

Ecuaciones y cálculos para el tratamiento de aguas

Capítulo 51: Ozonización

Roberto Rosal

Mario Díaz (Coord.), Editorial Paraninfo, ISBN 13: 9788428341523, ISBN
10: 8428341524. Fecha de publicación: 02.01.2019

51. OZONIZACIÓN

i. Consideraciones teóricas

51. 1. Ozono en el tratamiento de agua

El ozono (O_3) es una forma alotrópica del oxígeno cuya molécula consta de tres átomos en lugar de los dos del oxígeno diatómico. Se forma en la estratosfera por acción de la radiación solar y en la práctica industrial por generadores de descarga en corona o mediante radiación ultravioleta a partir de aire, aire enriquecido u oxígeno. Se trata de una molécula muy reactiva, con un potencial de oxidación de 2,07 V, elevado comparado con otros oxidantes convencionales (peróxido de hidrógeno: 1,78 V, ácido hipocloroso: 1,49 V, cloro: 1,36 V) y tan solo superado por el fluoruro (3,06 V) o radicales como el radical hidroxilo (2,80 V).

El ozono se ha venido empleando como agente de desinfección en el tratamiento del agua desde la invención del sistema de descarga de corona por parte de Ernst Werner en 1857. La primera planta para tal fin se estableció en Oudshoorn, actualmente parte de la ciudad de Alphen on the Rhine en Holanda, en 1893 y tuvo un importante desarrollo en Francia si bien los avances en la tecnología de producción de cloro, que se extendió rápidamente durante la Primera Guerra Mundial, resultaron en el desplazamiento del ozono como desinfectante básico.

El interés en el ozono se recuperó a partir de los años setenta con el descubrimiento de potencial tóxico de los subproductos clorados de desinfección y el establecimiento de límites máximos para los principales trihalometanos. Actualmente el ozono se utiliza no sólo para desinfección, sino para eliminación de hierro y manganeso de aguas potables y para el tratamiento de aguas residuales solo o en combinación con otros agentes como el peróxido de hidrógeno (método *peroxone*) o radiación ultravioleta.

51.2. Transferencia de materia y descomposición de ozono en agua.

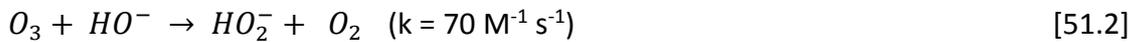
El ozono es un gas poco soluble en agua. La relación entre la concentración disuelta y la presión parcial de ozono en fase gas viene dada por la ley de Henry:

$$p_{O_3}^* = H c_{O_3}^* \quad [51.1]$$

Siendo $p_{O_3}^*$ y $c_{O_3}^*$ la presión parcial y concentración de ozono en la interfase gas-líquido y H la constante de la ley de Henry. En las condiciones habituales la resistencia a la transferencia de materia en la fase gas es despreciable, de forma que $p_{O_3}^*$ coincide con la presión parcial en el seno de la fase, p_{O_3} . La constante de la ley de Henry (el inverso de la solubilidad) tiene un valor

de $9,09 \times 10^3 \text{ m}^3 \text{ kPa mol}^{-1}$ a $25 \text{ }^\circ\text{C}$ con $-d(\ln H)/d(1/T)$ de 2300 K (Atmos. Chem. Phys., 15, 4399, 2015).

Además, el ozono se descompone en agua en un proceso iniciado por la reacción de la molécula de ozono con el anión hidróxido:



La velocidad de descomposición de ozono depende, por tanto, del pH del medio, siendo mayor cuanto más alcalino es este.

Un balance a un elemento de volumen de fluido en el que tiene lugar la transferencia de materia desde la fase gas y el proceso de descomposición de ozono disuelto da lugar a la siguiente ecuación diferencial:

$$\frac{d c_{O_3}}{d t} = k_L a (c_{O_3}^* - c_{O_3}) - k_d c_{O_3} \quad [51.3]$$

Siendo $k_L a$ el coeficiente volumétrico de transferencia de materia gas-líquido y k_d la constante de primer orden de la descomposición de ozono. La Figura 51.1 muestra valores típicos de los coeficientes volumétricos de transferencia de materia para diversos dispositivos de contacto junto con una estimación de los consumos típicos de energía por unidad de volumen de agua tratada.

