

23
Zej

Universidad Nacional Autónoma de México

ESCUELA NACIONAL DE ESTUDIOS PROFESIONALES
ZARAGOZA



"Análisis Comparativo de las Tecnologías de
Ozonización y Radiación Ultravioleta
como Alternativas a la Cloración
en el Tratamiento de Agua
Municipal"

T E S I S
QUE PARA OBTENER EL TITULO DE
INGENIERA QUIMICA
P R E S E N T A
NARDA INES SANCHEZ RODRIGUEZ



TESIS CON
FALSA FE ORIGEN



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 está 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.

CONTENIDO

PAGINA

INTRODUCCION	1
--------------	---

1 GENERALIDADES

1.1 Naturaleza y extension del problema	4
1.2 Desinfeccion	5
1.3 Venenos transportados por el agua	7
1.4 Sabor y olor en el agua	8
1.5 Medios de desinfeccion y control de organismos	11
1.5.1 Tratamientos fisicos	14
1.5.2 Tratamientos quimicos	15
1.6 Mecanismos de actuacion de los desinfectantes	17
1.7 Criterios para valorar la adecuacion de los desinfectantes potenciales del agua	18
1.8 Factores que influyen en la eficacia de los desinfectantes	19
1.8.1 Tiempo de contacto	19

1.8.2	Concentración y tipo de agente químico	23
1.8.3	Intensidad y naturaleza del agente físico	23
1.8.4	Temperatura	24
1.8.5	Número de organismos	25
1.8.6	Tipo de organismos	26
1.8.7	Naturaleza del medio líquido	26

2 CLORACION

2.1	Historia	28
2.2	Propiedades del cloro	30
2.3	Evolución de los procesos de cloración	40
2.4	Principios de la cloración	42
2.4.1	Potenciales de oxidación-reducción	43
2.4.2	Reacciones con el agua	45
2.4.3	Reacciones con las impurezas del agua	47
2.4.3.1	Alcalinidad	49
2.4.3.2	Materiales inorgánicos reductores	49
2.4.3.3	Amoníaco y aminas	51
2.4.3.4	Materiales orgánicos oxidables	54
2.4.3.5	Bacterias y otros organismos	54
2.4.4	Cloro disponible	56
2.4.5	Dosis de cloro	57
2.4.5.1	Demanda de cloro	57
2.4.5.2	Cloro residual	59
2.4.5.3	Dosis típicas	62
2.5	Prácticas empleadas en la cloración del agua	62
2.5.1	Cloración residual libre	63
2.5.2	Cloración residual combinada	67
2.6	Puntos de aplicación	69
2.6.1	Cloración corriente o sencilla	70
2.6.2	Precloración	70
2.6.3	Postcloración	71
2.6.4	Recloración	72
2.6.5	Descloración	73

2.7	Sistema de cloración	74
2.7.1	Almacenamiento y alimentación del cloro	74
2.7.2	Aparatos de medición y control	77
2.7.3	Equipo de descarga de solución	81
2.7.4	Aparatos de monitoreo	83

3 OZONIZACIÓN

3.1	Historia	84
3.2	Propiedades del ozono	86
3.3	Evolución de la ozonización	91
3.4	Principios de la ozonización	91
3.4.1	Incorporación del ozono al agua	92
3.4.2	Reacciones con el agua	99
3.4.3	Reacciones con las impurezas del agua	99
3.4.3.1	Oxidación de compuestos inorgánicos solubles	100
3.4.3.2	Materiales orgánicos oxidables	101
3.4.3.3	Bacterias y otros organismos	102
3.4.3.4	Separación de compuestos orgánicos complejos	103
3.4.3.5	Remoción de sólidos suspendidos	103
3.4.4	Dosis de ozono	104
3.4.4.1	Demanda de ozono	104
3.4.4.2	Ozono residual	105
3.4.4.3	Dosis típicas	106
3.5	Práctica de la ozonización	106
3.6	Puntos de aplicación	107
3.7	Sistema de ozonización	108
3.7.1	Preparación del gas de alimentación	108
3.7.2	Generación de ozono	110
3.7.2.1	Placa Otto	116
3.7.2.2	Tipo tubo	117
3.7.2.3	Placa Lowther	117
3.7.3	Contacto entre el agua y el ozono	119

3.7.3.1	Difusores	121
3.7.3.2	Turbinas	122
3.7.3.3	Secadores por atomización	122
3.7.3.4	Mezcladores estáticos	125
3.7.3.5	Inyectores	125
3.7.4	Descomposición del ozono	126

4 RADIACION ULTRAVIOLETA

4.1	Historia	129
4.2	Características de la radiación ultravioleta	131
4.3	Evolución de la tecnología UV	134
4.4	Principios de la tecnología UV	135
4.4.1	Luz ultravioleta y la fotoquímica	135
4.4.2	Fotorreactivación	137
4.4.3	Reacción con el agua	137
4.4.4	Reacciones con las impurezas del agua	139
4.4.4.1	Eliminación de organismos y control de materia orgánica	139
4.4.4.2	Separación de compuestos químicos	139
4.4.4.3	Penetración de sólidos suspendidos	141
4.4.5	Turbidez	141
4.4.6	Dosis de radiación ultravioleta	141
4.4.6.1	Demanda de radiación ultravioleta	143
4.4.6.2	Residual	143
4.4.6.3	Dosis típicas	143
4.5	Práctica de la tecnología UV	144
4.6	Puntos de aplicación	144
4.7	Sistema de radiación ultravioleta	146
4.7.1	Lámparas	146
4.7.2	Unidades ultravioleta	153
4.7.2.1	Unidades de tubo	153
4.7.2.2	Unidades de múltiples tubos	155
4.7.2.3	Limpieza de las unidades	157

5 ANALISIS COMPARATIVO

5.1 Efecto germicida y eficiencia de desinfección	160
5.2 Efectos sobre el agua	161
5.3 Efectos residuales	163
5.4 Tiempo de contacto y dosis	164
5.5 Problemas con la operación y el mantenimiento del equipo	164
5.6 Peligro al personal	165
5.7 Comparación de costos	166
5.8 Ventajas y desventajas	181

CONCLUSIONES	184
--------------	-----

BIBLIOGRAFIA	188
--------------	-----

INTRODUCCION

Desde hace varias décadas los sistemas de tratamiento de agua han tenido una evolución gradual. Los estudios que se han realizado a través del tiempo, han dado a conocer los problemas que el agua municipal presenta, tanto de contaminación química como bacteriológica. Estos problemas afectan directamente la salud del consumidor, por lo que se hace necesario el desarrollo de procesos que los eliminen o reduzcan al mínimo; en particular, cuando nuevos contaminantes provocan alteraciones a corto o largo plazo o incluso agentes con efectos aún no conocidos contribuyen a aumentar la peligrosidad de las aguas que serán destinadas al consumo humano. Lo anterior, es suficiente para hacer notar que los procesos de tratamiento de agua deben continuar desarrollándose, de tal manera que el agua tratada cumpla con las normas de potabilidad evitando el riesgo de que puedan catalogarse como buenas, aguas que son de mala calidad para el consumo humano. Desde el punto de vista de la prevención de las enfermedades la desinfección de agua se convierte en la unidad de proceso más importante en los sistemas de tratamiento de agua.

Actualmente el cloro es aún el desinfectante que más se emplea en el tratamiento de agua, a pesar de la alta incidencia de subproductos tóxicos de la cloración presentes en suministros de agua potable. Debido a esto y al aumentado interés que se tiene por el reciclaje del agua es que se explora el uso de desinfectantes alternativos.

La ozonización y la radiación ultravioleta son los principales procesos alternativos a la cloración en la desinfección de agua potable, ya que éstos son los métodos más probables de reemplazar al cloro, debido a que existe información publicada y se han logrado avances recientes; pero lo más importante es que estas alternativas se están utilizando a nivel industrial con buenos resultados, por lo que se considera apropiado analizarlas en el presente estudio.

La primera motivación para el empleo del ozono es el considerable desarrollo que se ha llevado a cabo para su utilización, pero el éxito ha sido limitado porque no se ha alcanzado aun a reducir el costo del tratamiento.

La purificación del agua con radiación ultravioleta es un método único y rápido de desinfección sin el uso de compuestos químicos. En años recientes se ha demostrado que un sistema moderno de desinfección con radiación ultravioleta tiene un papel significativo que jugar en la tecnología del tratamiento de agua; por lo que es de particular importancia que el sistema esté bien diseñado para que proporcione una respuesta efectiva a muchos problemas de contaminación en la producción de agua potable.

En este estudio se presentan primeramente, los aspectos generales de la desinfección, los mecanismos, criterios y factores que deben tomarse en cuenta para aplicar un proceso determinado. Posteriormente se hace una descripción de los procesos de cloración, ozonización y radiación ultravioleta

presentando su evolución, principios, prácticas, aplicaciones y sistemas típicos. Por último se hace una comparación de la eficiencia, costos relativos y ventajas y desventajas de las tecnologías seleccionadas.

CAPITULO I

GENERALIDADES

11 NATURALEZA Y EXTENSION DEL PROBLEMA

El agua potable debe ser pura y tener buen sabor, por lo tanto, debe encontrarse libre de organismos patógenos, de substancias venenosas o fisiológicamente indeseables y por otra parte debe ser atractiva a los sentidos. En el comienzo histórico del abastecimiento municipal de agua en los países de escaso desarrollo, fueron sumamente peligrosos los brotes recurrentes de fiebres entéricas, atribuibles a los suministros de agua potable. Para que el agua sea aceptable y útil en terminos generales, ha llegado a adquirir máxima importancia el que esta sea microbiologicamente segura para su consumo domestico e industrial.

Las aguas no tratadas contienen una gran cantidad de contaminantes dañinos los cuales dan al agua color, sabor y olor. Estos contaminantes incluyen virus, bacterias, materia orgánica y compuestos inorgánicos solubles, que deben removerse o hacerse inofensivos antes de que el agua pueda ser usada.

En el periodo de 1971-1974 en Estados Unidos, se reportaron 98 brotes de enfermedades con un promedio de 11923 casos. En los brotes registrados se identifica a la gastroenteritis aguda como responsable del 47% de los casos; la hepatitis sigue con 13%, la shigellosis con 12%, la cardiasis con 11%, envenenamientos químicos con 10%, fiebre tifoidea con 4% y la salmonelosis con 3%. Las fuentes de agua contaminada pueden ser rastreadas como: sistemas de agua semipública en 55% de los casos; sistemas de agua municipal en 31% y el restante 14% a sistemas de agua individual.

El efecto devastante de las epidemias es suficiente para categorizar a las epidemias asociadas con el agua, como un problema de salud pública muy importante. Es por esto que el cuidado del agua constituye la responsabilidad más esencial e indiscutible de las autoridades respectivas.

1.2 DESINFECCION

Probablemente, la desinfección del agua se ha venido practicando durante varios milenios, aunque, claro está, durante muchos siglos no se conociese nada, o tal vez solo muy poco, de los principios involucrados en su acción sobre la calidad del agua. Antes que la teoría de la transmisión de enfermedades por gérmenes se confirmara en la penúltima década del siglo pasado se creía que los olores eran los agentes transmisores de las enfermedades, y se sostenía que, por tanto, el control de los mismos limitaría la propagación de las infecciones. Por consiguiente, partiendo de este postulado erróneo se desarrollaron las técnicas de desinfección de agua. En la actualidad se considera que los procesos de desinfección del agua implican un tratamiento especializado, dirigido a la destrucción de organismos perjudiciales o simplemente indeseables.

Los organismos patógenos de todas las clases son removidos del agua, en un grado variable, por la mayoría de los procesos convencionales de tratamiento. En el curso del tratamiento, los organismos patógenos mueren o son destruidos en cantidades significativas. La desinfección intencional del agua tiene la misión específica de matar, en forma selectiva si es necesario, aquellos organismos vivientes que pueden difundir o transmitir infecciones a través del agua o en ella. En este caso, se tiene un doble interés:

- 1.- Prevenir la transmisión directa de enfermedades al hombre a través del agua.
- 2.- Romper la cadena de enfermedades e infecciones al destruir a los agentes infectantes responsables, antes de que alcancen el medio acuático.

Antiguamente, rara vez se llevó a cabo en forma vigorosa, la desinfección de agua residual, sin embargo, está destinada a recibir una mayor atención conforme crecen las poblaciones y se intensifican la recreación y la urbanización.

En el agua existen cinco clases de organismos capaces de infectar al ser humano: bacterias, protozoarios, helmintos, virus y hongos. Algunos de éstos completan su ciclo de vida al pasar a través de un portador acuático intermedio. Otros son simplemente transportados por el agua de un hombre a otro. Como ejemplos de portadores acuáticos pueden mencionarse ciertas especies de moluscos que evacúan las larvas productoras de la equistosomiasis y un minúsculo crustáceo que hospeda al agente infectante de la dracontiasis. Como ejemplo de organismos que diseminan enfermedades a través del agua como componente en la vía fecal-oral, están las bacterias del cólera y de la fiebre tifoidea. Existen tres categorías de organismos entéricos patógenos que generalmente son de graves consecuencias para los humanos: bacterias, virus y quistes de amibas. La desinfección

intencional debe ser capaz de destruir a todos estos organismos patógenos. Afortunadamente, existen desinfectantes que pueden lograrlo. Sin embargo, otros desinfectantes útiles sólo son aceptablemente efectivos contra uno o dos de ellos. Siempre se deben tener en mente, las limitaciones propias de cada desinfectante.

13 VENENOS TRANSPORTADOS POR EL AGUA

Una amplia variedad de venenos puede llegar a los suministros públicos de agua, por ejemplo:

- 1.- Sustancias tóxicas disueltas de formaciones minerales como el flúor, selenio, arsénico y boro. Con excepción del flúor, su concentración en el agua potable rara vez resulta peligrosa. Sin embargo, el manchado del esmalte de los dientes es de hecho, causado por las concentraciones excesivas de fluoruros en el agua. Cantidades elevadas de nitratos pueden causar una enfermedad denominada metahemoglobinemia o cianosis de los nitratos. Además, los nitratos podrían ser causantes, junto con otras sustancias productoras del bocio, del predominio de esta enfermedad en las regiones que tienen pozos muy contaminados.
- 2.- Metales pesados disueltos, provenientes de las instalaciones de las plantas de tratamiento, principalmente de la tubería metálica y de tubos de plástico de fabricación defectuosa o de productos químicos agregados para el tratamiento de agua. El cobre, zinc y hierro imparten un sabor metálico. Pueden también colorear el agua (zinc y hierro). La ingestión de concentraciones altas de cobre produce náusea; síntoma que puede preceder al envenenamiento.

- 3.- Compuestos venenosos contenidos en los desechos industriales y domésticos, evacuados en las corrientes de agua. Las operaciones industriales, comerciales y agrícolas pueden descargar una variedad de contaminantes tóxicos en el agua. Con excepción de los productos químicos agrícolas, su control no es difícil, pero en ciertas ocasiones, no se advierte su presencia.
- 4.- Sustancias radiactivas presentes en la lluvia o procedentes de la industria de energía nuclear. La precipitación procedente de la prueba de armas nucleares y el escape de residuos radiactivos de baja energía en las corrientes de agua, requieren un control rutinario de la radiactividad en los abastecimientos de agua y en las aguas que reciben la descarga de las plantas de proceso y de generación de electricidad.
- 5.- Insecticidas que llegan a las corrientes de agua, de los polvos y asperciones químicas que se aplican a cosechas y a las superficies de la tierra y del agua para controlar plagas, como por ejemplo, los hidrocarburos clorados como el DDT y los fosfatos orgánicos. Debido a la manera en que se esparcen los productos químicos, es inevitable que cantidades residuales lleguen a las corrientes de agua.

Los productos químicos que se agregan al agua para su coagulación o desinfección, para destruir algas o plantas acuáticas, o para el control de la corrosión, deberán obviamente ser inocuos en las concentraciones empleadas.

1.4 SABOR Y OLOR EN EL AGUA

Los olores y sabores desagradables suelen ser la consecuencia de una combinación de circunstancias. Los materiales que

contribuyen a la percepción de estos sabores y olores son de orígenes muy diversos. Aunque algunos compuestos inorgánicos, tales como los iones metálicos en concentraciones del orden de partes por millón, comunican un cierto sabor al agua, los principales responsables de las sustancias odoríferas son los materiales orgánicos, que en determinadas condiciones, pueden provocar dificultades persistentes, aunque tan sólo existan en concentraciones del orden de las mil millonésimas.

Se han recuperado de las aguas productos químicos orgánicos y compuestos específicos que comunican sabor y olor y que, posteriormente, se han identificado recurriendo a la espectrofotometría infrarroja. En las tablas 1.1 y 1.2 se presenta la relación de algunos tipos de sustancias orgánicas presentes en las aguas superficiales y en muchos casos, se indican las cantidades traza precisas para que se perciban el olor y el sabor.

Las incidencias de olores observados que se atribuyen a la polución con detergentes se deben evidentemente a aditivos perfumados o a la contaminación atribuible a materias primas empleadas en la fabricación de productos químicos.

También se han determinado las características odoríferas de los contaminantes orgánicos recuperados de los vertidos de residuos de diversas industrias. Dichos estudios pusieron de manifiesto que las muestras químicas y de refinería poseían el mayor potencial odorífero. Los residuos domésticos acusaron una intensidad de olor intermedia entre las muestras de residuos más y menos olorosas.

Otra de las causas más corrientes del sabor y olor del agua son los materiales biológicos. Las investigaciones realizadas sobre las verdaderas fuentes de los olores provocados por las algas han puesto de manifiesto que los compuestos responsables son el resultado de las actividades metabólicas de estos organismos y

TABLA 1.1 Concentración de algunos productos químicos que originan sabor y olor.

SUSTANCIA	CONCENTRACION DETECTABLE PARTES POR 10 ⁶
Formaldehído	50000
Compuestos fenólicos	250-4000
Xilenos	300-1000
Hidrocarburos de refinería	25-50
Aguas residuales petroquímicas	15-100
Eter fenílico	13
Compuestos fenólicos clorados	1-15

TABLA 1.2 Concentración umbral de olor (TOC) de algunos compuestos particulares.

COMPUESTO	TOC PARTES POR 10 ⁶
Naftaleno	10.8
Tetralina	18.0
2-metil-5-etilpiridina	19.0
Estireno	37.0
Acetofenona	65.0
Etilbenceno	140.0
Bis-(2-Cloroisopropil)	200.0
Etilhexanol	260.0
Bis-(2-Cloroetil)eter	300.0
Di-isobutil carbinol	1300.0
Fenilmetil carbinol	1450.0

la mayor parte de las veces el material odorífero queda retenido en las células de dichas algas hasta su muerte o desintegración. Los actinomicetos, nematodos y amebas son otra fuente biológica de olores y sabores en los abastecimientos municipales de agua.

No puede ignorarse la posibilidad de que en el sistema de distribución surjan problemas de olor y sabor que pueden determinar que el agua de bebida no sea adecuada para el consumo humano. Por regla general, los problemas se deben a una demora en la reacción del cloro, que se emplea rutinariamente como desinfectante, con los compuestos orgánicos que existen en el agua tratada. Por ejemplo, se ha observado que la cloración del fenol, que de por sí es un compuesto inodoro e insípido, conduce a la formación de clorofenoles intermedios, que son muy odoríferos.

15 MEDIOS DE DESINFECCION Y CONTROL DE ORGANISMOS

Todos los procesos de tratamiento de agua están afectados por la presencia de organismos. La desinfección de agua potable y la esterilización de equipo para procesar alimentos y de hospitales son ejemplos de la aplicación de biocidas; donde el objetivo es matar a todos los organismos. Sin embargo, una exterminación completa es a menudo costosa y no siempre necesaria. La cuenta tolerable de organismos depende del tipo de aplicación que se le da al agua.

En la actualidad, el público supone, que los abastecimientos de agua potable son completamente seguros. Además, los consumidores exigen cada vez más que los abastecedores les sirvan un producto con calidades de sabor y olor agradables. Tanta es la importancia que tiene la satisfacción de los deseos de los consumidores, que ello desempeña un papel vital en la economía del tratamiento de agua. Por consiguiente, en muchos municipios

se requieren inversiones cada vez mayores para mejorar la calidad estética del agua de las que se precisan para garantizar su seguridad desde el punto de vista sanitario.

La planeación de un programa efectivo de control microbiano para un proceso específico de tratamiento de agua requiere un examen de:

- 1.- Los tipos de organismos presentes en el sistema de agua y los problemas asociados que pueden ocasionar.
- 2.- La población de cada tipo de organismo que pueda ser tolerada antes de que ocasione un problema significativo.

En la tabla 1.3 se resumen los tipos de organismos que se suelen encontrar en el tratamiento de agua y los problemas que ocasionan.

Muchos organismos molestos, de un obvio significado estético y económico, ya sean vegetales o animales, son vulnerables en ocasiones a los procesos de desinfección y pueden controlarse parcial o totalmente procediendo al tratamiento adecuado.

La supervivencia de los organismos depende de factores ambientales fisiológicos y morfológicos, entre los que figuran el pH, oxígeno y la dilución del suministro de materias nutritivas; la competencia con otros organismos, la resistencia a las influencias tóxicas, la capacidad para formar esporas, etc. La facultad de los organismos de provocar enfermedades en los hombres depende de su virulencia, concentración, modo de ingestión por el hombre y resistencia de este.

La desinfección del agua, es decir, la destrucción de organismos patógenos, no se logra a través de medios biológicos, sino físicos y químicos. El agua puede desinfectarse recurriendo a diversos medios, excepción hecha de aquellos procesos de

TABLA 1.3 Organismos típicos y sus problemas asociados.

TIPO DE ORGANISMO	TIPO DE PROBLEMA
BACTERIAS:	
Formadoras de limo	Forma limo denso, pegajoso, con el subsiguiente ensuciamiento, pueden ser impedidos los flujos de agua y ocurre promoción del crecimiento de otros organismos.
Formadoras de esporas	Se vuelven inertes cuando su ambiente es hostil. Sin embargo el crecimiento se reanuda siempre que el ambiente se torne adecuado, es difícil de controlar si se requiere una exterminación completa. No obstante, la mayor parte de los procesos no son afectados por las formadoras de esporas cuando el organismo se encuentra en forma de espora.
Depositadoras de hierro	Causa la oxidación y la deposición subsiguiente del hierro insoluble a partir del hierro soluble.
Nitrificadoras	Genera ácido nítrico a partir de la contaminación de amoníaco. Puede producir una fuente corrosión.
Reductoras de sulfatos	Genera sulfuros a partir de sulfatos y puede producir una fuerte corrosión
Corrosivas anaeróbicas	Crea ambientes corrosivos localizados por la secreción de desechos corrosivos. Siempre son encontrados bajo otros depósitos en ubicaciones deficientes en oxígeno.
HONGOS:	
Levaduras y mohos	Causan la degradación de la madera en contacto con el sistema de agua. Causa manchas en los productos de papel.
ALGAS:	
	Crece en áreas iluminadas por el sol en esteras fibrosas y densas. Puede ocasionar obstrucción de los agujeros de distribución.
PROTOZOARIOS:	
	Crece en cualquier agua que esta contaminada con bacterias; indica mala desinfección.
FORMAS SUPERIORES:	
	Las almejas y otros crustaceos obstruyen los filtros de entrada.

tratamiento que producen la eliminación parcial de organismos potencialmente infecciosos o simplemente indeseables (tal como la sedimentación, coagulación, filtración, etc.), los procesos de desinfección más específicos que hoy se emplean incluyen uno de los siguientes tratamientos o una combinación de varios de ellos:

1.- Tratamientos físicos.

- Calor.
- Radiación gamma.
- Radiación ultravioleta.
- Sonido.
- Tratamiento electrolítico.

2.- Tratamientos químicos.

- Iones metálicos.
- Productos químicos tensoactivos.
- Oxidantes químicos.
- Fenoles clorados.

1.5.1 TRATAMIENTOS FISICOS

El calor se usa frecuentemente en las industrias, no obstante el método no es práctico si se adopta como rutina o quiere aplicarse a grandes cantidades de agua debido a su elevado costo.

Los rayos gamma tienen una gran penetración comparados con los ultravioleta. El costo de producción de la energía radiante es excesivo por lo que la radiación gamma como proceso de desinfección de agua no es competitivo comparado con otros métodos. Otras desventajas de su aplicación están asociadas con las necesidades de seguridad y la falta de experiencia en la operación, además de que en su aplicación se requiere de mucha

más información para el diseño del proceso, de la que actualmente esta disponible.

La radiación ultravioleta también representa un costo alto, pero los nuevos diseños de equipo han logrado que su costo se reduzca y pueda ser competitivo a gran escala con otros métodos.

Las ondas de frecuencia ultrasónica han sido objeto de investigaciones de laboratorio que han mostrado los efectos letales de la energía ultrasónica sobre el agua contaminada llegándose a la conclusión de que el ultrasonido no tenía una aplicación práctica en el tratamiento de agua municipal por su alto costo debido al gran consumo de energía eléctrica que exige.

En el tratamiento electrolítico se aplica al agua, corriente directa o alterna para desinfectarla. Debido a la gran cantidad de energía que se consume implica un alto costo, además de que su eficiencia no es muy confiable.

1.5.2 TRATAMIENTOS QUIMICOS

Los iones metálicos tales como el cobre, mercurio y plata son bactericidas y algicidas aplicados en concentraciones muy reducidas. Por su costo relativamente elevado, características de absorción, tiempo de reacción prolongado entre otros factores, los iones metálicos no son desinfectantes demasiado útiles en aplicaciones a gran escala.

Los detergentes catiónicos tienen un gran poder germicida y se han aplicado como desinfectantes en las aguas de lavado. El costo del tratamiento va del orden de setenta veces mayor que el del cloro para concentraciones de dosificación de 1 ppm de ambas sustancias. Debido a sus limitaciones, a sus posibles efectos

tóxicos y a los sabores desagradables que comunican al agua, los compuestos de amonio cuaternario no se han considerado en serio como posibles desinfectantes del agua potable.

Dentro de los oxidantes químicos los halógenos, tales como el bromo, yodo y cloro son los de empleo más generalizado. El bromo y sus compuestos derivados tienen propiedades germicidas aproximadas a las del cloro y a sus compuestos en condiciones análogas. El bromo no se aplica al tratamiento de los abastecimientos de agua municipal, pues parece ser que sus aplicaciones se limitan al tratamiento de las aguas de piscinas e industriales. El yodo y sus derivados tienen poder germicida; el yodo es unas 20 veces más costoso que el cloro por unidad de actividad germicida. Los posibles efectos tóxicos y fisiológicos del yodo no se han explorado, en grado suficiente para justificar su empleo en otras aplicaciones que no sea como desinfectante de emergencia del agua potable. Debido a que el cloro y algunos de sus compuestos son tan eficaces, se emplean casi universalmente en el tratamiento de agua. El cloro es un agente fuertemente oxidante, capaz de reaccionar con muchas impurezas en el agua incluyendo amoníaco, aminoácidos, proteínas, material carbonáceo, hierro, manganeso, azufre y cianuros. El cloro reacciona con el amoníaco para formar cloraminas que también tienen propiedades germicidas. Los tratamientos hechos al agua con ozono ponen en evidencia su eficacia en la destrucción de no solo todas las esporas, sino también de todas las bacterias presentes, el agua puede esterilizarse y los colores y sabores debidos a impurezas orgánicas eliminarse.

El permanganato potásico, se emplea cada vez más en el tratamiento de agua desde 1960. Actúa eficazmente como agente oxidante en la destrucción de sabores y olores y también oxida fácilmente al manganeso y hierro solubles que posteriormente se eliminan por coagulación, sedimentación y filtración.

Los fenoles clorados son sumamente efectivos contra los organismos más comunes, especialmente hongos y algas. Comúnmente se usa tricloro y pentaclorofenol para el tratamiento de agua en virtud de su efectividad y economía. El agua tratada con fenoles clorados puede añadirse a unidades de lodo activado sin causar trastornos de importancia. Por lo común se requieren de varios días de retención. Los fenoles clorados se adsorben en gran medida sobre las partículas y son concentrados para su remoción con el lodo.

1.6 MECANISMOS DE ACTUACION DE LOS DESINFECTANTES

La desinfección procede teóricamente de acuerdo a los siguientes mecanismos de actuación, propuestos para explicar la acción de los desinfectantes:

- 1.- Daño a la pared celular. El daño o destrucción de la pared celular dará como resultado la muerte y lisis celular. Algunos agentes, tales como penicilina, inhiben la síntesis de la pared celular de la bacteria.
- 2.- Alteración de la permeabilidad celular. Agentes, tales como los compuestos fenólicos y detergentes, alteran la permeabilidad de la membrana citoplasmática. Estas sustancias destruyen la permeabilidad selectiva de la membrana y dejan que se escapen algunos nutrientes vitales, tales como nitrógeno y fósforo.
- 3.- Alteración de la naturaleza coloidal del protoplasma. El calor, la radiación y los agentes alcalinos o ácidos alteran la naturaleza coloidal del protoplasma. El calor coagula la proteína celular mientras que los ácidos o bases desnaturalizan las proteínas, produciendo un efecto letal.

- 4.- Inhibición de la actividad enzimática. Otro medio de desinfección es la inhibición de la actividad enzimática. Agentes oxidantes, tales como el cloro, pueden alterar la disposición química de las enzimas y producir su inactivación.

1.7 CRITERIOS PARA VALORAR LA ADECUACIDAD DE LOS DESINFECTANTES POTENCIALES DEL AGUA

Para que sean de utilidad práctica, los desinfectantes del agua deben poseer las siguientes propiedades:

- 1.- Deben destruir las clases y números de organismos patógenos que se pueden introducir al agua y además hacerlo dentro de un lapso practicable de tiempo, de una gama esperada en la temperatura del agua y de las posibles fluctuaciones en composición, concentración y condición de las aguas sujetas a tratamiento.
- 2.- En las concentraciones requeridas, no deben ser tóxicos al hombre ni a sus animales domésticos, ni de sabor desagradable u objetables por alguna otra razón.
- 3.- Deben ser aplicables a un costo razonable, ser seguros y fáciles de almacenar, transportar, manipular y aplicar.
- 4.- Su concentración en el agua tratada debe ser determinable con facilidad, rapidez y de preferencia, automáticamente.
- 5.- Deben persistir en el agua desinfectada con la concentración suficiente para proporcionar una protección residual razonable contra la posible recontaminación del agua antes de utilizarla; o bien, debido a que ésta no es una propiedad que se obtenga normalmente, la desaparición

de los residuos será un aviso de que ha tenido lugar una recontaminación.

18 FACTORES QUE INFLUYEN EN LA EFICACIA DE LOS DESINFECTANTES

Los factores que gobiernan a la tecnología de la desinfección y al control microbiano son los siguientes:

- 1.-Tiempo de contacto.
- 2.-Concentración y tipo de agente químico.
- 3.-Intensidad y naturaleza del agente físico.
- 4.-Temperatura.
- 5.-Número y tipo de organismos.
- 6.-Naturaleza del medio líquido.

Estos factores se deben tener presentes al aplicar los medios o agentes de desinfección, ya que varían con el tipo de proceso empleado en el tratamiento del agua.

1.8.1 TIEMPO DE CONTACTO

Quizá sea ésta una de las variables más importantes en el proceso de desinfección. Por lo general, tal y como se muestra en las figuras 1.1 y 1.2, se ha observado que para una concentración dada de desinfectante, cuanto mayor sea el tiempo de contacto, mayor será la mortandad. Esta observación fue hecha por primera vez por Chick. En forma diferencial, la ley de Chick se puede escribir:

$$\frac{dN}{dt} = -kN \quad (1.1)$$

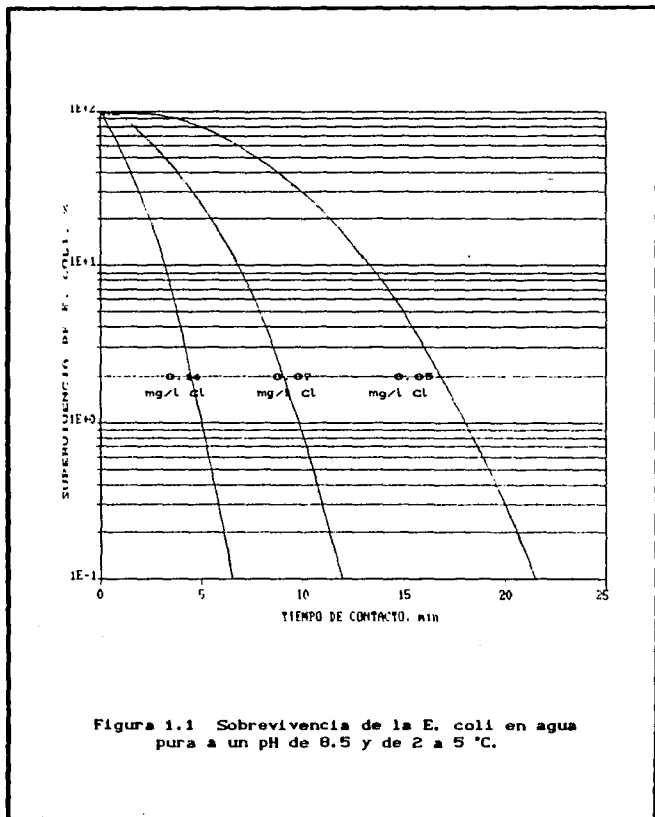


Figura 1.1 Supervivencia de la E. coli en agua pura a un pH de 8.5 y de 2 a 5 °C.

