

Uso del ozono como agente oxidante en la desinfección de aguas. Una revisión

Olaya Pirene Castellanos-Onorio¹, Mario Díaz-González¹, Maribel López-Ramírez¹,
Miguel Ángel López-Ramírez², Gerardo González-Gómez², Leonides Sánchez-Mota²,
Guadalupe Rodríguez Martínez³

¹Tecnológico Nacional de México/Instituto Tecnológico de Veracruz, Av. Miguel Ángel de Quevedo 2779, Formando Hogar, 91897 Veracruz, Ver

² Tecnológico Nacional de México/Instituto Tecnológico Superior de Martínez de la Torre, Cmo. a Cartago s/n, Vega Redonda, 93610 Martínez de la Torre, Ver

³Tecnológico Nacional de México/Instituto Tecnológico Superior de Misantla, Km 1.8 Carretera Lomas del Cojolite, 93821 Misantla, Ver

Resumen

El ozono es uno de los desinfectantes químicos de mayor eficacia, esto debido a su alta capacidad oxidante, el cual ha sido en los últimos años utilizado en los tratamientos de aguas residuales, de cualquier índole, esto porque las actividades de desinfección son consideradas como los mecanismos principales en la desactivación o destrucción de los organismos patógenos para prevenir la dispersión de enfermedades transmitidas a través del agua. Es muy importante que las aguas residuales sean tratadas adecuadamente antes de realizarse las actividades de desinfección para que la acción de cualquier desinfectante sea eficaz. Tradicionalmente, dicho control se lleva a cabo mediante procesos químicos de desinfección con halógenos, principalmente compuestos de cloro, a pesar de los riesgos que éste implica, tanto a nivel laboral (de manipulación y almacenamiento), como a nivel de impacto ambiental, ya que, además del cloro residual presente en el vertido, se generan productos secundarios de oxidación muy persistentes y peligrosos, como los trihalometanos, de probado carácter cancerígeno. Es por eso por lo que este estudio se encarga de una recopilación bibliográfica del uso del ozono como agente reductor de contaminantes.

Abstract

Ozone is one of the most effective chemical disinfectants, due to its high oxidizing capacity, which in recent years has been used in wastewater treatments of any kind, this is because disinfection activities are considered the mechanisms main in the deactivation or destruction of pathogenic organisms to prevent the spread of waterborne diseases. It is very important that wastewater is adequately treated before disinfection activities are carried out so that the action of any disinfectant is effective. Traditionally, said control is carried out through chemical disinfection processes with halogens, mainly chlorine compounds, despite the risks that this implies, both at the work level (handling and storage), and at the level of environmental impact, since in addition to the residual chlorine present in the discharge, very persistent and dangerous secondary oxidation products are generated, such as trihalomethanes, which are proven carcinogenic. That is why this study is responsible for a bibliographic compilation of the use of ozone as a pollutant reducing agent.

Palabras Clave: Ozono, procesos químicos, impacto ambiental

Keywords: Ozone, chemical processes, environmental impact

1. INTRODUCCIÓN

La desinfección de aguas y aguas residuales es una etapa necesaria para asegurar la protección del medio ambiente y la salud pública. Actualmente existe un interés creciente en el tratamiento de aguas residuales domésticos e industriales con el propósito de disminuir el impacto ambiental y lograr su reuso (Bataller-Venta et al., 2005).

El tratamiento de aguas residuales es un conjunto de procesos y tecnologías, fundamentales en la protección de la salud y medio ambiente, y forma parte del enfoque de economía circular, en donde el reúso y protección del agua es indispensable para garantizar la sostenibilidad y resiliencia de las ciudades.

Los usuales procesos de tratamiento de aguas residuales no reducen la presencia de microorganismos patógenos (Collivignarelli et al., 2000) a cantidades aceptables para vertido y posterior reúso como la recreación, consumo humano y algunas actividades agrícolas (Yanko, 1993).

