدث تأكسد أيون البروميد (Br⁺) إلى أيون الهيبوبورومايت (BrO⁻) والبرومايت (BrO₂⁻) وأخيراً إلى أيون البرومات (BrO₃⁻) نتيجة لتفاعل المباشر مع الأوزون. وقد تحدث تفاعلات وسيطة بآلية جذور الهيدروكسيل الحر الوسيط إذا لم يكن أيون البروميد موجوداً وكان تحديد قيمة (م.ت.) ممكناً (Pereira et al., 1996).

بشكل عام ينتج البيروكسون أيون البرومات بكمية أكبر من الأوزون عند وجود نفس متبقيات الأوزون (Krasner et al., 1993). ومن ناحية أخرى، فعند المحافظة على جرعة أوزون ثابتة، يميل البيروكسون لإنتاج كميات من أيون البرومات مقاربة لذاك في حالة الأوزون. ومع أن البيروكسون ينتج جذور الهيدروكسيل الحر التي يمكن أن تزيد من تكون أيون البرومات، فإن بيروكسيد الهيدروجين قد تختزل أيون الهيبوبورومايت (الذي يتكون في المراحل الأولى أثناء أوزنة أيون البروميد) إلى أيون البروميد.

أجريت دراسة من قبل دائرة المياه في جنوب كاليفورنيا (MWDSC) لتقدير فعالية البيروكسون للحد من الطعم والرائحة والنواتج الجانبية لعملية التطهير (DBPs) والكائنات الدقيقة (Ferguson et al., 1990). وفي محاولة لإيجاد نسبة بيروكسيد الهيدروجين:الأوزون (O₃:H₂O₂) المثلث ومدة التلامس لماء المصدر، اوجدت الدراسة أن الأكسدة المسبقة لمياه المصدر متباينة بالتطهير الثنوي بالكلورامين شكلت استراتيجية فاعلة للحد من تراكيز ثلاثة هالوجينومياثانات والنواتج الجانبية الأخرى لعملية التطهير. وأوجدت الدراسة أن مياه المصادر التي ظهرت بالبيروكسون والكلور الحر كمطهر ثانوي تكون فيها ثلاثة

هالوجينوميثنات بتراكيز تراوحت بين 67-160 ميكروغرام/لتر. وعلى العكس، فعند استخدام الكلورامين كمطهر ثانوي نتج ثلاثي هالوجينوميثنات بتراكيز أقل دائماً من 3.5 ميكروغرام/لتر (Ferguson et al., 1990)

ولكن إذا استخدمت مدة تلامس قصيرة مع الكلور الحر بعد الترشيح البيولوجي وقبل إضافة الأمونيا لتنبيط الجراثيم الهوائية في الماء الخارج من المرشحات البيولوجية النشطة فإن ثلاثي هالوجينوميثنات والنواتج الجانبية الأخرى لعملية التطهير تتكون بتراكيز أعلى منها في حالة الإضافة البعيدة للكلورامين. واعتماداً على تركيز الكربون العضوي الكلي (TOC) وتركيز أيون البروميد في الماء وعلى درجة الحموضة التي تجري عليها عملية الكلورة درجة الحرارة ومدة الفاعل، تكونت ثلاثي هالوجينوميثنات الكلية بتراكيز تراوحت بين 2-28 ميكروغرام/لتر، وذلك في التجارب التي أجرتها دائرة المياه في ولاية جنوب كاليفورنيا (Personal communication) (MWDSC, 2000).

تم مؤخراً دراسة تكون البرومات في الأوزنة التقليدية وفي عمليات الأكسدة المتقدمة التي تجمع بين الأوزون وأبيروكسيد الهيدروجين في خمسة محطات تنتقية مياه في فرنسا. وقد تراوح تركيز أيون البروميد في مياه المصدر بين 5 إلى 130 ميكروغرام/لتر. وتراوح تركيز أيون البرومات خلال خطوة الأوزنة بين أقل من 1 إلى 42 ميكروغرام/لتر. وبشكل عام فقد أدت الأكسدة المتقدمة إلى تكون تراكيز أعلى من أيون البرومات عنه مقارنتها بالأوزنة التقليدية، بشرط أن يكون تركيز متبقي الأوزون متساوياً في الحالتين. ولكن وجد أن تراكيز منخفضة من أيون البرومات تتكون إذا بقيت جرعة الأوزون ثابتة في الحالتين مع زيادة جرعة أبيروكسيد الهيدروجين (Von Gunten et al., 1996)

ولإنفاس احتمالية تكون أيون البرومات، فقد استخدم في خزان التلامس مع الأوزون في محطة Stone Canyon ثلاثة نقاط لإضافة الأوزون بدلاً من اثنين (Stolarik and Christie, 1997). لذلك فعند استخدام البيروكسون للحصول على قيمة (م.ت) المطلوبة، فقد تكون كمية أكبر من أيون البرومات أثناء الأوزنة، ولكن إذا استخدم البيروكسون فقط في القضاء على الملوثات الدقيقة، فقد تكون كمية أقل من البرومات مقارنة في حالة استخدام الأوزون.

6.7 وضع الطرق التحليلية

يتفاعل أبيروكسيد الهيدروجين في المحلول مع الأوزون ليكون في النهاية الماء والأكسجين، ونتيجة لذلك فإن التواجد المتزامن لكلا المؤكسدين يكون فقط مؤقتاً (Masschelein et al., 1977). لذلك فعند استخدام البيروكسون وهناك ملخص في الوحدة الثالثة عن الطرق التحليلية للأوزون والتي يمكن استخدامها لرصد متبقيات التطهير في حالة استخدام الأوزون/أبيروكسيد الهيدروجين. لذلك فسيغطي هذا الجزء وضع الطرق التحليلية الخاصة بـأبيروكسيد الهيدروجين.

1.6.7 رصد أبيروكسيد الهيدروجين

لا يدرج كتاب "Standard Methods" (1995) طرقاً لقياس أبيروكسيد الهيدروجين، وقد أدرج Gordon et al., (1992) عدة طرق لتحليل أبيروكسيد الهيدروجين وتشمل:-

- طرق معاييره.
- طرق لونية.
- طرق بريكسيديز الجرجار (Horseradish Peroxidase)

يبين الجدول (3-7) مدى القياس والصحة والدقة المتوقعتين ومستوى مهارة محلل المطلوبة والتدخلات والوضع الحالي لتحليل أبيروكسيد الهيدروجين.

الجدول 7-3: خصائص ومقارنات للطرق التحليلية المستخدمة في تحليل بيروكسيد الهيدروجين

نوع الفحص	مجال القياس ملغم/لتر	صحة القياس المتوقعه (%) ⁺	دقة القياس المتوقعه (%) ⁺	مستوى المهاره ¹	التدخلات	مدى درجة الحموضة	الفحص الميداني	الفحص الموقت	الوضع الحالي
المعايير المتعلقة بالقياس اليودي	<10	5	5	2	فصال مؤكسدة	حمضي	نعم	لا	تستخدم حالياً
المعايير بالبيرمنجات	0.1-100	5	5	2	فصال مؤكسدة	حمضي	نعم	لا	تستخدم حالياً
لونية، تيتانيوم IV	0.1-0.005	غ.م	غ.م	2	أوزون	حمضي	نعم	لا	لا ينصح بها
لونية، القاعدة البيضاء للفولنثالين	0.01-1	غ.م	غ.م	2	أوزون	متعادل	نعم	نعم	لا ينصح بها
لونية، كوبالت III HCO_3^-	1-0.01	غ.م	غ.م	2	أوزون	متعادل	نعم	نعم	لا ينصح بها
بيروكسیديز الجرجار (⁴) HRP	$10^{-5}-10^{-8}$	غ.م	غ.م	2	البيروكسیدات الأخرى، الأوزون	5.5-4.5	لا	نعم	تستخدم حالياً

ملاحظات:

أ: مستوى المهاره: 1 = منخفض 2 = جيد 3 = كيميائي بخبرة

غ.م: غير مذكور في المراجع.

ب: لا يمكن استخدام هذه الطريقة في مياه التتفقية فعلياً بالبيروكسون، حيث يكون تركيز بيروكسيد الهيدروجين أعلى بكثير.

1.1.6.7 طرق المعايرة

هناك طريقة لتحليل بيروكسيد الهيدروجين بالمعايرة وهي الطريقة وطريقة البيرمنجنات. والاحتياطات الواجب اتخاذها في حالة الطريقة المتعلقة بالقياس اليودي هي تطوير اليود والتدخل من قبل بعض المعادن مثل الحديد والنحاس والنikel والكروم ونقطة نهاية التفاعل الفاتحة اللون (Gordon et al., 1992)

والماء العضوية وغير العضوية التي تتفاعل مع البيرمنجنات تتدخل في حالة استخدام المعايرة بالبيرمنجنات. وطريقة معايرة بيروكسيد الهيدروجين بالبيرمنجنات أو أيون اليوديد ليست حساسة بما فيه الكفاية لإيجاد تراكيز المتبقيات (Masschelein et al., 1977)

2.1.6.7 الطرق اللونية

أكثر الطرق اللونية المستعملة في قياس بيروكسيد الهيدروجين هي تلك المبنية على أكسدة ملح التيتانيوم (IV) (Masschelein et al., 1977) حيث يتكون معقد أصفر اللون يمكن قياس امتصاصه على 410 نانومتر. ومن ناحية وصفية، فإن الأوزون والبيررسلفات لا تكون نفس المعقد الملون.

تستخدم أكسدة القاعدة البيضاء لفينوفللين كفحص وصفي لبيروكسيد الهيدروجين (Dukes and Hydier, 1964). وحساسية الطريقة ودقتها كافية في مدى القياس بين 5-100 مايكروغرام/لتر. ومدى القياس المنخفض يجعل هذه الطريقة غير عملية لقياس متبقيات بيروكسيد الهيدروجين. كذلك عدم ثبات اللون الناتج يجعل الطريقة غير ملائمة للاستخدام اليدوي. ولا يوجد بيانات عن المواد المتداخلة ولكن يتوقع أن تتدخل المؤكسدات الأخرى (Gordon et al., 1992).

عند أكسدة الكوبالت (II) والباييربونات بوجود بيروكسيد الهيدروجين ينتج معقد كربونات-كوبالنات (III) (Masschelein et al., 1977) (Masschelein et al., 1977)، ويظهر هذا المعقد امتصاص على أطوال امواج 635، 440، 260 نانومتر. وقد استخدم الامتصاص على 260 نانومتر لقياس بيروكسيد الهيدروجين. وكان حد الكشف المدون 0.01 ملغم/لتر (Masschelein et al., 1977)، وتحت تداخلات ضوئية عند وجود 100 ملغم/لتر نيترات و 1 ملغم/لتر أيونات الكلورايت. وتتدخل العوامل المؤكسدة الأخرى في هذا الطريقة كما يتدخل أي مركب له امتصاص على 260 نانومتر (Gordon et al., 1992).

3.1.6.7 طرق البيروكسيديز Horseradish Peroxidase

تتضمن عدد من الطرق التفاعلات الكيميائية بين البيروكسيديز وبيروكسيد الهيدروجين. والبيروكسيديز المشتقة من الجرجر Horseradish (HRP) هي الأكثر استخداماً. وطريقة Scopoletin هي أكثر الطرق الفلورمترية المستخدمة للتراكيز المنخفضة من بيروكسيد الهيدروجين باستخدام طرق البيروكسيديز (Gordon et al., 1992)، وهذا أيضاً لا تتوفر معلومات عن التداخلات المحتملة.

4.1.6.7 ملخص

بشكل عام تتأثر الطرق التحليلية لبيروكسيد الهيدروجين في الماء بوجود المواد المؤكسدة الأخرى مثل الأوزون. وهناك ثالث طرق تحليلية تستخدم حالياً، ولكن لا ينصح باستخدامها لقياس متبقيات المطهر، الجدول (3-7). وطريقة Scopoletin واحدة، مع أن هناك حاجة لدراسات إضافية عن التداخلات المحتملة.

7.7 الاعتبارات التشغيلية

البيروكسيد عامل مؤكسد قوي، ويجب تجنب لمسه من قبل العاملين. كما يجب توفير خزانات احتوائية ثانوية لتنكبات التخزين لاحتواء أي اندلقات. كما يجب الأخذ بعين الاعتبار استعمال أنابيب مزدوجة لنقل خطر تعرض العاملين إلى الحد الأدنى. كما يجب الانتباه إلى أن الخزانات قد تنفجر نتيجة التعرض للحرارة الشديدة أو الحرائق.

1.7.7 الاعتبارات التشغيلية لعملية التطهير بالبيروكسون

تشابه تأثيرات طريقة البيروكسون مع تلك التي للأوزون والتي تم شرحها في الوحدة الثالثة. وبسبب إضافة مؤكسد ثان للماء، فإن قابلية تحول الكربون العضوي إلى شكل قابل للتحلل البيولوجي قد يزداد بإضافة البيروكسون.

2.7.7 الاحتياجات المكانية

تثبت مضخات معايرة البيروكسون بحث يبقى مكان كاف حولها ليسح بالقيام بصيانتها. وعادة لا تكون هذه المعدات كبيرة جداً. لذا فإن الاحتياجات المكانية ليست مهمة.

أما مساحة التخزين، فيمكن أن تكون صغيرة حيث يحفظ البيروكسيد في براميل، أو كبيرة في حالة المحطات الكبيرة. وكما ذكر سابقاً فيجب دوماً توفير الحاويات الثانوية. ودرجة تحمل البيروكسيد أقل منها للماء. لذا يجب توفير واق أو عازل حراري للخزانات والأنابيب الخارجية إذا كان متوقعاً أن تصل درجات الحرارة تحت الصفر لفترات طويلة.

3.7.7 المواد

يمكن حزن البيروكسون في براميل أو خزانات مصنوعة من البولي إثيلين، والكثافة النوعية للبيروكسيد بتركيز 50% تبلغ 1.39، وهذا يجب أن يؤخذ بعين الاعتبار عند تصميم جدران الخزانات. أما المواد التي تصنع منها الأنابيب، فيمكن أن تكون من الفولاذ الذي لا يصدأ (316)، البولي إثيلين وبولي فينيل كلورايد (CPVC) أو التيفلون. أما السدادات فيجب أن تكون من التيفلون؛ لأن المطاط الطبيعي والهابيلون (EPDM) غير مقاومة لبيروكسيد الهيدروجين. ويمكن شراء أبيروكسيد الهيدروجين من مزودي الكيماويات وهو متوافر تجارياً بتركيز 35% و 50%. ويزود البيروكسيد في براميل أو ينقل بكميات كبيرة في الحاويات. ويعتمد سعره على التركيز والكمية.

يمكن تخزين البيروكسيد في الموقع، ولكنه يتفكك بمرور الوقت حتى لو كانت ظروف التخزين جيدة. ويتفكك البيروكسيد بسرعة أكبر إذا احتوى على شوائب أو بالحرارة أو إذا تعرض لبعض المواد. ويضاف البيروكسيد إلى الماء بمضخات معايرة للتحكم الصحيح بالجرعة. ويجب أن تُصمم المضخات لمنع اختلاط الغاز الخارج من البيروكسيد مع الهواء. كما يجب توفير عدة مضخات احتياطية. وكما هو الحال مع أي مادة كيميائية، يجب توفير الخلط الجيد للمواد.

8.7 ملخص

1.8.7 مزايا وسلبيات استخدام البيروكسيد (أوزون/أبيروكسيد الهيدروجين)

تلقي القائمة التالية الضوء على بعض المزايا والسلبيات المختارة لاستخدام البيروكسون كطريقة تطهير لمياه الشرب. ويسبب الاختلافات الكبيرة في حجم النظام وجودة المياه والجرعات المستخدمة فإن بعض هذه المزايا والسلبيات قد لا تتطبق على نظام معين.

المزايا

- الأكسدة أكثر فعالية وأسرع في طريقة البيروكسون مقارنة بطريقة الأوزون الجزيئي.
- البيروكسون فعال في أكسدة المواد العضوية الصعبة التتقية مثل مرകبات الطعام والرائحة.
- طريقة البيروكسون فعالة في أكسدة المرركبات المهلجة.
- قابلية تحويل مرركبات الكربون العضوي إلى شكل أكثر قابلية للتحلل البيولوجي تزداد بإضافة البيروكسيد.
- المضخات المستخدمة ليست كبيرة وبالتالي تكون الاحتياجات المكانية صغيرة.

السلبيات

- البيروكسون عامل مؤكسد قوي ولذلك فإن تعرض العاملين له يشكل خطراً.
- يمكن حزن البيروكسون في الموقع، ولكنه يتطلب بسرعة حتى لو حُزن بطريقة سليمة.
- لا تتوفر طريقة البيروكسون متنقى يمكن قياسه. لذلك فليس بالإمكان حساب قيم (م.ت) كما في حالة المطهرات الأخرى.
- قابلية البيروكسون لأكسدة الحديد والمنغنيز أقل منها للأوزون.

2.8.7 جدول تلخيصي

يلخص الجدول 7-4: لاعتبارات المتعلقة بالتطهير بالبيروكسون

الاعتبارات	الوصف
التوليد	يجب توليد الأوزون عند نقطة الاستخدام بسبب عدم ثباته. يمكن حزن بيروكسيد الهيدروجين في الموقع، ولكنه عرضه للتحلل.
الاستعمالات الرئيسية	يتضمن الاستعمال الرئيسي الأكسدة. وعامل مؤكسد يمكن استخدام البيروكسون لإزالة ملوثات SOC وزيادة قابلية المركبات العضوية للتحلل البيولوجي. وهو مطهر فعال ولكن قيمة (م.ت) له لم تحدد. وهو شديد الفعالية ولا يترك متبقي لحساب (م.ت). وقد يكون من الصعب استخدامه في التطهير لأنه شديد الفعالية ولا يترك متبقياً كافياً من الأوزون.
فعالية التبييض	البيروكسون واحد من أكثر المطهرات مقدرة وفعالية على إبادة الجراثيم في معالجة المياه. وهو أكثر فعالية بقليل من الأوزون ضد الجراثيم والفيروسات وحيويات الألواح.
تكون النواتج الجانبية	البيروكسون نفسه لا يكون نواتج جانبية مهلاجة لعملية التطهير، ولكن إذا وجد البروميد في الماء الخام أو إذا أضيف الكلور كمطهر ثانوي، فإن النواتج الجانبية المملاجة بما فيها البرومات قد ت تكون. والنواتج الجانبية الأخرى تتضمن الأحاضن العضوية والألديات.
نقطة الإضافة	يضاف البيروكسون لا غرائب التطهير بعد الأوزونة. فالتطهير بالأوزون يجب أن يسبق إضافة بيروكسيد الهيدروجين، ولأغراض الأكسدة يمكن إضافة البيروكسون قبل التخثير/الترسيب أو الترشيح اعتماداً على المواد المراد أكستتها.
اعتبارات خاصة	توليد الأوزون عملية معقدة. وحزن الأكسجين السائل لتوليد الأوزون يخضع لقوانين البناء والحرائق. الأوزون غاز سام ويجب رصد موقع انتاج واستخدام الأوزون لمعرفة تركيز الأوزون في الهواء المحيط. بيروكسيد الهيدروجين مادة ضارة وتحتاج إلى حاويات ثانوية للحزن.

7.9 المراجع

1. Aieta, E.M., K.M. Reagan, J.S. Lang, L. McReynolds, J-W Kang, and W.H. Glaze. 1988. "Advanced Oxidation Processes for Treating Groundwater Contaminated with TCE and PCE: Pilot-Scale Evaluations." J. AWWA. 88(5): 64-72.
2. Bancroft, K.P., et al. 1984. "Ozonation and Oxidation Competition Values." Water Res. 18:473.
3. Chutny, B. and J. Kucera. 1974. "High Energy Radiation-induced Synthesis of Organic Compounds. I. Introduction Isomerization and Carbon-Skeleton Changes, Radiation Synthesis in Aqueous Solutions." Rad. Res. Rev. 5:1-54.
4. Dahi, E. 1976. "Physicochemical Aspects of Disinfection of Water by Means of Ultrasound and Ozone." Water Res. 10:677.
5. Duguet, J., E. Brodard, B. Dussert, and J. Malevialle. 1985. "Improvement in the Effectiveness of Ozonation of Drinking Water Through the Use of Hydrogen Peroxide." Ozone Sci. Engrg. 7(3):241-258.
6. Dukes, E.K., and M.L. Hydier. 1964. "Determination Of Peroxide By Automated Chemistry." Anal. Chem. 36:1689-1690.
7. Ferguson, D.W., J.T. Gramith, and M.J. McGuire. 1991. "Applying Ozone for Organics Control and Disinfection: A Utility Perspective." J. AWWA. 83(5):32-39.
8. Ferguson, D.W., M.J. McGuire, B. Koch, R.L. Wolfe, and E.M. Aieta. 1990. "Comparing Peroxone an Ozone for Controlling Taste and Odor Compounds, Disinfection Byproducts, and Microorganisms." J. AWWA. 82(4):181.
9. Glaze, W. H., et al. 1987. "The Chemistry of Water Treatment Processes Involving Ozone, Hydrogen Peroxide, and Ultraviolet Radiation." Ozone: Sci. Engrg. 9(4):335.
10. Glaze, W.H. 1986. "Reaction Products of Ozone: A Review." Environ. Health Perspectives, 69:151-157.
11. Glaze, W.H., and J-W Kang. 1988. "Advanced Oxidation Processes for Treating Groundwater Contaminated With TCE and PCE: Laboratory Studies." J. AWWA. 88(5): 57-63.
12. Gordon, G., Cooper, W.J., Rice, R.G., and Pacey, G.E. 1992. Disinfectant Residual Measurement Methods. Second Edition. AWWARF and AWWA, Denver, CO.
13. Hamelin, C. and Y.S. Chung. 1974. "Optimal Conditions for Mutagenesis by Ozone in Escherichia coli K12." Mutation Res. 24:271.
14. Hoigné, J. and H. Bader. 1975. "Ozonation of Water: Role of Hydroxyl Radicals as Oxidizing Intermediates." Science. 190(4216):782.
15. Hoigné J. and H. Bader. 1978. "Ozone Initiated Oxidations of Solutes in Wastewater: A Reaction Kinetic Approach." Progress Water Technol. 10(516):657.
16. Hoigné J. and Bader. 1976. "The Role of Hydroxyl Radical Reacting in Ozonation Processes in Aqueous Solutions." Water Resources. 10:377.
17. Huck, P..M., Anderson, W.B. Lang, C.L. Anderson, W.A. Fraser, J.C. Jasim, S.Y. Andrews, S.A. and Pereira, G. 1995. Ozone vs. Peroxone for Geosmin and 2-Methylisoborneol Control: Laboratory, Pilot and Modeling Studies. Conference proceedings, AWWA Annual Conference, Anaheim, CA.
18. Ishizaki, K. et al. 1987. "Effect of Ozone on Plasmid DNA of Escherichia coli In Situ." Water Res.21(7):823.
19. Karimi, A.A., J.A. Redman, W.H. Glaze, and G.F. Stolarik. 1997. "Evaluation an AOP for TCE and PCE Removal." J. AWWA. 89(8):41-53.
20. Krasner, S.W., W.H. Glaze, H.S. Weinberg, P.A. Daniel, and I.N. Najm. 1993. "Formation and Control of Bromate During Ozonation of Waters Containing Bromide." J. AWWA. 85(1):73-81.
21. Lund, E. 1963. "Significance of Oxidation in Chemical Inactivation of Poliovirus." Arch. Gesamite Virusforsch. 12:648.
22. Masschelein, W., M. Denis, and R. Ledent. 1977. "Spectrophotometric Determination Of Residual Hydrogen Peroxide." Water Sewage Works. 69-72.

23. Masten, S.J. and J. Hoigné. 1992. "Comparison of Ozone and Hydroxyl Radical-Induced Oxidation of Chlorinated Hydrocarbons in Water." *Ozone Sci. Engrg.* 14(3):197-214.
24. Mentel, R. and J. Schmidt. 1973. "Investigations of Rhinoviruse Inactivation by Hydrogen Peroxide." *Acta Virol.* 17:351.
25. MWSDC and JMM (Metropolitan Water District of Southern California and James M. Montgomery Consulting Engineers). 1992. "Pilot Scale Evaluation of Ozone and Peroxone." AWWARF and AWWA, Denver, CO.
26. Ohlrogge, J.B. and T.P. Kerna. 1983. "Toxicity of Activated Oxygen: Lack of Dependence on Membrane Fatty Acid Composition." *Biochemical and Biophysical Research Communications.* 113(1):301.
27. Pereira, G., P.M. Huck, and W.A. Anderson. 1996. "A Simplified Kinetic Model for Predicting Peroxone Performance for Geosmin Removal in Full-Scale Processes." Conference proceedings, AWWA Water Quality Technology Conference; Part I. New Orleans, LA.
28. Pryor, W.A. M.M. Dooley, and D.F. Church. 1983. "Mechanisms for the Reaction of Ozone with Biological Molecules: The Source of the Toxic Effects of Ozone." *Advances in Modern Environmental Toxicology.* M.G. Mustafa and M.A. Mehlman (editors). Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, MI.
29. Riesser, V. N., et al. 1977. "Possible Mechanisms for Poliovirus Inactivation by Ozone." *Forum on Ozone Disinfection.* E.G. Fochtman, et al. (editors). International Ozone Institute Cleveland, OH.
30. Scott, D.B.N. and E.C. Lesher. 1963. "Effect of Ozone on Survival and Permeability of Escherichia coli." *J. Bacteriology.* 85:567.
31. Scott, K.N., et al. 1992. "Pilot-Plant-Scale Ozone and Peroxone Disinfection of Giardia muris Seeded Into Surface Water Supplies." *Ozone Sci. Engrg.* 14(1):71.
32. Standard Methods. 1995. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, nineteenth edition, Franson, M.H., Eaton, A.D., Clesceri, L.S., and Greenberg, A.E., (editors). American Public Health Association, AWWA, and Water Environment Federation, Washington D.C.
33. Stolarik, G., and J.D. Christie. 1997. "A Decade of Ozonation in Los Angeles." Conference proceedings, IOA Pan American Group Annual Conference, Lake Tahoe, NV.
34. Tobiason, J.E., J.K. Edzwald, O.D. Schneider, M.B. Fox, and H.J. Dunn. 1992. "Pilot Study of the Effects of Ozone and Peroxone on In-Line Direct Filtration." *J. AWWA.* 84(12):72-84.
35. Von Gunten, U., A. Bruchet, and E. Costentin. 1996. "Bromate Formation in Advanced Oxidation Processes." *J. AWWA.* 88(6):53.
36. Wallis, P.M. et al. 1990. "Inactivation of Giardia Cysts in Pilot Plant Using Chlorine Dioxide and Ozone." Conference proceedings, AWWA Water Quality Technology Conference, Philadelphia, PA.
37. Wickramanayake, G.B. 1984. Kinetics and Mechanism of Ozone Inactivation of Protozoan Cysts. Ph.D dissertation, Ohio State University.
38. Wolfe, R.L. et al. 1989a. "Disinfection of Model Indicator Organisms in a Drinking Water Pilot Plant by Using Peroxone." *Appl. Environ. Microbiol.* 55:2230.
39. Wolfe, R.L., et al. 1989b. "Inactivation of Giardia muris and Indicator Organisms Seeded in Surface Water Supplies by Peroxone and Ozone." *Environ. Sci. Technol.* 23(6):774.
40. Yoshe-Purer, Y. and E. Eylan. 1968. "Disinfection of Water by Hydrogen Peroxide." *Health Lab Sci.* 5.