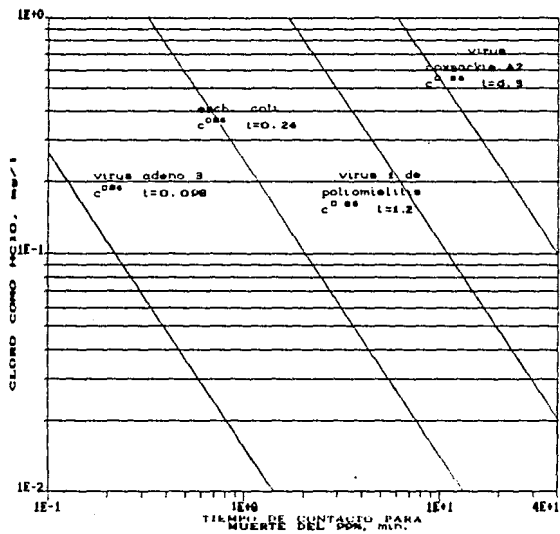


Figura 1.2 Relaciones tiempo-concentración en la desinfección.

donde:

N = Número de organismos.

t = Tiempo.

k = Coeficiente de proporcionalidad o constante de velocidad.

Si N_0 es el número inicial de organismos para t igual a cero, la ecuación 1.1 puede integrarse dando:

$$\frac{N}{N_0} = e^{-kt} \quad (1.2)$$

Las desviaciones de esta ley son frecuentes, aún cuando las condiciones de prueba se aproximen a lo ideal. Se ha comprobado que la velocidad de destrucción, en vez de ser constante, puede aumentar o disminuir en relación con el tiempo. El aumento en la velocidad de destrucción se puede explicar cuando menos en dos formas:

- 1.- Como una combinación de una difusión lenta de los desinfectantes químicos a través de la pared celular y de una velocidad de destrucción que se acelera con la acumulación de desinfectante dentro de la célula.
- 2.- Como consecuencia de un lapso regular antes de que el desinfectante pueda alcanzar un número letal de centros vitales en el organismo. La disminución en la rapidez de destrucción se explica generalmente como una variación en la resistencia de la célula dentro del cultivo. Sin embargo, las concentraciones decrecientes de desinfectante, la distribución pobre de los organismos y del desinfectante y otros factores interferentes también pueden originarla.

1.8.2 CONCENTRACION Y TIPO DE AGENTE QUIMICO

Según el tipo del agente químico usado, se ha comprobado que, dentro de ciertos límites, la efectividad de la desinfección está en relación con la concentración. El efecto de la concentración ha sido formulado empíricamente como:

$$C^n t = \text{constante} \quad (1.3)$$

donde:

C = Concentración del desinfectante.

n = Coeficiente de dilución.

t = Tiempo requerido para efectuar un porcentaje constante de mortandad de organismos.

Las constantes de la ecuación 1.3 pueden obtenerse dibujando en un papel doble logarítmico la concentración frente al tiempo requerido para efectuar un porcentaje dado de mortandad. La pendiente de la línea corresponde, pues, al valor de $-1/n$. La figura 1.2 presenta un dibujo de esta relación, determinada experimentalmente para un índice de mortandad, de diferentes microorganismos, del 99%. Cuando $n > 1$, la eficiencia del desinfectante decrece rápidamente conforme se le diluye; cuando $n < 1$, el tiempo de contacto es más importante que la dosificación. Cuando $n = 1$, el tiempo y la concentración tienen igual importancia y se puede encontrar en juego una reacción de primer orden.

1.8.3 INTENSIDAD Y NATURALEZA DEL AGENTE FISICO

El calor y la luz son agentes físicos que han sido utilizados en la desinfección de agua. Se ha encontrado que su efectividad está en función de su intensidad. Por ejemplo, si la disminución

del número de organismos puede describirse como una reacción de primer orden, como en la ecuación 1.1, entonces el efecto de la intensidad del desinfectante físico se reflejará en la constante k a través de alguna relación funcional.

1.8.4 TEMPERATURA

Si la velocidad de desinfección se determina por la velocidad de difusión del desinfectante a través de la pared celular o por la velocidad de reacción con una enzima, los efectos de la temperatura generalmente se cumplen conforme a la relación de Van't Hoff-Arrhenius.

El aumento de la temperatura da como resultado una mortandad más rápida. En función del tiempo t requerido para efectuar un porcentaje dado de mortandad, la relación será:

$$\log \frac{t_1}{t_2} = \frac{E(T_2 - T_1)}{2.3 \cdot 3RT_1 T_2} = \frac{E(T_2 - T_1)}{4.58 T_1 T_2} \quad (1.4)$$

donde:

t_1 y t_2 = Tiempo requerido para porcentajes iguales de destrucción a concentraciones fijas de desinfectante, a las temperaturas absolutas T_1 y T_2 , °K, respectivamente.

E = Energía de activación.

R = Constante de los gases.

Para $T_2 - T_1 = 10$, la relación útil t_1/t_2 , denominada Q_{10} , se encuentra relacionada con E aproximadamente en la siguiente forma, a las temperaturas normales del agua:

$$\log Q_{10} = \log (t_1/t_2) = E/39000 \quad (1.5)$$

En la tabla 1.4 se demuestra la dependencia en la temperatura de las concentraciones desinfectantes del cloro y cloraminas acuosas en la destrucción de la E. coli.

TABLA 1.4 Dependencia de la temperatura, de las concentraciones desinfectantes del cloro y cloraminas acuosas, en la destrucción de E. coli en agua limpia.

	pH	E (cal)	Q_{10}
Cloro acuoso	7.0	9200	1.08
	8.5	6400	1.42
	9.8	12000	2.5
	10.7	15000	2.5
Cloraminas	7.0	12000	2.08
	8.5	14000	2.28

1.8.5 NUMERO DE ORGANISMOS

En un sistema de agua, la concentración de organismos es objeto de especial consideración. A la vista de la ecuación 1.3, se llega a la conclusión de que cuanto mayor sea la concentración de organismos, mayor será el tiempo requerido para alcanzar una mortandad dada. Una relación empírica propuesta para describir el efecto de la concentración de los organismos es:

$$C^q N = \text{constante} \quad (1.6)$$

donde:

C^q = Concentración del desinfectante.

N = Concentración de organismos reducidos en un porcentaje determinado en un tiempo dado.

q = Constante referida a la fuerza del desinfectante.

Esta es solamente una relación observada.

1.8.6 TIPO DE ORGANISMOS

La efectividad de los distintos desinfectantes se ve influenciada por la naturaleza y condición de los organismos. La resistividad de diversos tipos de organismos a un producto químico o agente específico desinfectante varía considerablemente. Por ejemplo, las bacterias que no forman esporas son menos resistentes que las que lo hacen (aunque, por regla general, estas últimas tienen una importancia sanitaria muy inferior). Por otra parte, los quistes y virus son, en ocasiones, bastante resistentes, aunque se registran grandes variaciones entre los mismos y sus distintas especies y subespecies, lo que determina que requieran tratamientos de tipos o grados distintos de los que hay que aplicar, por ejemplo, a la mayor parte de las bacterias vegetativas. La concentración de los organismos es significativa, ya que puede constituirse en barrera contra la penetración adecuada del desinfectante.

1.8.7 NATURALEZA DEL MEDIO LIQUIDO

Además de todos los factores citados, la naturaleza del medio líquido debe valorarse con cuidado. Por ejemplo, puede haber materia orgánica extraña que reaccione con la mayoría de los desinfectantes oxidantes, reduciendo su eficacia. La turbidez reducirá la efectividad de los desinfectantes por absorción y al proteger las bacterias atrapadas. El carácter del agua objeto del tratamiento ejerce una influencia considerable sobre los procesos de desinfección. Por ejemplo, los organismos rodeados o incrustados en el material en suspensión pueden ser

inasequibles a los desinfectantes químicos y a la radiación ultravioleta. Si el desinfectante es un oxidante, la presencia de materia orgánica y de otros materiales oxidables disminuirá la cantidad de desinfectante disponible para atacar a los organismos, lo que, en algunos casos, da lugar a la formación de compuestos de capacidad germicida nula o disminuida. Los halógenos y muchos de sus compuestos se hidrolizan y disocian en el agua y pueden formar diversos compuestos o una combinación de varios de éstos, que difieren sustancialmente del material original en lo que respecta a su eficacia germicida.

CAPITULO 2

CLORACION

2.1 HISTORIA

El cloro fue descubierto en 1774, por el químico sueco Karl Wilhelm Scheele, quien lo obtuvo al hacer reaccionar el ácido clorhídrico con el dióxido de manganeso. Thomas Northmore fue el primero que licuó este gas en 1805, y fue identificado por primera vez como un elemento por Sir Humphrey Davy, quien lo bautizó con el nombre griego de cloros debido a su color característico. La primera ocasión que el cloro se usó para la desinfección del agua no ha sido bien definida. Se recuerda de su uso como desinfectante general en 1800 en Francia y en Inglaterra, pero aparentemente no fue sino hasta principios del siglo XX que su papel como desinfectante de agua fue establecido claramente.

En 1893 se aplicó el "Electroozono", es decir, cloro producido en la electrolisis de salmuera, a las aguas residuales antes de descargarlos al río. Ninguno de los que abogaban por los procesos electrolíticos partían del supuesto de la electrocución de las bacterias, pero hasta incluso algunos científicos

eminentes de aquella época no fueron capaces de reconocer que la producción electrolítica de cloro o de otro material oxidante era el principio fundamental. Sólo hasta bien entrada la última década del siglo pasado, cuando Schwann, Pasteur, Koch y otros ya habían aportado sus inapreciables contribuciones a la ciencia de la bacteriología, varios científicos ingleses, franceses, alemanes y norteamericanos evaluaron críticamente el empleo del cloro y de las lejías de cloro, demostrando que eran desinfectantes eficaces del agua.

El gas cloro producido electrolíticamente, fue empleado experimentalmente en 1896 por William M. Jewell y en 1909, volvió a experimentar con gas cloro y posteriormente con cal clorada en el tratamiento temporal de efluentes de filtros en Michigan. En ese mismo año, una epidemia de tifoidea en el mar Adriático se erradicó aplicando lejía en polvo al abastecimiento de agua, neutralizando el cloro en exceso con sulfito de sodio. En 1897, en Inglaterra, se emplearon soluciones de lejía como medida temporal para esterilizar las conducciones de distribución de agua potable en Mairdson a raíz de una epidemia de tifus. Sin embargo, todas estas aplicaciones tenían un carácter exclusivamente temporal.

La cloración de agua como proceso de tratamiento continuo se adoptó por primera vez en 1902, cuando se introdujo cal clorada y percloruro de hierro en el agua cruda antes de proceder a su filtración con arena. Este proceso, denominado "Ferrochlor", que tenía el doble objetivo de favorecer la coagulación y garantizar la calidad bacteriológica del agua, se prosiguió hasta 1921.

En Norteamérica, la primera aplicación continua de cloro a abastecimientos municipales de agua data de 1908, cuando se empleó hipoclorito sódico para desinfectar el abastecimiento de aguas de Jersey City. La desinfección con cloruro de cal e hipoclorito sódico producido electrolíticamente, fueron medidas que se adoptaron una vez que la práctica se había reconocido

como una garantía para la salud pública; esto abrió el camino para una rápida ampliación de la desinfección de los abastecimientos públicos de agua.

Durante los inicios de la cloración del agua, las únicas fuentes comerciales del cloro eran la cal clorada (también llamada "cloruro de cal", "polvo de lejía", etc.) y las soluciones de lejía de hipoclorito sódico.

La poca estabilidad y la variabilidad del contenido efectivo de cloro de todos estos materiales dió lugar a muchas dificultades operativas y a que, frecuentemente, se empleasen dosificaciones de desinfección inadecuadas. Es más, los alimentadores de los equipos entonces disponibles daban resultados muy dispares.

La primera utilización a escala industrial del cloro líquido en la desinfección del agua data de 1912, cuando E. E. Gillick y H. F. Huy eliminaron con éxito un brote de tifoidea en Niagara Falls, empleando el equipo de alimentación de cloro en solución. En 1913 se instaló, un equipo mucho más sofisticado, para medir el gas cloro, disolverlo en el agua y aplicar la solución, lo que permitió sustituir al hipoclorito sódico. Estos avances favorecieron enormemente la ampliación de la desinfección del agua y el empleo del cloro líquido con esta finalidad.

2.2. PROPIEDADES DEL CLORO

El cloro es un elemento que se encuentra en la naturaleza solamente combinado con otros elementos, principalmente con sodio (NaCl) y potasio (KCl), ($\text{KMgCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$). Es un miembro de la familia de los halógenos y en condiciones estándar es un gas amarillo verdoso y es 2.48 veces más pesado que el aire; cuando se comprime, el líquido es claro, con color ámbar y pesa 1.44 veces más que el agua. Un volumen de líquido da unos 450 de gas.

Su olor característico es irritante y penetrante. En la tabla 2.1 se resumen diversas características del cloro.

El cloro es muy poco soluble en agua, en la que su solubilidad máxima es del orden del 1% a unos 49.3°F (ver figura 2.1). A temperaturas inferiores se combina con el agua para formar "hielo" de cloro, un hidrato cristalizado ($Cl_2 \cdot 8H_2O$).

Las características de temperatura-presión de vapor del cloro se indican en la figura 2.2. El cloro confinado en un recipiente puede existir en las formas gaseosa o líquida, o en ambas a la vez. Por tanto, cualquier consideración del cloro líquido incluye la de la forma gaseosa.

En la figura 2.3 se presentan las características volumen-temperatura del cloro en un recipiente cargado hasta el límite. Es evidente que si un recipiente se llena hasta el límite, el contenido es totalmente líquido a una temperatura del orden de 80°C; las temperaturas superiores a ésta pueden dar lugar a presiones que provocarían la ruptura del recipiente.

Las densidades del cloro gaseoso y líquido están graficadas en las figuras 2.4 y 2.5 respectivamente. La densidad decrece rápidamente cuando se incrementa la temperatura y la correspondiente expansión del cloro líquido dentro de un recipiente (ver figura 2.6) es un factor importante que debe ser considerado en el llenado de los recipientes y en el manejo del cloro líquido dentro de las tuberías.

En determinadas condiciones el cloro reacciona con la mayor parte de los elementos a veces con gran rapidez. Debido a su gran afinidad para el hidrógeno, el cloro elimina a este elemento de algunos de sus compuestos, como por ejemplo, en la reacción con el H_2S para formar ácido clorhídrico y azufre; también reacciona con el amoníaco o los compuestos que contienen nitrógeno, para formar varias mezclas de cloraminas y de manera

TABLA 2.1 Propiedades del cloro.

Número atómico	17
Peso molecular	35.457
Punto de ebullición	-34.05 °C (a 1 ATM)
Densidad crítica	35.77 lb/pie ³
Presión crítica	1118.36 psia
Temperatura crítica	201.2 °F
Volumen crítico	0.02796 pie ³ /lb
Relación volumen líquido-gas	1 vol de liq = 457.6 vol. gas
Punto de fusión (A 1 ATM)	-101 °C
Calor de vaporización	123.67 BTU/lb
Índice de refracción	1.387 A 14 °C
Gravedad específica: Gas seco	2.482
Gas saturado	0.337
Líquido	1.488
Calor específico: Líquido	0.236 BTU/lb·°F
Gas	0.115 BTU/lb a 15 psia
Viscosidad: Gas a 20 °C	0.000140 poises
Líquido a 20 °C	0.0035 poises

muy parecida con los materiales orgánicos para formar derivados clorados.

A temperaturas normales el cloro seco, ya sea en forma gaseosa o líquida, no ataca a la mayor parte de los metales corrientes; por debajo de 110°C el cobre, hierro, plomo, níquel, platino, plata y acero resisten perfectamente su acción. Tanto en su forma líquida como gaseosa el cloro seco reacciona con el aluminio, arsénico, oro, mercurio, telurio, estaño y titanio e inflama al acero y al carbono por encima de los 200°C.

El cloro húmedo ejerce una acción muy corrosiva sobre todos los metales corrientes y reacciona fácilmente con el mercurio, mientras que el oro, platino, plata y titanio son más resistentes a este ataque. El cloro puede manipularse en equipos de barro cocido, hormigón, vidrio, porcelana y ciertas aleaciones especiales, aunque también se han empleado con éxito

el caucho duro, el cloruro de polivinilo sin plastificar y el teflón. A presiones más elevadas deben emplearse otras combinaciones que utilizan materiales de revestimiento interno resistentes junto con los metales corrientes para aumentar la resistencia.

El gas cloro es fundamentalmente un irritante de las vías respiratorias y la mayor parte de las personas detectan su presencia en el aire cuando su concentración es del orden de 3 a 5 ppm en volumen. El cloro provoca diversos grados de irritación de la piel, membranas mucosas y sistema respiratorio, según la concentración y duración de la exposición y en casos extremos puede ocasionar la muerte por asfixia. El efecto muy irritante del gas determina que sea muy improbable que cualquier persona permanezca en una atmósfera de cloro. Al entrar en contacto con la piel y los ojos, el cloro líquido puede provocar quemaduras. Las concentraciones de 40 a 80 ppm durante 30 a 60 minutos son peligrosas y las de 1000 ppm mortales en un plazo de tiempo corto. El cloro no produce efectos acumulativos.

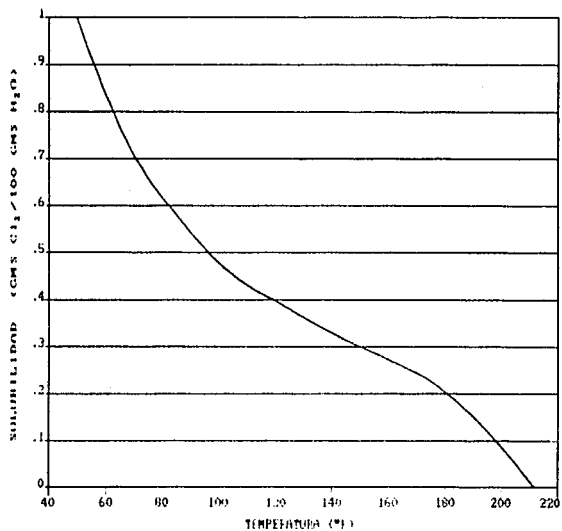


Figura 2.1 Solubilidad del cloro en agua.

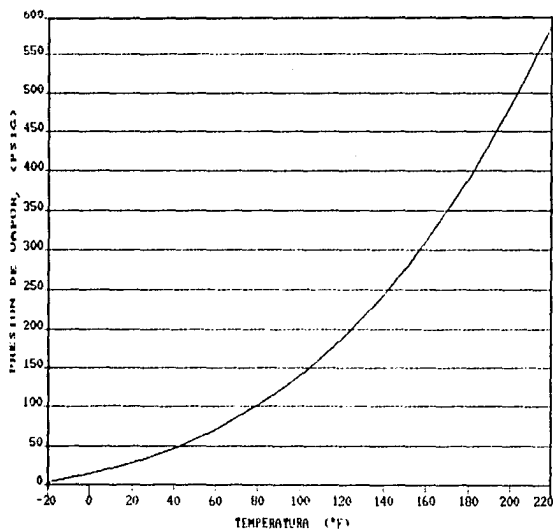


Figura 2.2 Presión de vapor del cloro líquido.

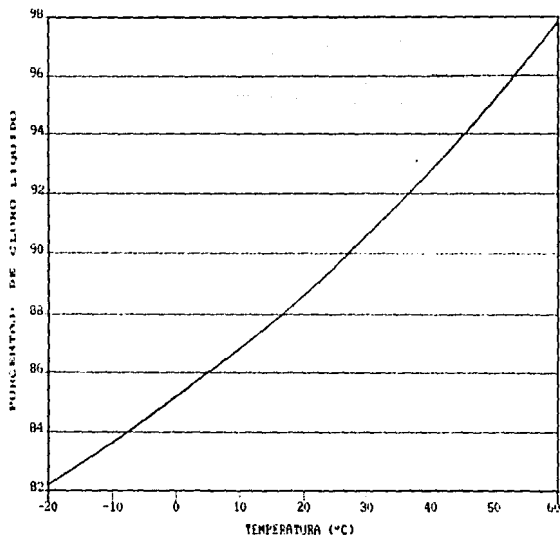


Figura 2.3 Relación volumen-temperatura del cloro.

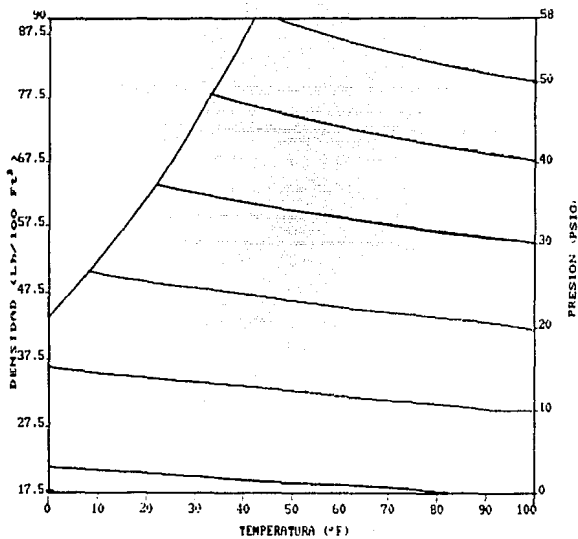


Figura 2.4 Densidad del cloro gaseoso.

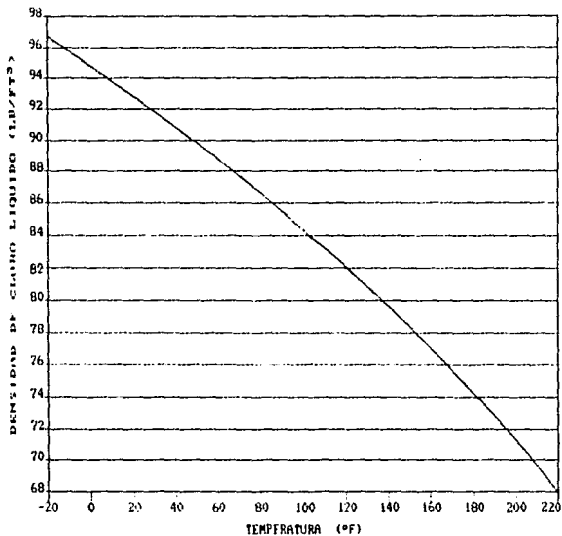


Figura 2.5 Relación temperatura-densidad de cloro líquido.

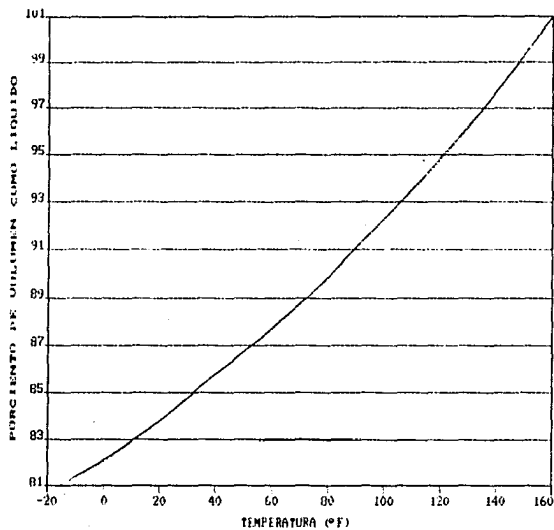


Figura 2.6 Relación volumen-temperatura de cloro líquido en un recipiente cargado hasta el límite.

2.3 EVOLUCION DE LOS PROCESOS DE CLORACION

En sus aplicaciones iniciales, la cloración representaba el complemento final de la filtración y de otros procesos de purificación de agua o, en algunos casos, era el único tratamiento a la que esta se sometía. Durante la primera guerra mundial, Sir Alexander Houston lo adoptó en Londres como un sustituto del almacenamiento prolongado de aguas, y en 1921, como resultado de las investigaciones realizadas por R. S. Weston, se adoptó en la ciudad de Toronto. No fue sino hasta alrededor de 1927 que las prácticas recibieron un ímpetu marcado en Norteamérica. Fue S. Rideal quien, por primera vez, observó la influencia del amoníaco sobre la capacidad del cloro (hipoclorito) y comprobó que durante la cloración de las aguas negras la acción bactericida proseguía aún después de que hubiesen desaparecido todo el cloro libre o el hipoclorito. En 1917 el proceso de cloro-amoníaco fue adoptado a escala industrial en Canadá. En Estados Unidos el empleo de las cloraminas fue adoptado con éxito para esta finalidad en el año de 1916. Más tarde, se empleó con éxito el cloro líquido y el amoníaco anhidro para evitar la formación de sabores clorofenólicos resultantes del contacto del cloro residual con los revestimientos interiores de las conducciones o de las paredes interiores pintadas de las tuberías. La adopción generalizada del cloro-amoníaco fue una consecuencia del reconocimiento de que la combinación del cloro con este compuesto nitrogenado permitía obtener un residual desinfectante más estable que el que se lograba cuando tan sólo se empleaba cloro, y de que estos materiales podían aplicarse para limitar el desarrollo de sabores desagradables. Más tarde, el tratamiento de cloro-amoníaco fue perdiendo favor, en gran parte debido a la incursión y desarrollo de los procesos de cloración residual libre y a la superior eficacia bactericida del ácido hipocloroso. En 1916, se propusieron los términos "supercloración" y "descloración" y se demostró, en 1925, que cuanto más cloro se añadiera, tanto mayor sería la certidumbre

de la ausencia de sabores, una vez efectuada la descloración.

El concepto de "punto de ruptura" en la cloración del agua empezó a surgir en 1939, cuando en el caso de algunas aguas se registraba una ruptura de la curva de cloro residual si se aplicaba al agua una cantidad suficiente de cloro y el tiempo de contacto era adecuado. Este concepto se elaboró aun más en 1940, cuando se demostró su aplicabilidad a escala industrial, y se conocieron los principios fundamentales de las reacciones de cloro-amoniaco y la existencia de cloro libre en el agua después de que el cloro hubiera destruido todo el amoniaco.

El último medio siglo de experimentación, desarrollo y perfeccionamiento ha cristalizado en ciertas prácticas y procedimientos de control que garantizan la eficacia del cloro en la desinfección y otras aplicaciones. No hay ningún otro proceso de desinfección que goce de tanta aceptación y que haya sido adoptado de modo tan generalizado como éste.

Aunque el cloro líquido es superior a los hipocloritos, el cloro en sus diversas formas de hipoclorito no ha perdido ni su actualidad ni su importancia. En el periodo de 1948-1958 el número de instalaciones que empleaban cloro líquido se incrementó en un 40%, mientras que el de aquellas que utilizaban hipocloritos de hizo en casi el 100%. Ello se debe, sin duda, a la adopción de la desinfección con cloro en las pequeñas plantas de tratamiento en las que los hipocloritos son especialmente adecuados.

Durante las dos últimas décadas se ha reconocido la ventaja funcional del tratamiento que emplea cantidades de cloro superiores a las que antes se consideraban adecuadas. La creciente adopción del tratamiento continuo con cloro habrá de continuar su marcha ascendente, teniendo en cuenta que la cloración de alta velocidad proporciona un medio para alcanzar estándares elevados de calidad bacteriológica y mejora el

funcionamiento de otros procesos de tratamiento de aguas.

El cloro se utiliza extensamente en el tratamiento de una gran variedad de aguas empleadas en los procesos industriales. Probablemente, las utilizaciones más importantes son el control de bacterias, algas, limos y organismos biológicos macroscópicos impurificadores de las aguas de refrigeración de los condensadores, tanto dulces como salinas, así como en las industrias de pulpa, papel, bebidas, conservas y otras de fabricación de alimentos. En estas aplicaciones el tratamiento con cloro puede ser continuo o intermitente y hasta puede ser aun más drástico que en el caso de los abastecimientos de agua potable. Frecuentemente, la alteración del carácter químico de algunas aguas industriales se logra con cloro. Entre dichas aplicaciones se incluyen la destrucción del dióxido de azufre y amoníaco, reducción del hierro y manganeso (cerveceria, fabricación de bebidas, industrias del papel, textiles, lavandería y procesado fotográfico), la reducción del color (operaciones de blanqueo textil y en la industria de pulpa-papel) y oxidación de productos orgánicos (industrias de fabricación de productos químicos y alimentos).

2.4 PRINCIPIOS DE LA CLORACION

El cloro se emplea en el tratamiento de agua:

- 1.- Como desinfectante, para destruir o atenuar los microorganismos de significado sanitario.
- 2.- Para la oxidación, con objeto de modificar a propósito el carácter químico del agua al que se aplica.
- 3.- Tanto en la desinfección como en la oxidación. De hecho, el carácter tóxico del cloro y de algunos de sus

compuestos es atribuible en gran medida a su capacidad de oxidación, aunque dicha capacidad no sea necesariamente una medida de la eficiencia germicida.

La desinfección es el objetivo principal más corriente de la cloración. En efecto, los términos "desinfección" y "cloración" se consideran cada vez más como equivalentes, aunque el cloro pueda emplearse específicamente por sí solo o como parte integrante de otro tratamiento para lograr o contribuir a que se logren antes otros objetivos distintos de la desinfección. Como se verá más adelante, no todas las formas del cloro o de sus productos de reacción son igualmente eficaces o aplicables en la desinfección y/o reacciones de oxidación.

2.4.1 POTENCIALES DE OXIDACION-REDUCCION

Tanto el cloro como los compuestos que lo contienen son oxidantes muy potentes que pueden disiparse al reaccionar en el agua con una gran variedad de materiales orgánicos e inorgánicos antes de que se logre una desinfección significativa. Tanto la gama como la velocidad de las reacciones complican el empleo del cloro en la desinfección, especialmente si el agua que se va a tratar está muy contaminada. El potencial de oxidación-reducción (redox) puede considerarse como la medida de la tendencia del cloro para reaccionar con otros materiales; pero, en cambio, no ofrece ninguna indicación sobre el régimen de velocidad de las reacciones. Por regla general, el cloro reacciona con menos materiales a medida que el pH aumenta y en el caso de aquéllos con los que reacciona, la velocidad de reacción aumenta a medida que lo hace la temperatura.

Las reacciones de oxidación del cloro con las sustancias inorgánicas reductoras, tales como los sulfuros, sulfitos, ión ferroso y nitritos, suelen ser muy rápidas. Algunas materias

orgánicas disueltas también reaccionan rápidamente con el cloro, aunque el tiempo requerido para completar la mayor parte de las reacciones de éste con dichos compuestos orgánicos es del orden de varias horas.

En la tabla 2.2 se presentan los potenciales redox representativos de varias reacciones de cloro y otras de oxidación-reducción.

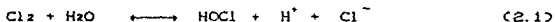
La magnitud de los potenciales redox relacionados en esta tabla es una medida de la fuerza impulsora de la reacción o de su tendencia a completarse, pero no proporciona ningún indicio sobre su velocidad.

Tabla 2.2. Potenciales redox del cloro y de otras reacciones de oxidación-reducción.

SUSTANCIA	REACCION	POTENCIAL (VOLTS)
Acido hipocloroso	$\text{HOCl} + \text{H}^+ + 2\text{e}^- \longrightarrow \text{Cl}^- + \text{H}_2\text{O}$	1.49
Gas cloro	$\text{Cl}_2 + 2\text{e}^- \longrightarrow 2\text{Cl}^-$	1.36
Ion hipoclorito	$\text{ClO}^- + 2\text{H}_2\text{O} + 2\text{e}^- \longrightarrow \text{Cl}^- + 2(\text{OH})^-$	0.94 1.2 a pH 7
Dióxido de cloro	$\text{ClO}_2 + \text{e}^- \longrightarrow \text{ClO}_2^-$	1.5
Clorito	$\text{ClO}_2^- + 2\text{H}_2\text{O} + 4\text{e}^- \longrightarrow 2\text{Cl}^- + 4(\text{OH})^-$	0.79 a pH 4 0.66 a pH 9
Yodo	$\text{I}_2 + 2\text{e}^- \longrightarrow 2\text{I}^-$	0.54
Bromo	$\text{Br}_2 + 2\text{e}^- \longrightarrow 2\text{Br}^-$	1.09

2.4.2 REACCIONES CON EL AGUA

Cuando el cloro en forma de gas se añade a un agua químicamente pura tienen lugar dos reacciones: hidrólisis e ionización. En la hidrólisis se forma una mezcla de los ácidos hipocloroso (HOCl) y clorhídrico (HCl):



La constante de estabilidad para esta reacción es:

$$K = \frac{(\text{HOCl})(\text{H}^+)(\text{Cl}^-)}{\text{Cl}_2} = 4.5\text{E}-4 \quad (25^\circ\text{C}) \quad (2.2)$$

Dada la magnitud de este coeficiente, se pueden disolver grandes cantidades de cloro en el agua.

A las temperaturas corrientes del agua esta reacción se completa en unos pocos segundos. En soluciones diluidas, para valores de pH por encima de 4 aproximadamente, el equilibrio de la reacción 2.1 se desplaza hacia la derecha y la cantidad de Cl_2 que existe en solución es pequeña. En la práctica corriente (excepción hecha del concentrado procedente de los cloradores de alimentación de la solución), la cantidad de cloro suministrada al agua no produce una solución concentrada de la fuerza suficiente como para producir un pH tan bajo. Sin embargo, la propiedad oxidante del cloro queda retenida en el HOCl formado y es precisamente a esta forma a la que se atribuye la principal acción desinfectante de las soluciones de cloro.

El ácido hipocloroso se ioniza o disocia, en una reacción prácticamente instantánea, para formar hidrógeno e iones de hipoclorito (obsérvese que la reacción es reversible); el grado de disociación depende del pH y de la temperatura:



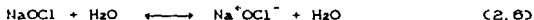
La constante de ionización de esta reacción es:

$$K = \frac{(\text{H}^+)(\text{OCl}^-)}{(\text{HOCl})} = 2.7 \times 10^{-8} \text{ (25}^\circ\text{C)} \quad (2.4)$$

El ácido hipocloroso es débil y se disocia poco a valores de pH inferiores a 6 aproximadamente; por tanto, el cloro existe predominantemente en la forma de HOCl a valores bajos de pH. Entre pH de 6 y 8.5 se registra un cambio muy brusco de HOCl no disociado hasta la disociación casi completa de éste. A 20°C y para un pH superior a 7.5 aproximadamente y a 0°C, para un pH de 7.8 aproximadamente, predominan los iones de hipoclorito (OCl^-), y éstos existen casi exclusivamente a valores de pH del orden de 9.5 y superiores (véase la figura 2.7).

