



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE QUÍMICA

FUNDAMENTOS Y AVANCES EN LA DESINFECCION
DE AGUAS RESIDUALES TRATADAS

TRABAJO MONOGRAFICO DE ACTUALIZACION

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE

INGENIERA QUÍMICA

P R E S E N T A :

MARIA GUADALUPE FUENTES SOUZA



MÉXICO, D.F.

2006



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas

Tesis Digitales

Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©

PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

Jurado asignado:

Presidente	Prof. Rodolfo Torres Barrera
Vocal	Prof. Aurora De Los Angeles Ramos Mejia
Secretario	Prof. Alfonso Durán Moreno
1er. Suplente	Prof. Hilda Elizabeth Calderon Villagomez
2do. Suplente	Prof. Gabriel Baldomero Perez

Sitio donde se desarrolló el tema:

Departamento de Ingeniería Química, Facultad de Química, UNAM.
Paseo de la investigación científica, Conj. E.
Ciudad Universitaria.

Asesor del tema:

Dr. Alfonso Durán Moreno

Sustentante:

Maria Guadalupe Fuentes Souza

AGRADECIMIENTOS

Me es difícil agradecer a alguien en especial sin empezar con mis padres que son los que de alguna manera lucharon y se esforzaron por darme lo mejor en la vida.

A ti papa Carlos A. Fuentes Valerio que donde quiera que estes quiero que sepas que siempre estas en el el pensamiento y en el corazon de tus nietos y el mio.

A mi mama Maria Guadalupe Souza Sosa que es una gran mujer que con su esfuerzo siempre nos ha demostrado que podemos seguir adelante que no importa la edad ni las circunstancias y que las oportunidades se las tiene que buscar uno ya que estas no van a llegar a uno por si solas

A mis hijos Carlos y Jesús que con su comprensión y cariño me apoyaron para seguir adelante, y que siempre han sido un gran ejemplo para mi ya que a pesar del tiempo que le dedique a mis estudios y este trabajo siempre han sido unos niños respetuosos, cariñosos y cumplidos y espero que nunca cambien por que como son ahora se que se convertiran en unos excelentes hombres, los amo y quiero que sepan que son lo mejor que me ha pasado en mi vida.

A Suso que a pesar de todas nuestras dificultades siempre ha estado presente en mi vida en los buenos y malos momentos y por su apoyo incondicional gracias.

A Dios por darme la oportunidad de encontrar una persona maravillosa que me hace ser tan feliz y plena que me dio el impulso para concluir con este trabajo.

A mis amigos incondicionales que siempre estaran en mi corazon Gris y Tomas.

A mi asesor el Dr. Alfonso que me dio la oportunidad de hacer este trabajo brindandome todo su apoyo y comprensión.

CAPITULO 1.	INTRODUCCIÓN	1
1.1	ANTECEDENTES	1
1.2	OBJETIVO	2
1.3	ALCANCES	2
1.4	IMPORTANCIA DE LA DESINFECCIÓN	2
CAPITULO 2.	FUNDAMENTOS SOBRE DESINFECCIÓN	7
2.1	CARACTERÍSTICAS BIOLÓGICAS DE LAS AGUAS RESIDUALES	7
2.2	CARACTERÍSTICAS MICROBIOLÓGICAS	7
2.3	NORMATIVIDAD MEXICANA EN MATERIA DE DESINFECCIÓN DE AGUA Y DE AGUAS RESIDUALES	13
2.4	ENFERMEDADES HÍDRICAS DE ORIGEN MICROBIOLÓGICO	16
2.5	NOCIÓN DE GÉRMESES TESTIGOS	21
2.5.1	Indicadores de contaminación microbiológica	22
2.5.2	Gérmenes indicadores de contaminación fecal	23
2.5.3	Gérmenes indicadores de la eficiencia del tratamiento	27
2.5.4	Características de un buen desinfectante	28
2.6	FACTORES QUE INFLUYEN EN EL PROCESO DE DESINFECCIÓN	31
2.6.1	Concentración y tipo de agente químico	31
2.6.2	Resistencia decreciente de los microorganismos a los tratamientos de desinfección	32
2.6.3	Efecto de la temperatura del agua al desinfectante	32
2.7	SISTEMAS CONVENCIONALES DE DESINFECCIÓN	33
2.7.1	Desinfección química	33
2.7.1.1	Cloro	33
2.7.1.1.1	Historia	34
2.7.1.2	Dióxido de cloro	35
2.7.1.3	Ozono	36
2.7.2	Desinfección física y fisicoquímica	38
2.7.2.1	Elevación del pH	38
2.7.2.2	Desinfección por irradiación	40
2.7.2.2.1	Desinfección solar	40
2.7.2.2.2	Inactivación fotoquímica solar	41
2.7.2.2.3	Inactivación por radiaciones ionizantes	42

2.7.2.3	Desinfección por rayos ultravioleta	43
2.7.2.3.1	Una perspectiva histórica.....	44
2.7.2.3.2	Fuentes de luz UV.....	45
2.7.2.3.3	Espectro de radiación ultravioleta.....	47
2.7.2.4	Desinfección fotoquímica.....	48
2.7.2.5	Tratamientos mixtos	48
2.7.2.6	Desinfección electroquímica	49
2.7.2.7	Desinfección por ultrasonidos	50
2.7.2.8	Desinfección por campos magnéticos.....	51
2.7.2.9	Desinfección por stress mecánico.....	51
CAPITULO 3. PROCESOS MÁS IMPORTANTES DE DESINFECCIÓN DE AGUAS Y DE AGUAS RESIDUALES TRATADAS.....		52
3.1	CLORACIÓN.....	52
3.1.1	Formas comerciales.....	53
3.1.1.1	Reacciones con amoníaco	59
3.1.1.2	Reducción de cloro residual.....	64
3.1.1.3	Equipo necesario	65
3.1.1.4	Ventajas del uso del cloro.....	68
3.1.1.5	Desventajas del uso del cloro	71
3.1.2	DIÓXIDO DE CLORO	76
3.1.2.1	Funcionamiento.....	76
3.1.2.2	Uso del dióxido de cloro en el tratamiento del agua.....	79
3.1.2.3	Desventajas del uso del dióxido de cloro	82
3.1.3	LUZ ULTRAVIOLETA	83
3.1.3.1	Principio de funcionamiento de la desinfección con luz ultravioleta	83
3.1.3.2	Equipo de desinfección por luz ultravioleta.....	85
3.1.3.3	Dosis de UV requeridas	94
3.1.3.4		97
3.1.3.5	Diseño del reactor UV	97
3.1.3.6	Factores que afectan la administración de la dosis UV	100
3.1.3.7	Práctica de desinfección UV	102
3.1.3.8	Operación y mantenimiento.....	105
3.1.3.9	Sub productos de desinfección.....	107
3.1.3.10	Ventajas del uso del uso de rayos UV.....	108
3.1.3.11	Desventajas del uso de los rayos ultravioleta.....	110
3.2	OZONO.....	112
3.2.1	Equipos de ozonización.....	115

3.2.1.1	La generación de ozono	115
3.2.1.2	Contactores de ozono	116
3.2.1.3	Cámara con deflectores (Tecnología WEDECO).....	117
3.2.1.4	Destrucción del ozono liberado.....	119
3.2.1.5	Consideraciones de seguridad	119
3.2.1.6	Ventajas del uso de ozono	121
3.2.1.7	Desventajas del uso del ozono	121
3.3	VALORES CT PARA LA DESINFECCIÓN EN PROCESOS QUÍMICOS	122
	E. coli.....	124
CAPITULO 4.	COSTOS DE OPERACIÓN Y MANTENIMIENTO	128
4.1	CLORO	128
4.2	RADIACIÓN UV	130
4.3	COMPARACIÓN DE COSTOS UNITARIOS	132
CAPITULO 5.	CONCLUSIONES	137
A.1.1	Características principales de las aguas residuales	143
A.1.2	Características físicas.....	145
A.1.3	Características orgánicas.....	149
A.1.4	Características inorgánicas	151

INDICE DE TABLAS

Tabla 2.1. Bacterias importantes en el ambiente (Metcalf y Eddy, 1996)	10
Tabla 2.2. Agentes infecciosos presentes en el agua residual (Metcalf y Eddy 1996)	12
Tabla 2.3. Principales epidemias por enfermedades hídricas registradas en U.S.A.	19
Tabla 2.4. Epidemias de enfermedades hídricas observadas entre 1971 y 1980 en U.S.A.	20
Tabla 2.5. Epidemias de enfermedades hídricas ocasionadas por cryptosporidium observadas entre 1984 y 1993 en U.S.A. (Lisle y Rose, 1993).....	21
Tabla 2.6. Flora bacteriana de algunas especies animales	25
Tabla 2.7. Microorganismos cuantificados en aguas residuales	25
Tabla 2.8. Correlaciones de coliformes fecales: salmonellas para aguas de ríos y de estuarios.	26
Tabla 2.9. Potenciales estándar de oxido-reducción de algunos reactivos utilizados en el tratamiento de agua.....	31
Tabla 2.10. Tiempos de contacto necesarios a pH elevado para eliminar totalmente algunos gérmenes presentes en agua (Concentración inicial = 1 500 organismos / mL)	39
Tabla 2.11. Efectos de desinfección obtenidos con los rayos solares sobre un agua contaminada (Acra et al., 1984).....	40
Tabla 2.12. Efectos de los rayos ionizantes en función de las dosis aplicadas.....	42
Tabla 2.13. Dosis de rayos ionizantes necesarias para la inactivación del 99% de microorganismos (Lowe et al, 1956)	43
Tabla 2.14. Aplicaciones de desinfección UV	44
Tabla 3.1 Porcentaje disponible de cloro para varios compuestos	64
Tabla 3.2 Razones de costo-beneficio-tratamiento de agua y remoción de agentes patógenos (Craun 1992) 70	
Tabla 3.3 Efectos del ClO ₂ en el tratamiento del agua potable (Arieta y Berg, 1986).....	79
Tabla 3.4 Eficacia biocida, estabilidad y efecto del pH (Junli 1997)	81
Tabla 3.5 Dosis UV en MWs/cm ² para inactivar una población microbiana en 1 Log (90%) y 2 Log (99%). 92	
Tabla 3.6 Influencia de la turbiedad y del color del agua sobre la adsorción de los rayos UV	110
Tabla 3.7 Límites de exposición al ozono.....	120
Tabla 3.8 Valores CT para la reducción de 99,9% de Giardia lamblia con cloro libre.....	123
Tabla 3.9 Valores CT para la inactivación de Virus	123
Tabla 3.10 Valores CT para la reducción de diferentes microorganismos.	124
Tabla 3.11 Valores CT para la reducción de diferentes microorganismos.	125
Tabla 3.12 Valores CT para la reducción de 99,9% de Giardia lamblia	125
Tabla 3.13 Valores CT para la inactivación de virus.....	126
Tabla 3.14 Valores CT para microorganismos problemáticos (mg/L*min).....	126
Tabla 3.15 Valores CT para la inactivación por ozono	127
Tabla 4.1. Razones positivas de costo-beneficio -- tratamiento de agua y remoción de agentes patógenos.....	129
Tabla 4.2. Costo unitario de los productos químicos.....	132
Tabla 4.3. Comparación de costos de los desinfectantes(Dólares por galón).....	134
Tabla 4.4. Costos anuales de operación para diferentes sistemas de desinfección	133
Tabla 4.5. Principales propiedades de los agentes desinfectantes químicos comparado con sus costos 136	
Tabla 4.6. Costos de los equipos para cloración.....	135

INDICE DE FIGURAS

Figura 1.1.	Porcentaje de agua potable suministrada que es desinfectada.....	5
Figura 1.2.	Eficiencia de la cloración por entidad federativa en México	6
Figura 2.1	Ciclo de infección con ascaris	13
Figura 2.2	Tasa de mortalidad por fiebre tifoidea en los Estados Unidos	35
Figura 2.3	Equipo para la generación de luz UV, de Trojan System	45
Figura 2.4	Espectro Electromagnético	46
Figura 2.5	Espectro electromagnético con escala expandida a la radiación UV.....	46
Figura 2.6	Espectro electromagnético	47
Figura 3.1.	Acción del cloro sobre las bacterias	53
Figura 3.2.	Equilibrio de especies de cloro en agua en función del pH.....	56
Figura 3.3.	Diagrama de equilibrio de especies de cloro en función del pH y del potencial.....	57
Figura 3.4.	Porcentaje de distribución del ácido hipocloros y el ion hipoclorito en función del pH.....	58
Figura 3.5.	Curva de cloro residual para la determinación del “break point”	63
Figura 3.6.	Clorador hydro serie 200	66
Figura 3.7.	Equipo para la aplicación del dióxido de cloro	77
Figura 3.8.	Efecto de la radiación UV (WEDWCO AG)	84
Figura 3.9.	Comparación del espectro de acción de la inactivación del E. Coli con el de absorción del ácido nucleico.....	84
Figura 3.10.	Salida espectral de lámparas de arco de mercurio de baja y mediana presión (Philips 1983).....	86
Figura 3.11.	Equipos comerciales de desinfección de luz UV a) casco de cuarzo y b) tubo AFP.	87
Figura 3.12.	Módulos de lámparas UV (Trojan system UV)	88
Figura 3.13.	Lámparas UV colocadas en línea en tuberías de conducción de agua (Calgon Carbon Corporation Sentinel SYSTEM)	88
Figura 3.14.	Cinética de inactivación de la desinfección con UV (Severin et al 1984)	89
Figura 3.15.	Efecto del ozono sobre las paredes bacterianas	113
Figura 3.16.	Proceso de desinfección de ozono (Metcalf y Eddy, 1996).....	115
Figura 3.17.	Cámara de contacto de ozono	116
Figura 3.18.	Cámara con deflectores (Tecnología WEDECO)	117
Figura 3.19.	Difusor de turbina.....	118
Figura 3.20.	Diagrama de flujo de un proceso de tratamiento con ozono. (WEDWCOSCHMIDDING)....	119
Figura 4.1.	Costos de los compuestos Químicos vs. efectos del pH a 10°C	135
Figura 4.2.	Costos de los compuestos químicos vs. efectos del pH a 20°C	135
Tabla 4.1.		

RESUMEN

En el presente trabajo se ha elaborado una revisión bibliográfica de los principales conceptos necesarios para conocer y para implementar la desinfección de aguas y de aguas residuales. En el primer capítulo se ha incluido una definición general del proceso de desinfección y se han incluido los objetivos y alcances del presente proyecto. Asimismo se ha incluido una perspectiva histórica de la implementación de los procesos de desinfección destacándose la importancia que ha tenido dicha práctica en una drástica disminución de la mortalidad asociada a enfermedades hídricas. En el capítulo 2 se ha hecho una extensa descripción de los procesos de desinfección más ampliamente utilizados actualmente. Por otro parte en ese mismo capítulo 2 se han descrito las principales características de las aguas residuales tratadas que deben tomarse en cuenta para implementar un proceso de desinfección. En el capítulo 3, se han resumido las principales ventajas e inconvenientes de los procesos de desinfección más ampliamente utilizados a nivel mundial. En este capítulo 3 se muestra que el cloro sigue siendo el proceso más utilizado debido al potente efecto desinfectante del mismo pero también se destacan los inconvenientes de su utilización debido a la formación de subproductos cancerígenos y el riesgo que representa manejar y utilizar gas cloro. No se ha encontrado hasta el momento el desinfectante perfecto que deberá tener como características principales ser muy efectivo para la destrucción de organismos patógenos, generación mínima de subproductos, manejo seguro y bajo costo. Finalmente, en el capítulo 4 se presenta indicadores generales de los costos asociados a la utilización de diferentes procesos de desinfección. El aporte principal del presente trabajo es haber reunido, en un solo documento información actualizada, analizada y organizada sobre los procesos de desinfección más conocidos.

CAPITULO 1. INTRODUCCIÓN

1.1 ANTECEDENTES

La desinfección es un proceso indispensable en el tratamiento de agua y de aguas residuales. Este proceso tiene por objetivo eliminar del agua todos aquellos microorganismos patógenos para el ser humano. Existe una variedad importante de métodos de desinfección que dependen del destino del agua tratada y del volumen de agua a tratar. En el caso de la producción de agua potable, existen dos métodos tradicionales de desinfección de agua, el térmico (ebullición del agua) utilizado básicamente para aplicaciones domésticas, y la cloración, utilizada en las plantas potabilizadoras. En lo que respecta a las aguas residuales tratadas, la cloración es sin duda el método más utilizado. En las últimas décadas han surgido nuevos métodos de desinfección de agua que ofrecen ventajas interesantes, entre ellos la ozonación y la radiación UV.

Actualmente se tiene un cúmulo de información muy extensa relacionada con los procesos de desinfección. Dicha información incluye aspectos relativos a las características de los microorganismos patógenos que se desean eliminar y de microorganismos que sirven de indicadores sobre la eficiencia de los procesos de desinfección. Por otro lado, se conocen aspectos básicos sobre los mecanismos por los que actúan los distintos agentes desinfectantes que se conocen y del tipo de subproductos que estos generarán. Los distintos procesos de desinfección actualmente utilizados en plantas potabilizadoras y en plantas depuradoras de aguas residuales presentan ventajas e inconvenientes al compararlos unos con otros. Por ejemplo, desde el punto de vista económico, la cloración es sin duda el proceso más interesante, sin embargo, la aplicación de cloro (oxidante fuerte) a un agua que contiene materia orgánica conducirá a la formación de subproductos indeseables como los trihalometanos, los cuales se sabe presentan propiedades cancerígenas. Otro ejemplo interesante es la ozonación, el cual es un proceso de desinfección ampliamente utilizado en Europa y en Estados Unidos. Este proceso es muy eficiente para la

eliminación de microorganismos patógenos y no conduce a la formación de trihalometanos, sin embargo también puede formar subproductos de oxidación tóxicos, además de que presenta la gran desventaja de que no tiene un efecto residual en el agua tratada.

Dada la importancia del proceso de desinfección en la producción de agua potable y de aguas residuales tratadas, se ha considerado interesante elaborar el presente trabajo donde se establece el Estado del Conocimiento (Arte) sobre este tema.

1.2 OBJETIVO

Establecer el Estado del Arte sobre los procesos de desinfección de agua y de aguas residuales tratadas.

1.3 ALCANCES

- a) Recopilar información actualizada sobre los microorganismos patógenos presentes en agua y sobre los organismos indicadores de la eficiencia de los procesos de desinfección
- b) Presentar el principio de funcionamiento y aspectos relevantes de los distintos procesos de desinfección
- c) Identificar las ventajas e inconvenientes de los diferentes procesos de desinfección
- d) Presentar aspectos de comparación económica de los procesos de desinfección más ampliamente utilizados

1.4 IMPORTANCIA DE LA DESINFECCIÓN

Desde los inicios de la desinfección, su objetivo principal ha sido la eliminación de las epidemias hídricas por medio de la destrucción selectiva de bacterias indicadoras. Sin embargo, esta tendencia se ha visto modificada debido a dos descubrimientos hechos en los años 1970's y, que han originado una reevaluación significativa de las prácticas

establecidas para la desinfección. El primer descubrimiento fue que los productos de desinfección pueden ser dañinos para el ser humano y que éstos se forman por reacción entre los diferentes desinfectantes y la materia orgánica contenida en el agua. El segundo descubrimiento fue la detección de nuevos microorganismos que no son eficazmente controlados por los procedimientos de desinfección tradicionales. Este último punto pone en evidencia que el uso de organismos indicadores discretos no es suficiente como prueba para asegurar una inactivación de un amplio intervalo de microorganismos patógenos. El control de estos problemas de salud pública demanda un alto nivel de comprensión de la desinfección y, en muchos casos, se requieren estudios de laboratorio para el diseño y aplicación de este proceso. El objetivo de esto es la construcción de plantas de tratamiento que cumplan con las actuales regulaciones pero que sean lo suficientemente flexibles para adaptarse a nuevas normas creadas a medida que se conoce más el fenómeno.

La desinfección se realiza por dos métodos generales: los físicos y los químicos. Históricamente, el cloro fue el desinfectante principal de los métodos químicos que se usaba en las plantas de tratamiento en todo el mundo. La desinfección con cloro ha dado y continúa dando buenos resultados en términos generales de eliminación ó inactivación de microorganismos patógenos. El cloro es un oxidante fuerte que además de desinfectar, permite la remoción de color, hierro y manganeso y, en ciertos casos reduce sabor y olor. En la operación de plantas de tratamiento, la precloración elimina las algas que se desarrollan en sedimentadores no cubiertos y permite el control de microorganismos que crecen en los filtros de arena. La precloración también oxida la materia orgánica que interfiere o inhibe la coagulación-floculación, permitiendo mejorar este último proceso.

Además del cloro gaseoso, se utilizan sus derivados entre los que encuentran los hipocloritos de sodio y calcio, el dióxido de cloro y las cloroaminas. El cloro y sus derivados no permiten sin embargo la eliminación de los virus del cólera y de la ***Giardia lamblia***, por lo que a pesar de que el número de epidemias mundiales de origen hídrico disminuyó de 45 por cada 100,000 habitantes en 1938/1940 a 15 por cada 100,000

habitantes en 1966/1970, todavía falta mucho por hacer en esta materia. Además, se ha comprobado que los productos de la cloración presentan un potencial carcinógeno para el ser humano. En México, en las dos últimas dos décadas el porcentaje de agua potable que es suministrada y desinfectada es superior en promedio a 95% (Figura 1.1). La eficiencia de la cloración por entidad federativa se presenta en la Figura 1.2. De esta última figura se observa que el estado que tiene la mayor eficiencia de desinfección es Tamaulipas con una eficiencia de casi 100%, por el contrario el estado con la menor eficiencia en la cloración del agua potable que suministra es Chiapas con un porcentaje de eficiencia inferior a 65%.

Debido a todos los problemas de salud pública que involucra la cloración, se ha suscitado un gran interés por mejorar el proceso, desarrollando métodos de cloración, evaluando el riesgo de este proceso para el ser humano y la biota acuática, además de aplicar métodos de desinfección alternativos. La Federación para el Control de la Contaminación en el Agua “Water Pollution Control Federation” (WPCF) es la organización que ha abierto un forum para la discusión de estos problemas. En las conferencias anuales de esta federación se ha realizado un reporte sobre el estado de arte de los métodos alternativos (1979), se ha evaluado el diseño, operación y eficiencia de estos métodos (1983), así como se han analizado sus ventajas y desventajas (1984). En 1984, el comité de Desinfección de la WPCF (Federación del Control de la Contaminación del Agua, WPCF por sus siglas en inglés de **Water Pollution Control Federation**) publicó información sobre las ventajas y las desventajas de los diferentes métodos de desinfección de aguas residuales y sus efectos sobre el ambiente y la salud pública.

Entre los diferentes agentes oxidantes alternativos del método químico de desinfección, se tiene: el ozono solo o combinado con agua oxigenada, con luz ultravioleta, con ultrasonido, agua oxigenada, permanganato de potasio, plata y cobre solos o combinados, ferratos, etc. En el caso del método físico de desinfección, se aplican procesos tales como la irradiación con luz ultravioleta, la retención sobre membranas (ultrafiltración, nanofiltración, ósmosis inversa), los ultrasonidos, los campos magnéticos y los métodos fisicoquímicos como la electroquímica. Cada uno de los métodos

alternativos presenta sus ventajas y desventajas técnico-económicas, las cuales son desarrolladas en los siguientes incisos del capítulo siguiente sobre la desinfección. En ese capítulo también se presentan algunos equipos utilizados para cada método de desinfección y los criterios de selección que se aplican. También se consideró importante señalar las características biológicas, que incluye la clasificación de los microorganismos que son capaces de afectar la salud pública y la forma de garantizar la calidad microbiológica del agua que tendrá un uso subsiguiente. Las características físicas, orgánicas e inorgánicas principales de las aguas residuales se presentan en el Anexo 1.

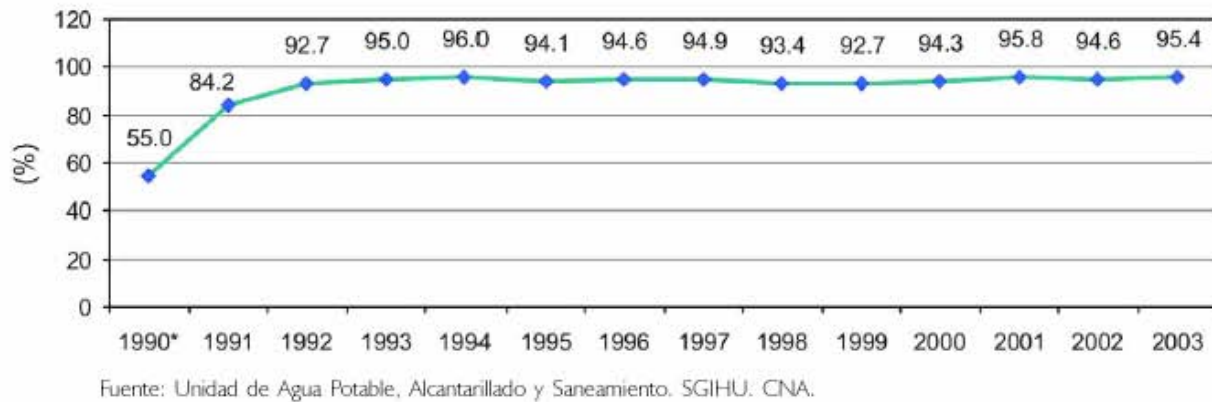
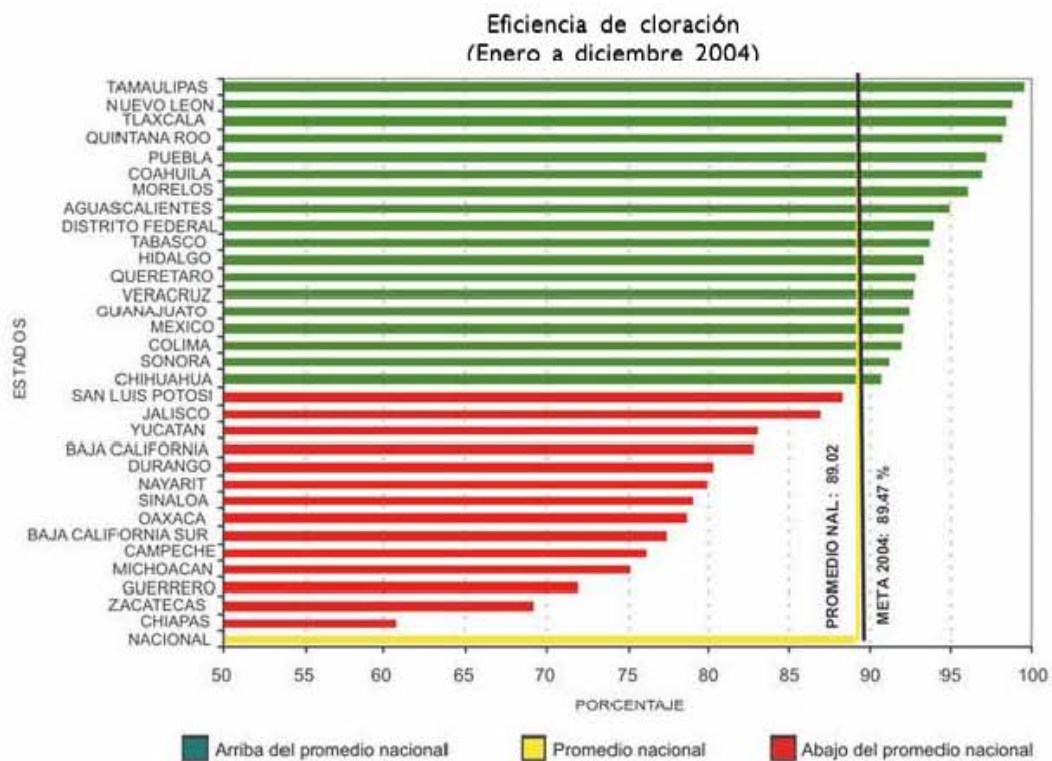


Figura 1.1. Porcentaje de agua potable suministrada que es desinfectada



Fuente: Secretaría de Salud y CNA.

Figura 1.2. Eficiencia de la cloración por entidad federativa en México

CAPITULO 2. FUNDAMENTOS SOBRE DESINFECCIÓN

2.1 CARACTERÍSTICAS BIOLÓGICAS DE LAS AGUAS RESIDUALES

Muchas formas de vida microbiana, puede existir en el agua en tanto se satisfaga las necesidades físicas y de nutrientes apropiadas para el crecimiento. Las bacterias aerobias y los protozoarios necesitan oxígeno disuelto para crecer. El nitrógeno y el fósforo, así como la luz, son indispensables para las algas. El número y tipo de microorganismos presentes constituyen un indicio de calidad del agua. En el agua limpia o con un bajo contenido de nutrientes, el número total de microorganismos es limitado, pero puede haber una gran variedad de especies. A medida que el número de nutrientes aumenta, también lo hace el número de microorganismos, en tanto el número de especies se reduce.

2.2 CARACTERÍSTICAS MICROBIOLÓGICAS

La microbiología es el estudio de los microorganismos y de sus actividades. La microbiología ambiental o sanitaria se ocupa de los microorganismos que comúnmente se encuentran en el agua, las aguas residuales, el agua, el aire y en algunos casos en los suelos, capaces de afectar la salud pública, descomponer materia orgánica o desempeñar una función útil.

Los seres vivos se dividen en tres reinos: vegetal, animal y protista. El reino protista se divide a su vez en eucariotas que son organismos unicelulares o multicelulares con núcleo verdadero (los superiores) y procariotas (los inferiores) que carecen de núcleo. En los procariotas que solo se incluyen bacterias y algas azules, el material genético de la célula (el ADN) no está organizado en estructuras reconocibles como cromosomas y no está separado del citoplasma por una membrana nuclear. Las algas azules en general se describen como bacterias azules o cianobacterias; así pues procariotas y

bacterias son términos sinónimos. Los protozoarios, las algas y los hongos se agrupan como protistas eucariotas. Los virus, que no son células no se incluyen en los grupos precedentes. Con base a esta clasificación, los microorganismos se agrupan en los protistas eucariotas y procariotas, y los virus (Metcalf y Eddy, 1996).

Las bacterias forman el grupo de microorganismos más importante, y son indispensables para el ciclo de nutrientes del ecosistema. Las bacterias patógenas (causantes de enfermedades) han sido objeto de la mayor atención. Muchas otras tienen importancia en los procesos de tratamiento de agua y de aguas residuales en la autopurificación natural de corrientes y lagos, y en la descomposición de los materiales en rellenos sanitarios, suelos y montículos de abono. Los virus, que son más pequeños que las bacterias, también pueden causar en plantas y animales, así como en los humanos.

Las algas son un tipo de microorganismos fotosintéticos semejantes a las plantas, causan problemas en el suministro de agua por que confieren olores y sabores desagradables y tapan los filtros. Sin embargo estos organismos son benéficos en los estanques de oxidación, pues suministran oxígeno para el tratamiento de aguas residuales. Por otra parte, un exceso de nutrientes en el agua puede dar origen a la floración de algas, las cuales, cuando se descomponen extraen oxígeno disuelto en los lagos.

Los hongos son protistas no fotosintéticos, unicelulares o multicelulares capaces de sobrevivir en condiciones de pH bajo. Estos organismos son útiles en el tratamiento biológico de ciertos residuos industriales y en la transformación de desechos orgánicos sólidos en el abono.

Los protozoarios son en orden de magnitud más grandes que las bacterias y son útiles en los procesos de tratamiento biológico.

Los rotíferos, organismos multicelulares que en ocasiones están presentes en el efluente de las plantas de tratamiento biológico, desempeñan una función de limpieza al consumir coloides orgánicos, bacterias y algas.

Los crustáceos son organismos multicelulares con un cuerpo o concha duro. Algunos son microscópicos y sirven de alimento para los peces. Se les considera indicadores de condiciones normales, sin contaminación, en aguas receptoras.

De acuerdo con su nomenclatura microbiana, los microorganismos reciben dos nombres para indicar su género y su especie. Por ejemplo *Escherichia coli* es la combinación de dos nombres: *Escherichia* indica el género y *coli* la especie. El nombre genérico empieza con mayúscula y el de la especie en minúscula.

En la tabla 2.1 se muestran algunas de las bacterias y su desempeño en el ambiente, cabe mencionar que algunas de estas bacterias son de carácter patógeno “agente que causa infección en un huésped vivo”.

Siguiendo con los microorganismos presentes en el agua; los hongos basan su alimentación en materia orgánica muerta; junto con las bacterias, los hongos son los principales responsables de la descomposición del carbono en la biosfera, sin la colaboración de los hongos los procesos de degradación de la materia orgánica en el ciclo del carbono se interrumpiría en poco tiempo, y la materia orgánica empezaría a acumularse.

Los virus no tienen la capacidad para sintetizar compuestos nuevos; en lugar de ello invaden las células del cuerpo vivo que los acoge y reducen la actividad celular hacia la producción de nuevas partículas virales a costa de células originales, cuando la célula muere, se liberan gran cantidad de virus que infectarán a células próximas, por ejemplo a partir de datos experimentales, se ha podido comprobar que cada gramo de heces de un paciente con hepatitis contiene entre 10,000 y 100,000 dosis de virus hepático. Se

sabe que los virus pueden sobrevivir hasta 41 días, tanto en aguas residuales como en aguas superficiales a una temperatura de 20° C y hasta 6 días en el cauce de un río.

Tabla 2.1. Bacterias importantes en el ambiente (Metcalf y Eddy, 1996)

Grupo de bacterias	Género	Importancia ambiental
Patógena	Salmonella	Causa fiebre tifoidea
Patógena	Shigella	Causa disentería
Patógena	Mycobacterium	Causa tuberculosis
Indicadora	Escherichia	Contaminación fecal
Indicadora	Enterobacter	Contaminación fecal
Indicadora	Streptococcus	Contaminación fecal
Indicadora	Clostridium	Contaminación fecal
Descomposición	Pseudomonas	Degrada compuestos orgánicos
Descomposición	Flovobacterium	Degrada proteínas
Descomposición	Zooglea	Organismo formador de flóculos en plantas de lodos activados
Descomposición	Clostridium Micrococcus	Produce ácidos grasos a partir de materia en un digestor anaerobio
Descomposición	Methanosarcina Methanococcus Methanobacterium	Producen metano gaseoso a partir de ácidos grasos en un digestor anaerobio
Nitrificante	Nitrobacter Nitrosomonas	Oxidan compuestos nitrogenados inorgánicos
Desnitrificantes	Bascillus Pseudomonas	Reducen nitratos y nitritos a nitrógeno gaseoso u óxido nítrico
Fijadoras de nitrógeno	Azobacter Beijerinckia	Capaces de fijar el nitrógeno atmosférico en NH ₃
Sulfurosas	Thiobacillus	Oxida el azufre y el hierro
Reductoras de sulfatos	Desulfovibrio	Interviene en la corrosión de tuberías de hierro
Fotosintéticas	Chlorobium Chromatium	Reducen sulfuros a azufre elemental
Férricas filamentosas	Sphaerotilus	Dan volumen a los lodos en las plantas de lodos activados
Férricas oxidantes del hierro	Leptothrix	Oxidan el hierro ferroso

He aquí la importancia del seguimiento hacia los organismos patógenos los cuales se encuentran en las aguas residuales los cuales pueden proceder de desechos humanos que estén infectados o que sean portadores de una determinada enfermedad. Las principales clases de organismos patógenos presentes en el agua residual son, como se muestra en la tabla 2.2, las bacterias, los virus, los protozoos y el grupo de los helmintos.

Tabla 2.2. Agentes infecciosos presentes en el agua residual (Metcalf y Eddy 1996)

Organismo	Enfermedad	Efecto
Bacterias		
Escherichia coli	Gastroenteritis	Diarrea
Legionella pneumophila	Legionelosis.	Enfermedad respiratoria aguda
Leptospira	Leptospirosis	Leptospirosis, fiebre
Salmonella typhi	Fiebre tifoidea.	Fiebre alta, diarrea, úlceras en el intestino delgado
Salmonella	Salmonelosis.	Causa fiebre tifoidea
Vibrio Cholerae	Cólera.	Diarrea, deshidratación
Yersinia enterocolitica.	Yersiniosis.	Diarrea.
Shigella	Shigelosis.	Disentería basilar.
Virus		
Enterovirus.	Gastroenterosis,	Anomalías cardíacas, meningitis.
Hepatitis A.	Hepatitis infecciosa.	
Reovirus.	Gastroenteritis	
Rotavirus	Gastroenteritis	
Protozoos.		
Balantidium coli.	Balantidiasis	Disentería, diarrea.
Cryptosporidium	Criptosporidiosis.	Diarrea
Entamoeba.	Amebiasis	Abscesos en el hígado y en intestino delgado.
Giardia lamblia.	Giardiasis.	Diarrea, náuseas, indigestión
Helmintos		
Enterobius vericularis	Enterobiasis	Gusanos
Hymenolepis	Hymenlepiasis	Tenia enana
Trichuris trichiura	Trichuriasis	Gusanos.

Como los organismos patógenos presentes en el agua residual se encuentran en cantidades muy pequeñas y, además resulta muy difícil de aislar y de identificar, se emplea un organismo indicador el cual presenta las siguientes características:

1. Su ausencia implica la inexistencia de agentes patógenos entéricos.
2. La densidad de los organismos indicadores está relacionada con la probabilidad de la presencia de patógenos.
3. En el medio los organismos indicadores sobreviven un poco más que los patógenos.

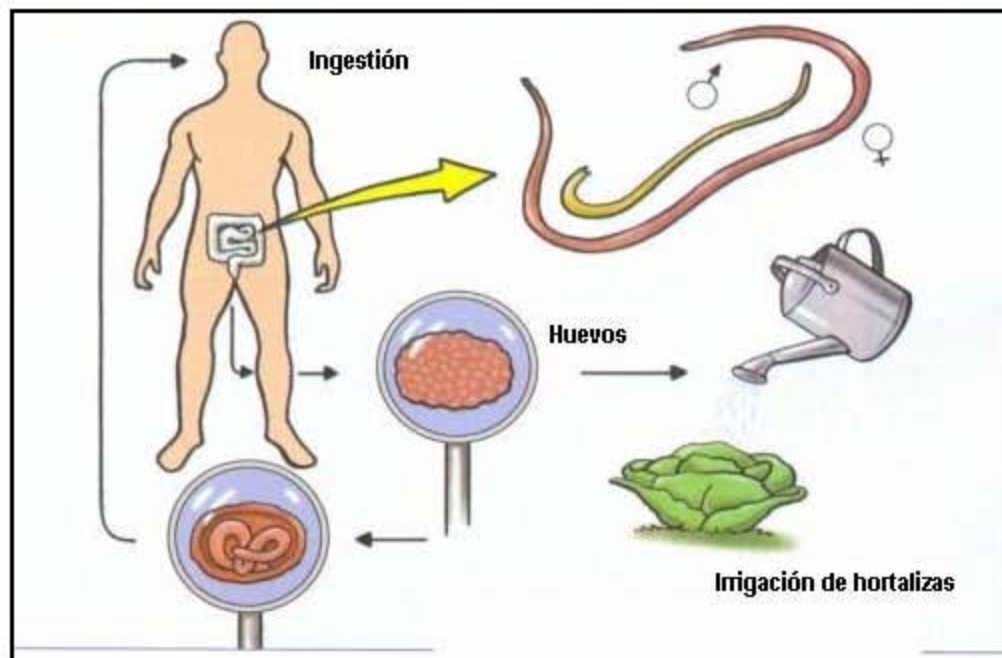


Figura 2.1 Ciclo de infección con ascaris

2.3 NORMATIVIDAD MEXICANA EN MATERIA DE DESINFECCIÓN DE AGUA Y DE AGUAS RESIDUALES

La Normatividad Mexicana está constituida en general de dos tipos de normas, las Normas Oficiales Mexicanas (NOM) y las Normas Técnicas Mexicanas (NMX).

Las NOM son ordenamientos legales de carácter federal que regulan las características de calidad de usos y reúso del agua y de descarga de aguas residuales. Las NMX contienen lineamientos generales aceptados por la Federación para la realización de pruebas de determinación de la calidad de un agua.

Las características que debe cumplir un agua para considerarse potable están reguladas por la **NOM-127-SSA1-1994** (modificada en 2000), **Salud ambiental, agua para uso y consumo humano-Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización**. En lo que se refiere al contenido de microorganismos, la NOM-127 establece los siguientes límites permisibles:

CARACTERISTICA	LIMITE PERMISIBLE
Organismos coliformes totales	2 NMP/100 mL 2 UFC/100 mL
Organismos coliformes fecales	No detectable NMP/100 mL Cero UFC/100 mL

Los resultados de los exámenes bacteriológicos se deben reportar en unidades de NMP/100 mL (número más probable por 100 mL), si se utiliza la técnica del número más probable o UFC/100 ml (unidades formadoras de colonias por 100 mL), si se utiliza la técnica de filtración por membrana.

En el caso de las descargas de aguas residuales, en México se tienen tres normas oficiales mexicanas:

NOM-001-SEMARNAT-1996, Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales.

NOM-002- SEMARNAT-1996, Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal.

NOM-003- SEMARNAT-1997, Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reusen en servicios al público.

De las tres normas anteriores, sólo la NOM-002 no regula la concentración de microorganismos ni de patógenos en el agua de descarga puesto que ésta va a redes

de alcantarillado. A continuación se presentan los límites máximos permisibles de microorganismos regulados por las NOM-001 y NOM-003.

A continuación se reproducen textos parciales de las normas antes mencionadas en lo que se refiere al tema de desinfección.

4.2 Para determinar la contaminación por patógenos se tomará como indicador a los coliformes fecales. El límite máximo permisible para las descargas de aguas residuales vertidas a aguas y bienes nacionales, así como las descargas vertidas a suelo (uso en riego agrícola) es de 1,000 y 2,000 como número más probable (NMP) de coliformes fecales por cada 100 ml para el promedio mensual y diario, respectivamente.