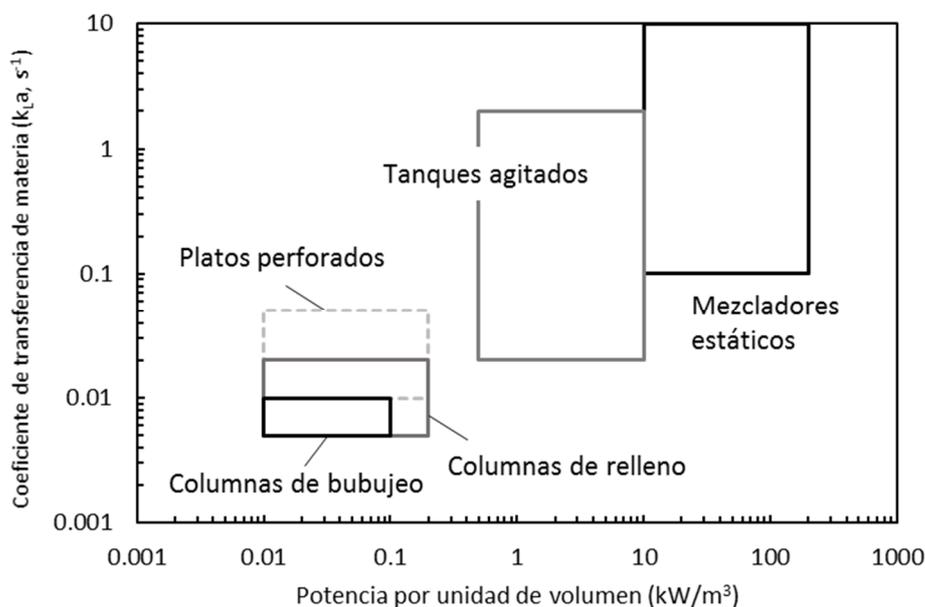


Figura. 51.1. Coeficientes de transferencia de materia y potencia requerida para distintos tipos de contactores gas-líquido (Elaboración propia según datos de Ozone Sci. Eng. ,32, 399, 2014).

La descomposición de ozono en disolución no se produce sólo por la reacción con el anión hidróxido, que es una autodescomposición intrínseca del sistema ozono-agua, sino por reacción

con otros compuestos que pueda contener el agua tratada, lo que incluye todos los compuestos orgánicos e inorgánicos susceptibles de ser oxidados por el ozono. Por este motivo se observa en muchos casos una demanda inicial de ozono que se corresponde con la reacción entre el ozono y compuestos fácilmente oxidables durante la cual no aparece ozono en disolución porque todo el que se transfiere desde el gas es inmediatamente consumido. A esto sigue una fase que se suele ajustar a una cinética de primer orden cuya constante va desde 10^{-4} s^{-1} para aguas subterráneas hasta $\sim 10^{-2} \text{ s}^{-1}$ para las aguas con mayor concentración de compuestos oxidables incluyendo residuales tratadas.

51.3. Desinfección mediante ozono.

El ozono es un biocida capaz de desactivar la mayoría de los microorganismos, incluyendo patógenos resistentes tales como ciertas cepas de *Staphylococcus aureus* o *Clostridium difficile*, así como quistes y virus en muchos casos con más eficacia que el cloro. Además, su acción es rápida y requiere tiempos de contacto más cortos que el cloro. Por ejemplo, en 2 min ($c \cdot t = 4.2 \text{ mg min L}^{-1}$) se consigue una inactivación 5-log de *E. coli* equivalente, a 15 min ($c \cdot t = 29 \text{ mg min L}^{-1}$) con cloro a una concentración inicial similar. Su rápida descomposición, que es un inconveniente para mantener una adecuada desinfección en la red, es una ventaja en tanto que produce menos subproductos de desinfección. Sin embargo, en aguas con un contenido elevado de bromuro se pueden producir cantidades de bromato superiores a las permitidas ($10 \mu\text{g/L}$) si no se controla la exposición adecuadamente.