El pH de los abastecimientos clorados de agua se encuentra normalmente dentro de la gama en la que el cloro puede existir como ácido hipocloroso o como ión hipoclorito. El cloro que existe en el agua en la forma de ácido hipocloroso o de iones hipoclorito se conoce por el nombre de cloro disponible libre.

Las formas hipocloríticas del cloro, tales como el hipoclorito cálcico, $\text{Ca}(\text{OCl})_2$, y el hipoclorito sódico, NaOCl (con un 70% de cloro disponible), se ionizan en el agua y también producen iones hipoclorito:



Los iones hipoclorito también establecen un equilibrio con los de hidrógeno, según el valor del pH, tal como se indica en la reacción (2.3). Por tanto, se establecen los mismos equilibrios en el agua independientemente de si se emplea cloro elemental o hipocloritos. La diferencia importante es el pH resultante y en consecuencia, las cantidades relativas de HOCl y OCl^- que existen en el punto de equilibrio. El cloro tiende a disminuir el valor del pH inicial, mientras que los hipocloritos tienden a

aumentarlo.

De la reacción 2.1 salta a la vista que el ácido hipocloroso y los hipocloritos producidos tienden a rebajar el pH y reducir la alcalinidad. Cada parte de cloro añadida neutralizará no menos de 0.7 partes de alcalinidad (en la forma de CaCO_3) y puede neutralizar 1.4 partes según el grado de ionización del HOCl y el modo en el que se consume el cloro por las sustancias existentes en el agua. Si se aplican cantidades suficientes de cloro para empobrecer la alcalinidad natural hasta el grado que el pH disminuya de modo sustancial, puede ser necesario corregir el pH como tratamiento auxiliar. Los hipocloritos siempre contienen un álcali en exceso para favorecer su estabilidad y tienden a elevar los valores del pH, aunque, por regla general, en cantidades insignificantes.

2.4.3 REACCIONES CON LAS IMPUREZAS DEL AGUA

El cloro y los compuestos clorados usados en el tratamiento de agua son fuertes oxidantes y a menudo se disipan en las reacciones con una gran variedad de impurezas químicas antes de que se lleve a cabo la desinfección completa.

Algunas de estas reacciones son más rápidas que otras. Las reacciones químicas que ocurren y la proporción que éstas alcanzan, depende del potencial de oxidación del cloro y de los compuestos clorados formados en las reacciones, además complican el uso del cloro para la desinfección del agua, especialmente en superficies muy contaminadas y en aguas para uso industrial y para albercas.

Las variables que a menudo afectan las prácticas de cloración del agua son:

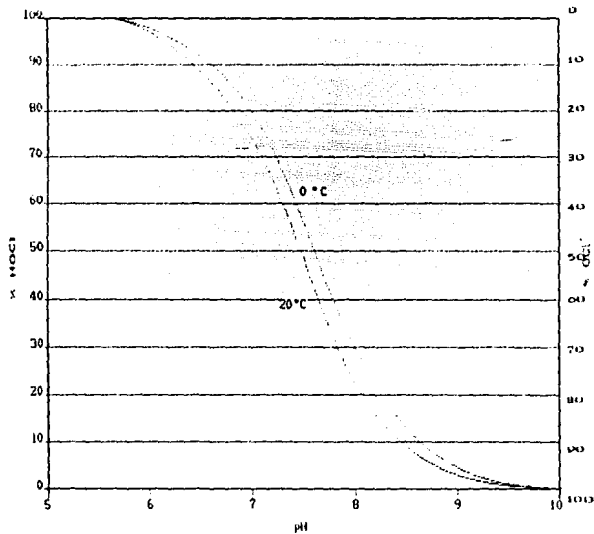


Figura 2.7 Distribución de HOCl y OCl^- en agua a diferentes niveles de pH.

- 1.- Alcalinidad.
- 2.- Materiales inorgánicos reductores.
- 3.- Amoniaco y aminas.
- 4.- Materiales orgánicos oxidables.
- 5.- Bacterias y otros organismos.

2.4.3.1 ALCALINIDAD

La eficacia de la desinfección con cloro depende en parte del mantenimiento de un rango de pH óptimo. En la ecuación 2.1 es evidente que el ácido hipocloroso y el clorhídrico producidos tienden a bajar el pH; cada cantidad de cloro adicionado reduce la alcalinidad alrededor de 1.4 partes (como CaCO_3). La gran producción de materiales, principalmente de carbonatos y bicarbonatos de calcio y magnesio, tienden a amortiguar el agua contra cambios significantes en el pH, que de otra manera requeriría la adición de pequeñas cantidades de ácido y materiales alcalinos.

Si se aplica la suficiente cantidad de cloro para agotar la alcalinidad natural a tal grado que el pH decrezca, la corrección del pH se puede indicar como un tratamiento auxiliar. Los hipocloritos siempre contienen alcalis en exceso para una mejor estabilidad y tienden a elevar los niveles de pH, pero usualmente en cantidades insignificantes.

2.4.3.2 MATERIALES INORGANICOS REDUCTORES

La reacción entre el sulfuro de hidrógeno y el cloro, que suele ser muy rápida, es típica de lo que ocurre con los materiales inorgánicos reductores:



En la forma reducida del ión cloruro, Cl^- , el poder oxidante no existe. Una parte del H_2S puede oxidarse teóricamente con unas 8,5 partes de cloro y, a veces, el tratamiento de oxidación por cloro se practica con este objetivo. En la reacción, que transcurre en condiciones óptimas a un pH superior a 9, se consumen unas diez partes de alcalinidad (en forma de CaCO_3).

La presencia de hierro y manganeso en el agua también influye sobre los procesos de cloración; si el pH es lo bastante elevado como para permitir la formación de hidróxidos y si se añade una cantidad suficiente de cloro, las formas ferrosas y manganosas de los metales se oxidarán rápidamente para convertirse en las hidrosolubles de los hidróxidos respectivos. Las cloraminas no participan intensamente en estas reacciones de oxidación. Para lograr una oxidación manganosa satisfactoria se requiere la presencia de cloro disponible libre y no de cloro combinado disponible. Para la separación del hierro el pH óptimo es de 7 o superior y para la de manganeso, de 10. Por cada parte de hierro y manganeso separadas se requieren, respectivamente 0,8 y 1,3 partes de cloro, consumiéndose unas 0,9 y 3,4 partes de alcalinidad (en la forma de CaCO_3), respectivamente.

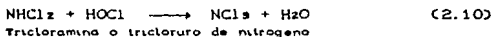
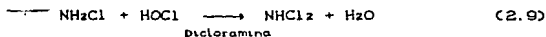
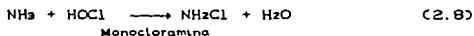
A veces los nitritos están presentes en algunas aguas, especialmente en aquellas contaminadas por aguas negras o aguas residuales industriales. Sin embargo, el cloro, especialmente el libre disponible, los oxida fácilmente para convertirlos en nitratos; cada parte de nitrito consume 1,5 partes de cloro.

Aunque algunos materiales orgánicos reductores pueden existir en las aguas potables, sus concentraciones suelen ser bajas. Sin embargo, en ciertas aguas existe una variedad de materiales orgánicos que pueden reaccionar con el cloro, que son capaces de ejercer una influencia sustancial sobre las necesidades de este elemento en función tanto de la concentración de cloro

disponible como del tiempo de reacción. Aunque algunos materiales orgánicos disueltos reaccionan rápidamente con el cloro, por regla general el tiempo necesario para completar la mayor parte de las reacciones orgánicas es del orden de varias horas. En ciertas condiciones pueden formarse productos de adición o sustitución de cloro, mientras que en otras el material orgánico puede oxidarse completamente.

2.4.3.3 AMONIACO Y AMINAS

Las reacciones del cloro con el amoniaco tienen una gran importancia en los procesos de cloración del agua, especialmente en los de desinfección. Cuando se introduce cloro en un agua que contiene amoniaco, bien naturalmente, o bien porque se le haya añadido (el ión amonio existe en equilibrio con el amoniaco y los iones de hidrógeno), el amoniaco reacciona con el HOCl para formar diversas cloraminas, las cuales, al igual que el HOCl, retienen el poder oxidante del cloro. Las reacciones entre el cloro y el amoniaco pueden representarse sencillamente por las ecuaciones siguientes:



La distribución de los productos de la reacción está regulada por las velocidades de formación de la monocloramina y dicloramina que dependen del pH, temperatura, tiempo y relación inicial Cl₂:NH₃. Por regla general, las relaciones Cl₂:NH₃ elevadas, las temperaturas bajas y los valores de pH bajos favorecen la formación de la dicloramina. En la figura 2.8 se

muestran las cantidades de monocloramina y dicloramina que se formarán probablemente a diversos valores de pH cuando la relación $\text{Cl}_2:\text{NH}_3$ es equimolar (5:1 en peso).

Es evidente que se puede prever la formación de algo de dicloramina a valores de pH inferiores a 7 y a valores del pH inferiores a 7.5 puede preverse la formación de algo de tricloruro de nitrógeno. En función de un cierto número de factores, tales como el contenido de amoníaco libre y nitrógeno orgánico del agua cruda, el nivel de la cloración residual libre aplicada, el tiempo de contacto, el pH, el tipo de planta de tratamiento de agua, etc., el tricloruro de nitrógeno puede plantear un problema muy difícil, susceptible de solucionarse por diversos procedimientos.

El cloro también reacciona con los materiales orgánicos nitrogenados, tales como las proteínas y los aminoácidos, para formar complejos orgánicos de cloramina. *El cloro que existe en el agua combinado químicamente con el amoníaco o los compuestos de nitrógeno orgánico se conoce como cloro disponible combinado.*

La capacidad oxidante de las soluciones de cloro libre varía en función del pH, debido a las variaciones en las relaciones $\text{HOCl}:\text{OCl}^-$ resultantes. Como se indica en la figura 2.9, el potencial redox disminuye a niveles altos del pH, en los que predomina el OCl^- . Esto se cumple también para el caso de las soluciones de cloramina, que resultan de las relaciones $\text{NHCl}_2:\text{NH}_2\text{Cl}$ cambiantes y cuando predomina la monocloramina a niveles altos de pH. El potencial redox de las cloraminas es mucho más bajo que el del cloro disponible libre, lo que indica que las cloraminas de amoníaco también son menos reactivas que el cloro disponible libre.

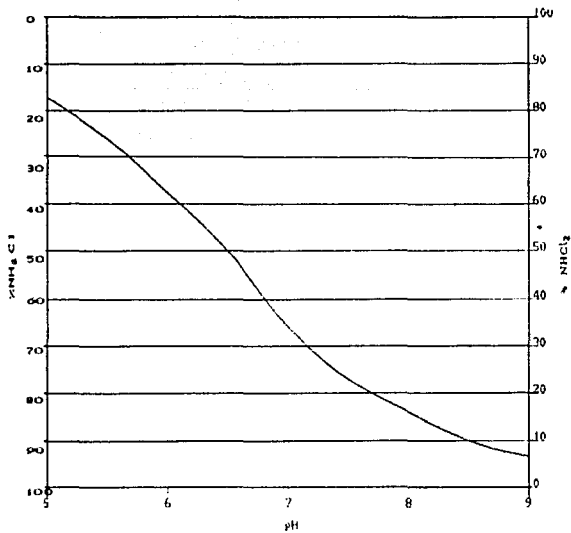


Figura 2.8 Distribución de las cloraminas en agua a 25°C, a diferentes niveles de pH y relación en peso de Cl₂:NH₃ de 5:1.

2.4.3.4 MATERIALES ORGANICOS OXIDABLES

Hay una gran variedad de materiales orgánicos en el agua que reaccionan con el cloro y las cloraminas en diversas proporciones y bajo diferentes condiciones, estas pueden ejercer una influencia importante en los requerimientos de cloro para la desinfección o para otros propósitos dependiendo de la concentración de cloro disponible y del tiempo de reacción. Bajo ciertas condiciones, se pueden formar productos clorados y bajo otras, los materiales orgánicos pueden oxidarse completamente.

2.4.3.5 BACTERIAS Y OTROS ORGANISMOS

Con los años las diferentes teorías han avanzado con el fin de explicar el mecanismo de la destrucción de las bacterias o su inactivación mediante la aplicación del cloro. En los primeros años de la cloración del agua, se tenía una teoría que tiempo después fue reemplazada, en ésta se decía que el cloro reaccionaba directamente con el agua para producir oxígeno, el cual ejercía un efecto bactericida sobre las células. En 1946 Green y Stump sugirieron que la muerte de los organismos resulta de una reacción química del HOCl con un sistema de enzimas, las cuales son esenciales como catalizadores para la utilización de la glucosa y la actividad metabólica celular. No solamente se debe tomar en cuenta la capacidad del desinfectante para reaccionar con la enzima, sino también la capacidad de poder introducirse a la enzima penetrando a través de la membrana celular. Esta penetración, es aparentemente la difusión del desinfectante activo a través de la membrana celular, la cual determina la proporción de desinfección y eficiencia relativa de diversos materiales desinfectantes. Aparentemente no es el fuerte poder oxidante del HOCl el que lo hace un desinfectante superior, sino más bien es su tamaño molecular y la neutralidad eléctrica la cual permite a éste pasar rápidamente a través de

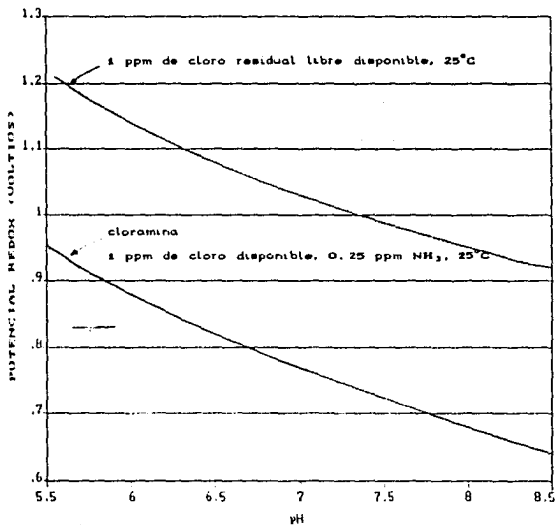


Figura 2.9 Variación de los potenciales redox de soluciones que contienen diversos compuestos de cloro.

la membrana celular. La capacidad bactericida de una solución de cloro, hipocloritos o cloraminas, es directamente proporcional a la concentración de la solución de HOCl no disociado y como ya se vió anteriormente, ésta es función del pH de la solución.

2.4.4 CLORO DISPONIBLE

La ecuación 2.1 muestra que en la formación de HOCl tan sólo se emplea la mitad de cloro. De las ecuaciones 2.8 a 2.10, se deduce que todo el cloro de los hipocloritos y cloraminas se emplea en la formación de HOCl.

El término "contenido de cloro disponible" se usó en los primeros tiempos de las técnicas de cloración, para emplearlo como término de comparación del poder desinfectante potencial de los compuestos de cloro con el del cloro elemental, en una época en la que se creía que el gas se utilizaba al 100% o que se encontraba "disponible" en las reacciones de desinfección. El contenido de cloro disponible de una solución se determina valorando el yodo que dicha solución puede liberar de una solución acidificada de yoduro. El peso calculado de cloro elemental, Cl₂, necesario para liberar la misma cantidad de yodo, es el "contenido de cloro disponible" de la solución. (Debido a que tan sólo la mitad de la molécula de Cl₂ es positiva en solución, el contenido de cloro disponible de los hipocloritos y cloraminas es justamente el doble del de cloro "activo". Por ejemplo, el porcentaje de cloro en la dicloramina es de 82.5, pero el contenido de cloro disponible es del 165%). Por tanto, la valoración descrita es una medida cuantitativa del poder oxidante de una solución, que viene determinado por la capacidad de ésta para liberar yodo de un yoduro acidificado, y que se expresa en términos de cloro elemental. La capacidad oxidante de los materiales que no contienen cloro puede expresarse en función del cloro disponible. Por ejemplo, el

peróxido de hidrógeno anhidro tiene un contenido de cloro disponible del 208%. No obstante, debe señalarse que el poder oxidante de un material no es necesariamente la medida de su eficacia desinfectante, pues por ejemplo, el peróxido de hidrógeno, que es un oxidante muy poderoso, es un mal desinfectante del agua. En la tabla 2.3 se indica el porcentaje de cloro disponible de varios materiales que contienen este elemento.

TABLA 2.3. Porcentaje de cloro disponible en varios compuestos de cloro.

MATERIAL	CLORO DISPONIBLE (%)
Cloro	100 (por definición)
Polvos de lejía	35-3
Hipoclorito cálcico	99.2
Preparaciones comerciales	70-7
Hipoclorito sódico	95.2
Lejía comercial (industrial)	12-1
Lejía comercial (doméstica)	3-5
Dióxido de cloro	263.0
Monocloramina	137.9
Dicloramina	165.0
Tricloruro de nitrógeno	176.7
Ácido tricloroisocianúrico	91.5
Ácido dicloroisocianúrico	71.7
Dicloroisocianurato de sodio	64.5

2.4.5 DOSIS DE CLORO

2.4.5.1 DEMANDA DE CLORO

Entre los materiales más importantes que reaccionan con el cloro y que tienen que ver con las técnicas de tratamiento de aguas

figuran las sustancias inorgánicas reductoras, el amoníaco, los aminoácidos, las proteínas y los materiales carbonosos. Estos materiales consumen el cloro suministrado y las reacciones pueden transcurrir antes de que se haya logrado la desinfección.

Los materiales existentes en el agua que ejercen influencia sobre la demanda de cloro complican el empleo de este elemento en la desinfección, pues exigen que se aplique la cantidad suficiente de cloro no sólo para destruir los organismos, sino también para compensar la pérdida del que se consume en las reacciones. Por regla general, las reacciones con materiales reductores inorgánicos son muy rápidas y estequiométricas; las que tienen lugar con los materiales orgánicos suelen ser lentas y su grado depende del exceso de la concentración del cloro disponible presente.

En aquellos casos en los que la modificación de las características químicas del agua es un complemento deseable de la desinfección con cloro (por ejemplo, para controlar los sabores y olores de origen orgánico), el régimen de cloración es especialmente crítico. Por ejemplo, cuando se aplica una dosis suficiente de cloro para obtener un residual detectable, se combinará con los materiales orgánicos, y el residual estará constituido predominantemente con cloro disponible combinado. A medida que se aplique más cloro para obtener un residual más alto, la demanda de aquél aumentará y el residuo restante podrá incluir algún cloro disponible libre. Si se aplica una cantidad de cloro suficiente para obtener un residual constituido predominantemente por cloro disponible libre, el potencial redox será tal que prevalecerán las reacciones de oxidación. Por tanto, en vez de combinarse con los materiales orgánicos que pudieran provocar sabores y olores desagradables, el cloro podrá oxidarlos completamente, destruyéndolos o modificándolos para dar sustancias menos complejas que no den lugar a dichos sabores y olores desagradables.

Por demanda de cloro se entiende la diferencia existente entre la cantidad de cloro aplicada al agua y la de cloro disponible libre, combinado o total que permanece en dicha agua al final del periodo de contacto especificado.

Con ello se expresa un equilibrio determinado de las reacciones químicas del cloro en el agua en condiciones conocidas. Para alcanzar el equilibrio deseado de las reacciones químicas no es preciso prever un plazo de tiempo suficiente ni proporcionar un residual que no haya reaccionado, que podrá consistir en cloro disponible combinado o libre, o de ambos tipos a la vez. Para un agua determinada, la demanda de cloro variará en función de la cantidad que se aplique, la duración del tiempo de contacto y la temperatura y por tanto, en la determinación de su magnitud hay que tener todos estos factores en cuenta.

2.4.5.2 CLORO RESIDUAL

El tipo y cantidad de cloro residual necesario para una aplicación determinada están relacionados con los objetivos del tratamiento, y varían en función del tiempo y lugar. Cuando el objetivo es la desinfección, son factores muy importantes el pH, la temperatura, la demanda de cloro y la vulnerabilidad o resistencia de los organismos a la acción de éste. Cuando se emplean periodos de contacto largos, a veces basta una concentración de desinfección baja, mientras que cuando dichos periodos de contacto son cortos se necesitan concentraciones más elevadas para lograr una mortandad equivalente.

El control de los procesos de cloración se basa en alcanzar un residual determinado, que una vez establecido el contacto, se determina por experimentación para lograr la finalidad propuesta. La demostración de la destrucción de organismos es el único indicio positivo para determinar la eficacia de la

desinfección con cloro. Sin embargo, el cloro residual determinado manual o automáticamente ofrece la única posibilidad práctica de relacionar esta eficacia, con la rapidez suficiente, con el control operativo de la planta y los ensayos de esta determinación se emplean universalmente con esta finalidad. Los métodos convencionales de determinación de los residuales de cloro son función del poder oxidante de este elemento y se basan en sus reacciones con los agentes oxidantes. Fundamentalmente se emplean tres tipos de ensayos: yodimetría con almidón, valoración colorimétrica modificada con ortotoluidina y valoración amperométrica.

Se tiene como una guía, que para obtener un 100% de muerte de organismos durante el mismo periodo de exposición se requiere de alrededor de 25 veces más cloramina que cloro libre; para obtener la misma muerte de organismos con las mismas cantidades de cloro, las formas combinadas requieren aproximadamente 100 veces el periodo de exposición necesario para las formas libres. En la figura 2.10 se muestran los residuales mínimos de cloro libre y cloro disponible para dosis quísticas y bactericidas, no aplican a otros casos.

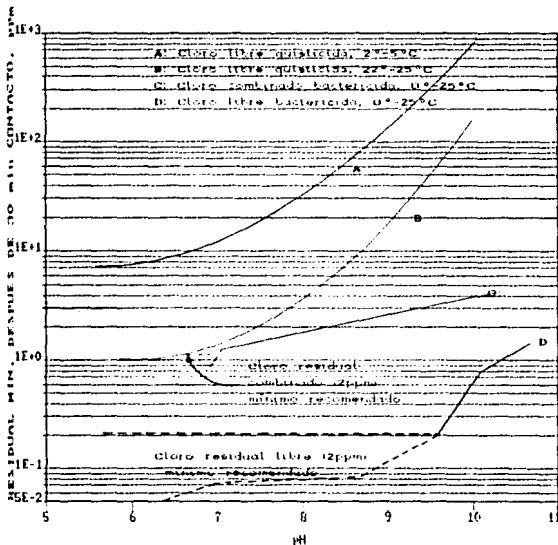


Figura 2.10 Residuales mínimos de cloro para dosis quísticas y bactericidas.

2.4.5.3 DOSIS TIPICAS

TABLA 2.4 Dosis para la cloración de agua (cloro libre).

RAZONES PARA LA CLORACION	DOSIS TIPICA (ppm)
Desinfección de agua con residual libre	1-10
Desinfección de agua con residual combinado	1-5
Control de olores y sabores	Cont. de NH ₃ , X 8.4 Cont. de NH ₃ , X 10
Control de algas	1-10
Control de lama	1-10
Control de bacterias	1-10
Remoción de amoníaco	Cont. de NH ₃ -N X 10
Remoción de hierro	Cont. de Fe X 0.64
Remoción de manganeso	Cont. de Mn X 1.63
Remoción de color	1-10
Remoción de sulfuro de hidrógeno	Cont. de S ₂ X 2.22
Desinfección de agua residual cruda	6-12
Desinfección de agua residual séptica	12-25
Desinfección de agua residual municipal	5-10
Desinfección de efluentes de filtros	1-5
Destrucción de cianuros y cianatos	Cont. de cianuros X 3.2
Destrucción completa de cianuros	Cont. de cianuros X 8.0

2.5 PRACTICAS EMPLEADAS EN LA CLORACION DEL AGUA

Las primeras técnicas de cloración de agua, que se denominaban "cloración corriente", "cloración simple" y "cloración marginal", se aplicaban con fines desinfectantes. El tratamiento con cloro-amoniaco (que antes se conocía como "cloraminación") se introdujo poco después para reducir la producción de sabores y olores desagradables, que con tanta frecuencia están asociados a la desinfección con cloro marginal. Posteriormente, se

desarrolló la "supercloración" (tal como entonces se empleaba) con la finalidad adicional de destruir las sustancias productoras de sabores y olores desagradables que con tanta frecuencia acompaña a los materiales orgánicos que contienen cloro. La introducción de la "cloración de punto de ruptura" y el reconocimiento de que los residuales de cloro pueden existir en dos formas perfectamente definidas permitieron establecer los dos tipos de cloración de agua empleados actualmente: La cloración residual combinada y la cloración residual libre.

Cualquiera de estos tipos de cloración puede producir agua bacteriológicamente segura; pero no son igualmente aplicables a todas las aguas.

2.5.1 CLORACION RESIDUAL LIBRE

La técnica de la cloración residual libre involucra la aplicación del cloro al agua para obtener, ya sea directamente, o mediante la destrucción del amoníaco, un cloro residual disponible libre y mantener dicho residual en una parte o en la totalidad de la planta de tratamiento o sistema de distribución de agua. Las formas de cloro disponible libre poseen potenciales de oxidación más elevados que las de cloro disponible combinado y por tanto, son más eficaces como oxidantes y también como desinfectantes.

El cloro residual disponible libre es el cloro residual que existe en el agua como ácido hipocloroso (HOCL) y como ión hipoclorito (OCL^-). Cuando se desea obtener un cloro residual disponible libre, las características del agua determinarán la forma de lograr este objetivo:

- 1.- Si el agua no contiene amoníaco (ni otros materiales nitrogenosos), la aplicación de cloro permitirá obtener un

residual libre.

- 2.- Si el agua contiene amoníaco, que conduce a la formación de cloro residual combinado, este debe destruirse mediante la aplicación de un exceso de cloro.

Empleando concentraciones molares de $\text{Cl}_2:\text{NH}_3$ de hasta 1:1 (5:1 en peso) se formarán la monocloramina y la dicloramina, cuyas cantidades relativas serán función del pH y de otros factores, como ya se indicó anteriormente. Por regla general, los residuales de cloramina alcanzan un máximo para concentraciones equimolares de cloro y amoníaco. Los aumentos ulteriores de la relación $\text{Cl}_2:\text{NH}_3$ se traducen en la oxidación del amoníaco y reducción del cloro. Estas reacciones de oxidación-reducción son prácticamente completas cuando se añaden dos moles de cloro por cada mol de amoníaco presente y si el tiempo de contacto es suficiente. A continuación, los residuales de cloramina van disminuyendo hasta alcanzar un valor mínimo (punto de ruptura), cuando la relación molar $\text{Cl}_2:\text{NH}_3$ es del orden de 2:1, en este punto las reacciones de oxidación-reducción son prácticamente completas. La acción ulterior del cloro produce cloro residual libre, tal como se muestra en la figura 2.11.

No se ha establecido con claridad ni la mecánica ni los productos concretos obtenidos en las reacciones de punto de ruptura y es difícil definir con precisión lo que realmente ocurre en distintas situaciones. Cuando el cloro se añade a aguas que contienen amoníaco libre, se forman cloraminas; pero a medida que se añaden cantidades adicionales de cloro las cloraminas forman compuestos intermedios y posteriormente se destruyen cuando la reacción está a punto de completarse. Por tanto, las cloraminas que se formaron primero pueden existir mientras haya amoníaco en exceso, pero se descomponen cuando el exceso es de cloro. Más allá del punto de ruptura, el ácido hipocloroso que no ha reaccionado permanece en solución.

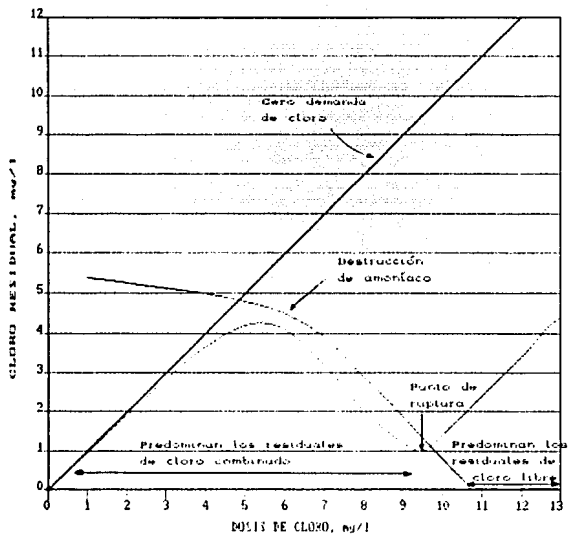
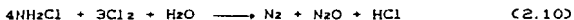


Figura 2.11 Cloración residual libre y combinada.

Las ecuaciones 2.9 a 2.12, sugieren reacciones que pudieran tener lugar en la destrucción de las cloraminas (probablemente las reacciones verdaderas son una combinación de éstas y otras).



En cualquier caso, es probable que el nitrógeno, óxido nitroso y acaso, algún tricloruro de nitrógeno sean los principales productos gaseosos de las reacciones de punto de ruptura. Aunque, teóricamente, la cantidad de cloro necesaria para alcanzar el punto de ruptura (en el que se oxida todo el amoníaco) suele oscilar entre 7.5 y 15 veces el contenido de nitrógeno amoniacal en el agua, sin embargo, en la práctica, debido a la presencia de materiales orgánicos y de otros que reaccionan con el cloro, para alcanzar este punto debe necesitarse una cantidad de cloro 25 veces mayor que el contenido de nitrógeno amoniacal. Una vez terminada la cloración residual libre (más allá del punto de ruptura), el residual resultante debería estar constituido por, al menos, un 90% de cloro residual disponible libre y contener una pequeña cantidad de cloro residual disponible combinado.

La velocidad de reacción de punto de ruptura depende en grado sumo del pH y parece ser que alcanza la velocidad máxima para un pH de 7 a 8 y que disminuye rápidamente para valores del pH más altos y más bajos. En las primeras reacciones y con periodos de contacto cortos existe una mayor cantidad de cloramina que en las reacciones subsiguientes y después de un periodo de contacto largo. Cuando, a raíz de un tratamiento de punto de ruptura, el agua tiene un pH final del orden de 8 a 9, no se formarán cantidades detectables de tricloruro de nitrógeno. A niveles más bajos del pH la cantidad de tricloruro de nitrógeno puede ser considerable y comunicar olores molestos al agua. Cuando se

emplea esta forma de tratamiento por cloración es preciso contar con periodos de contacto adecuados y el agua tratada deberá aerarse con objeto de permitir que los productos gaseosos de la reacción pasen a la atmósfera.

La cloración residual libre es especialmente adecuada en los casos siguientes:

- 1.- Cuando el agua es de mala calidad.
- 2.- Para la oxidación de hierro y manganeso.
- 3.- Cuando el tiempo de contacto es insuficiente para lograr la desinfección con las formas disponibles combinadas.
- 4.- Cuando ya existen sabores antes del tratamiento (también para destruir los sabores y olores desagradables producidos algunas sustancias que reaccionan con el cloro, así como también por ciertas algas).
- 5.- Para reducir al mínimo el desarrollo de sustancias biológicas en los filtros y alargar los periodos de operación de éstos.
- 6.- Para eliminar las bacterias resistentes al cloro que se desarrollan con posterioridad al tratamiento en los sistemas de distribución.

Esta práctica puede adaptarse a la precloración, postcloración y recloración, así como también cuando la cloración es el único proceso de tratamiento empleado.

2.5.2 CLORACION RESIDUAL COMBINADA

La técnica de la cloración residual combinada implica la

aplicación del cloro al agua para producir, con amoníaco natural o añadido, un cloro residual disponible combinado y mantener dicho residual en una parte o en la totalidad de la planta de tratamiento o sistema de distribución de agua.

El cloro residual disponible combinado es el cloro residual existente en el agua en combinación química con el amoníaco o con compuestos orgánicos nitrogenados.

Las formas de cloro disponible combinado poseen potenciales de oxidación más bajos que las del cloro disponible libre y por tanto son menos eficaces como oxidantes; es más, también son menos eficaces como desinfectantes. En efecto, para obtener índices equivalentes de mortandad de bacterias (*S. tífosa*) en las mismas condiciones de pH, temperatura y tiempo de contacto, la cantidad de cloro residual disponible combinado debe ser 25 veces mayor que la del cloro residual libre. Por otra parte, en las mismas condiciones y para cantidades iguales de cloro residual disponible y combinado, el tiempo de contacto que precisa la forma combinada es cien veces mayor que el que necesita la forma libre.

Cuando se desea obtener un cloro residual disponible combinado, las características del agua indicarán como lograrlo:

- 1.- Si el agua contiene amoníaco suficiente para producir, con el cloro añadido, un cloro residual disponible combinado de la magnitud deseada, basta con la aplicación de cloro.
- 2.- Si no contiene amoníaco, o tan sólo una pequeña cantidad de éste, es preciso añadir tanto el cloro como el amoníaco.
- 3.- Si el agua tiene un cloro residual disponible libre, la acción del amoníaco convertirá dicho residual disponible combinado. Un cloro residual disponible combinado no debería contener ningún cloro libre, o tan sólo una

pequeña cantidad de este.

La relación óptima de $Cl_2:NH_3$ varía con las condiciones específicas, en la práctica la relación de 3:1 es efectiva cuando se desea asegurar la presencia de un exceso de amoníaco. La cantidad máxima de cloramina estable se forma a una relación de 5:1 cuando el agua tiene un pH de 9 y una relación de 9:1 cuando el pH es de 5. Las relaciones de $Cl_2:NH_3$ menores que 3:1 rara vez son deseables debido al exceso de amoníaco que permanece en el agua tratada.

A diferencia del cloro libre disponible, el cloro disponible combinado no altera notablemente los sabores existentes en el agua cruda, pero a menudo limita o previene la formación de productos clorados que pueden causar serios problemas de olores y sabores.