4.3 Para determinar la contaminación por parásitos se tomará como indicador los huevos de helminto. El límite máximo permisible para las descargas vertidas a suelo (uso en riego agrícola), es de un huevo de helminto por litro para riego no restringido, y de cinco huevos por litro para riego no restringido, lo cual se llevará a cabo de acuerdo a la técnica establecida en el anexo 1 de esta Norma.

NOM-003- SEMARNAT-1997, Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reusen en servicios al público.

En la NOM-003 los límites máximos permisibles de coliformes fecales y de huevos de helmintos, en función del tipo de reúso que se le de al agua residual tratada, se presenta en el cuadro siguiente:

TIPO DE REUSO	PROMEDIO MENSUAL	
	Coliformes fecales (NMP/100 mL)	Huevos de helminto (h/L)
SERVICIOS AL PUBLICO		
CON CONTACTO DIRECTO	240	>1
SERVICIOS AL PUBLICO		
CON CONTACTO	15	
INDIRECTO U OCASIONAL	1,000	<5

2.4 ENFERMEDADES MICROBIOLÓGICAS DE ORIGEN HÍDRICAS

En el medio ambiente existen numerosos agentes infecciosos que constituyen una amenaza para la salud del hombre. Ciertos de estos agentes u organismos (insectos, plantas, gusanos, peces y crustáceos) necesitan el agua para su hábitat, o como una vía para introducirse en el hombre. En otros casos, el agua les sirve para mantener su ciclo de vida. En este ciclo, esos organismos pueden ser peligrosos para el hombre, causando enfermedades hídricas.

La naturaleza del agua (estancada, corriente, clara, contaminada, dulce, etc.) influye sobre la selección del hábitat de la planta o del animal implicado en la transmisión de la enfermedad. Las enfermedades de origen hídrico son bastante numerosas pero si la atención se enfoca a aquellas causadas por microorganismos, se pueden clasificar en tres grandes grupos:

Grupo I: Información extensa y precisa de su origen y modo de transmisión.

Grupo II: Información dudosa.

Grupo III: Información insuficiente.

A continuación se presentan algunos ejemplos de enfermedades para cada grupo:

GRUPO I

Bacterias:

- Cólera
- Disentería, enfermedad por bacilos (shigelosis)
- Leptospirosis (enfermedad de Weil, fiebre de moissons, enfermedad de los porqueros, fiebre de marejada, leptospirosis ictero-hemorrágica, fiebre de los campos de arroz, fiebre de los campos de caña de azúcar).
- Fiebres paratifoideas

- Tularemia
- Fiebre tifoidea (dienterina, tifo abdominal)

Helminths:

- Dracunculosis (dracunculiasis, enfermedad del gusano de Guinea)
- Echinococcosis (enfermedad hidática, echinococcosis)
- Schistosomiasis (bilharziosis)
- Protozoarios:
- Disentería amibiana (amibiasis)

Virus:

Hepatitis infecciosa (hepatitis epidémica, ictericia epidémica, ictericia catarral)

GRUPO II

Dentro de este grupo se tienen las enfermedades cuyo síntoma común es la diarrea. Estas enfermedades constituyen un problema importante para la salud de numerosos países del mundo. Las diarreas se pueden clasificar en tres categorías:

1. Diarreas primarias causadas por infecciones.
2. Diarreas secundarias que aparecen como enfermedad con síntomas característicos de una infección extra-intestinal y es debida a la toxemia producida por el agente etiológico de esta enfermedad.
3. Diarreas no infecciosas causadas por:
 - Productos químicos.
 - Alergias gastrointestinales.
 - Desórdenes metabólicos.
 - Irritación de vías intestinales.

La diarrea primaria o infecciosa está ligada a numerosos agentes infecciosos, algunos de los cuales están bien identificados y en otros casos son supuestos:

1. Las bacterias:
 - a. Shigella
 - b. Salmonella de la cual las infecciones son bien conocidas:
 - Fiebres paratifoideas.
 - Fiebre tifoidea.
 - Gastroenteritis debida a alimentos contaminados.
 - Salmonelosis asintomáticas.
 - c. Stafilococcus aureus. Las infecciones por este organismo pueden provocar:
 - Intoxicación por alimentos de origen bacteriano.
 - Enteritis post-operatoria.
 - Gastroenteritis infantil.
 - d. Clostridium perfringens: organismo que tiene la propiedad de producir una toxina, originando un envenenamiento alimenticio.
 - e. Escherichia coli de ciertos tipos, de los cuales se han encontrado varios organismos ligados a enfermedades diarreicas esporádicas y epidemias en los niños.
 - f. Organismos patógenos dudosos, como el Paracolobactrum arizonae que provoca síntomas diarreicos análogos a aquellos causados por Salmonella, Proteus morganii, Proteus vulgaris, Pseudomonas aureoginosa, todos responsables de ciertas “diarreas de veranos”.
2. Los helmintos representados por los schistosomas y los nematodos.
3. Los protozoarios como la Entamoeba histólica y la Giardia lamblia.
4. Los champiñones: el tipo intestinal de la mononucleosis es un ejemplo de esta clase de infección que produce diarrea.

Las enfermedades diarreicas que son las más importantes desde el punto de vista de salud pública, son aquellas debidas a la Shigella, a la Salmonella, a la Escherichia coli y a los parásitos causantes de la mayor proporción de enfermedades ligadas a la diarrea.

GRUPO III

- Pleurodinia (pleurodinia epidémica, enfermedad de Bonrholm, mialgia epidémica, gripa del diablo).
- Poliomieltitis (parálisis infantil).

Estas dos enfermedades son provocadas por virus que poseen ciertas características que permiten pensar que el agua interviene en su transmisión. No existe, sin embargo, ninguna evidencia epidemiológica que permita confirmar esta teoría.

La presencia en el agua de los organismos responsables de las enfermedades hídricas provoca epidemias debido a su introducción al ser humano por ingestión. La Tabla 2.3 presenta una lista de las principales epidemias por enfermedades hídricas registradas en U.S.A. durante 1980 y 1982.

Tabla 2.3. Principales epidemias por enfermedades hídricas registradas en U.S.A.

Enfermedad	1980		1981		1982	
	Epidemia	No. de enfermos	Epidemia	No. de enfermos	Epidemia	No. de enfermos
Gastroenteritis	28	13 220	14	1 893	16	1 836
Giardia	7	13 220	14	1 893	16	1 836
Shigella	1	4 000	1	253 000	2	172 000
Camphylobacteria	1	800.0	1	81 000	nr	nr
Virus del cólera	nr	nr	1	17 000	nr	nr
Rotavirus	nr	nr	1	1761	nr	nr
Norwalk	5	1 914	nr	nr	4	750 000
Hepatitis A	1	48 000	nr	nr	3	103 000
Yersina	nr	nr	nr	nr	1	16 000
Total	43	868 858	27	651 654	38	1 603 836

nr: No hay registros

En esta tabla se puede observar que el número de epidemias en USA ha variado de manera poco significativa pero el número de enfermos ha aumentado de manera

considerable durante el período 1980-1982. Las enfermedades que registran el mayor número de enfermos son *Camphilobacter*, *Shigella* y *Giardia lamblia*.

Otras epidemias como la fiebre tifoidea han disminuido considerablemente en países donde se practica el tratamiento de aguas residuales, donde se realiza avances en la desinfección del agua o se toman medidas de tipo sanitario. Lo anterior enfatiza la necesidad de tener una vigilancia constante en las medidas de tipo preventivo, incluyendo la desinfección de las aguas residuales.

Las epidemias de disentería y de gastroenteritis pueden ser resultado de contaminación de fuentes de abastecimiento de agua potable por aguas residuales. Los resultados que se presentan en la Tabla 2.4 comparan las epidemias registradas por enfermedades hídricas transmitidas por el agua, según el sistema de abastecimiento de agua potable:

Tabla 2.4. Epidemias de enfermedades hídricas observadas entre 1971 y 1980 en U.S.A.

Enfermedad	Sistema comunitario		Sistema individual		Total	
	Epidemia	Casos	Epidemia	Casos	Epidemia	Casos
Gastroenteritis (etiología no identificada)	55	28 928	12	134	67	29 062
Giardiasis	22	17 090	5	72	94	17 162
Envenenamiento por productos químicos	22	2 886	9	63	31	2 949
Shigellosis	10	3 788	2	6	12	3 794
Salmonelosis	5	1 075	1	3	8	1 078
Hepatitis A	5	130	4	28	9	158
<i>Camphilobacter</i>	2	3 800	1	21	3	3 281
Gastroenteritis viral	2	1 690	nr	Nr	2	1 690
Tifoidea	nr	nr	3	12	3	12
Diarrea <i>Escherichia Coli</i>	nr	nr	nr	Nr	nr	nr
Total	123	59 387	37	339	229	59 726

nr : No hay registros

En la Tabla 2.5 se reseñan algunos de los brotes de *Cryptosporidium*, con indicación de la población afectada, la fuente u origen del suministro de agua, el tratamiento aplicado y la causa sobre la que recae la sospecha del brote.

Tabla 2.5. Epidemias de enfermedades hídricas ocasionadas por *cryptosporidium* observadas entre 1984 y 1993 en U.S.A. (Lisle y Rose, 1993).

AÑO	LOCALIZACIÓN	POBLACIÓN EXPUESTA	POBLACIÓN INFECTADA	FUENTE DEL AGUA	TRATAMIENTO	CAUSA SOSPECHADA
1984	Braun Station	5.900	2.006	Subterránea	Cloración	Pozos conten. Aguas Residuales
1987	Carrolton	32.400	12.960	Superficie	Convencional	Deficiencias Tratamiento
1991	Pennsylvania	Sin datos	551	Subterránea	Cloración	Deficiencias Tratamiento
1992	Jackson Co.	160.000	15.000	Superficie	Cloración	Deficiencias Tratamiento
1993	Milwaukee	1.600.000	403.000	Superficie	Convencional	Deficiencias Tratamiento

Estos resultados ponen en evidencia una contaminación del agua potable por las aguas residuales producidas. Sin embargo, es necesario remarcar que las aguas residuales municipales representan solamente una de las muchas fuentes de enfermedades relacionadas con la disposición de desechos humanos. Otras fuentes incluyen a las descargas por fosas sépticas e interconexiones de tuberías.

2.5 NOCIÓN DE GÉRMENES TESTIGOS

El proceso de desinfección se practica para garantizar la calidad microbiológica de un agua que tendrá un uso subsiguiente. Una corriente o un cuerpo de agua que recibe descargas de efluentes de plantas de agua residual inadecuadamente desinfectados puede ser contaminado por organismos patógenos responsables de enfermedades hídricas. El uso del cuerpo receptor como fuente de abastecimiento de agua potable, para la recreación (piscinas), para la acuicultura o para riego representa una vía para la transmisión de esas enfermedades.

2.5.1 Indicadores de contaminación microbiológica

El reconocimiento de la existencia de infecciones microbianas transmitidas por el agua ha obligado a controlar la calidad microbiológica del agua y a afinar los métodos para detectar los organismos patógenos en el agua. Los métodos que se aplican para su aislamiento y cuantificación son en su mayoría largos y complejos, por lo que se han buscado gérmenes no patógenos, generalmente bacterias, que estén normalmente presentes en las deyecciones humanas y de los animales de sangre caliente. Estos gérmenes deben ser menos frágiles que los patógenos, pero también más fáciles de aislar y de detectar por un análisis. Esos organismos cuya presencia no constituye un riesgo para la salud de los consumidores del agua, permiten detectar una contaminación por materias fecales. Ellos son llamados “indicadores” o “gérmenes testigos” y señalan la presencia de organismos patógenos.

La legislación en vigor por la OMS y en la mayor parte de los países del mundo recomiendan para el control bacteriológico del agua, buscar y cuantificar cuatro indicadores bacterianos:

- Los coliformes totales.
- Los coliformes fecales.
- Los estreptococos fecales.
- Los clostridium sulfito-reductores.

En general, los gérmenes indicadores se dividen en dos grupos principales:

Los indicadores de contaminación que permiten apreciar con una seguridad aceptable o con una anticipación el riesgo de una eventual contaminación por microorganismos patógenos.

Los indicadores de la eficiencia del tratamiento, que permiten evaluar la “calidad” de un tratamiento hacia los microorganismos patógenos contenidos en el agua.

2.5.2 Gérmenes indicadores de contaminación fecal

El problema principal para el control de la presencia de gérmenes patógenos en el agua es por un lado que esos organismos se encuentran en una muy baja concentración en el agua. Por otro lado, su identificación puede ser larga por lo que no se puede aplicar a un control de rutina.

Las observaciones realizadas sobre las enfermedades hídricas han demostrado que la mayoría necesita un organismo a la temperatura del cuerpo humano (el hombre, un animal de sangre caliente) para poder multiplicarse.

Como resultado de estas dos observaciones, se llegó al acuerdo desde hace 90 años de no realizar un control de rutina de gérmenes patógenos, sino definir gérmenes testigos de una contaminación fecal.

El principal problema ha sido la selección de esos gérmenes testigos, debido a que para ser un buen indicador se debe cumplir con ciertas características:

- Debe estar siempre presente en las materias fecales y estar ausente en un agua no contaminada.
- El indicador no debe sobrevivir y multiplicarse en el medio natural. Sin embargo, debe ser mucho más resistente que los patógenos responsables de las enfermedades hídricas. Lo anterior deja predecir que esos testigos podrían ser diferentes en zona templada y en zona cálida donde las aguas tienen temperaturas cercanas a aquellas del cuerpo humano.
- El indicador se debe comportar durante los tratamientos o la depuración natural del agua, de la misma manera que el patógeno del cual es trazador.

- El indicador debe estar presente en número mucho más importante que el patógeno, a fin de poder extrapolar los resultados obtenidos sobre un litro de agua al volumen total de un contenedor.
- El indicador debe ser fácil de aislar, identificar y contar en un tiempo lo más corto posible. Actualmente, esos tiempos varían de 24 a 48 horas. Además esos análisis deben ser poco costosos y al alcance de todos los laboratorios, debido a que se debe de efectuar un control del riesgo a corto plazo es decir, un control muy frecuente.

Después de estudiar varios gérmenes contenidos en diferentes materias fecales humanas y de animales (Tabla 2.6), se observó que la *Escherichia coli* y los estreptococos fecales del grupo D podrían ser buenos indicadores de contaminación fecal. Por razones de facilidad y sobretodo para disminuir el tiempo de análisis, *Escherichia coli* fue reemplazada por coliformes fecales lo mismo que los coliformes termotolerantes.

La relación propuesta de EF:CF permite interpretar los análisis de aguas y para indicar una contaminación fecal de origen humano el valor debe ser igual o menor de 0.5. Para una contaminación fecal de origen animal este número debe ser inferior o igual a 2.0.

Tabla 2.6. Flora bacteriana de algunas especies animales

Huésped	Número de bacterias x 10 ⁶					
	Coliformes fecales	Estreptococos fecales	Clostridium perfring	Lactobacilo	Peso de materias fecales por día	Relación EF:CF
Hombre	13.0	3.0	< 0.01	630.0	150	0.23
Bovinos	0.23	1.30	< 0.01	< 0.01	23 600	5.60
Cerdos	3.30	84.038.0	< 0.01	250.0	2 700	25.50
Borregos	16.0	6.30	0.20	< 0.01		2.40
Caballos	0.01	54.0	<0.01	1.0		630.0
Patos	33.0	3.40			335	11.60
Pollos	1.30	2.80	0.20	316.0		2.60
Pavos	0.30					9.0
Gatos	7.90	27.0	25.0			3.50
Perros	23.0	980.0	251.0	630		43.0
Ratones	0.33	7.70	< 0.01	< 0.01		23.0
Conejos	< 0.01	0.01	< 0.01	1260.0		

* 99% de bacterias anaerobias GRAM negativo por gramo de materia fecal.

Las aguas residuales domésticas contienen millones de coliformes y un gran número de estreptococos fecales por litro. El número de estos microorganismos puede variar enormemente en el tiempo pero también para cada tipo de agua residual (Tabla 2.7).

Tabla 2.7. Microorganismos cuantificados en aguas residuales

Densidades bacterianas (millones de organismos/L)				
Agua residual	Coliformes totales	Coliformes fecales (CF)	Estreptococos fecales (EF)	Relación EF:CF
" A "	172.0	172.0	40.0	0.23
" B "	330.0	109.0	24.7	0.23
" C "	19.4	3.4	0.64	0.19
" D "	63.0	17.2	2.0	0.12

La presencia de estos gérmenes, también los de tipo clostridium sulfito-reductores, no constituye un riesgo para la salud de los consumidores de agua. Sin embargo, ellos son

la prueba de una contaminación por materias fecales debido a que se encuentran presentes en las deyecciones humanas o de los animales de sangre caliente. Estos gérmenes son menos frágiles que los patógenos para su análisis de identificación y cuantificación. En consecuencia, el costo de estos análisis son también menos elevados para estos gérmenes no patógenos.

Estos gérmenes se acompañan invariablemente de un gran número de microorganismos tales que las bacterias *Pseudomonas*, hongos, etc., los cuales pueden ser causantes de enfermedades en el ser humano, en animales y plantas. También se pueden encontrar otros organismos saprofitos que no son dañinos para la salud. Muchos de ellos son benéficos o esenciales para lograr una eficiencia alta de los procesos biológicos de aguas residuales.

Los gérmenes testigos para ser buenos indicadores de la presencia eventual de patógenos deben permitir un buen factor de seguridad. Estudios estadísticos realizados en aguas residuales han permitido establecer una correlación entre el número de coliformes termotolerantes y la presencia de salmonellas en una muestra de agua. La Tabla 2.8 presenta las correlaciones para las aguas brutas: aguas de ríos y de estuarios.

Tabla 2.8. Correlaciones de coliformes fecales: salmonellas para aguas de ríos y de estuarios.

Tipo de fuente	Número de Coliformes Fecales/ 100 mL	Salmonella		
		Exámenes totales	Ocurrencia positiva	
			Número	%
Agua dulce	1 – 200	29	8	27.6
	201 – 2000	27	19	85.2
	> 2000	54	53	98.1
Agua de estuario	1 – 070	184	12	6.5
	71 – 201	74	21	28.4
	201 – 2000	91	40	44.0
	> 2 000	75	45	60.0

2.5.3 Gérmenes indicadores de la eficiencia del tratamiento

Los procesos de tratamiento para la eliminación de patógenos son de dos tipos: Físicos (sedimentación, filtración con o sin coagulación) y fisicoquímicos (ozonación, cloración, rayos ultravioleta, etc.). El germen testigo deberá presentar por lo menos la misma sensibilidad al proceso que los patógenos, pero un germen más resistente será un mejor indicador.

La evaluación de la desinfección se hace mediante el seguimiento de microorganismos “test”. En el agua puede haber una variación muy importante entre el número de bacterias, virus, quistes, esporas, pero también de bacterias. Las diversas bacterias coliformes (fecales o no) presentan sensibilidades próximas a las de los gérmenes patógenos. Los estreptococos fecales son netamente más resistentes a la acción de los desinfectantes (particularmente el cloro) que ciertos patógenos como la salmonella.

Es extremadamente difícil tener información relativa a la acción de cada desinfectante sobre cada especie o cada colonia de organismo patógeno. En la literatura los principales datos que se encuentran son sobre bacterias u otros microorganismos modelos. Después del siglo XIX, los coliformes han servido como indicadores de estado de contaminación fecal, pero también se utilizan como modelos de desinfección de los patógenos entéricos. Por ejemplo, a pH > 8.5 todas las colonias de *E. coli* son más resistentes al cloro que las colonias de *Salmonella typhi*. En particular, *E. coli* es mucho más sensible a los bactericidas oxidantes que los virus, los quistes y las esporas (Dahling et al., 1972., Sorensen et al., 1989).

Debido a esto se introdujeron los estreptococos fecales como gérmenes testigos, quienes además de ser indicadores de contaminación fecal son también buenos gérmenes testigos de la eficiencia del tratamiento químico de desinfección. También se introdujeron las esporas *Clostridium* sulfito-reductores que son buenos indicadores de retención física de gérmenes (filtración) (Sorensen et al., 1989).

Otros organismos propuestos como modelos son las levaduras: *Candida parapsilosis* ou bacterias ácido filas y los *Mycobacterium fortuitum* y *Mycobacterium pheci*. Estos organismos son más resistentes al cloro que los virus y las bacterias entéricas.

En cuanto los protozoarios enquistados, el organismo modelo todavía no está definido. El principal interés de tener modelos es poder comparar la acción de diferentes bactericidas químicos. El problema que existe al utilizar modelos es que las colonias de laboratorio están bien definidas y permiten la comparación entre laboratorios. Sin embargo, esas bacterias no tienen la misma resistencia que las bacterias que se encuentran en el medio ambiente, Lo anterior fue puesto en evidencia para las *Pseudomonas alcalígenas*, las cuales daban cultivos positivos en piscinas desinfectadas con cloro o yodo.

Para *Pseudomonas Aureoginosa* que se desarrollan en el agua destilada, su resistencia es varias veces superior a la de aquellas cuyo cultivo se desarrolla en laboratorio. En el caso de aguas desinfectadas con cloro, se han observado resistencias a la desinfección, una a dos veces superior a la de los microorganismos de laboratorios (Safe Drinking Water Committee, 1980). En general, las bacterias gram negativo son menos resistentes a los desinfectantes si viven en medios ricos en nutrientes, pero esta resistencia no se puede atribuir solamente a un factor de protección hacia los bactericidas.

2.5.4 Características de un buen desinfectante

Una vez determinados los modelos para indicar la eficiencia de la desinfección, es necesario seleccionar el tipo de desinfectante a aplicar. Un desinfectante ideal deberá tener las siguientes características:

- Eficiencia biocida para amibas, bacterias y virus bajo las condiciones ambientales encontradas en la práctica actual (temperaturas de 0° a 35°C).
- Ausencia de subproductos tóxicos resultado de la aplicación del desinfectante:

- Trihalometanos para la cloración.
- Clorito para la desinfección con dióxido de cloro.
- Aldehído ó carbono orgánico bioasimilable para la ozonación.
- Bromatos por ozonación de aguas que contienen bromuros.
- Ausencia de propiedades peligrosas para humanos y otras formas de vida.
- Fácil de manejar y de aplicar.
- Bajos costos de operación y de inversión.

Actualmente, no existe el desinfectante ideal entre los que existen en el mercado. Sin embargo, varios desinfectantes cumplen con un buen número de esas características.

La desinfección se puede realizar por dos tipos de procesos o sistemas:

- Agentes químicos (desinfección química)
- Agentes no químicos (desinfección física)

En la desinfección química se utilizan una serie de agentes químicos, entre los que se encuentran:

- Halógenos: Cloro, bromo, yodo, cloroaminas, haloaminas
- Oxidantes fuertes: Ozono solo ó sus combinaciones (con UV, con peróxido de hidrógeno, con óxido de titanio, con ultrasonidos), dióxido de cloro, peróxido de hidrógeno solo ó sus combinaciones (con UV, con cloro, con cloroaminas, con plata, con cobre).
- Otros compuestos:
 - * Metales pesados (plata, cobre, plata + cobre).
 - * Detergentes catiónicos.
 - * Aldehídos.

Los desinfectantes se pueden clasificar según su acción en dos tipos: a) Procesos que eliminan los microorganismos y b) Procesos que los retienen. Dentro de esta última categoría se pueden agrupar los procesos de membrana y los procesos de filtración lenta.

En los procesos que eliminan los microorganismos los modos de acción de desinfección pueden ser de acuerdo a cinco tipos de mecanismos:

- Destrucción de los sistemas celulares mediante un daño a la pared celular.
- Alteración de la permeabilidad de la pared celular lo que provoca una liberación de nutrientes.
- Alteración de la naturaleza coloidal de la célula mediante coagulación por calor o desnaturalización por ácidos y bases.
- Inhibición de la actividad enzimática produciendo una desactivación del proceso metabólico.
- Alteración del material proteínico produciendo una desactivación de la capacidad infecciosa (interferencia sobre la biosíntesis o la reproducción).

Para todos los cinco tipos de mecanismos de desinfección, las etapas más importantes son dos: Llegada del desinfectante hasta la pared celular del organismo a destruir y difusión a través de la pared celular y ataques de “blancos” sensibles.

Los factores más importantes que influyen la eficiencia del proceso de desinfección son:

- Concentración y tipo de agente químico.
- Intensidad y naturaleza del agente físico.
- Tiempo de contacto entre los microorganismos y el desinfectante.
- Tipo y número de microorganismo a destruir.
- Temperatura.
- Naturaleza y características fisicoquímicas del agua a desinfectar.

A continuación se discuten algunos de esos factores.

2.6 FACTORES QUE INFLUYEN EN EL PROCESO DE DESINFECCIÓN

2.6.1 Concentración y tipo de agente químico

Cuando se utilicen oxidantes como agentes químicos, se deben tomar en cuenta dos parámetros importantes:

El potencial de oxido-reducción del oxidante. Mientras más elevado sea éste, más el oxidante será capaz de dañar la pared celular y, por lo tanto, la podrá romper más fácilmente. La Tabla 2.9 presenta los potenciales estándar de los diferentes bactericidas utilizados en el tratamiento de aguas.

Tabla 2.9. Potenciales estándar de oxido-reducción de algunos reactivos utilizados en el tratamiento de agua

Compuesto	Fórmula	Potencial (volts)/ ENH
Cloro	Cl ₂	1.36
Bromo	Br ₂	1.09
Yodo	I ₂	0.54
Ozono	O ₃	2.07
Dióxido de cloro	ClO ₂	0.95

Con base en esos valores, los desinfectantes pueden clasificarse en orden decreciente de poder oxidante en:

OZONO > CLORO > BROMO > DIÓXIDO DE CLORO > YODO

La difusión a través de la membrana del microorganismo depende por un lado, del tamaño de la molécula y, por otro lado, de la carga de la molécula. En efecto, las bacterias que presentan un pH cercano a la neutralidad están cargadas negativamente, lo que explica que una molécula neutra sea más reactiva que una forma ionizada negativa, debido a que ésta última será repulsada por la bacteria. Es el caso de las

formas HOCl que son mas reactivas que la forma ionizada OCl^- . La clasificación para los halógenos será por consiguiente inversamente proporcional a su poder oxidante:

YODO > BROMO > CLORO

2.6.2 Resistencia decreciente de los microorganismos a los tratamientos de desinfección

Los patógenos se pueden clasificar en orden decreciente de acuerdo a su resistencia a los tratamientos de desinfección en cuatro grupos principales:

- Esporas de bacterias.
- Quistes de protozoarios.
- Virus.
- Bacterias libres.

La resistencia relativa a la desinfección de estos organismos se atribuye a diferencias que tienen en su citoestructura. Una deshidratación parcial de las esporas puede ser una causa de fuerte resistencia, esto ocurre también en el caso de los quistes. La gran resistencia de los virus se atribuye a la ausencia de enzimas y otros sistemas sensibles por lo que su inactivación se logra mediante la desnaturalización de proteínas de la cápsula.

2.6.3 Efecto de la temperatura del agua al desinfectante

La temperatura del agua tendrá una influencia sobre la cinética de difusión de la molécula biocida a través de la membrana de los microorganismos. En el caso de los oxidantes toda molécula reductora o que pueda combinarse con el oxidante será apta a disminuir o bloquear el efecto biocida del reactivo. Este es el caso del hierro ferroso, manganeso divalente, sulfuros, nitritos, materias orgánicas oxidables, amoníaco o nitrógeno orgánico.

El pH del agua influye la repartición de las diferentes especies oxidantes y la cinética de degradación de la molécula. La turbiedad del agua también influye de manera muy importante sobre la desinfección.

Cada uno de esos parámetros influye al proceso de desinfección en diferente grado en función del tipo de agente de desinfección aplicado. A continuación se discute esto de manera más amplia.

2.7 SISTEMAS CONVENCIONALES DE DESINFECCIÓN

2.7.1 Desinfección química

Dentro de los procesos de desinfección química más utilizados se tiene:

- Cloración.
- Cloraminación.
- Desinfección con dióxido de cloro.
- Ozonación.
- Desinfección con permanganato de potasio.

2.7.1.1 Cloro

La cloración ha desempeñado una función crítica al proteger los sistemas de abastecimiento de agua potable de las enfermedades infecciosas transmitidas por el agua durante casi un siglo. Se ha reconocido ampliamente a la cloración del agua potable como uno de los avances más significativos en la protección de la salud pública. La filtración y la cloración prácticamente han eliminado las enfermedades transmitidas por el agua (como el cólera, la tifoidea, la disentería y la hepatitis A) en los países desarrollados. En los Estados Unidos, más de 98% de los sistemas de abastecimiento que desinfectan el agua potable usan cloro debido a su potencia germicida, economía y eficiencia. Además, los desinfectantes basados en cloro son los únicos desinfectantes

importantes con las propiedades residuales duraderas que previenen un nuevo crecimiento microbiano y proporcionan protección continua durante todo el proceso de distribución de la planta de tratamiento al hogar. A continuación se presentan algunas ventajas y desventajas del cloro.

2.7.1.1.1 Historia

Desde hace 90 años, la cloración desempeña una función trascendental en la protección de los sistemas de abastecimiento de agua potable contra enfermedades infecciosas transmitidas por el agua. La filtración y la desinfección con cloro del agua potable han sido responsables de gran parte del 50% de aumento de la expectativa de vida en los países desarrollados durante el siglo XX. Este hecho motivó a la revista **Life** a citar recientemente a la filtración y la cloración del agua potable como "probablemente el más significativo avance en salud pública del milenio".

El doctor Ignaz Semmelweis (1846) introdujo uno de los primeros usos del cloro como desinfectante. Mientras trabajaba en un hospital de Viena, determinó que la fiebre de los niños y otras infecciones eran transmitidas de un paciente a otro por los doctores que no se lavaban las manos después de cada examen. Entonces, instituyó un procedimiento de desinfección que requería que los médicos se lavasen las manos con jabón y agua con cloro. Uno de los primeros usos conocidos del cloro para la desinfección del agua se dió, cuando el doctor John Snow (1854) intentó desinfectar el sistema de abastecimiento bombeado de agua de la calle Broad en Londres después de un brote de cólera. Después de un brote de tifoidea, Sims Woodhead (1897) usó "solución de lejía" como una medida temporal para esterilizar las tuberías de distribución de agua potable en Maidstone, Kent (Inglaterra).

La cloración continua del agua potable empezó en los primeros años de este siglo en Gran Bretaña, donde su aplicación redujo grandemente las muertes por tifoidea. Poco después de este notable éxito, la cloración empezó en los Estados Unidos en la ciudad de Jersey, Nueva Jersey en 1908. Pronto, la adopción por parte de otras ciudades y pueblos en los Estados Unidos dio lugar a la virtual eliminación de las enfermedades transmitidas por el agua, tales como el cólera, la tifoidea, la disentería y la hepatitis A (White, 1986). Antes de la llegada de la cloración para el tratamiento de agua potable, aproximadamente 25 de cada 100.000 personas morían anualmente en los Estados Unidos a causa de la fiebre tifoidea, una tasa de mortalidad que se aproximaba a la actual tasa asociada con accidentes automovilísticos. La Figura 2.2 muestra la tasa de mortalidad a través de los años en Estados Unidos.



Figura 2.2 Tasa de mortalidad por fiebre tifoidea en los Estados Unidos

2.7.1.2 Dióxido de cloro

La aceptación del dióxido de cloro como oxidante y desinfectante del agua potable en Estados Unidos ha crecido significativamente durante los 20 últimos años; varios cientos de plantas usan actualmente dióxido de cloro. En Europa, el uso del dióxido de

cloro está generalizado; en Italia, más de 30% de las plantas de tratamiento de agua utilizan dióxido de cloro y en Alemania más de 10%. La ventaja principal del dióxido de cloro es que mejora el gusto y el olor, y reduce la formación de subproductos orgánicos, como los trihalometanos (THM). Además, el dióxido de cloro resulta efectivo en un amplio rango de valores de pH. Se espera que el uso de dióxido de cloro para desinfectar aguas potables siga aumentando a nivel internacional.

En los Estados Unidos, el dióxido de cloro (ClO_2) se usó por primera vez como desinfectante del agua potable hace 50 años. El primer uso reportado fue en 1944 en una planta de tratamiento de agua en Niágara Falls, Nueva York (Aieta y Berg, 1986). Desde entonces, el uso del dióxido de cloro se ha ampliado a otras aplicaciones, incluido el tratamiento del agua para usos industriales y para el procesamiento de alimentos. El cloro, las cloraminas, el dióxido de cloro y el ozono son, actualmente, los desinfectantes más usados en sistemas municipales de agua potable. Según una encuesta reciente de la **American Water Works Association** (AWWA–Skadsen, 1998), el dióxido de cloro ocupa un alejado tercer lugar en los Estados Unidos. Esto se debe a los elevados costos asociados a su producción y sus desventajas de aplicación práctica para grandes volúmenes de agua ($> 300 \text{ L/s}$).

2.7.1.3 Ozono

Aunque el ozono se conoce y usa en el tratamiento del agua desde hace más de 100 años, su empleo como desinfectante en la industria del agua no está muy difundido. Las estadísticas no son muy confiables, pero probablemente lo usan menos de 1 por ciento de las plantas de tratamiento de agua en el mundo.

La principal razón de su poco uso son los costos. Comparado con el cloro, resulta mucho más caro. Por ello es comprensible que su uso nunca se haya difundido, ya que la industria del agua siempre ha tratado de proveer agua potable al menor costo.

Sin embargo, esta situación está cambiando y, de hecho, muy rápidamente. Los reglamentos para los subproductos de la desinfección en Europa y Estados Unidos y las pautas de organizaciones internacionales, como las de la Organización Mundial de la Salud, obligan a las empresas de agua a reducir los trihalometanos en el agua potable, lo que en muchos casos hace imposible el uso continuo del cloro. Este hecho, junto con la insistencia por parte de los consumidores de recibir agua potable sin sabor ni olor, apunta al uso del ozono ya que éste no sólo desinfecta sino que también reduce el color y olor mediante la oxidación de las sustancias orgánicas que se encuentran en el agua.

El uso del ozono en las plantas de tratamiento de agua en todo el mundo es muy bajo. No obstante, se le conoce desde hace más de cien años y la línea de tiempo que se presenta a continuación muestra su desarrollo (Rice,1986).

- Von Marum (1785) describe un olor característico en una máquina electrostática.
- Cruikshank(1801) percibe el mismo olor en un ánodo.
- Schoenbein (1840) le denomina a la sustancia ozono por la palabra griega “ozein” que significa “heder, oler”.
- Werner von (1857) Siemens diseña un generador de ozono, de tipo dieléctrico, cilíndrico.
- Oudshoorn,(1893) se construye la primera planta en Holanda.
- Niza, Francia, planta Bon Voyage, “lugar de nacimiento de la ozonización en una planta de tratamiento de agua”. (1910).

En los Estados Unidos, antes de 1980 existían menos de 10 plantas; en 1995 su número llegaba casi a 100 y más de 50 se encontraban en la etapa de diseño o construcción (DeMers, 1996). En Europa funcionan miles de plantas. Entonces, ¿por qué no hay más plantas que usen ozono? La sencilla razón es que la industria del agua siempre ha estado preocupada por los costos y ha tratado de proporcionar agua al costo más bajo posible.

2.7.2 Desinfección física y fisicoquímica

La desinfección física y fisicoquímica se efectúan mediante los siguientes principales procesos: Elevación de la temperatura.

- Elevación del pH.
- Desinfección por irradiación.
- Desinfección solar.
- Inactivación por rayos ionizantes.
- Desinfección por rayos UV.
- Desinfección fotoquímica.
- Tratamientos mixtos: UV-H₂O₂.
- Desinfección por electroquímica.
- Desinfección por ultrasonidos.
- Desinfección por campos magnéticos.
- Desinfección por micro-ondas.
- Desinfección por stress mecánico
- Desinfección por filtración llamada esterilización.

2.7.2.1 Elevación del pH

Durante ciertas etapas de un tren de tratamiento, en particular la eliminación de calcio y de magnesio por precipitación con carbonato de calcio o con hidróxido de magnesio, el pH del agua aumenta hasta 10.5 durante algunas horas. Varios estudios han demostrado que ese pH durante un tiempo determinado podía tener un efecto bactericida (Riehl et al., 1952) e incluso virucida por la acción sobre la cápsula de los virus (Boeye y Van Elsen, (1967), Donovan, (1972), Maizel et al., (1967), Wentworth et al., (1968)).

Para *Escherichia coli*, por ejemplo, a 20 °C y un tiempo de contacto de 210 min, un pH de 10.5 permite eliminarla completamente. En el caso de 1°C, se necesitan 355 min para su completa eliminación (Tabla 2.10).

Tabla 2.10. Tiempos de contacto necesarios a pH elevado para eliminar totalmente algunos gérmenes presentes en agua (Concentración inicial = 1 500 organismos / mL)

pH	Escherichia coli	Enterobacter aerogenes	Pseudomonas aeruginosa	Salmonella typhy	Shigela disenteriae
9.01 – 9.5	>540	-	-	>540	-
9.51 –10.0	>600	>600	420	>540	>300
10.01 – 10.5	>600	>600	300	>540	>300
10.51 – 11.0	600	>540	240	240	180
11.01 – 1.5	300	>600	120	120	75

2.7.2.2 Desinfección por irradiación

2.7.2.2.1 Desinfección solar

Las irradiaciones UV de la energía solar pueden actuar de dos maneras: A) directa por acción de los rayos solares sobre las bacterias e B) indirecta para formar con los ácidos húmicos, peróxido de hidrógeno y otras especies oxidantes como son los radicales $O_2^{\cdot-}$, $OH^{\cdot-}$, los cuales presentan propiedades bactericidas (Cooper et al., 1988). La formación de peróxido de hidrógeno en lagos es función de la temporada, de la hora del día y de la profundidad (Cooper et al., 1989).

El efecto bactericida de los rayos solares se muestra en los resultados que se presentan a continuación:

Tabla 2.11. Efectos de desinfección obtenidos con los rayos solares sobre un agua contaminada (Acra et al., 1984)

Experimento A						
Exposición (min)	Coliformes/mL			Bacterias totales/mL		
	Obscuridad	Al interior	Al sol	Obscuridad	Al interior	Al sol
0	71	71	71	1550	1550	1550
30	24	24	1	1075	2070	610
60	16	16	0	1380	1735	165
120	14	15	0	2240	1625	155
Experimento B						
Exposición (min)	Coliformes/mL			Bacterias totales/mL		
	Obscuridad	Al interior	Al sol	Obscuridad	Al interior	Al sol
0	165	165	165	75	75	75
30	46	52	6	42	49	24
60	37	51	0	52	42	4
120	26	31	0	27	26	0
(horas)	1290	1620	0	-	-	-

A raíz de esos resultados, los rayos solares han sido propuestos para la desinfección de aguas, en particular para países en vías de desarrollo. A ese respecto la UNICEF publicó un documento, el cual contiene las instrucciones para la preparación de agua potable de uso doméstico y para la preparación de soluciones de rehidratación (enfermedades diarreicas) (UNICEF, 1984). Sin embargo para que el tratamiento sea solamente eficaz se debe aplicar en climas muy secos, con un cielo despejado de nubes, en el caso contrario, el tratamiento no será completo. Lo anterior fue demostrado a partir de experiencias realizadas en 1984 por un equipo de investigación de la Universidad Americana de Beirut en Líbano.

2.7.2.2.2 Inactivación fotoquímica solar

La irradiación solar en combinación con un activador fotoquímico han sido muy frecuentemente propuestos para la desinfección de aguas residuales (Acher et al., 1990., Acher, 1980., Acher, 1984., Achery , 1977., Eisenberg et al., 1987., Gerba et al., 1977., Bonneau et al., 1975).

Acher et al. (1990) aplicaron un nuevo método de desinfección fotoquímico para aguas residuales que serían reutilizadas para riego. Esos investigadores utilizaron los rayos solares, el oxígeno disuelto en el agua y el azul de metileno como indicador de un efecto oxidante en el agua (El oxígeno es introducido al reactor mediante inyección de aire atmosférico).

Las condiciones de operación fueron las siguientes:

- pH = 8.8
- oxígeno disuelto = 4.5 a 5.5 mg/L
- Concentración de azul de metileno = 0.85 a 0.90 mg/L
- Flujo de agua = 10 m³/h
- Espesor de agua = 20 cm
- Tiempo de exposición = 58 minutos con intensidades de 700- 2 000 E⁻²s⁻¹

Bajo esas condiciones, los resultados obtenidos fueron:

- Disminución de Coliformes totales: de 3.0 log a 0.5 log
- Coliformes fecales: de 3.1 log a 0.4 log
- Enterococos: 3.76 log a 0.4 log
- Poliovirus: 1.8log a 0.4 log

2.7.2.2.3 Inactivación por radiaciones ionizantes

Las radiaciones ionizantes se pueden obtener según las energías crecientes por los rayos ultra violeta, rayos X o rayos gama. Se obtienen también a partir de partículas: α , β , neutrones, positrones y mesones. En este capítulo se tratará solamente los rayos α (bomba de cobalto) y a los electrones acelerados β - (irradiadores industriales).

El mecanismo de desinfección por irradiaciones ionizantes es la destrucción del ADN (Silverman y Sinskey, 1977). De acuerdo a lo obtenido en investigaciones en el campo de la desinfección por este método es necesario aplicar dosis de 200 a 600 krad para obtener buenas eficiencias del proceso. La Tabla (2.12) presenta los efectos de los rayos ionizantes en función de las dosis aplicadas:

Tabla 2.12. Efectos de los rayos ionizantes en función de las dosis aplicadas

Dosis aplicada(krad)	Efecto
5 – 10	Eliminación de la reproducción
10.1 – 100	Desinfección
100.1 – 1 000	Pasteurización
1 000.1 – 5 000	Esterilización
5 000.1 – 20 000	Reticulación
20 000.1 – 50 000	Vulcanización

Ref: (Lowe et al, 1956, Ballantine et al, 1989, Comptom et al, 1970)

Este proceso ha sido particularmente estudiado como método de desinfección de aguas residuales (Lowe et al., 1956., Ballantine et al., 1989., Comptom et al., 1970). Lowe et

al. (1956) reportan las dosis necesarias de cobalto 60 para obtener una inactivación del 99% de diferentes microorganismos (Tabla 2.13).

