

DESINFECCION DE AGUA POR MEDIO DE LUZ ULTRAVIOLETA

H. B. Wright y W. L. Cairns

Trojan Technologies Inc.

3020 Gore Road, London, Ontario, Canada N5V 4T7

RESUMEN

La luz ultravioleta (UV) es una alternativa de desinfección al uso del cloro y ozono en muchas aplicaciones de tratamiento de aguas potables y residuales. UV provee desinfección efectiva sin producción de subproductos de desinfección problemáticos. Se presenta información sobre el mecanismo de aplicación de UV para desinfección de agua potable. Se discuten las ventajas y desventajas de la técnica con miras a su comparación con la desinfección química. Se indica información práctica acerca del diseño del sistema UV, su operación y mantenimiento así como costos de capital, operación y mantenimiento para un rango de estrategias de desinfección.

1. Introducción

La luz ultravioleta (UV) es una alternativa establecida y de creciente popularidad al uso de químicos para la desinfección de agua, agua residual y de aguas industriales de varias calidades. Los sistemas de desinfección UV pueden ser diseñados para un rango vasto de aplicaciones siempre que se de la atención debida a la calidad del agua siendo desinfectada y los objetivos de desinfección buscados. La Tabla 1 provee una lista de aplicaciones específicas de desinfección UV.

La práctica de desinfección UV para agua potable y su teoría subyacente han sido bien documentadas. Este documento intenta proveer una revisión de la situación actual extrayendo información de la literatura existente así como de experiencia directa.

2. Una Perspectiva Histórica

Perspectivas históricas de la desinfección UV han sido publicadas en varios artículos (Grocock, 1984; Schenck, 1981; USEPA, 1996). Los efectos germicidas de energía radiante del sol fué reportado por primera vez por Downs y Blunt en 1878. La aplicación practica de UV requirió sin embargo el desarrollo de la lámpara de vapor de mercurio como fuente de luz UV artificial en 1901 y el reconocimiento del cuarzo como la envoltura ideal de lámpara en 1905. Los primeros intentos experimentales para usar UV como desinfectante de agua se

hicieron en Marsella, Francia en 1910. UV fué usado en los Estados Unidos entre 1916 y 1926, para la desinfección de agua y empleado en barcos para proveer agua potable. Sin embargo, el bajo costo de la desinfección de agua con cloro combinado con problemas operativos y de confiabilidad observados en los primeros equipos retardaron el crecimiento en la aplicación de UV hasta el decenio de 1950.

Tabla 1. Aplicaciones de desinfección UV

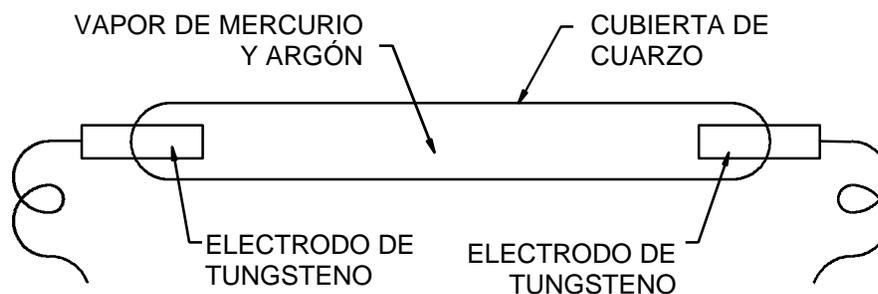
<u>Agua Potable</u>	<u>Comercial</u>
Municipal	Criaderos de Peces
Comunal	Hidrofonics
Subdivisiones	Laboratorios
Parques de casas móviles	Acuarios
Terrenos de campamento	Restaurantes
Alojamientos de caza	
Sitios de Esquí	<u>Industrial</u>
Hoteles	Cervecerías
Barcos	Farmacéuticas
Institucional	Embotelladoras
Hospitales	Electrónicas
Escuelas	Conservas
Asilos de ancianos	Lecherías
Centros Comunales	Alimentos
Residencias	Marinas
	Destilerías
<u>Aguas Residuales</u>	Petróleo
Municipal	Textile
Comunal	Cosméticos
Institucional	Imprenta
Residencial	

Instalaciones prácticas de desinfección UV para agua potable ocurrieron en Suiza y Austria en 1955. En 1985, el número de instalaciones en dichos países había aumentado a 500 y 600 respectivamente. Con el descubrimiento de subproductos clorinados, la desinfección UV se hizo popular en Noruega, ocurriendo la primera instalación en 1975. La primera instalación en Holanda ocurrió en 1980.

Hoy en día hay más de 2000 instalaciones en Europa usando UV para desinfectar agua potable y más de 1000 instalaciones en los Estados Unidos (USEPA, 1996). La desinfección UV es popular en Nueva York donde es usada para desinfectar más de 6.4% de todos los sistemas de pozos. Similarmente fue reportado que 761 de los 10,700 sistemas públicos de agua en Pensilvania usan UV sólo o en combinación con cloro. En el Reino Unido, la desinfección UV usando ambas tecnologías de lámparas de baja y mediana presión ha sido combinada con cloro

balasto adecuado. Si la lámpara es operada usando un suministro de corriente alterna, el balasto consiste usualmente de componentes inductivos y capacitivos. Los balastos pueden ser caracterizados como electromagnéticos o electrónicos (O'Brien et al, 1995; Phillips, 1983) (1982). Los balastos electromagnéticos consisten típicamente de un inductor en serie con la lámpara y un capacitor corrector de factor de potencia en paralelo. La energía es entregada a la lámpara a la frecuencia de línea de 50 o 60 Hz. Los balastos electrónicos por otra parte, consisten de un rectificador de CA a CD seguido de un inversor para convertir la CD a CA de alta frecuencia en el rango de kilohertz. Comparado con balastos electromagnéticos, balastos electrónicos son más compactos, reducen el costo del sistema, tienen una eficiencia eléctrica mayor, y pueden operar a varios niveles de potencia (O.Brian et al, 1995). Similarmente, la operación de la lámpara a una frecuencia de CA más alta aumenta el rendimiento de la lámpara y extiende la vida útil de la misma (Phillips, 1983).

COMPONENTES DE LA LÁMPARA



DISEÑO DEL BALASTO

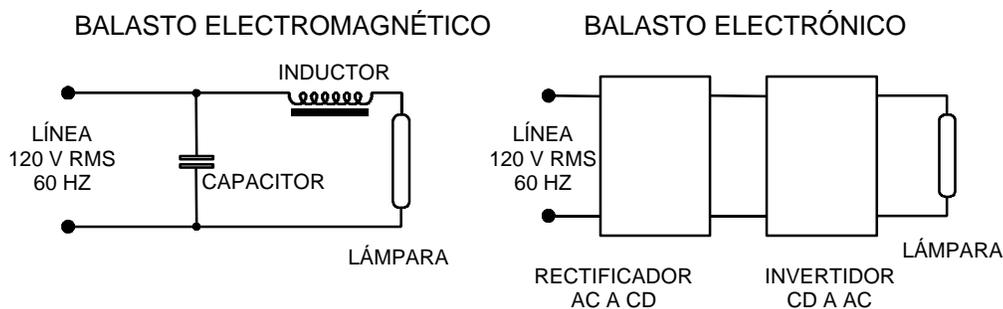


Figura 2. Construcción de una lámpara de arco de mercurio y diseño de balasto.

La Figura 3 presenta una comparación del rendimiento espectral de las lámparas de arco de mercurio de presión baja y mediana. Las lámparas de arco de mercurio de baja presión usadas en la desinfección de agua varían en longitud de 35 a 163 cm y tienen un diámetro entre 1,2 y 1,9 cm. Durante la manufactura de la lámpara, el mercurio es introducido en la lámpara como una gota (50-100 mg Hg en una lámpara de baja presión de 1.5 m- O'Brien et al, 1995). Las lámparas

son diseñadas para operar a eficiencia máxima con una temperatura de pared de lámpara de 40°C y un arco eléctrico de energía de cerca de 0.3 Vatios/cm (Phillips, 1983). Bajo estas condiciones, la presión del vapor de mercurio dentro de la lámpara es 7×10^{-3} torr y la mayor parte del mercurio dentro de la lámpara existe en estado líquido. La construcción, llenado, y operación de una lámpara de baja presión es escogida para maximizar la conversión de energía eléctrica a radiación UV resonante a 254nm y 185nm. Aproximadamente 85% de la luz emitida por una lámpara de baja presión es radiación UV resonante. Incluyendo las pérdidas del balastro, la conversión de energía eléctrica a luz UV es eficiente aproximadamente 35 a 40% (O'Brian et al, 1995). Una lámpara de baja presión estándar de 147 cm de longitud debe esperarse que produzca 26.7 vatios de UV a 254nm cuando se le conecta a una fuente de energía de 75 vatios.