En la mayoría de los casos, la cinética de la desactivación sigue el modelo Chick-Watson de primer orden, según el cual el número de microorganismos viables disminuye de manera exponencial con la exposición al desinfectante:

$$N = N_0 e^{-k_{CW} c t} \quad [51.4]$$

Siendo N el número (o concentración) de microorganismos de un tipo determinado, N_0 el número inicial, k_{CW} , la constante de inactivación o letalidad, c la concentración de desinfectante y t el tiempo de contacto. Por ejemplo, para *E. coli*, la constante de Chick-Watson del ozono es $103 \text{ L mg}^{-1} \text{ min}^{-1}$ a $20 \text{ }^\circ\text{C}$ y pH 7.

Es frecuente encontrar casos en los cuales no se produce desinfección para $c \cdot t$ bajos como consecuencia de la actuación de mecanismos de reparación en los microorganismos dañados. El modelo que describe esta situación se caracteriza por un tiempo, t_o , correspondiente a una exposición ($c \cdot t_o$), durante el cual no hay inactivación y al que sigue una pérdida de viabilidad de primer orden:

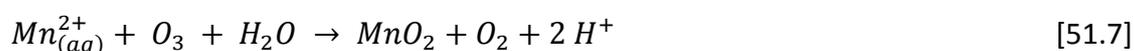
$$\ln \frac{N}{N_0} = 0 \text{ si } c \cdot t \leq (c \cdot t)_o \quad [51.5]$$

$$\ln \frac{N}{N_0} = -k_{CW} [(c \cdot t) - (c \cdot t)_o] \text{ si } c \cdot t \geq (c \cdot t)_o \quad [51.6]$$

51.4. Reacción del ozono con compuestos inorgánicos

Algunos compuestos inorgánicos como sales de hierro, manganeso o sulfuros son indeseables en el agua potable debido a que causen mal olor, sabor o porque producen manchas que no se eliminan con los detergentes usuales. Estos contaminantes no están regulados o lo están sólo en forma de niveles máximos aconsejables o parámetros indicadores. Los indicadores actuales en España (Directiva 98/83 y RD 140/2003) son 0,2 mg/L para el hierro y 0,05 mg/L para el manganeso (no hay indicación para sulfuros).

Hierro y manganeso pueden encontrarse en varios estados de oxidación, siendo los más reducidos Fe(II) y Mn(II). La forma usual de eliminación es la generación de formas oxidadas insolubles y posterior filtración. Esto se puede llevar a cabo mediante aireación o por oxidación química, utilizando ozono, cloro o permanganato. La dosis de ozono necesaria para la oxidación se puede estimar a partir de la estequiometría del proceso. Para la ozonización, el manganeso (Mn^{2+}) reacciona con ozono en relación 1:1 mientras que el hierro (Fe^{2+}) lo hace en relación 2:1 según las reacciones siguientes:



Sobre estos valores se suele aplicar un exceso de ozono del 50 %. No más, con el fin de evitar la formación de permanganato, aunque este revierte a MnO_2 con relativa rapidez.

51.5. Dosis de ozono transferida

La reacción de compuestos orgánicos con el ozono puede tener lugar de dos formas: bien mediante reacción directa con la molécula de ozono o de forma indirecta, por medio de radicales (esencialmente radical hidroxilo, $HO\cdot$) producidos a partir de la descomposición de ozono. El radical hidroxilo es un oxidante secundario producido como consecuencia de la auto-descomposición de ozono en agua, de la reacción de este con peróxido de hidrógeno o de la interacción con radiación ultravioleta. Tanto las reacciones directas como las indirectas tienen lugar simultáneamente; pero cuando un proceso de oxidación está específicamente diseñado para aumentar la concentración de radical hidroxilo en disolución se denomina de oxidación

avanzada.