Tabla 2.13. Dosis de rayos ionizantes necesarias para la inactivación del 99% de microorganismos (Lowe et al, 1956)

Dosis aplicada(krad)	Microorganismo
350	Bacillus subtilus var niger
140	Mycobacterium smegmatis
65	Escherichia coli
58	Micrococus pyogenes var aureus
32	Escherichia coli T3

El principal problema de este tipo de desinfección es la formación de pernitratos que conducen a la presencia de nitritos en el agua.

2.7.2.3 Desinfección por rayos ultravioleta

La luz ultravioleta (UV) presenta un método de desinfección alternativo al uso del cloro y del ozono en muchas aplicaciones de tratamiento tanto de agua potable como de aguas residuales. La UV brinda una desinfección efectiva sin generar subproductos de desinfección problemáticos. Este documento presenta información sobre el mecanismo de aplicación de UV para la desinfección de agua potable.

La luz ultravioleta (UV) es una alternativa establecida y cada vez más popular frente al uso de productos químicos para la desinfección de agua potable, aguas residuales y aguas industriales de varias calidades. Los sistemas de desinfección UV pueden ser diseñados para una amplia gama de aplicaciones siempre que se preste la debida atención a la calidad del agua que se está desinfectando y a los objetivos de desinfección buscados. La tabla 2.14 muestra una lista de aplicaciones específicas de la desinfección UV.

Tabla 2.14. Aplicaciones de desinfección UV

AGUA POTABLE	COMERCIAL	INSTITUCIONAL	AGUAS RESIDUALES	INDUSTRIAL
Municipal Comunal Campos de casas rodantes Terrenos para acampar Alojamientos de caza Campos de esquí Hoteles Barcos	Criaderos de peces Hidrocultivos Laboratorios Restaurantes	Hospitales Escuelas Asilos de ancianos Centros comunales Residencias	Municipales Comunales Institucionales Residenciales	Cervecerías Farmacéutica Embotelladoras Electrónica Conservas Productos Lácteos Alimentos Productos marinos Destilerías Petróleo Textiles Cosméticos

2.7.2.3.1 Una perspectiva histórica.

Se han publicado perspectivas históricas de la desinfección UV en varios artículos (Grocock, 1984; Schenck, 1981; USEPA, 1996). Downs y Blunt (1878) reportaron por primera vez los efectos germicidas de la energía radiante del sol. Sin embargo, las aplicaciones prácticas requirieron el desarrollo de la lámpara de vapor de mercurio como fuente de luz UV artificial en 1901 y el reconocimiento del cuarzo como la envoltura ideal de lámpara en 1905. Los primeros intentos experimentales para usar UV como desinfectante del agua se llevaron a cabo en Marsella, Francia, en 1910. Entre 1916 y 1926, se usó UV en los Estados Unidos para la desinfección del agua y para proveer agua potable en los barcos. Sin embargo, el bajo costo de la desinfección del agua con cloro, además de los problemas operativos y de confiabilidad observados en los primeros equipos de desinfección UV retardaron el crecimiento de las aplicaciones de UV hasta la década de los 50. Las aplicaciones de desinfección con rayos UV se muestran en la tabla 2.14.

En 1955, se pusieron en funcionamiento instalaciones prácticas de desinfección UV para agua potable en Suiza y Austria. En 1985, el número de instalaciones en dichos países había aumentado a 500 y 600 respectivamente. Con el descubrimiento de los

subproductos de la cloración, la desinfección UV se hizo popular en Noruega, poniéndose en funcionamiento la primera instalación en 1975. La primera instalación en Holanda se puso en funcionamiento en 1980.

Hoy en día existen más de 2.000 instalaciones en Europa que usan UV para desinfectar agua potable y más de 1.000 instalaciones en los Estados Unidos (USEPA, 1996). La desinfección UV es popular en Nueva York donde se le usa para desinfectar más de 6,4% de todos los sistemas de aguas subterráneas. Similarmente se reportó que 761 de los 10.700 sistemas públicos de abastecimiento de agua en Pensilvania se utiliza UV sola o en combinación con cloro. En el Reino Unido, la desinfección UV mediante el uso de tecnologías de lámparas de baja y mediana presión se ha combinado con el uso del cloro en una planta de tratamiento de agua de 14.5 mgd en Londres para la desinfección primaria y el mantenimiento de un residual, la aplicación de cloro es necesario después de la desinfección de UV debido a que este metodo no tiene un efecto residual. (Wolfe, 1990). La Figura 2.3 muestra un equipo para la generación de luz U.V.



Figura 2.3 Equipo para la generación de luz UV, de Trojan System

2.7.2.3.2 Fuentes de luz UV

La luz ultravioleta es la porción del espectro electromagnético que se encuentra entre los rayos X y la luz visible. Se han definido cuatro regiones del espectro UV- vacío UV entre 100 y 200nm, UVC entre 200 y 280nm, UVB entre 280 y 315nm, y UVA entre 315

y 400nm (Meulemans, 1986). La aplicación práctica de la desinfección UV se basa en la capacidad germicida de UVC y UVB (Figuras 2.3 y 2.4)

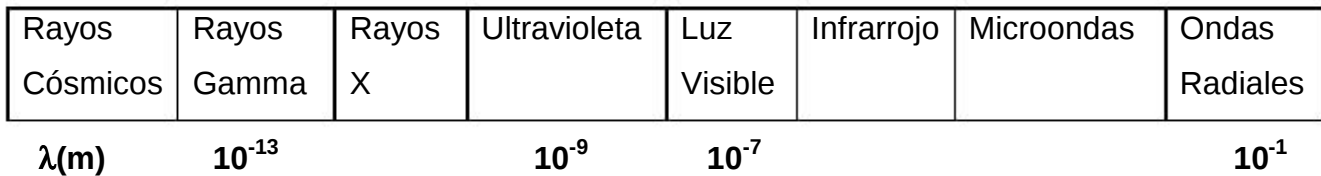


Figura 2.4 Espectro Electromagnético

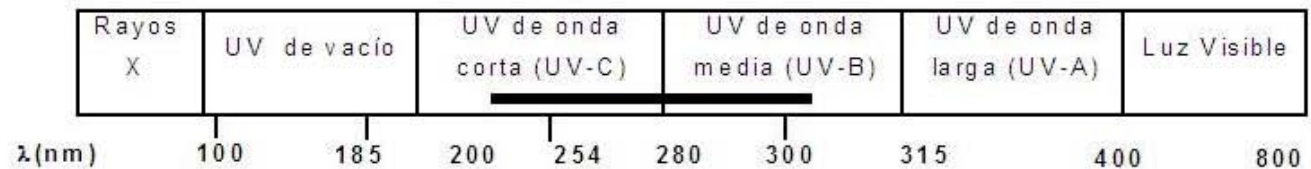


Figura 2.5 Espectro electromagnético con escala expandida a la radiación UV.
Longitudes de onda germicidas

Si bien el sol es una fuente de luz ultravioleta, la absorción de la radiación de onda corta por parte de la capa de ozono de la tierra impide que cantidades significativas de UVB y UVC (NASA, 1972) alcancen la superficie de la tierra. Por ello, las aplicaciones prácticas de desinfección UV dependen de fuentes artificiales de UV. Las fuentes de UV más comunes son lámparas de arco de mercurio de baja y mediana presión que están disponibles comercialmente.

De acuerdo a estudios realizados, el espectro ultravioleta presenta un mejor efecto bactericida para longitudes de onda comprendidas entre 250 nm y 260 nm, como se ilustra en la Figura 2.5.

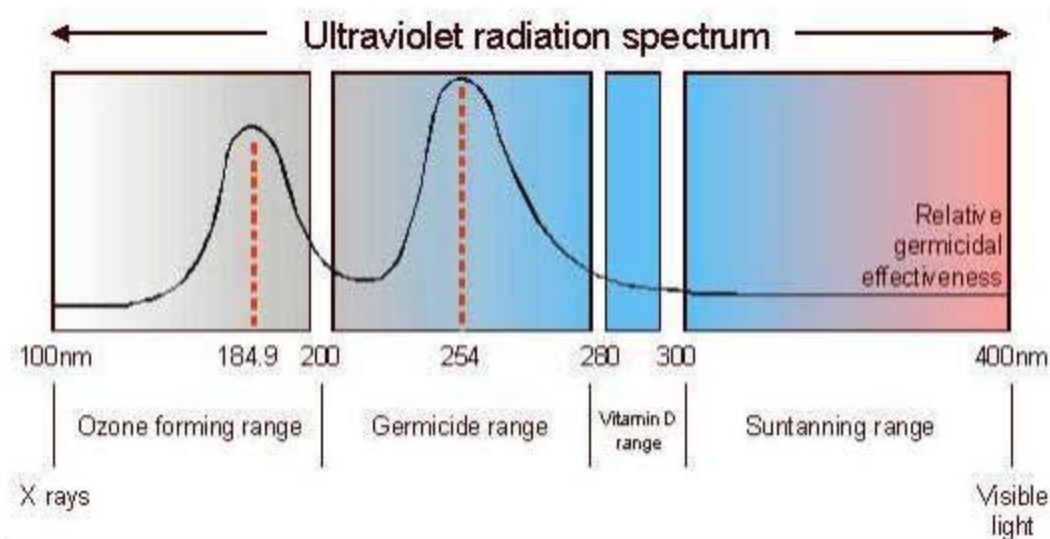


Figura 2.6 Espectro electromagnético

2.7.2.3.3 Espectro de radiación ultravioleta

La acción de las radiaciones UV en el agua no se puede atribuir a la formación de ozono debido a que esta reacción necesita la aplicación de cuantos de energía de longitudes de onda inferiores a 220 nm y de la presencia de oxígeno. La acción bactericida de los rayos UV se debe a que se generan radicales hidroxilos y peroxy que son altamente oxidantes. La teoría principal que explica la acción bactericida de los rayos UV es una alteración fotoquímica del ADN.

De acuerdo a las investigaciones de Shenk (1980) no existen bacterias superresistentes a los rayos UV, es suficiente con aplicar la dosis adecuada. La bacteria *Micrococcus radiodurans* sería la bacteria más resistente a los UV, la dosis necesaria para destruir 99.99 % de estas bacterias es de 2 600 $\mu\text{W.s/cm}^2$.

Otros estudios han observado que las bacterias son capaces de reparar, por sí mismas y bajo ciertas condiciones, los daños ocasionados por los UV a su estructura. Ese fenómeno se realiza mediante mecanismos de fotorreactivación y de reparación a la oscuridad. Las bacterias, si no son muertas, pueden realizar una auto-reparación enzimática en presencia o en ausencia de luz. Estudios realizados en este campo

estiman 30% de reviviscencia, pero este valor aumenta en el caso de aguas contaminadas por materia orgánica.

2.7.2.4 Desinfección fotoquímica

La irradiación de semiconductores provoca reacciones de óxido-reducción. Esta técnica es frecuentemente utilizada para el tratamiento de contaminantes orgánicos y en experiencias de desinfección. El semiconductor más utilizado es el óxido de titanio amorfo, pero también se emplean otros fotosensibilizadores que producen radicales libres para la desinfección de aguas residuales. Estos fotosensibilizadores son el azul de metilo, el rosa Congo y el rojo Bengala.

Eisenberg et al. (1987) irradiando durante 2 horas con luz solar un agua de laguna que contenía 1 mg/L de azul de metilo, 2 mg/L de oxígeno disuelto a pH de 9, lograron una reducción de 5 log de coliformes totales.

El mecanismo de este proceso es una absorción de luz por el semiconductor, lo cual lo transforma en una especie activa que emite electrones. Estos electrones penetran en la célula por transferencia de electrones y el semiconductor regresa a su estado inicial. Los electrones producen una dimerización por puente disulfuro de la coenzima A, bloqueando la respiración lo que provoca la muerte de la célula.

2.7.2.5 Tratamientos mixtos

- Irradiación UV-agua oxigenada

La combinación de rayos UV con agua oxigenada produce especies de radicales que permiten la destrucción de moléculas orgánicas pero también la desinfección del agua.

- Irradiación UV-sal de plata

Sthan et al (1973) observaron en sus estudios un aumento del efecto bactericida de los rayos ultravioleta por adición de sales de plata.

2.7.2.6 Desinfección electroquímica

Un grupo de investigadores japoneses demostró que un electrodo de grafito sobre el cual se aplicó una corriente eléctrica continua de baja diferencia de potencial permitía obtener un efecto bactericida (Matsunaga et al., 1984).

La célula es atraída por el electrodo y ese contacto permite una transferencia de electrones de la célula hacia el electrodo por un intermediario (coenzima A) que se dimeriza. Esto provoca una disminución de la actividad respiratoria. Sin embargo, no es la acción directa de la corriente eléctrica que desinfecta, más bien es la formación en el ánodo de especies desinfectantes por electrólisis (Matsunaga et al., 1984). En efecto, la electrólisis permite la formación in situ de especies bactericidas como: HOBr, HOCl, H₂O₂. Esta característica es la principal ventaja de este proceso.

El factor más importante que influye este proceso es el valor de la diferencia de potencial. Para eliminar *Escherichia coli* se requiere aplicar 0.72 V y en el caso de *Bacillus subtilis* se deben aplicar 0.82 V. De acuerdo a datos bibliográficos la desinfección electroquímica permite eliminar aproximadamente 40 diferentes especies de gérmenes (virus, bacterias y algas).

La corriente eléctrica puede producir diferentes modos de descontaminación: (Matsunaga et al., 1984).

- Efecto de campos
- Electrólisis directa
- Modificación del pH

La desinfección se puede lograr aplicando corriente continua o alterna de baja o alta frecuencia: 0.5 a 800 Hz. Se puede utilizar diferentes tipos de electrodos (Rahn et al., 1973; Kirmaier et al., 1984): de grafito, de películas de grafito o de polímeros, de titanio, de platino, de acero inoxidable, de carbón poroso, de plata. La distancia entre electrodos debe ser solamente de algunos centímetros. En la mayoría de casos la solución se enriquece con NaCl o NaBr para aumentar la eficiencia del proceso.

La formación de especies en el ánodo no ha sido completamente y satisfactoriamente bien determinada. Sin embargo, se ha logrado determinar que este fenómeno depende del agua a tratar, del tipo de corriente aplicada y del tipo de electrodos utilizados.

2.7.2.7 Desinfección por ultrasonidos

Por debajo de 1000 Hertz, el sonido puede tener efectos biocidas en el agua por fenómenos de cavitación que rompen las células. Los ultrasonidos pueden provocar también la formación de peróxidos en el agua. La desinfección del agua por ultrasonidos es posible y eficaz pero es muy costosa desde el punto de vista energético. Experimentos para su aplicación han sido desarrollados desde 1951 en USA, 1952 Inglaterra y 1956 en URSS. Nuevos experimentos aplican los ultrasonidos en sinergia con otros tratamientos:

- Con ozono: el sonido acelera la descomposición del ozono y permiten lograr la desinfección con cantidades de ozono más bajas y tiempos de contacto más cortos.
- Con rayos UV: permiten una separación de bacterias que se encuentran aglomeradas, lo que funciona como su protección.
- Con agua oxigenada: la cinética de este par permite obtener cinéticas más rápidas que aquellas obtenidas individualmente con agua oxigenada o ultrasonidos.

2.7.2.8 Desinfección por campos magnéticos

Estos sistemas son modificaciones de procesos que originalmente impedían el depósito de sarro sobre la pared de canalizaciones. El principio se basa en la inducción rápida de la coagulación de partículas presentes en el agua por adición de otras, en particular se agregan sales de plata y de cobre para obtener un efecto bactericida o alguicida. En otros casos es el contacto con la parte imantada que deteriora los microorganismos presentes en el agua.

Otra modificación del proceso es la conjunción del campo magnético con rayos UV. Este método forma parte de patentes alemanas e inglesas. Se puede decir que el campo magnético es utilizado sobretodo en sinergia con otros procesos.

2.7.2.9 Desinfección por stress mecánico

Las variaciones bruscas de presión, de velocidad, de temperatura pueden provocar un estrés y aumentar la eficiencia de ciertos procesos. Es el caso de una patente japonesa que asocia el estrés con la irradiación ultravioleta.

CAPITULO 3. PROCESOS MÁS IMPORTANTES DE DESINFECCIÓN DE AGUAS Y DE AGUAS RESIDUALES TRATADAS

3.1 CLORACIÓN

El bacteriólogo alemán Robert Koch (1881) demostró, bajo condiciones controladas de laboratorio, que el hipoclorito (lejía) podía destruir cultivos puros de bacterias. El grueso de la investigación sobre desinfección con cloro realizada desde los años cuarenta a los setenta, con énfasis en las bacterias, proporcionó observaciones sobre la manera en que el cloro mata a estos microorganismos. Las observaciones que (1) las células bacterianas dosificadas con cloro liberan ácidos nucleicos, proteínas y potasio y (2) las funciones de la membrana, tales como la respiración y el transporte activo, resultan más afectadas por el cloro que los procesos citoplasmáticos, dirigieron la atención de los investigadores a la superficie de la célula bacteriana. La hipótesis fue que, bajo una presión ambiental, la pared de la célula bacteriana podía interactuar con el cloro. La exposición al cloro parece causar alteraciones físicas, químicas y bioquímicas en la pared de la célula. De esa manera destruye la barrera protectora de la célula, con lo que concluyen las funciones vitales y se produce la muerte del microorganismo. Una posible secuencia de los eventos durante la cloración sería: (1) La eliminación de la barrera suministrada por la pared de la célula mediante reacciones del cloro con determinados sitios en la superficie de la célula, (2) la liberación de elementos constitutivos celulares vitales, (3) la terminación de las funciones asociadas con la membrana y (4) la terminación de las funciones celulares. Durante el transcurso de esta secuencia de eventos, el microorganismo muere, lo que significa que ya no es capaz de crecer ni causar enfermedad alguna. Como se muestra en la Figura 3.1

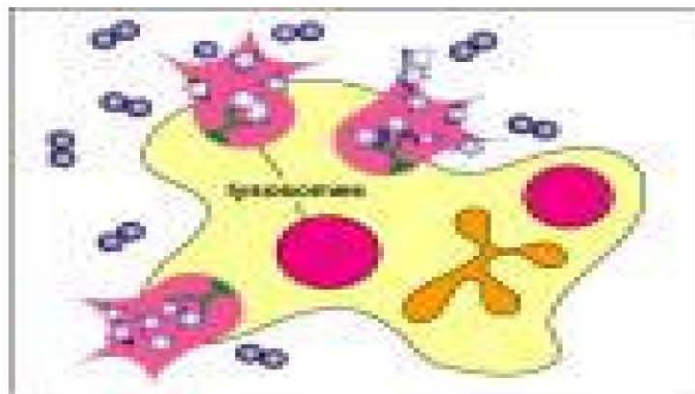


Figura 3.1. Acción del cloro sobre las bacterias

3.1.1 Formas comerciales

El cloro libre es tóxico para la mayoría de las bacterias patógenas y otros gérmenes nocivos para la salud. El término de “cloro libre” se utiliza para designar el cloro molecular gaseoso y sus derivados (ácido hipocloroso, ión hipoclorito). El cloro bajo estas formas tiene tendencia a ganar electrones para pasar a un estado de oxidación más estable (-1), bajo forma de cloruro.

Las formas comerciales del cloro incluyen cloro molecular gaseoso, hipoclorito de sodio líquido e hipocloritos granulares.

- **Cloro gas:** Es comprimido a forma líquida para entrega en contenedores especiales. En el punto de aplicación la presión es mucho menor que la del contenedor, lo que transforma al cloro a su estado gaseoso para usarse en equipo de alimentación.

El cloro utilizado bajo esta forma debe cumplir con los requisitos de calidad establecidos por el Instituto Nacional Americano de Estándares (ASTM-E410, E412, E647, E806, y D2022), debido a que ciertas impurezas pueden contaminar el agua desinfectada.

- **Hipoclorito de sodio (líquido):** Es comercialmente disponible en concentraciones de 12 a 18% de cloro libre. La selección de la concentración de la solución alimentada y de

la localización de almacenaje es función de las propiedades de congelación, se tiene una temperatura de congelación de $-29\text{ }^{\circ}\text{C}$ para soluciones de 18% de concentración.

La velocidad de degradación del hipoclorito es también un criterio de selección de la concentración de la solución a utilizar. La velocidad se incrementa de manera proporcional con la concentración. La velocidad también se incrementa con temperaturas elevadas y con impurezas de metales como el hierro, el níquel, cobre y cobalto. Debido a esto se debe evitar almacenarse en lugares soleados para evitar la descomposición fotoquímica y por elevación de temperatura.

Debido a costos, el hipoclorito se aplica generalmente en pequeñas plantas de tratamiento y el equipo que requiere para su alimentación es sencillo.

- **Hipoclorito granular:** Es típicamente disuelto en reactores batch localizados cerca del punto de aplicación y, después se alimenta en forma líquida. Las formas comerciales disponibles incluyen hipoclorito de calcio e hipoclorito de litio. Aunque el hipoclorito de calcio se usa de forma más común, este reactivo produce precipitados que pueden dañar los equipos de medición. El hipoclorito de litio es poco empleado pero no produce precipitados.

- **Generación in situ:** La generación in-situ de cloro libre emplea procesos electrolíticos a partir de cloruro de sodio. Estos sistemas son similares a aquellos que se utilizan para producir cloro gas comercial a nivel industrial. El cloro generado se hace reaccionar con hidróxido de sodio para producir hipoclorito de sodio líquido.

La ventaja de la generación in situ es que no se requieren entrega, manejo y almacenamiento del reactivo. En Estados Unidos, a pesar del costo elevado y de lo complejo de la operación, se tienen varias plantas de tratamiento de agua municipal que aplican este proceso.

El cloro gaseoso se hidroliza en agua de forma casi completa para formar ácido hipocloroso:



$$K = \frac{[\text{H}^+][\text{Cl}^-][\text{HOCl}]}{[\text{Cl}_2]} = 3.94 \times 10^{-4}$$

A las temperaturas normales que se registran en el agua esta reacción es completa en unos cuantos segundos. En solución diluida y a pH menor de 4, el equilibrio de la reacción se desplaza hacia la derecha y muy poco cloro gaseoso existe en solución.

La propiedad desinfectante del cloro se debe principalmente al HOCl. Este ácido se ioniza o disocia de manera reversible en iones hidrógeno e hipoclorito. El grado de disociación depende de la temperatura y del pH:



$$K = \frac{[\text{H}^+][\text{OCl}^-]}{[\text{HOCl}]} = 2.9 \times 10^{-8}$$

El cloro reduce el pH del agua a causa de los iones hidrógeno que se producen en las reacciones anteriores. El pH del agua es muy importante para determinar el grado en el que el ácido hipocloroso se disocia para producir iones hipoclorito. El ácido hipocloroso, que es el agente desinfectante primario, predomina a un pH menor de 7.5 y es alrededor de 80 veces más eficaz que el ion hipoclorito que predomina con un pH mayor de 7.5 (Figura 3.2). El HClO y el ClO^- se describen como el cloro disponible, en el sentido utilizable para la desinfección. Las cualidades desinfectantes del ácido hipocloroso aumentan en grado considerable a niveles de pH bajos en virtud de la mayor proporción de HClO presente.

Valores de la constante de equilibrio del ácido hipocloroso a diferentes temperaturas

T ° C	15	20	25
$10^4 K_1$	2.31	3.37	3.94
$10^8 K_2$	2.32	2.61	2.90

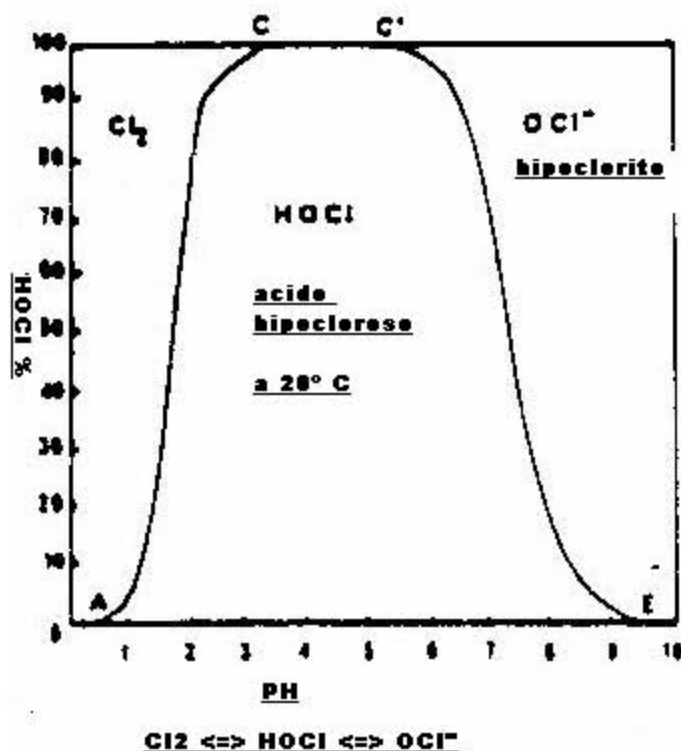
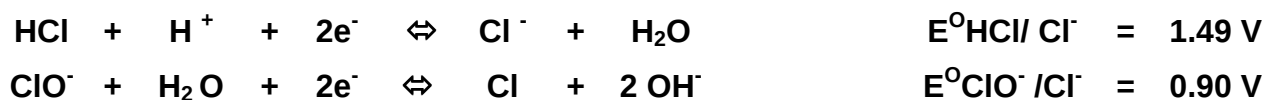


Figura 3.2. Equilibrio de especies de cloro en agua en función del pH



En la Figura 3.3 se presenta la distribución de especies químicas del cloro en función del pH y de potencial estándar.

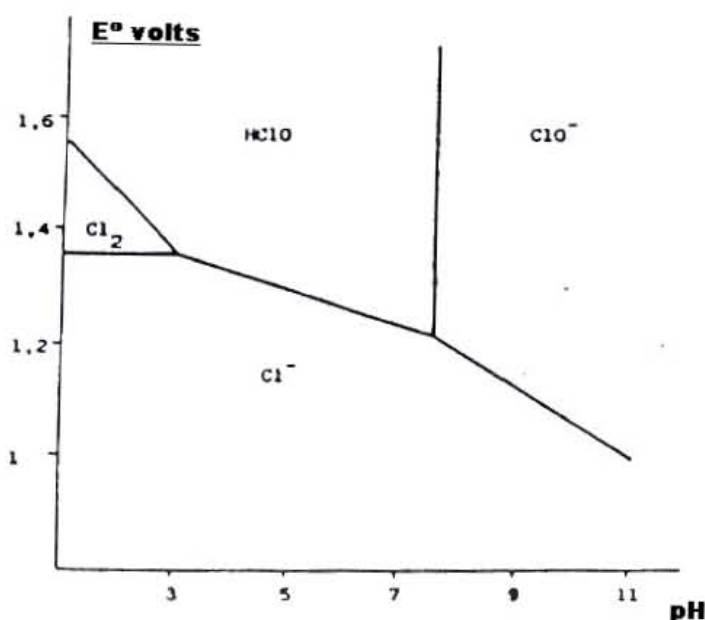


Figura 3.3. Diagrama de equilibrio de especies de cloro en función del pH y del potencial

Hipoclorito de sodio

Se produce al disolver cloro gas en una solución de hidróxido de sodio. La reacción entre el hipoclorito de sodio y el agua es la siguiente:



Esta reacción produce ácido hipocloroso similar al producido en la reacción de hidrólisis del cloro gas. Sin embargo, y contrario a lo que sucede en el cloro gas, la adición de hipoclorito de sodio al agua produce iones hidróxido que incrementan el pH del agua.

$$\% \text{HClO} = \frac{100}{1 + \frac{2.3 \times 10^8}{[\text{H}_3\text{O}^+]}}$$

El Porcentaje de distribución del ácido hipocloroso y del ion hipoclorito en función del pH puede calcularse con la formula anterior. Los resultados obtenidos se presentan en el cuadro siguiente y en la Figura 3.4

pH	%HClO	%ClO ⁻
5	99.77	0.23
6	97.75	2.25
7	81.30	18.70
8	30.30	69.70
9	4.17	95.83
10	0.43	99.57

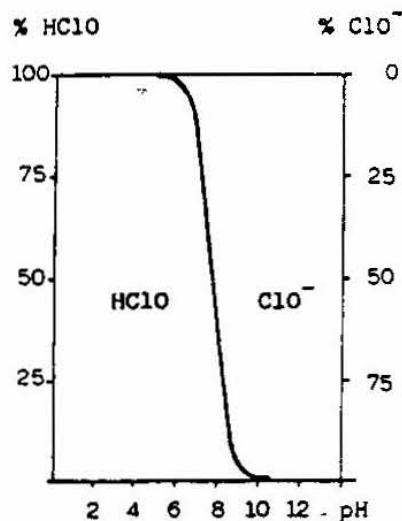


Figura 3.4. Porcentaje de distribución del ácido hipocloroso y el ion hipoclorito en función del pH

Hipoclorito de calcio

Se forma a precipitar una solución formada de gas cloro, óxido de calcio y dióxido de sodio. La reacción entre el hipoclorito de calcio y el agua es la siguiente:



Como se observa, el hipoclorito de calcio produce también ácido hipocloroso, al igual que el hipoclorito de sodio pero incrementa el pH debido a la generación de iones hidroxilo.

Cuando se adiciona al agua, el cloro, un elemento muy reactivo, oxida la materia orgánica por igual. Por consiguiente, no todo el cloro se agrega al agua da por resultado la producción de cloro libre disponible. La cantidad de cloro que reacciona con los compuestos inorgánicos (Fe^{+2} , Mn^{+2} , NO_2^- y NH_4^+) y las impurezas orgánicas se

conoce como la demanda de cloro, y es necesario satisfacerla para que se forme cloro libre disponible. La aplicación del cloro al agua hasta el punto que hay cloro libre residual disponible se llama cloración hasta el punto de quiebre.

Las especies del cloro libre pueden reaccionar de dos formas generales: 1) reacciones de oxidación en las que el cloro pasa a cloruro y 2) reacciones de sustitución en las que el cloro conserva su estado de oxidación (+1) sustituyendo otros elementos químicos. Estas últimas reacciones se verifican particularmente entre el amoníaco y el cloro para formar cloraminas.

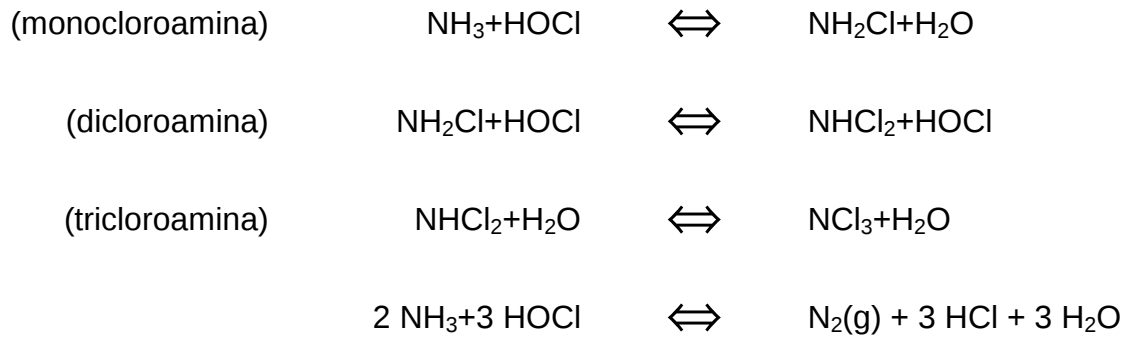
Las cloraminas son eficaces como desinfectantes, pero en menor grado que el cloro libre disponible; sin embargo, persisten durante más tiempo en el agua tratada que el cloro libre disponible y sirven como protección contra una posible contaminación en el sistema de distribución, causada por construcción o mantenimiento inadecuados. La adición de amoníaco al agua clorada para producir cloraminas se llama cloraminación. El cloro combinado disponible es el residual que existe en combinación química con amoníaco (cloroaminas o compuestos orgánicos nitrogenados).

El cloro reacciona con compuestos orgánicos nitrogenados (proteínas y aminoácidos) para formar cloraminas complejas. El cloro que existe en agua en combinación química con amoníaco o con compuestos orgánicos nitrogenados se define como cloro combinado disponible.

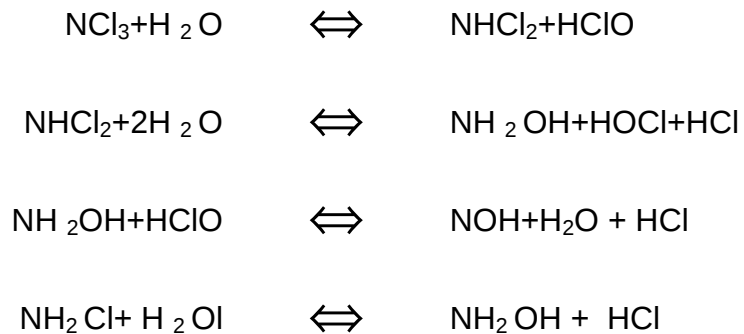
3.1.1.1 Reacciones con amoníaco

Las reacciones del cloro con amoníaco son de gran importancia para el proceso de cloración, especialmente para la desinfección. Estas reacciones son bien conocidas y se representan a continuación:

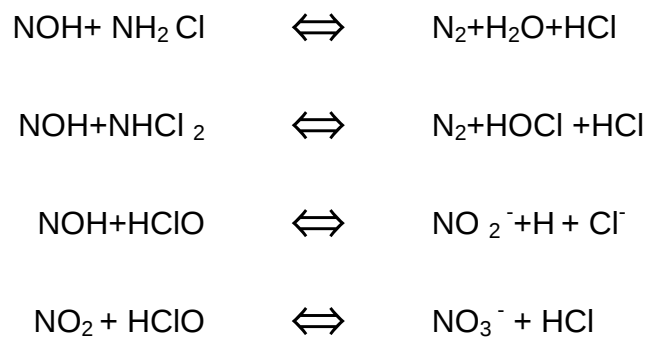
Formacion de cloroaminas



Descomposición de cloroa aminas



Formación de especies estables



Estas reacciones dependen de factores tales como el pH, la temperatura, el tiempo de contacto y de las cantidades presentes en cada compuesto. Las especies predominantes, en la mayoría de los casos, son las monoclora aminas (NH_2Cl) y la dicloro aminas (NHCl_2), compuestos que en conjunto se denominan cloro residual combinado (Metcalf y Hedí, 1991 Peaavy et al., 1985)

Las cloaminas también tienen capacidad desinfectante pero en menor intensidad que el HClO o ClO^- (alrededor de 50 veces), no obstante son más perdurables en agua por que su poder residual es más prolongado y llega incluso a inactivar virus (Droste, 1997). Como ejemplo se enseña que es necesario aplicar 80 mg/l de cloroaminas para inactivar el 90% de los microorganismos, con un tiempo de contacto de 90 minutos (Korich et al., 1990). Debido a que las cloroaminas no generan THMs, actualmente su uso se prefiere en potabilización (Zieler et al., 1987). En agua residual puesto que no es posible formar cloro residual libre con las dosis usuales, la desinfección se lleva a cabo en las cloroaminas, por lo que el tiempo de desinfección es mayor.

En ciertos casos es necesario utilizar cloro para eliminar sabores y olores en el agua. Esto requiere la adición de cantidades mayores de cloro para eliminar sabores y olores del agua. Es un proceso que se denomina **supercloración**. Para eliminar el exceso de cloro es necesario dechlorar con dióxido de azufre, sulfito o metasulfito de sodio.

Los dos parámetros fundamentales para una cloración eficaz son la dosificación y el tiempo de contacto. La velocidad de muerte bacteriana para una dosificación específica no sigue una cinética de reacción de primer orden, por lo cual se emplean reacciones empíricas para correlacionar la dosificación y el tiempo de contacto para la destrucción porcentual deseada. Se debe agregar al agua cloro suficiente para satisfacer la demanda de cloro para producir una concentración de cloro libre disponible de 0.2 mg/L después de diez minutos de contacto y con un pH de 7. El equivalente mínimo combinado de cloro residual disponible es de 1.5 mg/L después de 60 minutos de contacto y con un pH de 7. Es indeseable exceder los niveles de dosificación

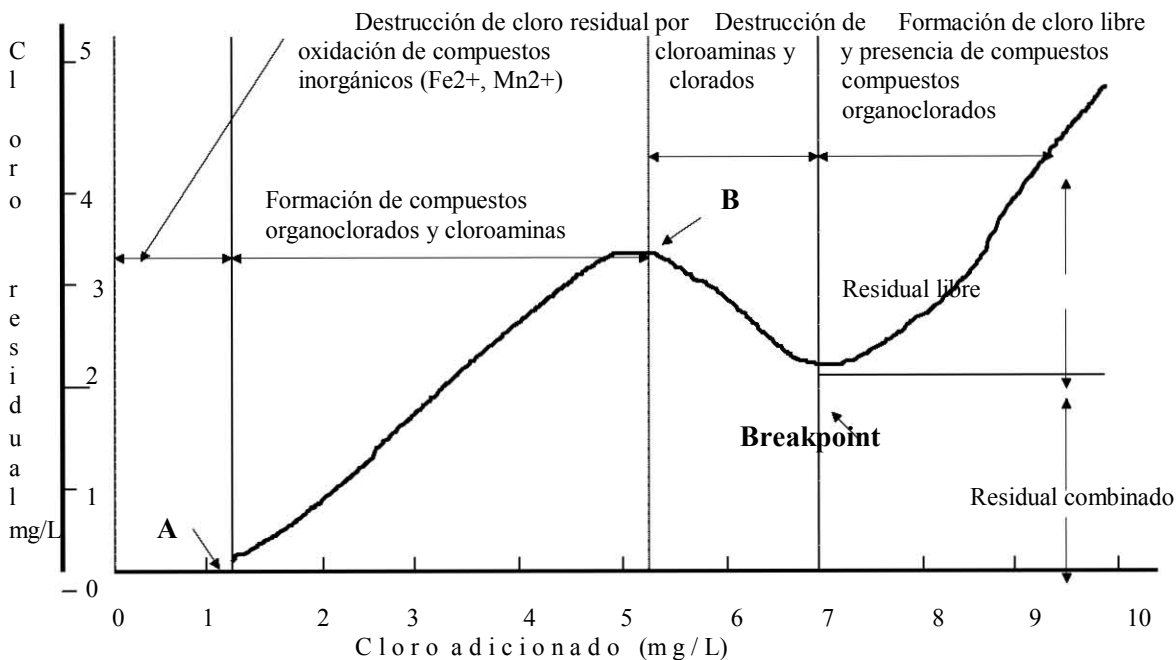
apropiados porque esto causa sabor desagradable producido por el cloro que está en el agua. Con frecuencia se deben efectuar pruebas para determinar la dosificación de cloro apropiada. A fin de asegurar el tiempo suficiente para que el cloro mate las bacterias en condiciones variables de pH y temperatura, es necesario proporcionar al menos 15 min de tiempo de contacto.

Si la cloración es la única forma de tratamiento que se requiere, como suele suceder en el caso de una fuente de aguas subterráneas, entonces se aplica en el pozo de bombeo del sistema de distribución. En las plantas de tratamiento de aguas superficiales la cloración normalmente se lleva a cabo en la última etapa de tratamiento, justo antes de que el agua fluya hacia el depósito de almacenamiento.

El cloro, que es un gas en condiciones de presión y temperatura normales, se puede comprimir para formar un líquido que se guarda en cilindros o recipientes. Puesto que el cloro gaseoso es venenoso, se disuelve en agua al vacío, y esta solución concentrada se aplica al agua que se está tratando. En plantas pequeñas se utilizan cilindros de alrededor de 70 kg (150 lb); para plantas medianas a grandes, son comunes los recipientes de una tonelada, y para las plantas muy grandes el cloro se entrega en carros-cisterna de ferrocarril. El cloro está disponible también en forma granular o de polvo como hipoclorito de calcio, $\text{Ca}(\text{ClO})_2$, o en forma líquida como hipoclorito de sodio, NaClO (blanqueador).

Uno de los problemas que presenta el cloro es que se combina con las sustancias orgánicas naturales que pueden estar presentes en el agua (de la vegetación en descomposición) para formar trihalometanos (THM), entre ellos cloroformo, que es carcinógeno: Puesto que los THM no se eliminan por los métodos de tratamiento convencionales, el agua que se va a clorar debe estar libre de sustancias orgánicas naturales; en caso contrario, se debe utilizar otro desinfectante.

Los cambios de cloro residual que resultan de las reacciones con amoníaco y otras sustancias reductoras se ilustran en la siguiente figura 3.5.



Hilleboe, 1994

Figura 3.5. Curva de cloro residual para la determinación del “break point”.

La capacidad de oxidación del cloro libre es función del pH debido a la repartición de especies $\text{HOCl}:\text{OCl}^-$ que se tiene. Este principio se aplica también en el caso de las cloroaminas: a pH elevados es la monocloramina que predomina. Las cloroaminas son desinfectantes menos potentes y menos reactivas que las tres formas del cloro libre.

El concepto de punto de ruptura (break point) surge en 1939 cuando se reporta que algunas aguas presentaron una ruptura en la curva de cloro residual cuando se adicionó una cantidad adicional de cloro. Después de este punto el contenido de cloro residual libre se incrementa. La determinación de este punto se hace experimentalmente para cada tipo de agua, adicionando a diferentes muestras de 1 L, dosis crecientes de agente de cloración y determinando el cloro residual después de 30 min y 2 horas de contacto. El método analítico más adecuado para la determinación de cloro en aguas residuales es el amperimétrico (Standard Methods, Sección 408C) con un titulante reductor (óxido de fenilarsina).

