



Universidad de Jaén

Escuela Politécnica Superior (EPS) de Linares de la Universidad de Jaén

Programa de Doctorado en Energías Renovables

Sistema híbrido fotoquímico-fotovoltaico como tratamiento terciario para la obtención de agua regenerada y la generación simultánea de energía

Autora: Julia Torres López

Directora de la tesis: Dra. Marta Vivar García

Departamento: Ingeniería Electrónica y Automática

Fecha: 31/05/2024

ISBN:

Licencia CC

RUJJA

"Lo que obtienes al lograr tus objetivos no es tan importante como en lo que te conviertes al lograr tus objetivos"

"What you get by achieving your goals is not as important as what you become by achieving your goals."

Henry David Thoreau

Agradecimientos

Ahora que esta etapa ha llegado a su fin, quiero agradecer a todas aquellas personas que, de una forma u otra, contribuyeron a que este trabajo fuese posible.

En primer lugar, agradezco a Marta, mi directora de tesis. Marta, gracias por darme la oportunidad de iniciar mi carrera en el mundo de la investigación ¡Qué etapa tan bonita! Aprecio enormemente tu confianza en mí, la generosidad con la que has compartido tus conocimientos y tu apoyo constante hasta el final.

A ti, Manuel, que al igual que a Marta tengo que agradecerte esta gran oportunidad. Gracias por tu ayuda, por los consejos, por tus conocimientos en fotovoltaica y por las clases de bricolaje, de las que he aprendido mucho. Gracias también por sacarnos siempre una carcajada en cualquier momento. Gracias a ambos por vuestra infinita paciencia y por los ánimos. Me habéis enseñado en qué consiste este apasionante y desafiante mundo de la investigación, y por ello, estaré siempre agradecida.

A las demás compañeras del pequeño grupo de Agua y Energía. A Ana, mi compañera de equipo y mucho más, tengo mucho que agradecerte. Gracias por tu constante compañía, por las largas charlas, por nuestros largos días de experimentación en la azotea y en el laboratorio, por los viajes que emprendimos juntas, por las apasionantes discusiones en busca de soluciones, por tu gran ayuda y por los talleres tan bonitos que preparamos. Sin duda, este proceso no hubiera sido lo mismo sin ti. También quiero agradecer a Laura por sumarse a esta aventura. Valoro cada momento, tanto los momentos de alegría como los desafíos, de los cuales hemos aprendido tanto.

A mi familia, gracias por vuestro apoyo incondicional durante toda mi vida, el cual me ha traído hasta aquí. Nunca podré agradecer lo suficiente a mis padres por respaldar cada una de mis decisiones, su amor absoluto, su ayuda constante y por compartir mis éxitos como propios. A mis hermanas y al resto de la familia, gracias por vuestra constante preocupación e interés en esta etapa. Vuestra atención y ánimo han sido un gran impulso para mí en todo momento. A Luís, gracias por tu paciencia, por apoyarme siempre en todo y por ser mi refugio en los momentos de agobio.

Agradezco a la EPS de Linares de la Universidad de Jaén, por permitirme realizar el estudio de esta tesis doctoral en ella. También a la EDAR de Linares, especialmente a M.^a Jesús y Pilar, por su colaboración y ayuda en este proyecto.

Me llevo un recuerdo maravilloso de esta etapa y de las personas que me han acompañado en ella. Muchas gracias por haber formado parte de este proceso y de mi vida, y por ayudarme a finalizar este proyecto que, con tantas ganas e ilusión, un día comencé.

Índice

Contenido

Capítulo 1. Introducción.....	1
1.1. Problemática actual del acceso a agua potable y gestión de aguas residuales.....	3
1.1.1. La problemática de la calidad del agua.....	4
1.1.2. El problema del acceso universal a agua potable: relación con los ODS y Agenda 2030.....	7
1.1.3. El problema del estrés hídrico.....	8
1.1.4. Gestión de aguas residuales y reutilización.....	10
1.2. Aspectos energéticos asociados al tratamiento de aguas residuales.....	14
1.2.1. Tecnologías de desinfección para reutilización de aguas residuales.....	15
1.2.1.1. <i>Tecnologías convencionales</i>	20
1.2.1.2. <i>Tecnologías emergentes</i>	29
1.3. Desinfección solar.....	36
1.3.1. El espectro solar.....	36
1.3.2. Desinfección solar de agua (SODIS): Concepto.....	37
1.3.3. Utilización del método SODIS y parámetros principales.....	38
1.3.4. Resumen: Ventajas y Limitaciones de la Desinfección Solar.....	44
1.4. Sistema híbrido fotoquímico fotovoltaico (SolWat).....	45
Capítulo 2. Justificación y objetivos de la tesis.....	61
2.1. Justificación.....	63
2.2. Objetivos.....	64
Capítulo 3. Desinfección solar como tratamiento terciario directo de una planta de aguas residuales mediante un sistema híbrido fotoquímico-fotovoltaico (Artículo 1).....	67
Capítulo 4. Rendimiento del sistema SolWat funcionando en modo estático vs. dinámico para el tratamiento de aguas residuales: Generación de energía y obtención de agua regenerada (Artículo 2).....	95
Capítulo 5. Tecnología SolWat para la desinfección simultánea de aguas residuales y una mayor generación de energía utilizando la superficie frontal del módulo fotovoltaico (Artículo 3).....	119
Capítulo 6. Estudio de la Ley de Reciprocidad Bunsen-Roscoe en la Desinfección Solar del Agua (efecto óptico) para <i>E. coli</i> , <i>E. faecalis</i> y <i>C. perfringens</i> (Artículo 4).....	145
Capítulo 7. Resumen global de los resultados y discusión integrada.....	169
Capítulo 8. Conclusiones y líneas futuras.....	183

Capítulo 9. Lista de publicaciones.....	191
Capítulo 10. Copia de las publicaciones científicas (pdf's).....	195

Resumen

La disponibilidad, calidad y gestión del agua representan desafíos cruciales para la humanidad en el siglo XXI, los cuales se ven agravados por el cambio climático y la actividad humana, teniendo un impacto directo en el ciclo hidrológico. A nivel mundial, los recursos hídricos están cada vez más limitados debido a la contaminación de las fuentes de agua dulce (patógenos, pesticidas y fertilizantes, residuos orgánicos, etc.) y a la creciente escasez de agua, que actualmente afecta al 40% de la población global. Estos problemas muestran una notable disparidad entre países en desarrollo y desarrollados. En los países de bajos ingresos, los principales desafíos son el acceso al agua potable, saneamiento e higiene, que no alcanzan a toda la población, junto con la mejora de la salubridad a causa del consumo de agua contaminada fecalmente. En estos países, los tratamientos de depuración de aguas residuales suelen ser limitados o inexistentes, y con frecuencia resultan ser insuficientes e inadecuados, sobre todo en áreas rurales y comunidades más marginadas. En cambio, en los países de altos ingresos prácticamente se ha logrado el acceso universal al agua potable y saneamiento; por lo que la principal preocupación en cuanto a la problemática del agua radica en la falta de tratamientos avanzados apropiados en las estaciones depuradoras de aguas residuales, como son los tratamientos terciarios, ya que los tratamientos primarios y secundarios no logran eliminar por completo las concentraciones elevadas y significativas de patógenos y otros contaminantes no deseados presentes en los efluentes tratados. Dicho asunto compromete la calidad del agua tras su vertido a otras masas de agua y limita la reutilización de esta fuente para otros propósitos, como el uso agrícola. Estos retos pueden ser agravados en un futuro como consecuencia del rápido aumento en la demanda del agua a causa del crecimiento demográfico y económico, así como por la frecuencia e intensidad de los fenómenos naturales (sequía, inundaciones, etc.). En este contexto, la reutilización del agua residual emerge como un recurso de gran importancia para combatir la escasez de agua y hacer frente a los desafíos de la gestión hídrica.

La gran cantidad de contaminantes en el agua residual demanda el empleo de tecnologías adecuadas para su purificación, con el objetivo de mejorar su calidad. Las tecnologías de tratamientos terciarios destinadas a la inactivación de patógenos en el agua residual son de gran importancia, ya que tienen repercusión en el medioambiente, los ecosistemas acuáticos, los seres vivos y, por tanto, en la salud y bienestar de los humanos. No obstante, las tecnologías convencionales (cloración, lámparas UV, ozonización, etc.) suelen ser intensivas desde el punto de vista energético y en el uso de productos químicos, con altos costes operativos y de mantenimiento (principalmente costes eléctricos) que tienden a incrementarse debido al constante aumento en el precio de la energía. Por otro lado, las tecnologías emergentes (como AOP, LED UV), aunque son más eficientes, requieren una inversión inicial considerablemente elevada, lo que puede resultar difícil de afrontar incluso en países industrializados, además de que presentan mayor complejidad. Asimismo, el posible uso de productos químicos y/o la generación de subproductos no deseados en algunas tecnologías pueden ser costosos y potencialmente dañinos si no se manejan adecuadamente. En consecuencia, es urgente desarrollar métodos de tratamiento eficientes, económicos y sostenibles. La integración de energías renovables, como la solar, en las depuradoras de aguas residuales, surge como una idea prometedora. Esto no solo podría disminuir considerablemente su consumo energético, sino también aprovechar la desinfección solar como método de tratamiento de aguas residuales.

Ante la problemática planteada, esta tesis se centró en el desarrollo y estudio de la tecnología híbrida fotoquímica-fotovoltaica SolWat para la desinfección de aguas residuales urbanas por primera vez. Se realizó el análisis de su potencial para conseguir además la generación simultánea de energía eléctrica, utilizando exclusivamente la energía solar tanto para el proceso de desinfección solar (método SODIS) como para la producción de electricidad a partir de energía solar fotovoltaica. El objetivo a largo plazo iniciado en este trabajo es integrar la tecnología SolWat como tratamiento terciario de estaciones depuradoras de aguas residuales, mejorando la calidad final de vertido del efluente a otras masas de agua o permitiendo su reutilización segura para otros usos del agua (urbano, agrícola, industrial, recreativo o ambiental). Asimismo, esta

tecnología busca generar electricidad extra a partir de fuentes de energía renovable, promoviendo una gestión eficiente y sostenible, y reduciendo los costes energéticos de las estaciones depuradoras.

Durante el desarrollo de las investigaciones realizadas, se evaluó la desinfección solar del agua alcanzada por la tecnología SolWat, estudiando la influencia de la luz UV e infrarroja lejana de la radiación solar en la inactivación de tres bacterias patógenas (*Escherichia coli*, *Enterococcus faecalis* y *Clostridium perfringens*) presentes en las muestras del efluente secundario de agua residual obtenidas de la depuradora de Linares (Jaén, España). También se estudió la producción de energía fotovoltaica durante el tratamiento SODIS y el efecto en la generación eléctrica de la capa de agua residual en la superficie de los módulos fotovoltaicos. Los experimentos se realizaron al aire libre en condiciones soleadas, con cielo despejado a lo largo del año (incluyendo todas las estaciones del año y sus variaciones en cuanto a temperatura ambiente y horas de sol, así como ángulos de incidencia de la radiación solar, correspondientes a un clima templado), bajo un tratamiento de exposición solar de 4 h. Se realizaron análisis microbiológicos, fisicoquímicos y de producción fotovoltaica del sistema, y se evaluaron los efluentes tratados para determinar su posible reutilización según la normativa española (RD 1620/2007) y europea (R (EU) 2020/741) para la reutilización del agua.

En primer lugar, se comenzó trabajando con un sistema híbrido cerrado que combinaba un módulo fotovoltaico con un reactor de agua encima cubierto con un vidrio de borosilicato, con un espesor de lámina de agua de 18 mm y una capacidad de 1 L. Este sistema se probó inicialmente en modo estático (*Static SolWat*, sin circulación de agua), demostrándose por primera vez la capacidad de esta tecnología para el tratamiento de aguas residuales y la producción simultánea de energía fotovoltaica; y seguidamente, en modo dinámico (*Dynamic SolWat*, con flujo de agua), donde se evidenció la viabilidad de esta tecnología en modo dinámico y sus ventajas en comparación con el modo estático. Posteriormente, se trabajó en una nueva optimización de la tecnología para mejorar la desinfección solar del agua e incrementar la producción eléctrica del sistema, manteniendo el efecto refrigerante de la lámina de agua pero reduciendo el espesor de la misma. Para ello, se diseñaron y desarrollaron dos nuevos prototipos, Small Open SolWat y Large Open SolWat, en los cuales el reactor de agua ya pasaba a ser abierto, por lo que la configuración de los sistemas híbridos pasaba a ser un módulo fotovoltaico con una fina lámina de agua encima (de 1 mm de grosor) que caía en caída libre e iba circulando sobre su superficie gracias a un sistema de bombeo. Esta lámina de agua bajo la exposición solar experimentaba un proceso de desinfección solar a la vez que favorecía la refrigeración de las temperaturas del módulo FV. Large Open SolWat, además de ser el prototipo de mayor tamaño, constaba de un tanque de agua externo completamente expuesto a la radiación solar (beneficiándose de su efecto germicida) que servía como un segundo reactor de agua y que le permitía tratar mayor volumen de agua residual (4,2-6,2 L).

El progreso de la tecnología SolWat para el tratamiento de aguas residuales obtuvo resultados muy satisfactorios. Todos los prototipos utilizados fueron capaces de obtener agua regenerada de mejor calidad, a pesar de que no se obtuvo la inactivación bacteriana total en ningún estudio, y generar energía eléctrica de manera simultánea, tras los tratamientos de exposición solar. No obstante, los hallazgos más relevantes se obtuvieron finalmente en Large Open SolWat, con claras ventajas en términos de rendimiento, eficiencia y desde el punto de vista de su fabricación (sencilla y con una adaptación simple de los módulos fotovoltaicos convencionales). Los hallazgos analizados permitieron demostrar su eficacia en: 1) Reducir la concentración microbiológica del agua para su obtención como agua regenerada, con la posibilidad de utilizarse para diversos usos según la normativa española (uso urbano, agrícola, industrial, ambiental y recreativo) y la europea (usos agrícolas de calidad tipo B, C y D) de reutilización del agua; y 2) la refrigeración del módulo fotovoltaico, que consiguió reducir su temperatura de operación entre 16,2 a 30,6 °C, permitiendo una producción eléctrica superior a la de un módulo convencional de referencia (sin reactor de

agua encima), con una eficiencia que mejoró entre un 15 y un 21 % (sin considerar el consumo de energía de bombeo). Este prototipo final se evidenció y destacó como la tecnología SolWat más eficiente hasta el momento, tanto en la desinfección solar como en la generación de energía.

En conclusión, este trabajo de tesis ha llevado a cabo una primera prueba de concepto a nivel de prototipo de laboratorio, confirmando la viabilidad de la tecnología SolWat en modo dinámico para su posible uso como tecnología de tratamiento terciario de una EDAR, eficiente y sostenible, demostrando su potencial para la reutilización de agua y la generación simultánea de energía fotovoltaica.

Por último, esta tesis también incluyó el análisis de la ley de reciprocidad para la desinfección solar bacteriana en condiciones reales de exposición solar, con el objetivo de comprender mejor este fenómeno de inactivación bactericida en condiciones operativas reales de exposición a la luz solar. El estudio se realizó únicamente bajo el efecto óptico y despreciando la influencia significativa del efecto térmico de la temperatura durante el tratamiento de desinfección experimental, controlando la temperatura del agua por debajo de 20 °C. Los resultados validaron la ley de reciprocidad para *E. coli* en todas las pruebas experimentales, para dosis UV estimadas mayores de 20 Wh/m², sin presentar desviaciones. En cambio, se observaron desviaciones de esta ley para *E. faecalis*, siendo válida sólo a intensidades inferiores a 700 W/m². *C. perfringens* no logró resultados significativos que permitieran validar la reciprocidad. Finalmente, sin una conclusión final válida e igual para todas las bacterias estudiadas (diferencias en las respuestas fisiológicas de las especies) y sin tener la absoluta certeza de que la ley de reciprocidad se cumpla siempre, esta no podría utilizarse para calcular o estimar la desinfección del agua residual a partir de los valores de radiación solar global recibida y el tiempo de tratamiento de forma precisa. Se necesitarían más estudios para determinar su validez y su posible aplicación para la estimación precisa de la desinfección solar del agua.

Abstract

Water availability, quality and management represent crucial challenges for humanity in the 21st century, which are aggravated by climate change and human activity, having a direct impact on the hydrological cycle. Globally, water resources are increasingly limited due to pollution of freshwater sources (pathogens, pesticides and fertilisers, organic waste, etc.) and growing water scarcity, which currently affects 40% of the global population. These problems show a marked disparity between developing and developed countries. In low income countries, the main challenges are access to safe water, sanitation and hygiene, which do not reach the entire population, together with improved sanitation due to the consumption of faecally contaminated water. In these countries, wastewater treatment is often limited or non-existent, and often proves to be insufficient and inadequate, particularly in rural areas and more marginalised communities. In contrast, high income countries have practically achieved universal access to safe drinking water and sanitation; therefore, the main concern regarding water issues is the lack of appropriate advanced treatments at wastewater treatment plants, such as tertiary treatments, as primary and secondary treatments fail to completely remove significant and high concentrations of pathogens and other unwanted pollutants from treated effluents. Such an issue compromises water quality after discharge to other water bodies and limits the reuse of this source for other purposes, such as agricultural use. These challenges may be aggravated in the future as a consequence of the rapid increase in water demand due to population and economic growth, as well as the frequency and intensity of natural phenomena (drought, floods, etc.). In this context, wastewater reuse emerges as a resource of great importance to combat water scarcity and meet the challenges of water management.

The large amount of pollutants in wastewater requires the use of appropriate technologies for its purification in order to improve its quality. Tertiary treatment technologies for the inactivation of pathogens in wastewater are of great importance, as they have an impact on the environment, aquatic ecosystems, living organisms and thus on human health and well-being. However, conventional technologies (chlorination, UV lamps, ozonisation, etc.) tend to be energy and chemical intensive, with high operational and maintenance costs (mainly electricity costs) that tend to increase due to constantly rising energy prices. On the other hand, emerging technologies (e.g. AOP, LED UV), although more efficient, require a considerably high initial investment, which may be difficult to afford even in industrialised countries, as well as being more complex. Also, the potential use of chemicals and/or the generation of unwanted byproducts in some technologies can be costly and potentially harmful if not handled properly. Consequently, there is an urgent need to develop efficient, economic and sustainable treatment methods. The integration of renewable energies, such as solar energy, into wastewater treatment plants is a promising idea. This could not only considerably reduce their energy consumption, but also take advantage of solar disinfection as a method of wastewater treatment.

In view of the problems posed, this thesis focused on the development and study of the SolWat photochemical-photovoltaic hybrid technology for the disinfection of urban wastewater for the first time. An analysis of its potential for simultaneous electricity generation was carried out, using exclusively solar energy both for the solar disinfection process (SODIS method) and for the production of electricity from solar photovoltaic energy. The long term objective initiated in this work is to integrate SolWat technology as a tertiary treatment of wastewater treatment plants, improving the final quality of effluent discharge to other water bodies or allowing its safe reuse for other water uses (urban, agricultural, industrial, recreational or environmental). This technology also seeks to generate extra electricity from renewable energy sources, promoting efficient and sustainable management and reducing the energy costs of wastewater treatment plants.

During the development of the research carried out, the solar water disinfection achieved by the SolWat technology was evaluated, studying the influence of UV and far infrared solar radiation on the inactivation of three pathogenic bacteria (*Escherichia coli*, *Enterococcus faecalis* and *Clostridium perfringens*) present in the secondary effluent samples of wastewater obtained from the wastewater treatment plant of Linares (Jaén, Spain). The production of photovoltaic energy during SODIS treatment and the effect on the electrical generation of the wastewater layer on the surface of the photovoltaic modules were also studied. The experiments were carried out outdoors under sunny conditions, with clear skies throughout the year (including all seasons and their variations in terms of ambient temperature and sunshine hours, as well as angles of incidence of solar radiation, corresponding to a temperate climate), under a 4 h solar exposure treatment. Microbiological, physicochemical and photovoltaic production analyses of the system were carried out, and the treated effluents were evaluated to determine their possible reuse according to Spanish (RD 1620/2007) and European (R (EU) 2020/741) regulations for water reuse.

Firstly, work began with a closed hybrid system combining a photovoltaic module with a water reactor on top covered with borosilicate glass, with a water sheet thickness of 18 mm and a capacity of 1 L. This system was initially tested in static mode (Static SolWat, without water circulation), demonstrating for the first time the capacity of this technology for wastewater treatment and the simultaneous production of photovoltaic energy; and then in dynamic mode (Dynamic SolWat, with water flow), where the viability of this technology in dynamic mode and its advantages compared to static mode were demonstrated. Subsequently, work was carried out on a new optimisation of the technology to improve the solar disinfection of the water and increase the electrical production of the system, maintaining the cooling effect of the sheet of water but reducing its thickness. For this purpose, two new prototypes were designed and developed, Small Open SolWat and Large Open SolWat, in which the water reactor became open, so that the configuration of the hybrid systems became a photovoltaic module with a thin sheet of water on top (1 mm thick) that fell in free fall and circulated over its surface thanks to a pumping system. This sheet of water under solar exposure underwent a process of solar disinfection and at the same time helped to cool the temperatures of the PV module. Large Open SolWat, in addition to being the largest prototype, consisted of an external water tank completely exposed to solar radiation (benefiting from its germicidal effect) that served as a second water reactor and allowed it to treat a larger volume of wastewater (4.2-6.2 L).

The progress of the SolWat technology for wastewater treatment achieved very satisfactory results. All the prototypes used were able to obtain better quality reclaimed water, although total bacterial inactivation was not obtained in any of the studies, and to generate electricity simultaneously after solar exposure treatments. However, the most relevant findings were finally obtained in Large Open SolWat, with clear advantages in terms of performance, efficiency and from the point of view of its manufacturing (simple and with a simple adaptation of conventional photovoltaic modules). The analysed findings allowed to demonstrate their effectiveness in: 1) reducing the microbiological concentration of the water to obtain it as reclaimed water, with the possibility of being used for various uses according to Spanish (urban, agricultural, industrial, environmental and recreational use) and European (type B, C and D quality agricultural uses) water reuse regulations; and 2) the cooling of the photovoltaic module, which managed to reduce its operating temperature between 16.2 and 30.6 °C, allowing a higher electricity production than that of a conventional reference module (without water reactor on top), with an efficiency that improved between 15 and 21 % (without considering the consumption of pumping energy). This final prototype proved to be the most efficient SolWat technology so far, both in solar disinfection and energy generation.

In conclusion, this thesis work has carried out a first proof of concept at laboratory prototype level, confirming the feasibility of the SolWat technology in dynamic mode for its possible use

as an efficient and sustainable tertiary treatment technology for a WWTP, demonstrating its potential for water reuse and simultaneous photovoltaic power generation.

Finally, this thesis also included the analysis of the reciprocity law for bacterial solar disinfection under real conditions of solar exposure, with the aim of better understanding this bactericidal inactivation phenomenon under real operating conditions of exposure to sunlight. The study was performed under the optical effect only and disregarding the significant influence of the thermal effect of temperature during the experimental disinfection treatment, controlling the water temperature below 20 °C. The results validated the reciprocity law for *E. coli* in all experimental tests, for estimated UV doses higher than 20 Wh/m², with no deviations. In contrast, deviations from this law were observed for *E. faecalis*, being valid only at intensities below 700 W/m². *C. perfringens* did not achieve significant results to validate reciprocity. Finally, without a valid and equal final conclusion for all bacteria studied (differences in the physiological responses of the species) and without absolute certainty that the reciprocity law is always fulfilled, it could not be used to calculate or estimate the disinfection of wastewater from the values of global solar radiation received and treatment time accurately. Further studies would be needed to determine its validity and possible application for accurate estimation of solar water disinfection.

Capítulo 1.

Introducción

1. Introducción

1.1. Problemática actual del acceso a agua potable y gestión de aguas residuales

El agua es un bien esencial para la vida de todos los organismos, incluidos los seres humanos, por lo tanto, asegurar un suministro de agua seguro es crucial para garantizar el bienestar de las personas. La disponibilidad, calidad y gestión del agua se encuentran entre los principales desafíos que afronta la humanidad en el siglo XXI, siendo una condición imprescindible para el desarrollo sostenible de las generaciones actuales y futuras. A lo largo de la historia, se han enfrentado desafíos relacionados con el agua, derivados principalmente de la gestión asociada a los conflictos generados por el control de este recurso, los desastres naturales o a su escasez, lo que ha tenido un profundo impacto en las sociedades y el entorno ambiental. Sin embargo, en las últimas décadas, su gravedad y alcance a nivel global se han intensificado, principalmente debido al cambio climático y a la actividad humana, que tienen un impacto directo en el ciclo hidrológico del agua, tal y como lo evidencia el aumento de la desertificación y la contaminación del agua. En consecuencia, los recursos hídricos mundiales están cada vez más limitados y los problemas asociados a la disponibilidad y calidad del agua son un desafío importante que afecta tanto a los países desarrollados como en desarrollo.

Estas limitaciones hídricas tienen su origen en el hecho de que la cantidad de agua disponible para el consumo humano en este planeta es finita y constante (**Figura 1.1**).



Figura 1.1. Representación esquemática de la disponibilidad de agua dulce en la Tierra [3].

Alrededor del 97,5% del agua en la Tierra es agua salada, principalmente presente en mares y océanos. El 2,5% restante es agua dulce, la cual se distribuye de la siguiente manera; aproximadamente el 69,7% se encuentra en forma de hielo polar (hielo, glaciares y nieve); alrededor del 30% es agua subterránea; y sólo el 0,3% corresponde al agua superficial (como ríos, lagos y humedales). [1]. Además, el suministro de agua varía según la ubicación, siendo su distribución irregular debido a los ciclos hidrológicos, los cambios climáticos y la formación de acuíferos. Los cuerpos de agua superficiales, como

ríos y lagos, suelen ser estacionales y, en ciertos casos, permanentes y durar todo el año. Otros suministros de agua estacionales, como presas o embalses artificiales, han sido construidos para almacenar y distribuir el agua para diversas aplicaciones, como el abastecimiento de agua, el riego agrícola o el uso industrial. [2].

Por otro lado, además de los problemas crecientes de la disponibilidad de agua, el uso de este recurso a nivel mundial se ha incrementado en un 1% cada año durante los últimos 40 años y se prevé que siga a este ritmo hasta el 2050, alcanzando un aumento en la demanda de agua del 55% [4]. Este crecimiento en la demanda de agua dulce se atribuye al rápido crecimiento demográfico; al desarrollo urbano, que abarca los usos municipales y domésticos, así como a la mejora de la cobertura de los servicios de agua y saneamiento de los países en desarrollo y de las economías emergentes; al cambio en los patrones de consumo; al progreso económico; a la innovación tecnológica y a la creciente presión ejercida por la agricultura, la industria y el sector energético [5], [6]. Por otra parte, otro de los factores que influye en la escasez de agua y afecta al suministro del recurso es la falta de inversión en infraestructuras hídricas. Esto se debe a diversas razones, como la falta de prioridad presupuestaria, limitaciones financieras o institucionales, la complejidad técnica de los proyectos o la falta de conciencia sobre la importancia de esta inversión esencial para el desarrollo y la sostenibilidad.

Las políticas y leyes relacionadas con los recursos hídricos también desempeñan un papel crucial. En muchas regiones, las leyes sobre el uso del agua pueden ser obsoletas o no estar adecuadamente implementadas, lo que conduce a una distribución ineficiente e injusta del recurso, además de no contribuir a la reducción de los problemas de contaminación del agua. Por ejemplo, en el caso de España, el informe del Tribunal de Cuentas Europeo en 2020 [7] señaló que las políticas de agua no estaban suficientemente alineadas con la normativa de la Unión Europea, identificando deficiencias en la implementación y el cumplimiento de las mismas, lo que ha generado problemas en la gestión y protección de los recursos hídricos. Del mismo modo, la falta de regulación o la aplicación deficiente de las leyes ambientales pueden permitir la contaminación de fuentes de agua dulce superficiales y subterráneas, así como un uso de agua insostenible. Se ha estimado que alrededor del 20% de los acuíferos globales están sobreexplotados, atribuyendo este problema a prácticas agrícolas insostenibles y a la escasa regulación en el riego, lo que también se proyecta negativamente en el flujo ambiental de las aguas superficiales [8]. Por otro lado, el cambio climático está exacerbando aún más los problemas de escasez de agua, produciendo alteraciones en los patrones de precipitación y el aumento de las temperaturas que afectan a la disponibilidad de agua en muchas regiones. Esto agrava aún más el estrés hídrico y a la calidad y cantidad de agua potable disponible [9].

A continuación, se van a revisar en detalle los distintos aspectos relacionados con la problemática del acceso al agua potable y de la gestión de las aguas residuales que justifican el desarrollo de este trabajo, incluyendo las principales dificultades para asegurar una correcta calidad del agua, el acceso universal a agua potable, el problema del estrés hídrico y la gestión y posible reutilización de aguas residuales.

1.1.1. La problemática de la calidad del agua

La contaminación de los recursos de agua dulce a nivel mundial está en aumento, en gran parte debido a la actividad humana, con la creciente presencia de residuos orgánicos, patógenos, fertilizantes y pesticidas, así como con metales pesados y contaminantes emergentes. Las prácticas industriales, agrícolas y urbanas generan diversos

contaminantes que impactan negativamente en los recursos hídricos, por ejemplo, a través del vertido de aguas residuales no tratadas o la escorrentía de productos químicos agrícolas (**Figura 1.2**). [10]. Además, la complejidad del problema aumenta a medida que la población humana y la industrialización crecen y surgen nuevos contaminantes fisicoquímicos y biológicos en los cuerpos de agua.

La calidad del agua se ve comprometida principalmente cuando no se aplican tratamientos adecuados, lo que conduce a problemas como la contaminación y degradación del hábitat, el impacto en la vida acuática o problemas en la salud humana. La implementación de tratamientos adecuados es crucial para abordar esta problemática, garantizando el uso seguro y sostenible del agua para diversos fines.

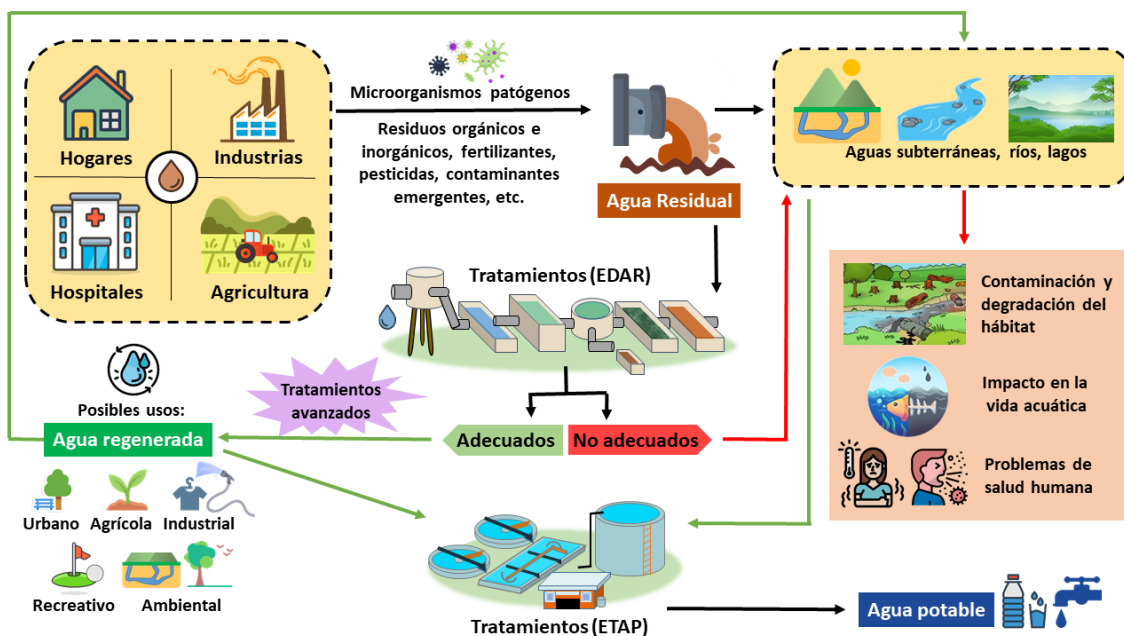


Figura 1.2. Gestión y tratamiento de las aguas residuales provenientes de los hogares, industrias, hospitales y agricultura. Fuente: Elaboración propia.

El cólera, la fiebre tifoidea, la disentería y la hepatitis A son algunas de las enfermedades transmitidas por el agua que pueden provocar síntomas graves como diarrea intensa, deshidratación y en casos extremos, incluso la muerte. Los alimentos que entran en contacto con el agua contaminada pueden transmitir patógenos (como virus, bacterias o parásitos) y causar enfermedades gastrointestinales y otras infecciones. Alrededor de 829.000 personas mueren cada año por diarrea a causa de la insalubridad del agua, una mala higiene de manos o por un saneamiento insuficiente. De todas estas muertes por diarrea, casi 300.000 son niños menores de cinco años. Todo esto sin incluir los millones de episodios de diarrea y otras enfermedades no mortales. [11]. *Escherichia coli*, *Enterococcus faecalis*, *Clostridium perfringens* y *Salmonella* también son algunas bacterias comunes que guardan relación con la contaminación microbiológica fecal del agua. Aunque estas bacterias se encuentran en la microbiota o flora intestinal normal de las personas y los animales, pueden provocar infecciones si se ingieren a través de alimentos o agua contaminados, o si hay contacto con superficies o agua contaminadas. Los niños y las poblaciones vulnerables son particularmente afectados, lo que puede derivar en serias implicaciones a largo plazo para su desarrollo y bienestar, como la desnutrición [12], daños intestinales, el retraso en el crecimiento y/o en la capacidad

cognitiva [13]. Además, esto supone un fuerte impacto económico y social debido a los costes médicos y la pérdida de productividad.

El consumo de agua contaminada fecalmente y la ingesta de alimentos contaminados por esta agua (contaminación patógena) son fuentes importantes de enfermedades en diversas partes del mundo, especialmente en países en desarrollo, donde el principal riesgo para la salud se asocia con la transmisión de virus, bacterias y protozoos conocidos. En estos países, cerca de 2.000 millones de personas dependen de fuentes de agua para consumo humano contaminadas con heces [14]. Esto implica una grave amenaza hacia la salud humana, afectada por el agua potable insalubre, e impide el acceso adecuado a servicios de saneamiento e higiene. La calidad del agua ambiental suele ser deficiente debido al vertido directo de aguas residuales sin tratamiento previo a otras fuentes de agua, de las cuales más del 80% provienen de la actividad humana. Cabe destacar, que en las pocas ocasiones en las que las aguas residuales son tratadas, con frecuencia este tratamiento resulta insuficiente o inadecuado. En cualquier caso, las condiciones son propicias para la propagación de enfermedades transmitidas por el agua. Otro de los principales problemas de estos países recae en la sobreexplotación de los recursos de agua dulce, ya que cerca del 70% de los recursos totales son retirados de ríos, lagos o acuíferos para el riego agrícola. [15]. Estos países de bajos ingresos, con limitaciones de recursos para la mitigación y adaptación, son especialmente susceptibles a desastres naturales (terremotos, tsunamis, inundaciones, etc.) que pueden impactar en el suministro de energía y dificultar el abastecimiento de agua potable, saneamiento, higiene, procesos industriales y otros servicios. Las inundaciones y lluvias intensas pueden contaminar fuentes de agua potable al entrar en contacto con desechos fecales, y aumentar la propagación de enfermedades, mientras las sequías pueden agravar los problemas de salud. [16]. Otros factores a tener en cuenta son las condiciones ambientales y climáticas, que influyen en la distribución de patógenos y la incidencia de enfermedades transmitidas por el agua. El aumento de las temperaturas y la falta de tratamiento adecuado pueden propiciar el crecimiento de bacterias como *E. coli* y *Salmonella* en cuerpos de agua y sistemas de suministro.

Por otra parte, los países desarrollados generan gran cantidad de aguas residuales provenientes de los municipios e industrias que contienen gran cantidad de microorganismos patógenos y químicos en concentraciones variables [17]. Las plantas municipales de tratamiento son comunes y están conectadas a la red de alcantarillado que recoge las aguas residuales de las viviendas, industrias y comercios. Esto permite que las aguas residuales sean transportadas y tratadas en las estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR) antes de ser liberadas de nuevo al medioambiente. Como se detallará más adelante, las EDAR tienen como objetivo eliminar los contaminantes presentes en el agua residual. Sin embargo, debido a los altos costes asociados a los tratamientos y la carencia de financiamiento para las instalaciones de tratamiento, generalmente se suelen alcanzar las concentraciones establecidas por ley, pero no eliminan por ejemplo las concentraciones de microorganismos adecuadas para obtener agua segura para verter en otras masas de agua o reutilizarla para otros fines. Esto se debe a que obtener agua de calidad superior requiere la utilización de tratamientos más avanzados. Por otro lado, las empresas a menudo no gestionan adecuadamente los contaminantes emergentes y liberan sus aguas residuales directamente al medioambiente sin someterlas a un tratamiento efectivo para eliminar o reducir su presencia. A pesar de que las depuradoras utilizan procesos de tratamiento convencionales, estos no siempre son capaces de eliminar de manera efectiva estos contaminantes químicos no regulados presentes en las aguas residuales. Como resultado, estos contaminantes pueden persistir en el agua tratada y

llegar a fuentes de agua naturales, lo que representa un riesgo para la calidad del agua y la salud pública.

1.1.2. El problema del acceso universal a agua potable: relación con los ODS y Agenda 2030

El 28 de julio de 2010, la Asamblea General de las Naciones Unidas (Resolución 64/292) reconoció el “acceso al agua potable limpia y segura y al saneamiento como un derecho humano esencial para el pleno disfrute de la vida y de todos los derechos humanos” [18]. La Organización Mundial de la Salud (OMS), conocida como The World Health Organization (WHO), definió el “agua potable segura” como aquella que “no representa ningún riesgo significativo para la salud durante toda la vida de consumo, incluidas las diferentes sensibilidades que puede ocurrir entre las etapas de la vida” [19]. La OMS/UNICEF también definen el término “agua gestionada de forma segura” como “agua para consumo proveniente de una fuente de agua mejorada ubicada en la vivienda o lote, disponible en el momento en que se necesita y libre de contaminación fecal y por químicos prioritarios”. De acuerdo con estas resoluciones, todas las personas tienen el derecho de contar con acceso continuo a agua suficiente, salubre, físicamente accesible, asequible y de calidad aceptable, para uso personal y doméstico.

Por consiguiente, la importancia del agua, el saneamiento y la higiene (WASH, conocido por sus siglas en inglés, de ‘Water, Sanitation and Hygiene’) para la salud y el desarrollo han quedado reflejadas más recientemente en la Agenda 2030 [20] que es una iniciativa de la Organización de las Naciones Unidas (ONU), conocida también como United Nations (UN). Está compuesta por 17 Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) [21], conocidos como Sustainable Development Goals (SDG), los cuales abordan una amplia gama de desafíos sociales, económicos y ambientales que enfrenta la humanidad. Estos sitúan los problemas relacionados con la calidad del agua en el Objetivo 6, cuyo propósito es “garantizar la disponibilidad y la gestión sostenible del agua y el saneamiento para todos”. La calidad del agua también guarda relación con otros ODS, siendo esencial para abordar la pobreza en comunidades vulnerables (ODS 1: Fin de la pobreza) y para mejorar las condiciones de vida y promover el desarrollo económico. Además, está estrechamente relacionada con la salud humana (ODS 3: Salud y bienestar), ya que el suministro de agua potable de calidad y el saneamiento adecuado previenen enfermedades y reducen la mortalidad. Garantizar la calidad del agua también es crucial para promover prácticas sostenibles de producción y consumo (ODS 12: Producción y consumo responsables), así como para preservar los ecosistemas acuáticos y terrestres (ODS 15: Vida de ecosistemas terrestres), que son vitales para la biodiversidad y la productividad agrícola. El claro interés de los ODS (**Figura 1.3**) evidencia la creciente y urgente preocupación de mejorar la calidad del agua en todo el mundo.



Figura 1.3. ODS relacionados con la calidad del agua.

Este derecho humano de acceso universal al agua potable, saneamiento e higiene (WASH) y objetivo de la Agenda del Desarrollo, supone actualmente un problema grave, ya que miles de millones de personas siguen luchando a diario con grandes dificultades para poder acceder a estos servicios [22]. Entre 2015 y 2022 se observó un aumento en el

acceso a servicios de agua potable gestionados de forma segura, pasando del 69% al 73% para la población mundial, así como mejoras en el acceso a los servicios de saneamiento del 49% al 57% y en los servicios básicos de higiene del 67% al 75%. Estas mejoras y progresos se centraron fundamentalmente en las áreas rurales, mientras que en las zonas urbanas se observó estancamiento o incluso disminución [23]. Desafortunadamente, en 2022, más de 2.200 millones de personas en todo el mundo continuaban sin agua potable segura, 3.500 millones carecían de instalaciones básicas de saneamiento, como baños o letrinas, y 2.000 millones no disponían de instalaciones básicas de higiene. Al ritmo actual, el avance hacia los ODS relacionados con el agua y el saneamiento está atrasado, y lograr la cobertura universal para 2030 requeriría aumentar cuatro veces las tasas actuales de progreso en los servicios de agua, saneamiento e higiene [6]. Por otra parte, la ONU ha estimado que la población mundial aumentará de alrededor de 8.000 millones en la actualidad (2024) a 9.700 millones en 2050 [24]. Este aumento probablemente incrementará la presión sobre los suministros naturales de agua, indispensables también para proveer energía y alimentos.

En este contexto global, los problemas relacionados con WASH varían considerablemente entre países desarrollados y países en desarrollo. Los países de altos ingresos casi han logrado el acceso universal al agua potable y saneamiento, por lo que sus objetivos se centran en el mantenimiento y la mejora de las infraestructuras existentes para el abastecimiento de agua, así como mejorar los tratamientos utilizados para el agua potable y las aguas residuales procedentes de vertidos urbanos e industriales. En cambio, en los países de bajos ingresos la cobertura de los servicios básicos de agua y saneamiento no alcanza a toda la población, de manera que sus principales desafíos siguen siendo asegurar el acceso mundial de agua potable y mejorar las condiciones de salubridad. Esto implica superar obstáculos como la falta de infraestructura, recursos limitados y barreras socioeconómicas (como el alto coste del acceso al agua en relación a los ingresos de las poblaciones más vulnerables y desfavorecidas). No obstante, existen desigualdades entre las distintas regiones, por lo que las áreas urbanas disfrutan de un mejor acceso a estos servicios en contraste con los desafíos que enfrentan las áreas rurales, como la falta de sistemas de agua o saneamiento debido a factores como la distancia geográfica y la escasez de recursos financieros. Además, estas zonas menos privilegiadas se enfrentan a desafíos adicionales, como el riesgo de enfermedades, la contaminación del agua y problemas de salud. [16], [22].

1.1.3. El problema del estrés hídrico

El crecimiento demográfico y económico ha ocasionado un rápido incremento en la demanda de los recursos hídricos. Durante el último siglo, la demanda de las extracciones de agua a nivel global (por los sectores principales: agrícola, industrial y municipal) ha aumentado casi el doble de rápido que la población mundial; aunque en las últimas décadas, esta demanda ha ido disminuyendo su ritmo de crecimiento, a pesar del aumento de la población [25], [26]. El sector agrícola (incluyendo riego, ganado y acuicultura) es responsable de aproximadamente el 70% del uso global de agua, siendo el riego la principal aplicación en la mayoría de los casos. La industria representa aproximadamente el 20% de las extracciones globales, principalmente para la producción energética (alrededor del 75 %) y para la producción de bienes y productos (alrededor del 25%). El 10% restante corresponde al sector municipal. Se prevé que el consumo de agua en los sectores industrial y doméstico se incrementará más rápido que el del sector agrícola, aunque la agricultura seguirá siendo el principal consumidor de agua a nivel global. [27].

Una de las medidas para reducir el estrés hídrico es aumentar la denominada “eficiencia del uso del agua”, que consiste en utilizar el agua de manera más sostenible y minimizar el desperdicio en actividades como la agricultura, la industria y el consumo doméstico. De esta forma, se busca optimizar su utilización, conservarla y garantizar su disponibilidad para las generaciones actuales y futuras. En 2022, se logró alcanzar un aumento del 9% en la eficiencia del uso del agua mundial. Aun así, la preocupación por el estrés hídrico y la escasez de agua persisten en numerosas regiones del planeta, afectando a más de 2.400 millones de personas [23]. Junto con el cambio climático y la contaminación del agua dulce, esta situación agravará la carencia de agua (**Figura 1.4**) en las regiones actualmente afectadas, como el Norte y Sur de África, Oriente Medio y Asia central, y dará lugar a nuevas circunstancias en regiones que actualmente disponen de abundantes recursos hídricos, como África Central, Asia Oriental y América del Sur.

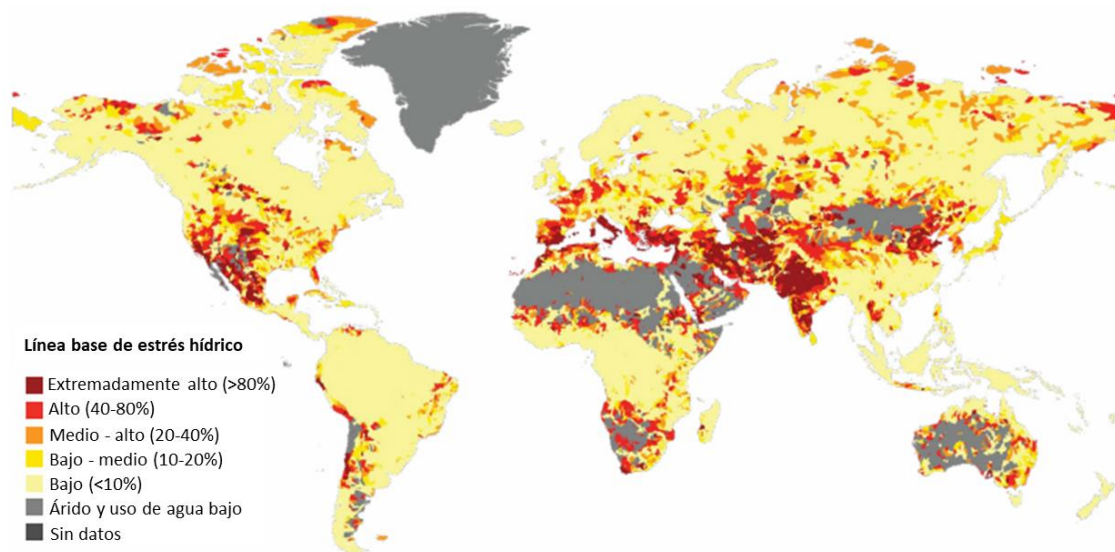


Figura 1.4. Estrés hídrico mundial de referencia anual, 2019. Mide la relación entre el total de extracciones de agua (uso doméstico, industrial, agrícola y ganadero) y los suministros de agua renovable disponibles (como aguas subterráneas y superficiales). [28]. NOTA: Un país con “estrés hídrico alto” significa que está empleando el 40-80% de su suministro disponible, mientras que en el caso de “estrés hídrico extremo” está utilizando el 80% o más de su suministro.

En resumen, en torno al 40% de la población global vive en regiones con escasez de agua, y se estima que para el año 2050, más de la mitad de la población mundial enfrentará este problema [29], [30]. En este contexto, se espera que África subsahariana e India experimenten una situación extrema con una alta demanda de agua, impulsada por el rápido crecimiento poblacional y la economía, situación que también se verá reflejada en Oriente Medio y África del Norte/Septentrional. En contraste, América del Norte y Europa han mejorado la eficiencia en el uso del agua, reduciendo su consumo. Esto significa que el comercio internacional beneficia a las poblaciones con ingresos altos y medios, sin embargo, intensifica la problemática en países con ingresos más bajos y medios, muchos de los cuales ya enfrentan niveles críticos.[31]. Por lo que, el estrés hídrico junto con la competencia por el suministro de recursos de agua dulce podría suponer una fuente de riesgos, conflictos y guerras globales en el futuro. Es de vital importancia mejorar la eficiencia en el uso del agua para contrarrestar la amenaza que la escasez de este recurso plantea tanto a la biodiversidad como al bienestar humano [32].

Por otra parte, una de las medidas fundamentales para paliar esta situación de estrés hídrico y limitación de acceso a agua es la gestión de las aguas residuales y su posible reutilización. Se discute a continuación en mayor detalle.

1.1.4. Gestión de aguas residuales y reutilización

Las aguas residuales son aquellas aguas que resultan de actividades humanas, industriales, agrícolas y comerciales y que han sido contaminadas de alguna manera durante su uso. Estas pueden contener gran variedad de contaminantes, incluidos sólidos suspendidos, materia orgánica, nutrientes (como nitrógeno y fósforo), productos químicos y microorganismos patógenos. Su problema radica en que, si no se gestionan adecuadamente, pueden contaminar cuerpos de agua superficiales y subterráneos, lo cual repercute en la salud humana, la vida acuática y los ecosistemas en general. Por esta razón, se establece un sistema de gestión que se centra en la recolección, tratamiento y disposición final de las aguas residuales, denominado comúnmente como proceso de depuración.

La depuradora, también conocida como Estación Depuradora de Aguas Residuales (EDAR) o Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR), es la instalación encargada de tratar las aguas residuales para eliminar o reducir significativamente los contaminantes presentes en ellas, mejorando su calidad antes de su descarga al medioambiente o su reutilización. El proceso de tratamiento puede constar de diversas etapas, las cuales se adaptan según el diseño y la capacidad de la planta de tratamiento, así como de las regulaciones ambientales locales y los estándares de calidad del agua. Los métodos convencionales de tratamiento de aguas residuales comprenden procesos mecánicos, químicos, biológicos y fisicoquímicos, los cuales se relacionan con las fases de pretratamiento y tratamiento primario, secundario y terciario. El pretratamiento incluye la eliminación de sólidos gruesos y sedimentables, así como la separación de materiales flotantes y sólidos suspendidos de mayor tamaño. El tratamiento primario es la parte del proceso puramente mecánica, donde se retira alrededor del 40-60% de los sólidos presentes en el agua cruda, es decir, los sólidos suspendidos y la materia orgánica, mediante procesos de sedimentación y flotación. Esta etapa también utiliza procesos químicos para mejorar la eficiencia del tratamiento. Por otro lado, el tratamiento secundario consiste en la descomposición de materia orgánica por medio de procesos biológicos, con el objetivo de reducir en torno al 90% la carga orgánica en el agua residual, aunque igualmente puede integrar procesos fisicoquímicos. El tratamiento terciario, conocido también como “tratamiento avanzado”, es una serie de procesos destinados a alcanzar una calidad del efluente superior a la del tratamiento secundario convencional. Este consiste en procesos físicos, químicos y/o biológicos específicos para eliminar la carga orgánica residual y otras sustancias contaminantes no eliminadas durante la etapa anterior, como materia orgánica residual, moléculas inorgánicas, nutrientes, partículas y microorganismos restantes, entre otros.

Después de someterse al proceso de depuración, las aguas residuales tratadas pueden ser devueltas al medioambiente, generalmente a través de cuerpos de agua superficiales, o pueden ser reutilizadas para fines como el riego agrícola, usos industriales, recarga de acuíferos y otros propósitos no potables. La **Figura 1.5** muestra el ciclo que sigue el agua superficial y subterránea, a través de los diferentes usos a los que se destina, que impactan en el medioambiente.

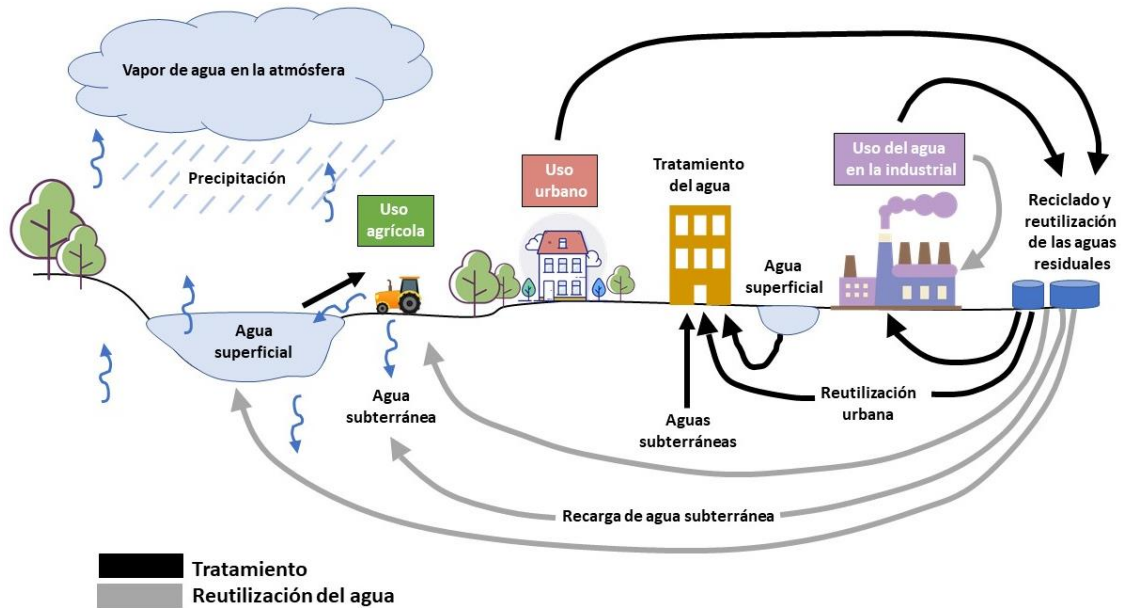


Figura 1.5. Ciclo hidrológico del agua y su relación con el tratamiento, la regeneración y la reutilización de las aguas residuales. Fuente: Elaboración propia.

La reutilización del agua, se ha adoptado como una estrategia para enfrentar la escasez del agua, sobre todo en áreas áridas [33], y abordar los desafíos de la gestión del agua [34]. Integrar técnicas de regeneración, reciclaje y reutilización adecuadas en el ciclo hidrológico contribuyen a preservar la calidad del agua, garantizando la protección de los ecosistemas y manteniendo la disponibilidad del recurso, promoviendo así el desarrollo sostenible. Esta práctica también ayuda a combatir el cambio climático mediante la mitigación y adaptación, reduciendo emisiones de gases de efecto invernadero por la descomposición de los desechos vertidos en el entorno o durante los tratamientos, y de la energía requerida en las fases de tratamiento. Incorporar aguas residuales tratadas en el equilibrio hídrico de cuencas fluviales disminuye la carga financiera en las plantas de tratamiento y aumenta los beneficios medioambientales, transformando el saneamiento en un sistema autosostenible que agrega valor económico. [35]. Un claro ejemplo que demuestra que las sociedades pueden prosperar incluso en situaciones de escasez de agua, empleando técnicas avanzadas de tratamiento y reutilización del agua, es Singapur. Este país, líder mundial en reutilización de aguas residuales, utiliza el agua regenerada para satisfacer hasta el 40% de sus demandas hídricas, principalmente para fines industriales y riego de parques. Además, estas aguas tratadas también son aptas para consumo humano indirecto, como la inyección en acuíferos para la posterior extracción y tratamiento como agua potable. [36]. Por otro lado, en España, se reutiliza entre el 7% y el 13% del agua residual tratada (más de 400 hectómetros cúbicos al año), con diferencias notables entre regiones, para fines no potables, como riego de parques, el lavado de calles o usos industriales; si bien, aunque esta cifra es superior a la de otros países europeos, sigue siendo muy baja [37].

Sin embargo, esta alternativa enfrenta obstáculos en el uso de tecnologías de regeneración de agua (tratamientos terciarios) debido a los altos costes (inversión inicial en equipos y tecnología, costes eléctricos, etc.), la necesidad de regulaciones ambientales y sanitarias comunes en los estados (particularmente para el sector agrícolas que utiliza agua regenerada), los riesgos potenciales para la salud y el medioambiente y los posibles

impedimentos en la comercialización de los productos. Esta información ha sido detallada en la siguiente **Sección 1.2.1**.

El riego agrícola es el uso más establecido para el agua regenerada, especialmente en áreas con bajos ingresos y en entornos áridos o semiáridos, pero sin un tratamiento y una gestión adecuados puede generar riesgos para la salud pública. En países en desarrollo, se corre el riesgo de consumir alimentos crudos o poco cocinados contaminados microbiológicamente por la ausencia del tratamiento de las aguas residuales o un mal tratamiento. En contraste, en países con mayor nivel de ingresos, la regulación de las aguas residuales suele estar regulada y se emplean tratamientos de desinfección efectivos para el riesgo microbiano, por lo que las preocupaciones se centran en contaminantes emergentes. [38].

En 2019, la mayoría de las aguas residuales producidas por la actividad humana, más del 80% a nivel global y en algunos países en desarrollo incluso más del 95%, se liberaron en el medioambiente sin tratamiento, resultando en la contaminación de las masas de agua. [39]. Estudios recientes estiman que de las aguas residuales generadas a nivel mundial aproximadamente el 63 % se recolecta y el 52 % de ellas se tratan. Del total recolectado, cerca del 84% se somete a un proceso de tratamiento. Adicionalmente, alrededor del 11% del volumen total de aguas residuales generadas se destina a la reutilización. Esta estimación también indica que aproximadamente el 22% de aguas residuales tratadas se reutilizan y el 78% restante es descargado al medioambiente. (**Figura 1.6**). [17]. Por otro lado, según datos recopilados de 140 países y territorios, el 58% de las aguas residuales generadas por los hogares se trataron de forma segura en 2022. [40]. Sin embargo, existen grandes disparidades entre las regiones, tanto en la producción como en la gestión de las aguas residuales, indicando un progreso dispar en el mundo. Este escenario señala un avance insuficiente hacia el Objetivo de Desarrollo Sostenible 6.3 de reducir a la mitad las descargas peligrosas y sin tratamiento que se vierten en masas de agua para 2030. La situación es más preocupante en naciones menos desarrolladas que carecen de infraestructuras de saneamiento y tratamiento de aguas residuales. [27]. La mala e inadecuada gestión de las aguas residuales urbanas, industriales y agrícolas conlleva que el agua sea peligrosamente contaminada biológica y químicamente.

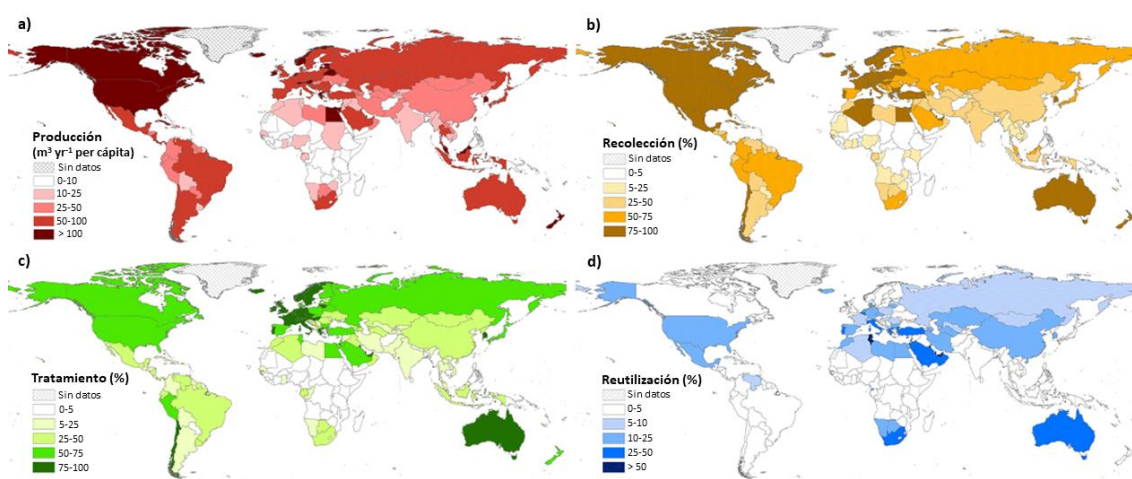


Figura 1.6. Datos de (a) producción ($\text{m}^3 \text{año}^{-1}$ per cápita), (b) recolección, (c) tratamiento y (d) reutilización de aguas residuales tratados a escala de país. [17].

Al igual que los servicios de WASH, mejorar la recolección y el tratamiento de aguas residuales también tiene un impacto positivo en la salud, al mismo tiempo que reduce los efectos adversos de la contaminación ambiental. En la mayoría de los países, la reutilización de las aguas residuales, ya sea sin tratar o regeneradas, ha sido una práctica muy común [41]. Las experiencias de países y regiones como Singapur, Israel y California ofrecen importantes lecciones sobre las prácticas de reutilización del agua y los avances tecnológicos en este campo. Por ejemplo, Israel ha logrado enfrentar la escasez gracias a la desalinización (utilizada en un 85% para los hogares) y reutilización del agua casi del 100% (90% utilizada en la agricultura). Otras de sus claves son utilizar el riego por goteo, solucionar significativamente las pérdidas de agua en canalizaciones y controlar las fugas de agua, y sobretodo fomentar una mentalidad de reciclado. [42]. Por otra parte, California recientemente (2023) aprobó una nueva normativa que permite el uso de agua regenerada como fuente de agua potable directa en el sistema de abastecimiento o mezclándola con otra fuente, gracias a tratamientos avanzados [43].

A pesar de los notables progresos en la administración y el tratamiento de aguas residuales en las últimas décadas, todavía hay una proporción limitada de áreas rurales en las cuales el sistema de tratamiento puede ser insuficiente o inexistente. Esto resulta en la descarga directa de contaminantes al medioambiente sin previo tratamiento. Actualmente existen tecnologías que permiten alcanzar un nivel de calidad adecuado para cualquier uso al que se destine el agua regenerada. Sin embargo, cuanto más exigentes sean los requisitos, más complejo y costoso será el proceso de tratamiento. Asimismo, se debe tener en cuenta la línea de tratamiento y los subproductos obtenidos. Para un tratamiento adecuado en la calidad del agua y su reutilización, se deberían de realizar tratamientos terciarios. Estos al no ser exigidos por ley no suelen realizarse, no solo debido al coste de la inversión inicial, sino también al alto coste de operación y mantenimiento (principalmente costes eléctricos) [44]. La falta de un tratamiento terciario adecuado perjudica las masas de agua donde se vierten las aguas residuales. Como consecuencia, amenaza a las comunidades cercanas o aguas abajo, a las masas de agua, y genera riesgos en la salud de los agricultores y los consumidores de los alimentos regados con esta agua contaminada por aguas residuales tratadas. A esto se le suma las escorrentías agrícolas que plantean un desafío más significativo [6] y se deben tomar medidas para mitigar su impacto en los recursos hídricos. Incluso, los peligros en la salud durante los posibles usos recreativos, por la transmisión de enfermedades en el agua a través de su ingestión o contacto.

Considerar la mejora en la supervisión y gestión de aguas residuales se presenta como una solución sostenible para abordar los desafíos en términos de cantidad y calidad en la crisis actual del agua. En la mayoría de los casos, las aguas residuales tratadas no reciben el reconocimiento adecuado como recursos renovables y gestionables, con la capacidad de ser aprovechadas en sectores como la agricultura, la industria y la generación de energía. Por lo tanto, resulta esencial un cambio fundamental de paradigma en la gestión de esta fuente de agua [45]. Se necesita un cambio importante de perspectiva hacia una economía circular con el fin de establecer servicios de saneamiento sostenibles. El futuro desarrollo urbano debe apostar por soluciones que reduzcan al mínimo el uso de recursos y que se orienten hacia la recuperación de recursos. En lugar de considerar las aguas residuales como un problema para los gobiernos y la sociedad, es esencial reconocerlas como una ocasión económica que puede transformarse en un recurso preciado. Las aguas residuales pueden tratarse hasta lograr diferentes calidades, con las cuales es posible obtener energía, agua limpia o reciclada, fertilizantes (biosólidos) y nutrientes; además de mantener el flujo ambiental (conservación) y satisfacer la demanda de diferentes sectores (industria, agricultura), que pueden contribuir al logro de los ODS.

A continuación, se van a revisar las distintas tecnologías de desinfección disponibles para la etapa de reutilización de las aguas residuales (tratamiento terciario) y sus características, identificando las principales ventajas, así como sus inconvenientes.

1.2. Aspectos energéticos asociados al tratamiento de aguas residuales

El agua y la energía son dos recursos esenciales que están intrínsecamente relacionados y son interdependientes, por lo que no pueden suministrarse ni producirse sin que una fuente involucre a la otra. Esta estrecha interconexión entre el agua y la energía (**Figura 1.7**), conocida como el nexo agua-energía [46], [47], ha ganado especial interés en la sociedad, impulsado por la creciente demanda mundial de agua y electricidad que sigue en aumento para satisfacer las necesidades de una población en constante crecimiento.

La energía es un componente esencial en todas las etapas del ciclo del agua, abarcando desde la captación y tratamiento del agua potable, pasando por su distribución y consumo, hasta la recolección y tratamiento de aguas residuales. La energía se utiliza en las fases de construcción, operación y mantenimiento, es decir, en todas las etapas del ciclo del agua. En lo que respecta al tratamiento de aguas residuales, prácticamente en toda la línea de tratamiento se necesita una gran demanda de energía para llevar a cabo procesos como la aireación, sedimentación, filtración, desinfección, deshidratación de lodos o sistemas terciarios. Además, se requiere energía para el bombeo de las aguas residuales hacia las plantas de tratamiento y para la gestión de lodos y subproductos del tratamiento. En este sentido, los tratamientos terciarios, destinados a mejorar la calidad del vertido final al medioambiente (cumpliendo las directivas UE 2000/60/CE y 91/271/CEE), representan una de las etapas con mayor consumo energético en las plantas de depuración de aguas residuales [44]. Los niveles de energía requeridos para el tratamiento del agua varían según la calidad inicial, así como su tamaño y la carga contaminante de entrada, el tipo de tratamiento, la tecnología empleada y la antigüedad de la infraestructura. Según la Agencia Internacional de Energía (IEA), alrededor del 2-3 % del consumo mundial de energía se utiliza en el sector del agua, cifra que se espera que aumente en torno al 4% para 2040 [48].

El aumento de la escasez de los recursos hídricos en numerosas partes del mundo, junto con el deterioro de la calidad del agua, están ocasionando un incremento en el consumo energético asociado con el transporte, suministro y tratamiento del agua, lo que a su vez eleva los costes económicos. En consecuencia, el papel de la energía en el tratamiento de aguas residuales en las EDAR convencionales es crucial. Dado que estas instalaciones dependen de la energía eléctrica, su conexión a la red eléctrica local se convierte en un aspecto crítico. Actualmente, sin esta conexión, su tratamiento podría no ser posible o se vería gravemente comprometido. Además, es esencial tener en cuenta que la producción de energía que alimenta la red eléctrica también está estrechamente relacionada con los recursos de agua disponibles. Por ejemplo, las centrales hidroeléctricas dependen del flujo de agua para generar electricidad, mientras que todas las fuentes de energía requieren agua en sus procesos de producción (energía nuclear, termosolar, geotérmica, energía proveniente de combustibles fósiles, etc.). Esta interdependencia destaca la relación esencial entre el agua y la energía. Desde la extracción de combustibles hasta el enfriamiento durante la generación de energía, pasando por la refinación de combustibles fósiles (como gas o carbón) y el riego de cultivos para biocombustibles, muchos de estos procesos son intensivos en el uso del agua. Se estima que la demanda de agua aumentará un 55% a nivel mundial entre 2000 y 2050, siendo el sector energético el principal usuario

de agua (+140%) [4], contribuyendo a los riesgos energéticos asociados a las amenazas del suministro de agua. La cantidad de agua necesaria para la producción de energía varía según los distintos procesos y tecnologías. Como muestra de ello, la energía eólica, solar fotovoltaica y geotérmica utilizan cantidades mínimas de agua, a diferencia del cultivo de materias primas para biocombustibles, la concentración de energía solar o la energía nuclear que requieren grandes volúmenes. Por consiguiente, incrementar la utilización de energías renovables es vital para aliviar la presión sobre los recursos hídricos y el medioambiente. Además, representa una solución prometedora ante la creciente demanda de energía vinculada al agua y los problemas de insostenibilidad y contaminación asociados con el uso de combustibles fósiles.

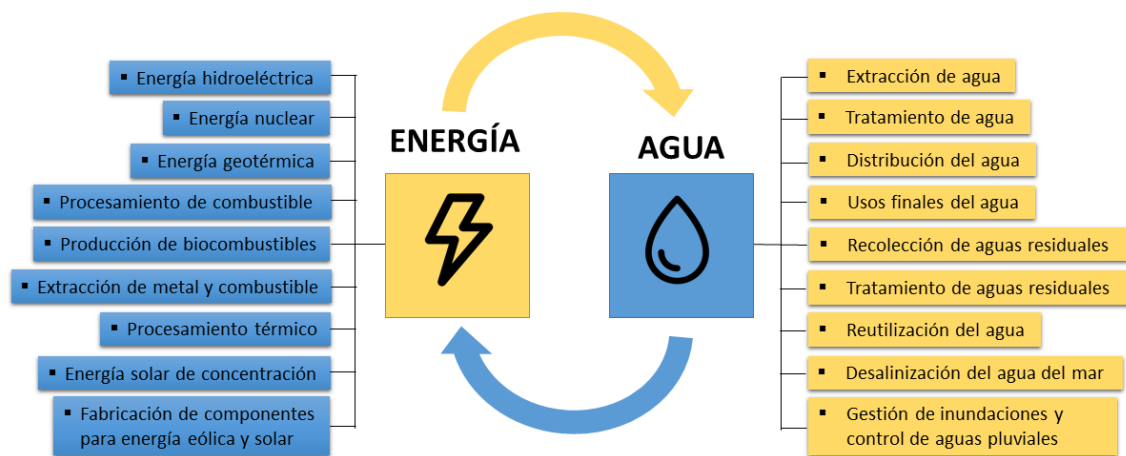


Figura 1.7. Nexos agua-energía: demanda de la energía a lo largo del ciclo del agua y uso del suministro de agua en el proceso de producción de energía. Fuente: Elaboración propia.

Por otro lado, tanto el agua como la energía son fundamentales para combatir la pobreza y avanzar hacia los ODS, que demandan mejoras significativas en agua, saneamiento e infraestructura. Sin embargo, la creciente presión sobre los recursos naturales y el entorno, especialmente evidente en países con escasez de agua y altos niveles de contaminación, junto con la falta de servicios adecuados y deficiencias en la infraestructura, plantean desafíos importantes. Además, la falta de desarrollo en los sistemas energéticos modernos en muchas regiones añade otro nivel de complejidad a estos problemas, destacando la necesidad urgente de abordar estas cuestiones para impulsar un desarrollo sostenible a nivel global.

1.2.1. Tecnologías de desinfección para reutilización de aguas residuales

El tratamiento terciario de aguas residuales en las EDAR es un proceso avanzado destinado a eliminar contaminantes específicos (compuestos orgánicos e inorgánicos, nutrientes, metales pesados, materia orgánica y microorganismos patógenos, entre otros) que pueden permanecer después de los tratamientos primarios y secundarios. Estos procesos tienen como objetivo mejorar aún más la calidad del efluente secundario, antes de su liberación al medioambiente o su reutilización para otros fines. La siguiente **Figura 1.8** muestra un esquema sencillo de la línea de tratamiento de una EDAR.

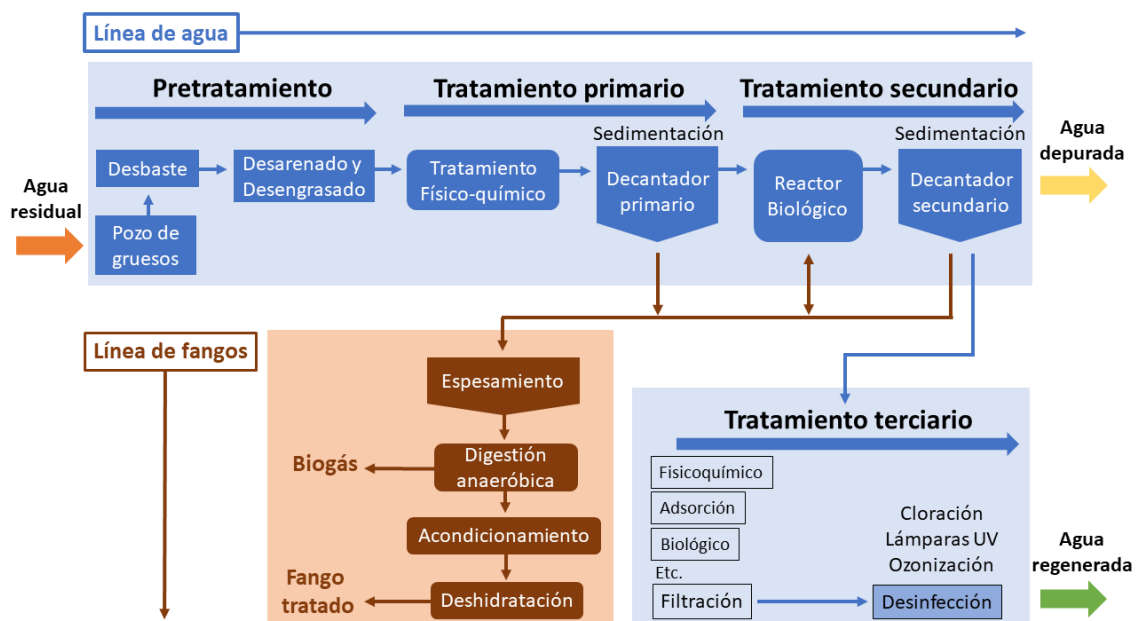


Figura 1.8. Esquema de una EDAR y sus distintas etapas (pretratamiento, tratamiento primario, secundario y terciario). Fuente: Elaboración propia.

Dependiendo de los procesos y tecnologías utilizadas, los tratamientos terciarios se pueden clasificar en diferentes categorías, como: procesos fisicoquímicos, de desinfección, de filtración, de adsorción, biológicos o de eliminación de nutrientes, y procesos avanzados. Normalmente suelen incluir etapas de filtración y desinfección, aunque según las necesidades específicas del agua a tratar y los requisitos de calidad requeridos para su uso final también se pueden incorporar otros procesos. Las tecnologías de desinfección suelen ser muy importantes debido a su capacidad para eliminar o inactivar la presencia de microorganismos patógenos en el agua residual, como bacterias y virus, garantizando que el agua tratada sea segura para su uso en aplicaciones específicas, como el riego agrícola o el vertido a otros cuerpos de agua. Los microorganismos patógenos son responsables de las enfermedades transmitidas por el agua y su eliminación contribuye a la protección de la salud pública y medioambiental. La idoneidad de esta tecnología puede evaluarse por la eficacia de desinfección de patógenos, la formación de subproductos de desinfección (DBP), su capacidad para proporcionar actividad residual, los costes asociados (construcción, operación y mantenimiento), su aplicabilidad en operaciones a gran escala y la calidad final del agua tratada.

El proceso de selección de tratamientos terciarios depende de la calidad del agua residual tras el tratamiento primario y secundario existentes en la EDAR, así como de los estándares exigidos por la legislación para el agua regenerada. Este proceso debe tener en cuenta consideraciones técnicas y económicas, ya que existen distintos métodos con diferentes niveles de complejidad que afectan a los costes de inversión y operación de las plantas, y al precio del agua regenerada. Es esencial que los sistemas de tratamiento cumplan con las regulaciones ambientales y sanitarias para garantizar una desinfección efectiva y segura. Como ejemplo de una depuradora real, la **Figura 1.9** muestra la línea de tratamiento de la EDAR de Linares, de la cual se han obtenido las muestras experimentales utilizadas en la investigaciones de esta tesis. Esta consta de las siguientes etapas: pretratamiento, tratamiento primario y tratamiento secundario.

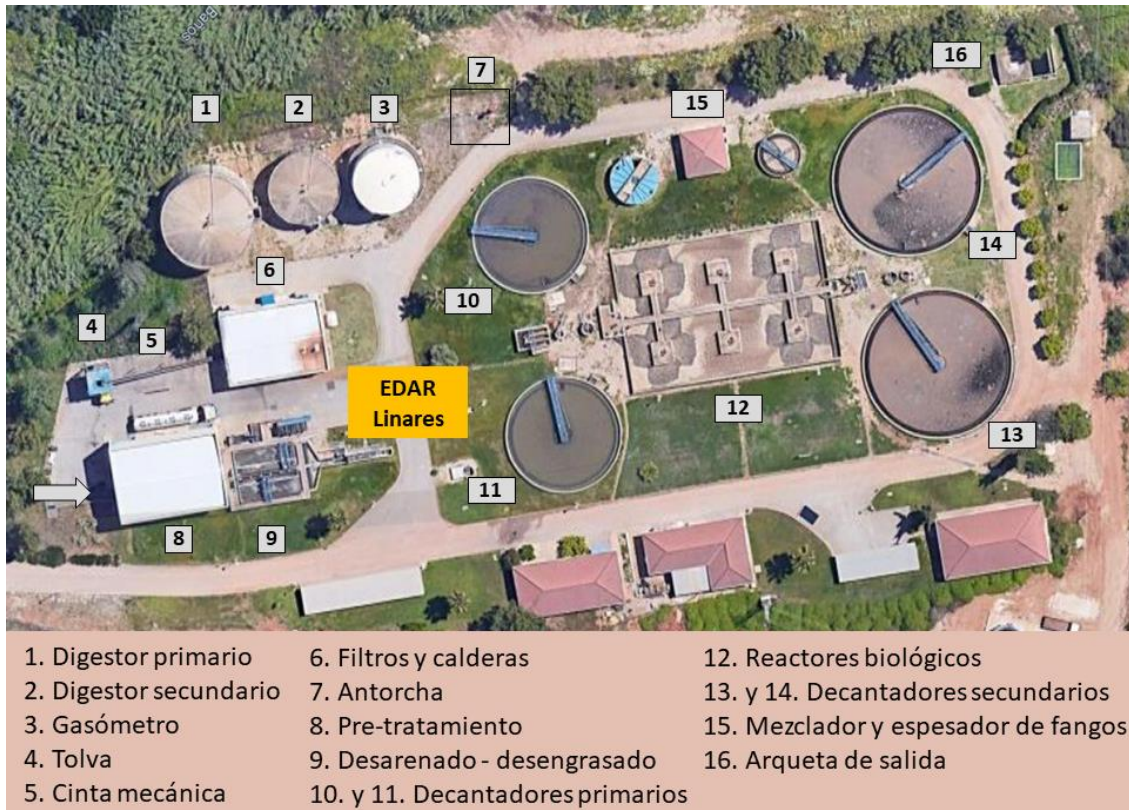


Figura 1.9. Línea de tratamiento de aguas residuales de la EDAR de Linares. Se proporciona información detallada en [49]. Fuente: Elaboración propia.

Con los avances tecnológicos recientes en el tratamiento de aguas residuales, es posible producir casi cualquier calidad de agua. Sin embargo, la preocupación principal, tanto desde el punto de vista humano como ambiental, sigue siendo determinar qué componentes deben eliminarse, en qué grado y a qué coste económico. En relación a la calidad del agua residual como agua regenerada para su reutilización, la verificación se lleva a cabo mediante el análisis de parámetros físicos, como la turbidez o los Sólidos Suspendidos Totales (SST); químicos, como nutrientes (nitrógeno, nitratos, fósforo) o la Demanda Química de Oxígeno (DBO_n); y microbiológicos como bacterias y virus. En general, las normativas y regulaciones sobre la reutilización del agua suelen establecerse a nivel regional, estatal o incluso local [50]. Esto se debe a que las condiciones climáticas, geográficas, demográficas, socioeconómicas y políticas pueden variar considerablemente de una región a otra, lo que influye en las necesidades y enfoques para la gestión del agua. El Reglamento (EU) 2020/741 de la Unión Europea [51] (**Tabla 1.1**) establece requisitos mínimos aplicables a las aguas regeneradas destinadas al riego agrícola, en función de su calidad: tipo A, B, C o D, siendo A la calidad más alta. Estos requisitos abordan diversos aspectos, tales como la concentración de *E. coli*, *Nematodos intestinales* o *Legionella*, así como parámetros fisicoquímicos que incluyen turbidez, DBO_5 , SST y otros parámetros de acuerdo a la DIRECTIVA 91/271/CEE. Además, se llevan a cabo controles rutinarios y de validación, que abarcan a *E. coli*, esporas de *Clostridium perfringens* y *Colifagos* como microorganismos indicadores. A su vez, la normativa española del RD 1620/2007 [52] (**Tabla 1.2**), también presenta regulaciones con diferentes grados de exigencia pero en cinco categorías distintas: urbana, agrícola, industrial, recreativa y ambiental. Esta establece principalmente limitaciones para las concentraciones de *E.coli*, *Legionella*, *Salmonella*, *Nematodos intestinales*, turbidez, DBO_5 , SST y otros parámetros fisicoquímicos (cromo, cobre, nitrógeno, fósforo, nitratos, etc.). En el momento inicial

del desarrollo de esta tesis, la normativa vigente en España era el RD 1620/2007, legislación que se ha seguido a lo largo de este trabajo experimental (junto con el R (EU) 2020/741), desde 2020 a 2023. En mayo de 2023, el Real Decreto-ley 4/2023 de 11 de mayo, ha introducido un nuevo marco legal que permite adaptar el régimen jurídico español de la reutilización de aguas (derogado a favor del R (EU) 2020/741) al reglamento europeo, siempre que no se oponga a los requisitos establecidos por la Unión Europea. Por otra parte, *Enterococcus*, aunque no está incluido en las normativas utilizadas en esta investigación, se ha utilizado como indicador de contaminación fecal debido a su recomendación para aguas recreativas a nivel mundial [53].