Para lograr una reducción significativa de patógenos, se han desarrollado tanto métodos físicos, como químicos, cada uno con sus ventajas y desventajas. En Guatemala, la desinfección se realiza principalmente mediante la aplicación de cloro y sus derivados, pero esta práctica provoca reacciones químicas con otros compuestos presentes en el agua residual, resultando en posibles impactos negativos a la salud y al medio ambiente.

1.1 Tecnologías de tratamiento

La desinfección de efluentes de plantas de tratamiento de agua residual es un proceso de suma importancia en la protección de la salud humana (Xu et al., 2002). Para lograr una significativa reducción de microorganismos patógenos, se han desarrollado tecnologías como el uso de membranas de filtración, aplicación de radiación ultravioleta y procesos químicos, entre los que destacan el uso del ozono y compuestos del cloro (Collivignarelli et al., 2000).

La aplicación de cloro y sus derivados, es ampliamente extendida en todo el mundo (Collivignarelli et al., 2000). Se data como primer uso del cloro para desinfectar agua residual, en la ciudad de Hamburgo, Alemania en el año de 1893 (Calvert, 1932). Sin embargo, debido a la complejidad en almacenamiento y toxicidad del cloro gaseoso, en los años posteriores se popularizó el uso de hipoclorito de sodio e hipoclorito de calcio. Asimismo, se desarrollaron otras alternativas de desinfección, como el dióxido de cloro y las cloraminas, por otro lado, tecnologías desarrolladas como membranas de filtración u ozono, presentan alta eficiencia en remoción de microorganismos como virus, bacterias y protozoos, sin embargo, pueden representar altos costos de inversión e incluso de operación, si se comparan con procesos de cloración (Lazarova et al., 1999).

La selección de la tecnología más apropiada para la desinfección depende de factores como la calidad del agua, tipo de microorganismos que se desean eliminar, disponibilidad en el mercado local, relación entre costo y beneficio (IDEM) y requerimientos de operación y mantenimiento. Finalmente, se destaca que la alternativa seleccionada se relaciona mucho al uso que tendrá el efluente o a los requerimientos del consumidor final (Chai et al., 2018).

Gran número de autores han dirigido sus investigaciones a la comparación entre diferentes procesos de desinfección tanto para agua potable como para efluentes de agua residual. Los estudios varían en cuanto a los desinfectantes que se comparan, metodologías de aplicación, uso combinado de diferentes tipos de desinfectantes y, por último, tipo y características del afluente de agua residual a desinfectar.

Otras investigaciones han sido dirigidas a evaluar el efecto que producen en el proceso de desinfección, compuestos como las cloraminas, siendo este el caso de Fayyad y Al-Sheikh (2001). En esta misma línea se analizaron el efecto de los sólidos suspendidos en la desinfección por dióxido de cloro, o de manera similar, analizaron el efecto de la carga orgánica también en la desinfección por dióxido de cloro, posteriormente Kim

(2014) estudió de forma más amplia los efectos sobre la desinfección por cloro, para las variables potencial de hidrógeno, temperatura, amoníaco y sólidos suspendidos.

Otro grupo de estudios, se han enfocado en la microbiología como indicador de contaminación en el agua o el efecto del desinfectante sobre los organismos microbiológicos (grupo coliforme total, grupo coliforme fecal y estreptococos). También se han evaluado los anteriores grupos de microorganismos como indicadores de la presencia de virus en un efluente primario de agua residual después de un proceso de cloración en un estudio realizado por Berg et al. (1978). Asimismo, Harakeh (1984) investigó el efecto combinado de varios desinfectantes (cloro, dióxido de cloro, ozono y ácido paracético) contra poliovirus tipo 1, en efluentes de agua residual municipal.

1.2 Cloro

La química del cloro resulta ser bastante compleja debido a su alta capacidad de oxidación y por lo tanto alta reacción con distintos compuestos presentes en el agua residual. Un excelente ensayo sobre las reacciones químicas del cloro en el agua es el de Gray (2014) que detalla aspectos como: cloro residual, dosificación del químico, eficiencia y limitaciones.