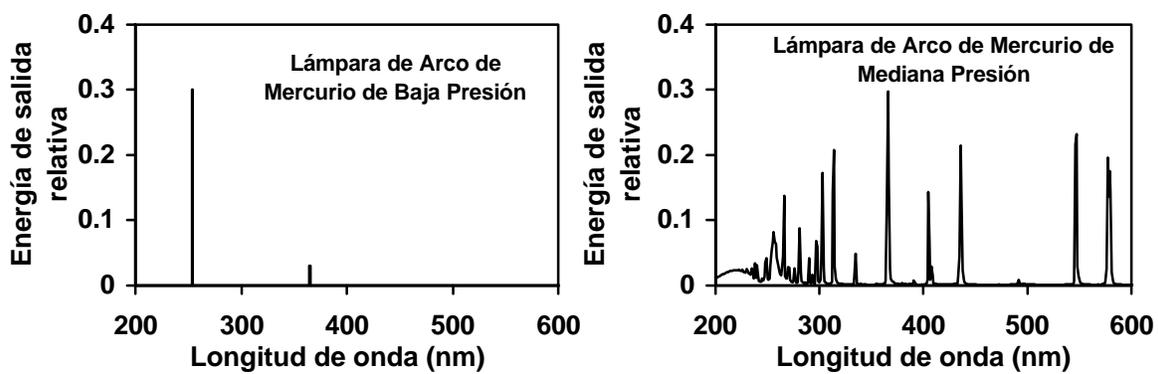


Figura 3. Espectro de rendimiento de lámparas de arco de mercurio de baja y mediana presión.

Las lámparas de arco de mercurio de presión media usadas en la desinfección de agua varían en longitud de 25 a 70 cm y tienen un diámetro de cerca de 2.2 cm. Durante la manufactura de la lámpara, una masa medida de mercurio es introducida en las lámparas (1.4 a 15 mg Hg/cm de longitud de arco). Las lámparas están diseñadas para operar a una energía eléctrica de arco relativamente alta de 48 a 126 Vatios/cm (Phillips, 1983). De igual manera, la temperatura de pared de la lámpara se encuentra entre 650 y 850 °C y todo el mercurio dentro de la lámpara se vaporiza a una presión de vapor de cerca de 13 kPa. Debido a la alta temperatura del plasma dentro de la lámpara de mediana presión, el mercurio vaporizado existe en varios estados de excitación. La transición de los niveles de excitación a un nivel menor de energía resulta en la liberación de luz a distintas longitudes de onda. En conformidad, el espectro de rendimiento de una lámpara de mediana presión consiste de numerosos picos con un continuo de UV bajo 245 nm. Ignorando la radiación debajo de 248.3 nm, Phillips (1983) reporta que una lámpara de mediana presión operando a una potencia eléctrica de arco de 107 Vatios/cm produce 9.38 Vatios/cm de UVC y 8.19 Vatios/cm de UVB. Entonces, al menos 44% de la radiación total emitida por una lámpara de mediana presión es UVB y UVC. La conversión de energía eléctrica de UVB a UVC es al menos 16% eficiente. De acuerdo con esto, una

lámpara de presión media de 25cm de longitud puede ser diseñada para producir 450 Vatios de UVB y UVC dándosele una energía eléctrica de 2.8 kW.

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

4. Mecanismo de Desinfección UV

4.1 Dimerización DNA

Los microorganismos son inactivados por luz UV como resultado del daño fotoquímico a sus ácidos nucleicos. La radiación UV es absorbida por nucleótidos, los bloques de construcción del DNA y RNA celulares en una manera dependiente de la longitud de onda con picos de cerca de 200 y 260 nm (Sonntag y Schuchmann, 1992) (Figura 4). El UV absorbido promueve la formación de uniones entre nucleótidos adyacentes, creando moléculas dobles o dímeros (Jagger, 1967). Mientras que la formación de dímeros de tiamina-tiamina son los más comunes, también suelen ocurrir dímeros de citosina-citosina, citosina-tiamina, y dimerización del uracilo. La formación de un número suficiente de dímeros dentro de un microbio impide que éste duplique su DNA y RNA, impidiendo así su reproducción. Debido a la dependencia en la longitud de onda de la absorción UV del DNA, la inactivación UV de los microbios es también una función de la longitud de onda. La Figura 4 representa el espectro de la acción germicida de la inactivación UV del E.Coli. (DIN, 1996). El espectro del E.Coli alcanza su punto máximo a las longitudes de onda de cerca de 265nm y de cerca de 220nm. Es conveniente que el rendimiento de la lámpara de baja presión a 254nm coincida bien con el punto máximo de inactivación a cerca de 265 nm.

4.2 Mecanismos de Reparación

Muchos microbios que tienen un sistema metabólico funcional tienen varios mecanismos de reparación de los ácidos nucleicos dañados (Jagger, 1967). El mecanismo de reparación que es único a la desinfección UV es el de fotoreactivación. La fotodimerización de tiaminas adyacentes resultantes de la absorción UV de los ácidos nucleicos puede ser invertida por una enzima fotoreactivada que usa luz entre 300 y 500 nm para activar la partición del dímero.

Otras transformaciones inducidas por UV en los ácidos nucleicos incluyendo dímeros que se componen de citosina no pueden ser reparados excepto por mecanismo de reparación obscuro en el cual segmentos enteros de ácido nucleico son extraídos y el segmento complementario sin dañar es usado como molde para reparar y reemplazar el segmento dañado.

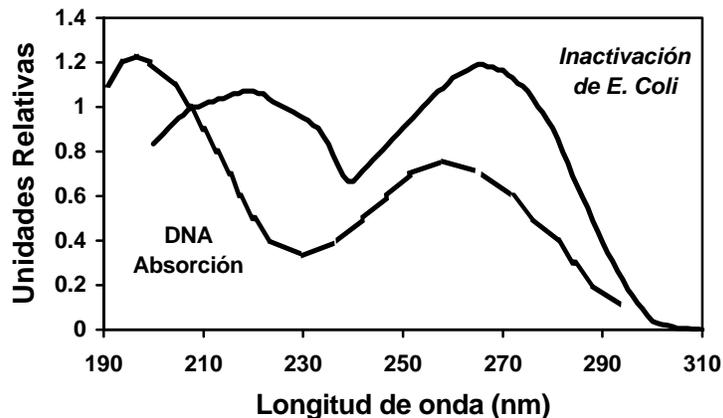


Figura 4. Comparación del espectro de acción de la inactivación del E. Coli con el de absorción del ácido nucleico.

Los virus no tienen mecanismos de reparación para invertir el daño creado por la luz UV. La habilidad de la bacteria y otros microbios para fotorepararse esta relacionada directamente a la extensión del daño UV, la exposición a la luz reactivadora entre 300 y 500nm y al pH y temperatura del agua. Una relación inversa significativa ha sido reportada entre la dosis UV aplicada y la fotoreactivación de bacteria coliforme con menos reparación a dosis mayores (Lindenauer and Darby, 1994). Debe ocurrir exposición a luz entre 300 y 500nm dentro de dos a tres horas para que pueda propiciarse el efecto fotoreparador (Groocock, 1984). De acuerdo con ello, el tiempo de residencia dentro de un sistema de tratamiento de agua reducirá el potencial de fotoreparación.

4.3 La Cinética de Inactivación y el Concepto de Dosis UV

La cinética de inactivación microbiana por UV es citada a menudo como siguiendo la ley de Chick:

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

Donde N_0 es la concentración inicial de microbios previa a la aplicación de UV, N es el número de microbios que restan después de la exposición a la luz UV. I es la intensidad UV, t es el tiempo de exposición, y k es la constante del ritmo de inactivación. La dosis UV se define como el producto de la intensidad UV y tiempo. La Figura 5 presenta una representación gráfica de la ley de Chick mostrando inactivación como función de la dosis UV aplicada. Una interpretación

útil de la ley de Chick es que por cada incremento en dosis UV igual a $2.3/k$ hay una reducción en el orden de magnitud de la población microbiana.