A pesar de la gran contribución social, económica y ambiental, las tecnologías convencionales pueden no ser lo suficientemente efectivas para eliminar ciertos contaminantes emergentes, como productos químicos industriales, productos farmacéuticos, altas concentraciones de patógenos, etc. Además, los costes operativos y de mantenimiento asociados a estas tecnologías son significativos debido a la elevada demanda de energía, productos químicos y la necesidad de supervisión continua [44]. Otro problema asociado es que pueden generar residuos o subproductos no deseados que requieren tratamientos adicionales, lo que puede ser costoso y ambientalmente desafiante. Asimismo, con el tiempo es posible que se establezcan regulaciones más estrictas y estándares de la calidad del agua que requieran niveles de tratamiento más avanzados para cumplir con los requisitos regulados. Para hacer frente a estas limitaciones, se han llevado a cabo nuevas investigaciones en el desarrollo de tecnologías más avanzadas o emergentes que pueden abordar estos problemas ofreciendo mayores niveles de eliminación, soluciones más eficientes en términos de costes y recursos, y generando residuos o subproductos más manejables.

Tabla 1.1. Resumen de los requisitos mínimos para la reutilización de agua residual como agua regenerada para usos agrícolas, según lo establecido por el R(EU) 2020/741. Consultar otros criterios no mostrados/más detallados en la normativa. Abreviaturas; UFC: Unidades Formadoras de Colonias; UNT: Unidades Nefelométricas de Turbiedad.

Uso	Calidad	<i>E. Coli</i> (UFC/100 mL)	SST (mg/L)	Turbidez (UNT)	Otros criterios
	A. Todos los cultivos de alimentos que se consumen crudos en los que la parte comestible está en contacto directo con las aguas regeneradas y los tubérculos que se consumen crudos. Todos los métodos de riego.	≤10	≤10	≤5	DBO ₅ : ≤10 mg/L
Agrícola	B. Los cultivos de alimentos que se consumen crudos cuando la parte comestible se produce por encima del nivel del suelo y no está en contacto directo con las aguas regeneradas, los cultivos de alimentos transformados y los cultivos no alimenticios, incluidos los cultivos utilizados para alimentar a animales productores de carne o leche.	≤100		*	DBO ₅ : ≤25 mg/L O ₂ (Directiva 91/271/CEE)
	C. Los cultivos de alimentos que se consumen crudos cuando la parte comestible se produce por encima del nivel del suelo y no está en contacto directo con las aguas regeneradas, los cultivos de alimentos transformados y los cultivos no alimenticios, incluidos los cultivos utilizados para alimentar a animales productores de carne o leche.	≤1.000	≤ 35 mg/L (Directive 91/271/EEC)	*	Nematodos intestinales ≤1 huevo/L para riego de pastos o forrajes
	D. Cultivos destinados a la industria y a la producción de energía y de semillas.	≤10.000		*	

Tabla 1.2. Resumen de los requisitos mínimos para la reutilización de agua residual agua regenerada para distintos usos, según lo establecido por el RD 1620/2007. Consultar otros criterios no mostrados/más detallados en la normativa. Abreviaturas; UFC: Unidades Formadoras de Colonias; UNT: Unidades Nefelométricas de Turbidez; P_T: Fósforo total; N_T: Nitrógeno total, suma de nitrógeno inorgánico y orgánico presente en la muestra.

Uso	Calidad	Nematodos intestinales	<i>E. Coli</i> (UFC/100 mL)	SST (mg/L)	Turbidez (UNT)	Otros criterios
Urbano	1.1: RESIDENCIAL a) Riego de jardines privados. b) Descarga de aparatos sanitarios.	1	0	10	2	
	1.2: SERVICIOS: a) Riego de zonas verdes urbanas (parques, campos deportivos y similares). b) Baldeo de calles. c) Sistemas contra incendios. d) Lavado industrial de vehículos.	1	200	20	10	**
Agrícola	2.1: a) Riego de cultivos con sistema de aplicación del agua que permita el contacto directo del agua regenerada con las partes comestibles para alimentación humana en fresco.	1	100	20	10	
	2.2: a) Riego de productos para consumo humano con sistema de aplicación de agua que no evita el contacto directo del agua regenerada con las partes comestibles, pero el consumo no es en fresco sino con un tratamiento industrial posterior. b) Riego de pastos para consumo de animales productores de leche o carne. c) Acuicultura	1	1.000	35	*	**
	2.3: a) Riego localizado de cultivos leñosos que impida el contacto del agua regenerada con los frutos consumidos en la alimentación humana. b) Riego de cultivos de flores ornamentales, viveros, invernaderos sin contacto directo del agua regenerada con las producciones. c) Riego de cultivos industriales no alimentarios, viveros, forrajes ensilados, cereales y semillas oleaginosas.	1	10.000	35	*	
Industrial	3.1: a) Aguas de proceso y limpieza excepto en la industria alimentaria. b) Otros usos industriales.	*	10.000	35	15	
	3.1: c) Aguas de proceso y limpieza para uso en la industria alimentaria	1	1.000	35	*	**
	3.2: a) Torres de refrigeración y condensadores evaporativos.	1	Ausencia	5	1	-
Recreativo	4.1: a) Riego de campos de golf.	1	200	20	10	**
	4.2: a) Estanques, masas de agua y caudales circulantes ornamentales, en los que está impedido el acceso del público al agua.	*	10.000	35	*	**P _T : 2 mg P/L (en agua estancada)
Medioambiental	5.1: a) Recarga de acuíferos por percolación localizada a través del terreno.	*	1.000	35	*	N _T 1: 10 mg N/L NO ₃ ⁻ : 25 mg NO ₃ ⁻ /L
	5.2: a) Recarga de acuíferos por inyección directa.	1	0	10	2	Art. 257 a 259 del RD 849/1986
	5.3: a) Riego de bosques, zonas verdes y de otro tipo no accesibles al público. b) Silvicultura.	*	*	35	*	**
	5.4: a) Otros usos ambientales (mantenimiento de humedales, caudales mínimos y similares).	La calidad mínima requerida se estudiará caso por caso				

*No se fija límite. **OTROS CONTAMINANTES (Anexo II del RD 849/1986, de 11 de abril) contenidos en la autorización de vertido de aguas residuales → Límite de entrada al medio. En el caso de que se trate de sustancias peligrosas (Anexo IV del RD 907/2007, de 6 de julio) deberá asegurarse el respeto de las NCAs (Norma de calidad ambiental ver el artículo 245.5.a del RD 849/1986, de 11 de abril, modificado por el RD 606/2003 de 23 de mayo).

A continuación, se presentan las principales tecnologías de tratamiento terciario de aguas residuales.

1.2.1.1. Tecnologías convencionales

Las tecnologías convencionales de tratamientos avanzados de aguas residuales han sido ampliamente empleadas, probadas a lo largo del tiempo y aceptadas. La eficacia de estas tecnologías suele ser bien conocida y establecida en las EDAR. Se aplican principalmente en sistemas a gran y media escala que demandan inversiones considerables en capital, así como experiencia en ingeniería, química, operaciones de tratamiento de aguas e infraestructura. Estas tecnologías a menudo requieren un uso intensivo de productos químicos, energía y recursos operativos. Se pueden clasificar en los siguientes grupos: procesos de desinfección, filtración, adsorción, fisicoquímicos y procesos de eliminación de nutrientes.

Procesos de desinfección

- Cloración

La cloración es un método ampliamente utilizado en el tratamiento de aguas residuales. Este proceso implica la adición de cloro y/o sus derivados al agua, como el hipoclorito de calcio ($\text{Ca}(\text{ClO})_2$) o el hipoclorito de sodio (NaClO), donde el cloro reacciona para formar ácido hipocloroso (HOCl) e ion hipoclorito (OCl^-), conocidos como "cloro libre disponible".

El cloro es un desinfectante eficaz gracias a su poderosa capacidad de oxidación, capaz de destruir o inhibir el crecimiento de microorganismos patógenos, controlar olores, eliminar el color y oxidar iones metálicos, así como reducir la concentración de DBO mediante la oxidación de compuestos orgánicos presentes en el agua residual [54]. En cuanto al tratamiento del agua, es aconsejable reducir la concentración de los SST y la DBO, ya que los SST pueden proteger a los microorganismos y aumentar la demanda de cloro en el proceso de desinfección, mientras que los compuestos asociados a la DBO pueden consumir el cloro añadido [55].

Aunque la cloración es un método de desinfección ampliamente aceptado, sencillo, económico y efectivo, presenta diversos inconvenientes. Estos incluyen la necesidad de suministrar constantemente productos químicos, siendo un desafío adicional en el tratamiento de aguas residuales debido a la alta carga contaminante, requiriendo dosis mayores de cloro y un ajuste más preciso. Además, se forman subproductos no deseados después del tratamiento, como trihalometanos (THM) y ácidos haloacéticos (HAA), los cuales se generan debido a la reacción del cloro libre con la materia orgánica natural (NOM) y el bromuro en el agua, y son altamente corrosivos y tóxicos [56]. Es fundamental mantener niveles adecuados de cloro residual en el agua tratada para evitar la contaminación de las aguas receptoras, a causa de la posible toxicidad para la vida acuática [54], lo que podría causar problemas ambientales y de salud. La cloración demuestra ser confiable y eficaz contra una amplia gama de patógenos debido a su alta toxicidad; sin embargo, su eficacia se ve limitada frente a ciertas bacterias (como *Mycobacterium* – Resistencia alta), virus (*Adenovirus*, *Rotavirus* o *Norovirus* – Resistencia moderada), quistes y huevos de protozoos (*Entamoeba histolytica*, *Giardia* y *Cryptosporidium* – Resistencia alta), y helmintos (*Dracunculus medinensis* y *Schistosoma* – Resistencia moderada) transmitidos por el agua, debido a su resistencia al cloro [57]. Por otra parte, las plantas de tratamiento de agua que utilizan cloro gas (altamente tóxico) con dosificación automatizada necesitan operadores cualificados e

infraestructuras de reparación y mantenimiento seguras [54]; mientras que la cloración con cloro diluido es un proceso sencillo y económico en comparación con otros sistemas de tratamiento, a pesar de que el cloro en sí sea un producto relativamente caro [57].

- Lámparas/Radiación ultravioleta (UV)

La desinfección del agua con lámparas UV es ampliamente empleada por su eficacia en la esterilización y desinfección de aguas residuales [58]. Esta tecnología irradia el agua con luz UV a través de un tubo expuesto a lámparas UV, que emiten una longitud de onda de alrededor de 254 nm (UV-C), cuyo valor se encuentra dentro del intervalo óptimo para generar efectos germicidas (240-280 nm) sobre los patógenos presentes en el agua. La radiación UV generada tiene la capacidad de penetrar en la pared celular de los microorganismos y ser absorbida por los ácidos nucleicos, como el ADN y el ARN, para dañar el genoma e impedir su crecimiento o su replicación y capacidad de infección.

Para una desinfección UV exitosa, el agua debe tener una transmitancia UV adecuada ya que este método se ve afectado por diversos componentes de la calidad del agua (turbidez, sólidos, materia orgánica natural, compuestos químicos orgánicos, metales, etc.) que pueden absorber y/o dispersar la luz UV o proteger a los microorganismos de la exposición letal a los rayos UV; lo que a su vez puede demandar mayor energía UV para el tratamiento. Por ello, generalmente es necesario un tratamiento previo adecuado, como la filtración, para asegurar una transmisión adecuada de la radiación UV en el caudal de agua. [57], [58].

La radiación ultravioleta es eficaz contra protozoos, bacterias, esporas y la mayoría de virus; aunque su eficacia puede disminuir significativamente bajo dosis de radiación UV insuficientes. Esta tecnología es respetuosa con el medioambiente y no presenta contaminación residual en el agua tras su tratamiento. Además, el tiempo de contacto necesario para desinfectar el agua es de solo unos segundos, y el tratamiento abarca un tamaño reducido. A pesar de estas ventajas, la radiación UV presenta ciertos inconvenientes. Por ejemplo, ciertos microorganismos, como las cepas bacterianas de *Pseudomonas*, son resistentes a la radiación UV y no pueden ser destruidas por esta tecnología [59], [60]. La luz UV no proporciona una concentración de desinfectante residual para controlar el rebrote microbiano. En este aspecto, el agua residual tratada no es adecuada para su almacenamiento a largo plazo debido a que los microorganismos inactivados por los rayos UV pueden experimentar reparación y reactivación si no han tenido una exposición suficientemente adecuada a la radiación UV, al no ser destruidos por completo [58]. Por otro lado, la intensidad de la radiación de una lámpara UV se disipa a medida que la distancia a la lámpara aumenta [55], y la eficacia de la misma puede verse afectada por la acumulación de compuestos que ensucian la superficie externa de las lámparas y forman biopelículas [58]. Esto implica la necesidad de un mantenimiento regular que incluya métodos de limpieza químicos y mecánicos, lo cual puede resultar en costes y complejidades adicionales. Aunque la radiación UV no genera subproductos halogenados (DBPs), se ha informado de pequeños cambios en la estructura de la materia orgánica natural [58] y hay preocupaciones sobre la fotólisis del nitrato a nitrito [61], [62].

La principal limitación de las lámparas UV es el alto consumo de energía eléctrica que requieren a lo largo de todo su ciclo de vida útil (**Figura 1.10**): en su fabricación, operación, distribución, mantenimiento y en su gestión final tras su vida útil [58]. En lo referido a su mantenimiento, las lámparas UV tienen un tiempo de vida muy limitado, entre 6 y 12 meses como máximo, que exige un reemplazo continuo [63]. A esto se le

añade un gasto energético extra debido al reciclaje impuesto por el RD 208/2005, ya que las lámparas desechadas comúnmente utilizadas contienen residuos tóxicos de mercurio y se deben gestionar adecuadamente y evitar su liberación al medioambiente [64].

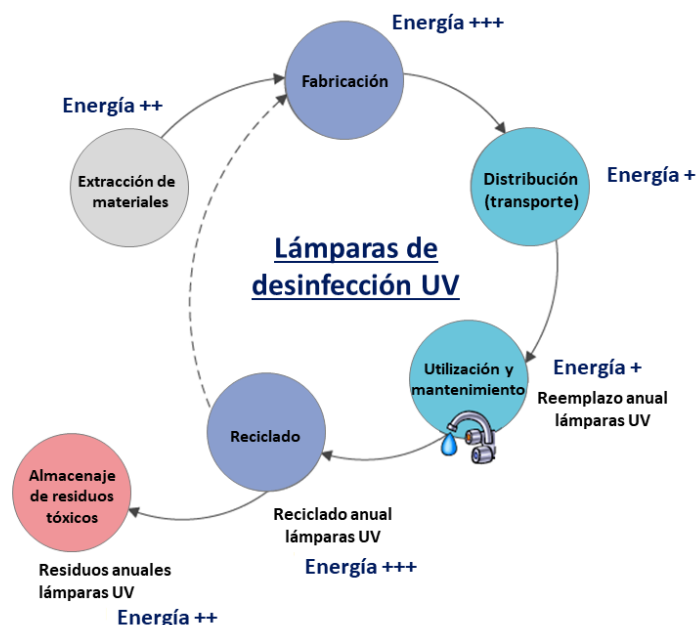


Figura 1.10. Procesos que requieren el consumo de energía eléctrica a lo largo de la vida útil de sistemas de desinfección de agua que emplean lámparas UV artificiales que contienen mercurio.

- Ozonización

En las últimas décadas, la ozonización ha ganado un creciente interés como desinfectante. El ozono (O_3) es un gas muy reactivo e inestable con una vida útil limitada que debe generarse in situ. La generación de ozono mediante el efecto corona o descarga eléctrica es el método más común a nivel industrial, se produce a partir de oxígeno puro o aire (**Figura 1.11**) al hacer circular una corriente de alto voltaje (decenas de miles de voltios) entre dos electrodos separados por un espacio muy pequeño. Como resultado, se produce una corona de alta energía que permite disociar la molécula de oxígeno (O_2) a oxígeno atómico (O) para, al recombinarse con otras dos, producir dos moléculas de ozono (O_3). También se puede generar ozono utilizando lámparas de luz ultravioleta (UV), las cuales irradian el oxígeno atmosférico y rompen estas moléculas, permitiendo que se recombinen como ozono. [65], [66]. Se trata de un poderoso agente oxidante, mucho más eficaz como desinfectante que el cloro, requiriendo menor tiempo de contacto y concentraciones más bajas para asegurar la desinfección.

La ozonización destaca por su alta eficacia en la inactivación de protozoos, bacterias, hongos y virus [67], [68], así como en la eliminación de colores y olores, la oxidación de trazas de contaminantes orgánicos e inorgánicos [69], [70] y en la reducción de la biotoxicidad [71]. Es especialmente efectiva contra esporas y quistes, incluso contra *Giardia*, y es el desinfectante químico más efectivo para el tratamiento del agua contra *Cryptosporidium* [57]. Sin embargo, se trata de un proceso complejo y su uso conlleva altos costos, la necesidad de infraestructuras operativas y de mantenimiento, productos químicos y un consumo energético elevado debido a la electricidad de alto voltaje necesaria para su producción, que presenta riesgos de seguridad asociados [57].

Este tratamiento puede hacer que la materia orgánica en el agua residual sea más biodegradable al descomponer los compuestos orgánicos en fragmentos más simples y,

en algunos casos, transformarlos en productos de descomposición que son más fáciles de descomponer por los microorganismos; aunque, esto también puede provocar el aumento del carbono orgánico asimilable (COA, AOC siglas en inglés) [72] que los microorganismos pueden utilizar para su crecimiento y desarrollo. Por otro lado, a pesar de que el ozono se descompone rápidamente en el agua tratada sin dejar químicos residuales que requieran ser eliminados antes de su vertido o reutilización, la ozonización puede formar subproductos como el bromato (formado durante la ozonización de aguas que contienen bromuro) y otros subproductos orgánicos como aldehídos, cetonas, ácidos carboxílicos y otros compuestos ricos en oxígeno (formados a partir de la descomposición oxidativa de materia orgánica disuelta) [73], [74]. Otro inconveniente, es el almacenamiento prolongado del agua, el cual puede provocar un nuevo crecimiento microbiano, planteando preocupaciones para la reutilización del agua [59]. Para abordar este problema, se recomienda aplicar tratamientos adicionales como la filtración o la adsorción con carbón activado.

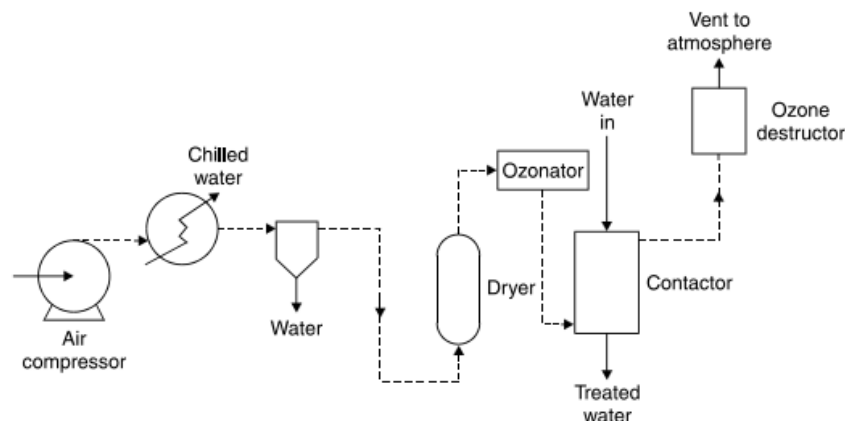


Figura 1.11. Ejemplo de un sistema de ozonización alimentado por aire [57].

Procesos de filtración

La filtración se utiliza para la eliminación de contaminantes presentes en el agua y está basada en la utilización de medios filtrantes. Durante este proceso, el agua pasa a través de una estructura porosa compuesta por diversos materiales (filtración convencional) o atraviesa una película delgada (filtración por membrana).

La filtración convencional suele utilizar arena como medio filtrante. Los filtros de arena lentos (eficiencia de eliminación: 95-99 %) o rápidos (90-95 %) son más eficientes que los filtros de presión ($\leq 90\%$). El agua que se quiere filtrar pasa a través de un lecho poroso, por gravedad o mediante presión, donde los sólidos, y en consecuencia algunos microorganismos (dependiendo del tamaño del poro), quedan atrapados en los espacios intersticiales que quedan entre las partículas que conforman el lecho filtrante. También se pueden usar filtros de aglomerados de fibras sintéticas de policarbonato o de celulosa. Es un tratamiento con facilidad de construcción, operación y mantenimiento. [59].

La filtración por membrana se fundamenta en la exclusión para evitar el paso de contaminantes cuyo tamaño supere el diámetro de los poros de la membrana. Esta tecnología consta de membranas semipermeables que permiten selectivamente el paso de algunas sustancias pero no de otras debido a su tamaño, carga u otras características. Las membranas actúan como un filtro, para eliminar sólidos suspendidos, iones, compuestos orgánicos y microorganismos presentes en el agua. Las tecnologías de membrana

utilizadas en el tratamiento de aguas residuales son la microfiltración, ultrafiltración, nanofiltración, ósmosis inversa (**Figura 1.12**) y electrodiálisis (**Figura 1.13**).

- Microfiltración, ultrafiltración y nanofiltración

La microfiltración se utiliza para eliminar partículas grandes, bacterias y gérmenes del agua, aunque no siempre se garantiza la ausencia total de estos contaminantes; la ultrafiltración para eliminar virus, macromoléculas y partículas coloidales; y la nanofiltración para eliminar iones, desechos orgánicos y varios compuestos de bajo peso molecular. El tamaño del poro de las membranas varía entre 0,1-10 μm , 0,001-0,1 μm y 0,001-0,01 μm , respectivamente. Todos estos métodos son de cribado superfino y utilizan membranas semipermeables que pueden estar hechas por compuestos naturales o sintéticos, cerámicas (dióxidos de titanio o circonio), polímeros (acetato de celulosa y poliamida) o láminas de metal. [66]. Por otra parte, estas tecnologías de membrana no son adecuadas para la eliminación de metales pesados, nitratos o sustancias orgánicas disueltas (excepto las que se pueden asociar con partículas). [75].

- Ósmosis inversa (OI)

El proceso de ósmosis inversa (OI) consiste en invertir el flujo natural del efluente a través de una membrana semipermeable (tamaño de poro <1 nanómetro) o mediante la aplicación de una presión superior a la presión osmótica natural de la disolución concentrada. Bajo estas circunstancias, el disolvente (agua) fluye a través de la membrana, generando una disolución diluida en el lado opuesto y una disolución más concentrada en el lado donde se aplica la presión. Esto genera un efluente purificado (de aproximadamente el 80%) y un efluente concentrado con contaminantes (de aproximadamente el 20%), respectivamente. Actualmente se emplean membranas sintéticas, entre ellas destacan las membranas de acetato de celulosa (AC) [54], poliamida aromática (aramida) y los compuestos de película fina (CPF) [66], seleccionadas según las características del agua residual y los objetivos de purificación. En la práctica, las configuraciones tubulares son comunes debido a los altos niveles de sólidos en suspensión, aunque también se utilizan otros tipos de configuraciones como de película fina (envuelta en espiral) o bien de fibra hueca [54], [66]. La ósmosis inversa es capaz de eliminar más del 99% de todos los compuestos orgánicos y minerales disueltos del agua, al igual que materia biológica y coloidal en suspensión [66].

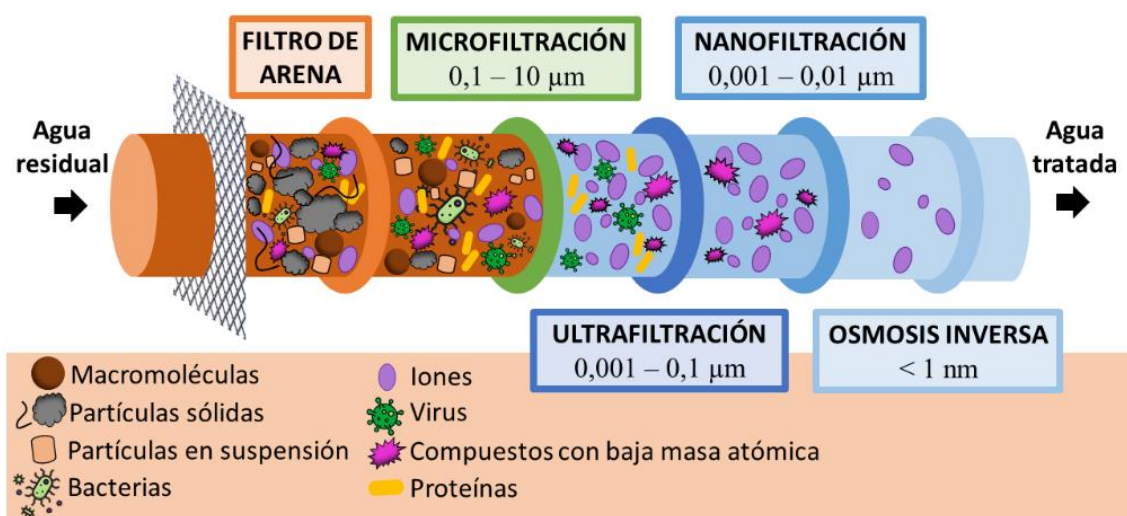


Figura 1.12. Esquema de diferentes tecnologías de filtración como tratamientos terciarios de aguas residuales para la eliminación de contaminantes. Fuente: Elaboración propia.

- Electrodiálisis (ED)

La electrodiálisis (ED) destaca por ser una tecnología altamente selectiva, con una eficiencia de separación notable, y es considerada rentable, sin requerir el uso directo de productos químicos durante su tratamiento. Tiene como objetivo la eliminación de impurezas y compuestos disueltos en el agua residual, como nutrientes inorgánicos (como fósforo y nitrógeno), metales pesados o iones específicos. Esta tecnología se considera potencial para la valorización de aguas residuales, para recuperar agua y/o otros componentes de interés; sin embargo, su investigación mayoritariamente se ha realizado a escala piloto [76].

Esta técnica implica el uso de membranas permeables selectivas de iones hechas de resina de intercambio iónico, generalmente compartimentos alternos separados por membranas de intercambio catiónico y aniónico, que permiten el paso selectivo de ciertos iones a la vez que bloquean otros, bajo la influencia de un campo eléctrico externo y continuo para separar iones de una solución diluida a una solución concentrada [77]. Los iones migran a través de las membranas según su carga, permitiendo la separación de iones de carga opuesta. Se utilizan dos tipos de membranas en las celdas de electrodiálisis: las membranas de intercambio catiónico (CEM) cargadas negativamente, que permiten el paso de los cationes (ion positivo) a través de ellas y repelen a los aniones (ion negativo), y las membranas de intercambio aniónico (AEM) cargadas positivamente, que dejan pasar a los aniones y repelen a los cationes. También hay dos corrientes de disolución, el concentrado y el diluido (alimentación). El resultado es la obtención de una corriente de concentrado rica en iones y una corriente de alimentación desprovista de iones.

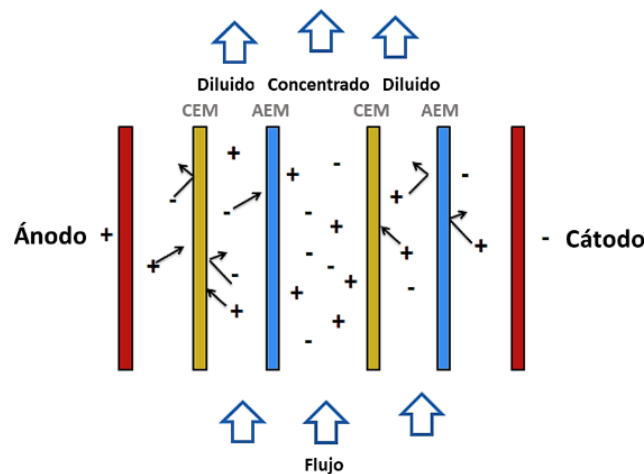


Figura 1.13. Diagrama esquemático de la electrodiálisis [77].

La problemática de las tecnologías de filtración por membrana radica en el medio filtrante, que promueve el crecimiento de biomasa y biopelículas, ensuciando la membrana (por sólidos, materia orgánica, sales disueltas, etc.) y reduciendo su eficiencia al obstruir los poros [78], [79], [80], [81], [82], [83]. Estas biopelículas pueden ocasionar incrustaciones en las membranas (fouling), depósitos de sales (scaling) o contaminación microbiológica. En general las membranas tienen un rango óptimo de funcionamiento; fuera de este rango, experimentan una rápida hidrólisis y se degradan. Por otro lado, la calidad fisicoquímica del agua, como la turbidez y los sólidos en suspensión, puede afectar el rendimiento de estos sistemas de desinfección. Para abordar esto, se puede requerir el uso de agentes desinfectantes, como la dosificación de oxidantes reactivos como el cloro para prevenir la sedimentación rápida de biopelículas (osmosis inversa); o la adición de agentes coagulantes para reducir la presencia de materia orgánica y

contaminantes (electrodiálisis), lo que supone un coste extra al tratamiento. Otro requerimiento puede ser el uso de tratamientos previos. Por ejemplo, a menudo la ósmosis inversa o la electrodiálisis necesitan un tratamiento previo con sistemas de filtración para eliminar materiales coloidales en suspensión e iones orgánicos de gran tamaño que puedan ensuciar las membranas durante el proceso. Además, se requieren limpiezas periódicas de las membranas o su reemplazo tras su vida útil. El alto costo de operación debido a las membranas y mantenimiento regular de las mismas para garantizar su funcionamiento óptimo (se emplean presiones muy altas de tratamiento, reemplazo de membranas, control de temperatura y pH, análisis ambiental, etc.); el consumo de energía eléctrica, elevado especialmente en la ósmosis inversa y la electrodiálisis; junto con posibles riesgos microbianos por roturas no detectadas en las membranas, también son preocupaciones adicionales [54], [66]. Otra preocupación es la disposición de los concentrados contaminantes generados de agua residual, que pueden requerir de un tratamiento adicional para evitar impactos ambientales.

Procesos de adsorción

- Adsorción con/en Carbón activo

La adsorción es una técnica simple, adaptable a gran y pequeña escala, sostenible, rentable y respetuosa con el medioambiente para el tratamiento de aguas residuales. Entre los adsorbentes más eficientes y utilizados se destaca el carbón activo para la eliminación de sustancias orgánicas, compuestos orgánicos (incluidos los volátiles) y químicos (como metales pesados), partículas presentes en el agua residual, y olores y sabores. Además, puede contribuir indirectamente a la reducción de patógenos al eliminar sustancias orgánicas que podrían servir como nutrientes para su crecimiento. La adsorción puede ser continua o discontinua: en el método discontinuo, el carbón activo en polvo (PAC) se mezcla con el agua y se decanta o sedimenta, mientras que en el continuo se utiliza carbón activo granulado (GAP) en columnas de filtrado [84]. A medida que el agua fluye a través del carbón activado y gracias a su estructura porosa con gran área superficial, los contaminantes son atraídos, retenidos y separados gradualmente, purificando así el agua.

La capacidad de adsorción del carbón activado depende de la superficie total del adsorbente y del tiempo de contacto con el agua, aunque su eficacia puede variar según los contaminantes y las condiciones de operación. A pesar de su facilidad de uso y versatilidad, este método puede requerir un tratamiento previo para eliminar material coloidal en suspensión o iones orgánicos de gran tamaño que pueden obstruir o saturar el carbón activado; o un tratamiento adicional, por ejemplo, para eliminar el crecimiento de la biomasa microbiana en el filtro o para la regeneración del carbón activado. [59], [66]. El carbón activado puede regenerarse y reutilizarse (hasta 30 veces o más) sin perder su capacidad de adsorción, comúnmente mediante calentamiento a altas temperaturas en hornos para quemar los contaminantes adsorbidos. Sin embargo, la regeneración puede ser costosa, especialmente si se requiere un tratamiento especial para residuos peligrosos o debido a su gestión final de vida útil [85].

Procesos Físicoquímicos

- Coagulación y floculación

La coagulación y floculación (**Figura 1.14a**) son considerados dos de los tratamientos de aguas residuales más importantes y utilizados debido a su simplicidad en el diseño y operación, su alta versatilidad y su eficacia [86]. Estos procesos, que suelen emplearse en conjunto, desempeñan un papel fundamental en la eliminación de partículas finas y

contaminantes difíciles de eliminar/tratar por sedimentación o filtración debido a su pequeño tamaño y carga eléctrica. Además, contribuyen a reducir la carga de microorganismos presentes en el agua al eliminar partículas suspendidas y materia orgánica que podrían albergar o transportar patógenos. La coagulación agrega coagulantes químicos para desestabilizar y agrupar partículas cargadas eléctricamente, como coloides y materia en suspensión, formando partículas más grandes para su posterior eliminación. La floculación, por su parte, busca fomentar la formación de flóculos aún más grandes y pesados con la ayuda de floculantes. Estos flóculos pueden eliminarse más fácilmente mediante la combinación con otros procesos convencionales, como la sedimentación o la filtración, permitiendo que los flóculos se asienten. Finalmente, el agua se desinfecta antes de su liberación o reutilización para garantizar su seguridad. [59], [66]. Los coagulantes y floculantes más comunes incluyen sales de alumbre ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, AlCl_3), sales de hierro (FeCl_3 , FeSO_4) y polímeros orgánicos como poliácridamida [87], [88].

A pesar de efectivos en la desinfección del agua, los procesos mencionados conllevan altos costes operativos, que incluyen la adquisición de productos químicos y la necesidad de experiencia técnica, monitoreo y control constante del sistema para dosificar los productos adecuadamente. Sumado a esto, requieren una significativa demanda de energía, lo que aumenta los costes generales. Los coagulantes inorgánicos y poliméricos utilizados pueden presentar toxicidad y riesgos para la salud, además de aumentar el color del efluente o la DQO. Otro desafío, es la generación de grandes volúmenes de lodos como residuos que deben gestionarse y eliminarse adecuadamente para evitar impactos ambientales negativos. [86].

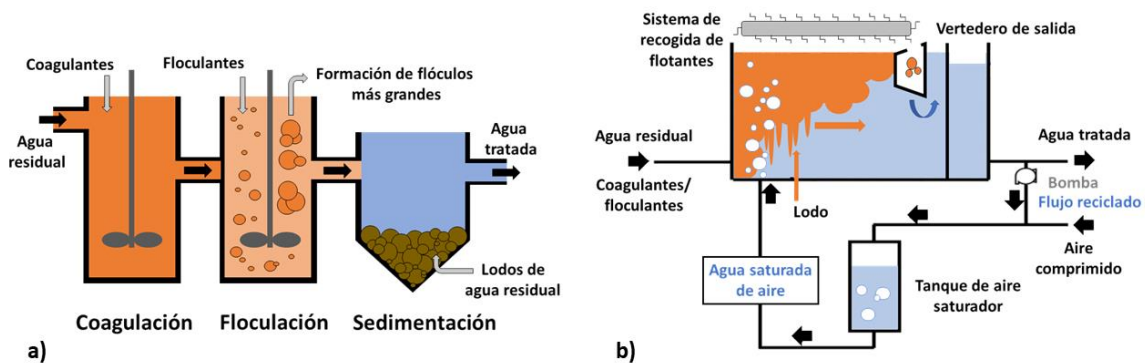


Figura 1.14. Esquemas de las tecnologías empleadas para a) procesos de coagulación-floculación y b) Flotación por Aire Disuelto (DAF), en el tratamiento de aguas residuales. Fuente: Elaboración propia.

- Flotación con aire disuelto

La flotación por aire disuelto o DAF (*dissolved air flotation*) (**Figura 14b**) es una tecnología versátil y eficaz para la eliminación de partículas pequeñas, SST, DBO, aceites y grasas, o nutrientes de aguas residuales; y reduce la carga orgánica del agua residual. Está basada en un proceso fisicoquímico, el cual separa las partículas sólidas de las líquidas a través de la adición de burbujas de aire muy finas [66]. El aire, comprimido o inducido a bajas presiones, se disuelve en el agua a alta presión y luego se libera en un tanque de flotación. Las burbujas generadas se adhieren a las partículas sólidas y como consecuencia estas adquieren una velocidad de ascensión muy rápida. Aunque generalmente ocupa menos espacio que otros métodos de tratamiento y es ideal para depuradoras con limitaciones de espacio, su implantación y operación pueden ser costosas debido a la necesidad de equipos especializados, como bombas de alta presión y sistemas de aireación, que al mismo tiempo incrementan los costes operativos por la demanda en

energía. Además, el posible requerimiento de productos químicos como coagulantes o floculantes y la generación de lodos como subproductos, también pueden agregar gastos adicionales y tener impactos ambientales si no se manejan adecuadamente. [86].

Procesos de eliminación de nutrientes

- Intercambio iónico

El intercambio iónico se utiliza para eliminar iones específicos (impurezas) y contaminantes disueltos en el agua residual, tales como metales disueltos y sales, que pueden ser perjudiciales para el medioambiente y la salud humana. Este proceso implica el intercambio de iones no deseados presentes en el agua que son atraídos por los grupos funcionales de una superficie sólida, por iones deseables de igual carga que están unidos a la matriz sólida, lo que reduce significativamente la presencia de impurezas. La resina de intercambio iónico es comúnmente utilizada como superficie o matriz sólida, esta puede ser sintética (como estireno o DVB: dividil-benceno) o natural (zeolita, arena verde, natrolita, materiales de la tierra, turba, etc.). [54], [66]. En los tratamientos actuales predominan las resinas sintéticas debido a su resistencia a cambios térmicos, osmóticos y a la oxidación, además de tener una larga vida útil. El tratamiento de intercambio iónico puede realizarse mediante dos procesos principales: a) columnas, que es el sistema más utilizado; y b) cargas en un tanque agitado, que es menos complejo, pero menos eficiente que el sistema de columnas [66].

Sin embargo, el proceso de intercambio iónico presenta algunas desventajas. Por ejemplo, su implementación conlleva desafíos, principalmente relacionados con el costo y el mantenimiento requerido para regenerar las resinas o materiales de intercambio iónico regularmente, lo que puede generar residuos y demandar el uso de productos químicos adicionales. Además, la eficacia de este proceso varía según la composición y los contaminantes presentes en el agua residual, y puede enfrentar problemas como la formación de incrustaciones, la contaminación (orgánica, bacteriana, ect.) de la resina, la generación de efluentes concentrados, riesgo de contaminación cruzada y limitaciones en la eliminación de ciertos contaminantes orgánicos.

Procesos biológicos

- Reactores de membrana biológica (MBR)

Los reactores de membrana biológica, conocidos como MBR, combinan en una misma fase los procesos biológicos y la tecnología de filtración de membrana. Normalmente, se emplean los procesos de microfiltración o ultrafiltración, que permiten la retención física completa de las bacterias y casi todas las partículas suspendidas dentro del biorreactor. En los MBR, el módulo de membrana puede ser sumergido, situado dentro del reactor biológico, o externo, donde el contenido del reactor biológico se bombea hacia el módulo de membranas. Los materiales de membrana más comunes son poliméricos o cerámicos, y se utilizan en configuraciones de membrana de placas planas, fibra hueca o tubulares.

El MBR ofrece ventajas como una huella ambiental reducida, efluente de alta calidad, eficiente eliminación microbiana, menor consumo de energía y producción de lodo, y una filtración de membrana mejorada [89]. Sin embargo, la contaminación severa de la membrana por coloides puede ser un desafío, especialmente en aplicaciones a gran escala debido al alto consumo de energía. El ensuciamiento de la membrana resulta de la deposición de partículas, microorganismos y solutos, reduciendo la permeabilidad y

umentando la resistencia al flujo, lo que requiere limpieza costosa y reduce la vida útil de la membrana [89], [90]. Esto contribuye a mayores costes y consumo de energía, limitando la aplicación generalizada de los MBR debido a los desafíos de mantenimiento y los costes operativos asociados [89].

1.2.1.2. Tecnologías emergentes

Las tecnologías emergentes de depuración de agua residual han surgido más recientemente como alternativas innovadoras a las tecnologías convencionales. Estas innovaciones pueden ofrecer una variedad de ventajas en términos de eficiencia, coste, sostenibilidad o capacidad para tratar contaminantes específicos.

Procesos de Oxidación Avanzada (AOP)

Los procesos de oxidación avanzada o AOP (Advanced Oxidation Processes) son procesos fisicoquímicos que permiten la degradación y eliminación eficaz de contaminantes específicos difíciles de tratar con métodos convencionales debido a su alta estabilidad química y/o baja biodegradabilidad. El proceso consiste en una oxidación química en condiciones suaves de presión y temperatura hasta la mineralización completa de contaminantes (a CO_2 , agua, sales inorgánicas, o al menos su transformación en compuestos más inocuos), implicando la formación de radicales libres altamente reactivos como los radicales hidroxilo ($\cdot\text{OH}$), en cantidad suficiente para efectuar la purificación del agua. Para ello, se utilizan oxidantes fuertes, como el ozono o el peróxido de hidrógeno (H_2O_2), ya sean solos o en combinación con luz UV. Estos oxidantes reaccionan con las sustancias contaminantes, alterando su estructura química y descomponiéndolas en compuestos más simples y menos dañinos. Los AOPs se describen como un mecanismo complejo de reacción en cadena que implica la formación y el rápido consumo de especies de radicales intermedios, los cuales reaccionan de forma rápida y no selectiva con la mayoría de compuestos orgánicos. Por tanto, estos procesos representan métodos tecnológicamente eficientes para el tratamiento de aguas residuales, destinados a degradar compuestos orgánicos recalcitrantes y contaminantes. Asimismo, se emplean para inactivar microorganismos patógenos, aunque su capacidad bactericida está condicionada por la cantidad de radicales y el tiempo de exposición a los mismos, dado que su vida útil es muy corta (del orden de microsegundos en agua) y solo se producen in situ.

Los AOPs pueden ser homogéneos, y a la vez requerir el uso o no uso de energía, y heterogéneos (**Figura 1.15**) [91]. En el primer caso, los reactantes y los catalizadores utilizados se encuentran en la misma fase; mientras que en el segundo caso los reactantes y los catalizadores están en fases diferentes, normalmente con los reactantes en fase líquida y un catalizador en fase sólida. A su vez, los procesos homogéneos que utilizan energía se pueden clasificar según la fuente de energía utilizada, como la radiación ultravioleta (UV), la energía de ultrasonidos (US) o los procesos energéticos derivados de una reacción electroquímica.

La elección de los procesos dependerá de la composición del agua residual, la naturaleza y concentración de los contaminantes, junto con otros factores ambientales. La **Tabla 1.3** clasifica los AOPs en función de diferentes criterios de viabilidad. Entre los AOPs comúnmente utilizados destacan el peróxido de hidrógeno con radiación UV ($\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$), los procesos a base de ozono (O_3/UV , $\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$ y $\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2/\text{UVC}$), la fotocatalisis heterogénea (TiO_2/UV y $\text{TiO}_2/\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$) y los métodos basados en la reacción de Fenton [92].

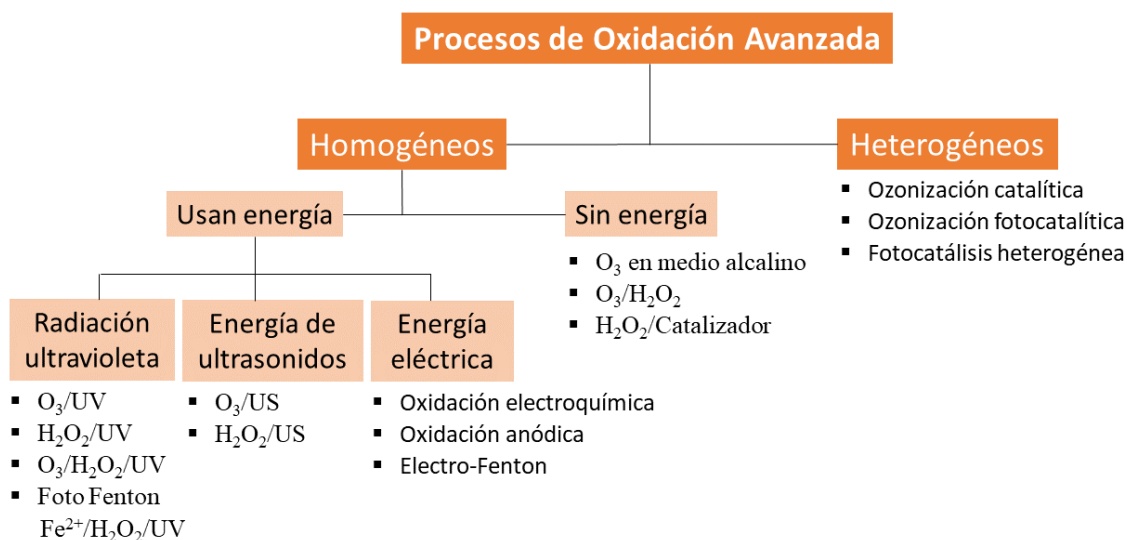


Figura 1.15. Esquema de clasificación de los principales procesos de oxidación avanzada (AOP). Fuente: Elaboración propia..

Tabla 1.3. Clasificación de los tratamiento terciarios de los procesos AOPs en función de diferentes criterios de viabilidad [84]. ^a Demanda energética in situ. Abreviaturas: MCO: Microcontaminantes Orgánicos; SST: Sólidos Suspendidos Totales; COD: Carbono Orgánico Disuelto.

Categoría	Oxidación								Electro		Adsorción		Filtración	
	O ₃				Luz UV/solar				Elox	EC	GAC	PAC	NF	RO
	O ₃	Cat	UV	H ₂ O ₂	UV	PC	F/FP	H ₂ O ₂						
Eliminación de MCO	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Eliminación de metales pesados	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Eliminación de patógenos	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Aditivos	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Subproductos	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Residuos	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Turbidez	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
pH	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
SST	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
COD	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Demanda de energía	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■ ^a	■ ^a	■	■
Riesgo operativo	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Costes operativos	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■

A pesar de su uso limitado hasta el momento, la oxidación electroquímica (EO) ha emergido como un enfoque prometedor en el tratamiento de aguas residuales en las últimas décadas. Se basa en aplicar una corriente eléctrica a través de un electrodo sumergido (utiliza tanto el ánodo como el cátodo de una celda electroquímica) en una disolución acuosa que contiene los contaminantes, para inducir reacciones de oxidación y reducción, eliminando los contaminantes. Entre sus ventajas destaca la versatilidad, la compatibilidad ambiental, bajo coste, la facilidad de automatización y seguridad y la eficiencia en el uso de la energía. Otro tipo específico de oxidación electroquímica es la oxidación anódica (AO), la cual consiste en aplicar una corriente eléctrica en la superficie del ánodo para introducir reacciones de oxidación, generando radicales altamente reactivos que oxidan a los contaminantes. La electrocoagulación (EC), en cambio, implica el uso de electrodos que liberan iones positivos al pasar corriente eléctrica a través del agua residual. Estos iones se adhieren a los contaminantes presentes (como bacterias,

metales pesados o compuestos orgánicos) formando conglomerados que pueden eliminarse con facilidad del agua. Por otro lado, en los procesos basados en electro-Fenton (EF), los radicales -OH se generan en la solución por la reacción catalítica de Fenton, en la que intervienen sales ferrosas (como el Fe^{2+}) y el H_2O_2 electrogenerado in situ por la reducción de oxígeno en la superficie del cátodo. En el caso de que el proceso EF se irradie con luz UV artificial o luz solar natural conduce a procesos de fotocátalisis homogénea, Foto Electro-Fenton (PEF) o Foto Electro-Fenton solar (SPEF), respectivamente. Sin embargo, el principal desafío de estas tecnologías es el elevado coste de los materiales del electrodo y su gestión. [92], [93].

Otra tecnología interesante y prometedora es la cavitación [94], que hace referencia al rápido fenómeno de formación y posterior colapso de microburbujas debido a la liberación de energía, dentro de un líquido, que conducen a la generación de altas presiones y temperaturas que pueden aumentar la velocidad de las reacciones químicas y mejorar la degradación de contaminantes, causando daño celular. En los métodos avanzados de oxidación, se utiliza a menudo la cavitación ultrasónica (US) que ocurre cuando se forman microburbujas debido al paso de ondas ultrasónicas de alta frecuencia a través del agua. La sinergia de ultrasonido con métodos avanzados de degradación (O_3/US , $\text{H}_2\text{O}_2/\text{US}$) proporciona tratamientos del agua residual más eficientes, versátiles y respetuosos con el medioambiente [91], [94]. Aunque esta tecnología no genera subproductos tóxicos, principalmente es costosa y requiere un suministro de energía continuo. Además, a pesar de su potencial significativo en los últimos años, aún se encuentra en sus fases iniciales y no está bien desarrollada en el tratamiento de agua residual.

En lo que respecta a los procesos heterogéneos, también se destacan varios métodos, aunque su uso es menos frecuente en comparación con los procesos homogéneos. Entre ellos, la ozonización catalítica (O_3 - Cat) utiliza ozono como agente oxidante y un catalizador para aumentar la velocidad de las reacciones de oxidación, resultando en una degradación más efectiva de los contaminantes presentes en el agua. El catalizador más utilizado es el Fe^{2+} . En cambio, la ozonización fotocatalítica utiliza un fotocatalizador, normalmente dióxido de titanio (TiO_2), en presencia de luz UV o luz solar, que generan radicales reactivos y aumentan la eficiencia de las reacciones de oxidación. Este fotocatalizador es incluso más eficaz que el catalizador de TiO_2 . Esta técnica está mayormente limitada a escala de laboratorio o planta piloto. [91].

Otro proceso heterogéneo comúnmente utilizado es la fotocátalisis. La fotocátalisis es un proceso químico que implica la aceleración de una reacción química mediante la absorción de luz UV (200-400 nm) o, en algunos casos, luz visible (400-800 nm), por parte de un fotocatalizador. Durante este proceso, el fotocatalizador absorbe la energía de la luz, generando pares electrón-hueco cuando la lámpara UV o la luz solar inciden sobre las partículas semiconductoras catalíticas, excitando electrones a niveles de energía superiores y creando huecos en la banda de valencia [95]. Estos pares pueden formar especies oxidantes con una potente actividad bactericida y participar en reacciones químicas superficiales, catalizando así la descomposición de contaminantes presentes en el agua. La fotocátalisis heterogénea utiliza dióxido de titanio (TiO_2) como catalizador sólido [95], [96], debido a su estabilidad e inercia química, alta fotorreactividad, bajo costo, y que se trata de un compuesto inerte y no tóxico. Aunque es una tecnología prometedora, su adopción comercial se ha visto obstaculizada por desafíos como la potencial toxicidad del TiO_2 , problemas de dispersión de la luz o problemas relacionados con su recuperación y eliminación, y largos tiempos de tratamiento. A escala piloto y de campo, el uso de fuentes de luz UV aumentan los costos, lo que ha generado gran interés

en el desarrollo de reactores fotocatalíticos solares para aprovechar la energía solar como una fuente de luz renovable y económica [96].

En resumen, se puede concluir que los AOPs representan tecnologías efectivas e innovadoras para abordar múltiples problemas en el tratamiento del agua, incluyendo la eliminación de sabor y olor, decoloración, descontaminación y desinfección del agua. A menudo, se combinan varias de estas tecnologías en un mismo sistema de tratamiento debido a la complejidad de los contaminantes presentes en el agua residual. Desde otra perspectiva más desfavorable, los procesos avanzados son complejos y relativamente caros en comparación con otras tecnologías, debido principalmente a los costes de inversión inicial (equipos, infraestructura), los elevados costes operativos (mantenimiento y consumo de energía, por ejemplo, en la utilización de lámparas UV), la necesidad de mano de obra especializada y el uso de reactivos químicos costosos. Además, pueden generar subproductos tóxicos no deseados [97], y es crucial controlar las condiciones del proceso y la cantidad de agentes oxidantes utilizados para evitar daños al medioambiente. El rendimiento de los AOP también se ve afectado por la calidad del agua a causa de la atenuación de la luz en los procesos basados en la fotocatalisis, la eliminación de radicales en todos los procesos y el ensuciamiento de la superficie por los catalizadores en los procesos heterogéneos [98].

Por último, cabe resaltar los Procesos de Oxidación Avanzada que emplean la radiación solar natural, entre ellos la fotocatalisis heterogénea con TiO_2 y la fotocatalisis homogénea con foto-Fenton (ver ejemplos en la **Figura 1.16**). Estos procesos han demostrado una alta eficiencia en la inactivación de diferentes tipos de microorganismos presentes en efluentes de estaciones depuradoras de aguas residuales, tales como *Escherichia coli*, *coliformes* o *Enterococcus faecalis* [99]. Los AOPs basados en energía solar ofrecen varias ventajas, entre ellas se incluye la disponibilidad ilimitada y gratuita de la energía solar, lo que reduce los costes operativos y la dependencia de fuentes de energía no renovables. No obstante, su eficacia puede verse afectada por factores como la intensidad [100], [101] y la duración de la luz solar, así como por la calidad del agua y la naturaleza de los contaminantes presentes. Además, si el fotocatalizador utilizado está en suspensión, se requiere filtración posterior, y si está inmovilizado, puede desprenderse, ya que la inmovilización en forma de película no es muy estable a largo plazo.

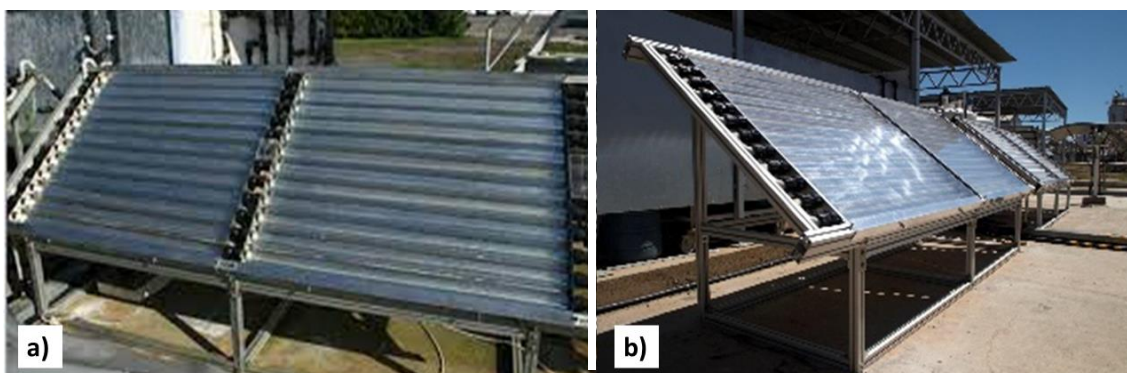


Figura 1.16. Técnicas de a) fotocatalisis heterogéneas y b) fotocatalisis homogénea con foto-fenton [102].

Ante los numerosos beneficios que puede aportar el uso de la energía solar como recurso renovable, la investigación en desinfección solar se presenta como una técnica sostenible, respetuosa con el medioambiente, de bajo costo y accesible para el tratamiento del agua residual a nivel global. Investigar en este campo representa una estrategia innovadora y prometedora para abordar los desafíos de la contaminación del agua. Aprovechar la

radiación solar como fuente de energía para desinfectar el agua no solo es respetuoso con el entorno ambiental, sino que también puede ser económicamente viable, especialmente en regiones con acceso limitado a recursos energéticos. Esta técnica ofrece la oportunidad de brindar soluciones efectivas a comunidades vulnerables, al tiempo que reduce la dependencia de métodos convencionales que pueden ser costosos o difíciles de mantener. Por consiguiente, la **Sección 1.3.** ha sido dedicada al uso de la energía solar para los tratamientos de desinfección del agua.

LED UV

La tecnología de diodos emisores de luz ultravioleta, conocida como LED UV (**Figura 1.17**), ha ganado popularidad en el tratamiento de aguas residuales debido a sus ventajas en comparación con las lámparas UV de mercurio convencionales [103], [104]. En general, varios estudios publicados muestran que los LED UV-C con longitudes de onda en el rango de 250-280 nm son más efectivos para la inactivación de microorganismos que los LED UV-B y UV-A, ya que esta longitud de onda es especialmente letal para bacterias, virus y otros patógenos. Cuando el ADN de los microorganismos absorbe la luz ultravioleta, impide que puedan reproducirse y duplicarse, impidiendo así su crecimiento. Sin embargo, la eficiencia de inactivación mediante la radiación UV, además de ser altamente dependiente de la longitud de onda, depende en gran parte de la sensibilidad espectral de los microorganismos a la radiación UV, por lo que el espectro de absorción del ADN puede variar ligeramente entre diferentes organismos y especies [105].

Entre los principales beneficios de los LEDs se encuentra el respeto por el medioambiente (no contienen mercurio), un consumo de energía potencialmente menor y eficiente que otras fuentes de luz, la capacidad de control preciso sobre la intensidad y longitud de onda de la luz UV emitida, la durabilidad y robustez debido a su compactibilidad, así como una vida útil más larga. A pesar de la alta eficiencia en desinfección que muestran los AOP basados en LED UV, su aplicación práctica sigue siendo limitada y principalmente a escala de laboratorio [104], debido a la falta de viabilidad económica para su uso en tecnologías de desinfección de agua. Se espera que el precio de los LEDs disminuya en los próximos años. Por otra parte, los LED pueden ser sensibles a las fluctuaciones de temperatura, lo que puede influir en su rendimiento y vida útil.

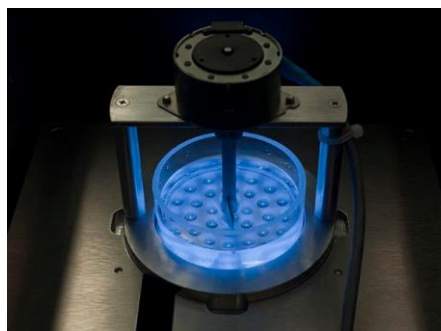


Figura 1.17. Reactor de desinfección LED UV [106].

Tecnologías verdes

Las tecnologías verdes están siendo cada vez más investigadas, se trata de soluciones basadas en la naturaleza para promover la sostenibilidad ambiental y la gestión de los recursos hídricos. Principalmente, estas tecnologías incluyen: Humedales artificiales y Filtros Verdes o de vegetación (**Figura 1.18**).

- Humedales artificiales

Los humedales artificiales se consideran buenas alternativas a los sistemas de tratamiento convencionales. Estos sistemas imitan los procesos naturales de purificación que ocurren en los humedales naturales, utilizando plantas acuáticas, sustratos filtrantes y microorganismos para eliminar o atenuar los contaminantes del agua. Las aguas residuales se vierten o dosifican usando un sistema controlado. Se ha informado de su eficiencia como tratamiento primario, secundario o terciario; sin embargo, se utilizan cada vez más en tratamientos de aguas residuales descentralizados o en plantas de tratamiento convencionales que se combinan con humedales artificiales. Destacan por su alta eficiencia en la eliminación de diversos contaminantes (contaminantes orgánicos, nutrientes, productos de cuidado personal, productos farmacéuticos, etc.) y parámetros convencionales de la calidad del agua. Sumado a esto, su bajo coste de construcción y operación, el bajo consumo energético (muchos humedales funcionan principalmente con energía solar y no requieren de energía adicional para el tratamiento), así como las áreas verdes y hábitats naturales en entornos urbanos, son las principales ventajas de estos sistemas. En contraste, también presentan algunas limitaciones y desafíos, como la necesidad de espacio disponible y la limitación en la eficiencia de eliminación de algunos contaminantes. Además, el rendimiento del sistema puede verse afectado por factores como la temperatura, la disponibilidad de nutrientes y el tipo de sustrato utilizado. [107], [108], [109], [110].

- Filtros verdes

Los filtros verdes o de vegetación son tecnologías de baja carga hidráulica que operan con flujos de agua lentos y constantes, utilizando el suelo como elemento depurador. Se han realizado estudios que emplearon aguas residuales sin procesar, así como aguas tratadas mediante procesos primarios, secundarios o regeneradas para sus sistemas [111]. El agua residual se distribuye sobre un terreno con vegetación mediante un sistema de riego controlado, imitando los procesos naturales del suelo y la vegetación terrestre. El proceso de depuración se logra mediante la acción conjunta del suelo, las plantas y los microorganismos, mediante procesos físicos, químicos y biológicos. A su vez, también se consigue la producción de biomasa. Una parte del agua aplicada al suelo se consume por evapotranspiración, mientras que el resto se infiltra a través del terreno hasta llegar al acuífero. Generalmente, se suele utilizar vegetación higrófila como álamos, sauces, fresnos, etc.

Los filtros verdes han demostrado ser eficaces en la eliminación de contaminantes tradicionales y emergentes de las aguas residuales. Son especialmente efectivos en la eliminación de nutrientes como el nitrógeno y el fósforo, así como en la reducción de sólidos suspendidos. Su eficiencia mejora con el tiempo a medida que el sistema se desarrolla y madura. [111], [112], [113].

Esta tecnología destaca por su sencillez, bajo coste, y sus requisitos mínimos de operación y de mantenimiento, en comparación con los métodos tradicionales de depuración. Además, tienen un consumo energético muy bajo o nulo, minimizan la producción de olores, aprovechan la biomasa vegetal generada y son adaptables para su implementación en diversos entornos ambientales. Sin embargo, estos sistemas pueden ocupar un espacio considerable, especialmente para tratar grandes volúmenes de agua residual que puede ser una limitación para su implantación en áreas urbanas pobladas. Asimismo, deben ser

diseñados con cuidado, teniendo en cuenta factores como el flujo de agua, las condiciones litológicas e hidrogeológicas adecuadas para su implantación y el clima para evitar problemas de rendimiento y mantenimiento.

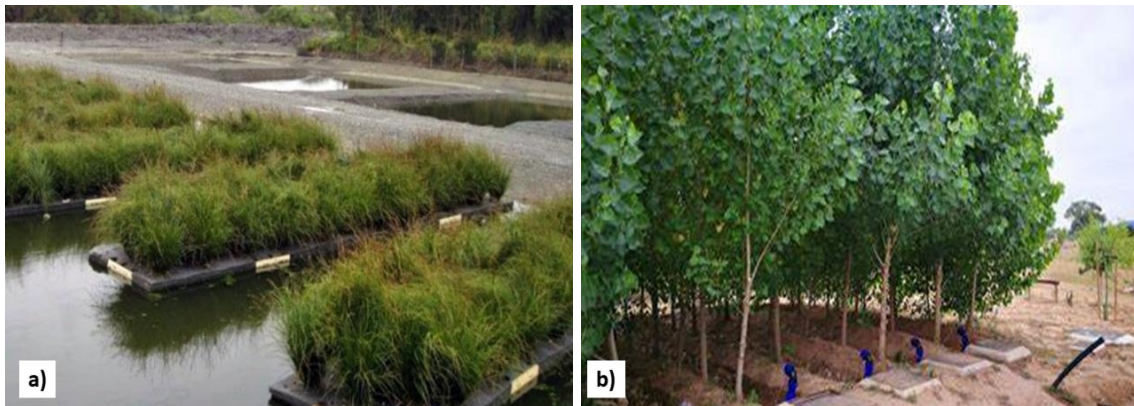


Figura 1.18. Ejemplos de plantas piloto de a) humedales artificiales [114] y b) filtros verdes [115].

Desinfección solar

Actualmente, existe un creciente interés en utilizar la energía solar para desinfectar el agua contaminada, lo que la convierte en una opción sostenible y respetuosa con el medioambiente. La desinfección solar del agua (SODIS) es un método de tratamiento de agua simple y económico, que utiliza la radiación solar para purificar el agua. El proceso de desinfección solar generalmente implica la exposición del agua contaminada a la luz solar directa durante un período de tiempo determinado. La radiación UV presente en la luz solar tiene la capacidad de desactivar microorganismos patógenos (efecto bactericida), como bacterias, virus y parásitos, presentes en el agua. Se basa en el efecto germicida de la radiación solar, la actividad oxidativa del hidrógeno disuelto y el calentamiento térmico. En esta técnica, el agua se coloca en botellas transparentes, preferiblemente de (PET), y se expone a la luz solar directa durante un período de tiempo específico, generalmente al menos 6 horas, dependiendo de la intensidad de la radiación solar y la resistencia de los patógenos. Sin embargo, este uso se ha empleado normalmente para potabilizar agua, no para aguas residuales.

A diferencia del método UV convencional de las lámparas UV de mercurio (UV-C) en el tratamiento de aguas residuales, en el cual los rayos UV-C penetran directamente en el ADN de los patógenos y destruyen las cadenas de ADN, en el proceso SODIS, los rayos UV-A forman primero especies reactivas de oxígeno en el agua para después destruir el ADN de los patógenos y e inactivarlos.

Uno de los principales desafíos del método SODIS es su eficacia, la cual está influenciada por la intensidad de radiación, el tiempo de exposición solar, la temperatura, la turbidez del agua, las características ambientales y la altura de la lámina de agua. Asimismo, SODIS puede no ser completamente efectivo en condiciones climáticas variables o en aguas turbias.

En la siguiente sección, se profundiza en detalle acerca de la utilización de la desinfección solar o método SODIS, en relación con la investigación llevada a cabo en esta tesis.

1.3. Desinfección solar

1.3.1. El espectro solar

El Sol es una estrella cuya superficie se encuentra a una temperatura media de 5.500 °C (5.773 K), y en su núcleo tiene lugar una serie de reacciones de fusión nuclear que ocurren de manera constante y liberan una enorme cantidad de energía en forma de radiación y calor.

Esta energía que libera el Sol se transmite al exterior a través de la radiación solar, la cual se define como el conjunto de radiaciones electromagnéticas emitidas por el Sol. Se divide en tres rangos de longitud de onda: radiación ultravioleta (UV), luz visible (VIS) y radiación infrarroja (IR).

El espectro solar es el conjunto de ondas electromagnéticas emitidas por el Sol y ordenadas según su longitud de onda o su frecuencia equivalente. Corresponde, por tanto, a la distribución de energía radiante emitida por el Sol. El espectro solar a nivel terrestre (el que llega a la superficie de la Tierra) cambia a medida que la luz del sol atraviesa la atmósfera por diferentes motivos, siendo el principal de ellos el efecto de la atmósfera (**Figura 1.19**). Los niveles de radiación que llegan a la tierra son menores que los que recibe la capa externa de la atmósfera debido a que los vapores de agua, el ozono (O_3), el dióxido de carbono (CO_2), el oxígeno y otros contaminantes presentes en la atmósfera absorben y dispersan la radiación solar. Por ejemplo, la radiación UV-C (100-280 nm) no llega a la superficie de la Tierra al ser absorbida por la atmósfera, en cambio, la radiación UV-B (280-320 nm) es parcialmente absorbida por la atmósfera y solo llega a la superficie en un porcentaje mínimo (especialmente en áreas de alta longitud o cerca de los polos). Así, de las tres bandas espectrales que componen la radiación UV, solamente la radiación correspondiente a longitudes mayores de 280 nm, pertenecientes al UV-A (320-400 nm) y UV-B (280-320 nm), llega a la corteza terrestre.

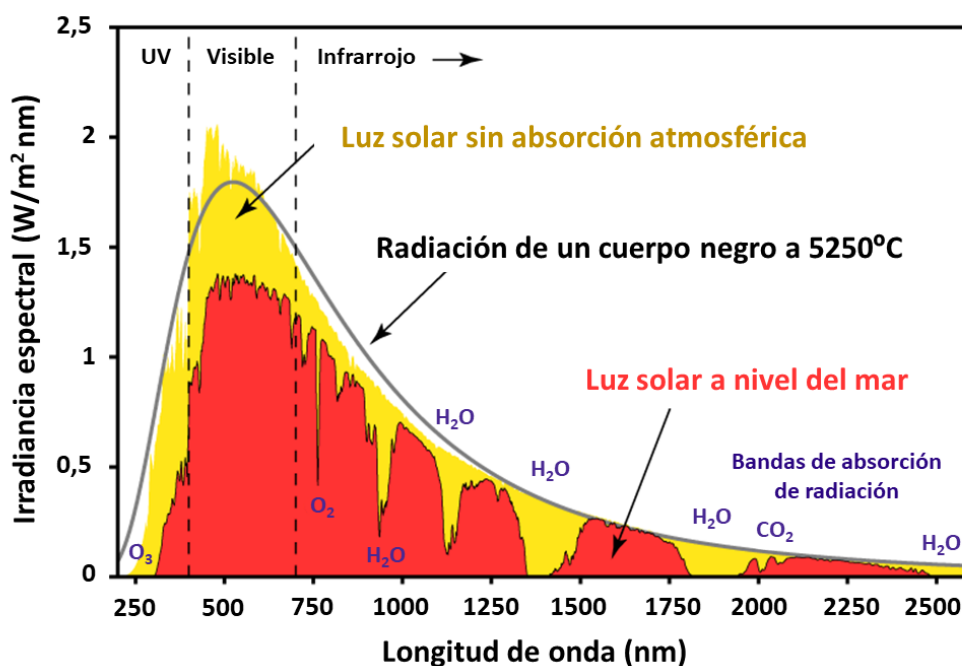


Figura 1.19. Espectro de la radiación solar de luz directa antes de atravesar la atmósfera terrestre (representada por el área en amarillo) y después, cuando llega a la superficie (área en rojo).

En cuanto a valores de irradiancia global (densidad de potencia, energía instantánea, en W/m^2), en el ecuador, cerca de la línea ecuatorial, se puede esperar que la irradiancia solar que llega a la superficie de la Tierra, a través de una atmósfera típica (AM1.5G) sin nubes y en verano, se encuentre en el rango de 1.000 a 1.100 W/m^2 al mediodía solar, es decir, 1 -1,10 kJ/m^2 de energía solar está disponible cada segundo para poder ser utilizada. Sin embargo, la radiación se distribuye de manera irregular y consecuentemente existen variaciones que se deben a la ubicación (disminuyendo a medida que la latitud aumenta lejos del ecuador), estación del año (debido al ángulo de inclinación de la Tierra), la hora del día y las condiciones climáticas.

1.3.2. Desinfección solar de agua (SODIS): Concepto

Las capacidades desinfectantes de la luz solar se conocen desde hace tiempo. Entre los años 4.000 y 2.000 a.C. ya se utilizaba como uno de los métodos de potabilización del agua, poniendo el agua al sol, además de otras técnicas como hervirla, almacenarla en recipientes de cobre o filtrarla a través de carbón o arena. Los egipcios (1.500 – 400 a.C.) calentaban el agua al sol utilizando recipientes de barro, colocándolos en áreas expuestas a la luz solar directa durante un periodo de tiempo suficiente para purificarla. Este método, a su vez, causaba que las impurezas se concentraran en la superficie o se depositaran en el fondo del recipiente, produciendo un proceso de decantación natural para poder eliminarlas. Los griegos también utilizaban esta práctica de poner el agua al sol, y así consta en los escritos de Hipócrates (460 – 354 a.C.) sobre salud pública, recomendándose métodos de tratamiento del agua como la exposición a los rayos solares. Otras evidencias de la utilización de la radiación solar para tratar el agua se describen en algunas comunidades de la India con más de 2.000 años de antigüedad que disponían de agua para beber tras ser “bendecida por el sol”. [116].

En 1877, Downes y Blunt realizaron las primeras investigaciones sobre la desinfección solar y su efecto bactericida [117], indicando además la relevancia de parámetros como la intensidad de la luz solar, el tiempo de exposición solar y la longitud de onda (siendo más efectivas las longitudes cortas) para la inactivación de las bacterias. Sin embargo, fue el investigador Aftin Acra y sus colaboradores de la Universidad de Beirut en 1984 [118] quienes publicaron el primer trabajo sobre la utilización de la luz solar, como un método eficaz y de bajo costo, para la desinfección de agua contaminada destinada a la rehidratación oral de niños con diarrea. Desde entonces y hasta la actualidad, se han llevado a cabo investigaciones en todo el mundo sobre el potencial de la desinfección solar del agua, conocida como SODIS (del inglés, Solar Disinfection) [119], como un método de tratamiento que emplea la energía solar para mejorar la calidad microbiológica del agua, a través de la inactivación de microorganismos patógenos [120], [121], [122].

La desinfección solar, basada en el aprovechamiento exclusivo de la radiación solar, es un método de aplicación simple, de bajo costo, ambientalmente sostenible (basado en recursos naturales y energía renovable) y eficaz para el tratamiento de agua potable [120], [123]. Normalmente, se utiliza a escala doméstica para purificar pequeñas cantidades de agua. La técnica consiste en exponer el agua cruda (a tratar) a la radiación solar, con el objetivo de destruir microorganismos patógenos (bacterias y virus) que causan enfermedades transmitidas por el agua y mejorar así la calidad de la misma (principalmente utilizada para consumo humano). Este método de desinfección utiliza el efecto germicida de la radiación UV, la actividad oxidativa del oxígeno disuelto en el

agua y el calentamiento térmico de la radiación IR (que puede llegar a producir pasteurización). SODIS se basa esencialmente en la sinergia óptica y térmica del sol para inactivar los microorganismos. Las áreas óptimas para implementar SODIS se encuentran típicamente entre las latitudes 15°N y 35°N, así como entre 15°S y 35°S, donde más del 90% de la luz solar alcanza la tierra como radiación directa, por la limitada cobertura nubosa y la poca precipitación. [124], [125].

Aunque la difusión de SODIS se remonta a la década de 1980, desde principios de la década del 2000, la Organización Mundial de la Salud (OMS) y UNICEF han respaldado y promovido su uso como un método viable para el tratamiento de agua doméstica para consumo humano, siendo aplicado en numerosos países en desarrollo donde el acceso a los suministros de electricidad y/o químicos es limitado o no está disponible, y donde la población consume agua cruda y microbiológicamente contaminada [125]. Asimismo, puede ser utilizado para tratar efluentes de aguas residuales o para situaciones de emergencia a nivel comunitario como un tratamiento a corto plazo después de desastres naturales o provocados por el hombre.

Por consiguiente, la desinfección solar ha demostrado ser un método económico y eficaz, y ha sido ampliamente probada para inactivar varios patógenos del agua que pertenecen a todos los ámbitos de interés sanitarios, incluidos microorganismos que son resistentes al cloro, por ejemplo: *Escherichia coli*, *Salmonella spp.*, *Giardia*, *Vibrio cholerae*, *Enterococcus faecalis*, *Bacteriophage MS2*, *Hepatitis A virus* y *Cryptosporidium parvum* [122], [123], [126], [127].

1.3.3. Utilización del método SODIS y parámetros principales

La aplicación más extendida del método SODIS se utiliza en los hogares de zonas rurales en países en desarrollo, donde la desinfección solar se ha convertido en una de las tecnologías más apropiadas y accesibles para la purificación del agua destinada al consumo humano. Se estima que, en el año 2020, aproximadamente cinco millones de personas en todo el mundo utilizaron SODIS como una técnica para la desinfección del agua, principalmente en países ubicados en África, Asia y América Latina [128]. A nivel doméstico se utiliza para la desinfección de pequeñas cantidades de agua. La técnica se basa en colocar el agua sin tratar (cruda y contaminada) y con una turbidez inferior a 30 NTU en recipientes de plástico transparente, normalmente botellas de PET (tereftalato de polietileno) de 1-2 L disponibles localmente, bajo la exposición directa a la radiación solar durante 6 horas si es un día soleado. Para la obtención de agua segura este periodo de exposición solar puede incrementarse durante 2 o 3 días consecutivos cuando la nubosidad es mayor del 50%. Tiempo después el agua se puede beber. [125]. La **Figura 1.20** muestra una guía simple para la utilización del método SODIS.

Los principales parámetros que afectan a la desinfección solar han sido estudiados ampliamente en la literatura, tales como la dosis UV recibida (dependiente de la intensidad de la luz solar y del tiempo de exposición), la calidad del agua y su composición (microorganismos patógenos, nutrientes, turbidez, materia orgánica, etc.), la altura de la lámina de agua, la temperatura del agua, las características del recipiente y el volumen de agua tratado, los cuales se abordan más adelante. Estos estudios científicos han ayudado a comprender el proceso y a desarrollar criterios rápidos y simples para determinar si la desinfección solar del agua ha finalizado y el agua está lista y segura para

beber [130], [131], [132], [133] [15]–[18] reduciendo así los riesgos asociados a la utilización de SODIS.

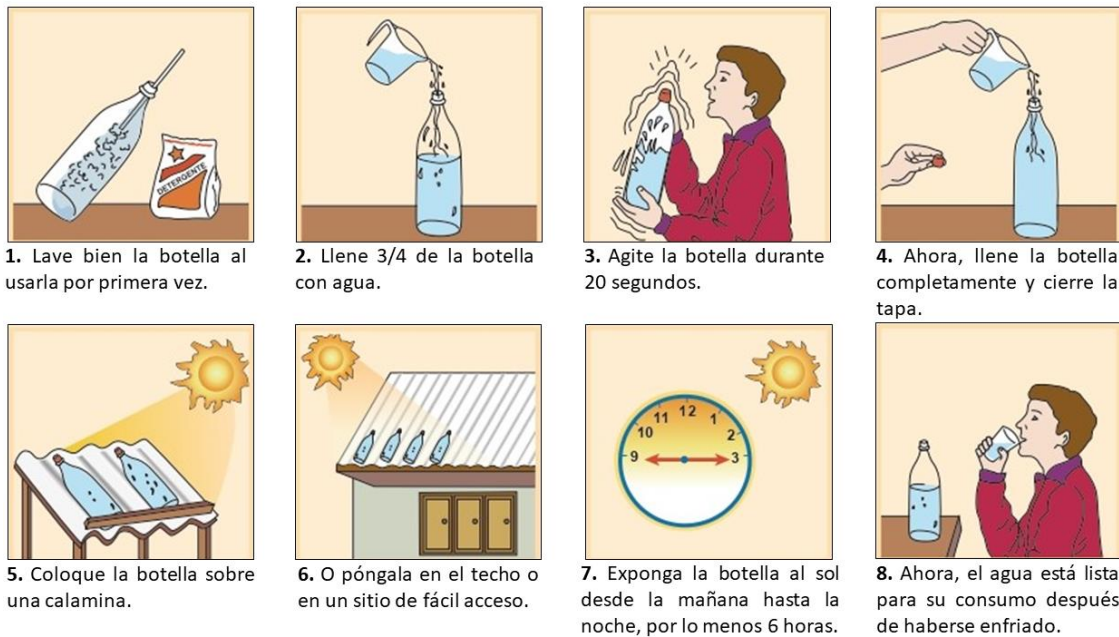


Figura 1.20. Descripción básica del método SODIS para el tratamiento de desinfección solar doméstico de agua [129].

En relación a los mecanismos de inactivación de patógenos, SODIS es un proceso complejo con múltiples mecanismos de fotoinactivación solar en el agua que operan simultáneamente o interactúan entre sí para inactivar los microorganismos. La inactivación ocurre esencialmente de tres maneras: mecanismos directo, mecanismo endógeno indirecto o exógeno indirecto (**Figura 1.21**). El mecanismo directo ocurre cuando la energía solar, en forma de fotones, actúa directamente sobre las estructuras o cromóforos fotosensibles del microorganismo (como el genoma, ADN/ARD; proteínas u otras biomoléculas), comprometiendo su estructura química y función. En cambio, el mecanismo indirecto ocurre por mecanismos de fotosensibilización, donde los fotones de luz son absorbidos por agentes endógenos (constituyentes del microorganismo) y/o exógenos (no constituyentes del microorganismo) y sensibilizan la producción de intermedios o productos reactivos fotogenerados (PRF), como las especies altamente reactivas de oxígeno (ROS, “Reactive Oxygen Species” en inglés) que causan daño a diferentes estructuras del microorganismo. [134], [135], [136]. Cuando el ADN de las células presentes en el agua es irradiado con luz UV, parte de la energía de la radiación puede absorberse por los anillos de pirimidina de las bases de timina y citosina en el ADN. Esta absorción de energía dificulta la replicación del ADN mediante la formación de dímeros de pirimidina, la cual impide la reproducción de los microorganismos. Además, aunque la radiación UV-A no es lo suficientemente energética como para modificar directamente las bases del ADN, sí es absorbida por los fotosensibilizadores presentes en el agua (como clorofilas, ácidos húmicos, compuestos fenólicos, quinonas, contaminantes químicos, etc.), los cuales reaccionan con el oxígeno generando las ROS, como los radicales libres de oxígeno y los peróxidos de hidrógeno. Estas especies altamente reactivas intervienen en las estructuras celulares y pueden dañar el ADN o contribuir a la inactivación de los microorganismos patógenos presentes en el agua. No obstante, el daño

celular puede repararse mediante mecanismos de reparación y defensa para contrarrestar el daño causado por la radiación UV y las ROS, como la fotorreactivación, que ocurre en presencia de luz azul y facilita la restauración de la estructura original del ADN, o mecanismos de reparación oscuros que actúan en ausencia de luz. La capacidad de los mecanismos de reparación dependerá del tipo de microorganismo y las condiciones ambientales específicas [136].

En este contexto, se puede argumentar que los microorganismos patógenos son vulnerables al efecto germicida de la radiación solar, especialmente en el espectro de luz UV-A (longitud de onda de 320-400 nm), que es la principal responsable de los mecanismos indirectos del daño celular en la desinfección solar [136], [137]. No obstante, el daño indirecto endógeno también se ocasiona en el rango UV-B (280-320 nm), y el daño indirecto exógeno en las regiones de luz UV-B y visible (400-700 nm). Por otro lado, el mecanismo directo endógeno se atribuye principalmente a los fotones en el rango UV-B, pero no se consideran el principal agente letal para los microorganismos en SODIS. La transmisión de esta radiación es limitada en la mayoría de los envases de SODIS, como las botellas de PET, pero esta vía de desinfección es especialmente importante en aguas superficiales poco profundas, en materiales transparentes a los rayos UV-B o en recipientes abiertos.