Algunos compuestos reaccionan con gran rapidez con el ozono como los nitritos ($k_{O_3} = 3,7 \cdot 10^5 \text{ M}^{-1} \text{ s}^{-1}$), el hierro, Fe^{2+} , ($k_{O_3} = 8,2 \cdot 10^5 \text{ M}^{-1} \text{ s}^{-1}$) o algunos compuestos orgánicos como el fenol, ($k_{O_3} = 1,8 \cdot 10^7 \text{ M}^{-1} \text{ s}^{-1}$, pH 8) o contaminantes como la carbamazepina ($k_{O_3} \approx 3 \cdot 10^5 \text{ M}^{-1} \text{ s}^{-1}$). Estos compuestos generan un consumo inmediato de ozono que evita que este aparezca en disolución durante un cierto tiempo desde que se inicia la transferencia desde la fase gas. Durante este período se produce la llamada demanda inicial de ozono, X , que se resta de la dosis de ozono transferida, D , para calcular la concentración de ozono en disolución. A partir de 51.3, la dosis transferida es:

$$D = \int k_L a (c_{O_3}^* - c_{O_3}) dt \quad [51.10]$$

En el caso de que el contactor sea un tanque agitado (se procedería análogamente para un sistema que pueda modelizarse como una serie de tanques de mezcla perfecta) el balance al ozono para un flujo de agua \check{L} y un volumen V es:

$$\check{L} c_{O_3} = V k_L a (c_{O_3}^* - c_{O_3}) - V k_d c_{O_3} \quad [51.11]$$

Extendiendo la integral de 51.10 al tiempo de residencia (o espacial, que coincide si la densidad es constante), τ , se obtiene la expresión siguiente para la concentración de ozono a la salida, en la que aparece D minorado en la demanda inicial de ozono, X :

$$c_{O_3} = \frac{D-X}{1+\tau k_d} \quad [51.12]$$

51.6. Proceso *peroxone*

La descomposición de ozono para generar radical hidroxilo tiene lugar en agua pura tanto más rápidamente cuanto más elevado sea el pH, porque dichos radicales son un producto de la cadena de reacciones iniciada con 51.2. En la práctica, sin embargo, para generar cantidades apreciables de radical hidroxilo se recurre a otros métodos de los cuales el más usual es la adición de peróxido de hidrógeno, cuya base conjugada, el anión hidroperóxido reacciona con ozono muy rápidamente:



El anión radical ozónido, O_3^- , genera radical hidroxilo por reacción con agua siguiendo una serie compleja de reacciones. La relación teórica de peróxido de hidrógeno a ozono es 0,5:1 (moles) o 0,35:1 (peso), si bien la relación óptima para cada caso depende de las características del agua y del objetivo del proceso.

Este proceso, que combina ozono y peróxido de hidrógeno se conoce como *peroxone* y se

utiliza para eliminar contaminantes orgánicos en medio acuoso y también para procesos de desinfección en los que se desea potenciar la capacidad desinfectante del radical hidroxilo. El método peroxone es un desinfectante eficaz, incluso más que el ozono en ciertos casos, contra bacterias, virus y protozoos. La principal dificultad de su uso es que la imprecisión de los cálculos de exposición y, por tanto, la de verificar los sistemas de desinfección basados en él. Aplicando la cinética Chick-Watson a la inactivación de microorganismos por el radical hidroxilo se tiene que:

$$\ln \frac{N_o}{N} = k_{CW} c_{HO\cdot} t \quad [51.14]$$

La concentración de radical hidroxilo es difícil de medir, aunque se puede utilizar el concepto de R_{ct} que la relaciona con la concentración de ozono:

$$R_{ct} = \frac{\int c_{HO\cdot} dt}{\int c_{O_3} dt} \quad [51.15]$$

(Las integrales se pueden sustituir por los valores de las concentraciones multiplicadas por el tiempo en caso de que sean constantes.) El valor de R_{ct} oscila entre 10^{-8} para aguas naturales en contacto con ozono (sin peróxido de hidrógeno) y 10^{-6} para sistemas ozono-peróxido de hidrógeno y otros procesos de oxidación avanzada. También depende mucho de las características del agua, en particular de la concentración de compuestos que reaccionan con el radical hidroxilo (*radical scavengers*) como carbonatos y bicarbonatos.