Se observan a menudo derivaciones de la ley de Chick ya sea como un “hombro” a dosis bajas o “colas” a dosis altas (Figura 5). Los hombros a dosis bajas pueden ser explicados usando la cinética de inactivación de eventos en series (Severin et al, 1984). En cinética de eventos en series, la inactivación de un microbio se produce sólo después que haya ocurrido daño significativo dentro del microbio. En concordancia con lo anterior, el inicio de la inactivación (observada con una curva de respuesta de dosis) parece requerir una dosis de umbral. No todos los microbios demuestran cinética observable de eventos en serie en sus curvas de respuesta de dosis. Severin et al (1984) y Harris et al (1987) observaron inactivación de virus siguiendo la ley de Chick e inactivación bacteriana siguiendo la cinética de eventos en serie. Chang et al (1985) observó inactivación viral y la inactivación de algunos patógenos bacterianos siguiendo la ley Chick mientras que la inactivación de quistes, esporas y otras bacterias tenían “hombros”.

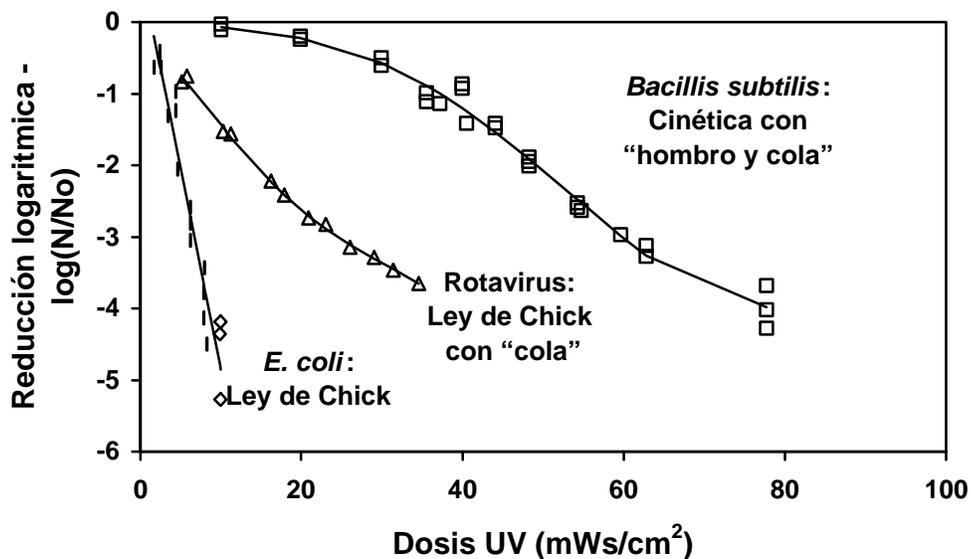


Figura 5. La cinética de inactivación de la desinfección por UV

Colas ocurren a dosis altas y pueden ser atribuidas a la acumulación de microbios y a la oclusión de microbios dentro de particulados (Parker y Darby, 1995) y otros microbios. Microbios absorbidos por material particulado y otros microbios experimentan una dosis UV más baja comparada con microbios individuales en la fase de volumen debido a la absorbancia del material particulado y a la biomasa. Por ejemplo, la transmisión UV a través de una célula de E.Coli es 70% a 254nm (Jagger, 1967). La transmisión UV a través del particulado dependerá de la composición del particulado y de la presencia de compuestos que absorben UV como el hierro.

La dosis generada por las lámparas monocromáticas de arco de mercurio de baja presión ha sido definida tradicionalmente como el producto de la intensidad a 254nm por el tiempo de exposición. Ninguna referencia a la acción microbiana es incluida en este cálculo. Con lámparas policromáticas de arco de mercurio de mediana presión, la contribución de cada longitud de onda germicida deducida del espectro de acción microbiana debe ser considerada en la determinación de la dosis (Meulemans, 1986). La dosis germicida generada por una lámpara de presión mediana de arco de mercurio puede ser definida como:

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

Donde $I(\lambda)$ es la energía de salida de la lámpara de mediana presión dependiente de la longitud de onda, mientras que $G(\lambda)$ es el espectro de acción dependiente de la longitud de onda del microbio siendo inactivado. Dado que la dosis en desinfección UV ha sido citada tradicionalmente para lámparas de arco de mercurio de baja presión, el espectro de acción microbiana debe ser normalizado a una longitud de onda de 254nm a un valor de uno. Al normalizar la acción espectral a uno, la dosis UV calculada para las lámparas de mediana presión resulta comparable a las dosis calculadas para las lámparas de arco de mercurio de baja presión.

4.4 Tasas de Inactivación

La Tabla 2 presenta un resumen de inactivación UV observada usando lámparas de baja presión con patógenos virales, bacterianos y protozoarios así como grupos de indicadores microbianos. Las tasas de inactivación microbiana varían dependiendo de la especie microbiana, la población microbiana y la longitud de onda de la luz UV. En general, las bacterias son menos resistentes a UV a 254nm que los virus, los cuales a su vez pueden ser menos resistentes que las esporas de bacterias. Mientras que quistes y oquistes de protozoarios son considerados como los patógenos microbianos más resistentes a UV a 254nm, hay alguna evidencia que los quistes son más susceptibles a ser inactivados por luz UV policromática de lámparas de mediana presión (Bukhari et al, 1998). En general, bacterias gram positivas son más resistentes que las gram negativas. La temperatura de agua y pH tienen poco o ningún impacto en la tasa de inactivación de microbios por UV (USEPA, 1996). Los efectos del pH observados con la inactivación del virus bacteriano MS-2 han sido atribuidos a aglutinación de microorganismos inducida por el pH (Malley et al, 1995) en vez de a la variación en la tasa de daño del DNA causado por UV.

La Tabla 2 indica que salvo contadas excepciones, la dosis de inactivación de bacterias patogénicas son muy similares a las dosis requeridas para la desinfección de grupos de indicadores fecales tales como coliformes fecales. Esto no sorprende dado que el mecanismo subyacente de desinfección UV es el mismo

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

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

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

dentro de estos organismos. La naturaleza del exterior del bacterium tiene un efecto similar en la transmitancia UV dentro del micro-organismo. Se requiere dosis UV más altas cuando la bacteria tiene un exterior único protector absorbente de UV como en el caso de algunas esporas bacterianas (Munakata et al, 1991).

Entre 1971 y 1988, casi 81% de la erupción de enfermedades causadas por el agua asociadas con bacterias en los Estados Unidos (Craun, 1990) fueron causados por bacterias listadas o relacionadas a las indicadas en la Tabla 2. Aunque no es posible determinar la sensibilidad de cada patógeno bacteriano existente a la luz UV, el mecanismo común de acción sobre el ácido nucleico provee un alto nivel de confianza que dosis similares podrían ser requeridas por la mayoría de patógenos bacterianos que pudiesen encontrarse en el agua potable.

Debido al bajo número de virus requerido para infectar, se debe dar una consideración minuciosa a la dosis requerida para la inactivación de virus. El virus humano patogénico más resistente a UV descrito por cualquier autor es el Rotavirus (Reovirus) el cual fué reportado ser 11 veces más resistente a UV que E.Coli (Harris et al, 1987). Otros autores (Batigelli et al, 1993; Chang et al, 1985) han reportado una susceptibilidad mayor del Rotavirus a UV. Virus tales como poliovirus y hepatitis A son solamente de 2,5 veces más resistentes que el E. coli. Aunque existe alguna variación entre uno y otro estudio la evidencia aportada por el Grupo de Estudio del IAWPRC sobre microbiología del agua relacionada con la salud (IAWPRC, 1991) indica menos que una diferencia de cuatro veces en la resistencia del E.coli y virus a UV. Por contraste, los Rotavirus fueron encontrados similares al E.coli en su sensibilidad al cloro, pero poliovirus y algunos virus entericos fueron reportados ser 40 o más veces más resistentes al cloro que E.coli (Engelbrecht et al, 1978; Scarpino et al, 1974). Victor Cabelli reporta (comunicación verbal) que el virus Norwalk que cuenta entre 20 y el 40% de la gastroenteritis aguda causada por el agua es resistente más de 100 veces al cloro que el E.coli.

Hay varias implicancias de las observaciones arriba mencionadas. Primero, que el microbio más resistente a un método de desinfección no es el mismo para el otro. Una comparación adecuada de métodos de desinfección debe comprender el examen de un amplio rango de especies microbianas el cual debe incluir las más sensibles y resistentes para ambos desinfectantes. Segundo, el rango de resistencia para bacteria y virus es mucho más angosto cuando se usa UV que cuando se usa cloro. Este rango más estrecho proveerá más confianza cuando se use UV en vez de cloro que el nivel de desinfección alcanzado tal cual se indica con los indicadores tradicionales de microbios como reflejo del nivel de desinfección alcanzado por otros microbios. Esta es una ventaja aparente debido a la facilidad, menor costo y familiaridad del operario con los ensayos estándares de coliformes comparados con los ensayos de virus o bacteriofagos que están

siendo propuestos para el monitoreo de inactivación de virus cuando se usa cloro como desinfectante. Finalmente, dosis más altas de cloro y UV pueden ser administradas para asegurar la desinfección de microbios más resistentes. Con cloro, la dosis de desinfección resultará en una formación mayor de subproductos cloro orgánicos (Greiner et al, 1992).