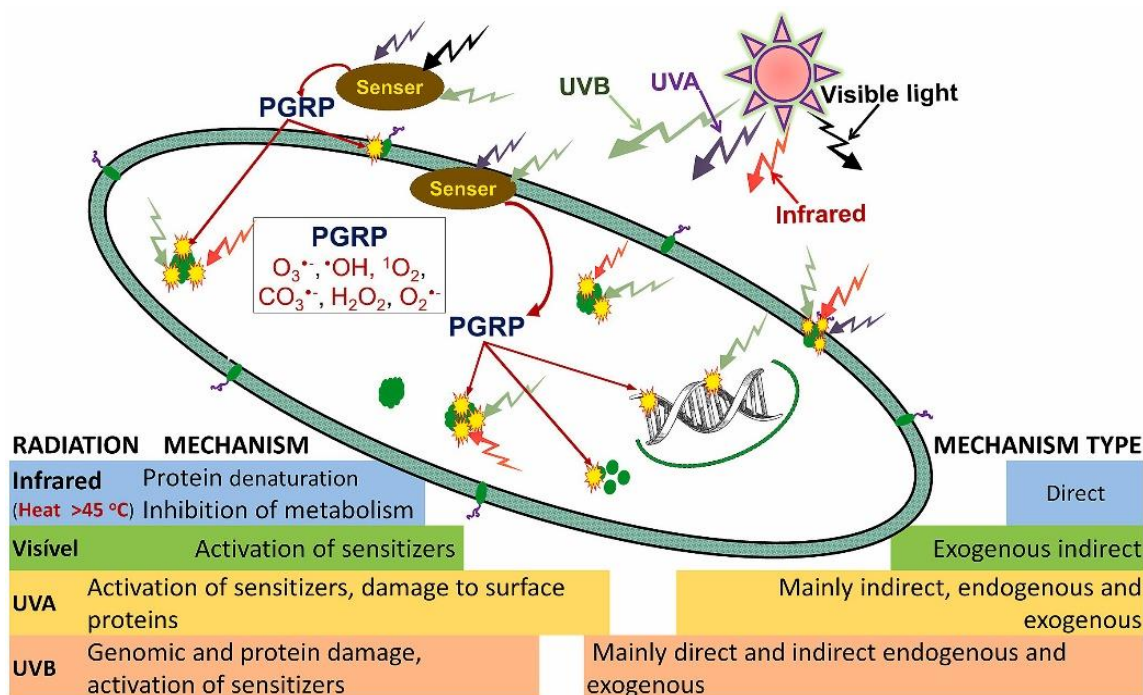


Figura 1.21. Esquema ilustrativo de los mecanismos de inactivación sinérgica de microorganismos mediante energía solar. La energía solar daña directamente el sitio de absorción de la biomolécula (luz amarilla) en los mecanismos directos, mientras que en mecanismos indirectos, la energía es absorbida por un sensibilizador, generando PRF (Productos Reactivos Fotogenerados, representados en la figura como PGRP) que dañan el sitio de la biomolécula (luz amarilla) que no ha absorbido energía. Las proteínas se representan en verde. [122].

Por otro lado, la inactivación térmica se relaciona con la elevada absorción de radiación infrarroja lejana (FIR) por parte del agua, de forma que incrementa su temperatura, lo que desencadena una serie de efectos sinérgicos y antagónicos entre los procesos ópticos y térmicos. Estos efectos están influenciados por las condiciones geográficas y climáticas

y la composición fisicoquímica del agua expuesta. Cuando la temperatura del agua supera los 65-70 °C, en algunos casos, es posible llegar a la pasteurización del agua, impidiendo el crecimiento de los microorganismos que son sensibles al calor. No obstante, sin llegar a alcanzar la temperatura de pasteurización de los microorganismos del agua, pero alcanzando al menos 45-50 °C o más, se produce una sinergia entre el efecto germicida del UV y la temperatura del agua, provocando un efecto combinado mucho mayor que la suma de cada uno de ellos por separado que aumenta el proceso de desinfección, lo que se atribuye a un efecto de pasteurización y a la inhibición de los mecanismos de reparación del ADN. [138]. La mortalidad de los microorganismos se incrementa cuando están expuestos a temperaturas elevadas (>40-45 °C) y a la radiación UV de forma simultánea [139], [140], [141]. Sin embargo, la fuerza de este efecto depende del tiempo de exposición y de la sensibilidad del microorganismo objetivo. [124], [142]. En cambio, se ha observado un efecto antagónico de la temperatura en el rango comprendido entre 20-40 °C [139], [140], el cual coincide con la temperatura óptima de crecimiento microbiano, que puede perjudicar la eficacia de la desinfección solar del agua al proporcionar condiciones favorables para el crecimiento microbiano, ralentizando el proceso. De este modo, se vuelve a concluir que SODIS depende en gran medida de la temperatura del agua, aún más en presencia de fuentes de agua naturales que pueden contener múltiples microorganismos y nutrientes. [139], [140], [143].

Como se ha comentado anteriormente, además de la temperatura del agua, existen otros parámetros principales que influyen en la eficacia de SODIS, incrementando o reduciendo el tiempo de exposición bajo la luz solar necesario para alcanzar una determinada reducción logarítmica de la población de microorganismos presentes en el agua. Una mayor dosis de radiación UV potencia la desinfección, mientras que la presencia de altas concentraciones de patógenos y/o un alto contenido en nutrientes favorecen la actividad microbiana en el agua, lo que puede disminuir la efectividad del proceso. La concentración elevada de la turbidez del agua también puede reducir la eficacia de la inactivación microbiana, al disminuir la penetración de la luz solar (absorción o dispersión de la luz) y al proporcionar refugio a los microorganismos patógenos (por ejemplo: las partículas en suspensión pueden crear sombras y zonas oscuras dentro del agua). La materia orgánica natural puede atenuar la radiación, reduciendo la inactivación por mecanismos endógenos, pero al mismo tiempo sensibiliza la formación de intermediarios reactivos que pueden dañar los microorganismos a través de mecanismos exógenos [136]. En cuanto a las características del recipiente en el proceso de SODIS, la geometría (plana, rectangular, cilíndrica) y forma de la botella utilizada influyen en la exposición del agua a la luz solar y en la profundidad de la columna de agua. Los recipientes con formas que maximizan la exposición solar y un tamaño adecuado para una distribución uniforme de la radiación pueden mejorar la desinfección. Una columna de agua más delgada facilita la penetración de la radiación solar, lo que favorece una desinfección más eficiente. Además, el material del recipiente puede influir en la transferencia de calor y en la transmisión de la radiación solar al agua. Los recipientes transparentes y fabricados con materiales que permiten una mejor penetración de la luz solar, como el vidrio o el plástico transparente, mejoran la eficacia de la desinfección solar al aumentar la radiación UV recibida y/o incrementar la temperatura del agua. Por otra parte, las tasas de inactivación pueden variar en órdenes de magnitud en función de

la resistencia del microorganismo (características fisiológicas) y de las condiciones ambientales. [118], [122], [138], [144].

Para intentar mejorar el proceso de desinfección solar se han estudiado distintas opciones. Una de ellas es aumentar la radiación UV recibida en las botellas. En un estudio de Kehoe et al. [145], se propuso recubrir la superficie trasera de las botellas PET con un material reflectante, en este caso de papel de aluminio cubriendo la mitad del área total, capaz de reflejar los rayos UV-A incluso en días nublados. Los resultados mostraron que cubrir la superficie trasera del reactor de desinfección solar con aluminio mejoró la eficiencia de inactivación del sistema independientemente de la luz solar, lo que posteriormente fue corroborado por Mani et al. [146] quien además observó que los reflectores solares también pueden aumentar la temperatura del agua durante la experimentación (aunque no en la misma medida que los materiales absorbentes). Sin embargo, aunque es una opción económica y accesible, el papel de aluminio no es un material adecuado en condiciones de campo, ya que se rompe fácilmente. Otros estudios han utilizado otros materiales reflectantes igual de efectivos pero más resistentes, en función de la disponibilidad local, como por ejemplo laminados metálicos corrugados (**Figura 1.22b**), papel reflectante adherido a las botellas (**Figura 1.22c**) y acero desnudo entre otros [125], [147]. Para acelerar el proceso de inactivación térmica (IR) en la desinfección solar, se planteó utilizar superficies traseras absorbentes bajo las botellas SODIS y pintar la parte interior de los contenedores de negro (**Figura 1.22d**) que ayudaría en la absorción de la radiación solar con el objetivo de aumentar la temperatura del agua [146], [147], [148]. No obstante, en días nublados esta opción no puede elevar suficientemente la temperatura del agua. Un inconveniente de estas alternativas es el riesgo de sombreado de las botellas que están cubiertas con estas superficies traseras, dado que las botellas son redondas y el movimiento de su superficie podría obstaculizar la llegada de la radiación solar al agua.

Otras alternativas estudiadas para mejorar la desinfección solar han sido los aditivos químicos durante el tratamiento [149]. Por ejemplo, el dióxido de titanio (TiO_2) es uno de los semiconductores más utilizados para el tratamiento de agua. Este fotocatalizador ayuda a acelerar la desinfección solar mediante procesos de oxidación fotocatalítica (que implican la utilización de luz UV), los cuales pueden generar especies reactivas de oxígeno (ROS) para destruir una gran variedad de contaminantes químicos en el agua y causar daños a los microorganismos. Entre sus principales inconvenientes, el TiO_2 requiere de luz UV para activarse, lo que puede limitar su eficacia en condiciones de luz solar difusa, además de aumentar el costo del tratamiento debido a su utilización y a la complejidad de su recuperación posterior. El ZnO o Fe_2O_3 son otros de los semiconductores que se emplean. Aunque su eficacia aumenta en condiciones de luz solar difusa, suelen ser menos estables que otros aditivos y su efectividad depende de la concentración y el pH del agua. El percarbonato de sodio combinado con ácido cítrico o cobre más ascorbato tiene la capacidad de generar peróxido de hidrógeno al reaccionar con el agua, un oxidante potente que contribuye al proceso de desinfección. No obstante, su eficacia puede fluctuar según la dosis utilizada, la presencia de otras sustancias en el agua y la estabilidad del peróxido de hidrógeno.

Algunos investigadores han centrado sus esfuerzos en abordar las limitaciones técnicas mediante el diseño y la evaluación de sistemas y contenedores novedosos para el método SODIS. Las soluciones más prometedoras para mejorar la capacidad de tratamiento y la

efectividad se centran en el uso de sistemas solares que aumenten la captación de fotones solares adicionales mediante la utilización de espejos de Colectores Parabólicos Compuestos (CPC) y tubos de vidrio de borosilicato transparente o plástico como fotorreactores de diferentes volúmenes, orientados N-S o E-W, e inclinados según el ángulo de ubicación de latitud [100] (**Figura 1.22e, f, g**). La utilización de botellas de PET dentro de los CPC debe abordarse con cuidado, ya que es importante no alcanzar la temperatura vítrea de PET (65-70 °C) que puede dañar el envase y liberar componentes peligrosos al agua. También, se han evaluado y probado varios prototipos basados en esta tecnología durante los últimos años en comunicados de bajos recursos, tanto con el uso de fotorreactores con recirculación de agua [150] como no recirculantes [151], [152], [153], estos últimos optando por un prototipo más simple y de bajo costo. A pesar de los buenos resultados y el buen rendimiento en el proceso de desinfección de diversos microorganismos presentes en distintas muestras de agua (como agua de pozo natural, agua turbia, y aguas residuales), gracias a las superficies traseras reflectantes y absorbentes, y a los contenedores de mayor volumen que alcanzan tasas de inactivación más rápidas que el método SODIS convencional, el principal obstáculo para implementar este tipo de sistemas sigue siendo el alto coste para los usuarios de comunidades de bajos ingresos, así como su mantenimiento. Además, también se han evaluado otros contenedores menos avanzados que los reactores CPC, como recipientes de plástico con mayor capacidad de agua que una botella común de PET de 2 L, botellas dispensadoras de agua de plástico de policarbonato (WDC) de 19 L [154], o cubos de polipropileno transparente (PP) de 5 L y 20 L de volumen [155], que utilizan materiales de bajo costo y disponibles localmente que demuestran su efectividad en el tratamiento de agua contaminada.

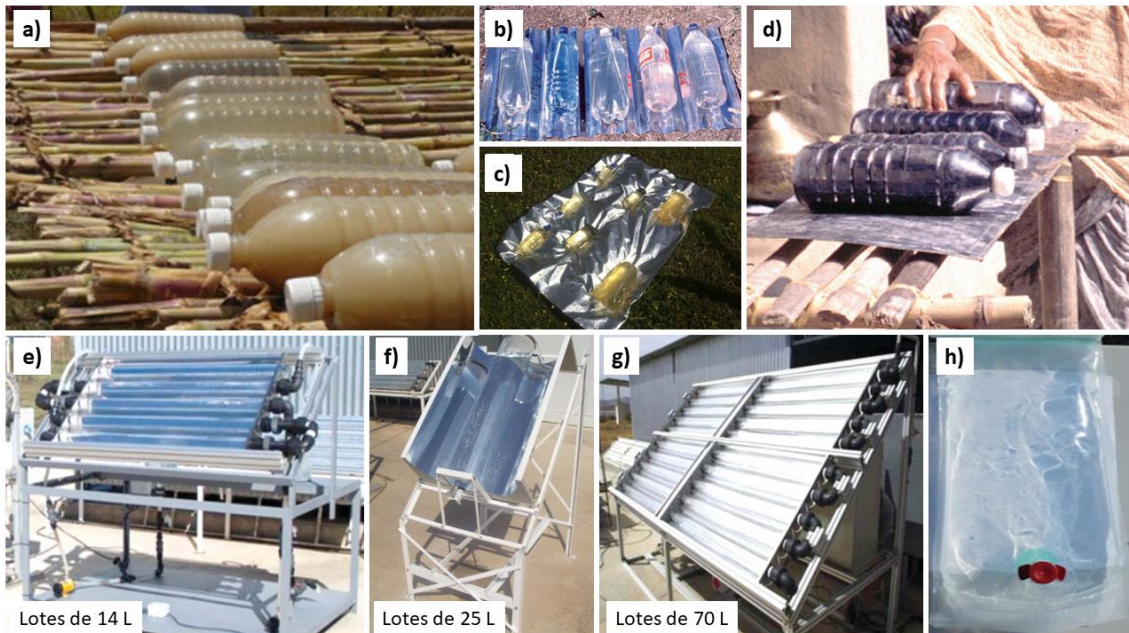


Figura 1.22. Diferentes configuraciones de desinfección solar: a) SODIS convencional [149]; botellas con superficies traseras reflectantes: b) laminados metálicos [157] y c) papel reflectante [158]; d) botellas con superficies traseras pintadas de negro [157]; e), f), g) reactores SODIS por lotes compuestos por tubos de vidrio + CPC [149]; h) bolsa de PET [156].

Una alternativa a las botellas PET son las bolsas SODIS (**Figura 1.22h**), fabricadas con polietileno de baja densidad apto para el uso alimentario, que representan una tecnología

simple y de bajo costo. Estas bolsas son accesibles en áreas con recursos limitados y ofrecen una solución para aumentar tanto el volumen de agua tratada como el área de recolección de fotones solares, minimizando la capa de agua y logrando así una mejor penetración de la luz, aumentando así la eficiencia en el proceso. [156]. Sumado a esto, las bolsas SODIS son más adecuadas y eficaces que las botellas de PET, especialmente en situaciones de emergencia como desastres naturales, debido a la facilidad de envío, transporte y almacenaje en grandes cantidades. Después de una catástrofe natural, las botellas de plástico pueden escasear y limitar el tratamiento de desinfección. A pesar de estas ventajas, las bolsas SODIS son menos duraderas que las botellas PET, lo que incrementa el riesgo de rotura y deterioro; además suelen tener una capacidad menor y un diseño que puede dificultar el llenado de agua. Asimismo, su aplicación en el ámbito doméstico ha sido limitada debido a la dificultad asociada con el manejo del tratamiento.

1.3.4. Resumen: Ventajas y Limitaciones de la Desinfección Solar

Entre las principales ventajas de la desinfección solar se destacan: la no dependencia de compuestos químicos ni fuentes eléctricas, el uso de energía renovable (utilización de la energía óptica y térmica del sol para inactivar microorganismos presentes en el agua), los bajos costes de operación y mantenimiento (los costes para el usuario están asociados con la obtención de las botellas PET que deben de reemplazarse cada 6 meses), la no generación de residuos y el cambio mínimos en el olor y sabor del agua tratada [125]. Además, es un método simple y seguro para el usuario y no requiere de grandes tareas de mantenimiento. [118].

A pesar de ello, SODIS presenta varias limitaciones [120], [122], [145], como son:

La disponibilidad de luz solar, ya que la desinfección tiene lugar en tiempo real cuando la energía solar está disponible y llega al reactor. La desinfección solar no ocurre de noche, y su efectividad no se garantiza en días nublados o lluviosos. Por otro lado, la radiación solar UV también es limitada, aunque se puede aumentar mediante superficies reflectantes o absorbentes, como el uso de espejos solares, colectores parabólicos compuestos [159], etc. Esta tecnología depende del clima y solo es efectiva en regiones con alta irradiación (la llamada zona del “cinturón solar”). Pero, por otra parte, la mayoría de las regiones en desarrollo están ubicadas en esta gran área, siendo la mayor parte de población que necesita agua potable.

La turbidez del agua es un parámetro muy importante para lograr una buena desinfección. Un nivel de turbidez superior a 30 NTU compromete la eficacia de SODIS, debido a que la turbidez reduce la transmisión de la radiación UV al agua, por ello es necesario llevar a cabo un pretratamiento del agua para eliminar o reducir los niveles de turbidez antes de proceder con el método SODIS.

Tras el tratamiento de exposición solar es fundamental evitar la contaminación posterior del recipiente y prevenir el crecimiento microbiano del agua tratada con SODIS (cierta recuperación o rebrote de organismos patógenos inactivados como las bacterias, particularmente en agua turbia). En el caso de la obtención de agua potable, esta debe ser consumida con un margen de un día (24 horas) tras la exposición solar [118], [120], [145].

La acción de la luz solar sobre el material de plástico puede liberar productos químicos en el agua tratada como resultado de la fotodegradación causada por la exposición prolongada y repetida a la radiación solar. Existe controversia en los estudios científicos sobre la detección y medición de fotoproductos en los envases de PET, algunos sugieren que con el uso correcto de los envases estos derivados no superan los límites establecidos para la calidad del agua potable, aunque sí superan dichos límites en bolsas fabricadas con el mismo material. En cambio, otros determinan que los productos son mayoritariamente volátiles y no se acumulan en el agua con concentraciones suficientes para ocasionar problemas de salud durante el uso diario de la técnica, por lo que se ha demostrado un aumento no significativo en la toxicidad y genotoxicidad del agua tratada [160], [161], [162], [163]. Sin embargo, para asegurar que esto no sea un problema, los usuarios deben de reemplazar sus botellas cada 6 meses.

El volumen de agua que se puede procesar al día en una botella de PET es bajo y limitado (0,5–2 L). No obstante, en los últimos años se han investigado algunas estrategias alternativas viables, como es el uso de los reactores solares, bolsas o botellas de mayor capacidad comentados anteriormente (apartado 1.3.5) [164], [165].

De manera general, los patógenos bacterianos, los hongos y la mayoría de virus transmitidos por el agua son muy sensibles frente a la desinfección solar y pueden inactivarse con facilidad mediante la desinfección solar [123], [127], [166], [167]. Sin embargo, también existen ciertos microorganismos que son resistentes al proceso de desinfección solar, como las esporas bacterianas (por ejemplo, esporas de *Bacillus subtilis* o *Clostridium perfringens*) o protozoos (como *Cryptosporidium parvum*, *Acanthamoeba polyphaga*, *A. polyphaga*, *Naegleria gruberi*, *Giardia lamblia o muri*) [126], [168], [169]. Aunque la inactivación o reducción considerable de muchos de estos microorganismos ya ha sido evidenciada en la literatura científica [126], [170].

El reciclaje de las botellas de plástico utilizadas cada seis meses puede generar un problema ambiental y de gestión de residuos en comunidades en desarrollo donde no hay un sistema de reciclaje adecuado.

Existen algunas barreras sociales que pueden dificultar la adopción y aceptación de SODIS, como son: la falta de información y conciencia sobre la técnica, la desconfianza en la eficacia, la percepción cultural y estigmatización, necesidad de tiempo y paciencia (SODIS depende de la exposición de varias horas al sol para el tratamiento de pequeños volúmenes), etc. Para el éxito de SODIS, necesariamente los miembros de la comunidad deben de superar estas limitaciones socioculturales, adoptar, participar y usar esta técnica.

1.4. Sistema híbrido fotoquímico fotovoltaico (SolWat)

A pesar del avance tecnológico en las tecnologías de tratamiento terciario en las estaciones depuradoras de aguas residuales, destinadas a mejorar la calidad del agua antes de su descarga al entorno natural o para su reutilización, aún persisten desafíos significativos relacionados con los aspectos económicos y la sostenibilidad operativa. De manera que, aunque estas tecnologías han alcanzado niveles elevados de eficiencia, los costes asociados a su instalación, tratamiento y mantenimiento, junto con el alto consumo

eléctrico que requieren, siguen siendo desafíos importantes. En los países desarrollados, generalmente, el tratamiento terciario no se utiliza tan ampliamente como el tratamiento primario y el secundario, mientras que, en los países en desarrollo, este suele ser inexistente debido a la carencia incluso de los tratamientos esenciales. Esta disparidad evidencia la dificultad de implementar procesos de depuración avanzada que sean económicamente accesibles, efectivos, con un consumo energético reducido y un impacto ambiental mínimo.

Una alternativa a corto plazo para el desarrollo de sistemas de desinfección de agua, garantizando al menos una eficiencia comparable a los métodos actuales y el cumplimiento de las normativas vigentes, pero con costes reducidos y una menor dependencia energética, consistiría en la introducción del uso de fuentes de energía renovable en las tecnologías existentes. La energía solar se reconoce ampliamente como una fuente de energía renovable que proviene del aprovechamiento de la radiación electromagnética emitida por el Sol (**Figura 1.23**). Esta fuente de energía es prácticamente inagotable y se considera la opción más prometedora para desarrollar soluciones eficientes y de bajo costo tanto en la desinfección solar del agua (método SODIS: botellas de PET) como en la generación de electricidad (sistemas solares fotovoltaicos) a nivel mundial. Ambos sistemas aprovechan la radiación solar como una fuente de energía limpia que minimiza el impacto ambiental y ofrece un alto potencial para abordar la desinfección, para la inactivación de microorganismos patógenos, y las necesidades energéticas. El tratamiento solar se basa exclusivamente en el uso de la luz ultravioleta natural, pero esta solo constituye aproximadamente el 5% de la energía total disponible del espectro solar, por lo que su eficiencia está limitada. Por otro lado, los sistemas fotovoltaicos basados en células de silicio aprovechan principalmente la radiación en forma de luz visible e infrarroja cercana para generar electricidad, que constituye la mayor parte de la radiación solar que llega a la superficie de la tierra (aproximadamente un 50%), aunque también aprovechan la parte del espectro de luz ultravioleta, aunque con menos eficiencia. Otras tecnologías fotovoltaicas distintas de las células de silicio incluso utilizan parte de la radiación infrarroja (constituye el 45% del espectro solar), aunque a costes aún muy altos que impiden su uso masivo.

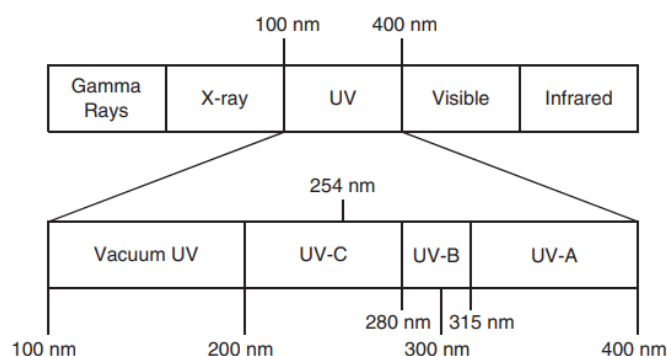


Figura 1.23. Espectro electromagnético de la radiación solar a nivel del mar [171].

En este contexto, la tecnología de desinfección propuesta como tratamiento terciario en este trabajo, denominada como SolWat, está basada en un sistema híbrido fotoquímico-fotovoltaico para la depuración de agua y la generación simultánea de electricidad, que utiliza únicamente la energía solar (**Figura 1.24**).

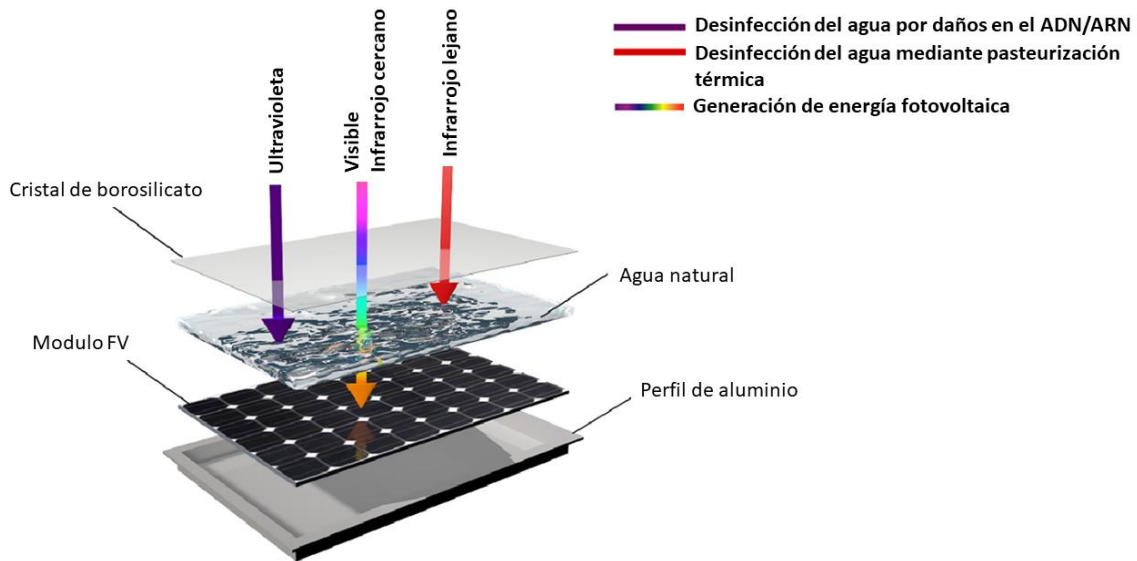


Figura 24. Esquema del sistema híbrido SolWat para la desinfección del agua y la producción de electricidad con el uso exclusivo de la energía solar: la radiación ultravioleta (UV) e infrarroja cercana (FIR) contribuyen a la desinfección del agua; y la radiación visible (VIS) e infrarroja cercana (NIR) indican en el módulo FV de silicio para producir electricidad. Se puede observar la integración del módulo fotovoltaico en la parte inferior del sistema, y el reactor de agua en la parte superior.

La tecnología SolWat presenta una geometría plana y consta de dos componentes principales: un reactor de desinfección de agua y un módulo fotovoltaico, ambos integrados en una única unidad que aprovecha el espectro solar de forma más eficiente. El sistema recibe la radiación solar y la utiliza para dos aplicaciones diferentes. Por una parte, en el reactor de desinfección de agua tiene lugar el efecto germicida de la radiación ultravioleta y el efecto de pasteurización térmica de la luz infrarroja lejana con fines de desinfección bacteriana que reducen enormemente el número de microorganismos patógenos presentes en el agua. Por otra parte, la radiación visible e infrarroja cercana llegan al módulo fotovoltaico de silicio que genera electricidad solar fotovoltaica. Desde esta perspectiva, esta novedosa tecnología no solo mejorará la eficiencia en la captura de la radiación solar, sino que también conllevará una serie de ventajas adicionales que incluyen la no dependencia de energía eléctrica o compuestos químicos, el uso y generación de energía renovable, y la no generación de residuos. Todo esto respaldado por un diseño simple y económico, junto con la durabilidad y la compactidad del sistema.

Desde un enfoque más general, el prototipo del sistema SolWat consta de dos submódulos, los cuales se apilan uno encima del otro, ensamblados en un único sistema. En la parte inferior se encuentra el módulo FV de silicio, que actúa como base del submódulo de purificación del agua, donde se contendrá la capa de agua experimental, que es transparente a la radiación visible e infrarroja cercana. El submódulo de desinfección de agua presenta una capa fina de agua de 18 mm de altura y una capacidad de 1 L, y está hecho de un marco de aluminio con perfiles en forma de L alrededor del módulo FV. Además, está cubierto con vidrio de borosilicato de 2 mm de espesor permitiendo una alta transmitancia para el espectro UV (UVA-UVB), pudiendo llegar al 90% de transmitancia del espectro visible e infrarrojo (**Figura 1.25**). La desinfección del agua tiene lugar entre la cubierta de vidrio del submódulo de desinfección del agua y el módulo fotovoltaico.

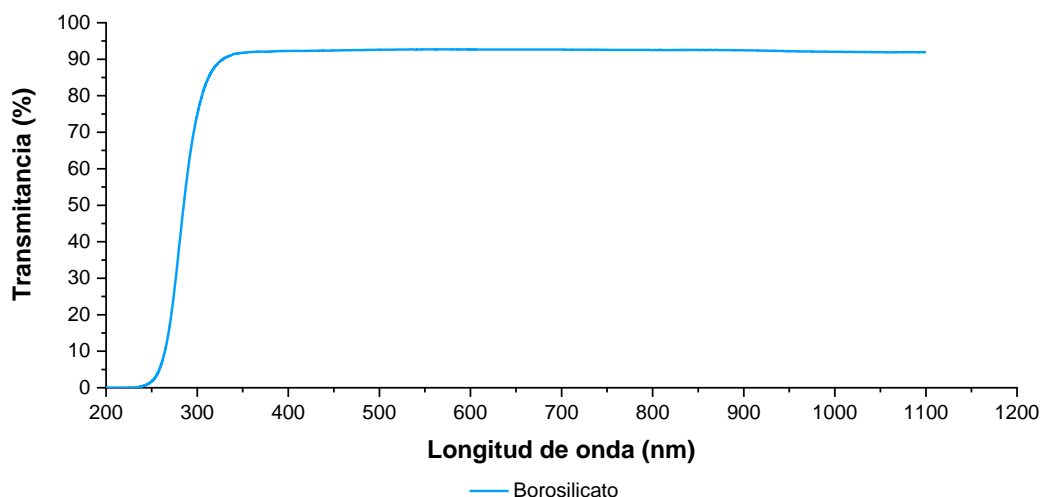


Figura 1.25. Transmitancia (%) de luz a través de un vidrio de borosilicato de 2 mm de espesor.

Este concepto fue investigado por primera vez por M. Vivar et al. (2010) [172], quienes desarrollaron los primeros prototipos de este sistema híbrido solar de purificación del agua y fotovoltaico. El primer prototipo SolWat, basado en un tratamiento fisicoquímico al combinar un reactor de fotocatalisis de agua para eliminación de colorantes orgánicos con la tecnología fotovoltaica [173], [174], evidenció la viabilidad de este concepto mediante los resultados obtenidos en la degradación fotocatalítica (con TiO_2 suspendido como fotocatalizador) de diferentes colorantes orgánicos (azul de metileno, rojo ácido 26 y 4-clorofenol) utilizados como contaminantes simulados del agua, los cuales se degradaron casi por completo [175]. Estos hallazgos se analizaron en términos de decoloración del tinte y producción de energía fotovoltaica, mostrando que las tecnologías fotocatalítica y fotovoltaica podrían funcionar simultáneamente produciendo agua purificada y generación de electricidad renovable.

Más adelante, la purificación microbiológica de agua combinada con la tecnología fotovoltaica fue introducida inicialmente por Pichel et al. [176] y Wang et al. [177] en 2016, demostrando que la inactivación bacteriana y la generación de energía solar podrían funcionar simultáneamente. Las investigaciones del sistema continuaron bajo diferentes condiciones de operación, considerando las variaciones de irradiancia y temperatura a lo largo de un año; seguidas de estudios sometidos a un estudio cinético microbiano para optimizaciones del sistema, con una nueva variable que estudió el tiempo real de tratamiento SODIS necesario para purificar el agua [178]. Como consecuencia se demostró que la eficiencia de desinfección SODIS en SolWat es mayor que en las botellas de PET (utilizadas en SODIS convencional), logrando la inactivación bacteriana completa o altos niveles de desinfección durante el tratamiento. También se demostró la idoneidad del sistema híbrido para el tratamiento de agua potable y generación simultánea de electricidad en países en desarrollo, desarrollando un sistema autónomo de mayor tamaño que podría cubrir las necesidades de agua potable y electricidad de una familia tipo en un hogar de un país en desarrollo [121], [179]. Los experimentos utilizaron el sistema en modo por lotes (o modo estático, sin circulación de agua) y fuentes superficiales de agua de río. Como indicadores de la calidad del agua potable se utilizaron las cepas de *Escherichia coli*, *Enterococcus faecalis* y *Clostridium perfringens*. Conjuntamente se encontró que después de 3 h los niveles de desinfección eran adecuados

para el tratamiento de agua potable, pudiendo realizar hasta 3 tratamientos al día (uno detrás de otro).

En base a los buenos resultados obtenidos para el tratamiento de agua potable, se plantea evaluar la idoneidad del sistema para el tratamiento de aguas residuales reales provenientes del efluente del tratamiento secundario de una EDAR. La tecnología SolWat, dimensionada de acuerdo a las necesidades de cada instalación, se integraría como tratamiento terciario en plantas de tratamiento de aguas residuales permitiendo la reutilización segura del efluente para un nuevo uso del agua (agrícola, industrial, etc.). Así se reemplazarían otros procesos de desinfección convencionales que presentan un alto consumo de energía (lámpara UV) y procesos químicamente dependientes (cloración), los cuales también incrementan los costes de depuración. Por otro lado, el sistema SolWat, al integrar tecnología fotovoltaica, produciría electricidad extra a partir de una fuente de energía limpia y renovable, favoreciendo la gestión eficiente y sostenible de las plantas de tratamiento de agua residual, y la reducción de los costes energéticos derivados de su operación (bombeo, aireación, etc.). Para lograr la implementación efectiva de este sistema híbrido como tratamiento terciario, se requiere buscar el máximo rendimiento y eficiencia de esta tecnología. La tecnología SolWat sería especialmente adecuada en aquellos países que ya utilizan las tecnologías esenciales para el tratamiento de agua residual y que, además, se ubican dentro del área denominada “cinturón solar”, entre las latitudes 40°N y 35°S, donde las condiciones de irradiación son más favorables para el empleo de esta tecnología (**Figura 1.26**) debido a la alta irradiación solar recibida a lo largo del año. Desde otro punto de vista, esta tecnología también podría ser adecuada en situaciones de emergencia o en instalaciones fotovoltaicas con el propósito de aumentar la producción eléctrica y al mismo tiempo depurar y reutilizar las aguas residuales.

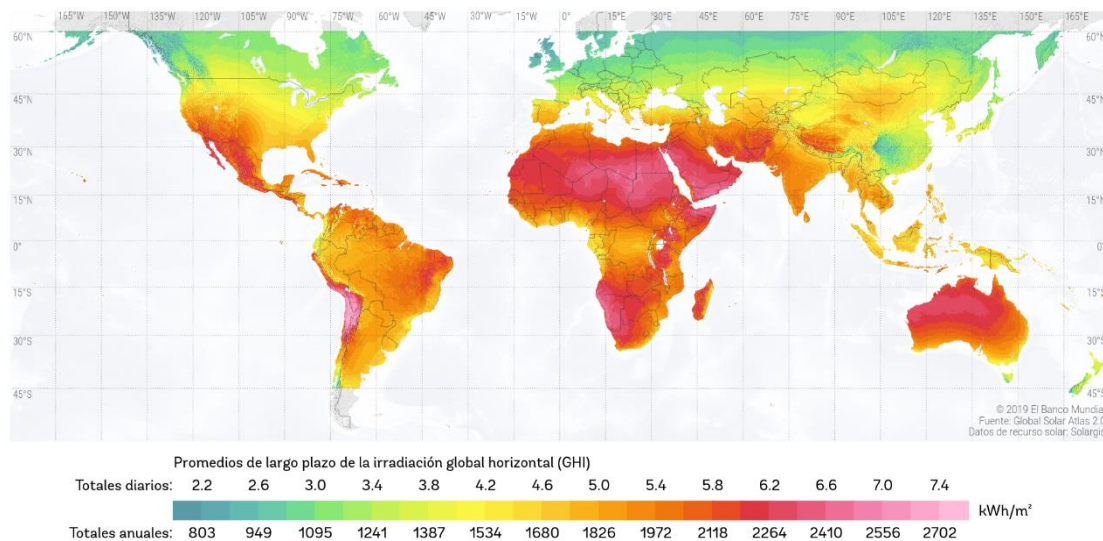


Figura 1.26. Mapa mundial de la suma anual de la irradiación global horizontal donde se muestran las mejores condiciones para aplicaciones de la energía solar. [180].

Este estudio constituye la primera utilización del sistema SolWat como posible tratamiento terciario de purificación de agua, con fines de inactivación microbiana, y la generación simultánea de energía limpia. Esta tecnología escalable, tiene como objetivo final obtener un sistema terciario para la reutilización de aguas residuales reales

Sistema híbrido fotoquímico-fotovoltaico como tratamiento terciario para la obtención de agua regenerada y la generación simultánea de energía

provenientes del efluente secundario de un EDAR, con bajo consumo energético y alto rendimiento para autoabastecer el propio sistema y/o subsanar la demanda energética de las depuradoras.

Referencias

- [1] United States Geological Survey (USGS), ‘Global water distribution.’ Accessed: Aug. 14, 2023. [Online]. Available: <https://www.usgs.gov/special-topics/water-science-school/science/how-much-water-there-earth>
- [2] N. Argaw, *Renewable Energy in Water and Wastewater Treatment Applications*. 2003.
- [3] J. Cook, H. Perlman, and A. Nieman, ‘How Much Water is There on Earth?’, USGS science for a changing world. Accessed: Mar. 01, 2024. [Online]. Available: <https://www.usgs.gov/media/images/all-earths-water-a-single-sphere> %0A
- [4] Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD), ‘OECD ENVIRONMENTAL OUTLOOK TO 2050: The consequences of Inaction.Key Findings on Water.’, 2012.
- [5] P. Burek *et al.*, ‘Water Futures and Solution Fast Track Initiative-Final Report’, 2016. Accessed: Aug. 16, 2023. [Online]. Available: <https://pure.iiasa.ac.at/13008>
- [6] WWAP (Programa Mundial de Evaluación de Recursos Hídricos de la UNESCO), ‘The United Nations World Water Development Report 2023: Partnerships and cooperation for water.’ Accessed: Aug. 18, 2023. [Online]. Available: <https://www.unwater.org/publications/un-world-water-development-report-2023>
- [7] E. Commission, ‘Agua: La Comisión lleva a ESPAÑA ante el Tribunal de Justicia por incumplir la Directiva sobre el tratamiento de aguas residuales urbanas.’
- [8] T. Gleeson, Y. Wada, M. F. P. Bierkens, and L. P. H. Van Beek, ‘Water balance of global aquifers revealed by groundwater footprint’, *Nature*, vol. 488, no. 7410, pp. 197–200, 2012, doi: 10.1038/nature11295.
- [9] S. S. Myers and J. A. Patz, ‘Emerging threats to human health from global environmental change’, *Annu Rev Environ Resour*, vol. 34, pp. 223–252, 2009, doi: 10.1146/annurev.environ.033108.102650.
- [10] J. M. Sagasta, *More people, more food, worse water?: a global review of water pollution from agriculture*. 2018.
- [11] World Health Organization, ‘Drinking-water’. Accessed: Aug. 14, 2023. [Online]. Available: <https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/drinking-water>
- [12] J. Teague, E. A. Johnston, and J. Graham, ‘Water, sanitation, hygiene, and nutrition: successes, challenges, and implications for integration’, *Int J Public Health*, pp. 913–921, 2014, doi: 10.1007/s00038-014-0580-8.
- [13] K. Bolt, G. Ruta, and M. Sarraf, ‘Estimating the Cost of Environmental Degradation: A Training Manual in English, French and Arabic. Environment working paper series, No. 106. Washington, DC, Grupo del Banco Mundial.’ Accessed: Aug. 18, 2023. [Online]. Available: <https://documents.worldbank.org/en/publication/documents-reports/documentdetail/418021468138259656/estimating-the-cost-of-environmental-degradation-a-training-manual-in-english-french-and-arabic>
- [14] ‘WHO/UNICEF Joint Monitoring Program for Water Supply, Sanitation and Hygiene (JMP). PROGRESS ON HOUSEHOLD DRINKING WATER, SANITATION AND HYGIENE 2000-2020: Five years into the SDGs.’, Accessed: Aug. 10, 2023. [Online]. Available: <https://www.unwater.org/publications/who/unicef-joint-monitoring-program-water-supply-sanitation-and-hygiene-jmp-progress-0>
- [15] M. Ballesteros, C. Brindley, J. A. Sánchez-Pérez, and P. Fernández-Ibañez, ‘Worldwide research trends on solar-driven water disinfection’, *Int J Environ Res Public Health*, vol. 18, no. 17, Sep. 2021, doi: 10.3390/ijerph18179396.
- [16] UNESCO., ‘The United Nations world water development report 2019: leaving no one behind’. Accessed: Aug. 22, 2023. [Online]. Available: <https://es.unesco.org/water-security/wwap/wwdr/2019>
- [17] E. R. Jones, M. T. H. Van Vliet, M. Qadir, and M. F. P. Bierkens, ‘Country-level and gridded estimates of wastewater production, collection, treatment and reuse’, *Earth Syst Sci Data*, vol. 13, no. 2, pp. 237–254, Feb. 2021, doi: 10.5194/essd-13-237-2021.
- [18] ‘The human right to water and sanitation. Resolution adopted by the General Assembly on 28 July 2010.’ Accessed: Aug. 10, 2023. [Online]. Available: <https://www.unwater.org/water-facts/human-rights-water-and-sanitation>

- [19] World Health Organization (WHO), 'Guidelines for Drinking-water Quality. FOURTH EDITION.' Accessed: Aug. 21, 2023. [Online]. Available: <https://www.who.int/es/publications/i/item/9789241549950>
- [20] United Nations. General Assembly., 'Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development'. Accessed: Aug. 21, 2023. [Online]. Available: <https://sdgs.un.org/2030agenda>
- [21] United Nations (UN), 'Sustainable Development Goals (SDG). THE 17 GOALS.' Accessed: Aug. 21, 2023. [Online]. Available: <https://sdgs.un.org/goals>
- [22] S. A. H. WHO/UNICEF JOINT MONITORING PROGRAMME FOR WATER SUPPLY, 'PROGRESS ON HOUSEHOLD DRINKING WATER, SANITATION AND HYGIENE 2000-2022'.
- [23] 'The Sustainable Development Goals Report 2023: Special Edition.Sustainable development goals. United Nations.' Accessed: Aug. 18, 2023. [Online]. Available: <https://unstats.un.org/sdgs/report/2023/>
- [24] 'ONU (Organización de las Naciones Unidas). Una población en crecimiento.' Accessed: Aug. 16, 2023. [Online]. Available: <https://www.un.org/es/global-issues/population#El%20Mundo%20en%202100>
- [25] 'Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (2015). AQUASTAT - Sistema mundial de información de la FAO sobre el agua en la agricultura.' Accessed: Aug. 08, 2023. [Online]. Available: <https://www.fao.org/aquastat/es/overview/methodology/water-use>
- [26] 'The United Nations World Water Development Report 2022:groundwater: making the invisible visible; facts and figures.' Accessed: Aug. 21, 2023. [Online]. Available: <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000380733>
- [27] 'WWAP (Programa Mundial de Evaluación de los Recursos Hídricos)/ONU-Agua. 2018. The United Nations World Water Development Report 2018: Nature-Based Solutions for Water. París, UNESCO.' Accessed: Aug. 17, 2023. [Online]. Available: <https://www.unwater.org/publications/world-water-development-report-2018>
- [28] 'WRI (Instituto de Recursos Mundiales). Sitio de internet de WRI Aqueduct. 2019.' Accessed: Aug. 16, 2023. [Online]. Available: www.wri.org/aqueduct
- [29] UN Department of Economic and Social Affairs. World Bank., 'Making Every Drop Count. An Agenda for Water ACCIÓN: High- Level Panel on Water Outcome Document.', 2018. doi: <https://reliefweb.int/report/world/making-every-drop-count-agenda-water-action-high-level-panel-water-outcome-document-14>.
- [30] C. He *et al.*, 'Future global urban water scarcity and potential solutions', *Nat Commun*, vol. 12, no. 1, Dec. 2021, doi: 10.1038/s41467-021-25026-3.
- [31] R. Zhong *et al.*, 'Impact of international trade on water scarcity: An assessment by improving the Falkenmark indicator', *J Clean Prod*, vol. 385, no. 135740, 2023, Accessed: Aug. 17, 2023. [Online]. Available: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652622053148?via%3Dihub>
- [32] M. M. Mekonnen and A. Y. Hoekstra, 'Sustainability: Four billion people facing severe water scarcity', *Sci Adv*, vol. 2, no. 2, Feb. 2016, doi: 10.1126/sciadv.1500323.
- [33] UNESCO/ONU-Agua., 'Informe mundial de las Naciones Unidas sobre el desarrollo de los recursos hídricos 2020: agua y cambio climático. París, UNESCO.' Accessed: Aug. 20, 2023. [Online]. Available: <https://es.unesco.org/themes/water-security/wwap/wwdr/2020>
- [34] P. Kristensen, 'European waters - assessment of status and pressures 2018'.
- [35] S. Dickin, M. Bayoumi, R. Giné, K. Andersson, and A. Jiménez, 'Sustainable sanitation and gaps in global climate policy and financing', *NPJ Clean Water*, vol. 3, no. 1, Jan. 2020, doi: 10.1038/s41545-020-0072-8.
- [36] PUB Singapore's National Water Agency, 'Our Water, Our Future'. Accessed: Jan. 30, 2024. [Online]. Available: <https://www.pub.gov.sg/Resources/Publications>
- [37] Asociación Española de Desalación y Reutilización (AEDyR), 'Cifras de reutilización de agua en España'.
- [38] L. Rizzo *et al.*, 'Best available technologies and treatment trains to address current challenges in urban wastewater reuse for irrigation of crops in EU countries', *Science of the Total Environment*, vol. 710. Elsevier B.V., Mar. 25, 2020. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.136312.
- [39] R. Damania, S. Desbureaux, A.-S. Rodella, J. Russ, and E. Zaveri, 'QUALITY UNKNOWN. The invisible water crisis.', 2019. Accessed: Aug. 18, 2023. [Online]. Available:

- <https://openknowledge.worldbank.org/entities/publication/9880744c-2411-54c2-801f-daa56ab15865>
- [40] ‘Indicadores de ODS (Objetivos de Desarrollo Sostenible). Progresos realizados para lograr los Objetivos de Desarrollo Sostenible: hacia un plan de rescate para las personas y el planeta. Naciones Unidas. Asamblea General Consejo Económico y Social. 2023.’ Accessed: Aug. 18, 2023. [Online]. Available: <https://unstats.un.org/sdgs/indicators/regional-groups/>
- [41] A. N. Angelakis and S. A. Snyder, ‘Wastewater treatment and reuse: Past, present, and future’, *Water (Switzerland)*, vol. 7, no. 9, pp. 4887–4895, 2015, doi: 10.3390/w7094887.
- [42] M. Yaben, ‘Israel, el paradigma de la reutilización de agua que ha acabado con la escasez’, *EL INDEPENDIENTE*, 2023. Accessed: Jan. 06, 2024. [Online]. Available: <https://www.elindependiente.com/economia/2023/05/07/israel-el-paradigma-de-la-reutilizacion-de-agua-que-ha-acabado-con-la-escasez/>
- [43] C. Novo, ‘California prepares for new regulations on direct potable water reuse’, *Smart water magazine*, 2023. Accessed: May 06, 2024. [Online]. Available: <https://smartwatermagazine.com/news/smart-water-magazine/california-prepares-new-regulations-direct-potable-water-reuse>
- [44] Y. Gu *et al.*, ‘The feasibility and challenges of energy self-sufficient wastewater treatment plants’, *Appl Energy*, vol. 201, pp. 1463–1475, 2017, doi: 10.1016/j.apenergy.2017.02.069.
- [45] D. J. ; S. H. A. D. A. N. D. S. G. Rodriguez, ‘De residuo a recurso: Cambiando paradigmas para intervenciones más inteligentes para la gestión de aguas residuales en América Latina y el Caribe’, Washington, D. C. Grupo Banco Mundial. Accessed: Aug. 08, 2023. [Online]. Available: <https://openknowledge.worldbank.org/server/api/core/bitstreams/4f1d1637-77ce-5814-a39a-320bebe96069/content>
- [46] J. Dai *et al.*, ‘Water-energy nexus: A review of methods and tools for macro-assessment’, *Appl Energy*, vol. 210, no. September 2017, pp. 393–408, 2018, doi: 10.1016/j.apenergy.2017.08.243.
- [47] N. Vakilifard, M. Anda, P. A. Bahri, and G. Ho, ‘The role of water-energy nexus in optimising water supply systems – Review of techniques and approaches’, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 82, no. June 2016, pp. 1424–1432, 2018, doi: 10.1016/j.rser.2017.05.125.
- [48] I. E. A. (IEA), ‘Water-Energy Nexus. World Energy Outlook Special Report.’ Accessed: Jan. 11, 2024. [Online]. Available: <https://www.iea.org/reports/water-energy-nexus>
- [49] ‘Estación Depuradora de Aguas Residuales (EDAR) de Linares. Proceso de depuración.’ Accessed: Jan. 02, 2024. [Online]. Available: <https://www.linaqua.es/ciclo-del-agua/depuracion>
- [50] F. Shoushtarian and M. Negahban-Azar, ‘World wide regulations and guidelines for agricultural water reuse: A critical review’, *Water (Switzerland)*, vol. 12, no. 4, 2020, doi: 10.3390/W12040971.
- [51] The European Parliament and the Council, ‘Regulation (EU) 2020/741, Minimum requirements for water reuse’, *Official Journal of the European Union*, vol. 177/33, no. May 2020, pp. 32–55, 2020, [Online]. Available: <https://eur-lex.europa.eu/eli/reg/2020/741/oj>
- [52] ‘Real Decreto 1620/2007 por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas.’, *BOE núm. 294*, pp. 50639–50661, 2007.
- [53] A. B. Boehm and L. M. Sassoubre, ‘Enterococci as Indicators of Environmental Fecal Contamination Detection of Enterococci Enterococci as Indicators of Fecal Contamination in Recreational Water’, pp. 1–18, 2014, [Online]. Available: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK190421/>
- [54] R. S. Ramalho, *Tratamiento de aguas residuales. Edición revisada. (Trabajo original publicado en 1996).*, REVERTÉ, S.
- [55] US EPA, ‘Wastewater Technology Fact Sheet - Disinfection for Small Systems’, Water Technology Fact sheet. Accessed: Sep. 26, 2023. [Online]. Available: <https://www.epa.gov/septic/wastewater-technology-fact-sheets>
- [56] K. Gopal, S. S. Tripathy, J. L. Bersillon, and S. P. Dubey, ‘Chlorination byproducts, their toxicodynamics and removal from drinking water’, *J Hazard Mater*, vol. 140, no. 1–2, pp. 1–6, 2007, doi: 10.1016/j.jhazmat.2006.10.063.
- [57] The Environmental Protection Agency (EPA), *Water Treatment Manual: Disinfection*. 2011. [Online]. Available: https://www.epa.ie/publications/compliance--enforcement/drinking-water/advice--guidance/Disinfection2_web.pdf
- [58] J. K. Edzwald, *Water Quality & Treatment: A Handbook on Drinking Water*. 2011.

- [59] O. Mahian, J. Wei, R. A. Taylor, and S. Wongwises, *SOLAR-DRIVEN WATER TREATMENT. Re-engineering and accelerating nature's water cycle.*, 1st ed. Elsevier, 2022.
- [60] Q. Cui, H. Liu, H. W. Yang, Y. Lu, Z. Chen, and H. Y. Hu, 'Bacterial removal performance and community changes during advanced treatment process: A case study at a full-scale water reclamation plant', *Science of the Total Environment*, vol. 705, p. 135811, 2020, doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.135811.
- [61] M. Han and M. Mohseni, 'Impact of organic and inorganic carbon on the formation of nitrite during the VUV photolysis of nitrate containing water', *Water Res*, vol. 168, Jan. 2020, doi: 10.1016/j.watres.2019.115169.
- [62] J. Mack and J. R. Bolton, 'Photochemistry of nitrite and nitrate in aqueous solution: a review', 1999.
- [63] J. P. Chen, L. Yang, L. K. Wang, and B. Zhang, 'Ultraviolet Radiation for Disinfection', in *Advanced Physicochemical Treatment Processes*, 2006. doi: 10.1007/978-1-59745-029-4_10.
- [64] 'Wastewater Technology Fact Sheet Ultraviolet Disinfection', EPA 832-F-99-064. United States, Environmental Protection Agency. Office of Water Washington, D.C. Accessed: Sep. 26, 2023. [Online]. Available: <https://www.epa.gov/septic/wastewater-technology-fact-sheets>
- [65] METCALF & EDDY, 'INGENIERIA DE AGUAS RESIDUALES. Tratamiento, vertido y reutilización. Volumen 1.'
- [66] D. L. Russell, *Tratamiento de aguas residuales: Un enfoque práctico.*, Reverté. 2012.
- [67] F. Lüddecke, S. Heß, C. Gallert, J. Winter, H. Güde, and H. Löffler, 'Removal of total and antibiotic resistant bacteria in advanced wastewater treatment by ozonation in combination with different filtering techniques', *Water Res*, vol. 69, pp. 243–251, 2015, doi: 10.1016/j.watres.2014.11.018.
- [68] J. M. Sousa *et al.*, 'Ozonation and UV254nm radiation for the removal of microorganisms and antibiotic resistance genes from urban wastewater', *J Hazard Mater*, vol. 323, pp. 434–441, 2017, doi: 10.1016/j.jhazmat.2016.03.096.
- [69] J. Hollender *et al.*, 'Elimination of organic micropollutants in a municipal wastewater treatment plant upgraded with a full-scale post-ozonation followed by sand filtration', *Environ Sci Technol*, vol. 43, no. 20, pp. 7862–7869, 2009, doi: 10.1021/es9014629.
- [70] S. Lim, J. L. Shi, U. von Gunten, and D. L. McCurry, 'Ozonation of organic compounds in water and wastewater: A critical review', *Water Res*, vol. 213, no. September 2021, p. 118053, 2022, doi: 10.1016/j.watres.2022.118053.
- [71] M. Mišić *et al.*, 'Impact of ozonation on the genotoxic activity of tertiary treated municipal wastewater', *Water Res*, vol. 45, no. 12, pp. 3681–3691, 2011, doi: 10.1016/j.watres.2011.04.015.
- [72] M. K. Ramseier, A. Peter, J. Traber, and U. von Gunten, 'Formation of assimilable organic carbon during oxidation of natural waters with ozone, chlorine dioxide, chlorine, permanganate, and ferrate', *Water Res*, vol. 45, no. 5, pp. 2002–2010, 2011, doi: 10.1016/j.watres.2010.12.002.
- [73] U. Von Gunten, 'Ozonation of drinking water: Part II. Disinfection and by-product formation in presence of bromide, iodide or chlorine', *Water Res*, vol. 37, no. 7, pp. 1469–1487, 2003, doi: 10.1016/S0043-1354(02)00458-X.
- [74] J. Völker, M. Stapf, U. Miehe, and M. Wagner, 'Systematic review of toxicity removal by advanced wastewater treatment technologies via ozonation and activated carbon', *Environ Sci Technol*, vol. 53, no. 13, pp. 7215–7233, 2019, doi: 10.1021/acs.est.9b00570.
- [75] B. Moreno Escobar, M. A. Gó Mez Nieto, and E. Hontoria García, 'Simple tertiary treatment systems'.
- [76] L. T. A. C. A. M. G. Gurreri, 'Electrodialysis Applications in Wastewater Treatment for Environmental Protection and Resources Recovery: A Systematic Review on Progress and Perspectives', *Membranes (Basel)*, vol. 10, no. 7, p. 146, 2020.
- [77] E. O. Ezugbe and S. Rathilal, 'Membrane technologies in wastewater treatment: A review', *Membranes (Basel)*, vol. 10, no. 5, 2020, doi: 10.3390/membranes10050089.
- [78] R. Singh and N. P. Hankins, 'Chapter 2. Introduction to membrana processes for water treatment.', in *Emerging Membrane Technology for Sustainable WAter Treatment*, 2016, 2016.
- [79] T. Xiao, Z. Zhu, L. Li, J. Shi, Z. Li, and X. Zuo, 'Membrane fouling and cleaning strategies in microfiltration/ultrafiltration and dynamic membrane', *Sep Purif Technol*, vol. 318, no. April, p. 123977, 2023, doi: 10.1016/j.seppur.2023.123977.

- [80] W. Zheng *et al.*, ‘Research on the factors influencing nanofiltration membrane fouling and the prediction of membrane fouling’, *Journal of Water Process Engineering*, vol. 59, no. 88, p. 104876, 2024, doi: 10.1016/j.jwpe.2024.104876.
- [81] S. Jiang, Y. Li, and B. P. Ladewig, ‘A review of reverse osmosis membrane fouling and control strategies’, *Science of the Total Environment*, vol. 595, pp. 567–583, 2017, doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.03.235.
- [82] A. Matin, T. Laoui, W. Falath, and M. Farooque, ‘Fouling control in reverse osmosis for water desalination & reuse: Current practices & emerging environment-friendly technologies’, *Science of the Total Environment*, vol. 765, p. 142721, 2021, doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.142721.
- [83] B. M. An *et al.*, ‘Behavior of solutes and membrane fouling in an electro dialysis to treat a side-stream: Migration of ions, dissolved organics and micropollutants’, *Desalination*, vol. 549, Mar. 2023, doi: 10.1016/j.desal.2022.116361.
- [84] S. de Boer, J. González-Rodríguez, J. J. Conde, and M. T. Moreira, ‘Benchmarking tertiary water treatments for the removal of micropollutants and pathogens based on operational and sustainability criteria’, *Journal of Water Process Engineering*, vol. 46, no. November 2021, 2022, doi: 10.1016/j.jwpe.2022.102587.
- [85] I. Kozyatnyk, D. M. M. Yacout, J. Van Caneghem, and S. Jansson, ‘Comparative environmental assessment of end-of-life carbonaceous water treatment adsorbents’, *Bioresour Technol*, vol. 302, no. November 2019, p. 122866, 2020, doi: 10.1016/j.biortech.2020.122866.
- [86] C. Y. Teh, P. M. Budiman, K. P. Y. Shak, and T. Y. Wu, ‘Recent Advancement of Coagulation-Flocculation and Its Application in Wastewater Treatment’, *Ind Eng Chem Res*, vol. 55, no. 16, pp. 4363–4389, 2016, doi: 10.1021/acs.iecr.5b04703.
- [87] M. Irfan, T. Butt, N. Imtiaz, N. Abbas, R. A. Khan, and A. Shafique, ‘The removal of COD, TSS and colour of black liquor by coagulation–flocculation process at optimized pH, settling and dosing rate’, *Arabian Journal of Chemistry*, vol. 10, pp. S2307–S2318, 2017, doi: 10.1016/j.arabjc.2013.08.007.
- [88] A. H. Jagaba *et al.*, ‘Sustainable use of natural and chemical coagulants for contaminants removal from palm oil mill effluent: A comparative analysis’, *Ain Shams Engineering Journal*, vol. 11, no. 4, pp. 951–960, 2020, doi: 10.1016/j.asej.2020.01.018.
- [89] P. Le-Clech, V. Chen, and T. A. G. Fane, ‘Fouling in membrane bioreactors used in wastewater treatment’, *J Memb Sci*, vol. 284, no. 1–2, pp. 17–53, 2006, doi: 10.1016/j.memsci.2006.08.019.
- [90] M. K. Shahid *et al.*, ‘A brief review of anaerobic membrane bioreactors emphasizing recent advancements, fouling issues and future perspectives’, *J Environ Manage*, vol. 270, no. June, p. 110909, 2020, doi: 10.1016/j.jenvman.2020.110909.
- [91] J. M. Poyatos, M. M. Muñoz, M. C. Almecija, J. C. Torres, E. Hontoria, and F. Osorio, ‘Advanced oxidation processes for wastewater treatment: State of the art’, *Water Air Soil Pollut*, 2010, doi: 10.1007/s11270-009-0065-1.
- [92] F. C. Moreira, R. A. R. Boaventura, E. Brillias, and V. J. P. Vilar, ‘Electrochemical advanced oxidation processes: A review on their application to synthetic and real wastewaters’, *Appl Catal B*, vol. 202, pp. 217–261, 2017, doi: 10.1016/j.apcatb.2016.08.037.
- [93] C. A. Martínez-Huitl and M. Panizza, ‘Electrochemical oxidation of organic pollutants for wastewater treatment’, *Curr Opin Electrochem*, vol. 11, no. 1, pp. 62–71, 2018, doi: 10.1016/j.coelec.2018.07.010.
- [94] K. Song, Y. Liu, A. Umar, H. Ma, and H. Wang, ‘Ultrasonic cavitation: Tackling organic pollutants in wastewater’, *Chemosphere*, vol. 350, no. November 2023, p. 141024, 2024, doi: 10.1016/j.chemosphere.2023.141024.
- [95] T. F. Qahtan, T. O. Owolabi, O. E. Olubi, and A. Hezam, ‘State-of-the-art, challenges and prospects of heterogeneous tandem photocatalysis’, *Coord Chem Rev*, vol. 492, no. June, p. 215276, 2023, doi: 10.1016/j.ccr.2023.215276.
- [96] J. A. Rengifo-Herrera and C. Pulgarin, ‘Why five decades of massive research on heterogeneous photocatalysis, especially on TiO₂, has not yet driven to water disinfection and detoxification applications? Critical review of drawbacks and challenges’, *Chemical Engineering Journal*, vol. 477, no. August 2023, 2023, doi: 10.1016/j.cej.2023.146875.
- [97] M. P. Rayaroth, C. T. Aravindakumar, N. S. Shah, and G. Boczkaj, ‘Advanced oxidation processes (AOPs) based wastewater treatment - unexpected nitration side reactions - a serious environmental

- issue: A review', *Chemical Engineering Journal*, vol. 430, no. P4, p. 133002, 2022, doi: 10.1016/j.cej.2021.133002.
- [98] A. R. Lado Ribeiro, N. F. F. Moreira, G. Li Puma, and A. M. T. Silva, 'Impact of water matrix on the removal of micropollutants by advanced oxidation technologies', *Chemical Engineering Journal*, vol. 363, no. October 2018, pp. 155–173, 2019, doi: 10.1016/j.cej.2019.01.080.
- [99] I. Berruti, S. Nahim-Granados, M. J. Abeledo-Lameiro, I. Oller, and M. I. Polo-López, 'Recent advances in solar photochemical processes for water and wastewater disinfection', *Chemical Engineering Journal Advances*, vol. 10, no. January, 2022, doi: 10.1016/j.cej.2022.100248.
- [100] S. Malato, P. Fernández-Ibáñez, M. I. Maldonado, J. Blanco, and W. Gernjak, 'Decontamination and disinfection of water by solar photocatalysis: Recent overview and trends', *Catal Today*, vol. 147, no. 1, pp. 1–59, 2009, doi: 10.1016/j.cattod.2009.06.018.
- [101] E. Ortega-Gómez, M. M. B. Martín, B. E. García, J. A. S. Pérez, and P. F. Ibáñez, 'Wastewater disinfection by neutral pH photo-Fenton: The role of solar radiation intensity', *Appl Catal B*, 2016, doi: 10.1016/j.apcatb.2015.06.059.
- [102] Plataforma Solar de Almería (PSA), 'TRATAMIENTO SOLAR DE AGUA (SOLWATER). '.
- [103] A. C. Chevremont, J. L. Boudenne, B. Coulomb, and A. M. Farnet, 'Impact of watering with UV-LED-treated wastewater on microbial and physico-chemical parameters of soil', *Water Res*, vol. 47, no. 6, pp. 1971–1982, 2013, doi: 10.1016/j.watres.2013.01.006.
- [104] G. Matafonova and V. Batoev, 'Recent advances in application of UV light-emitting diodes for degrading organic pollutants in water through advanced oxidation processes: A review', *Water Res*, vol. 132, pp. 177–189, 2018, doi: 10.1016/j.watres.2017.12.079.
- [105] K. Song, M. Mohseni, and F. Taghipour, 'Application of ultraviolet light-emitting diodes (UV-LEDs) for water disinfection: A review', *Water Res*, vol. 94, pp. 341–349, 2016, doi: 10.1016/j.watres.2016.03.003.
- [106] GMKJ, 'AquiSense And OASIS Partner On UV-C LED-based Clean Drinking Water Systems'.
- [107] Y. Li, G. Zhu, W. J. Ng, and S. K. Tan, 'A review on removing pharmaceutical contaminants from wastewater by constructed wetlands: Design, performance and mechanism', *Science of the Total Environment*, vol. 468–469. Elsevier, pp. 908–932, Jan. 15, 2014. doi: 10.1016/j.scitotenv.2013.09.018.
- [108] C. Ávila, J. M. Bayona, I. Martín, J. J. Salas, and J. García, 'Emerging organic contaminant removal in a full-scale hybrid constructed wetland system for wastewater treatment and reuse', *Ecol Eng*, vol. 80, pp. 108–116, Jul. 2015, doi: 10.1016/j.ecoleng.2014.07.056.
- [109] H. Wu *et al.*, 'A review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment: Design and operation', *Bioresour Technol*, vol. 175. Elsevier Ltd, pp. 594–601, Jan. 01, 2015. doi: 10.1016/j.biortech.2014.10.068.
- [110] J. García *et al.*, 'A review of emerging organic contaminants (EOCs), antibiotic resistant bacteria (ARB), and antibiotic resistance genes (ARGs) in the environment: Increasing removal with wetlands and reducing environmental impacts', *Bioresour Technol*, vol. 307. Elsevier Ltd, Jul. 01, 2020. doi: 10.1016/j.biortech.2020.123228.
- [111] R. Pradana *et al.*, 'Attenuation mechanisms and key parameters to enhance treatment performance in vegetation filters: A review', *Journal of Environmental Management*, vol. 300. Academic Press, Dec. 15, 2021. doi: 10.1016/j.jenvman.2021.113752.
- [112] A. de Miguel *et al.*, 'Treating municipal wastewater through a vegetation filter with a short-rotation poplar species', *Ecol Eng*, vol. 73, pp. 560–568, Dec. 2014, doi: 10.1016/j.ecoleng.2014.09.059.
- [113] B. Huidobro-López, V. Martínez-Hernández, L. Barbero, R. Meffe, L. Nozal, and I. de Bustamante, 'Evaluation of contaminants of emerging concern attenuation through a vegetation filter managed using different operating conditions', *J Hazard Mater*, vol. 459, Oct. 2023, doi: 10.1016/j.jhazmat.2023.132217.
- [114] 'Depurar aguas residuales con humedales artificiales una alternativa para pequeñas poblaciones', EcoInventos green technology. Accessed: Feb. 20, 2024. [Online]. Available: <https://ecoinventos.com/depurar-aguas-residuales-con-humedales-artificiales/>
- [115] 'Filtros verdes Planta piloto para realizar investigaciones de depuración / reutilización mediante soluciones basadas en la naturaleza.', IMDEA agua. Accessed: Feb. 20, 2024. [Online]. Available: <https://agua.imdea.org/infraestructuras-cientificas/plantas-piloto/filtros-verdes/>

- [116] M. N. Baker, *The quest for pure water: the history of water purification from the earliest records to the twentieth century*. American Water Works Association, New York, 1949. [Online]. Available: <https://babel.hathitrust.org/cgi/pt?id=mdp.39015007372272&seq=20>
- [117] A. Downes and P. Blunt, 'Researches on the Effect of Light upon Bacteria and other Organisms.', *Proceedings of the Royal Society of London*, vol. 26, pp. 488–500, 1877.
- [118] A. Acra, Z. Raffoul, and Y. Karahagopian, 'Solar disinfection of drinking water and oral rehydration solutions: guidelines for household application in developing countries.', *Departament of Environmental Health Faculty of Health Science- American University of Beirut. UNICEF*, 1984.
- [119] 'SODIS. Safe drinking water for all.' [Online]. Available: www.sodis.ch
- [120] K. G. McGuigan, R. M. Conroy, H. J. Mosler, M. du Preez, E. Ubomba-Jaswa, and P. Fernandez-Ibañez, 'Solar water disinfection (SODIS): A review from bench-top to roof-top', *J Hazard Mater*, vol. 235–236, pp. 29–46, 2012, doi: 10.1016/j.jhazmat.2012.07.053.
- [121] M. Vivar, M. Fuentes, N. Pichel, A. López-Vargas, M. J. Rodrigo, and K. Srithar, 'Photovoltaic and solar disinfection technology meeting the needs of water and electricity of a typical household in developing countries: From a Solar Home System to a full-functional hybrid system', in *Science of the Total Environment*, 2020. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.141082.
- [122] B. J. M. Chaúque and M. B. Rott, 'Solar disinfection (SODIS) technologies as alternative for large-scale public drinking water supply: Advances and challenges', *Chemosphere*, vol. 281, no. March, p. 130754, 2021, doi: 10.1016/j.chemosphere.2021.130754.
- [123] N. Pichel, M. Vivar, and M. Fuentes, 'The problem of drinking water access: A review of disinfection technologies with an emphasis on solar treatment methods', *Chemosphere*, vol. 218, pp. 1014–1030, 2019, doi: 10.1016/j.chemosphere.2018.11.205.
- [124] N. Pichel Mira, *Photovoltaic and photochemical hybrid system for water treatment. Tesis Doctoral*. Alcalá de Henares, 2017.
- [125] R. Meierhofer and M. Wegelin, *Solar Disinfection of Water: A Guide for the Application of SODIS*. SANDEC (Water & Sanitation in Developing Countries) at EAWAG (Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology), 2002.
- [126] M. Boyle *et al.*, 'Bactericidal effect of solar water disinfection under real sunlight conditions', *Appl Environ Microbiol*, vol. 74, no. 10, pp. 2997–3001, May 2008, doi: 10.1128/AEM.02415-07.
- [127] W. Heaselgrave and S. Kilvington, 'The efficacy of simulated solar disinfection (SODIS) against coxsackievirus, poliovirus and hepatitis A virus', *J Water Health*, vol. 10, no. 4, pp. 531–538, 2012, doi: 10.2166/wh.2012.128.
- [128] J. Marugán, S. Giannakis, M. Kevin G., and I. Polo-López, 'Solar Disinfection as a Water Treatment Technology', *Clean Water and Sanitation*, pp. 1–16, 2020.
- [129] R. Meierhofer *et al.*, *Desinfección Solar del Agua. Guía de aplicación*. 2003.
- [130] M. Wegelin, S. Canoninca, K. Mechsner, T. Fleischmann, F. Pesaro, and A. Mtsler, 'Solar water disinfection: scope of the process and analysis of radiation experiments'. *J Water SRT-Aqua*, p. Vol 43, pp.154–169, 1994.
- [131] R. H. Reed, 'Solar inactivation of faecal bacteria in water: The critical role of oxygen', *Lett Appl Microbiol*, vol. 24, no. 4, pp. 276–280, 1997, doi: 10.1046/j.1472-765X.1997.00130.x.
- [132] S. C. Kehoe, T. M. Joyce, P. Ibrahim, J. B. Gillespie, R. a Shahar, and K. G. McGuigan, 'Effect of agitation, turbidity, aluminium foil reflectors and container volume on the inactivation efficiency of batch-process solar disinfectors.', *Water Res*, vol. 35, no. 4, pp. 1061–5, Mar. 2001, [Online]. Available: [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00353-5](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00353-5)
- [133] H. Haider, W. Ali, and S. Haydar, 'Modeling exposure period for solar disinfection (SODIS) under varying turbidity and cloud cover conditions', pp. 861–874, 2014, doi: 10.1007/s10098-013-0677-4.
- [134] M. Castro-Alfárez, M. I. Polo-López, and P. Fernández-Ibañez, 'Intracellular mechanisms of solar water disinfection', *Sci Rep*, vol. 6, no. November, pp. 1–10, 2016, doi: 10.1038/srep38145.
- [135] M. Castro-Alfárez, M. I. Polo-López, J. Marugán, and P. Fernández-Ibañez, 'Mechanistic modeling of UV and mild-heat synergistic effect on solar water disinfection', *Chemical Engineering Journal*, vol. 316, pp. 111–120, 2017, doi: 10.1016/j.cej.2017.01.026.
- [136] K. L. Nelson *et al.*, 'Sunlight-mediated inactivation of health-relevant microorganisms in water: a review of mechanisms and modeling approaches', *Environ Sci Process Impacts*, vol. 20, no. 8, pp. 1089–1122, Aug. 2018, doi: 10.1039/c8em00047f.

- [137] W. Wang, G. Huang, J. C. Yu, and P. K. Wong, 'Advances in photocatalytic disinfection of bacteria: Development of photocatalysts and mechanisms', *J Environ Sci (China)*, vol. 34, pp. 232–247, 2015, doi: 10.1016/j.jes.2015.05.003.
- [138] K. G. McGuigan, T. M. Joyce, R. M. Conroy, and J. B. Gillespie, 'Solar disinfection of drinking water contained in transparent plastic bottles : characterizing the bacterial inactivation process', pp. 1138–1148, 1998.
- [139] S. Giannakis, E. Darakas, A. Escalas-Cañellas, and C. Pulgarin, 'The antagonistic and synergistic effects of temperature during solar disinfection of synthetic secondary effluent', *J Photochem Photobiol A Chem*, vol. 280, pp. 14–26, 2014, doi: 10.1016/j.jphotochem.2014.02.003.
- [140] M. Vivar, N. Pichel, M. Fuentes, and A. López-Vargas, 'Separating the UV and thermal components during real-time solar disinfection experiments: The effect of temperature', *Solar Energy*, vol. 146, pp. 334–341, 2017, doi: 10.1016/j.solener.2017.02.053.
- [141] Á. García-Gil, M. J. Abeledo-Lameiro, H. Gómez-Couso, and J. Marugán, 'Kinetic modeling of the synergistic thermal and spectral actions on the inactivation of *Cryptosporidium parvum* in water by sunlight', *Water Res*, vol. 185, 2020, doi: 10.1016/j.watres.2020.116226.
- [142] S. Waste, S. Luzi, M. Tobler, F. Suter, and R. Meierhofer, *SODIS manual. Guidance on solar water disinfection.*, no. January 2002. 2016.
- [143] S. Giannakis, E. Darakas, A. Escalas-cañellas, and C. Pulgarin, 'Temperature-dependent change of light dose effects on *E. coli* inactivation during simulated solar treatment of secondary effluent', *Chem Eng Sci*, vol. 126, pp. 483–487, 2015, doi: 10.1016/j.ces.2014.12.045.
- [144] E. Ubomba-Jaswa, C. Navntoft, M. I. Polo-López, P. Fernandez-Ibañez, and K. G. McGuigan, 'Solar disinfection of drinking water (SODIS): An investigation of the effect of UV-A dose on inactivation efficiency', *Photochemical and Photobiological Sciences*, vol. 8, no. 5, pp. 587–595, 2009, doi: 10.1039/b816593a.
- [145] S. C. Kehoe, T. M. Joyce, P. Ibrahim, J. B. Gillespie, R. a Shahar, and K. G. McGuigan, 'Effect of agitation, turbidity, aluminium foil reflectors and container volume on the inactivation efficiency of batch-process solar disinfectors.', *Water Res*, vol. 35, no. 4, pp. 1061–5, Mar. 2001.
- [146] S. K. Mani, R. Kanjur, I. S. Bright Singh, and R. H. Reed, 'Comparative effectiveness of solar disinfection using small-scale batch reactors with reflective, absorptive and transmissive rear surfaces', *Water Res*, vol. 40, no. 4, pp. 721–727, 2006, doi: 10.1016/j.watres.2005.11.039.
- [147] M. Vivar, M. Fuentes, J. Castro, and R. García-Pacheco, 'Effect of common rooftop materials as support base for solar disinfection (SODIS) in rural areas under temperate climates', *Solar Energy*, vol. 115, pp. 204–216, 2015, doi: 10.1016/j.solener.2015.02.040.
- [148] A. Martín-Domínguez, M. T. Alarcón-Herrera, I. R. Martín-Domínguez, and A. González-Herrera, 'Efficiency in the disinfection of water for human consumption in rural communities using solar radiation', *Solar Energy*, vol. 78, no. 1, pp. 31–40, 2005, doi: 10.1016/j.solener.2004.07.005.
- [149] K. G. McGuigan, R. M. Conroy, H. J. Mosler, M. du Preez, E. Ubomba-Jaswa, and P. Fernandez-Ibañez, 'Solar water disinfection (SODIS): A review from bench-top to roof-top', *J Hazard Mater*, vol. 235–236, pp. 29–46, 2012, doi: 10.1016/j.jhazmat.2012.07.053.
- [150] F. Sciacca, J. A. Rengifo-Herrera, J. Wéthé, and C. Pulgarin, 'Solar disinfection of wild *Salmonella* sp. in natural water with a 18L CPC photoreactor: Detrimental effect of non-sterile storage of treated water', *Solar Energy*, vol. 85, no. 7, pp. 1399–1408, Jul. 2011, doi: 10.1016/j.solener.2011.03.022.
- [151] F. Bichai, M. I. Polo-López, and P. Fernández Ibañez, 'Solar disinfection of wastewater to reduce contamination of lettuce crops by *Escherichia coli* in reclaimed water irrigation', *Water Res*, vol. 46, no. 18, pp. 6040–6050, Nov. 2012, doi: 10.1016/j.watres.2012.08.024.
- [152] R. Nalwanga, B. Quilty, C. Muyanja, P. Fernandez-Ibañez, and K. G. McGuigan, 'Evaluation of solar disinfection of *E. coli* under Sub-Saharan field conditions using a 25L borosilicate glass batch reactor fitted with a compound parabolic collector', *Solar Energy*, vol. 100, 2014, doi: 10.1016/j.solener.2013.12.011.
- [153] A. Strauss, B. Reyneke, M. Waso, and W. Khan, 'Compound parabolic collector solar disinfection system for the treatment of harvested rainwater', *Environ Sci (Camb)*, vol. 4, no. 7, pp. 976–991, 2018, doi: 10.1039/c8ew00152a.
- [154] M. B. Keogh *et al.*, 'Capability of 19-L polycarbonate plastic water cooler containers for efficient solar water disinfection (SODIS): Field case studies in India, Bahrain and Spain', *Solar Energy*, vol. 116, pp. 1–11, Jun. 2015, doi: 10.1016/j.solener.2015.03.035.

- [155] M. Inmaculada Polo-López *et al.*, ‘Microbiological evaluation of 5 L- And 20 L-transparent polypropylene buckets for solar water disinfection (SODIS)’, *Molecules*, vol. 24, no. 11, Jun. 2019, doi: 10.3390/molecules24112193.
- [156] K. Lawrie, A. Mills, M. Figueredo-Fernández, S. Gutiérrez-Alfaro, M. Manzano, and M. Saladin, ‘UV dosimetry for solar water disinfection (SODIS) carried out in different plastic bottles and bags’, *Sens Actuators B Chem*, vol. 208, pp. 608–615, Mar. 2015, doi: 10.1016/j.snb.2014.11.031.
- [157] R. Meierhofer and M. Wegelin, *Solar Water Disinfection: A Guide for Applications of SODIS*. 2002.
- [158] C. M. Tedeschi, M. ; Christopher Barsi, S. E. Peterson, and K. M. Carey, ‘A Pilot Study of Solar Water Disinfection in the Wilderness Setting’, 2014.
- [159] M. I. Polo-López *et al.*, ‘Elimination of water pathogens with solar radiation using an automated sequential batch CPC reactor’, *J Hazard Mater*, vol. 196, pp. 16–21, 2011, doi: 10.1016/j.jhazmat.2011.08.052.
- [160] M. Wegelin *et al.*, ‘Does sunlight change the material and content of polyethylene terephthalate (PET) bottles?’, *Journal of Water Supply: Research and Technology-Aqua*, vol. 50, no. 3, pp. 125–133, 2001.
- [161] P. Schmid, M. Kohler, R. Meierhofer, S. Luzi, and M. Wegelin, ‘Does the reuse of PET bottles during solar water disinfection pose a health risk due to the migration of plasticisers and other chemicals into the water?’, *Water Res*, vol. 42, no. 20, pp. 5054–5060, 2008, doi: 10.1016/j.watres.2008.09.025.
- [162] E. Ubomba-jaswa, P. Fernández-Ibáñez, and K. G. McGuigan, ‘A preliminary Ames fluctuation assay assessment of the genotoxicity of drinking water that has been solar disinfected in polyethylene terephthalate (PET) bottles.’, *Journal Water Health*, vol. 8, no. 4, pp. 712–719, 2010.
- [163] P. Ozores *et al.*, ‘Enhancing solar disinfection (SODIS) with the photo-Fenton or the Fe 2 + / peroxymonosulfate-activation process in large-scale plastic bottles leads to toxicologically safe drinking water’, *Water Res*, vol. 186, p. 116387, 2020, doi: 10.1016/j.watres.2020.116387.
- [164] A. Martínez-garcía, M. Vincent, V. Rubiolo, and M. Domingos, ‘Assessment of a pilot solar V-trough reactor for solar water disinfection’, *Chemical Engineering Journal*, vol. 399, no. May, p. 125719, 2020, doi: 10.1016/j.cej.2020.125719.
- [165] B. Reyneke *et al.*, ‘Validation of large-volume batch solar reactors for the treatment of rainwater in field trials in sub-Saharan Africa’, *Science of the Total Environment*, vol. 717, 2020, doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.137223.
- [166] M. Berney, H. Weilenmann, A. Simonetti, and T. Egli, ‘Efficacy of solar disinfection of *Escherichia coli* , *Shigella flexneri* , *Salmonella Typhimurium* and *Vibrio cholerae*’, vol. 101, pp. 828–836, 2006, doi: 10.1111/j.1365-2672.2006.02983.x.
- [167] J. Torres, M. Vivar, M. Fuentes, A. M. Palacios, and M. J. Rodrigo, ‘Performance of the SolWat system operating in static mode vs . dynamic for wastewater treatment : Power generation and obtaining reclaimed water’, *J Environ Manage*, vol. 324, no. September, p. 116373, 2022, doi: 10.1016/j.jenvman.2022.116373.
- [168] ‘Solar and photocatalytic disinfection of protozoan, fungal and bacterial microbes in drinking water’.
- [169] H. Gómez-Couso, M. Fontán-Saínez, C. Sichel, P. Fernández-Ibáñez, and E. Ares-Mazás, ‘Efficacy of the solar water disinfection method in turbid waters experimentally contaminated with *Cryptosporidium parvum* oocysts under real field conditions’, *Tropical Medicine and International Health*, vol. 14, no. 6, pp. 620–627, Jun. 2009, doi: 10.1111/j.1365-3156.2009.02281.x.
- [170] K. G. ; M. F. ; C. J. A. ; A. E. ; K. S. C. ; B. M. ; S. C. ; F. P. ; M. B. P. ; R. S. ; M. E. A. McGuigan, ‘Batch solar disinfection inactivates oocysts of *Cryptosporidium parvum* and cysts of *Giardia muris* in drinking water’, *J Appl Microbiol*, vol. 101, no. 2, pp. 453–463, 2006.
- [171] J. K. Edzwald, *Water Quality & Treatment: A Handbook on Drinking Water*. 2011.
- [172] M. Vivar, I. Skryabin, V. Everett, and a. Blakers, ‘A concept for a hybrid solar water purification and photovoltaic system’, *Solar Energy Materials and Solar Cells*, vol. 94, no. 10, pp. 1772–1782, Oct. 2010, doi: 10.1016/j.solmat.2010.05.045.
- [173] M. Vivar, M. Fuentes, N. Dodd, J. Scott, I. Skryabin, and K. Srithar, ‘First lab-scale experimental results from a hybrid solar water purification and photovoltaic system’, *Solar Energy Materials and Solar Cells*, vol. 98, pp. 260–266, Mar. 2012, doi: 10.1016/j.solmat.2011.11.012.