Derivado de tal facilidad de reacción, el principal inconveniente del uso del cloro y derivados (cloraminas e hipocloritos) en la desinfección del agua residual es la obtención de otros compuestos denominados subproductos de la desinfección (Krasner et al., 2005). Éstos, se obtienen por la reacción de compuestos de cloro con materia orgánica (Liu y Li, 2010), siendo los principales: trihalometanos, ácidos haloacéticos (Singer, 1994) y N-nitrosodimetilamina (Krasner et al., 2009).

La preocupación por la generación de tales subproductos de la desinfección se debe al alto riesgo de desarrollo cáncer por la presencia de estos compuestos en el agua para consumo humano siendo esto un reuso probable para los efluentes de agua residual o para el cuerpo receptor. Wang et al. (2007) demuestran en su investigación, que el potencial cancerígeno de los trihalometanos depende del tipo obtenido y forma de exposición al compuesto químico.

Adicionalmente a los efectos sobre la salud humana, el cloro residual libre y cloro residual combinado, remanente en los efluentes clorados, es altamente tóxico para la vida acuática (Brungs, 1973) en el cuerpo receptor, lo cual ha sido ampliamente estudiado por investigadores.

Por tales motivos de toxicidad a la vida acuática y riesgos a la salud humana por consumo o exposición al efluente clorado, en muchas plantas de tratamiento de agua residual en países desarrollados, se implementan procesos de eliminación del cloro posteriores a su aplicación y alcance de los estándares de desinfección deseados. Estos procesos se conocen como decloración, y se puede llevar a cabo por diversos métodos, siendo el más conocido, la aplicación de sulfito o dióxido de azufre. Derivado de esto y con el objetivo de determinar la eficiencia del proceso de decloración, la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de América –EPA-, establece un límite máximo permisible de 0.11 mg L^{-1} para cloro residual total.

Adicionalmente, la eficiencia de la desinfección por compuestos de cloro, también se ve interferida por las características físicas, químicas y biológicas del agua residual cruda y tratada. Las características más relevantes son: potencial de hidrógeno, temperatura, sólidos suspendidos totales, presencia de materia orgánica, microbiología del agua, compuestos de nitrógeno (Kim, 2014) y bromuro (den Blanken, 1985).

Por otro lado, la mezcla de cloro con amoníaco y compuestos de nitrógeno orgánico podrá resultar en la formación de N-cloraminas orgánicas o inorgánicas (Fayyad y Al-Sheikh, 2001), lo que se define como cloro residual combinado. Entre los tipos de cloraminas, especial atención recibe la monocloramina porque su presencia suele ser mayor que las dicloraminas o tricloraminas, además su efecto residual es muy estable y duradero (Donnermair y Blatchley, 2003). Cabe destacar que el poder desinfectante de las cloraminas es menor que aquel del ácido hipocloroso, y que en general la desinfección por cloraminas es menos eficiente que la obtenida por cloro residual libre (Gray, 2014).

1.3 Luz Ultravioleta

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 dé la atención debida a la calidad del agua siendo desinfectada y los objetivos de desinfección buscados.