الإشعاع فوق البنفسجي

Ultraviolet Radiation (UV)

لا يربط الإشعاع فوق البنفسجي (UV) الكائنات الدقيقة بالتفاعل الكيميائي كما هو الحال مع المطهرات الأخرى، بل يعمل على تثبيط الكائنات الدقيقة بامتصاصها للضوء الذي يسبب تفاعلاً ضوكيمياً يغير من مكونات الجزيئات الضرورية لعمل الخلية. فعند اختراق الإشعاع فوق البنفسجي جدار خلية الكائن الدقيقة، تتفاعل الطاقة مع الأحماضنيوكليكية ومكونات الخلية الحيوية الأخرى، مما يسبب الضرر أو الموت للخلايا المعرضة. هناك إثباتات كافية أنه إذا وصلت جرعات كافية من طاقة الإشعاع فوق البنفسجي للكائنات الدقيقة، فإنها تستطيع أن تطهر الماء لأي مستوى مطلوب. إلا أن هناك بعض التحفظات المتعلقة بالصحة العامة بالنسبة لفاعليّة الكلية للإشعاع فوق البنفسجي عند استخدامه لتطهير مياه الشرب.

وتظهر من الأبحاث المتوفرة في الأدب، القدرة الاستثنائية للإشعاع فوق البنفسجي للتطهير من الكائنات الدقيقة مثل الجراثيم والفيروسات، إلا أن جرعة الإشعاع الازمة لتنبيط الأولى الأكبر حجماً مثل الجياردية وخفيّة الأبوااغ أكبر بعدها مرات من الجرعات الازمة لتنبيط الجراثيم والفيروسات (White, 1992; Demers and Renner, 1992) و كنتيجة لذلك، فإن الإشعاع فوق البنفسجي يستعمل بالتزامن مع الأوزون وببروكسيد الهيدروجين لزيادة فعالية الإشعاع أو في حالة المياه الجوفية التي لا يتوقع وجود الجياردية وخفيّة الأبوااغ فيها.

1.8 كيمياء الإشعاع فوق البنفسجي (الضوكيمائي)

1.1.8 الإشعاع فوق البنفسجي

يتخلل الإشعاع فوق البنفسجي الماء بسرعة، حيث يتم امتصاصه أو انعكاسه من قبل المواد الموجودة في الماء وبالتالي لا يكون هناك متبقى. وتنميّز هذه الطريقة بعدم تكون نواتج جانبية لعملية التطهير، ولكن يبقى هناك حاجة إلى مطهر كيميائي ثانوي للمحافظة على متبقى في نظام التوزيع الذي يمكن أن يكون معرضاً لإعادة التلوّث.

تقع طاقة أمواج الإشعاع فوق البنفسجي في مجال أطوال الأمواج الكهرومغناطيسية 100 إلى 400 نانومتر (بين الأشعة السينية وطيف الضوء المرئي). ويمكن تصنيف أجزاء الإشعاع فوق البنفسجي إلى: الإشعاع فوق البنفسجي الفراغي (100-200 نانومتر) و UV-C (200-280 نانومتر)، UV-B (280-315 نانومتر) و UV-A (315-400 نانومتر). أما بالنسبة لإبادة الجراثيم، فإن نطاق الأشعة فوق البنفسجية الأمثل يقع بين 285-245 نانومتر. والتطهير بالأشعة فوق البنفسجية إما أن يستعمل المصابيح ذات الضغط المنخفض، التي يبلغ طول موجة أقصى طاقة تشعها 253.7 نانومتر، أو المصابيح ذات الضغط المتوسط التي تشع طاقة على أطوال موجة تتراوح بين 180-370 نانومتر، أو المصابيح التي تشع أطولاً موجة أخرى معتمدة أسلوب إطلاق نبضات شعاعية عالية الشدة.

2.1.8 تفاعلات التطهير بالأشعة فوق البنفسجية

تعتمد فعالية الأشعة فوق البنفسجية في القضاء على الكائنات الدقيقة أو تثبيطها على جرعة الإشعاع فوق البنفسجي، ويمكن حساب جرعة الإشعاع فوق البنفسجي كما يلي:

$$\text{الجرعة} = \text{شدة الإشعاع} \times \text{مدة التعرض}$$

حيث تكون وحدة شدة الإشعاع = مللي واط سم²

ومدة التعرض: ثانية
وبالتالي تكون وحدة جرعة الإشعاع: مللي واط سم² ثانية

أشارت الأبحاث إلى أنه عند تعرض الكائنات الدقيقة للأشعة فوق البنفسجية، فإن جزءاً ثابتاً في وحدة الوقت من هذه الكائنات الدقيقة يثبط بمرور الزمن. وهذه العلاقة بين الجرعة والاستجابة بالقضاء على الجراثيم تشير إلى أن التعرض لطاقة الأشعة فوق البنفسجية ذات الشدة العالية لفترة زمنية قصيرة تعطي ذات المفعول في قتل الجراثيم الذي يسببه التعرض لطاقة الأشعة فوق البنفسجية ذات الشدة المنخفضة لفترات زمنية أطول.

وتتحدد الجرعة الإشعاعية اللازمة للحصول على فعالية عالية في التبييض ببيانات خاصة بالموقع، لها علاقة بجودة المياه والإزالة اللوغارتمية المطلوبة. وبناء على حركيات تفاعل من الدرجة الأولى، فإنه يمكن حساب الكائنات الدقيقة الناجية كمتغير مع الجرعة وزمن التعرض (White, 1992; USEPA, 1996). وفي حالة الإزالة العالية، فإن تركيز الكائنات الدقيقة المتبقى يعتمد فقط على الجرعة وجودة المياه ولا يعتمد على كثافة الكائنات الدقيقة الأولية. وقد اقترح (Tchobauoglous, 1997) العلاقة التالية بين نجاة القولونيات وجرعة الأشعة فوق البنفسجية:

ن - ف . د²

حيث ن: كثافة القولونيات في الماء الخارج / 100 ملتر.

د: جرعة الإشعاع فوق البنفسجي مللي واط/ سم² ثانية.

م: معامل أولي له علاقة بالجرعة.

ف: معامل أولي لجودة المياه.

ويعكس المعامل الأولى لجودة المياه وجود جسيمات واللون الخ في الماء. وفي معالجة المياه، فإن معامل جودة المياه يعتمد على العكر والنفاذية أو (الامتصاصية).

3.1.8 3. متغيرات عملية التطهير

بما أن الإشعاع فوق البنفسجي عبارة عن طاقة على شكل أمواج كهرومغناطيسية، فإن فعاليته لا تتحدد فقط بعامل جودة المياه. فعلى سبيل المثال، يظهر أن درجة الحموضة ودرجة الحرارة والكربون غير العضوي الكلي لا تؤثر على الفعالية الكلية للتطهير بالأشعة فوق البنفسجية (AWWA and ASCA, 1990).

ولكن قد يسبب العسر الكلي مشاكل في المحافظة على نظافة مصباح التوليد وفعاليته. ويزيد وجود العوامل المؤكدة أو إضافتها (مثل الأوزون وأو بيريوكسيد الهيدروجين) من فعالية الإشعاع فوق البنفسجي. كما أن بعض المواد الذائبة أو العالقة قد تحجب الإشعاع فوق البنفسجي عن الكائنات الدقيقة. فعلى سبيل المثال يمتص الحديد والكربونات والنترات والفينولات الأشعة فوق البنفسجية (Demers and Renner, 1992). وبالتالي فإن معامل الامتصاصية يعتبر مؤشراً لهذه العوامل وهو مميز لكل أنواع المياه. و كنتيجة لذلك تتغير عوامل معينة في التصميم حسب جودة المياه ويجب تحديد هذه العوامل لكل نوع من الاستخدامات.

وتقاس حاجة المياه للأشعة فوق البنفسجية باستخدام المطياف على طول موجة 254 نانومتر وطبقة ماء بسمكية 1 سم. وتمثل القراءة الناتجة امتصاص الطاقة لوحدة العمق أو ما يسمى بالامتصاصية. وتستخدم أيضاً النسبة المئوية للنفاذية لتحديد ملاءعنته للإشعاع فوق البنفسجي للتطهير. ويمكن حساب النسبة المئوية للنفاذية من الامتصاصية (أ) باستخدام المعادلة التالية:-

$$\text{النسبة المئوية للنفاذية} = \frac{100}{100 + e^{-\frac{A}{254}}}$$

يبين الجدول (8-1) قياسات الامتصاصية وما يقابلها من نسب مئوية للنفاذية لنو عيارات مختلفة من المياه.

الجدول 8-1: جودة المياه وقياسات الأشعة فوق البنفسجية المتعلقة بها

نوعية مياه المصدر	وحدات امتصاصية/سم	الامتصاصية	النسبة المئوية للنفاذية%
ممتاز	0.022	0.071	%95
جيد	0.125	0.071	%85
مقبول			%75

تعرض مياه الشرب لأمواج مستمرة من الإشعاع فوق البنفسجي بالجرارات وأطوال الأمواج المستخدمة عادة في تطهير مياه الشرب لا يغير كثيراً في كيمياء المياه، ولا تتفاعل هذه الأمواج مع المواد الكيميائية الموجودة في الماء (USEPA, 1996). لذلك لا يحدث تغيير في الخصائص الفيزيوكيميائية للماء ولا تدخل مواد كيميائية جديدة إليه. بالإضافة إلى ذلك فالإشعاع فوق البنفسجية لا يترك متبقيات. ونتيجة لذلك فإن تكون ثلاثة هالوجينوميثان والنواتج الجانبية الأخرى لعملية التطهير تكون في حدتها الأدنى في حالة استخدام الأشعة فوق البنفسجية. انظر الجزء 5.8 "Disinfiction Byproducts of UV Radiation".

2.8 التوليد

يحتاج توليد الإشعاع فوق البنفسجي إلى كهرباء لتشغيل المصايبح. وت تكون المصايبح المستخدمة في التطهير باستخدام الأشعة فوق البنفسجية من أنبوب مصنوع من الكوارتز مملوء بغاز خامل مثل الأرغون، مع كميات قليلة من الزئبق. وتحكم المحوّلات بطاقة مصايبح الأشعة فوق البنفسجية.

1.2.8 مصايبح الأشعة فوق البنفسجية

تعمل مصايبح الأشعة فوق البنفسجية على نفس مبدأ مصايبح التفلور. في معظم الوحدات ينطلق الإشعاع فوق البنفسجي من جريان الإلكترونات خلال بخار الزئبق المؤين لإنتاج طاقة فوق البنفسجية. والفرق بين المصايبح أن زجاجة المصباح المقلور مطلية بطبقة من الفوسفور تحول الإشعاع فوق البنفسجي إلى ضوء مرئي. بينما تكون زجاجة مصباح الأشعة فوق البنفسجية غير مطلية، وبالتالي فإنها تنتهي بتفصيل الإشعاع فوق البنفسجي المولد من القوس الكهربائي (White, 1992).

تتوفر مصايبح الضغط المنخفض والضغط المتوسط لاستخدامات التطهير. وتشع المصايبح ذات الضغط المنخفض أقصى طاقة على طول الموجة 253.7 نانومتر، بينما مصايبح الضغط المتوسط تشع طاقة على أطوال أمواج تتراوح بين 180-1370 نانومتر. وتكون شدة الإشعاع للمصايبح ذات الضغط المتوسط أعلى بكثير من مصايبح الضغط المنخفض. لذلك يلزم عدد أقل من مصايبح الضغط المتوسط للحصول على نفس جرعة الإشعاع. ويلزم للأنظمة الصغيرة مصباح واحد فقط ذو ضغط متوسط. ومع أن النوعين من المصايبح لهما كفاءة متساوية في تثبيط الكائنات الدقيقة، إلا أنه يُنصح باستخدام مصايبح الضغط المنخفض بسبب النقاوة بعملية التطهير المرتبطة بوجود عدد من هذه المصايبح (DeMers and Renner, 1992) مقارنة بمصباح واحد فقط في حالة مصايبح الضغط المتوسط، وبسبب التشغيل الملائم اثناء دورات التنظيف.

تتضمن مواصفات المصايبح ذات الضغط المنخفض ما يلي: (DeMeres and Renner, 1992)

- الكوارتز من نوع (L) والخالي من الأوزون.
- التشغيل الفوري والحد الأدنى من التأخير عند التشغيل.
- مصممة لمقاومة الاهتزازات والضربات.
- تصميم قياسي للمصباح ملكيته غير مسجلة.

عادة ما تكون مصايبح الضغط المنخفض محتواة في حافظة مصنوعة من الكوارتز لفصل الماء عن سطح المصباح. وهذا الترتيب يحافظ على درجة الحرارة التشغيلية لسطح المصباح قريبة من القيمة المثلث والمساوية 40°C. ومع أنه يمكن استخدام حافظات التلفون كبديل، إلا أن هذه تمتثل 35% من الإشعاع بينما يبلغ امتصاص الكوارتز 5% فقط (Combs and McGuirc, 1989).

2.2.8 المحوّلات

تحكم المحوّلات بطاقة مصايبح الأشعة فوق البنفسجية، وتعمل على درجات حرارة أقل من 60°C لمنع حدوث عطل سابق لأوانه. وتنتج هذه المحوّلات كمية حرارة كافية لتبرير وجود مراوح تبريد أو أجهزة تكييف هواء (White, 1992).

يستخدم نوعان من المحولات في مصابيح الأشعة فوق البنفسجية، وهما: الإلكتروني والإلكترومغناطيسي. وتعمل المحولات الإلكترونية على تردد أعلى من المحولات الإلكترومغناطيسية مما يؤدي إلى انخفاض في درجات حرارة تشغيل المصابيح وانخفاض في استخدام الطاقة وفي إنتاج الحرارة مما يؤدي إلى فترة حياة أطول للمحول. (DeMers and Renner, 1992)

وتتضمن معايير اختيار المحولات ما يلي:-

- كفالة من المختبرات الصانعة (UL).
- التوافق مع مصابيح الأشعة فوق البنفسجية.
- وضعها في مكان بعيد وعزلها عن الماء.

3.2.8 تصميم مفاعل الأشعة فوق البنفسجية

تتوفر معظم مفاعلات الأشعة فوق البنفسجية التقليدية بنوعين: الإناء المغلق أو المجرى المفتوح.

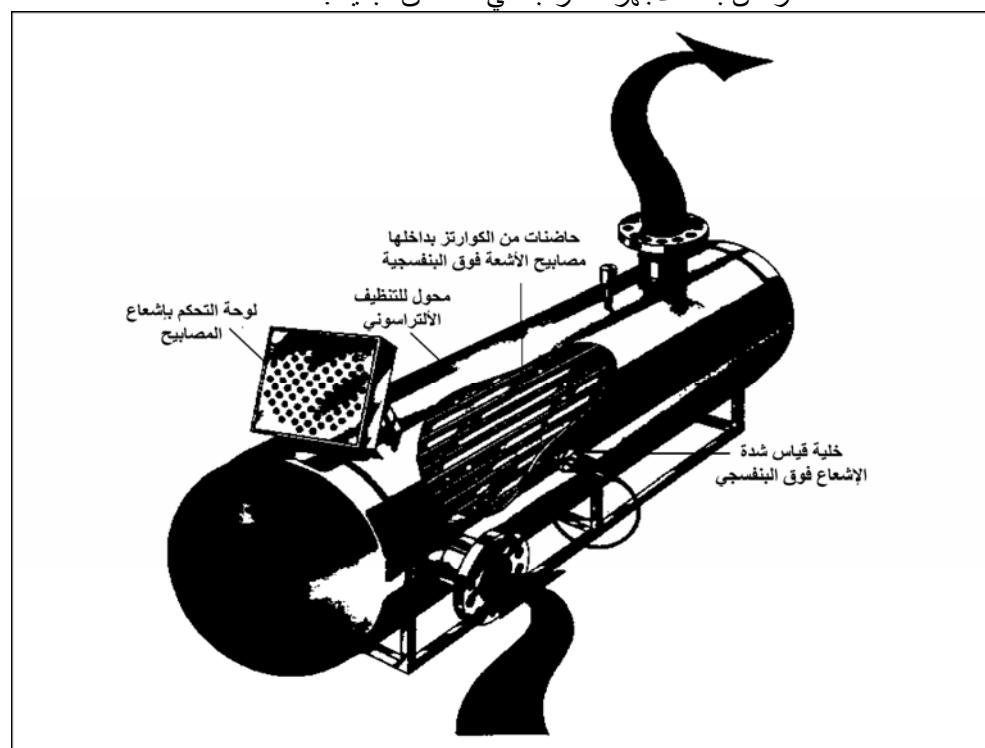
لتطبيقات مياه الشرب، يفضل استخدام الإناء المغلق كمفاعل للأشعة فوق البنفسجية، وذلك للأسباب التالية (USEPA, 1996) :-

- تحتاج إلى حيز أقل.
- بسبب الحد الأدنى للتعرض للتلوث من المواد الموجودة في الهواء.
- بسبب الحد الأدنى من تعرض العاملين للإشعاع فوق البنفسجي.
- يسمح تصميم النظام بتركيبه بسهولة.

ويبين الشكل (8-1) مفاعل الأشعة فوق البنفسجية ذو الإناء المغلق التقليدي. ويستطيع هذا المفاعل توفير جرعات كافية لتنشيط الجراثيم والفيروسات لمعدلات جريان تبلغ 600 غالون في الدقيقة . ولكنها غير قادرة على توفير الجرعات الأعلى اللازمة لتنشيط حويصلات الأولى. ولزيادة الجرعة، إما أن نستعمل عدداً أكبر من مصابيح الأشعة فوق البنفسجية و/أو أن نزيد مدة التعرض.

ومن ميزات التصميم الإضافية لأنظمة التطهير بالأشعة فوق البنفسجية التقليدية وجود :

- محسات للأشعة فوق البنفسجية للكشف عن أي نقصان في شدة إشعاع المصابيح.
- أجهزة إنذار وإغلاق.
- دورات تنظيف يدوية أو أوتوماتيكية.
- أنظمة استشعار عن بعد للأجهزة المركبة في المناطق البعيدة.



الشكل 8-1: مفاعل إناء مغلق للأشعة فوق البنفسجية

- بالإضافة إلى أنظمة الأشعة فوق البنفسجية التقليدية، هناك طرائقان آخريان يجري تقييمهما حالياً لاغراض تطهير مياه الشرب:-
- التصفية الدقيقة / الأشعة فوق البنفسجية.
 - الأشعة فوق البنفسجية النابضة.

يدعى كل من النظمتين توفير جرعة كافية من الإشعاع فوق البنفسجي لتنبيط حويصلات الجياردية والحوصلات الأنثوية للخفية الأبواغ.

انظر الجزء 2.3.2.8 تصميمات مفاعلات أشعة فوق بنسجية متطرفة للحصول على معلومات إضافية عن هذه التقنيات المتطرفة.

1.3.2.8 اعتبارات التصميم الهيدروليكي

أهم العوامل التي يجب أخذها بعين الاعتبار عند التصميم الهيدروليكي لمفاعل إناء مغلق للأشعة فوق البنفسجية هي: التشتت والتدفق الدوامي والحجم الفعال وتوزيع زمن الاستبقاء ومعدل الجريان (USEPA, 1996).

التشتت:

التشتت عبارة عن خاصية من خصائص عناصر المياه، إذ تخرج الجسيمات من مفاعل الأشعة فوق البنفسجية المثالي ذي الجريان المستمر، بنفس الترتيب الذي دخلت فيها وكل عنصر من العناصر الموجودة في الماء، والتي تمر في المفاعل لها نفس مدة المكوث. ولا يحدث تشتت في مفاعل الجريان المستمر المثالي. ويمكن تمثيله بخزان طوبل نسبة طوله إلى عرضه عالية يحدث فيه التشتت بالحد الأدنى (USEPA, 1996).

التدفق الدوامي:

بالإضافة إلى خصائص الجريان المستمر، فإن التدفق في مفاعل الأشعة فوق البنفسجية المثالي، يحدث بشكل دوائر دوامية من اتجاه الجريان، ويخلص بذلك من المناطق الميتة. ويشجع التدفق الدوامي الدائر الاستخدام المتجانس للأشعة فوق البنفسجية. وإحدى سلبيات التدفق الدوامي الدائري أنه يؤدي إلى حدوث بعض التشتت المحوري، مما يحدث اضطراباً في خصائص الجريان المستمر. تستخدم بعض التقنيات، مثل عدم وضع المدخل والمخرج على نفس الخط واستخدام صفائح مثقبة وساكنة، لاحتواء الخصائص المتناقضة للجريان المستمر والتدفق الدوامي (USEPA, 1996).

2.3.2.8 تصاميم متطرفة لمفاعلات الأشعة فوق البنفسجية

سيتم في الجزئين اللاحقين مناقشة تقنيتين متطرفتين لتصاميم مفاعلات الأشعة فوق البنفسجية. وقد تم اختيار هذين التصميمين تحت ظروف مخبرية وميدانية محكمة. وتحتاج كلا التقنيتين إلى عروض توضيحية لبيان فعاليتها وإمكانية استخدامها في عمليات التتفقي في العالم الحقيقي.

الترشيح الدقيق/ الأشعة فوق البنفسجية:

تتكون هذه الوحدة من حجرتي تتفقي، كل منها تحتوي على شبك معدني، حجم ثقوبه 2 مايكرومتر. وكل جهة من جهات الشبك ثلاثة مصابيح زinkleبية ذات ضغط منخفض وقدرتها 85 واط، أي ما مجموعه ستة مصابيح لكل مرشح. ويبلغ الحد الأدنى للجرعة النظرية 14.6 ملي واط/ ثانية سم² على طول موجة 254 نانومتر. وقد صمم النظام لاحتجاز حويصلات الأنثوية للخفية الأبواغ على الشبك الأول. وتستخدم الدورة الأولى للحصول على الجرعة الالزامية من الأشعة فوق البنفسجية. وبعد ذلك يعكس الجريان في الحجرة الأولى لدفع حويصلات الأنثوية إلى الشبك الثاني. حيث تتحجز هذه حويصلات لغاية الوصول إلى جرعة الأشعة فوق البنفسجية الالزامية. وباستخدام صمامات يتم تصميم التدفق، بحيث يتم احتجاز حويصلات بصورة مؤقتة على المرشحين حتى يتم تعريضها إلى جرعة الأشعة فوق البنفسجية الكلية، والتي لا تعتمد على معدل جريان الماء المعالج (Clancy et al., 1997). وقد ذكر (Johnson, 1997) أن مثل هذه الانظمة قادرة على الوصول إلى جرعة إشعاع فوق بنسجي مقدارها 8000 ملي واط/ ثانية سم²، وهذه الجرعة كافية لتنبيط حويصلات الجياردية والحوصلات الأنثوية للخفية الأبواغ. وإحدى سلبيات هذا النوع من المفاعلات هو نقصان الضغط (حوالي 65 قم) الناتج من فتحات الشبك المعدني (المرشحات) التي تبلغ سعة فتحاتها 2 مايكرومتر.

الأشعة فوق البنفسجية النابضة:

في تفاعلات الأشعة فوق البنفسجية النابضة، تقوم المكثفات بتعظيم كمية الكهرباء وتزويدتها على شكل نبضات إلى أنابيب زينون متوجهة مثبتة في مركز حجرة متوجة قطرها 2إنش، يمر الماء من خلالها. والوحدة مصممة بحيث تعطي نبضات لفترة مايكرو ثانية على تردد مقداره 10-30 هيرتز (ثانية¹). وتعطي الأنابيب المتوجة إشعاعاً عالي الشدة واسع الأمواج تحوي الإشعاع فوق البنفسجي المبتدئ للجراثيم، والذي يعالج الماء المتذبذب بإشعاع جرعته 75 ملي واط/سم² على بعد 2 سم من سطح الأبوب المتوج (Clancy, et al., 1997). ويمكن التحكم بالجرعة الإشعاعية بزيادة أو إنفاص تردد النبضات.

3.8 الاستعمالات الرئيسية ونقاط الاستخدام

يستخدم الإشعاع فوق البنفسجي لتنبيط الكائنات الممرضة للمستويات الواردة في التشريعات. والإشعاع فوق البنفسجي مطهر فيزيائي لا يترك متبقيات. لذلك يجب استخدامه فقط مطهراً أولياً متبوعاً بمطهر كيميائي ثانوي للمحافظة على نظام التوزيع من تكاثر القولونيات وتكون الطبقة اللزجة. ويستطيع القارئ مراجعة الجزء 4.8 "تنبيط الكائنات الممرضة وفعالية التطهير" للحصول على معلومات مفصلة عن فعالية التطهير ومحدوديتها.

يستخدم الإشعاع فوق البنفسجي في معظم الأحيان خطوة أخيرة في عملية التتفية، مباشرةً بعد الترشيح قبل دخول المياه إلى نظام التوزيع، ولا يوجد أي تأثير لاستخدام الأشعة فوق البنفسجية في التطهير على العمليات الأخرى في محطة معالجة المياه.