- [174] M. Fuentes, M. Vivar, J. Scott, K. Srithar, and I. Skryabin, 'Results from a first autonomous optically adapted photocatalytic-photovoltaic module for water purification', *Solar Energy Materials and Solar Cells*, 2012, doi: 10.1016/j.solmat.2012.01.020.
- [175] Z. Wang, Y. Wang, M. Vivar, M. Fuentes, L. Zhu, and L. Qin, 'Photovoltaic and photocatalytic performance study of SOLWAT system for the degradation of Methylene Blue, Acid Red 26 and 4-Chlorophenol', *Appl Energy*, 2014, doi: 10.1016/j.apenergy.2014.01.039.
- [176] N. Pichel, M. Vivar, and M. Fuentes, 'Performance analysis of a solar photovoltaic hybrid system for electricity generation and simultaneous water disinfection of wild bacteria strains', *Appl Energy*, 2016, doi: 10.1016/j.apenergy.2016.03.050.
- [177] Y. Wang *et al.*, 'Photovoltaic and disinfection performance study of a hybrid photovoltaic-solar water disinfection system', *Energy*, vol. 106, 2016, doi: 10.1016/j.energy.2016.03.112.
- [178] N. Pichel, M. Vivar, and M. Fuentes, 'Results from a first optimization study of a photovoltaic and solar disinfection system (SOLWAT) for simultaneous energy generation and water purification', *Energy Convers Manag*, vol. 176, no. September, pp. 30–38, 2018, doi: 10.1016/j.enconman.2018.09.017.
- [179] N. Pichel, M. Vivar, M. Fuentes, and K. Eugenio-Cruz, 'Study of a hybrid photovoltaic-photochemical technology for meeting the needs of safe drinking water and electricity in developing countries: First field trial in rural Mexico', in *Journal of Water Process Engineering*, 2020. doi: 10.1016/j.jwpe.2019.101056.
- [180] 'Irradiancia Global Horizontal. The World Bank, Solar resource data: Solargis.' [Online]. Available: <https://solargis.com/es/maps-and-gis-data/download/world>

Capítulo 2.

Justificación y objetivos de la tesis

2. Justificación y objetivos de la tesis

2.1. Justificación

Como ya hemos visto en detalle en el capítulo anterior de introducción, la disponibilidad, calidad y gestión del agua se encuentran entre los principales desafíos del siglo XXI, agravados principalmente por el cambio climático y la actividad humana. Esto tiene un impacto directo en el ciclo hidrológico del agua, de manera que los recursos hídricos mundiales están cada vez más limitados a causa de los problemas asociados a la escasez del agua, que actualmente afectan al 40% de la población global, y a la contaminación de los recursos de agua dulce (por residuos orgánicos, patógenos, pesticidas, metales pesados, contaminantes emergentes, entre otros.). En este contexto, la depuración y reutilización de aguas residuales supone una oportunidad para paliar tanto los problemas de escasez de agua como los de contaminación de la misma. Pero, aunque el agua residual se suele someter a tratamientos de depuración para mejorar la calidad del efluente, normalmente se trata solamente de tratamientos primarios y secundarios que no permiten la reutilización total del efluente. En este sentido, la falta de tratamientos terciarios para las aguas residuales urbanas e industriales amenaza la calidad final del agua tras su vertido a otras masas de agua, y limita su reutilización segura para otros usos (urbano, agrícola, industrial, recreativo o ambiental).

La gran cantidad de contaminantes en el agua residual demanda el empleo de tecnologías apropiadas para su purificación. Los tratamientos primarios y secundarios utilizados en las EDAR no logran eliminar por completo las concentraciones elevadas y significativas de microorganismos patógenos y otros contaminantes no deseados presentes en los efluentes secundarios tratados. Por tanto, la inclusión y uso de las tecnologías de tratamientos terciarios en las EDAR destinadas a la inactivación de patógenos en el agua residual son esenciales, ya que un efluente de mayor calidad tendrá menor impacto ambiental. Uno de los problemas principales de las tecnologías convencionales (como lámparas UV, cloración) utilizadas en los tratamientos terciarios es el alto consumo energético y el uso de productos químicos, que da lugar a altos costes operativos y de mantenimiento (principalmente costes eléctricos) que tienden a incrementarse debido al constante aumento en el precio de la energía. Por otro lado, las tecnologías emergentes, aunque son más eficientes, requieren una inversión inicial considerablemente elevada, lo que puede resultar difícil de afrontar incluso en países desarrollados, y presentan mayor complejidad. Por ejemplo, la implementación de sistemas avanzados de tratamiento (AOP) basados en la desinfección con H_2O_2/UV y los procesos de ozono, requiere infraestructura sofisticada, equipos especializados y una gestión cuidadosa de productos químicos. Se necesita un monitoreo constante de parámetros operativos para garantizar la eficiencia y seguridad del tratamiento de agua residual. Asimismo, el posible uso de productos químicos y/o la generación de subproductos no deseados en algunas tecnologías pueden ser costosos y potencialmente dañinos si no se manejan adecuadamente. Por ejemplo, en la fotocatalisis (AOP) que utiliza dióxido de titanio como catalizador, se presenta un riesgo potencial de toxicidad relacionado con este compuesto.

A pesar de los esfuerzos realizados a nivel global por desarrollar métodos de tratamiento eficientes, económicos y sostenibles; aún no se ha alcanzado una tecnología de desinfección óptima para desinfectar el agua residual de manera rentable, segura, con un bajo consumo energético y un bajo impacto ambiental.

Una opción para reducir el consumo energético de las tecnologías convencionales es introducir el uso de energías renovables, desarrollando sistemas con al menos la misma eficacia que los actuales, pero con menor dependencia energética. La energía solar, considerada prácticamente inagotable, destaca como una solución prometedora para la desinfección de agua de manera rentable y con bajo impacto ambiental a nivel mundial. Esta podría aplicarse de dos formas: a) directamente para desinfectar agua utilizando el efecto germicida de la radiación UV del sol (desinfección solar o método SODIS) y el efecto de la temperatura (pasteurización térmica, radiación infrarroja lejana), o b) aprovechando el efecto fotovoltaico para generar electricidad y alimentar sistemas de tratamiento de agua. En este sentido, el concepto del sistema híbrido SolWat, hasta ahora utilizado solamente para potabilización de agua, supone una tecnología a explorar para analizar el potencial que tendría su uso en los sistemas terciarios de depuradoras.

2.2. Objetivos

El objetivo principal de esta tesis es desarrollar un nuevo sistema híbrido de desinfección solar de agua y generación de energía solar fotovoltaica para su implementación en sistemas terciarios de depuradoras, permitiendo la reutilización segura del efluente para un nuevo uso de las aguas (agrícola, industrial, etc.) y generando electricidad extra a partir de una fuente de energía limpia que favorece la gestión eficiente y sostenible de las estaciones depuradoras y reduce los costes energéticos derivados de su operación.

Para ello, se plantean los siguientes objetivos específicos:

1. Evaluar la viabilidad del sistema híbrido SolWat fotoquímico-fotovoltaico en modo estático (sin circulación de agua), para la desinfección de aguas residuales, bajo diferentes condiciones climáticas de radiación UV y temperatura, para la desinfección del agua y la generación simultánea de electricidad en condiciones de operación reales: utilizando luz solar natural y agua residual real proveniente del efluente secundario de la EDAR de Linares, que contiene cepas de bacterias silvestres y nutrientes.
2. Utilizar el sistema híbrido SolWat adaptado para su funcionamiento en modo continuo, para estudiar el efecto del reactor de agua trabajando en continuo (con circulación de agua) sobre el módulo FV, determinando la tecnología FV óptima y un rango de flujos y espesores de láminas de agua que no produzcan pérdidas eléctricas superiores a un 10 % en relación al módulo FV independiente.
3. Estudiar la cinética de desinfección con agua residual de la EDAR de Linares para su tratamiento como etapa de un terciario, determinando la dosis de radiación UV letal para los microorganismos estudiados según los parámetros de flujo y el espesor de lámina de agua.
4. Comparar la eficacia del rendimiento de la desinfección solar y la generación de energía simultánea del nuevo sistema híbrido trabajando en continuo en relación al sistema híbrido trabajando en modo estático, en condiciones de tiempo real.
5. Diseñar y fabricar un nuevo prototipo SolWat optimizado para su funcionamiento en continuo en una depuradora a mayor escala, mediante un reactor de desinfección abierto (sin cristal de borosilicato), y capaz de tratar mayor volumen de agua. El prototipo aprovechará al máximo el espectro solar durante la desinfección del agua y mejorará la eficiencia energética de los módulos fotovoltaicos.
6. Evaluar el prototipo mediante una campaña experimental en exterior a sol real, con diferentes volúmenes de agua a tratar, obteniendo datos del rendimiento eléctrico y de la desinfección del agua.

7. Evaluar el efluente final y determinar los posibles usos del agua para su reutilización según el RD 1620/2007 y el R (EU) 2020/741.

Capítulo 3.

Desinfección solar como tratamiento terciario directo de una planta de aguas residuales mediante un sistema híbrido fotoquímico-fotovoltaico (Artículo 1)

M. Vivar, M. Fuentes, **J. Torres**, M. J. Rodrigo, “*Solar disinfection as a direct tertiary treatment of a wastewater plant using a photochemical-photovoltaic hybrid system*”, *Journal of Water Process Engineering* 42 (2021), 102196. Impact factor (2021): 7.340. *Water Resources* (2021): 8/100 (Q1). *Chemical Engineering* (2021): 23/143 (Q1). Open-Access.

DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102196>

Resumen

Este trabajo evalúa el sistema híbrido SolWat de desinfección solar de agua y generación de energía fotovoltaica, para su implementación en plantas de tratamiento terciario, utilizando aguas residuales reales directamente del efluente tras su tratamiento secundario. Se evaluó la desinfección solar de los microorganismos *Escherichia coli*, *Enterococcus faecalis* y *Clostridium perfringens* a lo largo de un año completo. Se realizaron cuatro experimentos por lotes en otoño, invierno, primavera y verano, y se analizaron parámetros microbiológicos y fisicoquímicos. Además, se analizó la cinética de la desinfección solar durante 4 h y se estableció la dosis de radiación ultravioleta letal para los microorganismos. Los resultados mostraron que *E. coli*, *Enterococcus faecalis* y *Clostridium perfringens* no completaron la inactivación bacteriana total después de 4 h de tratamiento en el sistema SolWat, pero que los niveles de inactivación alcanzados fueron suficientes para permitir la reutilización del agua para diversos usos (urbano, agrícola, industrial, etc.). *C. perfringens* continuó siendo la bacteria más resistente frente a *E. coli* y *E. faecalis*. La producción total de energía fotovoltaica en el sistema híbrido en comparación con el sistema de referencia fue la misma, generando energía eléctrica idéntica tanto para el módulo SolWat como para el módulo de referencia debido al efecto compensador de la refrigeración por agua del módulo frente a las pérdidas por radiación.

Palabras clave

Desinfección solar; Fotovoltaica; Aguas residuales; *Clostridium perfringens*, *E. coli*; *Enterococcus faecalis*

Aspectos destacados

- Se probó una novedosa tecnología solar como tratamiento terciario en una PTAR para la reutilización del agua.
- Se evaluó la desinfección solar de aguas residuales reales que contenían bacterias y materia orgánica.
- Los niveles de inactivación de *E. coli*, *Enterococcus faecalis* y *C. perfringens* permiten la reutilización del agua.
- La generación de energía fotovoltaica del sistema híbrido no sufrió grandes pérdidas frente a la fotovoltaica individual.

1. Introducción

El consumo de energía en las plantas de tratamiento de agua es una parte crítica de sus costes de operación y mantenimiento, y puede alcanzar entre el 30% y el 50% del total [1], [2]. Estos costes tienden a aumentar debido al continuo aumento en el precio de la energía. La mayor parte de la energía consumida es eléctrica, utilizada en bombeos de agua, aireadores, digestores de calor, deshidratación de fangos o tratamientos terciarios como desinfección ultravioleta y desalinización, por lo que prácticamente en toda la línea de tratamiento. En este sentido, los tratamientos terciarios en las plantas depuradoras de aguas residuales, destinados a mejorar la calidad del vertido final al medio ambiente (cumpliendo las directivas UE 2000/60/CE y 91/271/CEE) [3], son una de las etapas que

demandan la mayor parte del consumo de energía. Como no son exigidos por ley en la mayoría de depuradoras, por ejemplo, en España sólo se exigen en poblaciones de más de 10.000 habitantes equivalentes en zonas sensibles, RD 11/1995 [4], no suelen incluirse en las líneas de tratamiento de aguas residuales debido, no sólo al coste de la inversión inicial, sino al elevado coste de operación y mantenimiento (principalmente costes eléctricos).

En regiones donde el nexo agua-energía ha sido analizado exhaustivamente, como en el caso de California en EE.UU., los resultados muestran cómo el 19% (suministro y tratamiento de agua + usos finales: agricultura, residencial, comercial, etc.) de la electricidad estaba asociado con el uso del agua [5]. En otro estudio [6] que abarcó 60.000 instalaciones de tratamiento de agua potable y 15.000 instalaciones operativas de tratamiento de aguas residuales en Estados Unidos, el consumo de electricidad se evaluó como el 3% del total nacional, y el coste de operación de las instalaciones asociado a la energía en un 10% del total. A nivel más global, los gastos eléctricos se estiman entre el 5 y el 30% de los costos operativos totales en los servicios de agua y alcantarillado en todo el mundo, llegando hasta el 40%. El consumo energético mundial que se alcanza en el ciclo del agua es del 7% con variabilidad entre países, por ejemplo; un 3% en Estados Unidos y un 5,8% estimado en España [7]. Además, la implementación de regulaciones más estrictas (debido al aumento de contaminantes emergentes, medicamentos, fragancias, cosméticos, etc.) en los vertidos de aguas residuales provoca aumentos en el consumo de energía debido a la implementación de nuevas tecnologías para la eliminación de contaminantes [8]. Dada la importancia económica y medioambiental del uso de energía en las plantas de tratamiento de aguas residuales (EDAR), el balance energético es una preocupación creciente.

La investigación busca nuevas soluciones alternativas para mejorar la sostenibilidad ambiental de las plantas de tratamiento de aguas residuales, así como reducir su consumo energético, especialmente en el caso de tratamientos terciarios. Los tratamientos terciarios optimizados y más eficientes energéticamente podrían incrementar su uso en las plantas de tratamiento de aguas residuales, mejorando la calidad final del agua efluente y permitiendo la posible reutilización del agua (RD 1620/2007, RD (UE) 2020/741) [9] [10]. Una idea para reducir el consumo de energía de las tecnologías de aguas residuales existentes es la introducción de energías renovables en las plantas de tratamiento de aguas residuales.

En este sentido, nuestro grupo propuso hace algunos años una nueva tecnología para la desinfección del agua y la generación simultánea de electricidad utilizando únicamente energía solar [11]. Este sistema combina en un solo equipo la desinfección del agua y la generación de electricidad mediante energía solar (**Fig. 3.1**). Esta tecnología, que recibió el nombre de SolWat, tiene una geometría plana y está compuesta por dos submódulos: el módulo fotovoltaico y el reactor solar de desinfección de agua. El sistema recibe la radiación solar y la utiliza para dos aplicaciones diferentes:

- En el reactor solar de desinfección de agua, el efecto germicida de la radiación UV y el efecto térmico de la radiación infrarroja lejana reducen drásticamente el número de microorganismos patógenos presentes en el agua.

- La radiación visible y la radiación infrarroja cercana llegan al módulo fotovoltaico que genera electricidad.

Los primeros experimentos de laboratorio consistieron en probar prototipos de geometría plana utilizando células solares de silicio bajo reactores de agua fotocatalíticos (usando TiO_2 en suspensión) para la eliminación de colorantes orgánicos (como el azul de metileno) y la generación simultánea de electricidad [12], [13], [14], [15]. Estos estudios demostraron que tanto la tecnología fotocatalítica como la fotovoltaica podrían funcionar simultáneamente produciendo agua purificada y electricidad.

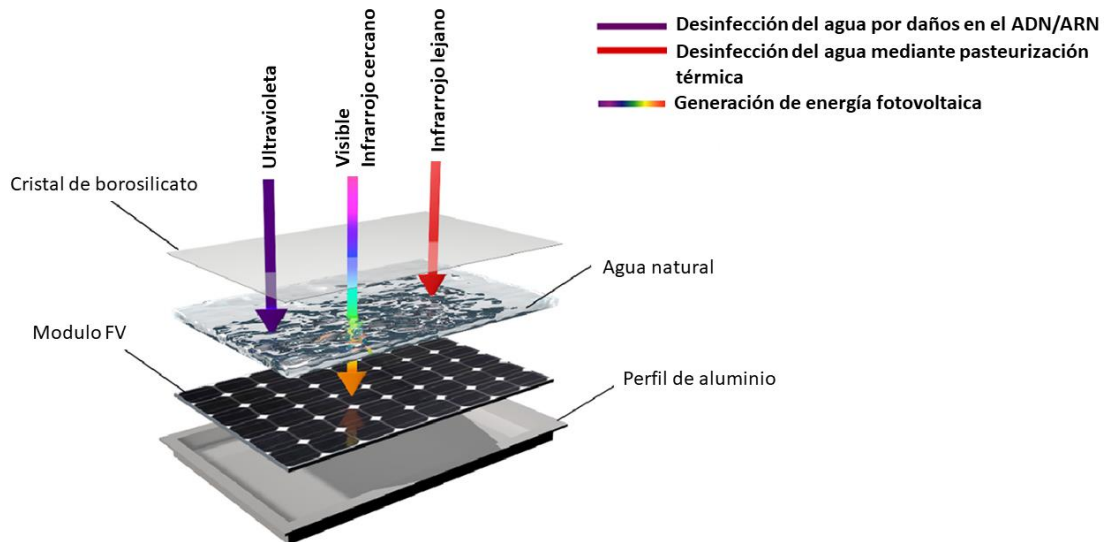


Figura 3.1. Esquema del nuevo sistema híbrido para la desinfección del agua y la producción de electricidad utilizando exclusivamente energía solar (SolWat): la radiación UV y el infrarrojo lejano contribuyen a la desinfección del agua; y la radiación visible (VIS) y la radiación infrarroja cercana (NIR) llegan al módulo fotovoltaico de silicio que produce electricidad.

Luego se estudió el sistema SolWat con fines de inactivación microbiana para la desinfección microbiológica del agua utilizando este sistema híbrido para la desinfección del agua y la generación de energía fotovoltaica, usando fuentes de agua superficiales para la producción de agua potable y tratando el agua durante 6 h [16]. Wang et al. [17] también demostraron que la inactivación de bacterias y la generación de energía simultánea podrían funcionar, en este caso utilizando agua destilada con cepas cultivadas de *E. coli* y *Salmonella* como fuente de agua, con un tiempo de tratamiento del agua de 3,5 h. También se realizaron estudios completos de hasta un año completo incluyendo diferentes condiciones climáticas (variaciones de radiación UV y temperatura ambiente) [18], concluyendo que las condiciones ideales para el funcionamiento de SolWat son una alta radiación UV y temperaturas ambiente muy altas o muy bajas: a) las altas temperaturas ambientales y la radiación UV aceleran la desinfección solar del agua, b) las bajas temperaturas ambientales con altos niveles de radiación UV también son adecuadas aunque con menores tasas de inactivación, pero c) las temperaturas suaves y la radiación UV suave/baja reducen drásticamente la desinfección del agua. En estos estudios, se utilizaron *E. coli*, *Enterococcus faecalis* y *Clostridium perfringens* como indicadores microbianos de la calidad del agua potable. Todos los experimentos utilizaron el sistema en modo discontinuo (o modo estático, sin flujo de agua) y una fuente de agua de río (fuente superficial) que contenía cepas salvajes de bacterias, siempre más

resistentes al tratamiento del agua que las cepas de laboratorio en agua destilada. En general se encontró que después de 3 h los niveles de desinfección fueron adecuados para el tratamiento del agua potable. En cuanto a la generación de electricidad, el rendimiento del sistema SolWat siempre se comparó con el de un módulo fotovoltaico único convencional sin reactor de agua encima. Los resultados mostraron que la desinfección solar no se vio afectada por el módulo fotovoltaico ubicado debajo del reactor (como se esperaba), y que la producción eléctrica del módulo fotovoltaico del sistema SolWat en comparación con el módulo fotovoltaico independiente fue idéntica durante las 6 h de experimentación. Este resultado es muy interesante ya que significa que el módulo fotovoltaico del sistema híbrido no sufre grandes pérdidas en relación con el módulo sin reactor de agua encima. La explicación se debe a dos factores: por un lado, la radiación solar que llega al módulo con el reactor de agua fue aproximadamente un 5% menor (a partir de la experimentación), provocando pérdidas en la corriente eléctrica generada; pero por otro lado el reactor de agua hace que la temperatura de funcionamiento del módulo fotovoltaico sea menor en relación a la temperatura del módulo independiente, aumentando el voltaje del módulo y reduciendo las pérdidas de temperatura del módulo independiente.

Finalmente, dos estudios más recientes demuestran la idoneidad de esta tecnología para el tratamiento de agua potable y la generación de electricidad en países en desarrollo, el primero se llevó a cabo en una comunidad rural de Oaxaca (México) donde el sistema se utilizó para tratar agua real con cepas de bacterias silvestres mediante desinfección solar [19]. Este estudio demostró que el sistema se puede utilizar en países en desarrollo para mitigar la falta de acceso al agua potable y a la energía. El segundo estudio diseñó un sistema autónomo completo para la desinfección del agua y la generación de electricidad para una familia en una comunidad rural de un país en desarrollo, teniendo en cuenta el tamaño típico de la familia, el consumo de electricidad, las necesidades diarias de agua, etc. [20]. El sistema se probó para tratar el agua en turnos de 3 h por día, y la electricidad se almacenó en una batería conectada a diferentes cargas que operaban en diferentes períodos del día simulando el perfil de consumo real de un hogar. El sistema funcionó correctamente y se cubrieron todas las necesidades, demostrando una vez más la idoneidad de esta tecnología para agua potable y electricidad en países en desarrollo. Las ventajas en el caso de utilizar el sistema SolWat en tratamientos domésticos para la desinfección del agua son claras: a) en cuanto a la no utilización de cloro, que requiere un aporte químico continuo y que además cambia el sabor del agua, normalmente con baja aceptación social; b) la producción extra de energía eléctrica para otros usos: iluminación, carga de móviles, etc.; c) la durabilidad del sistema: los módulos fotovoltaicos tienen una vida útil garantizada por el fabricante de 25 años; y d) el bajo impacto ambiental: Las botellas de PET utilizadas convencionalmente para SODIS plantean un problema de residuos al cambiar las botellas de plástico cada 6 meses.

Con base en los buenos resultados para el tratamiento de agua potable, la siguiente pregunta es si el sistema sería adecuado para el tratamiento de aguas residuales o no al utilizar aguas residuales reales del efluente del tratamiento secundario. En cuanto al tratamiento de aguas residuales, la tecnología SolWat, dimensionada según las necesidades de cada instalación, se integraría como tratamiento terciario en plantas de tratamiento de aguas residuales permitiendo la reutilización segura del efluente de la depuradora para un nuevo uso del agua (agrícola, industrial, etc.). Sustituiría a otros

procesos de desinfección convencionales que tienen un alto consumo de energía (desinfección con lámpara UV) y procesos químicamente dependientes (cloración). Por otro lado, el sistema SolWat, al integrar tecnología fotovoltaica, produciría electricidad extra a partir de una fuente de energía limpia y renovable, favoreciendo la gestión eficiente y sostenible de las plantas, y la reducción de los costes energéticos derivados de la operación (bombeo, aireación, manejo de sólidos, etc.) de la planta de tratamiento. Así, el objetivo de este trabajo es estudiar la eficacia del sistema SolWat para el tratamiento de efluentes de aguas residuales reales y su generación de energía limpia.

2. Sistema SolWat: diseño y materiales.

El diseño del sistema SolWat es similar a estudios anteriores realizados por los autores sobre el tratamiento solar de agua potable [21]. El sistema está compuesto por dos módulos, uno apilado sobre el otro. En la parte inferior se encuentra el módulo fotovoltaico de silicio, que sirve de base para el módulo de purificación de agua que contendrá la capa de agua experimental (transparente a la radiación visible e infrarroja cercana). El reactor de agua está hecho de un marco de aluminio con perfiles en forma de L alrededor del módulo fotovoltaico que incluye un sensor de temperatura del agua y conectores para proporcionar agua dentro y fuera del sistema. El reactor de desinfección de agua tiene una fina capa de agua de 18 mm de alto y una capacidad de 1 L. Está recubierto con un vidrio de borosilicato de 2 mm de espesor (298 × 248 mm) permitiendo una alta transmitancia para el espectro UV (UVA-UVB), siendo capaz de alcanzar el 90% del espectro visible e infrarrojo. Se utilizó silicona transparente para sellar y fijar el reactor de agua al módulo fotovoltaico. El llenado de agua de los sistemas se realizaba mediante una bomba que impulsaba el agua a través de una red de tuberías.

Los módulos fotovoltaicos del prototipo eran de tecnología de células monocristalinas (Techno Sun, España) formados por 36 células solares conectadas en serie con unas dimensiones de 260×210×18 mm (0,028 m² de área de celda) y una potencia nominal de 5 W. Para el estudio de la cinética del proceso de desinfección del agua se analizará el agua en 0 h; 1 hora; 1,5 horas; 2 horas; 2,5 horas; 3 horas; 4 horas de exposición al sol. Para ello se han utilizado 3 prototipos SolWat (2 se utilizan como puntos de muestreo intermedios y otro como sistema en el que se analiza el agua final – 4 h). Por tanto, se requirieron 3 módulos fotovoltaicos para el sistema híbrido SolWat más un módulo fotovoltaico de referencia, cuyo objetivo es comparar la influencia del submódulo de purificación de agua SolWat en la generación de energía final. Para la caracterización eléctrica, los principales parámetros eléctricos se tomaron al aire libre bajo condiciones reales de sol y luego se convirtieron a Condiciones de Prueba Estándar (Standard Test Conditions, STC) (*) [22]. En la **Tabla 3.1** se muestran los principales parámetros de la caracterización eléctrica y en la **Fig. 3.2** se muestra la curva IV de caracterización eléctrica del módulo fotovoltaico de referencia.

Tabla 3.1. Resultados de la caracterización eléctrica del módulo fotovoltaico de referencia en STC. Las pruebas se realizaron bajo radiación solar real para obtener los principales parámetros eléctricos.

Parámetro	Módulo fotovoltaico
Potencia en el punto de máxima potencia @ STC — $P^*_{MOD,M}$ (W)	5,0
Tensión de circuito abierto @ STC — $V^*_{MOD,OC}$ (V)	22,5
Corriente de cortocircuito @ STC — $I^*_{MOD,SC}$ (A)	0,3
Eficiencia (%)	15,3

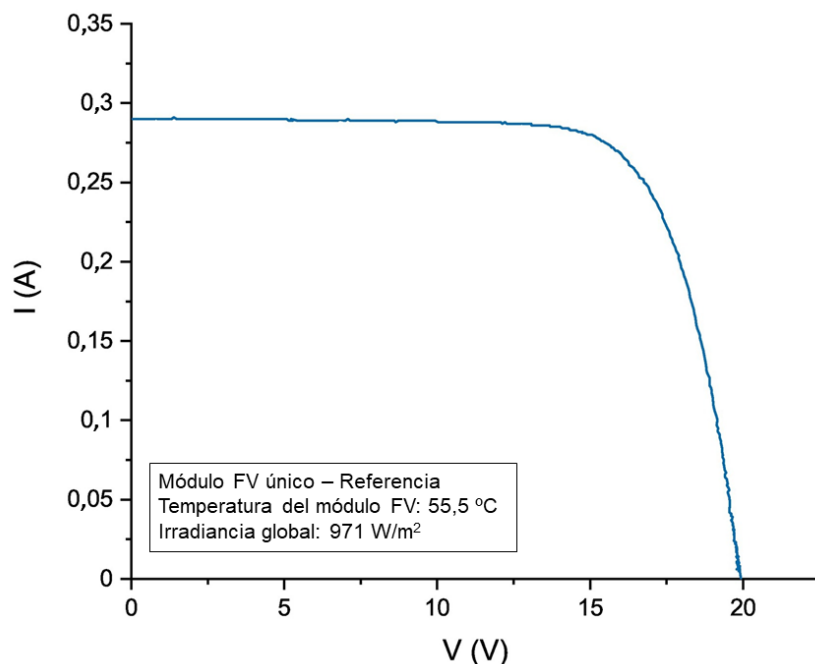


Figura 3.2. Curva IV para el módulo fotovoltaico de referencia, medida a una temperatura ambiente de 30,1 °C, una temperatura del módulo de 55,5 °C y bajo una irradiancia solar global de 971 W/m².

3. Metodología

3.1. Configuración experimental

Las pruebas se realizaron al aire libre en las instalaciones de la azotea de la Escuela Politécnica Superior (EPS) de Linares de la Universidad de Jaén, en Linares (España), en condiciones climáticas soleadas/parcialmente soleadas en otoño (10/12/19), invierno (02/24/20), primavera (11/06/20) y verano (15/07/20). Linares se ubica a los 38° 5' 42,68" N de latitud correspondiente a un clima templado.

Se utilizaron un total de 3 sistemas híbridos SolWat (PV + SODIS) en modo discontinuo (sin circulación de agua), más un módulo fotovoltaico de referencia (sin cámara de agua en la parte superior) utilizado como sistema de control (**Fig. 3.3**). Los paneles fotovoltaicos se colocaron en una estructura inclinada 37° orientada al sur. Los reactores SolWat se llenaron con agua procedente del efluente de la planta de aguas residuales de Linares y se expusieron a la luz solar durante 4 h. La experimentación comenzó alrededor de las 11:00-12:00 pm hora local (2-3 h antes del mediodía solar).

Se tomaron muestras de agua a las 0 h; 1 hora; 1,5 horas; 2 horas; 2,5 horas; 3 horas y 4 horas. Se utilizaron *Escherichia coli*, *Enterococcus faecalis* y *Clostridium perfringens* como indicadores para evaluar la calidad microbiológica del agua siguiendo la legislación española RD 1620/2007 para la reutilización del agua [9], que es más restrictiva que las directrices de la UE para la reutilización del agua (2018/0169 (COD)) [23]. Se midieron conductividad, pH, temperatura, turbidez e iones (nitrato y sulfato) para evaluar las principales características fisicoquímicas del agua antes y después del tratamiento con SODIS. Para el análisis de datos se utilizó el software de análisis de datos y gráficos Origin Pro 2021 de OriginLab.

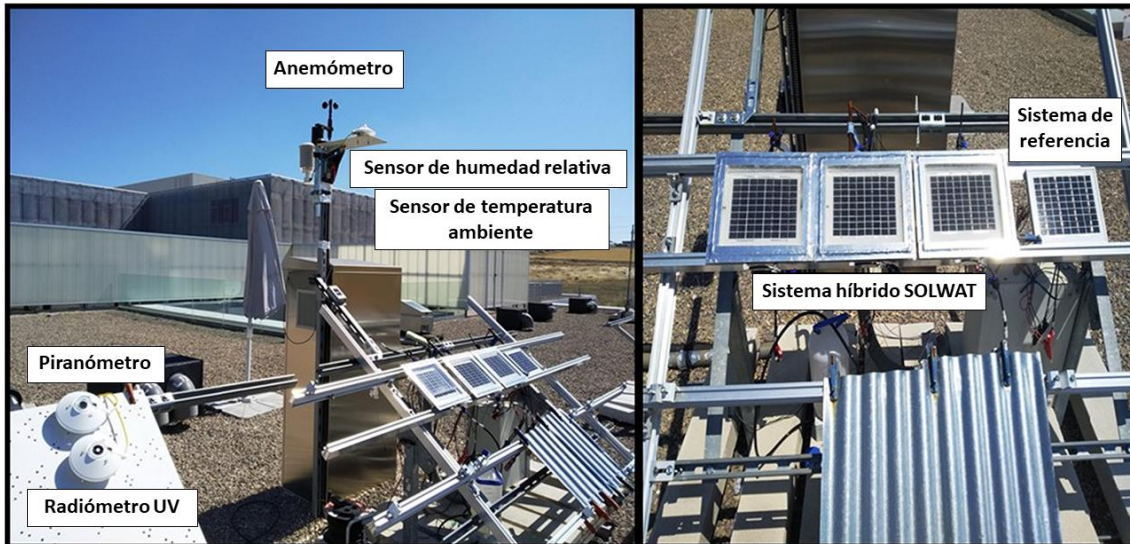


Figura 3.3. De izquierda a derecha: piranómetro, radiómetro UV, anemómetro, sensor de temperatura ambiente, sensor de humedad relativa, 3 sistemas híbridos SolWat y un sistema fotovoltaico de referencia durante las pruebas SODIS en la cubierta de la EPS de Linares de la Universidad de Jaén (España).

3.2. Monitoreo de condiciones climáticas y parámetros eléctricos.

Las condiciones climáticas se monitorearon usando un registrador de datos Keysight (22 bits): la irradiancia solar global a 37° (280–3000 nm) se midió con un piranómetro Kipp & Zonen CMP 21, la irradiancia UV a 37° (280–400 nm) fue dada por un radiómetro Kipp & Zonen CUV5, velocidad del viento por un anemómetro Young, y la humedad relativa y la temperatura ambiente por sensores Young. La temperatura del agua dentro de los reactores de desinfección de SolWat se midió mediante sensores de inmersión NTC (10 K), colocados en el marco de aluminio de SolWat. También se midió la temperatura de los módulos fotovoltaicos (parte posterior del SolWat y módulo fotovoltaico de referencia), utilizando sensores planos PT100. Los datos se registraron cada 60 s.

Para medir la producción eléctrica fotovoltaica se utilizó un analizador PV-KLA 4.4 Curve IV fabricado por Ingenieurbüro, registrando curvas IV completas y proporcionando los siguientes parámetros eléctricos: $P_{MOD, M}$ (potencia máxima), $V_{MOD, oc}$ (tensión de circuito abierto) y $I_{MOD, sc}$ (corriente de cortocircuito), medidos cada 60 s. Se monitorizaron un módulo fotovoltaico del sistema SolWat (el que se deja hasta el final – 4 h – sin tomar agua) y el módulo fotovoltaico de referencia.

3.3. Fuente de agua y análisis físico-químicos y microbiológicos

La fuente de agua experimental fue el agua real obtenida del efluente del tratamiento de aguas residuales de Linares luego de haber sido sometido al tratamiento secundario de aguas residuales. Las muestras se tomaron entre las 9:00 y las 10:00 de la mañana.

3.3.1. Análisis físico-químico

Como parte del análisis fisicoquímico se midieron turbidez, conductividad, pH, nitratos (NO_3^-) y fosfatos (PO_4^{3-}). En cuanto a la turbidez, según el RD 1620/2007, los valores máximos permisibles oscilan entre 2 y 15 NTU en función del uso de agua regenerada. Este parámetro refleja el contenido de materia coloidal, mineral y orgánica donde tienden

a alojarse los microorganismos. Si la turbiedad es excesiva, puede proteger a los microorganismos de los efectos de la desinfección en el tratamiento de regeneración o estimular la proliferación de bacterias. Los valores se midieron con un turbidímetro (Lovibond TB 211 IR).

La conductividad eléctrica y el pH se midieron con HACH Sension + Multímetro MM374 + electrodo 5014 (pH) + celda 5070 (conductividad eléctrica). Los nitratos se midieron utilizando las pruebas de reactivos HANNA Instruments HI3874-100 y los fosfatos se analizaron con un Checker-Hanna Instruments HI706.

Otros parámetros como sólidos totales (ST), sólidos suspendidos totales (SST), aluminio, cromo, cloruros, cobre, hierro, fósforo, nitratos, nitritos, sulfatos y zinc fueron proporcionados por los análisis de laboratorio de la planta de tratamiento de aguas residuales de Linares [24].

3.3.2. Análisis microbiológico

Se utilizaron cepas microbiológicas de *E. coli*, *Enterococcus faecalis* y *Clostridium perfringens* (incluidas las esporas) como indicadores microbianos de contaminación fecal. El Real Decreto español 1620/2007 para aguas reutilizadas sólo utiliza *E. coli* como indicador microbiológico, sin embargo, en este estudio también se consideraron las concentraciones de *Enterococcus faecalis* y *Clostridium perfringens*. Para la detección de la concentración bacteriana se utilizó la técnica de filtración por membrana (UNE-EN ISO 8199: 2005) [25].

El material fue previamente esterilizado. Se utilizaron filtros de membrana de nitrato de celulosa de 0,45 μm . Las muestras se filtraron por triplicado y luego se transfirieron a placas de Petri con los medios de cultivo adecuados para cada bacteria, preparados en el laboratorio [26]. Para *E. coli* se utilizó agar cromogénico Colinstant (Scharlau 01-695-500) preparado con el suplemento selectivo CV coliformes (Scharlau 06-140LYO1). Las placas de Petri se incubaron a (36 ± 2) °C durante (21 ± 3) h. Las colonias de azul oscuro a violeta se contaron como *E. coli*. (UNE-EN ISO 9308-1:2014). Para *Enterococcus faecalis* se utilizó agar Slanetz & Bartley (Scharlau 01-579-500) con solución estéril de TTC al 1% (Scharlau 06-023). Las placas de Petri se incubaron a (36 ± 2) °C durante (44 ± 4) h, seguido de un paso de confirmación de aquellas que se consideran colonias típicas rojas, marrones o rosadas, en el centro o en toda la colonia. Las membranas con esas colonias se transfirieron a otra placa de Petri con agar biliar esculina azida, precalentada a 44 °C, incubada a $(44 \pm 0,5)$ °C durante 2 h. La placa se leyó inmediatamente, considerando que las típicas colonias de color marrón a negro dan reacción positiva y se cuentan como *Enterococcus faecalis* (UNE-EN ISO 7899-2: 2000). *Clostridium perfringens* utilizó el medio de cultivo cromogénico de ChromAgar™ Chromogenic *Clostridium perfringens*. Las placas de Petri se incubaron anaeróbicamente a (37 ± 1) °C durante (21 ± 3) h. Las colonias características producidas fueron de color naranja.

4. Resultados

Los experimentos se realizaron en los meses de diciembre de 2019, febrero de 2020, junio de 2020 y julio de 2020 en la ciudad de Linares (Jaén, España) en la azotea de la EPS Linares, en diferentes estaciones del año. El sistema SolWat se llenó con agua procedente

de la depuradora de Linares y luego se expuso al sol durante 4 h, tomando simultáneamente curvas IV para analizar el rendimiento eléctrico.

4.1. Calidad del agua efluente (agua inicial)

Las concentraciones de patógenos en las muestras de agua del efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales (**Fig. 3.4**) mostraron ligeras variaciones que pueden considerarse dentro de la calidad normal del agua del efluente de la EDAR. Los datos presentan una conductividad promedio de 954 $\mu\text{S}/\text{cm}$. El pH está entre 6,2 y 7,7; mientras que la turbidez del agua varía entre 6,9 y 18,5 NTU (**Tabla 3.2**). Se analizaron parámetros físico-químicos antes y después de la desinfección del agua con el sistema híbrido SolWat, pero los valores no variaron significativamente después del proceso (**Tabla 3.3**). Los resultados experimentales muestran que el resto de analitos tienen un valor medio de <0,2 mg/l de aluminio, <0,5 mg/l de cromo, 79,5 mg/l de cloruro, <0,5 mg/l de cobre, <0,5 mg/l de hierro, 1,76 mg/l de fósforo, 2,4 mg/l de nitratos, <0,2 mg/l de nitritos, 90,1 mg/l de sulfatos y <0,5 mg/l de zinc.

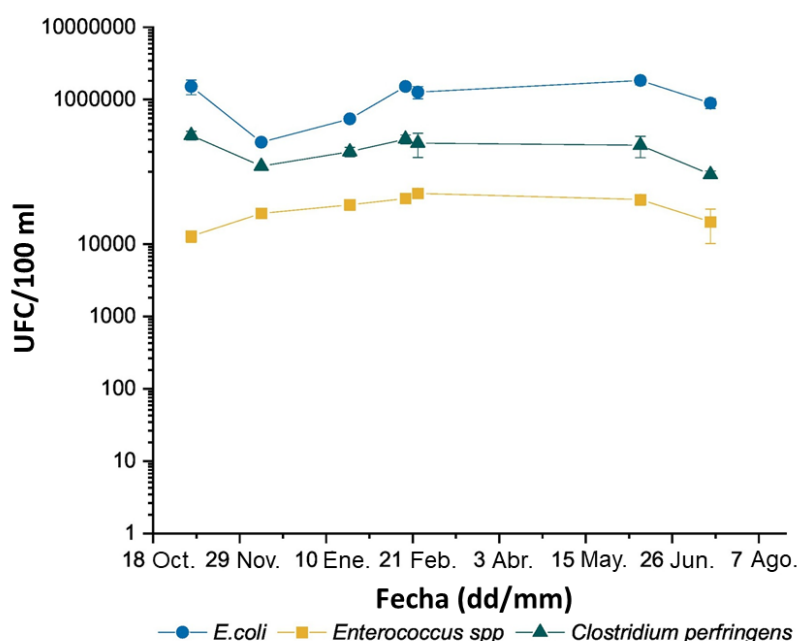


Figura 3.4. Concentración de *E. coli*, *Enterococcus faecalis* y *Clostridium perfringens* (UFC/100 ml) del agua efluente de la EDAR de Linares en un periodo de 9 meses (11/06/19 al 15/07/20).

Tabla 3.2. Concentración de *E. coli*, *Enterococcus faecalis* y *Clostridium perfringens* (UFC/100 ml), pH, turbidez y conductividad del agua del efluente de la EDAR de Linares en un periodo de 9 meses (11/06/19 al 15/07/20).

Fecha	<i>E. coli</i> (UFC/100 ml)	<i>Enterococcus faecalis</i> (UFC/100 ml)	<i>Clostridium perfringens</i> (UFC/100 ml)	pH	Turbidez (NTU)	Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$)
11/06/2019	1,5E+06	3,2E+05	1,3E+04	7,4	8,8	943
12/10/2019	2,6E+05	1,2E+05	2,7E+04	7,2	18,5	847
22/01/2020	5,4E+05	1,9E+05	3,5E+04	6,2	7,9	980
18/02/2020	1,5E+06	2,8E+05	4,3E+04	6,2	10,5	980
24/02/2020	1,3E+06	2,5E+05	5,0E+04	6,5	14,1	910
06/11/2020	1,8E+06	2,3E+05	4,1E+04	7,7	9,0	1033
15/07/2020	8,9E+05	9,2E+04	2,0E+04	7,7	6,9	982
Promedio	1,1E+06	2,1E+05	3,3E+04	7,0	10,8	954

Tabla 3.3. Resumen de los análisis físico-químicos realizados al inicio de los experimentos en otoño (12/10/19), invierno (24/02/20), primavera (06/11/20) y verano (15/07/20) para determinar las características iniciales del agua.

Experimento (fecha y temporada)/	(12/10/19)	(24/02/20)	(06/11/20)	(15/07/20)
Calidad inicial del agua	Otoño	Invierno	Primavera	Verano
Turbidez (NTU)	18,5	14,1	9,0	6,9
Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	847	910	1033	982
pH	7,2	6,5	7,7	7,7
NO_3^- (mg/l)	<10	<10	<10	<10
PO_4^{3-} (mg/l)	3,5	–	4,7	4,0
DQO (mg/l)	47	78	76	57
DBO_5 (mg/l)	–	14	–	12
SST (mg/l)	12	18	22	14
ST (mg/l)	357	453	403	360

4.2. Desinfección solar

La **Tabla 3.4** muestra las condiciones meteorológicas durante las cuatro pruebas experimentales realizadas, junto con la temperatura del agua en el sistema SolWat.

Tabla 3.4. Condiciones climáticas: irradiancia solar global, radiación UV, temperatura ambiente, humedad relativa, velocidad del viento y temperatura del agua en el sistema SolWat para los experimentos realizados en las diferentes estaciones del año (otoño, invierno, primavera y verano).

Experimento (fecha y temporada)		(12/10/19)	(24/02/20)	(06/11/20)	(15/07/20)
		otoño	invierno	primavera	verano
Irradiancia solar global (W/m^2)	Promedio	896	1007	902	920
	Máximo	960	1069	1080	977
Irradiancia UV (W/m^2)	Promedio	29,2	40,4	39,5	44,9
	Máximo	33	44	52	49
Dosis de radiación ultravioleta	(Wh/m^2)	58,7	81,2	92,3	91,6
	(kJ/m^2)	211,3	292,3	332,3	329,8
Temperatura ambiente ($^{\circ}\text{C}$)	Promedio	16	21	24	34
	Máximo	18,9	24,9	26,6	37,9
Temperatura del agua en SolWat ($^{\circ}\text{C}$)	Promedio	28,4	36,8	31,7	45,9
	Máximo	34,9	43,5	34,8	52,4
Humedad relativa (%)	Promedio	46,8	31,3	43,1	32,7
	Máximo	60	46,8	53,9	41,9
Velocidad del viento (m/s)	Promedio	6,4	4,2	7,5	3,7
	Máximo	10	8,8	11,4	5,7

La irradiancia solar global osciló entre valores medios de $896 \text{ W}/\text{m}^2$ a $1.007 \text{ W}/\text{m}^2$, siendo siempre en días soleados y despejados. Los valores de irradiancia UV fueron mínimos en el experimento de otoño, ya que estaba más cerca del solsticio de invierno (12/10/19), con un máximo de $33 \text{ W}/\text{m}^2$, frente a los valores más altos del experimento de primavera (más cerca del solsticio de verano - 06/11/20), con un máximo de $52 \text{ W}/\text{m}^2$. Esto condujo a dosis de UV que oscilaron entre $58,7 \text{ Wh}/\text{m}^2$ y $92,3 \text{ Wh}/\text{m}^2$. En cuanto a la temperatura ambiente, varió desde un máximo de $18,9 \text{ }^{\circ}\text{C}$ en el experimento de otoño (temperatura suave) hasta $37,9 \text{ }^{\circ}\text{C}$ en verano (temperatura alta), correspondiente a un clima continental y, por tanto, afectando fuertemente la temperatura del agua alcanzada dentro del sistema SolWat.

El agua dentro del sistema SolWat alcanzó temperaturas máximas de $34,9 \text{ }^{\circ}\text{C}$ (otoño), $43,5 \text{ }^{\circ}\text{C}$ (invierno), $34,8 \text{ }^{\circ}\text{C}$ (primavera) y $52,4 \text{ }^{\circ}\text{C}$ (verano) durante los experimentos de 4 h, con temperaturas medias correspondientes de $28,4 \text{ }^{\circ}\text{C}$, $36,8 \text{ }^{\circ}\text{C}$, $31,7 \text{ }^{\circ}\text{C}$ y $45,9 \text{ }^{\circ}\text{C}$.

La **Tabla 3.5** muestra los resultados de inactivación de *Escherichia coli*, *Enterococcus faecalis* y *Clostridium perfringens*, incluyendo la temperatura máxima del agua y la dosis de UV, junto con la **Fig. 3.5** que muestra la cinética de cada microorganismo (UFC/100 ml) frente al tiempo, incluyendo el perfil de temperatura del agua y la irradiancia UV durante el experimento de 4 h.

Tabla 3.5. Resultados de la desinfección del agua para los diferentes experimentos después de 4 h de exposición al sol, incluidos los principales parámetros: contenido microbiológico, temperatura del agua y dosis de UV.

Experimento (fecha y temporada)	(12/10/19) otoño	(24/02/20) invierno	(06/11/20) primavera	(15/07/20) verano	
Dosis UV (Wh/m ²)	58,7	81,2	92,3	91,6	
Temperatura máxima del agua (°C)	34,9	43,5	34,8	52,4	
<i>E. coli</i> (UFC/100 ml)	Hora: 0 h	$2,6 \times 10^5 \pm 3 \times 10^4$	$1,3 \times 10^6 \pm 2,8 \times 10^5$	$1,8 \times 10^6 \pm 2,7 \times 10^5$	$8,9 \times 10^5 \pm 1,6 \times 10^5$
	Tiempo: 4h	$1,1 \times 10^4 \pm 1,8 \times 10^3$	$5,0 \times 10^3 \pm 5 \times 10^2$	$3,6 \times 10^3 \pm 4 \times 10^2$	$1,9 \times 10^2 \pm 6 \times 10$
	Inactivación (%)	95,83	99,61	99,80	99,98
<i>Clostridium perfringens</i> (UFC/100 ml)	Hora: 0 h	$2,7 \times 10^4 \pm 7 \times 10^2$	$5,0 \times 10^4 \pm 4 \times 10^3$	$4,1 \times 10^4 \pm 8 \times 10^3$	$2,0 \times 10^4 \pm 11 \times 10^4$
	Tiempo: 4h	$7,0 \times 10^3 \pm 7 \times 10^3$	$1,0 \times 10^4 \pm 5 \times 10^2$	$1,1 \times 10^4 \pm 1,5 \times 10^3$	$5,6 \times 10^3 \pm 1,0 \times 10^2$
	Inactivación (%)	73,92	79,60	73,95	72,62
<i>Enterococcus faecalis</i> (UFC/100 ml)	Hora: 0 h	$1,1 \times 10^5 \pm 2 \times 10^3$	$2,5 \times 10^5 \pm 1,0 \times 10^5$	$2,3 \times 10^5 \pm 9 \times 10^4$	$9,2 \times 10^4 \pm 1,2 \times 10^3$
	Tiempo: 4h	$1,4 \times 10^4 \pm 1 \times 10^3$	$1,0 \times 10^4 \pm 9 \times 1^2$	$6,4 \times 10^3 \pm 1,9 \times 10^3$	$7,1 \times 10^2 \pm 6,1 \times 10^2$
	Inactivación (%)	87,73	95,96	97,24	99,23

En el experimento de otoño, *E. coli* logró una reducción de 1 log (reducción del 95,83%), con una temperatura máxima del agua de 34,9 °C y una dosis de UV de 58,7 Wh/m². En el experimento de invierno, alcanzó una reducción de 2 log (reducción del 99,61%), con mayor temperatura máxima del agua y dosis de UV, 43,5 °C y 81,2 Wh/m². El experimento de primavera muestra también una reducción de 2 log para *E. coli*, con una temperatura máxima del agua más baja, 34,8°C, y una dosis de UV ligeramente mayor, 92,3 Wh/m². La mayor inactivación se produce en verano, con una dosis de UV similar al experimento de primavera, 91,6 Wh/m², pero con temperaturas del agua más altas, alcanzando un máximo de 52,4 °C y acelerando el proceso de desinfección. La inactivación alcanzó una reducción de 3 log (99,98%).

Respecto a *Enterococcus faecalis*, la máxima inactivación se alcanzó también en verano, con una reducción de 2 log (99,23%), frente a la reducción de 1 log en primavera e invierno (97,24% y 95,96%, respectivamente). En el experimento de otoño sólo alcanzó una reducción del 87,73% (reducción <1 log). *Clostridium perfringens* parece ser la bacteria más resistente de las analizadas, porque mostró una reducción de concentración menor que el resto de indicadores, con niveles de inactivación que oscilaron entre el 72,62% y el 79,60%, siempre por debajo de 1 log de reducción. La mayor inactivación para *Clostridium perfringens* correspondió al experimento de invierno y la menor al de verano. En ninguno de los casos se logró la inactivación bacteriana total, pero los niveles de inactivación alcanzados permiten la reutilización del agua tratada para diferentes usos como veremos más adelante.

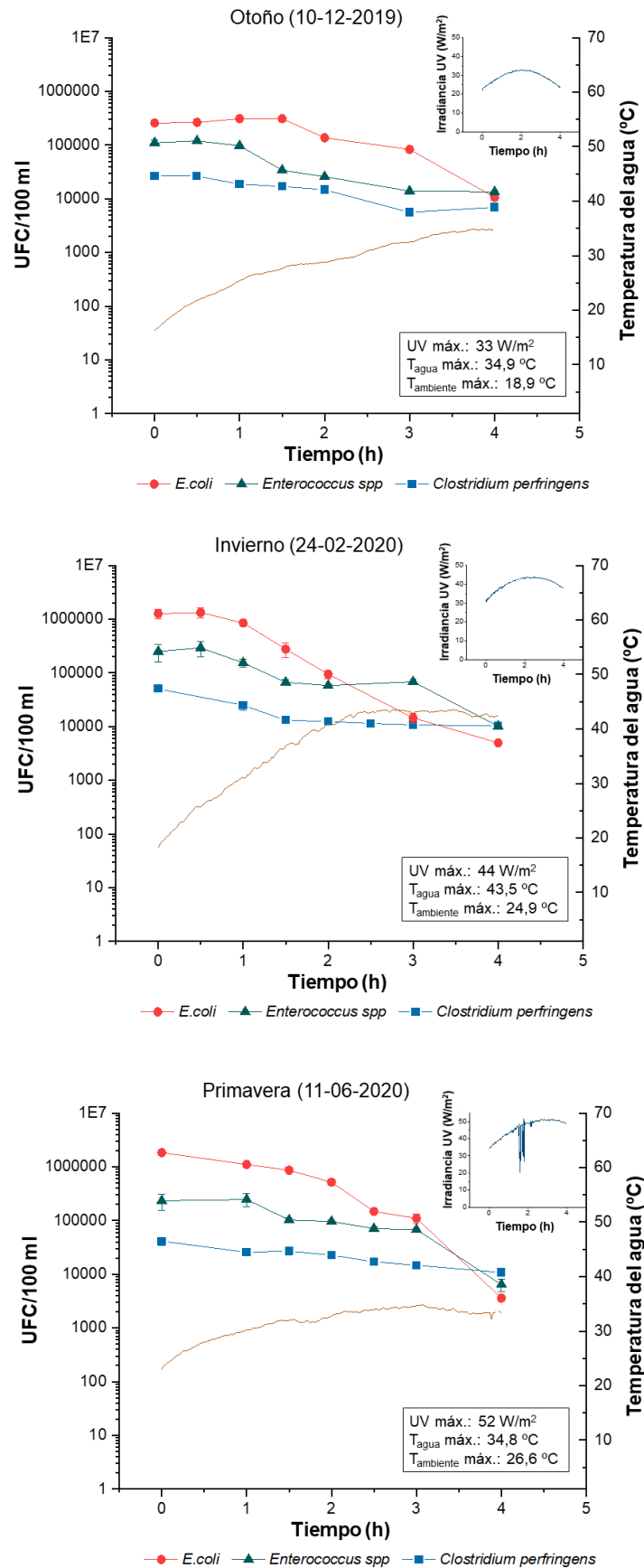


Figura 3.5 (Continúa)

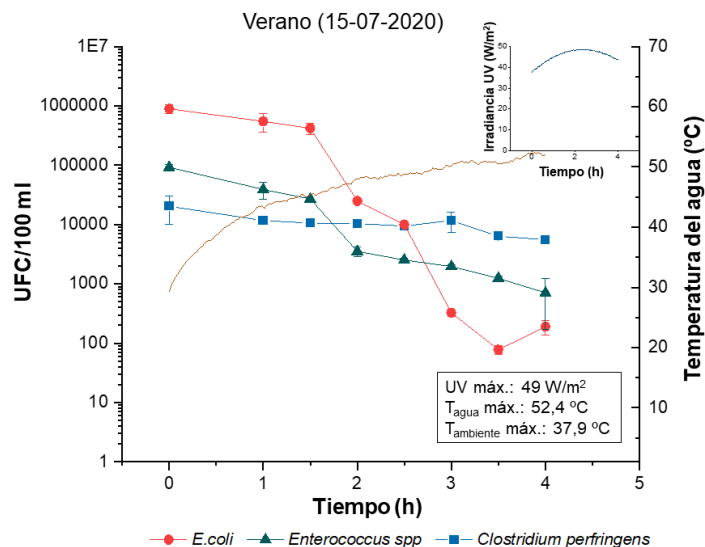


Figura 3.5. Variación de la concentración de los microorganismos *E. coli*, *Enterococcus faecalis* y *Clostridium perfringens* (en UFC/100 ml) frente al tiempo. También se muestran la irradiación UV (W/m^2) y la temperatura del agua ($^{\circ}C$) durante los experimentos junto con los valores máximos.

En el experimento de otoño, *E. coli* logró una reducción de 1 log (reducción del 95,83%), con una temperatura máxima del agua de $34,9^{\circ}C$ y una dosis de UV de $58,7 Wh/m^2$. En el experimento de invierno, alcanzó una reducción de 2 log (reducción del 99,61%), con mayor temperatura máxima del agua y dosis de UV, $43,5^{\circ}C$ y $81,2 Wh/m^2$. El experimento de primavera muestra también una reducción de 2 log para *E. coli*, con una temperatura máxima del agua más baja, $34,8^{\circ}C$, y una dosis de UV ligeramente mayor, $92,3 Wh/m^2$. La mayor inactivación se produce en verano, con una dosis de UV similar al experimento de primavera, $91,6 Wh/m^2$, pero con temperaturas del agua más altas, alcanzando un máximo de $52,4^{\circ}C$ y acelerando el proceso de desinfección. La inactivación alcanzó una reducción de 3 log (99,98%).

Respecto a *Enterococcus faecalis*, la máxima inactivación se alcanzó también en verano, con una reducción de 2 log (99,23%), frente a la reducción de 1 log en primavera e invierno (97,24% y 95,96%, respectivamente). En el experimento de otoño sólo alcanzó una reducción del 87,73% (reducción <1 log). *Clostridium perfringens* parece ser la bacteria más resistente de las analizadas, porque mostró una reducción de concentración menor que el resto de indicadores, con niveles de inactivación que oscilaron entre el 72,62% y el 79,60%, siempre por debajo de 1 log de reducción. La mayor inactivación para *Clostridium perfringens* correspondió al experimento de invierno y la menor al de verano. En ninguno de los casos se logró la inactivación bacteriana total, pero los niveles de inactivación alcanzados permiten la reutilización del agua tratada para diferentes usos como veremos más adelante.

La **Fig. 3.6** muestra la concentración de microorganismos frente a la dosis UV. Se observa el efecto sinérgico entre la irradiación UV y la temperatura del agua cuando la temperatura del agua supera los $45^{\circ}C$. Durante la desinfección solar para *E. coli* y *Enterococcus faecalis*: aunque en primavera y verano la dosis de UV es similar (alrededor de $90 Wh/m^2$), el experimento de verano logró niveles de inactivación más altos a medida

que la temperatura del agua ascendía a 52,4 °C, cuando la tasa de inactivación aumentó rápidamente.

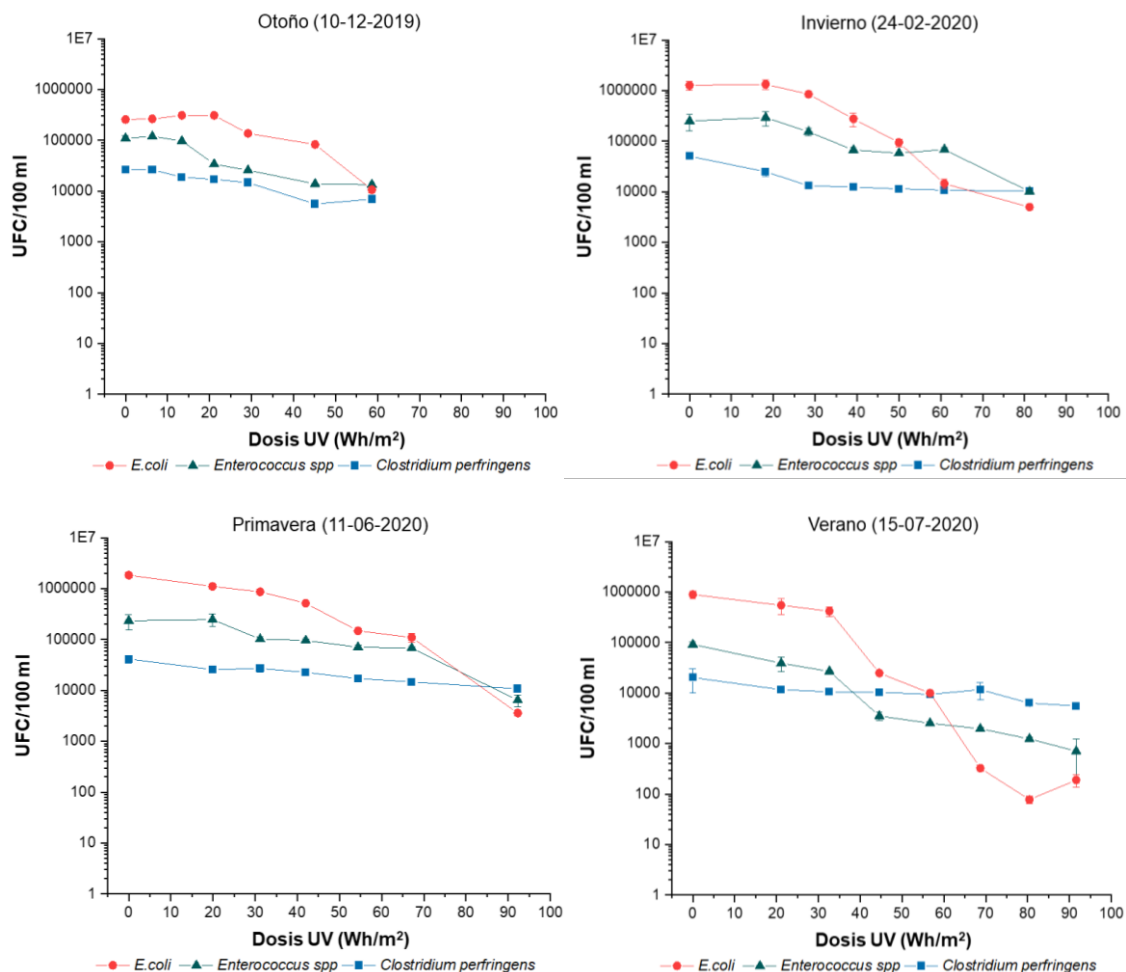


Figura 3.6. Concentración de *E. coli*, *Enterococcus faecalis* y *Clostridium perfringens* frente a la dosis de UV (Wh/m^2) durante los experimentos.

La **Fig. 3.7** muestra cada bacteria frente a la dosis de UV para todos los experimentos, de modo que el efecto de las condiciones climáticas y la temperatura del agua se observan más claramente. También se ha calculado la constante de inactivación k_{UV} para cada experimento y bacteria con el fin de analizar la cinética de inactivación (**Tabla 3.6**). Siguiendo un modelo de decaimiento de primer orden, $\log N = -k_{UV} \cdot \text{dosis UV}$, donde N es la concentración de bacterias, k_{UV} es la constante de inactivación y la dosis UV es la radiación UV acumulada (Wh/m^2); la tasa de inactivación de *E. coli* alcanzó un máximo de $-0,04158$ en el experimento de verano, probablemente debido al efecto sinérgico de la temperatura del agua ($>45\text{ }^\circ\text{C}$) y la irradiación UV, frente a los valores más bajos en el resto de las estaciones. Para *Enterococcus faecalis*, las tasas de inactivación siguieron la misma tendencia que para *E. coli*, con el máximo también en el experimento de verano, aunque los valores son generalmente más bajos. Finalmente, *Clostridium perfringens* fue la bacteria menos afectada por la radiación UV y la temperatura, no mostrando ningún efecto sinérgico con temperaturas del agua superiores a $45\text{ }^\circ\text{C}$, ya que las tasas de inactivación son prácticamente las mismas a lo largo del año (de hecho, ligeramente inferiores en los experimentos de primavera y verano).

3. Desinfección solar como tratamiento terciario directo de una planta de aguas residuales mediante un sistema híbrido fotoquímico-fotovoltaico (Artículo 1)

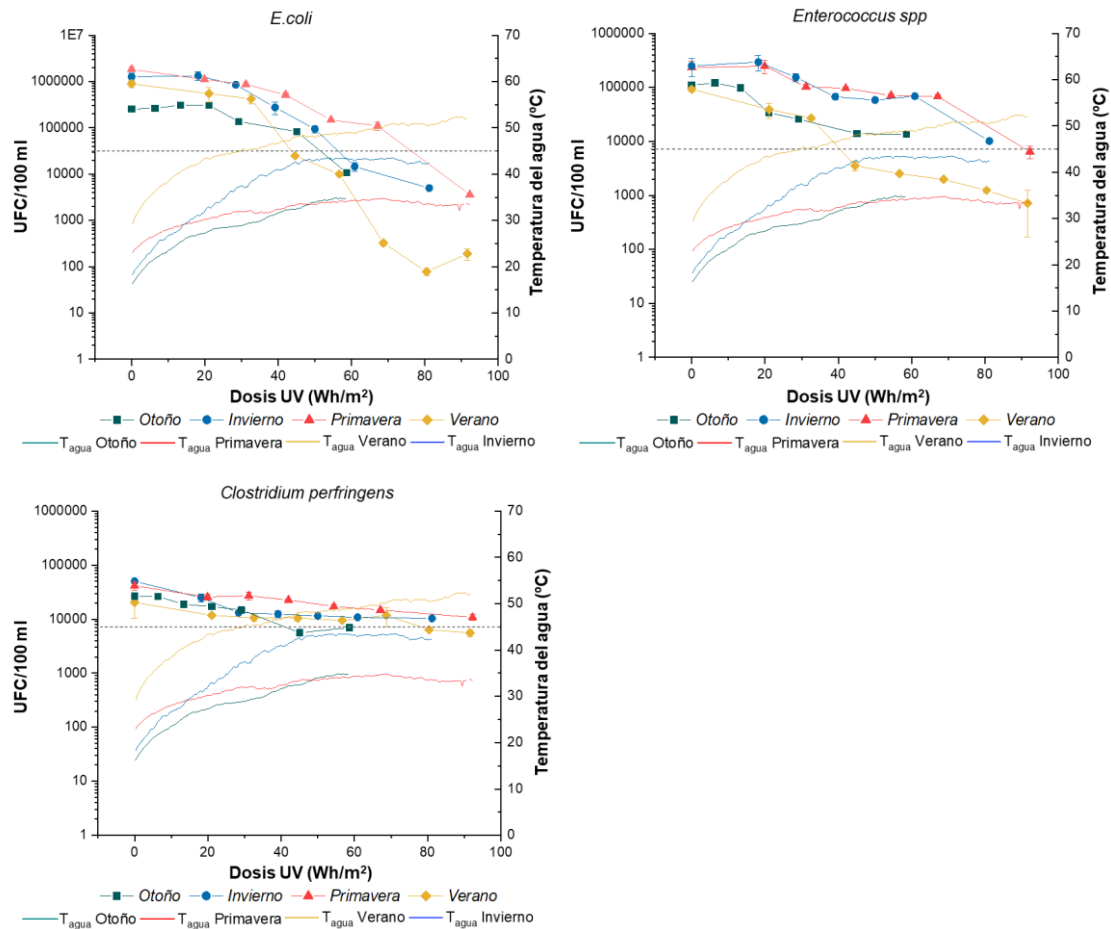


Figura 3.7. Concentración de *E. coli*, *Enterococcus faecalis* y *Clostridium perfringens* frente a la dosis de UV (Wh/m^2) durante los experimentos, mostrando cada bacteria por separado en todas las estaciones para analizar la inactivación bajo diferentes condiciones climáticas (dosis de UV y temperatura del agua).

Tabla 3.6. Tasas de inactivación de las tres bacterias estudiadas a lo largo de las estaciones. *E. coli* y *Enterococcus faecalis* muestran mayores tasas de inactivación en verano debido al efecto sinérgico de la temperatura ($> 45\text{ }^\circ\text{C}$) en comparación con *Clostridium perfringens* que no sigue esta tendencia.

Fecha	<i>E. coli</i>		<i>Enterococcus faecalis</i>		<i>Clostridium perfringens</i>	
	k	R ²	k	R ²	k	R ²
12/10/2019	-0,01546	0,99648	-0,01767	0,99912	-0,01122	0,99956
24/02/2020	-0,02587	0,99443	-0,01334	0,99805	-0,0113	0,99846
06/11/2020	-0,02245	0,99527	-0,01231	0,99741	-0,00657	0,99993
15/07/2020	-0,041581	0,98003	-0,02417	0,99756	-0,00588	0,99954

Se observa que las tasas de inactivación de *E. coli* son en general más altas que las de *Enterococcus faecalis* y *Clostridium perfringens*, sólo en el experimento de otoño la tasa de inactivación de *Enterococcus faecalis* es ligeramente superior ($-0,01757$ frente a $-0,01546$), por lo que *E. coli* es más sensible a la radiación solar que las otras dos bacterias. Por otro lado, *Clostridium perfringens* presenta siempre tasas de inactivación inferiores en comparación con las otras dos bacterias, por lo que alcanza niveles de inactivación siempre más bajos cuando se expone a la radiación solar.

4.3. Rendimiento eléctrico

La **Tabla 3.7** muestra los resultados eléctricos del sistema fotovoltaico SolWat y el sistema fotovoltaico único de referencia. Presentaron una generación de energía de 16,1

Wh y 17,0 Wh en el experimento de otoño, 16,8 Wh y 18,2 Wh en invierno, 15,1 Wh y 16,3 Wh en primavera y 15,0 Wh y 16,2 Wh en verano. Esto significa que las pérdidas de producción de energía en SolWat fueron del 5,4% (otoño), 7,3% (invierno), 7,1% (primavera) y 7,8% (verano) en comparación con el módulo fotovoltaico de referencia. La **Fig. 3.8a** muestra la Pmp (W) en el módulo fotovoltaico SolWat y la compara con la Pmp del módulo de referencia para el experimento de verano a modo de ejemplo. La diferencia en la producción de los módulos fotovoltaicos se debe a varios factores: a) ligeras diferencias en su eficiencia inicial respecto a la fabricación: 7,5% SolWat y 7,8% módulo FV de referencia, siendo el módulo SolWat de STC ya un 3,9% menos eficiente que del módulo de referencia; b) pérdidas de radiación solar en el módulo SolWat debido al reactor de agua en la parte superior, lo que provoca pérdidas de radiación que se traducen en menor corriente eléctrica; y c) diferencias en la temperatura de los módulos fotovoltaicos, siendo en este caso un factor positivo. Esto hace que el módulo SolWat se enfríe y tenga temperaturas de módulo más bajas, lo que genera valores de tensión eléctrica más altos.

Tabla 3.7. Resultados eléctricos del módulo fotovoltaico SolWat y del módulo fotovoltaico de referencia tras 4 h de exposición solar en las pruebas de otoño (12/10/19), invierno (24/02/20), primavera (06/11/20) y verano (15 /07/20) realizadas en Linares (España).

Experimento (fecha y temporada)			(12/10/19) otoño	(24/02/20) invierno	(06/11/20) primavera	(15/07/20) verano
Irradiancia global (W/m ²)	Promedio		896	1.007	902	920
	Máximo		960	1.069	1.080	977
Temperatura ambiente (°C)	Promedio		16	21	24	34
	Máximo		18,9	24,9	26,6	37,9
Energía generada (Wh)	Sistema fotovoltaico SolWat		16,1	16,8	15,1	15,0
	Sistema fotovoltaico único		17,0	18,2	16,3	16,2
Pérdidas de energía de SolWat frente al sistema fotovoltaico único (%)	Energía SolWat/Energía fotovoltaica única		5,4	7,3	7,1	7,8
Temperatura del módulo fotovoltaico individual (°C)	Promedio		32,6	48,3	37,6	50,3
	Máximo		39,9	56,6	41,1	61,9
Temperatura del módulo fotovoltaico SolWat (°C)	Promedio		30,7	40,5	35,3	48,7
	Máximo		37,5	46,8	38,5	55,3
Diferencia de temperatura entre el módulo fotovoltaico SolWat y el módulo fotovoltaico único (T _{SolWat} - T _{Simple}) (°C): grados en los que el módulo fotovoltaico SolWat es más frío que el sistema fotovoltaico único	Promedio		-1,9	-7,8	-2,3	-1,6
Isc (A)	Sistema fotovoltaico SolWat	Promedio	0,25	0,27	0,20	0,25
		Máximo	0,27	0,28	0,29	0,26
	Sistema fotovoltaico único	Promedio	0,26	0,30	0,22	0,27
		Máximo	0,28	0,32	0,30	0,29
Pérdidas SolWat Isc (frente al sistema fotovoltaico único: equivalentes a pérdidas por radiación (%))	Isc SolWat/Isc simple, promedio		5,0	10	6,7	9,4

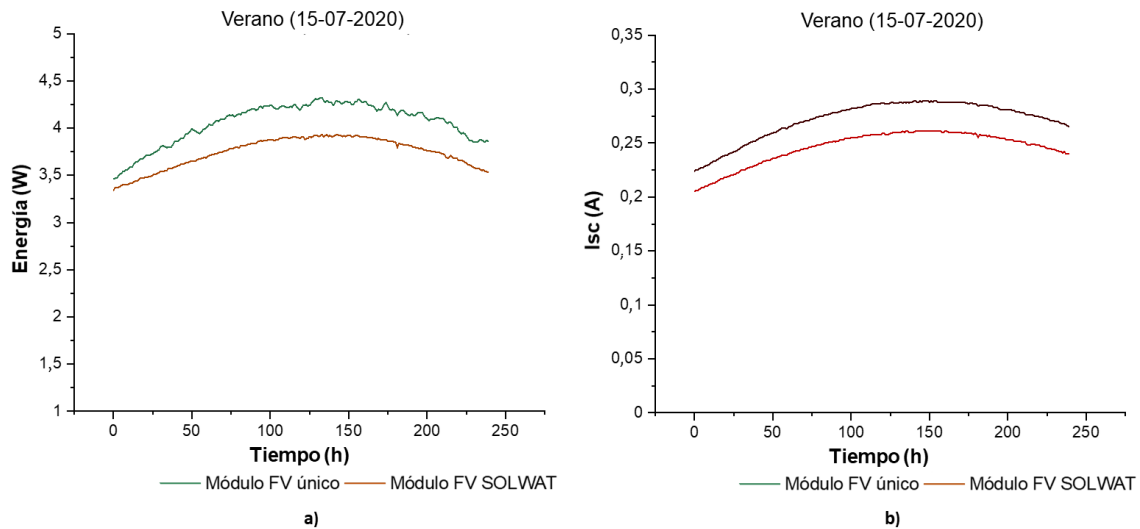


Figura 3.8. a) Comparación de la Pmp (W) en SolWat y el módulo fotovoltaico único de referencia durante el experimento de verano (15/07/20) para la exposición solar de 4 h, mostrando las pérdidas totales en la producción de energía. Se indican los valores máximos de los principales parámetros meteorológicos. b) Comparación del Isc (A) en SolWat y el módulo fotovoltaico único de referencia durante los experimentos de verano que muestran las pérdidas de radiación solar producidas por el reactor de agua encima del módulo fotovoltaico (sistema SolWat).

En cuanto a las pérdidas por radiación solar en los sistemas SolWat, como la intensidad de la corriente es directamente proporcional a la radiación solar recibida, cuando se coloca un reactor de agua encima del módulo fotovoltaico el agua reduce la transmisión de la radiación solar (principalmente en UV y FIR) y por lo tanto, el módulo produce menos corriente eléctrica que un único módulo fotovoltaico sin agua en la parte superior. Además, los niveles de turbidez del agua también afectan la transmisión de la radiación solar, y valores más altos reducen el rendimiento eléctrico debido a la dispersión de la luz en el reactor de agua. En la **Tabla 3.7** también se muestran las reducciones de Isc en el sistema SolWat, que corresponden a pérdidas por radiación respecto al módulo fotovoltaico único, alcanzando valores medios del 4,8% (otoño), 10,0% (invierno), 6,7% (primavera) y 9,4% (verano). Los valores de turbidez fueron: 18,5 NTU (otoño), 14,0 NTU (invierno), 9,0 NTU (primavera) y 6,9 NTU (verano). La **Fig. 3.8b** muestra la corriente Isc del módulo fotovoltaico SolWat y del módulo fotovoltaico individual para el experimento de verano, donde se observa la menor irradiancia recibida por el módulo SolWat.

Por otro lado, la capa de agua en realidad reduce la temperatura del módulo fotovoltaico, lo que tiene un efecto positivo en la producción de electricidad, ya que las temperaturas de funcionamiento más bajas aumentan el voltaje de salida del módulo fotovoltaico. Esto significa que tener la capa de agua encima tiene un efecto compensador frente a las pérdidas de radiación solar en corriente. Como se ha observado experimentalmente, la temperatura media del módulo alcanzada en el sistema fotovoltaico individual fue: 32,6 °C (otoño); 48,3 °C (invierno); 37,6 °C (primavera) y 50,3 °C (verano), mientras que el sistema fotovoltaico SolWat funcionó a temperaturas más bajas: 30,7 °C (otoño); 40,5 °C (invierno); 35,3 °C (primavera) y 48,7 °C (verano). La máxima diferencia de temperatura se produjo en la prueba de invierno con 7,8 °C menos en el módulo fotovoltaico SolWat

con respecto al módulo de referencia, con valores de sólo unos 2 °C menos en el resto de experimentos.

5. Discusión

5.1. Desinfección solar del agua

El efluente de una estación depuradora de aguas residuales (tras el tratamiento secundario) se sometió directamente a desinfección solar del agua con el fin de obtener agua tratada que pueda ser reutilizada según los diferentes usos establecidos por la legislación española para la reutilización del agua: agrícola, industrial, etc. Se analizaron parámetros físico-químicos antes y después de la desinfección solar (pH, conductividad, turbidez, NO_3^- y PO_4^{3-}) y no variaron significativamente, de acuerdo con resultados previos de N. Pichel et al. [21], [27].

En esta investigación la fuente de agua fue directamente el efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales de Linares frente a estudios previos que utilizaron agua natural (manantial y río) [27], [28]. En ambos casos se analizaron cepas silvestres de *E. coli*, *Enterococcus faecalis* y *C. perfringens*. En este caso las concentraciones bacterianas iniciales son más elevadas debido al origen del agua residual, que es el efluente tras el tratamiento secundario en la planta de aguas residuales. Por otro lado, la selección de una exposición solar experimental de 4 h se basó en la demostración de que los indicadores microbianos fecales se desactivaban completamente a las 3 h en investigaciones anteriores [21], reduciendo a la mitad el tratamiento de los reactores SODIS convencionales (6 h).

Los resultados muestran que la desinfección solar fue eficaz en todas las estaciones del año bajo diferentes condiciones climáticas, pero no se logró la inactivación completa. *C. perfringens* fue la bacteria más resistente de las analizadas, ya que mostró una reducción de concentración menor que los demás indicadores. Aunque no se alcanzó una inactivación bacteriana completa, sí se lograron altas reducciones en las concentraciones de los indicadores microbianos que permiten utilizar el agua regenerada para diferentes usos. Otros estudios alcanzaron la inactivación completa de las bacterias pero no se utilizó ningún efluente de aguas residuales real. Por ejemplo, Pichel et al. sí obtuvieron una inactivación completa después de 3 h de exposición al sol, pero utilizando muestras de río con menos concentración de bacterias, del orden de 10^2 UFC/100 ml frente a nuestros niveles de 10^4 – 10^6 UFC/100 ml [21]. El agua utilizada en estos estudios presentó también valores de turbidez más bajos (3,5 NTU-10,7 NTU en trabajos anteriores frente a 6,9-18,5 NTU en nuestro estudio), lo que mejora la penetración de la radiación solar y potencia el tratamiento de desinfección solar. Por otro lado, S. Giannakis [29] también logró la inactivación completa de los indicadores fecales *E. coli* y coliformes totales después de 3 h de exposición al sol, bajo altos niveles de UV y temperaturas del agua superiores a 45 °C durante al menos 1,5 h, en este caso utilizando un efluente sintético.

Otra razón de las diferentes tasas de inactivación en diferentes estaciones es también la intensidad de la irradiación, ya que se ha informado de que la validez de la ley de reciprocidad entre la dosis de luz y la intensidad de irradiación es cuestionada, y también en otros estudios de desinfección solar se han reportado diferentes tasas de inactivación comenzando el experimento en diferentes horas del mismo día, por lo tanto, con diferente

intensidad de irradiación inicial. Por ejemplo, Vivar et al. [30] demostró que la desinfección solar que comienza con intensidades de irradiación más altas conduce a tasas de inactivación más altas para la misma dosis de UV.