La técnica de la cloración residual combinada se adapta especialmente a la etapa de postfiltración (postratamiento) para controlar ciertas algas y el desarrollo de bacterias, así como para reducir los inconvenientes de las aguas rojas en los sistemas de distribución de agua potable y proporcionar y conservar un residual estable a través de todo el sistema hasta el punto en el que el agua llega al consumidor. Esta técnica suele ir frecuentemente precedida por una cloración residual libre para garantizar la potabilidad del agua, excepción hecha quizá de aquellos casos en los que pueden emplearse periodos de contacto largos.

2.6 PUNTOS DE APLICACION

Cuando la cloración de agua se empleó por primera vez en la desinfección, el efluente de la planta de purificación casi siempre se sometía a un tratamiento final. Hoy en día, el empleo

del cloro en diversas etapas del tratamiento de agua y aún en el sistema de distribución, es una práctica extendida. Con fines de desinfección y otros, se emplean cada vez más sistemas de cloración múltiple o fraccionada, que frecuentemente, acentúan la eficiencia de muchos de los procesos unitarios de tratamiento de agua. Fundamentalmente, los puntos en los que se aplica la cloración dependen de los objetivos específicos de ésta, así como de consideraciones de orden técnico, práctico, de seguridad económica y otras. En la práctica, se emplean profusamente diversos términos para especificar el punto y localización de la aplicación del cloro.

2.6.1 CLORACION CORRIENTE O SENCILLA

Involucra la aplicación del cloro al agua que no se somete a ningún otro tratamiento. Más de la mitad de las instalaciones de agua hoy existentes en Estados Unidos pertenecen a esta categoría y por consiguiente, este tratamiento constituye la única salvaguarda de la salud pública. Cuando se aplican sistemas embalsados o elevados naturalmente, el cloro suele inyectarse en la tubería que procede de dicho abastecimiento por gravedad. Cuando el cloro se aplica al agua bombeada a un sistema, se suele añadir en la fase de aspiración de la bomba, utilizando la presión de ésta para accionar los alimentadores de cloro.

2.6.2 PRECLORACION.

Implica la aplicación de cloro al agua antes de someterla a cualquier otro proceso de tratamiento unitario. Entre las ventajas que se logran con este proceso figuran las siguientes:

- 1.- Una mejora en la operación del filtro, al reducir e igualar la carga bacteriana y de algas y al controlar la formación de limos y fango.
- 2.- Mejora de la coagulación.
- 3.- Reducción de los materiales que producen sabores, olores y colores mediante la oxidación y retraso de la descomposición (en unidades de sedimentación).
- 4.- La introducción de un factor de seguridad en la desinfección de agua muy contaminada, mientras que el cloro residual en el sistema de distribución se mantiene en un mínimo.

Cuando se emplea la precloración, suele ser deseable que el período de contacto sea lo más largo posible, preferiblemente mediante la aplicación de cloro en la aspiración del agua cruda, para permitir que se establezca el debido contacto durante todo el proceso de purificación. Claro está que la dosificación es función del objetivo perseguido. En algunos casos es conveniente la presencia de residual de cloro disponible libre, mientras que en otros bastarán los residuales de cloro combinado. Para mantener la cantidad de residual apropiada para alcanzar los objetivos deseados debe procederse con el máximo cuidado, ya que algunas de las ventajas pueden sacrificarse cuando se trabaja con potenciales de oxidación reducidos de cloraminas.

2.6.3 POSTCLORACION

Involucra la aplicación de cloro al agua después que ésta se haya sometido a cualquier otro proceso de tratamiento unitario. La forma más importante de la postcloración es la que se aplica después de la filtración con fines desinfectantes y para

proporcionar cloro residual libre o combinado en una parte del sistema de distribución de agua potable o en la totalidad del mismo. El periodo de contacto necesario para efectuar la desinfección es una consideración no menos importante; por regla general, el cloro se añade al efluente del filtro o en el pozo de decantación de éste. Cuando la postcloración sigue a la precloración y precede a la filtración, la eficiencia de los filtros suele incrementarse. La segunda adición de cloro eleva el residual de éste en el agua suministrada hasta una cantidad predeterminada, con lo que se restablece esa porción de cloro residual consumida en el proceso de purificación.

2.6.4 RECLORACION

Implica la aplicación del cloro al agua después de un tratamiento de cloración previo en uno o más puntos del sistema de distribución. Esta práctica, que puede involucrar la presencia de cloro residual libre o combinado, es muy común cuando el sistema de distribución es largo y complejo y el residual del efluente de la planta insuficiente para controlar la reaparición de bacterias y algas, la formación de aguas rojas, etc. El cloro puede aplicarse en una extremidad de una conducción larga del sistema de distribución, en un punto en el que la conducción suministra agua a una comunidad suburbana o en otros lugares, tales como embalses, tuberías o estaciones de bombeo de presurización.

Si se dispone de un periodo de contacto largo, el tratamiento con cloro residual libre puede emplearse como si fuese una cloración, precloración, postcloración o recloración corriente, dependiendo del propósito de la aplicación. Los puntos de aplicación del amoníaco y cloro deberían estar lo suficientemente alejados para permitir una mezcla completa del amoníaco con el agua, antes de la aplicación del cloro, pero no

tanto que favoreciere la disipación del amoniaco por materia orgánica antes que se añada el cloro. La adición más temprana de cloro puede resultar en la formación de clorofenoles y otros productos indeseables. Si el periodo de contacto no es lo suficientemente largo, para obtener los residuales libres suele recurrirse a la precloración y posteriormente en el transcurso del tratamiento, a convertir el residual en una forma más combinada que persiste a través de todo el sistema de distribución.

2.0.5 DESCLORACION

Cuando se emplea la cloración residual combinada o libre es preciso obtener residuales de cloro de un tipo e intensidad determinados si se desea lograr un objetivo concreto. Como en algunos casos el residual es lo suficientemente grande para imprimir al agua características estéticas indeseables, hay que eliminar una parte de dicho residual. La descloración es una reducción parcial o completa del cloro residual en el agua mediante cualquier tratamiento químico o físico.

Ya se ha estudiado el origen de las aplicaciones de la supercloración-descloración. En las aplicaciones originales se partía del vago supuesto de que la supercloración implicaba el empleo de concentraciones de cloro superiores a las que se requerían para proporcionar el residual de cloro deseado en el tipo de tratamiento que hoy se conoce como cloración residual combinada. Como en aquel entonces aún no se habían desarrollado los ensayos residuales diferenciales, no se definía el tipo de residual obtenido. En algunos casos y bajo ciertas circunstancias, en dicho tratamiento se obtenían residuales de cloro disponible combinado, mientras que en otros eran de cloro disponible libre; en cualquier caso, los residuales eran lo suficientemente elevados como para requerir la descloración. Las

aplicaciones contemporáneas del concepto de supercloración-descloración se describen con mayor propiedad como una cloración residual libre intensa seguida de una descloración. Dichas aplicaciones son especialmente adecuadas cuando la posibilidad de contacto es muy limitada; por lo general, implican una precloración en una planta de tratamiento de agua o una cloración corriente en la tubería, seguida por una descloración antes de que el agua pase al sistema de distribución.

2.7 SISTEMA DE CLORACION

El proceso de cloración del agua será tan efectivo como lo sea el control que se ejerza para asegurarse de que todo el abastecimiento recibe cloro continuamente y en una cantidad proporcional al gasto, para que produzca una desinfección eficaz. Por lo tanto, debe prestarse primordial atención a la cuidadosa selección y operación del equipo clorador, el cual debe satisfacer las necesidades particulares del abastecimiento de agua, basándose en un conocimiento de las condiciones prevalecientes.

El sistema de cloración se divide como sigue:

- 1.- Almacenamiento y alimentación de cloro.
- 2.- Aparatos de medición y control (cloradores).
- 3.- Equipo de descarga de solución.
- 4.- Aparatos de monitoreo.

2.7.1 ALMACENAMIENTO Y ALIMENTACION DE CLORO

Los cilindros de 100 lbs raramente se usan, el tamaño comercial

es el del cilindro de 150 lb porque es más manejable. En la tabla 2.5 se da información general acerca de los envases de cloro utilizados en las prácticas de cloración. Las instalaciones que usan cilindros de 150 lb están a menudo sujetas a bajos flujos de salida que las hacen susceptibles a una relicuefacción en la tubería entre el cilindro y el clorador. Este fenómeno es acompañado por el depósito de las impurezas del cloro en los pequeños orificios del mecanismo del clorador resultando en un excesivo mantenimiento del clorador. Si el cilindro puede conservarse más frío que el clorador la relicuefacción no podrá ocurrir. Esto sugiere un aislamiento del área de suministro de cloro para evitar que esté sujeta a los cambios de la temperatura ambiente.

En los recipientes de 2000 lbs el cloro puede fluir ya sea como líquido o como gas, por lo que cuentan con dos válvulas de salida y están diseñados para su uso en posición horizontal. El rango de flujo gaseoso de estos cilindros es de 400 lb/día. Si el flujo requerido es mayor se puede proporcionar conectando varios cilindros pero si se requiere un flujo de 1500 lb/día se debe cambiar al flujo líquido haciendo necesario el uso de un evaporador. Los carros tanque tienen un flujo aproximado de 7000 lb/hr.

Cuando se compara el uso del cloro líquido con el gaseoso se pueden observar las siguientes ventajas:

- 1.- El peligro de la relicuefacción del cloro entre los recipientes y el clorador es completamente eliminado.
- 2.- Se necesita conectar menos cilindros a un mismo tiempo. Los flujos de un cilindro de 2000 lb pueden ser mayores de mayores de 10000 lb/día.
- 3.- Los evaporadores proporcionan calor a los equipos.

TABLA 2.5 Tipos de envases de cloro.

TIPO DE ENVASE	PESO NETO (Lb)	TARA (Lb)	DIAMETRO EXTERIOR	LONGITUD
CILINDROS	100	63-115	81.4"-81.2"	4'5"-4'11"
		63-105	101.2"-109.4"	3'31.2"-3'7"
	200	85-140	101.4"-109.4"	4'5"-4'6"
CONTAINER	2000	1300-1650	2'6"	6'73/4"-6'101/2"
CARROS TANQUE	CTON)			
	15	-	6'8"-7'6"	42'4"-47'0"
	16	-	10'5"-12'0"	32'2"-33'3"
	30	-	12'4 1/2"-13'7"	33'10"-35'11"
	55	-	14'3"-15'1"	29'9"-43'0"
	85	-	14'11"-15'	43'7"-50'0"
90	-	14'11"-15'	45'8"-47'2"	

2.7.2 APARATOS DE MEDICION Y CONTROL

Esencialmente, los cloradores figura 2.12, consisten en diversas combinaciones de válvulas de reducción de presión que funcionan por medio de diafragmas mecánicos o flotadores operados hidráulicamente, orificios u otro tipo de medidores, para medir el gasto del cloro gaseoso después de que se ha reducido a una presión uniformemente baja y dispositivos para hacer una solución acuosa del gas e inyectar esta solución al agua a tratar.

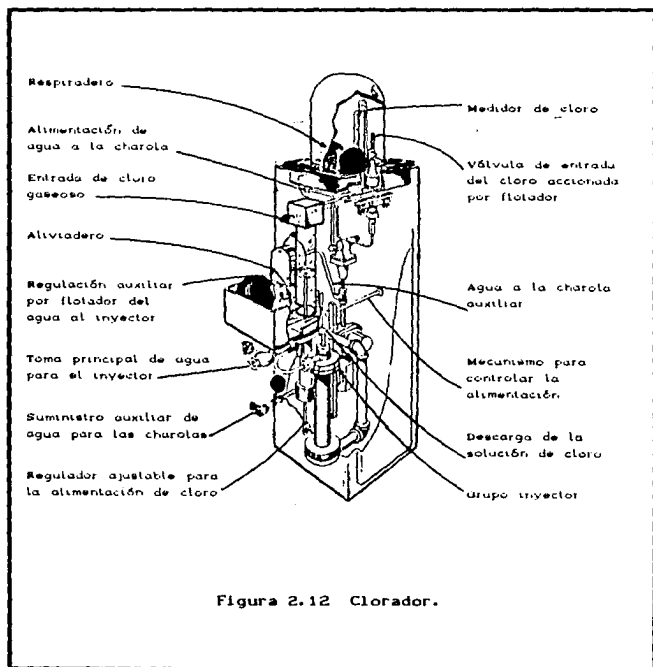
Para dosificaciones dadas se mantienen constantes las caídas de presión a través del orificio. En los dosificadores operados bajo presión, esto se efectúa mediante una válvula reductora y compensadora de presión que mantiene constante la presión de flujo, independientemente de los cambios de presión del recipiente del que se extrae el gas. En los dosificadores operados a vacío, la caída de presión a través del orificio se regula mediante un vacío controlado en los lados de entrada y salida del orificio. El propósito de la alimentación a vacío consiste en disminuir la fuga de gas. Algunos dispositivos simplificados de presión regulan el desplazamiento volumétrico del gas (barbotadores) en vez de su velocidad de flujo.

La figura 2.13 muestra un diagrama de flujo típico de un clorador.

En ocasiones, cuando no se dispone de agua, o de electricidad, o de ambas, en un sitio determinado, se usan cloradores de inyección directa. Esta clase de equipo es esencialmente el mismo que el de alimentación de solución, con la sola diferencia de que no hay dispositivo para hacer e inyectar una solución acuosa. Más bien, el agua se conduce por tuberías directamente hasta el agua que va a tratarse.

La forma más elemental del control de la cloración involucra un

ajuste manual de la dosificación de cloro en el grado en que ello sea necesario. La forma más antigua y sencilla de control automático permitía un mantenimiento automático de una dosificación fija, que era proporcional a la variación del



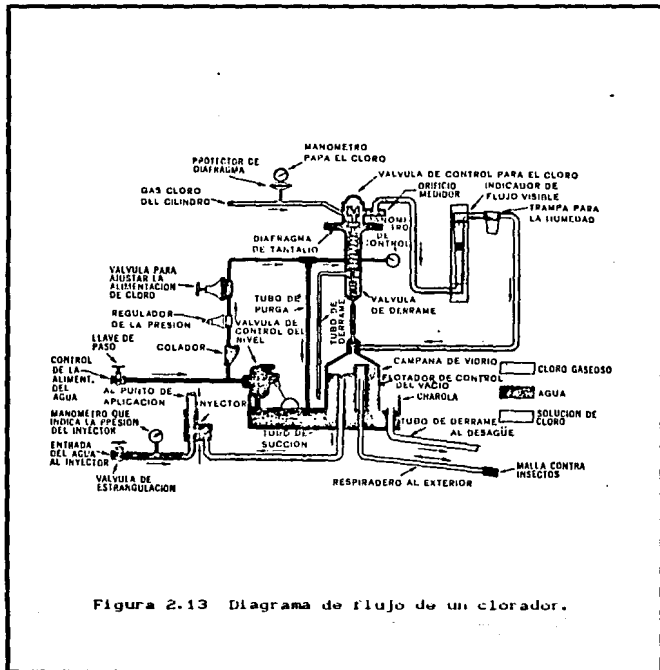


Figura 2.13 Diagrama de flujo de un clorador.

caudal de agua. Más tarde aparecieron otras formas de automatización que acentuaban extraordinariamente la eficacia del tratamiento con cloro y simplificaban el control efectuado por el personal de la planta. Entre otros sistemas empleados pueden citarse los siguientes:

- 1.- Control semiautomático. El alimentador de cloro se acciona automáticamente mediante bombas o temporizadores para entregar una dosificación de cloro fija y preajustada a mano. En las instalaciones de bombas múltiples puede emplearse un régimen de control por etapas y la alimentación de cloro se sincroniza automáticamente para proporcionar la dosificación adecuada para una bomba o una combinación de bombas.
- 2.- Control de programa. La dosificación de cloro varía automáticamente conforme a un horario preestablecido. Este tipo de control se emplea con más frecuencia en la cloración de aguas residuales que en el tratamiento de aguas.
- 3.- Control proporcional automático. El alimentador de cloro ajusta, de modo automático y continuo, la velocidad de alimentación de este elemento conforme a las modificaciones experimentadas en el flujo, con objeto de suministrar una dosificación constante y preestablecida para cualquier flujo. La dosificación deseada se preajusta a mano y la velocidad de alimentación del cloro se controla automáticamente, recurriendo a diversos dispositivos de medición de flujo.

La mayor parte de los alimentadores de cloro fabricados por diversas marcas comerciales pueden adaptarse fácilmente al control de programa, semiautomático o proporcional automático, empleando un dispositivo de respuesta a una señal de transmisión, accionada neumática o eléctricamente, de los

elementos de medida primarios. La señal transmitida regula la alimentación del cloro en proporción directa al volumen principal del flujo. En aquellos casos en los que la dosificación se controla mejor en un punto lejano del alimentador, la mayor parte del equipo puede ajustarse de tal modo que proporcione un ajuste inmediato del flujo de cloro cuándo y como se necesita. En las instalaciones de este tipo se suele contar con un transmisor indicador de flujo de cloro en el punto en el emplazamiento del alimentador, así como un alimentador de flujo en la estación remota. Estos sistemas responden únicamente a los cambios de caudal (cuantitativos) y no son capaces de compensar automáticamente las variaciones registradas en la demanda de cloro (cualitativas).

En época más reciente se han ideado otros métodos de control completamente automático de los alimentadores de cloro, que registran tanto las modificaciones del flujo como de la demanda de cloro. En algunas unidades la cantidad de cloro necesaria para producir el residual deseado se mide y registra como demanda de cloro. Otras unidades miden y registran el cloro residual real y lo controlan hasta lograr el residual deseado. En estos sistemas, las señales procedentes de los registradores de demanda o residuales, junto con la señal de un dispositivo de medición del flujo, pueden enviarse al alimentador de cloro, que responde automáticamente de conformidad con las variaciones tanto cuantitativas como cualitativas.

2.7.3 EQUIPO DE DESCARGA DE SOLUCION

El sistema de inyección es la parte más importante de las instalaciones de cloración. Las partes de este sistema incluyen:

- 1.- La operación de la alimentación al inyector.

- 2.- El inyector.
- 3.- La línea de vacío del clorador al inyector.
- 4.- El sistema de descarga del inyector descrito como línea de solución de cloro.
- 5.- El difusor en el punto de aplicación.

El inyector debe provocar un vacío específico para que el cloro fluya del sistema de abastecimiento a través del clorador, disolverlo en el flujo de agua y llevarlo al punto de aplicación. Se requiere una cantidad específica de agua dependiendo de las condiciones. La cantidad de agua debe ser la suficiente para que la solución no exceda 3500 mg/L. La cantidad de agua es una función de la cantidad de cloro que está siendo alimentada al sistema. Otro factor es la presión en el punto de aplicación del cloro. Esto es conocido como inyector de contrapresión.

Las bombas para abastecer de agua al inyector pueden ser de tipo turbina o centrifugas, estas difieren ampliamente en características que deben ir de acuerdo con el tipo de clorador. Las bombas tipo turbina se usan en cloradores que tienen inyectores de garganta fija de 1 pulgada.

Existen dos tipos básicos de difusores que se usan en los sistemas de cloración, uno para descargar la solución de cloro en la tubería y el otro para descargarla en canales abiertos.

Un tipo de difusor descarga toda la solución al centro del tubo; este tipo se usa en tuberías mayores de 30 pulgadas de diámetro. El otro tipo descarga la solución a través de perforaciones en la mitad superior del diámetro. Estos arreglos permiten la mejor dispersión de la solución de cloro. Para asegurar un mezclado rápido el difusor debe localizarse ya sea en un flujo altamente

turbulento o seguido por un mezclador mecánico. Para los canales abiertos hay dos tipos de difusores:

Una serie de boquillas suspendidas de una manguera flexible o de un tubo perforado colocado a través del canal, este último es el más usual, estos difusores pueden ser colocados directamente en un área de máxima turbulencia. Las cámaras de contacto se deben diseñar para proporcionar la máxima eficiencia de contacto entre el desinfectante y los microorganismos que van a destruirse. Las bases de diseño de cámaras de contacto están relacionadas con la distribución del tiempo de residencia entre el cloro y el agua a tratar en la cámara de contacto.

2.7.4 APARATOS DE MONITOREO

Se tienen dos categorías de equipo de monitoreo; uno es para el monitoreo del cloro residual al final de la cámara de contacto y el otro para registrar el flujo de cloro a través del clorador.

Un registrador amperométrico de cloro residual se instala para registrar el cloro residual en el efluente de la cámara de contacto. Esta unidad se usa también como analizador en el sistema de control. El monitoreo del efluente asegura que no haya pérdidas de residual en la cámara de contacto de cloro y esto ayuda a prevenir una desinfección impropia y la proliferación de lama en las cámaras de contacto. Un registro continuo de la cantidad de cloro aplicada por cada clorador proporciona información valiosa, particularmente para el control del proceso.

CAPITULO 3

OZONIZACION

3.1 HISTORIA

El ozono fue descubierto en 1783 por el científico holandés Van Marum. Fue Schonbein quien en 1840, le llamó "ozono" (tomado de la palabra griega que significa olor). Las investigaciones más antiguas sobre la aplicación del ozono al tratamiento de agua municipal se emprendieron a finales del siglo XIX en Alemania, Holanda y Francia. Los primeros experimentos usando ozono como germicida fueron conducidos en 1886 por Meritens en Francia.

En 1893, en Oudshoorn se construyó y operó la primera planta de tratamiento de agua potable utilizando ozono para la desinfección. Ohmüller observó que el ozono destruía eficazmente las bacterias del tifus y del cólera en la instalación semi-industrial de Martinikenfeld, en 1891, hecho que se tradujo en la construcción de las instalaciones de Wiesbaden y Paderborn en 1896. Por ese entonces, Van Ermengen, Calmette y Roux publicaron sus trabajos sobre los resultados del tratamiento de agua con ozono. Estas investigaciones resultaron en la adopción del tratamiento con ozono en las plantas de

Paris, Lille y Niza, en Francia, entre 1889 y 1904. En 1933, las instalaciones de Paris estaban tratando alrededor de 14000 m³/h de agua con ozono. En una disertación publicada en 1924, sobre las aplicaciones industriales del ozono, se señalaba que los abastecimientos industriales de Madrid, Viena y numerosas ciudades y pueblos de Francia y Alemania se purificaban con ozono. En Inglaterra, los experimentos emprendidos por el Consejo Metropolitano de Aguas de Londres en una parte del abastecimiento de dicha ciudad resultaron, en 1933, en la instalación de ozonificadores en una planta que trataba de 1800 a 2400 m³/h de agua. El equipo de ozonización instalado en Whiting se diseñó específicamente para el control de sabores y olores. En combinación con otros procesos de tratamiento, la ozonización aún se emplea allí y parece ser que se está obteniendo un agua aceptable a partir de unas aguas de tratamiento muy difícil. Sobre la base de los resultados del tratamiento con ozono en una planta piloto de 0.45 m³/h, que funcionó entre 1941 y 1942 en las instalaciones de Torresdale y en Belmont, de la ciudad de Filadelfia en 1949, se instalaron cincuenta generadores de ozono de 11 kg-día de capacidad en la planta de Belmont de filtración rápida con arena, cuya capacidad ascendía a 6000 m³/h, las autoridades sanitarias del Estado requerían que el agua así tratada se sometiese a una postfiltración y a un tratamiento de postcloración. En esta planta, que trataba agua de río que por aquella época contenía grandes cantidades de residuos de carbón, ácidos, derivados orgánicos, color y turbiedad, durante los cuatro primeros años de funcionamiento se logró una reducción de los olores del orden del 45 al 70 %. Sin embargo, los olores y sabores rancios de origen orgánico natural no se reducían con igual eficacia. Con cantidades residuales de ozono de 0.15 a 0.20 ppm se obtuvieron reducciones en el contenido de manganeso del 70 al 80%, mientras que dicha reducción no pasaba del 40% cuando las aguas no se trataban con ozono. Las reducciones en coliformes alcanzaron la proporción del 95% con una cantidad residual de ozono superior a 0.01 ppm y del 99% cuando dicha cantidad residual era del orden

del 0.2 ppm y superior. En 1959, una vez modernizada la planta de Belmont, cuya capacidad se había incrementado a 17000 m³ h, se concluyeron las operaciones de ozonización que se sustituyeron por una cloración en exceso, que se había demostrado como muy eficaz en el tratamiento de las aguas de río, cuya calidad había mejorado de modo constante durante el período 1950-1960.

En época más reciente, en Massachusetts, se hizo uso de una unidad de microfiltración a escala piloto en combinación con el proceso de ozonización para la reducción del color, sabor y olor, en la que se comprobó que cuatro ozonizadores de 11 kg eran completamente prácticos y efectivos en la reducción del color hasta cualquier índice deseable. En el Canadá se observó, en cinco plantas de tratamiento de agua municipal, que el ozono permite obtener un agua de buena calidad, excenta de aquellos sabores y olores que no se habían eliminado en el transcurso de un tratamiento previo con cloro y carbón activado.

En Francia existen más instalaciones de ozonización de agua que en cualquier otro país; en el resto de Europa existen contadas instalaciones que utilizan esta forma alotrópica del oxígeno. El desarrollo rápido y extenso de la energía eléctrica se ha traducido en un renovado interés por la ozonización.

3.2 PROPIEDADES DEL OZONO

El ozono es una forma alotrópica del oxígeno, es un gas azul con un olor pungente característico al cual debe su nombre. A -112 °C, el ozono se condensa en un líquido azul oscuro. El ozono se forma fotoquímicamente en la atmósfera terrestre.

Se produce comercialmente a partir de aire, oxígeno o una mezcla de ambos que se hacen pasar a través de una descarga de corona

eléctrica. El ozono pesa aproximadamente 0.135 lb/pie³ a una atmósfera. Es un poderoso agente oxidante y su potencial de oxidación es de -2.07 V referido a un electrodo de hidrógeno a 25°C, sólo el fluor tiene un potencial de oxidación electronegativo mayor. En la tabla 3.1 se listan algunas propiedades del ozono.

El ozono es extremadamente corrosivo, tanto que los materiales que van a estar en contacto con él deben ser cuidadosamente seleccionados, la porcelana y el vidrio no reaccionan con el ozono.

Las mezclas concentradas de oxígeno-ozono (alrededor de 20% de ozono) son fácilmente explosivas ya sea en estado líquido o gaseoso por lo que en la generación comercial del ozono para su aplicación al tratamiento de agua, las concentraciones arriba del 10% no pueden obtenerse convenientemente.

TABLA 3.1 Principales propiedades del ozono.

Peso molecular	48.0
Punto de ebullición	-111.9 °C
Punto de fusión	-192.7 °C
Densidad del gas	2.144 g/l a 0°C
Calor de formación	34.2 Kg cal/mol

La solubilidad del ozono en el agua es un factor limitante que afecta considerablemente al proceso de ozonización (ver figura 3.1). El ozono es alrededor de 13 veces más soluble que el oxígeno a temperatura y presión estándar. El ozono se descompone rápidamente en oxígeno en soluciones acuosas impuras, pero más lentamente en agua pura o en fase gaseosa. A 20 °C la solubilidad del ozono es de 570 mg/l, el cloro es 20 veces más

soluble. La figura 3.2 muestra los tiempos de vida media del ozono a 20 °C en varios tipos de agua. En un agua destilada o superficial, el tiempo de vida media del ozono a 20 °C es de alrededor de 25 minutos.

Las reacciones del ozono con materiales orgánicos que puedan ocurrir durante el tratamiento ya se encuentran identificadas, en estas reacciones se forman algunos hidroperóxidos los cuales se sabe pueden ser mutagénicos. La ozonólisis de pesticidas produce epóxidos, algunos de los cuales pueden ser cancerígenos. Estudios realizados recientemente han demostrado, que la toxicidad inducida por la ozonización de materiales orgánicos, es menor que la inducida por la cloración. Una muy alta concentración de ozono produce compuestos mutagénicos cuando reacciona con etanol.

El ozono es tóxico para los humanos por lo que debe evitarse exponerse más de 8 horas a atmósferas con una concentración de 0.1 ppm. Arriba de 10 ppm el ozono puede ser tolerado durante un minuto o menos sin que cause efectos dañinos (disminución de la capacidad mental, dificultad en la coordinación de los movimientos, resequedad de la nariz y la boca, disminución del apetito). No hay evidencia de efectos cancerígenos o mutagénicos por la exposición al ozono.

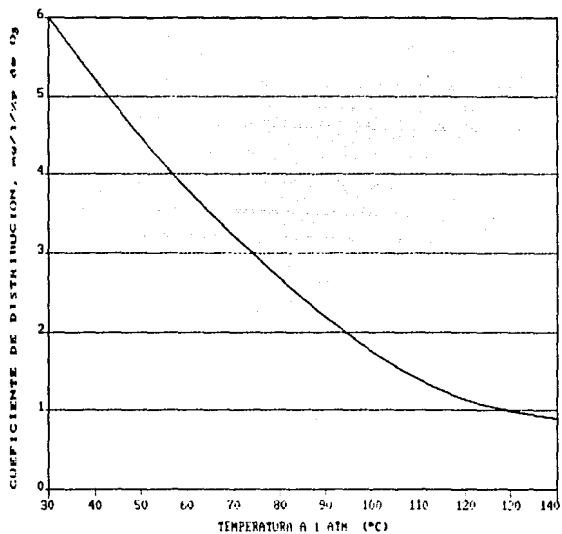
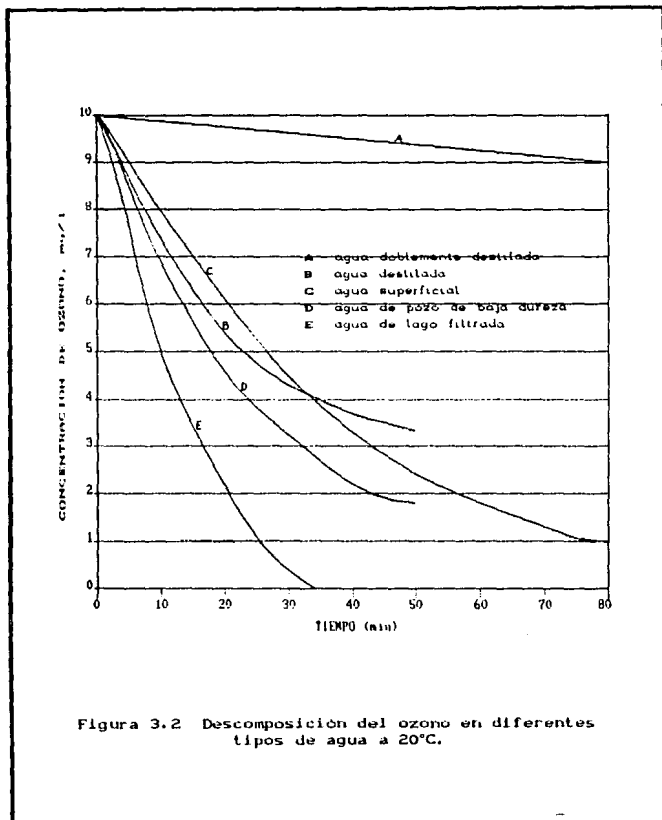


Figura 3.1 Solubilidad del ozono en agua.



3.3 EVOLUCION DE LA OZONIZACION

El ozono es el segundo oxidante más potente, pero su aplicación al tratamiento de efluentes fue desarrollada muy lentamente debido a los costos (capital y energía) relativamente altos comparados con su principal competidor el cloro.

Desde hace 100 años se ha demostrado que el ozono puede destruir mohos y bacterias. En los años veintes y como consecuencia de las investigaciones de los tiempos de guerra, el cloro era un elemento disponible y barato y empezó a desplazar al ozono como desinfectante en todas las comunidades de Estados Unidos. Las investigaciones de la aplicación del ozono se fueron dejando y con ellas las técnicas y el equipo de ozonización. La tecnología del ozono se estanco retardando el desarrollo y la aceptabilidad del ozono para el tratamiento de agua.

Además del popular uso de la cloración como tratamiento de desinfección y del consecuente atraso de la tecnología del ozono, hubo otro impedimento en la comercialización del ozono que fue, el comparativo alto costo de la ozonización en relación a la cloración. La inestabilidad del ozono requiere de generarlo en el momento y lugar de aplicación, esto resulta en los altos requerimientos de capital, agravados por los grandes requerimientos de energía eléctrica. La baja solubilidad del ozono en el agua y la generación de ozono a bajas concentraciones hace necesario un sistema de contacto y reciclaje más elaborado y caro que el de la cloración. En vista de tales obstáculos, hubo poco interés en el uso del ozono, particularmente para el tratamiento de aguas residuales.

3.4 PRINCIPIOS DE LA OZONIZACION

El ozono ha evolucionado como un agente desinfectante y como un

oxidante en el tratamiento de agua. Al aplicar el ozono se deben conocer sus propiedades en solución acuosa así como su influencia sobre los gérmenes patógenos a lo largo de toda una gama de exposiciones posibles.

En Francia y en Norteamérica se han llevado a cabo diversos estudios a escala piloto de la efectividad del ozono en el tratamiento de agua. Estos trabajos han proporcionado bastante información sobre los mecanismos por medio de los cuales se lleva a cabo la ozonización. La desinfección por medio del ozono es el resultado directo de la desintegración de la pared celular de los organismos, este mecanismo es completamente diferente al que se lleva a cabo por medio del cloro. El ozono también presenta la capacidad de eliminar olores, sabores, colores, materia orgánica y materia disuelta; hay dos mecanismos por medio de los cuales el ozono puede reaccionar con la materia orgánica. El primero es un ataque aditivo directo en el cual las ozonidas y peróxidos se forman con una consecuente separación de las moléculas. El otro mecanismo acompaña a la descomposición del ozono, los radicales libres formados en la descomposición son altamente reactivos con todas las especies de materia orgánica y pueden hacer que éstas lleven a cabo una auto-oxidación. El mecanismo de la auto-oxidación puede incluirse en la desaparición del ozono residual después de que la demanda inicial ha sido satisfecha.