Existe actualmente un debate sobre la resistencia de los parásitos protozoa a la desinfección UV. Trabajos pasados usando lámparas de arco de mercurio de baja presión indican que parásitos protozoarios como el *Giardia Lamblia* y el *Cryptosporidium Parvum* son significativamente más resistentes a UV que bacterias y virus, requiriendo una dosis UV de 80 mWs/cm² para obtener una reducción de un log. Un trabajo reciente de Bukhari et al (1998), indica sin embargo que se puede obtener una reducción de 3.9 logs de *Cryptosporidium* en estudios de infección en ratones usando una lámpara de arco de mercurio de presión mediana. Sin embargo, no se verificaron reducciones significativas de *Cryptosporidium* usando ensayos *in vitro*. Los resultados sugieren que los métodos tradicionales de enumeración para medir la inactivación de quistes/oquistes por UV pueden estar subestimando la reducción en viabilidad. Asimismo, las lámparas de arco de mercurio de mediana presión pueden tener una ventaja sobre las de baja presión respecto a la inactivación de protozoarios. Dada la significación de este trabajo, investigación adicional durante el próximo año probablemente resolverá este tema.

4.5 Requerimientos de Dosis UV

No se ha llegado a un acuerdo universal acerca de la dosis UV mínima requerida para la reducción de patógenos ni tampoco se pretende que lo haya. Hay muchas consideraciones típicas del lugar que se deben considerar cuando se escoge la dosis UV considerada suficiente para desinfectar un suministro de agua potable a un nivel considerado aceptable. (Regli et al, 1991). Factores por considerar incluyen la calidad de agua de la fuente y el nivel de contaminación microbiana, el impacto sobre la contaminación microbiana de los procesos de tratamiento de agua localizados antes de la unidad de desinfección UV, la información epidemiológica correlacionando poblaciones microbianas con la ocurrencia de enfermedades, y el objetivo de riesgo considerado aceptable para proteger al público de enfermedades encontradas en el agua.

Los requerimientos de dosis UV pueden ser determinados usando ya sea un aparato de rayo colimado usado como patrón en un laboratorio o una unidad piloto de desinfección instalada *in situ*. En un estudio de rayo colimado, una placa de petri conteniendo una muestra de agua es irradiada en una manera controlada usando una fuente UV de intensidad conocida. Se puede establecer relaciones de respuesta a la dosis UV mediante la variación del tiempo de exposición con el aparato de rayo colimado o mediante la variación del caudal a través de la unidad piloto de desinfección. La curva de respuesta a la dosis UV proveerá información

acerca de la sensibilidad de los microbios al UV y al impacto de microbios asociados con partículas en la obtención de desinfección. Idealmente, la curva de respuesta a la dosis UV es obtenida para la muestra de calidad de agua más pobre esperada – niveles altos de sólidos en suspensión o turbidez, cuentas altas de microbios (No), y niveles altos de compuestos absorbentes de UV solubles y particulados. Una curva de respuesta UV puede servir no sólo para identificar el requerimiento de una dosis UV para alcanzar un nivel de desinfección pero también servir para identificar si el pretratamiento de agua puede conducir a una solución de desinfección más económica.

Varias jurisdicciones en todo el mundo especifican diferentes requisitos de dosis (USEPA, 1996). El Departamento de Salud, Educación y Bienestar de los Estados Unidos (DHEW) propuso en 1966 como una guía de desinfección UV en barcos una dosis UV de 16 mWs/cm² en todos los puntos dentro de la cámara de reacción. Se especificó también pretratamiento del agua para cumplir con los estándares de agua potable con énfasis en turbidez y remoción del color.

El estándar de la Fundación Nacional de Sanidad (NSF) ANSI/NSF estándar 55-1991 define dos estándares para sistemas UV de punto de uso (POU) y punto de entrada (POE). El primer estándar define una unidad de desinfección UV de Clase A diseñada para desinfectar virus y bacteria a niveles seguros. Las unidades de Clase A deben proveer una dosis de 38 mWs/cm². El segundo estándar define una unidad UV de Clase B diseñada para desinfección suplementaria de agua pública tratada y desinfectada. Las unidades de Clase B deben proveer una dosis de 16 mWs/cm². NSF estableció que una dosis de 16 mWs/cm² suministraría una reducción mayor de 2 logaritmos de una bacteria heterotrófica no formadora de esporas y una dosis de 38 mWs/cm² proveería 4 logs de remoción de virus. Este estándar requiere también que la dosis administrada por un reactor UV sea validada comparando la desinfección alcanzada en el reactor usando un microbio de prueba (*Saccharomyces cerevisiae* o *Bacillus subtilis*) a la curva de respuesta de dosis UV usando un aparato de rayo colimado a escala de laboratorio. Similar a la guía del DHEW, el estándar NSF 55 no está diseñado para aguas de fuentes contaminadas como aguas residuales. Además, si se va a tratar aguas superficiales, se debe usar un prefiltro para reducción de quistes.

La Regla de Tratamiento de Aguas Superficiales de la EPA (Agencia de Protección del Medio Ambiente) de los Estados Unidos requiere una dosis de 21 a 36 mWs/cm² para proveer respectivamente una reducción de 2 a 3 logaritmos del virus de hepatitis A. La regla nota que este requisito de dosis incluye un factor de seguridad de 3. La Agencia Americana de Plantas de Agua Potable recomienda una dosis de 40 mWs/cm² para sistemas municipales pequeños. Mientras que los estados de Utah, New Jersey y Pennsylvania exigen una dosis de 16 mWs/cm², Arizona, Delaware, Massachusetts, North Carolina y Wisconsin requieren cumplimiento con el Estándar ANSI/NSF 55 Clase A. Wisconsin y Pennsylvania especifican ambos UV para el tratamiento de aguas de pozo y el requisito de

Wisconsin especifica filtrado previo a Uv para remoción de sedimentos y quistes. En Europa, Noruega, Austria y Francia requiere dosis de 16, 30 y 25 mWs/cm² respectivamente.

5. Diseño de Reactor UV

Los diseños de reactores UV pueden ser clasificados ya sea como sistemas de canal abierto, sistemas de canal cerrado sin contacto, o sistemas de contacto en canal cerrado. Los sistemas de canal abierto son comunes en desinfección de aguas residuales y consisten de armazones de lámparas UV orientadas horizontalmente o paralelas al flujo de agua residual. El flujo es alimentado por gravedad y expuesto a la atmósfera. Los sistemas cerrados sin contacto se usan para agua o agua residual las cuales fluyen a través de tubos transmisores de UV, típicamente Teflón. Las lámparas son externas a los tubos y el flujo puede ser ya sea presurizado o alimentado por gravedad. Los sistemas cerrados de contacto consisten de lámparas UV colocadas dentro de camisas/fundas de cuarzo transmisores de UV, sumergidas dentro de un flujo de agua o agua residual. Los sistemas de canal cerrado de contacto tratando un flujo presurizado son los diseños de reactor más comunes y preferidos para la desinfección UV de agua potable.

Los componentes de un reactor UV cerrado de contacto para la desinfección de agua potable pueden incluir lámparas, balastos, camisas de cuarzo, mecanismo de limpieza de camisas de cuarzo, compartimento del reactor, medidores de intensidad UV, sensores de caudal, mando y control electrónicos, alarmas y válvulas de control. Dispositivos de pretratamiento colocados corriente arriba también pueden ser incluidos como parte del paquete completo de desinfección.

La camisas de cristal de cuarzo protegen las lámparas de daño y en el caso de las lámparas de baja presión, aíslan térmicamente las lámparas del agua permitiendo por ello su operación a una temperatura óptima independientemente de la temperatura del agua. La transmitancia UV de la camisa de cuarzo depende del tipo de cuarzo usado y es típicamente 90% a 254nm. Durante la desinfección del agua, se acumulan adherencias inorgánicas sobre las camisas de cuarzo reduciendo la transmisión de la luz UV de las lámparas hacia el agua a su alrededor. Se utilizan sistemas variados de limpieza automáticos y manuales incluyendo ultrasonido, limpiadores con anillo de Teflón, chorros a alta presión, y escobillas de alambre con diversos grados de éxito en la remoción de las incrustaciones acumuladas sobre las camisas de cuarzo (Kreft et al, 1986). Sin embargo, la experiencia ha enseñado que se requiere siempre la limpieza química para remover completamente las incrustaciones. La limpieza química usando lavados ácidos puede aplicarse usando ya sea sistemas de recirculación, limpieza mecánica, o limpiadores automáticos incorporando soluciones químicas.