Giannakis et al. [29], Vivar et al. [31] y N. Pichel et al. [21] sugirieron que el efecto de la temperatura en SODIS podría conducir a efectos sinérgicos y/o antagónicos entre la temperatura y la desinfección UV. En este sentido, la desinfección solar depende en gran medida de la temperatura del agua, especialmente si las fuentes de agua son naturales con cepas de bacterias salvajes y con nutrientes. Las temperaturas bajas (temperatura del agua por debajo del crecimiento óptimo bacteriano: $<20\text{ }^{\circ}\text{C}$) no afectan el proceso de desinfección UV; las temperaturas suaves (rango óptimo de crecimiento microbiano: $20\text{--}45\text{ }^{\circ}\text{C}$) pueden potenciar el crecimiento microbiano y ralentizar el proceso de desinfección; y en el caso de temperaturas superiores a la temperatura óptima para el crecimiento bacteriano ($>45\text{ }^{\circ}\text{C}$), se desencadenan efectos sinérgicos entre la temperatura y los rayos UV que aceleran el tratamiento. La temperatura óptima de crecimiento para *E. coli* es de 37°C , para *Enterococcus faecalis* de $35\text{ }^{\circ}\text{C}$ y para *Clostridium perfringens* de $43\text{--}47\text{ }^{\circ}\text{C}$ [32], [33]. Nuestros experimentos coinciden con estos estudios, ya que la desinfección solar experimentó una ralentización para *E. coli* cuando la temperatura del agua estaba en el rango de temperaturas suaves, así como para *Enterococcus faecalis* (lapso de tiempo de 2 a 3 h entre 40 y $43\text{ }^{\circ}\text{C}$). Por otro lado, en la prueba de verano, cuando la temperatura del agua superaba los 45°C , la tasa de desinfección se aceleraba debido al efecto combinado de la temperatura y la radiación UV, por ejemplo, para *E. coli* (período de tiempo: 3,5 a 4 h entre 50 y $52\text{ }^{\circ}\text{C}$). Otros estudios [27], [28] corroboran también estos resultados mostrando niveles más altos de desinfección cuando la temperatura del agua excedía los $45\text{ }^{\circ}\text{C}$ o estaba por debajo de los $20\text{ }^{\circ}\text{C}$ (por debajo de la temperatura óptima para el crecimiento bacteriano). Sin embargo, en nuestros experimentos no se observó este efecto sinérgico para *Clostridium perfringens*, ya que en los experimentos en los que la temperatura del agua superó los $45\text{ }^{\circ}\text{C}$ la tasa de inactivación no aumentó en absoluto. De hecho, observamos que la tasa de inactivación del experimento de verano era incluso inferior a la de los experimentos de invierno u otoño ($-0,00588$ en verano frente a $-0,0112$ o $-0,0113$ en invierno y otoño).

5.2. Usos del agua según RD 1620/2007 y Reglamento Europeo (UE) 2020/741

Cabe destacar que, aunque hemos estudiado *E. coli*, *Enterococcus faecalis* y *Clostridium perfringens*, que se suelen utilizar como indicadores fecales, las regulaciones para el agua regenerada (tanto española como europea) sólo tiene limitaciones para *E. coli*. Además, *Enterococcus* se utiliza como indicador de la contaminación fecal de aguas recreativas en todo el mundo; y la UE, EE.UU. y la Organización Mundial de la Salud (OMS) recomiendan su adopción como indicador fecal de la calidad de las aguas recreativas [34]. Sin embargo, un estudio completo que incluya *Enterococcus faecalis* y *Clostridium perfringens* nos permitirá tener más información del rendimiento de nuestro sistema y su comparación con resultados anteriores utilizando otras fuentes de agua. En cuanto a la normativa estricta sobre aguas regeneradas, en la **Tabla 3.8** se muestra un resumen de los usos para los que sería apta la calidad del agua obtenida tras la experimentación, basada principalmente en las concentraciones de *E. coli*, sólidos suspendidos totales y la turbidez del agua.

Tabla 3.8. Usos del agua regenerada en base a los valores máximos admisibles (límites bacteriológicos y físico-químicos) establecidos en el RD 1620/2007 [9].

Regulación española/ experimentos (fecha y estación del año)	Tipo de calidad	<i>E. coli</i> (UFC/ 100 ml)	SST (mg/L)	Turbidez (NTU)	10/12/19 otoño	24/02/20 invierno	11/06/20 primavera	15/07/20 verano
USO URBANO								
Calidad 1.2: Servicios a) Riego de áreas verdes urbanas (parques, campos deportivos). b) Lavado de calles. c) Sistemas contra incendios. d) Lavado industrial de vehículos.	B	≤200	20	10				Sí
USO AGRÍCOLA								
Calidad 2.2: a) Riego de productos para consumo humano con un sistema de aplicación de agua que no impide el contacto directo del agua recuperada con las partes comestibles, pero el consumo no es fresco sino con un tratamiento industrial posterior. b) Riego de pastos para el consumo de leche o animales productores de carne. c) Acuicultura.	C	≤1.000	35	*				Sí
Calidad 2.3: a) Riego localizado de cultivos leñosos que impide el contacto del agua regenerada con los frutos consumidos en el consumo humano. b) Riego de cultivos de flores ornamentales, viveros, invernaderos sin contacto directo del agua regenerada con las producciones. c) Riego de cultivos industriales no alimentarios, viveros, forrajes de ensilaje, cereales y semillas oleaginosas.	D	≤10.000	35	*		Sí	Sí	Sí
USO INDUSTRIAL								
Calidad 3.1 a) Proceso y aguas de limpieza, excepto en la industria alimentaria. b) Otros usos industriales.	C	≤10.000	35	15		Sí	Sí	Sí
c) Proceso y aguas de limpieza para su uso en la industria alimentaria.	C	≤1.000	35	*				Sí
USO RECREATIVO								
CALIDAD 4.1: a) Riego de campos de golf.	B	≤200	20	10				Sí
Calidad 4.2: a) Estanques, cuerpos de agua y flujos circulantes ornamentales, en los que se evita el acceso público al agua.	D	≤10.000	35	*		Sí	Sí	Sí
USO AMBIENTAL								
Calidad 5.1: a) Recarga de acuíferos por percolación localizada a través de la tierra.	C	≤1.000	35	*				Sí
Calidad 5.3: a) Riego de bosques, áreas verdes y de otro tipo no accesible al público. b) Silvicultura.	E	*	35	*	Sí	Sí	Sí	Sí
Calidad 5.4: a) Otros usos ambientales (mantenimiento de humedales, flujos mínimos y similares).	F	La calidad mínima requerida se estudiará caso por caso			Sí	Sí	Sí	Sí

*No se establece límite.

La prueba de otoño supera el límite de turbidez (18,5 NTU) según el RD 1620/2007, y además presentó $1,1 \times 10^4$ UFC/100 ml de *E. coli*. Por tanto, esta agua sería apta para usos no restrictivos del agua regenerada. En las pruebas de invierno, primavera y verano, el agua podría utilizarse como agua regenerada para diversos usos, ya que la concentración final de *E. coli* fue de 5×10^3 UFC/100 ml, $3,6 \times 10^3$ UFC/100 ml y $1,9 \times 10^2$ UFC/100 ml, respectivamente. En el marco del RD 1620/2007, el agua del ensayo de otoño sería apta para usos ambientales (Calidad 5.3 y 5.4); el agua proveniente de las pruebas de invierno

y primavera para usos agrícolas (Calidad 2.3), usos industriales (Calidad 3.1 “a” y “b”), usos recreativos (Calidad 4.2) y usos ambientales (Calidad 5.3 y 5.4); y el agua de la prueba de verano estaría indicada para usos urbanos (Calidad 1.2), usos agrícolas (Calidad 2.2 y 2.3), usos industriales (Calidad 3.1 “a” y “b”), usos recreativos (Calidad 4.1 y 4.2) y usos ambientales (Calidad 5.1, 5.3 y 5.4).

Para evaluar la calidad microbiológica de los efluentes y la eficiencia de la desinfección se suelen utilizar indicadores o índices de organismos. La OMS diferencia entre estos dos aspectos, siendo un índice de organismos el que indica la existencia de patógenos en una muestra; mientras que un indicador se utiliza para medir la eficacia de un tratamiento, por ejemplo, la desinfección [35]. Este es el motivo por el que, además de controlar los parámetros indicados en el RD 1620/2007, es conveniente medir otros indicadores adecuados de desinfección como *Clostridium perfringens*. Por otro lado, en la clase A del RD (UE) 2020/741 (que es la clase de calidad de agua regenerada con más requisitos) se realizan controles de validación para evaluar el cumplimiento de los objetivos de rendimiento. El control implica el monitoreo de microorganismos que están asociados con un grupo de patógenos, como las esporas de *Clostridium perfringens* (objetivos de rendimiento en la cadena de tratamiento: reducción $\geq 4 \log 10$) para protozoos. Los usos agrícolas 2.1 y 2.2 y el uso industrial 3.1 solicitan la ausencia de microorganismos, por lo que el RD exige la detección de “Presencia/Ausencia” de patógenos. Cualquier tipo de microorganismo podría usarse como patógeno, por ejemplo: *Enterococcus faecalis*, *Salmonella* o *Legionella*; sin embargo, se recomienda utilizar Coliphages o *Clostridium perfringens*.

Por último, la normativa europea es menos restrictiva en contaminación microbiana, y podríamos utilizar el agua para pruebas de invierno, primavera y verano para la calidad del agua tipo D dentro de la categoría de agua regenerada para agricultura (sin tener límite de turbiedad), y el agua de la prueba de verano podrían clasificarse en el tipo C de la misma categoría (ver **Tabla 3.9**).

Tabla 3.9. Usos del agua regenerada en base a los valores máximos admisibles (límites bacteriológicos) establecidos en el RD (UE) 2020/741 [23].

Regulación europea/ experimento (fecha y estación del año)	Clase de calidad mínima del agua regenerada.	<i>E.coli</i> (UFC/ 100 ml)	DBO ₅ (mg/l)	SST (mg/l)(NTU)	Turbidez	12/10/19 otoño	24/02/20 invierno	06/11/20 primavera	15/07/20 verano
USO AGRÍCOLA:									
Cultivos alimentarios que se consumen crudos cuando la parte comestible se cultiva sobre el nivel del suelo y no está en contacto directo con agua recuperada, cultivos alimentarios procesados y cultivos no alimentarios, incluidos cultivos para alimentar animales productores de carne y leche.	C	≤1.000	De acuerdo con la Directiva 91/271/CEE		*				
Cultivos para la industria y para la producción de energía y semillas.	D	≤10.000	De acuerdo con la Directiva 91/271/CEE		*		Sí	Sí	Sí

*No se establece ningún límite.

5.3. Producción eléctrica

El módulo fotovoltaico SolWat funcionó globalmente a 7,8 °C menos que el módulo fotovoltaico de referencia. La mayor producción energética, con 16,8 Wh, se obtuvo en la prueba de invierno, con una temperatura ambiente máxima de 24,9 °C y una temperatura máxima del agua de 43,5 °C. Por el contrario, la mayor diferencia en la producción de energía se produjo en la prueba de verano, donde el sistema SolWat presentó un 7,8% menos que el sistema de referencia. Esto puede deberse a la mayor radiación absorbida por el módulo y a las altas temperaturas que se alcanzan en el mismo.

La temperatura de funcionamiento más baja en el módulo fotovoltaico SolWat compensa la menor radiación recibida debido al reactor superior de desinfección de agua SolWat en comparación con un único módulo fotovoltaico de referencia, como lo demostraron N. Pichel et al. [28].

El principal mecanismo que provoca pérdidas en el sistema SolWat es la menor irradiancia recibida provocada por la absorción y dispersión de la luz solar en el reactor de desinfección de agua (agua + vidrio de borosilicato) que se encuentra encima del módulo fotovoltaico, provocando una menor I_{sc} . Por otro lado, la temperatura reduce la producción eléctrica a temperaturas más altas, lo que provoca pérdidas en el módulo fotovoltaico [36]. Así, aunque el módulo fotovoltaico SolWat recibió menos radiación solar, la presencia de agua redujo la temperatura de funcionamiento de las células solares durante el tratamiento SODIS, mejorando la eficiencia de generación de energía y compensando las diferencias de radiación recibida en el módulo de referencia que trabajó a temperaturas más altas. Por lo tanto, nuestros hallazgos concuerdan con N. Pichel et al. [19], [27], [28], concluyendo que el reactor de desinfección de agua ubicado sobre el módulo fotovoltaico afectó mínimamente a la producción de energía final, generando entre un 5 y un 7,5% menos. Además, hay que tener en cuenta que el módulo fotovoltaico SolWat ya era un 3,9% menos eficiente que el módulo de referencia en el momento de su fabricación, por lo que las pérdidas son incluso menores, y ambos módulos (SolWat vs. fotovoltaico único) consiguieron prácticamente las mismas pérdidas de energía.

6. Conclusiones

El sistema SolWat fue sometido a un estudio cinético microbiano para aplicar optimizaciones en el sistema tanto en el tiempo de exposición solar (mejorado de 6 a 4 h) como en la aplicación final de desinfección del agua, para el uso de agua regenerada en lugar de agua potable.

Los resultados obtenidos mostraron que *E. coli*, *Enterococcus faecalis* y *C. perfringens* no completaron la inactivación bacteriana total después de 4 h de tratamiento en el sistema SolWat. No obstante, los favorables resultados de desinfección obtenidos permiten utilizar el agua para diversos usos (urbano, agrícola, industrial, etc.). También se destaca que, en comparación con otras investigaciones [37], no se utiliza agua sintética, sino aguas residuales procedentes de tratamientos secundarios. Normalmente, cuando se utilizan muestras de agua efluente se diluyen en agua natural con menor contenido en nutrientes, facilitando la desinfección. Es por ello que, en este trabajo, el proceso de desinfección solar se dificulta debido a las altas concentraciones bacterianas.

La producción de energía eléctrica en el sistema SolWat se ve favorecida porque el agua desinfectada en el submódulo de desinfección reduce la temperatura del módulo fotovoltaico. Gracias al enfriamiento producido, fue posible compensar las pérdidas de irradiancia (pérdidas I_{sc}) provocadas por el submódulo de desinfección de agua. Finalmente, no afectó a la producción total de energía en el sistema híbrido respecto al sistema de referencia, generando tanto el módulo fotovoltaico SolWat como el módulo de referencia prácticamente la misma potencia eléctrica.

Si bien es cierto que la legislación sólo limita a *E. coli* y no deja clara la influencia y limitaciones de otros microorganismos como *C. perfringens*, este último puede usarse como un buen indicador de desinfección. El resto de microorganismos fecales han sido analizados para ver su comportamiento y para futuras investigaciones. Todas las muestras de agua analizadas en las cuatro pruebas experimentales podrían ser utilizadas para usos urbanos, agrícolas y ambientales. En conclusión, a partir de los buenos resultados obtenidos que cumplen con el objetivo inicial de reutilizar las aguas residuales para otros usos, se pretende mejorar la calidad del agua para usos más restrictivos. Es necesario seguir realizando estudios (debido a los parámetros que afectan al proceso de desinfección solar: ubicación, clima, materiales, calidad del agua, etc.) para determinar la dosis de UV necesaria para alcanzar los niveles de desinfección requeridos según la normativa.

Este sistema híbrido de desinfección solar de agua y generación de energía solar fotovoltaica se puede implementar en sistemas terciarios de plantas de tratamiento y sustituir las tecnologías de desinfección actuales (cloración, lámparas UV que utilizan mercurio tóxico, etc.). De esta forma, se permitirá la reutilización segura del efluente para usos posteriores (urbano, industrial, agrícola, etc.) y la generación de energía limpia, favoreciendo una gestión eficiente y sostenible, para reducir los costes energéticos de operación en la depuradora.

Declaración de intereses contrapuestos

Los autores declaran que no tienen intereses financieros en competencia ni relaciones personales conocidas que pudieran haber influido en el trabajo presentado en este artículo.

Agradecimientos

Los autores agradecen la financiación del Ministerio de Ciencia e Innovación de España, Programa 'Retos de Investigación 2018 Proyectos I+D+i', número de subvención RTI2018-099308-A-I00. M. Vivar agradece la financiación del Ministerio de Economía y Competitividad de España, Programa 'Ramón y Cajal', número de subvención RYC-2015-17306. J. Torres agradece la financiación del Ministerio de Ciencia e Innovación de España, 'Contratos de Formación Predoctoral', número de subvención PRE2019-089349.

Material suplementario

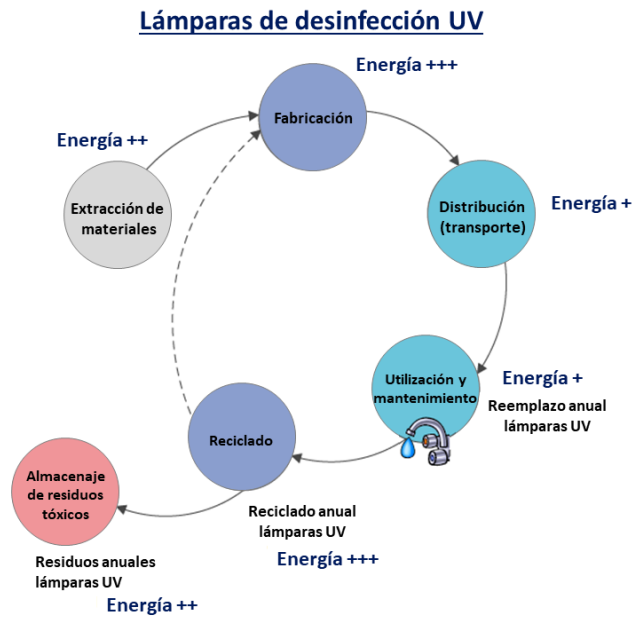


Figura 3.1 – Material suplementario. Procesos que utilizan energía eléctrica durante todo el ciclo de vida de los sistemas de desinfección de agua que utilizan lámparas UV a base de mercurio.

Referencias

- [1] Y. Gu, Y. Li, X. Li, P. Luo, H. Wang, Z.P. Robinson, et al., The feasibility and challenges of energy self-sufficient wastewater treatment plants, *Appl. Energy* (2017), <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2017.02.069>.
- [2] A. Albaladejo, Costes energéticos depuración, in: Conferencia: Jornada Agua y Energía (IUACA: Instituto Universitario del Agua y de las Ciencias Ambientales), 2014, <https://doi.org/10.13140/2.1.1770.9120>.
- [3] EC, Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy, *Off. J. Eur. Parliam.* (2000), <https://doi.org/10.1039/ap9842100196>.
- [4] RD, Royal Legislative Decree 11/1995 of December 28th, concerning wastewater treatment, *Off. Bull. Spain* (1995) 37517–37519.
- [5] G. Klein, M. Krebs, V. Hall, T. O'Brien, B.B. Blevins, *California's Water – Energy Relationship*, 2005.
- [6] S. Carlson, A. Walburger, *Energy Index Development for Benchmarking Water and Wastewater Utilities*, TAmerican Water Works Association (AWWA) Research Foundation, CDH Energy Corp, Evansville, Wis, 2007.
- [7] G. Ferro, E. Lentini, C. Romero, Eficiencia y su medición en prestadores de servicios de agua potable y alcantarillado, *Comisión Económica Para América Latina y El Caribe (CEPAL)*, 2011.
- [8] M.B. Ahmed, J.L. Zhou, H.H. Ngo, W. Guo, N.S. Thomaidis, J. Xu, Progress in the biological and chemical treatment technologies for emerging contaminant removal from wastewater: a critical review, *J. Hazard. Mater.* (2017), <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.04.045>.
- [9] Ministerio de Sanidad y Consumo, Anexo I-R.D. 1620/2007. *Boe*, 2003, p. 45.
- [10] E.L.P. Europeo, E.L. Consejo, D.E.L.A. Uni, Reglamento (UE) 2020/741 Del Parlamento Europeo y del Consejo de 25 de mayo de 2020 relativo a los requisitos mínimos para la reutilización del agua 2020, 2019, pp. 32–55.
- [11] M. Vivar, I. Skryabin, V. Everett, A. Blakers, A concept for a hybrid solar water purification and photovoltaic system, *Sol. Energy Mater. Sol. Cells* 94 (2010) 1772–1782, <https://doi.org/10.1016/j.solmat.2010.05.045>.
- [12] M. Vivar, M. Fuentes, N. Dodd, J. Scott, I. Skryabin, K. Srithar, First lab-scale experimental results from a hybrid solar water purification and photovoltaic system, *Sol. Energy Mater. Sol. Cells* 98 (2012) 260–266, <https://doi.org/10.1016/j.solmat.2011.11.012>.
- [13] M. Fuentes, M. Vivar, J. Scott, K. Srithar, I. Skryabin, Results from a first autonomous optically adapted photocatalytic photovoltaic module for water purification, *Sol. Energy Mater. Sol. Cells* (2012), <https://doi.org/10.1016/j.solmat.2012.01.020>.
- [14] Z. Wang, Y. Wang, M. Vivar, M. Fuentes, L. Zhu, L. Qin, Photovoltaic and photocatalytic performance study of SOLWAT system for the degradation of Methylene Blue, Acid Red 26 and 4-Chlorophenol, *Appl. Energy* (2014), <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2014.01.039>.
- [15] L. Qin, Y. Wang, M. Vivar, Q. Huang, L. Zhu, M. Fuentes, et al., Comparison of photovoltaic and photocatalytic performance of non-concentrating and V-trough SOLWAT (solar water purification and renewable electricity generation) systems for water purification, *Energy* 85 (2015), <https://doi.org/10.1016/j.energy.2015.03.106>.
- [16] N. Pichel, M. Vivar, M. Fuentes, Performance analysis of a solar photovoltaic hybrid system for electricity generation and simultaneous water disinfection of wild bacteria strains, *Appl. Energy* (2016), <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.03.050>.
- [17] Y. Wang, Y. Jin, Q. Huang, L. Zhu, M. Vivar, L. Qin, et al., Photovoltaic and disinfection performance study of a hybrid photovoltaic-solar water disinfection system, *Energy* 106 (2016), <https://doi.org/10.1016/j.energy.2016.03.112>.
- [18] N. Pichel, M. Vivar, M. Fuentes, Performance study of a hybrid photovoltaic and solar water disinfection system considering climatic variations over a year, *Energy Convers. Manag.* (2017), <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2017.04.080>.
- [19] N. Pichel, M. Vivar, M. Fuentes, K. Eugenio-Cruz, Study of a hybrid photovoltaic photochemical technology for meeting the needs of safe drinking water and electricity in developing countries: first field trial in rural Mexico, *J. Water Proc. Eng.* (2020), <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2019.101056>.
- [20] M. Vivar, M. Fuentes, N. Pichel, A. López-Vargas, M.J. Rodrigo, K. Srithar, Photovoltaic and solar disinfection technology meeting the needs of water and electricity of a typical household in developing countries: from a Solar Home System to a full-functional hybrid system, *Sci. Total Environ.* (2020), <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141082>.
- [21] N. Pichel, M. Vivar, M. Fuentes, Results from a first optimization study of a photovoltaic and solar disinfection system (SOLWAT) for simultaneous energy generation and water purification, *Energy Convers. Manag.* 176 (2018) 30–38, <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2018.09.017>.

- [22] M. Fuentes, G. Nofuentes, J. Aguilera, D.L. Talavera, M. Castro, Application and validation of algebraic methods to predict the behaviour of crystalline silicon PV modules in Mediterranean climates, *Sol. Energy* (2007), <https://doi.org/10.1016/j.solener.2006.12.008>.
- [23] E.L.P. Europeo, E.L. Consejo, D.E.L.A. Uni, Reglamento (UE) 2020/741 del Parlamento Europeo y del Consejo de 25 de mayo de 2020 relativo a los requisitos mínimos para la reutilización del agua 2020, 2019, pp. 32–55.
- [24] APHA, *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 23rd ed., 2017.
- [25] AENOR, *UNE-EN ISO 8199 TÍTULO Calidad del agua - Orientaciones generales para el recuento de microorganismos en cultivo*, 2008.
- [26] AENOR, *UNE-EN ISO 8199 TÍTULO Calidad del agua - Orientaciones generales para el recuento de microorganismos en cultivo*, 2008.
- [27] N. Pichel, M. Vivar, M. Fuentes, Performance analysis of a solar photovoltaic hybrid system for electricity generation and simultaneous water disinfection of wild bacteria strains, *Appl. Energy* 171 (2016), <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.03.050>.
- [28] N. Pichel, M. Vivar, M. Fuentes, Performance study of a hybrid photovoltaic and solar water disinfection system considering climatic variations over a year, *Energy Convers. Manag.* 144 (2017), <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2017.04.080>.
- [29] S. Giannakis, E. Darakas, A. Escalas-Cañellas, C. Pulgarin, Temperature-dependent change of light dose effects on *E. coli* inactivation during simulated solar treatment of secondary effluent, *Chem. Eng. Sci.* (2015), <https://doi.org/10.1016/j.ces.2014.12.045>.
- [30] M. Vivar, M. Fuentes, J. Castro, R. García-Pacheco, Effect of common rooftop materials as support base for solar disinfection (SODIS) in rural areas under temperate climates, *Sol. Energy* 115 (2015), <https://doi.org/10.1016/j.solener.2015.02.040>.
- [31] M. Vivar, N. Pichel, M. Fuentes, Solar disinfection of natural river water with low microbiological content (10–103 CFU/100 ml) and evaluation of the thermal contribution to water purification, *Sol. Energy* 141 (2017), <https://doi.org/10.1016/j.solener.2016.11.019>.
- [32] R. Bott, *Brock Biology of Microorganisms*, 14th ed., Madigan, 2014.
- [33] Albrecht JA. *Clostridium perfringens*. n.d.
- [34] A.B. Boehm, L.M. Sassoubre, *Enterococci as Indicators of Environmental Fecal Contamination*, 2014.
- [35] World Health Organization, *Guidelines for drinking-water quality*, in: *Recommendations Volume 1*, World Health Organization, 2003.
- [36] E. Lorenzo, Energy collected and delivered by PV modules, in: *Handbook of Photovoltaic Science and Engineering*, 2011, <https://doi.org/10.1002/9780470974704.ch22>.
- [37] S. Gutiérrez-Alfaro, J.J. Rueda-Márquez, J.A. Perales, M.A. Manzano, Combining sun-based technologies (microalgae and solar disinfection) for urban wastewater regeneration, *Sci. Total Environ.* 619–620 (2018) 1049–1057, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.110>.

Capítulo 4.

Rendimiento del sistema SolWat funcionando en modo estático vs. dinámico para el tratamiento de aguas residuales: Generación de energía y obtención de agua regenerada (Artículo 2)

J. Torres, M. Vivar, M. Fuentes, A.M. Palacios, M.J. Rodrigo, “*Performance of the SolWat system operating in static mode vs. dynamic for wastewater treatment: power generation and obtaining reclaimed water*”, *Journal of Environmental Management* 324 (2022), 116373. Impact factor (2021): 8.910. *Environmental Sciences* (2021): 34/279 (Q1). Open-Access.

DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116373>

Resumen

Se compararon simultáneamente dos sistemas híbridos SolWat que funcionan en modo estático (sin circulación de flujo) frente al modo dinámico (con circulación de flujo). Este trabajo pretende demostrar la viabilidad de SolWat en modo dinámico para: a) adaptarse al funcionamiento de la EDAR con un flujo continuo, en el cual el agua residual fluye continuamente para su tratamiento, b) tratar un mayor volumen de agua en el sistema y c) aumentar la refrigeración de los módulos fotovoltaicos gracias al enfriamiento de la temperatura de la muestra de agua para mejorar la eficiencia energética en el sistema. Se utilizaron efluentes secundarios reales de aguas residuales procedentes de una planta de tratamiento de aguas residuales, utilizando energía solar para la desinfección del agua y la producción de energía fotovoltaica, con el fin de utilizar el sistema SolWat e implementarlo como tratamiento terciario. Se realizaron un total de cinco experimentos durante otoño, invierno, primavera y verano. Se evaluó la desinfección solar de *Escherichia coli*, *Enterococcus faecalis* y *Clostridium perfringens*, y también se analizaron parámetros fisicoquímicos. La dosis UV recibida por los sistemas SolWat fue la misma, pero no para los microorganismos de la muestra de agua. El Static SolWat irradiaba una partícula (microorganismo) durante 4 h, mientras que el Dynamic SolWat lo hacía de forma intermitente, por lo que este último sistema recibía un tiempo de exposición UV más corto y, por tanto, una dosis UV menor. Los resultados indicaron que, aunque los microorganismos no obtuvieron la inactivación bacteriana total durante el tratamiento SODIS en ninguno de los sistemas SolWat, se alcanzaron niveles de inactivación adecuados para permitir la reutilización del agua para diversos usos (Real Decreto 1620/2007, Reglamento (UE) 2020/741), aunque en menor medida para SolWat en modo dinámico que trató el doble de volumen de agua y alcanzó temperaturas más bajas. *C. perfringens* resultó ser la bacteria más resistente de las estudiadas. La producción total de energía fotovoltaica en el sistema en modo dinámico fue más eficiente energéticamente que en el modo estático, siendo incluso más eficiente que el sistema fotovoltaico único de referencia durante la prueba de primavera (3,5%) y verano (2,7%), debido al efecto compensador por la refrigeración del agua sobre el módulo fotovoltaico contra las pérdidas causadas por la radiación.

Palabras clave

Desinfección solar; Fotovoltaica; Agua residual; Microorganismos fecales; Agua regenerada; Flujo

Aspectos destacados

- Comparación de sistemas SolWat para su implementación como tratamiento terciario en una EDAR.
- SolWat utilizados: Static (sin circulación de agua) y Dynamic (con circulación de agua).
- Se evaluó la desinfección solar del efluente secundario de agua residual de una EDAR.
- Posible reutilización del agua para diversos usos (RD 1620/2007 y Reglamento (UE) 2020/741).
- Generación de energía fotovoltaica favorable en Dynamic SolWat frente al modo estático y al módulo fotovoltaico individual.

1. Introducción

El estrés hídrico ya es un problema recurrente y creciente en Europa que provoca consecuencias medioambientales y económicas (EEA, 2021), principalmente por fenómenos naturales (sequía, fenómenos meteorológicos), por fenómenos derivados de actividades humanas (extracción insostenible de agua, deterioro de la calidad del agua, falta de acceso al agua) o por una combinación de ambos (cambio climático). Este problema aumentará en el futuro debido al cambio climático, que afectará a la disponibilidad, calidad y cantidad de agua para las necesidades humanas básicas y los ecosistemas. Según las predicciones del Programa Mundial de Evaluación de los Recursos Hídricos (WWAP) 2020 de la UNESCO, este problema agravará la situación en las regiones con mayor escasez de agua y creará escasez en las regiones donde aún abunda. Por otra parte, aunque existen directivas como la Directiva 91/271/CEE que establece las medidas necesarias que deben cumplir los Estados miembros para garantizar que las aguas residuales urbanas sean tratadas adecuadamente antes de ser vertidas a las aguas continentales o marinas y reutilizadas cuando proceda, en la actualidad muchos municipios europeos no tratan las aguas residuales. Como consecuencia, esto perjudica aún más el estado ecológico y químico de los recursos hídricos, además de dañar los ecosistemas naturales y la biodiversidad. Desafortunadamente, la reutilización del agua, que podría ahorrar y reducir el desperdicio de agua, sólo se utiliza de forma limitada en la Unión Europea de acuerdo con el Reglamento (UE) 2020/741. Las posibles causas parecen deberse al escaso uso de los sistemas de regeneración de agua (tratamiento terciario) debido a los elevados costes (inversión inicial, funcionamiento, mantenimiento y costes de electricidad), a la necesidad de reglamentaciones medioambientales y sanitarias comunes en los estados miembros de la UE para la reutilización del agua y en particular para los productos agrícolas que utilizan agua regenerada, a los riesgos potenciales para la salud y el medio ambiente y a los posibles impedimentos en la comercialización de los productos. Esto hace que la reutilización de las aguas residuales sea una alternativa segura a los recursos hídricos convencionales cuando se trata y utiliza de forma adecuada (UNESCO 2020).

El objetivo de captar agua procedente de fuentes no tradicionales, como las aguas residuales municipales o industriales, es recuperarla y reutilizarla tanto para agua potable como para otros usos (urbano, agrícola, industrial, recreativo y ambiental). En particular, se espera que aumente el uso agrícola debido a la demanda de la población (que representa el 70% del uso del agua en todo el mundo, llegando incluso al 80% en algunos países) para satisfacer la demanda de alimentos (European Commission, 2018). Asimismo, aumentará la demanda de los hogares, los vehículos y la industria, lo que generará una mayor competencia por el uso del agua. En consecuencia, los nuevos métodos para la purificación del agua son económica y energéticamente más rentables.

Los métodos convencionales que desinfectan y eliminan los contaminantes del agua pueden resolver muchos de los problemas mencionados. Sin embargo, las tecnologías convencionales (cloración, ozonización, lámparas UV, etc.) suelen requerir un alto consumo de energía, costes elevados (infraestructura, mantenimiento, costes energéticos y de funcionamiento, etc.) o consumo de productos químicos y mano de obra cualificada para su funcionamiento. Además, no siempre son eficaces para eliminar algunos microorganismos y, en algunos casos, pueden dar lugar a la formación de subproductos tóxicos (The Environmental Protection Agency (EPA) 2011). Uno de los tratamientos terciarios más utilizados, debido a su eficaz y rápida tecnología, es la desinfección del

agua mediante lámparas ultravioleta (UV) artificiales. No obstante, esta tecnología de desinfección UV utiliza un elevado consumo de energía eléctrica a lo largo de su ciclo de vida (en su fabricación, operación, mantenimiento y en la gestión final al finalizar su vida útil) y un gasto energético extra debido al reciclaje impuesto por el RD 208/2005 y a la continua sustitución de esta tecnología, ya que las lámparas desechadas contienen residuos de mercurio tóxico y debe evitarse la liberación de éstos al medio ambiente (The Environmental Protection Agency (EPA) 1999).

Recientemente, Hristov et al., (2021) argumentaron que la reutilización de las aguas depuradas podría utilizarse como fuente alternativa de suministro para reducir el problema de la escasez de agua, lo que reduciría el uso de agua dulce, con consecuencias muy insignificantes en relación con los beneficios de los agricultores y la producción de alimentos en la Unión Europea.

Vivar et al., (2021) también plantearon una solución alternativa para mejorar la sostenibilidad y reducir el consumo eléctrico de las estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR), mostrando especial interés en los tratamientos terciarios. De esta forma, se podría incrementar el uso de tratamientos terciarios en una EDAR que presenten una mayor eficiencia energética, optimizando las propiedades finales del efluente y permitiendo el posible uso del agua regenerada.

Para reducir el gasto energético de las actuales tecnologías de tratamiento de aguas residuales, se está investigando el uso de depuradoras renovables (Bundschuh and Hoinkis, 2012; Mahian et al., 2021). Por ello, en 2010 nuestro grupo planteó una nueva tecnología que combina, en una sola unidad, la desinfección del agua (mediante el método SODIS (McGuigan et al., 2012) y la generación simultánea de electricidad utilizando exclusivamente energía solar. Se trató de un sistema en modo estático (sin circulación de agua). (Vivar et al., 2010). Las primeras investigaciones con este nuevo sistema híbrido demostraron que las tecnologías fotocatalíticas y fotovoltaicas podían obtener agua purificada y electricidad de forma simultánea (Vivar et al., 2012; Fuentes et al., 2012; Wang et al., 2014; Qin et al., 2015; Pichel et al., 2016, 2017, 2018, 2020; Vivar et al., 2020). Esta tecnología, denominada SolWat (parte izquierda de la **Figura 4.1**), tiene un módulo fotovoltaico (FV) en la parte inferior y un reactor solar de desinfección del agua en la parte superior. Cuando el sistema recibe radiación solar en el reactor de agua, se produce el efecto germicida de la radiación ultravioleta (UV) y el efecto de pasteurización térmica de la luz infrarroja lejana para la desinfección bacteriana, lo que reduce en gran medida el número de bacterias fecales en el agua. Simultáneamente, la radiación visible e infrarroja cercana llegan al módulo fotovoltaico produciendo energía fotovoltaica.

Dados los favorables resultados obtenidos, se planteó la posibilidad de utilizar este sistema para obtener agua regenerada a partir de efluentes reales de aguas residuales tras un tratamiento secundario. Se pretende que la tecnología SolWat pueda integrarse como tratamiento terciario en las EDAR, dimensionada a la medida de cada instalación, y permitir así la reutilización segura de los efluentes de las depuradoras para nuevos usos como agua regenerada. Además, SolWat produciría electricidad adicional a partir de energías renovables, lo que reduciría los costes energéticos de funcionamiento de las depuradoras (bombeo, aireación, etc.). De este modo, la gestión de las EDAR sería eficiente y sostenible. Vivar et al, (2021) demostraron la viabilidad del sistema SolWat para la obtención de agua regenerada para diversos usos urbanos, agrícolas, recreativos o ambientales (de acuerdo con el RD 1620/2007 (Ministerio de Sanidad y Consumo 2007) y el Reglamento (UE) 2020/741 (The European Parliament and the Council, 2020) y para

la generación simultánea de energía.

A través de este último estudio nuestro grupo de investigación desarrolló una nueva modificación del sistema SolWat para operar en modo dinámico (Dynamic SolWat) que, a diferencia del sistema en modo estático (Static SolWat), es una tecnología mejorada que permite la circulación de la muestra tratada en su interior. El objetivo es evaluar la eficiencia de los dos prototipos SolWat utilizando efluentes reales de la EDAR de Linares en condiciones reales de operación, evaluando tanto la eficiencia de la desinfección del agua como la producción de energía. La idea de un sistema SolWat en modo dinámico o de flujo se debe a las tres causas siguientes. En primer lugar, se pretende trabajar con un sistema de flujo continuo adaptado a las necesidades de la EDAR, en el que el agua fluye continuamente para ser tratada en ella. En segundo lugar, se pretende tratar un volumen de agua residual mayor basado en las mismas dimensiones del sistema. En tercer lugar, se pretende enfriar la temperatura del agua tratada en SolWat, lo que beneficiará la refrigeración del módulo fotovoltaico del sistema dinámico aún más que en el sistema estático, ya que este último trata menos volumen de agua residual y no enfría su temperatura. Así, en este trabajo se discuten los resultados de la comparación entre Static SolWat, Dynamic SolWat (nuevo sistema mejorado) y un único sistema fotovoltaico de referencia, analizando: a) la posible influencia en la desinfección de patógenos mediante un sistema con recirculación de agua y un mayor volumen de agua para el tratamiento, o un sistema sin circulación de agua con el volumen estipulado de 1 L de capacidad en el interior del sistema; y b) la posible influencia en la refrigeración del módulo fotovoltaico debido al flujo de agua en el interior del Dynamic SolWat.

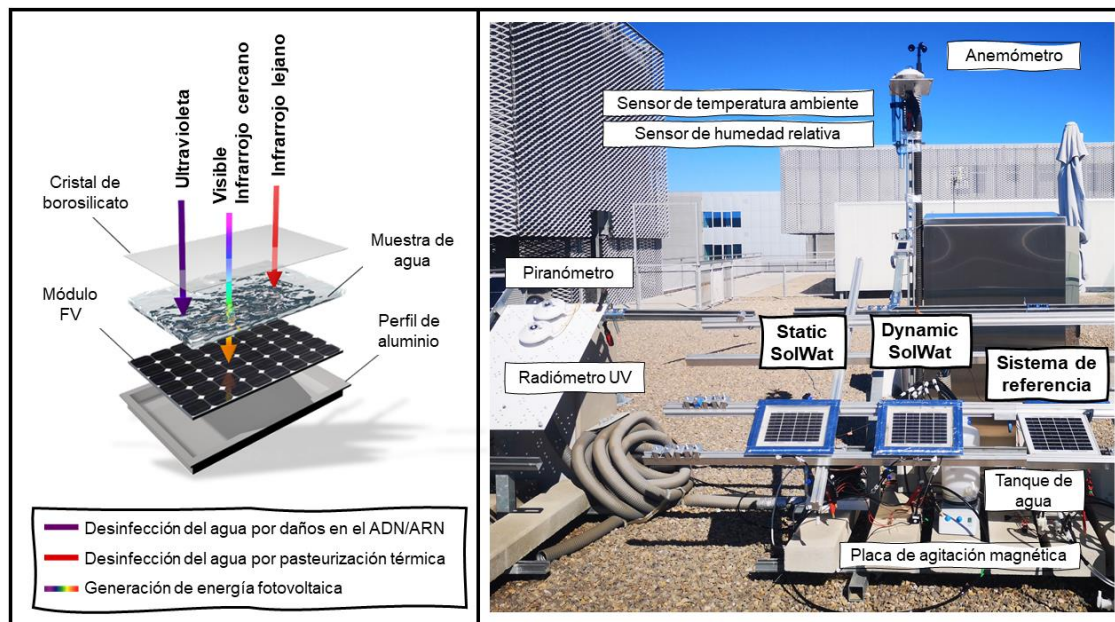


Figura 4.1. A la izquierda, esquema del sistema SolWat que utiliza únicamente energía solar para la desinfección del agua (mediante radiación UV e infrarroja lejana) y la generación de electricidad (mediante radiación visible (VIS) e infrarroja cercana (NIR)). A la derecha, sistema fotovoltaico de referencia, los sistemas SolWat utilizados (Static y Dynamic) y los equipos de monitorización climatológicos utilizados durante los experimentos SODIS, en la azotea de la E.P.S. de Linares de la Universidad de Jaén (España).

2. Metodología

2.1. Configuración experimental

La experimentación tuvo lugar en las instalaciones de la azotea de la Escuela Politécnica Superior (EPS) de Linares de la Universidad de Jaén, en Linares (España). Linares se encuentra a $38^{\circ} 5' 42,68''$ de latitud norte, el cual presenta temperaturas de clima templado. Las pruebas se llevaron a cabo al aire libre, en condiciones climáticas soleadas.

Se emplearon dos sistemas híbridos fotovoltaicos-fotoquímicos SolWat: uno en modalidad estática y otro en modalidad dinámica, además de un módulo fotovoltaico de referencia (sin reactor de agua en la parte superior) empleado como sistema de control (parte derecha de la **Fig. 4.1**). Para los paneles FV se utilizó una estructura inclinada a 37° hacia el Sur. La EDAR de Linares proporcionó muestras de efluentes secundarios de aguas residuales, que se utilizaron para llenar los reactores de desinfección de agua de SolWat. Las muestras de agua se expusieron a la luz solar durante 4 h. Los experimentos comenzaron alrededor de las 11:00-12:00 p.m. hora local (2-3 h antes del mediodía solar).

El análisis microbiológico incluyó *E. coli*, *E. faecalis* y *C. perfringens* como indicadores microbiológicos para evaluar la calidad microbiológica del agua de acuerdo con el Real Decreto 1620/2007 para la reutilización del agua (Ministerio de Sanidad y Consumo 2007), y con menos restricciones para el Reglamento (UE) 2020/741 (The European Parliament and the Council, 2020). Se analizaron los parámetros fisicoquímicos básicos del agua inicial y tras 4 h del tratamiento SODIS (detallados en el apartado 3.3.). Para el análisis de los datos se utilizó el software Origin Pro 2021 Data Analysis and Graphing de OriginLab.

2.2. Sistemas SolWat

Los sistemas SolWat utilizados en esta investigación, en modo estático (sin circulación de agua) y en modo dinámico (con circulación de agua), se muestran a la derecha de la **Fig. 4.1**. El diseño de los sistemas es similar a investigaciones previas realizadas por los autores sobre el tratamiento de desinfección solar de agua potable y aguas residuales, respectivamente por Pichel et al., 2018 y Vivar et al., (2021) quienes explicaron en detalle los sistemas SolWat. Ambas tecnologías se basan en un sistema híbrido solar-fotovoltaico, que aprovecha la radiación solar para purificar el agua y generar electricidad.

2.2.1. Llenado del sistema

Se utilizaron dos bombas de agua ANSELF (BRUSHLESS DC PUMP, V_{oc} : 12 V DC, I_{sc} : 0,4 A, Consumo: 4,5 W) para llenar los sistemas con agua. La bomba de agua utilizada en Static SolWat sólo se utilizó para llenar el sistema con un volumen final de 1 L. En cambio, Dynamic SolWat utilizó la bomba de agua durante todo el experimento recirculando un volumen de 2 L de agua tratada desde un depósito de agua externo (homogeneizada con una placa de agitación magnética) al SolWat y luego de vuelta al depósito, con un caudal de 0,95 L/min. El tiempo de permanencia del agua en el reactor es de 1 minuto. El SolWat en modo dinámico permite tratar un mayor volumen de aguas residuales. Además, tiene 3 orificios de entrada de agua en la parte inferior del sistema y 5 orificios de salida de agua en la parte superior. El agua fluye de abajo hacia arriba del SolWat, esto asegura que el reactor esté realmente lleno, evitando zonas sin llenar o llenas

de aire. El flujo se distribuye uniformemente, minimizando la creación de burbujas y sin presión sobre el vidrio del sistema.

2.3. Monitorización de las condiciones climáticas y los parámetros eléctricos

Se monitorearon las condiciones climáticas y se midieron los parámetros eléctricos de esta experimentación, de la misma forma y bajo la misma metodología previamente explicada en Vivar et al., (2021) como primera etapa de la investigación para la obtención de agua regenerada y la producción simultánea de energía.

2.4. Fuentes de agua y análisis fisicoquímicos y microbiológicos

La muestra de agua experimental fue el efluente de aguas residuales obtenido directamente tras su tratamiento secundario en la EDAR de Linares, en diferentes épocas del año y con diferentes cargas microbiológicas.

2.4.1. Técnica de muestreo

Las muestras representativas se recogen entre las 9:00 y las 10:00 horas del día en que tiene lugar la experimentación. De este modo, las cargas contaminantes se estudian en la misma variabilidad temporal y en diferentes estaciones del año.

2.4.2. Análisis microbiológicos

E. coli, *E. faecalis* y *C. perfringens* fueron los indicadores bacterianos de contaminación fecal analizados. La concentración bacteriana se detectó mediante la técnica de filtración por membrana (UNE-EN ISO 8199:2005). Para más detalles, se remite a la metodología de análisis microbiológico seguida y explicada previamente en Vivar et al., (2021).

2.4.3. Análisis fisicoquímicos

Los análisis fisicoquímicos de turbidez (NTU) se realizaron con un turbidímetro Lovibond TB 211 IR, y los de conductividad (σ) y pH con HACH SensION + Multímetro MM374 + electrodo 5014 (pH) + célula 5070 (conductividad eléctrica).

Por otro lado, se realizaron los siguientes análisis químicos de los parámetros más importantes y relevantes para medir la calidad del agua: Demanda Biológica de Oxígeno (DBO₅), Demanda Química de Oxígeno (DQO), Nitrógeno Total (N_T) y Sólidos Suspendidos Totales (SST). Además de otros analitos como aluminio (Al), amonio (NH₄⁺), zinc (Zn), cobre (Cu), cromo (Cr⁶⁺), hierro (Fe), fosfatos (PO₄³⁻), nitratos (NO₃⁻), nitritos (NO₂⁻) y sulfatos (SO₄²⁻). Se analizaron con kits de pruebas químicas Merck medidos en el espectrofotómetro Spectroquant Prove 100: Al (1148250001), NH₄⁺ (1006830001), NO₃⁻ (1097130001), NO₂⁻ (1147760002), N_T (1147630001), Zn (1148320001), Cu (1147670001), Cr⁶⁺ (114758), Fe (1007960001), PO₄³⁻ (114848480002), SO₄²⁻ (1048120001), DQO (1145400001), DBO₅ (1006870001), a excepción de los SST que fueron aportados por la EDAR.

3. Resultados

Se ha experimentado por primera vez un nuevo sistema SolWat en modo dinámico (con

circulación de agua) para comparar y evaluar la eficiencia en la desinfección del efluente secundario de aguas residuales de la EDAR de Linares y la generación simultánea de energía solar, en comparación con el SolWat en modo estático (sin circulación de agua) utilizado hasta ahora para la potabilización del agua (Vivar et al., 2020) y la obtención de agua regenerada (Vivar et al., 2021). El nuevo sistema se diferencia del anterior en la recirculación del agua desde el SolWat a un depósito externo y de forma inversa, además, el tratamiento SODIS se realiza con el doble de volumen de agua residual (2 L) que en el sistema estático (1 L).

3.1. Calidad del agua

La calidad del agua residual bruta presentó ligeras variaciones en las concentraciones de patógenos que se establecen dentro de la calidad normal del efluente secundario de aguas residuales de la EDAR, con concentraciones entre: 10^5 - 10^6 UFC/100 mL para *E. coli*, 10^4 - 10^5 UFC/ 100 mL para *E. faecalis* y 10^4 - 10^5 UFC/100 mL para *C. perfringens*. Para más detalles, véase la **Tabla 4.1** del **Material suplementario**.

La calidad inicial del agua experimental mostró una variación de pH entre 7,41 y 7,90 y una turbidez entre 5,56 y 16,70 NTU. La conductividad media fue de $1011 \pm 104,73$ μ S/cm. La concentración de SST varió entre 12 y 27 mg/L, el nitrógeno total mostró un rango medio de $42,25 \pm 4,11$ mg/L, el amonio $42,30 \pm 8,66$ mg/L y los fosfatos $3,36 \pm 2,66$ mg/L.

En cuanto a la calidad del agua regenerada, se observan resultados estables y favorables con respecto a los parámetros fisicoquímicos. Tras la experimentación, la turbidez disminuye hasta situarse en torno a 3,08-11,10 NTU y 4,68-11,63 NTU respectivamente para el modo de funcionamiento estático y dinámico, que mostraron resultados similares con reducciones ligeramente superiores en el modo estático (probablemente debido a la acumulación). La conductividad se mantiene estable con una media de $1052,60 \pm 29,76$ μ S/cm en Static SolWat y $1011,20 \pm 58,83$ μ S/cm en Dynamic SolWat. Asimismo, el pH con rangos entre 7,77-8,15 y 8,48-8,87; el nitrógeno total con $40,67 \pm 4,93$ mg/L y $40,33 \pm 4,04$ mg/L; el amonio con $38,83 \pm 9,47$ mg/L y $41,53 \pm 8,03$ mg/L; y los fosfatos con $3,00 \pm 3,06$ mg/L y $2,80 \pm 2,98$ mg/L en modo estático y dinámico respectivamente.

Los SST cumplen la normativa con <27 mg/L. La DBO₅ (<25 mg/L O₂) y la DQO (<125 mg/L O₂) también cumplen la Directiva 91/271/CEE. Los sulfatos no presentan concentraciones que puedan afectar a la calidad del agua regenerada, con un rango de muestra inicial de $88,50 \pm 11,96$ mg/L, un rango de $100,25 \pm 7,68$ mg/L en modo estático y $97,25 \pm 14,73$ mg/L en modo dinámico. Además, los siguientes analitos no mostraron variaciones significativas de concentración entre la muestra inicial y después del tratamiento SODIS en el SolWat: aluminio ($<0,10$ mg/L), zinc ($\leq 4,42$ mg/L), cobre ($\leq 0,07$ mg/L), cromo ($\leq 0,12$ mg/L), hierro ($\leq 0,22$ mg/L), nitratos ($\leq 2,17$ mg/L), nitritos ($\leq 0,06$ mg/L). El amonio, los nitratos y los nitritos no están regulados en el RD de regeneración de aguas, aunque es necesario determinar estos parámetros en función del uso al que se destine el agua.

3.2. Desinfección solar

Las condiciones meteorológicas y las temperaturas del agua alcanzadas en los sistemas SolWat durante los cinco estudios se muestran en la **Tabla 4.1**. La irradiancia solar global, a lo largo del año y en días soleados, no mostró variaciones significativas durante los

experimentos, y esta osciló entre valores medios de 928 y 1032 W/m². Sin embargo, la cantidad de irradiancia ultravioleta que llega a la corteza terrestre mostró cambios significativos. Los experimentos se realizaron en días soleados, alcanzándose el valor más bajo de irradiancia UV en invierno (24/02/2021), con una media de 36,4 W/m², frente a los valores más altos en verano (05/07/2021), con una media de 47,5 W/m². En consecuencia, la dosis de UV osciló entre 73,17 Wh/m² y 95,33 Wh/m². La temperatura ambiente, correspondiente a un clima templado, afectó en gran medida a la temperatura del agua alcanzada en el reactor del sistema SolWat. Osciló desde una temperatura máxima de 22 °C en la prueba de otoño (temperatura templada, 30/10/2020) a 39,59 °C en primavera (temperatura alta, 09/06/2021).

Las temperaturas máximas del agua alcanzadas dentro de los sistemas SolWat, durante una experimentación de 4 h bajo sol real, alcanzaron temperaturas que oscilaron entre 30,66 °C (24/02/2021) y 55,74 °C (09/06/2021) en el Static SolWat y de 29,16 °C (24/02/2021) a 50,06 °C (09/06/2021) en el Dynamic SolWat, estas mostraron temperaturas medias correspondientes de 27,09 °C, 49,05 °C, 26,41 °C y 44,13 °C.

Tabla 4.1. Condiciones climáticas y temperaturas de las muestras de agua en los sistemas SolWat durante las pruebas.

Experimento (fecha)		30/10/2020	24/02/2021	17/03/2021	09/06/2021	05/07/2021	
Irradiancia solar global (W/m ²)	Máx.	997	1.006	1.090	1.066	1.009	
	Prom.	939	928	1032	941	954	
Irradiancia UV (W/m ²)	Máx.	41,0	40,7	48,4	51,3	50,5	
	Prom.	37,6	36,4	45,0	46,4	47,5	
Dosis de radiación UV	(Wh/m ²)	75,48	73,17	90,45	93,12	95,33	
	(kJ/m ²)	271,73	263,42	325,62	335,23	343,19	
Static SolWat	Temperatura del agua (°C)	Máx.	41,98	30,66	42,39	55,74	49,64
		Prom.	37,77	27,09	37,78	49,05	46,52
	Temperatura del módulo FV (°C)	Máx.	46,98	35,32	45,52	59,92	53,83
		Prom.	42,55	31,37	41,12	53,18	50,44
Dynamic SolWat	Temperatura del agua (°C)	Máx.	37,79	29,16	37,92	50,06	45,51
		Prom.	34,24	26,41	34,98	44,13	42,98
	Temperatura del módulo FV (°C)	Máx.	40,44	32,41	40,58	52,37	48,64
		Prom.	37,14	29,46	37,41	46,90	46,00
Temperatura ambiente (°C)	Máx.	29,15	22,00	24,21	39,59	38,45	
	Prom.	26,58	19,51	22,31	35,55	35,89	
Velocidad del viento (m/s)	Máx.	10,44	10,56	11,71	8,97	10,28	
	Prom.	6,43	6,78	7,66	4,57	6,06	
Humedad relativa (%)	Máx.	51,10	57,44	33,28	23,23	25,51	
	Prom.	36,96	46,03	23,13	18,55	21,54	

La velocidad del viento no cambió significativamente durante los experimentos. Un dato muy importante a tener en cuenta es que el sistema en modo dinámico (2 L) trata el doble de volumen que el modo estático (1 L), por lo que se estudió la radiación por área iluminada; donde el porcentaje de iluminación es igual al cociente del volumen iluminado por el volumen total, multiplicado por 100. Por ello, como el volumen iluminado en ambos sistemas es de 1 L, el porcentaje de iluminación para Static SolWat es del 100%, mientras que para Dynamic SolWat es del 50%.

Se analizó la dosis UV total recibida por cada sistema SolWat durante las 4 h de tratamiento SODIS, independientemente de la dosis UV recibida por cada microorganismo en la muestra de agua utilizada (que difiere en cada sistema). En este último, mientras que en el Static SolWat se irradia una partícula (microorganismo) durante 4 h, en el Dynamic SolWat se irradia de forma intermitente (recirculación del agua), por lo que el tiempo de exposición a la radiación UV es menor y, por tanto, la dosis UV es menor. Así, como la tasa de iluminación del SolWat dinámico es del 50%, el tiempo total de exposición de la muestra de agua a la radiación UV es más corto (2 h) y, por tanto, la dosis UV es menor. De este modo, como el tiempo de permanencia de la

muestra de agua en el reactor de desinfección es de 1 min y la tasa de iluminación del SolWat dinámico es del 50%, el tiempo total de exposición de la muestra de agua a la radiación UV se calculó en 2 h. Por esta razón, la dosis UV recibida por la muestra de agua en el sistema dinámico, si se trata el doble de volumen de agua que en el sistema estático y se considera una buena homogeneización en el depósito de agua externo, debería ser la mitad que en el modo estático.

La **Figura 4.2** representa la concentración de microorganismos en función del tiempo y de la dosis UV para los microorganismos de la muestra de agua durante el tratamiento SODIS en los diferentes experimentos realizados con variabilidad climática. Por otro lado, la **Tabla 4.1** del **Material suplementario** muestra los resultados anteriores con más detalle, es decir: resultados de la inactivación bacteriana, temperatura máxima del agua, la dosis UV alcanzada en los sistemas SolWat y la dosis UV alcanzada para los microorganismos en la muestra de agua.

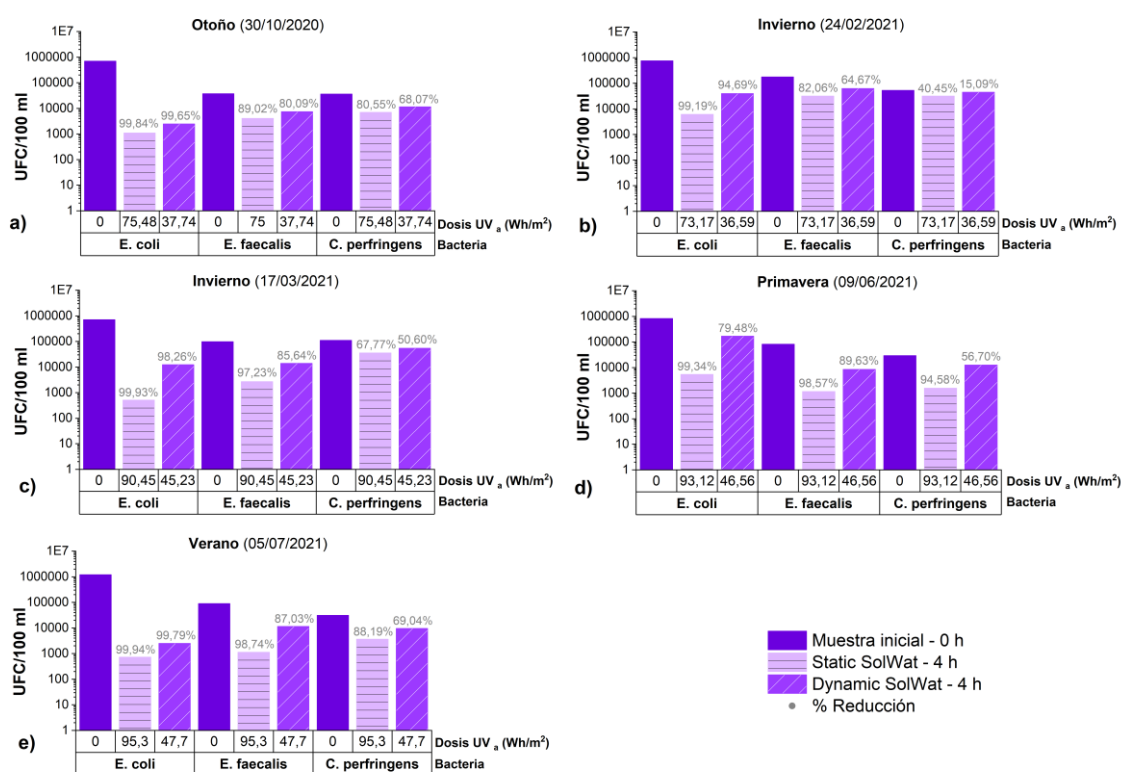


Figura 4.2. Concentración de *E. coli*, *E. faecalis* y *C. perfringens* (UFC/100 mL) y dosis UV para los microorganismos en las muestras de agua ("Dosis UV_a", en unidades de Wh/m²), frente al tiempo de exposición solar (4 h). También se muestra el porcentaje de desinfección bacteriana junto con los valores máximos. Los gráficos corresponden a las pruebas de (a) 30/10/2020, (b) 24/02/2021, (c) 17/03/2021, (d) 09/06/2021 y (e) 05/07/2021.

La concentración inicial de *E. coli* durante las pruebas realizadas mostró una concentración del orden de 10⁵ UFC/100 mL, a excepción del experimento de verano con un orden de concentración superior de 10⁶ UFC/100 mL. En el caso de *E. faecalis* y *C. perfringens*, el orden de concentración inicial varió entre 10⁴ y 10⁵ UFC/100 mL. *E. coli* destacó en el ensayo de verano (05/07/2021) con la mayor dosis UV de 95,33 Wh/m² y la mayor temperatura media de 35,89 °C, consiguió una reducción de 3,2 log (alta inactivación bacteriana del 99,94%) en el Static SolWat, con una temperatura máxima del agua de 49,64 °C y promedio de 46,52 °C. En cuanto al Dynamic SolWat, en las mismas

condiciones de temperatura ambiente y con una dosis intermitente de UV correspondiente a $47,67 \text{ Wh/m}^2$, *E. coli* alcanzó una reducción de 2,7 log (inactivación bacteriana del 99,79%), con una temperatura máxima del agua de $45,51 \text{ }^\circ\text{C}$ y una media de $42,98 \text{ }^\circ\text{C}$. En cuanto a *E. faecalis*, la máxima inactivación también se alcanzó en verano para el sistema estático, alcanzando un porcentaje de reducción superior a 1,5 log (98,74%), sin embargo, para el sistema dinámico se alcanzó en primavera (09/06/2021) con una reducción de 1,0 log (89,63%). *C. perfringens* es la bacteria más resistente analizada, coincidiendo con investigaciones anteriores (Vivar et al., 2021), con niveles de inactivación inferiores al resto de bacterias, que oscilan entre el 40,45% y el 94,58% en el Static SolWat, y entre el 15,09% y el 69,04% en el Dynamic SolWat. También se argumenta que las altas concentraciones bacterianas de los efluentes reales de aguas residuales dificultan la desinfección, en comparación con otras investigaciones que utilizan agua sintética (Gutiérrez-Alfaro et al., 2018). Los resultados muestran una inactivación microbiológica superior en el Static SolWat, para los tres microorganismos fecales estudiados, en comparación con el Dynamic SolWat durante todo el estudio.

En referencia a los volúmenes tratados en SolWat, este trabajo está de acuerdo con Ubomba-Jawa et al., (2009) que investigaron cómo el volumen total y el caudal de la muestra de agua tratada influyen en la inactivación bacteriana. Los autores también comentaron que existe un efecto negativo durante la inactivación bacteriana cuando se aumenta el caudal de agua, independientemente de la duración del tratamiento solar. Además, comentaron que para garantizar una inactivación completa es necesario que en un momento dado se produzca una exposición máxima de las bacterias a los rayos UV, en lugar de una exposición repetida a dosis subletales durante un largo periodo de tiempo. En Static SolWat, la muestra de agua con bacterias permanece estática e iluminada continuamente con luz solar, de modo que la muestra alcanza la dosis ininterrumpida necesaria de radiación ultravioleta y se produce una inactivación bacteriana más eficaz. En cambio, con el sistema de flujo continuo, la dosis letal se suministraba de forma intermitente, lo que provocaba una menor inactivación bacteriana en las mismas condiciones experimentales.

La temperatura del agua es un factor muy importante en el método SODIS, especialmente cuando se utilizan fuentes de agua con grandes cantidades de nutrientes y cepas bacterianas. Los estudios han sugerido que la temperatura durante el tratamiento SODIS puede causar efectos sinérgicos y/o antagónicos, junto con la radiación UV, que aceleran la desinfección bacteriana (Giannakis et al., 2014, 2015; Vivar et al., 2017a, 2017b). La temperatura óptima de crecimiento para *E. coli*, *E. faecalis* y *C. perfringens* son $37 \text{ }^\circ\text{C}$, $35 \text{ }^\circ\text{C}$ y entre 43 y $47 \text{ }^\circ\text{C}$, respectivamente (Madigan et al., 2014). En este sentido, los ensayos de primavera y verano que alcanzaron temperaturas del agua superiores a $45 \text{ }^\circ\text{C}$ (ver **Tabla 4.1 - Material suplementario**), temperaturas superiores a la temperatura óptima de crecimiento ($>45 \text{ }^\circ\text{C}$), lo que parece mostrar la influencia de la sinergia (temperatura + radiación UV) acelerando el tratamiento. En la prueba de primavera, **Figura 4.3c**, el SolWat estático alcanzó el umbral durante más de 3 h, sin embargo, el SolWat dinámico tuvo una duración de más de 2 h. Como el sistema de modo dinámico trata el doble de volumen que el sistema de modo estático, se necesitó más tiempo para alcanzar altas temperaturas del agua en el reactor de purificación SolWat.

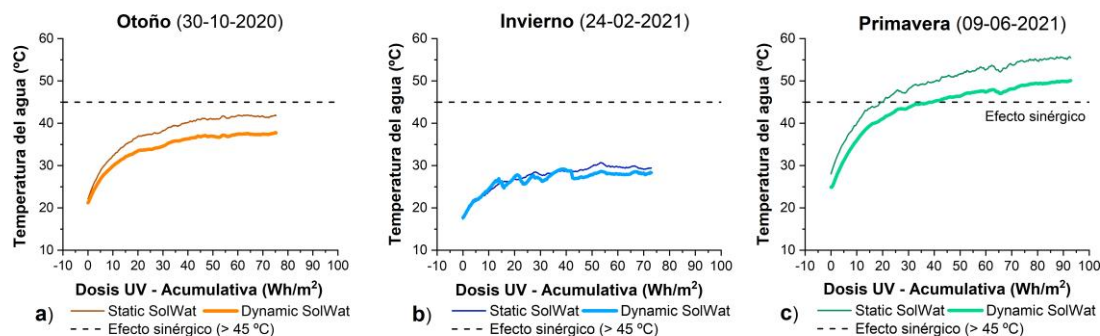


Figura 4.3. Temperatura del agua en el interior de los sistemas SolWat frente a la dosis de UV acumulada tras el tratamiento bajo luz solar real durante 4 h. Se muestran las pruebas de a) otoño (30/10/2020), b) invierno (24/02/2021) y c) primavera (09/06/2021) para el Static SolWat y Dynamic SolWat.

3.2.1. Usos del agua regenerada a partir del Real Decreto 1620/2007 y el Reglamento Europeo 2020/741

Se han estudiado tres indicadores fecales clave: *E. coli*, *E. faecalis* y *C. perfringens*. La normativa sobre aguas regeneradas sólo utiliza limitaciones para *E. coli*, a excepción de la clase A del Reglamento europeo 2020/741, que también incluye *colifagos* y *C. perfringens* o bacterias formadoras de esporas sulfatorreductoras para el control de validación de las plantas de tratamiento terciario que producen agua regenerada con los requisitos de clase de calidad más elevados para el riego agrícola. Por otro lado, *Enterococcus* se recomienda como indicador de contaminación fecal porque se utiliza para aguas recreativas en todo el mundo (Boehm and Sassoubre, 2014). Además, *E. faecalis* y *C. perfringens* nos permiten obtener más información sobre los resultados de la desinfección microbiológica del sistema SolWat en comparación con otras investigaciones que analizan estos indicadores fecales con otras fuentes de agua. La calidad del agua regenerada de clase A aún no se ha alcanzado en esta investigación, ya que tiene requisitos más estrictos.

El RD 1620/2007 para usos agrícolas sólo establece limitaciones en las concentraciones de cromo 0,1 mg/L, cobre 0,2 mg/L y niveles de referencia de 3,0 dS/m, que no se superan en ningún caso tras el tratamiento SODIS, por lo que cumplen con la normativa. Favorablemente, la turbidez de las muestras tratadas se encuentra dentro de los valores admisibles en función de su uso (1-15 NTU (Ministerio de Sanidad y Consumo 2007), <5 (The European Parliament and the Council, 2020). DBO₅, DQO y SST también cumplían la Directiva 91/271/CEE y, por tanto, la normativa de aguas reutilizadas. En la calidad 5.1 y 5.2 para usos ambientales se cumple que NO₃⁻ ≤ 25 mg/L pero no se cumple que N_T ≤ 10 mg/L en ningún caso. No obstante, este último problema se solucionaría con una etapa previa de filtrado en la etapa de desinfección de un tratamiento terciario.

A continuación, se muestran los resultados obtenidos para los posibles usos del agua regenerada tratada según la normativa utilizada, principalmente en función de la concentración de *E. coli* (ver resultados **Tabla 4.1 - Material suplementario**), el SST, la turbidez del agua y la DBO₅ (sólo para la normativa europea). Para obtener información más detallada, puede consultarse la **Tabla 4.2 del Material suplementario**.

Para Static SolWat, según el RD 1620/2007, las pruebas del 30/10/2020 (otoño), 24/02/2021 (invierno) y 09/06/2021 (primavera) serían aptas para los siguientes usos:

agrícola (Calidad 2.3); industrial (Calidad 3.1 "a" y "b"), recreativo (Calidad 4.2) y ambiental (Calidad 5.3 y 5.4); y el agua regenerada procedente de los análisis del 17/03/2021 (invierno) y 05/07/2021 (verano) para los usos: agrícola (Calidad 2.2 y 2.3), industrial (Calidad 3.1 "a", "b" y "c"), recreativo (Calidad 4.2) y ambiental (Calidad 5.3 y 5.4). No obstante, Dynamic SolWat limita muchos de los posibles usos anteriores, ya que presenta elevadas concentraciones bacterianas finales. Así, las aguas del 30/10/2020 y del 05/07/2021 podrían destinarse a usos agrícolas (Calidad 2.3), industriales (Calidad 3.1 "a" y "b"), recreativos (Calidad 4.2) y ambientales (Calidad 5.3 y 5.2); frente a los análisis del 24/02/2021, 17/03/2021 y 09/06/2021 que se limitan únicamente a posibles usos ambientales (Calidad 5.3 y 5.4). Por último, el Reglamento (UE) 2020/741 es más restrictivo al establecer los usos específicos de las aguas regeneradas, que sólo se limitan a los usos agrícolas. Ahora bien, no impide que los estados miembros permitan el uso de las aguas reutilizadas para otros fines (industriales, recreativos o ambientales), siempre que las naciones lo consideren necesario y garanticen un alto nivel de protección de la salud humana, el medio ambiente y la sanidad animal. Tras el cumplimiento del tratamiento secundario en la EDAR y su posterior desinfección, el Reglamento Europeo permite la utilización del agua procedente de las pruebas del 17/03/2021 y del 05/07/2021 del Static SolWat para la calidad del agua "tipo C" en la categoría de uso agrícola; y el agua procedente de todas las pruebas realizados en el Static SolWat junto con las pruebas del 30/10/2020 y del 05/07/2021 del sistema Dynamic SolWat podría ser utilizada para la misma categoría de "tipo D".

El posible uso del agua regenerada ha sido estudiado previamente por Vivar et al., (2021), que al igual que en esta investigación, presentaron la posibilidad de varios usos útiles, sin embargo, no se alcanzaron niveles totales de inactivación microbiana para *E. coli*, *E. faecalis* o *C. perfringens* en ningún momento durante la exposición solar, aunque sí se alcanzaron altos niveles de radiación UV y temperaturas del agua. Aun así, se obtuvo agua regenerada para diversos usos en ambos sistemas, pero en menor medida en el modo dinámico.

3.3. Rendimiento eléctrico

Los resultados eléctricos obtenidos con los sistemas híbridos y el sistema FV de referencia se muestran en la **Tabla 4.2**. Todos los días fueron soleados durante las pruebas experimentales. La irradiancia solar global media fue de 959 W/ m². La temperatura ambiente media de los tres primeros experimentos fue de 22,8 °C, mientras que la de los dos últimos fue superior, de 35,7 °C. En general, los módulos fotovoltaicos de los sistemas permanecen a temperaturas más bajas que el módulo fotovoltaico individual durante el tratamiento de desinfección tanto para temperaturas ambiente suaves como elevadas, debido al efecto positivo de refrigeración del reactor de agua situado sobre los módulos. Esto beneficia a la producción de electricidad aumentando los valores de tensión (Voc). Luego, a medida que la experimentación avanza, la muestra de agua empieza a recibir luz solar, calentándose lentamente y disminuyendo así la refrigeración de los módulos. Estos resultados pueden verse en la **Figura 4.4** para la prueba de verano.

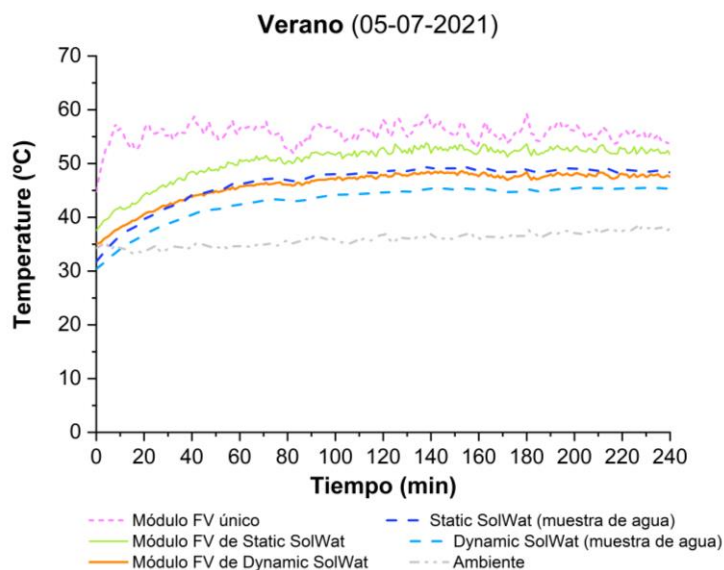


Figura 4.4. Experimento 05/07/2021: Temperaturas de los módulos fotovoltaicos SolWat, que se benefician del efecto refrigerante del reactor de agua sobre ellos (en 5 °C para el SolWat estático y en 10 °C para el dinámico, en promedio), en comparación con el módulo fotovoltaico único que trabaja a temperaturas más altas.

La **Fig. 4.5a** representa las condiciones climáticas correspondientes a la irradiancia global y a la irradiancia UV del 05/07/2021. Por otro lado, se muestran la potencia (**Fig. 4.5b**) y la corriente (**Fig. 4.5c**) producidas por el módulo FV de referencia y los módulos FV de los sistemas SolWat. La producción de potencia fue máxima en el experimento de invierno (17/03/21) con 18,85 Wh, que mostró la mayor irradiancia alcanzada de 1032 W/m² en promedio. Experimentalmente, Dynamic SolWat siempre generó más energía que el Static SolWat. La producción de energía en los módulos FV osciló entre 14,15 Wh y 18,85 Wh para el módulo FV de referencia, entre 13,44 Wh y 16,83 Wh en Static SolWat y entre 14,65 Wh y 18,79 Wh en Dynamic SolWat. Además, la **Fig. 4.5b** indica que la mayor potencia se genera en el módulo FV dinámico en comparación con el módulo único y el sistema estático.

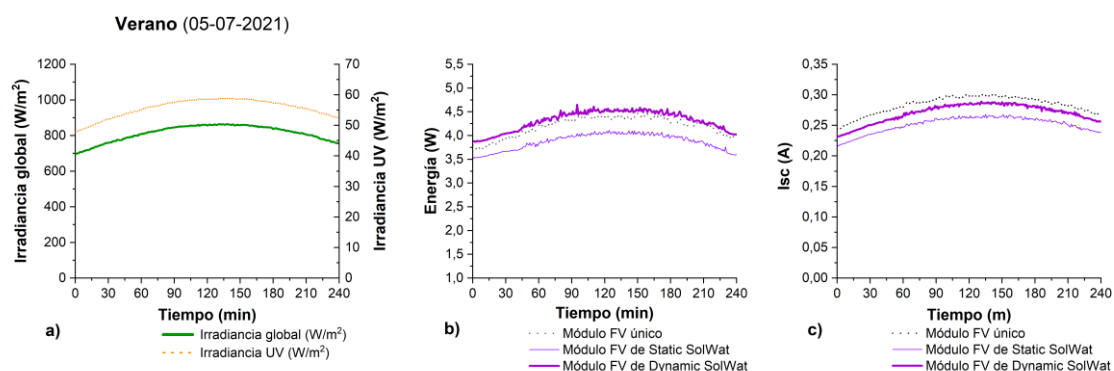


Figura 4.5. Experimento 05/07/2021: Módulos SolWat frente al módulo fotovoltaico único; a) condiciones meteorológicas bajo sol real, representando la irradiancia solar global y la irradiancia UV; b) potencia generada en el punto de máxima potencia (MPP); y c) corriente generada (Isc). Estas últimas cifras muestran, respectivamente, las pérdidas totales en la producción de energía y las pérdidas por radiación solar, ambas causadas por el reactor de agua situado encima de los módulos FV SolWat y por el efecto del caudal de agua.

Tabla 4.2. Parámetros eléctricos clave obtenidos experimentalmente para la comparación de los módulos fotovoltaicos Static SolWat y Dynamic SolWat y el módulo fotovoltaico único, tras el tratamiento SODIS de 4 h en la azotea de la EPS de Linares (Universidad de Jaén). También se incluye la turbidez de la muestra inicial, ya que afecta a las pérdidas por radiación.

Experimento (fecha)	30/10/2020	24/02/2021	17/03/2021	09/06/2021	05/07/2021
Irradiancia global (W/m ²)	997	1.006	1.090	1.066	1.009
Temperatura ambiente (°C)	939	928	1032	941	954
Energía generada (Wh)	29,15	22,00	24,21	39,60	38,45
	26,58	19,51	22,31	35,55	35,89
	17,41	17,60	18,85	14,15	16,82
	15,81	16,06	16,83	13,44	15,50
	17,19	17,23	18,79	14,65	17,28
Pérdidas de energía de SolWat frente al sistema FV único (%)	9,18	8,76	10,72	4,99	7,86
	1,27	2,11	0,31	-3,52	-2,70
Temperaturas del módulo FV (°C)	47,61	36,79	43,71	67,63	59,30
	42,11	31,60	40,25	61,31	55,61
	47,00	35,32	45,52	59,92	53,83
	42,55	31,37	41,12	53,18	50,44
	40,44	32,41	40,58	52,37	48,64
	37,14	29,46	37,41	46,90	46,00
	0,43	-0,24	0,87	-8,12	-5,17
Diferencia de temperatura entre el módulo FV SolWat y el módulo FV de referencia (T _{SolWat} - T _{Referencia}) (°C) - Grados en los que el módulo FV SolWat está más frío que el Sistema único FV	-4,98	-2,14	-2,84	-14,40	-9,61
Isc (A)	0,2960	0,2880	0,3230	0,3179	0,3030
	0,2778	0,2653	0,3038	0,2818	0,2838
	0,2670	0,2650	0,2820	0,2850	0,2680
	0,2507	0,2431	0,2663	0,2514	0,2513
	0,2840	0,2730	0,3020	0,3010	0,2890
	0,2662	0,2509	0,2832	0,2645	0,2702
Pérdidas Isc de SolWat frente al sistema FV de referencia -	9,75	8,38	12,34	10,79	11,46
Equivalentes a las pérdidas por radiación (%)	4,18	5,46	6,78	5,32	4,79
Turbidez (NTU)	5,56	11,70	16,70	5,81	6,27
	3,08	5,62	11,10	3,36	5,29
	4,68	8,01	11,63	4,60	5,94

Se afirma que los módulos fotovoltaicos que tienen un reactor de agua en su superficie producen menos corriente eléctrica (I_{sc}) en los sistemas SolWat que el módulo fotovoltaico único sin agua en su superficie. Estas pérdidas de radiación solar en los módulos fotovoltaicos de los sistemas se deben al efecto negativo de la muestra de agua y del vidrio de borosilicato del submódulo de purificación de agua, que provocan la absorción y dispersión de la luz, por lo que reducen la transmisión de la radiación solar (principalmente en la radiación UV). En la **Tabla 4.2** también se muestran las reducciones de I_{sc} en los sistemas estático y dinámico correspondientes a las pérdidas de radiación con respecto al módulo fotovoltaico de referencia, que alcanzaron valores medios respectivos de 9,75% y 4,18% (30/10/2020), 8,38% y 5,46% (24/02/2021), 12,34% y 6,78% (17/03/2021), 10,79% y 5,32% (09/06/2021), y 11,46% y 4,79% (05/07/2021).

Estas pérdidas de irradiación también se ven afectadas por la turbidez y la formación de burbujas en el interior del módulo fotovoltaico. La formación de burbujas de aire puede verse influida por: a) el SST, la radiación solar y la temperatura; b) el calentamiento del agua que hace que el oxígeno disuelto en el agua disminuya su solubilidad; y c) la recirculación del agua en el sistema con flujo. Experimentalmente, la formación de burbujas siempre predominó en los cristales del sistema estático cerrado. Cuando el agua inicial entra en los sistemas, se generan burbujas mínimas en los módulos fotovoltaicos que, junto con la capa de agua de la parte superior, representan en el sistema estático el 9,43% y en el sistema con flujo el 4,10% de las pérdidas promedio a $t = 0$ h en el experimento del 30/10/2020. La causa principal es que la formación de burbujas aumenta la dispersión de la corriente por la dispersión de la luz. Según la distribución de las burbujas de aire y su tamaño, las pérdidas de corriente pueden aumentar drásticamente. Las pérdidas finales promedio fueron del 11,34% y del 5,67% a $t = 4$ h correspondientes al sistema estático y al sistema dinámico. Los análisis mostrados concuerdan con Vivar et al., (2020) quienes argumentaron estos efectos para un sistema SolWat en modo estático con pérdidas del 8,90% a $t = 0$ h y pérdidas finales del 13,00% a $t = 3$ h, causadas por burbujas en el vidrio del reactor de agua. Sin embargo, en el presente trabajo para $t = 4$ h el resto de los experimentos mostraron pérdidas finales similares o inferiores a las de $t = 0$ h. La **Fig. 4.6** muestra un ejemplo en la experimentación de verano, 05/07/2021, presentando un porcentaje de pérdidas promedio del 10,65% en el sistema estático y un 4,92% en el sistema dinámico a $t = 0$ h, y respectivamente 10,82% y 4,98% a $t = 4$ h.

Además, la turbidez inicial del agua causó que la radiación solar recibida en los módulos fotovoltaicos fuera menor, lo que provocaba pérdidas de irradiancia. Sin embargo, el tratamiento SODIS en el SolWat redujo significativamente la turbidez tras 4 h de exposición solar, mejorando la transmisión óptica a las células y reduciendo las pérdidas de irradiancia (véase la **Fig. 4.6** como ejemplo).