3.4.1 INCORPORACION DEL OZONO AL AGUA

Quando el ozono se usa para tratar agua, éste debe transferirse de la fase gaseosa, en la cual es generado, a la fase líquida. Las concentraciones óptimas (más económicas) para generar el ozono son de 2 y 3 % en peso cuando el aire y el oxígeno se usan como gases de alimentación respectivamente. A bajas presiones parciales de ozono, su transferencia en el agua no se llevaría a

cabo completamente como lo indicaría su solubilidad.

Una variable importante que afecta la transferencia de masa del ozono es la concentración de materiales disueltos en el agua que reaccionan con el ozono. En el tratamiento de agua potable es de primera importancia emplear una fuente de agua de alta pureza para que la demanda de ozono disminuya. La cantidad de ozono requerida para el tratamiento del agua depende considerablemente de la cantidad de materiales orgánicos disueltos en el agua.

La presión parcial del ozono en la fase gaseosa es directamente proporcional a la solubilidad del ozono en el agua, de acuerdo a la ley de Henry (ver la figura 3.1).

A mayor solubilidad del ozono en el agua, hay mayor gradiente para la disolución de éste. Una alta concentración de ozono en la fase gaseosa, implica una alta eficiencia de transferencia y bajo costo de operación. Las altas concentraciones de ozono requieren de bajos volúmenes de carga de gas, lo que resulta en el uso de cámaras de contacto pequeñas.

La solubilidad del ozono en el agua se incrementa como una función de la presión a la cual el gas es aplicado (ver figura 3.3). Esta variable puede optimizarse por el uso de reactores a presión y/o con inyección del gas a bastante profundidad para una mayor difusión.

La solubilidad del ozono se incrementa cuando disminuye la temperatura del agua (ver figura 3.4).

El ozono residual disuelto disminuye con el aumento de la temperatura que resulta del alto grado de descomposición y de la rapidez de la reacción. A pesar de la disminución de la solubilidad del ozono con la temperatura y de las correspondientes bajas concentraciones residuales, el grado de inactivación de organismos mejora notablemente a altas

temperaturas.

El mezclado incrementa la transferencia de masa del ozono en la delgada película de líquido interfacial. El mezclado también incrementa la velocidad a la cual el ozono es destruido y a la vez decrece la inactivación de los organismos. Por lo tanto, un contactor mezclador requiere de una alta dosis de ozono para un nivel dado de desinfección.

La cámara de contacto de ozono para la desinfección estará diseñada para prevenir un mezclado excesivo. La transferencia se incrementa maximizando el área entre el agua y el aire ozonizado. Esto implica que se utilizarán burbujas de menor tamaño ya que estas están caracterizadas por un área superficial mayor para un volumen dado de aire disperso. El tamaño de la burbuja puede controlarse por elección adecuada del difusor de ozono. La eficiencia de la transferencia también se incrementa, con el incremento del tiempo de contacto entre las burbujas y el agua. A menor tiempo de elevación de las burbujas, mayor tiempo de contacto.

La relación entre el diámetro de la burbuja y la velocidad de elevación está dada en la figura 3.5.

El volumen del contactor de ozono debe ser suficiente para prevenir que las burbujas entren en excesivo contacto unas con otras. El contacto con las burbujas a menudo implica la unión de éstas. Las burbujas grandes las cuales se forman por este mecanismo, están caracterizadas por un área de contacto menor entre el gas y el agua; por lo tanto, disminuye la eficiencia de la transferencia.

La velocidad de desinfección del ozono es 3125 veces más rápida que la desinfección con cloro. El uso de mezcladores estáticos es la manera más rápida de transferir ozono al agua. La desinfección ocurre en estos mezcladores dentro de un tiempo de

contacto menor de dos segundos. El tiempo de contacto, como un parámetro de diseño para la desinfección, es mucho más importante para el cloro que para el ozono.

La velocidad de transferencia para muchos sistemas de contacto esta limitada por la relación de volumen de gas a volumen de agua en el contactor. En algunas aplicaciones para el control de la contaminación, la velocidad de la reacción del ozono no esta limitada por la transferencia de masa sino por la cinética química. En tales casos, es la química de la oxidación y no el fenómeno de la disolución del ozono la que dicta el tiempo de contacto.

La radiación ultravioleta en un contactor de ozono es usada como un catalizador para muchas reacciones e incrementa la velocidad y hace que decrezca el tamaño necesario del contactor. El incremento en la profundidad del agua en un contactor de ozono puede incrementar el tiempo de contacto entre las burbujas y el agua. Las profundidades de agua optimas van de 3.7 a 5.5 m. Una profundidad mayor de 5.5 m no es práctica porque el ahorro de ozono no puede justificarse en términos de costo de cámaras de contacto. Otra consideración en cuanto a la profundidad del agua es la contrapresión que se lleva a cabo sobre los difusores por la presión del agua. La profundidad de 3.7 y 5.5 m es la apropiada en terminos de la presión disponible de muchos generadores de ozono.

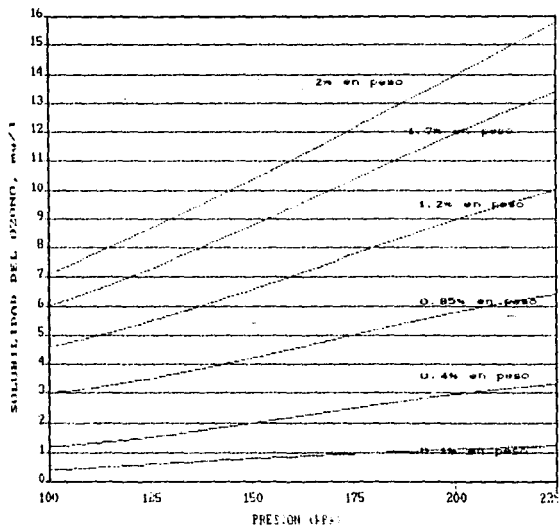


Figura 3.3 Solubilidad del ozono como función de la presión a 20°C.

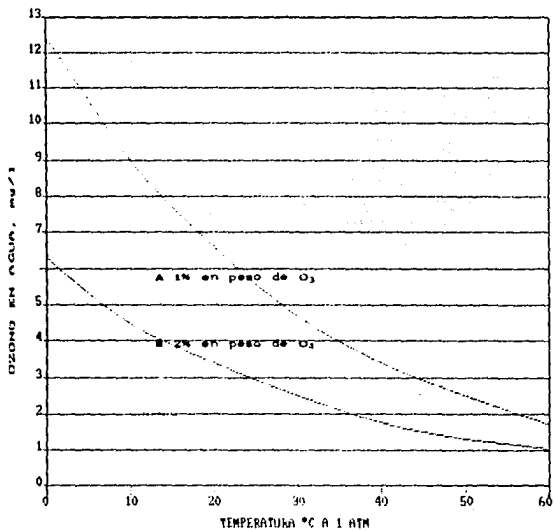


Figura 3.4 Solubilidad del ozono en agua pura.

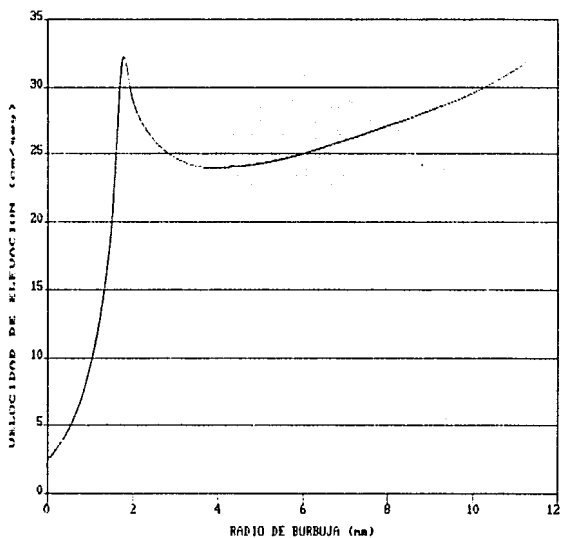


Figura 3.5 Velocidad de elevación de las burbujas de de aire como función del tamaño.

3.4.2 REACCIONES CON EL AGUA

En agua pura, el ozono se descompone como sigue:



Los radicales libres (HO_2^{\bullet} y HO^{\bullet}) que se forman cuando se descompone el ozono en el agua, tienen un gran poder oxidante y también desaparecen rápidamente (ec. 3.4), éstos pueden reaccionar con impurezas, por ejemplo, sales metálicas, materia orgánica, iones de hidrógeno e hidróxido presentes en solución. Los radicales libres formados por la descomposición del ozono en el agua aparentemente son las principales especies reaccionantes. El ozono aun existente en el agua, no pierde su capacidad oxidante en la solución acuosa.

3.4.3 REACCIONES CON LAS IMPUREZAS DEL AGUA

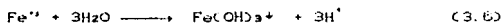
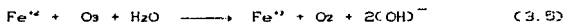
La aplicación del ozono como oxidante en el tratamiento de agua, tiene el mismo objetivo que la aplicación del cloro.

A continuación se listan las aplicaciones que hasta ahora se conocen del ozono en el tratamiento de agua potable, algunos de los cuales se usan para otros tipos de tratamientos:

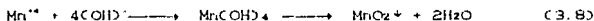
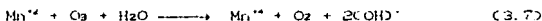
1. - Oxidación de compuestos inorgánicos solubles.
2. - Materiales orgánicos oxidables.
3. - Bacterias y otros microorganismos.
4. - Separación de compuestos orgánicos complejos.
5. - Remoción de sólidos suspendidos (turbidez).

3.4.3.1 OXIDACION DE COMPUESTOS INORGANICOS SOLUBLES

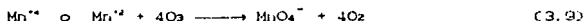
El ión hierro se oxida rápidamente a iones férricos, los cuales a pH neutro se hidrolizan, coagulan y precipitan como hidróxido férrico de acuerdo con las siguientes reacciones:



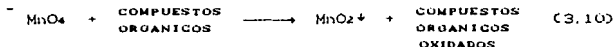
Similarmente, los iones manganesos se oxidan a iones mangánicos, los cuales se hidrolizan formando dióxido de manganeso insoluble de acuerdo con:



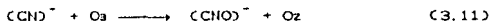
En la ozonización de los compuestos de manganeso se produce el ión permanganato que es muy soluble en agua y es de color rosa en solución diluida:



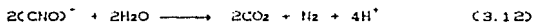
Una vez formado el permanganato, este puede oxidar compuestos orgánicos disueltos que puedan aun estar presentes, regresando lentamente a la forma mangánica de la cual se formo el dióxido de manganeso soluble:



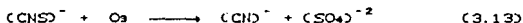
Los iones cianuro son rápidamente oxidados a iones cianato:



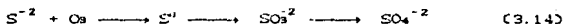
a bajo o alto pH el ión cianato se hidroliza para producir CO₂ y nitrógeno:



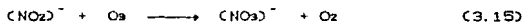
Los iones tiocianato se oxidan a cianuro, el cual a su vez es inmediatamente oxidado a cianato y el azufre se oxida a sulfato:



El ión sulfuro se oxida a azufre elemental, después a sulfito y finalmente a sulfato:



Los iones nitrito se oxidan muy rápido a iones nitrato:



3.4.3.2 MATERIALES ORGANICOS OXIDABLES

El ozono reacciona con compuestos orgánicos insaturados, los compuestos resultantes son los llamados ozonidas. La descomposición de las ozonidas resulta de la ruptura de las dobles ligaduras, causando la formación de aldehídos, cetonas y ácidos. El ozono destruye los compuestos fénolicos y es capaz de eliminar los colores debidos a compuestos orgánicos encontrados en algunas aguas. Estas características son responsables de la popularidad del ozono en el tratamiento de aguas superficiales de baja calidad.

El ozono también destruye los ácidos precursores de la formación de los trihalometanos y hace que los compuestos orgánicos sean más adsorbibles por el carbón.

Además se ha demostrado que el ozono puede degradar pesticidas

tales como el parathión y malathión a ácido fosfórico y adicionando luz ultravioleta puede reducir el malathión a dióxido de carbono y agua después de formar tres o cuatro compuestos intermedios tales como el alcohol, aldehidos y ácido oxálico después de una hora de contacto.

Los colores presentes en algunas aguas son derivados de la descomposición de materiales orgánicos naturales, y se deben a la presencia de compuestos que contienen grupos conjugados de orgánicos insaturados, el ozono es muy reactivo con estos grupos. Esto no significa que todos los colores causados por los compuestos orgánicos puedan ser convertidos a dióxido de carbono y agua, sino que simplemente los grupos insaturados responsables del color han sido destruidos.

Algunos de los compuestos orgánicos que causan olores y sabores en el agua son formados por el deterioro de la vegetación natural y son oxidados por el ozono.

En algunas temporadas por los cambios de clima y cuando se presentan nutrientes en los abastecimientos de agua, se presenta el crecimiento de algas. El ozono puede romper el proceso metabólico de muchos tipos de algas oxidando los componentes orgánicos esenciales para el crecimiento.

3.4.3.3 BACTERIAS Y OTROS ORGANISMOS

La desinfección de la *Escherichia coli* con ozono es 3125 veces más rápida que con cloro. La desinfección con ozono ocurre por la ruptura de la pared celular, lo que ocasiona la muerte e inactivación de los organismos. El ozono es un fuerte germicida; se requieren solamente pocos microgramos por litro para medir su acción germicida, que no parece ser afectada significativamente con los cambios de pH.

En la tabla 3.2 se muestra la destrucción de la *Escherichia coli* en agua destilada con un pH de 5.5 a 5.7 a una temperatura de 20°C y un número inicial de bacterias de 2.4×10^8 /100 ml.

TABLA 3.2

CONDICIONES INICIALES DE OZONIZACION (mg O ₃ /m ³ de agua)	RESIDUAL DESPUES DE %		RESIDUAL DESPUES DE (mg/m ³ de agua)	
	1 min	5 min	1 min	5 min
100	99.9	100.0	90	70
70	100.0	100.0	50	50
50	99.9	100.0	30	30
30	99.6	99.9	20	0
Trazas	99.2	99.2	0	0
No detecta	3.6	2.1	0	0

3.4.3.4 SEPARACION DE COMPUESTOS ORGANICOS COMPLEJOS

Cuando el manganeso se presenta como un complejo, como en el caso de degradación de vegetación en el agua, algunos agentes oxidantes, tales como el cloro no alcanzan a romper estos complejos orgánicos ni los cationes inorgánicos libres. El ozono si los puede separar como dióxido de cloro, liberando iones manganoso y manganico, los cuales se oxidan y/o hidrolizan como se vió anteriormente.

3.4.3.5 REMOCION DE SOLIDOS SUSPENDIDOS

La turbidez es causada por los solidos suspendidos, los cuales

son partículas coloidales que tienen superficies altamente cargadas. La fuerza de estas cargas superficiales, de hecho, conserva las partículas en suspensión debido a las fuerzas superficiales repulsivas entre las pequeñas partículas. Las partículas coloidales pasan a través de los medios filtrantes normales. La adición de un oxidante fuerte, tal como el ozono, puede cambiar la naturaleza de estas cargas superficiales, así se logra que las partículas cargadas se aglomeren y sean más fácilmente removidas por filtración. Si los iones ferrosos se encuentran presentes, la ozonización puede oxidarlos a férricos. Estos iones se hidrolizan y aglomeran y pueden interactuar y/o combinar con las superficies de los sólidos suspendidos, haciendo que estos floculen.

3.4.4 DOSIS DE OZONO

3.4.4.1 DEMANDA DE OZONO

La dosis requerida de ozono varía ampliamente de acuerdo a la calidad del agua a tratar. El agua que contiene bacterias casi siempre contiene material orgánico disuelto el cual ejerce una demanda de ozono inicial. En algunos casos, las especies inorgánicas también pueden ejercer una demanda inicial de ozono. Mientras que la demanda inicial de ozono se satisface, la desinfección es relativamente baja. El ozono logra eliminar algunos organismos mientras reacciona con los compuestos orgánicos. Después de que esta demanda inicial ha sido satisfecha, la muerte de los organismos es muy rápida. Es imperativo conocer la demanda de ozono del agua a tratar. *La demanda de ozono es la diferencia que existe entre la cantidad de ozono aplicada al agua y la de ozono residual libre que permanece en dicha agua al final del período de contacto especificado.*

3.4.4.2 OZONO RESIDUAL

En muchos casos no es posible eliminar el uso del cloro, ya que se requiere un desinfectante residual presente en las líneas de distribución. El ozono no puede actuar como un desinfectante residual porque se descompone con facilidad. La vida media del ozono disuelto en agua sin demanda de este es de 20 a 40 minutos dependiendo de la temperatura (ver figura 3.2).

Cuando se requiere un alto contenido de ozono residual, se deben tomar algunas precauciones, ya que si el contenido de ozono residual libre es de 0.4 g/m³, las trazas de ozono son encontradas en el agua después de más de una hora, esto significa que cuando el agua tratada se conserve en un tanque aunque sólo sea por un periodo de tiempo corto existe el peligro de una fuerte corrosión.

Si es necesaria la presencia de un residual para evitar una recontaminación en las líneas de distribución se hace indispensable la utilización de un agente desinfectante que proporcione un residual persistente como el cloro, para prevenir la proliferación de organismos y materia orgánica. Una pequeña dosis de agente residual no proporciona sabor al agua, ya que el ozono ha previamente oxidado la materia orgánica que es la causa potencial. Los métodos más utilizados para la determinación de los residuales de ozono están basados en procedimientos colorimétricos, los ensayos son: método de yoduro de potasio, absorción ultravioleta, amperométrico y electródo de membrana amperométrica.

3.4.4.3 DOSIS TIPICAS

TABLA 3.3

RAZONES PARA LA OZONIZACION	DOSIS TIPICA (ppm)
Remoción de color	2-4
Control de: olores y sabores	2-4
algas	4-5
lama	5.0
organismos	6.0
Desinfección de agua potable	0.2-0.5
Desinfección de agua con residual libre	1-2
Desinfección de agua residual municipal	5-10
Desinfección de efluentes terciarios de filtros de carbón activado	5.0
Desinfección de efluentes terciarios de aguas residuales	25.0
Desinfección de efluentes secundarios	10.0
Agua de enfriamiento	0.5

3.5 PRACTICA DE LA OZONIZACION

La ozonización normalmente constituye la etapa final de otros tratamientos como almacenaje, filtración, floculación, decantación, etc., en esta última etapa del tratamiento por oxidación existe una gran necesidad de establecer estándares para la aplicación práctica del ozono como desinfectante. El parámetro es un residual detectable a un tiempo de contacto variable dependiendo de la temperatura (por ejemplo, para fuentes de agua contaminada como la de algunos ríos, el criterio actual para una desinfección satisfactoria es de 0.4 mg/l de

ozono residual con un periodo de contacto mínimo de 4 a 5 minutos), tal práctica es denominada "ozonización total".

La aplicación de ozono a desechos acuosos es una situación química completamente diferente a su aplicación en abastecimientos de agua superficial de baja calidad.

La técnica de ozonización es adecuada para:

- 1.- La oxidación de hierro, manganeso y materia carbonosa.
- 2.- Reducción de turbidez, contenido de sólidos en suspensión y las demandas químicas y biológicas de oxígeno. Además puede eliminar detergentes y otras sustancias tensoactivas no biodegradables.
- 3.- Elimina organismos patógenos e inactiva virus y otros organismos que no son sensibles a la desinfección ordinaria con cloro.
- 4.- Si no hay posterior recontaminación, el ozono residual es suficiente para efectuar una desinfección común.

3.6 PUNTOS DE APLICACION

La aplicación del ozono al agua se emplea principalmente para la desinfección de agua potable, aunque al igual que el cloro tiene bastantes aplicaciones dentro del tratamiento de agua.

Los puntos de aplicación de ozono al agua tienen el mismo significado que la aplicación del cloro, los términos utilizados son:

- 1.- Ozonización corriente

- 2.- Preozonización
- 3.- Postozonización
- 4.- Reozonización

3.7 SISTEMA DE OZONIZACION

Una planta típica de tratamiento de agua con ozono consiste de 4 subsistemas:

- 1.- Preparación del gas de alimentación.
- 2.- Generación de ozono.
- 3.- Contacto entre el agua y el ozono.
- 4.- Descomposición del ozono.

El ozono se genera comercialmente por medio de una descarga de corona eléctrica sobre el gas de alimentación, el ozono producido se pone en contacto con el agua o agua residual, el efluente tratado se descarga y el gas alimentado se recircula o se descarga (ver figura 3.6).

3.7.1 PREPARACION DEL GAS DE ALIMENTACION

El gas alimentado en los sistemas de ozonización, puede ser aire, oxígeno o aire enriquecido con oxígeno producido comercialmente. La selección particular del gas de alimentación para cualquier aplicación está basada en la economía y depende de diversos factores, particularmente de:

- 1.- Cantidad total de ozono requerido.
- 2.- Concentración deseada de ozono en el gas de alimentación.

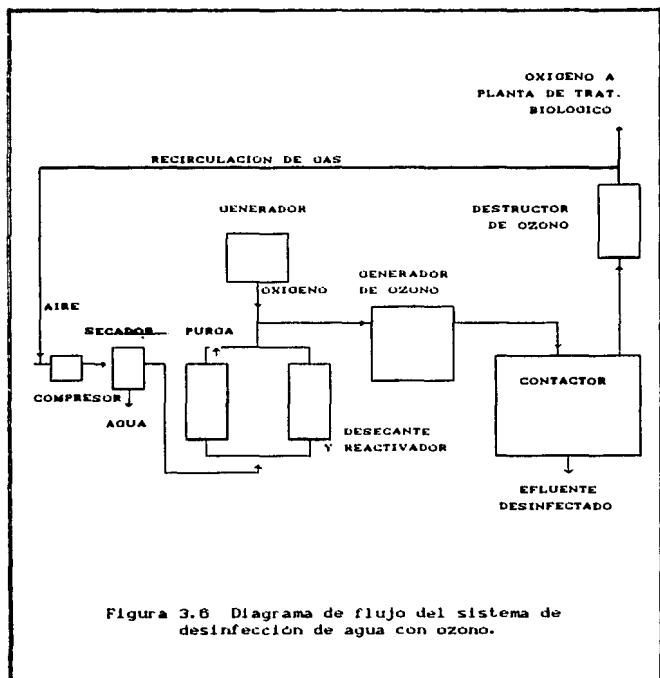


Figura 3.6 Diagrama de flujo del sistema de desinfección de agua con ozono.

3.- Destino (recirculación o descarga) del gas de alimentación.

4.- Un generador de ozono dado con un flujo de gas específico puede producir dos o tres veces más ozono del oxígeno puro que del aire (ver figura 3.7).

La concentración máxima económicamente producida a partir de aire es de alrededor de 2%, y a partir de oxígeno puro es de alrededor del 8%. El uso de altas concentraciones de ozono proporciona dos ventajas: los costos de capital y de operación por libra de ozono producido son considerablemente reducidos y un alto gradiente de concentración para la transferencia de masa del ozono se da en el sistema de contacto, produciendo un incremento en la eficiencia de la utilización del ozono.

Estas ventajas se deben considerar otra vez en el incremento del costo de la producción de oxígeno. Generalmente se emplea el aire para estas aplicaciones requiriendo menos de 50 lb/día de ozono. Si el aire es el gas de alimentación, éste debe secarse y enfriarse para reducir la acumulación de ácido nítrico y óxidos de nitrógeno que son corrosivos y que se presentan como subproductos cuando el punto de rocío está por encima de -40°C . La figura 3.8 muestra el efecto de la humedad en la producción del ozono. El uso de oxígeno puro hace innecesario el secado y el enfriamiento.

3.7.2 GENERACION DE OZONO

El ozono se puede generar por diversas formas; muchas de ellas requieren que los enlaces estables de la molécula de oxígeno se rompan produciendo átomos de oxígeno que reaccionan casi inmediatamente con la molécula de oxígeno para formar ozono. Los métodos de generación de ozono incluyen la electrólisis y la

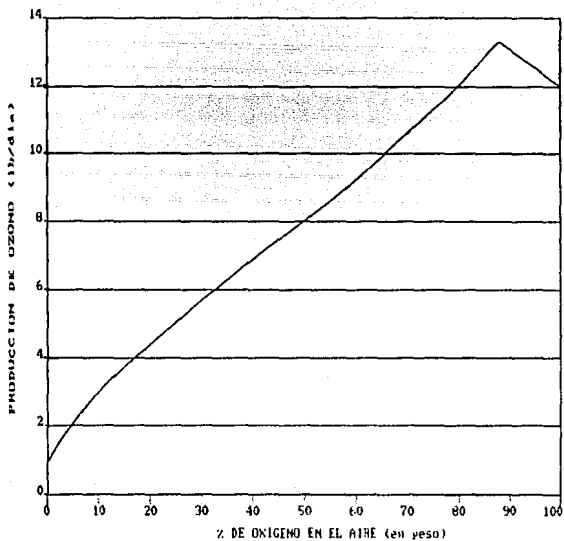


Figura 3.7 Producción de ozono a partir de aire.

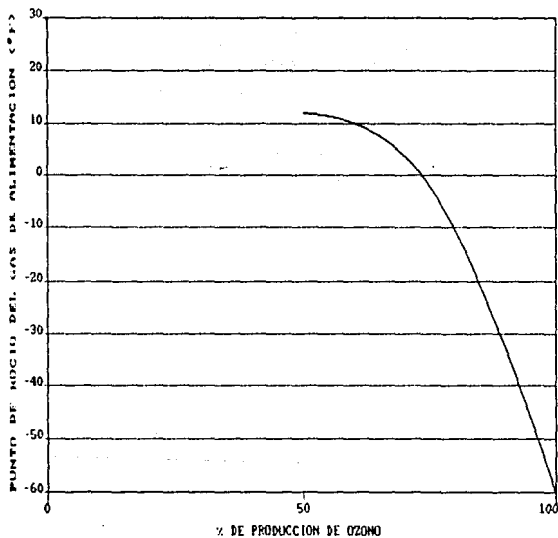
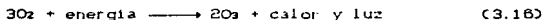


Figura 3.8 Efecto de la humedad en la producción de ozono.

radiación ultravioleta, por medio de estos procedimientos solo se puede obtener muy bajas concentraciones por unidad de tiempo, las cuales son insuficientes para tratar grandes volúmenes de agua económicamente ya que se requieren grandes gastos de energía eléctrica. Por ejemplo, se requieren más de 44 KWh para generar 1 Kg de ozono a partir de aire seco, se requieren grandes volúmenes de gas de alimentación y se obtienen bajas concentraciones de ozono.

Actualmente casi todos los generadores de ozono disponibles comercialmente emplean el principio de la descarga de corona eléctrica. En esta técnica, el gas de alimentación se hace pasar a través de una ranura de descarga (alto voltage de 5 a 25 KV). Un par de electrodos de gran área están separados por un dieléctrico (1 a 3 mm de espesor) y una ranura con aire (aproximadamente de 3 mm) como se ve en la figura 3.9.

La creación del campo de descarga eléctrica requiere considerables gastos de energía eléctrica. Cuando el gas alimentado pasa a través de la celda, el ozono se produce de acuerdo a la siguiente ecuación:



Solamente alrededor del 10% de la energía eléctrica alimentada es usada para producir el ozono y la demás es convertida en calor y si no se remueve rápidamente de la celda, puede causar la descomposición térmica del ozono producido convirtiéndolo otra vez en oxígeno. La velocidad de esta reacción inversa se incrementa rápidamente arriba de 35°C. Por lo tanto, el enfriamiento de las celdas del generador de ozono es crítico para poder mantener una producción consistente de ozono.

El mecanismo de generación de ozono es la cavitación y aceleración de electrones libres dentro de un campo de alto voltaje. La alteración de la corriente causa que los electrones

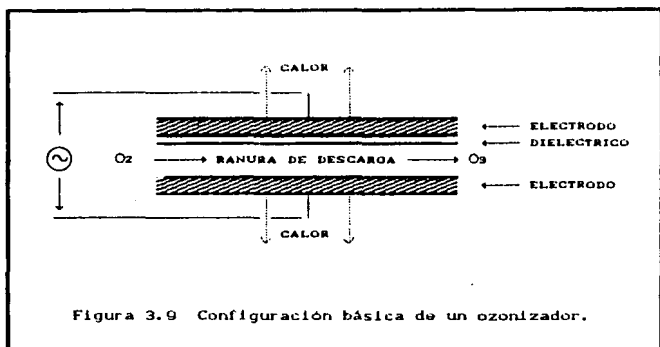


Figura 3.9 Configuración básica de un ozonizador.

sean atraídos de un electrodo a otro, como éstos llegan con suficiente velocidad, al chocar son capaces de separar las moléculas de oxígeno en átomos libres, estos átomos pueden entonces combinarse con las moléculas de oxígeno para formar el ozono.

Bajo condiciones de operación óptimas (eficiente remoción de calor y flujo de alimentación adecuado), la producción de ozono en generadores de descarga de corona está representado por las siguientes relaciones y factores que se deben considerar en el diseño de los generadores:

$$V \propto p\delta$$

$$\frac{Y}{A} \propto \frac{f \epsilon V^2}{d}$$

(3.17)

donde:

- Y/A = Producción de ozono por unidad de área de superficie del electrodo.
- V = Voltaje aplicado.
- p = Presión del gas en la ranura de descarga.
- g = Ancho de la ranura de descarga.
- f = Frecuencia del voltaje aplicado.
- ϵ = Constante dieléctrica.
- d = Espesor del dieléctrico.

Por consiguiente, para optimizar la producción de ozono deben existir las siguientes condiciones:

- 1.- La combinación de la presión del gas y el ancho de la ranura se debe arreglar de tal manera que el voltaje pueda conservarse relativamente bajo manteniendo presiones de operación razonables. El bajo voltaje protege las superficies del electrodo y el dieléctrico. Las presiones de operación de 10 a 15 psig son aplicables a algunos tratamientos.
- 2.- Para la alta eficiencia de producción se usará un dieléctrico delgado con una alta constante dieléctrica. El vidrio es el material más práctico. Se requiere un gran esfuerzo dieléctrico para minimizar las perforaciones, mientras que un espesor mínimo maximiza la producción y facilita la remoción del calor.
- 3.- Para reducir problemas de mantenimiento y proteger la vida del equipo, se debe usar corriente alterna de alta frecuencia. La alta frecuencia demanda menor superficie dieléctrica que el alto voltaje.
- 4.- Es esencial un sistema de remoción de calor eficiente. Actualmente, existen 3 tipos de generadores de ozono de descarga de corona eléctrica (ver figura 3.10):

1. - Placa Otto.
2. - Tubo.
3. - Placa Lowther.

Las características de operación y los requerimientos de energía para cada tipo de generador se dan en la tabla 3.3.

3.7.2.1 PLACA OTTO

Este generador fue el primero que se diseñó. Lo desarrolló Otto en 1905, se le conoce como "sistema de inyección parcial Otto" y se usa todavía en Europa. Este generador se hizo de una serie de secciones arregladas en la siguiente secuencia:

- 1.- Un bloque de aluminio colado con agua de enfriamiento que actúa como un electrodo a tierra.
- 2.- Una placa dieléctrica de vidrio.

TABLA 3.3 Comparación de ozonizadores comerciales.

CARACTERÍSTICAS DE OPERACION DE OZONIZADORES TIPICOS	TIPO		
	OTTO	TUBO	LOWTHER
Alimentación	aire	aire, oxígeno	oxígeno
Punto de rocío (°F)	-60	-80	-40
Enfriamiento	agua	agua	aire
Presión	0	3-15	1-12
Ranura de descarga (in)	0.125	0.10	0.05
Voltaje (kV)	7.5-20	15-19	8-10
Frecuencia (Hz)	50-500	60	2000
Espesor de dielec. (in)	0.12-0.19	0.1	0.02
Requerimientos de energía:*			
Alimentando aire	10.2	7.5-10	6.3-8.8
Alimentando oxígeno	-	3.75-5.0	2.5-3.5

* según de ozono a l. de concentración

3. - Ranura de aire y otro dieléctrico de vidrio.
4. - Un electrodo de acero inoxidable de alto voltaje.

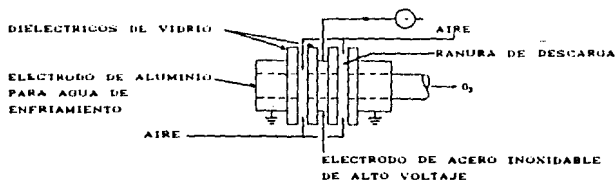
3.7.2.2 TIPO TUBO

Este generador está compuesto de algunas unidades tubulares. Los electrodos exteriores son tubos de acero inoxidable sujetos dentro de otros tubos espaciados y rodeados de agua de enfriamiento. Los tubos de acero inoxidable tienen en el interior dieléctricos de vidrio tubular centrados, los cuales en las superficies interiores están cubiertos con un conductor, el cual actúa como un segundo electrodo. Los electrodos exteriores están arreglados en paralelo y están sellados dentro de un sistema de agua de enfriamiento. Este grupo de unidades de agua de enfriamiento están encerrados en un recipiente hermético, así que el aire o el oxígeno se pueden alimentar a la unidad por un extremo y el ozono se obtiene por el otro. El tubo de vidrio también está sellado y el gas de alimentación pasa solamente a través de la ranura de descarga.