El término “contenido de cloro disponible” se estableció con el fin de comparar el potencial desinfectante de los compuestos del cloro con respecto a la del cloro molecular, tomando como hipótesis que 100% del gas se utiliza o es disponible en las reacciones de desinfección. En el caso de los derivados del cloro, el contenido de cloro disponible se debe multiplicar por el número de átomos de cloro que presenta el compuesto. Ejemplo: el porcentaje de cloro en la dicloroamina es de 82.5, pero el contenido de cloro disponible es de 165%.

El contenido de cloro disponible de varios materiales clorados se presenta en la Tabla 3.1.

Tabla 3.1 Porcentaje disponible de cloro para varios compuestos

Compuesto	Porcentaje de cloro disponible (%)
Cloro gaseoso	100 (por definición)
Polvo blanqueador	35-37
Hipoclorito de calcio (puro)	99.2
Hipoclorito de calcio (comercial)	70-74
Hipoclorito de calcio (puro)	95.2
Blanqueador comercial (industrial)	12-15
Blanqueador comercial (doméstico)	3-5
Dióxido de cloro	263.0

3.1.1.2 Reducción de cloro residual

Desde 1970 se ha puesto mucha atención en los efectos tóxicos de los efluentes clorados. Tanto las cloroaminas como el cloro libre residual son tóxicos para los peces y otros organismos acuáticos, en concentraciones tan pequeñas como 0.002 mg/L. Debido a esto es necesario realizar una descloración de las aguas residuales cloradas. La EPA ha propuesto un criterio de cloro residual (49 FR 4551, 7 feb. 1984) para aguas dulces de 8.3 µg/L como un promedio de 30 días de medición, con un máximo diario de 14 µg/L.

Los compuestos que se utilizan para la descloración son el dióxido de azufre, las sales de sulfito (sulfito de sodio Na_2SO_3 , bisulfito de sodio NaHSO_3 y metabisulfato de sodio $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_5$) y el carbón activado.

3.1.1.3 Equipo necesario

Descripción y selección de equipos

Existen básicamente dos tipos de equipos que se utilizan en desinfección por cloración: los alimentadores de gases y los hipocloradores. Cada categoría de estos dos equipos tiene usos específicos, pero cada uno de ellos puede presentar una variedad de modificaciones.

Cloradores: Los alimentadores de gas se designan también como cloradores para diferenciarlos de los hipocloradores. Un clorador presenta los siguientes componentes básicos: un regulador de vacío, un control del flujo alimentado, un Venturi automatizado, y un medidor de flujo, como los que se muestran en la figura 3.6 (clorador hydro serie 200).

El regulador de vacío se presenta en diferentes configuraciones, dependiendo del fabricante y de la capacidad del sistema. En sistemas de desinfección de aguas residuales, el regulador se localiza en el tablero de controles, pero también se puede montar sobre la pared o directamente sobre el cilindro de cloro gaseoso. Esta última configuración comienza a ser estándar para flujos de 230 kg/d de cloro. El regulador de vacío puede ser un diafragma operado por un dispositivo con un lado del diafragma abierto a la atmósfera y capaz de ventear a la atmósfera si la presión del gas aumentara repentinamente. De forma alternativa un lado del diafragma puede estar conectado al contenedor del gas presurizado y por el otro lado estar conectado a una fuente de vacío.

El dispositivo de control de flujo puede ser una simple válvula operada manualmente o una válvula automática, cuya complejidad depende del control del sistema. El operador utiliza este dispositivo para ajustar el flujo del gas alimentado. Este dispositivo se calibra para dar flujos instantáneos de kilogramos por día.

El inyector (o eyector) Venturi consiste de conjunto de boquilla y garganta. Este dispositivo está diseñado para producir vacío. Este dispositivo es el más importante para el clorador por dos razones: la primera su componente hidráulico produce el vacío de operación del equipo y segundo, mezcla el gas con el agua de solución para producir ácido hipocloroso líquido que se inyecta al agua residual tratada. Si las condiciones hidráulicas de operación de este dispositivo no son correctas el sistema completo operará mal.

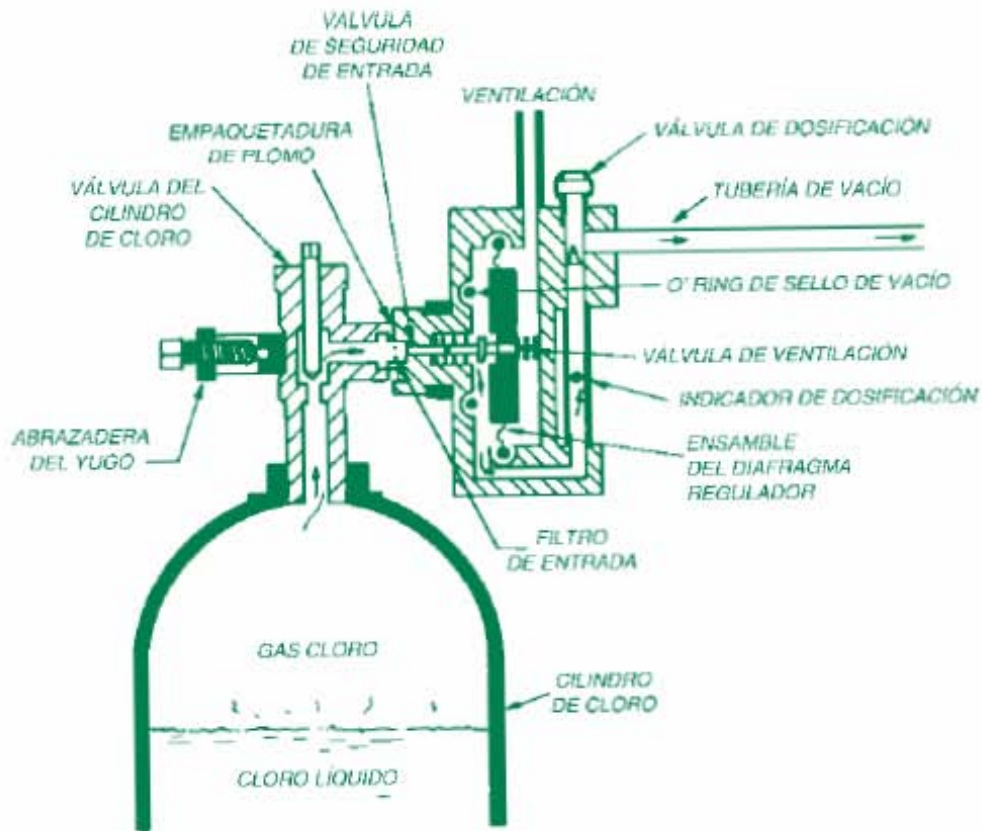


Figura 3.6. Clorador hydro serie 200

Hipocloradores. Todos los tipos de equipos que se usan para la alimentación hipoclorito de sodio o de calcio se denominan hipocloradores. Existen varios tipos y configuraciones de estos equipos, pero el sistema básico es similar para todos los casos.

Los componentes principales son un tanque de almacenamiento o de mezclado para la solución de hipoclorito, una bomba de desplazamiento positivo, un motor o solenoide, dispositivo para la alimentación de flujo. Dependiendo del tamaño del sistema, el tanque de almacenamiento puede ser construido de material en carbón y en plástico o en fibra de vidrio, en el cual una solución poco concentrada de hipoclorito puede ser preparada. En el caso de hipoclorito de sodio, a veces se cuenta con un dispositivo de mezclado, usualmente un agitador de palas motorizado que se coloca en el interior del tanque. También en el interior del tanque se coloca una pichancha conectada a la succión de la bomba.

El hipoclorador en sí, dependiendo del tamaño del sistema, puede localizarse en la parte alta del tanque de mezclado o próximo a la coraza de la bomba de alimentación.

El hipoclorador consiste de un diafragma de desplazamiento positivo con válvulas check a la entrada y a la salida y de un mecanismo de manejo. Entre los diferentes mecanismos de manejo se tienen un motor de velocidad constante con un dispositivo de ajuste para controlar el diafragma, es decir, el flujo.

El hipoclorador debe desarrollar suficiente presión interna para inyectar la solución dentro de la canalización sin requerir bombas adicionales. Esta es una ventaja que presenta el hipoclorador con respecto al clorador.

Los cloradores se emplean frecuentemente para plantas de tratamiento de aguas residuales de capacidades de 40 a 90 L/s, debido a que para capacidades mayores sus costos son más elevados que los hipocloradores.

3.1.1.4 Ventajas del uso del cloro

El beneficio principal del agua potable clorada es la protección de la salud pública a través del control de las enfermedades transmitidas por el agua. La cloración desempeña una función primordial en el control de los agentes patógenos presentes en el agua, tal como lo demuestra la virtual ausencia de enfermedades transmitidas por el agua, como la tifoidea y el cólera, en los países desarrollados.

Los sistemas de abastecimiento de agua potable sin tratar, o con un tratamiento inadecuado, siguen siendo la mayor amenaza para la salud pública, especialmente en los países en desarrollo, donde casi la mitad de la población consume agua contaminada. En estos países, enfermedades como el cólera, la tifoidea y la disentería crónica son endémicas y matan a niños y a adultos. En 1990, más de tres millones de niños menores de cinco años murieron por enfermedades diarreicas. Lamentablemente, en muchas áreas prácticamente no existen sistemas de abastecimiento de agua potable debido a la pobreza, la poca comprensión de los peligros de la contaminación de agua y la falta de infraestructura para el tratamiento y la distribución del agua. Los organismos de cooperación internacional, incluida la Organización Mundial de la Salud (OMS) y la Organización Panamericana de la Salud (OPS), llevan a cabo desde hace mucho tiempo programas de asistencia técnica y educación destinados a mejorar las prácticas de abastecimiento de agua y saneamiento. Se estima que tales mejoras (incluida la desinfección con cloro) pueden prevenir 25% de los brotes diarreicos y reducir la mortalidad infantil en niveles similares (Craun, 1996).

Un ejemplo de la continua amenaza a la salud pública planteada por los brotes de enfermedades transmitidas por el agua se dio en el Perú en 1991, donde un factor principal fue la ausencia o insuficiencia de desinfección del agua potable. Supuestamente, esta falta de desinfección se basó en parte en la inquietud suscitada a raíz de informes publicados en los Estados Unidos respecto a la presencia y riesgos potenciales de los subproductos de la cloración. El resultado fue una epidemia persistente del cólera, la primera en aparecer en este siglo en América. La epidemia se

propagó a 19 países latinoamericanos y sólo se redujo parcialmente a través de las intervenciones de salud pública realizadas con el asesoramiento y la asistencia técnica de la OPS. Se reportaron aproximadamente un millón de casos y 10,000 muertes (Craun, 1996).

Estas estadísticas refuerzan firmemente el concepto de que la desinfección del agua debe ser una herramienta esencial para la protección de la salud pública en todo el mundo. Según destaca la Academia de Microbiología de los Estados Unidos: "El requisito más importante que se debe recalcar es que no se debe mediatizar la desinfección de un abastecimiento público de agua" (Ford y Colwell, 1996).

En la Primera Conferencia Internacional sobre Seguridad de la Desinfección del Agua realizada en 1992, una ponencia presentada por Gunther F. Craun y otros colegas trató sobre la relación costo/beneficio del tratamiento de aguas para la remoción de agentes patógenos (Craun, 1994a). Una evaluación de cinco agentes patógenos y los costos de tratamiento muestran los beneficios económicos favorables de prevenir las enfermedades infecciosas transmitidas por el agua. Estos beneficios se determinaron sobre la base de una probabilidad anual de enfermedad y muerte en el supuesto de que no exista tratamiento de agua y un costo de \$3,000 USD por enfermedad y \$500,000 USD por muerte. La eficacia del tratamiento del agua en la reducción de las enfermedades transmitidas por ésta depende de la calidad del agua de la fuente, y de cómo se opera y mantiene el sistema de tratamiento.

La Tabla 3.2 muestra razones positivas de costo-beneficio asociados con la instalación de sistemas cloración y tratamiento convencional para remover y controlar los agentes patógenos del agua potable. Estas razones se calcularon mediante la comparación de la probabilidad de enfermedades inevitables, para lo cual se usó la diferencia entre las probabilidades de enfermedades sin tratamiento del agua y las probabilidades con diversos niveles del tratamiento del agua en comunidades con poblaciones de 10,000, 100,000 y 500,000 habitantes.

Tabla 3.2 Razones de costo-beneficio-tratamiento de agua y remoción de agentes patógenos (Craun 1992)

POBLACIÓN	10,000	100,000	500,000
(a) Sólo costos de tratamiento			
Fuente de agua adecuada			
Sólo cloración	50,2	86,2	98,6
Tratamiento convencional más cloración	18,4	39,5	53,1
Fuente de agua deficiente			
Sólo cloración	37,6	64,6	73,9
Tratamiento convencional más cloración	17,5	37,5	53,1
(b) Sistemas completos de agua			
Fuente de agua adecuada			
Sólo cloración	5,0	8,6	9,9
Tratamiento convencional más cloración	1,8	4,0	5,3
Fuente de agua deficiente			
Sólo cloración	3,8	6,5	7,4
Tratamiento convencional más cloración	1,8	3,8	5,3
(c) Supuestos para los peores casos			
Fuente de agua adecuada			
Sólo cloración	8,0	13,8	15,8
Tratamiento convencional más cloración	2,9	6,3	8,5
Fuente de agua deficiente			
Sólo cloración	6,0	10,4	11,8
Tratamiento convencional más cloración	2,8	6,0	8,1

La popularidad del cloro en la desinfección de agua se basa en muchos factores. Un estudio realizado por J. Carrell Morris, de la Escuela de Medicina de la Universidad de Harvard, identificó muchos de los beneficios del cloro en el tratamiento del agua (Morris, 1985).

Germicida potente. Se ha demostrado que el uso del cloro reduce el nivel de los microorganismos patógenos en el agua potable hasta niveles casi imposibles de medir.

Cualidades residuales. El cloro produce una acción desinfectante residual sostenida que es "única entre los desinfectantes de agua en gran escala disponibles". La superioridad del cloro como desinfectante residual sigue siendo válida hasta hoy. La presencia de un residuo sostenido mantiene la higiene del agua potable final desde la planta de tratamiento hasta el grifo del consumidor.

Control del sabor y olores. La cloración del agua potable reduce los sabores y olores. El cloro oxida muchas sustancias que se presentan naturalmente, tales como las secreciones de algas malolientes y los olores de la vegetación en descomposición, lo que da como resultado agua potable inodora y con mejor sabor.

Control del crecimiento biológico. La potente acción germicida del cloro elimina las bacterias, mohos y algas. El cloro controla estos organismos molestos que por lo general crecen en los reservorios, en las paredes de las troncales de transmisión de agua y en los tanques de almacenamiento.

Control químico. El cloro en el tratamiento del agua destruye el sulfuro de hidrógeno y elimina el amoníaco y otros compuestos nitrogenados que tienen sabores desagradables y obstaculizan la desinfección.

3.1.1.5 Desventajas del uso del cloro

El debate sobre los subproductos de la desinfección.

Durante casi 25 años, la política de reglamentación del agua potable en los Estados Unidos se ha centrado principalmente en mitigar los riesgos potenciales para la salud asociados con contaminantes químicos en los sistemas de abastecimiento de agua potable. Este énfasis en los contaminantes químicos lo causó la falsa creencia de que las amenazas microbiológicas se encontraban en gran parte bajo control y, en cierta medida, la existencia de una "fobia química".

En 1974, los científicos de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA) determinaron que el cloro reacciona con ciertos materiales orgánicos durante la desinfección de agua para crear trihalometanos (THM), en particular el cloroformo y otros THM en cantidades menores. Los estudios toxicológicos emprendidos realizados sobre el cloroformo sugirieron que era cancerígeno para animales de laboratorio, aunque en niveles mucho mayores que los encontrados en el agua potable. Los temores de que los THM pudieran ser potencialmente cancerígenos para los humanos, llevaron a la EPA a fijar límites reglamentarios para estos subproductos de la desinfección (SPD); este límite es de 100 partes por mil millones (ppmm) en el caso de sistemas que atienden a más de 10.000 personas. Sin embargo, en Estados Unidos todavía no hay límites reglamentarios para los subproductos de desinfección en sistemas pequeños.

En 1994, la EPA propuso la etapa I de una regla para subproductos de desinfectantes/desinfección. Esta regla reduciría el nivel máximo de contaminantes (NMC) para los subproductos de desinfección y ampliaría la cobertura para incluir a los sistemas pequeños. En noviembre de 1997, la EPA recomendó revisiones para esta regla propuesta. Estas revisiones se basaron en un convenio entre los miembros de un Comité Federal Asesor que incluía a representantes de empresas de abastecimiento de agua, el Consejo de Química de Cloro, funcionarios de salud pública, defensores del medio ambiente y otros grupos involucrados. La meta de la nueva etapa I de la regla sobre subproductos de desinfección es reducir los niveles de SPD en el agua potable sin comprometer la protección microbiana. La regla ordena un proceso llamado coagulación mejorada para eliminar los precursores de SPD. La propuesta también fija los nuevos NMC para THM totales en 80 ppmm, para ácidos haloacéticos en 60 ppmm y para bromato en 10 ppmm. El Comité Federal Asesor fue cauteloso respecto a promover el uso de otros desinfectantes que producirían otros subproductos desconocidos. El Comité también fue muy cuidadoso en cuanto a cualquier cambio que pudiese alentar a las empresas de abastecimiento de agua a reducir el nivel de desinfección actualmente practicada. Existió un acuerdo generalizado entre los

miembros del grupo en cuanto a que no se debía permitir un incremento en el riesgo de presencia de microorganismos patógenos en el agua potable.

El riesgo del cloroformo es menor de lo que se creía

Al finalizar la Etapa I de la regla sobre SPD, la EPA ha examinado la base científica para la misma. El 31 de marzo de 1998, la EPA publicó una Nota sobre la Disponibilidad de Datos de Subproductos de Desinfectantes y Desinfección. Esta nota proponía cambios en las Metas de Niveles Máximos de Contaminantes (MNMC) para SPD sobre la base de las nuevas investigaciones recientemente disponibles. La EPA fija la MNMC en un nivel en el que no se esperan efectos adversos conocidos o previstos sobre la salud, y que permite un margen de seguridad adecuado. El aumento de la MNMC para el cloroformo de 0 a 300 ppm fue el cambio más importante de esta nota en relación con el cloro. Al proponer este cambio, la EPA siguió las recomendaciones de un panel de expertos convocado por el Instituto Internacional de Ciencias de la Vida. El panel de expertos concluyó que el cloroformo tenía “probabilidad de ser cancerígeno por encima de una dosis determinada, pero poca probabilidad de ser cancerígeno por debajo de cierta dosis” (ILSI, 1997).

Otros grupos también han examinado los datos sobre SPD y cáncer. En 1990, la Agencia Internacional de Investigación del Cáncer (AIIC) convocó un taller de expertos para evaluar la posible naturaleza cancerígena del agua potable clorada. La AIIC es una división de investigación de la Organización Mundial de la Salud que evalúa regularmente la posibilidad de diferentes materiales como causa de cáncer en los humanos. El grupo de trabajo de la AIIC evaluó los principales análisis científicos disponibles sobre los potenciales efectos del agua potable clorada en la salud. Su conclusión fue que el agua potable clorada ***no es clasificable como cancerígena para los humanos*** (AIIC, 1991).

El Programa Nacional de Toxicología (PNT) del Departamento de Salud y Servicios Sociales de los Estados Unidos llegó a una conclusión similar en 1990. El estudio del PNT examinó la naturaleza cancerígena del agua clorada en ratas y ratones de

laboratorio. Es importante señalar que el agua empleada en este estudio fue clorada muy por encima de los niveles de cloración encontrados en sistemas públicos de abastecimiento de agua. El estudio del PNT llegó a la conclusión de que no existían evidencias de actividad cancerígena causada por el consumo de agua clorada en ratones machos y hembras o ratas machos. En las ratas hembras se observaron evidencias ambiguas de actividad cancerígena (PNT, 1990).

Actualmente, no son concluyentes los estudios sobre si los subproductos de la desinfección con cloro causan cáncer. Además de las inquietudes respecto al cáncer, los nuevos estudios se han centrado en los abortos espontáneos y en los efectos que pueden tener los SPD en el desarrollo. Un estudio reciente del Departamento de Servicios de Salud de California reportó un alto riesgo de aborto espontáneo en mujeres que bebían agua del grifo con altos niveles de SPD. Sin embargo, cuando las tres comunidades estudiadas se analizaron por separado, este resultado fue estadísticamente significativo en sólo una de las tres comunidades. No es claro que los abortos estuvieran relacionados de alguna manera con la cloración. Se requiere profundizar la investigación.

Riesgos comparativos: Contaminantes microbianos vs. Contaminantes químicos

La tarea de las entidades reguladoras es maximizar la protección de la salud pública mediante la administración de los riesgos relativos para la salud humana de los contaminantes microbiológicos y químicos en el agua potable. La continua evidencia de aparición de enfermedades transmitidas por el agua indica que los riesgos microbianos deben recibir mucha mayor atención que los SPD. Por este motivo, la Academia de Microbiología de los Estados Unidos ha recomendado que “los riesgos para la salud suscitados por los agentes patógenos microbianos deben recibir la más alta prioridad en el tratamiento de agua para proteger la salud pública” (Ford y Colwell, 1996). Además, personal de la EPA ha observado que los riesgos de enfermedades microbianas transmitidas por agua potable no desinfectada son 100 a 1.000 veces mayores que los riesgos planteados por los SPD (Regli, 1993).

En 1993, en un estudio presentado a la EPA por el Instituto de Cloro durante el curso de las primeras negociaciones sobre la regla respecto a los SPD, el Dr. Robert Tardiff presentó los resultados de la aplicación de cinco criterios esenciales para determinar los riesgos comparativos para la salud de la contaminación microbiana y de la contaminación química. Los cinco criterios para evaluar las enfermedades relacionadas con el agua son: 1) tipos, 2) incidencia, 3) intensidad, 4) latencia y 5) certidumbre de la ocurrencia (Tardiff, 1993).

El informe del Dr. Tardiff concluyó que el riesgo de las enfermedades microbianas es mucho mayor que el presentado por productos químicos potencialmente cancerígenos en los seres humanos. Es importante señalar que existen diferencias significativas en cuanto a la incidencia de las enfermedades, el tiempo (latencia) entre la exposición y la enfermedad clínica y la certeza de que muchas personas se enfermarán. Si se les compara con los riesgos químicos, los riesgos microbianos son mucho mayores (1.000 a 100.000 veces mayores), su latencia es mucho menor (días contra decenios) y es casi un hecho que causarán enfermedades en los seres humanos.

Un informe publicado en 1994 por la Sociedad Internacional de Legislación de Toxicología y Farmacología estipulaba que “la reducción de la mortalidad debido a enfermedades infecciosas transmitidas por el agua, atribuida en gran parte a la cloración de los sistemas de abastecimiento de agua potable, parece exceder cualquier riesgo teórico de cáncer (que podría ser tan bajo como 0) presentado por las diminutas cantidades de productos orgánicos clorados encontradas en el agua potable desinfectada con cloro” (Coulston y Kolbye, 1994).

Este punto de vista es apoyado por la Academia de Microbiología de los Estados Unidos: “Es importante indicar que no existen pruebas directas ni definitivas de que los subproductos de la desinfección afecten la salud de los seres humanos en las concentraciones encontradas en el agua potable. No se debe permitir que las preocupaciones sobre la toxicología de estos subproductos comprometan la exitosa

desinfección del agua potable, al menos mientras no existan datos que apoyen dichas decisiones". (Ford y Colwell, 1996).

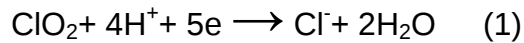
Aunque gran parte de la investigación se ha centrado en los subproductos del cloro, también otros desinfectantes químicos generan subproductos cuando reaccionan con materia orgánica y otros precursores en el agua sin tratar. El bromato, por ejemplo, es principalmente un subproducto de la ozonización de aguas con alto contenido de bromuro.

3.1.2 DIÓXIDO DE CLORO

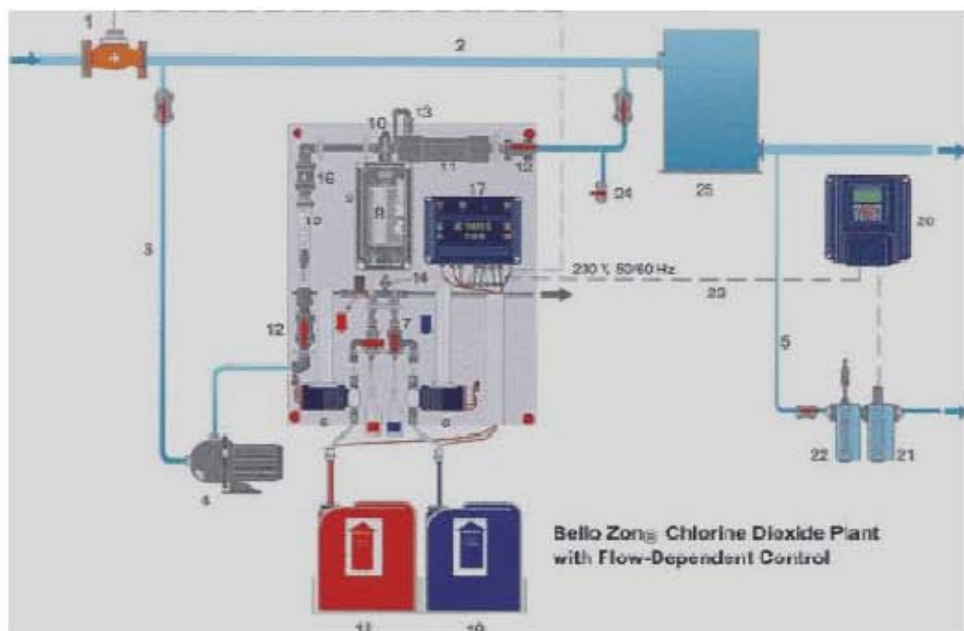
3.1.2.1 Funcionamiento.

El dióxido de cloro existe en el agua como ClO_2 (poca o ninguna disociación) y, por lo tanto, puede pasar a través de las membranas celulares de las bacterias y destruirlas (Junli y col., 1997b). El efecto que tiene sobre los virus incluye su adsorción y penetración en la capa proteica de la cápside viral y su reacción con el RNA del virus. Como resultado, se daña la capacidad genética del virus (Junli y otros, 1997a). En comparación con el cloro, el dióxido de cloro puede ser más efectivo como desinfectante debido a que en el agua existe cloro en forma de HOCl u OCl^- y, en consecuencia, las paredes de las células bacterianas se cargan negativamente y repelen estos compuestos, lo que genera una menor penetración y absorción del desinfectante a través de las membranas.

El dióxido de cloro es un gas de color verde amarillento con un peso molecular de 67.46. Es estable y sumamente soluble en soluciones acuosas de hasta 20 g/L. Además de sus propiedades biocidas, el dióxido de cloro mejora la calidad del agua potable, es decir, neutraliza olores, remueve el color y oxida al hierro y al manganeso. Una de las propiedades más interesantes del dióxido de cloro es su eficacia biocida en un amplio intervalo de pH (3 a 9). El dióxido de cloro es sensible a la luz ultravioleta (Junli y col., 1997) y su capacidad de oxidación se incrementa con la acidez.



Debido a que el dióxido de cloro existe como un gas inestable, el producto no puede comprimirse ni distribuirse en cilindros como el cloro gaseoso. El dióxido de cloro debe producirse *in situ* mediante el uso de un generador mecánico. Como se muestra en la figura 3.7

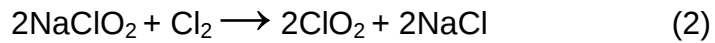


- | | | |
|--|---|---|
| 1. Indicador nivel agua (contacto, análogo) | 11. Mezclador | |
| 2. Tubo de agua | 12. Válvula de parada | 20. D1C -Medidor dióxido de cloruro |
| 3. Tubo desviación 1-2 m³/h | 13. Válvula de ventilación | 21. |
| 4. Bomba desviación | 14. Dispositivo de succión | 22. Prueba dióxido de cloruro |
| 5. Tubo monitoreo de agua | 15. Monitor desviación | 23. Monitor de lectura de agua |
| 6. Bomba dosificadora solenoide | 16. Válvula sin retorno | 24. Contacto interconexión |
| 7. Sensor de flujo | 17. Control con pantalla de nivel de producción | 25. Conector de aclarado |
| 8. Reactor | 18. Acido del Bello Zon® en recipiente seguro | 26. Tanque almacenamiento (tiempo reacción 10-15 min) |
| 9. Cubierta del reactor | 19. Clorito del Bello Zon® en recipiente seguro | |
| 10. Válvula dosificadora (sensible a la presión) | | |

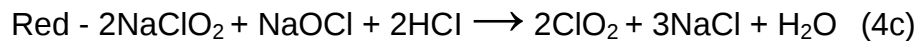
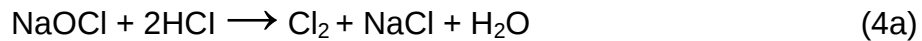
Figura 3.7. Equipo para la aplicación del dióxido de cloro

Comúnmente se genera mediante la reacción de clorito de sodio con cloro gaseoso (sistema de 2 compuestos químicos) o mediante la reacción de clorito de sodio con hipoclorito de sodio y ácido clorhídrico (sistema de 3 compuestos químicos).

Proceso de generación del dióxido de cloro con dos compuestos químicos



Proceso de generación del dióxido de cloro con tres compuestos químicos



El dióxido de cloro tiene varios efectos fisicoquímicos sobre los constituyentes que generalmente se encuentran en el agua. Estos efectos se resumen en la Tabla 3.3.

Tabla 3.3 Efectos del ClO₂ en el tratamiento del agua potable (Arieta y Berg, 1986)

Sustancia	Reacción
Sustancias orgánicas naturales y sintéticas seleccionadas	Pueden reaccionar y formar clorito
Hierro y manganeso	Oxidación
Color	Remoción
THMFP	Reducción
Sustancias orgánicas	Oxidación
Fenoles	Oxidación a quinonas

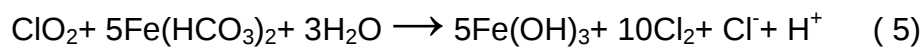
3.1.2.2 Uso del dióxido de cloro en el tratamiento del agua

El dióxido de cloro es muy útil para el tratamiento del agua potable. Mientras los desinfectantes de cloro reaccionan con diversas sustancias mediante la oxidación y sustitución electrofílica, el dióxido de cloro sólo reacciona mediante la oxidación (Arieta y Berg, 1986). Como resultado de ello, el uso de dióxido de cloro puede disminuir la formación de THM en el agua tratada. Cuando se producen niveles más altos de THM en las aguas tratadas con dióxido de cloro, esto a menudo se debe a problemas en los generadores de dióxido de cloro, generalmente un exceso en el suministro de cloro (Anderson et al., 1982).

Ventajas del uso del dióxido de cloro

La acción oxidante del dióxido de cloro a menudo mejora el sabor, olor y color del agua. El dióxido de cloro reacciona en el agua con compuestos fenólicos, sustancias húmicas, sustancias orgánicas e iones metálicos.

Por ejemplo, el dióxido de cloro oxida el hierro, el cual se precipita fuera del agua como hidróxido de hierro. Luego, el precipitado se remueve fácilmente mediante filtración.



El dióxido de cloro reacciona con sustancias orgánicas, generalmente por oxidación, y forma pocos compuestos orgánicos clorados. El cloro libre, en presencia de precursores orgánicos, puede formar trihalometanos (THM) y otros compuestos halogenados (Aieta y Berg, 1986).

Los compuestos fenólicos presentes en el agua potable se deben principalmente a la contaminación proveniente de fuentes industriales. Estas moléculas, aún cuando están en concentraciones de microgramos por litro, dan un olor y sabor desagradables. El dióxido de cloro reacciona rápidamente con los fenoles. Esta reacción puede variar en diferentes sistemas y ocasionar la formación de quinonas o cloroquinonas además de la ruptura del anillo aromático y la formación de derivados alifáticos.

El dióxido de cloro oxida al ácido húmico, un precursor de los THM, con lo que minimiza la formación de compuestos halogenados en el tratamiento secundario (Aieta y Berg, 1986).

Acción microbicida

El dióxido de cloro es un desinfectante más potente que el cloro y la cloramina. El ozono tiene mayores efectos microbicidas, pero una capacidad de desinfección residual limitada. La investigación reciente en los Estados Unidos y Canadá demuestra que el dióxido de cloro destruye enterovirus, ***E. coli*** y amebas y es efectivo contra los quistes de ***Cryptosporidium*** (Finch y otros, 1997).

El dióxido de cloro existe en el agua como ClO_2 (poca o ninguna disociación) y, por lo tanto, puede pasar a través de las membranas celulares de las bacterias y destruirlas (Junli y otros, 1997b). El efecto que tiene sobre los virus incluye su adsorción y penetración en la capa proteica de la cápside viral y su reacción con el RNA del virus. Como resultado, se daña la capacidad genética del virus (Junli y otros, 1997a). En comparación con el cloro, el dióxido de cloro puede ser más efectivo como desinfectante debido a que en el agua existe cloro en forma de HOCl u OCl^- y, en

consecuencia, las paredes de las células bacterianas se cargan negativamente y repelen estos compuestos, lo que genera una menor penetración y absorción del desinfectante a través de las membranas.

La tabla 3.4 muestra la eficacia biocida, la estabilidad y el efecto del pH para los cuatro desinfectantes más comunes.

Tabla 3.4 Eficacia biocida, estabilidad y efecto del pH (Junli 1997)

Desinfectante	Eficacia biocida	Estabilidad	Efecto del pH en la eficacia (pH=6-9)
Ozono	1	4	Poca influencia
Dióxido de cloro	2	2	Se incrementa ligeramente al aumentar el pH
Cloro	3	3	Disminuye considerablemente al aumentar el pH
Cloraminas	4	1	Poca influencia

En la tabla 3.4 demuestra que el ozono, con un potencial de oxidación más fuerte, es el menos estable de los cuatro compuestos. También se ha observado que las cloraminas pueden tener la menor efectividad biocida, pero presentan un efecto residual más prolongado.

Resumiendo se pueden citar las principales ventajas.

- Efectivo contra muchos microorganismos y más potente que el cloro en un tiempo de contacto corto.
- Mayor poder de oxidación, lo que contribuye a la remoción de olor, color y mal sabor.
- Reduce/limita la formación de trihalometanos.
- Tiene una excelente acción germicida contra los virus.

- No reacciona con el nitrógeno amoniacal para formar aminas cloradas.
- No reacciona con material oxidable para formar THM; destruye hasta 30% de los precursores de THM.
- Destruye los fenoles que causan problemas de sabor y olor en los sistemas de abastecimiento de agua potable.
- Forma pocos SPD clorados, como THM o AHA.
- Desinfecta y oxida eficazmente, incluyendo una buena desinfección tanto de **Giardia** como **Cryptosporidium**.
- Funciona con dosis bajas en la etapa posterior a la desinfección sin necesidad de estaciones reforzadoras.
- Mejora la remoción del hierro y manganeso mediante la oxidación y sedimentación rápida de compuestos oxidados.
- No reacciona con el bromuro para formar bromato o subproductos del bromo.

3.1.2.3 Desventajas del uso del dióxido de cloro

La mayoría de los problemas asociados con el dióxido de cloro se centran alrededor de dos aspectos:

El equipo de generación de dióxido de cloro

No existe ningún estándar industrial para el rendimiento de los generadores de dióxido de cloro. La eficiencia del generador se define no sólo en función de la conversión de clorito de sodio en dióxido de cloro, sino también en función de la generación de subproductos tales como ion clorato, cloro libre y clorito sobrante. Cuando el generador no funciona adecuadamente, estos subproductos pueden salir del generador de dióxido de cloro en cantidades excesivas y disminuir los resultados esperados. Además, el rendimiento deficiente de los generadores dará como resultado costos de operación superiores a los deseados. Los generadores modernos de dióxido de cloro son capaces de funcionar sistemáticamente en los niveles deseados cuando se les opera adecuadamente.

Análisis adecuado del dióxido de cloro y sus subproductos.

Dado que las reacciones del dióxido de cloro incluyen la formación de ion clorito como subproducto, un equipo de pruebas sencillo no puede proporcionar los datos analíticos requeridos. Se requiere el análisis del producto del generador de dióxido de cloro y del agua tratada para cuantificar con precisión la dosificación y los subproductos. Es necesario diferenciar específicamente el dióxido de cloro, el ion clorito y el cloro libre en el generador para determinar su rendimiento y eficiencia. El método recomendado para determinar el rendimiento y eficiencia del generador es la titulación amperométrica en cuatro pasos. Existen equipos de prueba para concentraciones de menos de 5 mg/L en el agua tratada, pero tienen limitaciones e interferencias.

Resumiendo se pueden citar las principales desventajas

- Es más caro que el cloro.
- Se forman subproductos de clorito y clorato.
- Debe generarse en el lugar.

3.1.3 LUZ ULTRAVIOLETA

3.1.3.1 Principio de funcionamiento de la desinfección con luz ultravioleta

Dimerización del ADN

Los microorganismos son inactivados por la luz UV como resultado del daño fotoquímico a sus ácidos nucleicos. La radiación UV es absorbida por los nucleótidos, los bloques constitutivos del ADN y ARN de la célula, según la longitud de onda, con los valores más altos cerca de 200 y 260 nm (Sonntag y Schuchmann, 1992). La UV absorbida promueve la formación de enlaces entre nucleótidos adyacentes, con lo que se crean moléculas dobles o dímeros (Jagger, 1967). Si bien la formación de dímeros de tiamina-tiamina son los más comunes, también suelen ocurrir dímeros de citosina-

citosa, citosina-tiamina, y dimerización del uracilo. La formación de un número suficiente de dímeros dentro de un microbio impide que éste replique su ADN y ARN, lo que impide su reproducción. (Figura 3.8) Debido a la dependencia de la longitud de onda para la absorción de UV por parte del ADN, la inactivación UV de los microbios también está en función de la longitud de onda. La figura 3.9 presenta el espectro de acción germicida de la inactivación de E.Coli con luz UV (DIN, 1996). El espectro para el E.Coli alcanza su punto máximo en las longitudes de onda cercanas a 265nm y 220nm. Es conveniente que la salida de la lámpara de baja presión a 254 nm coincida con el punto de máxima inactivación que se ubica cerca a 265 nm.

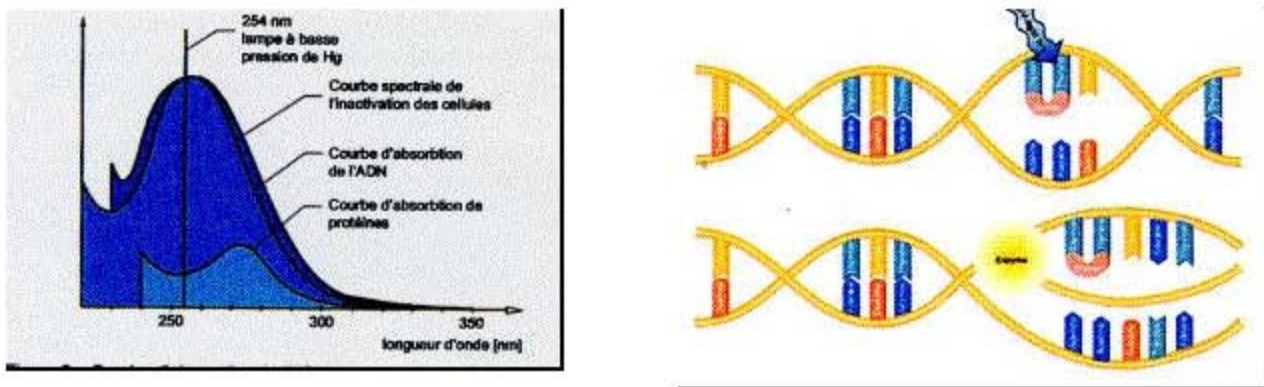


Figura 3.8. Efecto de la radiación UV (WEDWCO AG)

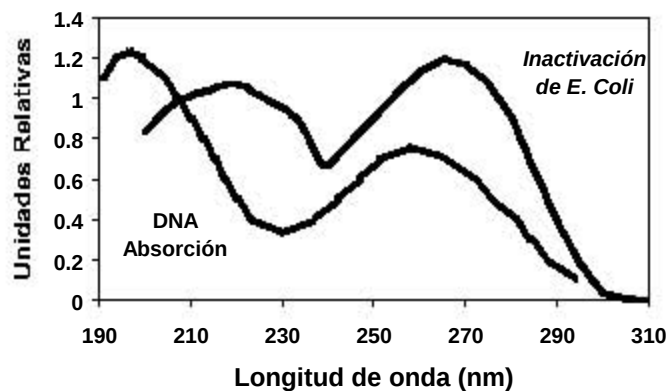


Figura 3.9. Comparación del espectro de acción de la inactivación del E. Coli con el de absorción del ácido nucleico.

3.1.3.2 Equipo de desinfección por luz ultravioleta

La Figura 3.10 presenta una comparación de la salida espectral de las lámparas de arco de mercurio de baja y mediana presión. Las lámparas de arco de mercurio de baja presión usadas en la desinfección de agua varían en longitud de 35 a 163 cm y tienen un diámetro entre 1.2 y 1.9 cm. Durante la fabricación de la lámpara, se introduce el mercurio en la lámpara en la forma de una sola gota (50-100 mg Hg en una lámpara de baja presión de 1.5 m; O'Brian et al., 1995). Las lámparas están diseñadas para operar a su óptima eficiencia con una temperatura de 40 °C en la pared de lámpara y una potencia de arco eléctrico cercana a 0.3 W/cm (Phillips, 1983). Bajo estas condiciones, la presión del vapor de mercurio dentro de la lámpara es de 0.9 Pa y la mayor parte del mercurio dentro de la lámpara se encuentra en estado líquido. La construcción, llenado, y operación de una lámpara de baja presión se eligen de manera tal que se maximice la conversión de energía eléctrica a radiación UV resonante a 254nm y 185nm. Aproximadamente 85% de la luz emitida por una lámpara de baja presión es radiación UV resonante. Incluidas las pérdidas del balasto, la conversión de energía eléctrica a luz UV tiene una eficiencia aproximada de 35 a 40% (O'Brian et al., 1995). Una lámpara de baja presión estándar de 147 cm de longitud debe producir 26.7 watts de UV a 254nm cuando se le conecta a una fuente de energía de 75 watts.