La cámara del reactor UV debe ser hecha de materiales que ni transmitan UV ni se corroan. Tanto la guía DHEW como el estándar NSF especifican reactores UV que incorporan materiales que no impartan sabor, olor, color o materiales tóxicos al agua. El estándar NSF 55 también especifica rendimiento de presión hidrostática para asegurar que los reactores no tengan fugas o se revienten. El diseño del reactor UV debe asegurar también acceso fácil para el remplazo de lámparas, limpieza de camisas de cuarzo y otras labores de mantenimiento.

Los sistemas de monitoreo pueden incluir portales para verificación visual de la operación de lámpara, medidores electrónicos de intensidad UV montados para medir la intensidad UV en la pared del reactor, dispositivos para supervisar las temperaturas del agua y balastos, sensores para detectar fallas de lámpara y sensores de flujo. Sistemas de supervisión electrónicos deben accionar alarmas audibles y visibles para advertir de situaciones de intensidad UV baja, flujo excesivo o sobrecalentamiento. El sistema de monitoreo debe ser usado para interrumpir o desviar el caudal bajo condiciones de dosis baja o regular el flujo a través del sistema UV usando válvulas de control de flujo.

El reactor UV ideal es un reactor de flujo tipo tapón turbulento con mezcla completa transversal. Con flujo tapón no hay ni dispersión en la dirección de flujo ni corto circuito. En concordancia con lo anterior, todos los elementos fluidos dejan el reactor con un tiempo de residencia igual al tiempo de residencia teórico. Gracias a la mezcla transversal completa, todos los elementos del fluido están expuestos a la misma intensidad promedio dentro de una sección transversal perpendicular al flujo. Sin esa mezcla, los elementos del fluido próximos a la lámpara experimentarían una intensidad UV alta y una sobredosis de UV mientras que los elementos del fluido lejos de la lámpara experimentarían una intensidad baja y estarían subdosificados.

Mientras que el concepto de un reactor UV ideal incorpora dos principios contradictorios-carencia de mezcla longitudinal pero mezcla transversal- los reactores UV pueden y deben ser diseñados para aproximarse a estas condiciones. Las condiciones de entrada del reactor deben ser diseñadas usando reductores para asegurar que las zonas muertas y de corto circuito sean minimizadas. Los caudales altos a través del reactor pueden ser mantenidos para promover turbulencia y mezclado transversal. La relación entre la longitud y el radio hidráulico del reactor (aspect ratio) debe ser mantenido para minimizar la dispersión longitudinal.

Cuando un reactor UV ha sido diseñado hidráulicamente para aproximarse a un reactor UV ideal, la dosis UV administrada por el reactor puede ser calculada usando:

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

Donde el $t_{\text{residencia}}$ es el tiempo de residencia del reactor con un volumen efectivo, Vol, pasando un flujo de agua Q. El volumen efectivo dentro del reactor es el volumen de agua expuesta a la luz UV y la intensidad promedio dentro del reactor es calculada para el volumen efectivo. Note que la dosis UV calculada usando la intensidad promedio es a menudo mayor que la dosis calculada usando la intensidad medida en la pared del reactor.

La intensidad UV dentro del reactor UV depende de la energía UV de salida de la lámpara, reflectancia, refracción y absorción de luz UV al tiempo que pasa a través de la camisa de cuarzo, y absorción de la luz UV por químicos orgánicos e inorgánicos al pasar a través del agua. La transmisión de la luz UV a través del cuarzo y agua puede ser calculada usando la ley de Lambert. La intensidad UV en un punto dentro del agua es la suma de la contribución de luz desde cada punto a lo largo del arco de cada lámpara UV sumergida en el agua. Mientras que la determinación la intensidad UV dentro del agua es compleja, se han desarrollado modelos para perfiles de intensidad UV alrededor de una lámpara de arco de mercurio (Jacob and Dranoff, 1970) y son las bases para el programa Point Source Summation (PSS) desarrollado por la EPA de Estados Unidos para calcular las intensidades UV promedio dentro de los reactores UV de desinfección (USEPA, 1996).

6. Factores que Impactan la Administración de la Dosis UV

Los factores operativos que impactan la administración de dosis por un reactor UV a los microbios incluyen el suministro de electricidad, envejecimiento de la lámpara, incrustación de la camisa de cuarzo, los aspectos hidráulicos del reactor, absorbencia de UV por el agua, temperatura del agua y la localización de los microbios dentro de la particulata.

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

La energía de salida de la lámpara UV decaerá con el tiempo debido al envejecimiento de la lámpara. El envejecimiento de la lámpara puede ser atribuible a tres mecanismos-falla de electrodos, solarización de la cobertura de la lámpara e impregnación de mercurio dentro de la envoltura de la lámpara (Phillips, 1983). La falla de electrodo esta relacionada directamente al número de ciclos on/off (encendido/apagado) experimentados por la lámpara y es por tanto un mecanismo de falla controlable. Puede esperarse que las lámparas UV usadas en la desinfección de agua permanezcan encendidas 24 horas al día reduciendo así el potencial de falla de electrodo. Solarización e impregnación de mercurio conducen a una perdida gradual en transmisión UV de la cubierta de la lámpara

con el tiempo. Se espera que con una operación normal, las lámparas de arco de mercurio de baja presión tendrán una vida útil entre 7.000 y 14.000 horas.

El ensucio de la camisa de cuarzo debido a la acumulación de incrustaciones inorgánicas y biopelículas orgánicas reducirán la dosis UV entregada al agua. Se formarán biopelículas sobre las lámparas cuando no están en operación a un ritmo que dependerá de la presencia de nutrientes orgánicos e inorgánicos en el agua. La acumulación de incrustaciones inorgánicas sobre las camisas de cuarzo ocurrirá cuando las lámparas están operando. La tasa de acumulación de incrustaciones dependerá de la temperatura de la superficie de la camisa de cuarzo y las concentraciones de agua de hierro catiónico, magnesio, calcio, aluminio, manganeso y sodio y carbonato aniónico, fosfato, y sulfato (Blatchley et al, 1993). Con sistemas de lámparas de baja presión y una calidad típica de agua potable, la frecuencia de limpieza de camisas puede esperarse que varíe de una vez al mes a dos veces por año.

Los aspectos hidráulicos del reactor serán una función del diseño del reactor y del caudal pasando a través del mismo. Para un diseño de reactor no ideal, el impacto de corto circuito, espacios muertos, dispersión longitudinal excesiva y una falta de mezcla transversal sobre la dosis UV administrada variará con el caudal a través del reactor.

Un incremento en la absorbancia UV del agua bajará la dosis entregada por un reactor UV. La absorbancia UV en agua potable puede ser atribuida a la presencia de hierro, ácidos húmicos y taninos dentro del agua y puede esperarse que varíen por estación y temporalmente. La absorbancia UV puede ser medida usando un espectrofotómetro. Con sistemas UV de desinfección usando lámparas de arco de baja presión, la absorbancia a 254nm es importante. Con sistemas de presión mediana la absorbancia UV en todas las longitudes de onda germicida tiene un impacto en la dosis UV entregada. Con aguas potables tratadas, los compuestos que absorben UV resultan a menudo en una transmitancia UV de 70 a 98% a 254nm sobre una distancia de 1 cm.

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

La dosis administrada a los microbios en el agua variará dependiendo de si los microbios están presentes como células individuales o si están encerrados dentro

de particulados. Los microbios individuales serán más susceptibles de ser desinfectados que los asociados con partículas. La inactivación de microbios dentro de particulados dependerá del tamaño de partícula, estructura, y composición. La presencia de materiales absorbentes de UV (hierro y ácidos húmicos) dentro de los particulados protegerá a los microbios dentro de la partícula de ser alcanzados por la radiación UV. Las partículas más grandes serán más difíciles de desinfectar que las pequeñas. Se pueden usar contadores de partículas para cuantificar la presencia de particulados en agua potable. Mediciones de Salidas Suspendidas Totales (SST) y turbiedad pueden ser usados también para evaluar la presencia de particulados. La concentración de particulados en el agua así como la absorbancia UV puede esperarse que varíe por estación y temporalmente.