4.8 تنبيط الكائنات الممرضة وفعالية التطهير

بعكس المطهرات الأخرى البديلة، فإن التطهير بالأشعة فوق البنفسجية عباره عن عملية فيزيائية تحتاج إلى مدة تلامس بالثانوي لتحقيق تنبيط الكائنات الممرضة (Sobotka, 1993) وكما في حالة أي مطهر آخر، فإن التطهير بالإشعاع فوق البنفسجي له محددات. فنثلاً بسبب كونه مطهراً فيزيائياً وليس كيميائياً فإنه لا يترك متبقي للحد من تكاثر الكائنات الممرضة، وتكون الطبقة اللزجة في نظام التوزيع. لذلك يجب استعمال مطهر كيميائي ثانوي عند استخدام الأشعة فوق البنفسجية كمطهر أولي، للمحافظة على جودة المياه في نظام التوزيع.

4.8.1 آلية التبيط

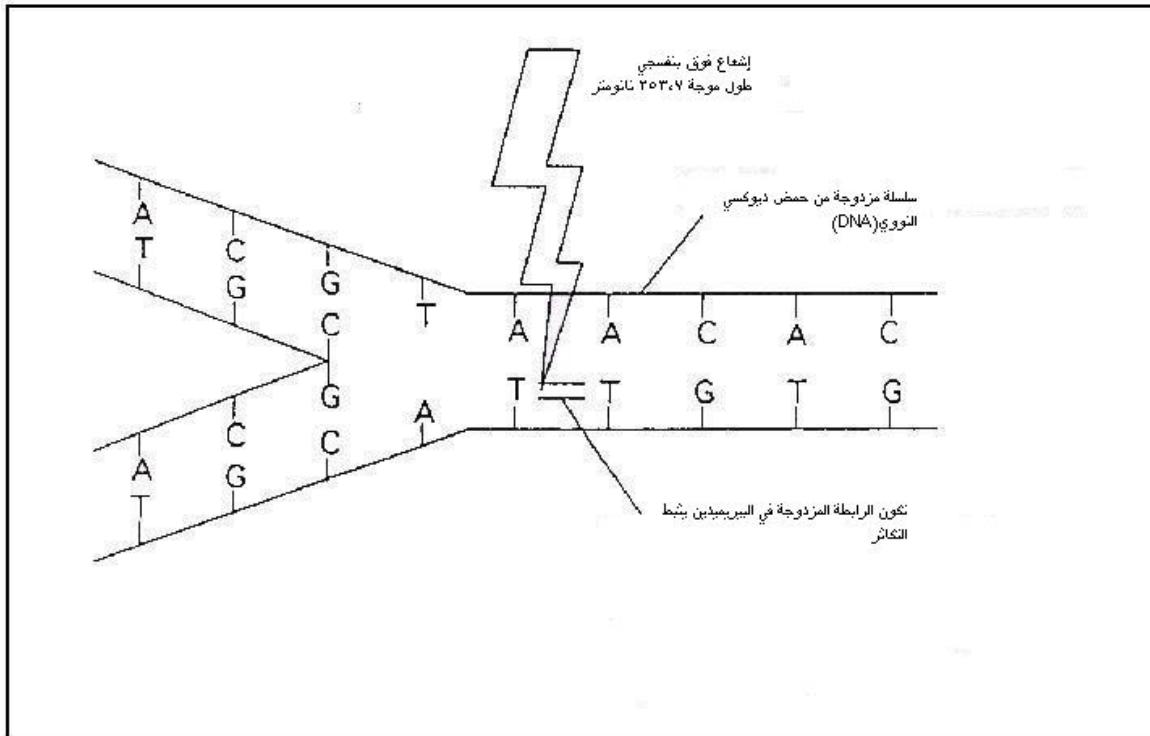
لقد وجد أن الإشعاع فوق البنفسجي فعال في تنبيط الجراثيم الخضرية والأباغ والفيروسات والكائنات الدقيقة الممرضة الأخرى. وينبسط الإشعاع الكهرومغناطيسي في نطاق الأمواج 280-240 نانومتر الكائنات الدقيقة بفعالية، وذلك بتحطيم أحماضها النووي. وأكثر أطوال الأمواج مقدرة على تحطيم حمض ديوكسى رابيو نيوكليلك (DNA) هي 254 نانومتر تقريباً (Wolfe, 1990). وقد أظهرت المحاليل المائية أن لحمض ديوكسى رابيو نيوكليلك امتصاصاً على أطوال أمواج أخرى في المجال فوق البنفسجية، مثل الامتصاص على 200 نانومتر (Von Sonntag and Schumann, 1991). إلا أنه لا يوجد تطبيقات عملية لتنبيط الكائنات الدقيقة بالإشعاع فوق البنفسجى في نطاق الأمواج 190-210 نانومتر (USEPA, 1996).

تتضمن تأثيرات إبادة الجراثيم بالضوء فوق البنفسجية إحداث ضرراً ضوكيمياً لحمض الرابيو النووي (RNA) وحمض ديوكسى رابيو نيوكليلك (DNA) في داخل الكائن الحي. والأحماض النووي في الكائنات الدقيقة هي الأكثر امتصاصاً للضوء على أطوال أمواج بين 240-280 نانومتر (Jagger, 1967). وتحمل هذه الأحماض معلومات جينية ضرورية للتكاثر، وبالتالي فإن إحداث أضرار في أي من هذه الأحماض سيوقف تكاثر الكائنات الدقيقة.

تؤدي هذه الأضرار إلى ازدواجية جزيئات البيريميدين. والأنواع الرئيسية الثلاث لجزيئات البيريميدين هي السيسوتوسين (الموجود في كل من حمض الرابيو نيوكليلك وحمض ديوكسى رابيو نيوكليلك) و الثايمين (الموجود فقط في حمض ديوكسى رابيو نيوكليلك) والبوراسيل (الموجود فقط في حمض الرابيو نيوكليلك). وتصبح إعادة تكوين الأحماض النووي صعبة جداً في حال ارتبطت جزيئات البيريميدين ببعضها البعض، نتيجة للخل في بناء سلسلة حمض الديوكسي رابيو نيوكليلك بفعل الإشعاع فوق البنفسجي (Snider et al., 1996). إضافة إلى ذلك فإن خلايا الطفحة التي تكون غير قادرة على التكاثر تتكون، حتى في حالة إعادة تكوين الأحماض النووية (USEPA, 1996). ويبين الشكل (8-2) مخطط لتنبيط الجراثيم بفعل الإشعاع فوق البنفسجي.

يجب الأخذ بعين الاعتبار ظاهرتين أساسيتين عند استخدام الأشعة فوق البنفسجية للتطهير في معالجة المياه، هما: آلية التصحيف المعتم ومقدرة بعض الكائنات على استعادة فعاليتها بالضوء، بعد التعرض لبعض أطوال الأمواج

الضوئية. فتحت ظروف معينة، تستطيع بعض الكائنات تصحيح حمض الديوكسي رايبو نيوكليريك التالف وأن تعود مرة أخرى إلى وضع فاعل تستطيع معه أن تتكاثر. وفي العادة فإن استعادة الفاعلية بالضوء تحدث نتيجة للتأثيرات المحفزة لضوء الشمس على أطوال أمواج خارج نطاق التطهير الفعال. واستعادة الفاعلية تختلف حسب نوع الكائن. فالقولونيات المشعرة وبعض الجراثيم الممرضة مثل الشيغيلية، تمكنت من استعادة فعاليتها بالضوء، ولكن الفيروسات (باستثناء تلك التي أصابت خلية معيشيل هو نفسه قادر على استعادة فعاليتها بالضوء) وأنواعاً أخرى من الجراثيم لم تكن قادرة على استعادة فعاليتها بالضوء (USEPA, 1986: Hazon and Sawyer, 1992). ولأن تلف حمض الديوكسي رايبو نيوكليريك يميل لأن يكون غير منعكس مع مرور الوقت، فهناك فترة حرجة يمكن خلالها استعادة الفاعلية بالضوء. ولخفض تأثير استعادة الفاعلية بالضوء إلى الحد الأدنى فإن مطهرات الأشعة فوق البنفسجية تصمم بحيث يكون مجرى الماء مغطى، أو أن يحدد تعرض الماء المطهر لضوء الشمس بعد عملية التطهير مباشرة.



الشكل 8-2: تثبيط الجراثيم بالإشعاع فوق البنفسجي

2.4.8 التأثيرات البيئية

يجب أن يقوم الكائن الدقيق بامتصاص الإشعاع فوق البنفسجي حتى يحصل التثبيط. لذلك فإن أي عائق يمنع وصول الأشعة فوق البنفسجية إلى الكائن الدقيق ستؤدي إلى نقصان في فعالية التطهير. وقد بين كل من (Yip and Konasewich, 1972, Scheibe and Bassell, 1981) أن درجة الحموضة لا تؤثر على التطهير بالأشعة فوق البنفسجية. ولكن هناك عدداً من العوامل التي تؤثر على فعالية التطهير بالأشعة فوق البنفسجية وهي:-

- الطبقات الكيميائية والبيولوجية التي تتكون على سطوح مصايد الأشعة فوق البنفسجية.
- المواد الذائبة العضوية وغير العضوية.
- تجمع وتكتل الكائنات الدقيقة.
- العكر.
- اللون.
- تقصير دائرة جريان الماء خلال خزان التطهير بالأشعة فوق البنفسجية.

1.2.4.8 الطبقات الكيميائية والمواد الذائبة العضوية وغير العضوية

يمكن أن يؤدي تراكم المواد الصلبة على سطوح حافظات الأشعة فوق البنفسجية إلى نقصان شدة الإشعاع المستخدم، وبالتالي نقص بفعالية التطهير. وبالإضافة إلى المواد العضوية، فقد لوحظ تراكم تربات الكالسيوم والمغنيسيوم والحديد (DeMers and Renner, 1992). فالمياه التي تحوي تراكيز مرتفعة من الحديد والعنصر وكبريتيد الهيدروجين والمواد العضوية أكثر تعرضاً لتكوين الرواسب وتكوين الطبقات (أي تكوين طبقة رقيقة على

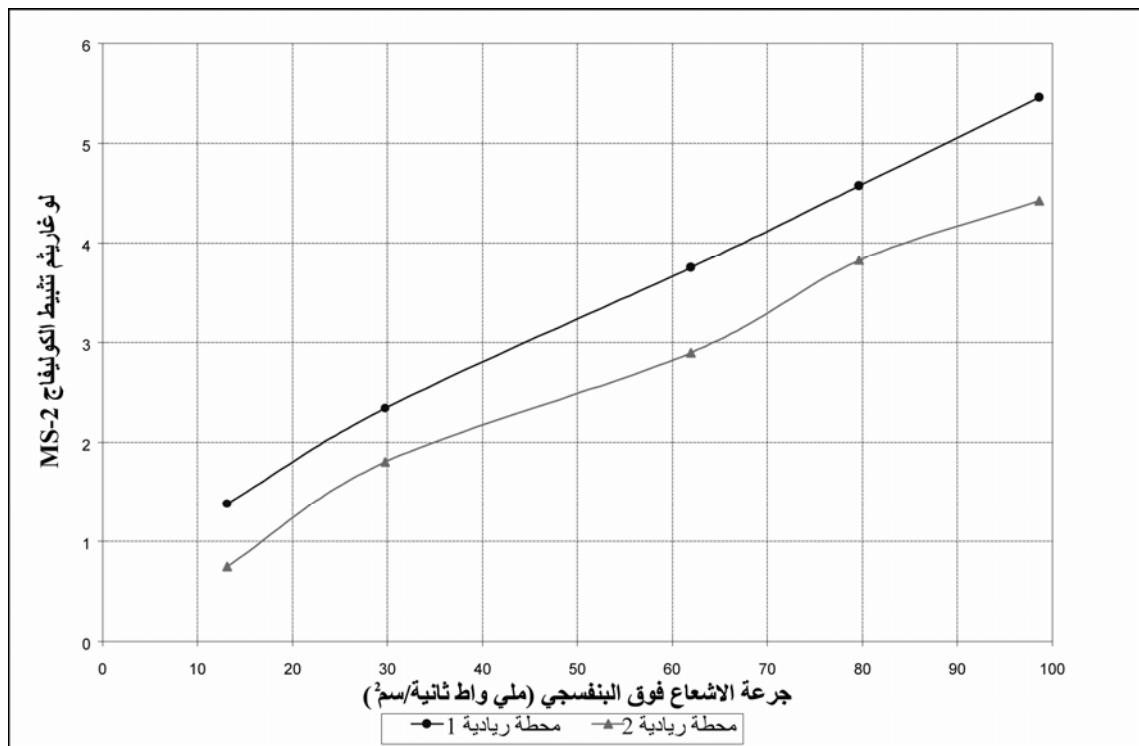
سطوح الوحدات)، والتي وبالتالي تؤدي إلى نقصان شدة الإشعاع فوق البنفسجية المستخدم. وتحدد التربسات في حالة وجود المواد العضوية الذائبة على تراكيز أعلى من القيم التالية

(DeMers and Renner, 1992) :

- الحديد أكثر من 0.1 ملغم/لتر.
- العسر أعلى من 140 ملغم/لتر.
- كبريتيد الهيدروجين أكثر من 0.2 ملغم/لتر.

يبين الشكل (3-8) جرعة الإشعاع فوق البنفسجية اللازمة لتشييط الكوليفاج MS-2 في محطتين ريداتين. وقد استنتج (Snicer et al., 1990) أن أحد التفسيرات الممكنة لجرعة الإشعاع الأعلى للحصول على نفس مستوى التشييط في المحطة الريادية الثانية، يمكن أن يعود إلى كمية التربس الناتجة من تراكيز الحديد الأعلى في هذه المحطة. وقد تراوح تراكيز الحديد في المحطة الثانية بين 0.45 – 0.65 ملغم/لتر وهذه القيم تتجاوز قيمة التراكيز المبينة أعلاه.

يؤدي عدد من الكيموبيات إلى إنفاص نفاذية الأشعة فوق البنفسجية (Yip and Konasewich, 1972)، ومن ضمنها الاحماض الهيومية والمركبات الفينولية وسلفونات الليجين (Snider et al., 1991). وكذلك الكروم والكوبالت والنحاس والنikel. وقد تُشر أياضاً أن العوامل الملونة مثل الأوزران S والشاي ومستخلص أوراق النباتات يقلل من شدة الإشعاع في داخل خزان التطهير بالأشعة فوق البنفسجية (Huff, 1965). إضافة إلى ذلك فإن الحديد والكربونات والفينولات يمكن أن تمتتص الإشعاع فوق البنفسجي (DeMers et al., 1992).



الشكل 3-8: جرعة الإشعاع فوق البنفسجية اللازمة لتشييط العائمة الحالة للجراثيم MS-2

2.2.4.8 تكتل الكائنات الدقيقة

تؤثر الجسيمات على فعالية التطهير بالأشعة فوق البنفسجية لأنها تحمي الجراثيم والكائنات الممرضة الأخرى من التعرض للأشعة فوق البنفسجية تشتت الأشعة. (انظر الشكل 4-8). وعادة ما يزداد هذا التأثير في حالة المياه السطحية بسبب العكرا على لهذه المياه. وكما أن الجسيمات التي تسبب العكرا تؤدي إلى نقصان فعالية التطهير بالأشعة فوق البنفسجية، فإن تكتلات الكائنات الدقيقة تظهر نفس التأثير وبالتالي تقلل فعالية التشييط.

3.2.4.8 بناء المفاعل والدوائر القصيرة

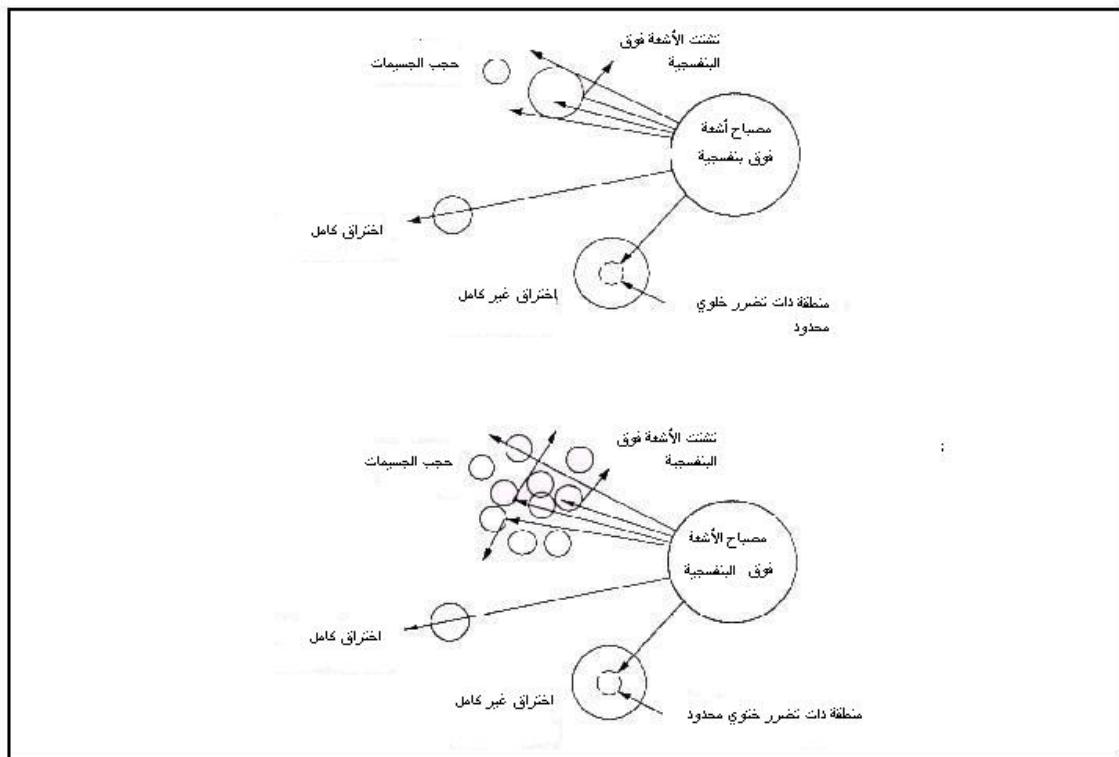
يؤدي التصميم الهندسي الرديء في داخل خزان التلامس بالأشعة فوق البنفسجية (والذي يخلق فراغات بين المصابيح) إلى مساحات ميتة لا يحصل فيها التطهير جيد (Hazen and Sawyer, 1992). وأحد الاعتبارات الهامة لتحسين التطهير تكون بإيقاص الفراغات الميتة، حيث يكون التعرض للأشعة فوق البنفسجية محدوداً. ويجب

المحافظة على ظروف الجريان المستمر في داخل الخزان، ولكن يجب خلق بعض التدفق الدوامي بين المصايد للحصول على خلط دائري للماء المتدفق. وبهذه الطريقة يمكن توزيع الجريان بصورة منتظمة بين مناطق الإشعاع فوق البنفسجي المختلفة الشدة، مما يسمح بالتعرض للنطاق الكامل للإشعاع فوق البنفسجي المتوفر (Hazen and Sawyer, 1992). وكما ذكر سابقاً، توفر أنظمة الأشعة فوق البنفسجية مدة تلامس بالثواني. لذلك فإنه من الأهمية بمكان أن يُبني النظام بطريقة تحد من حصول الدواير القصيرة.

3.4.8 فعالية التطهير

وُجد أن التطهير بالأشعة فوق البنفسجية فعال في تثبيط الجراثيم والفيروسات. وتحتاج معظم الجراثيم والفيروسات إلى جرعات أشعة فوق البنفسجية منخفضة، تقع في نطاق 6-2 مللي واط ثانية/سم² ، للحصول على التثبيط اللوغاريتمي المطلوب. أما حوصلات الأولى الانثوية، خاصة الجياردية وخفية الأبواغ فهي مقاومة للتثبيط بالإشعاع فوق البنفسجي أكثر بكثير من الكائنات الدقيقة الأخرى.

تعطي الأجزاء التالية وصفاً لنتائج عدد من الدراسات التي بحثت إمكانية استخدام الأشعة فوق البنفسجية في تثبيط الجراثيم والفيروسات الأولى.



الشكل 8-4: تداخلات الجسيمات التي تؤثر على فعالية التطهير بالأشعة فوق البنفسجية

1.3.4.8 تثبيط الجراثيم والفيروسات

يلزم جرعات منخفضة من الإشعاع فوق البنفسجي لتنبيط الجراثيم والفيروسات. فقد وجد في إحدى الدراسات أن تثبيط الجراثيم الهوائية بالأشعة فوق البنفسجية قريب من تثبيطها بالكلور، وذلك بعد التتفقي بالكربون الحبيبي المنشط (Kruithof et al., 1989).

وقد وجد في إحدى الدراسات أن مقدرة الإشعاع فوق البنفسجي أعلى من مقدرة الكلور في تطهير مياه جوفية تحوي على فيروسات، حتى مع زيادة متبقي الكلور إلى 1.25 ملغم/لتر على مدة تلامس 18 دقيقة (Stade et al., 1986). وقد كانت جرعة الإشعاع فوق البنفسجي في هذه الدراسة 25 مللي واط ثانية/سم².

يبين الجدول (2-8) نتائج دراسة حديثة أجريت على محطة ريداية (Sincer et al., 1996). وكما يظهر من جرعات الإشعاع فوق البنفسجي للحصول على نفس مستوى التثبيط، فإن خصائص المياه تؤثر بشكل كبير على فعالية التطهير، ويعتقد الباحثون أن تركيز الحديد الأعلى في مياه المحطة الريادية الثانية الشكل (3-8) تداخل مع الأشعة البنفسجية أو أثر على تكتلات جسيمات MS-2 الحميدة.

كذلك قارن (Sincer et al., 1996) حساسية الكوليفاج MS-2 لفيروس التهاب الكبد الوبائي A والفيروس السنجيبي والفيروس العجيبي في عشر عينات مياه جوفية. وقد أظهرت النتائج أن MS-2 أكثر مقاومة للتطهير بالأشعة فوق البنفسجية بمرتين أو بثلاث مرات من الفيروسات الثلاث التي تصيب الإنسان.

الجدول 2-8: الجرعات اللازمة لتطهير MS-2

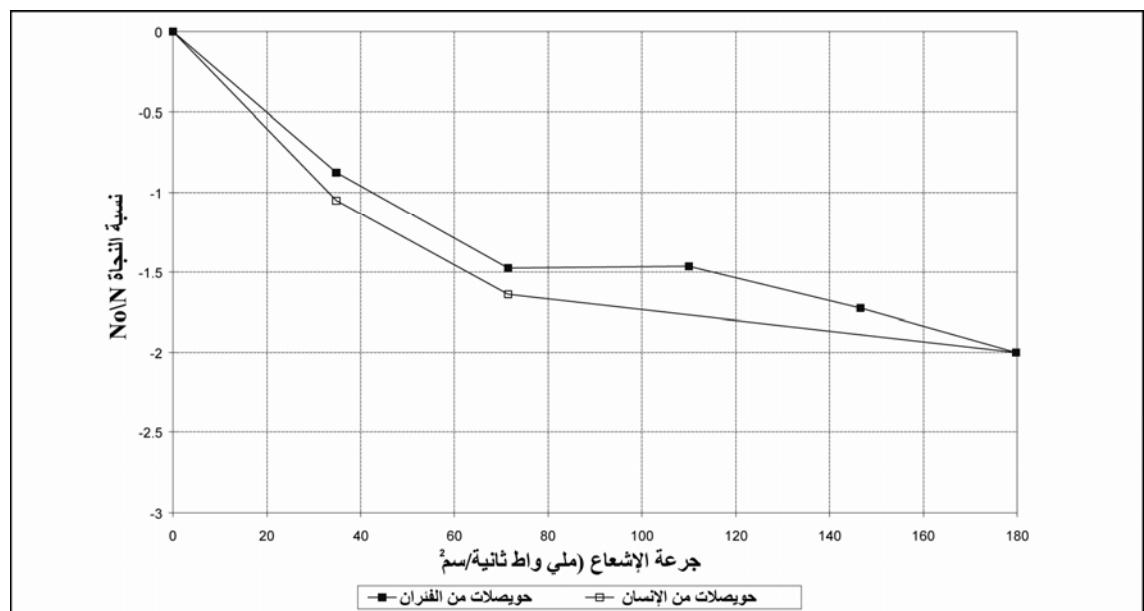
لوغاریتم تتطهير MS-2	المحطة الريادية (1) ملي واط. ثانية/سم ²	المحطة الريادية (2) ملي واط. ثانية/سم ²
1	3.9	15.3
2	25.3	39.3
3	46.7	63.3
4	68	87.4
5	89.5	111.4
6	111.5	135.4

2.3.4.8 تتطهير الأولى

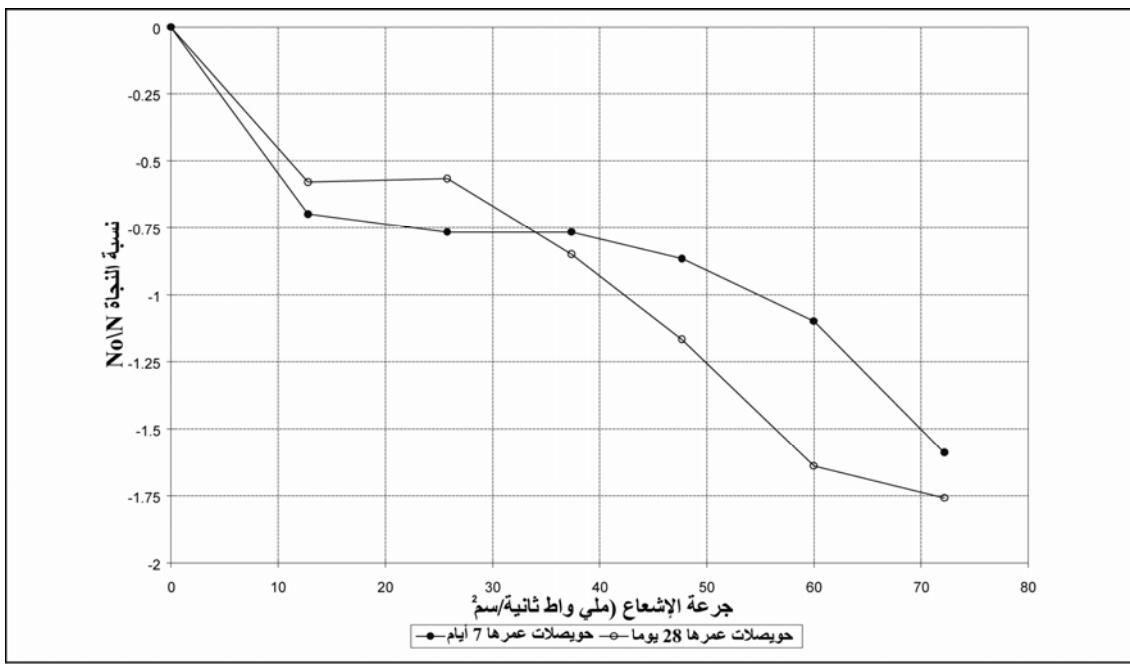
مع أن الاعتقاد كان سائداً بأن الأولى تقاوم التطهير بالأشعة فوق البنفسجية، إلا أن الدراسات الحديثة أثبتت أن هذه الأشعة قادرة على تتطهير الأولى الطفيلي. ولكن النتائج أشارت إلى أن هذه الكائنات تحتاج إلى جرعة إشعاعية أعلى من تلك التي تلزم للكائنات الممرضة الأخرى. وقد تم تتطهير 80% من حويصلات الجياردية اللمبالية على جرعات أشعة فوق البنفسجية مقدارها 63 ملي واط ثانية/سم² (Rice and Hoff, 1981) وقد تم الحصول على تتطهير لوغاریتمي واحد لحويصلات الجياردية ميوريس عندما أزدادت جرعة الإشعاع فوق البنفسجي إلى 82 ملي واط ثانية/سم² (Carlson et al., 1982).