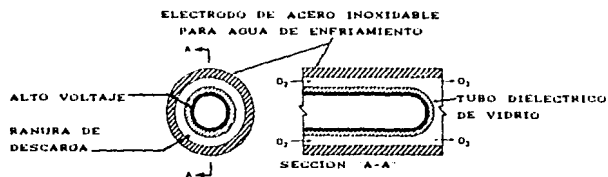
3.7.2.3 PLACA LOWTHER

Este tipo de generador de ozono es el más reciente, es un enfriador de aire y puede utilizar ya sea aire atmosférico u oxígeno puro. Este generador está hecho de un sistema compacto y hermético que consiste de:

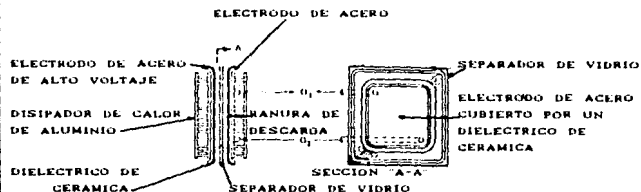
1. - Un dissipador de calor de aluminio.
2. - Un electrodo de acero cubierto con dieléctrico de cerámica.



GENERADOR DE OZONO TIPO PLACA OTTO



GENERADOR DE OZONO TIPO TUBO



GENERADOR DE OZONO TIPO LOWTHER

Figura 3.10 Tipos de generadores de ozono.

- 3.- Un espaciador de silicón el cual proporciona la cantidad precisa de descarga en la ranura.
- 4.- Un segundo electrodo de acero cubierto con cerámica. El ozono sale a través de un segundo disipador de calor de aluminio.

Estas unidades se comprimen juntas en una estructura y son distribuidores del flujo interior (aire u oxígeno). El enfriamiento se lleva a cabo por medio de un ventilador el cual mueve el aire ambiente a través de los disipadores de aire.

Para el uso de este tipo de generadores se deben de tomar en cuenta las siguientes características:

- 1.- Usa aire de enfriamiento.
- 2.- Los dieléctricos delgados logran una gran producción de ozono y a la vez mejora la remoción del calor.
- 3.- La pequeña ranura de descarga alcanza altas presiones de operación.
- 4.- La operación a bajo voltaje proporciona más vida a los dieléctricos.
- 5.- La operación a alta frecuencia logra una alta producción de ozono sin recurrir a altos voltajes.
- 6.- La remoción de calor es más eficiente.

3.7.3 CONTACTO ENTRE EL AGUA Y EL OZONO

El diseño de los contactores es importante para maximizar la

eficiencia en la transferencia del ozono y para maximizar el costo total del tratamiento. Los principales obstáculos para una eficiente utilización del ozono son:

- 1.- La relativamente baja solubilidad del ozono en el agua.
- 2.- Las bajas concentraciones de ozono producidas en los generadores.
- 3.- La inestabilidad del ozono.

Los sistemas específicos de contacto deben diseñarse para cada aplicación en el tratamiento de agua con ozono.

Para definir el contacto apropiado se deben especificar los siguientes parámetros:

- 1.- El objetivo del tratamiento: oxidación de compuestos orgánicos, reducción de la demanda de oxígeno, etc.
- 2.- Relaciones relativas de reacciones competitivas: oxidación química, descomposición del ozono en las soluciones acuosas, inactivación bacterial, etc.
- 3.- Transferencia de masa del ozono en la solución.
- 4.- Características de calidad del agua a tratar: sólidos suspendidos totales, carga orgánica, etc.
- 5.- Presión de operación del sistema.
- 6.- Concentración de ozono empleada.
- 7.- Tipos de contactores: materiales de construcción, número de etapas del contactor, etc.

Los diferentes tipos de contactores de ozono que se usan en el tratamiento de agua potable son:

1. -Difusores.
2. -Turbinas.
3. -Secadores por atomización.
4. -Mezcladores estáticos.
5. -Inyectores.

3.7.3.1 DIFUSORES

El gas de salida de los generadores se encuentra a una presión de 10 a 15 psi, esta presión es suficiente para vencer la cabeza de agua. El gas a esta presión se pasa a través de un difusor de cerámica localizado en la base de la columna de contacto y las burbujas de ozono-oxígeno o de ozono-aire se elevan a través del agua que está siendo tratada. Las consideraciones para la transferencia de masa dadas anteriormente indican que la altura de la columna de agua debe ser de alrededor de 6 metros para asegurar la máxima transferencia de ozono en el agua. El tamaño de las burbujas va de menos de 1 mm a algunos mm al elevarse en el agua. No es necesario adicionar energía (sólo la requerida para generar el ozono) para operar los contactores difusores. Por otra parte, las cámaras de contacto son largas para proporcionar suficiente profundidad de agua y asegurar la máxima transferencia de ozono en el agua.

En la figura 3.11 se muestra una cámara de contacto con un difusor simple en el cual el agua fluye a contracorriente al flujo de aire-ozono.

En la figura 3.12 se muestra una cámara de contacto dual, en la cual el flujo de gas-liquido va a contracorriente en cada cámara. Este tipo de contactor puede diseñarse con varios

compartimentos.

3.7.3.2 TURBINAS

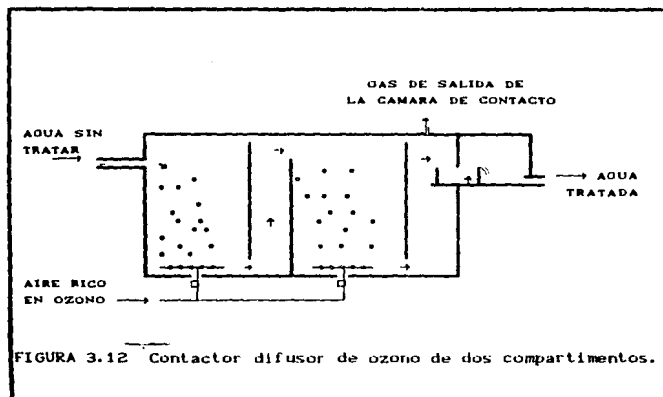
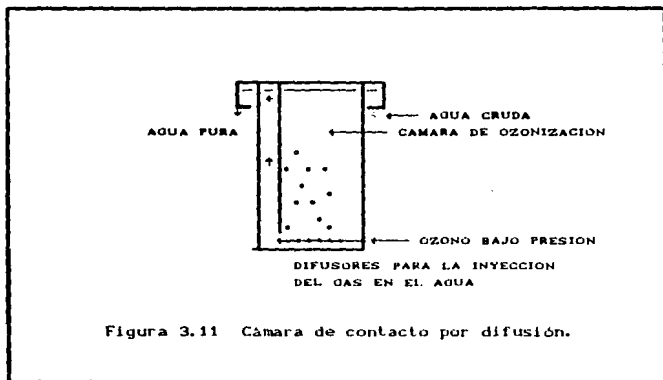
Este tipo de contactores homogenizan los gases con el agua que está siendo tratada. La transferencia de ozono al agua es mucho más rápida que con los difusores, las cámaras de contacto son más pequeñas y el tiempo de contacto es menor.

Por otra parte, las turbinas requieren energía para su operación. Algunos sistemas de generación de ozono están diseñados para operar en conjunto con el contactor de turbina sumergido. Cuando la turbina se para, se crea un vacío en el sistema de generación, a la vez el aire ambiente es succionado por el secador de aire y la unidad se enfría, de ahí pasa al generador y posteriormente a la turbina. En la figura 3.13 se muestran los detalles de un contactor de ozono tipo turbina sumergida.

3.7.3.3 SECADORES POR ATOMIZACION

Este tipo de contactores atomizan el agua que va ser tratada por medio de pequeños orificios, bajo presión dentro de una atmósfera que contenga ozono y aire (ver figura 3.14).

Los tamaños de las burbujas de agua pueden ser muy pequeños, y la actividad superficial será muy alta desde que salen de los orificios. Así se puede lograr un contacto rápido y efectivo entre el líquido y el gas. Esta técnica también minimiza el tamaño de la cámara de contacto, pero requiere de energía adicional.



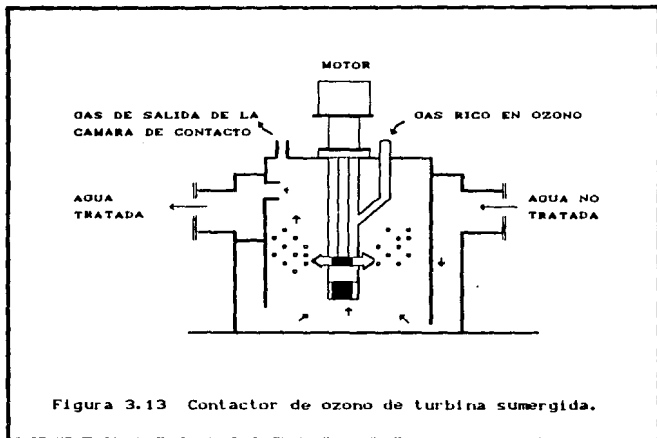


Figura 3.13 Contactor de ozono de turbina sumergida.

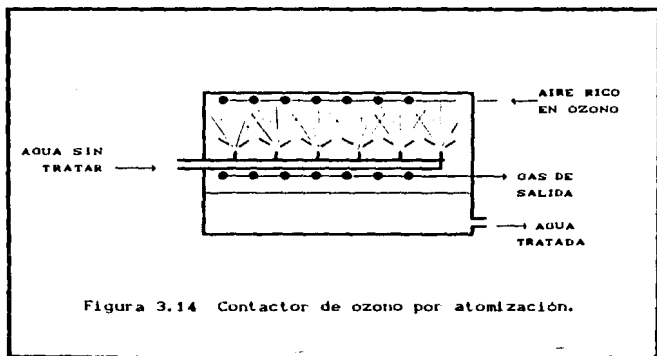


Figura 3.14 Contactor de ozono por atomización.

3.7.3.4 MEZCLADORES ESTATICOS

Consiste de un tubo dentro del cual se monta una estructura de plástico o metálica la que fuerza al agua y al gas a pasar por rutas sinuosas a través del tubo como se muestra en la figura 3.15. Los orificios permiten el flujo a través de la estructura que es muy larga y que permite un contacto de gas-liquido muy efectivo. el agua debe viajar a una alta velocidad, la cual se logra bombardeando el agua a través de la unidad. Los mezcladores estáticos también requieren de energía para su funcionamiento.

3.7.6.5 INYECTORES

El agua pasa a través de un orificio angosto durante su viaje por el sistema. De esta manera, el flujo de agua crea un vacío parcial por aspiración en el tubo abierto. El gas proveniente del generador se pasa por este tubo y es succionado dentro del flujo de agua. La reducción en el flujo de agua más su expansión después de llegar al tamaño normal de la unidad de flujo provee un mezclado eficiente entre el gas y el agua.

A un flujo de liquido mayor a través de la reducción, mayor será la eficiencia de contacto.

La figura 3.16 muestra un contactor por inyección con el tubo final colocado a algunos metros bajo la superficie del agua tratada. Esto permite que las burbujas de ozono en un periodo adicional de tiempo se eleven a través del agua mejorando la transferencia de masa del ozono en el agua.

Una modificación del contactor anterior es el contactor de inyección parcial. En este contactor, una porción del agua pasa a través del sistema (10 a 20 %) y se desvía dentro del tubo que

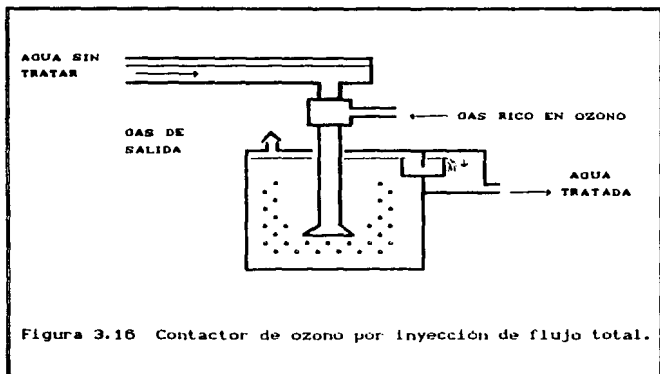
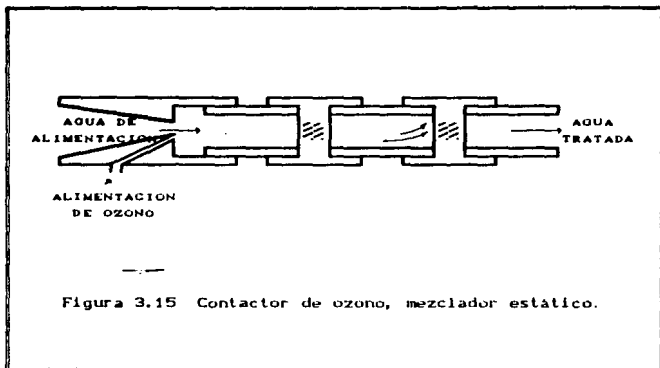
tiene la reducción y el tubo de aspiración dentro del cual todo el ozono requerido se adiciona.

La cantidad total de ozono dosificado se mezcla con un 10 a 20 % del volumen total de agua en el sistema auxiliar, después se adiciona continuamente el flujo principal de agua. En la figura 3.17 se muestra un diagrama esquemático de un contactor de inyección parcial.

Ambos tipos de inyectores requieren energía para bombear el agua que va ser tratada a través de la reducción en la tubería.

3.7.4 DESCOMPOSICION DEL OZONO

Es raro encontrar que la eficiencia de los contactores de ozono sea del 100%. Por tanto, se debe esperar que algo de ozono se encuentre presente en los gases de salida del contactor. Dependiendo del método por el cual se haya hecho el contacto con el agua, y del nivel de ozono residual que se vaya a mantener en el agua tratada, la pérdida de ozono puede variar de 1 a 15% de la cantidad total de ozono producido. Estos gases pueden ser destruidos o vueltos a usar en el sistema, para evitar la posibilidad de descargar ozono a la atmósfera, o en un lugar cerrado donde se encuentren personas presentes. Los métodos de destrucción del ozono incluyen la dilución con aire atmosférico (10:1) y su descarga a la chimenea, reacción química (se hace pasar a través de una solución de un agente reductor, tal como tiosulfato de sodio en solución alcalina), destrucción térmica (500 a 800 °F), pasándolo a través de carbón activado granular mojado, destrucción térmica catalítica (usando sistemas catalíticos los cuales operan de 100 a 300 °F), o reinyectando los gases de salida en aguas con una alta demanda de ozono.



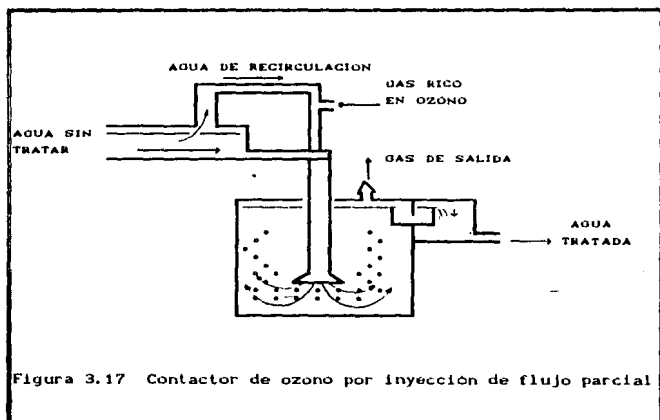


Figura 3.17 Contactor de ozono por inyección de flujo parcial

RADIACION ULTRAVIOLETA

4.1 HISTORIA

El método ultravioleta de desinfección involucra la exposición de una película de agua a una o varias lámparas que emiten una radiación ultravioleta germicida de una longitud de onda comprendida entre 200 y 295 nm. Al contrario de los modelos primitivos, las unidades ultravioleta modernas pueden funcionar con una corriente alterna y emitir del 25 al 30% de su energía en la región del espectro de 2537 Å.

La primera aplicación de la radiación ultravioleta a la desinfección del agua data de 1877. En 1909 se experimentó en Marsella (Francia) con un aparato de radiación ultravioleta para comparar su eficacia con distintos tipos de dispositivos de filtración y purificación. En Estados Unidos la primera instalación municipal de radiación ultravioleta empezó a funcionar en 1916. Desde este mismo año hasta 1928 se montaron otras tres instalaciones municipales, aunque todas ellas habían dejado de funcionar en 1939, principalmente debido al hecho de su mayor costo de operación y mantenimiento, comparado con los

de otros procesos de desinfección, además de la inadecuación de los aparatos de que entonces se disponía. En 1942 se encontró que la radiación ultravioleta era más eficaz para la destrucción del virus de la poliomielitis en el agua que la coagulación y sedimentación, filtración, carbón activado o almacenamiento. Sin embargo, los resultados que se obtuvieron no pueden considerarse como una medida cuantitativa de la eficacia de estos métodos.

En época reciente, se demostró la aplicabilidad de dos unidades de radiación ultravioleta a instalaciones comerciales a pequeña escala para la purificación de agua de mar (de una turbiedad de 20 ppm), inoculada con residuos urbanos y con organismos coliformes de hasta 580 por 100 ml lográndose una reducción del orden de 99.96%. Se investigaron diversas condiciones operativas y de calidad del agua y se observó la destrucción completa de los coliformes con una turbiedad (inorgánica) de hasta 75 ppm en condiciones óptimas de operación de dicha unidad. Se observó también una mayor resistencia de ciertos virus, distintos a la *Escherichia coli*, a las radiaciones ultravioleta.

En los años 60's tanto en Alemania como en Gran Bretaña la desinfección con radiación ultravioleta se había aplicado a los abastecimientos de aguas públicas. También se emplearon durante un año y con pleno éxito, dos lámparas de baja presión de mercurio de radiaciones ultravioleta con las que se irradió un pequeño abastecimiento de agua. El agua cruda, que tenía una elevada dureza así como un recuento bacteriano elevado y además, contenía 0.3 mg/l de hierro, discurría, a una profundidad de 3 o 4 cm por encima de las lámparas, a una velocidad de 18 m³/hora. En Gran Bretaña, los resultados de las investigaciones de Standen y Fuller sobre el efecto de la radiación ultravioleta, con lámparas de resonancia de mercurio (en la región de 2537 Å), sobre la *Schistosoma mansoni* pusieron de manifiesto que una exposición de 4 a 8 segundos inhibía completamente el desarrollo de este organismo y no le dejaba llegar al estado adulto. En Francia, donde se iniciaron las primeras investigaciones sobre

la utilización de la radiación ultravioleta en la desinfección, las aplicaciones se han limitado a pequeñas instalaciones. Se sabe que el tratamiento con radiación ultravioleta se encuentra muy extendido en la Unión Soviética, aunque parece ser que dichas aplicaciones se limitan a sistemas individuales o comunales pequeños, pues su aplicación práctica a grandes depósitos de agua todavía no ha encontrado una solución satisfactoria.

Los sistemas propuestos para los grandes depósitos de agua implican la disposición de varias lámparas en serie alojadas en un conducto, a través del cual el agua filtrada fluye hacia un embalse de almacenamiento.

El uso de la radiación ultravioleta para la desinfección de efluentes secundarios, ha sido más reciente. En 1979, se publicaron documentos sobre la desinfección con radiación ultravioleta incrementando las plantas de tratamiento de Canadá y Estados Unidos.

Avances tecnológicos significantes logrados en los 70's y los 80's han mejorado la actuación de las unidades de radiación ultravioleta por lo que la construcción de plantas de tratamiento de agua con radiación ultravioleta ha aumentado considerablemente en estos últimos años.

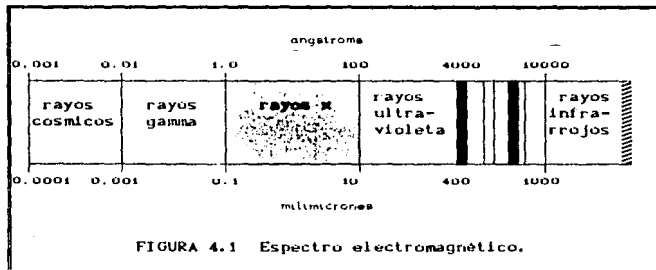
4.2 CARACTERISTICAS DE LA RADIACION ULTRAVIOLETA

La luz ultravioleta emitida por el sol, se disipa en la atmósfera antes de llegar a la superficie terrestre, ésta es una fuente natural de radiación ultravioleta; artificialmente puede ser producida por medio de lámparas especiales (arcos de carbón polimetálicos, hidrógeno y de vapor de mercurio).

Las formas de energía radiante aparentemente diferentes tales como las ondas de radio, solares, X, gamma y ultravioleta tienen propiedades similares y son llamadas radiaciones electromagnéticas. Todas estas formas de energía radiante pueden considerarse como ondas en movimiento que viajan a la misma velocidad (aproximadamente 186000 millas/seg en el aire o 186284 millas/seg en el vacío).

La longitud de onda, es la distancia medida a lo largo de la línea de propagación, entre las crestas de las ondas adyacentes. En la espectroscopia de absorción, la longitud de onda (λ), se expresa en micrones (μ), milimicrones ($m\mu$) o angstroms (A). En la figura 4.1 se muestra el espectro electromagnético, la región ultravioleta va de 0.01 a 0.38 μ .

Cuando los átomos o moléculas se sujetan a un calor intenso o a una descarga eléctrica, pueden absorber energía y encontrarse en un estado de "excitación". Para regresar a su estado normal, tienen que emitir radiación. Esta emisión es el resultado de una transición del átomo o molécula de un estado de alta energía a uno de baja energía. La pérdida de energía en la transición es



emitida en forma de luz. Los átomos excitados producen espectros particulares. Durante el proceso de absorción los átomos excitados producen espectros particulares. Durante el proceso de absorción los átomos o moléculas pasan de un estado de baja energía (estado inicial) a un estado de alta energía (estado de excitación).

Existen dos leyes de absorción de luz, la primera es la ley de Lambert y dice que la proporción de luz absorbida por un medio transparente es independiente de la intensidad de la luz incidente y cada capa del medio absorbe una fracción igual de la luz incidente. La relación se expresa como:

$$I = I_0 e^{-kdt} \quad \text{o} \quad \ln I_0 / I = kdt \quad (4.1)$$

donde:

I = Intensidad de la luz transmitida a la distancia d a partir de la fuente ($\mu\text{W}/\text{cm}^2$).

I_0 = Intensidad de la luz incidente inicial ($\mu\text{W}/\text{cm}^2$).

d = Espesor de la capa de líquido (cm).

t = Tiempo de exposición.

La segunda ley es la de Beer, trata con el factor de concentración. Un fotón de luz será absorbido por una molécula solamente si choca con ella, la probabilidad de que ocurra una colisión es directamente proporcional al número de moléculas absorbentes que pasan a través de la luz. De acuerdo con esto la ley de Beer dice que la cantidad de luz absorbida es proporcional al número de moléculas absorbentes a través de las cuales pasa la luz. La absorción de la solución, si la sustancia absorbente es disuelta en un medio transparente, será proporcional a su concentración. La proporcionalidad a la concentración puede ser incorporada en la ley de Lambert para dar la siguiente expresión:

$$I = I_0 10^{-Edc} \quad \text{o} \quad \log I_0 / I = Edc \quad (4.2)$$

donde:

d = Distancia.

c = Concentración de la sustancia que interfiere.

E = Coeficiente de extinción.

El color y la turbidez son incapaces de servir como indicadores de la transmisión de la luz ultravioleta a través del agua.

Las expresiones anteriores son equivalentes a :

$$1/T = Edc \quad (4.3)$$

donde:

T = transmitancia.

Por definición, la transmitancia es la transmisión de la luz a través de un medio de un cm de espesor.

4.3 EVOLUCION DE LA TECNOLOGIA DE LA RADIACION ULTRAVIOLETA

Antes de 1978, el uso de la radiación ultravioleta para el tratamiento de agua se consideraba inapropiada y cara debido a las limitaciones del equipo del que entonces se disponía. Esta tecnología se había confinado principalmente a Europa y Norteamérica. Los avances técnicos logrados en los últimos años en esta tecnología hacen que la situación cambie debido a las desventajas que presenta la cloración con respecto a ésta.

Desde que se aplicó la radiación ultravioleta para la desinfección de agua, su uso se ha confinado principalmente a aplicaciones industriales especiales, debido esencialmente a su alto costo.

Las investigaciones se han continuado y han hecho posible su

desarrollo hasta el punto en que ya puede ser usada en forma eficiente y económica como desinfectante de agua potable, así mismo se hizo posible el desarrollo de una nueva generación de sistemas de tratamiento de agua altamente confiables, los cuales son seguros, fáciles de instalar.

En 1983 se logró otro avance en esta tecnología en cuanto al diseño de sistemas de desinfección con altos rangos de eficiencia basados en el uso de un solo tubo de arco de alta intensidad, haciendo que los sistemas de múltiples tubos sean ya obsoletos.

4.4 PRINCIPIOS DE LA TECNOLOGIA DE RADIACION ULTRAVIOLETA

El mejoramiento de la tecnología de la radiación ultravioleta ha creado una herramienta que puede servir a muchos propósitos en los procesos químicos y en el control de la contaminación. Usados por sí mismos los rayos ultravioleta rompen los enlaces moleculares para inducir o catalizar reacciones químicas. Cuando el objetivo es la contaminación biológica, este rompimiento de enlaces puede matar o esterilizar los organismos presentes. También aumenta el poder de oxidación de los compuestos oxidantes químicos, tales como el ozono, por excitación de sus moléculas. La clave del uso efectivo de la radiación ultravioleta en algunas aplicaciones es que ésta puede ser absorbida por los organismos o los compuestos químicos.

4.4.1 LUZ ULTRAVIOLETA Y LA FOTOQUIMICA

La radiación ultravioleta cubre el espectro electromagnético en la región de 100 a 400 nm, sin embargo solamente las longitudes de onda por abajo de 290 nm muestran un efecto biocida. Cel

efecto mayor se logra alrededor de los 280 nm).

La luz ultravioleta o cualquier otra luz es considerada una corriente de fotones, paquetes indivisibles de energía electromagnética. La energía contenida en un fotón varía directamente con su frecuencia e inversamente con su longitud de onda:

$$E = h\nu = hc/\lambda \quad (4.4)$$

donde:

E = Energía.

h = Constante de Planck (6.6242×10^{-27} erg seg).

c = Velocidad de la luz (2.9979×10^{10} cm/seg).

ν = Frecuencia.

λ = Longitud de onda.

La energía asociada con una longitud de onda (nm) es:

$$E = 28591/\lambda \quad \text{Kcal/gmol} \quad (4.5)$$

La ley básica de la fotoquímica es la que dice que la luz absorbida causará un cambio físico o químico. De hecho, los átomos y moléculas absorben solamente las longitudes de onda que proporcionan justamente la cantidad exacta de energía para cambiar su estado. En el caso de microondas, por ejemplo, el cambio de estado es un cambio en el espín interno.

Típicamente, la luz ultravioleta causa una transición de electrones de un orbital a otro de mayor energía, si el electrón pertenece al enlace químico, éste puede romper en esta transición. En la tabla 4.1 se listan las energías de disociación para una gran variedad de enlaces químicos, también se indica si las longitudes de onda de 184.9 y 253.7 nm absorbidas pueden romper el enlace. Estas longitudes de onda son importantes porque corresponden a la más alta intensidad

producida por las lámparas de vapor de mercurio de baja presión que tienen un amplio uso en el tratamiento de agua y emiten entre 240 y 290 nm.

4.4.2 FOTORREACTIVACION

La luz visible puede reparar los daños causados a los organismos (sólo aquellos que no tienen capacidad para crecer y no han muerto). La exposición de lo organismos dañados por la luz ultravioleta, a la luz del sol resulta en la recuperación de estos, llamándosele fotorreactivación. El grado de reactivación es proporcional al tiempo, intensidad y temperatura. Si se presenta la fotorreactivación, quiere decir que no se aplicó al agua una dosis letal.

4.4.3 REACCION CON EL AGUA

Por ser un agente físico los rayos ultravioleta no reaccionan, pero sí inducen las reacciones químicas y transformaciones de los compuestos. Comparado con los métodos de desinfección alternativos, el tratamiento con radiación ultravioleta no altera la estructura química, composición ni pH del agua. Ya que no se incluyen cambios de fase y debido a que no se adiciona o remueve del agua, no la altera en términos de sabor, olor y color, en contraste con la cloración y otros métodos de tratamiento por oxidación que introducen sabores y olores y en algunos casos pueden producir subproductos tóxicos o indeseables.

Lo único que se le adiciona al agua es energía, la cual produce calor, resultando en la elevación de la temperatura del agua tratada.

TABLA 4.1 Energía de disociación para algunos enlaces químicos.

ENLACE	ENERGÍA DE DISOCIACION (kcal/gmol)	LONG. DE ONDA PARA ROMPER EL ENLACE	SI ESTA LUZ ES ABSORBIDA PODRIA ROMPER EL ENLACE?	
		nm	259.7	184.9
C-C	92.6	346.1	SI	SI
C=C	145.8	196.1	NO	SI
C=C	199.6	149.6	NO	NO
C=C1	81.0	359.0	SI	SI
C-F	116.0	245.4	NO	SI
C-H	98.0	289.7	SI	SI
C=N	147.0	194.5	NO	SI
C=N	212.6	134.5	NO	NO
C-O	85.5	334.4	SI	SI
C=O (ALDEHIDOS)	176.0	162.4	NO	NO
C-O (CETONAS)	179.0	159.7	NO	NO
C-S	65.0	439.9	SI	SI
C-S	166.0	172.2	NO	NO
H-H	104.2	274.2	SI	SI
N-N	52.0	549.8	SI	SI
N=N	60.0	476.5	SI	SI
N=N	226.0	126.6	NO	NO
N-HC(NH)	85.0	996.4	SI	SI
N-HC(NH,)	102.0	280.9	SI	SI
N-O	48.0	595.6	SI	SI
N=O	162.0	176.5	NO	NO
O-O	119.1	240.1	NO	SI
-O-O-	47.0	608.3	SI	SI
O-H	117.5	249.9	NO	SI
S-H	83.0	344.4	SI	SI
S-N	115.0	248.6	NO	SI
S-O	119.0	240.3	NO	SI

El agua es transparente a la radiación ultravioleta por lo que las radiaciones son absorbidas solamente por los contaminantes.

4.4.4 REACCIONES CON LAS IMPUREZAS DEL AGUA

La aplicación de la radiación ultravioleta en el tratamiento de agua, tiene como objetivo:

- 1.- Eliminar organismos y materia orgánica.
- 2.- Separación de compuestos químicos.
- 3.- Remoción de sólidos suspendidos.

4.4.4.1 ELIMINACION DE ORGANISMOS Y CONTROL DE MATERIA ORGANICA

No existen organismos que puedan resistir la muerte o inactivación causada por la radiación ultravioleta. Cuando un organismo es irradiado, los fotones de luz golpean el centro de la célula, pasando a través de la pared celular, citoplasma y membrana nuclear hasta que incide sobre los cromosomas produciendo un progresivo cambio biológico letal. Los ácidos nucleicos fácilmente absorben los fotones de luz ultravioleta, en una reacción fotoquímica irreversible que inactiva a la célula causando la muerte o inactivación al organismo dependiendo de la dosis e intensidad aplicada.

4.4.4.2 SEPARACION DE COMPUESTOS QUIMICOS

A comparación del cloro la radiación ultravioleta no reacciona

con el amoníaco para producir cloraminas o con el fenol para producir clorofenol. La formación de THM también se evita.

En la tabla 4.2 se dan algunos ejemplos de reacciones químicas y de las transformaciones inducidas aplicando al agua radiación ultravioleta a diferentes longitudes de onda.

En algunas de las aplicaciones de la radiación ultravioleta se incluye el uso de un oxidante tal como el ozono o el peróxido de hidrógeno. Cuando la luz ultravioleta rompe las moléculas del oxidante, los radicales libres que se forman producen oxidantes más poderosos que rompen los enlaces de muchos compuestos orgánicos y oxidan los productos intermedios en dióxido de carbono.

TABLA 4.2 Ejemplos de reacciones fotoquímicas y sus efectos.

REACCION	LONGITUD DE ONDA (nm)	EFFECTOS
$H_2O+h\nu = H+HO$	184.9	El agua se divide en radicales libres.
$H_2O_2+h\nu = 2HO$	259.7	El peróxido de hidrógeno se divide en radicales hidroxilos.
$O_2+h\nu = O_3$	259.7	Las moléculas de oxígeno se convierten en ozono.
$RH+h\nu = H + R$	194.9	Los compuestos orgánicos se separan en radicales libres.
$Fe^{++}+h\nu = Fe^{+3}$	259.7	El ión ferroso se convierte a férrico.
$Fe(CCN)^{-}+h\nu = Fe(CCN)_2^{+3}$	184.9	El ión ferrocianato se convierte en ión ferricianuro.
$NO+h\nu=N_2 +O_2$	189.4	Oxido nítrico descompuesto.
$NO_2+h\nu =NO+O$	313.0	Oxido nítrico formado.
$NH_3+h\nu =NH_2+H$	184.9	El amoníaco se divide en radicales libres.

Entre los compuesto removidos de las corrientes de agua están: pesticidas, hidrocarburos clorados, ácido acético, fenol, etanol y cianuros.

4.4.4.3 REMOCION DE SOLIDOS SUSPENDIDOS

Los sólidos suspendidos actúan como agentes protectores de los organismos presentes en el fluido, debido a esto deben ser eliminados, la radiación ultravioleta destruye los agentes secuestrantes permitiendo la precipitación de los compuestos para su posterior separación.

4.4.5 TURBIDEZ

Las impurezas químicas disueltas en el agua a cualquier concentración pueden ser detectadas por medio de la transmitancia, estas impurezas en una concentración de 1 ppm pueden reducir la transmisividad del agua de 90 a 5%.

En los últimos diseños de equipo se evita que las partículas interfieran en la desinfección ya que el fluido recibe irradiación en todas las direcciones por medio del flujo turbulento y con niveles de sólidos suspendidos de 30 a 60 ppm se puede esperar una desinfección adecuada.

4.4.6 DOSIS DE RADIACION ULTRAVIOLETA

Para una desinfección efectiva, la dosis es vitalmente importante, a comparación de la desinfección química no existen desventajas si se aplica una sobredosis de radiación

ultravioleta, excepto que se desperdicia energía.