7. Practica de Desinfección UV

7.1 Estrategias para Desinfección de Agua Potable

Mientras que tasas reducidas de crecimiento bacteriano han sido reportadas en agua potable a continuación de la desinfección UV (Lund y Omerod, 1995), UV no produce un desinfectante residual que pueda ofrecer protección contra el crecimiento de microbios y la formación de biopelículas en la línea de distribución municipal. Mientras que este hecho ha sido usado como apoyo al uso de cloro sobre UV, hay evidencia científica que si el agua contiene suficientes nutrientes para promover el desarrollo de microbios, la presencia de 1 ppm de cloro libre residual en una línea de distribución municipal no garantiza el que no se formen biopelículas sobre las superficies de las tuberías y que no se encuentren coliformes fecales en los puntos de uso (Rice et al, 1991; Herson et al, 1991). En realidad, el cloro puede reaccionar demasiado rápido con las moléculas superficiales de la biopelícula y no penetrar en la biopelícula para inactivar microbios más profundos. La cloramina por otro lado, es menos reactiva y provee mejor control de biopelículas y heterotrofos dentro de una línea de distribución (Neden et al, 1992). Dado que la cloramina no es un buen desinfectante primario, una estrategia apropiada sería usar UV como desinfectante primario y cloramina como residual para controlar el crecimiento microbiano en las líneas de distribución.

Mientras que la cloramina produce menos trihalometanos que cloro libre, cloramina al igual que cloro, promueve la formación de cloro orgánicos de mayor peso molecular. Una estrategia alternativa hacia el control de crecimiento microbiano dentro de una línea de distribución puede ser el tratar el agua para remover los nutrientes que podrían promover más tarde el crecimiento de microbios. Filtros biológicamente activos pueden ser usados corriente arriba de una unidad de desinfección UV para reducir la concentración de carbón orgánico asimilable (COA), compuestos orgánicos de menor peso que pueden ser fácilmente ingeridos por los microbios para promover su crecimiento. Esta

estrategia ha sido empleada con éxito en Europa donde agua desinfectada con UV y con bajos niveles de COA es bombeada dentro de un sistema de distribución muy bien mantenido y las cuentas heterotróficas de placa son mantenidas por debajo de 500 colonias/ml.

Con agua de pozo, la tierra actúa como un biofiltro masivo reduciendo la concentración de COA y filtrando quistes de protozoa, bacterias y virus. En el caso de agua subterránea que no esté bajo la influencia de agua superficial, la desinfección UV puede ser usada directamente sobre el agua con mínimo pre-tratamiento. Una posible preocupación es la presencia de iones inorgánicos que pudiesen contribuir a la formación de incrustaciones sobre las camisas de las lámparas. En el caso de aguas superficiales, la presencia de quistes de protozoarios, SST, y niveles mayores de COA tiene que ser tomada en consideración. Mientras que dosis más elevadas de cloro pueden ser usadas para inactivar quistes de *Giardia*, cloro es inefectivo contra *Cryptosporidium*. A menos que la investigación actual sobre la habilidad de las lámparas de media presión para inactivar quistes y oquistes pruebe lo contrario, filtración ofrece la solución más práctica para la remoción de quistes protozoarios. De acuerdo con lo antes dicho, una estrategia de desinfección adecuada para aguas de superficie sería filtrar el agua para remover SST y quistes protozoarios, aplicar UV para inactivar bacteria patogénica y virus, y usar cloraminas o control de COA para proteger el sistema de distribución de crecimiento microbiano.

Sistemas de desinfección UV pueden ser usados ya sea en una planta de tratamiento municipal o cerca al grifo (punto de uso). Unidades UV de punto de uso ó punto de entrada pueden ser instaladas en una casa, negocio o institución para proveer agua potable desinfectada. Localizando una unidad UV cerca al grifo resulta en un sistema de distribución más corto. A las tuberías de casa se les puede administrar un tratamiento de choque con desinfectante químico para asegurarse que el agua desinfectada con UV es entregada al grifo sin químicos residuales o bacterias heterotróficas.

7.2 Validación del Rendimiento

Muchos fabricantes de equipos UV de desinfección hacen declaraciones de rendimiento de sus equipos, dosis administrada, vida de lámpara, y rendimiento de los mecanismos de limpieza. La validación del rendimiento asegura que el sistema de desinfección UV funciona de acuerdo a lo declarado.

Una manera simple de verificación de la dosis administrada de un reactor UV es el uso de bioensayos donde la aniquilación de un microbio determinado alcanzada por un reactor UV es comparada con el nivel de aniquilación usando un aparato de rayo colimado (Qualis y Johnson, 1983). El estándar NSF 55 describe un protocolo de bioensayo usando ya sea *Sacharomyces cerevisiae* ó *Bacillus subtilis* como microbio escogido. Wilson et al (1993) sugirió el uso del virus de la bacteria MS-2

como el microbio de prueba para sistemas UV de desinfección. Cualquiera de esos organismos sirve bien como microbio de prueba debido a su requisito de una dosis UV relativamente alta para inactivarlos, facilidad de preparación, bajo costo de enumeración, y naturaleza no patogénica. Los bioensayos deben efectuarse a los caudales de diseño (altos y bajos) y bajo las peores condiciones de agua que se puedan esperar para la aplicación de agua potable bajo consideración.

El tiempo de residencia dentro del reactor UV puede ser verificado usando estudios de trazadores. En un estudio de trazador, un trazador químico conservador como sal es inyectado dentro del flujo de agua corriente arriba al reactor UV. La presencia del trazador químico es supervisada corriente abajo del reactor UV. Se puede usar un análisis del cambio en la concentración del trazador como función del tiempo para estimar la distribución del tiempo de residencia actual y proveer información sobre las condiciones hidráulicas dentro del reactor. Mientras que las distribuciones del tiempo de residencia pueden ser usadas para proveer conocimiento sobre la mezcla transversal, no pueden proveer la misma información que el bioensayo proporciona relativa al rendimiento del reactor.

Los mecanismos de limpieza pueden ser verificados usando pruebas piloto in-situ o valiéndose de experiencias con equipos de desinfección UV del fabricante bajo condiciones similares.

7.3 Operación y Mantenimiento

Las unidades de desinfección UV deben ser ubicadas para facilitar acceso fácil para fines de mantenimiento. Los operarios deben poder calibrar los sensores de supervisión, revisar los dispositivos contrafalla, limpiar camisas de lámpara, inspeccionar y limpiar superficies internas de reactor, examinar sellos, reemplazar lámparas viejas, y supervisar la calidad del agua. Se debe efectuar el llenado de la unidad UV de desinfección y del sistema de distribución usando un desinfectante químico antes del arranque del sistema UV y siempre que se necesite en el futuro. Típicamente, debe esperarse un mantenimiento semanal de 3 a 5 horas para un sistema UV que provee agua potable a una población de 3,300 con un caudal máximo de 945 lpm. Se debe tener un suministro adecuado de piezas de repuesto incluyendo por lo menos una lámpara, camisa y balasto para facilitar el mantenimiento. Se debe disponer en forma adecuada de las lámparas de mercurio usadas, por lo general, su destino es el mismo que el de las lámparas fluorescentes usadas para iluminación de planta y oficinas.

El arranque de un sistema UV así como el entrenamiento adecuado del operario puede efectuarse en un día. Los operarios deben tener acceso a los manuales del equipo que incluyen instrucciones de operación y mantenimiento, dibujos del sistema e información de como ordenar y obtener piezas de repuesto. Los fabricantes deben proporcionar información sobre el caudal máximo a través del

sistema, limitaciones en la calidad del agua (turbidez, SST y absorbancia UV), vida esperada de lámpara y la dosis UV al final de la vida útil de la lámpara.