ii. Cálculos

51.1 Velocidad de descomposición de ozono en agua.

Se he determinado (Ozone Sci. Eng., 34, 233, 2012) que la constante de primer orden de autodescomposición de ozono en agua pura a 20 °C y pH 7 es 0,01 s⁻¹. Una casa comercial sugiere 20 min como vida media del ozono en agua a 20 °C. ¿Son valores compatibles? ¿Cuánto tardaría en desaparecer el 90% del ozono a partir del momento en que deje de suministrarse a partir del gas?

Solución:

Al tratarse de una cinética de primer orden, lo que se desprende de las unidades de la constante cinética, la relación entre concentración y tiempo es la siguiente:

$$-\ln \left(\frac{c_{O_3}}{c_{O_3,0}} \right) = k_d t$$

Siendo $c_{O_3,0}$ la concentración inicial de ozono y c_{O_3} la concentración al cabo de un tiempo t . Para una conversión del 50%:

$$\ln(2) = k_d t_{\frac{1}{2}}$$

$$\text{y } t_{1/2} = 693 \text{ s} = 11,6 \text{ min}$$

Menos de los 20 min que sugiere la casa comercial, pero dentro del mismo orden de magnitud. En esas mismas condiciones, el 90% del ozono inicial habrá desaparecido al cabo de un tiempo t_{90} :

$$t_{90} = \frac{\ln(10)}{0,001 \text{ s}^{-1}} = 2302 \text{ s} = 38,4 \text{ min}$$

51.2. Cálculo de la concentración de ozono a la salida de un contactor.

Una unidad de tratamiento de agua potable mediante ozono está dimensionada para tratar un caudal de 5,0 m³/s en cada una de varias líneas de contactores que consisten en una serie de 10 cámaras en cada una de las que en las dos primeras se inyecta mediante difusores de burbujeo un caudal de gas de 0,15 m³/s a 1,2 atm con un 1.0 % en peso de ozono. El tiempo de contacto en la serie de los 10 tanques es de 10 min. ¿Cuál será la concentración de ozono en la corriente de salida si se puede suponer que la descomposición del ozono disuelto sigue una cinética de primer orden con constante cinética 0,01 s⁻¹?

Solución:

A partir de los datos indicados en el apartado 51.2, la constante de la ley de Henry a 10 °C es

$$\ln\left(\frac{H_{283,16}}{H_{298,16}}\right) = \left[-\frac{d \ln(H)}{d\left(\frac{1}{T}\right)} \left(\frac{1}{283,16 \text{ K}} - \frac{1}{298,16 \text{ K}} \right) \right]$$

$$H_{283,16} = 6041 \frac{\text{m}^3 \text{ kPa}}{\text{mol}}$$

Un 1,0 % en peso de ozono (en aire) supone un 0,61 % en moles. Para 1,2 atm y 10 °C, 1 mol de gas ocupa:

$$\frac{(1 \text{ mol}) \left(0,082 \frac{\text{atm L}}{\text{K mol}}\right) (283 \text{ K})}{(1,2 \text{ atm})} = 19,3 \text{ L}$$

Y la concentración en el gas representa:

$$\frac{(0,61 \text{ mol } O_3)}{(100 \text{ mol } \text{totales})} \frac{(1 \text{ mol})}{(19,3 \text{ L})} \frac{(16 \cdot 3 \text{ g } O_3)}{(1 \text{ mol } O_3)} = 15,2 \frac{\text{g}}{\text{m}^3}$$

La concentración de equilibrio en el líquido, $c_{O_3}^*$, es:

$$(1,2 \text{ atm}) \frac{(101,3 \text{ kPa})}{(1 \text{ atm})} \left(0,0061 \frac{\text{mol } O_3}{\text{moles } \text{totales}}\right) \frac{\left(1 \frac{\text{mol}}{\text{m}^3}\right)}{(6041 \text{ kPa})} = 0,123 \frac{\text{mol}}{\text{m}^3} = 5,9 \frac{\text{mg}}{\text{L}}$$