La dosis de radiación ultravioleta recibida por los organismos depende de:

- 1.- La energía de salida de las lámparas ultravioleta.
- 2.- Rango de flujo del efluente.
- 3.- Tiempo de residencia.
- 4.- Capacidad de los fluidos a transmitir las longitudes de onda.
- 5.- Geometría de las cámaras de radiación.

La efectividad germicida está dada por la siguiente ecuación:

$$N/N_0 = e^{-kD} \quad (4.5)$$

donde:

N_0 = Número de organismos existentes en el agua antes del tratamiento.

N = Número de organismos sobrevivientes en el agua después del tratamiento.

D = Dosis ($\mu W \text{ seg/cm}^2$).

k = Constante de inactivación ($\mu W \text{ seg/cm}^2$).

$$D = I t \quad (4.6)$$

I = Intensidad de la radiación ultravioleta ($\mu W \text{ seg/cm}^2$).

t = Tiempo de exposición (min).

Las ecuaciones indican que incrementando el producto de la intensidad de la radiación y el tiempo, se reducirá la sobrevivencia de los organismos.

4.4.6.1 DEMANDA DE RADIACION ULTRAVIOLETA

La demanda de radiación ultravioleta también puede describirse como "absorción de radiación ultravioleta". Existen algunos constituyentes en el agua a tratar, los cuales afectan el rango de absorción de la energía ultravioleta en la cámara de desinfección.

La profundidad del líquido en la cámara no debe ser mayor que el 90% de la intensidad de la radiación que pueda ser absorbida en el tiempo en que los rayos ultravioleta alcancen el fondo de la cámara. el fenómeno de absorción de luz ultravioleta se estudió en relación a la cantidad de turbidez y materia orgánica en el agua. El coeficiente de absorción lo da la ecuación 4.1.

4.4.6.2 RESIDUAL

La radiación ultravioleta por ser un agente físico no tiene capacidad para proporcionar un poder desinfectante residual para proteger el agua en el sistema de distribución, por lo que se hace necesario agregar una pequeña dosis de un agente desinfectante que proporcione un residual, 1 ppm de cloro será suficiente porque la corriente de hecho tendrá cero demanda de cloro.

4.4.6.3 DOSIS TIPICAS.

Existe un amplio rango de sensibilidad de los diferentes organismos a la energía ultravioleta como se muestra en la tabla 4.3. Hay una variación considerable en la dosis de radiación ultravioleta, que se necesita para matar a los diferentes organismos.

La dosis de radiación ultravioleta normalmente se mide en $\mu\text{W seg/cm}^2$; el nivel mínimo de dosis ultravioleta para una desinfección efectiva es de $16 \mu\text{W seg/cm}^2$ esta dosis se determinó en el laboratorio y es la requerida para reducir la concentración de la E. coli en un factor de 100000:1 o 99.000%;, ya que este organismo es el indicador de la contaminación fecal de suministros de agua potable. Más recientemente se ha indicado que los niveles de tratamiento de 30 a $40 \mu\text{W seg/cm}^2$ son más apropiados para evitar fotorreactivación.

4.5 PRACTICA DE LA TECNOLOGIA DE RADIACION ULTRAVIOLETA

La radiación ultravioleta tiene aplicaciones que incluyen: El control del ensuciamiento en torres de enfriamiento, oxidación de sulfatos y nitratos, remoción de compuestos orgánicos, oxidación de compuestos inorgánicos y desinfección. La aplicación de la radiación ultravioleta por si sola es en la desinfección de agua potable de alta calidad. En los desechos acuosos, la acción letal no puede llevarse a cabo más que para unos pocos milímetros, porque los sólidos suspendidos son un factor limitante ya que disipan la luz ultravioleta. El concepto de desinfección ultravioleta debe ser aplicable al tratamiento en donde el agua de alimentación sea de alta calidad y donde el efluente irradiado sea cuidadosamente monitoreado. El uso de la radiación ultravioleta para desechos acuosos debe limitarse a casos especiales de renovación de agua y no para uso general como desinfectante.

4.6 PUNTOS DE APLICACION

El tratamiento de agua con radiación ultravioleta se aplica principalmente para la obtención de agua potable de alta calidad ya sea solo o aplicado con otro agente desinfectante, los puntos

TABLA 4.3 Energía incidente a 2537 Å para inhibir la formación de colonias de organismos.

ORGANISMO	ENERGIA ($\mu\text{W seg/cm}^2$) ^a PARA INHIBIR	
	90%	100%
BACTERIAS:		
Bacillus anthracis	4520	8700
Bacillus megatherium (esporas)	2730	2500
Bacillus paratyphosus	3200	6100
Clostridium tetani	12000	22000
Corynebacterium diphtheriae	9400	6500
Escherichia coli	9000	6600
Micrococcus candidus	6000	12300
Mycobacterium tuberculosis	5400	10000
Neisseria catarrhalis	4400	8500
Phytomonas tuelfaciens	4400	8500
Proteus vulgaris	2600	6600
Pseudomonas aeruginosa	5500	10500
Pseudomonas fluorescens	9500	6600
Salmonella	5400	10000
Shigella paradysenteriae	1700	8400
Staphylococcus	3950	6600
Streptococcus	6150	8800
MOHOS:		
Brewers	3600	6600
Sacharomyces cerevisiae	7900	13200
Sacharomyces ellipsoideus	7300	13200
ESPORAS:		
Penicillium digitatum	49000	99000
Aspergillus niger	190000	330000
Rhizopus nigricans	120000	220000
Mucor racemosus	19400	35200
VIRUS:		
Bacteriophage (E. coli)	3600	6600
Tobacco mosaico	240000	440000
Influenza	3600	6000
PROTOZOARIOS:		
Nematodos	51000	92000
Chlorella vulgaris	12000	22000
HONGOS	24000	45000
ALGAS	1×10^6	2×10^6

de aplicación son los siguientes:

1. - Tratamiento ordinario con radiación ultravioleta.
2. - Tratamiento de radiación ultravioleta anterior a otros tratamientos.
3. - Tratamiento de radiación ultravioleta posterior a otros tratamientos.
4. - Aplicación de la radiación ultravioleta en conjunto con otros agentes desinfectantes (principalmente ozono y peróxido de hidrógeno produciendo oxidantes más poderosos).

4.7 SISTEMA DE RADIACION ULTRAVIOLETA

En un sistema de tratamiento de agua con radiación ultravioleta el agua se desinfecta por exposición a la luz ultravioleta con una intensidad y longitud de onda específicas. En la práctica, el agua fluye a través de una cámara de irradiación de acero inoxidable conocida comúnmente como "fotorreactor" y la parte esencial del sistema es la lámpara que emite la luz ultravioleta.

4.7.1 LAMPARAS

Actualmente se dispone de diversos tipos de lámparas de las cuales la más común es la lámpara de vapor de mercurio, en la tabla 4.4 se listan las intensidades de las diferentes longitudes de onda emitidas por una lámpara comercial de baja presión (35 watts) y por dos lámparas de media presión (550 y 7500 Watts).

La figura 4.2 compara las intensidades de las lámparas como función de la longitud de onda, nótese que la lámpara de media presión emite un espectro total de luz ultravioleta.

La forma más simple de incrementar la luz ultravioleta de salida de una lámpara simple, es usar la lámpara de vapor de mercurio de media presión. Esta lámpara normalmente está llena de argón, este gas proporciona la descarga inicial y los medios de excitación de la pequeña cantidad de vapor de mercurio presente para establecer una descarga fosforescente de baja presión a 185 y 253.7 nm, por lo que la corriente es mucho más alta que para una lámpara de baja presión causando que el tubo se caliente rápidamente y la presión del vapor de mercurio se incremente permitiendo la difusión del típico espectro de media presión. De esta forma un tubo de arco típico para el tratamiento de agua tendrá una distribución de energía espectral que se propaga.

Si este espectro es comparado con la efectividad germicida relativa de las diferentes longitudes de onda, puede entonces contar con un mecanismo para producir una alta dosis de radiación ultravioleta a la longitud de onda deseada a partir de un simple tubo de arco como se muestra en la figura 4.3.

La principal ventaja de los tubos de arco de media presión es la sensibilidad a las fluctuaciones de la temperatura del fluido que va a ser tratado, como se muestra en la figura 4.4.

Los fluidos calientes y fríos pueden ser tratados con igual facilidad mientras que las lámparas de baja presión necesitan estar cercanas a su temperatura óptima para llevar a cabo una operación eficiente.

Se ha desarrollado una relación teórica lámpara/flujo como se ve en la tabla 4.5, para la aplicación de una fuerte dosis de radiación ultravioleta, basada en rangos de flujo máximo de agua pura para una dosis inicial de radiación ultravioleta de 16 y 30

$\mu\text{W seg/cm}^2$.

El promedio de vida de una lámpara de vapor de mercurio de baja presión es de 2000 a 4000 horas y el de las de media presión es de 7000 horas.

TABLA 4.4 Intensidades de luz emitidas por las lámparas de vapor de mercurio.

LONGITUD DE ONDA (nm)	INTENSIDAD, W		
	BAJA PRESION (85W)	MEDIA PRESION (550W)	MEDIA PRESION (7500W)
INFRARROJOS			
1367.3	-	4.6	39.3
1128.7	-	3.8	46.2
1014.0	-	12.2	165.0
VISIBLE			
578.0 (Camarillo)	3.04	29.0	297.0
546.1 (verde)	0.26	28.2	290.0
435.8 (azul)	0.30	23.3	216.0
404.5 (violeta)	0.12	12.7	150.0
ULTRAVIOLETA			
366.0	0.16	30.1	443.0
334.1	0.01	2.8	46.6
313.0	0.18	15.0	270.0
302.5	0.02	8.2	117.6
296.7	0.06	5.0	66.9
289.4	0.01	1.8	21.0
280.4	0.01	2.8	63.9
275.3	0.01	0.8	21.6
270.0	-	1.2	22.9
265.2	0.02	4.6	158.0
257.1	-	1.8	31.0
259.7 (Germicida)	90.0	5.0	197.0
248.2	-	2.6	41.8
240.0	-	2.2	31.9
232.0	-	2.4	91.2
184.9	1.8	0.3	8.2
INTENSIDAD TOTAL	32.3	95.2	1619.1

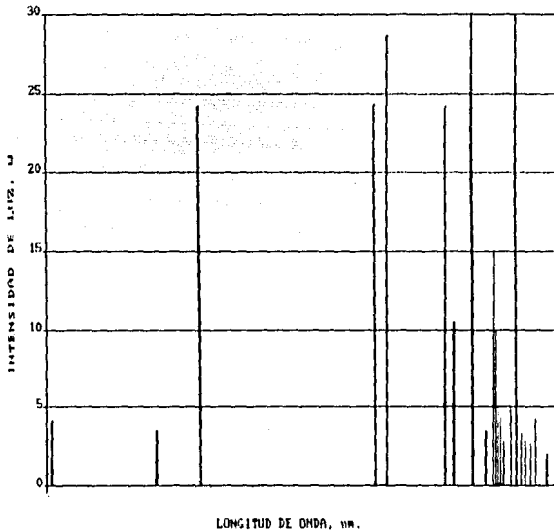


Figura 4.2 Emisiones de la lampara de vapor de mercurio de baja presión.

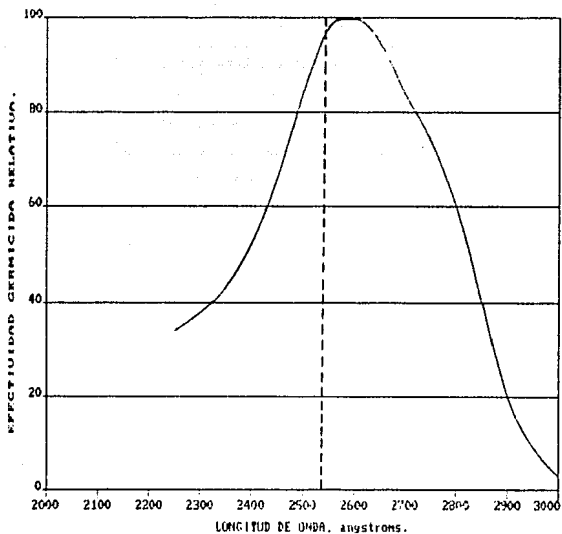


Figura 4.3 Efectividad germicida como función de la longitud de onda.

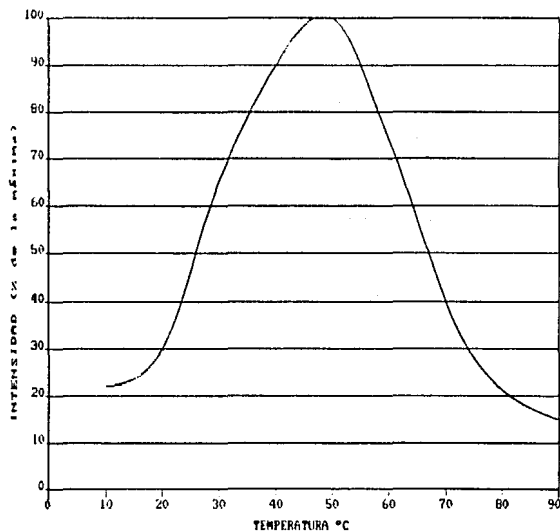


Figura 4.4 Efecto de la temperatura de superficie sobre la radiación de salida de un tubo de arco.

TABLA 4.5 Relación teórica lámpara/flujo.

TUBO DE ARCO SIMPLE	FLUJO MAXIMO DE AGUA PURA (GPM)	
	15 $\mu\text{wseg/cm}$	20 $\mu\text{wseg/cm}$
30.0 W Baja presión	9	4
0.5 KW Media presión	100	50
1.0 KW Media presión	160	80
1.5 KW Media presión	450	250
2.0 KW Media presión	1600	840

4.7.2 UNIDADES ULTRAVIOLETA

Comúnmente se usan 2 tipos de unidades para exponer el agua a la radiación ultravioleta, estos son:

1. - Unidades de un tubo.
2. - Unidades de multiples tubos.

4.7.2.1 UNIDAD DE UN TUBO

La geometría ideal de un sistema con simplicidad de diseño y efectividad de uso de la energía ultravioleta es la unidad de tubo que usa una sola lámpara que corre a lo largo de los ejes de una cámara de radiación cilíndrica separada del agua por medio de una camisa de cuarzo (El cuarzo es usado en estas unidades por su alta transmissividad de la luz ultravioleta; también son muy usado, el polímero de fluorocarbon y el teflon). En esta configuración la energía radiante pasa a través del agua y las significantes pérdidas de radiación por la absorción de los reflectores alternativos se evitan. Este fotorreactor puede manejar un rango de flujo de 15 a 900 GPM y el tubo de arco de alta intensidad puede emitir tanta energía como la de 36 tubos de arco de baja presión.

El diseño maximiza el mezclado en dirección perpendicular al flujo (mezclado radial), para que así todas las partículas se muevan alrededor del tubo y alcancen la misma distancia promedio a partir de la lámpara y llegue hasta ellos la radiación ultravioleta en cualquier dirección, esto se logra, con un flujo turbulento.

En esta unidad se eliminan los problemas del monitoreo de la intensidad de salida de las lámparas ya que una simple lámpara puede monitorearse fácilmente con un sensor ultravioleta montado sobre la pared de la cámara como se ve en la figura 4.5.

La camisa de cuarzo aísla la lámpara del agua por lo que el reemplazamiento de las lámparas es sencillo y rápido sin interrumpir el flujo de alimentación.

El sistema puede operar totalmente automatizado sin necesidad de supervisión o mantenimiento experimentado. La unidad completa consta de 2 fotorreactores paralelos, ambos tienen la capacidad de tratar el flujo total alimentado, pero sóloamente se encuentra uno activo, mientras que el otro se activa cuando los sensores ultravioleta detectan una caída en la intensidad de la lámpara de la cámara principal, el sistema de control electrónico automáticamente interrumpe la alimentación a la cámara principal para activar la segunda, al mismo tiempo el sistema de alarma registra la necesidad de reemplazar la lámpara ya sea por medio del indicador o por señales audibles.

Para el tratamiento de flujos mayores de 25 MGD se requiere de un sistema que consta de múltiples cámaras en las que cada cámara contiene una lámpara y una unidad de monitoreo, las cámaras se encuentran montadas en diferentes configuraciones (serie, paralelo), la mitad de las cámaras están encadenadas a una bomba de abastecimiento la cual es controlada por dispositivos sensibles al nivel de los tanques de almacenamiento. Otra de las grandes ventajas de este sistema es

que automáticamente ajusta el número de lámparas que deben operar cuando existen cambios en el flujo y en la calidad del agua.

Cuando el flujo se incrementa, la energía ultravioleta se incrementa proporcionalmente. En teoría esto se logra incrementando la emisión de una lámpara simple como ya se vió anteriormente o incrementando el número de lámparas. La primera opción es la deseable por la simplicidad de la geometría del equipo, mientras que la segunda tiene desventajas prácticas y económicas considerables ya que el número de lámparas aumenta en gran número y con esto el diseño y mantenimiento de la cámara se incrementa en forma compleja y costosa, además el monitoreo se vuelve mucho menos seguro y una lámpara deteriorada que se encuentre lejos del sistema de monitoreo puede permitir zonas de agua no tratada que pasen sin detectar como se ve en la figura 4.6.

4.7.2.2 UNIDADES DE MULTIPLES TUBOS

Existen diferentes diseños de unidades de múltiples tubos, el primero es un fotorreactor en el cual el fluido pasa a través de la cámara en forma de una delgada película y es expuesto a la radiación ultravioleta emitida por lámparas especiales a poca distancia sobre el fluido. En principio este diseño da una intensidad de luz alta, pero las lámparas adyacentes reabsorben la radiación emitida. La principal desventaja de esta cámara es que sólo es adecuada para desinfectar agua de muy alta calidad.

Otro diseño es la cámara en la que el agua que se va a desinfectar fluye dentro de los tubos de teflón los cuales están rodeados en el exterior por las lámparas ultravioleta. La luz penetra el tubo de teflón y es absorbida por el fluido. En un principio este diseño se veía ventajoso sobre los demás, ya que

el agua y las lámparas se encuentran separados por lo que las lámparas no se ensucian y no se requiere de dispositivos de limpieza, además de que no tiene partes móviles por lo que es simple, confiable y generalmente más económico que el equipo competitivo. Las instalaciones actuales con este tipo de equipo operan satisfactoriamente, pero se ha mostrado que la unidad requiere de limpieza (con ácido cítrico) cada dos meses. La desventaja de este equipo es que se ha utilizado únicamente en instalaciones pequeñas, así que su papel en la desinfección como función de varias calidades del agua no se ha conocido completamente. El tipo de fotorreactor de múltiples tubos más usual es el que contiene bancos de lámparas colocados entre haces de tubos entre los que fluye el agua que va a ser desinfectada, las lámparas están protegidas por camisas de cuarzo y están conectadas a un cabezal con varios arreglos, este tipo de cámara es parecida a un intercambiador de calor de tubos y coraza; la coraza debe estar protegida contra corrosión, así que el aluminio, acero inoxidable y el cloruro de polivinil son preferidos como materiales estructurales y forro. En estos sistemas se tiene mucha dificultad con los dispositivos de limpieza y si el equipo opera sucio resulta una desinfección pobre.

Todos los sistemas de múltiples tubos se han probado como efectivos en la desinfección de agua, pero requieren de una ingeniería compleja y costosa, de mantenimiento experimentado, además es difícil medir la intensidad promedio de la luz ultravioleta en el sistema porque no se cuenta con sensores que puedan integrar la energía emitida en un patrón esférico. Las lámparas deben colocarse de tal manera que no absorban ellas mismas la energía de las lámparas adyacentes. Cuando se colocan impropriamente, pueden absorber hasta el 80% de la energía total emitida de salida y se lleva a cabo el fenómeno de la fotorreactivación.

En la tabla 4.6 se muestran las ventajas de los tubos de arco de

media presión comparados con las lámparas convencionales de baja presión.

4.7.2.3 LIMPIEZA DE LAS UNIDADES.

El ensuciamiento de las superficies a través de las cuales debe pasar la radiación ultravioleta puede afectar significativamente la eficiencia de la utilización de la energía, resultando en una desinfección pobre.

El ensuciamiento puede ser causado por altos contenidos de grasa y aceite, sólidos o formación de escamas por las altas temperaturas. Los diseños actuales tratan de minimizar el ensuciamiento en las unidades. Las superficies pueden limpiarse por medios físicos y químicos. Muchas de las unidades recientemente construidas han sido equipadas con accesorios para mantener limpias las superficies de los tubos. Los accesorios más comunes para las unidades de cuarzo han sido los limpiadores mecánicos y ultrasónicos. Un diseño reciente incorpora un sistema de limpieza por medio de aire. La limpieza química es también una tarea que puede ser requerida por las unidades, la limpieza de los tubos de polímero puede hacerse por medio de un escobillón y químicos o con un sistema de aspersión a alta presión con agua y químicos que disuelvan y eliminen el ensuciamiento del tubo.

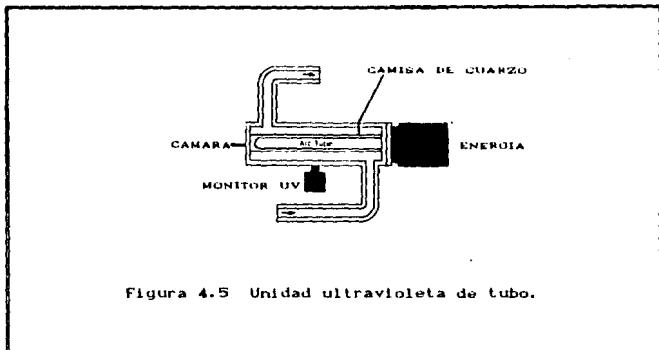


Figura 4.5 Unidad ultravioleta de tubo.

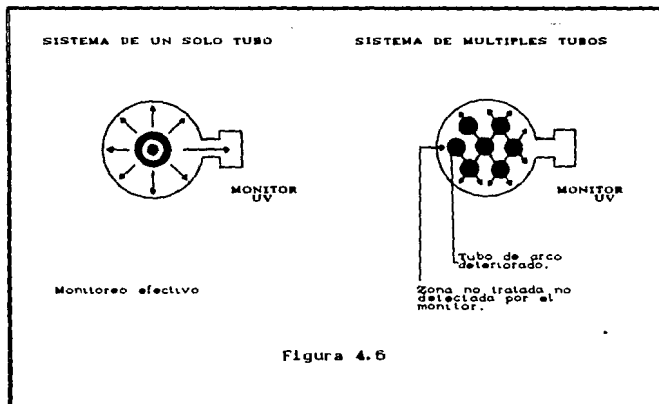


Figura 4.6

TABLA 4.6

TUBOS DE ARCO DE MEDIA PRESION	LAMPARAS CONVENSIONALES DE BAJA PRESION
<p>1) PODER DE SALIDA. 1720 W/m El tubo de arco de media presión es 25 veces más poderoso</p>	<p>67 W/m</p>
<p>2) No son afectados por el fluido o por la temperatura atmosférica.</p>	<p>El uso de las lámparas de baja presión se recomiendan para su uso entre 35 Y 100°F con perdida de la intensidad si no se mantiene la temperatura de operación óptima de 105°F.</p>
<p>3) Un tubo de arco por cámara ofrece ventajas en el diseño, mantenimiento (cambio de lámparas en cinco minutos), se evita la absorción de energía UV por las lámparas adyacentes, el monitoreo es constante para toda la cámara.</p>	<p>Se requiere de más de 25 lámparas de baja presión para igualar a un tubo de arco de media presión, no pueden ser monitoreados para una dosis total, emiten una banda estrecha de luz ultravioleta menos efectiva. Se requiere también de una camisa de cuarzo por tubo causando la necesidad de mantenimiento y limpieza adicional.</p>
<p>4) Menor costo de operación y mantenimiento debido al diseño simple.</p>	<p>Los costos de operación y mantenimiento son mayores debido a la cantidad de lámparas y camisas que se requieren en el sistema.</p>
<p>5) El diseño permite que en la cámara exista una alta turbulencia.</p>	<p>Las lámparas de baja presión hacen que la cámara sea muy larga para que el fluido alcance a recibir la dosis necesaria.</p>
<p>6) Consumo de energía. 2.5 KW</p>	<p>1.9 KW</p>

CAPITULO 5

ANALISIS COMPARATIVO

5.1 EFECTO GERMICIDA Y EFICIENCIA DE DESINFECCION

El índice de contaminación usado, que se considera perjudicial para la salud pública, es el número de coliformes fecales presentes en 100 ml de muestra. Este número debe ser tal, que no produzca enfermedades a un nivel dado arbitrario. Estos niveles se obtienen con la experiencia en estándares de agua potable. pueden variar de 1000/100 ml en aguas superficiales a 2.2/100 ml en aguas para reuso y en algunos casos pueden llegar a ser más bajos.

El concepto de nivel de concentración de coliformes lleva con si no solamente la necesidad de desinfección como una unidad de proceso sino también a un grado óptimo de tratamiento debido a que es virtualmente imposible confiar exclusivamente en el proceso de desinfección.

Los efluentes crudos y los primarios no pueden considerarse como candidatos al proceso de desinfección particularmente si el conteo de coliformes es menor de 1000/100 ml. Los efluentes

secundarios oxidados pueden ser desinfectados cuando los requerimientos de coliformes están entre 23.2 y 240/100 ml. Por lo tanto, se requiere de alguna forma de tratamiento terciario para lograr los estándares de agua potable de 2.2/100 ml.

Se ha hecho una comparación de la efectividad del cloro, ozono y radiación ultravioleta en la destrucción e inactivación de virus y bacterias. La dosis requerida para la destrucción e inactivación de 3 virus y 3 bacterias (relativas a coliformes fecales) se muestran en la figura 5.1. Aquí puede verse que los virus son mucho menos sensitivos al cloro y al ozono que los coliformes fecales. Por otra parte, en todos los casos, la dosis requerida de radiación ultravioleta es de 1 o menor, indicando con esto que los organismos estudiados son más sensitivos a la radiación ultravioleta que los coliformes fecales. Si se aplica una dosis de radiación ultravioleta suficiente para destruir un 99% de coliformes fecales, se puede esperar una destrucción del 99% de virus y bacterias.

5.2 EFECTOS SOBRE EL AGUA

Si las aguas que se van a tratar contienen nitrógeno orgánico o amoníaco libre, al adicionar cloro se forman cloraminas que producen olores desagradables en el agua y existe la posibilidad de que sean cancerígenos. Si hay fenoles en el agua a tratar se forman los clorofenoles que producen en el agua olores y sabores medicamentosos tan desagradables que a concentraciones del orden de 0.01 mg/l la hacen inaceptable para el consumo humano.

Sin duda, el mayor inconveniente del uso del cloro es la formación de compuestos tales como bifenilos policlorados (si el agua es portadora de materia orgánica adecuada para tal formación), que tiene un probado carácter cancerígeno, así como la formación de los trihalometanos (THM), que son compuestos

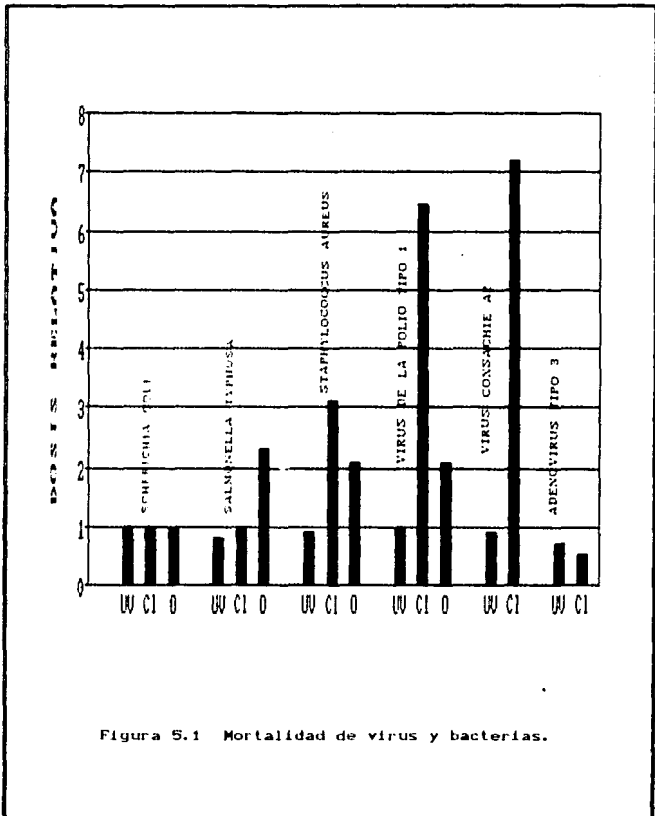


Figura S.1 Mortalidad de virus y bacterias.

potencialmente cancerígenos y que aparecen en el agua tras ser sometida a la cloración.

El cloro reacciona con contaminantes orgánicos tales como los aminoácidos para producir contaminantes volátiles potencialmente dañinos tales como cloroformo, bromodiclorometano, dibromoclorometano y bromoformo.

El ozono puede actuar sobre los productos que originan los trihalometanos realizando una función desinfectante sin este inconveniente y evitando la formación de compuestos orgánicos clorados.

Si en el agua a tratar se encuentran presentes pesticidas, al reaccionar con el ozono se forman epóxidos, algunos de los cuales pueden ser cancerígenos. Si el ozono reacciona con etanol presente en el agua, se producen compuestos mutagénicos.

Por ser un agente físico la radiación ultravioleta no produce compuestos tóxicos ni proporciona al agua sabor ni olor. Un peligro potencial sería la mutagénesis de virus sobrevivientes causado por la radiación ultravioleta aunque esto no está aun comprobado.

5.3 EFECTOS RESIDUALES

El cloro proporciona un residual perdurable en el agua.

El ozono residual tiene un tiempo de vida media de 20 a 40 minutos, si no hay una recontaminación posterior, el ozono residual es suficiente para efectuar una desinfección común.

La radiación ultravioleta por ser un agente físico es incapaz de proporcionar un poder desinfectante residual. Si es necesario la

presencia de un desinfectante residual para asegurar que no se tendrá una recontaminación posterior, se inyecta una pequeña cantidad de cloro al agua después del tratamiento con ozono o con radiación ultravioleta.

5.4 TIEMPO DE CONTACTO Y DOSIS

Ya se vió anteriormente que el tiempo de contacto y la dosis de biocida para una desinfección dada depende de diversos factores, pero generalmente los rangos utilizados son los siguientes:

TABLA 5.1

	TIEMPO	DOSIS
Cloración	30-60 min	5-20 mg/l
Ozonización	5-20 min	10-50 mg/l
Radiación ultravioleta	1-6 min	10000-30000 Ws/cm ²

5.5 PROBLEMAS EN LA OPERACION Y MANTENIMIENTO DEL EQUIPO

Los problemas de operación y mantenimiento que surgen en las plantas de tratamiento de agua, son problemas específicos del lugar y no ocurren en todas las instalaciones aunque utilicen el mismo medio de desinfección.

El mantenimiento de un sistema de cloración gira alrededor de los sistemas de suministro y almacenamiento de cloro para prevenir escapes, muchos de los problemas de operación se encuentran en las plantas grandes.

En las instalaciones de ozonización existe la mayor cantidad de problemas mecánicos y peligro en la seguridad resultando que la planta esté parada por mucho tiempo. La producción de ozono ocurre bajo condiciones severas para cada uno de los elementos empleados y en cada una de las piezas individuales del equipo, causando problemas muy frecuentes de mantenimiento que consisten principalmente en limpieza del equipo y no en el reemplazamiento de piezas. Los nuevos diseños tratan de minimizar estos problemas. La eficiencia de operación en algunos casos es menor del 50%.

Los sistemas de radiación ultravioleta no presentan problemas de operación significativos, el mantenimiento del equipo consiste únicamente en el reemplazamiento de lámparas y componentes de cuarzo y el mantenimiento general se hace 2 veces por año.

5.6 PELIGRO AL PERSONAL

El cloro es un irritante altamente tóxico y se debe manejar con gran cuidado, por lo que representa un peligro potencial para el personal; algunas instalaciones están provistas de detectores de fugas de cloro porque las concentraciones de 30 ppm o más, producen tos y las exposiciones durante 30 minutos a concentraciones de 40 a 60 ppm son peligrosas y a 1000 ppm son fatales. En algunas plantas se hicieron cambios en el uso del cloro líquido al de hipoclorito sódico exclusivamente por razones de seguridad.

El ozono debido a que es un agente oxidante, es tóxico para organismos vivientes y para los humanos por lo que la exposición al ozono debe evitarse. Un trabajador puede estar expuesto a altas concentraciones de ozono, pero en el periodo de trabajo de 8 horas el promedio de exposición al ozono no debe exceder de 0.1 ppm. El ozono puede ser detectado por el hombre

mucho antes de que llegue al nivel tóxico.

5.7 COMPARACION DE COSTOS

Los costos de capital, operación y mantenimiento y los costos totales por 1000 galones de agua desinfectada con cloro, ozono y radiación ultravioleta se muestran en la tabla 5.2⁽¹⁾ y en las figuras 5.2 a 5.13; por medio de estas se puede analizar la economía de las alternativas a la cloración tomando en cuenta las siguientes observaciones:

- 1.- Se aplico una dosis de cloro y de ozono para una inactivación del 99% de coliformes fecales.
- 2.- Los costos de capital para la cloración-descloración incluyen tanques de almacenamiento, bombas y tubería asociada.
- 3.- Los costos de capital para la radiación ultravioleta incluyen costos de reactores (suponiendo una vida de 20 años), instalaciones, construcción y mano de obra.
- 4.- Los costos de operación y mantenimiento fueron anualizados en un periodo de 20 años con una tasa de descuento del 7%, estimados en 1980 en dólares e incluyen el consumo de energía, trabajo de limpieza, reemplazamiento de equipo, consumo de compuestos químicos y mano de obra.