وللوصول إلى تتطهير متساوي لـ 2 لوغاریتم لحويصلات الجياردية ميوريس، فإن الحد الأدنى لجرعة الأشعة فوق البنفسجية اللازمة يجب أن تكون أعلى من 121 واط. ثانية/سم². وقد قام (Karnis et al., 1992) بإختبار إمكانيات الضوء فوق البنفسجي في تتطهير حويصلات الجياردية اللمبالية التي تم استخلاصها من الإنسان ومن الحيوانات. وقد عانت كل من المجموعتين نقصان 2 لوغاریتم على جرعة إشعاع متساوية لـ 180 ملي واط. ثانية/سم². وهنالك عاملان مهمان يجب أخذهما بعين الاعتبار عند تحديد الجرعة اللازمة لتطهير الجياردية، وهما مصدر الأولى ومرحلة نمو الكائن الدقيق.

(Karanis et al., 1992)، ويبين الشكل (5-8) أن مصدر الأولى مهم في تحديد الجرعة اللازمة. والشكل (6-8) مأخوذ من دراسة أجريت في عام 1992 على تتطهير الشوكمبية رايسبودس (Karanis et al., 1992). وتبيّن هذه البيانات أن عمر الأولى يمكن أن يؤثّر كثيراً على الجرعة اللازمة للوصول إلى مستوى معين من التتطهير.



الشكل (5-8): جرعات الأشعة فوق البنفسجية اللازمة لتطهير حويصلات الجياردية اللمبالية التي تم الحصول عليها من مصدرين



الشكل 8-6: تأثير مرحلة نمو رايسودس A على جرعة الإشعاع فوق البنفسجي اللازمة لتحقيق التثبيط

أظهرت نتائج دراسات أجريت حديثاً أن هناك احتمالية لتنبيط خفية الأبواغ بارفام باستخدام التطهير بالأشعة فوق البنفسجية. تم الحصول على تخفيض مقداره 2 إلى 3 لوغاريتيم في تنبيط الحويصلات الأنثوية لخفية الأبواغ بارفام باستخدام نظام الضوء فوق البنفسجي ذي الضغط المنخفض بشدة إشعاع نظرية متساوية لـ 14.58 ملي واط.ثانية/سم² ومرة تلامس 10 دقائق (جرعة الإشعاع فوق البنفسجية 8.748 ملي واط.ثانية/سم²) (Campbell et al., 1995). واستخدام نظام ترشيح مع أشعة فوق البنفسجية والذي وصف من قبل (Johnson, 1997) كان قادراً على إعطاء جرعة بمقدار 8000 ملي واط.ثانية/سم²، كانت كافية لإحداث تنبيط مقداره 2 لوغاريتيم للحويصلات الأنثوية لخفية الأبواغ. وقد وجد أن طريقة الأشعة فوق البنفسجية النابضة، والتي تعطي جرعة تساوي 1900 ملي واط.ثانية/سم² داخل المفاعل قادرة على تحقيق مستويات تنبيط حوالي 2 لوغاريتيم للحويصلات الأنثوية لخفية الأبواغ (Clancy et al., 1997). وفي هذه الدراسة كانت مدة المكوث في المحلول 4.7 ثانية. وقد تم تشغيل الوحدة لتعطى 46.5 نبضة (10 هيرتز). وتنقل كل نبضة الطاقة بمعدل شدة يساوي 41 ملي واط.ثانية/سم² تقريباً.

3.3.4.8 ملخص لجرعة الإشعاع فوق البنفسجية

يعتبر الإشعاع فوق البنفسجي فعالاً في تنبيط الجراثيم والفيروسات الممرضة. وتبلغ جرعة الإشعاع لتنبيط لوغاريتمي مقداره 2 و 3 للفيروسات 21 و 36 ملي واط.ثانية/سم² على التوالي (AWWA, 1991). وقد تم الحصول على قيم هذه الجرعات من دراسات على تنبيط فيروس يرقان الكبد A، وتم اشتقاقها باستخدام معامل أمان مقداره 3 على بيانات التثبيط. وقد بينت دراسات حديثة على فيروس يرقان الكبد A في عدد من مصادر المياه الجوفية، أن الجرعة اللازمة لتحقيق تنبيط مقداره 4 لوغاريتيم تتراوح بين 6-15 ملي واط.ثانية/سم² (Sincer et al., 1996). ولم يستخدم معامل أمان على الجرعات. وقد تم التوصل إلى تنبيط مقداره 4 لوغاريتيم لتنبيط الكولييفاج MS-2 على جرعة مقدارها 93 ملي واط.ثانية/سم² (Sincer et al., 1996). وفي حالة المياه الجوفية التي تحتوي على تراكيز حديد (0.65 جزء بالمليون)، فإن تطبيق معامل أمان مقداره 1.5 على أعلى جرعة تم تسجيلها لتنبيط الفيروسات سيعطي جرعة إشعاع فوق بنفسجية مقدارها 140 ملي واط.ثانية/سم² لتنبيط الفيروسات بمقدار 4 لوغاريتيم على الأقل.

وتلخيصاً لما سبق، فإن الإشعاع فوق البنفسجي فعال ضد الجراثيم والفيروسات بجرعات منخفضة. ولكن يلزم جرعات أعلى بكثير لتنبيط خفية الأبواغ والجيبارية.

5.8 نواتج التطهير الجانبية للإشعاع فوق البنفسجية

يختلف التطهير بالإشعاع فوق البنفسجية عن التطهير بالمطهرات الأخرى، من حيث أنه لا يثبط الكائنات الدقيقة عن طريق تفاعلات كيميائية. ولكن بسبب الإشعاع فوق البنفسجية يحدث تفاعل ضوكيميائي في الأحماض النوية للكائن. وقد ذكر في المراجع أن تعرض الماء للإشعاع فوق البنفسجية يؤدي إلى تكون الأوزون أو الجنور المؤكسدة الحرجة (Ellis and Wells, 1941; Murov, 1973). وبسبب هذا التفاعل، هناك اهتمام لمعرفة ما إذا كان الإشعاع فوق البنفسجي يكون نواتج جانبية مشابهة لتلك التي تتكون بالأوزونة أو طرق الأكسدة المتقدمة.

1.5.8 المياه الجوفية

لقد قام (Malley et al., 1995) بتحليل 20 عينة مياه جوفية لمعرفة محتواها من الألدهيدات والكيتونات، قبل تعرضها للإشعاع فوق البنفسجية.

وقد وجدت مركبات جانبية لعملية التطهير بالأشعة فوق البنفسجية فقط في عينة مياه جوفية واحدة، كانت ملونة وتحتوي على 24 ملغم/لتر كربون عضوي ذائب لا يمكن إزالته. وقد وجدت تراكيز منخفضة من الفورمالديهيد في تجربتين مكررتين على مياه التنقية بالإشعاع فوق البنفسجية.

وفي الكروماتوغرافيا الغازية، باستعمال لاقط الإلكترونيات ككشاف GC/ECD لتسعة عشر عينة مياه جوفية، قبل وبعد التعرض للإشعاع فوق البنفسجية، لوحظ حصول إزاحة لبعض القم غير المعروفة بعد التعرض للإشعاع.

حدد (Malley et al., 1992) تأثير الإشعاع فوق البنفسجي على تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير بعد الكلورة البعيدة. ولفحص هذه التأثيرات، تم فحص 20 عينة مياه جوفية لإيجاد تراكيز النواتج الجانبية لعملية التطهير، لنظام تزويد محاكي قبل وبعد التعرض للإشعاع. وأظهرت النتائج أن الإشعاع فوق البنفسجي لم يغير تكون النواتج في النظام المحاكي بفعل الكلور في عينات المياه الجوفية التي تمت دراستها.

ولفحص تأثيرات تغير جرعة الإشعاع فوق البنفسجي على تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير، تم تعريض ست عينات مياه جوفية لجرعات إشعاعية فوق بنفسجية مقداراها 130, 60 و 200 مللي واط.ثانية/سم² (Malley et al., 1995). وفي هذه الحالة، لم ت تكون نواتج جانبية لعملية التطهير لأي من العينات وعلى أي من الجرعات الإشعاعية المستخدمة. وبمقارنة كروماتوغرافات العينات قبل وبعد التعرض للإشعاع ولكن جرعات الإشعاع فوق البنفسجي المستعملة لم تظهر أي فروقات أو أي قمم جديدة فيها.

2.5.8 المياه السطحية

وقد أتت تعرض المياه السطحية للإشعاع فوق البنفسجى ينتج كميات قليلة من الفورمالديهيد في معظم العينات التي تمت دراستها (Malley et al., 1995). ووقد أتت أعلى تراكيز للفورمالديهيد، يصل إلى 14 مايكروغرام/لتر في المياه الخام المنقية بالإشعاع فوق البنفسجي، بينما وجدت كميات نزرة (2-1 مايكروغرام) في المياه التي تم تعريضها للإشعاع فوق البنفسجي، بعد معالجتها بالطرق التقليدية. ولأن تكون الفورمالديهيد لوحظ أيضاً في عينة مياه جوفية، يظهر أن تعرض المياه التي تحتوي على مواد هيومية (مثل المركبات التي تسبب اللون أو الجزيئات العضوية الكبيرة التي تمتثل الإشعاع فوق البنفسجي) للإشعاع فوق البنفسجي ينتج كميات قليلة من الفورمالديهيد. واجراء الفحوصات الكروماتوغرافية على عينات مياه سطحية قبل وبعد تعرضها للإشعاع فوق البنفسجي، لم تظهر أي تغيرات أخرى مهمة في الكروماتوغرامات (ECD/GC).

بسبب حاجة المياه السطحية العالية للكلور، يلزم جرعات كلور أعلى للتطهير بعد التعرض للإشعاع فوق البنفسجي. وهذا يؤدي إلى تراكيز أعلى من المركبات الجانبية لعملية التطهير مقارنة بالمياه الجوفية التي تمت دراستها (Malley et al., 1995). ولكن التأثير الكلي للتعرض للإشعاع فوق البنفسجي، على تكون المركبات الجانبية لعملية التطهير، لم يكن ذا أهمية. وكما في حالة المياه الجوفية، فإن تعرض المياه السطحية للإشعاع فوق البنفسجي لم يغير بصورة كبيرة تراكيز وفصالن النواتج الجانبية لعملية التطهير (مثل ثلاثي هالوجينوميثنات، حمض هالوأستيك (HKs,HANS، 5).

3.5.8 تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير بالكلور وإضافة الكلور أمين بعد التعرض للإشعاع فوق البنفسجي

بيّنت نتائج الأبحاث أن التعرض للإشعاع فوق البنفسجي لا يكون مباشرة نواتج جانبية لعملية التطهير ولا يغير من تركيز أو نوع فصائل النواتج الجانبية المترسبة في التطهير البعدى (Malley et al., 1995).

ولكن يبقى السؤال الهام، حول ما إذا كان الإشعاع فوق البنفسجي يؤثر على سرعة تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير بعملية التطهير البعدية. وقد تعرّضت عدد من الدراسات لهذا السؤال. وتم اختيار عينة مياه سطحية كانت سابقاً تراكيز عالية نسبياً من مجموعة كبيرة من النواتج الجانبية لعملية التطهير. وبالرغم المتأخر لم تبيّن الكlororوفورم أن التعرض للإشعاع فوق البنفسجي، وُجد أن التعرض للإشعاع لا يؤثر كثيراً على سرعة تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير.

وقد أجريت دراسات فقط، لتقدير معدل تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير، القابلة للاستخلاص بالذيب العضوي البنتان، في عينة مياه سطحية على درجات حموضة مختلفة. ووجد أن التعرض للإشعاع فوق البنفسجي لم يؤثر على معدل تكون الكلوروفورم على درجة حموضة 8 (Malley et al., 1995). كذلك فإن التعرض للإشعاع لم يؤثر على معدل تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير على درجة حموضة 5. وعلى درجة حموضة 8 كان الكلوروفورم هو المركب الوحيد الذي تم الكشف عنه في مستحضر البنتان، بينما على درجة حموضة 5 تكون الكلوروفورم والبروموثائي كلورو ميثان والكلورو ثانوي بروميثان و 1,1,1-ثلاثي كلورو أسيتون.

تمت دراسة تأثير التعرض للإشعاع فوق البنفسجية على معدل تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير، بعد إضافة الكلورأمين على عينة مياه سطحية (Malley et al., 1995) وقد تم الكشف فقط عن الكلوروفورم وثلاثي كلورو حمض الأستيك وثنائي كلور أسيتونيترايل (بتراكيز قليلة) و كلوريد السيانوجين (بتراكيز قليلة) كنواتج جانبية لعملية التطهير. وقد تكون الكلوروفورم فقط على درجة حموضة 8، ولم يتأثر معدل تكونه بتعريض الماء للإشعاع فوق البنفسجي. وعلى درجة حموضة 5 تكون كل من الكلوروفورم وثنائي كلورو أسيتونيترايل، ولكن معدل تكونها لم يتأثر بالتعرض للإشعاع فوق البنفسجي. كما بيّنت النتائج أن تكون كلوريد السيانوجين لم يظهر اتجاهًا واضحًا ومهمًا نتائج التعرض للأشعة فوق البنفسجية.

وتلخيصاً لما سبق، فإن دراسات معدل تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير أشارت إلى أن التعرض للإشعاع فوق البنفسجي لم يؤثر على معدلات تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير عند استخدام الكلور أو الكلورأمين كمطهرات بعيدة.

6.8 وضع الطرق التحليلية

يستخدم مقياس شدة الإشعاع فوق البنفسجية لرصد الطاقة المنبعثة من نظام التطهير بالأشعة فوق البنفسجية. وتستعمل هذه القراءات مقرورة بقراءات الجريان خلال مفاعل الأشعة فوق البنفسجية لحساب جرعة الإشعاع المستخدمة. ولا يترك الإشعاع فوق البنفسجية متبقى يستلزم الرصد. لذلك يجب إضافة مطهر كيميائي ثانوي لحماية نظام التوزيع من تكاثر القولونيات ومن تكون الطبقة الزرجة. وقد تمت مناقشة طرق تحليل هذه الكيماءيات في الوحدات السابقة.

1.6.8 رصد الإشعاع فوق البنفسجية المولد

تعتبر شدة الإشعاع فوق البنفسجي على طول موجة 253.7 نانومتر (طول الموجة السادس المنبعثة من مصابيح بخار الزئبق ذات الضغط المنخفض) مؤشراً يستعمل لرصد قدرة نظام الأشعة فوق البنفسجية على التطهير (Snider et al., 1991). ويتناسب معدل التطهير طردياً مع معدل شدة الضوء فوق البنفسجية. وحيث أن الأجهزة المستخدمة في قياس شدة الإشعاع فوق البنفسجي تقيس شدة الإشعاع في نقطة واحدة فقط، فإنه لا توجد طريقة عملية لقياس معدل شدة الإشعاع لنظام الأشعة فوق البنفسجية في الميدان من قبل المشغل.

يعتمد معدل شدة الإشعاع على الشكل الهندسي الثلاثي الأبعاد للمصباح. وقد قام (Scheibe, 1983) بتطوير نموذج رياضي يمكن بواسطته حساب شدة الإشعاع في أي نقطة داخل مفاعل الأشعة فوق البنفسجية.

تستعمل هذه الطريقة المعروفة بطريقة شدة الإشعاع في نقاط محددة (PSS) لتقدير معدل شدة الإشعاع المنبعث لأي جهاز أشعة فوق بنفسجية. ويعتمد مصنوع أجهزة التطهير بالأشعة فوق البنفسجية على هذه الطريقة في تصميم أجهزتهم. ويستخدم جهاز قياس شدة الإشعاع فوق البنفسجي، في نقطة واحدة، من قبيل التأكيد من كفاءة الجهاز بشكل روتيني.

أما مجسات شدة الإشعاع فوق البنفسجي، فهي عبارة عن صمامات كهربائية ثنائية ضوئية مزودة بمرشحات تعمل على إمداد الأشعة ذات الأطوال الموجية القادرة على قتل الجراثيم فقط (DeMers and Renner, 1992) في موضع قريب من مركز المصباح، وذلك كجزء من تجهيزات التحكم الخاصة بالنظام. وينصح المنفصلة (White, 1992) بتركيب هذه المجسات على جدار حجرة التطهير في بعد نقطة عن الأنابيب أو الأنابيب.

تقوم مجسات الأشعة بقياس شدة الإشعاع الناتج من مجموعة المصابيح. وينبغي معايرة هذه المجسات في الميدان، وذلك بهدف أخذ الشكل الهندسي للمصباح بعين الاعتبار. كما ينبغي أن يكون كل محس من المجسات المركبة قادراً على إعطاء إنذار في حالات انخفاض شدة الأشعة أو الانخفاض الشديد جداً في شدة الأشعة، شريطة أن يكون بالإمكان معايرة درجات الإنذار في الميدان.

1.1.6.8 أداء مجسات الأشعة فوق البنفسجية

قام (Snicer et al., 1996) بوضع محس الكتروني منفرد للأشعة فوق البنفسجية في منتصف المفاعل، لكي يتمكن من قياس أداء المحس. ويقوم محس الأشعة بتحويل طاقة الأشعة فوق البنفسجية إلى نبضات إلكترونية، يتم استخدامها لمعرفة كيفية أداء النظام. وقد دلت النتائج الأولية على أن المحس الذي تم تركيبه مع مفاعل الأشعة فوق البنفسجية أخذ بالتأكل، أو بعبارة أخرى، تراجع أداءه بمرور الوقت. وقد كانت قراءات المحس في المحطة الريادية شاذة وأظهرت ميلاً للانخفاض، خلال مدة التشغيل البالغة ستة أشهر. ولم يكن بالإمكان عزو هذا النقص في الأداء إلى عمر مصباح الأشعة فوق البنفسجية. إضافة إلى ذلك لم يكن بالإمكان إيجاد علاقة بين هذه القراءات والأداء الحقيقي للنظام، الأمر الذي استدعي استشارة المصنع بعد مرور ستة أشهر على تشغيل المحسات لأول مرة، حيث قام المصنع باستبدالها بمحسات من نوع جديد تم تركيبها في كلاً المحتين الرياديتين. وعمل التصميم الجديد للمحسات على تلافي المشاكل التي صادقتها أثناء فترة التشغيل في السنة الأولى. وكان أداء المحسات الجديدة ذات العلامة المسجلة ثابتًا وقراءاتها مرتبطة تماماً بالتبسيط الحقيقي لكوليفاج 2-M S-2.

2.6.8 تداخلات المطهرات

تعتبر المواد الصلبة العالقة أهم عامل من عوامل جودة المياه، التي تؤثر على قياس شدة الإشعاع فوق البنفسجي. وتستطيع الجسيمات أن تأوي الجراثيم، وبالتالي تحجب عنها الضوء فوق البنفسجية. ويمكن للأشعة فوق البنفسجية أن تخترق الجسيمات اختراقاً كاملاً أو جزئياً، أو أن تتشتت بفعل هذه الجسيمات (الشكل 4-8). ويمكن أن لا تتمكن بعض الجسيمات الموجودة في الماء الإشعاع فوق البنفسجي. فقد ذكر (Qualls et al., 1983) أن الصلصال يقوم فقط بتشتيت الأشعة فوق البنفسجية وبالتالي فإن وجوده في الماء، لا ينقص من فعالية هذه الأشعة بقدر كبير.

أدرج (Yipard Konasewich, 1972) عدداً من المواد الكيميائية التي تتدخل مع نفاذية الأشعة فوق البنفسجية على طول الموجة 253.7 نانومتر من بينها المركبات الفينولية والأحماض الدهنية وأيون الحديد.

7.8 الاعتبارات التشغيلية

للتأكد من فعالية التطهير بالأشعة فوق البنفسجية لنووية معينة من المياه ينصح بعمل محطة ريادية في الموقع، وإجراء الفحوصات الازمة عليها. وتتضمن هذه الفحوصات إضافة أنواع معينة من الكائنات الدقيقة إلى الماء الداخل إلى المحطة، وفحص معدلات النجاة في مياه التتفية وحسب مواصفات Standard 55 "لأنظمة معالجة المياه بالأشعة فوق البنفسجية". وينصح بعدم استخدام هذه الأنظمة في التتفية إذا كانت نفاذية الأشعة فوق البنفسجية أقل من 75% (NSF, 1991). أما إذا كانت نفاذية الأشعة من الماء الخام أقل من 75% فيجب أن يسبق التتفية بالأشعة فوق البنفسجية خطوات تنقية أخرى (الزيادة نفاذية الأشعة)، أو أن يستخدم مطهر آخر.

وكما ذكر سابقاً، تؤثر بعض المواد سلبياً على أداء التتفية بالأشعة فوق البنفسجية. إما بامتصاص الأشعة أو بتشتيتها. ومن هذه المواد: الحديد والكروم والنحاس والكوبالت والكربونات والنيترات. ويجب أن يتم التركيز على إنفاص تراكيز هذه المواد في العمليات الكيميائية التي تسبق التطهير بالأشعة فوق البنفسجية، حيث أن وجودها يؤثر سلبياً على كفاءة التطهير.

1.7.8 تشغيل المعدات

عند تصميم أجهزة التطهير بالأشعة فوق البنفسجية، يجب أن يكون هناك مرونة في التصميم تسمح بتنقية معدلات تدفق متغيرة. ففي حالة التدفق المنخفض، يمكن أن يتكون مفاعل التطهير من إثناء واحد لتنقية كامل كمية التدفق. ويجب توفير إثناء احتياطي بنفس السعة لاستخدامه في حالة توقف الإناء الأول عن العمل. أما إذا كانت معدلات

التدفق مرتفعة، فيجب توفير مفاعل مكون من عدد من الأواني تشغل على نظام "بدء /توقف" وتجزئة التدفق بين هذه الأواني للمحافظة على اتزان وقت التشغيل لكل منها، ولتجنب الأحمال الهيدروليكيه الزائدة. كما يجب توفير صمامات تمكن من فصل هذه الأواني عن بعضها البعض، ونظام تصريف لتفريغ الماء من إناء المفاعل في حالة توقفه عن العمل.

1.1.7.8 فترة حياة مصباح الأشعة فوق البنفسجية

تقل فعالية مصابيح الأشعة فوق البنفسجية بمرور الوقت. ويؤثر على فعالية هذه المصايبع عاملان رئيسيان، أولهما هو التعرض المسرف للأشعة فوق البنفسجية، والذي يجعلها غير شفافة، وثانيهما هو تعطل الأقطاب الذي يحدث بتريديها المستمر، نتيجة لإضاءة وإطفاء المصايبع. وإضاءة وإطفاء المصايبع المتكرر يؤدي إلى فترة حياة أقصر للمصباح. وعند تحديد احتياجات التطهير بالأشعة فوق البنفسجية، يعتبر نقصان في فعالية الأشعة بمقدار 30% دليلاً على انتهاء فترة حياة المصباح. وتبلغ فترة الحياة المتوقعة للمصابيح المنخفضة الضغط حوالي 8800 ساعة.

2.1.7.8 اتساخ حافظة الكوارتز

يؤدي اتساخ حافظة الكوارتز إلى نقصان في كمية الإشعاع فوق البنفسجي التي تصل إلى الماء وتقدر نفادية الحافظات بأكثر من 90% إذا كانت جديدة ونظيفة. ولكن بمرور الوقت فإن أسطح هذه الحافظات تبدأ بتجميل الأوساخ العضوية وغير العضوية (مثل: الحديد والكالسيوم والطين) مما يؤدي إلى نقصان في نفاديتها (USEPA, 1996). وعند تحديد احتياجات التطهير بالأشعة فوق البنفسجية، فإن نقصان النفادية بمقدار 30% يعتبر مؤشراً على اتساخ الحافظات.

2.7.8 صيانة المعدات

1.2.7.8 استبدال مصابيح الأشعة فوق البنفسجية

يجب توفير الحيز الكافي في محيط إناء المفاعل ليسحاب إجراء صيانة المصايبع واستبدالها عند الحاجة. يتضمن استبدال المصباح، إزالة الوصلة الكهربائية من المصباح القديم ووضعها في الجديد.