A partir de la integración de 51.3 se obtiene la concentración de ozono en función del tiempo de contacto a partir de la segunda cámara, teniendo en cuenta que el tiempo cuenta a partir del momento en que deja de pasarse ozono gas por lo que $c_{O_3}(t = 0) = c_{O_3}^*$:

$$-t(k_L a + k_d) = \ln \left[\frac{k_L a c_{O_3}^* - (k_L a + k_d) c_{O_3}}{k_L a c_{O_3}^*} \right]$$

Tomando un valor típico para $k_L a$ de $0,1 \text{ s}^{-1}$ para tanques agitados (**Figura 51.1**) y puesto que $k_d = 0,01 \text{ s}^{-1}$, se tiene que $c_{O_3} = 5,4 \frac{\text{mg}}{\text{L}}$ a la salida del segundo tanque de la serie de 10. A partir de ahí, sin aporte de ozono desde el gas durante los 8 min siguientes, la concentración de ozono a la salida sería:

$$c_{O_3} = c_{O_3,0} e^{-t k_d}$$

Siendo ahora $c_{O_3,0} = 5,9 \text{ mg/L}$. Al cabo de 8 min, $c_{O_3} = 0,05 \text{ mg/L}$. La rápida descomposición del ozono en las redes de abastecimiento es uno de sus principales inconvenientes.

51.3. Desinfección según un modelo de Chick-Watson con retardo.

Para una inactivación 4-log de *Bacillus subtilis* se dispone de un tanque agitado en el que se mantiene una concentración de ozono de 1,2 mg/L mediante un inyector de microburbujas. Los parámetros de inactivación para el modelo Chick-Watson con retardo son: $(c \cdot t)_o = 7.69 \pm 1,14 \text{ mg min L}^{-1}$ y $k_{CW} = 0,936 \pm 0,121 \text{ L mg}^{-1} \text{ min}^{-1}$ (Water Res. 37, 833, 2003). Determinar el tiempo de contacto necesario para la desinfección.

Solución:

Una inactivación 4-log equivale a:

$$\ln\left(\frac{N_o}{N}\right) = 2,303 \cdot \log_{10}\left(\frac{N_o}{N}\right) = (2,303) (4) = 9,21$$

A partir de las ecuaciones de inactivación del modelo, 51.5 y 51.6, se obtiene el valor de CT objetivo:

$$c \cdot t = \frac{\ln\left(\frac{N_o}{N}\right)}{k_{CW}} + (c \cdot t)_o = 17,5 \frac{\text{mg min}}{\text{L}}$$

Para una concentración de 1,2 mg/L, el tiempo requerido es:

$$t = \frac{17,5 \frac{\text{mg min}}{\text{L}}}{1,2 \frac{\text{mg}}{\text{L}}} = 14,6 \text{ min}$$

Si consideramos las condiciones más desfavorables: $(c \cdot t)_o = 7,69 + 1,14 = 8,83 \text{ mg min L}^{-1}$ y $k_{CW} = 0,936 - 0,121 = 0,815 \text{ L mg}^{-1} \text{ min}^{-1}$, la solución sería $t = 16,8 \text{ min}$, que ofrecería un margen de seguridad contra el error de modelo.

51.4. Eliminación de hierro y manganeso durante un tratamiento de potabilización.

Una instalación de potabilización de agua trata un caudal de 100 m³/h de un agua que contiene 3,5 mg/L de hierro y 1,2 mg/L de manganeso. Determinar la cantidad de ozono necesaria en g/día si se desea suministrar ozono en un exceso del 50% sobre el requerido para eliminar todo el hierro y el manganeso si estuviesen en sus formas Fe²⁺ y Mn²⁺.