Hoy en día la desinfección con luz UV es un proceso que está ganando terreno con respecto a la cloración debido a la estricta reglamentación de los organoclorados que esta última ha generado (Droste, 1997). Comparada con la cloración, la luz UV desinfecta el agua potable sin la necesidad de almacenar o manejar reactivos químicos peligrosos y, por su corto tiempo de contacto (del orden de segundos o minutos), reduce el tamaño de los tanques de tratamiento y con ello el costo. Actualmente, las lámparas de vapor de mercurio de presión media que generan radiación UV se utilizan ampliamente en potencias que van desde 20 W hasta 20 KW, y la longitud de onda que utilizan es 260 nm aproximadamente (Beck et al., 2015). La radiación ultravioleta (UV) tiene longitudes de onda más cortas a las de la luz visible, dentro de la radiación ultravioleta, existen categorías de longitudes de onda que se dividen en UV-A, UV-B y UV-C; de las cuales, nuestra atmósfera elimina por filtración las longitudes de onda UV-C. Las longitudes de onda de la radiación ultravioleta son: Onda larga: UV-A 400 nm – 315 nm, Onda media: UV-B 315 nm – 280 nm y Onda Corta: UV-C 280 nm – 100 nm (Burns, 2003). El efecto germicida de la radiación UV se vincula a la energía asociada a la longitud de onda o frecuencia de la luz UV que es capaz de producir daños fotoquímicos en los ácidos nucleicos de los microorganismos (Osorio et al., 2011). Varios estudios han examinado la aplicabilidad de la radiación UV en la inactivación de patógenos para la desinfección del agua, varios estudios revelan que una longitud de onda alrededor de 265 nm tiene un efecto de inactivación relativamente mayor de organismos comparados a otras longitudes de onda (Omuga et al., 2013; Beck et al., 2017; Rattanakul y Omuga, 2018).

Haciendo uso de la Radiación UV-C junto con otros métodos de desinfección, se puede llegar a obtener un efecto sinérgico que se determina por la comparación los resultados de inactivación en tratamientos combinados y los resultados de la suma de los registros de inactivación de tratamientos individuales (Koivunen y Heinonen-Tanski, 2005), algo controvertido es que hasta la fecha efectos sinérgicos después de las aplicación de desinfección mediante la Radiación UV-C se han reportado en muy pocas referencias (Green et al., 2018). Pero en algunos estudios los autores han informado hallazgos en los que no encontraron ningún efecto sinérgico (Oguma et al., 2013; Beck et al., 2015; Li et al., 2017). Se debe tener consideración de la efectividad tanto de inactivación como de reactivación de las bacterias en casos de tratamientos combinados.

1.4 Proceso Fenton

El proceso Fenton fue descrito por primera vez en 1894 por Henry J. Fenton cuando descubrió que el peróxido de hidrógeno (H_2O_2) podía activarse con iones ferrosos para oxidar ácido tartárico (Pignatello et al., 2006). Este

proceso consiste en la adición de sales de hierro en presencia de H₂O₂, en medio ácido, para la formación de radicales °OH. A la combinación de H₂O₂ y sales de hierro se denomina reactivo Fenton (Ghosh et al., 2010).

Además de formarse radicales °OH se generan radicales perhidroxilo (HO₂°), los cuales inician una reacción de oxidación en cadena para eliminar la materia oxidable. Sin embargo, los radicales HO₂° presentan menor poder de oxidación que los °OH (Domenech et al., 2004).

Diferentes autores coinciden en que el rendimiento del proceso de oxidación Fenton depende de la concentración del agente oxidante y catalítico, temperatura, pH y tiempo de reacción (Ghosh et al., 2010). Asimismo, la eficiencia está relacionada con la naturaleza del contaminante a degradar y con la presencia de otros compuestos orgánicos e inorgánicos (Kavitha y Palanivelu, 2004). En la tabla 1 se compila un breve resumen de las condiciones de reacción y porcentajes de degradación.

Tabla 1. Proceso Fenton como tratamiento

Autor	Agua Residual	Condiciones	Eficiencia
Ibarra-Tazquez et al., 2018	Producción café soluble	pH: 3.73 Fe ²⁺ : 500 mg L ⁻¹ H ₂ O ₂ : 6000 mg L ⁻¹	80.5 % de remoción medida como DQO
Salas, C. 2010	Industria textil	pH: 3.73 Fe ²⁺ : 200 mg L ⁻¹ H ₂ O ₂ : 3612 mg L ⁻¹	97 % de remoción medida como DQO
San Sebastian et al., 2001	Industria farmacéutica	pH: 4 H ₂ O ₂ /Fe ²⁺ = 10 (molar)	56.4 % de remoción medida como DQO
Pérez et al., 2002	Industria del papel	pH: 2.8 H ₂ O ₂ /Fe ²⁺ = 41 (molar)	82 % de remoción medida como DQO
Barbusinski y Filipek, 2001	Industrias pesticidas	pH: 3.0 – 3.5 H ₂ O ₂ /Fe ²⁺ = 21.2 (w/w)	58.7-87.1 % de remoción medida como DQO
Lopez et al., 2019	Lixiviados	pH: 2.0 Fe ²⁺ : 75 mg L ⁻¹ H ₂ O ₂ : 250 mg L ⁻¹	96 % de remoción de DBO