2.2.7.8 تنظيف الحافظات الكوارتزية

يمكن تنظيف الحافظات الكوارتزية بطرق فيزيائية أو كيميائية. وبما أن طرق التنظيف الفيزيائية تتضمن:-

- ماسحاً ميكانيكيًّا أو توماتيكياً.
- معدات فوق صوتية.
- الغسل باستخدام ماء تحت ضغط مرتفع.
- التنظيف باستخدام الهواء.

أما الطرق الكيميائية في التنظيف، فتشمل حمض الكبريتيك أو الهيدروكلوريك. وقد يحوي مفاعل الأشعة فوق البنفسجية نظام تنظيف فيزيائي واحد أو أكثر مع توفير التنظيف الكيميائي بين العينة والأخرى.

3.2.7.8 متفرقات

تشمل الصيانة الفعالة لنظام الأشعة فوق البنفسجية ما يلي:-

- الفحص الدوري للتشغيل السليم.
- معايرة مقياس شدة الإشعاع للتأكد من سلامة حساسيته.
- فحص و/أو تنظيف إناء المفاعل من الداخل.

3.7.8 الطاقة الاحتياطية

يحتاج إنتاج الأشعة فوق البنفسجية إلى الكهرباء لتشغيل المحولات الإلكترونية التي بدورها تشغيل المصايبع. ولأن التطهير من أكثر الأمور أهمية في إنتاج مياه الشرب، فيجب المحافظة على بقاء نظام الأشعة فوق البنفسجية عاملًا أثناء انقطاع التيار الكهربائي. ولتحقيق ذلك يستخدم إما نظام تغذية كهربائية مزدوج أو مولد كهربائي احتياطي. ويحتاج كل مصباح من المصايبع المنخفضة الضغط إلى 100 واط من الطاقة الاحتياطية. والاحتياط الآخر الذي يجب أخذة بعين الاعتبار، هو أن لا يُشغل نظام الأشعة فوق البنفسجية من نفس مركز التحكم بالمحركات التي تزود الطاقة ذات التردد المتغير (VFD). وتتتطلب المحولات الإلكترونية نبضات توافقية تحتاج إلى تخفيف (باستخدام مرشحات خاصة).

8.8 جدول ملخص

الجدول 8-3: ملخص للتطهير بالأشعة فوق البنفسجية

الاعتبارات	الوصف
التوقيت	توفر مصابيح الأشعة فوق البنفسجية ذات الضغط المنخفض والمتوسط.
الاستخدامات الأولية	مطهر فيزيائي أولي، يحتاج إلى مطهر ثانوي لتأمين متبقى في نظام التوزيع.
فعالية التطبيق	شديد الفعالية ضد الجراثيم والفيروسات على جراثيم منخفضة (5-25) مللي واط ثانية/سم ² لتحقيق إزالة مقدارها 2 لوغاريتم و 90-140 مللي واط ثانية/سم ² لازالة مقدارها 4 لوغاريتم، ويلزم جرعة أكبر بكثير في حالة الكريبيتسبيوريديوم والجياردية (100-8800) مللي واط ثانية/سم ² لازالة مقدارها 2 لوغاريتم.
نواتج الجانبية	تكون النواتج الجانبية تتكون في حدتها الأدنى.
المقييدات	الخبرة المحدودة والبيانات للأنظمة الكبيرة التي تزيد سعتها عن 200 غالون في اليوم. وقد لا يكون بالإمكان تطهير المياه التي تحتوي على تراكيز عالية من الحديد والكلاسيوم والمعكر والفينولات بالأشعة فوق البنفسجية.
نقطة الاستخدام	قبل نظام التوزيع
اعتبارات خاصة	الجراثيم العالية جداً في حالة خفية الأيواغ والجياردية قد تجعل معالجة المياه السطحية بالأشعة فوق البنفسجية غير عملية.

9.8 المراجع

1. AWWA (American Water Works Association). 1991. Guidance Manual for Compliance with the Filtration and Disinfection Requirements for Public Water Systems Using Surface Water Sources.
2. AWWA and ASCE (American Society of Civil Engineers). 1990. Water Treatment Plant Design. Second edition, McGraw-Hill, Inc., New York, NY.
3. Campbell, A.T., et al. 1995. "Inactivation of Oocysts of Cryptosporidium parvum by Ultraviolet Radiation." *Water Res.* 29(11):2583.
4. Carlson, D. A., et al. 1982. Project Summary: Ultraviolet Disinfection of Water for Small Water Supplies. Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency; Cincinnati, OH, EPA/600/S2-85/092.
5. Clancy, J.L., T.M. Hargy, M.M. Marshall, and J.E. Dyksen. 1997. "Inactivation of Cryptosporidium parvum Oocysts in Water Using Ultraviolet Light." Conference proceedings, AWWA International Symposium on Cryptosporidium and Cryptosporidiosis, Newport Beach, CA.
6. Combs, R., and P. McGuire. 1989. "Back to Basics - The Use of Ultraviolet Light for Microbial Control." *Ultrapure Water Journal.* 6(4):62-68.
7. DeMers, L.D. and R.C. Renner. 1992. Alternative Disinfection Technologies For Small Drinking Water Systems. AWWARF.
8. Ellis, C., and A.A. Wells. 1941. The Chemical Action of Ultraviolet Rays. Reinhold Publishing Co., New York, NY.
9. Hazen and Sawyer. 1992. Disinfection Alternatives for Safe Drinking Water. Van Nostrand Reinhold, New York, NY.
10. Huff, C. B. 1965. "Study of Ultraviolet Disinfection of Water and Factors in Treatment Efficiency." *Public Health Reports.* 80(8):695-705.
11. Jagger, J. 1967. Introduction to Research in Ultraviolet Photobiology. Prentice-Hall Inc., Englewood Cliffs, NJ.
12. Johnson, R.C. 1997. "Getting the Jump on Cryptosporidium with UV." *Opflow.* 23(10):1.
13. Karanis, P., et al. 1992. "UV Sensitivity of Protozoan Parasites." *J. Water Supply Res. Technol. Aqua.* 41(2):95.
14. Kruithof, J.C., et al. 1989. Summaries, WASSER BERLIN '89; International Ozone Association, European Committee, Paris.
15. Malley Jr., J.P., J.P. Shaw, and J.R. Ropp. 1995. "Evaluations of Byproducts by Treatment of Groundwaters With Ultraviolet Irradiation." AWWARF and AWWA, Denver, CO.
16. Murov, S.L. 1973. Handbook of Photochemistry. Marcel Dekker, New York, NY.
17. NSF (National Science Foundation). 1991. NSF Standard 55: Ultraviolet Water Treatment Systems. National Sanitation Foundation, Ann Arbor, MI.
18. Qualls, R., Flynn, M., and Johnson, J. 1983. "The Role of Suspended Particles in Ultraviolet Disinfection." *J. Water Pollution Control Fed.* 55(10):1280-1285.
19. Rice, E.W. and J.C. Hoff. 1981. "Inactivation of Giardia lamblia Cysts by Ultraviolet Irradiation." *Appl. Environ. Microbiol.* 42:546-547.
20. Scheible, O.K. and C.D. Bassell. 1981. Ultraviolet Disinfection Of A Secondary Wastewater Treatment Plant Effluent. EPA-600/2-81-152, PB81-242125, U.S. Environmental Protection Agency; Cincinnati, OH.
21. Scheible, O.K. 1983. "Design and Operation of UV Systems." Presented at Water Pollution Control Federation Annual Conference, Cincinnati, OH.
22. Slade, J. S., N.R. Harris, and R.G. Chisholm. 1986. "Disinfection of Chlorine Resistant Enteroviruses in Ground Water by Ultraviolet Radiation." *Water Sci. Technol.* 189(10):115-123.
23. Snicer, G.A., J.P. Malley, A.B. Margolin, and S.P. Hogan. 1996. "Evaluation of Ultraviolet Technology in Drinking Water Treatment." Presented at AWWA Water Quality Technology Conference, Boston, MA.
24. Snider, K.E., J.L. Darby, and G. Tchobanoglous. 1991. Evaluation of Ultraviolet Disinfection For Wastewater Reuse Applications In California. Department of Civil Engineering, University of California, Davis.
25. Sobotka, J. 1993. "The Efficiency of Water Treatment and Disinfection by Means of Ultraviolet Radiation." *Water Sci. Technol.* 27(3-4):343-346.
26. Tchobanoglous, G.T. 1997. "UV Disinfection: An Update." Presented at Sacramento Municipal Utilities District Electrotechnology Seminar Series. Sacramento, CA.
27. USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1996. Ultraviolet Light Disinfection Technology in Drinking Water Application - An Overview. EPA 811-R-96-002, Office of Ground Water and Drinking Water.
28. USEPA. 1986. Design Manual: Municipal Wastewater Disinfection. EPA/625/1-86/021, Office of Research and Development, Water Engineering Research Laboratory, Center for Environmental Research Information, Cincinnati, OH
29. USEPA. 1980. Technologies for Upgrading Existing and Designing New Drinking Water Treatment Facilities. EPA/625/4-89/023, Office Drinking Water.
30. Von Sonntag, C. and H. Schuchmann. 1992. "UV Disinfection of Drinking Water and By-Product Formation - Some Basic Considerations." *J. Water SRT-Aqua.* 41(2):67-74.
31. White, G.C. 1992. Handbook of Chlorination and Alternative Disinfectants. Van Nostrand Reinhold, New York, NY.
32. Wolfe, R.L. 1990. "Ultraviolet Disinfection of Potable Water." *Environ. Sci. Tech.* 24(6):768-773.
33. Yip, R.W. and D.E. Konasewich. 1972. "Ultraviolet Sterilization Of Water - Its Potential And Limitations." *Water Pollut. Control (Canada).* 14:14-18.

المطهرات المشتركة

ازداد استعمال المطهرات المشتركة بالتتابع أو بالتزامن في السنوات الأخيرة، ويمكن أن يُعزى هذا الإزدياد إلى الحقائق التالية:-

- لقد أثبتت بعض المطهرات الأقل فعالية، مثل الكلورامين، ففعاليتها في تخفيض تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير وفي الحد من تكون الطبقات اللزجة في نظام التوزيع.
- قيام المستهلكين والمشترعين بالضغط على منتجي المياه، لتأمين مياه تم تطهيرها، لتصل إلى مستويات تثبيط مرتفعة للكائنات الممرضة المختلفة، مما دفع بالصناعة لإيجاد مطهرات أكثر فعالية. ويمكن الوصول إلى فعالية أعلى للتطهير باستخدام جرارات أكبر من المطهرات. ولكن هذا يكون مقرضاً بتكون كميات أكبر من النواتج الجانبية لعملية التطهير.
- لقد دلت الأبحاث التي أجريت مؤخراً أن استخدام المطهرات بالتتابع، أكثر فعالية من التأثير التجميعي للمطهرات منفصلة. وتسمى العملية التي يزيد فيها كل مطهر من فعالية المطهر الآخر، إما بالاستخدام المتزامن أو التتابع، للحصول على تثبيط أكثر فعالية للكائنات الممرضة، بالتطهير التفاعلي (Interactive Disinfection)

يناقش هذا الفصل الاستخدامات الصناعية الحديثة للمطهرات المشتركة، لتحقيق احتياجات التطهير المختلفة، وفي نفس الوقت خفض مستويات النواتج الجانبية لعملية التطهير. وسيتم في البداية مناقشة المطهرات التقليدية المستخدمة في عملية التطهير الأولى والثانوي. وسيتبع ذلك مناقشة المطهرات المتفاعلة حيث يضاف مطهران معاً لتحقيق التطهير الأولى المطلوب. وهنا يجب ملاحظة أن قانون معالجة المياه السطحية المكثف IESWTR لا يعطي أي ميزة إضافية للتطهير المتفاعل أو التأثيرات التعاونية للتطهير المتفاعل. وحتى يتم تأسيس هذا التمييز يعتبر التطهير المتعدد تقنية في مرحلة التطوير. ولن يبيح هذا الفصل في أنظمة المؤكسدات المختلفة، والمصممة لتوليد مؤكسدات مختلفة في الموقع لأغراض تطهير مياه الشرب، التي تعتبر أيضاً تقنية في مرحلة التطوير.

1.9 المطهرات الأولية والثانوية

- إذا تم فصل مهمة التثبيط عن مهمة متبقيات المطهرات في معالجة المياه، فيمكن تعظيم كل منها على انفراد. وبهذا يمكن تعريف المطهرات المشتركة المستخدمة حالياً في التطهير كمطهرات أولية أو ثانوية كما يلي:-
- يشير التطهير الأولى إلى تثبيط الكائنات الدقيقة، لتحقيق الإحتياجات التشريعية البكتيرiologicalية. ويمكن تحقيق هذه الإحتياجات في العادة بالوصول إلى قيم (M.t) محددة للتأكد من أن هدف التثبيط اللوغاريتمي للكائنات المستهدفة هو كما ينص عليه قانون معالجة المياه السطحية (AWWA, 1991) (SWTR).
- يشير التطهير الثنوي إلى استخدام مطهر لتحقيق الإحتياجات التشريعية لأنظمة التوزيع، من حيث النوعية البكتيرiologicalية، كما هو مبين في قانون عصيات القولون الكلية (TCR). وبينما قانون معالجة المياه السطحية على وجود متبقيات مقاسة من المطهر، أو أن تكون النوعية البكتيرiologicalية متوافقة مع مواصفات معينة (عدد الجراثيم الهاوائية) أقل من 500/100 ملتر.

وحتى يكون المطهر الأولى فعالاً يجب أن يكون قادراً على تثبيط الكائنات المستهدفة. ويرجع الجدول (9-1) بعض المطهرات الأولية التي يمكن استخدامها كما تم توضيحه في الفصول من 2 إلى 8.

الجدول 9-1: مطهرات الأولية التي يمكن استخدامها

الكان المستهدف	الترشيح ¹	مطهرات أولية يمكن استخدامها بدون ترشيح
بكتيريا القولونيات	الكلور الكلورامين ثاني أكسيد الكلور الأوزون الأشعة فوق البنفسجية التطهير التفاعلي	الكلور ثاني أكسيد الكلور الأوزون التطهير التفاعلي
حوبيصلات الجياردية	الكلور ² ثاني أكسيد الكلور ² الأوزون ² التطهير التفاعلي	الكلور ² ثاني أكسيد الكلور ² الأوزون ² التطهير التفاعلي
الفيروسات	الكلور ² ثاني أكسيد الكلور ² الأوزون ² الأشعة فوق البنفسجية ² التطهير التفاعلي	الكلور ² ثاني أكسيد الكلور ² الأوزون ² الأشعة فوق البنفسجية ² التطهير التفاعلي
حوبيصلات خفية الأبواغ الأنثوية	ثاني أكسيد الكلور الأوزون التطهير التفاعلي	ثاني أكسيد الكلور الأوزون التطهير التفاعلي

1. الترشيح الطبيعي أو التنقية بالترشيح يخفض احتياجات التثبيط بالتطهير.

2. تم النص على درجة التثبيط في قانون معالجة المياه السطحية.

3. لا يشجع استخدام الأوزون أو البيروكسون دون ترشيح في حالة التطهير التفاعلي.

وكما نوقش في الفصول السابقة، فإن بعض المطهرات الفعالة (مثلاً: الأوزون والأشعة فوق البنفسجية وفي بعض الأحيان ثاني أكسيد الكلور) لا تترك متبقيات ثابتة، لذلك فإن التطهير الثانوي محدد بالمطهرات التي تبقى ثابتة في نظام التوزيع، ويمكن ترتيب هذه المطهرات حسب النقصان في ثباتها كما يلي : الكلورامين والكلور وثاني أكسيد الكلور.

بناء على ما نقدم، يمكن تحديد مجموعات المطهرات التي تشكل خياراً مجدياً لتحقيق احتياجات التطهير في سلسلة خطوات التنقية المختلفة. وهناك توضيحات لاستخدام هذه المجموعات لأهداف التنقية المختلفة. ويجب ملاحظة أن أهداف التنقية تعتمد على التنقية المستخدمة، ولتحقيق حدود النواتج الجانبية لعملية التطهير، وخاصة حدود ثلاثة هالوجينوميثان، قيمت عدد من الدراسات استخدام المطهرات الأولية والثانوية المختلفة. ويبين الجدول (9-2) الاستخدامات المعتادة لهذه المطهرات المشتركة.

الجدول 9-2: المطهرات الأولية والثانوية المشتركة واستخداماتها المعتادة في معالجة المياه

أولي / ثانوي	الاستخدامات المعتادة	ملاحظات
كلور / كلورامين	مياه خام، احتمالية تكونها لثلاثي هالوجينوميثان منخفض، كربون عضوي كلوي منخفض، ترقية تقليدية مع تعظيم التخثير.	أكثر المطهرات استخداماً، نظام فعال.
كلور / كلورامين	تكون ثلاثي هالوجينوميثان معتدل، عادة في التقنية التقليدية.	الكلور للتبيهير، والكلورامين للحد من تكون النواتج الجانبية لعملية التبيهير.
ثاني أكسيد الكلور / ثاني أكسيد الكلور	احتمال عالي لتكوين ثلاثي هالوجينوميثان، تحتاج إلى ترشيح للتخلص من خفية الأبواخ، حاجة الماء المعالج لثاني أكسيد الكلور منخفض.	استعمال ثاني أكسيد الكلور كمطهير أولي وثانوي تستلزم وضع حد على الجرعة للحد من الكلورات/الكلوريت المتبقية.
ثاني أكسيد الكلور / كلورامين	تكون عالي للنواتج الجانبية لعملية التبيهير، تحتاج إلى ترشيح لإزالة خفية الأبواخ	جريدة ClO_2 الأولية محددة بمتبقيات الكلورات، الكلوريت. ثابت، مطهر ثانوي قوي الفعالية.
أوزون / كلور	تكون معتدل للنواتج الجانبية لعملية التبيهير، مباشر أو دون ترشيح، احتمالية منخفضة لتكوين ثلاثي هالوجينوميثان.	تطهير عالي الفعالية للحصول على تثبيط لوغاربوري مرتفع، احتمال تكون ثلاثي هالوجينوميثان منخفض للقويل بالكلور.
أوزون/ كلورامين	تكون معتدل للنواتج الجانبية لعملية التبيهير.	تطهير فعال للوصول إلى تثبيط لوغاربوري مرتفع، احتمال تكون ثلاثي هالوجينوميثان منخفض للقويل بمتبقى الكلور المتبعد.
أشعة فوق البنفسجية/كلور	يحتاج إلى ترشيح غشائي لتوفير إزالة فاعلة لخفيه الأبواخ والجبارية، الأشعة فوق البنفسجية للتثبيط الفيروسات، تطهير المياه الجوفية، احتمالية منخفضة لتكوين النواتج الجانبية لعملية التبيهير.	تطبيق نادر ولكنه ممكن في ظروف معينة، تثبيط قليل للجبارية، لاتثبيط لخفيه الأبواخ.
الأشعة فوق البنفسجية/ الكلورامين	يحتاج إلى ترشيح غشائي للإزالة الفاعلة للجبارية وخفية الأبواخ. الأشعة فوق البنفسجية لإزالة الفيروسات فقط، تطهير المياه الجوفية، احتمال معتدل لتكوين ثلاثي هالوجينوميثان.	تطبيق نادر، ولكنه ممكن في حالات خاصة. لا يحصل تثبيط للجبارية وخفية الأبواخ.

*ملاحظات: تكون القليل للنواتج الجانبية لعملية التبيهير يعني إنتاجاً أقل من القيمة القياسية المقترحة في المرحلة الثانية (أقل من 0.04 ملغم/لتر) ثلاثي هالوجينوميثانات الكلية، أقل من 0.03 ملغم/لتر من هالوجينو حمض الأستيك 5، تكون معتدل للنواتج الجانبية لعملية التبيهير يعني أقل من القيمة القياسية للمرحلة الأولى وأكثر من القيمة القياسية المقترحة في المرحلة الثانية. تكون نواتج جانبية مرتفع يعني إنتاجاً أكثر من القيمة القياسية في المرحلة الأولى أكبر من 0.060 ملغم/لتر ثلاثي هالوجينوميثانات الكلي، وأكثر من 0.060 ملغم/لتر من هالوجينو حمض الأستيك 5.

1.1.9 تكون النواتج الجانبية لعملية التبيهير عند استخدام المطهرات المشتركة الأولية والثانوية
 من بين العوامل التي يعتمد عليها نوع وتركيز النواتج الجانبية لعملية التبيهير، المطهرات المشتركة المستخدمة لتحقيق التبيهير الأولي والثانوي وجودة المياه. فمثلاً يؤدي التبيهير بالأوزون/كلورامين إلى تراكيز أقل من ثلاثي هالوجينوميثان من التبيهير بالكلور/ كلورامين لنواعية معينة من المياه. إلا أن استخدام بديل الأوزون/كلورامين يمكن أن يزيد من تكون نواتج جانبية أخرى لعملية التبيهير مثل الألدهيدات والمواد العضوية القابلة للتحلل البيولوجي. وليس هناك مطهرات مشتركة معينة يمكن تطبيقها في جميع الحالات. ويلخص الجدول (3-9) المركبات الجانبية لعملية التبيهير التي يمكن أن تتكون بالمطهرات المشتركة المختلفة. وقد تمت مناقشة هذه النواتج الجانبية بتفصيل أكبر في الفصول السابقة من هذا الدليل.

الجدول ٩-٣: النواتج الجانبية لعملية التطهير المرتبطة بطرق الأكسدة/التطهير المشتركة المختلفة

الأكسدة المسبقة	التطهير الأولى	التطهير الثانوي	النواتج الجانبية المحتملة	ملاحظات	البدائل
كلور	كلور	كلور	النواتج الجانبية المهلجة لعملية التطهير	أعلى تكون للنواتج الجانبية المهلجة مقارنة باستراتيجيات التطهير الأخرى معظمها ثلاثي هالوجينيميتان و هالوجينوحمض الأستيك. ت تكون بتراكيرز منخفضة.	
كلور	كلور	كلور امين	النواتج الجانبية المهلجة، كلوريد السيانوجين، بروميد السيانوجين	يقل ترکيز النواتج الجانبية المهلجة وخاصة ثلاثي هالوجينو ميثنات و هالوجينو حمض الأستيك مقارنة مع كلور/كلور/كلور.	
ثاني أكسيد الكلور	ثاني أكسيد الكلور	كلور	النواتج الجانبية المهلجة	يمكن تأخير تكون النواتج المهلجة بتأخير نقطة إضافة الكلور.	
			الإلدهيدات، الأحماض، الكريوكسيلية، أحماض المالبيك	ت تكون بتراكيرز منخفضة	
			الكلورات الكلوريت	الكلوريت هو الناتج الأساسي لتفاكث ثاني أكسيد الكلور.	
ثاني أكسيد الكلور	ثاني أكسيد الكلور	كلور امين	النواتج الجانبية المهلجة	يقل تكون النواتج الجانبية (خاصة ثلاثي هالوجين ميثن (و هالوجينوحمض الأستيك) بتجنب استخدام الكلور الحر.	
			الإلدهيدات، الأحماض الكريوكسيلية، أحماض المالبيك.	ت تكون بتراكيرز منخفضة نسبيا.	
			الكلورات / الكلوريت	يتكون الكلوريت نتيجة لتفاكث ثاني أكسيد الكلور.	
بيرمنجنات البوتاسيوم	الكلور	الكلور	النواتج الجانبية المهلجة	يمكن خفض تكون النواتج الجانبية المهلجة بتأخير نقطة الكلورة.	
			الإلدهيدات	ت تكون بتراكيرز منخفضة	
بيرمنجنات البوتاسيوم	كلور	كلور	النواتج الجانبية المهلجة	يمكن إفراص النواتج المهلجة مقارنة مع بيرمنجنات البوتاسيوم/كلور/كلور.	
			الإلدهيدات	ت تكون بتراكيرز منخفضة نسبيا.	
أوزون	أوزون	كلور	النواتج الجانبية المهلجة	تكون النواتج المهلجة يمكن أن يزيد أو يقل مقارنة مع كلور/كلور/كلور. النواتج المبرمنة يمكن أن تكون إذا كان أيون البروميد موجوداً	
كلور	أشعة فوق البنفسجية	كلور امين	نواتج جانبية مهلجة، كلوريد السيانوجين	يمكن أن تتكون النواتج الجانبية المهلجة نتيجة للأكسدة المسبقة.	
			الإلدهيدات	تراكيرز منخفضة	
بيرمنجنات البوتاسيوم	أشعة فوق البنفسجية	كلور امين	نواتج جانبية مهلجة	قليلة جداً نتيجة استخدام مؤكسدات أقل فعالية.	
			الإلدهيدات وأحماض كريوكسيلية	منخفضة جداً بسبب وجود المؤكسدات الأقل فعالية	

*استخدام الأشعة فوق البنفسجية كطهر أولي محدود بتطبيقات الفيروسات (وقد يحتاج إلى ترشيح غشائي)، والأشعة فوق البنفسجية الناضجة قد تتaint الجبارية وخفية الأيونات.

وُجِدَ أَنَّ كُلُورَةَ الْمَيَاهِ الْخَامِ قَبْلَ إِزَالَةِ الْمَوَادِ الْعَضُوِيَّةِ الطَّبِيعِيَّةِ، لِلْحَصُولِ عَلَى مَتَقَىِّ مَطَهَرٍ، يُؤَدِّي إِلَى تَكُونِ تَرَاكِيرَزٍ أَعْلَى مِنَ النَّوَاطِجِ الْجَانِبِيَّةِ الْمَكْلُورَةِ لِعَلْمِيَّةِ التَّطَهِيرِ. وَأَظَهَرَتِ الدَّرَاسَاتُ أَنَّ الْأَكْسَدَةَ الْمَسْبِقَةَ لِلْمَيَاهِ الْخَامِ بِاستِخدَامِ الْأَوزُونِ أَوِ ثَانِيِّ أَكْسِيدِ الْكَلُورِ، يُمْكِنُ أَنْ تَقُولَنَّ النَّوَاطِجِ الْجَانِبِيَّةِ الْمَهْلَجَةَ، لَأَنَّ نَقْطَةَ إِضَافَةِ الْكَلُورِ

تنقل من المياه الخام إلى المياه الراكدة أو المرشحة التي تحوي تراكيز أقل من مسببات تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير (MWDSC and JMM, 1989).