Las lámparas de arco de mercurio de mediana presión usadas en la desinfección de agua varían en longitud de 25 a 70 cm y tienen un diámetro de cerca de 2.2 cm. Durante la fabricación de la lámpara, se le introduce una masa medida de mercurio (1,4 a 15 mg Hg/cm de longitud del arco). Las lámparas están diseñadas para operar a una potencia de arco eléctrico relativamente alta, de 48 a 126 watts/cm (Phillips, 1983). De igual manera, la temperatura de pared de la lámpara se encuentra entre 650 y 850 °C y todo el mercurio dentro de la lámpara se vaporiza a una presión de vapor cercana a 13 kPa. Debido a la alta temperatura del plasma dentro de la lámpara de mediana presión, el mercurio vaporizado se encuentra en varios estados de excitación. El paso de estos niveles de excitación a un nivel de energía menor da como resultado la liberación de luz con diferentes longitudes de onda. En consecuencia, la salida espectral de una lámpara

de mediana presión consiste de numerosos picos con un continuo de UV por debajo de 245 nm. Si se ignora la radiación por debajo de 248.3 nm, Phillips (1983) reporta que una lámpara de mediana presión que opere con una potencia de arco eléctrico de 107 watts/cm produce 9.38 watts/cm de UVC y 8.19 watts/cm de UVB. Entonces, por lo menos 44% de la radiación total emitida por una lámpara de mediana presión es UVB y UVC. La conversión de energía eléctrica a UVB y UVC tiene una eficiencia de por lo menos 16%. De acuerdo con esto, una lámpara de mediana presión de 25cm de longitud puede producir 450 watts de UVB y UVC suministrándosele una energía eléctrica de 2.8 kw.

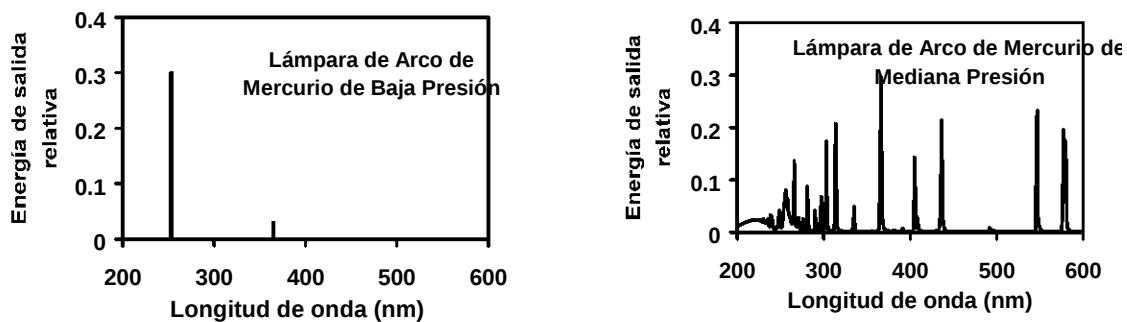


Figura 3.10. Salida espectral de lámparas de arco de mercurio de baja y mediana presión (Phillips 1983)

Si bien las lámparas de baja presión son eléctricamente más eficientes que las lámparas de mediana presión, estas últimas producen una potencia UV mayor por lámpara. En consecuencia, los sistemas UV de mediana presión tienen menos lámparas, ocupan menos espacio y requieren menos mantenimiento. De igual forma, debido al menor número de lámparas, los sistemas UV de mediana presión pueden incorporar, en forma económica, sistemas automáticos de limpieza para remover la suciedad que se acumula en las lámparas durante la desinfección de agua, con lo que se reduce la mano de obra asociada con el mantenimiento de las lámparas. La decisión de escoger el sistema apropiado para una aplicación específica, ya sea un sistema de baja presión, uno de mediana presión o una combinación de ambos, dependerá de los factores específicos del lugar.

En los equipos que se usan actualmente en la industria, para desinfección UV en línea de aguas residuales municipales para cumplir con los reglamentos, en cuanto a la descarga de cloro, y a la necesidad de prioritaria de reúso del agua son como los mostrados a continuación.

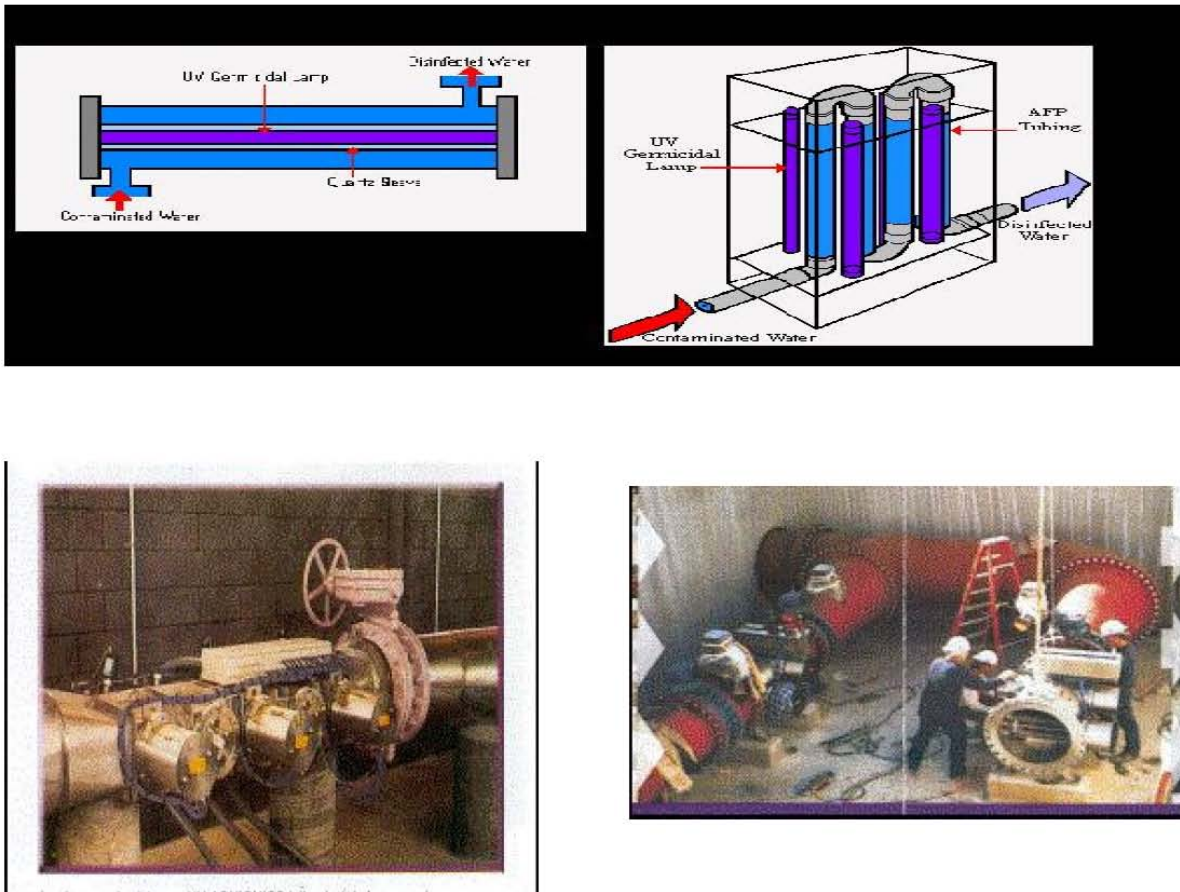


Figura 3.11. Equipos comerciales de desinfección de luz UV a) casco de cuarzo y b) tubo AFP.

Referencia: bancos de sistemas UV AQUIONICS instalados en serie Germex, S.A. de C.V.

La energía germicida UV de este equipo es generada por una sola lámpara multi-onda de 4000 watts (marca Aquionics) que es equivalente a 48 lámparas de 85 watts con tecnología convencional de baja presión.

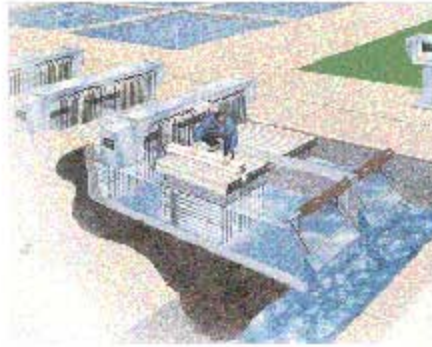


Figura 3.12. Módulos de lámparas UV (Trojan system UV)

Este equipo utiliza lámparas de 147 cm de longitud y pueden ser colocadas en módulos de dos, cuatro, seis u ocho lámparas de igual tamaño

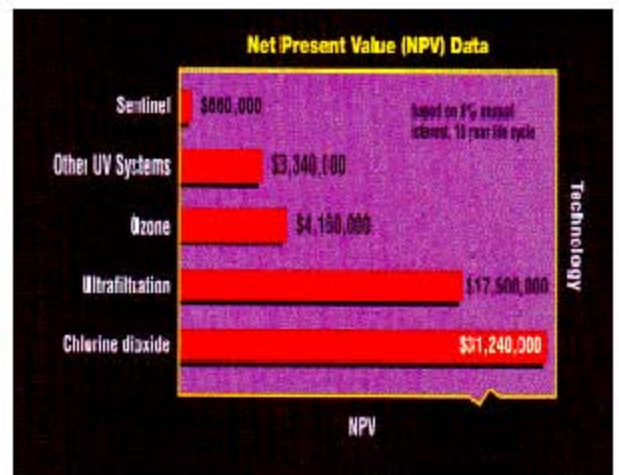


Figura 3.13. Lámparas UV colocadas en línea en tuberías de conducción de agua (Calgon Carbon Corporation Sentinel SYSTEM)

Cinética de inactivación y el concepto de dosis de UV

A menudo se dice que la cinética de inactivación microbiana por UV sigue la ley de Chick:

$$N = N_0 e^{-kIt}$$

Donde N_0 es la concentración inicial de microbios previa a la aplicación de UV, N es el número de microbios que restan después de la exposición a la luz UV, I es la intensidad UV, t es el tiempo de exposición, y k es la constante del ritmo de inactivación microbiana. La dosis UV se define como el producto de la intensidad UV por el tiempo.

La Figura 3.14 brinda una representación gráfica de la ley de Chick que muestra la inactivación como una función de la dosis UV aplicada. Una interpretación útil de la ley de Chick es que por cada incremento de 2,30 en la dosis de UV se produce una reducción igual a una orden de magnitud en la población microbiana.

Se observan a menudo desviaciones de la ley de Chick, ya sea como “hombros” a dosis bajas o “colas” en dosis altas (figura 3.13). Los hombros en dosis bajas pueden explicarse usando la cinética de inactivación de eventos en series (Severin et al., 1984). En la cinética de eventos en series, la inactivación de un microbio ocurre sólo después de que se haya producido un daño significativo en el ADN dentro del microbio. En consecuencia, el inicio de la inactivación, según se observa en la curva dosis-respuesta, parece requerir una dosis umbral. No todos los microbios muestran una cinética observable de eventos en serie en sus curvas dosis-respuesta. Severin et al., (1984) y Harris et al. (1987) observaron que la inactivación de virus seguía la ley de Chick mientras que la inactivación bacteriana seguía la cinética de eventos en serie. Chang et al. (1985) observaron que la inactivación viral y la inactivación de algunos patógenos bacterianos seguían la ley de Chick, mientras que la inactivación de quistes, esporas y otras bacterias presentan “hombros y cola”.

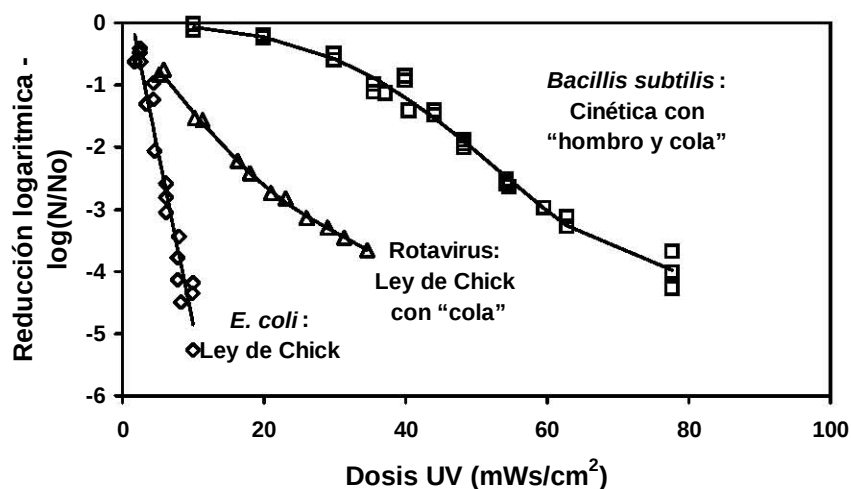


Figura 3.14. Cinética de inactivación de la desinfección con UV (Severin et al 1984)

Las colas que ocurren en dosis altas se pueden atribuir a la aglutinación de microbios y a la absorción de microbios dentro de particulados (Parker y Darby, 1995) y otros microbios. Los microbios absorbidos por material particulado y otros microbios experimentan una dosis UV más baja en comparación con los microbios individuales en la fase de volumen debido a la absorbancia de UV por parte del material particulado y la biomasa. Por ejemplo, la transmisión UV a través de una célula de E.Coli es de 70% a 254nm (Jagger, 1967). La transmisión de UV a través del material particulado dependerá de la composición del mismo y de la presencia de compuestos que absorben UV como el hierro.

La dosis generada por las lámparas monocromáticas de arco de mercurio de baja presión se ha definido tradicionalmente como el producto de la intensidad a 254nm por el tiempo de exposición. No se incluye referencia alguna a la acción microbiana en este cálculo. En el caso de lámparas policromáticas de arco de mercurio de mediana presión, para la determinación de la dosis, se debe considerar la contribución de cada longitud de onda germicida, ponderada según el espectro de acción microbiana (Meulemans, 1986). La dosis germicida generada por una lámpara de presión mediana de arco de mercurio puede definirse como:

$$Dosis\ UV = \sum_{\lambda=200nm}^{\lambda=315nm} I(\lambda)G(\lambda)t$$

Donde $I(\lambda)$ es la salida de la lámpara de mediana presión dependiente de la longitud de onda, mientras que $G(\lambda)$ es el espectro de acción del microbio que se va a detener la acción, dependiente de la longitud de onda. Dado que la dosis en desinfección UV tradicionalmente se cita que para lámparas de arco de mercurio de baja presión, debe normalizarse el espectro de acción microbiana a una longitud de onda de 254nm en el valor de uno. Al normalizar el espectro de acción en uno, la dosis UV calculada para las lámparas de mediana presión resulta semejante a las dosis calculadas para las lámparas de arco de mercurio de baja presión.

En la tabla 3.5 se presenta un resumen de la inactivación por UV observada usando lámparas de baja presión en patógenos virales, bacterianos y protozoarios así como grupos microbianos indicadores. Las tasas de inactivación microbiana varían dependiendo de la especie de microbios, la población microbiana y la longitud de onda de la luz UV. En general, las bacterias son menos resistentes a la UV a 254nm que los virus, los cuales a su vez son menos resistentes que las esporas de bacterias (Bukhari et al. 1998). En general, las bacterias gram positivas son más resistentes que las gram negativas. La temperatura de agua y el pH tienen poco o ningún impacto en la tasa de inactivación de microbios por UV (USEPA, 1996). Los efectos del pH observados en la inactivación del virus bacteriano MS-2 se han atribuido a una aglutinación de microorganismos inducida por el pH (Malley et al. 1995) y no a una variación en el nivel de daño causado por la UV en el ADN.

La Tabla 3.5 indica que, salvo contadas excepciones, las dosis de inactivación de bacterias patógenas son muy similares a las dosis requeridas para la desinfección de grupos de indicadores fecales, como los coliformes fecales. Esto no es de extrañar dado que el mecanismo subyacente a la desinfección UV es similar dentro de estos organismos. La naturaleza de la parte externa de la bacteria tiene un efecto similar sobre la transmitancia de la luz UV dentro del microorganismo. Se requieren dosis más altas de UV cuando la bacteria tiene un exterior excepcionalmente protector que limita la absorción de UV como en el caso de algunas esporas bacterianas (Munakata et al., 1991).

Entre 1971 y 1988, casi 81% de los brotes de enfermedades causadas por el agua asociadas con bacterias en los Estados Unidos (Craun, 1990) fueron causados por bacterias que aparecen en la Tabla 3.5 o están relacionadas con las mismas. Aunque no es posible determinar la sensibilidad de cada bacteria patógena a la luz UV, el mecanismo común de acción sobre los ácidos nucleicos brinda un alto nivel de confianza de que la mayoría de patógenos bacterianos que pueden encontrarse en el agua potable requerirían dosis similares.

Tabla 3.5 Dosis UV en MWs/cm² para inactivar una población microbiana en 1 Log (90%) y 2 Log (99%).

Microorganismos	Reducción logarítmica		Microorganismos	Reducción logarítmica	
	1	2		1	2
BACTERIAS			Coliformes fecales ¹⁰	3.4	6.8
Bacillus anthracis	4.5	8.7	Salmonella enteritidis	4	7.6
Bacillus subtilis, esporas	12	22	Salmonella paratyphi ³	3.2	---
Bacillus subtilis	7.1	11	Salmonella typhi ⁵	2.1	---
Campylobacter jejuni ⁵	1.1	---	Salmonella typhimurium ¹⁰	3	---
Clostridium tetani ¹	12	22	Shigella dysenteriae	2.2	4.2
Corynebacterium diphtheriae ¹	3.4	6.5	Shigella flexneri (paradysenteriae)	1.7	3.4
Escherichia coli	3	6.6	Shigella sonnei ⁵	3	5
Klebsiella terrigena ⁵	2.6	---	Staphylococcus aureus	5	6.6
Legionella pneumophila ⁴	0.9	2.8	Streptococcus faecalis ⁵	4.4	---
Sarcina lutea	20	26.4	Streptococcus pyogenes	2.2	---
Mycobacterium tuberculosis	6	10	Vibrio cholerae (V.comma) ⁶	---	6.5
Pseudomonas aeruginosa ⁶	5.5	10.5	Yersinia enterocolitica ⁵	1.1	---
VIRUS					
MS-2 Coliphage ⁵	18.6	---	Virus de la influenza ²	3.6	6.6
F-specific bacteriophage ²	6.9	---	Virus de la poliomielitis ^{5,6,9}	5 – 8	14
Hepatitis A ^{5,6}	7.3	---	Rotavirus ^{5,6,9,11}	6 – 15	15-40
PROTOZOARIOS			ALGAS		
Giardia lamblia ^{6,7}	82	---	Verde-Azul ^{1,3}	300	600
Cryptosporidium parvum ⁸	80	120	Chlorella vulgaris ^{1,2}	12	22
LEVADURAS					
Saccharomyces cerevisiae ¹	7.3	13.2			

1. Legan (1980) 2. Jevons (1982) 3. Grocock (1984) 4. Antopol (1979); 5. Wilson et al. (1993) 6. Wolfe (1990) 7. Rice and Hoff (1981) 8. Ransome et al. (1993); 9. Harris et al. (1987) 10. Trojan Technologies Ltd. 11. Battigelli et al. (1993)

Debido al bajo número de virus requerido para infectar, se debe de analizar cuidadosamente la dosis requerida para la inactivación de virus. El virus humano patógeno más resistente a la UV descrito por varios autores es el Rotavirus (Reovirus), que según se informa es 11 veces más resistente a la UV que E.Coli (Harris et al. 1987). Otros autores (Batigelli et al. 1993; Chang et al. 1985) han reportado una susceptibilidad mayor de los Rotavirus a la UV. Virus tales como el virus de la poliomielitis y el virus de la hepatitis A son solamente de 2,5 veces más resistentes que la E. coli. Aunque existe alguna variación entre los estudios, la evidencia aportada por el Grupo de Estudio de la IAWPRC sobre microbiología del agua relacionada con la salud (IAWPRC, 1991) indica una diferencia menor a cuatro veces en la resistencia presentada por la E.coli y los virus a la UV. Por contraste, se encontró que los rotavirus tienen una sensibilidad al cloro similar a la de la E.coli, pero se reportó que el virus de la poliomielitis y algunos virus entéricos pueden ser 40 o más veces más resistentes al cloro que la E.coli (Engelbrecht et al. 1978; Scarpino et al. 1974). Victor Cabelli reporta (comunicación verbal) que el virus Norwalk, que genera entre 20 y 40% de las gastroenteritis agudas transmitidas por el agua es más de 100 veces más resistente al cloro que la E.coli.

Las observaciones mencionadas tienen varias implicaciones. Primero, que el microbio más resistente a un método de desinfección no es el mismo para otro método. Una comparación adecuada de métodos de desinfección debe comprender el examen de una amplia gama de especies microbianas, incluidas las más sensibles y resistentes para ambos desinfectantes. Segundo, el intervalo de resistencia de bacterias y virus es mucho más angosto cuando se usa UV que cuando se usa cloro. Este intervalo más angosto hace que cuando se usa UV se tenga mayor confianza que cuando se usa cloro respecto al nivel de desinfección alcanzado según lo indican los microbios indicadores tradicionales, que reflejan el nivel de desinfección alcanzado respecto a otros microbios. Esta es una ventaja clara debido a la facilidad, menor costo y familiaridad del operario con los ensayos estándares de coliformes en comparación con los ensayos con virus o bacteriófagos que se están proponiendo para el monitoreo de la inactivación de virus cuando se usa cloro como desinfectante. Finalmente, es posible

administrar dosis más altas de cloro y UV para asegurar la desinfección de microbios más resistentes. Con el cloro, este incremento en la dosis dará como resultado una formación mayor de subproductos orgánicos clorados (Greiner et al. 1992).

Existe actualmente cierto debate sobre la resistencia de los parásitos protozoarios a la desinfección con UV. Trabajos pasados usando lámparas de arco de mercurio de baja presión indican que parásitos protozoarios como la ***Giardia Lamblia*** y el ***Cryptosporidium Parvum*** son significativamente más resistentes a la UV que las bacterias y los virus, por lo que requieren una dosis UV de 80 mWs/cm² para obtener una reducción de un log. Un trabajo reciente de Bukhari et al. (1998), indica sin embargo que, según estudios de infección en ratones, se puede obtener una reducción de 3.9 log del ***Cryptosporidium*** usando una lámpara de arco de mercurio de mediana presión. Sin embargo, no se verificaron reducciones significativas del ***Cryptosporidium*** en los ensayos *in vitro*. Los resultados sugieren que los métodos de enumeración tradicionalmente usados para medir la inactivación por UV de quistes/oocitos de protozoarios pueden estar subestimando significativamente la reducción posible. Asimismo, las lámparas de arco de mercurio de mediana presión pueden tener una ventaja sobre las de baja presión respecto a la inactivación de protozoarios. Dada la importancia de este trabajo, futuras investigaciones adicionales probablemente resolverán este tema.

3.1.3.3 Dosis de UV requeridas

No se ha llegado a un acuerdo general acerca de la dosis mínima de UV requerida para la reducción de patógenos ni tampoco se pretende que lo haya. Hay muchas características específicas del lugar que se deben considerar cuando se escoge la dosis de UV suficiente para desinfectar un suministro de agua potable a un nivel considerado aceptable. (Regli et al. 1991). Los factores por considerar incluyen la calidad de agua de la fuente y el nivel de contaminación microbiana, el impacto que tienen sobre la contaminación microbiana los procesos de tratamiento de agua localizados antes de la - unidad de desinfección UV, la información epidemiológica que correlaciona las

poblaciones microbianas con la ocurrencia de enfermedades, y el nivel de riesgo considerado aceptable para proteger al público de enfermedades transmitidas por el agua.

Los requerimientos de dosis UV pueden determinarse usando ya sea un dispositivo de haz colimado en un laboratorio o una unidad piloto de desinfección UV *in situ*. En un estudio de haz colimado, se irradia de manera controlada una placa de Petri con una muestra de agua, para lo que se usa una fuente UV de intensidad conocida. Se puede establecer relaciones dosis-respuesta mediante la variación del tiempo de exposición con el dispositivo de haz colimado o mediante la variación del caudal a través de la unidad piloto de desinfección. La curva dosis-respuesta brindará información acerca de la sensibilidad de los microbios a la UV y acerca del impacto de los microbios asociados con partículas en el nivel de desinfección alcanzable. Idealmente, la curva dosis-respuesta se obtiene para la menor calidad de agua esperada niveles altos de sólidos en suspensión o turbiedad, recuentos altos de microbios y niveles altos de compuestos particulados y solubles capaces de absorber UV. Una curva dosis-respuesta puede servir no sólo para identificar la dosis de UV requerida para alcanzar un nivel de desinfección sino también para identificar si el pretratamiento del agua puede conducir a una solución de desinfección más económica.

Varias jurisdicciones en todo el mundo especifican diferentes requisitos de dosis (USEPA, 1996). El Departamento de Salud, Educación y Bienestar de los Estados Unidos (DHEW, por su sigla en inglés)) propuso en 1966 como una guía para la desinfección con UV en barcos una dosis UV de 16 mWs/cm^2 en todos los puntos dentro de la cámara de desinfección. Se especificó también el pretratamiento del agua para cumplir con los estándares de agua potable con énfasis en la turbiedad y la remoción del color.

La norma 55-1991 de la Fundación Nacional de Saneamiento (NSF) ANSI/NSF define dos estándares para sistemas UV en el punto de uso (POU, por su sigla en inglés) y en el punto de entrada (POE, por su sigla en inglés). El primer estándar define una unidad

de desinfección UV de Clase A diseñada para desinfectar virus y bacterias hasta niveles seguros. Las unidades de Clase A deben proveer una dosis de 38 mWs/cm^2 . El segundo estándar define una unidad UV de Clase B diseñada para desinfección complementaria de agua pública tratada y desinfectada. Las unidades de Clase B deben proveer una dosis de 16 mWs/cm^2 . La NSF estableció que una dosis de 16 mWs/cm^2 suministraría una reducción mayor de 2 logaritmos de una bacteria heterotrófica no formadora de esporas y una dosis de 38 mWs/cm^2 proveería 4 log de remoción de virus. Este estándar requiere también que la dosis administrada por un reactor UV sea validada mediante la comparación de la desinfección alcanzada en el reactor usando un microbio de prueba (*Saccharomyces cerevisiae* o *Bacillus subtilis*) con la curva dosis-respuesta obtenida usando un dispositivo de haz colimado a escala de laboratorio. Al igual que la guía DHEW, la norma NSF 55 no está diseñada para aguas de fuentes contaminadas, por ejemplo con aguas residuales. Además, si se va a tratar aguas superficiales, se debe usar un prefiltro para la reducción de quistes.

La Regla de Tratamiento de Aguas Superficiales de la EPA (Agencia de Protección del Medio Ambiente) de los Estados Unidos requiere una dosis UV de 21 a 36 mWs/cm^2 para brindar una reducción de 2 a 3 log, respectivamente, del virus de la hepatitis A. La regla señala que este requisito de dosis incluye un factor de seguridad de 3. La AWW recomienda una dosis de 40 mWs/cm^2 para sistemas municipales pequeños. Mientras que los estados de Utah, New Jersey y Pennsylvania exigen una dosis de 16 mWs/cm^2 , Arizona, Delaware, Massachusetts, Carolina del Norte y Wisconsin exigen el cumplimiento de la Norma ANSI/NSF 55 Clase A. Wisconsin y Pennsylvania especifican UV para el tratamiento de aguas de pozo y el requisito de Wisconsin especifica la necesidad de filtración antes de la aplicación de UV para la remoción de sedimentos y quistes. En Europa, Noruega, Austria y Francia exigen dosis de 16, 30 y 25 mWs/cm^2 , respectivamente.

3.1.3.4

3.1.3.5 *Diseño del reactor UV*

Los diseños de reactores UV pueden clasificarse ya sea como sistemas de canal abierto, sistemas de canal cerrado sin contacto, o sistemas de canal cerrado con contacto. Los sistemas de canal abierto son comunes en la desinfección de aguas residuales y consisten de grupos de lámparas UV orientadas horizontalmente o paralelas al flujo de agua residual. El flujo es por gravedad y está expuesto a la atmósfera. Los sistemas de canal cerrado sin contacto se usan para aguas o aguas residuales que fluyen a través de tubos transmisores de UV, generalmente Teflón. Las lámparas están fuera de los tubos y el flujo puede ser a presión o por gravedad. Los sistemas de canal cerrado con contacto consisten de lámparas UV colocadas dentro de fundas de cuarzo transmisoras de UV, sumergidas dentro de un flujo de agua o agua residual. Los sistemas de canal cerrado con contacto para tratar un flujo a presión son los diseños de reactor más comunes y preferidos para la desinfección UV de agua potable.

Los componentes de un reactor UV cerrado con contacto para la desinfección de agua potable pueden incluir lámparas, balastos, fundas de cuarzo, mecanismo de limpieza de las fundas de cuarzo, compartimiento del reactor, medidores de intensidad UV, sensores de caudal, mando y control electrónicos, alarmas y válvulas de control. También se pueden incluir dispositivos de pretratamiento como parte del paquete completo de desinfección.

Las fundas de cristal de cuarzo protegen a las lámparas contra daños y, en el caso de las lámparas de baja presión, aíslan térmicamente a las lámparas del agua, con lo que permiten su operación a una temperatura óptima independientemente de la temperatura del agua. La transmitancia UV de la funda de cuarzo depende del tipo de cuarzo usado y es típicamente 90% a 254nm. Durante la desinfección del agua, se acumulan adherencias inorgánicas sobre las fundas de cuarzo, lo que reduce la transmisión de la luz UV de las lámparas hacia el agua a su alrededor. Se utilizan variados sistemas de

limpieza automáticos y manuales, por ejemplo ultrasonido, limpiadores con anillo de Teflón, chorros a alta presión y escobillas de alambre, con diversos grados de éxito en la remoción de las incrustaciones acumuladas sobre las fundas de cuarzo (Kreft et al, 1986). Sin embargo, la experiencia ha enseñado que se requiere siempre la limpieza química para remover completamente las incrustaciones. La limpieza química usando lavados ácidos puede aplicarse mediante sistemas de recirculación, limpieza mecánica, o limpiadores automáticos con soluciones químicas.

La cámara del reactor UV debe estar hecha de materiales que no transmitan UV ni se corroan. Tanto la guía DHEW como la norma NSF especifican reactores UV fabricados con materiales que no añadan sabor, olor, color ni materiales tóxicos al agua. La norma NSF 55 también especifica el rendimiento a presión hidrostática para asegurar que los reactores no tengan fugas ni se revienten. El diseño del reactor UV debe asegurar también un acceso fácil para el reemplazo de las lámparas, la limpieza de las fundas de cuarzo y otras labores de mantenimiento.

Los sistemas de monitoreo pueden incluir orificios para la verificación visual de la operación de las lámparas, medidores electrónicos de intensidad UV para medir la intensidad UV en la pared del reactor, dispositivos para supervisar las temperaturas del agua y de los balastos, sensores para detectar fallas en las lámparas y sensores de flujo. Los sistemas electrónicos de monitoreo deben accionar alarmas audibles y visibles para advertir de situaciones de intensidad UV baja, flujo excesivo o sobrecalentamiento. El equipo de monitoreo puede interrumpir o desviar el caudal en condiciones de dosis baja o regular el flujo a través del sistema UV mediante válvulas de control de flujo.

El reactor UV ideal es un reactor de flujo tipo pistón turbulento con mezcla completa transversal. Con un flujo tipo pistón no se produce dispersión en la dirección del flujo ni corto circuito. En consecuencia, todos los elementos del fluido dejan el reactor con un tiempo de residencia igual al tiempo de residencia teórico. Gracias a la mezcla transversal completa, todos los elementos del fluido están expuestos a la misma

intensidad promedio dentro de una sección transversal perpendicular al flujo. Sin esa mezcla, los elementos del fluido próximos a la lámpara experimentarían una intensidad UV alta y una sobredosis de UV mientras que los elementos del fluido lejos de la lámpara experimentarían una intensidad baja y estarían dosis por debajo de la requerida.

Si bien el concepto de un reactor UV ideal incorpora dos principios contradictorios, carencia de mezcla longitudinal pero mezcla transversal completa, los reactores UV pueden y deben diseñarse de manera que se aproximen a estas condiciones. Las condiciones de entrada del reactor pueden diseñarse mediante el uso de deflectores para minimizar las zonas muertas y de corto circuito. Se puede mantener caudales altos a través del reactor para promover la turbulencia y la mezcla transversal. La relación entre la longitud y el radio hidráulico del reactor puede mantenerse alta para minimizar la dispersión longitudinal.

Cuando un reactor UV tiene un diseño hidráulico aproximado al de un reactor UV ideal, la dosis UV administrada por el reactor puede calcularse mediante la siguiente fórmula:

$$Dosis = I_{promedio}^{reactor} \times t_{residencia} = I_{promedio}^{reactor} \times Vol / Q$$

Donde el $t_{residencia}$ es el tiempo de residencia del reactor con un volumen efectivo, Vol, que pasa mediante un flujo de agua Q. El volumen efectivo dentro de un reactor UV es el volumen de agua expuesta a la luz UV. La intensidad promedio dentro del reactor se calcula para el volumen efectivo. Nótese que la dosis UV calculada usando la intensidad promedio es a menudo mayor que la dosis calculada usando la intensidad medida en la pared del reactor.

La intensidad UV dentro del reactor UV depende de la energía UV de salida de la lámpara, la reflectancia, la refracción y la absorción de luz UV cuando pasa a través de la funda de cuarzo, así como la absorción de luz UV por compuestos químicos orgánicos e inorgánicos cuando pasa a través del agua. La transmisión de la luz UV a

través del cuarzo y del agua se puede calcular usando la ley de Lambert. La intensidad UV en un punto dentro del agua es la suma de la contribución de luz desde cada punto a lo largo del arco de cada lámpara UV sumergida en el agua. Si bien la determinación de la intensidad UV dentro del agua es compleja, se han desarrollado modelos para perfiles de intensidad UV alrededor de una lámpara de arco de mercurio (Jacob and Dranoff, 1970) y dichos modelos constituyen la base para el programa de computadora Point Source Summation (PSS) desarrollado por la EPA de Estados Unidos para calcular las intensidades UV promedio dentro de los reactores de desinfección UV (USEPA, 1996).

3.1.3.6 Factores que afectan la administración de la dosis UV

Los factores operativos que afectan la administración de dosis UV a los microbios por parte de un reactor incluyen el suministro eléctrico, el tiempo de uso de la lámpara, las incrustaciones en la funda de cuarzo, los aspectos hidráulicos del reactor, la absorbencia de UV por el agua, la temperatura del agua y la localización de los microbios dentro de la materia particulada.

Los sistemas de desinfección UV requieren una fuente confiable de electricidad para operar los sensores, válvulas, mandos y controles electrónicos, así como las lámparas. En la eventualidad de una falla de energía, los sistemas UV deben estar diseñados para cortar el flujo de agua a través de la unidad.

La potencia de la lámpara UV decaerá con el tiempo debido al desgaste de la lámpara. El desgaste de la lámpara se puede atribuir a tres mecanismos: falla de los electrodos, solarización de la cubierta de la lámpara e impregnación de mercurio dentro de la cubierta de la lámpara (Phillips, 1983). La falla de los electrodos está relacionada directamente al número de ciclos de encendido/apagado experimentados por la lámpara y es por lo tanto un mecanismo de falla controlable. Puede esperarse que las lámparas UV usadas en la desinfección de agua permanezcan encendidas 24 horas al día, lo que reducirá el potencial de falla de los electrodos. La solarización y la impregnación de

mercurio conducen a una pérdida gradual de la transmitancia UV de la cubierta de la lámpara con el tiempo. Se espera que, con una operación normal, las lámparas de arco de mercurio de baja presión tengan una vida útil entre 7.000 y 14.000 horas.

La funda de cuarzo se ensucia debido a la acumulación de incrustaciones inorgánicas y biopelículas orgánicas y ello reduce la dosis de UV entregada al agua. Cuando las lámparas no están en operación, se forman biopelículas sobre ellas a un ritmo que depende de la presencia de nutrientes orgánicos e inorgánicos en el agua. La acumulación de incrustaciones inorgánicas sobre las fundas de cuarzo ocurre mientras las lámparas están operando. El ritmo de acumulación de incrustaciones dependerá de la temperatura de la superficie de la funda de cuarzo y de las concentraciones de hierro catiónico, magnesio, calcio, aluminio, manganeso, sodio, carbonato aniónico, fosfatos y sulfatos en el agua (Blatchley et al., 1993). Con sistemas de lámparas de baja presión y una calidad típica del agua potable, la frecuencia de limpieza de las fundas puede variar de una vez al mes a dos veces al año.

Los aspectos hidráulicos del reactor serán una función del diseño del reactor y del caudal que pasa a través del mismo. Para un diseño de reactor no ideal, el impacto que tendrán los cortocircuitos, los espacios muertos, la excesiva dispersión longitudinal y la falta de mezcla transversal sobre la dosis UV administrada variará según el caudal que pase a través del reactor.

Un incremento en la absorbencia de UV del agua reducirá la dosis entregada por un reactor UV. La absorbencia de UV en el agua potable puede atribuirse a la presencia de hierro, ácidos húmicos y taninos dentro del agua y puede esperarse que varíe estacional y temporalmente. La absorbencia de UV puede medirse usando un espectrofotómetro. En el caso de sistemas de desinfección con UV que usan lámparas de arco de mercurio de baja presión, la absorbencia a 254 nm es importante. En el caso de sistemas de mediana presión, la absorbencia de UV en todas las longitudes de onda germicida tiene un impacto en la dosis UV entregada. En el caso de aguas potables

tratadas, los compuestos que absorben UV frecuentemente dan como resultado una transmitancia de UV de 70 a 98% a 254nm a lo largo de 1 cm.

Si bien la temperatura del agua no tiene un impacto sobre la tasa de inactivación microbiana por UV, sí puede tener un impacto directo sobre la potencia de salida de una lámpara de arco de mercurio de baja presión. El impacto dependerá de la transferencia de calor de la lámpara al agua circundante y dependerá por lo tanto de cuan bien el diseño de la funda de cuarzo mantiene a la lámpara dentro de su temperatura óptima de operación. Dado que las lámparas de arco de mercurio de mediana presión operan a temperaturas muy por encima de la del agua, la potencia de la lámpara de mediana presión no se ve afectada por cambios en la temperatura del agua.

La dosis administrada a los microbios en el agua variará dependiendo de si los microbios están presentes como células individuales o si están encerrados dentro de materia particulada. Los microbios individuales serán más susceptibles de ser desinfectados que los asociados con partículas. La inactivación de los microbios dentro de partículas dependerá del tamaño, estructura, y composición de la partícula. La presencia de materiales absorbentes de UV (hierro y ácidos húmicos) dentro de las partículas protegerá a los microbios de ser alcanzados por la radiación UV. Las partículas más grandes serán más difíciles de desinfectar que las pequeñas. Se pueden usar contadores de partículas para cuantificar la presencia de material particulado en el agua potable. Las mediciones de Sólidos Suspendidos Totales (SST) y turbiedad pueden usarse también para evaluar la presencia de material particulado. La concentración de partículas en el agua así como la absorbencia UV pueden variar estacional y temporalmente.

3.1.3.7 Práctica de desinfección UV

Estrategias para la desinfección de agua potable

Se han reportado reducciones en las tasas de crecimiento bacteriano en el agua potable luego de la desinfección con UV (Lund y Omerod, 1995), pero la luz UV no

produce un desinfectante residual que pueda ofrecer protección contra el crecimiento microbiano y la formación de biopelículas en las líneas de distribución de los sistemas municipales. Si bien se ha usado este hecho como apoyo al uso de cloro en vez de UV, existe evidencia científica de que si el agua contiene suficientes nutrientes para promover el desarrollo de microbios, la presencia de 1 ppm de cloro libre residual en una línea de distribución municipal no garantiza que no se formen biopelículas en las superficies de las tuberías y que no se encuentren coliformes fecales en los grifos (Rice et al. 1991; Herson et al. 1991). En realidad, el cloro puede reaccionar demasiado rápido con las moléculas superficiales de la biopelícula y no penetrar en ella para inactivar microbios más profundos. La cloramina por otro lado, es menos reactiva y provee mejor control de biopelículas y heterotrófitos dentro de una línea de distribución (Neden et al, 1992). Dado que la cloroamina no es un buen desinfectante primario, una estrategia apropiada sería usar UV como desinfectante primario y cloroamina como residual para controlar el crecimiento microbiano en las líneas de distribución.

Si bien la cloroamina produce menos trihalometanos que el cloro, la cloroamina, al igual que cloro, promueve la formación de compuestos orgánicos clorados de mayor peso molecular. Una estrategia alternativa para el control del crecimiento microbiano dentro de una línea de distribución puede ser tratar el agua para remover los nutrientes que podrían promover tarde el crecimiento microbiano. Se pueden usar filtros biológicamente activos antes de una unidad de desinfección UV para reducir la concentración de carbono orgánico asimilable (COA) y de compuestos orgánicos de menor peso que los microbios pueden ingerir fácilmente para promover su crecimiento. Esta estrategia se ha empleado con éxito en Europa, donde el agua desinfectada con UV y con bajos niveles de COA se bombea hacia un sistema de distribución muy bien mantenido y el recuento de placas heterotróficas se mantienen por debajo de 500 colonias/mL.