Las pérdidas energéticas en Static SolWat oscilaron entre el 5% y el 10,7%, en comparación con el módulo fotovoltaico único, en los diferentes experimentos durante 4 h de tratamiento SODIS frente a resultados similares obtenidos por Vivar et al., (2020) del 5,6% al 10,3% durante 3 h para agua potable y por Vivar et al., (2021) del 5,4% al 7,8% durante 4 h de experimento para agua regenerada. Sin embargo, el sistema Dynamic SolWat estudiado en este trabajo presentó pérdidas energéticas inferiores al 2,11%, además alcanzó valores energéticos más eficientes que el módulo fotovoltaico de referencia durante los ensayos de primavera (3,52%) y verano (2,70%). La principal diferencia fue: (a) la muestra de agua utilizada, agua potable frente a agua residual, donde el agua residual es más perjudicial para la producción de electricidad debido principalmente a su turbidez; (b) el período de funcionamiento, 3 h en lugar de 4 h, donde

la producción de electricidad se beneficia ya que el módulo está más frío durante más tiempo; y (c) el sistema de circulación de agua frente al sistema estático, como consecuencia el sistema de circulación enfría las temperaturas del módulo fotovoltaico a diferencia del volumen de agua estático que se calienta más rápido dentro del reactor de purificación de agua.

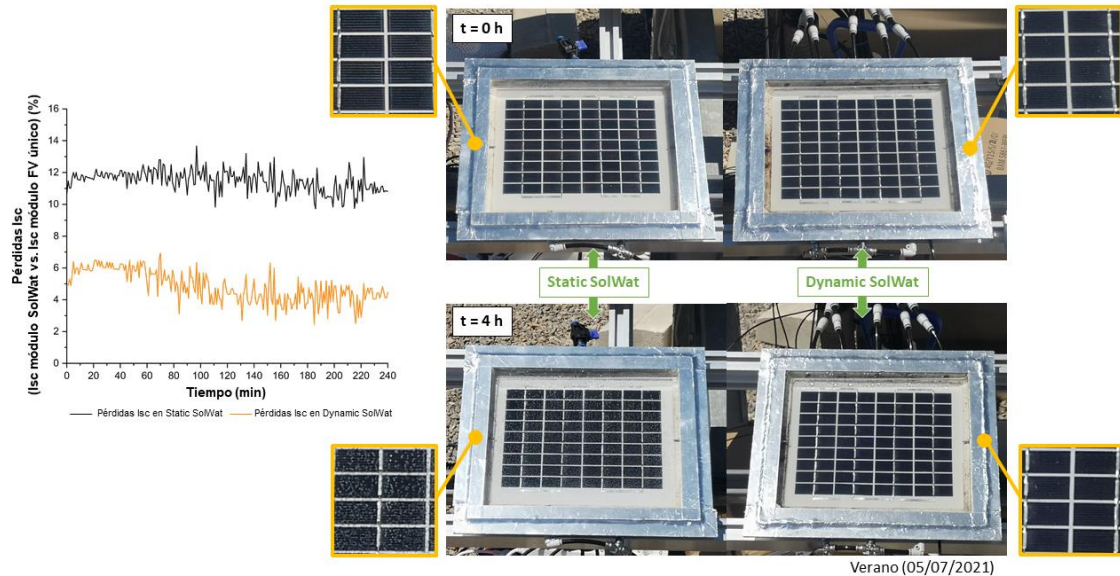


Figura 4.6. Experimento 05/07/2021: Pérdidas de corriente asociadas al reactor de agua situado sobre los módulos fotovoltaicos Static y Dynamic SolWat (11,46% y 4,79% en promedio, respectivamente). Las pérdidas de Isc son inicialmente del 10,65% en modo estático y del 4,92% en modo dinámico ($t = 0$ h) que, aunque aumentan ligeramente durante la exposición solar, presentaron finalmente el 10,82% y el 4,48% ($t = 4$ h) de manera respectiva.

La temperatura media alcanzada en el módulo FV de referencia única osciló entre 31,60 °C y 61,31 °C; mientras que el módulo FV Static SolWat osciló entre 31,37 °C y 53,18 °C; y el módulo FV Dynamic SolWat funcionó a temperaturas más bajas entre 29,46 °C y 46,90 °C. La máxima diferencia de temperatura del módulo FV se produjo en la prueba de primavera con aproximadamente 8,13 °C en Static SolWat y 14,41 °C en Dynamic SolWat. Al principio del experimento, el efecto refrigerante del submódulo de desinfección es máximo y, aunque la temperatura del agua aumentó hasta un máximo de 55,74 °C en el sistema en modo estático y 50,06 °C en el sistema con flujo, la película de agua refrigeró el módulo fotovoltaico Static SolWat con una temperatura promedio de 53,18 °C y el Dynamic SolWat con 46,90 °C durante el tratamiento SODIS, con respecto al módulo fotovoltaico de referencia. Estos resultados pueden corroborarse en las **Tablas 4.1** y **4.2**. En consecuencia, aunque ambos sistemas SolWat recibieron la misma radiación solar en cada ensayo, se observó una diferencia energética inferior de $1,50 \pm 0,35$ Wh en promedio en Static SolWat respecto al Dynamic SolWat, debido a que este último operó a temperaturas más bajas (mayor Voc).

Por otro lado, la producción eléctrica disminuye al aumentar la temperatura de los módulos fotovoltaicos. Así pues, el agua regenerada en la parte superior de los módulos FV tuvo un efecto refrigerante beneficioso sobre las células solares FV, ya que generó temperaturas más bajas en los módulos y, por tanto, valores de tensión eléctrica más elevados. Las temperaturas medias de refrigeración de trabajo de los módulos FV de los sistemas Static SolWat y Dynamic SolWat fueron de 2,45 °C y 6,80 °C, lo que se tradujo en beneficios de eficiencia energética y compensó la menor luz solar recibida. A lo largo

del estudio, el módulo fotovoltaico Dynamic SolWat consiguió la mayor refrigeración gracias a su flujo de agua continuo con el doble de volumen de agua utilizado para la desinfección.

4. Resumen y conclusiones

En el presente trabajo se ha realizado un estudio de los principales resultados de la comparación de los dos modos de funcionamiento del sistema SolWat (modo estático y modo dinámico). Se cumplieron los objetivos inicialmente propuestos para la utilización del sistema SolWat en modo dinámico o con circulación de agua. En primer lugar, se utilizó un sistema que funciona con un flujo continuo con la posibilidad de poder adaptar este modo de funcionamiento en la EDAR, ya que el agua fluye continuamente para su tratamiento en la EDAR. En segundo lugar, se trató un mayor volumen de muestra de agua residual (en este caso el doble de volumen: 2 L) que en el sistema SolWat en modo estático (con un volumen total de 1 L). En tercer lugar, fue posible enfriar la temperatura de la muestra de agua residual y, por tanto, la temperatura del módulo fotovoltaico Dynamic SolWat se enfrió aún más, en contraste con el sistema estático con menos agua y en el que no se enfrió la temperatura del agua.

Los resultados de desinfección obtenidos mostraron que no se alcanzó la inactivación bacteriana total en ninguno de los sistemas SolWat durante los experimentos, a pesar de que se alcanzaron altos niveles de radiación UV y temperaturas. Por otro lado, se observa que los sistemas recibieron la misma dosis UV durante las 4 h de tratamiento SODIS, pero la dosis UV recibida por los microorganismos en la muestra de agua en Dynamic SolWat se estimó en la mitad, esto se debió a la exposición intermitente a la luz solar y al tiempo de residencia del agua en el reactor de desinfección. Este último sistema recibió un tiempo de exposición UV más corto y, por tanto, una dosis UV más baja. Aun así, se obtuvo agua regenerada para diversos usos en ambos sistemas (según RD 1620/2007: agrícola, industrial, recreativo y ambiental; según Reglamento (UE) 2020/741: agrícola), aunque en menor medida para el modo dinámico, que además trató el doble de volumen de muestra de agua durante el tratamiento de desinfección y éste obtuvo temperaturas de agua más frías.

En cuanto a los resultados eléctricos, el sistema estático mostró mayores pérdidas de irradiancia (en términos de I_{sc}) en comparación con el sistema en modo dinámico. Sin embargo, los reactores de agua colocados encima de los módulos fotovoltaicos causaron un efecto de refrigeración positivo en las muestras de agua durante su proceso de purificación, de modo que las pérdidas de irradiancia en los sistemas se neutralizaron, por lo que las células fotovoltaicas funcionaron en promedio con 2,45 °C en el Static SolWat y 6,80 °C en el Dynamic SolWat (con temperaturas del agua más frías debido al flujo de agua en el sistema) por debajo del módulo fotovoltaico individual. Como resultado, el sistema dinámico es más eficiente energéticamente que el sistema estático, con pérdidas de energía inferiores al 2,11% a temperaturas suaves o incluso obteniendo una energía generada ligeramente superior (3,52% en la prueba de primavera y 2,70% en la prueba de verano) que la obtenida por el módulo fotovoltaico de referencia a temperaturas ambiente elevadas. Por otra parte, Dynamic SolWat redujo la formación de burbujas en el reactor de desinfección del agua en menor medida que el Static SolWat, gracias al flujo de agua que las eliminaba del cristal del submódulo de desinfección.

En conclusión, se confirma la viabilidad de nuestro sistema híbrido Dynamic SolWat para la obtención de agua regenerada para los más bajos requerimientos de calidad (Ministerio

de Sanidad y Consumo, 2007; The European Parliament and the Council, 2020) y para la producción de energía a partir de una fuente de energía renovable, obteniéndose una generación de energía igual o incluso superior a la de un único módulo fotovoltaico. Finalmente, se concluye que la utilización de un sistema SolWat en modo dinámico sería más beneficioso para la EDAR que el SolWat en modo estático, ya que trabajaría continuamente adaptándose a su funcionamiento. Así, el tratamiento terciario mediante energías renovables podría llevarse a cabo mediante la instalación en serie de los sistemas SolWat dinámicos, de forma que el agua bruta fluya continuamente de un lado a otro a una velocidad adecuada para tratar el efluente secundario de la EDAR. La investigación debería centrarse ahora en mejorar la eficacia de la desinfección del agua hasta niveles superiores mediante la mejora de la tecnología utilizada (sistemas de flujo de agua abiertos o al aire libre, paneles reflectores, sistemas en serie, etc.).

Agradecimientos

Los autores agradecen la financiación de este trabajo, que ha contado con el apoyo del Ministerio de Ciencia e Innovación, Programa "Retos de Investigación 2018 Proyectos I+D+i"[número de beca RTI2018-099308-A-I00] y "Contratos Predoctorales de Formación" [número de contrato PRE2019-089349]. M. Vivar reconoce la financiación del Ministerio de Economía y Competitividad, Programa "Ramón y Cajal" [número de beca RYC- 2015-17306].

Material suplementario

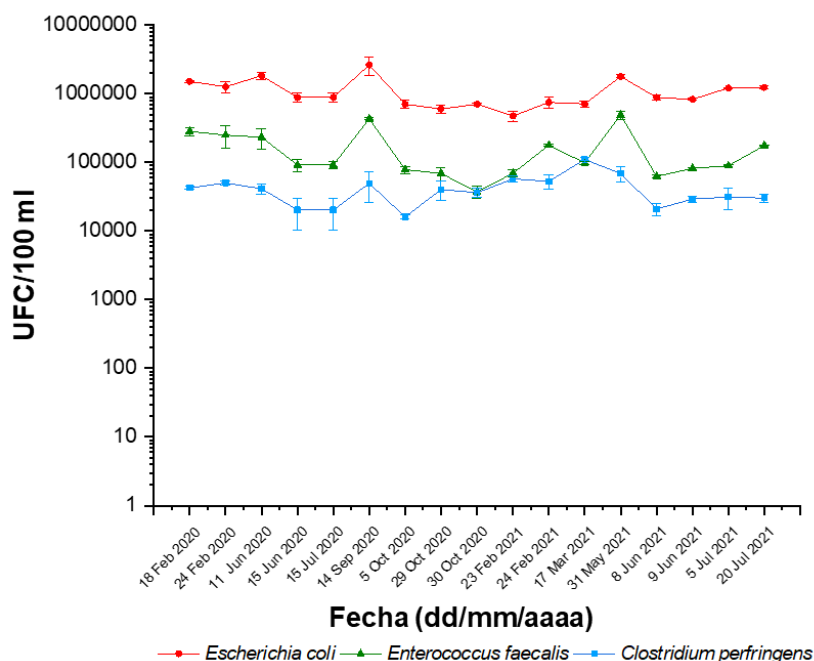


Figura 4.1 – Material suplementario. Concentración de *Escherichia coli*, *Enterococcus faecalis* y *Clostridium perfringens* (UFC/100 mL) del efluente secundario de agua residual de la EDAR de Linares en un periodo comprendido entre el 18/02/2020 y el 22/07/2021.

Tabla 4.1 – Material suplementario. Resultados de la inactivación microbiana de *E. coli*, *E. faecalis* y *C. perfringens*, así como la temperatura máxima y promedio del agua, la dosis UV alcanzada en los sistemas SolWat ("Dosis UV_{solWat}", Static y Dynamic) y la dosis UV recibida por los microorganismos en las muestras de agua de los sistemas ("Dosis UV_a"), durante las pruebas realizadas.

SolWat:	30/10/2020		24/02/2021		17/03/2021		09/06/2021		05/07/2021	
	Static	Dynamic	Static	Dynamic	Static	Dynamic	Static	Dynamic	Static	Dynamic
Dosis UV _{solWat} (Wh/m ²), después de 4 h	75,48		73,17	73,17	90,45	90,45	93,12	93,12	95,33	95,33
Dosis UV _a (Wh/m ²), después de 4 h	41,98	37,74	30,66	36,59	42,39	45,23	55,74	46,56	49,64	47,67
Temperatura del agua (°C), max.		37,79		29,16		37,92		50,06		45,51
<i>E. coli</i>										
Tiempo: 0 h		$7 \times 10^5 \pm 2 \times 10^4$		$8 \times 10^5 \pm 1 \times 10^5$		$7 \times 10^5 \pm 6 \times 10^4$		$8 \times 10^5 \pm 3 \times 10^4$		$1 \times 10^6 \pm 2 \times 10^4$
Tiempo: 4 h	1×10^3	2×10^3	6×10^3	4×10^4	5×10^2	1×10^4	5×10^3	2×10^5	7×10^2	3×10^3
	$\pm 5 \times 10^1$	$\pm 7,23 \times 10^2$	$\pm 4 \times 10^2$	$\pm 1,62 \times 10^4$	$\pm 2 \times 10^1$	$\pm 1 \times 10^3$	$\pm 2 \times 10^2$	$\pm 5 \times 10^3$	$\pm 7 \times 10^1$	$\pm 4 \times 10^2$
Porcentaje de reducción (%)	99,84	99,65	99,19	94,69	99,93	98,26	99,34	79,48	99,94	99,79
<i>C. perfringens</i>										
Tiempo: 0 h		$4 \times 10^4 \pm 6 \times 10^3$		$5 \times 10^4 \pm 1 \times 10^4$		$1 \times 10^5 \pm 6 \times 10^3$		$3 \times 10^4 \pm 3 \times 10^3$		$3 \times 10^4 \pm 1 \times 10^4$
Tiempo: 4 h	7×10^3	1×10^4	3×10^4	5×10^4	4×10^4	5×10^4	2×10^3	1×10^4	4×10^3	10×10^3
	$\pm 6 \times 10^2$	$\pm 1 \times 10^3$	$\pm 1 \times 10^4$	$\pm 9 \times 10^3$	$\pm 7 \times 10^3$	$\pm 3 \times 10^3$	$\pm 5 \times 10^1$	$\pm 3 \times 10^2$	$\pm 8 \times 10^2$	$\pm 1 \times 10^3$
Porcentaje de reducción (%)	80,55	68,07	40,45	15,09	67,77	50,60	94,58	56,70	88,19	69,04
<i>E. faecalis</i>										
Tiempo: 0 h		$4 \times 10^4 \pm 7 \times 10^3$		$2 \times 10^5 \pm 5 \times 10^3$		$10 \times 10^4 \pm 6 \times 10^3$		$8 \times 10^4 \pm 3 \times 10^3$		$9 \times 10^4 \pm 2 \times 10^3$
Tiempo: 4 h	4×10^3	7×10^3	3×10^4	6×10^4	3×10^3	1×10^4	1×10^3	9×10^3	1×10^3	1×10^4
	$\pm 1 \times 10^3$	$\pm 1 \times 10^3$	$\pm 8 \times 10^3$	$\pm 5 \times 10^3$	$\pm 6 \times 10^2$	$\pm 8 \times 10^2$	$\pm 2 \times 10^2$	$\pm 7 \times 10^2$	$\pm 9 \times 10^1$	$\pm 5 \times 10^2$
Porcentaje de reducción (%)	89,02	80,09	82,06	64,67	97,23	85,64	98,57	89,63	98,74	87,03

Referencias

- Boehm, A., Sassoubre, L.M., 2014. Enterococci: from Commensals to Leading Causes of Drug Resistant Infection. Enterococci as Indicators of Environmental Fecal Contamination.
- Bundschuh, J., Hoinkis, J., 2012. Renewable Energy Applications for Freshwater Production, ume 2. CRC Press and IWA Publishing.
- European Commission, 2018. REGULATION of the EUROPEAN PARLIAMENT and of the COUNCIL on Minimum Requirements for Water Reuse, vol. 169.
- EEA, European Environment Agency, 2021. Water Resources across Europe - Confronting Water Stress: an Updated Assessment. <https://www.eea.europa.eu/publications/water-resources-across-europe-confronting>.
- Fuentes, M., Vivar, M., Scott, J., Srithar, K., Skryabin, I., 2012. Results from a first autonomous optically adapted photocatalytic-photovoltaic module for water purification. *Sol. Energy Mater. Sol. Cell.* 100, 216–225.
- Giannakis, S., Darakas, E., Escalas-Cañellas, A., Pulgarin, C., 2014. The antagonistic and synergistic effects of temperature during solar disinfection of synthetic secondary effluent. *J. Photochem. Photobiol. Chem.* 280, 14–26.
- Giannakis, S., Darakas, E., Escalas-Cañellas, A., Pulgarin, C., 2015. Temperature-dependent change of light dose effects on *E. coli* inactivation during simulated solar treatment of secondary effluent. *Chem. Eng. Sci.* 126, 483–487. <https://doi.org/10.1016/j.ces.2014.12.045>.
- Gutiérrez-Alfaro, S., Rueda-Márquez, J.J., Perales, J.A., Manzano, M.A., 2018. Combining sun-based technologies (microalgae and solar disinfection) for urban wastewater regeneration. *Sci. Total Environ.* 619–620, 1049–1057.
- Hristov, J., Barreiro-Hurle, J., Salputra, G., Blanco, M., Witzke, P., 2021. Reuse of treated water in European agriculture: potential to address water scarcity under climate change. *Agric. Water Manag.* 251 (January 2020), 106872 <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2021.106872>.
- Madigan, M.T., Martinko, J.M., Bender, K.S., Buckley, D.H., Stakl, D.A., Brock, T., 2014. Brock Biology of Microorganisms, vol. 14.
- Mahian, O., Wei, J., Taylor, R.A., Wongwises, S., 2021. SOLAR-DRIVEN WATER TREATMENT. Re-engineering and Accelerating Nature's Water Cycle, first ed. Elsevier.
- McGuigan, K.G., Conroy, R.M., Mosler, H.J., Du Preez, M., Ubomba-Jaswa, E., Fernandez-Ibañez, P., 2012. Solar water disinfection (SODIS): a review from bench-top to roof-top. *J. Hazard Mater.* 235–236, 29–46.
- Ministerio de Sanidad y Consumo, 2007. Anexo I- R. D. 1620/2007. Boe, núm 294, 45. <https://boe.es/buscar/act.php?id=BOE-A-2007-21092>.
- Pichel, N., Vivar, M., Fuentes, M., 2016. «Performance Analysis of a Solar Photovoltaic Hybrid System for Electricity Generation and Simultaneous Water Disinfection of Wild Bacteria Strains». *Applied Energy*.
- Pichel, N., Vivar, M., Fuentes, M., 2017. Performance study of a hybrid photovoltaic and solar water disinfection system considering climatic variations over a year. *Energy Convers. Manag.* 144, 312–321.
- Pichel, N., Vivar, M., Fuentes, M., 2018. Results from a first optimization study of a photovoltaic and solar disinfection system (SOLWAT) for simultaneous energy generation and water purification. *Energy Convers. Manag.* 176 (September), 30–38.
- Pichel, N., Vivar, M., Fuentes, M., Eugenio-Cruz, K., 2020. «Study of a Hybrid Photovoltaic-Photochemical Technology for Meeting the Needs of Safe Drinking Water and Electricity in Developing Countries: First Field Trial in Rural Mexico», 33. *Journal of Water Process Engineering*, 101056.
- Qin, L., Wang, Y., Vivar, M., Huang, Q., Zhu, L., Fuentes, M., Wang, Z., 2015. Comparison of photovoltaic and photocatalytic performance of non-concentrating and V-trough SOLWAT (solar water purification and renewable electricity generation) systems for water purification. *Energy* 85, 251–260.
- The Environmental Protection Agency (EPA), 1999. Wastewater Technology Fact Sheet - Ultraviolet Disinfection. Office of Water, Washington D.C. EPA 832 F-99-064. <https://www3.epa.gov/npdes/pubs/uv.pdf>.
- The Environmental Protection Agency (EPA), 2011. Water Treatment Manual: Disinfection. https://www.epa.ie/publications/compliance--enforcement/drinking-water/advice--guidance/Disinfection2_web.pdf
- The European Parliament and the Council, 2020. Regulation (EU) 2020/741, Minimum requirements for water reuse. *Off. J. European Union* 177/33 32–55. May 2020. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32020R0741&from=EN>.
- Ubomba-Jawa, E., Navntoft, C., Polo-López, M.I., Fernández-Ibañez, P., McGuigan, K.G., 2009. Solar disinfection of drinking water (SODIS): an investigation of the effect of UV-A dose on inactivation

- efficiency. *Photochem. Photobiol. Sci.* 8, 587–595.
- Vivar, M., Skryabin, I., Everett, V., Blakers, A., 2010. A concept for a hybrid solar water purification and photovoltaic system. *Sol. Energy Mater. Sol. Cell.* 94 (10), 1772–1782.
- Vivar, M., Fuentes, M., Dodd, N., Scott, J., Skryabin, I., Srithar, K., 2012. First lab-scale experimental results from a hybrid solar water purification and photovoltaic system. *Sol. Energy Mater. Sol. Cell.* 98, 260–266.
- Vivar, M., Pichel, N., Fuentes, M., 2017a. Solar disinfection of natural river water with low microbiological content (10–103 CFU/100 ml) and evaluation of the thermal contribution to water purification. *Sol. Energy* 141.
- Vivar, M., Pichel, N., Fuentes, M., López-Vargas, A., 2017b. Separating the UV and thermal components during real-time solar disinfection experiments: the effect of temperature. *Sol. Energy* 146, 334–341.
- Vivar, M., Fuentes, M., Pichel, N., López-Vargas, A., Rodrigo, M.J., Srithar, K., 2020. Photovoltaic and solar disinfection technology meeting the needs of water and electricity of a typical household in developing countries: from a Solar Home System to a full-functional hybrid system». *Sci. Total Environ.* 747, 141082.
- Vivar, M., Fuentes, M., Torres, J., Rodrigo, M.J., 2021. Solar disinfection as a direct tertiary treatment of a wastewater plant using a photochemical-photovoltaic hybrid system. *J. Water Proc. Eng.* 42, 102196.
- Wang, Z., Wang, Y., Vivar, M., Fuentes, M., Zhu, L., Qin, L., 2014. Photovoltaic and photocatalytic performance study of SOLWAT system for the degradation of Methylene Blue, Acid Red 26 and 4-Chlorophenol. *Appl. Energy* 120, 1–10.
- UNESCO, 2020. The United Nations World Water Development Report. Water and climate change.

Capítulo 5.

Tecnología SolWat para la desinfección simultánea de aguas residuales y una mayor generación de energía utilizando la superficie frontal del módulo fotovoltaico (Artículo 3)

J. Torres, M. Vivar, M. Fuentes, A. P. Palacios, “*SolWat technology for simultaneous wastewater disinfection and higher energy generation utilizing PV module front surface*”, *Journal of Water Process Engineering* 57 (2024), 104698. Impact factor (2022): 7.0. *Water Resources* (2022): 6/103 (Q1). *Chemical Engineering* (2022): 21/142 (Q1). Open-Access.

DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.104698>

Resumen

Desarrollo del sistema Open SolWat, que utiliza exclusivamente la energía solar y está destinado al tratamiento terciario en una EDAR, ya que podría mejorar la sostenibilidad ambiental y reducir el consumo energético. Se han estudiado dos prototipos de diferentes tamaños: Small Open SolWat y Large Open SolWat. Estos constaban de un reactor de desinfección de agua abierto sobre su módulo fotovoltaico, el cual estaba formado por un sistema de bombeo que refrigeraba la superficie del módulo constantemente mediante una delgada película de agua residual. Los experimentos tuvieron lugar en días soleados con variabilidad climática. Se realizaron análisis microbiológicos, fisicoquímicos y de rendimiento fotovoltaico del sistema. Large Open SolWat destacó con resultados muy beneficiosos. Obtuvo agua regenerada tras un tratamiento SODIS de 4 h bajo luz solar real, que podría ser utilizada para otros usos según la normativa española (RD 1620/2007) y la europea (R(UE) 2020/741). Simultáneamente, el sistema generó energía con una eficiencia energética que mejoró en un 15-21 % en comparación con el módulo fotovoltaico de referencia, como consecuencia de la exitosa refrigeración de las temperaturas del módulo (16,2-30,6 °C) con agua residual. La energía generada podría usarse para autoabastecer el sistema de bombeo y para subsanar, en un futuro, la demanda energética de una EDAR, utilizando energía renovable.

Aspectos destacados

- Sistema SolWat con resultados óptimos en la generación de agua regenerada y energía.
- Evaluación de la desinfección solar de efluentes secundarios de aguas residuales de una EDAR.
- Obtención de agua regenerada para otros posibles usos según el RD 1620/2007 y R (EU) 2020/741.
- Aumento de la eficiencia energética en un 15–21 % gracias a la refrigeración activa por agua en el módulo fotovoltaico.
- Large Open SolWat como posible tratamiento terciario en una EDAR.

Palabras clave

Energía solar; Fotovoltaica; Refrigeración activa por agua; Agua regenerada; Desinfección solar

Nomenclatura

Símbolos

$E_{\text{Open SolWat}}$ – Energía generada en Open SolWat (Wh)

$E_{\text{Reference}}$ – Energía generada en el módulo fotovoltaico de referencia (Wh)

I - Corriente (A)

$I_{\text{MOD,SC}}$ – Corriente de cortocircuito (A)

$P_{\text{MOD,M}}$ – Potencia en el punto de máxima potencia (W)

$T_{\text{Open SolWat}}$ – Temperatura del módulo fotovoltaico de referencia (°C)

$T_{\text{Reference}}$ – Temperatura del módulo fotovoltaico Open SolWat (°C)

$V_{\text{MOD,OC}}$ – Voltaje de circuito abierto (V)

V - Voltaje (V)

Abreviaturas

CA: Corriente alterna

Prom.: Promedio

DBO₅: Demanda Biológica de Oxígeno (durante 5 días)
UFC: Unidades Formadoras de Colonias
DQO: Demanda Química de Oxígeno
CC: Corriente continua
FIR: Far Infrared Radiation (Radiación infrarroja lejana)
Max.: Máximo
NIR: Near Infrared Radiation (Radiación infrarroja cercana)
NTU: Nephelometric Turbidity Unit (Unidad nefelométrica de turbidez)
FV: Fotovoltaico
SODIS: Solar Disinfection (Desinfección solar)
STC: Standard Test Conditions (Condiciones de prueba estándar)
SST: Sólidos Suspendedos Totales
UV: Ultravioleta
VIS: Visible
EDAR: Estación Depuradora de Aguas Residuales

1. Introducción

La energía es una parte esencial del desarrollo de la actividad humana y su consumo global es cada vez más demandado como consecuencia del crecimiento de la población, el nivel de vida y el incremento de las actividades que consumen energía en los países desarrollados y emergentes. La demanda actual de energía se satisface principalmente con combustibles fósiles y fuentes no renovables que se agotan rápidamente y emiten gases de efecto invernadero. El mundo actual se enfrenta a numerosas preocupaciones importantes, entre ellas está combatir el cambio climático y el calentamiento global mediante la utilización de fuentes de energía renovables, las cuales deben gestionarse y utilizarse adecuadamente. La energía solar es una fuente de energía renovable, limpia, sostenible, fácilmente disponible, segura, libre de emisiones y capaz de responder a las preocupaciones medioambientales y de sostenibilidad energética. El uso de módulos fotovoltaicos (FV) es la tecnología más conocida y utilizada en la producción de energía solar renovable, en la que se utilizan células fotovoltaicas para convertir la energía solar en energía eléctrica. La radiación solar [1], las pérdidas debidas a la reflexión y absorción por los materiales que recubren las células [2], la temperatura ambiente y la temperatura de la superficie del módulo [3], la humedad relativa, la velocidad del viento y el polvo acumulado o los problemas de sombreado en la superficie del módulo [4], [5], [6] son los principales factores que con mayor frecuencia influyen en la eficiencia de conversión de estos dispositivos. No obstante, la radiación solar y la temperatura ambiente son los factores clave. El uso de una fuente de energía renovable, la facilidad de implantación, los bajos costes de funcionamiento y mantenimiento y el respeto por el medio ambiente de estos sistemas son sus principales ventajas.

Las células fotovoltaicas convierten la radiación solar en electricidad, pero parte de esa energía se transforma en calor y provoca un aumento en la temperatura del módulo. Esto aumento provoca una reducción de la potencia de salida y en la eficiencia energética de los módulos, reduciendo así su rendimiento y vida útil [3],[7]. La investigación se centra en reducir este impacto negativo para mejorar la eficiencia, ya que las células funcionan a temperaturas más elevadas que las establecidas en las condiciones estándar de ensayo (STC). Actualmente, la eficiencia de conversión de la energía fotovoltaica suele oscilar entre el 10% y el 20%, variando según el tipo de célula y las condiciones climáticas. La eficiencia de las células de silicio cristalino disminuye en torno a un 0,45-0,50 % por cada

grado centígrado de aumento de la temperatura [8]. En los últimos años, se han realizado numerosas revisiones y análisis comparativos sobre diversos métodos de refrigeración propuestos para mejorar la eficiencia de las células fotovoltaicas [9], [10], [11], [12], [13], [14], [15]. Estos métodos incluyen aire forzado, pulverización de agua, circulación forzada de agua, inmersión en agua, tubos de calor, materiales de cambio de fase, entre otros. Entre las distintas técnicas, los sistemas de refrigeración activa por agua en la superficie frontal del módulo fotovoltaico son una buena solución para mejorar la eficiencia eléctrica y ralentizar el deterioro de las células fotovoltaicas. La disminución de las temperaturas dependerá de las técnicas de refrigeración, del tipo y tamaño del módulo, de la situación geográfica y de la estación del año. Estos sistemas suelen ser voluminosos y requieren costes de construcción y mantenimiento, suministro de agua suficiente y consumo de energía para bombear el agua. Por otro lado, además de los factores ambientales externos, es fundamental tener en cuenta la influencia de los factores relacionados con el diseño (temperatura del agua y caudal másico) y la refrigeración evaporativa del agua, ya que afectan a la temperatura de las células fotovoltaicas en las tecnologías refrigeradas por agua [16]. En la **Sección 1.1** se ha realizado una revisión bibliográfica de esta tecnología, en la que se fundamenta esta investigación.

Gracias a los beneficios en la utilización de la tecnología fotovoltaica mediante el aprovechamiento de la energía solar como energía renovable, Vivar et al. en 2010 [17] plantearon una tecnología novedosa, denominada SolWat, para la obtención de agua purificada y la generación simultánea de electricidad. Los buenos resultados obtenidos con este sistema híbrido fotoquímico-fotovoltaico, relativos a la obtención de agua potable y electricidad [18], [19], dieron paso a la utilización de SolWat para la obtención de agua regenerada y la generación simultánea de energía eléctrica. En este sentido, Vivar et al. en 2021 [20] propusieron la viabilidad de este sistema para mejorar la sostenibilidad ambiental y reducir el consumo energético de una estación depuradora de aguas residuales (EDAR) mediante la implementación de un tratamiento terciario, según las necesidades de la instalación. Por otra parte, Torres et al. en 2022 [21] también mostraron que esta tecnología podría ser una buena alternativa para abordar los problemas de escasez de agua y los problemas de deterioro de la calidad del agua, que están agravando cada vez más el estrés hídrico. El uso de plantas de tratamiento renovables [22], [23] y la reutilización del agua son soluciones potenciales. Los resultados obtenidos en esta investigación lograron obtener agua regenerada a partir del efluente de aguas residuales secundarias de una EDAR tras el tratamiento de desinfección SODIS [24] bajo luz solar real durante 4 h, mientras producía energía de forma simultánea.

Ahora, este estudio propone un nuevo diseño optimizado para la tecnología SolWat, el sistema Open SolWat, basado en la tecnología de refrigeración activa por una película de agua residual. Este prototipo podría integrarse mejor en una planta de tratamiento de aguas residuales y escalarse, más fácilmente, a módulos de mayor tamaño. En base a los objetivos propuestos en investigaciones anteriores, el presente trabajo pretende: a) mejorar la calidad final del agua regenerada para su reutilización y para su vertido final al medio ambiente; y b) aumentar significativamente la eficiencia energética del módulo fotovoltaico, gracias al sistema de refrigeración por agua basado en una fina película de agua que circula por la superficie frontal del módulo, lo que permitirá obtener más energía que el módulo fotovoltaico simple. De esta forma, el sistema Open SolWat podría implementarse como un eficaz tratamiento terciario para una EDAR.

1.1. Tecnología de refrigeración activa por película de agua

Krauter [25] realizó un estudio experimental que consistía en deslizar una fina película de agua (de 1 mm de espesor) sobre la superficie frontal de un módulo fotovoltaico a través de 12 boquillas colocadas en la parte superior del módulo, con un caudal constante de 2 L/min. El objetivo era enfriar la temperatura del módulo y mejorar su rendimiento eléctrico. El sistema se comparó con un módulo sin refrigeración. Los módulos tenían una potencia nominal de 53 Wp. El flujo redujo la reflexión entre un 2% y un 3,6%, con una reducción de la temperatura del módulo de hasta 22 °C. En comparación con el módulo sin refrigeración, el sistema aumentó la eficiencia óptica en un 1,5% y mejoró la eficiencia energética en un 10,3%, logrando una ganancia neta del 8-9 % incluso después de tener en cuenta la potencia necesaria para hacer funcionar la bomba de CC. Esta tecnología de refrigeración continua por una fina película de agua para la refrigeración fotovoltaica también se investigó en otros estudios. Dorobantu et al. [26] lograron la refrigeración por agua mediante un tubo cilíndrico perforado para el dispositivo de refrigeración del módulo FV (potencia máxima: 75 W) con un caudal medio de agua de $33,3 \times 10^{-6} \text{ m}^3/\text{s}$. La temperatura media del agua era de 24 °C y la temperatura ambiente de 31 °C. La temperatura del módulo no refrigerado osciló entre 38,5 y 41,5 °C, pero al utilizar el método de refrigeración disminuyó en >10 °C, alcanzando los 26-27 °C en la parte delantera. Durante las mediciones, el nivel promedio de radiación fue de 780 W/m². La producción de energía en el sistema aumentó aproximadamente un 9,5%, lo que cubrió la energía necesaria para el sistema de bombeo de agua (datos no mostrados). Luboń et al. [27] estudiaron la refrigeración de la superficie del módulo fotovoltaico mediante el vertido de agua del grifo (temperatura media de 21 °C), ya fuera en imitación de lluvia o como película de agua. Sin embargo, la película de agua mostró los mejores resultados. Se utilizaron módulos fotovoltaicos policristalinos de 240 Wp tanto para la investigación como para los sistemas de referencia, con una superficie de 1,6335 m². Se utilizó un caudal de agua constante de 0,11 L/s. Como resultado, se utilizaron casi 400 L por hora para refrigerar el módulo fotovoltaico. Los mejores resultados se obtuvieron con la refrigeración por película de agua, en la que la temperatura de los módulos se redujo a casi 25 °C, mientras que los módulos no refrigerados alcanzaron los 45 °C. En el experimento de potencia máxima con la película de agua, bajo una radiación solar de 892 W/m², se consiguió un aumento de potencia de $>20\%$ para el módulo refrigerado (186 W) en comparación con el módulo no refrigerado (152 W) (no se menciona el consumo de la bomba). Los resultados coincidían con las investigaciones de Alami [28], que mostraban un aumento aproximado del 19% de la energía eléctrica. Para superar el problema del consumo energético de la bomba de agua, Rahim et al. [29] estudiaron la refrigeración activa por agua con un caudal mínimo de agua pulverizada (5,80 L/min). Consiguieron una reducción de la temperatura de casi el 37,67% durante la temperatura máxima de 58,2 °C a 36,3 °C, lo que se tradujo en un aumento del 13,45% de la producción de energía eléctrica en comparación con el módulo FV sin refrigeración. La técnica de refrigeración por agua en el sistema mejoró significativamente el rendimiento del panel, aumentando la tensión de circuito abierto en un 9,4% e incrementando la producción de energía en 253 W en comparación con los 223 W obtenidos en el módulo FV de referencia.

2. Sistemas Open SolWat: diseño, material y fabricación

La tecnología SolWat se basa en un sistema híbrido solar-fotovoltaico (reactor de desinfección de agua acoplado a un módulo fotovoltaico), que utiliza exclusivamente energía solar para purificar el agua y generar electricidad. Esta tecnología utiliza el amplio

espectro electromagnético de la radiación solar con dos fines. En primer lugar, se utiliza la radiación ultravioleta (UV) y la radiación infrarroja lejana (FIR) para la desinfección del agua. Estas formas de radiación tienen propiedades germicidas y térmicas, respectivamente, que reducen significativamente la presencia de microorganismos patógenos en el agua. En segundo lugar, la radiación visible (VIS) y la radiación infrarroja cercana (NIR) que llegan al módulo fotovoltaico se utilizan para generar electricidad de forma eficiente. El diseño de los sistemas SolWat utilizados en esta investigación difiere en su configuración y fabricación para agua potable [18] [30] [31] y agua regenerada [20] [21], concretamente en el reactor de agua que pasa de una configuración cerrada (con vidrio) a una configuración abierta (película delgada de agua sobre el módulo). En este trabajo se han desarrollado nuevos prototipos denominados “sistemas Open SolWat”, que tienen un modo de operación dinámico con recirculación de agua. Los prototipos se diseñaron y fabricaron en diferentes tamaños. Para cada prototipo se utilizó el caudal mínimo de agua necesario para conseguir una película de agua uniforme.

2.1. Sistema Small Open SolWat

El sistema (**Fig. 5.1**) consta de un módulo fotovoltaico sobre el que fluye una delgada película de agua (1 mm) gracias a un sistema de bombeo. El agua cae desde la parte superior del módulo y se recoge en un depósito de agua externo. Durante la experimentación se necesitaron dos módulos fotovoltaicos: uno para el sistema híbrido SolWat y otro como sistema de referencia. Con este último sistema se pretende comparar la influencia de la película de agua del reactor de purificación de agua SolWat en la generación final de energía.

Los módulos fotovoltaicos eran de células de silicio monocristalino (Techno Sun, España), compuestos por 36 células solares conectadas en serie con unas dimensiones de 260x210x18 mm (0,028 m² de superficie celular) y una potencia nominal de 5 W. El reactor de agua consiste en un marco de aluminio con perfiles en forma de L alrededor del módulo fotovoltaico. Tiene un tubo perforado con 25 microtubos de salida de agua (entrada de agua de 3 mm y salida de agua de 2 mm) espaciados cada 1 cm en la parte superior del reactor y conectados al perfil de aluminio para formar la lámina de agua. El SolWat también consta de un depósito colector de agua, realizado con perfiles de aluminio en L, y un embudo que transfiere la muestra de agua al depósito de agua.

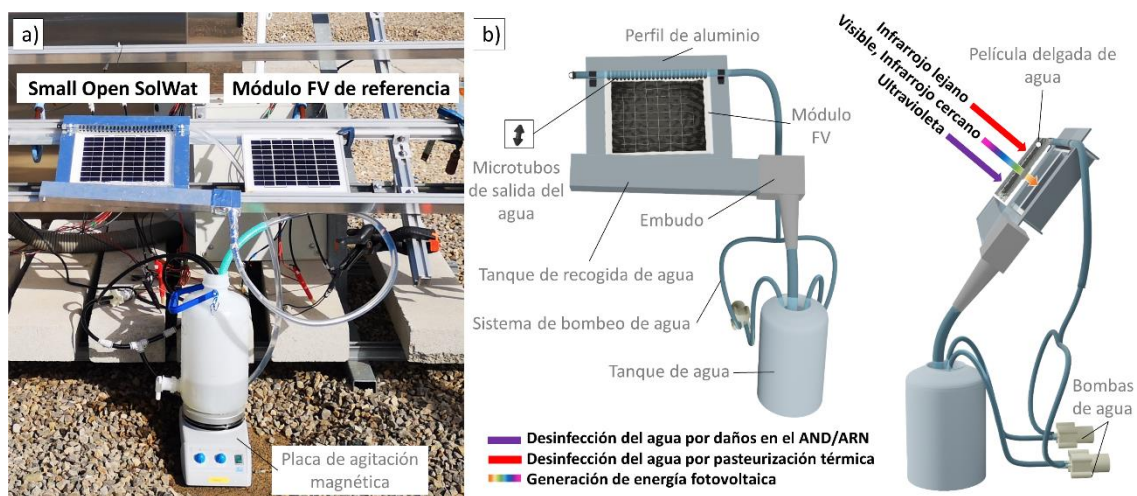


Figura 5.1. a) Small Open SolWat junto con su módulo fotovoltaico de referencia (4 h de exposición solar); b) esquema del sistema y uso de la radiación solar para la desinfección del agua y la generación de electricidad.

Se utilizaron dos bombas de agua de diafragma BSC-PUMPDIA de corriente continua (CC), ensambladas en un único sistema en paralelo y conectadas a una fuente de alimentación con un voltaje de 9,8 V y 0,7 A. Estas recirculaban el agua en el sistema durante toda la experimentación, desde el depósito de agua externo (homogeneizado con una placa de agitación magnética) al SolWat y luego de vuelta al depósito, con un flujo de 3 L/min. El depósito se llenó con una capacidad de 2 L de muestra de agua residual. El tiempo de permanencia del agua en el sistema es de 0,35 segundos.

2.2. Sistema Large Open SolWat

Este prototipo (**Fig. 5.2**) consta también de un módulo fotovoltaico sobre el que circula una delgada película de agua (1 mm) en caída libre por su superficie frontal. Este sistema permite la refrigeración activa del módulo fotovoltaico y la desinfección solar del agua. El agua fluye desde la parte superior del módulo y se recoge en la parte inferior en un depósito de agua abierto. El depósito está expuesto a la radiación solar y funciona como reactor solar de desinfección del agua. Además, se utilizó un módulo fotovoltaico de referencia como sistema de control experimental.

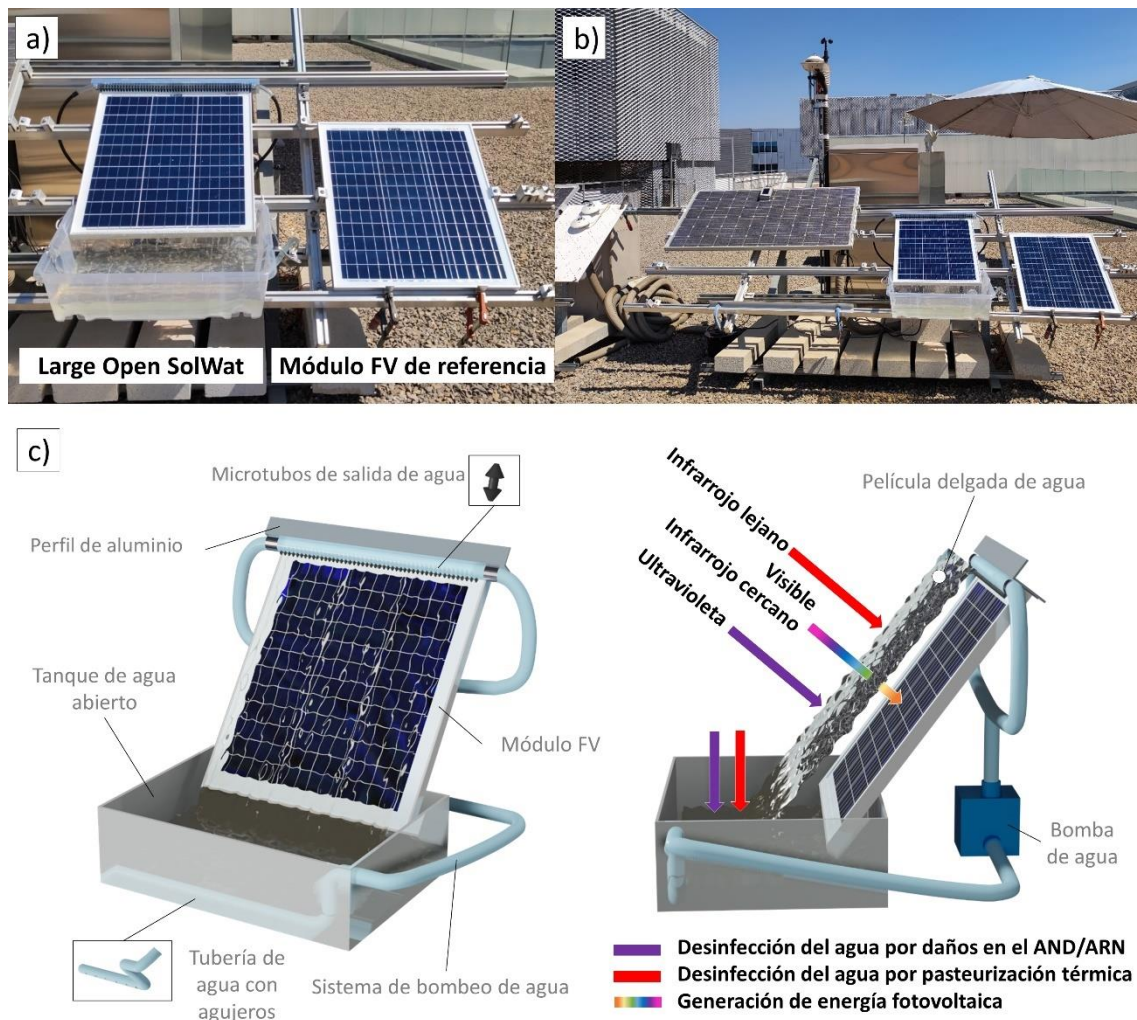


Figura 5.2. a) Large Open SolWat junto con su módulo fotovoltaico de referencia (4 h de exposición solar); b) Montaje de un día de experimentación junto con el equipo de monitorización; c) Esquema del sistema y aprovechamiento de la radiación solar para la desinfección del agua y la generación de electricidad.

Los módulos fotovoltaicos utilizados en este estudio eran células de silicio policristalino de PV LOGIC, Reino Unido. Estos módulos constaban de 36 células solares conectadas en serie con unas dimensiones de 634x535x25 mm (equivalentes a 0,251 m² de superficie de célula). Tenían una potencia nominal de 45 Wp. El prototipo disponía de dos reactores de agua. El primer reactor consistía únicamente en un perfil de aluminio en forma de L situado en la parte superior del módulo fotovoltaico, que estaba equipado con un tubo perforado con 53 microtubos (entrada de agua de 3 mm y salida de agua de 2 mm) para la salida del agua, con separación de 1 cm entre ellos. El segundo reactor era un depósito de agua abierto y translúcido de 62x45x18 cm.

Para la recirculación del agua en el sistema SolWat se empleó un sistema de bombeo con una bomba de agua de acoplamiento magnético Xylem Flojet (modelo NDP14/2). La bomba funcionaba con corriente alterna (CA) con una potencia de entrada de 10 W. A través de una red de tuberías, la bomba bombeaba la muestra de agua desde el depósito de agua abierto hasta el SolWat, alcanzando un caudal medio de 8,9 L/min. La bomba de agua se cebó con 200 mL de la muestra experimental. Para investigar el impacto del flujo de agua y la turbidez en el rendimiento fotovoltaico, se realizaron pruebas experimentales utilizando muestras de agua residual y agua ultrapura (Milli-Q) con volúmenes de 4,2 L y 6,2 L. El agua ultrapura (Milli-Q) se obtuvo de un sistema Milli-Q® Direct 8/16 de la EPS de Linares. La homogeneización de las muestras se consiguió dejando caer la lámina de agua en el tanque abierto, junto con una tubería de agua con 7 orificios (6 orificios + 1 orificio principal de la tubería) distribuida en el interior del tanque para recoger el agua (a través del sistema de bombeo) y recircularla. El tiempo de permanencia del agua en el sistema es de 1 s.

La Fig. 5.3 muestra los principales parámetros de la caracterización eléctrica y las curvas I-V.

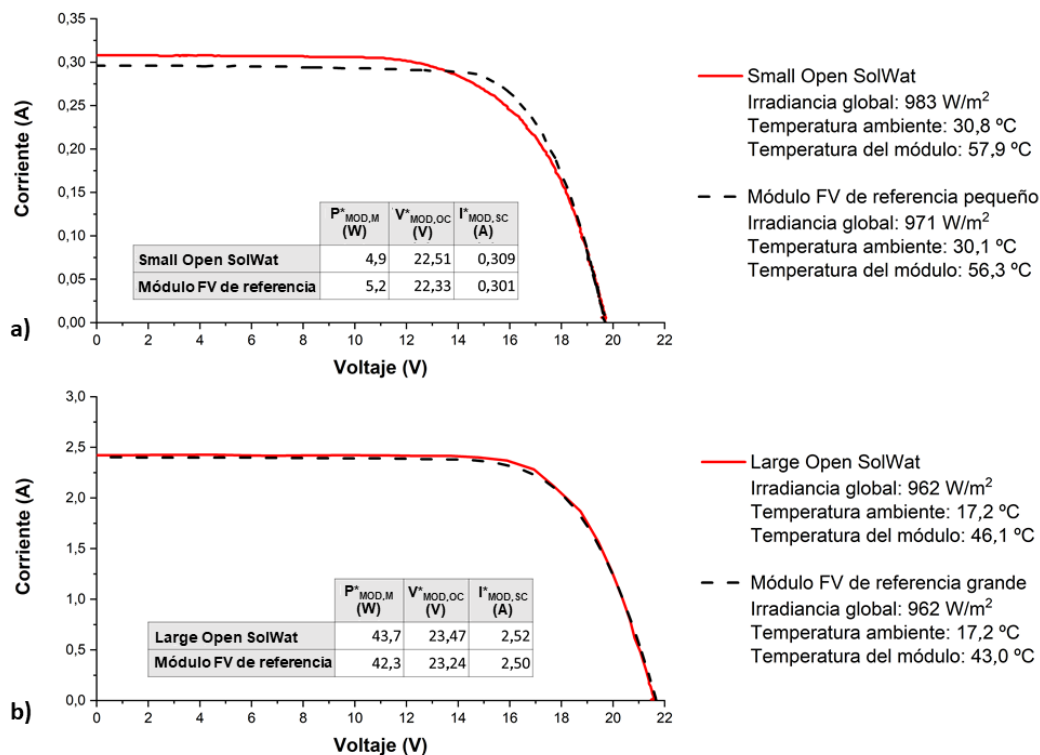


Figura 5.3. Curvas I-V de a) Small Open SolWat y b) Large Open SolWat, y sus módulos FV de referencia durante la caracterización eléctrica. Las tablas muestran los principales parámetros eléctricos tras la caracterización en STC (*).

Las características de los módulos fotovoltaicos fueron facilitadas por los fabricantes en condiciones estándar de ensayo (STC). No obstante, previamente a la fabricación de los prototipos SolWat, se realizó una caracterización inicial de los módulos según la norma UNE-EN 61215-1-1:2016 para módulos fotovoltaicos de silicio cristalino. Los ensayos eléctricos se realizaron bajo sol real, midiendo los principales parámetros eléctricos dados por las curvas I-V: $P^*_{MOD, M}$, $V^*_{MOD, OC}$ and $I^*_{MOD, SC}$. Posteriormente, estos valores se convirtieron a condiciones estándar de ensayo (STC, *) aplicando métodos algebraicos [32].

3. Metodología

3.1. Configuración experimental

Se llevaron a cabo un total de cuatro experimentos utilizando el sistema Small Open SolWat, a lo largo de las estaciones de invierno, primavera y verano de 2021; y un total de seis experimentos con el sistema Large Open SolWat durante la primavera y el verano de 2022. Todos los experimentos tuvieron lugar en las instalaciones de la azotea de la Escuela Politécnica Superior (EPS de Linares, en la Universidad de Jaén, en Linares (España). Linares se encuentra a una latitud de 38° 5' 42,68" Norte, lo que corresponde a un clima templado. Las pruebas se realizaron al aire libre en condiciones soleadas.

Se estudiaron los dos sistemas híbridos fotovoltaicos-fotoquímicos SolWat, ambos en modo dinámico y cada uno con su correspondiente módulo fotovoltaico de referencia (sin refrigeración por agua) empleado como sistema de control. Los sistemas SolWat, los módulos FV de referencia, un piranómetro y un radiómetro UV se colocaron sobre una estructura solar de aluminio inclinada 37° y orientada al Sur.

La EDAR de Linares consta de un pretratamiento, un tratamiento primario y un tratamiento secundario para la depuración de las aguas residuales, una línea de fangos y una línea de gases [33]. Esta EDAR proporcionó las muestras experimentales utilizadas en esta investigación, que se obtuvieron directamente del efluente de aguas residuales después del tratamiento secundario, lo que significa que no se trata de agua preparada en laboratorio, sino de agua natural que contiene materia orgánica. Las muestras representativas se recogieron siempre entre las 9:00 y las 10:00 horas del día de cada experimento. De este modo, las cargas contaminantes se estudian en la misma variabilidad horaria. Los experimentos se iniciaron alrededor de las 11:00 - 12:00 p.m. hora local, 2 - 3 h antes del mediodía solar. Para garantizar un tratamiento adecuado, las muestras de agua se expusieron a la luz solar durante un total de 4 h, siguiendo el método SODIS. Teniendo en cuenta la duración del tratamiento de desinfección solar, este podría llevarse a cabo hasta tres veces en un mismo día.

Durante las pruebas experimentales se controlaron las condiciones meteorológicas y los parámetros eléctricos. Se realizaron análisis fisicoquímicos y microbiológicos en las muestras iniciales de agua sin tratar (0 h) y después de un tratamiento SODIS de 4 h. Para el análisis de los datos se utilizó el software Origin Pro 2021 Data Analysis and Graphing de OriginLab. No se realizó un estudio del consumo energético de las bombas de agua utilizadas durante las pruebas experimentales.

3.2. Control de las condiciones meteorológicas y de los parámetros eléctricos

La monitorización de las condiciones meteorológicas y la medida de los parámetros eléctricos siguieron la misma metodología descrita por Vivar et al. en 2021 [20]. Este

estudio representa la primera etapa de la investigación de SolWat para obtener agua regenerada y producir energía simultáneamente.

Se utilizaron sensores PT100 planos para medir la temperatura en la parte posterior de los módulos fotovoltaicos de los sistemas Open SolWat y de los sistemas de referencia. La temperatura del agua en el reactor de desinfección del sistema Large Open SolWat se midió empleando un sensor de inmersión NTC (10 K), que estaba situado en la pared lateral del depósito de agua externo. Por otro lado, no fue posible medir la temperatura del agua en Small Open SolWat debido al diseño del prototipo. Esto se debía a que el depósito de recogida de agua de aluminio estaría en contacto con el sensor, lo que podría afectar a la precisión de los resultados obtenidos. Además, existía el riesgo de que el cableado del sensor se mojara en el depósito de agua.

3.3. Análisis fisicoquímicos

Los parámetros fisicoquímicos analizados (turbidez, pH, conductividad, SST, DBO₅, DQO, Al, NH₄⁺, Zn, Cu²⁺, Cr⁶⁺, PO₄³⁻, Pt, Fe, NO₃⁻, NO₂⁻, N_T, SO₄²⁻), los equipos y productos químicos utilizados fueron detallados previamente por Vivar et al. en 2022 [21], a excepción de los SST que se realizaron según UNE-EN 872:2006, por el método de filtración por membrana con filtro de fibra de vidrio de 0,2 μm de tamaño de poro y 47 mm de diámetro, y los análisis de DBO₅ que fueron proporcionados por la EDAR. Se analizaron en las 24 h siguientes al muestreo.

3.4. Análisis microbiológicos

Se utilizaron cepas silvestres de *Escherichia coli*, *Enterococcus faecalis* y *Clostridium perfringens* (incluidas las esporas) como indicadores microbianos de contaminación fecal. La calidad del agua se evaluó de acuerdo con el Real Decreto 1620/2007 [34] y el Reglamento (EU) 2020/741 [35] para la reutilización del agua. Para la detección de la concentración bacteriana se empleó la técnica de filtración por membrana (UNE-EN ISO 8199:2005). La metodología del análisis microbiológico utilizada y seguida en este estudio fue detallada anteriormente por Vivar et al. en 2021 [20]. Cada análisis se realizó por triplicado.

4. Resultados y discusión

Los sistemas Open SolWat se probaron por primera vez frente a las tecnologías SolWat en modo estático y dinámico que se estudiaron previamente [20] [21].

4.1. Calidad del agua

Se realizaron análisis de control para las muestras de agua residual, entre los periodos experimentales de 2021 y 2022 (ver **Fig. 5.1 – Material suplementario**). Las concentraciones de patógenos de las muestras de agua residual mostraron ligeras variaciones que se pueden considerar dentro de su rango de calidad normal, con concentraciones entre: 10⁵ – 10⁶ UFC/100 mL para *E. coli* y 10⁴ – 10⁵ UFC/100 mL para *E. faecalis* y *C. perfringens*.

Por otra parte, los análisis fisicoquímicos más relevantes para la calidad del agua se realizaron en las muestras de agua experimentales, siempre antes y después del tratamiento SODIS (ver **Tabla 5.1 del Material suplementario**). Tras 4 h de experimentación bajo luz solar real, se observó que las concentraciones de zinc, cobre, cromo y nitratos permanecían prácticamente inalteradas. Favorablemente, se observó una disminución ligera o significativa de las concentraciones de amonio y nitrógeno. Sin

embargo, se produjo un aumento ligero o significativo de las concentraciones de sulfatos, nitritos, conductividad y pH. Las concentraciones de fosfatos no mostraron un comportamiento regular, por lo que parecen variar en función de las condiciones experimentales. No obstante, se registraron concentraciones superiores a 2 mg/L los días 05/07/2021 (Small Open SolWat), 09/05/2022, 07/07/2022 y 08/07/2022 (Large Open SolWat). La concentración de aluminio aumentó ligeramente durante los experimentos con Small Open SolWat, lo que se atribuyó al paso del agua a través del depósito colector fabricado con perfiles de aluminio. Las principales causas de estos resultados desfavorables radican en a) las pérdidas de agua (mayores concentraciones de sustancias en menor volumen) durante el tratamiento experimental y b) las condiciones climáticas, que incorporan otras partículas en suspensión del ambiente en el agua tratada. Estas causas destacan sobre todo en la turbidez, que es uno de los parámetros más importantes para la reutilización del agua y que obtuvo concentraciones >10 NTU en casi todos los ensayos. Este último problema podría solucionarse con una etapa de filtrado durante el tratamiento experimental o tras finalizar esta etapa con una filtración o decantación. Estas medidas también mejorarían la desinfección microbiológica del agua. El SST mostró concentraciones <27 mg/L. Las concentraciones de DBO₅ <25 mg/L O₂ (con excepción del día 10/05/22) y DQO <125 mg/L O₂ cumplieron con la Directiva 91/271/CEE sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas [36].

4.2. Desinfección solar

La **Tabla 5.1** recoge los resultados de los parámetros medidos durante las pruebas de desinfección solar en el sistema Small Open SolWat, mientras que en la **Tabla 5.2** se muestran los correspondientes al sistema Large Open SolWat.

Tabla 5.1. Datos experimentales obtenidos del sistema Small Open SolWat después de 4 h de tratamiento SODIS.

Experimento (fecha)		24/02/2021	17/03/2021	09/06/2021	05/07/2021
Muestra de agua		Agua residual	Agua residual	Agua residual	Agua residual
Volumen inicial (L)		2,0	2,0	2,0	2,0
Volumen final (L)		-	-	-	-
Volumen de evaporación y fugas (%)		-	-	-	-
Irradiancia solar global (W/m ²)	Máx.	1.006	1.090	1.066	1.009
	Prom.	928	1.032	941	954
Irradiancia UV (W/m ²)	Máx.	40,7	48,4	51,3	50,5
	Prom.	36,4	45,0	46,4	47,5
Dosis de radiación UV (Wh/m ²)		73,17	90,45	93,12	93,12
	(kJ/m ²)	263,42	325,62	335,23	335,23
Temperatura del agua (°C)	Máx.	-	-	-	-
	Prom.	-	-	-	-
Temperatura ambiente (°C)	Máx.	22,0	24,2	39,6	38,5
	Prom.	19,5	22,3	35,6	35,9
Velocidad del viento (m/s)	Máx.	10,6	11,7	9,0	10,3
	Prom.	6,8	7,7	4,6	6,1
Humedad relativa (%)	Máx.	57,4	33,3	23,2	25,5
	Prom.	46,0	23,1	18,6	21,5

Tabla 5.2. Datos experimentales obtenidos del sistema Large Open SolWat después de 4 h de tratamiento SODIS.

Experimento (fecha)	09/05/2022	10/05/2022	03/06/2022	07/06/2022	07/07/2022	08/07/2022
Muestra de agua	Agua residual	Agua residual	Milli-Q	Milli-Q	Agua residual	Agua residual
Volumen inicial (L)	4,2	6,2	4,2	6,2	4,2	6,2
Volumen final (L)	2,4	3,8	2,3	3,7	2,0	3,9
Volumen de evaporación y fugas (%)	43,8	38,7	45,2	40,3	52,4	37,1
Irradiancia solar global (W/m ²)	Máx.	1.036	1.036	1.021	1.007	1.106
	Prom.	944	930	939	930	907
Irradiancia UV (W/m ²)	Máx.	50,3	50,4	51,3	50,0	50,2
	Prom.	45,3	44,8	47,0	46,1	44,1
Dosis de radiación UV (Wh/m ²)	Máx.	89,81	89,95	94,41	92,67	88,49
	(kJ/m ²)	323,30	323,81	339,87	333,61	318,56
Temperatura del agua (°C)	Máx.	32,7	38,5	27,1	32,7	36,9
	Prom.	29,7	35,7	25,0	30,3	33,4
Temperatura ambiente (°C)	Máx.	32,9	32,4	28,5	37,3	40,7
	Prom.	29,4	29,2	25,8	34,3	36,4
Velocidad del viento (m/s)	Máx.	9,4	11,0	10,9	10,3	8,9
	Prom.	4,2	5,0	6,7	4,6	4,2
Humedad relativa (%)	Máx.	38,5	36,9	58,3	18,7	37,3
	Prom.	27,5	27,7	43,7	14,6	26,5

La irradiancia solar global no mostró variaciones relevantes durante las pruebas con los sistemas Small Open SolWat y Large Open SolWat, a lo largo de las diferentes estaciones y en días soleados, ya que oscilaron entre valores medios de 928–1.032 W/m² y 907-944 W/m², respectivamente. Los valores de irradiancia UV para Small Open SolWat mostraron cambios significativos con el valor promedio más bajo alcanzado de 36,4 W/m² en invierno (24/02/2021), frente a los valores más altos de 47,5 W/m² en verano (05/07/2021). Sin embargo, en el caso de Large Open SolWat, la cantidad de irradiancia recibida en los experimentos varió ligeramente, con una media de $45,4 \pm 1,0$ W/m². La temperatura ambiente, correspondiente a un clima templado, osciló para Small Open SolWat entre temperaturas máximas de 22,0 °C en la prueba de invierno (24/02/2021) y 39,6 °C (09/06/2021) en la prueba de primavera. Además, Large Open SolWat osciló entre temperaturas ambiente máximas de 28,5 °C en la experimentación de primavera (03/06/2022) y 40,7 °C en la experimentación de verano (07/07/2022). La velocidad del viento no mostró cambios significativos durante los experimentos, con un valor medio de $6,3 \pm 1,3$ m/s para Small Open SolWat y de $4,9 \pm 0,9$ m/s para Large Open SolWat.

La temperatura del agua tiene un papel fundamental en la calidad del agua, ya que influye en su composición química y en las funciones de los microorganismos presentes. Este parámetro puede verse influido por varios factores, como la radiación solar, la temperatura ambiente, el caudal de agua, el volumen de la muestra, la profundidad de la película de agua en el sistema, la turbidez del agua y la transferencia de calor del módulo fotovoltaico SolWat. A pesar la refrigeración del agua por su recirculación en el sistema y de la influencia del viento durante su exposición al ambiente, la temperatura del agua en Large Open SolWat aumentó entre 8,1 y 10,7 °C debido a la temperatura ambiente y a la refrigeración del módulo FV por el flujo de agua (transferencia de calor). Así, las temperaturas máximas de las muestras experimentales de agua con Large Open SolWat oscilaron entre 27,1 °C (03/06/2022) y 38,5 °C (10/05/2022). Este efecto contrasta con los sistemas SolWat anteriores, en los que la temperatura del agua se mantenía más alta como consecuencia del uso de un reactor de desinfección cerrado. Por ejemplo, comparando experimentos con condiciones climáticas y experimentales similares en la

misma ubicación y durante la estación de verano: el sistema Static SolWat trató 1 L de agua y alcanzó temperaturas medias de 45,9 °C (15/07/2020: Dosis UV de 91,6 Wh/m² y temperatura ambiente promedio de 34,0°C) [20]; o el sistema SolWat Dinámico que trató 2 L de agua y mostró temperaturas promedio de 43,0 °C (05/07/2021: Dosis UV de 95,33 Wh/m² y temperatura ambiente media de 35,9 °C) [21]; en comparación con el nuevo prototipo Large Open SolWat que trató 6,2 L y alcanzó una temperatura media del agua de 33,6 °C (08/07/2022: Dosis UV de 90,80 Wh/m² y temperatura ambiente media de 37,0 °C).

De forma similar a la investigación de Torres et al. en 2022 [21], este estudio analizó la radiación por área iluminada para los sistemas SolWat. En el sistema Large Open SolWat, el volumen de muestra de agua iluminado en el módulo FV fue del 8,1% y del 5,5%, para los volúmenes de 4,2 L y 6,2 L, respectivamente. Además, considerando que el depósito de agua estaba totalmente expuesto a la radiación solar, se estimó que el volumen expuesto era aproximadamente del 95-97 % (teniendo en cuenta que el sistema de bombeo utiliza unos 200 mL del volumen total de la muestra). En cambio, para el Small Open SolWat fue del 2,8%, ya que este sistema no disponía de un depósito de agua externo y abierto sometido a plena exposición solar. Por este motivo, Small Open SolWat no recibió la misma radiación en su módulo FV que para cada microorganismo en la muestra de agua utilizada. Así, la muestra de agua residual obtuvo un tiempo de exposición a la radiación UV más corto y, como consecuencia, una dosis UV menor. Esto llevó a la conclusión de que la calidad del agua regenerada en Small Open SolWat no fue relevante, a diferencia de Large Open SolWat, que mostró resultados beneficiosos detallados en la **Sección 4.3**.

La **Figura 5.4** muestra los resultados microbiológicos más relevantes obtenidos en las muestras de agua tratadas con SODIS en Large Open SolWat. Estos resultados pueden consultarse en más detalle en la **Tabla 5.2** del **Material suplementario**.

En las muestras de aguas residuales se observaron elevadas concentraciones bacterianas de cepas salvajes, lo que dificultó la purificación del agua tratada con el tratamiento SODIS. No se consiguió la inactivación bacteriana total durante los experimentos realizados, aun así, se obtuvieron resultados óptimos en la desinfección microbiológica, particularmente para *E. coli*, que alcanzó logaritmos de inactivación >2,7. *C. perfringens* fue la bacteria más resistente a la desinfección solar. En el experimento de verano (08/07/2022), con la dosis UV más alta alcanzada de 90,8 Wh/m², se logró una inactivación logarítmica de 3,1 para *E. coli*, 0,9 para *E. faecalis* y 1,7 para *C. perfringens*.

Se probaron volúmenes de muestra de agua de 4,2 L (pruebas del 09/05/2022 y 07/07/2022) y 6,2 L (pruebas del 10/05/2022 y 08/07/2022) en Large Open SolWat para ver la influencia del volumen tratado utilizando el mismo caudal de agua. Para ello, se realizaron dos pares de experimentos en dos días consecutivos: a) 09/05/2022 y 10/05/2022 y b) 07/07/2022 y 08/07/2022, con el fin de trabajar bajo condiciones climáticas similares. Se observó que al aumentar el volumen de muestra tratada en el sistema se producía una ligera disminución en la eficacia de la inactivación bacteriana. Los resultados parecen estar de acuerdo con Ubomba-Jawa et al. [37] y Torres et al. [21] para la desinfección relacionada con *E. coli*, quienes concluyeron que un mayor volumen de muestra tenía un efecto negativo en la inactivación bacteriana.

Otro factor observado es el porcentaje de evaporación de agua en el prototipo, que está relacionado con la pérdida de calor en la refrigeración del módulo fotovoltaico. Las pérdidas debidas a la evaporación, combinadas con las fugas de agua de la lámina

superficial, dieron como resultado un porcentaje estimado de pérdidas de agua del $47,1 \pm 4,6$ % durante los experimentos con un volumen de 4,2 L y del $38,7 \pm 1,6$ % con 6,2 L. Es evidente que el volumen de agua ejerce una influencia sobre la temperatura del agua y la tasa de evaporación, que fue mayor a volúmenes más bajos (en este caso en los experimentos de 4,2 L).

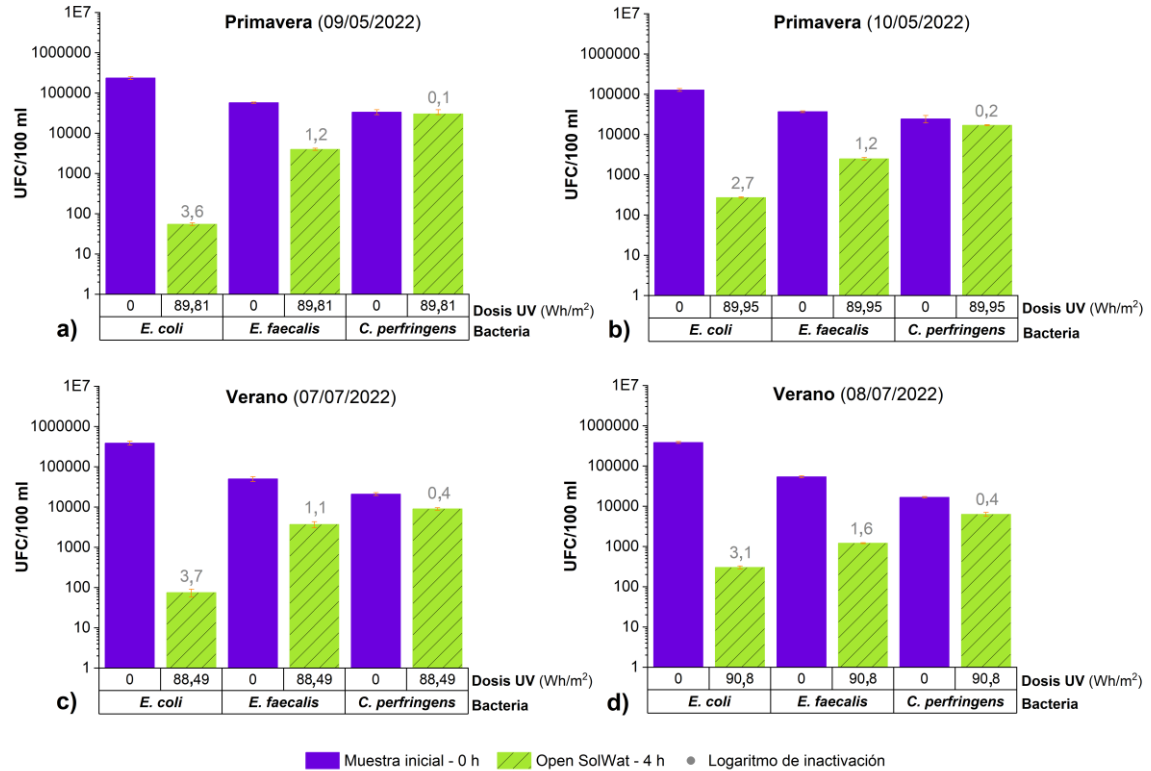


Figura 5.4. Concentración de *E. coli*, *E. faecalis* y *C. perfringens* en las muestras de agua tratada en relación con la dosis de UV para el sistema Large Open SolWat: a) 09/05/2022 b) 10/05/2022 c) 07/07/2022 y d) 08/07/2022. Las barras muestran la desviación estándar (error). Se incluye el logaritmo de la inactivación bacteriana.

4.3. Usos del agua regenerada: RD 1620/2007 y R(EU) 2020/741

E. coli, *E. faecalis* and *C. perfringens* (incluidas esporas) han sido los tres indicadores fecales analizados durante esta investigación. Las normativas para agua regenerada utilizadas como referencia en este estudio limitan a *E. coli* como principal indicador de contaminación fecal, ya que además su presencia indica la posible presencia de microorganismos patógenos relacionados. Según el uso del agua, puede ser obligatorio o recomendable realizar la detección de otros patógenos como indicadores de contaminación fecal, como la recomendación de *Enterococcus* para aguas recreativas en todo el mundo [38] o como *C. perfringens* para el control de validación de aguas regeneradas para riego agrícola en la clase A del R(UE) 2020/741. Estos últimos indicadores son muy resistentes a condiciones adversas, aunque se encuentren en concentraciones más bajas que *E. coli*, y nos brindan más información sobre la calidad del agua que puede ser confrontada con otras investigaciones. La clase A, que es la máxima calidad para el uso de agua regenerada, no se alcanzó experimentalmente en ningún momento.

Los resultados de desinfección para las pruebas realizadas con Small Open SolWat no son destacados, por lo que se discuten los resultados más relevantes obtenidos con el

Large Open SolWat en la **Tabla 5.3 del Material suplementario**. Esta tabla expone las limitaciones basadas principalmente en *E. coli*, SST, turbidez, DBO₅ y otros criterios establecidos.

El RD 1620/2007 establece limitaciones para usos agrícolas de 0,2 mg/L de cobre y niveles de referencia de 3,0 dS/m, que se cumplen para el agua regenerada obtenida en los ensayos experimentales. No obstante, en los ensayos 09/05/2022 y 10/05/2022 no se cumplieron las concentraciones de >0,1 mg/L de cromo. La DBO₅ y la DQO (con la excepción del 10/05/2022) cumplieron con la Directiva 91/271/CEE y, por consiguiente, con la normativa para aguas regeneradas. Las concentraciones de ≤ 25 mg/L NO₃⁻ y ≤ 10 mg/L N_T para la calidad 5.1 y 5.2 para usos ambientales también cumplían los requisitos. Lamentablemente, la turbidez de las muestras tratadas superaba el límite establecido (10-15 NTU) en determinados usos para el agua regenerada. En la **Tabla 5.1 del Material suplementario** se han incluido todas las observaciones necesarias.

En referencia al RD 1620/2007 para los ensayos 09/05/2022 y 07/06/2022, exceptuando los valores de turbidez >15 mg/L UNT que deberían de haber sido solventados con una etapa de filtrado o decantación, los usos del agua regenerada obtenida podrían ser: urbano (Calidad 1.2), agrícola (Calidad 2.1, 2.2 y 2.3), industrial (Calidad 3.1 a, b y c) y ambiental (Calidad 5.1, 5.3 y 5.4). Por otra parte, los posibles usos para la reutilización del agua 10/05/2022 serían: industrial (Calidad 3.1 a, b y c), recreativo (Calidad 4.2) y ambiental (Calidad 5.1, 5.3 y 5.4). Para usos agrícolas (Calidad 2.1, 2.2 y 2.3) la concentración de cromo en la muestra de agua supera la concentración límite de <0,1 mg/L, por lo que debería subsanarse con una etapa final de precipitación si se requiriera su uso como agua regenerada. La prueba del 08/07/2022 sería apta para los siguientes usos: agrícola (Calidad 2.1, 2.2 y 2.3), industrial (Calidad 3.1 a, b y c) y ambiental (Calidad 5.1, 5.2 y 5.3). En cuanto al uso recreativo (Calidad 4.2) para las pruebas 09/05/2022, 07/07/2022 y 08/07/2022, todas cumplen con los límites establecidos, a excepción de la concentración de fósforo >2 mg/L, que podría eliminarse con una etapa final de precipitación.

Desde otra perspectiva, el R(UE) 2020/741 sólo establece requisitos mínimos para la reutilización del agua como usos para riego agrícola en diferentes tipos de cultivos. No obstante, este reglamento permite a los estados miembros utilizar el agua regenerada para usos adicionales (en la industria o con fines medioambientales y recreativos), siempre que cumplan la legislación medioambiental y sanitaria de la UE. Así, para las pruebas experimentales de los días 09/05/2022, 10/05/2022, 07/07/2022 y 08/07/2022, el agua regenerada obtenida podría destinarse a usos de riego agrícola de calidad C y D. Además, sólo el agua reutilizada obtenida en las pruebas de los días 09/05/2022 y 07/05/2022 podría ser usada para la calidad B del riego agrícola.

Al igual que en este trabajo, el posible uso de agua regenerada con el empleo de otros sistemas SolWat ha sido estudiado previamente por Vivar et al. en 2021 [20] y Torres et al. en 2022 [21]. Los resultados ya publicados obtuvieron agua regenerada para diversos usos con volúmenes de muestra tratada de 1 y 2 L, mientras que los resultados de esta investigación presentan resultados aún más óptimos en la calidad del agua tratada obtenida con la utilización de volúmenes superiores de 4,2 y 6,2 L. Estos beneficios fueron (en su mayoría) consecuencia del uso de dos reactores de desinfección del agua (los cuales se describen en la **Sección 2**) y de la ausencia de vidrio de borosilicato en el módulo fotovoltaico SolWat del sistema.

4.4. Rendimiento eléctrico

La **Tabla 5.3** muestra los resultados eléctricos de los sistemas Small y Large Open SolWat, y sus correspondientes módulos FV de referencia.

En términos de rendimiento fotovoltaico, Small Open SolWat mostró pérdidas de energía generada $<2,89\%$ en comparación con el módulo fotovoltaico de referencia durante las pruebas, aunque se alcanzaron resultados óptimos $>0,41\%$ durante la prueba de finales de invierno (17/03/2021). La perfilera y el diseño del sistema provocaron un sombreado parcial en el módulo FV SolWat, que dependió de la incidencia de la radiación solar durante la experimentación. La influencia del sombreado en algunas de las células solares perjudicó el rendimiento del sistema reduciendo la producción total de energía. La mayor producción energética, con 18,94 Wh, se obtuvo en el ensayo de invierno (17/03/2021), con una temperatura ambiente máxima de $24,2\text{ }^{\circ}\text{C}$ y una irradiancia máxima de 1.090 W/m^2 . Asimismo, los módulos fotovoltaicos SolWat operaron a una media de $11,5 \pm 4,4\text{ }^{\circ}\text{C}$ menos que el módulo fotovoltaico de referencia, gracias al flujo de la película de agua que enfrió la temperatura del módulo fotovoltaico durante el tratamiento experimental, resultando en un efecto de enfriamiento sobre las células solares que osciló entre $27,5$ y $46,9\text{ }^{\circ}\text{C}$ en comparación con las temperaturas alcanzadas en el sistema de referencia entre $36,8$ y $59,3\text{ }^{\circ}\text{C}$. Este resultado compensador mejoró la eficiencia de generación de energía del sistema Small Open SolWat.

El sistema Large Open SolWat demostró una alta eficiencia energética, con un aumento del $18,6 \pm 1,8\%$ en comparación con el módulo fotovoltaico individual. En cuanto a la influencia de la turbidez del agua (agua residual frente a Milli-Q) en el reactor de desinfección sobre el rendimiento fotovoltaico, los resultados mostrados no fueron significativos. Esto se debió principalmente al escaso espesor de la película de agua y al hecho de que la turbidez no era excesivamente elevada. Este sistema, en comparación con el módulo fotovoltaico de referencia, alcanzó su mayor rendimiento energético en la prueba de verano (07/07/2022) con un $20,58\%$ bajo una irradiancia máxima de 1.106 W/m^2 , con una temperatura ambiente máxima de $40,68\text{ }^{\circ}\text{C}$ y una temperatura del módulo fotovoltaico de $43,04\text{ }^{\circ}\text{C}$. Además, gracias al efecto positivo de la refrigeración activa por agua en la superficie del módulo fotovoltaico SolWat, el sistema consiguió disminuir su temperatura entre $16,2$ y $30,6\text{ }^{\circ}\text{C}$. Por otro lado, las pérdidas por radiación (en términos de I_{sc}) parecen inexistentes, ya que los valores de rendimiento se sitúan entre el $1,65\%$ y el $4,07\%$ en comparación con el módulo FV individual.

La **Figura 5.5** muestra un ejemplo de los resultados eléctricos obtenidos en la prueba de invierno (08/07/2022) junto con la irradiancia UV, la temperatura ambiente y las temperaturas de los módulos fotovoltaicos Large Open SolWat y de referencia.