يؤدي استخدام الأوزون إلى نقصان في تكون النواتج الجانبية المهلجة في المياه التي تحوي تراكيز منخفضة من أيون البروميد. ولكن الأوزون يؤدي إلى تكون المواد العضوية القابلة للتحلل البيولوجي مما يخلق بيئة مناسبة لزيادة النمو البكتيري في نظام التوزيع. وإزالة الكربون العضوي المتاح بالترشيح البيولوجي (مثلاً بالكربون المنشط بيولوجي) يقلل من احتمالية النمو البكتيري في نظام التوزيع. وعند استخدام الكلورامين كمطهر ثانوي بدلاً من الكلور تقل مدة التلامس مع الكلور، وبالتالي يؤدي إلى نقصان تكون النواتج الجانبية المكلورة. ولكن الكلورامين يؤدي إلى تكوين نواتج جانبية خاصة بها (كلوريد السيانوجين وبروميد السيانوجين). إضافة إلى ذلك، فمدة التلامس القصيرة مع الكلور قبل إضافة الأمونيا يساعد في تثبيط الجراثيم الهوائية، التي تتواجد في الماء الخارج من المرشحات المنشطة بيولوجيًّا. ويستدعي ذلك إجراء دراسات ريداتي لتقدير التوازنات بين تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير واستخدام مطهرات مشتركة لاستخدام معين.

أما الأوزون، فيجب التمعن عند اتخاذ قرار باستعماله، لأنه يكون الالدھيدات وأحماض الألدوکیتو وأحماض الكربوكسیلیک. إلا أن هذه المواد يمكن إزالتها باستخدام المرشحات النشطة بيولوجيًّا. وفي المياه التي تحوي أيون البروميد، فإن الأوزونة يمكن أن تزيد من تكون المواد العضوية المبرمنة إضافة إلى البرومات.

وفي دراسات ريداتي أجراها (Lykins et al., 1991) على مياه تحوي تراكيز منخفضة من البروميد، وجد أن الأوزون متبوعاً بإضافة الكلورامين يعطي تراكيز أقل من النواتج الجانبية المهلجة. إلا أن هذا لا ينطبق على مياه المصدر التي تحوي تراكيز بروميد مرتقبة نسبياً، بسبب احتمال تكون البرومات وتلاثي هالوجينو ميثانات المبرمنة وأحماض هالوستيك. أما إضافة ثانوي أكسيد الكلور فتؤدي إلى تكوين الكلورات والكلوريت، وبعض النواتج الجانبية التي تحوي الأكسجين (مثل حمض الماليك).

2.1.9 تأثير تعديل ممارسات التطهير

قامت وكالة حماية البيئة الأمريكية، واتحاد وكالات العاصمة للمياه بتمويل دراسة لمدة عامين لخمسة وثلاثين محطة تنقية مياه، لتقدير تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير. وقد تم التشجيع على القيام بتجربة أحد عشر بديلاً لاستراتيجيات التطهير في أربع من هذه المحطات، لتقدير الاختلافات في تكوين النواتج الجانبية لعملية التطهير، بالمقارنة مع استراتيجيات التطهير المستخدمة سابقاً في هذه المحطات. وقد تم تحليل وتوثيق الأبعاد المختلفة من هذه الدراسة في ثلاثة تقارير (MWDSC and JMM, 1989; USEPA, 1992; Jacangelo, 1989).

ويبين الجدول (4-9) الاستراتيجيات الأحد عشر المستخدمة في التطهير الأولي والثانوي. كما يبين الجدول (9-5) التغيرات في تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير للمحطات الأربع بعد تطبيق ثمان من هذه الاستراتيجيات. وفيما يلي وجهات النظر حول التأثيرات المحتملة لهذه الاستراتيجيات كما تم وضعها في التقارير الثلاثة.

الجدول 4-9: استراتيجيات لمطهرات أولية وثانوية

ممارسة التطهير المعتمد	وضع التطهير المستخدم
كلور / كلورامين	كلور / كلور
كلورامين / كلورامين	كلور / كلور
ثاني أكسيد الكلور / كلورامين	كلور / كلور
أوزون / كلور	كلور / كلور
أوزون / كلورامين	كلور / كلور
ثاني أكسيد الكلور / الكلور	كلور / كلور
ثاني أكسيد الكلور / ثانوي أكسيد الكلور	كلور / كلورامين
أوزون / كلورامين	كلور / كلورامين
ثاني أكسيد الكلور / كلورامين	أوزون / كلور
أوزون / كلورامين	كلورامين / كلورامين
أوزون / كلورامين	ملاحظة: أدرجت المطهرات بحيث يظهر المطهر الأولي أولاً والثانوي ثانياً.

الجدول 9-5: التغيرات في تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير للمحطات الأربع بعد تطبيق ثمان استراتيجيات

التغير في ممارسات التطهير (مطهر أولى / مطهر ثانوي)

النواتج الجانبية لعملية التطهير									
المحطة رقم 36	المحطة رقم 7	المحطة رقم 36	المحطة رقم 25	المحطة رقم 36	المحطة رقم 36	المحطة رقم 7	المحطة رقم 36	المحطة رقم 19	المحطة رقم 7
نقصان	نقصان	لم يحدث تغير	نقصان	نقصان	نقصان	لم يحدث تغير	لم يحدث تغير	نقصان	نقصان
نقصان	نقصان	لم يحدث تغير	نقصان	نقصان	نقصان	نقصان	لم يحدث تغير	نقصان	نقصان
نقصان	نقصان	لم يحدث تغير	نقصان	نقصان	نقصان	نقصان	لم يحدث تغير	نقصان	نقصان
نقصان	زيادة	زيادة	زيادة	نقصان	نقصان	زيادة	زيادة	زيادة	زيادة
زيادة	لم يحل	زيادة	زيادة	نقصان	نقصان	لم يحل	زيادة	لم يحل	لم يحل
نقصان	زيادة	زيادة	نقصان	زيادة	لم يحدث تغير	نقصان	زيادة	زيادة	لم يحدث تغير
نقصان	زيادة	زيادة	نقصان	نقصان	نقصان	نقصان	زيادة	زيادة	نقصان
زيادة	لم يحدث تغير	زيادة	زيادة	زيادة	لم يحدث تغير	لم يحدث تغير	لم يحدث تغير	لم يحدث تغير	كلوريد السيانوجين

ملاحظات: النتائج مبنية على تقييم كامل في المحطات رقم 19 و 25 وتقييم رياضي على المحطات رقم 7 و رقم 36. مدة تلامس الكلور الحر كانت 4 ساعات في المحطة رقم 7 خلال تطبيق استراتيجية كلور/كلورامين على الأنظمة. يجب على الأنظمة أن تثبت فعالية الكلورامين كمطهر أولى إذا ما رغب في استعمالها كذلك.

التحول من كلور / كلور إلى كلور / كلورامين:

عند استخدام الكلورامين كمطهر ثانوي فإنه يقصر مدة تلامس الكلور الحر، وبالتالي يقل تكون معظم النواتج الجانبية المهلجة لعملية التطهير، بما فيها ثلاثة هالوجينو ميثان الكلي. ولكن المستهلك يصبح معرضًا لمتبقي الكلورامين الذي له خطر صحي مختلف عن متبقي الكلور (يمكن أن يسبب ميتيهيموغلوبينيمية الدم التي تؤثر سلبًا على صحة المرضى الذين يخضعون لعمليات غسيل الكلى). وللحصول على الحد الأدنى من المركبات الجانبية المهلجة، يجب أن تكون ظروف خلط الأمونيا/الكلور مثالية لإزالة الكلور الحر من النظام بسرعة على درجة حرارة مئوية مثل لتفاعل الكلور / الأمونيا والتي تساوي 8.3. ففي إحدى الحالات أدى تغير المطهر الثانوي من كلور إلى كلورامين إلى نقصان في معدل تراكيز ثلاثة هالوجينو ميثان الكليه من 105 مايكروغرام إلى 45 مايكروغرام/لتر حيث تكونت معظم الماء هالوجينوميثانات (80%) في النظام قبل إضافة الأمونيا (Singer, 1988).

4.1.9 كلور / كلور إلى أوزون / كلور

إن تغير عملية التطهير الأولى من الكلور إلى الأوزون مرغوب، لأن عدد المواد الجانبية لعملية التطهير بالأوزون، وضعت لها تشريعات أقل منها في حالة التطهير بالكلور. إلا أن الأوزون وكما ذكر سابقاً يتفاعل مع المواد العضوية ليكون مواداً قابلاً للتحلل البيولوجي إضافة إلى الأدھيدات والأھامض العضوية والكبيتونات، والتي بعضها قابل للتحلل البيولوجي أيضًا. كذلك، فإنه يجب إجراء التقييم الهندسي للموقع قبل استخدام الأوزون كمطهر أولي لمياه المصادر التي تحتوي على أيون البروميد، بسبب احتمال تكون أيون البرومات والنواتج الجانبية العضوية المبرمنة. وبينما تكون النواتج العضوية المبرمنة على درجات حرارة منخفضة، فإن البرومات تتكون على درجات الحرارة الأعلى. لذلك فإن التحويل من الكلور إلى الأوزون قد يكون مقيداً بالحالات التي يكون فيها تركيز أيون البروميد في مياه المصدر منخفضة. ففي استراتيجية أوزون/ كلور، يمكن للبروم أن يتفاعل مع المواد العضوية الطبيعية قبل الكلورة، وبالتالي يزداد احتمال وجود نواتج جانبية عضوية مبرمنة. كما أن التحول إلى الترشيح البيولوجي في مثل هذه الحالات قد يزيد من معاودة النمو البكتيري ومن التأكيل في شبكات التزوييد. أما في الأنظمة التي تحتوي تراكيز قليلة جداً من أيون البروميد فإن استبدال الكلورة المسبقة بالأوزون المسبقة قد يسمح بإضافة الكلور بعد عملية إزالة العكر، أو بعد الترشيح. والميزة الأساسية من استخدام الأوزون للحد من تكون هالوجينو الميثانات أنه يسمح بإضافة الكلور في مرحلة متأخرة من التتفقية تكون عندها مسببات تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير قد أزيلت.

ويتوقع أن يؤدي هذا إلى نقصان في تكوين النواتج الجانبية المكلورة لعملية التطهير، بسبب النقص في جرعة الكلور اللازمة والنقص في تركيز المواد العضوية الطبيعية بعد التتفقية. ويظهر أن استبدال الكلور بالأوزون هو الأكثر فعالية في إنفاس النواتج الجانبية المكلورة لعملية التطهير لأنها تلغى الحاجة إلى الكلورة المسبقة. ولكن استبدال الكلور بالأوزون مع إبقاء استخدام الكلور الحر في التطهير الثانوي أدى إلى نتائج غير متجانسة، حيث قلل تركيز بعض النواتج الجانبية على حساب تراكيز النواتج الأخرى. وتأثير هذا التوازن على الصحة العامة غير معروف بدرجة كبيرة. وقد لوحظ أن استبدال الكلور بالأوزون كمطهر أولي، مع استمرار استعمال الكلور الحر كمطهر ثانوي في حالة عدم ممارسة الكلورة المسبقة، أدى إلى زيادة في تكون ثلاثة هالوجينوميثان في المياه الخام في مدن فونكس وساندياغو (Malcolm Pirnie, 1989; Malcolm Pirnie, 1990).

يجبأخذ نقطة إضافة الكلور في الاعتبارات التشغيلية في نظام الأوزون/ الكلور. فيجب أن يتفكك الأوزون تماماً أو أن يوقف كيميائياً قبل إضافة الكلور. فإذا تواجد الأوزون عند إضافة الكلور، فإن الأوزون سيتفاعل مع الكلور والمواد العضوية الطبيعية الموجودة في الماء لتكوين النواتج الجانبية المكلورة.

وتحويل الأوزونة المواد العضوية الطبيعية إلى مواد دبالية عضوية طبيعية، وقد يزيد من تركيز مسببات تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير. فعلى سبيل المثال، قد تكون تراكيز عالية من كلورال هايدرات إذا استخدمت الكلورة في التطهير الثانوي بعد الأوزونة

كنتائج جانبية للأوزونة والمعروف بأنه يسبب تكون الكلورال هايدرات نتيجة للكلورة. ولم يلاحظ زيادة في تركيز الكلورال هايدرات إذا مورس الترشيح البيولوجي النشط بعد الأوزونه وقبل الكلورة (Singer, 1992). وبإضافة إلى الكلورال هايدرات، فإن الأوزونة متبوعة بالكلورة يمكن أن تكون ثلاثة هالوجينوميثان والهالوكبيتونات بتراكيز أعلى من تكونها في حالة استخدام الكلورة فقط، خاصة عند إضافة الكلور على درجات حرارة مرتفعة (Jacangelo et al., 1986; Reckhow et al., 1989; Lugsdon et al., 1992; McKnight and Reckhow, 1992).

أما إذا تبعت الأوزونة إضافة الكلور أو الكلورامين فان ذلك يؤدي إلى زيادة في تركيز الكلوروبيكرين وكلوريد السيانوجين، لتصبح أعلى من تركيزها عند استخدام الكلور وحده أو الكلورامين وحده (Jacangelo et al., 1989).

وأكثر الاستراتيجيات الواعدة في منع زيادة تركيز هذه النواتج الجانبية (والقابلة للتحلل البيولوجي) والمواد العضوية القابلة للتحلل البيولوجي، نتيجة لعملية الأوزون هي إضافة الأوزون بعد الترسيب، ومن ثم إجراء الترشيح البيولوجي النشط على الكربون الحبيبي المنشط.

5.1.9 كلور / كلور إلى أوزون / كلورامين

إضافة إلى الاعتبارات التي تمت مناقشتها في الأجزاء 3.1.9 و 4.1.9 فإن التحويل من متبقى الكلور إلى متبقى الكلورامين، يعرض المستهلك لمتبقى قد يكون أكثر ضرراً بالصحة (خاصة في حالة غسيل الكلى للمرضى الذين يعانون من الفشل الكلوي). وقد تمت دراسة تأثير التحويل من كلور / كلور إلى أوزون/كلورامين على تكون النواتج الجانبية في محطة ريادية سعتها 5 جالونات بالدقيقة

(Jacangelo et al., 1989, MWDSC and JMM, 1989) . وقد أدى هذا التحويل إلى تراكيز أعلى من الكلوروبيكرين وكلوريد السيانوجين والفورمالديهيد والأدヒدات الكلية. أما تراكيز ثلاثي هالوجينو ميثان الكلية وأحماسن الهالوأستيك الكلية وهالوسيتونيتربيل الكلية والهالوكتيونات الكلية والكلورال هايدرات، فكانت أقل في حالة الأوزون/كلورامين. ولم تسجل تراكيز النواتج الجانبية المبرمنة لعملية التطهير. وقد لوحظت زيادة في تركيز كلوريد السيانوجين عند استعمال الأوزون متبوعاً بالكلورامين، مقارنة بتركيزه في حالة استخدام الكلور وحده (Singer, 1992) .

6.1.9 التحويل من كلور/كلور إلى ثاني أكسيد الكلور/كلور

يؤدي استبدال ثاني أكسيد الكلور بالكلور في الأكسدة المسبقة إلى إمكانية إضافة الكلور في نقطة متأخرة من خط التغذية إلى الماء الذي يحتوي على تراكيز أقل من المواد العضوية الطبيعية. ويؤدي النقصان في تركيز مسببات تكون النواتج الجانبية والنقصان في جرعة الكلور إلى كميات أقل من هذه النواتج. إلا أنه في حالة وجود الكلور في المجرى المائي الذي يحتوي على ثاني أكسيد الكلور، فإنه سيتفاعل مع المواد العضوية الطبيعية قبل إزالتها بالترسيب والترشيح إذا لم ترافق العملية أكسدة مسبقة. ويؤدي التحويل من كلور/كلور إلى ثاني أكسيد الكلور/كلور، إلى نتائج غير متوافقة مع بعضها البعض.

وكما في حالة الأوزون، فإن ثاني أكسيد الكلور يغير من طبيعة جزيئات المواد العضوية الطبيعية، مؤدياً إلى تشكيل تراكيز أعلى من المواد المسببة لتكوين بعض النواتج الجانبية لعملية التطهير. بينما تنص تراكيز بعض المواد الأخرى المسببة لتكوين النواتج الجانبية لعملية التطهير. وتتأثر هذه التوازنات على الصحة العامة غير معروفة إلى حد كبير. ويظهر أن استخدام ثاني أكسيد الكلور/الكلور أكثر فعالية في إنفاص النواتج الجانبية المكلورة لعملية التطهير عندما تحل محل الكلورة المسبقة. ولكن المحطات التي تطبق الكلورة المسبقة دون الحاجة إليها، وتستمر في استعمال الكلور/الكلور، وتلغى الكلورة المسبقة قد تتحقق نفس الفعالية في إنفاص النواتج الجانبية المكلورة لعملية التطهير.

7.1.9 التحويل من كلور/كلور إلى ثاني أكسيد الكلور/ثاني أكسيد الكلور

تعتبر احتمالية استخدام ثاني أكسيد الكلور، كمطهر أولي ومطهر ثانوي محدودة للأسباب التالية:-

- ثاني أكسيد الكلور عامل مؤكسد قوي وينتشر بسرعة في المياه الخام والمياه التغذية.
- يتحول حوالي 50-70% من ثاني أكسيد الكلور إلى النواتج الجانبية غير العضوية الكلوريت والكلورات.

أما الناحية الإيجابية لاستخدام ثاني أكسيد الكلور/ثاني أكسيد الكلور فهي في أنه يقلل من تكون النواتج العضوية الجانبية لعملية التطهير بمقدار كبير.

8.1.9 التحويل من كلور/كلورامين إلى أوزون/كلورامين

إضافة إلى الاعتبارات التي أثيرت في الأجزاء 4.1.9 و 5.1.9، فإن التحويل من كلور/كلورامين إلى أوزون/كلورامين يؤدي إلى نقصان في تكون معظم النواتج الجانبية المهلجنة لعملية التطهير (MWDSC and JMM, 1989) . وقد أشارت دراسات أخرى إلى نقصان في تكون معظم النواتج الجانبية المهلجنة لعملية التطهير، ولكن سجلت زيادة في تكون 1 و-ثنائي كلوروبريون (MWDSC and JMM, 1989) . ويمكن أن يعزى الفرق الأساسي بين تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير عند التحويل من كلور/كلورامين إلى أوزون/كلورامين إلى مدة التلامس القصيرة مع الكلور الحر.

9.1.9 التحويل من كلور/كلورامين إلى ثاني أكسيد الكلور/كلورامين

قامت شركة لوزيفيل للمياه بتقييم إمكانية التحويل من كلور/كلورامين إلى ثاني أكسيد الكلور متبوعاً بالكلورامين للحد من تكون ثلاثي هالوجينو ميثان (Hubbs et al., 1981) . وتستعمل هذه المحطة الجير مع كربونات

الصوديوم لإزالة عسر المياه وتقوم بتطهير المياه قبل التنشيفية الجيرية. وتضاف الأمونيا لتكوين كلورامين قبل أن يدخل الماء مرحلة إزالة العسرة. وهناك فترة مقدارها 10 دقائق بين إضافة المطهر الأولي (كلور أو ثاني أكسيد الكلور) والمطهر الثاني (كلورامين). وقد بينت الدراسة نقصاناً كبيراً في تكون ثلاثي هالوجينو ميثن من 25 مايكروغرام/لتر عند استعمال الكلور إلى 5 مايكروغرام/لتر عند استخدام ثاني أكسيد الكلور كمطهر أولي. وفي نفس الوقت، لم يحدث تغير في عدد القولونيات، إلا أن النتائج أظهرت بيانات متضاربة خلال فترة الفحص بثاني أكسيد الكلور.

وبناء على هذه النتائج فإن شركة المياه قررت أن تستخدم كلور/كلورامين لتحقيق أهداف التطهير وتراكيز ثلاثي هالوجينو ميثن، ولم يتم قياس أي نواتج جانبية أخرى خلال فترة الفحص.

10.1.9 التحويل من أوزون/كلور إلى أوزون/كلورامين

إضافة إلى الاعتبارات التي أثيرت في الأجزاء 4.1.9 و 4.9.5 عند مقارنة الأوزون/كلور مع الأوزون/كلورامين فقد تكون كلوريد السيانوجين بتراكيز أعلى. أما تراكيز ثلاثي هالوجينو ميثن الكلية وهالوحمض الأستيك الكلية وهالو أسيتونترابيل الكلية والهالوكتونات الكلية والكلور هايدرات والالدھيدات الكلية والفورمالديهيد، فكانت جميعها أقل في حالة أوزون/كلورامين منها في حالة أوزون/كلور. ويكون الأوزون/كلورامين بعض النواتج الجانبية المكلورة لعملية التطهير بتراكيز أعلى من الأوزون/كلور. إلا أن الأوزون/كلورامين أدى إلى نقصان ثلاثي هالوجينوميثن الكلية بمقدار كبير مقارنة مع الأوزون/كلور (Lelacheur et al., 1991).

11.1.9 ملخص

لأشجع وكالة حماية البيئة الأمريكية التحويل لمطهرات أخرى بسبب المخاطر الصحية غير المعروفة والمساعدة لهذا التحويل. وعندما يكون هناك حاجة للتوافق مع التشريعات أو زيادة في تثبيط خفية الأبوااغ، فإن الاختيار المتأني للمطهرات الأولية أو الثانوية البديلة، يمكن أن يؤدي إلى نقصان في تركيز النواتج الجانبية لعملية التطهير وزيادة في عملية التثبيط. وبشكل عام كانت النتائج متوافقة مع خصائص النواتج الجانبية لعملية التطهير، المتعلقة بالمطهر الأولي (نواتج جانبية مهلجة مع مرکبات الكلور والأوزون بوجود المواد العضوية المؤكسدة والتي تحتوي على بروميد وكربون عضوي متاح في حالة الاوزون أو البيروكسون). ولكن بالاختيار المتأني للمطهر الأولي أو الثاني وتجنب مدة التلامس الطويلة والجرعات العالية من الكلور أو البروم، فإن تكون النواتج الجانبية لعملية التطهير تتناقض. وتعتمد كمية ونوع النواتج الجانبية المكونة على الموضع وجودة المياه وجرعة المطهر ونوعه. والطريقة الأفضل لتحديدها هو إجراء دراسات مخبرية. ويجب أن يلاحظ هنا أن أي نظام يقوم بـ تغيير المطهرات يصبح ملزماً بالاحتياجات المرجعية الفياسية والتتميط الذي تم بحثه في الجزء 1.3.1 وحدد في 40CFR 141.172.

2.9 تثبيط الكائنات الممرضة والمطهرات المتفاعلة

ظهرت عدة تقارير في عام 1988 عن الفعالية المشتركة لبعض المطهرات في تثبيط الكائنات الممرضة. فقد نشر (Worley and Williams) أن خليطاً من الكلور و-N-هالامين العضوي يؤدي إلى مستويات تثبيط أعلى لعدة أنواع من الجراثيم. كذلك وجد أن الجمع بين الكلور الحر وبروميد الصوديوم أكثر فعالية من استخدام الكلور الحر وحده (Alleman et al., 1988). وفي دراسة تمت في جامعة أريزونا لوحظ حصول تثبيط تعاوني لكل من الأشريكية القولونية وكوليماج-2 MS باستخدام المشترك للكلورامين وكلوريد النحاسيك (Straub et al., 1994).

في الوقت الحاضر هناك اهتمام كبير في قدرة المطهرات المشتركة، لأن بعض التقارير بينت أن بعض هذه المطهرات أكثر فعالية في تثبيط خفية الأبوااغ (Finch et al., 1994). وما تزال الأبحاث جارية حول المطهرات المتفاعلة للتثبيط الأولي للكائنات الممرضة لمجموعات من المطهرات وهي:

- ثاني أكسيد الكلور متبعاً بالكلور.
- ثاني أكسيد الكلور متبعاً بثاني أكسيد الكلور.
- ثاني أكسيد الكلور متبعاً بالكلورامين.
- الأوزون متبعاً بالكلور.
- الأوزون متبعاً بثاني أكسيد الكلور.
- الأوزون متبعاً بكلورامين.

1.2.9 آلية التثبيط

قام (Bernbaum, 1981, 1985) بتطوير طريقة فحص لتحديد نوع التفاعل المتوقع عند استعمال مواد مشتركة للحصول على تأثير معين. ويمكن فحص هذا التفاعل التعاوني باستخدام نموذج رياضي وضعه وتم تطويره

لحركيات التطهير من قبل (Koumac and Haas, 1991). ومبأداً هذا النموذج أنه إذا كانت المطهرات المشتركة لا تتفاعل مع بعضها البعض لتعطى أثراً معيناً، فإنه بغض النظر عن علاقات التأثير، فإن المعادلة التالية ستتحقق:

$$\sum_{i=1}^n \frac{x_i}{y_i} = 1$$

حيث

x_i = تركيز كل مطهر في مجموعة المطهرات.

y_i = تركيز المطهرات التي تعطي نفس تأثير مجموعة المطهرات وحدها.

i = كل مطهر وحدة.

n = مجموع عدد المطهرات.

ويمكن تفسير المجموع الذي تم احتسابه من هذه المعادلة لمجموعة من البيانات كما يلي:-

- يكون المجموع أقل من 1 في حالة حدوث تفاعل تعاوني.
- يكون المجموع أكبر من 1 في حالة حدوث تفاعلات متعاكسة.
- يكون المجموع مساوياً 1 في حالة عدم حدوث أي تفاعل.

بين (Kouame and Haas, 1991) باستخدام هذا الأسلوب أنه يوجد تأثير تعاوني في تثبيط الأشريكية القولونية عند تعرضها المترافق للكلور الحر والكلورامين.

وصف المؤلفان آلية ممكنة لعمل المطهرين معاً لتنبيط الجراثيم. إذ افترض الباحثان أن تثبيط الجراثيم، يحدث نتيجة لاختراق الكلورامين الخلية وأكسدته لمجموعات الثيول فيها، مما يؤدي إلى حدوث تغيرات في جدار الخلية. وبمجرد حدوث هذه التغيرات يستطيع النحاس أن يمر إلى داخل الخلية ويرتبط إما بمجموعات السلفيهايدريل لأنزيمات التنفس أو بالأحماض النووي.