Solución:

Las cantidades requeridas de ozono (150 % de las teóricas) son:

$$\left(3,5 \frac{\text{mg Fe}}{\text{L}}\right) \left(\frac{16 \cdot 3 \text{ g } O_3}{2 \cdot 55,8 \text{ g Fe}}\right) (1,5) = 1,51 \text{ mg } \frac{O_3}{\text{L}}$$

$$\left(1,2 \frac{\text{mg Mn}}{\text{L}}\right) \left(\frac{16 \cdot 3 \text{ g } O_3}{54,9 \text{ g Mn}}\right) (1,5) = 1,05 \text{ mg } \frac{O_3}{\text{L}}$$

Para un caudal de 100 m³/h, el consumo diario de ozono es:

$$\left(100 \frac{\text{m}^3}{\text{h}}\right) \left(2,56 \frac{\text{g } O_3}{\text{m}^3}\right) \left(24 \frac{\text{h}}{\text{día}}\right) = 6144 \text{ g } \frac{O_3}{\text{día}}$$

Lógicamente no se tiene en cuenta la posible demanda de oxígeno por otros compuestos presentes en el agua.

51.5. Desinfección considerando la demanda inicial de ozono.

Un efluente del secundario de una planta depuradora de aguas residuales se pone en contacto con ozono en un tanque agitado con un tiempo de residencia de 5 min. La demanda inicial de ozono es de 1,95 mg/L y es posible transferir dosis de ozono de entre 5 y 8 mg/L dependiendo de la concentración de ozono en el gas y el flujo de este. ¿Será posible alcanzar el valor de objetivo para $c \cdot t$ de 10 min si la descomposición de ozono en el agua en cuestión sigue una cinética de primer orden con constante 0,25 min⁻¹?

Solución:

La ecuación 51.12 permite calcular la concentración de ozono en el tanque a partir de los valores de D , X , k_d y τ .

$$c_{O_3} = \frac{D - 1,95 \frac{\text{mg}}{\text{L}}}{1 + (5 \text{ min}) (0,25 \text{ min}^{-1})}$$

El resultado es 1,36 mg/L ($D = 5$ mg/L) o 2,69 mg/L ($D = 8$ mg/L). Los respectivos valores de $c \cdot t = c_{O_3} \cdot \tau$ son: 6,8 y 13,4 mg min L⁻¹. Por tanto, el valor objetivo de $c \cdot t$ es posible para las dosis más elevadas dentro del rango indicado.

51.6. Desinfección con ozono-peróxido de hidrógeno.

En un dispositivo de tanque agitado en continuo se dosifica 1 mg/L de ozono con peróxido de hidrógeno utilizando una relación de H₂O₂ a O₃ de 0,2 en peso. El agua procede de una corriente superficial y la relación R_{ct} medida mediante ácido p-clorobenzoico es 4,25 10⁻⁷ (pH 8,2) y la constante de Chick-Watson para la inactivación del protozoo *Giardia muris* mediante exposición al radical hidroxilo es 5,8 10⁶ L mg⁻¹ min⁻¹. Determinar la concentración de ozono necesaria para alcanzar una inactivación 2-log de *G. muris* si el tiempo de contacto es de 6 min.

Solución:

El modelo de Chick-Watson expresado en función de la constante de inactivación con radical hidroxilo se puede expresar como sigue:

$$\ln \frac{N_0}{N} = k_{CW} R_{ct} c_{O_3} t$$

Para 2-log, $\ln(N_0/N) = 4,605$, y siendo $t = 6$ min, se tiene que:

$$c_{O_3} = \frac{\ln \frac{N_0}{N}}{k_{CW} R_{ct} t} = \frac{4,605}{\left(5,8 \cdot 10^6 \frac{L}{mg \cdot min}\right) (4,25 \cdot 10^{-7}) (6 \text{ min})} = 0,32 \frac{mg}{L}$$

Bibliografía:

- Beltrán, F.J., *Ozone Reaction Kinetics for Water and Wastewater Systems*. Lewis Publishers - CRC Press, 2003.
- von Sonntag, C., von Gunten, U., *Chemistry of Ozone in Water and Wastewater Treatment*, IWA Publishing, 2012.
- American Water Works Association & Langlais, B., Reckhow, D. A., Brink, D.R. (Eds). *Ozone in Water Treatment: Application and Engineering*. CRC press, 1991.