Se concluye que el reactor de desinfección del sistema Open SolWat (con resultados más óptimos en Large Open SolWat) situado sobre el módulo FV no afecta significativamente a la producción final de energía, en comparación con el efecto mínimo de los reactores Static SolWat y Dynamic SolWat [21] que consistían en una película de agua más gruesa de 18 mm y un vidrio de borosilicato.

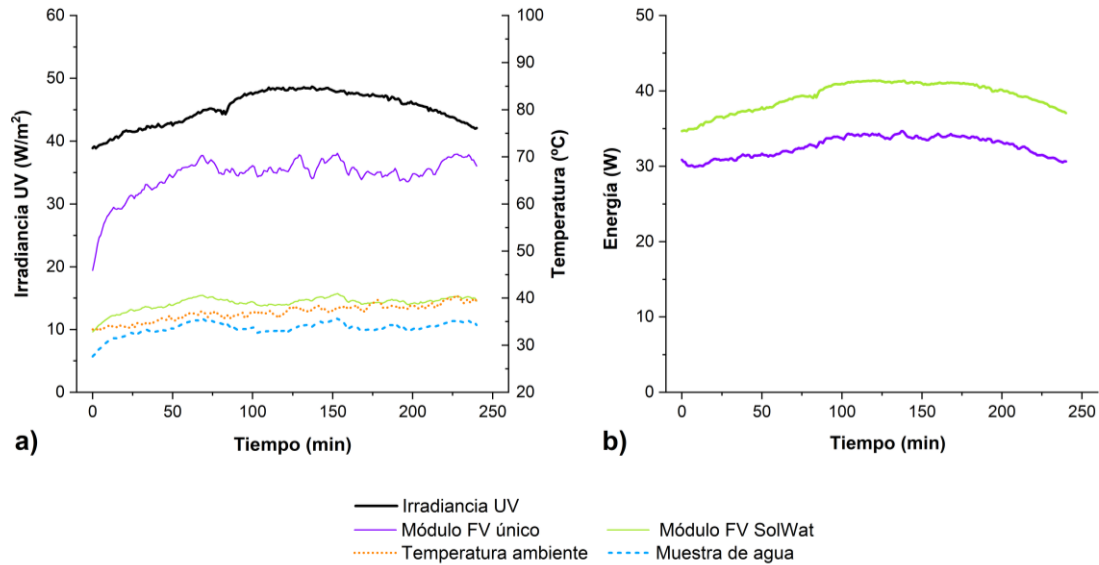


Figura 5.5. Resultados de la prueba de invierno (08/07/2022), incluyendo a) la irradiancia UV, la temperatura ambiente y las temperaturas del Large Open SolWat y su módulo FV de referencia, y b) la energía generada.

El estudio experimental realizado por Nižetić et al. [39] sugirió que la refrigeración por agua en la superficie frontal puede tener una influencia negativa en el rendimiento del módulo con respecto a los rayos de luz solar incidentes y sus problemas de reflexión. No obstante, los beneficios de la refrigeración resultaron en un impacto global positivo en el rendimiento final. Además, nuestro estudio coincide con la investigación experimental de Rosa-Clot et al. [40] en que, en el caso de una película de agua de pocos milímetros, el efecto negativo de la absorción de la radiación solar por el agua (que afecta ligeramente a la parte infrarroja del espectro solar) es insignificante y puede despreciarse. Del mismo modo, dicho estudio discutió la importancia de la temperatura de funcionamiento del módulo FV, ya que esta causa un efecto negativo en la vida útil del módulo (cambios en la morfología del polímero, delaminación, decoloración del encapsulante, agrietamiento de la celda o el cableado, etc.).

A diferencia de la bibliografía revisada [12], [13], [14], [15], el sistema Large Open SolWat presenta una serie de ventajas frente a las técnicas de refrigeración por agua para reducir la temperatura de los módulos fotovoltaicos. En general, todas las técnicas utilizadas (pulverización de agua, circulación forzada de agua o inmersión en agua) conllevan un aumento de la eficiencia eléctrica y, en consecuencia, un mayor rendimiento energético. Sin embargo, el consumo y la disponibilidad de agua o la necesidad de mantenerla a temperatura refrigerada son algunos de los problemas asociados a estas técnicas. Por otro lado, los estudios demuestran que es más eficiente utilizar un sistema de flujo continuo que un sistema de aspersion intermitente. Este enfoque continuo presenta varias ventajas, como un consumo de agua menor, un uso más reducido de energía eléctrica y una potencia promedio más elevada en el módulo fotovoltaico. En contraste con otras tecnologías de refrigeración que utilizan agua del grifo o de pozo, Large Open SolWat no desperdicia esta agua y, en su lugar, utiliza aguas residuales, que posteriormente se obtienen como agua regenerada que puede utilizarse para diversos fines (véase la **Sección 4.3**). Gracias a la película de agua sobre la superficie de SolWat, todas las células fotovoltaicas del módulo se refrigeran por igual. Además, la instalación de este sistema como tratamiento terciario en una EDAR proporcionaría un suministro continuo

de agua fría a temperatura ambiente. De este modo, se obtienen beneficios energéticos y se realiza una gestión sostenible del agua.

Por último, esta investigación coincide con otros estudios en que el efecto de la película de agua actúa a la vez como un agente refrigerante y limpiador que reduce la suciedad del módulo y la reflectancia de la luz solar que incide sobre él. De esta forma, se mejora la eficiencia óptica [41] [42].

5. Resumen y conclusiones

En este estudio se desarrolló una nueva tecnología SolWat con el uso exclusivo de la energía solar, en la que destacó el sistema Large Open SolWat con los resultados más óptimos hasta la fecha. Se utilizó por primera vez para mejorar y estudiar la calidad del agua de muestras reales de efluentes secundarios de una EDAR para obtener agua regenerada (mediante SODIS) y generar electricidad simultáneamente. El sistema mejoró la generación de electricidad mediante la optimización de la eficiencia energética del módulo fotovoltaico en un 15-21 % (sin considerar el consumo energético del bombeo) a través de la refrigeración por una delgada película de agua residual en la superficie frontal del módulo, en comparación con los módulos de referencia durante las pruebas experimentales con variabilidad climática. Como resultado, el sistema redujo las altas temperaturas del módulo fotovoltaico alcanzadas durante las pruebas de primavera y verano entre 16,2 y 30,6 °C y generó en promedio un $18,6 \pm 1,8$ % más de energía en comparación con el módulo fotovoltaico individual.

Hasta donde se conoce en la literatura científica, este sistema se ha propuesto como un nuevo uso híbrido en la tecnología de refrigeración activa por agua con el uso de aguas residuales, para aumentar la eficiencia eléctrica de los módulos fotovoltaicos y generar agua regenerada para otros usos. Se destaca el potencial de esta tecnología para ser implementada como tratamiento terciario en una EDAR, con disponibilidad de agua y posibilidad de tres lotes diarios de 4 h cada uno. Large Open SolWat podría aliviar los problemas relacionados con la escasez de agua y el deterioro de su calidad (estrés hídrico). La energía generada podría utilizarse para alimentar el sistema de bombeo SolWat y satisfacer otras necesidades energéticas en una planta de tratamiento de aguas residuales. Para ello, en futuras investigaciones se pretende ampliar el sistema a un prototipo mayor y optimizar esta tecnología utilizando bombas de bajo consumo de agua, así como realizar un estudio de su consumo energético y abordar los problemas mencionados anteriormente (**Sección 4**). Además, es necesario estudiar el prototipo en un entorno lo más realista posible, considerando variaciones en la calidad del efluente de la EDAR y diferentes condiciones climáticas (soleado, nublado, lluvioso, etc.). Por otro lado, deben analizarse otros parámetros importantes establecidos por la normativa para el uso de agua regenerada, como la presencia de Nematodos intestinales, *Salmonella* y *Legionella*, que no se han considerado en este estudio. Asimismo, se está estudiando la posibilidad de aplicar el concepto Large Open SolWat a instalaciones fotovoltaicas con otros fines, con el objetivo de aumentar la producción eléctrica y, simultáneamente, reutilizar y depurar las aguas residuales.

Agradecimientos

Los autores agradecen la financiación de este trabajo, que contó con el apoyo del Ministerio de Ciencia e Innovación, Programa “Retos de Investigación 2018 Proyectos I+D+i” [número de subvención RTI2018-099308-A-I00] y “Contratos de Formación

Predocctoral” [contrato número PRE2019-089349]. Además, gracias a M.J. Rodrigo y su organización (Grupo Aqualia, Aguas de Linares 'Linaqua') por su colaboración con el proyecto. M. Vivar reconoce la financiación del Ministerio de Economía y Competitividad, Programa 'Ramón y Cajal' [número de subvención RYC-2015-17306].

Material suplementario

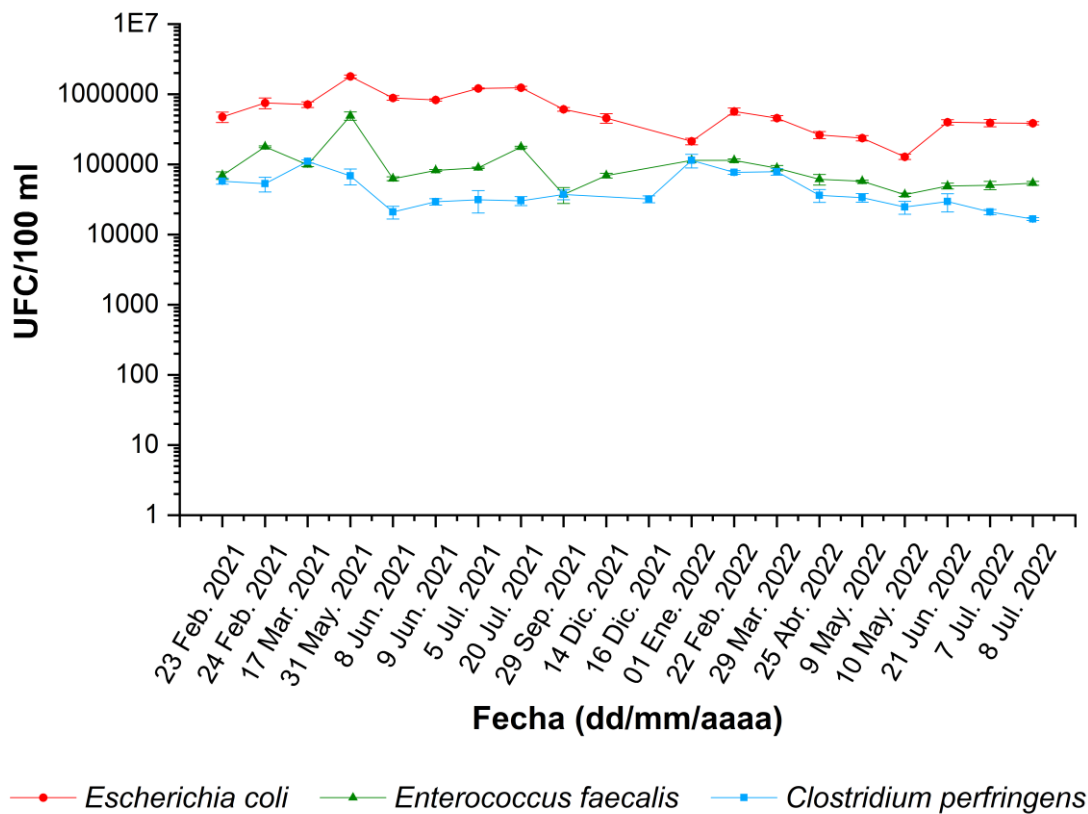


Figura 5.1 – Material suplementario. Concentración de *E. coli*, *E. faecalis* y *C. perfringens* (UFC/100 ml) en aguas residuales de la EDAR de Linares durante los años 2021 y 2022 (del 23/02/2021 al 08/07/2022).

Tabla 5.1 – Material suplementario. Análisis fisicoquímicos realizados antes (0 h) y después del tratamiento SODIS (4 h) en los sistemas Small Open SolWat y Large Open SolWat para determinar la calidad del agua.

Parámetro	Fecha (dd/mm/aaaa)	Turbidez (NTU)	Conductividad (µS/cm)	pH	SST (mg/L)	Al (mg/L)	NH ₄ ⁺ (mg/L)	Zn (mg/L)	Cu ²⁺ (mg/L)	Cr ⁶⁺ (mg/L)	Fe (mg/L)	PO ₄ ³⁻ (mg/L)	P _T (mg/L)	NO ₃ ⁻ (mg/L)	NO ₂ ⁻ (mg/L)	N _T (mg/L)	SO ₄ ²⁻ (mg/L)	DQO (mg/L)	DBO ₅ (mg/L)
Small Open SolWat (Tiempo: 0 h)	24/02/2021	11,70	1.055	7,51	27	<0,10	30,9	3,35	-	<0,11	0,08	1,26	0,41	<2,0	<0,030	37	74	65	12
	17/03/2021	16,70	1.097	7,41	19	<0,10	39,3	3,75	0,16	0,11	0,08	1,46	0,48	<2,0	<0,030	45	84	58	26
	09/06/2021	5,68	832	7,90	-	<0,10	49,3	<0,05	<0,05	<0,11	0,13	5,06	1,65	<2,0	0,037	41	69	44	15
	05/07/2021	6,27	1.061	7,68	-	<0,10	52,5	0,05	0,06	<0,11	0,21	7,45	2,43	<2,0	<0,030	46	95	50	13
Large Open SolWat (Tiempo: 0 h)	09/05/2022	8,79	971	7,70	15	<0,10	39,8	0,10	<0,05	0,14	0,11	6,74	2,20	<2,2	0,105	34	86	53	14
	10/05/2022	5,79	974	7,67	12	<0,10	33,0	0,05	0,05	0,52	0,10	5,29	1,73	<2,2	0,060	31	93	117	11
	03/06/2022	0,00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	07/06/2022	0,00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Small Open SolWat (Tiempo: 4 h)	07/07/2022	5,68	947	7,61	13	<0,10	36,2	0,03	0,03	0,07	6,70	6,70	2,19	<2,2	0,743	27	157	41	7
	08/07/2022	4,58	914	7,58	10	<0,10	35,0	0,03	0,05	0,07	8,14	8,14	2,66	<2,2	0,672	29	64	36	7
	24/02/2021	14,47	1.031	8,62	-	-	19,8	3,48	-	-	0,08	1,23	0,40	<2,0	0,021	23	99	60	-
	17/03/2021	22,17	1.101	8,63	-	0,32	7,5	2,53	0,08	0,08	0,09	2,18	0,71	<2,0	0,060	13	124	92	-
Large Open SolWat (Tiempo: 4 h)	09/06/2021	13,27	1.195	8,81	-	0,67	4,3	<0,05	0,06	0,04	0,19	1,18	0,39	<2,0	0,093	-	114	77	-
	05/07/2021	18,80	1.224	8,85	-	0,32	1,9	0,06	0,11	0,05	0,32	10,37	3,39	<2,0	0,100	-	159	99	-
	09/05/2022	14,40	1.188	8,81	-	<0,10	2,9	0,07	0,11	0,38	0,29	9,10	2,97	<2,2	0,110	6	164	91	-
	10/05/2022	8,66	1.061	8,63	-	<0,10	9,0	0,04	0,05	0,17	0,13	5,97	1,95	<2,2	0,162	9	126	153	-
Large Open SolWat (Tiempo: 4 h)	03/06/2022	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	07/06/2022	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	07/07/2022	27,17	1.351	8,83	-	<0,10	0,5	0,04	0,08	0,01	0,19	6,35	2,07	<2,2	1,218	4	72	101	-
	08/07/2022	10,11	1.101	8,66	-	<0,10	3,7	0,01	0,07	0,04	0,19	10,14	3,31	<2,2	0,861	4	130	60	-

* Parámetros analizados: turbidez, pH, conductividad, Sólidos Suspendedos Totales (SST), Demanda Biológica de Oxígeno (DBO₅), Demanda Química de Oxígeno (DQO), aluminio (Al), amonio (NH₄⁺), zinc (Zn), cobre (Cu²⁺), cromo (Cr⁶⁺), fosfato (PO₄³⁻), fósforo total (P_T), hierro (Fe), nitrato (NO₃⁻), nitritos (NO₂⁻), nitrógeno total (N_T) y sulfatos (SO₄²⁻).

Tabla 5.2 – Material suplementario. Resultados microbiológicos de las pruebas experimentales con Large Open SolWat en función de la dosis de UV y de la temperatura de la muestra de agua.

Fecha (dd/mm/aaaa)	09/05/2022	10/05/2022	07/07/2022	08/07/2022	
Dosis UV (Wh/m ²) after 4 h	89,81	89,95	88,49	90,8	
Temperatura de la muestra de agua (°C) (Prom.)	29,7	35,7	33,4	33,6	
<i>E. coli</i>	Tiempo: 0 h	2,37 x 10 ⁵ ± 2,08 x 10 ⁴	1,29 x 10 ⁵ ± 1,11 x 10 ⁴	3,90 x 10 ⁵ ± 4,58 x 10 ⁴	3,87 x 10 ⁵ ± 2,08 x 10 ⁴
	Tiempo: 4 h	5,53 x 10 ¹ ± 4,62	2,73 x 10 ² ± 1,10 x 10 ¹	7,50 x 10 ¹ ± 1,61 x 10 ¹	3,03 x 10 ² ± 2,52 x 10 ¹
	Log ₁₀ de inactivación	3,6	2,7	3,7	3,1
	<i>C. perfringens</i>	Tiempo: 0 h	3,37 x 10 ⁴ ± 4,73 x 10 ³	2,47 x 10 ⁴ ± 5,13 x 10 ³	2,10 x 10 ⁴ ± 1,73 x 10 ³
	Tiempo: 4 h	3,03 x 10 ⁴ ± 8,08 x 10 ³	1,71 x 10 ⁴ ± 5,69 x 10 ²	9,00 x 10 ³ ± 6,56 x 10 ²	6,33 x 10 ³ ± 7,09 x 10 ²
	Log ₁₀ de inactivación	0,1	0,2	0,4	0,4
<i>E. faecalis</i>	Tiempo: 0 h	5,77 x 10 ⁴ ± 2,08 x 10 ³	3,70 x 10 ⁴ ± 2,00 x 10 ³	5,03 x 10 ⁴ ± 6,81 x 10 ³	5,40 x 10 ⁴ ± 3,46 x 10 ³
	Tiempo: 4 h	4,00 x 10 ³ ± 2,65 x 10 ²	2,50 x 10 ³ ± 2,00 x 10 ²	3,70 x 10 ³ ± 6,24 x 10 ²	1,21 x 10 ³ ± 3,06 x 10 ¹
	Log ₁₀ de inactivación	1,2	1,2	1,1	1,6

Tabla 5.3 – Material suplementario. Resumen de los posibles usos del agua regenerada obtenida experimentalmente gracias al Large Open SolWat, según los valores máximos admisibles (límites bacteriológicos y fisicoquímicos) establecidos en el RD 1620/2007 [18] y en el RD (EU) 2020/741 [19].

RD 1620/2007	Uso	E. Coli (UFC/100 mL)	SST (mg/L)	Turbidez (NTU)	Otros criterios	Large Open SolWat (4 h)			
						09/05/2022	10/05/2022	07/07/2022	08/07/2022
RD 1620/2007	Urbano	≤ 200	20	10	***	***Turbidez= 14,4 UNT	X	***Turbidez= 27,17 NTU	X
	Agrícola	≤ 100	20	10	***	***Turbidez= 14,4 UNT, ***Cr > 0,1 mg/L	**Cr > 0,1 mg/L	***Turbidez= 27,17 NTU	✓
		≤ 1 000	35	*	***	***Cr > 0,1 mg/L	**Cr > 0,1 mg/L	✓	✓
Industrial	Agrícola	≤ 10 000	35	*	***	***Cr > 0,1 mg/L	**Cr > 0,1 mg/L	✓	✓
		≤ 10 000	35	15	***	✓	✓	**Turbidez= 27,17 NTU	✓
	≤ 1 000	35	*	***	✓	✓	✓	✓	
Recreativo	Agrícola	≤ 200	20	10	***	***Turbidez= 14,4 UNT	X	***Turbidez= 27,17 NTU	X
		≤ 10 000	35	*	***P _T : 2 mg P/L (en agua estancada)	**P _T > 2 mg/L	**P _T > 2 mg/L	**P _T > 2 mg/L	**P _T > 2 mg/L
Ambiental	Agrícola	≤ 1 000	35	*	Nr: 10 mg N/L, NO ₃ ⁻ : 25 mg NO ₃ ⁻ /L. Art. 257 a 259 del RD 849/1986.	✓	✓	✓	✓
		*	35	*	***	✓	✓	✓	✓
	La calidad mínima requerida se estudiará caso por caso.								
	≤ 100	De acuerdo con la Directiva 91/271/EEC. ≤ 35 mg/L	*	DBO ₅ (mg/L): De acuerdo con la Directiva 91/271/EEC, ≤ 25 mg/L O ₂	X	✓	✓	✓	X
Agrícola	Agrícola	≤ 1 000	De acuerdo con la Directiva 91/271/EEC. ≤ 35 mg/L	*	De acuerdo con la Directiva 91/271/EEC, ≤ 25 mg/L O ₂	✓	✓	✓	X
		≤ 10 000	De acuerdo con la Directiva 91/271/EEC. ≤ 35 mg/L	*	De acuerdo con la Directiva 91/271/EEC, ≤ 25 mg/L O ₂	✓	✓	✓	✓

*No se establece ningún límite. **Debe resolverse el problema para el posible uso del agua regenerada. ***OTROS CONTAMINANTES (Anexo II del RD 849/1986, de 11 de abril) contenidos en la autorización de vertido de aguas residuales → Límite de entrada al medioambiente. En el caso de sustancias peligrosas (Anexo IV del RD 907/2007, de 6 de julio) deberá asegurarse el respeto de las NCAs.

Referencias

- [1] M.A. Yildirim, M. Nowak-Oclón, Modified maximum power point tracking algorithm under time-varying solar irradiation, *Energies* 13 (24) (2020) 6722, <https://doi.org/10.3390/en13246722>.
- [2] J. Cano, *Photovoltaic Modules: Effect of Tilt Angle on Soiling* (Order No. 1499653), Available from ProQuest Diss. Theses Glob. (896132385), August, 2011.
- [3] S. Dubey, J.N. Sarvaiya, B. Seshadri, Temperature dependent photovoltaic (PV) efficiency and its effect on PV production in the world a review, *Energy Procedia* 33 (2013) 311–321, <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2013.05.072>.
- [4] A.M. Pavan, A. Mellit, D. De Pieri, The effect of soiling on energy production for large-scale photovoltaic plants, *Sol. Energy* 85 (5) (2011) 1128–1136, <https://doi.org/10.1016/j.solener.2011.03.006>.
- [5] S. Mekhilef, R. Saidur, M. Kamalisarvestani, Effect of dust, humidity and air velocity on efficiency of photovoltaic cells, *Renew. Sust. Energ. Rev.* 16 (5) (2012) 2920–2925, <https://doi.org/10.1016/j.rser.2012.02.012>.
- [6] S. Ghazi, K. Ip, The effect of weather conditions on the efficiency of PV panels in the southeast of UK, *Renew. Energy* 69 (2014) 50–59, <https://doi.org/10.1016/j.renene.2014.03.018>.
- [7] H.G. Teo, P.S. Lee, M.N.A. Hawlader, An active cooling system for photovoltaic modules, *Appl. Energy* 90 (1) (2012) 309–315, <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2011.01.017>.
- [8] M. Chandrasekar, S. Rajkumar, D. Valavan, A review on the thermal regulation techniques for non integrated flat PV modules mounted on building top, *Energy Build.* 86 (2015) 692–697, <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2014.10.071>.
- [9] T.T. Chow, A review on photovoltaic / thermal hybrid solar technology, *Appl. Energy* 87 (2) (2010) 365–379, <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2009.06.037>.
- [10] K. Moradi, M.A. Ebadian, C. Lin, International journal of heat and mass transfer a review of PV/T technologies: effects of control parameters, *Heat Mass Transf.* 64 (2013) 483–500, <https://doi.org/10.1016/j.ijheatmasstransfer.2013.04.044>.
- [11] A. Shukla, K. Kant, A. Sharma, P.H. Biwole, Cooling methodologies of photovoltaic module for enhancing electrical efficiency: a review, *Sol. Energy Mater. Sol. Cells* 160 (July 2016) (2017) 275–286, <https://doi.org/10.1016/j.solmat.2016.10.047>.
- [12] J. Siecker, K. Kusakana, B.P. Numbi, A review of solar photovoltaic systems cooling technologies, *Renew. Sust. Energ. Rev.* 79 (July 2016) (2017) 192–203, <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.05.053>.
- [13] D. Sato, N. Yamada, Review of photovoltaic module cooling methods and performance evaluation of the radiative cooling method, *Renew. Sust. Energ. Rev.* 104 (December 2018) (2019) 151–166, <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.12.051>.
- [14] P. Dwivedi, K. Sudhakar, A. Soni, E. Solomin, Case studies in thermal engineering advanced cooling techniques of P.V. modules: a state of art, *Case Stud. Therm. Eng.* 21 (December 2019) (2020) 100674, <https://doi.org/10.1016/j.csite.2020.100674>.
- [15] M.K. Tiwari, V. Mishra, R. Dev, N. Singh, Effects of active cooling techniques to improve the overall efficiency of photovoltaic module-an updated review, *E3S Web Conf.* 387 (2023) 1–14, <https://doi.org/10.1051/e3sconf/202338701012>.
- [16] C. Zhang, C. Shen, S. Wei, Y. Wang, G. Lv, C. Sun, A review on recent development of cooling technologies for photovoltaic modules, *J. Therm. Sci.* 29 (6) (2020) 1410–1430, <https://doi.org/10.1007/s11630-020-1350-y>.
- [17] M. Vivar, I. Skryabin, V. Everett, A. Blakers, A concept for a hybrid solar water purification and photovoltaic system, *Sol. Energy Mater. Sol. Cells* 94 (10) (oct. 2010) 1772–1782, <https://doi.org/10.1016/j.solmat.2010.05.045>.
- [18] N. Pichel, M. Vivar, M. Fuentes, K. Eugenio-Cruz, Study of a hybrid photovoltaic-photochemical technology for meeting the needs of safe drinking water and electricity in developing countries: first field trial in rural Mexico, *J. Water Process Eng.* 33 (February 2020), 101056, <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2019.101056>.
- [19] M. Vivar, M. Fuentes, N. Pichel, A. López-Vargas, M.J. Rodrigo, K. Srithar, Photovoltaic and solar disinfection technology meeting the needs of water and electricity of a typical household in developing countries: from a solar home system to a full-functional hybrid system, *Sci. Total Environ.* 747 (2020), 141082, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141082>.
- [20] M. Vivar, M. Fuentes, J. Torres, M.J. Rodrigo, Solar disinfection as a direct tertiary treatment of a wastewater plant using a photochemical-photovoltaic hybrid system, *J. Water Process Eng.* 42 (2021), 102196, <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102196>.
- [21] J. Torres, M. Vivar, M. Fuentes, A.M. Palacios, M.J. Rodrigo, Performance of the SolWat system

- operating in static mode vs. dynamic for wastewater treatment: power generation and obtaining reclaimed water, *J. Environ. Manag.* 324 (September) (2022), 116373, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116373>.
- [22] J. Bundschuh, J. Hoinkis, *Renewable Energy Applications for Freshwater Production 2*, CRC Press and IWA Publishing, 2012.
- [23] O. Mahian, J. Wei, R.A. Taylor, S. Wongwises, *Solar-driven water treatment*, in: *Reengineering and Accelerating Nature's Water Cycle*, 1st ed., Elsevier, 2022.
- [24] K.G. McGuigan, R.M. Conroy, H.J. Mosler, M. du Preez, E. Ubomba-Jaswa, P. Fernandez-Ibanez, ~ Solar water disinfection (SODIS): a review from bench-top to roof-top, *J. Hazard. Mater.* 235-236 (2012) 29–46, <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.07.053>.
- [25] S. Krauter, Increased electrical yield via water flow over the front of photovoltaic panels, *Sol. Energy Mater. Sol. Cells* 82 (2004) 131–137, <https://doi.org/10.1016/j.solmat.2004.01.011>.
- [26] L. Dorobantu, M.O. Popescu, Increasing the efficiency of photovoltaic panels through cooling water film, *UPB Sci. Bull. Ser. C Electr. Eng.* 75 (4) (2013) 223–232. https://www.researchgate.net/publication/287175845_Increasing_the_efficiency_of_photovoltaic_panels_through_cooling_water_film.
- [27] W. Lubón, G. Pelka, M. Janowski, L. Pajak, M. Stefaniuk, J. Kotyza, P. Reczek, Assessing the impact of water cooling on PV modules efficiency, *Energies* 13 (10) (2020), <https://doi.org/10.3390/en13102414>.
- [28] A.H. Alami, Effects of evaporative cooling on efficiency of photovoltaic modules, *Energy Convers. Manag.* 77 (2014) 668–679, <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2013.10.019>.
- [29] M.S.B.A. Rahim, M.F.N. Bin Tajuddin, M.S. Saad, C. Nalini, Z.L.B. Edaris, M. Hasanuzzaman, Power generation improvement using active water cooling for photovoltaic (PV) panel, 2021 4th Int. Conf. Electr. Comput. Commun. Technol. (2021) 1–6, <https://doi.org/10.1109/ICECCT52121.2021.9616889>.
- [30] N. Pichel, M. Vivar, M. Fuentes, Results from a first optimization study of a photovoltaic and solar disinfection system (SOLWAT) for simultaneous energy generation and water purification, *Energy Convers. Manag.* 176 (September) (2018) 30–38, <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2018.09.017>.
- [31] M. Vivar, N. Pichel, M. Fuentes, *Drinking-water access and health in refugee camps*, in: *Handbook of Famine, Starvation, and Nutrient Deprivation: From Biology to Policy*, 2019.
- [32] M. Fuentes, G. Nofuentes, J. Aguilera, D.L. Talavera, M. Castro, Application and validation of algebraic methods to predict the behaviour of crystalline silicon PV modules in Mediterranean climates, *Sol. Energy* 81 (2007) 1396–1406, <https://doi.org/10.1016/j.solener.2006.12.008>.
- [33] Estación Depuradora de Aguas Residuales (EDAR) de Linares. Proceso de depuración. <https://www.linaqua.es/ciclo-del-agua/depuracion>.
- [34] Real Decreto 1620/2007 por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas, BOE núm. 294 (2007) 50639–50661. <https://www.boe.es/eli/es/rd/2007/12/07/1620>.
- [35] The European Parliament and the Council, Regulation (EU) 2020/741, minimum requirements for water reuse, *Off. J. Eur. Union* 177/33 (May 2020) (2020) 32–55. <https://eur-lex.europa.eu/eli/reg/2020/741/oj>.
- [36] DIRECTIVA 91/271/CEE SOBRE EL TRATAMIENTO DE LAS AGUAS RESIDUALES URBANAS. Manual de interpretación y elaboración de informes.
- [37] E. Ubomba-Jaswa, C. Navntoft, M.I. Polo-López, P. Fernandez-Ibáñez, K. G. McGuigan, Solar disinfection of drinking water (SODIS): an investigation of the effect of UV-A dose on inactivation efficiency, *Photochem. Photobiol. Sci.* 8 (5) (2009) 587–595, <https://doi.org/10.1039/b816593a>.
- [38] A.B. Boehm, L.M. Sassoubre, Enterococci as Indicators of Environmental Fecal Contamination Detection of Enterococci Enterococci as Indicators of Fecal Contamination in Recreational Water, 2014, pp. 1–18. <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK190421/>.
- [39] S. Nizetić, D. Čoko, A. Yadav, and F. Grubišić-Čabo, Water spray cooling technique applied on a photovoltaic panel : the performance response, *Energy Convers. Manag.* 108 (2016) 287–296, <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2015.10.079>.
- [40] M. Rosa-Clot, G.M. Tina, *Cooling Systems*, Elsevier Inc., 2020.
- [41] A. Saxena, S. Deshmukh, S. Nirali, S. Wani, Laboratory based experimental investigation of photovoltaic (PV) thermo-control with water and its proposed realtime implementation, *Renew. Energy* 115 (2018) 128–138, <https://doi.org/10.1016/j.renene.2017.08.029>.
- [42] S.S. Bhakre, P.D. Sawarkar, V.R. Kalamkar, Performance evaluation of PV panel surfaces exposed to hydraulic cooling – a review, *Sol. Energy* 224 (May) (2021) 1193–1209.

Capítulo 6.

Estudio de la Ley de Reciprocidad Bunsen-Roscoe en la Desinfección Solar del Agua (efecto óptico) para *E. coli*, *E. faecalis* y *C. perfringens* (Artículo 4)

J. Torres, A. M. Palacios, M. Fuentes, M. Vivar, “*Study of the Bunsen–Roscoe Reciprocity Law in Solar Water Disinfection (Optical Effect) for E. coli, E. faecalis and C. perfringens*”, *Water* 16 (2024), 1406. Impact factor (2022): 3.4. *Water resources* (2022): 38/103 (Q2). *Environmental Sciences* (2022): 135/275 (Q2). Open-Access.

DOI: <https://doi.org/10.3390/w16101406>

Resumen

El estrés hídrico y la calidad del agua representan grandes retos en el siglo XXI. En respuesta, la gestión de las aguas residuales y su posible reutilización surgen como estrategias para mitigar estos problemas. Esta investigación pretende verificar la ley de reciprocidad en el proceso de desinfección solar de efluentes reales de aguas residuales secundarias para diferentes microorganismos fecales. Se utilizaron reactores planos de desinfección sometidos únicamente a radiación UV natural y continua. El estudio se centró en el efecto óptico de la radiación UV, eliminando la influencia significativa del efecto térmico y su sinergia en la desinfección solar a temperaturas superiores a 45 °C, mediante el control de las temperaturas de las muestras de agua por debajo de 20 °C. Se realizaron tres pruebas experimentales en días soleados. Cada prueba comprendía dos ensayos, en las siguientes condiciones: (a) baja irradiancia solar durante un tiempo prolongado (duración aproximada: 2,6 h) y (b) alta irradiancia solar y un periodo de tiempo más corto (aproximadamente 2 h); y ambas recibieron la misma dosis de UV. Se analizó la cinética de inactivación de *E. coli*, *E. faecalis* y *C. perfringens* (incluidas las esporas). Los resultados validaron la ley de reciprocidad para *E. coli* en todos los ensayos para dosis UV >20 Wh/m², sin mostrar desviaciones significativas, con tasas de inactivación de 0,44 a 0,51 m²/Wh para concentraciones iniciales de 10⁶-10⁷ UFC/100 mL. En cambio, para *E. faecalis* la reciprocidad sólo fue válida a intensidades <700 W/m², con tasas de 0,04 y 0,035 m²/Wh para 10⁵-10⁶ UFC/100 mL; por encima de este valor de irradiancia la ley experimentaba variaciones significativas y no era válida. *C. perfringens* no mostró resultados de desinfección significativos durante los experimentos para verificar esta ley, debido principalmente a la resistencia de sus esporas. Sería necesaria experimentación adicional con *C. perfringens*, ampliando la duración de los experimentos y/o realizándolos a valores de irradiancia más elevados, para alcanzar la inactivación bacteriana que permita el análisis de la ley de reciprocidad. En general, la principal conclusión de estos resultados es que la ley de reciprocidad en la desinfección solar sería difícil de utilizar para la estimación de la desinfección solar del agua basada en la irradiancia y el tiempo de exposición, ya que existen desviaciones de la misma al menos en una especie (*E. faecalis*). Deberían realizarse más estudios para comprender y determinar plenamente la validez de esta ley y su posible aplicación para la previsión de la desinfección solar del agua.

Palabras clave

Reciprocidad; Desinfección ultravioleta; Energía solar; *E. coli*; *E. faecalis*; Aguas residuales

1. Introducción

Los recursos hídricos mundiales son cada vez más limitados, y la disponibilidad y calidad del agua son desafíos importantes que afectan tanto a los países desarrollados como a los países en desarrollo. Aproximadamente el 40% de la población mundial vive en zonas con escasez de agua y se prevé que más del 50% enfrentará esta situación para el año 2050 [1,2]. Ante esta situación, una de las medidas para mitigar el estrés hídrico y el limitado acceso al agua es la gestión de las aguas y su posible reutilización. Las

tecnologías de desinfección que utilizan fuentes de energía renovables, como la energía solar [3–5], están recibiendo cada vez más atención en la investigación actual sobre el tratamiento de aguas residuales debido a su potencial para abordar desafíos asociados a los métodos convencionales, como los altos costes de energía y las dificultades de implementación. Entre estas tecnologías, SODIS [6] es un método sencillo y de bajo coste que utiliza energía solar para desinfectar el agua y mejorar su calidad. La luz del sol desinfecta el agua y mata los microorganismos, gracias a la combinación del efecto óptico de la radiación UV y el efecto térmico de la temperatura. Se sabe por la literatura científica que cuando se alcanzan temperaturas del agua superiores a 45 °C durante la desinfección solar, se observa un fuerte efecto sinérgico entre los procesos de inactivación óptica y térmica, lo que mejora y acelera la inactivación microbiana [7–9]. Sin embargo, cuando las temperaturas están en el rango cercano a la temperatura óptima para el crecimiento microbiano, generalmente entre 20-45 °C, parece ocurrir un efecto antagónico que perjudica la desinfección solar del agua [10,11]. Otros estudios indican que las temperaturas inferiores a 20 °C no afectan significativamente el proceso SODIS [11]. Por otro lado, la ley de reciprocidad es fundamental para comprender cómo interactúan la intensidad de la radiación solar y el tiempo de exposición al sol para lograr una desinfección efectiva del agua. Esta ley es crucial, ya que la radiación solar puede variar considerablemente durante el día debido a las nubes u otros factores (tiempo de exposición, época del año, ubicación geográfica, condiciones atmosféricas, etc.). La validez de esta aplicación es fundamental para determinar los tiempos mínimos de exposición al sol en SODIS, ya que la irradiancia UV cambia a lo largo del día, y puede ser diferente iniciar la exposición al sol a las 9 a.m. que a las 12 a.m. Sin embargo, este tema no ha sido ampliamente estudiado en la investigación científica.

La ley de reciprocidad o ley de Bunsen-Roscoe para los procesos fotoquímicos sugiere que la eficiencia de inactivación es proporcional a la dosis de radiación UV aplicada (Wh/m^2), que se define como el producto de la intensidad de radiación por el tiempo de exposición, independientemente de la irradiancia UV utilizada (W/m^2). Los primeros experimentos sobre esta ley se atribuyen a Bunsen y Roscoe [12], quienes concluyeron que los mecanismos de reacción fotoquímica dependían únicamente de la energía total absorbida, independientemente de la intensidad radiante y del tiempo de exposición que determinan esta energía. Suponiendo que esta ley sea válida, para conseguir efectos iguales se podrían variar las intensidades radiantes y los tiempos que determinan la energía total irradiada (dosis UV). La fotorrespuesta de los organismos que reciban la misma dosis UV debería entonces ser equivalente, independientemente de que el efecto se realice a) con un flujo radiante bajo durante un periodo de tiempo prolongado o b) con un flujo elevado durante un periodo de tiempo más corto. Sin embargo, aunque la ley de reciprocidad ha sido verificada en la gran mayoría de aplicaciones biológicas (incluida la inactivación de virus, bacterias, etc.), también se ha demostrado que esta ley adolece de desviaciones experimentales o no se cumple en varias aplicaciones [13]. Su validez ha sido estudiada para la inactivación UV en agua bajo diversos métodos de irradiación UV y con diferentes microorganismos. (Ver **Sección 1.1**). La elección del método de desinfección del agua y las características de la muestra, incluida su composición, pueden influir de manera crítica en la reciprocidad. La radiación solar, con su variabilidad diaria y climática, plantea desafíos que pueden contribuir a desviaciones de esta ley, especialmente si se compara con tecnologías controladas como las lámparas UV o los

LED. Además, la desinfección microbiana del agua depende no sólo de reacciones fotoquímicas, sino también de procesos biológicos, lo que significa que las variaciones en la intensidad de la radiación, la temperatura, el tiempo de exposición, la carga microbiológica y la sensibilidad de las especies también pueden causar tales desviaciones. No obstante, las desviaciones de la reciprocidad en la desinfección solar no se han analizado en muestras reales de aguas residuales, que incluyen cepas silvestres de microorganismos, turbidez y grandes concentraciones de materia orgánica y nutrientes; o sin que la temperatura afecte significativamente al proceso de desinfección (efecto sinérgico o antagónico de la temperatura).

El objetivo de esta investigación es verificar la ley de reciprocidad en el proceso de desinfección solar (SODIS) de aguas residuales reales, provenientes del efluente secundario de una estación depuradora de aguas residuales (EDAR). El estudio se basa exclusivamente en el efecto óptico de la radiación solar (radiación UV), excluyendo la influencia significativa del efecto térmico y su sinérgia en los resultados experimentales de desinfección al controlar la temperatura del agua por debajo de los 20 °C. Además, analiza la eficacia de la reciprocidad sobre diferentes microorganismos, presentes en las muestras de agua a tratar, para comprobar si esta ley se cumple o no de manera uniforme, así como en distintas estaciones del año. Los futuros resultados serán relevantes para las aplicaciones de tratamientos terciarios de aguas residuales impulsados por la desinfección solar, con especial interés en la viabilidad de tratamientos a temperaturas moderadas (<20°C).

1.1. Ley de reciprocidad en la desinfección microbiana del agua

Pousty et al. [14] utilizaron un sistema UV-LED (PearlBeam, AquiSense) para exponer cepas de que *E. coli* MG1655 (preparadas en laboratorio) a diferentes longitudes de onda con sus respectivas densidades de potencia promedio (0,11-0,55 mW/cm²). Observaron que en la longitud de onda más corta (265 nm), la tasa de inactivación de *E. coli* dependía únicamente de la dosis de UV; mientras que en longitudes de onda más largas (275, 285 y 295 nm) la tasa de inactivación no seguía la ley de reciprocidad, sino que dependía tanto de la irradiancia como del tiempo de exposición. Kamel et al. en 2023 [15] argumentaron que esta ley era válida cuando probaron la desinfección de *E. coli*, *E. faecalis* y *C. perfringens* en muestras de aguas residuales naturales, utilizando LED de 265 nm con potencias ópticas de 2,5 mW y 50 mW, y 275 nm LED con potencias de 1,6 mW y 50 mW.

Rincón y Pulgarín [16] realizaron experimentos con radiación solar directa usando un colector parabólico compuesto (CPC). Utilizando agua natural con cepas de *E. coli* K12 (ATCC 23716), concluyeron que la dosis de UV no era un estándar adecuado para lograr la desinfección bacteriana deseada, a menos que se tuviera en cuenta la intensidad de la irradiación para garantizar resultados de desinfección efectivos. En cambio, Giannakis et al. [17] concluyeron que, además de la intensidad de irradiación y la dosis de luz recibida por la muestra, las condiciones de temperatura son cruciales. Su estudio, que simuló la desinfección solar en efluentes secundarios sintéticos de aguas residuales con cepas de *E. coli*, evaluó los efectos de las dosis UV según la ley de reciprocidad. Se observó que la temperatura podía generar desviaciones significativas en esta ley, con diferentes tasas de inactivación para la misma dosis de UV aplicada, destacando que las tasas eran más altas

a intensidades más bajas y temperaturas más bajas, y más bajas a intensidades más altas y temperaturas más altas.

Berney et al. [18] realizaron experimentos con cepas cultivadas en el laboratorio, incluida *E. coli* K-12 MG1655 (ATCC 700926), bajo exposición a la luz solar. Las exposiciones a la luz solar natural se llevaron a cabo a 37°C, con dosis de UV calculadas entre 350 y 450 nm. Los resultados mostraron que las curvas de inactivación no cambiaban significativamente según la dosis aplicada y que se cumplió la ley de reciprocidad de la luz solar natural. Bosshard et al. [19], bajo condiciones similares, pero con tasas de dosis más altas (163-1315 W/m²), estudiaron la desinfección de *Shigella flexneri* y *Salmonella typhimurium* cultivadas en laboratorio, que se compararon con la cepa de *E. coli* previamente estudiada. Los resultados mostraron algunas desviaciones de la ley de reciprocidad con exposiciones a intensidades de irradiancia muy altas (>700 W/m²), mientras que la reciprocidad se cumplió bastante bien con la intensidad de la luz solar (<400 W/m²). Curiosamente, la validez de esta ley para *E. coli* [18] y *S. typhimurium* se mantuvo en un rango más amplio (entre 50 y 700 W/m²) en comparación con *Sh. flexneri* que fue generalmente válida siempre que se aplicaron intensidades inferiores a 400 W/m².

2. Materiales y métodos

2.1. Configuración experimental

Se realizaron tres pruebas experimentales. Cada experimento se dividió en dos ensayos el mismo día: (a) antes del mediodía solar y (b) durante el mediodía solar. La primera prueba se realizó temprano en la mañana, cuando la luz tiene características espectrales menos favorables para la inactivación bacteriana que durante el mediodía solar. En la segunda prueba, el sol se encontraba en su mayor elevación sobre el horizonte, en comparación con sus posiciones durante el resto del día, presentando la mayor cantidad de irradiancia solar que en la mañana y en la tarde. Los días experimentales se eligieron al azar en las estaciones de otoño (pruebas 1 y 2) y primavera (prueba 3). Las pruebas experimentales se realizaron en las instalaciones de la azotea de la Escuela Politécnica Superior (EPS) de Linares, de la Universidad de Jaén, en Linares (España). Linares se encuentra a 38° 5' 3.487" de latitud Norte y 3° 38' 46.006" de longitud Oeste, correspondiendo a un clima templado. Las pruebas se llevaron a cabo al aire libre sobre una mesa nivelada horizontalmente y en condiciones climáticas soleadas.

La estación depuradora de aguas residuales (EDAR) de Linares proporcionó las muestras de efluentes obtenidos directamente tras el tratamiento secundario, con diferentes cargas microbiológicas. Esta EDAR constaba de un pretratamiento, un tratamiento primario y un tratamiento secundario para la depuración de aguas residuales, una línea de lodos y una línea de gas [20]. Las muestras de aguas residuales contenían cepas de bacterias silvestres, materia orgánica y nutrientes. Siempre se recogieron muestras representativas entre las 9:00 y las 10:00 a. m. del día de cada experimento. De esta forma, se estudian las cargas contaminantes en la misma variabilidad temporal. La exposición total de las muestras de agua se realizó bajo luz solar real.

Para realizar el experimento, en primer lugar y teniendo en cuenta que la previsión meteorológica era estable y con características muy similares al día del experimento, unos días antes de cada prueba experimental se realizaron análisis previos (datos no mostrados)

de los parámetros climatológicos (ver **Sección 2.2**). A partir del tiempo de exposición y de los datos recogidos de intensidad de radiación solar (registrados en unidades de W/m^2 cada 60 s), se calcularon las dosis de radiación UV a lo largo del día y se realizaron las estimaciones necesarias para los puntos temporales de muestreo, que han sido utilizados para cada prueba. Estos cálculos se ajustaron a las horas de mayor radiación solar entre las 10:00 a.m. y las 16:00 p.m. Para el primer ensayo (a), se fijó un intervalo de tiempo específico de 2,58 h para permitir una desinfección solar adecuada del efluente residual con el fin de verificar la ley de reciprocidad, sin la intención de obtener una alta calidad. Así, a partir de los datos obtenidos en el ensayo realizado antes del mediodía solar, se calculó el tiempo necesario para que el ensayo que tuvo lugar durante el mediodía solar (segundo ensayo (b): aprox. 2 h) alcanzara la misma dosis de radiación UV. La dosis de radiación ultravioleta (UV) se calculó como:

$$UV \text{ Dose } (Wh/m^2) = \sum_{i=1}^n [(I_{\text{final}} - I_{\text{inicial}})/2] * 60 \text{ s}] / 3600 \text{ s} \quad (1)$$

La ecuación (1) representa el cálculo de la dosis de radiación UV como la sumatoria en un intervalo de tiempo "n" para la irradiancia ultravioleta promedio ($I = (I_{\text{final}} - I_{\text{inicial}})$) cada 60 s, dividida por 3600 s (de segundos a horas). La absorbancia del vidrio de borosilicato y la muestra de agua no se tuvieron en cuenta para los resultados de las dosis de UV mostrados durante las pruebas experimentales.

En consecuencia, para cada prueba experimental, en el ensayo (a) la exposición solar se llevó a cabo en condiciones de tiempo prolongado y bajas irradiancias UV, mientras que en el ensayo (b) la exposición solar se llevó a cabo en condiciones de tiempo más corto y altas irradiancias UV. Ambos ensayos expusieron las muestras de agua a la misma dosis de UV. Además, en cada ensayo se utilizaron cinco puntos de muestreo para realizar un estudio cinético de inactivación microbiológica, que incluyó el análisis de la muestra inicial obtenida directamente de la EDAR y de otras cuatro muestras recogidas durante el experimento. Las estimaciones previas realizadas para el muestreo fueron de gran utilidad para determinar los puntos temporales de muestreo (M0, M1, M2, etc.) de cada uno de los ensayos realizados en cada prueba experimental (ver **Tabla 6.1**), ya que mostraron una gran similitud y presentaron variaciones mínimas de 1-2 minutos. Para verificar esto durante las pruebas, las dosis de UV se recalcularon cada 60 s para controlar las variables y garantizar la precisión de los resultados.

Para el muestreo experimental tomado a lo largo de los ensayos, la muestra experimental se distribuyó en 4 placas de Petri (90 mm de diámetro x 20 mm de alto x 2 mm de espesor). Estas placas se llenaron completamente con la muestra de agua residual y luego cada placa de Petri se cubrió con un vidrio de borosilicato (120 mm x 120 mm x 2 mm) para evitar la contaminación y la formación de burbujas (sin espacios de aire) entre el agua y el vidrio. El vidrio de borosilicato permitió una alta transmitancia para el espectro UV (UVA-UVB), alcanzando el 90% del espectro visible e infrarrojo en la muestra de agua (ver **Figura 6.A1** en **Apéndice A**). En cada punto de muestreo se tomó el volumen total de una placa. El volumen inicial de agua residual en cada placa Petri fue de 116 mL; sin embargo, el volumen final de la muestra obtenida se redujo a 114 mL (aprox.) debido a pérdidas menores causadas principalmente al retirar el vidrio de borosilicato para el muestreo. El espesor final de la película de agua en la placa de Petri fue de 18 mm (22 mm es la altura total de la placa con vidrio de borosilicato, 18 mm es la altura interior de la placa de Petri).

Por otro lado, las placas de Petri fueron modificadas con una pequeña muesca en el borde para incorporar sensores NTC para medir la temperatura del agua. Además, las placas se

colocaron en recipientes (blancos y planos) dentro de bandejas de plástico blanco (2 bandejas con 2 placas de Petri cada una) que contenían un baño de agua y hielo picado para bajar la temperatura de las muestras de agua. El color blanco de las bandejas permite reflejar prácticamente toda la radiación entrante y apenas la absorbe. El baño de hielo se mantuvo controlado manualmente (agregando continuamente más hielo al baño), lo que a su vez permitió mantener una temperatura controlada del agua dentro de las placas de Petri por debajo de 20 °C. Se supuso que la medición de la temperatura del agua en la placa de Petri era equivalente a la temperatura del baño de hielo, ya que estaban en equilibrio térmico. De esta manera, se separó el efecto de la desinfección UV de la temperatura y la desinfección solar se atribuyó únicamente al efecto de la radiación UV germicida. Además, se realizaron pequeños agujeros laterales en las bandejas para que, cuando el agua que enfría las placas alcance un cierto nivel, fluya fuera de la bandeja, evitando así que el agua llegue a la superficie de la placa experimental e interfiera con las muestras de agua residual. La **Figura 6.1** ilustra el montaje experimental empleado, junto con un esquema del control y registro de las condiciones climáticas y la temperatura de la muestra de agua.

Una vez transcurrido el tiempo de exposición solar, cada muestra fue retirada cuidadosamente del recipiente sin sombrear al resto de muestras. En primer lugar, se retiró con cuidado el vidrio de borosilicato, colocado sobre la placa de Petri. A continuación, se pipeteó la muestra y se transfirió a un frasco esterilizado. Posteriormente, el frasco estéril se almacenó protegido de la luz y luego se refrigeró hasta su posterior análisis (dentro de las 24 horas).

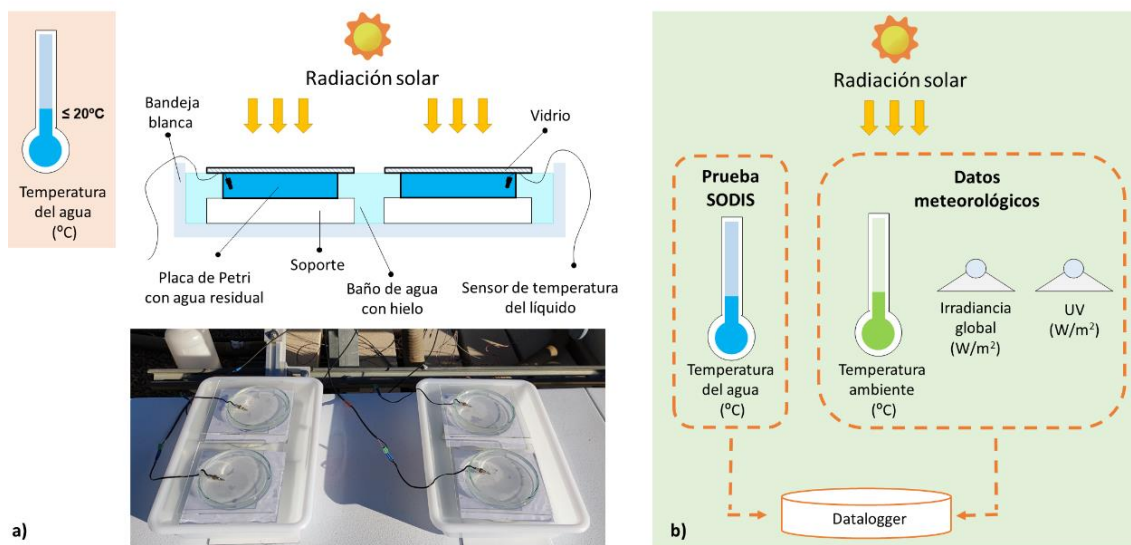


Figura 6.1. Montaje experimental: a) Esquema de desinfección solar durante los ensayos experimentales y b) esquema de control y registro de las condiciones climáticas y temperatura de la muestra de agua.

En relación al análisis de la investigación, se realizaron análisis microbiológicos al inicio (agua cruda) y después de los ensayos experimentales, incluyendo *Escherichia coli* (*E. coli*), *Enterococcus faecalis* (*E. faecalis*) y *Clostridium perfringens* (*C. perfringens*) como indicadores microbiológicos. En la prueba #1, se analizaron las bacterias *E. coli* y *C. perfringens*; en la prueba #2 se analizaron *E. coli* y *E. faecalis*; y finalmente en la prueba #3, se incluyeron las tres bacterias estudiadas: *E. coli*, *E. faecalis* y *C. perfringens*.

Tabla 6.1. Irradiancia solar global e irradiancia UV instantánea en el plano horizontal, dosis UV acumulada, inactivación microbiana expresada como Log₁₀ de reducción (N/N₀) y parámetros fisicoquímicos (pH, turbidez y conductividad) obtenidos durante las pruebas #1, #2 y #3, en el muestreo experimental.

Prueba	Muestra	Tiempo (h)		Irradiancia solar global (W/m ²) (280-3000 nm)	Irradiancia UV horizontal (W/m ²) (280-400 nm)	Dosis UV		Log ₁₀ de reducción (N/N ₀)			pH	Turbidez (NTU)	Conductividad (µS/cm)	DQO (mg/L)	DBO ₅ (mg/L)
		Real	Exp.			(Wh/m ²)	(KJ/m ²)	<i>E. coli</i>	<i>E. faecalis</i>	<i>C. perfringens</i>					
Exp #1a	*M0	10:30:19	0,00	419,35	18,07	0,00	0,00	0,00	-	0,00	7,77	8,70	955	44	19,0
	M1	11:30:19	1,00	600,52	27,00	11,49	41,36	0,29	-	0,08	7,87	8,20	957	-	-
	M2	12:00:19	1,50	672,76	30,58	18,73	67,42	0,58	-	0,09	7,95	7,61	958	-	-
	M3	12:30:19	2,00	732,60	33,77	26,79	96,43	0,94	-	0,15	7,73	9,34	961	-	-
Exp #1b	M4	13:05:19	2,58	780,63	36,19	37,02	133,26	1,99	-	0,13	7,92	8,90	955	-	-
	*M5	13:30:19	0,00	797,17	36,98	0,00	0,00	0,00	-	0,00	7,77	8,70	955	44	19,0
	M6	14:05:19	0,58	813,92	37,63	11,22	40,37	0,60	-	0,00	8,19	7,82	555	-	-
	M7	14:29:19	0,97	809,40	37,21	18,67	67,20	0,84	-	0,03	8,81	9,98	942	-	-
Exp #2a	M8	14:55:19	1,40	785,57	35,52	26,60	95,74	1,11	-	0,05	8,26	9,58	949	-	-
	M9	15:31:19	2,02	747,74	33,41	37,06	133,40	2,06	-	0,11	8,24	8,85	835	-	-
	*M10	10:30:44	0,00	319,16	12,94	0,00	0,00	0,00	0,00	-	7,70	8,61	951	54	23,0
	M11	11:30:44	1,00	482,48	21,24	8,72	31,39	0,25	0,45	-	7,91	8,09	945	-	-
Exp #2b	M12	12:00:44	1,50	551,28	24,84	14,51	52,23	0,63	0,50	-	7,84	8,30	955	-	-
	M13	12:30:44	2,00	606,58	27,58	21,11	76,00	1,03	0,88	-	7,74	8,64	942	-	-
	M14	13:05:44	2,58	653,13	29,87	29,54	106,33	1,65	2,16	-	7,74	8,75	947	-	-
	*M15	13:30:44	0,00	669,83	30,88	0,00	0,00	0,00	0,00	-	7,70	8,61	951	54	23,0
Exp #3a	M16	14:03:44	0,55	678,54	31,07	8,80	31,67	0,20	0,34	-	7,93	8,20	928	-	-
	M17	14:25:44	0,92	676,42	31,13	14,50	52,21	0,58	0,47	-	7,94	8,38	566	-	-
	M18	14:51:44	1,35	654,73	29,82	21,08	75,87	0,90	0,67	-	7,99	8,52	942	-	-
	M19	15:26:44	1,93	614,52	27,69	29,45	106,01	1,53	1,09	-	8,01	8,47	907	-	-
Exp #3b	*M20	10:30:59	0,00	569,78	25,41	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	7,64	4,77	921	50	22,5
	M21	11:30:59	1,00	754,35	34,87	15,14	55,53	0,48	0,00	0,07	7,92	3,98	919	-	-
	M22	12:00:59	1,50	828,41	39,00	24,36	88,86	0,74	0,00	0,00	7,95	3,79	916	-	-
	M23	12:30:59	2,00	893,16	42,09	34,48	125,40	1,31	0,31	0,12	7,96	4,28	918	-	-
Exp #3c	M24	13:05:59	2,58	950,09	44,75	47,15	171,10	2,55	0,55	0,24	8,09	4,88	911	-	-
	*M25	13:30:59	0,00	973,07	45,96	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	7,64	4,77	921	50	22,5
	M26	14:08:59	0,63	996,81	46,88	14,73	54,43	0,36	0,00	0,06	7,90	5,23	918	-	-
	M27	14:31:59	1,02	991,40	46,47	23,70	86,72	0,65	0,03	0,06	7,91	4,37	917	-	-
Exp #3d	M28	14:59:59	1,48	975,28	45,44	34,47	125,46	1,33	0,40	0,11	7,90	4,34	910	-	-
	M29	15:33:59	2,05	935,55	43,10	47,08	170,78	2,68	0,95	0,13	7,98	4,60	1,026	-	-

(*) Muestras de agua cruda. (-) Análisis no realizado.

Durante el experimento también se analizaron los parámetros fisicoquímicos de pH, conductividad y turbidez. Asimismo, se controlaron la irradiancia global horizontal, la irradiancia ultravioleta horizontal, la temperatura ambiente y la temperatura del agua en las placas de Petri. Estos datos se procesaron utilizando el software de análisis de datos y gráficos Origin Pro 2021 de OriginLab. Por otro lado, se determinó la absorbancia en el rango de longitud de onda UV/Vis de cada una de las muestras iniciales de agua residual (ver **Figura 6.A2** en **Apéndice A**), debido principalmente a la presencia de materia orgánica y turbidez. Los datos de absorbancia de las muestras se analizaron utilizando el software UV-Vis Analyst.

2.2. Control de condiciones climáticas y parámetros eléctricos

Las condiciones climáticas se monitorearon utilizando un registrador de datos Keysight (22-bit), los datos medidos fueron: la irradiancia solar global en el plano horizontal (280-3000 nm) con un piranómetro Kipp & Zonen CMP 21, la irradiancia UV en el plano horizontal (280-400 nm) con un radiómetro Kipp & Zonen CUV5 y la temperatura ambiente con sensores Young. La temperatura del agua dentro de las placas de Petri se midió mediante un sensor de inmersión NTC (10 K), ubicado en la pared lateral de cada placa de Petri. Todos los datos se registraron cada 60 s.

2.3. Análisis microbiológicos

Se utilizaron cepas silvestres de *E. coli*, *E. faecalis* y *C. perfringens* (de muestras reales de efluentes secundarios de aguas residuales de una EDAR) como indicadores microbianos de contaminación fecal. Para detectar la concentración bacteriana se utilizó la técnica de filtración por membrana (UNE-EN ISO 8199:2018) [21] con filtros de membrana de nitrato de celulosa de 0,45 μm . La rampa de filtración se limpió inicialmente con agua Milli-Q y después de su uso se aplicó un spray desinfectante para eliminar cualquier contaminante. Además, se realizaron controles con agua Milli-Q para garantizar un método válido. El material utilizado fue previamente esterilizado. Las muestras se filtraron por triplicado y se transfirieron a placas de Petri con medios de cultivo adecuados. Para *E. coli* se utilizó agar Microinstant® Chromogenic Coliforms (Scharlau 01-797-500). Las placas de Petri se incubaron a $(36 \pm 2) ^\circ\text{C}$ durante (21 ± 3) h. Las colonias de color azul oscuro a violeta se contaron como *E. coli*. UNE-EN ISO 9308-1:2014 [22]. Para *E. faecalis* se utilizó agar Slanetz & Bartley (Scharlau 01-579-500) + solución estéril de TTC al 1% (Scharlau 06-023). Las placas de Petri se incubaron a $(36 \pm 2) ^\circ\text{C}$ durante (44 ± 4) h, seguido de un paso de confirmación de aquellas consideradas colonias típicas rojas, marrones o rosadas en el centro o en toda la colonia. Las membranas con estas colonias se transfirieron a otras placas de Petri con agar Bile Esculina Azida. Estas placas se incubaron a $(44 \pm 0,5) ^\circ\text{C}$ durante 2 h. Las colonias que mostraban una coloración típica de color marrón a negro se consideraron una reacción positiva y se contaron como *E. faecalis*. UNE-EN ISO 7899-2:2000 [23]. *C. perfringens* utilizó ChromAgar™ Chromogenic como medio de cultivo. Las placas de Petri se incubaron anaeróticamente a $(37 \pm 1) ^\circ\text{C}$ durante (21 ± 3) h. Las colonias características eran de color naranja. UNE-EN ISO 14189:2013 [24].

2.4. Análisis fisicoquímicos

En este estudio se realizaron análisis fisicoquímico de turbidez (NTU), con un turbidímetro IR Lovibond TB 211; de conductividad (σ) y pH, con HACH SensION + Multímetro MM374 + electrodo 5014 (pH) + celda 5070 (conductividad eléctrica); de la

Demanda Biológica de Oxígeno (DBO₅) y la Demanda Química de Oxígeno (DQO); así como análisis de la absorbancia del agua residual, con un espectrofotómetro UV/Vis UV-3100PC; los cuales fueron analizados dentro de las 24 horas posteriores al muestreo del efluente secundario de aguas residuales de la EDAR. La turbidez, el pH y la conductividad también se analizaron después de cada muestreo experimental.

3. Resultados y discusión

A continuación, se muestran los resultados de la experimentación correspondiente a las tres pruebas experimentales.

3.1. Condiciones climáticas

La **Figura 6.2** muestra las condiciones climáticas frente al tiempo transcurrido durante los tratamientos de desinfección solar. Los experimentos se llevaron a cabo en condiciones soleadas, sólo en el experimento #1b se observaron algunas pequeñas nubes tras el inicio de la experimentación (periodo de tiempo: 13:45-14:15 h).

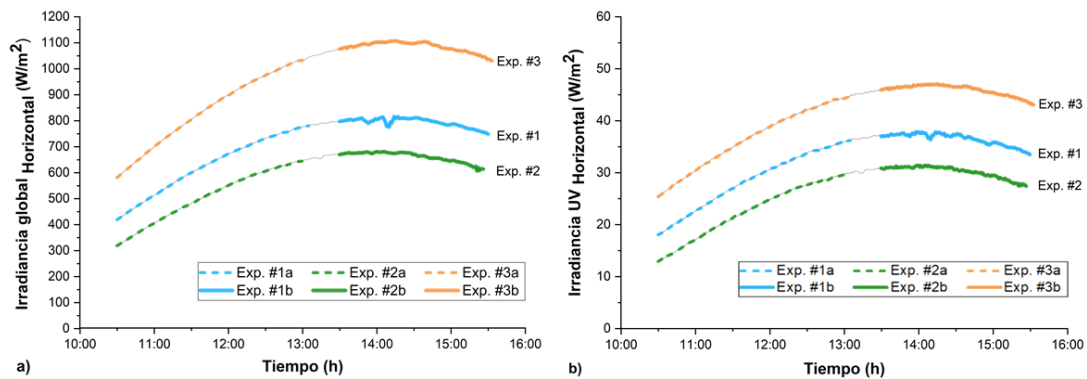


Figura 6.2. Condiciones climáticas de a) irradiancia global y b) irradiancia UV frente al tiempo de exposición solar de los experimentos #1, #2 y #3 realizados en la azotea de la EPS de Linares (Jaén, España).

El experimento #1a se llevó a cabo entre las 10:30 h y las 13:05 h, bajo una exposición solar total de 2 h y 35 min (2,58 h). En contraste, el experimento #1b se realizó entre las 13:30 h y las 15:31 h, bajo una exposición solar total de 2 h y 1 min (2,02 h). Esto condujo a una dosis UV acumulada de 37,02 Wh/m² y 37,06 Wh/m², en el orden mencionado. El valor máximo de irradiancia global en el plano horizontal alcanzado en el Exp.#1a fue de 780,63 W/m² y un promedio de 628,64 W/m², junto con una irradiancia UV máxima de 36,32 W/m² y un valor promedio de 28,47 W/m². Exp.#1b tuvo valores más altos con irradiancia solar global máxima de 816,16 W/m² e irradiancia UV de 37,87 W/m², y valores promedio respectivos de 793,25 W/m² y 36,45 W/m². De manera similar, el experimento #2a también se llevó a cabo entre las 10:30 h y las 13:05 h (2,58 h de duración). El experimento #2b se realizó entre las 13:30 h y las 15:26 h, bajo una exposición solar total de 1 h y 56 min (1,93 h). Así, se logró una dosis UV acumulada de 29,54 Wh/m² y 29,45 Wh/m² respectivamente. Exp.#2a obtuvo una irradiancia global máxima de 653,13 W/m² y una irradiancia UV de 30,00 W/m². En el respectivo orden, los valores medios fueron 511,46 W/m² y 22,72 W/m². En contraste, Exp.#2b alcanzó valores más altos para la irradiancia global máxima de 681,01 W/m² y un promedio de 661,30 W/m², así como para la irradiancia UV máxima de 31,41 W/m² y un promedio de

30,20 W/m². Finalmente, el experimento #3a se realizó entre las 10:30 h y las 13:05 h (al igual que las pruebas #1a y #2a, con una duración total de 2,58 h), mientras que el experimento #3b se realizó entre las 13:30 h y las 15:33 h, bajo una exposición solar total de 2 h y 3 min (2,05 h). En esta prueba, las dosis de UV más altas se alcanzaron con 47,15 Wh/m² y 47,08 Wh/m², respectivamente. Exp.#3a mostró una irradiancia global máxima de 950,09 W/m² y un valor promedio de 787,94 W/m². Durante la prueba de primavera se alcanzaron los valores más altos de irradiancia UV con un máximo de 44,75 W/m² y un valor medio de 36,63 W/m². Por otro lado, el Exp.#3b alcanzó valores superiores para la irradiancia global máxima de 1.000,42 W/m² y un promedio de 980,66 W/m², así como para la irradiancia UV máxima de 47,09 W/m² y un promedio de 45,91 W/m².

3.2. Pruebas fisicoquímicas

A lo largo de cada experimento se monitorizaron los parámetros fisicoquímicos más relevantes (pH, turbidez y conductividad) para cada una de las muestras analizadas. Los resultados no mostraron variaciones significativas antes y después del tratamiento SODIS, ni entre los ensayos experimentales de cada experimento (ver **Tabla 6.1**). Sin embargo, es cierto que los análisis de turbidez inicial de las muestras de aguas residuales de las pruebas #1 (8,70 NTU) y #2 (8,61 NTU) fueron casi el doble que en la prueba #3 (4,77 NTU). Esto puede haber dificultado la penetración de los rayos UV y, por tanto, la inactivación de las bacterias, independientemente de la dosis de UV aplicada. Los valores de pH, turbidez y conductividad durante la experimentación oscilaron entre 7,64-8,81, 3,79-9,98 NTU y 555-1026 μ S/cm en el orden mencionado. Además, solo se realizaron mediciones de DBO₅ y DQO en las muestras de aguas residuales crudas antes de SODIS. Estos análisis mostraron valores en el rango de 19-23 mg/L para DBO₅ y 44-54 mg/L para DQO, lo que indicó una carga orgánica significativa.

3.3. Control del efecto térmico en SODIS

Como ya se mencionó, para el análisis de la ley de reciprocidad en SODIS se trabajó únicamente bajo el efecto óptico de la radiación UV, evitando la influencia del efecto térmico al controlar la temperatura de las muestras de agua. Estas temperaturas se mantuvieron (manualmente) de forma controlada gracias al baño de agua helada de las placas de Petri que contenían las muestras de agua, con temperaturas frías inferiores a 20 °C. Las temperaturas promedio de las diferentes muestras de agua en cada experimento fueron: 18,64 °C en el Exp.#1a y 18,88 °C en el Exp.#1b; 18,80 °C en Exp.#2a y 18,12 °C en Exp.#2b; y 17,62 °C en Exp.#3a y 17,63 °C en Exp.#3b. La **Figura 6.3** muestra las temperaturas del agua tratada durante el muestreo experimental y la temperatura ambiente de los experimentos #1 (**Fig. 6.3a**), #2 (**Fig. 6.3b**) y #3 (**Fig. 6.3c**).

Durante el experimento, las temperaturas de las muestras de agua se mantuvieron por debajo de los 20 °C, lo que se aleja de las temperaturas óptimas de crecimiento de las bacterias fecales analizadas: 37 °C para *E. coli*, 35 °C para *E. faecalis* y 43-47 °C para *C. perfringens* [25-27]. Por lo tanto, se argumenta que el efecto antagónico de la temperatura no afectó durante el proceso de desinfección del agua.

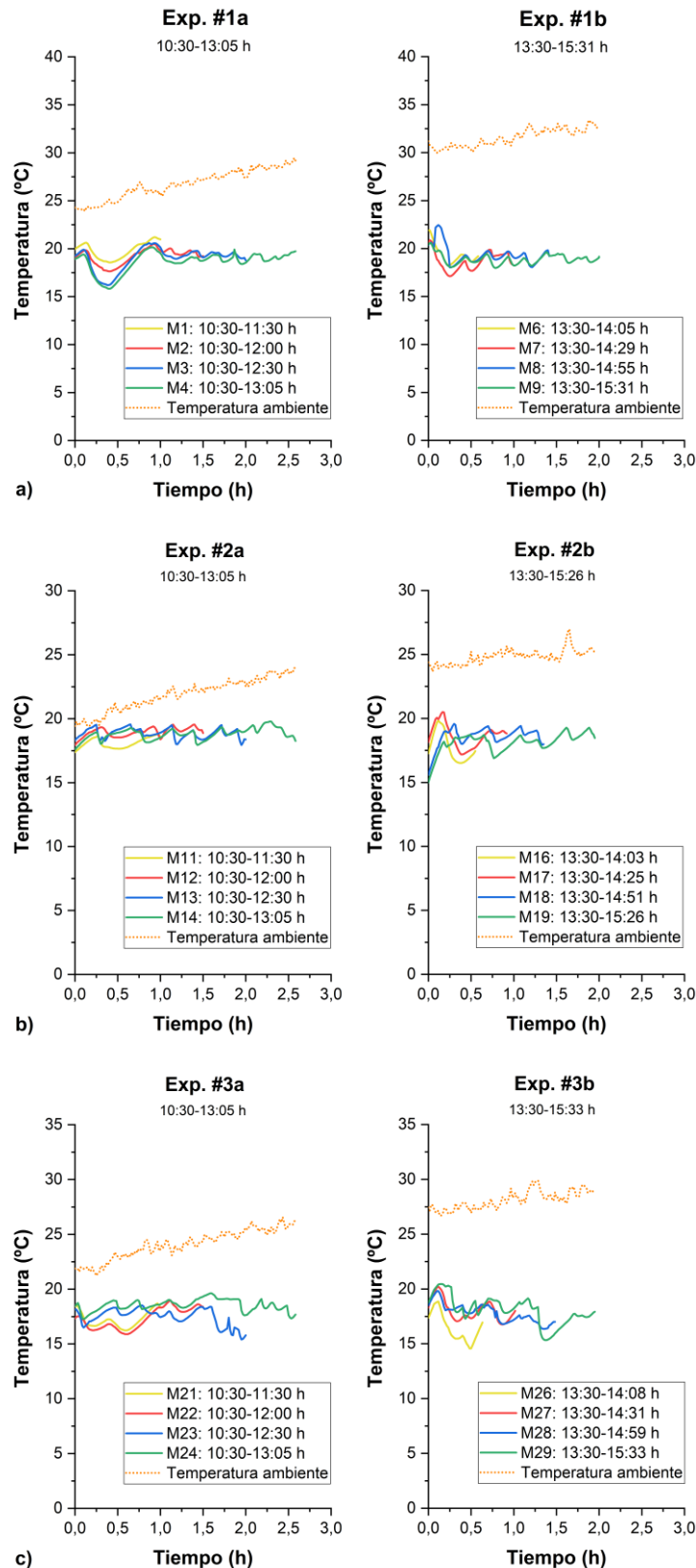


Figura 6.3. Control de temperatura durante el tratamiento SODIS para las pruebas #1 a), #2 b) y #3 c). A la derecha, el primer ensayo con un tiempo de exposición prolongado y baja irradiancia solar, y a la izquierda, el segundo ensayo con menor tiempo de exposición y alta irradiancia solar. Las muestras de agua tomadas durante el muestreo están indicadas con la letra “M” y están numeradas, el tiempo de exposición de cada una se indica en el gráfico.

3.4. Desinfección solar: exclusivamente UV (efecto óptico)

La **Figura 6.4** muestra la cinética de inactivación de *E. coli*, *E. faecalis* y *C. perfringens* durante los tratamientos de desinfección solar de agua estudiados. Estos resultados se complementan con la **Tabla 6.1**, que muestra el porcentaje de inactivación bacteriana e incluye la irradiancia solar global, irradiancia UV, dosis de UV y parámetros fisicoquímicos analizados durante el muestreo experimental de cada experimento.

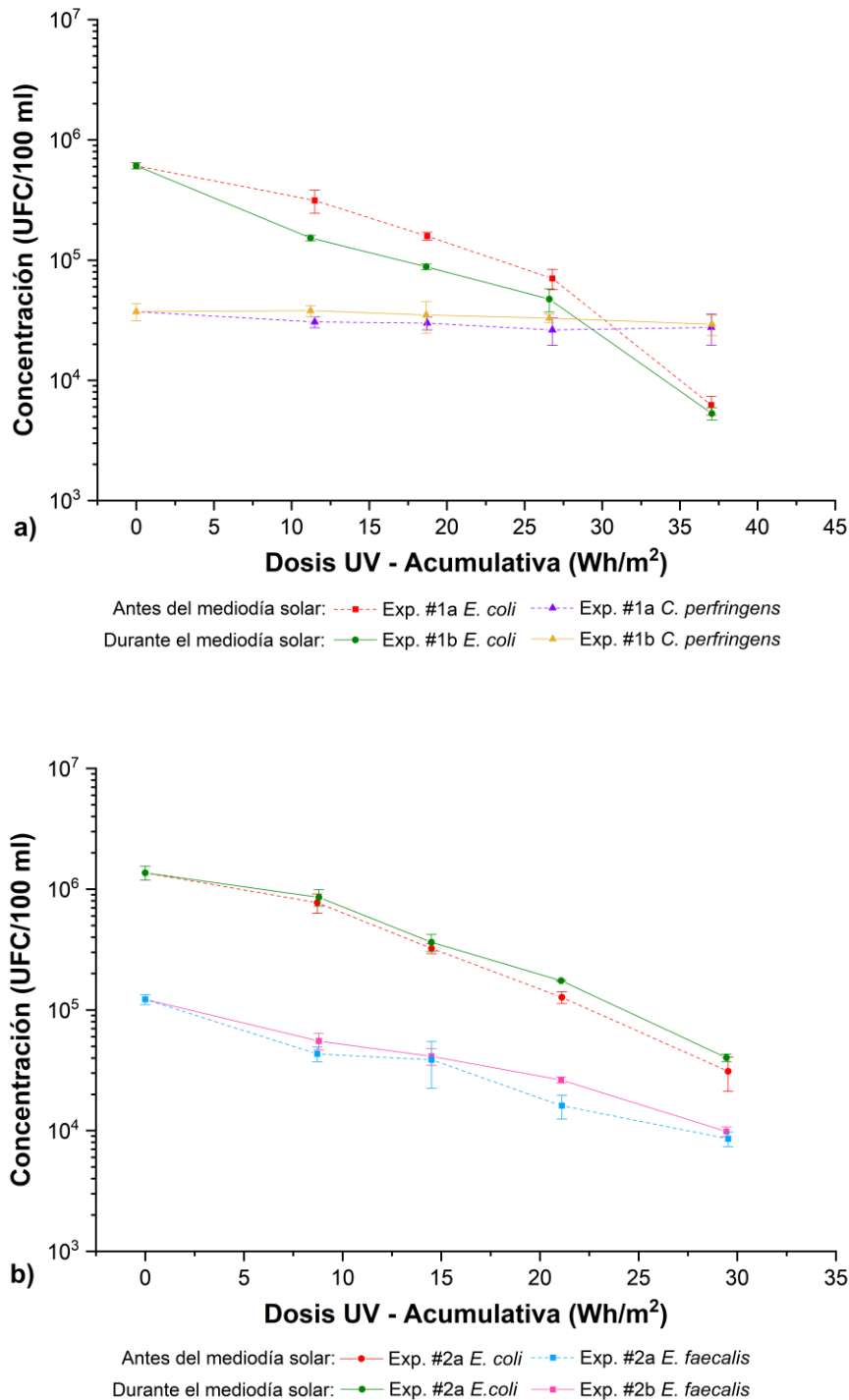


Figura 6.4 (Continúa)

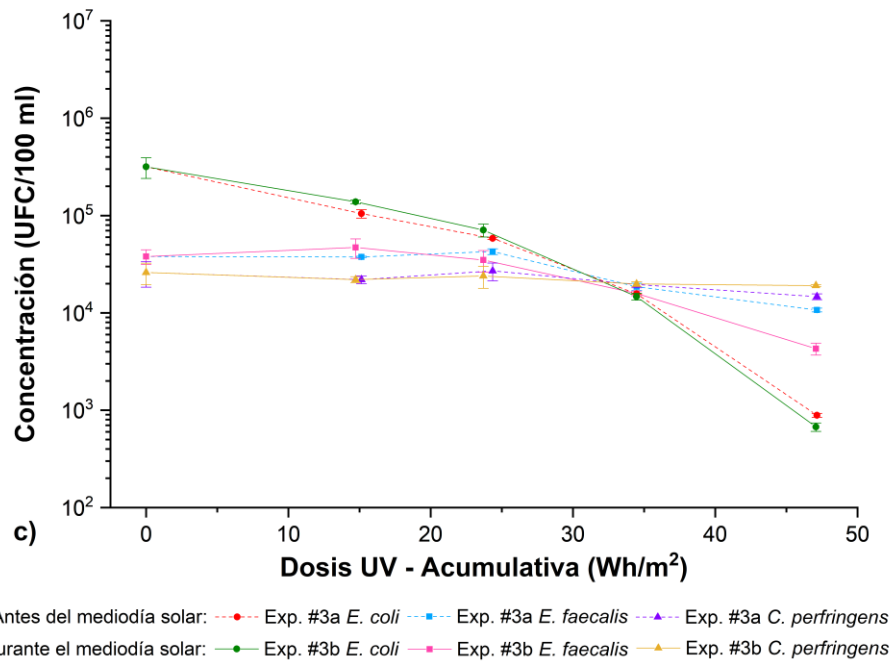


Figura 6.4. Cinética de desinfección SODIS para *E. coli*, *E. faecalis* y *C. perfringens* durante las pruebas #1 (a), #2 (b) y #3 (c) antes del mediodía solar y durante el mediodía solar, con temperatura controlada (<20 °C). La ley de reciprocidad fue válida para *E. coli* y sufrió desviaciones para *E. faecalis*. *C. perfringens* no mostró resultados significativos. No se alcanzó el límite de detección (100 UFC/100 mL) en ninguna prueba.