افتراض الباحثون في تثبيط الأشريكية القولونية مؤخراً آلية للتعاون بين المطهرات تتضمن إحداث الكلور الحر ضرراً صحيّاً يؤدي إلى زيادة الحساسية تجاه أحدى الكلورامين (Kouame and Haas, 1991).

والفرصة الأخرى في تفسير الفعالية العالية للمطهرات المتفاعلة مبنية على أساس أن المؤكسد الأولي (أي الكلور وثاني أكسيد الكلور أو الأوزون) يكيف غشاء خفية الأبوااغ. فيتمكن المطهر الثاني من الدخول إلى البوصات الأنثوية بسهولة أكبر (Liyanage et al., 1997). فمثلاً أظهرت الدراسات التي تمت على تطهير خفية الأبوااغ بارفام، باستخدام الكلور الحر متبعاً بأحادي الكلورامين أنه قد يكون هناك تعاون بين فصيلتين تحوليان على الكلور. وقد وجد أن التقنية المتتابعة بهاتين الفصيلتين تسبب تثبيطاً بدرجة أكبر من المتوقعة من إضافة تأثير المطهرين لبعضهما، فيما لو استخدم كل منهما وحده (Gyurek et al., 1996).

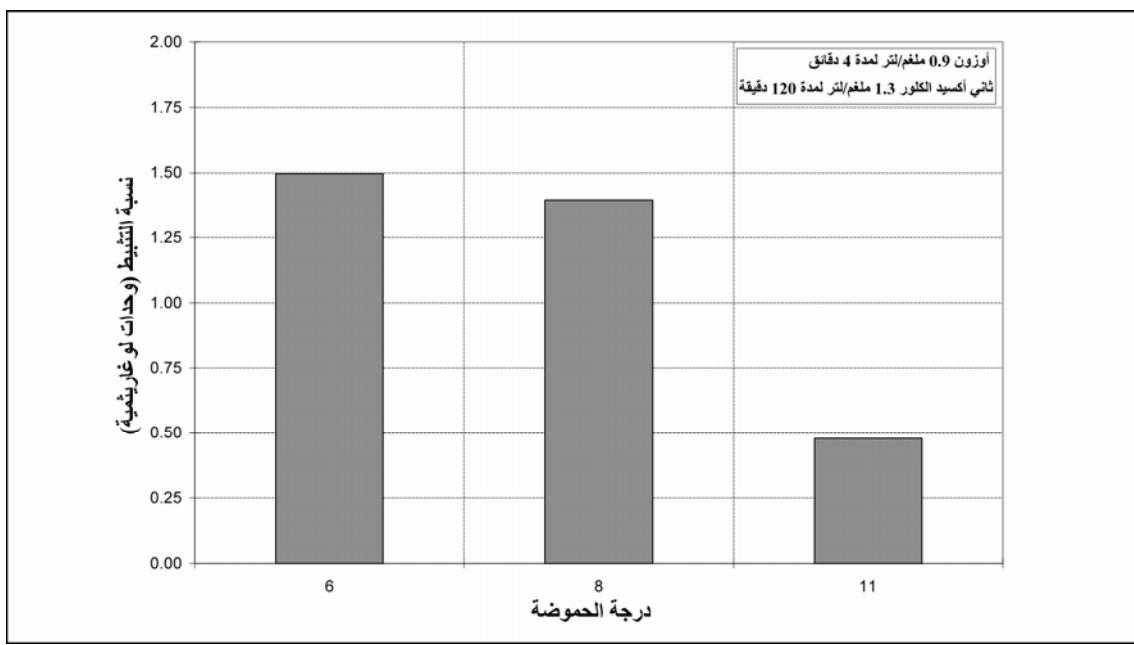
استخدمت دراسات حديثة طريقة مباشرة لمعرفة حدوث تعاون بين المطهرات بناء على قياسات التثبيط (Finch, 1996; Liyanage et al., 1996; Gyurek et al., 1997) وبناءً على هذه الطريقة، فإنه بالإمكان إثبات حصول تعاون بين المطهرات، إذا ظهر أن التثبيط الحاصل من استخدامها متابعة يكون أكبر من مجموع التثبيط الحاصل، فيما لو استخدم كل مطهر على حدة. وبالإضافة إلى ذلك فإن مقدار التأثير التعاوني يساوي الفرق بين مستوى التثبيط الذي حدث نتيجة استخدام المطهرات المشتركة ومجموع مستويات التثبيط التي يسببها كل مطهر على حدة.

2.2.9 التأثيرات البيئية

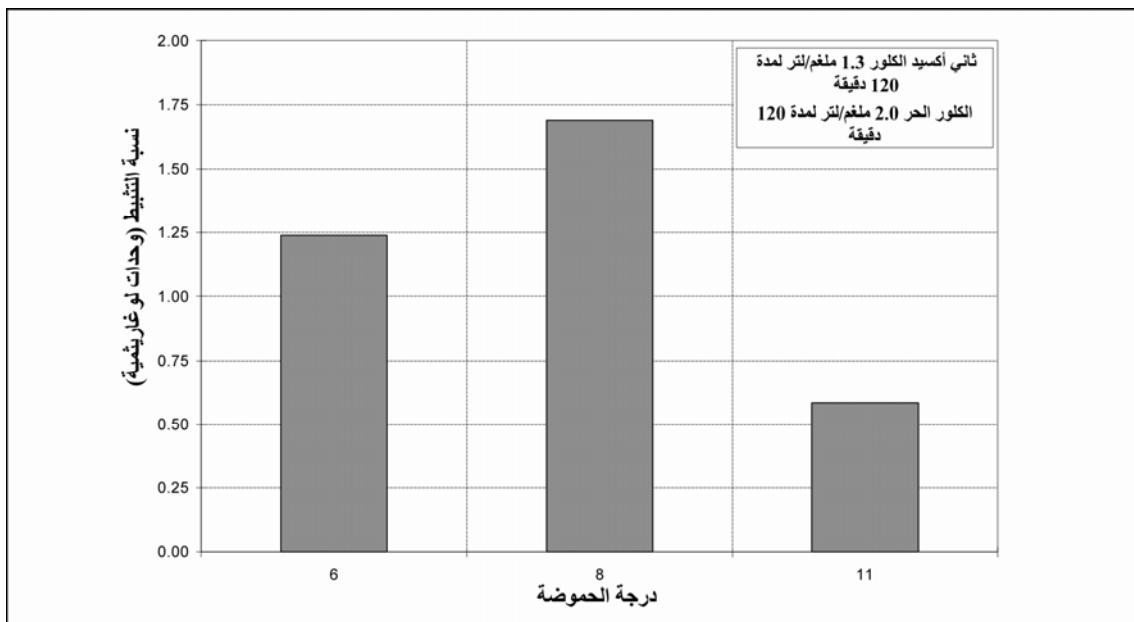
كما في حالة المطهرات الكيميائية الأخرى، فإن النتائج الأولية لدراسة AWWART التي تجري حالياً أظهرت أن درجة الحموضة ودرجة الحرارة تؤثران على مقدار التعاون في التثبيط الناتج عن الاستخدام المتتابع للمطهرات (Finch, 1997). وتصف الأجزاء التالية باختصار تأثير هذه العوامل على تثبيط الكائنات الممرضة.

1.2.2.9 درجة الحموضة

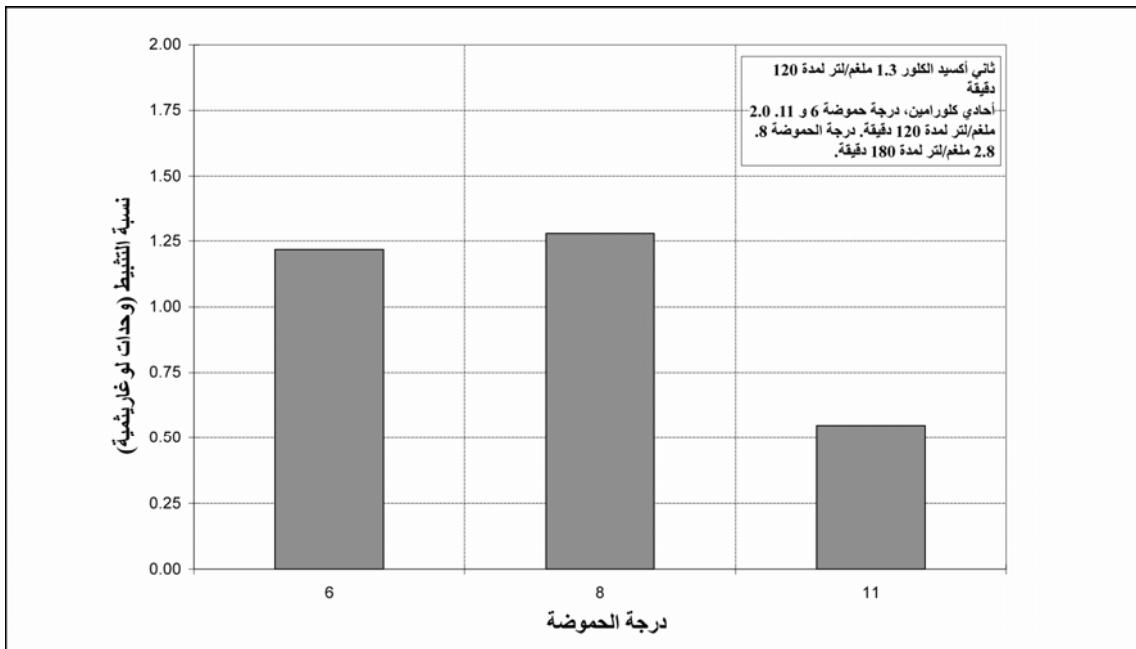
هناك اعتقاد أن مستوى التثبيط الناتج عن الاستخدام المتتابع للمطهرات الكيميائية يعتمد على درجة الحموضة (Finch, 1997). وتبين الأشكال (1-9) (2-9) (3-9) تأثير درجة الحموضة على التثبيط اللوغاريتمي لخفيه الأبوااغ بارفام، والذي يُعزى إلى التأثير التعاوني لثلاثة مطهرات مشتركة هي: الأوزون-ثاني أكسيد الكلور وثاني أكسيد الكلور-كلور حر وثاني أكسيد الكلور-كلورامين على التوالي. وكما هو واضح من هذه الأشكال فإن مقدار التثبيط اللوغاريتمي الناتج عن الأثر التعاوني كان أقل على درجة حموضة أعلى (مثلاً 11). وقد بينت هذه النتائج أن درجة الحموضة المتعادلة أكثر فعالية من درجة الحموضة المنخفضة إلا في حالة ثانوي أكسيد الكلور.



الشكل 9-1: تثبيط خفية الأبوااغ بارفام نتيجة للتاثير التعاوني عند استخدام الأوزون متبوعاً بثاني أكسيد الكلور



الشكل 9-2: تثبيط خفية الأبوااغ بارفام نتيجة للتاثير التعاوني عند استخدام ثاني أكسيد الكلور متبوعاً بالكلور الحر



الشكل 9-3: تبييض خفية الأبوااغ بارفام نتيجة للتاثير التعاوني عند استخدام ثاني أكسيد الكلور متبعاً بالكلورامين

2.2.2.9 التاثير المشترك لدرجة الحرارة المنخفضة ودرجة الحموضة

يسود الاعتقاد أن التاثير المشترك لدرجة الحرارة المنخفضة ودرجة الحموضة المرتفعة يخضع بمقادير كبير تبييض خفية الأبوااغ، الناتج عن التعاون ما بين المطهرات (Finch, 1997). وأحد التفسيرات المحتملة لهذا النقصان هو أن الحويصلات الأنثوية تتقلص تحت هذه الظروف ويصبح اخترافها أكثر صعوبة. ولكن يحصل انخفاض في تبييط الحويصلات الانثوية لخفيه الأبوااغ على درجات حرارة منخفضة ودرجة حموضة مرتفعة، سواء استخدمت المطهرات المشتركة أم لم تستخدم. لذلك فإن انخفاض التبييط قد لا يكون بالضرورة عائداً إلى التاثير التعاوني للمطهرات المشتركة.

3.3.2.9 حساسية الكائنات الممرضة

أظهرت الحويصلات الأنثوية الخفيه الأبوااغ حساسية أعلى للتبييط من قبل المطهرات المشتركة من حساسيتها للمطهرات منفردة. وقد وجد أن حويصلات الجياردية تظهر استجابة مماثلة لكل من:-

- الأوزون متبعاً بالكلور الحر.
- الأوزون متبعاً بأحادي كلورامين.
- ثاني أكسيد الكلور متبعاً بأحادي كلورامين.
- الكلور الحر متبعاً بأحادي كلورامين.

إلا ان أبوااغ الجراثيم لم تظهر هذا الأثر التعاوني، خاصة أبوااغ باسيلايس سيريوس (Sierrois, 1997). وتشير هذه النتائج إلى أن الطفيلييات المتحولصلة تظهر حساسية أعلى للتاثيرات التعاونية للمطهرات من أبوااغ الجراثيم، أما تأثير العكر في حب الكائنات عن المطهرات المشتركة فهو ذات التاثير الملاحظ في حالة استخدام المطهرات منفردة.

3.2.9 فعالية تبييط الكائنات الممرضة باستخدام المطهرات المتفاعلة

لقد تم إجراء دراسات عديدة في السنوات الأخيرة على المطهرات المشتركة أو المتقاعلة. وقد تم إجراء هذه الدراسات المخبرية على درجات حموضة مختلفة وباستخدام كائنات مختلفة:-

- قام (Battigelli and Sobsey, 1993) بدراسة تبييط الفيروسات في المياه التي أزيل عسرها بالجير، باستخدام الإضافة المتباعدة للكلور وأحادي كلورامين.
- قام (Kouame and Hass, 1991) بتحديد تبييط الأشريكيه القولونية بالإضافة المترامنة للكلور الحر وأحادي كلورامين.

يقوم (Finch, 1997) بدراسة مطهرات مشتركة مختلفة: كلور وثاني أكسيد الكلور والأوزون وأحادي كلورامين لتبنيط الحويصلات الأنثوية لخفيه الأبوااغ بارفام وحويصلات الجياردية ميوريس وأبوااغ باسيلايس سيريوس تحت الظروف السائدة في المختبرات.

- يقوم (Oppenheimer, 1997) بتطوير احتياجات (م.ت) لتشييط خفية الأبوااغ بارفام في مياه طبيعية مختلفة، باستخدام الأوزون متبعاً بالكلور.

وفيمما يلي ملخص لنتائج هذه الدراسات.

1.3.2.9 تشييط الفيروسات باستخدام الكلور وأحادي كلورامين على درجة حموضة مرتفعة

كان أحد الأهداف الرئيسية للدراسة التي قام بها Battigelli and Solbey (1993) تقييم فعالية التطهير على درجات حموضة مرتفعة دون تواجده عند إزالة العسر التقليدي بالجير، بإضافة الكلور والكلورامين وبدون إضافتهما. وكانت الكائنات الدقيقة التي تم اختيارها في هذه الدراسة هي: فيروس اليرقان الكبدي A والفيروس السنجمانية 1 والكوليماج 2-MS.

تمت في هذه الدراسة تحديد حركيات التشييط للفيروسات الثلاث عند تكون 2 ملغم/لتر أحادي كلورامين مباشرة بعد تعريض الفيروسات للمحلول الجيري والكلور الحر لمدة 60 ثانية. ويعتقد المؤلفان أن هذا الأسلوب يحاكي الظروف التي تحدث في إزالة عسر المياد في المحيطات، حيث تضاف الأمونيا بعد الكلورة. وبينت النتائج تحقيق مستوى عالي من التشييط في الستين ثانية الأولى من إضافة الكلور على تركيز 2.4 ملغم/لتر كلور حر.

ويبين الجدول (6-9) مقدار التشييط الذي يعزى إلى المحلول الجيري والكلور الحر وأحادي كلورامين للفيروسات الثلاث. كما يبين الجدول أيضاً مقدار التشييط الحاصل نتيجة الاستخدام المتتابع لمحلول الجير والكلور الحر والكلورامين التي تم وصفها سابقاً (إضافة متزامنة للكلور والكلورامين).

والنتائج المبينة في الجدول (6-9) مبنية على تجارب أجريت على درجة حموضة 11 ومدة تلامس كلي مقداره 360 دقيقة. وباستثناء الفيروس السنجمانية 1، فإن مجموعة تأثير المطهرات منفردة كان أكبر من مستوى التشييط الحاصل في الإضافة المتزامنة للكلورامين.

الجدول 6-9: تشييط الفيروسات بالمطهرات كل على حدة وبالاستخدام المتزامن مع الكلورامين

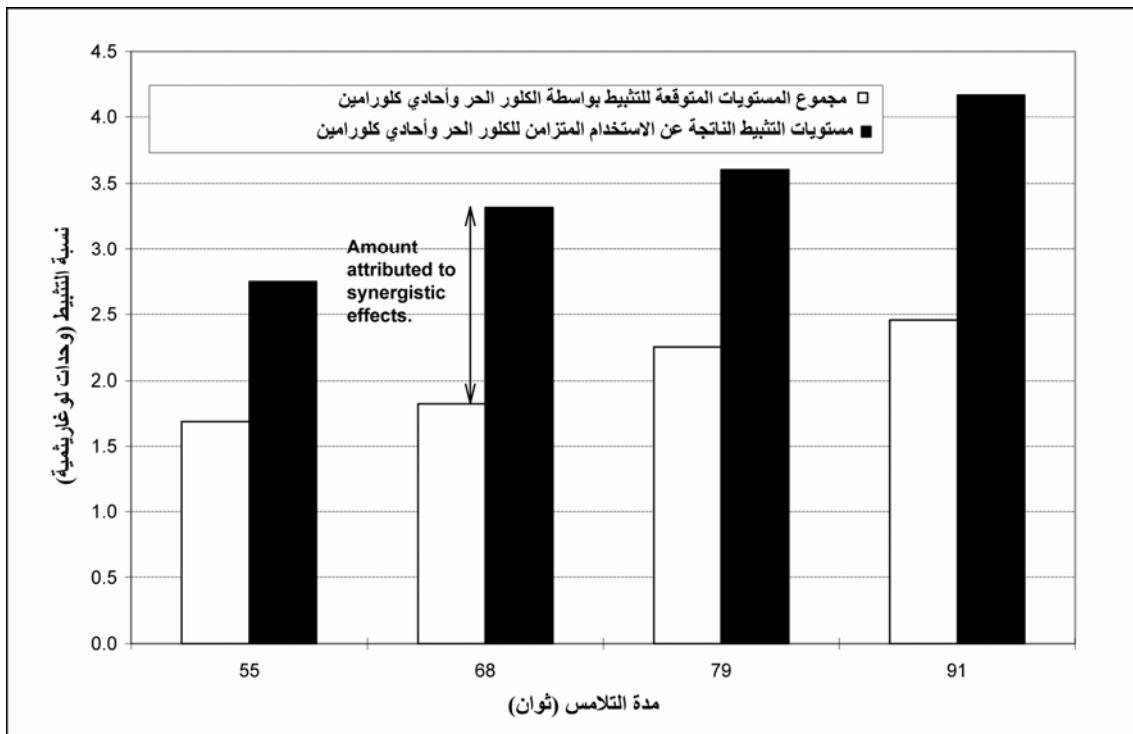
الظروف	لوغاریتم النجاة			المطهرات
	الكوليماج 2-MS	الفيروس السنجمانية	يرقان الكبد	
مدة تلامس 360 دقيقة.	-4.0	-0.56	-3.0	محلول الجير فقط
مدة تلامس 60 ثانية، 2.5 ملغم/لتر كلور.	-1.6	-1.2	-1.8	الكلور الحر
2.0 ملغم/لتر أحادي كلورامين.	-3.8	-1.9	-3.7	أحادي كلورامين
تجمعي	-5.4	-3.1	-5.5	مجموع الكلور الحر+أحادي كلورامين
2.4 ملغم/لتر كلور، مدة تلامس 60 ثانية، 2.0 ملغم/لتر أحادي كلورامين. 359 دقيقة.	-4.5	-4.5	-4.5	إضافة متزامنة للكلورامين

وتدل هذه النتائج أن الإضافة المتتابعة للكلور الحر وأحادي كلورامين بعد إضافة الجير لرفع درجة الحموضة إلى 11، يؤدي إلى تفاعل معاكس (سلبي) في تشييط فيروس يرقان الكبد A والكوليماج 2-MS. بينما في حالة الفيروس السنجمانية 1، وتحت نفس الظروف، حصلت زيادة في درجة التشييط مقدارها 1.4 لوغاریتم مما يشير إلى حدوث تعاون إيجابي في تشييط الفيروس السنجماني 1.

2.3.2.9 تشييط الأشريكية القولونية بالكلورة المتزامنة مع الكلور الحر والكلور المتحد

تمت دراسة تشييط الأشريكية القولونية بالاستخدام المتزامن للكلور الحر والكلورامين في معهد الينوي للتكنولوجيا (Koume and Haas, 1991). ويظهر الشكل (4-9) مستويات التشييط للاشريكية القولونية عند استخدام الكلور الحر والكلورامين، كل على انفراد ومتزامنة. وقد وجد أن مستوى التشييط باستخدام أحادي كلورامين وحده على مدة تلامس 300 ثانية، كان أقل بكثير من التشييط باستخدام الكلور الحر. لذلك فقد افترض أن مجموعة التشييط بالكلور وأحادي كلورامين يساوي التشييط باستخدام الكلور الحر منفرداً. ويلاحظ في هذه الحالة أن متبقى المطهر يختفي بسرعة نتيجة لتفاعلات نقطة الانكسار، التي تحدث عند اتحاد أحادي كلورامين والكلور الحر. ونسبة نجاة الجراثيم بعد الإضافة المتزامنة للكلور الحر وأحادي كلورامين أقل بكثير من تلك المتوقعة من جمع المستويات المنفردة للتشييط لكل من المطهرتين. وبكلمات أخرى، فإن مقدار التشييط على جرعات متساوية ومدة تلامس متساوية الناتج من المطهرات المشتركة، كان أكبر من مجموعة التشييط الناتج عن الكلور الحر وأحادي كلورامين كل على حدة.

وبالختام فإن دراسة (Koame and Haas, 1991) بينت أنه يمكن الوصول إلى مستويات مرتفعة لتشييط الجراثيم عند الوجود المتزامن للكلور الحر وأحادي كلورامين في نظام الجريان المستمر وأن التأثير المشترك لكلا المادتين على الجراثيم يكون تعاونياً (إيجابياً).



الشكل 4-9: تشييط الأشريكية القولونية باستخدام الكلور الحر وأحادي كلورامين

3.3.2.9 تشييط خفية الأبواخ والجياردية والباسيليس في مياه "نوعية مختبرات":

لقد تم تقديم النتائج الأولية لدراسة AWWARF على استخدام المطهرات المشتركة في مؤتمر (American Water Works Association Technology Transfer in Portland, OR, 1997) وكانت أهداف هذه الدراسة إجراء مسح للمطهرات الكيميائية المتقاعلة (الأوزون والكلور وثاني أكسيد الكلور وأحادي كلورامين) المستخدمة في تشييط خفية الأبواخ بارفام والجياردية ميوريس والباسيليس سيريوس، وتطوير معايير التصميم لتشييط خفية الأبواخ بارفام باستخدام أفضل التجمعيات.

الأوزون متبعاً بثاني أكسيد الكلور:

يبين الجدول (7-9) النتائج التي تم الحصول عليها لتشييط خفية الأبواخ باستخدام الأوزون وثاني أكسيد الكلور. بناءً على هذه النتائج فإن الأوزون متبعاً بثاني أكسيد الكلور، هو أكثر المطهرات المشتركة فعالية في تشييط خفية الأبواخ. وقد كانت مدة التلامس اللازمة للحصول على إزالة مقدارها 4-3 لوغاريتم 124 دقيقة على تراكيز أوزون متبع مقداره 0.9 ملغم/لتر، وتركيز ثاني أكسيد الكلور متبع مقداره 1.3 ملغم/لتر.

الجدول 9-7: تشييط خفية الأبواخ بارفام باستخدام الأوزون متبعاً بثاني أكسيد الكلور

مستوى التشييط (وحدات لوغارitmية)			
درجة الحموضة 11	درجة الحموضة 8	درجة الحموضة 6	المطهر
0	0.8	1.6	الأوزون
2.4	1.4	0.9	ثاني أكسيد الكلور
4.0	3.6	4.0	أوزون متبعاً بثاني أكسيد الكلور
0.5	1.4	1.5	أكسيد الكلور
			التشييط الناتج عن التعاون بين المطهرات

تركيز الأوزون: 0.9 ملغم/لتر لمدة 4 دقائق، ثاني أكسيد الكلور 1.3 ملغم/لتر لمدة 120 دقيقة.

ثاني أكسيد الكلور متبعاً بالكلور الحر:

تعطي الجداول (8-9) إلى (10-9) ملخصاً للنتائج التي تم الحصول عليها في تشييط خفية الأبواخ بارفام وجiardية ميوريس والباسيليس سيريوس، باستخدام ثاني أكسيد الكلور متبعاً بالكلور الحر.

الجدول 9-8: تثبيط خفية الأبوااغ بارفام باستخدام ثاني أكسيد الكلور متبوعاً بالكلور الحر

درجة حموضة 8.0	مستوى التثبيط (وحدات لوغارتمية)	درجة حموضة 6	المطهر
درجة حموضة 11.0			
1.6	1.4	1.0	ثاني أكسيد الكلور
0	0	0	كلور حر
2.3	3.0	2.22	ثاني أكسيد الكلور متبوعاً بالكلور الحر
0.7	1.6	1.2	التثبيط الناتج عن التعاون بين المطهرات

تركيز ثاني أكسيد الكلور 1.3 ملغم/لتر لمدة 120 دقيقة، وتركيز الكلور الحر 2.0 ملغم/لتر لمدة 120 دقيقة.