1.5. Proceso por ozonificación

La aplicación más generalizada del ozono ha estado enmarcada desde hace décadas en procesos de potabilización. Desde 1982, la Administración de Alimentos y Medicamentos de los EE. UU. [U.S. Food and Drugs Administration, (U.S. FDA)] reconoció al ozono como Sustancia Reconocida Generalmente como Segura Generally Recognized as Safe, (GRAS)] en la industria del agua embotellada.⁹ En 2001, la U.S. FDA aprobó al ozono como sustancia GRAS para el contacto directo con alimentos,¹¹ lo que junto a otros factores de carácter técnico, económico y social ha permitido un incremento acelerado de la introducción del ozono en la industria alimentaria (Naito y Takahara, 2007; Food and Drugs Administration of US, 2008).

El ozono es un gas incoloro, de olor fuerte, con alto poder oxidante (E_o=2.08V). Es la forma triatómica del oxígeno y en fase acuosa se descompone rápidamente a oxígeno y especies radicales (Teixeira, 2002). El primer trabajo que utilizó ozono como desinfectante fue hecho por De Mertens en 1886. Sin embargo, solamente hasta 1973, durante el primer Simposio Internacional en Ozono realizado en Washington, se usó la terminología ‘Tecnologías de oxidación avanzadas’ (Rodríguez et al., 2008). El ozono ha sido estudiado varios años atrás, principalmente en tratamiento de agua para abastecimiento. Sin embargo, dada su reconocida capacidad de oxidar compuestos de difícil tratabilidad, su utilización en diferentes efluentes industriales está siendo cada vez más citada en la literatura. Por ejemplo, en varios trabajos se reporta su aplicación en el tratamiento de los

efluentes industriales de la industria de papel y celulosa (Mounteer, 2005). Azbar et. Al. (2004) trabajaron en la degradación de algunos compuestos presentes en efluentes de la industria textil. Además, también se ha utilizado para remoción de algunos pesticidas y compuestos fenólicos presentes en trazas (Lopez-Lopez, 2007).

La aplicación de ozono favorece la remoción del color con eficiencias de remoción entre 95 % y 97 %, tratando efluentes de la industria de pulpa y papel (Pokhrel y Viraraghavan, 2004). Sin embargo, en lo que se refiere a la reducción de demanda química de oxígeno (DQO) o carbono orgánico total (COT) las eficiencias no exceden usualmente 50 % a 40 %, respectivamente (Agustina et al., 2005).

En la tabla de 2 se muestran las eficiencias en diversos tratamientos por ozonificación.

Tabla 2. Proceso por ozonificación

Autor	Agua Residual	Condiciones	Eficiencia
Gutiérrez et al., 2002	Agua de formación de crudo	Dosis de ozono: 30 mg L ⁻¹ Tiempo de reacción: no específica	Remoción del 49 % en DQO
Cokay-Catalkaya y Kargı, 2007	Industria de pulpa	Dosis de Ozono: 4.7 – 11.9 g h ⁻¹ Tiempo de reacción: 30 minutos pH: 3 – 11	Reducción de COT hasta un 29 %
Kreetachat et al., 2007	Derivados de la lignina	Dosis de ozono: 1.0 a 4.0 L min ⁻¹ Tiempo de reacción: no específica	Remoción de color del 90 %

2. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

1. Los efluentes de agua residual varían en sus características a lo largo del tiempo y dependen mucho del tipo de población o ente generador.
2. La cloración y su relación con variables como pH, concentración de materia orgánica y temperatura.
3. La radiación ultravioleta es efectiva en una longitud de 265 nm por lo que no es tan factible usar longitudes diferentes, por lo que el proceso se complica en la selección de ondas.
4. Se debe usar tratamientos combinados para lograr una desinfección óptima, por lo que se debe hacer experimentaciones para determinar los parámetros y verificar si el costo/beneficio con respecto a la eficiencia es viable.
5. Como menciona el texto en algunas ocasiones los patógenos se reactivan por lo que se debe tener en consideración el tipo de agua ya que usar una longitud de onda pueda reactivar o proliferar el crecimiento de estos.
6. El método por Fenton su mayor desventaja es la amortiguación del pH ya que los intervalos de eficiencia son entre 2.1 y 3.4.
7. La generación de lodos tóxicos es muy amplia y el exceso de hierro puede causar desequilibrio en la biota.
8. La generación de los radicales depende de la naturaleza del agua ya que puede interferir con este proceso.
9. El ozono puede ocuparse para desinfección no solo de agua residual, sino de potabilización e incluso para productos de consumo alimenticio.
10. El ozono puede tardar hasta 30 minutos en actuar.

11. No existen residuos peligrosos que necesiten ser removidos después del proceso de ozonización porque el ozono se descompone rápidamente, esto se puede validar en el folleto de la EPA del uso del ozono.
12. Después del proceso de ozonización, los microorganismos no crecen nuevamente, a excepción de aquellos que están protegidos por las partículas en la corriente de agua residual, ventaja que tiene sobre rayos UV.
13. Se puede generar con un ozonificador, este aparato produce cantidades de ozono necesarias, por lo cual el producto se encuentra al alcance.
14. El proceso de ozonización eleva la concentración de oxígeno disuelto (O.D.) del efluente. El incremento O.D. puede eliminar la necesidad de reaeración y también puede incrementar el nivel de O.D. en la corriente de agua receptora.

3. AGRADECIMIENTOS

Se agradece al Tecnológico Nacional de México por la financiación del proyecto “Evaluación del proceso de Ozonificación Avanzada (POA) como tratamiento de remoción de contaminante Níquel en aguas residuales industriales” con número de registro 18441.23-P y a los Institutos Tecnológicos Campus Veracruz y Martínez de la Torre, por el apoyo brindado para la realización del proyecto.