En el caso de aguas de pozo, la tierra actúa como un filtro biológico masivo que reduce la concentración de COA y filtra quistes de protozoarios, bacterias y virus. En el caso de agua subterránea que no esté bajo la influencia de agua superficial, la desinfección UV

puede usarse directamente sobre el agua con un pretratamiento mínimo. Una posible preocupación es la presencia de iones inorgánicos que podrían contribuir a la formación de incrustaciones sobre las fundas de las lámparas. En el caso de aguas superficiales, tiene que tomarse en consideración la presencia de quistes de protozoarios, SST, y niveles mayores de COA. Se puede usar dosis más elevadas de cloro para inactivar quistes de ***Giardia***, pero el cloro no es efectivo contra el ***Cryptosporidium***. A menos que la investigación actual sobre la capacidad de las lámparas de mediana presión para inactivar quistes y oocitos pruebe lo contrario, la filtración ofrece la solución más práctica para la remoción de quistes de protozoarios. En consecuencia, una estrategia de desinfección adecuada para aguas superficiales sería filtrar el agua para remover SST y quistes de protozoarios, aplicar UV para inactivar bacterias patógenas y virus, y usar cloraminas o control de COA para proteger el sistema de distribución contra el crecimiento microbiano.

Los sistemas de desinfección UV se pueden usar ya sea en una planta de tratamiento municipal o más cerca al grifo. Unidades de UV para el punto de uso o para el punto de entrada se pueden instalar en una casa, negocio o institución para suministrar agua potable desinfectada. El ubicar una unidad UV más cerca al grifo da como resultado un sistema de distribución más corto. Se puede lavar las tuberías domiciliarias con desinfectante químico para asegurarse que el agua desinfectada con UV llegue al grifo sin residuos químicos ni bacterias heterotróficas.

Validación del rendimiento

Muchos fabricantes de equipos UV para desinfección se jactan del rendimiento de sus equipos en cuanto a la dosis administrada, la vida útil de las lámparas, y el rendimiento de los mecanismos de limpieza. La validación del rendimiento garantiza que el sistema de desinfección UV funcione de acuerdo a lo declarado.

Una manera simple de verificación de la dosis administrada de un reactor UV es el uso de ensayos biológicos, donde se compara la aniquilación de un determinado microbio

alcanzada por un reactor UV con el nivel de aniquilación obtenido con un dispositivo de haz colimado (Qualis y Johnson, 1983). La norma NSF 55 describe un protocolo de ensayo biológico usando ya sea ***Sacharomyces cerevisiae*** o ***Bacillus subtilis*** como microbio de prueba. Wilson et al.(1993) sugirieron el uso del virus MS-2 como microbio de prueba para sistemas UV de desinfección. Cualquiera de esos organismos sirve bien como microbio de prueba debido a su requisito de una dosis UV relativamente alta para inactivarlos, facilidad de preparación, bajo costo de enumeración, y naturaleza no patógena. Los ensayos biológicos deben efectuarse a los caudales de diseño (alto y bajo) y bajo las peores condiciones de agua que se puedan esperar para la aplicación de agua potable en consideración.

El tiempo de residencia dentro del reactor UV puede verificarse mediante estudios con trazadores. En un estudio con trazador, se inyecta un trazador químico conservador como la sal dentro del flujo de agua antes del reactor UV. La presencia del trazador químico se monitorea corriente abajo del reactor UV. Se puede usar un análisis del cambio en la concentración del trazador en función del tiempo para estimar la distribución del tiempo de residencia real y obtener información sobre las condiciones hidráulicas dentro del reactor. Si bien las distribuciones del tiempo de residencia pueden usarse para obtener conocimiento sobre la dispersión axial a lo largo del reactor, no pueden brindar información sobre la mezcla transversal y en consecuencia no brindan la misma información que los ensayos biológicos sobre el rendimiento del reactor.

Los mecanismos de limpieza pueden verificarse usando pruebas piloto ***in-situ*** o recopilando información sobre experiencias con equipos de desinfección UV del fabricante bajo condiciones similares.

3.1.3.8 Operación y mantenimiento

Las unidades de desinfección UV deben estar ubicadas de manera que permitan un acceso fácil para fines de mantenimiento. Los operarios deben poder calibrar los sensores de supervisión, revisar los dispositivos contra fallas, limpiar las fundas de las

lámparas, inspeccionar y limpiar las superficies internas de reactor, examinar los sellos, reemplazar las lámparas viejas y monitorear la calidad del agua. Se debe limpiar la unidad UV de desinfección y el sistema de distribución usando un desinfectante químico antes del poner en funcionamiento el sistema y cada vez que se necesite en el futuro. Generalmente, debe brindarse un mantenimiento semanal de 3 a 5 horas para un sistema UV que provee agua potable a una población de 3.300 con un caudal máximo de 250 gpm. Se debe tener un suministro adecuado de piezas de repuesto incluyendo por lo menos una lámpara, funda y balasto para facilitar el mantenimiento. Debe existir un sistema adecuado de disposición de las lámparas de mercurio usadas.

La puesta en funcionamiento de un sistema UV así como la capacitación adecuada de los operarios puede efectuarse en un día. Los operarios deben tener acceso a los manuales del equipo que incluyen instrucciones de operación y mantenimiento, planos del sistema e información de cómo ordenar y obtener piezas de repuesto. Los fabricantes deben proporcionar información sobre el caudal máximo a través del sistema, limitaciones en la calidad del agua (turbiedad, SST y absorbencia de UV), vida útil esperada de las lámpara y la dosis de UV al final de la vida útil de las lámparas.

Durante el mantenimiento, se interrumpe el flujo a través de la unidad UV y se vacía el agua del sistema. Para proveer una desinfección continua, se pueden usar unidades UV adicionales ya sea en serie o en paralelo. Se puede considerar el uso de generadores para garantizar la desinfección UV durante interrupciones locales en el suministro eléctrico. Las válvulas de corte instaladas corriente arriba y abajo de la unidad UV deben estar normalmente en posición cerrada cuando se corte el suministro de energía a la unidad. Se deben establecer planes de contingencia en el caso de cortes de energía. Se puede considerar el monitoreo telemétrico de la operación del sistema y condiciones de alarma en el caso de múltiples unidades UV en distintas ubicaciones.

3.1.3.9 Sub productos de desinfección

La habilidad de la luz UV de promover reacciones fotoquímicas sirve de base a dos tecnologías ambientales con UV: desinfección UV y oxidación avanzada. La oxidación avanzada usa la energía de la luz UV sola o en combinación con oxidantes que se agregan para promover la destrucción de compuestos químicos orgánicos peligrosos. Sin embargo, la oxidación avanzada usa una dosis mayor que la utilizada para la desinfección UV para obtener resultados prácticos de oxidación con una amplia variedad de compuestos orgánicos.

Varios estudios han identificado y caracterizado los subproductos de desinfección UV derivados de reacciones fotoquímicas aparte de las de dimerización del ADN. Awad et al.(1993) observaron la formación de formaldehído, glioxal y acetaldehídos así como la reducción de 8 a 12 hidrocarburos de carbono cuando se irradiaba aguas residuales recuperadas con luz UV procedente de lámparas de mercurio de baja presión. Los formaldehídos se incrementaron de un nivel de 3,54 µg/l a 5,9 y 9,62 µg/l después de la aplicación de una dosis de 45 y 147 mWs/cm². Estos niveles de formaldehído estaban muy por debajo de los indicados por la recomendación de salud de la EPA de 1 mg/L para toda la vida de un adulto de 70 kg. En consecuencia, se concluyó que el riesgo para la salud presentado por los niveles observados de formaldehído resultaba insignificante (USEPA, 1996). Oppenheimer et al. (1996) compararon la formación de subproductos de la desinfección de agua reciclada usando una dosis UV de 300 mWs/cm² con los obtenidos después de desinfectarla con cloro. Mientras que en la desinfección con cloro se produjo un incremento significativo en los trihalometanos, en el caso de la desinfección con UV no se formaron subproductos. Usando una dosis de 120 mWs/cm² para desinfectar agua del río Rin, Zoeteman et al. (1982) reportaron la formación de algunos subproductos de desinfección y cierta destrucción de compuestos. No se observó un incremento en la mutagenicidad del agua. Trabajos posteriores de Kool et al.(1985) y Kruithof y van der Leer (1990) confirman que de la desinfección con UV no produce subproductos mutagénicos ni cancerígenos, ni causa

la descomposición por oxidación de polímeros microbianos con base de azúcar. A diferencia del cloro y el ozono (Rice et al. 1991; Akhlaq et al. 1990), la UV no genera COA que puede promover el crecimiento microbiano en las líneas de distribución.

La radiación UV por debajo de 240nm puede promover la conversión de nitrato a nitrito. Grocock (1984) reportó una conversión de 1% de nitrato a nitrito durante la desinfección de agua potable usando UV. La formación de nitritos no constituye una preocupación con sistemas que usan lámparas monocromáticas de arco de mercurio de baja presión (Sonntag y Schuchmann, 1992). La conversión de nitrato a nitrito con lámparas policromáticas de arco de mercurio de mediana presión puede prevenirse usando fundas de lámparas que absorban longitudes de onda por debajo de 240nm.

En síntesis la formación de subproductos durante la desinfección de agua potable es insignificante y no se ha podido determinar un nivel medible de incremento en la toxicidad del agua atribuible a subproductos de la desinfección con UV.

3.1.3.10 *Ventajas del uso del uso de rayos UV.*

La desinfección con UV de agua potable ofrece muchas ventajas únicas y significativas. A diferencia de los desinfectantes químicos, la UV no le agrega compuestos químicos tóxicos al agua potable ni promueve la formación de subproductos mutagénicos ni cancerígenos. La UV no promueve la descomposición por oxidación de polímeros microbianos que da como resultado la formación de CAO que puede ocasionar la formación de películas biológicas en los sistemas de distribución. La UV no deja sabores ni olores desagradables en el agua potable tratada. Mientras que un incremento en la dosis de desinfectantes químicos genera subproductos de desinfección adicionales e impactos estéticos, ningún impacto negativo en la calidad del agua puede ser asociado con una sobredosis de UV.

El uso de UV elimina la necesidad de transportar, almacenar y manipular productos químicos peligrosos. Los costos asociados con tales prácticas pueden agregar 30% al

costo de desinfección cuando tales actividades son reguladas por normas como las del Uniform Fire Code (Código Uniforme de Incendios) de los Estados Unidos. Este código exige seguro contra accidentes, ventilación y almacenamiento, así como instalaciones capaces de combatir una liberación accidental de gas de cloro o un derrame de líquido cáustico.

La desinfección UV es efectiva para una amplia variedad de virus y bacterias con un intervalo de dosis menor que en el caso del cloro o el ozono. A diferencia de los desinfectantes químicos, las tasas de inactivación microbiana por UV no dependen del pH ni de la temperatura. Si bien los quistes de protozoarios son resistentes a la desinfección UV usando lámparas de arco de mercurio de baja presión, los oocitos de ***Cryptosporidium*** no pueden ser inactivados con una dosis normal de cloro u ozono. En consecuencia, a menos que la investigación actual sobre inactivación de protozoarios por medio de lámparas de arco de mercurio de mediana presión pruebe lo contrario, la filtración continuará siendo la solución más práctica para la remoción de quistes.

Dado que la desinfección UV sólo requiere tiempos de residencia cortos, los sistemas UV ocupan un área menor que los de desinfección química. Los sistemas de desinfección UV son modulares, facilitando por lo tanto su expansión y mejoras. Los sistemas UV pueden diseñarse fácilmente para caudales pequeños y grandes, lo que los hace adecuados para su uso en casas así como en grandes plantas de tratamiento municipales. Los sistemas UV son de operación y mantenimiento simple, con mínimo peligro de exposición para los trabajadores.

Los sistemas de desinfección UV incorporan sensores de monitoreo, controles electrónicos y sistemas de alarma, por lo que garantizan una entrega confiable de dosis al agua y garantizan la remoción de patógenos.

3.1.3.11 Desventajas del uso de los rayos ultravioleta

Factores que influyen el efecto bactericida de los rayos ultravioleta.

Los factores que afectan esta eficiencia del proceso son aquellos que reducen la energía ultravioleta que llega al microorganismo a destruir. Entre estos parámetros se tiene la calidad del agua, el espesor del agua y el tipo de lámpara UV.

En cuanto la calidad del agua, la turbiedad es el factor más importante debido a que ésta provoca dispersión y difracción de la energía luminosa. La materia orgánica también disminuye la eficiencia debido a que ella también absorbe energía luminosa.

El color también puede influir la eficiencia del proceso de desinfección por los rayos UV, este efecto se observa más claramente en los resultados que se presentan en la Tabla 3.6 Sobre la transmisión de la luz para diferentes valores de color y turbiedad del agua:

Tabla 3.6 Influencia de la turbiedad y del color del agua sobre la adsorción de los rayos UV

Turbiedad (FTU)	Color (mg Pt-Co/L)	Transmisión (%)
0.25	5	87
0.40	5	87
0.35	5	54
0.35	15	39
0.35	20	24
0.45	10	41
0.45	10	62

En resumen para que el proceso de desinfección con rayos UV sea eficaz se necesita que el agua tenga las siguientes características:

- Turbiedad: < 1 NTU
- Color: < 10 ° Hazen
- Hierro: < 0.4 mg/L
- DBO: < 5 mg/L
- MES: < 5 mg/L
- Nitrógeno org. < 1 mg/L

Sin embargo, algunos estudios han demostrado que este método de desinfección es eficaz para el tratamiento de aguas residuales (Thacker, 1990). En ese caso la reflexión de los rayos UV por las partículas permite una buena desinfección a pesar de la turbiedad y de las materias orgánicas en suspensión.

El agua no debe tampoco ser incrustante debido a que el carbonato de calcio se deposita en las lámparas lo que disminuye su efecto.

Mecanismos de reparación

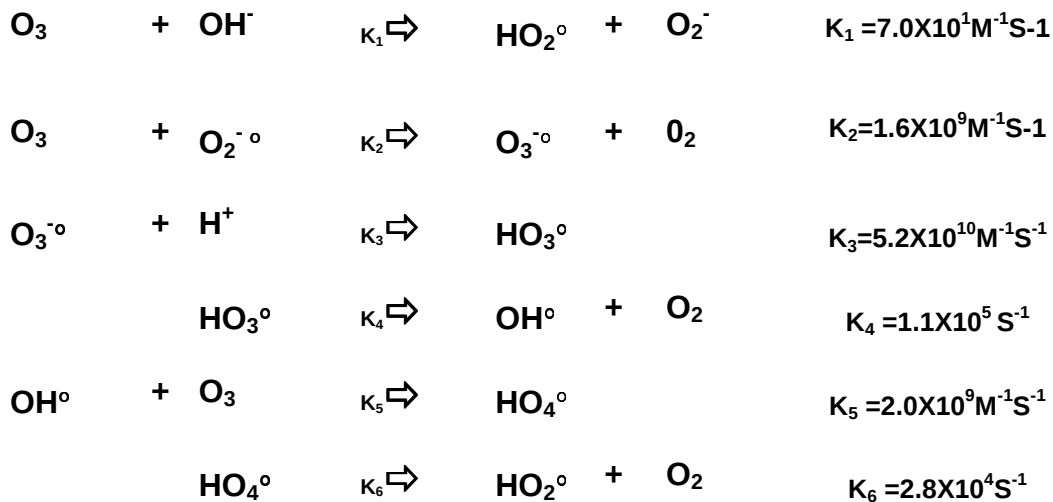
Muchos microbios que tienen un sistema metabólico funcional tienen varios mecanismos de reparación de los ácidos nucleicos dañados (Jagger, 1967). El mecanismo de reparación que es único a la desinfección UV es el de fotoreactivación. La fotodimerización de tiaminas adyacentes resultantes de la absorción UV de los ácidos nucleicos puede ser invertida por una enzima fotoreactivada que usa luz entre 300 y 500 nm para activar la partición del dímero. Otras transformaciones inducidas por UV en los ácidos nucleicos incluyendo dímeros que se componen de citosina no pueden ser reparados excepto por mecanismo de reparación oscuro en el cual segmentos enteros de ácido nucleico son extraídos y el segmento complementario sin dañar es usado como molde para reparar y reemplazar el segmento dañado.

Los virus no tienen mecanismos de reparación para invertir el daño creado por la luz UV. La habilidad de la bacteria y otros microbios para foto-repararse está relacionada

directamente a la extensión del daño UV, la exposición a la luz reactivadora entre 300 y 500 nm y al pH y temperatura del agua. Una relación inversa significativa ha sido reportada entre la dosis UV aplicada y la foto-reactivación de bacteria coliforme con menos reparación a dosis mayores (Lindenauer and Darby, 1994). Debe ocurrir exposición a luz entre 300 y 500 nm dentro de dos a tres horas para que pueda propiciarse el efecto foto-reparador (Groocock, 1984). De acuerdo con ello, el tiempo de residencia dentro de un sistema de tratamiento de agua reducirá el potencial de foto-reparación.

3.2 OZONO

La destrucción de las bacterias por ozonación se producen directamente por la por la desintegración de la pared celular debido a la generación de radicales libres el HO_2° y el OH° que tienen un gran poder oxidante como se muestra en las siguientes ecuaciones



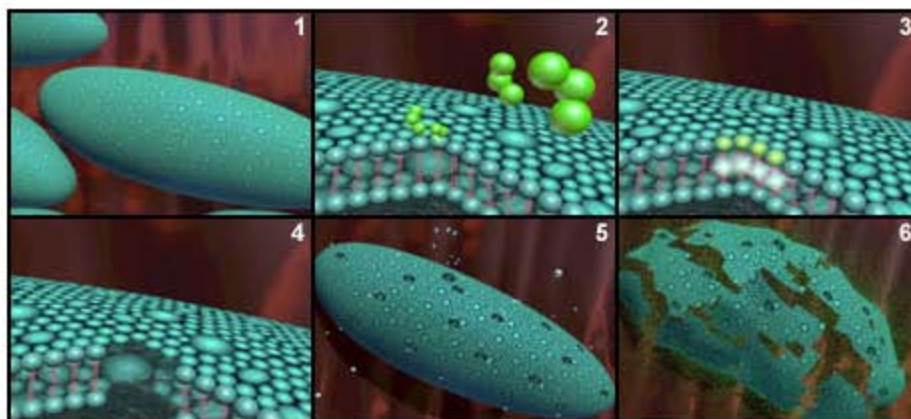


Figura 3.15. Efecto del ozono sobre las paredes bacterianas

- 1.- Imagen generada en computadora de una célula bacteriana
- 2.- Acercamiento de una molécula de ozono a la pared celular
- 3.- Penetración del ozono creando hoyos en la pared celular
- 4.- Acercamiento del efecto del ozono en la pared celular
- 5.- Célula bacteriana después de un corto contacto con las moléculas de ozono
- 6.- Destrucción de la célula después del tratamiento con el ozono

Una comparación basada en el 99.99% en la concentración de bacterias muertas en un determinado tiempo. El Ozono es:

25 veces más eficiente que el HOCl (Ácido hipocloroso)

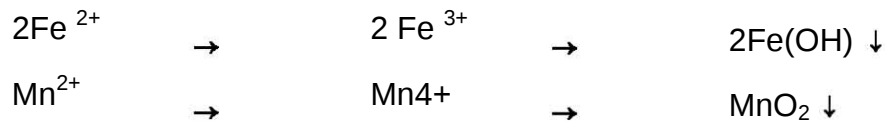
2500 veces más eficiente que el OCl⁻ (Hipoclorito)

5000 veces más eficiente que la NH₂ Cl (Cloroamina)

Los nuevos reglamentos para la calidad del agua potable, en particular la preocupación por los subproductos de la desinfección, como los trihalometanos, hacen que el uso del cloro ya no sea la mejor opción. Además, la inactivación de virus y otros microorganismos como el ***Cryptosporidium*** requeriría altas dosis de cloro que causarían mayores concentraciones de subproductos. Por consiguiente, la elección ideal es un desinfectante potente con bajos niveles de subproductos. Comparado con otros desinfectantes como el cloro, la cloroamina y el dióxido de cloro, el ozono es el desinfectante más potente y también el de más rápida acción. Estos valores CT son el producto de la concentración de ozono en mg/L y el tiempo medido en minutos. Cuando la temperatura es baja, se requieren valores más altos que cuando la temperatura es alta. Los valores para una reducción de 3 logaritmos (99,9%) varían de 0.3 a 1.0. Por otro lado, los valores para la inactivación de bacterias se encuentran alrededor de 0,1

(Reiff, 1992). Así, queda claro que por el momento la inactivación de virus y microorganismos está totalmente determinada por los valores CT.

El Hierro (Fe) y manganeso (Mn) son eliminados del agua por oxidación con ozono de acuerdo con :



Se requiere 0.43 mg O₃/mg de Fe²⁺ y 0.87 mg de O₃ por mg de Mn²⁺, siendo la reacción con el hierro mucho más rápida. Además, el manganeso es más difícil de eliminar en presencia de materia orgánica. Pues esta se oxida primero.

El ozono destruye malos olores y sabores al atacar directamente la causa que los provoca, la cual suele ser la materia orgánica en suspensión y la acción de los distintos microorganismos sobre ella. El ozono se aplica al inicio de tratamiento con cloro para destruir los compuestos que dan lugar a la aparición de organoclorados durante la cloración final del agua.

3.2.1 Equipos de ozonización

Existen tres componentes básicos en un sistema de ozonización: El generador de ozono, el contactor de ozono y un dispositivo de destrucción de ozono.

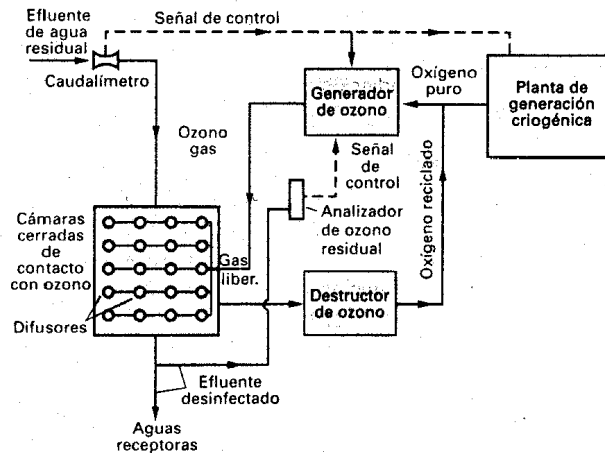


Figura 3.16. Proceso de desinfección de ozono (Metcalf y Eddy, 1996)

3.2.1.1 La generación de ozono

El ozono se produce en un generador de ozono. El gas de insumo puede ser aire u oxígeno puro. Se aplica un voltaje alto (6.000-20.000 V) a dos electrodos y este voltaje produce un arco eléctrico. En el arco, parte del O_2 se transforma en O_3 . El ozono es muy inestable y vuelve a convertirse en O_2 en minutos. Por ello, el ozono debe generarse en el lugar ya que no se le puede enviar hasta la planta de tratamiento.

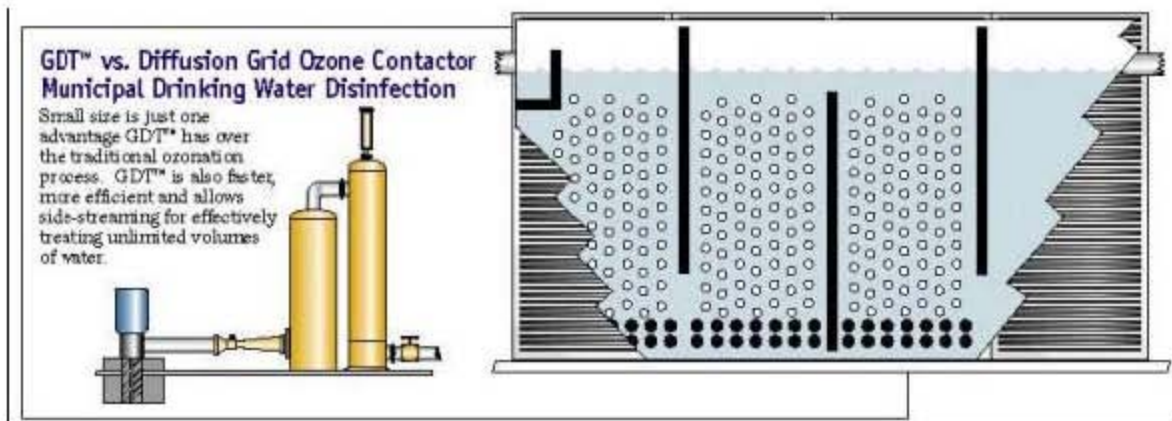


Figura 3.17. Cámara de contacto de ozono

Aproximadamente de 1 a 10 por ciento del oxígeno que fluye por los electrodos se transforma en ozono. Cuando se utiliza aire como gas de insumo, la concentración de ozono varía entre 1 y 4 por ciento. Cuando se usa oxígeno puro, la concentración se encuentra entre 4 y 12 por ciento, en términos de peso. Alrededor de 80 a 95 por ciento de la energía se convierte en calor, la que se debe eliminar del electrodo conectado a tierra, generalmente mediante enfriamiento por agua. Las variables operativas son la energía aplicada, la eficiencia y el diseño del generador, el flujo del gas de insumo y la temperatura.

En los generadores de ozono WEDECO, los sistemas de alimentación de aire tienen que extraer el polvo y la humedad del aire. Esto se puede hacer mediante el uso de filtros, secadoras y compresores. Se necesita mucha maquinaria y supervisión. El sistema de oxígeno puro usa oxígeno líquido (OXL) y es mucho más sencillo. Sólo se necesita un vaporizador.

3.2.1.2 Contactores de ozono

Para que el ozono haga su trabajo de desinfección y oxidación, debe entrar en contacto con el agua y dispersarse de la manera más fina posible. Generalmente, esto se realiza a través de difusores de burbujas finas ubicados en cámaras con deflectores o en un contactor de tipo turbina. Los difusores de cámara con deflectores parecen ser los más

comunes. El número de cámaras, su geometría, los sistemas difusores y su operación varían de una planta a otra y dependen de la experiencia de los ingenieros de diseño. La figura 3.18 muestra el diseño característico para un contactor de cámara con deflectores.



Figura 3.18. Cámara con deflectores (Tecnología WEDECO)

3.2.1.3 Cámara con deflectores (Tecnología WEDECO)

Un contactor de ozono típico generalmente tiene varios compartimientos en serie con difusores de burbuja en el fondo. En el primer compartimiento, el agua fluye hacia abajo en sentido contrario al de las burbujas, que ascienden, y en el segundo compartimiento el agua fluye hacia arriba. Las cámaras se cubren para prevenir el escape de ozono y aumentar la presión parcial del ozono en el contactor. Las cámaras adicionales garantizan el tiempo de contacto entre el ozono y el agua. Cada una de las cámaras tiene puntos de muestreo para que se pueda determinar la concentración de ozono en cada cámara. Esto es necesario para calcular la concentración del producto y tiempo de

retención a fin de conseguir el valor CT requerido. La última cámara todavía debe tener una concentración de ozono de 0,1 ppm.

La figura 3.19 muestra un contactor con difusor de turbina que mezcla el ozono con el agua. Luego, las cámaras de contacto establecen el tiempo de contacto.

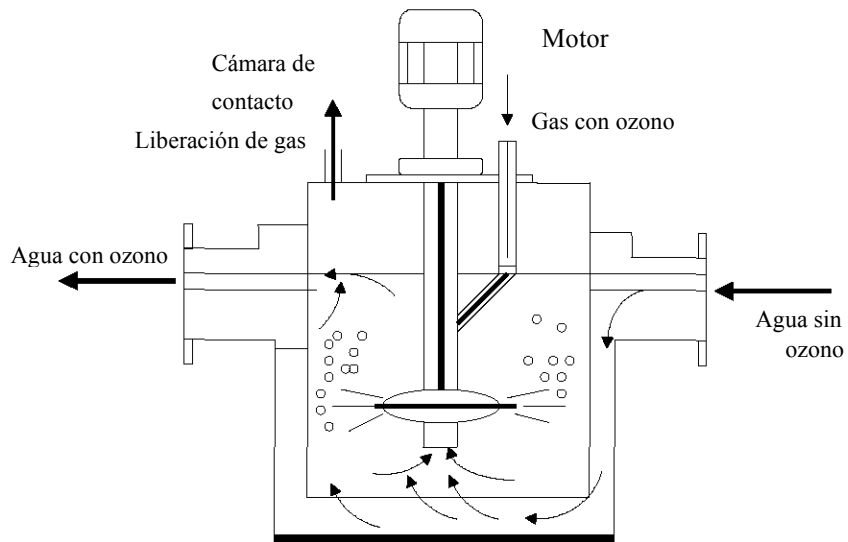


Figura 3.19. Difusor de turbina

3.2.1.4 Destrucción del ozono liberado

En la Figura 3.20 se presenta un diagrama simplificado del proceso de tratamiento con ozono. El gas liberado por los contactores de ozono generalmente excede el límite establecido por la Administración de Seguridad y Salud Ocupacional (OSHA), que es de 0,1 ppm, en términos de volumen, por lo que el ozono restante se tiene que reciclar o destruir. El gas liberado pasa primero por un desempañador que captura gotitas de agua en una malla de acero inoxidable. Luego, el gas se calienta y pasa por una unidad de destrucción que contiene un catalizador para acelerar el proceso. El requerimiento de energía oscila entre 1 y 3 kw por cada 100 pcpme (pies cúbicos/minuto estándar) ($3\text{m}^3/\text{min}$) del flujo de gas (DeMers,1996).

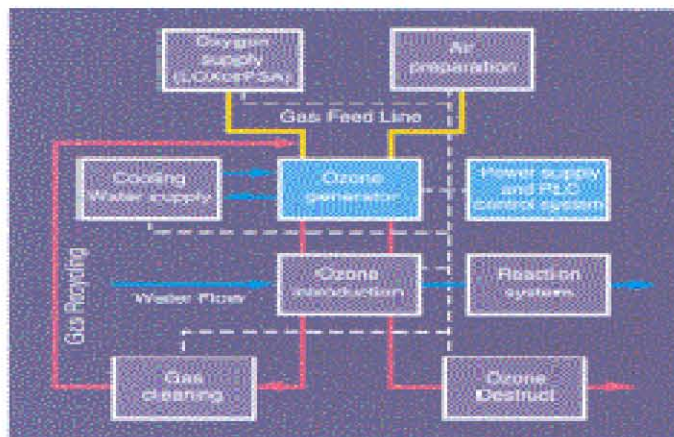


Figura 3.20. Diagrama de flujo de un proceso de tratamiento con ozono.
(WEDWCOSCHMIDDING)

3.2.1.5 Consideraciones de seguridad

El ozono existe naturalmente en el ambiente. Probablemente las mayores concentraciones a corto plazo se producen durante las tormentas, cuando los rayos producen ozono. En el ambiente de oficina, el ozono se detecta cerca de las fotocopiadoras. Los soldadores están expuestos al ozono producido por el arco durante el proceso de soldadura. Asimismo, los residentes que viven en grandes urbes como Denver, Los Ángeles, Ciudad de México, Bogotá, Caracas, Sao Paulo, etc., están

expuestos a concentraciones de ozono en el intervalo de 0.5 a 1.0 ppm cuando los gases de escape de los automóviles e industrias reaccionan con la luz solar.

Como el ozono es un oxidante fuerte, reacciona con el tejido humano, en particular en los pulmones, lo que produce dificultades para respirar. Los ojos y la nariz también se ven afectados. La OSHA ha establecido límites para los ambientes de trabajo, los cuales se presentan en la tabla 3.7

Tabla 3.7 Límites de exposición al ozono

Exposición	Límites 0,01-0,05 ppm
Tos/irritación	
8 min	1 ppm
1 min	4 ppm
límite OSHA 8 h	0,1 ppm
límite OSHA 15 min	0,3 ppm
conc. mortal en < 1 min	10.000 ppm

En una planta de tratamiento de agua, los monitores de ozono supervisan continuamente las concentraciones de ozono en el agua de las celdas del contactor, en el aire en contacto con el flujo de los gases liberados, y en el aire ambiental dentro y alrededor de la planta de ozono. Las alarmas generales se activan ante una concentración de 0.1 ppm y los generadores de ozono se detienen instantáneamente ante una concentración de 0.3 ppm. Este es un gran avance con respecto a la prueba del “olfato” usada en las plantas antiguas de Europa (Reiff, 1992).

Las paralizaciones de los sistemas de ozono debido a fugas son raros, pero sí ocurren debido a fugas en los accesorios y válvulas de muestreo. Sin embargo, los operadores en las plantas de tratamiento de agua probablemente estén mejor protegidos que los residentes urbanos.

3.2.1.6 Ventajas del uso de ozono

- Actúa como un excelente virucida.
- Desinfecta y oxida muy eficazmente.
- No produce ningún THM, AHA ni otros subproductos clorados.
- Mejora la remoción de turbiedad bajo ciertas condiciones.
- Desactiva tanto al *Cryptosporidium* como a la *Giardia* y otros agentes patógenos conocidos.
- Controla el sabor y olor del agua potable

3.2.1.7 Desventajas del uso del ozono

a) Produce subproductos de desinfección que incluyen:

- Aldehídos
- Cetonas
- Ácidos carboxílicos
- THM de bromo incluido el bromoformo
- Ácidos Acéticos de bromo
- Bromato
- Quinonas
- Peróxidos

b) Fomenta la formación de THM cuando algunos subproductos de la ozonización se combinan con procesos secundarios de desinfección. Se necesitará probablemente un filtro biológicamente activado para eliminar estos precursores recién formados.

c) No proporciona un efecto residual persistente

d) Plantea inquietudes reglamentarias. En los reglamentos futuros sobre subproductos de desinfección, se puede contemplar la necesidad de instalar costosos sistemas de remoción de precursores (como sistemas de filtración con carbón activado granular) en las plantas que usan ozono.

- e) Requiere inversión de capital. El ozono se debe producir en el lugar por medio de una tecnología costosa que requiere un alto nivel de mantenimiento y una capacitación substancial de los operadores.
- f) Promueve el crecimiento microbiano. El ozono reacciona fácilmente con materia orgánica más compleja y puede descomponerla en compuestos más pequeños que sirven para aumentar los nutrientes en los sistemas de abastecimiento de agua; por lo tanto fomenta un nuevo crecimiento microbiano en los sistemas de distribución de agua.

3.3 VALORES CT PARA LA DESINFECCIÓN EN PROCESOS QUÍMICOS

Para el tratamiento eficaz del agua, la industria del abastecimiento de agua ha reconocido la necesidad de una exposición adecuada al desinfectante y una dosis suficiente de desinfectante por un determinado período. En los años ochenta ambas funciones se combinaron, a través del desarrollo de los valores CT para diversos desinfectantes.

El valor CT representa la combinación de la dosis de desinfectante y el tiempo que el agua ha estado expuesta a una mínima cantidad de desinfectante residual. Matemáticamente, esto se representa como:

CT = concentración x tiempo

Concentración = concentración final de desinfectante en mg/L

Tiempo = tiempo mínimo de exposición en minutos

En una evaluación de la eficacia de la desinfección, se eligieron dos tipos de organismos como substitutos de desinfección – el protozario **Giardia** y los virus. Los valores CT establecidos para la desinfección de las aguas superficiales requieren plantas de tratamiento que obtengan una reducción de tres logaritmos o 99,9% en el

caso de la ***Giardia*** y una reducción de cuatro logaritmos o 99,99% en el caso de los virus. Las Tablas 3.8 y 3.9 proporcionan datos de valores CT para la desinfección con cloro (Camber, Korch, Peeters 1985).

Es importante reconocer que el uso de cloro como desinfectante es sólo una parte del proceso de tratamiento. Igualmente importante es la necesidad de una mejor filtración para extraer los organismos. Una combinación de desinfección y filtración adecuadas es muy eficaz para proporcionar agua potable segura. Los experimentos recientes para controlar el ***Cryptosporidium*** también sugieren la eficacia de la filtración en el proceso de tratamiento del agua.

Tabla 3.8 Valores CT para la reducción de 99,9% de *Giardia lamblia* con cloro libre

pH	Temperatura (°C)					
	1	5	10	15	20	25
6	165	116	87	58	44	29
7	236	165	124	83	62	41
8	346	243	182	122	91	61
9	500	353	265	177	132	88

Tabla 3.9 Valores CT para la inactivación de Virus

pH	Temperatura (°C)					
	0.5	5	10	15	20	25
2	2	6	4	3	2	1
3	3	9	6	4	3	2
4	4	12	8	6	4	3

Los efectos de la desinfección sobre el *Cryptosporidium*, han sido estudiados y practicados por diversos investigadores, como Campbell, Korich, Peeters y otros, comprobando la diversa efectividad de los desinfectantes típicos empleados en el tratamiento, cloro, cloraminas, dióxido de cloro y ozono. La viabilidad de los quistes, se determinó infectando ratones con quistes tratados previamente con cada uno de los desinfectantes. Se estudió igualmente, tanto la dosis de desinfectante, como el tiempo de contacto, es decir, los valores de C.t (mg/[L min]).

Se encontró que el ozono y el dióxido de cloro, fueron más efectivos en la inactivación de oocistos que el cloro libre y las cloraminas. Inactivaciones superiores al 90%, se consiguieron tratando los oocistos con 1 mg/L de ozono durante 5 minutos (C.t. = 5 mg/L/minuto) o con 1,3 mg/L de dióxido de cloro durante 1 hora. En el caso de cloro libre y cloraminas, fueron necesarias dosis de 80 mg/L durante 90 minutos (C.t. = 7.200).

En la tablas 3.10 y 3.11 se muestran los valores de C.T. determinados por diversos autores, para varios desinfectantes, a temperaturas entre 5 y 25° C, tanto para el *Cryptosporidium* como para otros microorganismos, para conseguir el 99% de inactivación, observándose que sea cual sea el desinfectante, la resistencia de los microorganismos aumenta en el orden siguiente: Bacterias, virus, *Giardia* y *Cryptosporidium*; y no puede esperarse por tanto, la inactivación del *Cryptosporidium Parvum* con las concentraciones y tiempos de contacto normalmente empleados en las instalaciones de tratamiento, con la posible excepción del ozono, siempre que el agua tenga una relativamente baja demanda de éste (Bajo contenido en carbono orgánico total).

Tabla 3.10 Valores CT para la reducción de diferentes microorganismos.

Microorganismo	Valores de CT (mg/[L min])			
	Cloro (pH 6-7)	Cloramina (pH 8-9)	Dióxido de cloro (pH 6-7)	Ozono (pH 6-7)
<i>E. coli</i>	0,034-0.05	95-180	0,4-0.75	0,02
Poliomielitis 1	1,1-2,5	768-3740	0,2-6,7	0,1-0,2
Rotavirus	0,01-0,05	3806-6476	0,2-2,1	0,006-0,06
Fago f2	0,08-0,18	Nd	Nd	Nd
Quistes de G. <i>Lambli</i>	47-150	2200 *	26 *	0,5-0,6
Quistes de G. <i>Muris</i>	30-630	1400	7,2-18,5	1,8-2,0

* 99,99% de inactivación a un pH = 6-9; 90% de inactivación a un pH = 7 y 25 °C; Nd: no hay datos

Tabla 3.11 Valores CT para la reducción de *diferentes microorganismos*.

Microorganismo	Valores de CT (mg/[L min])			
	Ozono (pH 6-7)	Cloro libre (pH 6-7)	Cloramina (pH 8-9)	Dióxido de Cloro (pH 6-7)
E. Coli	0,02	0-03-0,05	95-180	0,4-0,75
Polivirus 1	0,1-0,2	1,1-2,5	770-3470	0,2-6,7
Rotavirus	0,006-0,6	0,01-0,05	3806-6480	0,2-2,1
Giardia Lambia	0,05-0,6	47-150	2200	26
Cryptosporidium	5-10	7200 (*)	7200 (*)	78 (*)

La temperatura es muy importante durante la desinfección por lo que en la tabla 3.12 se muestran valores de CT a diferentes temperaturas para lograr un alto grado de inactivación.

El quiste del *Cryptosporidium* queda inactivado cuando se calienta el agua que los contiene a una temperatura próxima a la ebullición.

En cualquier caso, la desinfección será más eficiente si se eliminan del agua todas las sustancias y partículas que pueden proteger a los microorganismos.

Tabla 3.12 Valores CT para la reducción de 99,9% de *Giardia lamblia* .

Desinfectante	pH	Valores de CT (mg/[L min])					
		Temperatura ° F(°C)					
		33,8 (1)	41 (5)	50 (10)	59 (15)	68 (20)	77 (25)
Cloro libre	6	165	116	87	58	44	29
	7	236	165	124	83	62	41
	8	346	243	182	122	91	61
	9	500	353	265	177	132	88
Ozono	6-9	2,9	1,9	1,4	0,95	0,72	0,48
Dióxido de cloro	6-9	63	26	23	19	15	11
Cloraminas	6-9	3800	2200	1850	1500	1100	750

Manual de Orientación de la EPA (1989)

La tabla 3.13 muestra los valores de CT para la inactivación de virus

Tabla 3.13 Valores CT para la inactivación de virus.

Desinfectante	pH (6-9) Inactivación	Valores de CT (mg/[L min])					
		Temperatura °F (°C)					
		39.9	41	50	59	68	77
		(0,5)	(5)	(10)	(15)	(20)	(25)
Cloro libre	2	6	4	3	2	1	1
	3	9	6	4	3	2	1
	4	12	8	6	4	3	2
Ozono	2	0,9	0,6	0,5	0,3	0,25	0,15
	3	1,4	0,9	0,8	0,5	0,4	0,25
	4	1,8	1,2	1	0,6	0,5	0,3
Dióxido de cloro	2	8,4	5,6	4,2	2,8	2,1	-
	3	25,6	17,1	12,8	8,6	6,4	-
	4	50,1	33,4	25,1	16,7	12,5	-
Cloraminas	2	1243	857	643	428	321	214
	3	2063	1423	1067	712	534	356
	4	2883	1988	1491	994	746	497

Manual de Orientación de la EPA (1989)

En la tabla 3.14 se muestra la efectividad de los desinfectantes sobre microorganismos problemáticos, como el *Cryptosporidium* y *Giardia*

Tabla 3.14 Valores CT para microorganismos problemáticos (mg/L*min)

Microorganismo	Cloro (pH 6-7)	Cloramina (pH 8-9)	Dióxido de cloro (pH 6-7)	Ozono (pH 6-7)
Giardia 0,5 log, de inactivación, pH 6-9, 5 °C	16-47	365	4,3	0,3
Cryptosporidium, pH 7, 25 °C	7,200 1 log inactivación	7,200 2log inactivación	78 1 log inactivación	5-10 2 log inactivación

La Tabla 3.14 muestra que el ozono es el desinfectante más potente; en segundo lugar está el dióxido de cloro.