الجدول 9-9: تثبيط الجياردية ميورييس باستخدام ثاني أكسيد الكلور متبوعاً بالكلور الحر

درجة حموضة 6.0	مستوى التثبيط (وحدات لوغارتمية)	المطهر
درجة حموضة 8.0		
0.8	0.8	ثاني أكسيد الكلور
0.6	0.8	الكلور الحر
2.0	2.2	ثاني أكسيد الكلور متبوعاً بالكلور الحر
0.6	0.6	التثبيط الناتج عن التعاون بين المطهرات

تركيز ثاني أكسيد الكلور 1.0 ملغم/لتر لمدة 10 دقائق، وتركيز الكلور الحر 2.0 ملغم/لتر لمدة 30 دقيقة.

الجدول 9-10: تثبيط الباسليس سيريوس باستخدام ثاني أكسيد الكلور متبوعاً بالكلور الحر

المطهر	مستوى التثبيط (وحدات لوغارتمية)
ثاني أكسيد الكلور	1.8
الكلور الحر	1.2
ثاني أكسيد الكلور متبوعاً بالكلور الحر	2.9
مستوى التثبيط الناتج عن التعاون بين المطهرات	0

تركيز ثاني أكسيد الكلور 2.3 ملغم/لتر لمدة 20 دقيقة والكلور الحر لمدة 30 دقيقة.

تبين هذه الجداول أن التطهير بثاني أكسيد الكلور متبوعاً بالكلور الحر، كان قادراً على تثبيط خفية الأبوااغ بقدر 3-2 لوغاريتيم عند مدة تلامس مقدارها 240 دقيقة، وتثبيط الجياردية ميورييس بقدر 2 لوغاريتيم عند مدة تلامس مقدارها 40 دقيقة فقط. ولم يلاحظ حدوث أثر تعاوني بين المطهرات في حالة الباسليس سيريوس. إلا أنه كان بالإمكان الوصول إلى تثبيط مقداره 3 لوغاريتيمات عند مدة تلامس 50 دقيقة، بفعل التأثير التجمعي لثاني أكسيد الكلور والكلور الحر.

ثاني أكسيد الكلور متبوعاً بالكلورامين:

تبين الجداول (11-9) و (12-9) نتائج تثبيط خفية الأبوااغ بارفام والجياردية ميورييس عند استعمال ثاني أكسيد الكلور متبوعاً بالكلورامين.

تبين من هذه النتائج أنه عند متبقيات تطهير متساوية ومدة تلامس متساوية يكون مستوى تثبيط خفية الأبوااغ باستخدام ثاني أكسيد الكلور متبوعاً بالكلورامين متساوياً لمستوى التثبيط باستخدام ثاني أكسيد الكلور متبوعاً بالكلور الحر على درجة حموضة 6 و 11. ولكن على درجة حموضة 8.0 يلزم متبقى أحادي كلورامين أعلى، ومدة تلامس أطول للوصول إلى مستوى تثبيط يقارب التثبيط في حالة استخدام ثاني أكسيد الكلور والكلور الحر. ولم يلاحظ حصول تأثير تعاوني في تثبيط الجياردية على درجة حموضة 11.0، وزيادة قليلة جداً بالفعالية على درجة حموضة 8.0.

الجدول 9-11: تثبيط خفية الأبوااغ بارفام باستخدام ثاني أكسيد الكلور متبوعاً بالكلورامين

المطهر	درجة حموضة 6.0	درجة حموضة 8.0	درجة حموضة 11.0
المطهر	مستوى التثبيط (وحدات لوغارتمية)	درجة حموضة 8.0	درجة حموضة 11.0
ثاني أكسيد الكلور	1.0	1.5	1.6
احادي كلورامين	0	0	0
ثاني أكسيد الكلور متبوعاً بالكلورامين	2.2	2.8	2.1
التثبيط الناتج عن الأثر التعاوني بين المطهرات	1.2	2.8	2.1

ثاني أكسيد الكلور: درجة الحموضة 8.6 و 11.3 ملغم/لتر لمدة 120 دقيقة.
 أحادي كلورامين: درجة الحموضة 6 و 11.0 ملغم/لتر لمدة 120 دقيقة، درجة الحموضة 8.8 ملغم/لتر لمدة 180 دقيقة.

الجدول 9-12: تثبيط الجياردية ميوريس باستخدام ثاني أكسيد الكلور متبعاً بالكلورامين

مستوى التثبيط (وحدات لوغارتمية)		المطهر
درجة الحموضة 11.0	درجة الحموضة 8.0	
0.8	0.8	ثاني أكسيد الكلور
0.7	0.3	أحادي كلورامين
1.5	1.7	ثاني أكسيد الكلور متبعاً بالكلورامين
0	0.4	التثبيط الناتج عن الأثر التعاوني بين المطهرات

درجة حموضة 8.0: ثاني أكسيد الكلور 1.0 ملغم/لتر لمدة 5 دقائق، أحادي كلور بين 2.0 ملغم/لتر.
 درجة حموضة 11.0: ثاني أكسيد الكلور 1.0 ملغم/لتر لمدة 5 دقائق، أحادي كلورامين 2.0 ملغم/لتر 5 دقائق.

الأوزون متبعاً بالكلور الحر:

يبين الجدولان (9-13) و (14-9) مستويات تثبيط الجياردية ميوريس والباسليس سيريوس باستخدام الأوزون متبعاً بالكلور الحر.

الجدول 9-13: تثبيط الجياردية ميوريس باستخدام الأوزون متبعاً بالكلور الحر

مستوى التثبيط (وحدات لوغارتمية)		المطهر
درجة حموضة 11.0	درجة حموضة 8.0	درجة حموضة 6.0
0.4	0.8	0.5
0	0.6	0.8
0.4	2.2	2.3
0	0.8	1.0

درجة حموضة 6.0: أوزون 0.1 ملغم/لتر لمدة 60 ثانية، كلور حر 2.0 ملغم/لتر لمدة 30 دقيقة.
 درجة حموضة 8.0: أوزون 0.1 ملغم/لتر لمدة 17 ثانية، كلور حر 2.0 ملغم/لتر لمدة 60 دقيقة.
 درجة حموضة 11.0: أوزون 0.1 ملغم/لتر لمدة 5 ثانية، كلور حر 2.0 ملغم/لتر لمدة 60 دقيقة.

الجدول 9-14: تثبيط الباسليس سيريوس باستخدام ثاني أكسيد الكلور متبعاً بالكلور الحر

مستوى التثبيط (وحدات لوغارتمية)		المطهر
1.4		ثاني أكسيد الكلور
2.0		الكلور الحر
3.4		ثاني أكسيد الكلور متبعاً بالكلور الحر
0		التثبيط الناتج عن الأثر التعاوني بين المطهرات

وتبيّن هذه النتائج أن الكلور الحر يحقق تثبيطاً لخفيّة الأبواغ بارفام مقداره 2 لوغاريتاً تقرّباً، على درجة حموضة 6.0 و 8.0، إلا أن التثبيط على درجة حموضة 11.0 كان 0.4 لوغاريتاً فقط. ويعزى الفرق في مستويات التثبيط على عدم مقدرة الكلور الحر على تثبيط خفيّة الأبواغ، على درجة حموضة 11. وكمّا في حالة المطهر المشترك، ثاني أكسيد الكلور والكلور الحر، لم يلاحظ تأثير تعاوني للمطهرات على مستوى تثبيط الباسليس سيريوس ولكن مجموع تأثيرات الأوزون والكلور الحر حقّقت تثبيطاً مقداره 3 لوغاريتاً.

الأوزون متبعاً بأحادي كلورامين:

يبين الجدول (9-15) النتائج التي تم الحصول عليها لـ تثبيط الجياردية ميوريس بالأوزون متبعاً بأحادي كلورامين.

الجدول 9-15: تثبيط الجياردية ميوريس باستخدام الأوزون متبعاً بالكلورامين

مستوى التثبيط (وحدات لوغارتمية)		المطهر
درجة حموضة 11.0	درجة حموضة 8.0	
0.4	0.8	أوزون
0.7	0.5	أحادي كلورامين
1.8	2.1	أوزون متبعاً بأحادي كلورامين
0.7	0.8	التثبيط الناتج عن الأثر التعاوني بين المطهرات

درجة حموضة 8.0: أوزون 0.1 ملغم/لتر لمدة 17 ثانية، أحادي كلورامين 2.0 ملغم/لتر لمدة 150 دقيقة.
 درجة حموضة 11.0: أوزون 0.1 ملغم/لتر لمدة 5 ثانية، أحادي كلورامين 2.0 ملغم/لتر لمدة 5 دقائق.

وبسبب الاختلافات في تراكيز المتبقيات ومدة التلامس، فإن المقارنة بين فعالية التثبيط للأوزون متباuna بالكلورامين والأوزون متباuna بالكلور الحر، غير ممكنة. ولكن وجد أنه على تراكيز متساوية من أحادي كلورامين ومدة تلامس قصيرة جداً (5 دقائق) على درجة حرارة 11°C، يكون مستوى التثبيط أكبر بكثير منه على درجة حرارة 8°C ومدة تلامس 150 دقيقة.

الكلور الحر متباuna بأحادي كلورامين:
يبين الجدول (9-16) النتائج المتعلقة بـ التثبيط الجيادية ميورييس بالكلور الحر متباuna بأحادي كلورامين.

كما في نتائج التطهير التي تم الحصول عليها في حالة الأوزون متباuna بأحادي كلورامين، فإن مدة تلامس قصيرة جداً مع أحادي كلورامين مقدارها 5 دقائق على درجة حرارة 11°C، كانت كافية لتحقيق مستوى تثبيط أعلى بكثير من استخدام مدة تلامس مقدارها 150 دقيقة على درجة حرارة 8°C.

ولكن الكلور الحر لم يحقق أي تثبيط على درجة حرارة 11°C.

الجدول 9-16: تثبيط الجيادية ميورييس بالكلور الحر متباuna بأحادي كلورامين

مستوى التثبيط (وحدات لوغارتمية)		المطهر
درجة حرارة 11.0°C	درجة حرارة 8.0°C	
0	0.6	الكلور الحر
0.7	0.5	أحادي كلورامين
0.7	2.4	الكلور الحر متباuna بأحادي كلورامين
0	1.3	التثبيط الناتج عن الآثار التعاونية بين المطهرات

على درجة حرارة 8.0°C: الكلور الحر 2.0 ملغم/لتر لمدة 60 دقيقة. أحادي كلورامين 2.0 ملغم/لتر لمدة 150 دقيقة.
على درجة حرارة 11.0°C: الكلور الحر 2.0 ملغم/لتر لمدة 60 دقيقة. أحادي كلورامين 2.0 ملغم/لتر لمدة 5 دقائق.

4.3.2.9 دراسات مخبرية باستخدام المياه الطبيعية

في دراسة أخرى يجريها AWWARF يقوم Oppenheimer (1997) بتطوير احتياجات (M.T.) لـ التثبيط خفية الأبواح بارفام في مياه طبيعية متنوعة، وذلك لوضع معايير التصميم لأنظمة التطهير بالقياس الطبيعي من قيم (M.T.) التي تم الحصول عليها من الدراسات المخبرية وبحث تأثير العوامل المختلفة على احتياجات (M.T.). وقد تم لغاية الآن جمع وتحليل عينات من 13 موقعًا من مناطق جغرافية مختلفة. ومع أنه لم تتوافر كمية كبيرة من البيانات، إلا أن النتائج من مشروع مياه ولاية كاليفورنيا ونهر أوهيو أظهرت أن الاستخدام المتتابع للأوزون والكلورامينات أدى إلى زيادة في تثبيط خفية الأبواح بارفام كما هو مبين في الجدول (9-17). ويظهر أن الاستخدام المتتابع للكلور الحر وأحادي كلورامين يزيد في تثبيط خفية الأبواح بارفام، بتوفير بعض الآثار التعاونية. ولكن للحصول على إزالة لوغارتمية يلزم تراكيز عالية جداً من متبقيات الأوزون، وهو أمر غير عملي. إضافة إلى ذلك، فإن تكون البرومات يسبب مشكلة في هذه العملية.

الجدول 9-17: تثبيط خفية الأبواح بارفام باستخدام المتتابع للأوزون والكلورامين

الزيادة في لوغاريتmic التثبيط	الكلور والأوزون						مصدر المياه
	الكلور	الأوزون	متبقي ملغم/لتر	مدة تلامس (دقيقة)	متبقي ملغم/لتر	مدة تلامس (دقيقة)	
1.4-0.3	30	2.3	0	1.5	12	0.8	مشروع مياه ولاية كاليفورنيا
1.4-0.9	120	0.5	120	1.5	15	4	نهر أوهيو

4.2.9 ملخص: تثبيط الكائنات الممرضة بالـ المطهرات المشتركة

أظهرت العديد من الدراسات الآثار التعاونية للمطهرات المشتركة، إما باستخدام المتتابع أو المتزامن. وبختلف التحسن في مستوى فعالية التطهير، حيث يتراوح من تعاون متعاكس (سلبي) (دراسة) إلى تعاون إيجابي يزيد من فعالية التطهير. وأظهرت عدد من الدراسات تحسناً إيجابياً في مستوى فعالية التثبيط التعاوني. وعند إعداد هذا الدليل، كانت العديد من الدراسات المتعلقة بالمطهرات المشتركة قيد التنفيذ. ويفترض أن تعطي هذه الدراسات منهاً لآليات واستخدام المطهرات المشتركة. وبناء على المعلومات المتوفرة حالياً، فإن وكالة حماية البيئة الأمريكية تعتقد أن هناك تحسناً إيجابياً في فعالية التطهير عند استخدام المطهرات المشتركة، تحت ظروف ملائمة. وهذه الزيادة في الفعالية تختلف من كائن إلى آخر، ومن مجموعة مطهرات مشتركة إلى أخرى. ويظهر أنه للكائنات الأساسية ذات الاهتمام على درجة حرارة 11°C.

- يزداد تثبيط بكتيريا القولونيات باستخدام المطهرات المشتركة.
- يزداد تثبيط حويصلات الجيادية باستخدام المطهرات المشتركة.

- يقل تثبيط فيروس يرقان الكبد A والكوليماج-2 MS باستخدام المطهرات المشتركة من استخدامها كل على انفراد.
- يزداد تثبيط الفيروس السننجابية باستخدام المطهرات المشتركة.
- يزداد تثبيط الحويصلات الأنثوية للخفية الأبواغ باستخدام المطهرات المشتركة.
- لا يتأثر تثبيط الأبواغ باستخدام المطهرات المشتركة.

3.9 الطرق التحليلية

بشكل عام، تتأثر معظم الطرق التحليلية لمتبقيات المطهرات سلبياً بوجود مطهرات أخرى. ولحسن الحظ، يوجد طريقة واحدة على الأقل يمكن استخدامها في تحليل المطهرات والمؤكسدات المدرجة أدناه.

ولمعرفة تفاصيل الطرق التحليلية ينصح القارئ بالرجوع إلى الفصول المتعلقة بكل مطهر على حدة.

1.3.9 الأوزون

لا يمكن تحليل متبقي الأوزون بوجود العوامل المؤكسدة الأخرى مثل الكلور والكلورامين وبيرمنجنات البوتاسيوم. وعادة ما تظهر الطرق التحليلية للأوزون تداخلات من الكلور والبروم واليود وأيونات المنغنيز. وتعتبر طريقة ACVK المذكورة سابقاً في فصل الأوزون، أقل الطرق تعرضاً للتداخلات عندما يكون تركيز المنغنيز أقل من 1 ملغم/لتر وتركيز الكلور الحر أو المتحد أقل من 10 ملغم/لتر (Gordon et al., 1992).

2.3.9 ثاني أكسيد الكلور

هناك بعض الطرق التحليلية لثاني أكسيد الكلور والكلورات والكلوريت التي لا يمكن إجراؤها بوجود عوامل مؤكسدة. فمثلاً لا يمكن استخدام الطرق الأمبيرومترية والأيودومترية بوجود أيونات بعض المعادن مثل المنغنيز. أما الطرق التحليلية التي يمكن استخدامها بوجود مطهرات ومؤكسدات أخرى فتشمل مطيافية الأشعة فوق البنفسجية والكروماتوغرافيا الأيونية (Gordon et.al, 1992).

3.3.9 بيرمنجنات البوتاسيوم

يمكن استخدام طريقة الامتصاص النري لقياس البيرمنجنات بوجود أي من المطهرات (Standard Methods, 1995).

4.3.9 الكلورامين

لا يمكن استخدام أي من الطرق اللونية لتحليل الكلورامين بوجود عوامل مؤكسدة مثل الأوزون أو بيروكسيد الهيدروجين. أما الطرق التحليلية التي يمكن استخدامها بوجود مطهرات ومؤكسدات أخرى فتشمل مطيافية الأشعة فوق البنفسجية والمعايرة الأمبيرومترية (Gordon et al., 1992).

5.3.9 بيروكسيد الهيدروجين

تتأثر جميع الطرق التحليلية لبيروكسيد الهيدروجين بوجود فصائل مؤكسدة أخرى مثل الأوزون أو الكلور (Gordon et al., 1992).

6.3.9 الإشعاع فوق البنفسجي

هناك تداخلات معروفة لمطهرات أخرى في قياسات الأشعاع فوق البنفسجي (DeMers and Renner, 1992).

7.3.9 ملخص للطرق التحليلية

يعتبر تحليل الأوزون بوجود الكلور محدوداً. ولكن هذه المطهرات لا توجد عادة متساندة، خاصة أن الأوزون يتفكك بسرعة. ويصعب تحليل بيروكسيد الهيدروجين بوجود الأوزون والعوامل المؤكسدة الأخرى. ولكن عند استخدام البيروكسون، فإن متبقي الأوزون يستعمل لتحقيق احتياجات التطهير.

أما المطهرات والعوامل المؤكسدة الأخرى، فيمكن رصدها انتقائياً بوجود مطهرات أخرى.

4.9 ملخص

يلخص الجدول (18-9) بشكل عام استخدامات المطهرات المشتركة والعوامل التي تؤثر عليها. وتعتمد بعض الاعتبارات الخاصة على المطهرات الحقيقة المشتركة المستخدمة.

الجدول 9-18: ملخص عن المطهرات المشتركة

الوصف	الاعتبارات
يعتمد التوليد على نوع الكيميائيات المستخدمة فالأوزون وثاني أكسيد الكلور والكلورامين يجب توليدها في الموق	التوليد
يمكن استخدام مطهرين منفصلين لتوفير التطهير الأولي والثانوي وبفضل عمليات التطهير الأولى والثانوي يمكن تطهير الطرق للحصول على الحد الأقصى من التبيط والحد الأدنى من النواحى الجانبية لعملية التطهير. ويمكن استخدام التطهير المتفاعل (الاستفادة من التعاون بين المطهرات لزيادة التبيط) كمطهر أولي.	الاستخدامات الرئيسية
يمكن استخدام المطهرات المشتركة كمطهرات أولية لتنبيط الجيارات وخفية الأبوااغ والفيروسات. والتطهير المشترك يكون عادة أكثر فعالية من استخدام المطهرات كل على حدة.	فعالية التطهير
يقل تكون النواحى الجانبية لعملية التطهير باستخدام المطهرات المشتركة. وبشكل خاص، فإن استخدام الكلور المستمر بالاشتراك مع مطهرات أخرى يؤدي إلى نقصان في تكون النواحى الجانبية لعملية التطهير.	تكون النواحى الجانبية لعملية التطهير
ما زالت البيانات المتعلقة باستخدام المطهرات المشتركة في مرحلة التطوير وتم الحصول على كثير من المعلومات المتوافرة من دراسات مخبرية. وما زال هناك حاجة لمعلومات إضافية للتطبيق على المستوى الطبيعي. والتطهير المزدوج (أولى/ثانوي) للحد من تكون النواحى الجانبية لعملية التطهير أصبح ثابتاً كديل مفضل في التقنية.	المقيمات
تستخدم المطهرات المشتركة في التطهير الأولي والثانوي. ويجب أن تتم الأوزنة بعد الترسيب وقبل الترشيح البيولوجي.	نقطة الاستخدام
تتبع فعالية واستخدام المطهرات المشتركة محددات وخصائص المطهرات المنفردة إلى حد كبير. وغالباً ما تكون المطهرات المشتركة أكثر فعالية.	اعتبارات خاصة

5.9 المراجع

- Alleman, J. E., et al. 1988. "Comparative evaluation of alternative halogen-based disinfection strategies." Conference proceedings, Industrial Waste Conference, forty-second edition.
- Battigelli, D.A. and M.D. Sobsey. 1993. "The Inactivation of Hepatitis A Virus, Poliovirus and Coliphage MS2 By Lime Softening and Chlorine/Monochloramine Disinfection." Conference proceedings, AWWA Water Quality Technology Conference.
- Bernbaum, C.M. 1981. "Criteria for Analyzing Interactions Between Biologically Active Agents." *Adv. Cancer Res.* 35:269.
- Bernbaum, C.M. 1985. "The expected effect of a combination of agents: the general solution." *J. Theor. Biol.* 114:413.
- DeMers, L.D. and R.C. Renner. 1992. Alternative Disinfection Technologies for Small Drinking Water Systems. AWWA and AWWARF, Denver, CO.
- Finch, G.R. 1997. "Control of Cryptosporidium Through Chemical Disinfection: Current State-of- the-Art." AWWARF Technology Transfer Conference, Portland, Oregon.
- Finch, G.R., E.K. Black, and L.L. Gyurek. 1994. "Ozone and Chlorine Inactivation of Cryptosporidium." Conference proceedings, Water Quality Technology Conference; San Francisco, CA.
- Gordon, G., W.J. Cooper, R.G. Rice, and G.E. Pace. 1992. Disinfectant Residual Measurement Methods. Second Edition, AWWARF and AWWA, Denver, CO.
- Gyurek, L., L. Liyanage, M. Belosevic, and G. Finch. 1996. "Disinfection of Cryptosporidium Parvum Using Single and Sequential Application of Ozone and Chlorine Species." Conference proceedings, AWWA Water Quality Technology Conference, Boston, MA.
- Hubbs, S., D. Amundsen, and P. Olthius. 1981. "Use of Chlorine Dioxide, Chloramines, and Short-Term Free Chlorination as Alternative Disinfectants." *J. AWWA.* 73(2):97-101.
- Jacangelo, J.G., N.L. Patania, K.M. Reagan, E.M. Aieta, S.W. Krasner, and M.J. McGuire. 1989. "Impact of Ozonation on the Formation and Control of Disinfection Byproducts in Drinking Water." *J. AWWA.* 81(8):74.
- Kouame, Y. and C.N. Haas. 1991. "Inactivation of E. coli. by Combined Action of Free Chlorine and Monochloramine." *Water Res.* 25(9):1027.
- LeLacheur, R.M., P.C. Singer, and M.J. Charles. 1991. "Disinfection Byproducts in New Jersey Drinking Waters." Conference proceedings, AWWA Annual Conference, Philadelphia, PA.
- Liyanage, L., L. Gyurek, M. Belosevic, and G. Finch. 1996. "Effect of Chlorine Dioxide Preconditioning on Inactivation of Cryptosporidium by Free Chlorine and Monochloramine." Conference proceedings, AWWA Water Quality Technology Conference, Boston, MA.
- Logsdon, G.S., S. Foellmi, and B. Long. 1992. Filtration Pilot Plant Studies for Greater Vancouver's Water Supply. Conference proceedings, AWWA Annual Conference, Toronto, Ontario.
- Lykins, B.W., J.A. Goodrich, W.E. Koffskey, and M.H. Griese. 1991. "Controlling Disinfection Byproducts with Alternative Disinfectants." Conference proceedings, AWWA Annual Conference, Philadelphia, PA.
- Malcolm Pirnie, Inc. 1990. "Task 1.3 - Water Quality Report." Prepared for the Public Utilities Department, City of San Diego.
- Malcolm Pirnie, Inc. 1989. "Water Quality Master Plan." City of Phoenix Water and Wastewater Department.
- McKnight, A. and D. Reckhow. 1992. "Reactions of Ozonation Byproducts with Chlorine and Chloramines." Conference proceedings, AWWA Annual Conference, Vancouver, British Columbia.
- MWDSC AND JMM (Metropolitan Water District of Southern California and James M Montgomery Consulting Engineers). 1989. Disinfection Byproducts in United States Drinking Waters. Volume I. EPA and Association of Metropolitan Water Agencies. Cincinnati, OH and Washington, D.C.
- Oppenheimer, J.A. 1997. "Cryptosporidium Inactivation in Natural Waters." AWWARF Technology Transfer Conference, Portland, OR.
- Reckhow, D., B. Legube, and P. Singer. 1986. "The Ozonation of Organic Halide Precursors: Effect of Bicarbonate." *Water Res.* 20(8):987-998.
- Richardson, Susan D., Alfred D. Thurston, Timothy W. Collette, Kathleen Schenck Patterson, Benjamin w. Lykins, George Majetich, and Yung Zhang. 1994. Multispecial Identification of Chlorine Dioxide Disinfection Byproducts in Drinking Water. *Environ. Sci. Technol.* 28:4:592.
- Singer, P.C. 1988. Alternative Oxidant and Disinfectant Treatment Strategies for Controlling Trihalomethane Formation. EPA Risk Reduction Engineering Laboratory, Cincinnati OH Rept No. EPA/600/2-88/044.
- Singer, P.C. 1992. Formation and Characterization of Disinfection Byproducts. Presented at the First International Conference on the Safety of Water Disinfection: Balancing Chemical and Microbial Risks.
- Standard Methods. 1995. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, nineteenth edition. Franson, M.H., Eaton, A.D., Clesceri, L.S., and Greenberg, A.E., (editors), American Public Health Association, AWWA, and Water Environment Federation, Washington D.C..
- Straub, T. M., et al. 1994. "Synergistic Inactivation of Escherichia coli and MS-2 Coliphage by Chloramine and Cupric Chloride." Conference proceedings, AWWA Water Quality Technology Conference, San Francisco, CA.
- USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1992. Technologies and Costs for Control of Disinfection Byproducts. Prepared by Malcolm Pirnie, Inc. for the Office of Ground Water and Drinking Water, Report No. PB93-162998.
- Worley, S.D. and D.E. Williams. 1988. "Disinfecting Water with a Mixture of Free Chlorine and Organic B-halamine." *J. AWWA.* 80(1):6