REFERENCIAS

- [1] Bataller-Venta, M., Véliz-Lorenzo, E., Fernández-García, L. A., Hernández-Castro, C., Fernández-Torres, I., Alvarez-Alvarez, C. y Sánchez Urrutia, E. 2005. Determinación de Parámetros de Diseño Y Desinfección con Ozono de un Efluente Municipal. Revista CENIC. Ciencias Químicas, 36, 1-7.
- [2] Barbusinski, K. y Filipek, K. (2001). Use of Fenton’s reagent for removal of pesticides from industrial wastewater. Polish Journal of Environmental Studies, 10: 207-212.
- [3] Beck, S. E., Wright, H. B., Hargy, T. M., Larason, T. C. y Linden, K. G. 2015. Action spectra for validation of pathogen disinfection in medium-pressure ultraviolet (UV) systems. Water Research, 27-37.
- [4] Berg, G., Dahling, D. R., Brown, G. A., y Berman, D. 1978. Validity of fecal coliforms, total coliforms, and fecal streptococci as indicators of viruses in chlorinated primary sewage effluents. Applied and Environmental Microbiology, 36(6), 880-884.
- [5] Burns, R. A. 2003. Fundamentos de Química, 4ta Edición. Mexico: Pearson.
- [6] Brungs, W. A. 1973. Effects of residual chlorine on aquatic life. Water Pollution Control Federation, 45(10), 2180-2193.
- [7] Calvert, C.K. 1932. Chlorination of Sewage. Industrial and Engineering Chemistry, 24(1), 92-94.
- [8] Catalkaya, E.C. y Kargı, F. 2007. Color, TOC and AOX removals from pulp mill effluent by advanced oxidation processes: a comparative study. J Hazard Mater. 139(2), 244-53
- [9] Chai, Q., Hu, A., Qian, Y., Ao, X., Liu, W., Yang, H., y Xie, Y. F. 2018. A comparison of genotoxicity change in reclaimed wastewater from different disinfection processes. Chemosphere, 191, 335-341.
- [10] Collivignarelli, C., Bertanza, G. y Pedrazzani, R. 2000. A comparison among different wastewater disinfection systems: Experimental results. Environmental Technology, 21(1), 1-16.
- [11] Den Blanken, J. G. 1985. Comparative disinfection of treated sewage with chlorine and ozone. Effect of nitrification. Water Research, 19(9), 1129-1140.
- [12] Domenech, X., et al. 2004. Procesos avanzados de oxidación para la eliminación de contaminantes. En M.A. Blesa y B. Sánchez (eds). Eliminación de contaminantes por fotocatalisis heterogénea. Colección Documentos Ciemat.
- [13] Droste, R. 1997. Teoría y Práctica de Agua y Tratamiento de Aguas Residuales. USA: Ed. Jhon Wiley and Sons Inc.
- [14] Fayyad, M. K., y Al-Sheikh, A. M. 2001. Determination of N-chloramines in As-Samra chlorinated wastewater and their effect on the disinfection process. Water Research, 35(5), 1304-1310.
- [15] Food and Drugs Administration of US. 2008. Secondary direct food additives permitted in food for human consumption. Federal Register, 39, 17-26
- [16] Gutiérrez, E., Fernández, N., Herrera, L. Sepúlveda, J. y Mármol, Z. 2002. Efecto de la aplicación de ozono sobre la biodegradabilidad de aguas de formación. Multiciencias, (2)1: 50-54.