La tabla 3.15 muestra los valores de concentración por tiempo (CT) para la inactivación de los y **Giardia** tomados del documento de orientación de la EPA (USEPA, 1991).

Tabla 3.15 Valores CT para la inactivación por ozono

Efecto	Temperatura (°C)				
	5	10	15	20	25
Inactivación de Giardia					
0.5 log	0.32	0.23	0.16	0.12	0.08
1.0 log	0.63	0.48	0.32	0.24	0.16
1.5 log	0.95	0.72	0.48	0.36	0.24
2.0 log	1.3	0.95	0.63	0.48	0.32
2.5 log	1.6	1.2	0.79	0.60	0.40
3.0 log	1.9	1.4	0.95	0.72	0.48
Inactivación de virus					
2.0 log	0.6	0.5	0.3	0.25	0.15
3.0 log	0.9	0.8	0.5	0.4	0.25
4.0 log	1.2	1.0	0.6	0.5	0.3

* (USEPA, 1991)

CAPITULO 4. COSTOS DE OPERACIÓN Y MANTENIMIENTO

4.1 CLORO

Los costos de operación y mantenimiento asociados con la alimentación de cloro y gases de amoníaco, así como soluciones de hipoclorito y sales de amoníaco, varían según el tipo de producto químico y según el tamaño y la complejidad del equipo. El presupuesto para los costos anuales de operación y mantenimiento varía de 10 a 20 por ciento de los costos del equipo. Los fabricantes de equipos proporcionan una lista de los repuestos recomendados que como mínimo deben estar disponibles. La mayoría de los fabricantes capacitan al personal de la planta de tratamiento en el mantenimiento y servicio de su equipo. Además, algunos fabricantes proporcionan un programa de intercambio para posibilitar que sus equipos reciban mantenimiento en sus instalaciones. Esto permite al personal de operaciones enviar el equipo a reparación mientras se instala una unidad de repuesto o intercambio para que opere durante el período de reparación.

En la Primera Conferencia Internacional sobre Seguridad de la Desinfección del Agua realizada en 1992, una ponencia presentada por Gunther F. Craun y otros colegas trató sobre la relación costo/efectividad del tratamiento de aguas para la remoción de agentes patógenos (Craun, 1994a). Una evaluación de cinco agentes patógenos y los costos de tratamiento muestran los beneficios económicos favorables de prevenir las enfermedades infecciosas transmitidas por el agua. Estos beneficios se determinaron sobre la base de una probabilidad anual de enfermedad y muerte en el supuesto de que no exista tratamiento de agua y un costo de \$3.000 por enfermedad y \$500.000 por muerte. La eficacia del tratamiento del agua en la reducción de las enfermedades transmitidas por ésta depende de la calidad del agua de la fuente, y de cómo se opera y mantiene el sistema de tratamiento.

La tabla 4.2 muestra relaciones positivas de costo-beneficio asociados con la instalación de sistemas cloración y tratamiento convencional para remover y controlar los agentes patógenos del agua potable. Estas razones se calcularon mediante la comparación de la probabilidad de enfermedades inevitables, para lo cual se usó la diferencia entre las probabilidades de enfermedades sin tratamiento del agua y las probabilidades con diversos niveles del tratamiento del agua en comunidades con poblaciones de 10.000, 100.000 y 500.000 habitantes.

Tabla 4.2. Relaciones positivas de costo-beneficio -- tratamiento de agua y remoción de agentes patógenos

POBLACIÓN	10.000	100.000	500.000
(a) Sólo costos de tratamiento			
Fuente de agua adecuada			
Sólo cloración	50,2	86,2	98,6
Tratamiento convencional más cloración	18,4	39,5	53,1
Fuente de agua deficiente			
Sólo cloración	37,6	64,6	73,9
Tratamiento convencional más cloración	17,5	37,5	53,1
(b) Sistemas completos de agua			
Fuente de agua adecuada			
Sólo cloración	5,0	8,6	9,9
Tratamiento convencional más cloración	1,8	4,0	5,3
Fuente de agua deficiente			
Sólo cloración	3,8	6,5	7,4
Tratamiento convencional más cloración	1,8	3,8	5,3
(c) Supuestos para los peores casos			
Fuente de agua adecuada			
Sólo cloración	8,0	13,8	15,8
Tratamiento convencional más cloración	2,9	6,3	8,5
Fuente de agua deficiente			
Sólo cloración	6,0	10,4	11,8
Tratamiento convencional más cloración	2,8	6,0	8,1

Ref: USEPA 1996

Razón entre el beneficio monetario de evitar la enfermedad y el costo del tratamiento del agua potable.

El informe concluyó que “los sistemas municipales de agua diseñados para prevenir las enfermedades infecciosas transmitidas por el agua son una de las inversiones más eficaces de los fondos públicos que puede realizar la sociedad. Incluso los cálculos conservadores en las peores condiciones muestran razones de costo-beneficio de 3:1 para sistemas pequeños y de 8:1 para sistemas grandes. El agua potable sin agentes patógenos es una ganga”.

En lo que concierne a la comparación de estos beneficios con los riesgos potenciales de cáncer asociados con la desinfección del agua potable, el grupo observó que los costos para prevenir los riesgos cancerígenos relativamente pequeños pueden no justificarse, tomando en cuenta que existen muchos otros riesgos de salud pública que deben reducirse.

4.2 RADIACIÓN UV

La industria de desinfección con UV está ganando participación en el mercado de la industria de desinfección a costa del cloro, gracias a la ausencia de subproductos de la desinfección con UV y a la capacidad de la UV para cumplir con las regulaciones relativas al agua y al medio ambiente. Se pronostica que aproximadamente 56% de las instalaciones alternativas al cloro usarán tecnologías UV, de las cuales 20% corresponden al área de suministro municipal de agua. En general, el mercado de Estados Unidos para equipos y sistemas de desinfección UV crecerá de \$20 millones a \$100 millones entre 1995 y el 2000 (Miller et al, 1995). Los equipos de desinfección UV tenían alrededor de 2.4% del mercado total americano de equipos para tratamiento de agua en 1994 y se pronostica que la tasa de crecimiento del mercado estará entre 12.8 y 14% (Frost & Sullivan, 1995). En Europa occidental, se espera que el mercado de agua potable crezca entre 20 y 25% al año. El mercado de tratamiento de agua en el resto del mundo es igualmente enorme. El Banco Mundial estima que las necesidades de agua y saneamiento excederán los \$150.000 millones en la próxima década (USEPA, 1997).

El intervalo de precios de los equipos de desinfección UV varía ampliamente, de menos de US\$1.000 a más de US\$400.000, según el caudal. Aproximadamente dos tercios de los equipos UV son adquiridos a través de contratistas; 19% directamente del fabricante y 14% a través de distribuidores o terceros. Dado que el costo del equipo es una parte importante del costo de capital, se estima que el costo de capitales equivalente al costo del equipo más 20%. Los costos promedio de capital van de 1,08 centavos de dólar/m³ a 2,07 centavos de dólar/m³ para una dosis de 40 mWs/cm² para tratar un caudal entre 91 y 6,814 m³/día (USEPA, 1996).

Los mayores costos de operación y mantenimiento incluyen costo de repuestos, costo de energía y mano de obra. Para un caudal entre 91 y 6.814 m³/día y una dosis de 40 mWs/cm², los costos se estiman entre 0,19 centavos de dólar/m³ y 0,53 centavos de dólar/m³ para la piezas de repuesto, entre 0,17 centavos de dólar/m³ y 0,45 centavos de dólar/m³ por energía, y entre 0,026 centavos de dólar/kgal y 0,11 centavos de dólar/kgal por mano de obra. En general, los costos promedio de tres fabricantes de equipos UV varían entre 0,39 centavos de dólar/m³ y 1,09 centavos de dólar/m³ para una dosis de 40 mWs/cm² (USEPA, 1996). Nótese que los costos de mano de obra y energía varían de un lugar a otro.

Se han comparado los costos del uso de UV para desinfección primaria con los costos de usar cloro u ozono. Dado que se requiere un desinfectante residual para los sistemas de distribución en América del Norte, los costos se basaron en la complementación de la desinfección ultravioleta con cloro como desinfectante secundario. Se asumió una concentración residual de 1 mg/L basada en las reglamentaciones. Los costos de ozonización se basan en una dosis de 1 mg/L y un tiempo de contacto de 10 minutos. Los costos de cloración se basan en una dosis de 5 mg/L con una concentración residual por encima de 0,5 mg/L y un requerimiento de mano de obra de 7 a 10 horas por semana. A una dosis de 40 mWs/cm² sobre un intervalo de 64 L/min a 6.813 m³ / día los costos totales de UV más cloro residual fueron de 44,9 centavos de dólar / m³ a 2,6 centavos de dólar / m³ y nunca excedieron los del ozono o cloro solos (USEPA, 1996). La EPA concluyó que los costos de usar UV a una

dosis de 40 mWs/cm² eran mucho menores que los correspondientes al uso de ozono o cloro para caudales comprendidos entre 64 L/min y 6.913 m³/día. Cuando no se requiere un desinfectante residual, los costos totales son menores. La EPA de los Estados Unidos (1996) concluye que la desinfección con luz ultravioleta es una tecnología económicamente viable y adecuada especialmente para sistemas pequeños de abastecimiento de agua. Basados en los costos de energía y de capital en diferentes países y regiones del mundo, se estima que el promedio anualizado de sistemas semejantes comparables puede hasta en 50%.

4.3 COMPARACIÓN DE COSTOS UNITARIOS

En la Tabla 4.3 Myers (1990) compara el costo de tratar agua con diferentes métodos.

Tabla 4.3. Costo unitario de los productos químicos

Producto químico	Precio unitario \$/kg	Dosis mg/L	Costo/1.000m ³ Agua
Ozono	0.50	3	6
Cloro	0.10	4	2
KMnO ₄	0.60	4	10
CAP (carbón)	0.20	5	4
Alumbre	0.06	25	8
Coadyuvante de la coagulación	0.80	1	3
Polifosfato	0.60	1	2

Ref: USEPA 1996

La tabla 4.4 muestra los costos relativos y representativos de los productos químicos usados en las plantas de tratamiento de agua e indica claramente que el cloro es un desinfectante más barato (Akness, 1996). Pero cuando el flujo de agua a tratar es mayor, el costo total resulta más viable con los otros desinfectantes ya que este disminuye considerablemente y algunos son más eficaces que la cloración.

Tabla 4.4. Costos anuales de operación para diferentes sistemas de desinfección

TAMAÑO PLANTA Flujo medio (MGD)	UV	Cl ₂ (g)		NaOCl	ClO ₂
		cilindros de 150 lb	cilindros de 2000 lb		
0.025	\$100	\$ 180	NA	NA	NA
0.1	\$ 350	\$ 720	NA	\$1,300	NA
3.0	\$8,000	NA	\$ 10,200	\$ 39,000	\$ 3,500
10.	\$ 28,000	NA	\$ 33,800	\$ 73,000	\$ 6,200
20.0	\$ 54,000	NA	\$ 67,600	\$ 146,000	\$ 12,400

Ref: Aknes 1996

Existe poca información bibliográfica sobre costos comparativos para diversas opciones de desinfección en plantas de tratamiento de agua. En la mayoría de los casos, el tratamiento con dióxido de cloro es más costoso que con cloro, pero a menudo es menos costoso que con ozono.

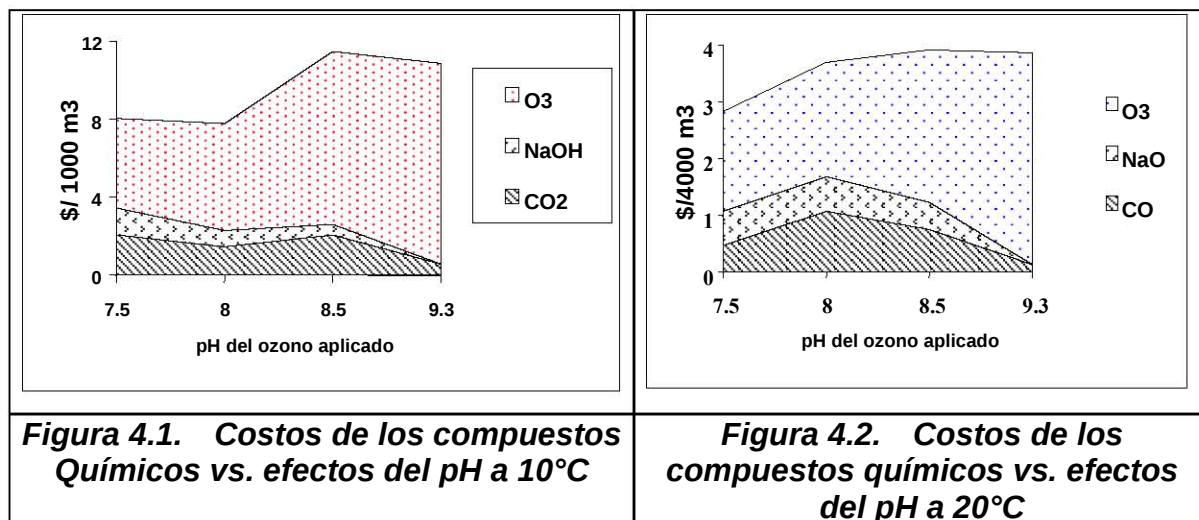
La Tabla 4.5 resume la información (1980) en relación con los costos de capital y los costos de operación y mantenimiento de varios tipos de desinfectantes. Los datos recientes presentados a la USEPA por el panel de Fabricantes de Dióxido de Cloro indican que los datos presentados en la tabla aún tienen valor cualitativo. Como era de esperarse, el costo por galón de agua tratada es significativamente mayor en los sistemas más pequeños.

Tabla 4.5. Comparación de costos de los desinfectantes(Dólares por galón)

COSTOS	CAPACIDAD DEL SISTEMA				
	1 mgd	5 mgd	10 mgd	100 mgd	150 mgd
COSTO DE CAPITAL (c/1000 gal)					
Cloración (2mg/L)	2,19	0,88	0,62	0,26	0,24
Ozono a partir del aire (1mg/L)	2,90	1,36	1,11	0,76	0,73
Ozono a partir de oxígeno (1 mg/L)	4,46	1,50	1,08	0,61	0,58
Dióxido de cloro (1 mg/L)	1,9	0,76	0,51	0,22	0,20
Cloramina (1mg/L)	1,70	0,62	0,42	0,17	0,15
COSTO DE OPERACIÓN (c/1000 gal)					
Cloración (2mg/L)	1,06	0,56	0,46	0,32	0,31
Ozono a partir del aire (1mg/L)	2,785	1,08	0,77	0,40	0,38
Ozono a partir de oxígeno (1 mg/L)	2,87	1,17	0,88	0,52	0,49
Dióxido de cloro (1 mg/L)	1,55	1,18	1,12	1,03	1,02
Cloramina (1mg/L)	0,63	0,25	0,19	0,10	0,10
COSTO TOTAL (c/1000 gal)					
Cloración (2mg/L)	3,25	1,44	1,08	0,58	0,55
Ozono a partir del aire (1mg/L)	5,68	2,44	1,88	1,16	1,11
Ozono a partir de ozono (1 mg/L)	7,33	2,67	1,96	1,13	1,07
Dióxido de cloro (1 mg/L)	3,45	1,94	1,63	1,25	1,22
Cloramina (1mg/L)	2,33	0,87	0,61	0,27	0,25

Ref: Myers 1990

Los gráficos de las figuras 4.1 y 4.2 muestran los costos durante la estación fría y caliente y los efectos del pH. Aproximadamente, los costos durante la estación fría son tres veces mayores que durante la estación caliente. Esto se puede explicar por el hecho de que durante la estación fría se usó una concentración de ozono tres veces mayor para satisfacer los requisitos en cuanto a los valores CT.



Finalmente en las tablas 4.6 y 4.7 se presenta, respectivamente, información importante sobre los costos de operación de sistemas de desinfección con cloro y un resumen cualitativo de los costos de diferentes agentes desinfectantes con respecto a otros aspectos como su efectividad.

Tabla 4.6. Costos de los equipos para cloración.

Descripción	Costos
Dosificador manual de gas, instalado en recipiente	\$2.000
Dosificador automático de gas, instalado en la pared	\$4.000
Dosificador automático de gas, instalado en gabinete	\$6.000
Bomba de mano para alimentación de compuestos químicos	\$1.000
Bomba automática para alimentación de compuestos químicos	\$3.000
Detector de gas, instalado en la pared	\$2.000
Estuche de emergencia, Tipo A	\$1.500
Estuche de emergencia, Tipo B	\$2.500

Tabla 4.7. Principales propiedades de los agentes desinfectantes químicos comparado con sus costos (Metfalf y Eddy, 1996).

CARACTERÍSTICA	Cl₂	NaOCl	Ca(OCl)₂	BrCl⁻	ClO₂	O₃
Toxicidad a microorganismos	alta	alta	alta	Alta	alta	alta
Solubilidad	ligera	alta	alta	Ligera	alta	alta
Estabilidad	estable	Poco estable	poco estable	poco estable	gene-rado	gene- rado
Transporte y almacenamiento	muy difícil	facil	facil	Facil	gene- rado	gene- rado
Toxicidad a organismos	muy toxico	toxico	toxico	Toxico	toxico	Muy toxico
Toxicidad a temperatura ambiente	alta	alta	alta	Alta	alta	alta
Corrosión e incrustación	muy corrosivo	corro- sivo	corro-sivo	corro-sivo	muy corro- sivo	Muy corro- sivo
Disponibilidad	costo bajo	costo medio	costo medio	costo medio	costo medio	costo alto

CAPITULO 4. COSTOS DE OPERACIÓN Y MANTENIMIENTO

4.1 CLORO

Los costos de operación y mantenimiento asociados con la alimentación de cloro y gases de amoníaco, así como soluciones de hipoclorito y sales de amoníaco, varían según el tipo de producto químico y según el tamaño y la complejidad del equipo. El presupuesto para los costos anuales de operación y mantenimiento varía de 10 a 20 por ciento de los costos del equipo. Los fabricantes de equipos proporcionan una lista de los repuestos recomendados que como mínimo deben estar disponibles. La mayoría de los fabricantes capacitan al personal de la planta de tratamiento en el mantenimiento y servicio de su equipo. Además, algunos fabricantes proporcionan un programa de intercambio para posibilitar que sus equipos reciban mantenimiento en sus instalaciones. Esto permite al personal de operaciones enviar el equipo a reparación mientras se instala una unidad de repuesto o intercambio para que opere durante el período de reparación.

En la Primera Conferencia Internacional sobre Seguridad de la Desinfección del Agua realizada en 1992, una ponencia presentada por Gunther F. Craun y otros colegas trató sobre la relación costo/efectividad del tratamiento de aguas para la remoción de agentes patógenos (Craun, 1994a). Una evaluación de cinco agentes patógenos y los costos de tratamiento muestran los beneficios económicos favorables de prevenir las enfermedades infecciosas transmitidas por el agua. Estos beneficios se determinaron sobre la base de una probabilidad anual de enfermedad y muerte en el supuesto de que no exista tratamiento de agua y un costo de \$3.000 por enfermedad y \$500.000 por muerte. La eficacia del tratamiento del agua en la reducción de las enfermedades transmitidas por ésta depende de la calidad del agua de la fuente, y de cómo se opera y mantiene el sistema de tratamiento.

La tabla 4.2 muestra relaciones positivas de costo-beneficio asociados con la instalación de sistemas cloración y tratamiento convencional para remover y controlar los agentes patógenos del agua potable. Estas razones se calcularon mediante la comparación de la probabilidad de enfermedades inevitables, para lo cual se usó la diferencia entre las probabilidades de enfermedades sin tratamiento del agua y las probabilidades con diversos niveles del tratamiento del agua en comunidades con poblaciones de 10.000, 100.000 y 500.000 habitantes.

Tabla 4.2. Relaciones positivas de costo-beneficio -- tratamiento de agua y remoción de agentes patógenos

POBLACIÓN	10.000	100.000	500.000
(a) Sólo costos de tratamiento			
Fuente de agua adecuada			
Sólo cloración	50,2	86,2	98,6
Tratamiento convencional más cloración	18,4	39,5	53,1
Fuente de agua deficiente			
Sólo cloración	37,6	64,6	73,9
Tratamiento convencional más cloración	17,5	37,5	53,1
(b) Sistemas completos de agua			
Fuente de agua adecuada			
Sólo cloración	5,0	8,6	9,9
Tratamiento convencional más cloración	1,8	4,0	5,3
Fuente de agua deficiente			
Sólo cloración	3,8	6,5	7,4
Tratamiento convencional más cloración	1,8	3,8	5,3
(c) Supuestos para los peores casos			
Fuente de agua adecuada			
Sólo cloración	8,0	13,8	15,8
Tratamiento convencional más cloración	2,9	6,3	8,5
Fuente de agua deficiente			
Sólo cloración	6,0	10,4	11,8
Tratamiento convencional más cloración	2,8	6,0	8,1

Ref: USEPA 1996

Razón entre el beneficio monetario de evitar la enfermedad y el costo del tratamiento del agua potable.

El informe concluyó que “los sistemas municipales de agua diseñados para prevenir las enfermedades infecciosas transmitidas por el agua son una de las inversiones más eficaces de los fondos públicos que puede realizar la sociedad. Incluso los cálculos conservadores en las peores condiciones muestran razones de costo-beneficio de 3:1 para sistemas pequeños y de 8:1 para sistemas grandes. El agua potable sin agentes patógenos es una ganga”.

En lo que concierne a la comparación de estos beneficios con los riesgos potenciales de cáncer asociados con la desinfección del agua potable, el grupo observó que los costos para prevenir los riesgos cancerígenos relativamente pequeños pueden no justificarse, tomando en cuenta que existen muchos otros riesgos de salud pública que deben reducirse.

4.2 RADIACIÓN UV

La industria de desinfección con UV está ganando participación en el mercado de la industria de desinfección a costa del cloro, gracias a la ausencia de subproductos de la desinfección con UV y a la capacidad de la UV para cumplir con las regulaciones relativas al agua y al medio ambiente. Se pronostica que aproximadamente 56% de las instalaciones alternativas al cloro usarán tecnologías UV, de las cuales 20% corresponden al área de suministro municipal de agua. En general, el mercado de Estados Unidos para equipos y sistemas de desinfección UV crecerá de \$20 millones a \$100 millones entre 1995 y el 2000 (Miller et al, 1995). Los equipos de desinfección UV tenían alrededor de 2.4% del mercado total americano de equipos para tratamiento de agua en 1994 y se pronostica que la tasa de crecimiento del mercado estará entre 12.8 y 14% (Frost & Sullivan, 1995). En Europa occidental, se espera que el mercado de agua potable crezca entre 20 y 25% al año. El mercado de tratamiento de agua en el resto del mundo es igualmente enorme. El Banco Mundial estima que las necesidades de agua y saneamiento excederán los \$150.000 millones en la próxima década (USEPA, 1997).

El intervalo de precios de los equipos de desinfección UV varía ampliamente, de menos de US\$1.000 a más de US\$400.000, según el caudal. Aproximadamente dos tercios de los equipos UV son adquiridos a través de contratistas; 19% directamente del fabricante y 14% a través de distribuidores o terceros. Dado que el costo del equipo es una parte importante del costo de capital, se estima que el costo de capitales equivalente al costo del equipo más 20%. Los costos promedio de capital van de 1,08 centavos de dólar/m³ a 2,07 centavos de dólar/m³ para una dosis de 40 mWs/cm² para tratar un caudal entre 91 y 6,814 m³/día (USEPA, 1996).

Los mayores costos de operación y mantenimiento incluyen costo de repuestos, costo de energía y mano de obra. Para un caudal entre 91 y 6.814 m³/día y una dosis de 40 mWs/cm², los costos se estiman entre 0,19 centavos de dólar/m³ y 0,53 centavos de dólar/m³ para la piezas de repuesto, entre 0,17 centavos de dólar/m³ y 0,45 centavos de dólar/m³ por energía, y entre 0,026 centavos de dólar/kgal y 0,11 centavos de dólar/kgal por mano de obra. En general, los costos promedio de tres fabricantes de equipos UV varían entre 0,39 centavos de dólar/m³ y 1,09 centavos de dólar/m³ para una dosis de 40 mWs/cm² (USEPA, 1996). Nótese que los costos de mano de obra y energía varían de un lugar a otro.

Se han comparado los costos del uso de UV para desinfección primaria con los costos de usar cloro u ozono. Dado que se requiere un desinfectante residual para los sistemas de distribución en América del Norte, los costos se basaron en la complementación de la desinfección ultravioleta con cloro como desinfectante secundario. Se asumió una concentración residual de 1 mg/L basada en las reglamentaciones. Los costos de ozonización se basan en una dosis de 1 mg/L y un tiempo de contacto de 10 minutos. Los costos de cloración se basan en una dosis de 5 mg/L con una concentración residual por encima de 0,5 mg/L y un requerimiento de mano de obra de 7 a 10 horas por semana. A una dosis de 40 mWs/cm² sobre un intervalo de 64 L/min a 6.813 m³ / día los costos totales de UV más cloro residual fueron de 44,9 centavos de dólar / m³ a 2,6 centavos de dólar / m³ y nunca excedieron los del ozono o cloro solos (USEPA, 1996). La EPA concluyó que los costos de usar UV a una

dosis de 40 mWs/cm² eran mucho menores que los correspondientes al uso de ozono o cloro para caudales comprendidos entre 64 L/min y 6.913 m³/día. Cuando no se requiere un desinfectante residual, los costos totales son menores. La EPA de los Estados Unidos (1996) concluye que la desinfección con luz ultravioleta es una tecnología económicamente viable y adecuada especialmente para sistemas pequeños de abastecimiento de agua. Basados en los costos de energía y de capital en diferentes países y regiones del mundo, se estima que el promedio anualizado de sistemas semejantes comparables puede hasta en 50%.

4.3 COMPARACIÓN DE COSTOS UNITARIOS

En la Tabla 4.3 Myers (1990) compara el costo de tratar agua con diferentes métodos.

Tabla 4.3. Costo unitario de los productos químicos

Producto químico	Precio unitario \$/kg	Dosis mg/L	Costo/1.000m ³ Agua
Ozono	0.50	3	6
Cloro	0.10	4	2
KMnO ₄	0.60	4	10
CAP (carbón)	0.20	5	4
Alumbre	0.06	25	8
Coadyuvante de la coagulación	0.80	1	3
Polifosfato	0.60	1	2

Ref: USEPA 1996

La tabla 4.4 muestra los costos relativos y representativos de los productos químicos usados en las plantas de tratamiento de agua e indica claramente que el cloro es un desinfectante más barato (Akness, 1996). Pero cuando el flujo de agua a tratar es mayor, el costo total resulta más viable con los otros desinfectantes ya que este disminuye considerablemente y algunos son más eficaces que la cloración.

Tabla 4.4. Costos anuales de operación para diferentes sistemas de desinfección

TAMAÑO PLANTA Flujo medio (MGD)	UV	Cl ₂ (g)		NaOCl	ClO ₂
		cilindros de 150 lb	cilindros de 2000 lb		
0.025	\$100	\$ 180	NA	NA	NA
0.1	\$ 350	\$ 720	NA	\$1,300	NA
3.0	\$8,000	NA	\$ 10,200	\$ 39,000	\$ 3,500
10.	\$ 28,000	NA	\$ 33,800	\$ 73,000	\$ 6,200
20.0	\$ 54,000	NA	\$ 67,600	\$ 146,000	\$ 12,400

Ref: Aknes 1996

Existe poca información bibliográfica sobre costos comparativos para diversas opciones de desinfección en plantas de tratamiento de agua. En la mayoría de los casos, el tratamiento con dióxido de cloro es más costoso que con cloro, pero a menudo es menos costoso que con ozono.

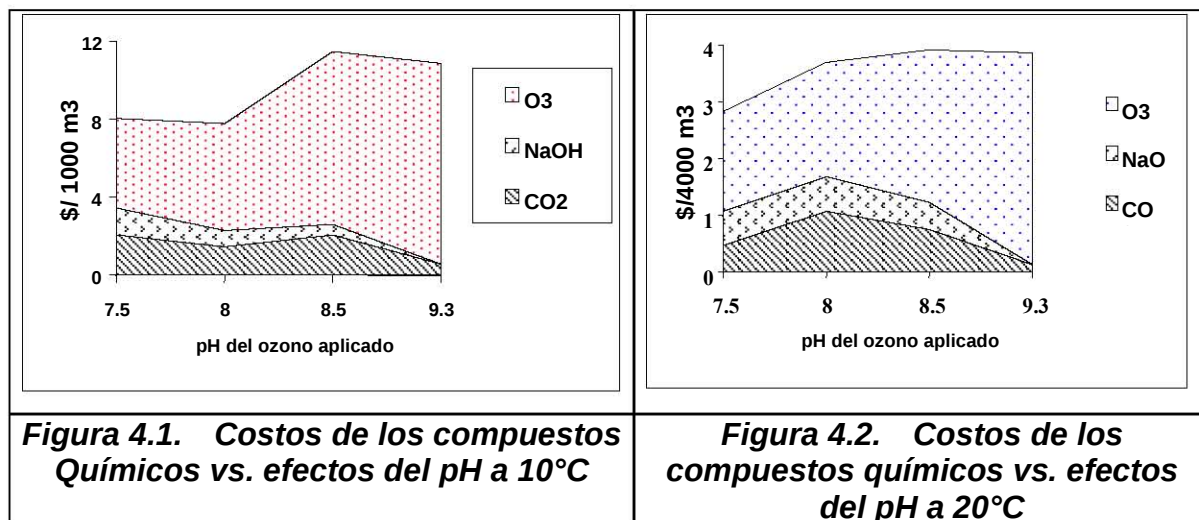
La Tabla 4.5 resume la información (1980) en relación con los costos de capital y los costos de operación y mantenimiento de varios tipos de desinfectantes. Los datos recientes presentados a la USEPA por el panel de Fabricantes de Dióxido de Cloro indican que los datos presentados en la tabla aún tienen valor cualitativo. Como era de esperarse, el costo por galón de agua tratada es significativamente mayor en los sistemas más pequeños.

Tabla 4.5. Comparación de costos de los desinfectantes(Dólares por galón)

COSTOS	CAPACIDAD DEL SISTEMA				
	1 mgd	5 mgd	10 mgd	100 mgd	150 mgd
COSTO DE CAPITAL (c/1000 gal)					
Cloración (2mg/L)	2,19	0,88	0,62	0,26	0,24
Ozono a partir del aire (1mg/L)	2,90	1,36	1,11	0,76	0,73
Ozono a partir de oxígeno (1 mg/L)	4,46	1,50	1,08	0,61	0,58
Dióxido de cloro (1 mg/L)	1,9	0,76	0,51	0,22	0,20
Cloramina (1mg/L)	1,70	0,62	0,42	0,17	0,15
COSTO DE OPERACIÓN (c/1000 gal)					
Cloración (2mg/L)	1,06	0,56	0,46	0,32	0,31
Ozono a partir del aire (1mg/L)	2,785	1,08	0,77	0,40	0,38
Ozono a partir de oxígeno (1 mg/L)	2,87	1,17	0,88	0,52	0,49
Dióxido de cloro (1 mg/L)	1,55	1,18	1,12	1,03	1,02
Cloramina (1mg/L)	0,63	0,25	0,19	0,10	0,10
COSTO TOTAL (c/1000 gal)					
Cloración (2mg/L)	3,25	1,44	1,08	0,58	0,55
Ozono a partir del aire (1mg/L)	5,68	2,44	1,88	1,16	1,11
Ozono a partir de ozono (1 mg/L)	7,33	2,67	1,96	1,13	1,07
Dióxido de cloro (1 mg/L)	3,45	1,94	1,63	1,25	1,22
Cloramina (1mg/L)	2,33	0,87	0,61	0,27	0,25

Ref: Myers 1990

Los gráficos de las figuras 4.1 y 4.2 muestran los costos durante la estación fría y caliente y los efectos del pH. Aproximadamente, los costos durante la estación fría son tres veces mayores que durante la estación caliente. Esto se puede explicar por el hecho de que durante la estación fría se usó una concentración de ozono tres veces mayor para satisfacer los requisitos en cuanto a los valores CT.



Finalmente en las tablas 4.6 y 4.7 se presenta, respectivamente, información importante sobre los costos de operación de sistemas de desinfección con cloro y un resumen cualitativo de los costos de diferentes agentes desinfectantes con respecto a otros aspectos como su efectividad.

Tabla 4.6. Costos de los equipos para cloración.

Descripción	Costos
Dosificador manual de gas, instalado en recipiente	\$2.000
Dosificador automático de gas, instalado en la pared	\$4.000
Dosificador automático de gas, instalado en gabinete	\$6.000
Bomba de mano para alimentación de compuestos químicos	\$1.000
Bomba automática para alimentación de compuestos químicos	\$3.000
Detector de gas, instalado en la pared	\$2.000
Estuche de emergencia, Tipo A	\$1.500
Estuche de emergencia, Tipo B	\$2.500

Tabla 4.7. Principales propiedades de los agentes desinfectantes químicos comparado con sus costos (Metfalf y Eddy, 1996).

CARACTERÍSTICA	Cl ₂	NaOCl	Ca(OCl) ₂	BrCl ⁻	ClO ₂	O ₃
Toxicidad a microorganismos	alta	alta	alta	Alta	alta	alta
Solubilidad	ligera	alta	alta	Ligera	alta	alta
Estabilidad	estable	Poco estable	poco estable	poco estable	gene-rado	gene- rado
Transporte y almacenamiento	muy difícil	facil	facil	Facil	gene- rado	gene- rado
Toxicidad a organismos	muy toxico	toxico	toxico	Toxico	toxico	Muy toxico
Toxicidad a temperatura ambiente	alta	alta	alta	Alta	alta	alta
Corrosión e incrustación	muy corrosivo	corro-sivo	corro-sivo	corro-sivo	muy corro-sivo	Muy corro-sivo
Disponibilidad	costo bajo	costo medio	costo medio	costo medio	costo medio	costo alto

CAPITULO 5. CONCLUSIONES

En este trabajo se planteó como objetivo principal hacer una recopilación bibliográfica sobre la información más importante y reciente sobre los procesos de desinfección de agua y de aguas residuales. En la primera parte del trabajo se estableció el marco teórico y normativo relativo a la desinfección de agua y de aguas residuales. Se estableció que la desinfección se refiere a los procesos que tienen por objetivo eliminar del agua todos aquellos microorganismos patógenos para el ser humano. Existe una variedad importante de métodos de desinfección que dependen del destino del agua tratada y del volumen de agua a tratar.

En el caso de la producción de agua potable, existen dos métodos tradicionales de desinfección de agua, el térmico (ebullición del agua) utilizado básicamente para aplicaciones domésticas, y la cloración, utilizada en las plantas potabilizadoras. En lo que respecta a las aguas residuales tratadas, la cloración es sin duda el método más utilizado. En las últimas décadas han surgido nuevos métodos de desinfección de agua que ofrecen ventajas interesantes, entre ellos la ozonación y la radiación UV.

En la normatividad mexicana, los microorganismos indicadores de la eficiencia de desinfección son únicamente coliformes totales y coliformes fecales, en lo que se refiere a los parásitos, la normatividad regula la presencia de huevos de helmintos.

De la revisión bibliográfica realizada se concluye que el proceso predominantemente utilizando hasta el presente sigue siendo la cloración, con sus diferentes variantes. La cloración sigue tan utilizada debido a la economía del proceso y a la efectividad del mismo. El cloro tiene además una característica que lo hace más atractivo sobre otros procesos de desinfección: El efecto residual en el agua tratada.

En la industria es cada vez más común la utilización de la luz ultravioleta y del ozono para la desinfección de agua y de aguas residuales. Estos procesos han mostrado una alta efectividad de desinfección y son más seguros en su manejo que el cloro. La

inversión inicial es comparable a la de un sistema de cloración pero en la práctica su operación resulta más costosa, además de que no ofrecen un efecto residual como es el caso del cloro.

Así entonces se concluye que el proceso que ofrece las mayores ventajas para la desinfección de agua y de aguas residuales es el cloro pero representa riesgos en su manejo y en su utilización, generación de subproductos cancerígenos, que han provocado el auge de procesos alternativos de desinfección con características interesantes pero que aún resultan menos atractivos que el uso del cloro.

ANEXO 1

A.1.1 Características principales de las aguas residuales

Las aguas residuales son una mezcla compleja entre el agua y contaminantes orgánicos, inorgánicos, tanto en suspensión como disueltos. Por definición las aguas residuales son aguas de composición variable provenientes de las descargas de usos municipales, industriales, comerciales, de servicios, agrícolas, pecuarios, domésticos, incluyendo fraccionamientos y en general de cualquier otro uso, así como la mezcla de ellas. ⁽¹⁾

La presencia de estos contaminantes normalmente es muy pequeña y comúnmente se expresan en mg/L; es decir miligramos de contaminante por litro de mezcla, cuando se trata de contaminantes que se encuentran en trazas, se expresan en µg/l, para los sistemas diluidos en los cuales la densidad relativa es similar a la del agua es decir cuando un litro pesa aproximadamente un kilogramo, se puede sustituir las unidades de mg/L o g / m³ por las unidades de partes por millón (PPM), que representa la relación en peso, de esta manera queda expresado las dimensiones de cada parámetro que interviene en la descripción del agua.

En la tabla A.1 se muestran los principales componentes de esta mezcla así como su procedencia y unidades más comunes. ⁽²⁾

Tabla A.1 Características de distintos tipos de aguas en función de su procedencia

CARACTERÍSTICAS	PROCEDENCIA
Color	Industriales, domésticas, degradación natural de materia orgánica
Olor	Agua residual en descomposición, residuos industriales.
Sólidos	Domésticas e industriales, erosión del suelo, infiltración.
Temperatura	Domésticas e industriales

Ref; (1) Norma Oficial mexicana 001-ecol-1996

(2) Mellkaf

(3) Ingeniería de aguas residuales pag 54 y 55

En la tabla A.1.2 se muestran los principales componentes de esta mezcla así como su procedencia y unidades más comunes. ⁽²⁾

Tabla A.1.2 Características de distintos tipos de aguas en función de su procedencia (continuación)

CARACTERÍSTICAS	PROCEDENCIA
Constituyentes Químicos Orgánicos	
Carbohidratos	Industriales, domésticas, degradación natural de materia orgánica
Aceites y grasas	Agua residual en descomposición, residuos industriales.
Plaguicidas	Domésticas e industriales, erosión del suelo, infiltración.
Fenoles	Vertidos industriales
Proteínas	Industriales, domésticas, comerciales
Agentes tensoactivos	Industriales, domésticas, comerciales
Constituyentes Químicos Inorgánicos	
Alcalinidad	Industriales, domésticas, comerciales
Cloruros	Industriales, domésticas, comerciales
Metales pesados	Vertidos industriales
Nitrógeno	Residuos agrícolas, domésticos
PH	Industriales, domésticas, comerciales
Fósforo	Industriales, domésticas, comerciales, agua de escorrentía
Oxígeno	Infiltración de agua superficial
Constituyentes Biológicos	
Eubacterias	Agua residual en domésticas, plantas de tratamiento.
Arqueobacterias	Agua residual en domésticas, plantas de tratamiento.
Virus	Agua residual en domésticas

Ref: Ingeniería de aguas residuales pag 55

De acuerdo al contenido de la tabla A.1 y A.1.2 donde se establecen los principales parámetros que constituyen al agua residual, se definirá cada uno de estos adicionando los métodos de análisis que se emplean para su estudio, estos métodos pueden ser cuantitativos como los gravimétricos, volumétricos, o fisicoquímicos, éstos últimos se utilizan para determinar parámetros que no relacionan las propiedades másicas, o

volumétricas del agua e incluyen métodos instrumentales como la turbidimetría, colorimetría entre otras, por otro lado un análisis cualitativo, es utilizado para el reconocimiento de las características físicas y biológicas.

Dependiendo de la concentración en el agua residual, de los parámetros indicadores de contaminación, esta se puede clasificar en agua residual doméstica e industrial, en donde la mayor concentración de indicadores orgánicos se definirá un agua residual doméstica y la presencia en mayor magnitud de indicadores inorgánicos serán comúnmente en aguas de tipo industrial.

En la tabla A.1.3 se establecen las concentraciones típicas de un agua residual doméstica, cabe mencionar que la concentración de los indicadores depende directamente de la muestra representativa de la población analizada

A.1.2 Características físicas.

Una de las características físicas del agua residual es el color, la cual se puede relacionar con la edad del agua, un agua reciente llega a tener un color grisáceo, sin embargo al transcurrir el tiempo de transporte y desarrollarse las condiciones más próximas a las anaerobias, el color del agua cambia de un color gris a gris oscuro, para posteriormente adquirir un color negro, al llegar a este punto el agua suele clasificarse como séptica, este cambio de color se debe a la formación de sulfuros metálicos, esta formación se da al verse involucrados los sulfuros liberados a condiciones anaerobias y los metales presentes en el agua, cabe señalar que las agua residuales industriales pueden añadir color.

En la mayoría de los casos el cambio gradual de color se debe a la formación de sulfuros metálicos, por reacción de los sulfuros liberados en condiciones anaerobias con metales presentes en el agua residual.