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

7.4 Sub Productos de Desinfección

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

Varios estudios han identificado y caracterizado los subproductos de desinfección UV derivados de reacciones fotoquímicas aparte de las de dimerización de DNA. Awad et al (1993) observó la formación de formaldehído, glioxal y acetaldehídos así como la reducción de 8 a 12 hidrocarburos de carbono cuando se irradiaba agua residual con UV procedente de lámparas de mercurio de baja presión. Los formaldehídos se incrementaron de un nivel de 3.54 µg/L a 5,9 7 9,62 µg/L después de la aplicación de una dosis de 45 a 147 mWs/cm². Estos niveles de formaldehído estaban bien por debajo de los indicados por el US EPA “health advisory” de 1 mg/L para toda la vida de un adulto de 70 Kg. De acuerdo con lo anterior, se ha concluido que el riesgo a la salud presentado por los niveles observados de formaldehído era insignificante (US EPA, 1996). Oppenheimer et al (1996) comparó la formación de subproductos en la desinfección de agua reciclada usando una dosis UV de 300 mWs/cm² con la obtenida después de desinfectarla con cloro. Mientras que se obtuvieron incrementos significativos en los trihalometanos después de la desinfección con cloro, no se formaron subproductos de la desinfección con UV. Usando una dosis de 120 mWs/cm² para desinfectar agua del río Rin, Zoeteman et al (1982) reportó la formación de algunos subproductos de desinfección y alguna destrucción de compuestos. No se observó un incremento en la mutagenicidad del agua. Un trabajo posterior de Kool et al (1985) y Kruithof y van der Leer (1990) confirman que de la desinfección UV no resulta la formación de subproductos mutagénicos o carcinogénicos ni

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

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

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

8. Costos de Desinfección UV

La industria de desinfección por UV está ganando participación de mercado de la industria de desinfección por cloro gracias a la ausencia de subproductos de la desinfección por UV y a la habilidad de UV de cumplir con las regulaciones relativas al agua y al medio ambiente. Aproximadamente 56% de las instalaciones alternativas al cloro se pronostican serán tecnologías UV, de las cuales 20% del mercado será para suministro municipal de agua. En general, el mercado de Estados Unidos para equipos y sistemas de desinfección UV crecerá de \$20 millones a \$100 millones de 1995 a 2000 (Miller et al, 1995). Los equipos de desinfección UV constituían un 2.4% estimado del mercado total americano de equipos para tratamiento de agua en 1994 y la tasa de crecimiento del mercado se predice que es entre 12.8 y 14% (Frost & Sullivan, 1995). En Europa occidental, el mercado de agua potable se espera que crezca entre 20 y 25% al año. El mercado de tratamiento de agua en el resto del mundo es igualmente enorme. El Banco Mundial estima que las necesidades de agua y saneamiento excederán los \$150 billones en la próxima década (USEPA, 1997).

El rango de precios de los equipos de desinfección UV varían ampliamente, de menos de US\$1.000 a más de US\$400.000 dependiendo del caudal. Aproximadamente dos tercios de los equipos UV son adquiridos a través de contratista; 19% directo del fabricante y 14% a través de distribuidor o terceros. Dado que el costo del equipo es una parte importante del costo de capital, se estima que el costo de capital sea el costo del equipo más 20%. Los costos promedio de capital son de US 1,08 centavos/m³ a US 2,07 centavos/m³ para

una dosis de 40 mWs/cm² tratando un caudal entre 91 y 6,814 m³/día (USEPA, 1996).

Los mayores costos de operación y mantenimiento incluyen costo de repuestos, costo de energía y mano de obra. Para un caudal entre 91 y 6.814 m³/día y una dosis de 40 mWs/cm², los costos se estiman entre US 0,19 centavos/m³ y US 0,53 centavos/m³ para piezas de repuesto, entre US 0,17 centavos/m³ y US 0,45 centavos/m³ por energía, y entre US 0,0026 centavos/kgal y US 0,11 centavos/kgal por mano de obra. En general, los costos promedio de tres fabricantes de equipos UV varían entre US 0,39 centavos/m³ a US 1,09 centavos/m³ para una dosis de 40 mWs/cm² (USEPA, 1996). Note que los costos de mano de obra y energía varían de lugar a lugar.

Los costos de uso de UV para desinfección primaria han sido comparados a los costos de usar cloro u ozono. Dado que se requiere un desinfectante residual para los sistemas de distribución en América del Norte, los costos se basaron en la complementación de la desinfección ultravioleta con cloro como desinfectante secundario. Se asumió una concentración residual de 1 mg/L basada en las reglamentaciones. Los costos de ozonización están basados en una dosis de 1 mg/L y la asunción de un tiempo de contacto de 10 minutos. Los costos de cloración están basados en una dosis de 5 mg/L con la asunción de una concentración residual encima de 0,5 mg/L y un requisito de mano de obra de 7 a 10 horas por semana. A una dosis de 40 mWs/cm² sobre un rango de 64 LPM a 6.813 m³ / día los costos totales de UV más cloro residual fueron de US 44,9 centavos / m³ a US 2,6 centavos / m³ y nunca excedieron los del ozono o cloro solos (USEPA, 1996). La EPA concluyó que los costos de usar UV a una dosis de 40 mWs/cm² eran mucho más bajos que los correspondientes al uso de ozono o cloro para caudales comprendidos entre 64 LPM a 6.913 m³/día. Cuando no se requiera un desinfectante residual, los costos totales serán menores. La EPA de los Estados Unidos (1996) concluye que la desinfección ultravioleta es una tecnología económicamente viable y adecuada especialmente para sistemas pequeños de agua. Basados en los costos de energía y de capital en diferentes países y regiones del mundo, el promedio estimado anualizado de sistemas comparables puede variar tanto como 50%.

9. Sumario y Conclusiones

La desinfección UV de agua potable ofrece muchas ventajas únicas y significativas. A diferencia de los desinfectantes químicos, UV no le agrega químicos tóxicos al agua potable ni promueve la formación de subproductos mutagénicos ni carcinogénicos. UV no promueve la descomposición oxidante de polímeros microbianos resultando en la formación de CAO que puede promover la formación de crecimiento de biopelícula en sistemas de distribución. UV no deja sabores desagradables y olores en el agua potable tratada. Mientras que un incremento en la dosis de desinfectantes químicos resulta en subproductos de

desinfección adicionales e impactos estéticos, ningún impacto negativo en la calidad del agua puede ser asociado con una sobredosis de UV.

El uso de UV elimina la necesidad de transportar, almacenar y manipular químicos peligrosos. Los costos asociados con tales prácticas pueden agregar 30% al costo de desinfección cuando tales actividades son reguladas por reglas como el Uniform Fire Code (Código Uniforme de Incendios) de los Estados Unidos. El Uniform Fire Code establece el requisito de seguro contra accidentes, ventilación y almacenamiento e instalaciones capaces de combatir una liberación accidental de gas cloro o derrame de líquido cáustico.

La desinfección UV es efectiva para una amplia variedad de virus y bacteria sobre un rango más reducido de dosis que el cloro u ozono. A diferencia de desinfectantes químicos, las tasas de inactivación microbiana por UV no son dependientes ni del pH ni de la temperatura. Mientras que los quistes de protozoarios son resistentes a la desinfección UV usando lámparas de arco de mercurio de baja presión, los oquistes de cryptosporidium no pueden ser inactivados por una dosis normal de cloro u ozono. De acuerdo a lo anterior, a menos que la investigación actual sobre inactivación protozoaria por medio de una lámpara de arco de mercurio de mediana presión pruebe lo contrario, la filtración continuará siendo la solución más práctica de remoción de quistes.

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

Los sistemas de desinfección UV incorporan sensores de monitoreo, controles electrónicos y sistemas de alarma garantizando así una entrega confiable de dosis al agua y asegurando remoción de patógenos.

10. Referencias

Antopol S.C. Susceptibility of *Legionella pneumophila* to ultraviolet radiation. *Applied and Environmental Microbiology*, 1979; vol. 38:347-348.

Akhlaq, M.S., Schuchmann, H.-P. and Sonntag, C. von. Degradation of the polysaccharide alginic acid: A comparison of the effects of UV light and ozone. *Env. Sc. Technol.*, 1990; vol. 24:379-383.

Awad, J., Gerba, C. and Magnuson, G. Ultraviolet disinfection for water reuse. In: *Planning, Design & Operations of Effluent Disinfection Systems*, Whippany, NJ, May 23-25, 1993. WEF, 1993: 1-12.

Battigelli, D.A., Sobsey, M.D. and Lobe, D.C. The inactivation of hepatitis A virus and other model viruses by UV irradiation. *Water Science and Technology*, 1993; vol. 27(3-4):339-338.

Blatchley, E.R., Bastian, K.C., Duggirala, R., Hunt, B.A., Alleman, J.E., and Wood, W.L. Large-scale pilot investigation of ultraviolet disinfection. In: *Planning, Design & Operations of Effluent Disinfection Systems*, Whippany, NJ, May 23-25,1993. WEF, 1993: 417-432.

Bukhari, Z., Hargy, T.M., Bolton, J.R., Dussert, B. and Clancy, J.L. Inactivation of *Cryptosporidium parvum* oocysts using medium-pressure ultraviolet light, 1998. In: *AWWA AC/E*, Dallas, Texas, June 1998.

Chang, J.C.H., Ossoff, S.F., Lobe, D.C., Dorfman, M.H., Dumais, C.M., Qualls, R.G. and Johnson, J.D. UV inactivation of pathogenic and indicator microorganisms. *Appl. Environ. Microbiol.*, 1985; vol. 49(6):1361-1365.