- [17] Gray, N. F. 2014. Free and Combined Chlorine. In *Microbiology of Waterborne Diseases*, 571-590.
- [18] Ghosh, P.; Samanta, A.N., y Ray, S. (2010). COD reduction of petrochemical industry wastewater using Fenton's oxidation. *The Canadian Journal of Chemical Engineering*, 88(6)
- [19] Harakeh, M. S. 1998. The combined effects of various disinfectants against poliovirus 1 in a municipal wastewater effluent. *FEMS Microbiology Letters*, 23(1), 21-26.
- [20] Ibarra-Tazquez, H.N.; Dobrosz-Gómez, I., y Gómez, M. A. 2018. Optimización multiobjetivo del proceso Fenton en el tratamiento de aguas residuales provenientes de la producción de café soluble. *Información Tecnológica*, 29(5): 111-122
- [21] Green, A., Pocovic, V., Pierscianowski, J., Biancanello, M., Warriner, K. y Koutchma, T. 2018. Inactivation of *Escherichia coli*, *Listeria* and *Salmonella* by single and multiple wavelength ultraviolet-light emitting diodes. *Innovative Food Science & Emerging Technologies*, 353-361.
- [22] Kavitha, V., y Palanivelu, K. (2004). The role of ferrous ion in Fenton and photo-Fenton processes for the degradation of phenol. *Chemosphere*, 55(9): 1235-1243.
- [23] Kim, S.-H. 2014. Effects of Disinfectant Concentration, pH, Temperature, Ammonia, and Suspended Solids on the Chlorine Disinfection of Combined Sewer Overflow. *Journal of Korean Society of Environmental Engineers*, 36(10), 685-690.
- [24] Koivunen, J. y Heinonen-Tanski, H. (2005). Inactivation of enteric microorganisms with chemical disinfectants, UV irradiation and combined chemical/ UV treatments. *Water Research*, 1519- 1526
- [25] Kreetachat, T., Damrongsri, M., Punsuwon, V., Vaithanomsat, P., Chiemchaisri, C. y Chomsurin, C. 2007. Effects of ozonation process on lignin-derived compounds in pulp and paper mill effluents. *Journal of Hazardous Materials*, 142(1-2), 250-257
- [26] López-Ramírez, M. A., et al. (2019). Treatment of Leachates of a Controlled Landfill in Veracruz by Using the Fenton Method. *Nature Environment and Pollution Technology*, 18(1): 1-8
- [27] Li, G.-Q., Wang, W.-L., Huo, Z.-Y., Lu, Y. y Hu, H.-Y. (2017). Comparison of UVLED and low pressure UV for water disinfection: Photoreactivation and dark repair of *Escherichia coli*. *Water Research*, 126-143.
- [28] Liu, J. L., y Li, X. Y. 2010. Biodegradation and biotransformation of wastewater organics as precursors of disinfection byproducts in water. *Chemosphere*, 81(9), 1075 -1083.
- [29] Naito S. y Takahara H. Recent developments in food and agricultural uses of ozone as antimicrobial agent. 2007 Proceeding of the 18th Ozone World Congress. August 27-29, Los Angeles, USA.
- [30] Norman-Leonel, S. G. 2022. Aspectos a considerar en la cloración de aguas residuales. *Agua, Saneamiento y Ambiente*, 17(2), 56-61.
- [31] Perez, M., et al. (2002). Removal of organic contaminants in paper pulp treatment effluents under Fenton and photo-Fenton conditions. *Applied Catalysis B: Environmental*, 36: 63-74.
- [32] Pignatello, J.J.; Oliveros, E., y MacKay, A. 2006. Advanced Oxidation Processes for Organic Contaminant Destruction Based on the Fenton Reaction and Related Chemistry. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 36(1): 1-84.
- [33] Oguma, K., Kita, R., Sakai, H., Murakami, M. y Takizawa, S. 2013. Application of UV light emitting diodes to batch and flow-through water disinfection systems. *Desalination*, 24-30.
- [34] Osorio Robles, F., Torres Rojo, J. C., y Sánchez Bas, M. 2011. Tratamiento de Aguas para la Eliminación de Microorganismos y Agentes Contaminantes. España: Díaz de Santos.
- [35] Rattanukul, S. y Oguma, K. 2018. Inactivation kinetics and efficiencies of UV-LEDs against *Pseudomonas aeruginosa*, *Legionella pneumophila*, and surrogate microorganisms. *Water Research*, 31-37.
- [36] Salas G. (2010). Tratamiento por oxidación avanzada (reacción Fenton) de aguas residuales de la industria textil. *Revista Peruana de Química e Ingeniería Química*, 13 (1): 30-38.
- [37] San Sebastian, N., et al. (2003). Pre-oxidation of an extremely polluted industrial wastewater by the Fenton's reagent. *Journal of Hazardous Materials*, 101: 315-322.
- [38] Singer, P. C. 1994. Control of Disinfection By-Products in Drinking Water. *Journal of Environmental Engineering*, 120(4), 727 - 744.
- [39] Wang, G. S., Deng, Y. C., y Lin, T. F. 2007. Cancer risk assessment from trihalomethanes in drinking water. *Science of the Total Environment*, 387(1-3), 86 -95.
- [40] Xu, P., Janex, M. L., Savoye, P., Cockx, A., y Lazarova, V. 2002. Wastewater disinfection by ozone: main parameters for process design. *Water Research*, 36(4), 1043 -1055.
- [41] Yanko, W. A. 1993. Analysis of 10 years of virus monitoring data from Los Angeles County treatment plants meeting California wastewater reclamation criteria. *Water Environment Research*, 65(3), 221-226.
- [42] UNESCO. 2011. Recomendación sobre el paisaje urbano histórico, con inclusión de un glosario de definiciones. Obtenido de Portal Unesco: http://portal.unesco.org/es/ev.php-URL_ID=48857yURL_DO=DO_TOPICyURL_SECTION=201.html

Correo de autor de correspondencia: malopez@tecmartinez.edu.mx