La temperatura del agua residual resulta de gran importancia dada su influencia, tanto en la vida acuática, como en las reacciones químicas y por lo tanto en la velocidad de reacción.

Tabla A.1.3 Composición típica del agua residual doméstica. ⁽¹²⁾

Contaminante	Unidades	CONCENTRACIÓN		
		Débil	Media	Fuerte
Sólidos totales (ST)	mg/L	350	720	1,200
Disueltos, totales	mg/L	250	500	850
Fijos	mg/L	145	300	525
Volátiles	mg/L	105	200	325
Sólidos en suspensión	mg/L	100	220	350
Fijos	mg/L	20	55	75
Volátiles	mg/L	80	165	275
Sólidos sedimentables	mg/L	5	10	20
Demanda bioquímica de oxígeno	mg/L	110	220	400
Carbono orgánico total	mg/L	80	160	290
Demanda química de oxígeno	mg/L	250	500	1,000
Nitrógeno total	mg/L	20	40	85
Orgánico	mg/L	8	15	35
Amoniaco libre	mg/L	12	25	50
Nitritos	mg/L	0	0	0
Nitratos	mg/L	0	0	0
Fósforo total en la forma (P)	mg/L	4	8	15
Orgánico	mg/L	1	3	5
Inorgánico	mg/L	3	5	10
Cloruros	mg/L	30	50	100
Sulfato	mg/L	20	30	50
Alcalinidad como CaCO ₃	mg/L	50	100	200
Grasa	mg/L	50	100	150
Coniformes totales	NMP/100 ml	10 ⁶ -10 ⁷	10 ⁷ -10 ⁸	10 ⁷ –10 ⁹
Compuestos orgánicos volátiles	µg/L	< 100	100-400	> 400

(Metcalf y Eddy, 1996)

Los olores normalmente se deben a la presencia de gases, los cuales son liberados durante el proceso de descomposición de la materia orgánica; tomando en cuenta las diferentes etapas en las cuales se obtiene un color en particular, se proyectara a la percepción del olor, es decir cuando un agua residual presenta un color grisáceo, el olor que se percibe es más tolerable, para el sentido del olfato, no así cuando presenta un color negro, en donde el olor resulta más desagradable, esta característica debe a la presencia de sulfuros de hidrógeno provenientes de la reducción de sulfatos a sulfitos, por acción de los microorganismos anaerobios, el efecto que tiene este parámetro generalmente es hacia el entorno.

En el cual las actividades humanas se ven disminuidas, por problemas en las vías respiratorias. Hoy en día se desconoce exactamente el mecanismo involucrado, para dicha detección, esto a consecuencia de que no se ha podido desarrollar una teoría, la cual pueda agrupar los diferentes olores y relacionarlos con el mecanismo del olfato, razón por la cual compuestos de estructuras muy similares producen olores diferentes y compuestos de estructura totalmente diferentes producen olores muy parecidos; en la tabla A.1.4 se presenta una clasificación de los olores y compuestos que intervienen en su generación.

Tabla A.1.4 Compuestos asociados al agua residual

Compuesto oloroso	Fórmula química	Calidad del olor
Aminas	$\text{CH}_3 \text{NH}_2, (\text{CH}_3)_3\text{H}$	A pescado
Amoniacal	NH_3	Amoniacal
Diaminas	$\text{NH}_2 (\text{CH}_2)_4 \text{NH}_2, \text{NH}_2(\text{CH}_2)_5 \text{NH}_2$	Carne descompuesta
Sulfuro de hidrógeno	H_2S	Huevos podridos
Mercaptanos	$\text{CH}_3 \text{SH}, \text{CH}_3(\text{CH}_2) \text{SH}$	Coles descompuestas
Eskatol	$\text{C}_9\text{H}_9\text{N}$	Materia fecal

Para la completa caracterización de un olor, se ven involucrados cuatro factores independientes: La intensidad, el carácter, la sensación de desagrado y la detección,

más sin embargo la detección es el único factor tomado en cuenta para el desarrollo de normas reguladoras; este factor se describe como el número de diluciones requeridas para reducir un olor, a su concentración de umbral mínimo detectado (CUMD); este carácter se refiere a asociaciones hechas por un sujeto a percibir el olor.

La sensación de agrado o desagrado relativo al olor es efectuada por un sujeto, estos dos factores resultan muy subjetivos; la fuerza de percepción del olor que se refiere a la intensidad se suele medir con un olfatómetro de butanol y se calcula según el número de diluciones hasta el umbral de detección siempre y cuando esta relación sea conocida.

Se ha mencionado que los olores pueden determinarse con métodos instrumentales o en condiciones estrictamente controladas, la medida sensorial puede proporcionar resultados fiables y significativos.

Una de las características físicas más importantes del agua residual son el contenido de sólidos, este término engloba la materia en suspensión, sedimentable, coloidal y materia disuelta. Analíticamente los sólidos totales se definen como los residuos de materia que quedan en un recipiente después de la evaporación de una muestra y su consecutivo secado en la estufa a una temperatura definida.

Los sólidos totales incluyen los sólidos totales retenidos por un filtro y los sólidos disueltos totales o porción que atraviesa el filtro. Los sólidos sedimentables son aquellos que se alimentan en el fondo de un recipiente en forma cónica, este método se conoce como cono Imhoff. En un período de 60 minutos, estos sólidos se expresan en unidades mg/L, y representan la cantidad de fango que se obtendrá en la decantación primaria del agua residual, que es el primer paso para un tratamiento.

Los sólidos totales o bien el residuo de la evaporación se pueden clasificar en filtrables o no filtrables como el plasma, y se desarrolla haciendo pasar un volumen conocido de una muestra ya sea por un filtro comercial con tamaño de foro nominal de 1 a 2

micrómetros o bien empleando un filtro de membrana policarbonato, se puede presentar algunas diferencias en la utilización de estos dos tipos de filtro y es consecuencia de la estructura de los mismos.

La fracción filtrable corresponde a los sólidos coloidales y disueltos, los últimos están compuestos por moléculas orgánicas e inorgánicas e iones en disolución, cada una de las categorías de sólidos mencionados puede a su vez ser dividida en función de su volatilidad a $550 \pm 50^\circ \text{C}$, a esta temperatura la fracción orgánica se oxida y se desprende en forma de gas, quedando la fracción inorgánica en forma de ceniza de ahí que se empleen los términos, sólidos volátiles y fijos respectivamente a los compuestos orgánicos e inorgánicos.

Un término más que caracteriza al agua residual tomando en cuenta la relación de la materia coloidal y residual en suspensión, en la es la turbiedad la cual se lleva a cabo mediante la comparación entre la luz dispersada en la muestra y la intensidad registrada en una solución de referencia a las mismas condiciones.

A.1.3 Características orgánicas.

Cerca del 75% de los sólidos en suspensión y del 40% de los sólidos filtrables del agua residual de concentración media son de naturaleza orgánica; estos sólidos principalmente provienen de los reinos animal y vegetal así como de las actividades humanas relacionadas con la síntesis de compuestos orgánicos⁽⁴⁾. Los principales grupos de sustancias orgánicas presentes en el agua residual son las proteínas que representan del 40 al 60%, los hidratos de carbono que representan de un 25 a 50% y las grasas y aceites que representan un 10%. Otro compuesto orgánico presente en el agua residual y proveniente de la actividad humana la urea, pero ésta, debido a su velocidad de descomposición, rara vez se encuentra en las aguas residuales que no sean muy recientes.

Las proteínas tienen una composición química compleja e inestable pudiéndose adoptar muchos métodos de descomposición donde algunos compuestos son solubles en el agua, mientras otras no lo son, junto con la urea son los principales responsables de la presencia del nitrógeno en el agua residual, la existencia de grandes cantidades de proteínas en el agua residual pueden ser origen de olores desagradables a consecuencia de los procesos de descomposición; los azúcares, almidones y celulosa que se encuentran en el agua residual se agrupan en los términos de hidrato de carbono, en donde los azúcares se descomponen y dan lugar a un proceso de fermentación produciendo alcohol y bióxido de carbono por acción de determinadas bacterias y fermentos.

El 10% de la grasa y aceites presentes en el agua residual, generalmente se presentan con cierta estabilidad, la cual provoca que la acción de las bacterias para su descomposición resulte poco sencilla, a pesar de esto sufre el ataque de los ácidos minerales, por otra parte los materiales derivados del petróleo y alquitrán se localizan en la superficie del agua a pesar que una fracción de éstos se incorpore al lodo por los sólidos sedimentables, la presencia de estos compuestos puede interferir en el desarrollo de la actividad biológica, problemas en las plantas de tratamiento así como la creación de películas en aguas superficiales.

Ligeramente solubles en agua, los agentes tensoactivos son los responsables de la aparición de espumas en las plantas de tratamiento y en la superficie de los cuerpos receptores de los vertidos de agua residual. Para determinar la presencia de estos compuestos se realiza por medio de una solución normalizada de azul de metileno, apreciando un cambio de color por lo anterior a los agentes tensoactivos también adquieren el nombre de sustancias activas al azul de metileno.

Los compuestos orgánicos que se encuentran en el agua residual y su presencia es a un nivel de traza tal como los pesticidas, herbicidas, de uso agrícola no son constituyentes comunes de las aguas residuales, sino que suelen incorporarse a estas debido a corrientes que provienen de parques y campos agrícolas principalmente.

Hasta el momento han sido abordadas las diferentes características de origen orgánico que se pueden encontrar en un agua residual, toda esta gama de compuestos, constituyen la materia orgánica biodegradable, y la cual en la mayoría de las ocasiones se determina en función de la DBO (Demanda bioquímica de oxígeno), donde se relaciona con la cantidad de oxígeno disuelto que se consume por la oxidación bioquímica de la materia orgánica efectuada por microorganismos.

Este parámetro es el más empleado para la determinación de la contaminación orgánica, esto se debe a que la DBO, determina la cantidad aproximada de oxígeno que se requiere para estabilizar biológicamente la materia orgánica presente, además de controlar el cumplimiento de las limitaciones a que están sujetos los vertidos, también proporciona información necesaria para dimensionar las instalaciones de tratamiento, así como evaluar la eficiencia de los tratamientos.

En ocasiones la materia orgánica biodegradable se determina en términos de la demanda química de oxígeno (DQO); en este método se emplea un agente químico fuertemente oxidante en medio ácido, la DQO de una muestra de agua residual suele ser mayor que la DBO, esto debido a que se tiene un mayor número de compuestos que son susceptibles a una oxidación química.

Otro método para medir la materia orgánica presente en el agua es el identificado en la literatura como la determinación del carbono orgánico total este se emplea cuando se encuentran pequeñas concentraciones de materia orgánica en el agua, este método consiste en la oxidación del carbono orgánico a anhídrido carbónico, esta determinación se mide cuantitativamente con un analizador de infrarrojos.

A.1.4 Características inorgánicas

La importancia que tienen los compuestos inorgánicos que se encuentran presentes tanto en las aguas residuales como en el agua natural, es para su determinación y

control en la calidad del agua. En los sistemas de tratamiento no es objetivo principal la eliminación de las sustancias inorgánicas, salvo en el caso de encontrarse residuos de carácter industrial. Pero las concentraciones de los diferentes constituyentes inorgánicos influyen directamente en el uso posterior del agua, es por ello que conviene estudiar la naturaleza de algunos de ellos.

Uno de estos constituyentes es la concentración de ión hidrógeno, en donde la forma habitual de expresar esta concentración es en términos de pH. La importancia de este parámetro se debe a que el intervalo para la proliferación y desarrollo de la vida biológica es bastante estrecho y crítico lo cual repercute en la operación de los tratamientos con procesos biológicos.

Tanto el **nitrógeno** como el **fósforo**, son esenciales para el crecimiento de plantas y protistas por lo cual se definen como nutrientes o bioestimuladores, cuando estos se vierten al entorno acuático pueden favorecer al crecimiento de vida acuática no deseada como pueden ser las algas, en el caso de las aguas residuales, es preciso conocer la presencia del nitrógeno y en que cantidades, para poder valorar la posibilidad del tratamiento, el contenido de nitrógeno se pueden expresar en términos del nitrógeno total, el cual comprende el nitrógeno orgánico, amoníaco, nitrito y nitrato.

Para la determinación del nitrógeno orgánico, se utiliza el método de kjeldah, el cual consiste en hervir una muestra acuosa con el objeto de eliminar, el amoniaco y dar paso a la digestión, en el cual, el nitrógeno orgánico se convierte en amoniaco. Por otro lado el nitrógeno Kjeldah total engloba ambas formas del nitrógeno amoniacal y el orgánico.

La presencia del fósforo igualmente esencial para el crecimiento de algas y otros organismos biológicos en concentraciones tan bajas como 0.01 mg/L, pueden ser suficientes. Las formas más frecuentes en que se encuentra el fósforo son: ortofosfatos, polifosfatos y fosfatos orgánicos.

Los ortofosfatos PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , H_2PO_4^- y H_3PO_4 se encuentran disponibles para el metabolismo biológico, se puede obtener ortofosfatos mediante la hidrólisis de los polifosfatos, esta conversión tiene lugar en soluciones acuosas, no obstante este proceso suele ser bastante lento. Por otro lado el fósforo orgánico es de poca importancia en la mayor parte de los residuos domésticos pero éste puede aumentar en los vertidos industriales.

Como constituyentes importantes de muchas aguas, los **metales pesados** se pueden encontrar a nivel de trazas entre ellos se puede mencionar al níquel (Ni), el manganeso (Mn), el plomo (Pb), el cromo (Cr), cobre (Cu), hierro (Fe), y el mercurio (Hg); Algunos de ellos son imprescindibles para el normal desarrollo de la vida biológica, pero la presencia de cualquiera de ellos en cantidades excesivas interferirá con gran número de usos que se le pudiera dar al agua. Es por ello que resulta conveniente medir y controlar las concentraciones de dichas sustancias, en muchos de los casos estos metales se pueden determinar en concentraciones muy bajas empleando métodos instrumentales como son la polarografía y la espectroscopía de absorción atómica.

Los gases que se encuentran en el agua residual son el N_2 , el oxígeno O_2 , el bióxido de carbono CO_2 , el sulfuro de hidrógeno H_2S el amoníaco NH_3 , y el metano CH_4 , Los tres primeros se encuentran en todas las aguas que tienen contacto con la atmósfera, por otro lado los tres últimos se originan de la descomposición de la materia orgánica presente en el agua residual.

ANEXO 2

A .2.1 AVANCES EN DESINFECCION

DESINFECCIÓN DE AGUAS RESIDUALES DE UNA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES EN RIYADH CON RADIACIÓN DE IONES

A.A. Basfar *, F. Abdel Rehim

Instituto de Energia Atomica, Rey City de Abdulaziz para la ciencia y tecnología, P.O. Box 6086, Riad – 11442 Arabia Saudita 2002

La meta de esta investigación es establecer la aplicabilidad de la carga del electrón para tratamiento de aguas residuales para su reuso. El objetivo de este estudio es determinar la efectividad de irradiación gamma en la desinfección de aguas residuales, y la mejora de la calidad de agua determinando los cambios en la materia orgánica medidos por la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), la demanda química de oxígeno (DQO) y el carbono orgánico total (COT). Las Muestras utilizadas fueron efluentes, antes de y después de la desinfección con cloro, y el lodo obtenido de una planta de tratamiento de aguas residuales en Riyadh. Estos estudios fueron realizados en un laboratorio a tamaño escala usando una fuente gamma ^{60}Co . La mejora en la calidad de las muestras irradiadas se demostró por la reducción en las bacterias, y la reducción en la DBO, DQO y COT. La radiación de las aguas residuales proporcionó la desinfección adecuada mientras al mismo tiempo incremento la calidad de agua. Este tratamiento podría llevar oportunidades adicionales para el reuso de este valioso recurso. Estudios limitados, conducen a una digestión anaerobica de biosolidos secundarios, mostrando una mejora en el volumen bacteriano y ningún cambio en el COD

LA DESINFECCIÓN DE AGUAS RESIDUALES MEJORADA POR EL PRE-TRATAMIENTO ULTRASÓNICO

Universidad Técnica de Hamburgo – Harburg, 21073 Hamburg, Alemania,

El objetivo del trabajo fue evaluar el potencial científico y económico de aplicación ultrasonica como un paso del pre-tratamiento en la combinación con UV para perfeccionar el proceso de la desinfección de las aguas residuales. La aplicación de Ultrasonido de 20 s a una densidad baja de 30 W/l cambió la distribución de tamaño de partícula (PSD) de las muestras, la media el diámetro de la partícula disminuyó de 70 a 11 μm . Generalmente se supone que las biopartículas mayores a 50 μm son difíciles de desinfectar por UV. Se observó que el rango de tamaño de la partícula era $>50 \mu\text{m}$ en muestras tomadas del clarificador primario fueron reducidas por lo menos tres-cuartos por bajas dosis del ultrasonido. Como era esperado, estos cambios en el PSD notablemente afectaron la eficacia de la desinfección de UV. Considerando que el tratamiento de UV en los efluentes de los clarificadores secundario sólo llevó a una reducción de coliformes fecales por 2.5 unidades del log, el pre-tratamiento por la sonication (sólo 5 s a las densidades de 50 y 310 W/l) claramente reforzó la eficacia de la desinfección: las reducciones de CFU (unidades formadoras de colonias). La concentración fue ahora entre 3.3 y 3.7 unidades log. Se notó una influencia de la morfología de las bacterias en la desinfección, la eficacia del proceso combinado (ultrasonido más UV). Los estreptococos Gramm-positivos parecen menos vulnerables a la exposición del ultrasonido que la pared más delgada de las bacterias gramm-negativa como el grupo entero de coliformes.

La aplicación de ultrasonido también podría ser útil por lo que se refiere a la relación costo-efectividad. Con este tratamiento a escala de laboratorio con 30 s de UV se reduce el número de coliformes fecales por 3.7 unidades de log. Cuando es aplicado en combinación, 5 s de ultrasónico seguido por sólo 5 s de irradiación de UV tenía el mismo resultado y el consumo de energía era sólo de 43%.

TRATAMIENTO COMBINADO DE DESINFECCIÓN DE AGUAS RESIDUALES CON PAA Y UV .ESTUDIO EN PLANTA PILOTO

Cecilia Caretti *, Claudio Lubello

Departamento de Ingeniería civil, Universidad un degli el di de Studi Firenze, via S. Marta 3, Firenze

50139, Italia,

Este estudio es parte de un gran proyecto de investigación sobre los tratamientos avanzados para la reutilización de las aguas residuales en agricultura. Debido a los estrictos límites microbiológicos en Italia en la reutilización de las aguas residuales en la agricultura (2 NMP/100 ml), es necesario un grado muy alto de desinfección. El objetivo de este estudio es validar, experimentalmente en una planta, con resultados previos de laboratorio la eficacia de la desinfección del tratamiento combinado sinérgico entre la irradiación ultravioleta (UV) y el ácido paracetico (PAA). La investigación se ha realizado con un estudio experimental en sitio de 5 meses en una planta experimental, considerando cuatro diferentes adiciones de solución: adicción de PAA, la irradiación UV, la adición de PAA contra la corriente el dispositivo UV (PAA+UV) y la adición de PAA ene el efluente del dispositivo UV (UV+PAA). En las condiciones experimentales investigadas (2-8 PPM de PAA con tiempo del contacto de 10-30 min; 100-300 mJ/cm² UV), ha sido imposible alcanzar los límites microbiológicos con un uso exclusivo de la irradiación UV o de PAA. La eficacia de la desinfección aumenta usando el tratamiento de UV+PAA, pero un aumento mucho más alto de la eficacia ocurre usando el tratamiento de PAA+UV. En este último caso, la eficacia más alta se reconoce por la formación de los radicales libres debido a la fotólisis del PAA en presencia de los rayos UV. Un análisis del costo preliminar se ha realizado para destacar la solución más económicamente ventajosa que garantiza conformidad a los estrictos límites.

EVALUACIÓN DE UN SISTEMA MBR- RO PARA PRODUCIR UNA ALTA CALIDAD DE AGUA DE REUSO: CONTROL MICROBIOLÓGICO, FORMACIÓN DE DBP Y NITRATO

Anna M. Comerton, Robert C Andrews -, David M. Bagley

Departamento de Ingenieria Civil, universidad de Toronto, Calle George 35, Toronto, Ontario, Canada
MSS 1A4.

Un sistema de biorreactor de membrana y ósmosis inversa (MBR-RO) fue desarrollado para evaluar el potencial de reuso de aguas residuales municipales. El objetivo del estudio era examinar la calidad de agua a lo largo del sistema con un enfoque de crecimiento de patógenos, derivado de la desinfección (DBPs) y nitrato. Este estudio ha demostrado la alta calidad que puede producirse de agua del agua residual municipal a través del uso de un sistema de MBR-RO. Las reuniones referentes a las regulaciones del agua no potable en California Título 22 para sus aplicaciones y EE.UU. EPA limita para los trihalomethanos (THM) (80 mg/L), ácidos del haloacetico (HAA) (60 mg/L), cloro (1.0 mg/L), los coliformes totales (no detectables), virus (no detectables), y nitrato/nitrito (10 mg N/L)..

EVALUACIÓN DE LA DESINFECCION CON ÁCIDO PERACETICO PARA REUSO DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES.

Dell Erba *, D. Falsanisi, L. Liberti, Notamicola, d. Santero

El Departamento de Ingenieria Mediambiental y el Desarrollo Sustentable, la el del vialo Turismo 8, 74100
Tarento, Italia el correo electronico. Adellerb@tiscali.it

Siguiendo un interés aumentado en la última década a emplear el ácido peracetico (PAA) como un desinfectante alternativo a la desinfección con cloro, un estudio fue iniciado para una investigación técnica, económica y química de PAA para desinfectar el agua residual municipal para poder ser usada en la agricultura. Los experimentos se llevaron acabo en el laboratorio a escala- piloto (10 m3/h) los experimentos del tratamiento del efluente secundario desinfectado fijo de la planta de las aguas residuales municipales de Taranto (S. Italia) era hecho bajo las condiciones

experimentales investigadas, el proceso de la desinfección se dirigió por el modelado PAA el consumo y el inactivación microbiano por las cinética de orden- cero.

INVESTIGACIÓN MICROSCÓPICA DEL ELECTRÓN EN LA ACCIÓN BACTERICIDA DE LA DESINFECCIÓN ELECTROQUÍMICA COMPARADO CON LA DESINFECCIÓN CON CLORO, OZONO Y REACCIÓN DE FENTON

Centro de investigación de Ingeniería medioambiental, el Departamento de Ingeniería Civil, La universidad de Hong Kong, el Camino de Pokfulam, Hong Kong China, Recibido el 7 de mayo del 2003, aceptado el 30 de junio del 2003

Los experimentos del laboratorio se llevaron a cabo para investigar los mecanismos de desinfección electroquímicos (EC) de aguas residuales contaminadas artificialmente con cultivos de *Escherichia coli*. Se realizó una desinfección comparativa con cloro, ozono y radicales $\text{OH}^\cdot$ producidos por la reacción de Fenton. Fue demostrado que el proceso de EC era muy eficaz para la desinfección de las aguas residuales. La investigación con la técnica de microscopía electrónica de barrido (SEM) mostró apariencias diferentes de daño en la morfología de la superficie y estructura de las células después de las diferentes técnicas de desinfección. La pérdida sustancial de material intracelular que se encontró para las células de *E. coli* después de la desinfección EC también se observó para las células tratadas por la reacción de Fenton. Sin embargo, la magnitud de la lisis celular era notable a un menos para las células tratadas con ozono y escasamente notable para las células tratadas con cloro. La SEM mostró que las células probablemente se volvieron inactivas durante el proceso de EC por una fuerza de oxidación similar con productos químicos con un poder del oxidación similar al de radicales del hidroxilo y mucho más fuerte que el cloro.

Estos resultados de SEM apoyan predominantemente la hipótesis que la gran acción destructiva de la desinfección EC se proporciona por la energía-alta intermedia de los productos EC. Por consiguiente, en adición de la electro-coloración, la gran capacidad de desinfección electroquímica puede ser atribuible a la corta existencia de agentes germinicidas, como los radicales libres.

LA EFICACIA DE LA DESINFECCIÓN DE ÁCIDO DEL PARACETICO, OZONO Y UV DESPUÉS DEL TRATAMIENTO PRIMARIO REFORZADO DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES

Ronald Gehr,* Minika Wagner, Priya Veerasubramanian, Pierre Payment

Departamento de Ingeniería civil, Universidad de McGill Montreal, Canadá, El instituto Armand- Frappier, de la universidad de Québec, laval , Canada Recibido el 6 de Agosto del 2002 y aceptado el 17 de junio del 2003

La planta de tratamiento de aguas residuales de la Ciudad de Montreal reforzaron el uso de los procesos fisicoquímicos (coagulación óxido ferrico y/o aluminio) para remover los sólidos suspendidos y el fósforo. El objetivo de este estudio era evaluar el efecto del ácido peracético (PAA), UV, u ozono para volver inactivo los organismos indicadores coliformes fecales, Enterococci, MS-2 el coliphage, o perfringens de Clostridium en el efluente de esta planta. La dosis de PAA para alcanzar los niveles de coliformes fecales de 9000 CFU/100mL excedió 6 mg/L; resultados similares fueron obtenidos para el enterococci, y no se observó ninguna inactivación de perfringens de Clostridium. Sin embargo una reducción del 1- log de MS-2 ocurrió a las dosis de PAA de 1.5 mg/L y superior. Fue esperado que este efluente tuviera una alta demanda de ozono, y requiriera una fluidez relativamente alta de UV, porque el COD del efluente era relativamente alto, Fe y concentraciones de sólidos suspendidos, y bajas transmitancias de UV. Esto fue confirmado para UV, la curva de inactivación para coliformes fecales mostró la forma típica de dos-fases, con el blanco de 1000 CFU/100mL (para responder a la foto reactivación) ocurriendo una asíntota de la zona >20 mJ/cm². En contraste, la curva de inactivación para MS-2 y Clostridium perfringens eran lineales. El Clostridium perfringens fue el organismo más resistente. Para el ozono, la inactivación fue observada antes de cualquier residuo pudiera medirse. Con el ozono, el MS-2 fue el microorganismo menos resistente y el Clostridium perfringens fue más resistente de ellos. La dosis requerida de ozono para alcanzar una reducción de coliformes fecales a 2 NMP/100 mL fue de 30–50 mg/L.

Las más grandes diferencias de los cuatro organismos indicadores estudiados, dependiendo del desinfectante, sugiere que un sólo organismo indicador no podría ser apropiado. La dosis requerida de alguno de los desinfectantes es en el influente podría ser necesarios.

NUEVOS Y EMERGENTES DESARROLLOS EN LA ENERGÍA SOLAR

D.y. Goswami* S. Vijayaraghayan, S. Lu, G. Tamm. Energía solar y Laboratorio de Conversión de energía, el departamento de Mecánica e ingeniero aeroespacial, Universidad de Florida,

La energía solar puede jugar un papel muy importante potencialmente proporcionando mayor calentamiento, el enfriamiento y las necesidades de electricidades el mundo. Con la emergencia solar de tecnología de detoxificación fotocatalítica, la energía solar tiene también el potencial para resolver nuestros problemas medioambientales. Sin embargo, nosotros no vemos el uso extendido comercial de la energía solar. Algunos de los desarrollos solares puede cambiar esa situación. Este papel describe algunos de los nuevos desarrollos, con el énfasis especial en: (1) las antenas del nanoscale para la conversión directa de luz del sol a electricidad con una eficiencia de conversión de potencial que se acercan 80–90%; (2) los nuevos ciclos termodinámicos para poder termal solar que tiene el potencial para reducir los costos importantes por 50%; y (3) la oxidación del fotocatalítica solar para la limpieza de aguas residuales industriales, agua potable, tierra y aire. Este papel describe los principios de cada uno de estos desarrollos, su potencial, su presente estado y sus futuras investigaciones.

Conversión de energía solar con la antenas a nano escala: las tecnologías fotovoltaicas actuales cuentan en la naturaleza cuántum de luz y semiconductores que están fundamentalmente limitados por la energía de banda-hueco. Un nuevo acercamiento revolucionario sugerido por Profesor Robert Bailey en 1972 revuelve alrededor de la naturaleza de la ola de luz. El Profesor Bailey hizo pensar en las antenas rectificadoras de banda ancha. Podrían usarse para la conversión de energía solar. Estas rectenas de banda ancha que rectifica las antenas podría usarse para la conversión de energía solar. Estos rectennas no tendrían el principio banda-hueco de un semiconductor de

banda ancha el cual fundamentalmente limita sus eficacias de la conversión. Rectennas para la conversión solar tendría dimensiones del tipo de una longitud de onda de radiación solar que cae principalmente en un rango de sub -micra.

Los cambios actualmente logrados son muchos. Este papel describe fundamentalmente cada uno de estos descubrimientos, su potencial. Y su posición en el presente y en sus oportunidades futuras de investigación.

(2) Nuevos ciclos termodinámicos para la fuerza térmica solar: Se reconoce que los costos importantes de la fuerza térmica solar tendrá que ser reducido por aproximadamente 50% en el futuro cercano para hacerlo competitivo con los combustibles fósiles (sobre todo

el gas natural). El potencial existe por encontrarse esta meta reduciendo los costos y mejorando la actuación termodinámica de los ciclos de fuerza por la hibridación y aproximando la combinación de ciclos y por el empleo de de nuevas e innovadoras ideas para los ciclos de la fuerza térmica. Este papel describe los nuevos acercamientos termodinámicos con un énfasis en un nuevo ciclo termodinámico innovador que usa amoníaco y mezclas de agua como los fluidos activos.

(3) Foto calítica destoxificación solar y desinfección de agua y aire: Aunque el potencial de radiación solar para la desinfección y la mitigación medioambiental ha sido conocida por años, sólo recientemente esta tecnología es científicamente reconocida e investigada. La oxidación del fotocatalítica solar ha demostrado eficazmente el tratamiento de

aguas subterráneas, agua para beber , y el agua residual industrial. En algunas aplicaciones como el decloración y reducción de COD puede ser los únicos tratamientos del método eficaces. Este papel describe los recientes desarrollos, desafíos y las oportunidades de la investigación futuras.

TRATAMIENTO DE DESINFECCIÓN PRIMARIO, SECUNDARIO Y TERCIARIO DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES CON ÁCIDO PARACETICO (PAA)

J. Koivunen -, H. Heinonen – Tanski

Departamento de Ciencias mediambientales, Universidad de Kuopio, P.O. Box 1627, FIN-70211 Kuopio, Finlandia, Frcibido el 29 de marzo del 2005, aceptado en agosto del 2005.

J. Koivunen_, H. Heinonen-Tanski

La eficacia de la desinfección del ácido del paracetico (PAA) contra las bacterias entericas y virus en aguas residuales municipales fue estudiada en un modelo a escala. La planta modelo de desinfección se alimentó con el efluente primario o secundario de la planta de aguas residuales municipales de Kuoio o los efluentes terciarios del modelo a escala disuelta la unidad por flotación aérea (DAF). Las dosis del desinfectante fueron de 2 a 7 mg/l PAA en el efluente secundario y terciario, y de 5 a 15 mg/l PAA en el primer efluente. Los tiempos de contacto de desinfección eran de 4–27 min. La desinfección del efluente secundario y terciario con 2–7 mg/L PAA y 27 min tiempo de contacto logrando alrededor de 3 reducciones del log de coliformes totales (TC) y enterococci (EC). La desinfección con (PAA) mejoró la calidad del efluente primario también significativamente: 10–15mg/L PAA logró reducciones de 3–4 log de TC y EC, 5 mg/L PAA que resulta debajo de 2 reducciones de log. Los coliphages de F-ARN eran más resistentes contra la desinfección de PAA y alrededor de 1 reduccion de log de estos virus entericos se lograron típicamente en los tratamientos de la desinfección de los efluentes primario, secundario y terciario. La mayoría de las reducciones microbianas ocurrió durante los primeros 4–18 min de tiempo de contacto, dependiendo de la dosis de PAA y microorganismo. La eficacia de la desinfección de PAA permanecía relativamente constante en el efluente secundario y terciario, a pesar de cambios pequeños de la calidad de las aguas residuales (el COD, SS, la turbiedad, 253.7nm transmittance) o temperatura. La eficacia de la desinfección disminuyó claramente en el efluente primario con alta cantidad de materia microbiana, orgánica y las concentraciones de los sólidos suspendidas. Los resultados demostraron que la

desinfección con PAA podría ser un método alternativo bueno para la eliminación de microbios entericos de diferentes aguas residuales.

Anna M. Comerton, Robert C. Andrews_, David M. Bagley (2005) Evaluation of an MBR–RO system to produce high quality reuse water: Microbial control, DBP formation and nitrate Water Research 39 3982–3990

Basfar A.A *, Abdel Rehim F. (2002)Disinfection of wastewater from a Riyadh Wastewater Treatment Plant with ionizing radiation Radiation Physics and Chemistry 65) 527–532

Blume Torben *, Neis Uwe (2004) Improved wastewater disinfection by ultrasonic pre-treatment Ultrasonics Sonochemistry 11 333–336

Cecilia Caretti*, Claudio Lubello(2003) Wastewater disinfection with PAA and UV combined treatment:a pilot plant study Water Research 37 2365–2371

Dell'Erba A. *, Falsanisi D., . Liberti L, Notamicola Santoro M., D. (2004) Disinfecting behaviour of peracetic acid for municipal wastewater reuse Desalination 168 435-442

Diao a H.F., Li b X.Y.,□, . Guc J.D, Shi a H.C., Xie b Z.M. (2004) Electron microscopic investigation of the bactericidal action of electrochemical disinfection in comparison with chlorination,ozonation and Fenton reaction Process Biochemistry 39 1421–1426

Gehra Ronald,*, Wagnera Monika, Veerasubramaniana Priya, Payment Pierre (2003) Disinfection efficiency of peracetic acid, UVand ozone after enhanced primary treatment of municipal wastewater Water Research 37 4573–4586

Goswami D.Y. *, Vijayaraghavan S., Tamm S. Lu, G. (2004) New and emerging developments in solar energy Solar Energy and Energy Conversion Laboratory,

Department of Mechanical and Aerospace Engineering, University of Florida, P.O. Box 116300, Gainesville, FL 32611-6300, USA Solar Energy 76 33–43

Koivunen J. __, Heinonen Tanski H. - (2005) Inactivation of enteric microorganisms with chemicaldisinfectants, UV irradiation and combinedchemical/UV treatments Water Research 39 1519–1526

Koivunen J. __, Heinonen-Tanski H. 2005 Peracetic acid (PAA) disinfection of primary, secondary and tertiary treated municipal wastewaters Water Research] (]]]])]]–]]]

Martina D.I.,__, Margaritescu b I., Cirstea a, Togoe c E. I., Ighigeanu a D., Nemtanua M. Oproiu a R., Iacob a C., N. (2005) Application of accelerated electron beam and microwave irradiation to biological waste treatment Vacuum 77 501–506

Taghipour F. (2004) Ultraviolet and ionizing radiation for microorganism inactivation. Water Research, 38 3940–3948

Xua Pei, Laure Janexb Marie-, Savoyeb Philippe, Cockxc Arnaud, Lazarovab Valentina,* (2002) Wastewater disinfection by ozone: main parameters for process design Water Research 36 1043–1055

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACHER A., FISCHER E., ZELLINGER R., MANOR Y. (1990), Photochemical disinfection of effluents pilote plant studies, **Wat. Res.**, **24** (7), pp: 837-843.

ACHER A. (1980) The fate of organic pollutants in frozen solutions, **Wat. Res.**, **16**, pp. 405-410.

ACHER A.J. (1984) Sunlight photooxidation of organic pollutants in wastewater, **Wat. Sci. Technol.**, **17**, pp. 623-632.

ACHER A., JUVEN B.I. (1977) Destruction of fecal coliforms in sewage water by dye-sensitized photooxidation, **J. Appl. Environ. Microbiol.**, **33**, pp. 1019-1023.

ACRA A., RAFFOUL Z., KARAHAGOPIAN Y., (1984) Solar disinfection of drinking water and oral rehidratation solutions: Guidelines for household application in developing countries, Université de Beirut, Liban, UNICEF, 56 p.

BALLANTINE D.S., MILLER L.A., BISHOP D.F., ROHRMAN F.A. (1989) The practicality of using atomic radiation for wastewater treatment, **J. Water Pollut. Control. Fed.**, **41**, pp. 445-458.

BOEYE A., VAN ELSEN A (1967) Alkaline disruption of poliovirus: kinetics and purification of RNA-free particles, **Virology**, **33**, pp. 335-343.

BONNEAU R., POTTIER R., BAGNO O., JOUSSOUT-DUBIEN J. (1975) pH-dependence of singlet oxygen production in aqueous solutions using thiazine dyes photosensitizers, **Photochem. Photobiol.**, **21**, pp. 159-163.

CARLSON D.A. (1985) Project summary: UV disinfection of water for small water supplies, **Office of research and Dev. US EPA**, Cincinnati OH, EPA/600/52.85/072.

COMPTON D.M.J, WHITTEMORE W.L., BLACK S.J. (1970) An evaluation of the applicability of ionizing radiation to the treatment of municipal wastewater and sewage sludge, **Trans. Am. Nucl. Soc.**, **13**, pp. 71-72.

COPPER W.J., ZIKA R.G., PETASME R.G., PLANE J.M.V. (1988) Photochemical formation of H₂O₂ in natural water exposed to sunlight, **Environ, Sci. Technol.**, **22** (10), pp. 1158-1160.

COPPER W.J., LEAN D.R.S, CAREY J., (1989) Spatial and temporal patterns of hydrogen peroxide in lake waters, **Canadian J. Fish. Aquatic Sci.**, **47** (7), pp. 1227-1231.

DAHLING D., SCARPINO P.V., LUCAS M., BERG G., CHANG S.L. (1972) Destruction of viruses and bacteria in water by chlorine, **Abstr. Ann. Meet. Am. Soc. Microbiol.**, Washington D.C., Abstr. N° E 152, pp. 26.

DONOVAN T.K. (1972) Virus inactivation associated with lime precipitation of phosphate from sewage, **D. Sci. Thesis**, Jons Hopkins Baltimore, Md.

EGBERTS G., DEGOUL PP. LAFITTE J.C. (1989) Récents développements dans la technologie des lampes à rayonnements ultraviolets utilisées en désinfection de l'eau, **L'Eau, l'Industrie, les Nuisances**, 131, pp. 61-62.

EISENBERG T.N., MIDDLEBROOKS E.J, ADALS V.D., (1987) Sensitizer photooxidation for wastewater disinfection and detoxification, **Wat. Sci. Technol.**, **19**, pp. 1255-1257.

GERBA C.D., WALLIS C., MELNICK J.L. (1977) Disinfection of wastewater by photodynamic action, **J. Poll. Control. Fed.**, **49**, pp. 578-583.

JIMÉNEZ C. B.E., ORTA L.M.T., BELTRÁN Z.N.A., MAYA R. C., LÓPEZ V. M.S., MONTES R. R.T. (2000) desinfección para sistemas de agua potable y saneamiento. Manual de Diseño de Agua Potable Alcantarillado y Saneamiento. Subdirección General Técnica. Gerencia de Ingeniería Básica y Normas Técnicas. Comisión Nacional del Agua.

KIRMAIER N., SCHOERBERL M., REIS A. (1984) Disinfection of water by anodic oxidation, **Dechema-Monogr.**, 97, pp. 335-341.

LAPLANCHE ALAIN (2003) Notas del curso de oxidación avanzada. Escuela Nacional de Química de Rennes, Universidad de Rennes 1, Francia.

LOWE H.N. Jr., LACY W.J., SURKIEWICZ B.F. (1956) Destruction of micro-organisms and sewage sludge by ionizing radiations, **J. Am. Water Works Assoc.**, 48, pp. 1363-1372.

MAIZEL J.V JR., PHILIPS B.A., SUMMERS D.F. (1967) Composition of artificially produced and naturally occurring capsids of poliovirus type I, **Virology**, 32, pp. 692-699.

MATSUNAGA T., NAMBA Y., NAKAJIMA T. (1984) Electrochemical sterilization of microbial cells, **Bioelectrochem. Bioenerg.**, 13, pp. 393-400.

METCALF Y EDDY (1996) Ingeniería de aguas residuales. Tratamiento de aguas residuales. Tratamiento, vertido y reutilización. McGraw Hill, México.

RAHN R.O, STLOW J.K., LANDRY L.C. (1973) Ultraviolet irradiation of nucleic acids complexed with heavy atoms II. Influence of Ag⁺ and Hg²⁺ on the sensitivity of phage and of transforming DNA to ultraviolet radiation, **Photochem. Photobiol.**, 18, pp.39-41.

RIEHL M.L., WEISER H.H., REHINS B.T. (1952) Effect of lime-treated water upon survival of bacteria, **J. Wat. Works Assoc.**, 44, pp. 466-470.

SAFE AND DRINKING WATER COMMITTEE (1980) Drinking Water and Health, vol. 2
The disinfection of drinking water, **Nat. Acad. Sci.**, pp. 5-137.

SILVERMAN G.F. Y SINSKEY A. J. (1977) Sterilization by ionizing radiation en
"Disinfection sterilization and preservation", 2nd edi. Pp. 542-567, S.S. Block ed., Lea y
Febiger, Philadelphia, Pa.

SORENSEN D.L., EBERL S.G., DICKSA R.A. (1989) Clostridium perfringes as a point
source indicator of non point polluted stream, **Wat. Res.**, **23** (2), pp. 191-197.

THACKER G. (1990) Large scale UV disinfection system arrives in New Zealand, **Water
Works Internat.**, Fev., pp. 39-41.

UNICEF (1984): Solar disinfection of drinking water aand oral rehydrattion solution,
Beyrouth.

WENTWORTH D.F., THORUP R.T., SPROUL O.J. (1968) Poliovirus inactivation in
water softening precipitation processes, **J. Wat. Am. Works Assoc.**, 60, pp. 466-470.