(1) En la tabla 5.2 y en las figuras 5.2 a 5.11 los costos se reportan como relativos para simplificar la comparación entre los diversos métodos de desinfección.

TABLA 5.2 Costos relativos de desinfección.⁽¹⁾⁽²⁾

	CAPACIDAD MMGD		
	1	10	100
CLORACION (8 ppm)			
costo de capital	1.0	3.14	13.29
costo de operación ⁽³⁾	1.0	0.75	0.53
costo del tratamiento	1.0	0.28	0.19
CLORACION-DESCLORACION (2.5 ppm SO₂)			
costo de capital	1.55	4.06	16.80
costo de operación	1.42	1.025	0.68
costo del tratamiento	1.89	0.58	0.33
OZONIZACION (con aire)(10 ppm)			
costo de capital	2.8	17.42	113.94
costo de operación	2.08	1.14	0.8
costo del tratamiento	1.31	0.81	0.58
OZONIZACION (con oxígeno)(10 ppm)			
costo de capital	1.91	10.63	68.94
costo de operación	2.03	1.0	0.68
costo del tratamiento	1.14	0.59	0.37
RADIACION ULTRAVIOLETA			
costo de capital	1.18	5.94	28.18
costo de operación	1.2	0.77	0.66
costo del tratamiento	1.05	0.53	0.45
HIPOCLORACION			
costo de capital	1.0	10.0	100.0
costo de operación	10.0	7.1	33.03
costo del tratamiento	10.0	4.7	0.73
ULTRAVIOLETA-OZONIZACION⁽⁴⁾			
costo de capital	1.1	5.77	31.20
costo del tratamiento	1.1	0.44	0.37

(2) Costos relativos a la desinfección.

(3) Costos estimados en dólares de 1980.

(4) Incluye el costo del mantenimiento.

(5) Costos proyectados de los costos de la radiación ultravioleta combinados con ozono a partir de oxígeno.

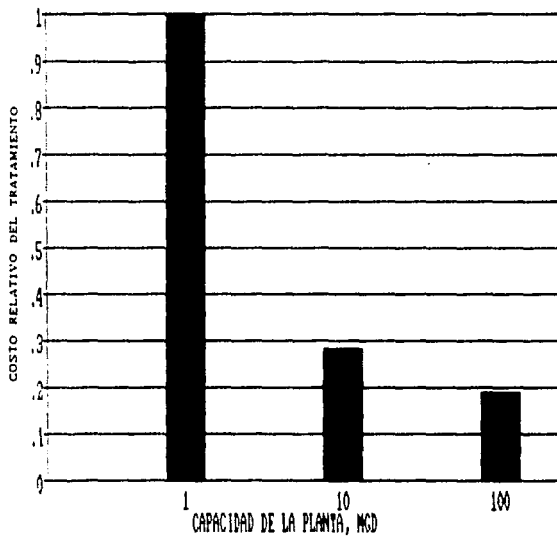


Figura 5.2 Cloracion.

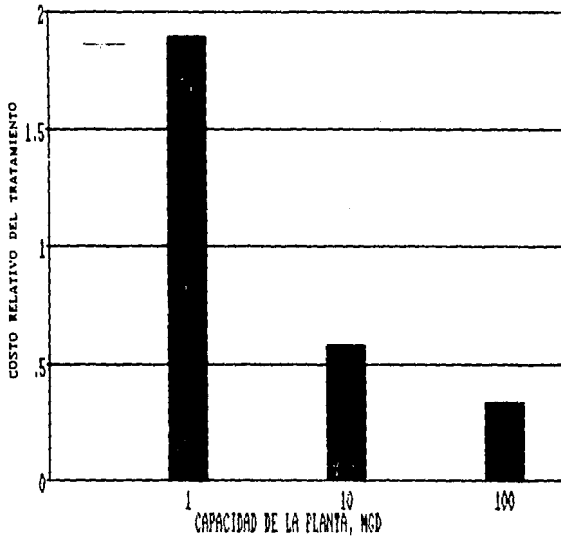


Figura 5.3 Cloración-Descloración.

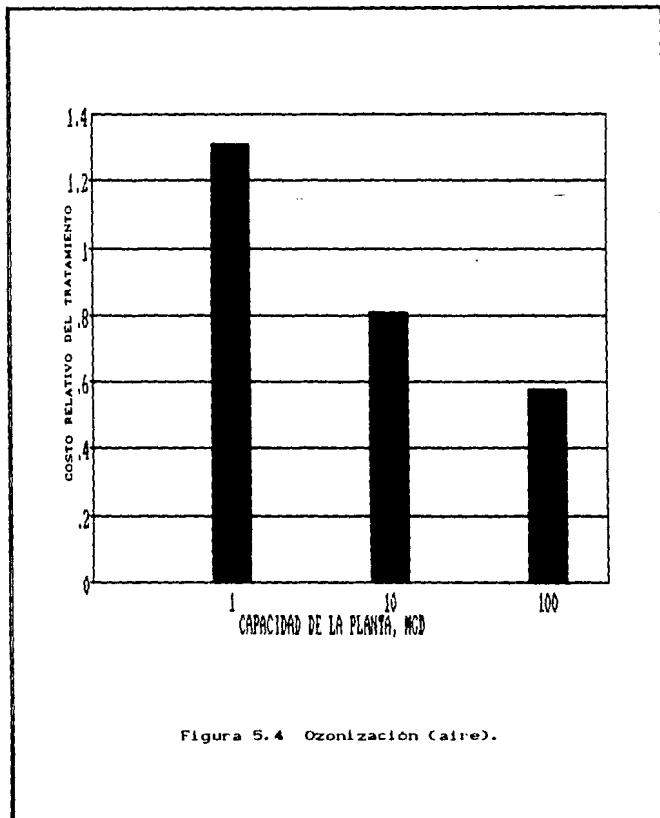
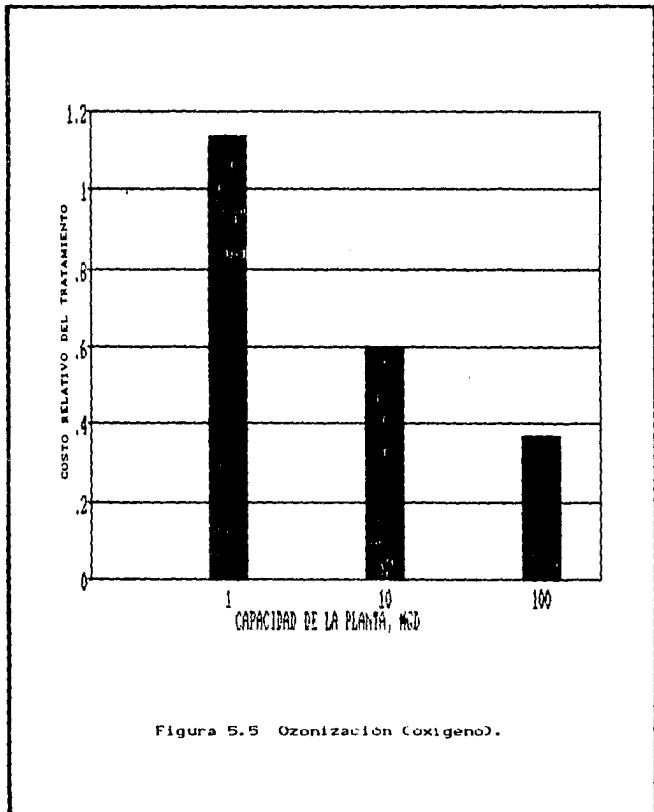


Figura 5.4 Ozonización (aire).



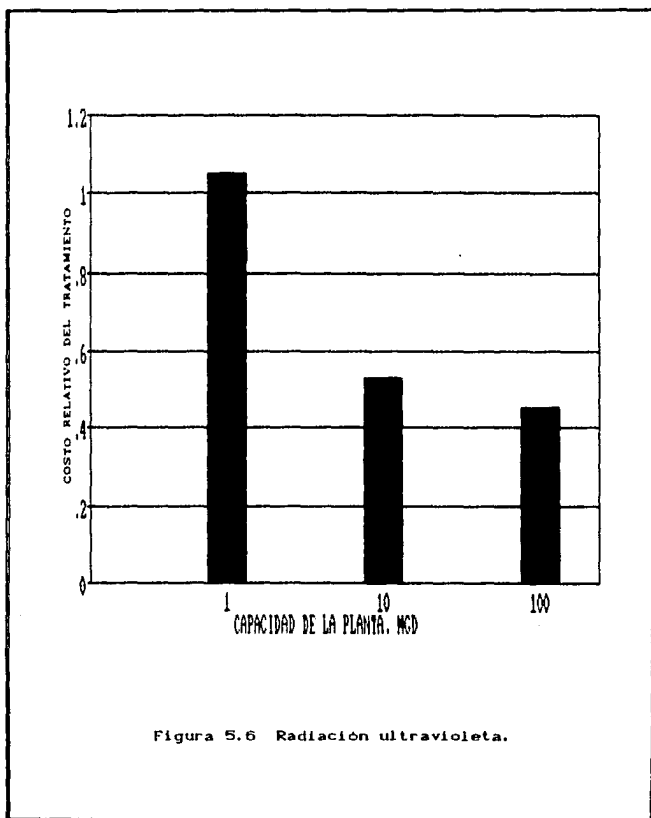
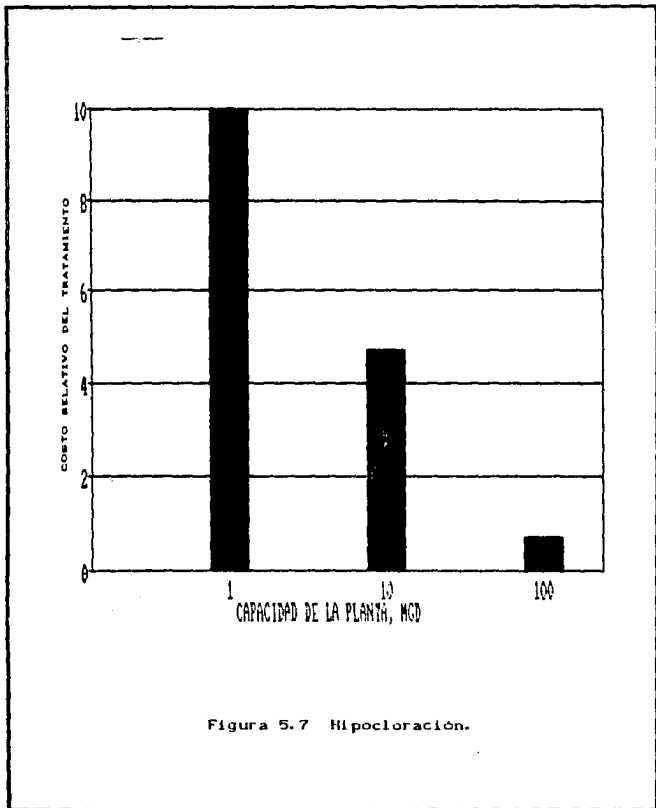


Figura 5.6 Radiación ultravioleta.



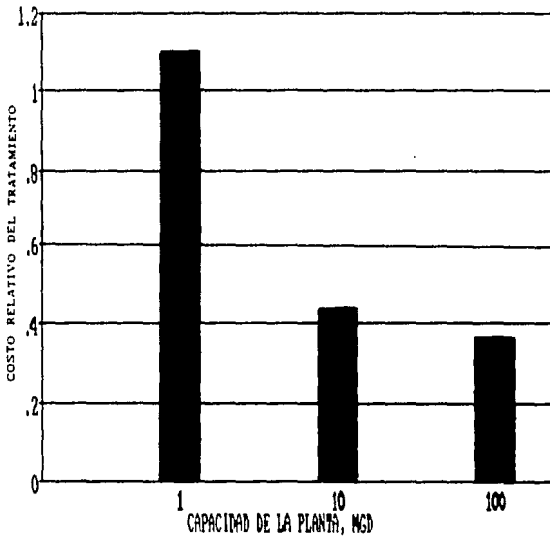


Figura 5.8 Ultravioleta-Ozonización.

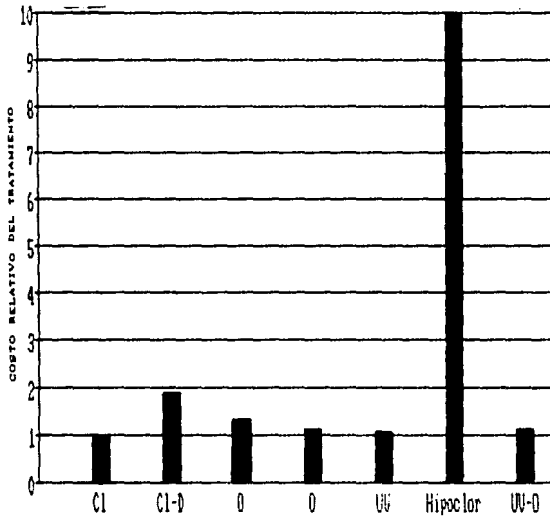


Figura 5.9 Comparación de los costos relativos de desinfección para una capacidad de 1 MGD.

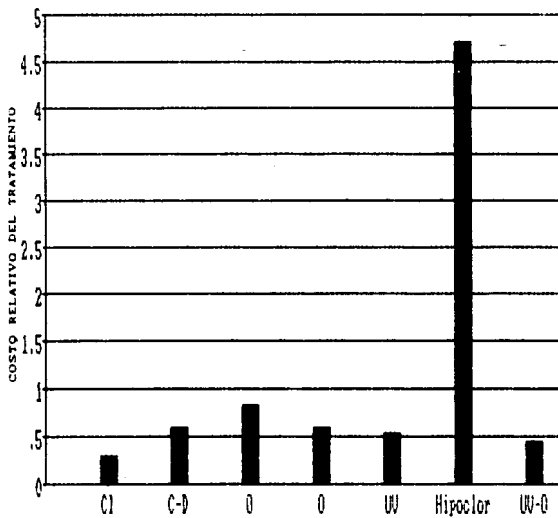


Figura 5.10 Comparación de costos relativos de desinfección para una capacidad de 10 MGD.

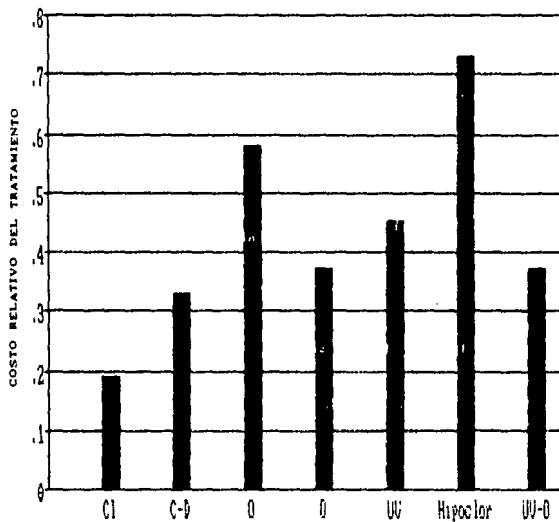
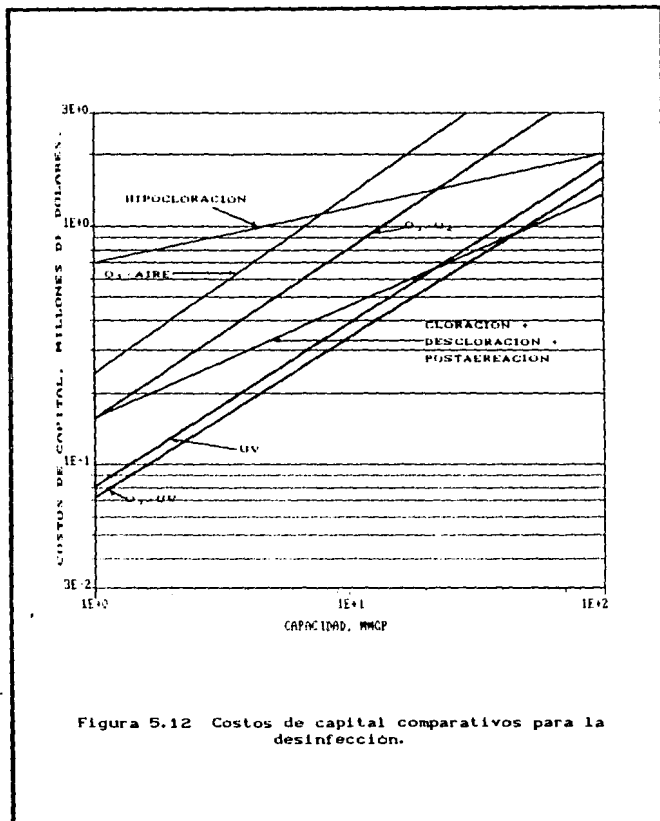


Figura 5.11 Comparación de costos relativos de desinfección para una capacidad de 100 MGD.



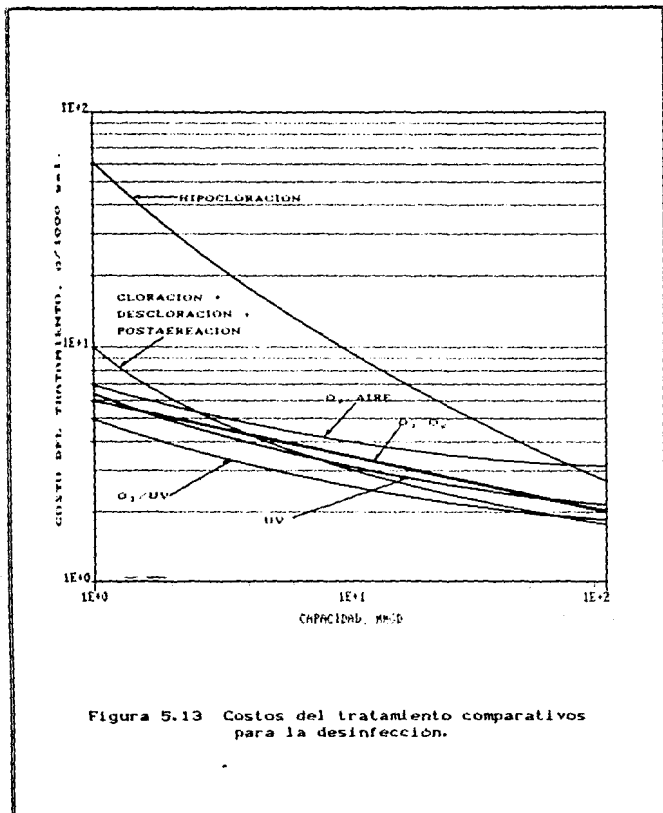


Figura 5.13 Costos del tratamiento comparativos para la desinfección.

Los costos del tratamiento son función principalmente del tamaño de las plantas y de la calidad de los efluentes que van a ser tratados.

La mayor parte de los costos de operación para la ozonización se deben al consumo de energía eléctrica utilizada en la manufactura del ozono. Cada método de ozonización puede minimizar los requerimientos de energía eléctrica para un uso más eficiente y mejorar la efectividad-costo de la ozonización con relación a otros métodos de desinfección.

La mayor parte de los costos de capital para el método ultravioleta lo constituyen las lámparas, el número de éstas es proporcional al rango de flujo así que el costo de la energía para operar las lámparas y los costos de capital para el equipo hacen que el tratamiento de grandes cantidades de agua sea prácticamente prohibitivo.

Los costos que se muestran en la tabla 5.2 indican que la radiación ultravioleta es más competitiva en cuanto a costo que la ozonización para plantas de tratamiento pequeñas (hasta 10 mgd). Obviamente, el cloro sólo es el desinfectante menos caro, sin embargo en casos donde el cloro residual no puede ser tolerado, los costos adicionales de la descloración aumentan los costos totales haciendo que la cloración-descloración a altas capacidades sea más económica que cualquier otro método. Los costos para el tratamiento ultravioleta-ozonización están basados en experimentaciones no optimizadas las cuales muestran que la combinación es más efectiva que la radiación ultravioleta y la ozonización por separado para capacidades pequeñas y es más económica que la cloración-descloración.

5.8 VENTAJAS Y DESVENTAJAS

TABLA 5.3 Ventajas y desventajas de la cloración.

VENTAJAS
1. Se puede alcanzar una desinfección efectiva en un periodo de contacto de 10 min con la cloración residual libre.
2. Mantiene un efecto residual persistente.
3. Menores costos del tratamiento que cualquier otro método.
DESVENTAJAS
1. La desinfección se lleva a cabo en un periodo de 60 min cuando menos con la cloración residual combinada.
2. La cloración se afecta considerablemente con los cambios de temperatura y pH.
3. Se pueden producir compuestos tóxicos.
4. Una sobredosis de cloro produce olores y sabores desagradables.
5. Representa un peligro potencial para el personal.
6. Existen problemas asociados con la transportación y el almacenamiento del cloro o sus derivados.
7. Tienen menor capacidad de destrucción de organismos.

TABLA 5.4 Ventajas y desventajas de la ozonización.

VENTAJAS
1. Se evitan los problemas de olores y sabores.
2. Tiene un alto potencial de oxidación.
3. La acción germicida es eficaz a través de una gama muy amplia de temperaturas y pH.
4. Remueve color.
5. Adiciona oxígeno al agua.
6. La desinfección es más rápida que con el cloro.
7. Es mejor virucida que el cloro.
8. No se requieren concentraciones muy altas.
9. Evita problemas asociados con la transportación y el almacenamiento de químicos peligrosos.
DESVENTAJAS
1. Altos costos de capital, de operación y de mantenimiento.
2. Requiere de una alta cantidad de energía eléctrica.
3. Baja solubilidad en condiciones normales.
4. El residual no puede mantenerse por un periodo largo de tiempo.
5. Atmosferas con altas concentraciones de ozono son tóxicas
6. Al igual que el cloro produce subproductos tóxicos.
7. La eficiencia de la desinfección es impredecible.
8. No es capaz de desinfectar agua para un conteo de 2.2/100 ml.
9. El efluente que va a ser tratado debe ser un efluente filtrado.
10. La eficiencia está en función de la temperatura del agua.

TABLA 5.5 Ventajas y desventajas de la radiación ultravioleta

VENTAJAS
<ol style="list-style-type: none">1. No se introducen materiales extraños en el agua por lo que el caracter físico o químico de esta no se ve afectado.2. No se producen sabores ni olores, aunque la radiación ultravioleta no ejerce ningún efecto en la separación del olor o color.3. La desinfección de lleva a cabo en periodos de tiempo muy cortos.4. La sobredosis no produce efectos perjudiciales.5. Los compuestos que se encuentran en solución en el agua no ejercen ningún efecto sobre la capacidad de desinfección.6. También se evitan los problemas asociados con la transportación y el almacenamiento de productos químicos peligrosos.
DESVENTAJAS
<ol style="list-style-type: none">1. Los quistes y las esporas son menos sensitivos que las bacterias y los virus.2. Se requiere de agua filtrada debido a que las radiaciones ultravioleta son absorbidas por muchos constituyentes que se encuentran en las aguas mal acondicionadas.3. No tiene capacidad de desinfección residual.4. Se requieren grandes cantidades de energía eléctrica.5. Los costos del tratamiento son mayores a los de la cloración.

CONCLUSIONES

Debido a las enfermedades de graves consecuencias que pueden transmitirse a través de los suministros de agua potable, se han desarrollado los procesos de desinfección, que implican un tratamiento especializado dirigido a la obtención de agua microbiológicamente segura para el consumo doméstico e industrial. La desinfección de agua se logra a través de medios físicos y químicos dentro de los cuales la cloración, ozonización y radiación ultravioleta han resultado los procesos que más se aplican al tratamiento de agua municipal, por su alta eficiencia. Estos procesos están regidos por diversos factores que influyen en su eficiencia; por lo tanto, para seleccionar un proceso de desinfección que satisfaga las necesidades particulares de un abastecimiento de agua, se deben considerar: las limitaciones propias de cada desinfectante, las características del agua a tratar, los objetivos del tratamiento y consideraciones de orden técnico, práctico de seguridad y económicas.

La desinfección representa la última etapa del tratamiento de agua, por lo que la aplicación de estos desinfectantes que

Tienen propiedades germicidas significativas ya sean solos o combinados, está limitada a aguas con un cierto grado de pureza (aunque también pueden emplearse en otras etapas del tratamiento y con otros propósitos; tales como la eliminación de olores, colores y sabores, materia orgánica y materia disuelta). La eficiencia del proceso está directamente relacionada con la calidad del agua que está siendo tratada; tanto mayor sea la calidad del agua, mayor será la eficiencia y menor el costo del tratamiento.

La cloración se ha convertido en un proceso muy elaborado y eficiente y es la técnica que más se utiliza actualmente en el tratamiento de agua municipal e industrial, con fines de desinfección y otros. El cloro líquido es más usado que los hipocloritos u otras formas de cloro porque tiene un mayor poder oxidante y desinfectante.

La técnica de la cloración residual libre produce mejores resultados que la cloración residual combinada, debido a que las formas de cloro libre tienen potenciales de oxidación más altos. La mejor aplicación de cada técnica depende de los objetivos específicos del tratamiento y de las condiciones del agua a tratar. Los sistemas de cloración múltiple o fraccionada aumentan la eficiencia de los procesos unitarios, la efectividad del sistema de cloración depende del control del proceso para asegurar que la dosis de cloro aplicada produzca una desinfección adecuada.

El ozono es un agente oxidante muy potente, se ha demostrado que puede destruir toda clase de microorganismos así como de eliminar olores, colores y sabores, materia orgánica y materia disuelta en un tiempo de contacto relativamente corto. El uso de oxígeno como gas de alimentación incrementa la eficiencia de la utilización del ozono y simplifica el sistema, pero aumenta el costo del tratamiento debido al gran consumo de energía que se debe hacer para producir el oxígeno, por lo que resulta más

económico usar aire para la producción del ozono. La baja solubilidad del ozono en el agua, su inestabilidad, su generación a bajas concentraciones a partir de aire y el peligro de una fuerte corrosión en los tanques de almacenamiento y en las líneas de distribución, hace necesario un sistema de contacto y reciclaje más elaborado y caro que el de la cloración.

La luz ultravioleta induce transformaciones a la materia, cuando es absorbida causa cambios físicos y químicos, por lo que en la desinfección los microorganismos no pueden resistir esta luz cuando se aplica con una dosis e intensidad adecuada causandoles la muerte o la inactivación en un periodo de tiempo muy corto.

Los sistemas de radiación ultravioleta son los más simples y su mayor eficiencia se logra cuando se usan tubos de arco de alta intensidad, en lugar de lámparas de vapor de mercurio y cuando se requiere tratar flujos menores a veinticincomil galones por día; para flujos mayores se requiere de unidades de múltiples cámaras con las que se tienen considerables desventajas prácticas y económicas ya que las lámparas aumentan en gran número y con esto el diseño y mantenimiento de la cámara se incrementan en forma compleja y costosa.

El concepto de desinfección con ozono y radiación ultravioleta debe ser aplicable al tratamiento en donde el agua de alimentación sea de alta calidad.

Los procesos de desinfección presentan ventajas y desventajas de unos con otros, la cloración es el proceso menos favorecido técnicamente, las principales causas que llevan al ozono y a la radiación ultravioleta a sustituir al cloro son:

- Mayor capacidad para eliminar organismos en menor tiempo.
- Facilidad en la operación y mantenimiento del equipo.
- Reducir la posibilidad de perjudicar al personal de una

- exposición accidental al cloro.
- Mayor calidad del agua tratada.
 - Reducir o eliminar los subproductos tóxicos.
 - Eliminar la necesidad de transportar, almacenar y desinfectar con compuestos químicos tóxicos.
 - Economías aproximadas en capacidades pequeñas.

Como estas tecnologías ya no poseen todas las desventajas asociadas al pasado ya que se han ido eliminado con los nuevos diseños de los equipos, pueden considerarse como alternativas seguras para la desinfección de agua municipal, particularmente en situaciones donde no se pueda aceptar el cloro residual.

Los costos del tratamiento son función principalmente del tamaño de las plantas y de la calidad de los efluentes que van a ser tratados, la cloración es el método menos caro para plantas de tratamiento pequeñas y la cloración-descloración para plantas grandes. La radiación ultravioleta es más competitiva que la ozonización. Los costos presentados fueron evaluados haciendo suposiciones basadas en diferentes casos, el costo es solamente uno de los factores en la evaluación de las tecnologías; actualmente, el desarrollo de cada tecnología es diferente y por lo tanto estos datos pueden tomarse solamente como una referencia. El método que predomine será aquel con el que se obtenga un empleo fácil con los mínimos riesgos para la salud y la seguridad, sea fácil de medir y controlar y para el cual el equipo sea fácil de operar. La cuidadosa selección y aplicación de los procesos de desinfección es un gran paso hacia la obtención de un suministro de agua seguro, libre de sabores y problemas de olores.

BIBLIOGRAFIA

- 1.- B.F. Severin.
"Disinfection of Municipal Wastewater Effluents with Ultraviolet Light"
JWPCF, Vol 52, No. 7, July 1980, (2007-2018).
- 2.- C.H. Kuo, K.Y. Li, C.P. Wen, and J.L. Weeks.
"Absorption and Descomposition of Ozone in Aqueous Solutions"
Aiche Symposium Series, Vol 73, No. 166, 1976, (230-241).
- 3.- E. Nall Arthur.
"Economically Remove Toxics"
Water & Wastes Engineering, Feb 1980, (43-53).
- 4.- Frank N. Kemmer.
"Manual del Agua, su Naturaleza, Tratamiento y Aplicaciones"
Nalco Chemical Co.
Mc. Graw Hill, 1979.

-
- 5.- Fred E. Zinnbauer.
"U.S. Municipality Opts for UV. Disinfection"
Water & Wastewater International, Vol 3, ISSUE 1, Feb 1988.
 - 6.- G.E. Whitby, G. Plamater, Cook.
"Ultraviolet Disinfection of Secondary Effluents"
JWPCF, Vol 58, No. 7, July 1984 (841-850).
 - 7.- Geo. Clifford, White.
"Disinfection of Wastewater and Water for Reuse"
Van Nostrand Reinhold Co.
New York, 1978.
 - 8.- Gordon Maskow, Fair.
"Water and Wastewater Engineering"
John Wiley & Sons.
New York, 1976.
 - 9.- Harris, Adams, Sorensen, Dupont.
"The Influence of Photoreactivation and Water Quality on
Ultraviolet Disinfection of Secondary Municipal Wastewater"
JWPCF, Vol 59, No. 8, August 1987 (781-787).
 - 10.- H.H. Jaffe and Milton Orchin.
"Theory and Applications of Ultraviolet Spectroscopy"
John Wiley & Sons.
New York, 1962.
 - 11.- H.W. Prengle, C.E. Mauk, R.W. Logan.
"Ozone/UV Process Effective Wastewater Treatment"
Hyd. Processing, Oct 1975 (82-87).
 - 12.- J. Ricci Larry.
"Water Disinfection Challengers Now on Tap"
Chem. Eng., Aug 18, 1975 (49-51).

-
13. - J. S. Sconce.
"Chlorine"
Van Nostrand Reinhold Co.
Huntington, New York, 1972.
 14. - Karl E. Longley and Bill Roberts.
"Drinking Water Disinfection"
Water Engineering & Management, 1982, (R-26-R-30).
 15. - Kirk Othmer.
"Encyclopedia of Chemical Technology"
John Wiley & Sons.
U.S.A. 1983.
 16. - Metcalf, Eddy.
"Tratamiento y Depuración de las Aguas Residuales"
Labor S.A.
España, 1981.
 17. - "Microbial Control"
Ultrapure Water, January/February 1985.
 18. - Mitchell, A.
"Water Pollution Microbiology"
Mc. Graw Hill Co.
New York, 1972.
 19. - Modern Process System.
"Chlorine Sizing Guide"
Water Engineering & Management, 1983, (R-54-R-58).
 20. - Ouellette, King, Cheremisinoff.
"Electrotechnology - Vol 1"
Wastewater Treatment and Separation Methods.
Ann Arbor Science.
Michigan, U.S.A., 1978.

-
21. - Peter Kreeft, O. Scheible, A. Venosa.
"Hydraulic Studies and Cleaning Evaluations of Ultraviolet
Disinfection Units"
JWPCF, Vol 58, No. 12, Dec 1986, (1129-1137).
22. - Ramirez Raul.
"Ozone Shakes Chlorine's Hold on Disinfection"
Chem. Eng., Feb 13, 1978 (59-61).
23. - Rip G. Rice.
"Ozone for the Treatment of Hazardous Materials"
Aiche Symposium Series, Vol 77, No. 209, 1980, (79-88).
24. - Rip G. Rice.
"Ozone Treatment of Water for Cooling Applications"
International Ozone Association.
Virginia, U.S.A., 1981.
25. - The American Water Works Association.
"Water Quality and Treatment"
Mc. Graw Hill Co.
New York, 1971.
26. - Venosa, Petrasek, Brown.
"Disinfection of Secondary Effluents with Ozone/UV"
JWPCF, Vol 56, No. 2, Feb 1984, (137-142).
27. - White, G. C.
"Handbook of Chlorination"
Van Nostrand Reinhold Co.
New York, 1972.
28. - White, Jernigan, A. Venosa.
"A Study of Operational Ultraviolet Disinfection Equipment
at Secondary Treatments Plants"
JWPCF, Vol 58, No. 3, March 1986 (181-192).

-
29. - W. Legan Robert.
"Ultraviolet Light Takes on CPI Role"
Chem. Eng. Jan 25, 1982 (95-100).
30. - W. Legan Robert.
"Alternative Disinfection Methods -A Comparison of UV and
Ozone-"
Industrial Water Engineering, March/April, 1982, (12-25).
31. - William Prengle and Charles E. Mauk.
"Ozone/UV Chemical Oxidation Wastewater Process for Metal
Complexes, Organic Species and Disinfection"
Aiche Symposium Series, Vol 74, No. 178, 1977. (228-244).