Craun, G.F. Causes of waterborne outbreaks in the United States. In: *AWWA Water Quality Technology Conference*, San Diego, California, Nov. 11-15, 1990.

DIN 5031-10. Strahlungsphysik im optischen bereich und lichttechnik. Deutsches Institut fur Normung, 1996.

Engelbrecht, R.S. et al. Virus sensitivity to chlorine disinfection of water supplies. US EPA600/2-78-123. Washington, DC, 1978.

Frost and Sullivan. US Water Treatment Equipment Markets. Mountain View, California: Frost & Sullivan, 1995.

Greiner, A.D., Obolensky, A. and Singer, P.C. Technical Note: Comparing predicted and observed concentrations of DBPs. *J. AWWA*, 1992, Nov.:99-102.

Grocock, N.H. Disinfection of drinking water by ultraviolet light. *J. of the Institute of Water Engineers and Scientists*, 1984; vol. 38 (20): 163-172.

Harris, G.D., Adams, V.D., Sorensen, D.L. and Curtis, M.S. Ultraviolet inactivation of selected bacteria and virus with photoreactivation of the bacteria *Water Research*, 1987; vol. 21(6):687-692.

Herson, D.S., Marshall, D.R., Baker, K.H. and Victoreen, H.T. Association of microorganisms with surfaces in distribution systems. *J. AWWA*, 1991; vol. 83(7): 103-106.

IAWPRC Study Group on Health Related Water Microbiology.. Bacteriophage as model viruses in water quality control. *Water Research*, 1991; vol. 25(5):529-545.

Jacob, S.M. and Dranoff, J.S. Light intensity profiles in a perfectly mixed photoreactor. *AIChE Journal*, 1970; vol. 16(3): 359-363.

Jagger, J. Introduction to research in ultraviolet photobiology. Englewood Cliffs, New Jersey: Prentice-Hall Inc., 1967.

Jevons, C. Ultraviolet systems in water treatment. *Effluent and Water Treatment Journal*, 1982; J22: 161-162.

Kool, H.J., van Kreijl, C.F. and Hubrec, J. Mutagenic and carcinogenic properties of drinking water. In: Jolley, R.L., Bull, R.J., Davis, W.P., Katz, S., Roberts, M.H. and Jacobs, V.A. *Water Chlorination – Chemistry, Environmental Impact and Health Effects*. Chelsea, MI: Lewis Publishers;1985; vol. 5:187-205.

Kreft, P., Scheible, O.K. and Venosa, A. Hydraulic studies and cleaning evaluations of ultraviolet disinfection units. *J. WPCF*, 1986; vol. 58(12):1129-1137.

Kruithof, J.C. and van der Leer, R.C. Practical experiences with UV-disinfection in the Netherlands. In: *AWWA Seminar on Emerging Technologies*, Cincinnati, Ohio, Jun. 17-21, 1990. AWWA, 1990:177-190.

Legan, R.W. UV disinfection chambers. *Water & Sewage Works*, 1980; R56 - R61.

Lindenauer, K.G. and Darby, J.L. Ultraviolet disinfection of wastewater: effect of dose on subsequent photoreactivation. *Water Research*, 1994; vol. 28(4):805-817.

Lund, V. and Ormerod, K. The influence of disinfection process on biofilm formation in water distribution systems. *Wat. Res.*, 1995; vol. 29(4):1013-1021.

Malley, J.P., Shaw, J.P. and Ropp, J.R. Evaluation of by-products produced by treatment of groundwaters with ultraviolet irradiation. Denver, Colorado: AWWA Research Foundation and the American Water Works Association, 1995.

Meulemans, C.C.E. The basic principles of UV-sterilization of water. In: *Ozone + Ultraviolet Water Treatment, Aquatec Amsterdam*, 1986. Paris: International Ozone Association, 1986: B.1.1-B.1.13.

Miller, R.K., Little, L.A., and Moore, K.L. Ultraviolet disinfection in municipal water and wastewater, Market Survey Report #280, Future Technology Surveys, Inc., Georgia, 1995.

Munakata, N., Daito, M. and Hieda, K. Inactivation spectra of *Bacillus subtilis* spores in extended ultraviolet wavelengths (50-300nm) obtained with synchrotron radiation. *Photochemistry and Photobiology*, 1991; vol. 54(5):761-768.

Neden, D.G., Jones, R.J., Smith, J.R., Kirmeyer, G.J. and Foust, G.W. Comparing chlorination and chloramination for controlling bacterial regrowth. *J. AWWA*, 1992; vol. 84(7):80-88.

O'Brian, W.J., Hunter, G.L., Rosson, J.J., Hulsey, R.A. and Carns, K.E. Ultraviolet system design: past, present and future. In: *Proceedings Water Quality Technology Conference*, New Orleans, LA., Nov. 12-16, 1995. AWWA; 1995: 271-305.

Oppenheimer, J.A., Hoagland, J.E., Laine, J.-M., Jacangelo, J.G. and Bhamrah, A. Microbial inactivation and characterization of toxicity and by-products occurring in reclaimed wastewater disinfected with UV radiation. In: *Planning, Design & Operation of Effluent Disinfection Systems*, Whippany, New Jersey, May 23-25, 1993. Water Environment Federation, 1993: 13-24.

Parker, J.A. and Darby, J.L. Particle-associated coliform in secondary effluents: shielding from ultraviolet light disinfection. *Water Environment Research*, 1995; vol. 67(7):1065-1075.

Phillips, R. Sources and applications of ultraviolet radiation. New York, New York: Academic Press Inc., 1983.

Qualls, R.G. and Johnson, J.D. Bioassay and dose measurement in UV disinfection. *Applied and Environmental Microbiology*, 1983; vol. 45(3):872-877.

Ransome, M.E., Whitmore, T.N., and Carrington, E.G. Effect of disinfectants on the viability of *Cryptosporidium parvum* oocysts. *Water Supply*, 1993; vol. 11:103-117.

Regli, S., Rose, J.B., Haas, C.N. and Gerba, C.P. Modeling the risk from *Giardia* and viruses in drinking water. *Journal AWWA*, 1991; vol. 83(11):76-84.

Rice, E.W., Scarpino, P.V., Reasoner, D.J., Logsdon, G.S. and Wild, D.K. Correlation of coliform growth response with other water quality parameters. *Journal AWWA*, July, 1991: 98-102.

Rice, E.W. and Hoff, J.C. Inactivation of *Giardia lamblia* cysts by UV irradiation. *Applied and Environmental Microbiology*, 1981; vol. 42:546-547.

Scarpino, P.V. et al Effectiveness of hypochlorous acid and hypochlorite ion in destruction of viruses and bacteria. In: A.J. Rubin. *Chemistry of Water Supply, Treatment and Distribution*. Ann Arbor, Michigan: Ann Arbor Science; 1974: 359.

Schenck, G.O. Ultraviolet Sterilization. In: W. Lorch. *Handbook of Water Purification*. Chichester: Ellis Horwood Ltd.; 1981: 530-595.

Severin, B.F., Suidan, M.T. and Engelbrecht, R.S. Mixing effects in UV disinfection. *Journal WPCF*, 1884; vol. 56(7):881-888.

Sonntag, C. von and Schuchmann, H-P. UV disinfection of drinking water and by-product formation-some basic considerations. *J Water SRT-Aqua*, 1992; vol. 41(2):67-74.

USEPA. Ultraviolet light disinfection technology in drinking water application – an overview. EPA 811-R-96-002 Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency, Office of Ground Water and Drinking Water, 1996.

USEPA. Community water systems survey, Volume I: Overview. Washington, DC: United States Environmental Protection Agency, Jan. 1997.

Wilson, B.R., Roessler, P.F., van Dellen, E., Abbaszadegan, M. and Gerba, C.P. Coliphage MS-2 as a UV water disinfection efficacy test surrogate for bacterial and viral pathogens. In: *Proceedings Water Quality Technology Conference*, Toronto, Ontario, Canada, Nov. 15-19, 1992. AWWA: 1993:219-235.

Wolfe, R.L. Ultraviolet disinfection of potable water, current technical and research needs. *Envir. Sci. Technol.*, 1990; vol. 24(6):768-773.

Zoeteman, B.C.J., Hrubec, J., de Greef, E. and Kool, H.J. Mutagenic activity associated with by-products of drinking water disinfection by chlorine, chlorine dioxide, ozone, and UV-irradiation. *Environmental Health Perspectives*, 1982; vol. 46:197-205.