Las concentraciones iniciales más altas se analizaron en la prueba #2, con $1,37 \times 10^6 \pm 1,81 \times 10^5$ UFC/100 mL para *E. coli* y $3,8 \times 10^4 \pm 6,43 \times 10^3$ UFC/100 mL para *E. faecalis*, y en la prueba #1 con $3,73 \times 10^4 \pm 6,03 \times 10^3$ UFC/100 mL para *C. perfringens*. De manera similar, las concentraciones más bajas se obtuvieron en la prueba #3 para las tres bacterias, con $3,17 \times 10^5 \pm 7,57 \times 10^4$ UFC/100 mL, $3,80 \times 10^4 \pm 6,43 \times 10^3$ UFC/100 mL y $2,57 \times 10^4 \pm 6,43 \times 10^3$ UFC/100 mL, respectivamente. (Tabla 6.A1 en Apéndice A).

En la primera prueba experimental (Fig. 6.4a), *E. coli* logró una reducción de 2,0 log en el Exp.#1a, con una dosis de UV de $37,02 \text{ Wh/m}^2$. En el experimento #1b, *E. coli* mostró una reducción de 2,1 log con una dosis similar de $37,06 \text{ Wh/m}^2$. *C. perfringens* no alcanzó niveles de inactivación significativos, con reducciones respectivas de 0,13 log y 0,10 log, debido principalmente a la fuerte resistencia de sus esporas a la desinfección solar, que dificulta su eliminación. Esto se corrobora aún más en el gráfico y en la Tabla 6.1, donde la cinética de inactivación abarca el error estadístico de la población bacteriana inicial (desviación estándar). En la segunda prueba experimental (Fig. 6.4b), *E. coli* logró una reducción de 1,6 log en Exp.#2a, con una dosis de UV de $29,54 \text{ Wh/m}^2$. En el experimento #2b, *E. coli* mostró una reducción de 1,5 log con una dosis similar de $29,45 \text{ Wh/m}^2$. Para *E. faecalis* los niveles de reducción fueron 1,2 log y 1,5 log, respectivamente. En la tercera prueba (Fig. 6.4c), *E. coli* logró una reducción de 2,6 log en Exp.#3a, bajo una dosis alta de UV de $47,15 \text{ Wh/m}^2$, y de 2,7 log en Exp.#3b bajo una dosis similar de $47,08 \text{ Wh/m}^2$. Correspondientemente, *E. faecalis* logró una reducción de 0,6 log y 1,0 log. Finalmente, *C. perfringens* nuevamente logró reducciones bajas que mostraron similitud con la prueba #1, aunque con una concentración inicial más baja y una dosis de UV más alta. Los valores de inactivación finales pueden considerarse significativos con 0,24 log de inactivación en el Exp.#3a y 0,13 log de inactivación en el Exp.#3b.

Los resultados indican que ningún experimento logró una inactivación completa, pero se lograron niveles significativos de desinfección para *E. coli* y *E. faecalis*. Tras los estudios experimentales se obtuvo agua de mejor calidad, aunque no se analizaron sus posibles usos como agua regenerada, sino que los hallazgos obtenidos se utilizaron para verificar o no la ley de reciprocidad. Las **Figuras 6.4a, 6.4b y 6.4c** muestran cómo la desinfección UV pura se aceleró cuanto mayor fue la dosis de UV utilizada para *E. coli* y *E. faecalis*, mientras que para *C. perfringens* este efecto fue insignificante.

Otro hallazgo observado son las curvas de inactivación de *E. coli* y *E. faecalis* que mostraron un efecto análogo. Además, en los tres estudios, *E. coli* resultó ser el organismo de prueba más sensible a los rayos UV, seguido de *E. faecalis* y *C. perfringens* el más resistente. Estos hechos también fueron corroborados por Kamel et al. [15] para las tres bacterias en muestras reales de aguas residuales, durante una experimentación similar para la ley de reciprocidad con LED UV. Por otro lado, la lenta inactivación de *C. perfringens* (vegetativa + esporas incluidas) indicó la baja susceptibilidad de esta cepa a la desinfección solar, debido principalmente a su alta resistencia como especie bacteriana formadora de esporas. Las temperaturas controladas en este estudio, inferiores a 20 °C, podrían no ser óptimas para su inactivación bacteriana. En futuras investigaciones, se recomienda centrarse exclusivamente en las esporas, excluyendo la parte vegetativa.

También se observó que la respuesta fisiológica entre los microorganismos estudiados y el tratamiento SODIS difería entre las bacterias analizadas, concluyendo que es natural esperar anomalías en la ley de reciprocidad para diferentes especies bacterianas. Además de la susceptibilidad microbiana, se consideran otros posibles factores que podrían influir en los diferentes grados de inactivación durante la desinfección solar, como la concentración inicial de bacterias, las temperaturas subóptimas en las muestras de agua y la presencia de materia orgánica y turbidez en el agua. Estas variables deberán seguir analizándose en futuras investigaciones con muestras reales de aguas residuales.

En general, los resultados finales obtenidos argumentaron que *E. coli* sí cumple con la ley de reciprocidad Bunsen-Roscoe para cada una de las pruebas realizadas, como se refleja en la **Tabla 6.1**, mientras que para las cepas de *E. faecalis* se observaron desviaciones en la reciprocidad. Más concretamente, al profundizar en los resultados de la desinfección de *E. coli*, se encontró que durante el muestreo experimental para dosis de UV bajas (en este estudio se consideraron dosis de UV bajas a $<20 \text{ Wh/m}^2$) la ley de reciprocidad no siempre se cumplía o sufría ligeras desviaciones. Por ejemplo, la desviación de esta ley pudo observarse en la primera prueba experimental, se mostró una inactivación logarítmica de 0,29 log para una dosis de 11,49 Wh/m^2 en el Exp.#1a, en comparación con una inactivación de 0,60 log bajo una dosis irradiada UV de 11,22 Wh/m^2 en el Exp.#1b. Asimismo, también se observó en la tercera prueba, donde se logró una desinfección de 0,48 log en el Exp.#3a frente a 0,36 log en el Exp.#3b, para dosis de UV correspondientes de 15,14 Wh/m^2 y 14,73 Wh/m^2 . Sin embargo, en la segunda prueba, aunque teóricamente se logró una inactivación logarítmica de 0,25 log en el Exp.#2a frente a una inactivación de 0,20 log (8,80 Wh/m^2) en el Exp.#2b, estos límites estaban dentro del margen de error de la desviación estándar para *E. coli*, por lo que se considera que se cumple la ley de reciprocidad. Por otro lado, al analizar el impacto de la desinfección solar sobre *C. perfringens* se observó una curva de desinfección prácticamente plana y estable, sin cambios significativos. En consecuencia, esta cepa

requiere mayor estudio para lograr la inactivación bacteriana y así poder analizar la ley de reciprocidad, con tiempos de exposición más prolongados y/o realizando los experimentos a valores de irradiancia más altos, para obtener información relevante sobre su desinfección mediante energía solar.

En contraste con los hallazgos de este estudio, en la investigación anterior de Giannakis et al. [17], discutida en la introducción, se argumentó que en la desinfección solar simulada para muestras de aguas residuales sintéticas con cepas de *E. coli* a una temperatura de tratamiento (SODIS) de 20 °C (800 vs. 1.200 Wh/m²) para concentraciones de 10³-10⁶ UFC/mL, la misma dosis de radiación UV era más efectiva a intensidades de irradiación más bajas. Sin embargo, en el caso de *E. coli* y *E. faecalis* este efecto se observó sólo levemente en la prueba #2 y no concordó con el resto de las pruebas, lo que llevó a considerar este efecto como no significativo. La razón principal de esto radica en la técnica de desinfección utilizada. Giannakis et al. utilizaron luz solar simulada con una intensidad de radiación específica; mientras que en este estudio se utilizó luz solar natural, que contiene una amplia gama de longitudes de onda y su intensidad puede variar según las condiciones climáticas, y también las cepas de bacterias ambientales (agua no sintética). Además, en esta investigación, la ley de reciprocidad también se cumplió para concentraciones de *E. coli* alrededor de 10⁶ UFC/100 mL a una temperatura de 20 °C.

Por otro lado, la cinética de desinfección UV pura también se realizó siguiendo un modelo lineal logarítmico de primer orden: $\text{Log}(N_t) = -K_{UV} \cdot \text{dosis UV} + N_0$, donde N es la concentración de bacterias (UFC/100 mL) en el tiempo t , K_{UV} es la constante o tasa de inactivación, la dosis de UV es la radiación UV acumulada (Wh/m²) en el tiempo t y N_0 la población microbiana inicial (UFC/100 mL). La **Tabla 6.2** muestra las tasas de inactivación de K_{UV} calculadas para cada experimento y bacterias, el coeficiente de determinación R^2 y el valor de turbidez para cada experimento.

Tabla 6.2. Cinética de los procesos de desinfección puramente UV con control de temperatura controlado (<20 °C) en los experimentos realizados durante las pruebas #1, #2 y #3 para *E. coli*, *E. faecalis* o *C. perfringens*. Se siguió un modelo de decaimiento lineal logarítmico de primer orden.

Bacteria	Experimento	Turbidez (NTU) promedio	k Ultraviolet	R ²
<i>E. coli</i>	#1a	8,55	0,044 ± 0,005	0,997
	#1b	8,99	0,050 ± 0,003	0,999
<i>C. perfringens</i>	#1a	8,55	0,027 ± 0,002	1
	#1b	8,99	0,039 ± 5,662 x 10 ⁻⁴	1
<i>E. coli</i>	#2a	8,48	0,051 ± 0,003	0,999
	#2b	8,44	0,046 ± 0,004	0,999
<i>E. faecalis</i>	#2a	8,48	0,040 ± 0,002	1
	#2b	8,44	0,035 ± 0,001	1
<i>E. coli</i>	#3a	4,34	0,045 ± 0,005	0,995
	#3b	4,66	0,046 ± 0,006	0,993
<i>E. faecalis</i>	#3a	4,34	0,008 ± 0,002	0,999
	#3b	4,66	0,014 ± 0,004	0,996
<i>C. perfringens</i>	#3a	4,34	0,004 ± 9,949 x 10 ⁻⁴	1
	#3b	4,66	0,003 ± 3,744 x 10 ⁻⁴	1

La cinética de *E. coli*, *E. faecalis* y *C. perfringens* se ajustó a un modelo de primer orden para procesos de desinfección puramente UV, con coeficientes de determinación (R^2)

elevados y muy próximos a 1, lo que indica un ajuste adecuado a los datos experimentales. En general, las tasas de inactivación (K_{UV}) de *E. coli* (0,044-0,051 m^2/Wh) fueron superiores a las de las otras dos bacterias analizadas en las mismas condiciones experimentales y con una población bacteriana inicial más elevada, lo que lleva de nuevo a la conclusión de que *E. coli* es más sensible a la radiación UV. Los resultados mostraron tasas de inactivación casi idénticas para *E. coli* en cada ensayo, a pesar de las diferencias en las condiciones de UV en las distintas estaciones y horas del día, y muy similares en las tres pruebas realizadas. Así, la ley de reciprocidad volvió a estar justificada para *E. coli*. Además, la ley de reciprocidad fue válida para *E. faecalis* cuando se aplicaron intensidades $<700 W/m^2$ en el ensayo #2, alcanzándose tasas de inactivación similares de 0,04 m^2/Wh (Exp.#2a) y 0,035 m^2/Wh (Exp.#3b), sin embargo, cuando se aplicaron intensidades de irradiación superiores (700-1000 W/m^2), se mostraron desviaciones de esta ley en el ensayo #3, con tasas de 0,008 m^2/Wh (Exp.#3a) y 0,014 m^2/Wh (Exp.#3b). Este hallazgo podría estar de acuerdo con Bosshard et al. [19] que demostraron la importancia de la reciprocidad en SODIS al utilizar luz solar simulada, donde sus conclusiones argumentaban que esta ley sufría algunas desviaciones para las bacterias entéricas *Shigella flexneri* y *Salmonella typhimurium* con exposiciones a intensidades de irradiancia muy elevadas ($>700 W/m^2$). Por último, en el caso de la cepa *C. perfringens* tampoco se validó esta ley, ya que las tasas de inactivación obtenidas en cada prueba experimental fueron discrepantes y no significativas.

En lo concerniente a las variaciones en la intensidad de la radiación solar a lo largo del día para la desinfección solar, se ha informado de que esta es más efectiva cuando la radiación UV es más intensa, lo cual suele ocurrir durante las horas del día en las que el sol está en su punto más alto en el cielo, es decir, alrededor del mediodía solar. Por ejemplo, Sichel y col. [28] y Ubomba-Jaswa et al. [29] ambos realizaron experimentos en diferentes momentos del día y concluyeron que los experimentos que comienzan cerca del mediodía solar, con valores de irradiancia UV más altos, logran tasas de desinfección más rápidas que los que comienzan temprano en la mañana. Estos resultados también han sido respaldados en este estudio.

Por último, la principal conclusión de esta investigación sugiere que la ley de reciprocidad en la desinfección solar sería difícil de utilizar para la estimación de la desinfección solar del agua en función de la irradiancia y el tiempo de exposición, dado que se observan desviaciones de esta ley al menos en una especie (*E. faecalis*). Por tanto, se requieren más estudios para comprender y determinar completamente la validez de esta ley y su posible aplicación para pronosticar la desinfección solar del agua.

Desde otra perspectiva, en términos de la investigación realizada en este artículo, la literatura científica ha estudiado la ley de reciprocidad para la desinfección del agua bajo LED UV para diferentes longitudes de onda y niveles de potencia [14, 15], bajo exposición a la luz solar (SODIS) [16], [18], [19] o luz solar simulada [17]. La inactivación bacteriana puede ser equivalente bajo la misma dosis de UV (ley de reciprocidad), independientemente de que (a) se aplique una radiación baja durante un tiempo prolongado o (b) una radiación alta durante un tiempo más corto. Sin embargo, algunos estudios han demostrado que la desinfección puede ser mayor en ambos casos. Los resultados muestran una importante controversia respecto a esta ley que, junto con

los resultados obtenidos en esta investigación, se han discutido debido a la influencia de los diversos factores siguientes:

- 1) La influencia significativa de la temperatura en la desinfección solar (efecto térmico), que es un factor clave.
- 2) El uso de muestras sintéticas de agua (mayor control sobre las variables y un estudio más controlado y reproducible) frente a muestras naturales (complejidad y variabilidad del medio real).
- 3) La importancia de las diferencias en la intensidad y el espectro de la radiación UV emitida. Por ejemplo, los LED UV generalmente emiten radiación UV en un rango de longitud de onda específico y su intensidad puede controlarse, mientras que la radiación solar contiene una mezcla más amplia de longitudes de onda y su intensidad varía según las condiciones climáticas y la ubicación geográfica.
- 4) Las bacterias pueden verse afectadas de forma diferente bajo la radiación UV, dependiendo de la longitud de onda aplicada y del tipo de especie específica. Algunas especies bacterianas pueden ser menos sensibles a determinadas longitudes de onda y más sensibles a otras. Esto se debe a las características individuales de cada especie y a sus mecanismos de defensa y reparación del material genético, en los que también pueden influir factores ambientales como la disponibilidad de nutrientes o la intensidad de la radiación UV.

Por consiguiente, en relación con la desinfección solar del agua con cepas naturales, se requiere una investigación más detallada, especialmente para *E. coli* a niveles de irradiancia inicial más bajos, así como para *E. faecalis*. Esto implica considerar una mayor variabilidad a lo largo del año para determinar una dosis de UV mínima con un nivel de irradiancia adecuado al principio, a fin de garantizar la desinfección completa del agua. En el caso de *C. perfringens*, es crucial seguir investigando para determinar si la desinfección mediante exposición solar por sí sola sería adecuada o si requeriría algún tratamiento previo complementario.

4. Resumen y conclusiones

En base a la literatura científica previa, esta investigación representa el primer análisis de la ley de reciprocidad en el tratamiento de desinfección solar bajo luz solar real utilizando muestras de aguas residuales naturales procedentes de una EDAR que contenían cepas bacterianas salvajes, materia orgánica y nutrientes. Este estudio se realizó bajo una temperatura controlada por debajo de 20 °C para eliminar la influencia significativa del efecto térmico de la radiación solar como factor condicionante en la inactivación microbiológica, estudiando exclusivamente el efecto óptico de la radiación solar para evaluar su eficacia sobre diferentes microorganismos, incluyendo *E. coli*, *E. faecalis* y *C. perfringens*.

Los resultados experimentales de la desinfección solar no lograron la inactivación total o efectiva de ninguna cepa bacteriana estudiada en ningún momento. Sin embargo, se lograron tasas de desinfección significativas para *E. coli*, con una reducción de 1,53-2,68 log, y para *E. faecalis*, con una reducción de 0,55-2,16 log. Estos datos no afectaron al propósito de la investigación, que era verificar la ley de reciprocidad.

Los resultados muestran que la ley de reciprocidad sólo estaba justificada para la desinfección solar de *E. coli*, mientras que *E. faecalis* sufría desviaciones para esta ley. La cinética de inactivación de *E. coli* reveló tasas de inactivación casi idénticas en cada ensayo para la misma dosis de UV y también fue muy similar en los tres ensayos realizados, en diferentes condiciones ambientales. No obstante, se observó que la reciprocidad puede sufrir ligeras desviaciones y no siempre se cumple a dosis UV bajas (se han estimado dosis UV $<20 \text{ Wh/m}^2$ a partir de los resultados obtenidos en este trabajo). Para *E. faecalis*, la ley era válida a intensidades $<700 \text{ W/m}^2$ y fue rechazada a intensidades de irradiación solar más altas ($>700 \text{ W/m}^2$). Además, las cepas de *C. perfringens* no mostraron resultados relevantes tras el tratamiento de desinfección, por lo que el comportamiento de esta bacteria debería estudiarse en profundidad. Por otro lado, se observó que la respuesta fisiológica que se produjo entre los microorganismos estudiados y el tratamiento SODIS difería entre las bacterias analizadas. Por lo tanto, se reafirmó que es natural esperar anomalías en la ley de reciprocidad para diferentes especies bacterianas.

En resumen, al no haber una conclusión final válida e igual para todas las bacterias estudiadas, sin tener la certeza absoluta de que la ley de reciprocidad se siempre se cumple, la ley de reciprocidad no podría utilizarse para calcular o estimar con precisión la desinfección del agua residual a partir de los valores de radiación solar global recibida y el tiempo de tratamiento. Además, teniendo en cuenta que en las aplicaciones reales de los tratamientos terciarios no será posible controlar la temperatura del agua, podemos concluir que actualmente no podemos utilizar esta ley para estimar la desinfección solar del agua bajo distintas condiciones climáticas. Se necesitaría más investigación con diferentes microorganismos, así como diferentes temperaturas, para determinar si la ley es válida y si podría usarse para hacer estimaciones diarias de la desinfección solar del agua en el terciario. También sería interesante determinar si la concentración microbiana influye en la ley de reciprocidad durante la desinfección solar. Por último, también debería estudiarse la forma en que esta ley afecta a las muestras de agua naturales frente a las sintéticas, ya que la literatura enfrenta diferentes opiniones.

Agradecimientos

Esta investigación ha sido financiada por el Ministerio de Ciencia e Innovación, Programa "Retos de Investigación 2018 Proyectos I+D+i" [número de beca RTI2018-099308-A-I00] y "Contratos Predoctorales de Formación" [número de contrato PRE2019-089349]. Asimismo, los autores agradecen a M.J. Rodrigo y su organización (Grupo Aqualia, Aguas de Linares 'Linaqua') por su colaboración con el proyecto. M. Vivar reconoce la financiación del Ministerio de Economía y Competitividad, Programa 'Ramón y Cajal' [número de subvención RYC-2015-17306].

Apéndice A

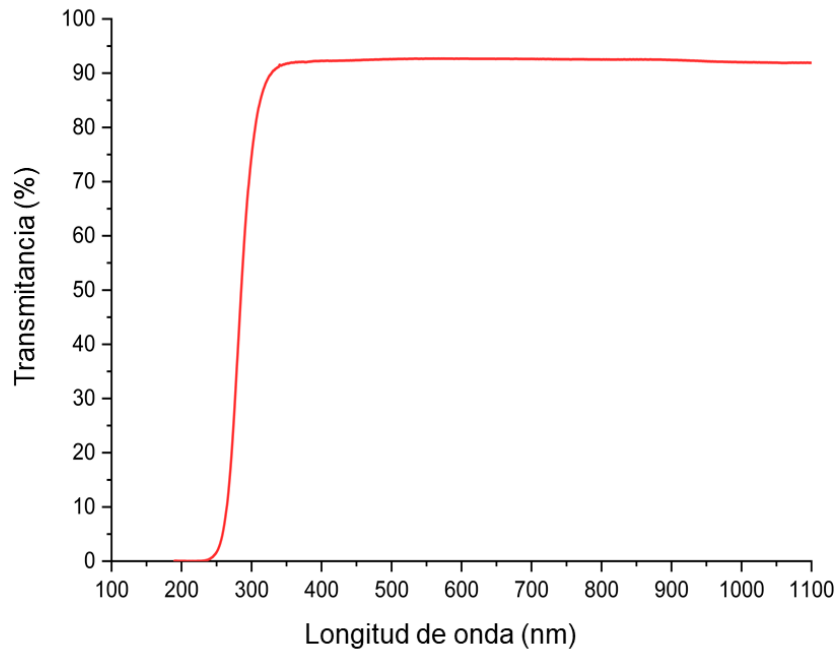


Figura 6.A1. Espectro de transmittancia UV/Visible del vidrio de borosilicato. Este material permite una alta transmittancia para el espectro UV (UVA-UVB), pudiendo alcanzar el 90% del espectro visible y del espectro infrarrojo.

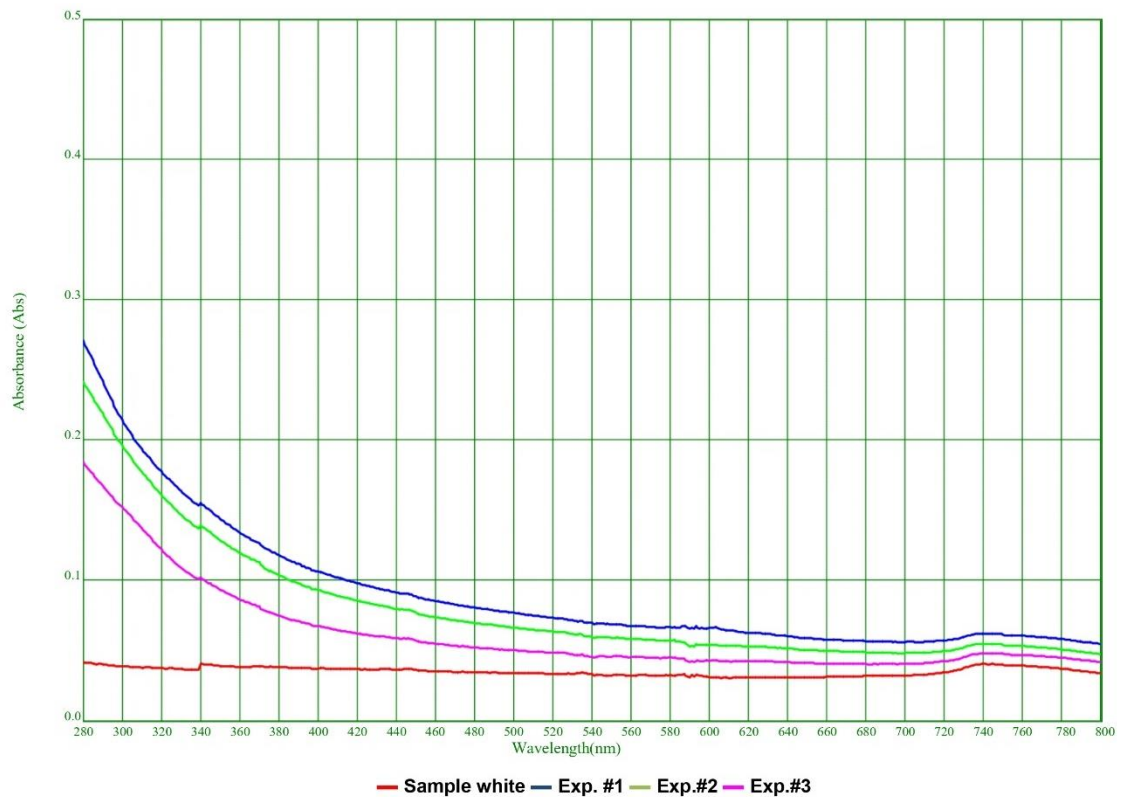


Figura 6.A2. Absorbancia (rango de longitudes de onda UV-Vis) de las muestras del agua residual efluente secundaria de la EDAR de Linares (Jaén, España) utilizadas en los ensayos experimentales #1, #2 y #3, con una turbidez inicial respectiva de 7,77 NTU, 7,70 NTU y 7,64 NTU. El blanco de la muestra (sample white) se realizó con agua ultrapura (Milli-Q). Se utilizaron cubetas de cuarzo.

Tabla 6.A1. Concentración de *E. coli*, *E. faecalis* y *C. perfringens* (UFC/100 mL) durante la cinética de inactivación en cada prueba experimental.

Prueba	Muestra	Tiempo (h)		Dosis UV		Concentración (UFC/100 mL)			Log ₁₀ de reducción (N/N ₀)		
		Real	Experimental	(Wh/m ²)	(KJ/m ²)	<i>E. coli</i>	<i>E. faecalis</i>	<i>C. perfringens</i>	<i>E. coli</i>	<i>E. faecalis</i>	<i>C. perfringens</i>
Exp. #1a	*M0	10:30:19	0,00	0,00	0,00	610.000 ± 36.100	-	37.300 ± 6.030	0,00	-	0,00
	M1	11:30:19	1,00	11,49	41,36	313.000 ± 68.100	-	30.700 ± 3.210	0,29	-	0,08
	M2	12:00:19	1,50	18,73	67,42	159.000 ± 12.000	-	30.000 ± 3.610	0,58	-	0,09
	M3	12:30:19	2,00	26,79	96,43	70.300 ± 13.600	-	26.300 ± 6.810	0,94	-	0,15
Exp. #1b	M4	13:05:19	2,58	37,02	133,26	6.230 ± 1.100	-	27.700 ± 8.020	1,99	-	0,13
	*M5	13:30:19	0,00	0,00	0,00	610.000 ± 36.100	-	37.300 ± 6.030	0,00	-	0,00
	M6	14:05:19	0,58	11,22	40,37	153.000 ± 8.190	-	38.000 ± 4.000	0,60	-	0,00
	M7	14:29:19	0,97	18,67	67,20	88.300 ± 4.510	-	35.000 ± 10.400	0,84	-	0,03
Exp. #2a	M8	14:55:19	1,40	26,60	95,74	47.300 ± 10.200	-	33.000 ± 2.650	1,11	-	0,05
	M9	15:31:19	2,02	37,06	133,40	5.300 ± 624	-	29.300 ± 5.690	2,06	-	0,11
	*M10	10:30:44	0,00	0,00	0,00	1.370.000 ± 181.000	122.000 ± 11.400	-	0,00	0,00	-
	M11	11:30:44	1,00	8,72	31,39	773.000 ± 142.000	43.300 ± 6.030	-	0,25	0,45	-
Exp. #2b	M12	12:00:44	1,50	14,51	52,23	323.000 ± 30.600	38.700 ± 16.200	-	0,63	0,50	-
	M13	12:30:44	2,00	21,11	76,00	127.000 ± 14.400	16.100 ± 3.610	-	1,03	0,88	-
	M14	13:05:44	2,58	29,54	106,33	31.000 ± 9.850	853 ± 1.170	-	1,65	2,16	-
	*M15	13:30:44	0,00	0,00	0,00	1.370.000 ± 181.000	122.000 ± 11.400	-	0,00	0,00	-
Exp. #3a	M16	14:03:44	0,55	8,80	31,67	857.000 ± 134.000	55.300 ± 8.620	-	0,20	0,34	-
	M17	14:25:44	0,92	14,50	52,21	363.000 ± 58.600	41.300 ± 6.510	-	0,58	0,47	-
	M18	14:51:44	1,35	21,08	75,87	174.000 ± 2.890	26.300 ± 1.530	-	0,90	0,67	-
	M19	15:26:44	1,93	29,45	106,01	40.300 ± 2.890	9.830 ± 929	-	1,53	1,09	-
Exp. #3b	*M20	10:30:59	0,00	0,00	0,00	317.000 ± 75.700	38.000 ± 6.560	25.700 ± 6.430	0,00	0,00	0,00
	M21	11:30:59	1,00	15,14	55,53	105.000 ± 10.400	37.700 ± 577	22.000 ± 2.000	0,48	0,00	0,07
	M22	12:00:59	1,50	24,36	88,86	58.300 ± 1.530	42.700 ± 2.890	27.000 ± 5.570	0,74	0,00	0,00
	M23	12:30:59	2,00	34,48	125,40	15.700 ± 231	18.600 ± 1.620	19.600 ± 1.430	1,31	0,31	0,12
Exp. #3b	M24	13:05:59	2,58	47,15	171,10	887 ± 40,4	10.700 ± 473	14.700 ± 1.000	2,55	0,55	0,24
	*M25	13:30:59	0,00	0,00	0,00	317.000 ± 75.700	38.000 ± 6.560	25.700 ± 6.430	0,00	0,00	0,00
	M26	14:08:59	0,63	14,73	54,43	138.000 ± 6.110	47.300 ± 10.600	22.300 ± 1.530	0,36	0,00	0,06
	M27	14:31:59	1,02	23,70	86,72	71.000 ± 10.800	35.300 ± 8.740	22.400 ± 6.080	0,65	0,03	0,06
Exp. #3b	M28	14:59:59	1,48	34,47	125,46	14.700 ± 1.190	15.300 ± 3.210	19.900 ± 1.140	1,33	0,40	0,11
	M29	15:33:59	2,05	47,08	170,78	665 ± 66,6	4.300 ± 600	19.100 ± 493	2,68	0,95	0,13

(*) Muestras de agua cruda. (-) Análisis no detectado.

Referencias

- [1] UN Department of Economic and Social Affairs; World Bank. Making Every Drop Count. An Agenda for Water Action: HighLevel Panel on Water Outcome Document. 2018. Available online: <https://reliefweb.int/report/world/making-every-dropcount-agenda-water-action-high-level-panel-water-outcome-document-14> (accessed on 9 December 2023).
- [2] He, C.; Liu, Z.; Wu, J.; Pan, X.; Fang, Z.; Li, J.; Bryan, B.A. Future global urban water scarcity and potential solutions. *Nat. Commun.* 2021, 12, 4667, doi: <https://doi.org/10.1038/s41467-021-25026-3>.
- [3] Gutiérrez-Alfaro, S.; Rueda-Márquez, J.J.; Perales, J.A.; Manzano, M.A. Combining sun-based technologies (microalgae and solar disinfection) for urban wastewater regeneration. *Sci. Total Environ.* 2018, 619–620, 1049–1057, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.110>.
- [4] Pichel, N.; Vivar, M.; Fuentes, M. The problem of drinking water access: A review of disinfection technologies with an emphasis on solar treatment methods. *Chemosphere* 2019, 218, 1014–1030, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.11.205>.
- [5] Martínez-garcía, A.; Vincent, M.; Rubiolo, V.; Domingos, M. Assessment of a pilot solar V-trough reactor for solar water disinfection. *Chem. Eng. J.* 2020, 399, 125719, <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.125719>.
- [6] Meierhofer, R.; Wegelin, M. Solar Disinfection of Water: A Guide for the Application of SODIS; EAWAG/SANDEC: Duebendorf, Switzerland, 2002.
- [7] Wegelin, M.; Canoninca, S.; Mechsner, K.; Fleischmann, T.; Pesaro, F.; Mtsler, A. Solar water disinfection: Scope of the process and analysis of radiation experiments. *J. Water SRT-Aqua* 1994, 43, 154–169.
- [8] Joyce, T.M.; McGuigan, K.G.; Elmore-Meegan, M.; Conroy, R.M. Inactivation of fecal bacteria in drinking water by solar heating. *Appl. Environ. Microbiol.* 1996, 62, 399–402, <https://doi.org/10.1128/aem.62.2.399-402.1996>.
- [9] Mcguigan, K.G.; Joyce, T.M.; Conroy, R.M.; Gillespie, J.B. Solar disinfection of drinking water contained in transparent plastic bottles: Characterizing the bacterial inactivation process. *J. Appl. Microbiol.* 1998, 84, 1138–1148, <https://doi.org/10.1046/j.1365-2672.1998.00455.x>.
- [10] Giannakis, S.; Darakas, E.; Escalas-Cañellas, A.; Pulgarin, C. The antagonistic and synergistic effects of temperature during solar disinfection of synthetic secondary effluent. *J. Photochem. Photobiol. A Chem.* 2014, 280, 14–26, <https://doi.org/10.1016/j.jphotochem.2014.02.003>.
- [11] Vivar, M.; Pichel, N.; Fuentes, M.; López-Vargas, A. Separating the UV and thermal components during real-time solar disinfection experiments: The effect of temperature. *Sol. Energy* 2017, 146, 334–341, <https://doi.org/10.1016/j.solener.2017.02.053>.
- [12] Bunsen, R.W.; Roscoe, H.E. Photochemische Untersuchungen. *Ann. Phys.* 1863, 193, 529–562, <https://doi.org/10.1002/andp.18631931202>.
- [13] Martin, J.W.; Chin, J.W.; Nguyen, T. Reciprocity law experiments in polymeric photodegradation: A critical review. *Prog. Org. Coat.* 2003, 47, 292–311, <https://doi.org/10.1016/j.porgcoat.2003.08.002>.
- [14] Pousty, D.; Hofmann, R.; Gerchman, Y.; Mamane, H. Wavelength-dependent time–dose reciprocity and stress mechanism for UV-LED disinfection of *Escherichia coli*. *J. Photochem. Photobiol. B Biol.* 2021, 217, 112129, <https://doi.org/10.1016/j.jphotobiol.2021.112129>.
- [15] Kamel, A.; Palacios, A.; Fuentes, M.; Vivar, M. Analysing the Reciprocity Law for UV-LEDs in Water. *Water* 2023, 15, 352, <https://doi.org/10.3390/w15020352>.
- [16] Rinc, A.; Pulgarin, C. Field solar *E. coli* inactivation in the absence and presence of TiO₂: Is UV solar dose an appropriate parameter for standardization of water solar disinfection? *Sol. Energy* 2004, 77, 635–648, <https://doi.org/10.1016/j.solener.2004.08.002>.
- [17] Giannakis, S.; Darakas, E.; Escalas-Cañellas, A.; Pulgarin, C. Temperature-dependent change of light dose effects on *E. coli* inactivation during simulated solar treatment of secondary effluent. *Chem. Eng. Sci.* 2015, 126, 483–487, <https://doi.org/10.1016/j.ces.2014.12.045>.
- [18] Berney, M.; Weilenmann, H.; Simonetti, A.; Egli, T. Efficacy of solar disinfection of *Escherichia coli*, *Shigella flexneri*, *Salmonella Typhimurium* and *Vibrio cholerae*. *J. Appl. Microbiol.* 2006, 101, 828–836, <https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.2006.02983.x>.
- [19] Bosshard, F.; Berney, M.; Scheifele, M.; Weilenmann, H.; Egli, T. Solar disinfection (SODIS) and subsequent dark storage of *Salmonella typhimurium* and *Shigella flexneri* monitored by flow cytometry. *Microbiology* 2009, 155, 1310–1317, <https://doi.org/10.1099/mic.0.024794-0>.
- [20] Estación Depuradora de Aguas Residuales (EDAR) de Linares. Proceso de Depuración. Available online: <https://www.linaqua.es/ciclo-del-agua/depuracion> (accessed on 2 January 2024).
- [21] UNE-EN ISO 8199:2018; Water Quality—General Requirements and Guidance for Microbiological Examinations by Culture. International Standard: Geneva, Switzerland, 2018.
- [22] UNE-EN ISO 9308-1:2014; Water Quality—Enumeration of *Escherichia coli* and Coliform bacteria. Part 1: Membrane Filtration Method for Waters with Low Bacterial Background Flora. International Standard: Geneva, Switzerland, 2014.

- [23] UNE-EN ISO 7899-2:2000; Water quality—Detection and Enumeration of Intestinal Enterococci. Part 2: Membrane Filtration Method. International Standard: Geneva, Switzerland, 2000.
- [24] UNE-EN ISO 14189:2013; Water Quality—Enumeration of Clostridium Perfringens—Method Using Membrane Filtration. International Standard: Geneva, Switzerland, 2013.
- [25] Albrecht, J.A. Clostridium Perfringens; University of Nebraska-Food Safety: Lincoln, NE, USA, 2005
- [26] Bad Bug Book, Handbook of Foodborne Pathogenic Microorganisms and Natural Toxins; Food and Drug Administration (FDA), U.S. Department of Health and Human Services: Silver Spring, MD, USA, 2012.
- [27] Madigan, M.T.; Martinko, J.M.; Bender, K.S.; Buckley, D.H.; Stakl, D.A.; Brock, T. Brock Biology of Microorganisms, 14th ed.; Pearson: Upper Saddle River, NJ, USA, 2014.
- [28] Sichel, C.; Tello, J.; de Cara, M.; Fernández-Ibáñez, P. Effect of UV solar intensity and dose on the photocatalytic disinfection of bacteria and fungi. *Catalysis Today* 2007, 129, 152–160, <https://doi.org/10.1016/j.cattod.2007.06.061>.
- [29] Ubomba-Jaswa, E.; Navntoft, C.; Inmaculada, M.; Fernandez-Ibáñez; McGuigan, K.G. Solar disinfection of drinking water (SODIS): An investigation of the effect of UV-A dose on inactivation efficiency. *Photochem. Photobiol. Sci.* 2009, 8, 587–595. Available online: <https://link.springer.com/article/10.1039/b816593a> (accessed on 13 December 2023).

Capítulo 7.

**Resumen global de los resultados y
discusión integrada**

7. Resumen global de los resultados y discusión integrada

Esta tesis doctoral se ha centrado en el uso de la tecnología SolWat (**Figura 7.1**) para la desinfección de aguas residuales urbanas por primera vez y en el análisis de su potencial para conseguir además la generación simultánea de energía eléctrica, utilizando exclusivamente la energía solar tanto para el proceso de desinfección solar como para la producción de electricidad a partir de energía solar fotovoltaica (Artículos 1, 2 y 3). El objetivo a largo plazo iniciado en este trabajo es integrar esta tecnología como tratamiento terciario de estaciones depuradoras de aguas residuales, para permitir la reutilización segura del efluente secundario de aguas residuales para uno nuevo uso del agua (urbano, agrícola, industrial, recreativo o ambiental) o mejorar la calidad de su vertido final a las masas de agua receptoras. Esta tecnología también pretende generar electricidad adicional a partir de una fuente de energía renovable, que promueva la gestión eficiente y sostenible de las estaciones depuradoras, y reducir los costes energéticos asociados a su funcionamiento. Para lograr estos propósitos, se evaluaron los dos procesos asociados a la tecnología SolWat: 1) el tratamiento de desinfección solar o método SODIS, estudiando la influencia de la luz UV y de los componentes térmicos de la radiación solar en la inactivación de bacterias patógenas presentes en las aguas residuales del efluente de la depuradora de Linares; y 2), la producción de energía fotovoltaica durante el tratamiento de desinfección y el efecto en la generación eléctrica de la capa de agua residual en la superficie de los módulos fotovoltaicos. Los resultados obtenidos de estas investigaciones, presentados y discutidos a continuación, han permitido analizar la evolución y eficacia de esta tecnología.



Figura 7.1. Prototipos a escala de laboratorio durante el desarrollo de la tecnología SolWat: a) Static SolWat, b) Dynamic SolWat, c) Small Open SolWat y d) Large Open SolWat.

Los experimentos se realizaron al aire libre en condiciones soleadas, con cielo despejado y en un clima templado a lo largo del año (incluyendo todas las estaciones del año y sus variaciones en cuanto a temperatura ambiente y horas de sol, así como ángulos de incidencia de la radiación solar). Estos comenzaron alrededor de las 11:00-12:00 pm hora

local (2-3 horas antes del mediodía solar). Se utilizó el efluente secundario de aguas residuales reales de la EDAR de Linares (Jaén, España) que contenía cepas naturales de microorganismos (entre ellos: bacterias fecales), materia orgánica, nutrientes, sólidos suspendidos y compuestos orgánicos e inorgánicos, principalmente. En los presentes estudios, se realizó un tratamiento de exposición solar de 4 h de duración y se realizaron análisis microbiológicos (para *Escherichia coli*, *Enterococcus faecalis* y *Clostridium perfringens*), fisicoquímicos y de producción fotovoltaica del sistema. También se evaluaron los efluentes tratados mediante el método SODIS y se determinaron los posibles usos del agua tratada para su reutilización según la normativa española establecida en el RD 1620/2007 y la normativa europea en el R (EU) 2020/741 para la reutilización del agua.

En primer lugar (Artículo 1), se evaluó la tecnología SolWat en modo estático (sin circulación de agua) como tecnología que integra, en un sistema único y compacto, un reactor de desinfección de agua destinado a la desinfección solar del agua residual y un módulo fotovoltaico para la generación de energía fotovoltaica de forma simultánea. El sistema, posteriormente denominado Static SolWat (**Figura 7.1a**), después de ser sometido a un estudio cinético microbiano en diferentes condiciones climáticas, mostró resultados prometedores tanto en el tiempo de exposición solar (mejorado de 6 a 4 h, con respecto al sistema SolWat utilizado para la obtención de agua potable) como en la desinfección del agua residual. A pesar de que las cepas salvajes de *E. coli*, *E. faecalis* y *C. perfringens* no completaron la inactivación bacteriana total después de 4 h de tratamiento SODIS, se alcanzaron resultados favorables en términos de desinfección (ver **Figura 7.2**) permitiendo la obtención de agua regenerada, que podría utilizarse para diversos usos según el RD 1620/2007 (urbano, agrícola, industrial, ambiental o recreativo) y el R(EU) 741/2020 para usos agrícolas (calidad tipo C y D). Tras el tratamiento SODIS, se observó que las tasas de inactivación de *E. coli* fueron generalmente más altas que las de *E. faecalis* y *C. perfringens*, lo que sugiere una mayor sensibilidad de esta bacteria a la radiación solar.

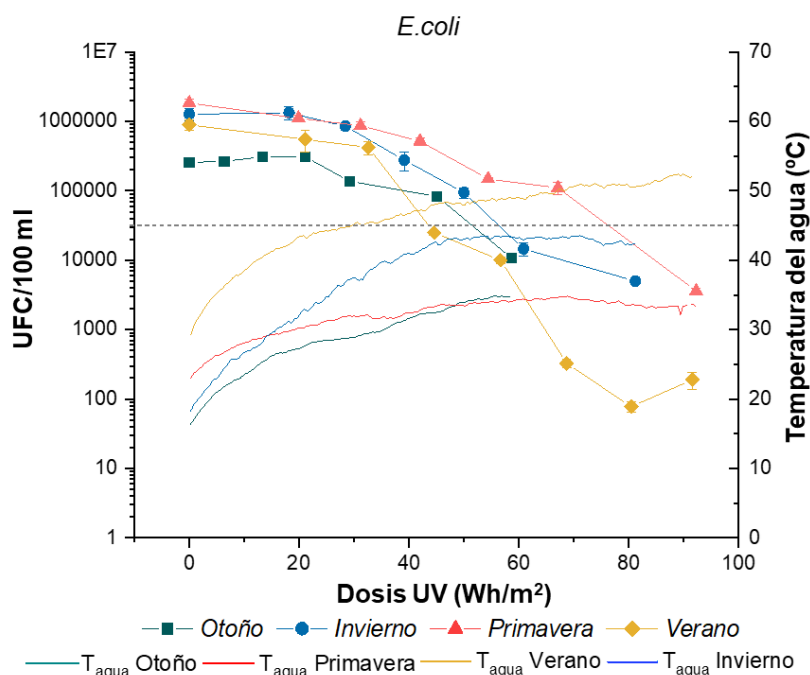


Figura 7.2 (Continúa)

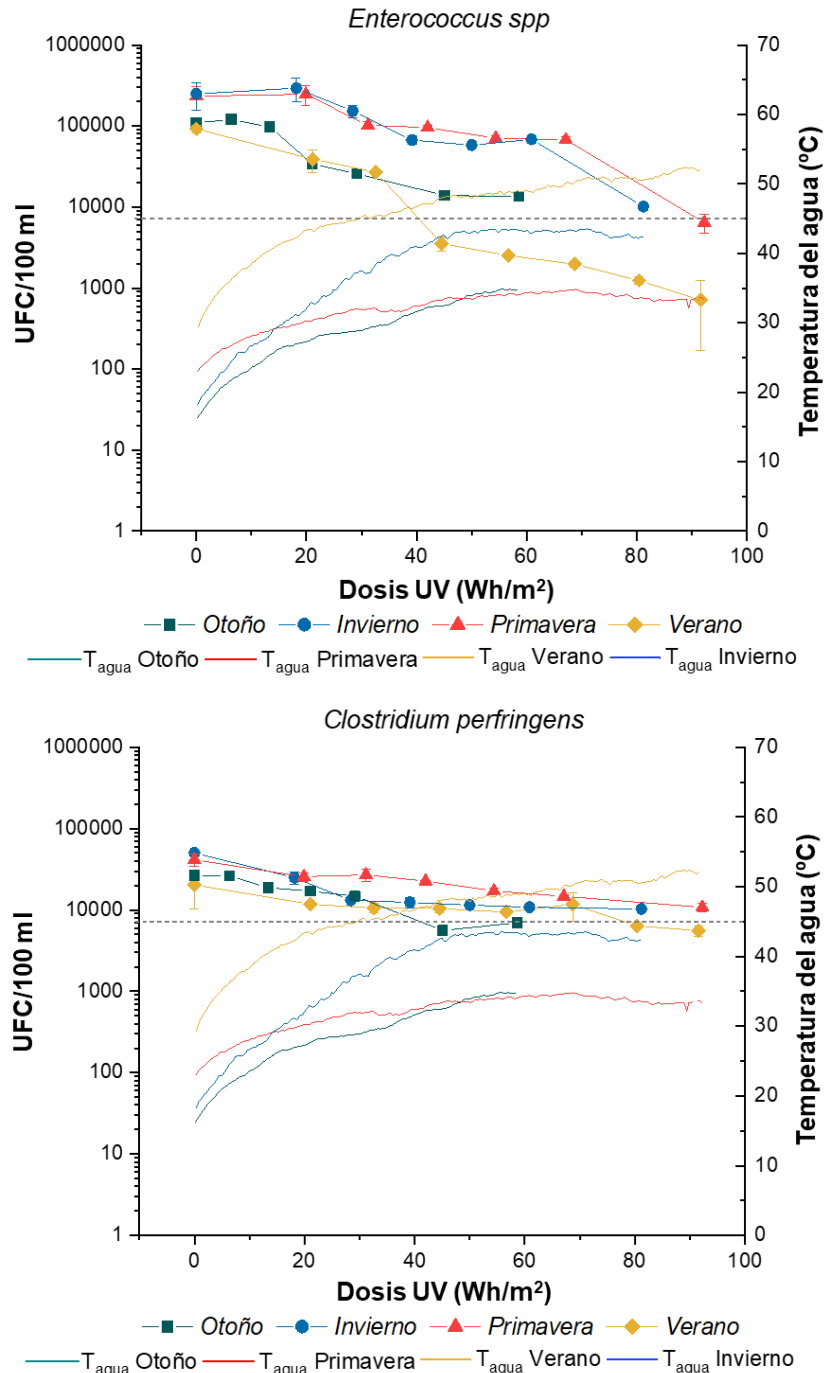


Figura 7.2. Concentración de *E. coli*, *E. faecalis* y *C. perfringens* vs. dosis UV (Wh/m²) durante los experimentos de exposición solar de 4 h, mostrando cada bacteria por separado en todas las estaciones para analizar la inactivación en diferentes condiciones climáticas (dosis UV y temperatura del agua).

En cuanto a la producción de energía fotovoltaica, el sistema híbrido SolWat tuvo una producción total de energía eléctrica ligeramente menor que el sistema de referencia (un único módulo fotovoltaico sin reactor de agua), con valores experimentales que oscilaron entre 15-17 Wh y 16-18 Wh, respectivamente. Esto se tradujo en unas pérdidas de producción de energía en SolWat del 5,4% al 7,8% en comparación con el módulo de referencia. Las pérdidas en el sistema SolWat están directamente relacionadas con las pérdidas de corriente por recibir menor radiación solar debido a la presencia de la capa de agua y el cristal de borosilicato sobre el módulo FV, que en términos de I_{sc} fueron del 5-10 %. La **Figura 7.3** presenta un ejemplo de los resultados obtenidos. Las diferencias

energéticas se atribuyeron a diversos factores, como las ligeras discrepancias en la eficiencia inicial durante la fabricación (7,5% para SolWat y 7,8% para el módulo de referencia); las pérdidas de radiación solar en el módulo SolWat debido al reactor de agua ubicado en la parte superior (compuesto por una lámina de agua y un vidrio de borosilicato); y las variaciones en la temperatura de los módulos fotovoltaicos, donde el sistema SolWat se benefició de temperaturas más bajas (1,6-7,8 °C menos con respecto al módulo de referencia) generando valores de tensión eléctrica más altos. Por tanto, la presencia de agua en el submódulo de desinfección del sistema SolWat, situado encima del módulo fotovoltaico, favoreció la generación de energía eléctrica al reducir la temperatura del módulo. Esto prácticamente compensó las pérdidas de irradiancia (pérdidas I_{sc}) provocadas por el submódulo, sin afectar significativamente en su rendimiento para la producción total de energía.

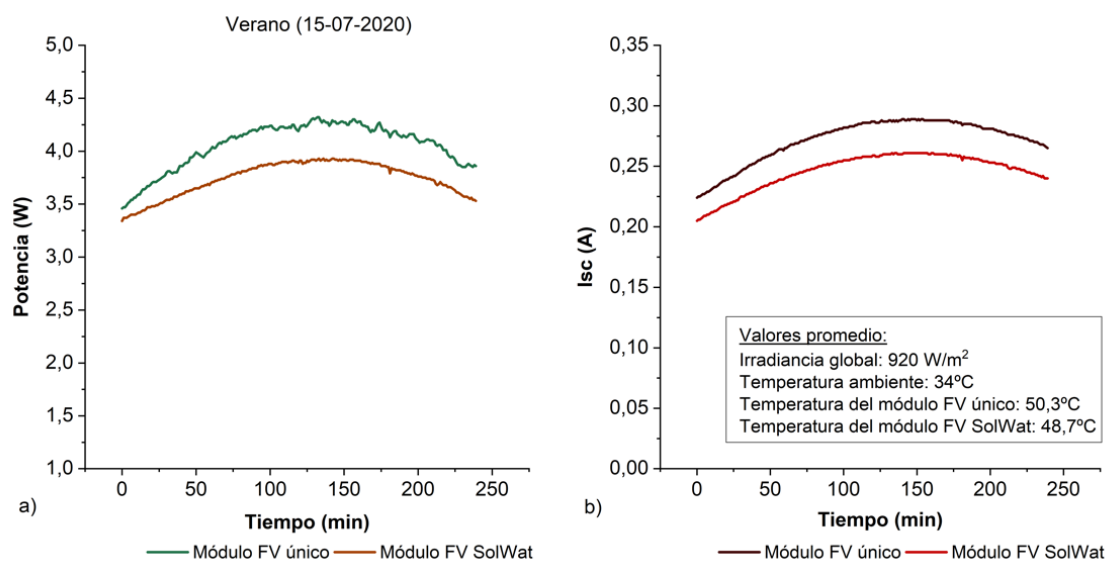


Figura 7.3. Resultados del experimento de verano (15/07/2020): a) Comparación del P_{mp} (W) en SolWat y el módulo fotovoltaico único de referencia para la exposición solar de 4 h, mostrando las pérdidas totales en la producción de energía. b) Comparación del I_{sc} (A) en SolWat y el módulo fotovoltaico único de referencia que muestran las pérdidas de radiación solar producidas por el reactor de agua en la parte superior del módulo fotovoltaico (Sistema SolWat). Se indican los valores máximos de los principales parámetros meteorológicos.

Posteriormente, con el fin de progresar y optimizar la tecnología SolWat, se llevó a cabo un estudio comparativo (Artículo 2) entre el sistema SolWat en modo estático (Static SolWat) y un prototipo SolWat funcionando en modo dinámico (Dynamic SolWat) (Figura 7.1b). Este trabajo tenía como objetivo evaluar la eficiencia de este último prototipo funcionando en continuo, tanto en la desinfección del efluente residual como en la generación de energía. Los resultados mostraron una desinfección prácticamente similar en ambos sistemas, aunque ligeramente menor en el sistema dinámico, debido a que este último trataba el doble de volumen de agua residual vs. el volumen tratado con el modo estático. Por otro lado, la dosis de radiación UV recibida por los sistemas SolWat fue la misma, pero esto no se cumplió para las bacterias estudiadas en las muestras de agua. Mientras que el sistema Static SolWat irradiaba una partícula (microorganismo) durante 4 horas; Dynamic SolWat lo hacía de forma intermitente, lo que resultaba en un tiempo de exposición UV más corto y una dosis UV menor. Específicamente, la radiación por área iluminada en SolWat en modo estático fue del 100% durante las 4 horas de exposición solar, mientras que en el SolWat en modo dinámico fue del 50%, equivalente

a un tiempo de exposición a la radiación UV de 2 horas. A pesar de estas diferencias, ambos sistemas lograron alcanzar niveles de inactivación bacteriana adecuados (**Figura 7.4**) para permitir la reutilización del agua para diversos usos, de acuerdo con la normativa española y europea. Los resultados fueron similares a la primera investigación realizada para SolWat en modo estático (Artículo 1) y ligeramente inferiores para SolWat en modo dinámico al obtener agua regenerada con los más bajos requisitos de calidad. Por otra parte, la producción total de energía fotovoltaica experimental en el sistema Dynamic SolWat (entre 15 y 19 Wh) fue más eficiente energéticamente que en Static SolWat (13 y 17 Wh), con una generación de energía muy similar o ligeramente más eficiente que el módulo fotovoltaico simple de referencia (14 y 19 Wh). Las pérdidas de energía (ocasionadas por la lámina de agua y el vidrio de borosilicato) en el sistema estático oscilaron entre el 5,0% y el 10,7%; en comparación con el sistema en modo dinámico mostrando pérdidas inferiores al 2,1% o alcanzando incluso valores energéticos más eficientes que el módulo de referencia (ver ejemplo en la **Figura 7.5**). El rendimiento mejorado del prototipo Dynamic SolWat se atribuye al efecto compensador de la refrigeración del agua sobre el módulo fotovoltaico SolWat, que mantuvo las temperaturas de los módulos entre 2 y 14 °C más bajas con respecto al módulo de referencia y alrededor de 2 a 6 °C más refrigeradas que el Static SolWat; contrarrestando así las pérdidas causadas por la radiación y aumentando su rendimiento energético.

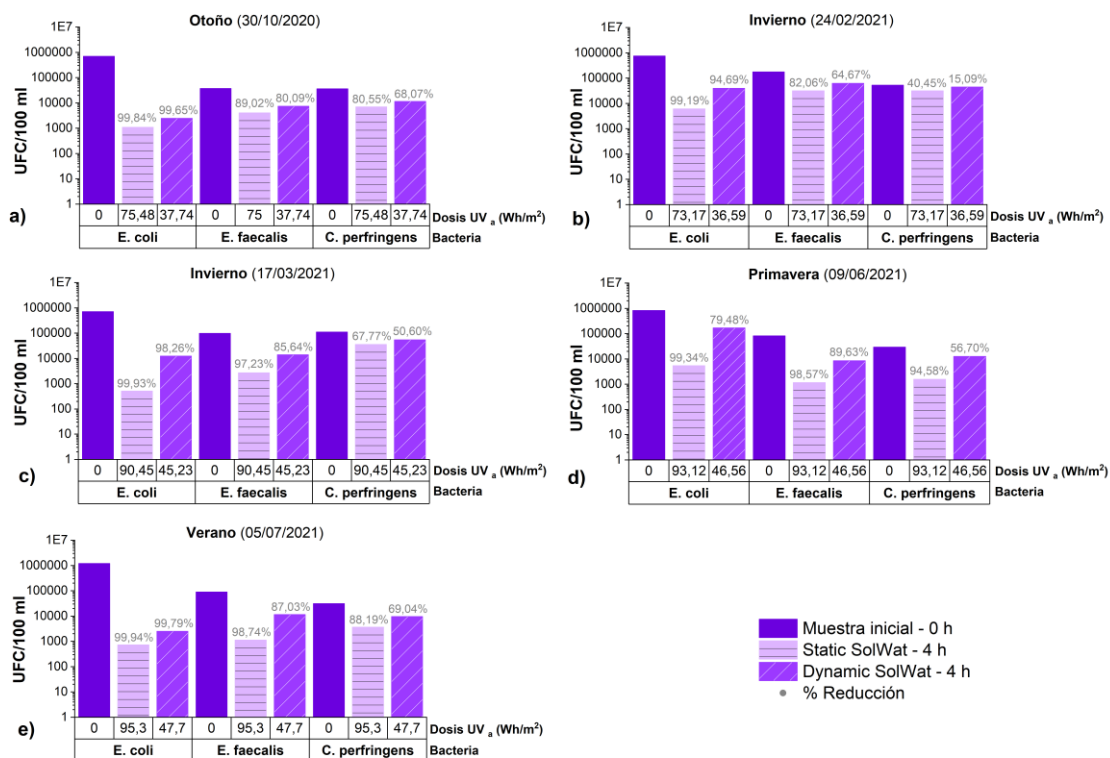


Figura 7.4. Concentración de *E. coli*, *E. faecalis* y *C. perfringens* (UFC/100 mL) y dosis UV para los microorganismos en las muestras de agua ("Dosis UV_a", en unidades de Wh/m²), frente al tiempo de exposición solar (4 h). También se muestra el porcentaje de desinfección bacteriana junto con los valores máximos. Los gráficos corresponden a las pruebas de a) 30/10/2020, b) 24/02/2021, c) 17/03/2021, d) 09/06/2021 y e) 05/07/2021.

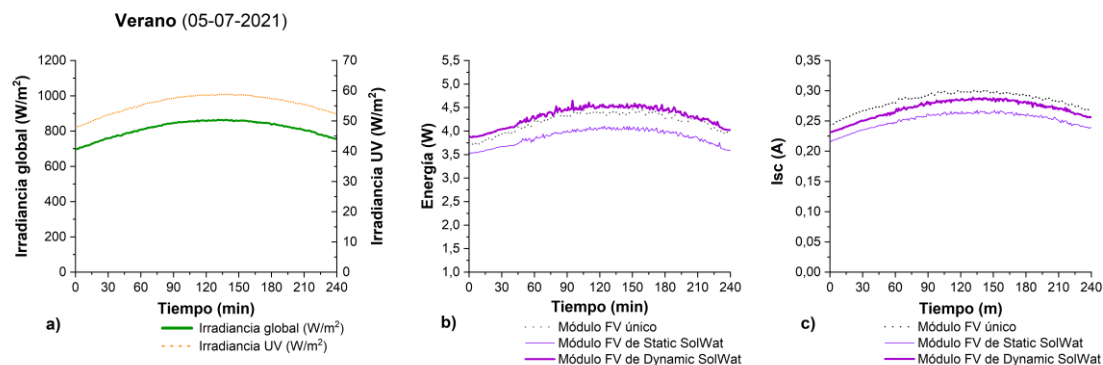


Figura 7.5. Experimento 05/07/2021: Módulos SolWat frente al módulo fotovoltaico independiente; a) condiciones meteorológicas bajo sol real, representando la irradiancia solar global y la irradiancia UV; b) potencia generada en el punto de máxima potencia (Pmp); y c) corriente generada (Isc). Estas últimas cifras muestran, respectivamente, las pérdidas totales en la producción de energía y las pérdidas por radiación solar, ambas causadas por el reactor de agua situado encima de los módulos fotovoltaicos SolWat y por el efecto del caudal de agua.

Una vez comprobada la eficacia del sistema SolWat en modo continuo y en modo dinámico, se trabajó en una nueva optimización de la tecnología para mejorar la desinfección solar del agua e incrementar la producción eléctrica del sistema, manteniendo el efecto refrigerante de la lámina de agua pero reduciendo el espesor de la misma. Para ello, se diseñaron y desarrollaron dos nuevos prototipos, Small Open SolWat (**Figura 7.1c**) y Large Open SolWat (**Figura 7.1d**) (Artículo 3). En estos prototipos, la novedad reside en el reactor de desinfección de agua, que en este caso consiste en una fina película de agua residual (espesor de 1 mm) que cae por gravedad sobre el módulo, de forma que se ha eliminado el vidrio frontal del reactor y se ha reducido el espesor de la lámina de agua. Los prototipos fueron fabricados en diferentes tamaños, siendo Large Open SolWat (634x535x25 mm) más grande que Small Open SolWat (260x210x18 mm). Además de las diferencias en su tamaño, Large Open SolWat incluye un segundo reactor de agua utilizado como tanque de desinfección externo y abierto, expuesto completamente a la radiación solar, con el objetivo de mejorar y acelerar el proceso de desinfección solar. Comparado con la lámina de agua de 1 mm de espesor sobre el módulo fotovoltaico, el agua expuesta en el tanque presentó un espesor de lámina de agua mucho mayor, correspondiente al volumen utilizado: aproximadamente de 2,8 cm para 4 L y 3,7 cm para 6 L de agua. Por lo que, en este último prototipo se estimó que el volumen de muestra de agua iluminada fue de aproximadamente el 95-97 % (teniendo en cuenta que el sistema de bombeo utiliza alrededor de 200 ml del volumen total de la muestra), a diferencia del Small Open SolWat, donde solo se iluminó alrededor del 2,8% debido a sus dimensiones más reducidas y a la falta de un tanque de agua externo completamente expuesto a la radiación solar. Como resultado, en el caso del sistema Small Open SolWat el tiempo de exposición a los rayos UV fue más corto, lo que resultó en una menor dosis de UV recibida. Esto llevó a la conclusión de que la calidad del agua recuperada en el Small Open SolWat no era significativa, a diferencia del Large Open SolWat que mostró resultados satisfactorios en la desinfección microbiológica del agua, a pesar de no alcanzar la inactivación bacteriana total durante los experimentos realizados. Los resultados de esta investigación para Large Open SolWat muestran una calidad del agua tratada aún más óptima que otros sistemas SolWat, con volúmenes de tratamiento de 4,2

y 6,2 L. Se obtuvo agua regenerada que podría destinarse a diversos usos: urbano, agrícola, industrial, ambiental o recreativo según la normativa española (RD 1620/2007); o para usos agrícolas de calidad tipo C y D, incluso de tipo B en algunos casos, según la normativa europea (R(UE) 2020/741). La **Figura 7.6** muestra la inactivación bacteriana tras la desinfección solar de las muestras experimentales. Estos beneficios fueron (principalmente) consecuencia del uso de dos reactores de desinfección de agua y la ausencia del vidrio de borosilicato en el reactor de agua encima del módulo fotovoltaico del sistema. Es importante mencionar que Large Open SolWat permitió que la temperatura del agua se mantuviera a menor temperatura debido a la recirculación del agua y al efecto de la evaporación de parte de la lámina de agua. Otro hallazgo notable fue que Large Open SolWat generó energía eléctrica simultáneamente a la obtención de agua regenerada, con una producción energética mejorada entre un 15 y un 21 % (sin considerar el consumo de energía del bombeo) vs. el módulo fotovoltaico de referencia. Esto se logró gracias a la refrigeración de las temperaturas de las células del módulo por igual, las cuales se mantuvieron entre 16 y 31 °C. Como resultado, el sistema generó en promedio un 19% más de energía, con valores entre 151 y 158 Wh, comparados con el módulo fotovoltaico individual que generó entre 125 y 133 Wh. A modo de ejemplo, la **Figura 7.7** expone los resultados obtenidos en una prueba de invierno.

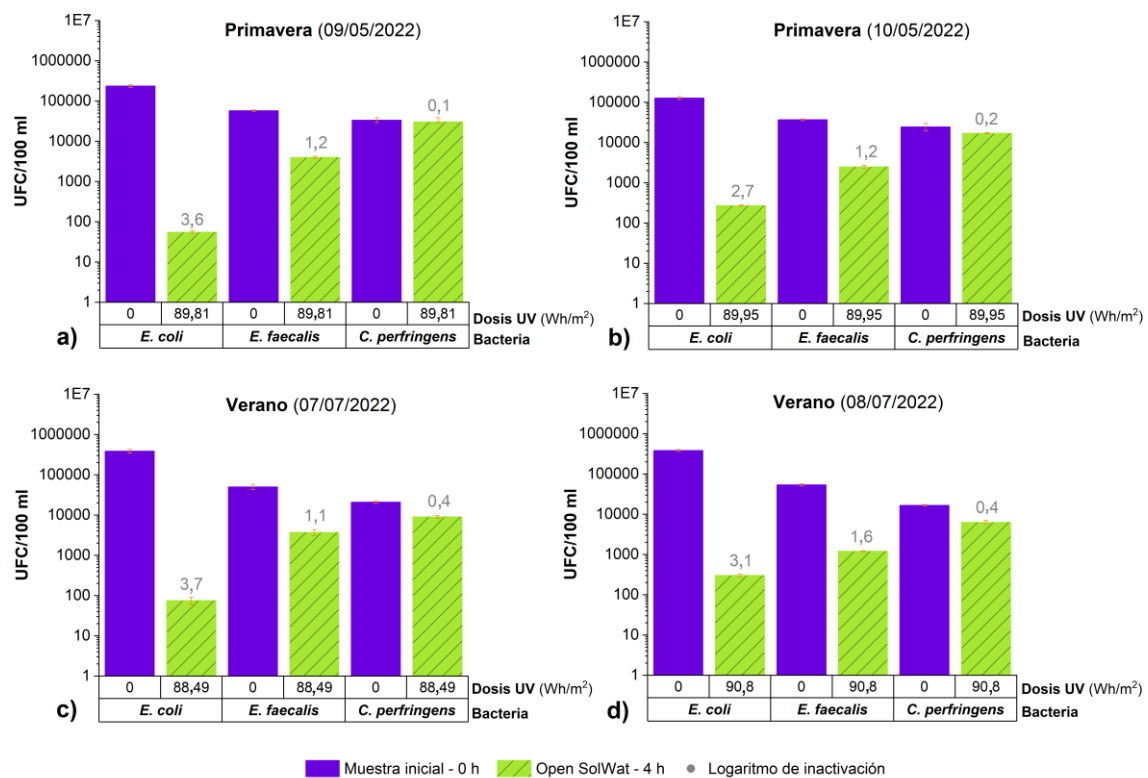


Figura 7.6. Concentración de *E. coli*, *E. faecalis* y *C. perfringens* en las muestras de agua tratada en relación con la dosis de UV para el sistema Large Open SolWat: (a) 09/05/2022 (b) 10/05/2022 (c) 07/07/2022 y (d) 08/07/2022. Las barras muestran la desviación estándar (error). Se incluye el logaritmo de la inactivación bacteriana.

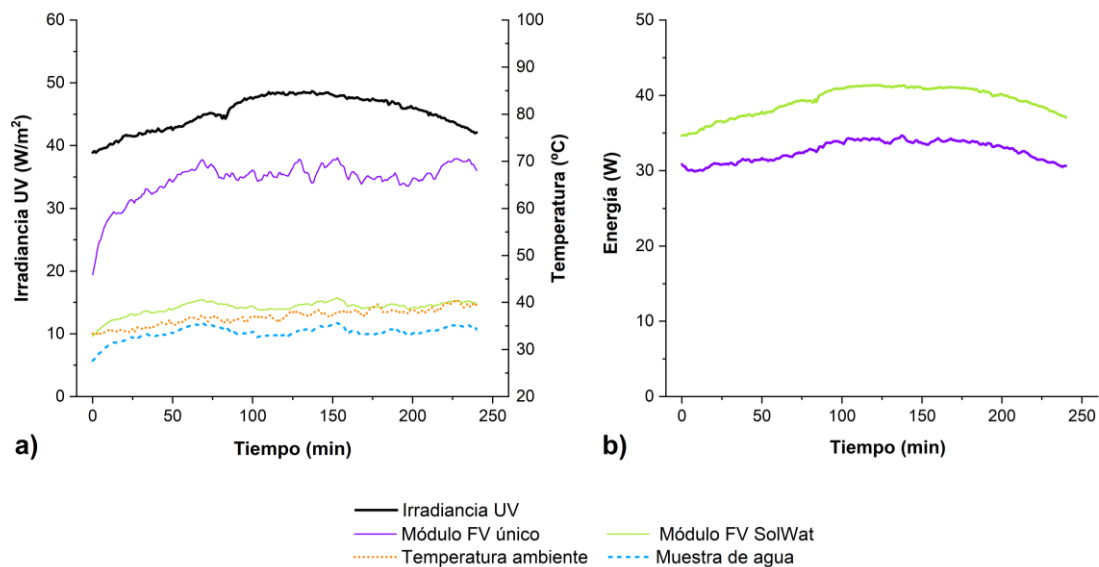


Figura 7.7. Resultados de la prueba de verano (08/07/2022) incluyendo a) la irradiancia UV, la temperatura ambiente y las temperaturas del Large Open SolWat y su módulo FV de referencia, y b) la energía generada.

Durante todo este trabajo, se emplearon muestras naturales de aguas residuales del efluente secundario de una EDAR, que presentaban elevadas concentraciones de cepas bacterianas salvajes (entre 10^5 – 10^6 UFC/100 mL para *E. coli*, 10^4 – 10^5 UFC/100 ml para *E. faecalis* y 10^4 – 10^5 UFC/100 ml para *C. perfringens*), materia orgánica y nutrientes, lo que dificultó el proceso de desinfección solar. *C. perfringens* (incluidas esporas) se mostró como la bacteria más resistente a la desinfección frente a *E. coli* y *E. faecalis*, principalmente debido a la resistencia de sus esporas, que son difíciles de eliminar. Otros factores observados que afectan a la inactivación bacteriana fueron el volumen de agua tratado; el caudal de la misma, con influencia negativa al aumentar independientemente de la duración del tratamiento SODIS (Artículo 2 y 3); y el porcentaje de evaporación de la muestra de agua, el cual está relacionado con la pérdida de calor en la refrigeración del módulo fotovoltaico. También se observó que a mayor volumen de agua se ejerce una influencia positiva sobre la temperatura del agua y la tasa de evaporación (menores pérdidas) (Artículo 3). Por otra parte, se concluyó que para asegurar una inactivación eficaz sería necesario que en un momento dado haya una exposición a la radiación solar máxima de las bacterias (continuamente iluminadas por los rayos UV), como en Static SolWat, que alcanzó una dosis UV ininterrumpida y mostró una inactivación bacteriana más eficaz; en lugar de una exposición repetida a dosis subletales durante un largo período de tiempo, como en Dynamic SolWat, que resultó en una menor inactivación bacteriana (Artículo 2).

Por otra parte, aunque la calidad del agua inicial del efluente secundario de la EDAR cumple siempre con la Directiva 91/271/CEE de vertido para concentraciones de <25 mg/L DBO₅, <125 mg/L DQO y <35 mg/L SST; los valores de turbidez iniciales experimentales fueron próximos o superiores a 5 NTU, lo que pudo afectar negativamente a la penetración de la radiación solar en la capa de agua y, por tanto, en la eficacia de la desinfección solar. Asimismo, la turbidez del agua influyó en la transmisión de la radiación solar visible e infrarroja cercana hasta el módulo fotovoltaico, lo que resultó en una disminución del rendimiento eléctrico debido a la dispersión de la luz en el reactor

de agua con vidrio de borosilicato (Artículos 1 y 2). En cambio, en los últimos prototipos (Artículo 3) la influencia de la turbidez no fue significativa debido a la ausencia de este vidrio en el reactor de agua y a la delgada lámina sobre la superficie del módulo FV. Por otro lado, el resto de parámetros fisicoquímicos analizados antes y después del tratamiento SODIS no mostraron variabilidad significativa en su concentración ni presentaron concentraciones que puedan afectar a la calidad del agua regenerada, con la excepción del prototipo final Large Open SolWat. En este sistema hubo un aumento leve o significativo de algunos parámetros fisicoquímicos. Por ejemplo, se detectaron concentraciones de fosfatos superiores a 2 mg/L o más de 0,1 mg/L de cromo, que excedieron los límites establecidos en la normativa española RD 1620/2007. Las principales causas de estos resultados fueron: a) las pérdidas de agua por evaporación (mayores concentraciones de sustancias en menor volumen) tras el tratamiento experimental y b) las condiciones climáticas, que incorporan al agua tratada otras partículas en suspensión del ambiente (por ejemplo, si hay viento que transporta partículas). El parámetro más afectado fue la turbidez, que además es clave para la reutilización del agua y que obtuvo concentraciones >10 NTU en casi todos los ensayos. Este último problema podría solucionarse con un tratamiento adicional durante el tratamiento experimental o después del mismo, mediante filtración o decantación.

En resumen, el primer estudio de SolWat en modo estático demostró por primera vez la capacidad de esta tecnología para tratar aguas residuales y generar energía eléctrica de manera simultánea. (Artículo 1). Después, se demostró la viabilidad de SolWat en modo dinámico (Dynamic SolWat) para: a) adaptarse al funcionamiento de la EDAR con un flujo continuo, ya que el agua fluye continuamente para su tratamiento en la misma, b) tratar el doble de volumen de agua (2 L) en SolWat en modo dinámico frente al SolWat en modo estático (1 L), y c) aumentar la refrigeración de la temperatura de los módulos fotovoltaicos, gracias a la recirculación del agua, mejorando la producción energética en el sistema (Artículo 2). Por último, el prototipo optimizado Large Open SolWat se destacó como la tecnología SolWat más eficiente hasta el momento, tanto en la desinfección solar del agua residual como en la generación de energía. Este sistema mejoró la calidad final del agua regenerada para su reutilización y vertido final al medioambiente, y se aumentó la producción eléctrica del módulo fotovoltaico, gracias al sistema de refrigeración por agua basado en una fina película de agua que circula por la superficie frontal del módulo, lo que permite obtener más energía que el módulo fotovoltaico individual. De esta forma, se concluye que el nuevo prototipo SolWat abierto que funciona en modo dinámico podría ser viable para su implementación como un tratamiento terciario eficaz en una depuradora, obteniendo beneficios energéticos y logrando una gestión sostenible del agua.

Finalmente, el último estudio realizado en este trabajo de tesis se basó en el análisis de la ley de reciprocidad en la desinfección solar de aguas residuales naturales para las tres bacterias estudiadas anteriormente, en diferentes condiciones climáticas bajo sol real. El objetivo de este estudio fue comprender mejor este fenómeno de inactivación bactericida (ya que se cuestiona su validez en la literatura científica) en condiciones operativas reales de exposición a la luz solar, únicamente bajo el efecto óptico y despreciando la influencia significativa del efecto térmico de la temperatura y su sinergia (para temperaturas superiores a 45 °C) de la temperatura durante el tratamiento de desinfección experimental (Artículo 4). Para ello, se controló la temperatura del agua expuesta a la radiación solar por debajo de 20 °C. En cada prueba experimental se llevaron a cabo dos ensayos: a) antes del mediodía solar, con una duración de aproximadamente 2,6 h, y b) durante el mediodía

solar, con una duración de aproximadamente 2 h. Los resultados experimentales de la desinfección solar no lograron la inactivación total de ninguna de las cepas bacterianas estudiadas durante la investigación, aunque se lograron tasas de desinfección significativas para *E. coli* y *E. faecalis*. Los datos obtenidos validaron la ley de reciprocidad para *E. coli* en todas las pruebas experimentales, con tasas de inactivación de 0,44 a 0,51 m²/Wh, aunque se observaron ligeras desviaciones a dosis UV bajas (se han estimado que las dosis bajas son dosis de UV <20 Wh/m² a partir de los resultados obtenidos en este trabajo). Para *E. faecalis*, la reciprocidad sólo fue válida a intensidades inferiores a 700 W/m², con tasas de 0,04 y 0,035 m²/Wh. En el caso de *C. perfringens*, no se observaron resultados significativos de desinfección que permitieran verificar la ley. Estos resultados pueden observarse en la **Figura 7.8**, en la cual se muestra la desinfección bacteriana durante la prueba realizada en primavera, junto con la **Tabla 7.1**, que muestra las tasas de inactivación durante las pruebas experimentales. Desde otro punto de vista, se observaron diferencias en la respuesta fisiológica de los microorganismos estudiados en el tratamiento SODIS, lo que sugiere que es natural esperar anomalías en la ley de reciprocidad para diferentes especies bacterianas, como se ha confirmado en la literatura científica. En este sentido, al no haber una conclusión final válida e igual para todas las bacterias estudiadas sin tener la absoluta certeza de que la ley de reciprocidad se cumpla siempre, no podría utilizarse la ley de reciprocidad para calcular o estimar la desinfección del agua residual a partir de los valores de radiación solar global recibida y el tiempo de tratamiento de forma precisa. Además, teniendo en cuenta que en las aplicaciones reales de los tratamientos terciarios no se va a poder controlar la temperatura del agua, podemos concluir que no podemos utilizar esta ley para estimar la desinfección solar del agua bajo distintas condiciones climáticas de momento. Haría falta mayor investigación con distintos microorganismos, así como con distintas temperaturas para ver si la ley se cumple y se pudiera utilizar para realizar estimaciones diarias de la desinfección solar del agua en el terciario. También sería interesante ver si la concentración microbioana influye en la ley de reciprocidad durante la desinfección solar. Por último, se debería estudiar cómo afecta esta ley a las muestras de agua naturales frente a las muestras sintéticas, ya que la literatura enfrenta diferentes opiniones.

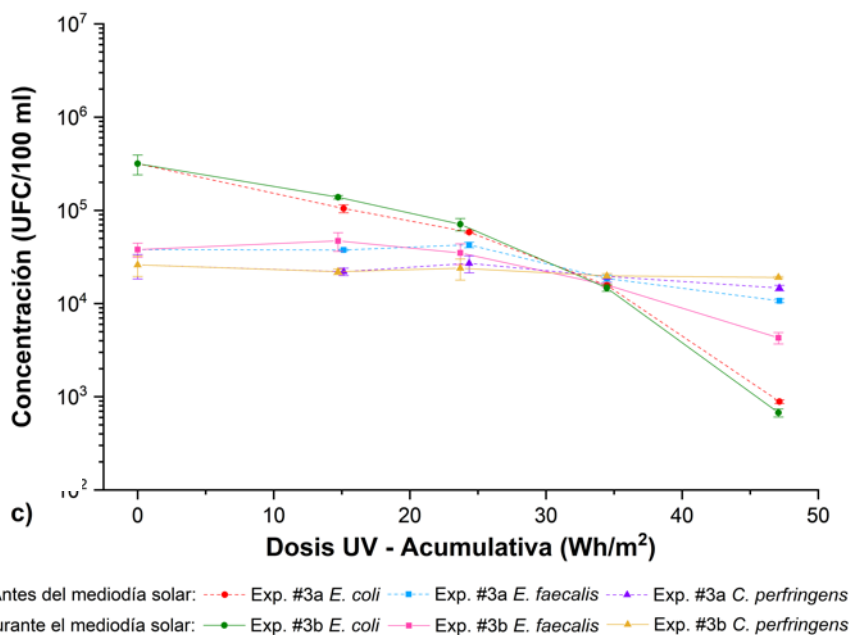


Figura 7.8. Resultados de desinfección bacteriana obtenidos durante los ensayos experimentales de la prueba de primavera. En ambos ensayos, la irradiancia UV fue > 700 W/m².

Tabla 7.1. Cinética de los procesos de desinfección puramente UV con control de temperatura controlada (<20°C) en los experimentos realizados durante las pruebas #1, #2 (en otoño) y #3 (en primavera) para *E. coli*, *E. faecalis* o *C. perfringens*. Se siguió un modelo de decaimiento lineal logarítmico de primer orden.

Bacteria	Experimento	Turbidez (NTU) promedio	k_{UV}	R^2
<i>E. coli</i>	#1a	8,55	$0,044 \pm 0,005$	0,997
	#1b	8,99	$0,050 \pm 0,003$	0,999
<i>C. perfringens</i>	#1a	8,55	$0,027 \pm 0,002$	1
	#1b	8,99	$0,039 \pm 5,662 \times 10^{-4}$	1
<i>E. coli</i>	#2a	8,48	$0,051 \pm 0,003$	0,999
	#2b	8,44	$0,046 \pm 0,004$	0,999
<i>E. faecalis</i>	#2a	8,48	$0,040 \pm 0,002$	1
	#2b	8,44	$0,035 \pm 0,001$	1
<i>E. coli</i>	#3a	4,34	$0,045 \pm 0,005$	0,995
	#3b	4,66	$0,046 \pm 0,006$	0,993
<i>E. faecalis</i>	#3a	4,34	$0,008 \pm 0,002$	0,999
	#3b	4,66	$0,014 \pm 0,004$	0,996
<i>C. perfringens</i>	#3a	4,34	$0,004 \pm 9,949 \times 10^{-4}$	1
	#3b	4,66	$0,003 \pm 3,744 \times 10^{-4}$	1

Capítulo 8.

Conclusiones y líneas futuras

8. Conclusiones y líneas futuras

El presente proyecto de investigación se ha centrado en el estudio de la aplicación de la tecnología SolWat para el tratamiento de desinfección solar (o método SODIS) de aguas residuales urbanas, con el objetivo de obtener agua regenerada para otros usos o mejorar su calidad antes de ser vertida en otros cuerpos de agua, a la vez que produce energía con el uso exclusivo de la energía solar fotovoltaica. Al inicio de esta tesis se empezó a trabajar con un sistema híbrido cerrado (módulo fotovoltaico con un reactor de agua cerrado encima) que se probó de manera intensiva; primero de forma estática (Static SolWat, sin circulación de agua), demostrándose por primera vez la capacidad de esta tecnología para el tratamiento de aguas residuales y la producción simultánea de energía fotovoltaica; y después de forma dinámica (Dynamic SolWat, con flujo de agua), que evidenció la viabilidad de esta tecnología en modo dinámico y sus ventajas en comparación con el modo estático.

Durante el trabajo de tesis también se diseñaron dos nuevos prototipos optimizados a nivel de laboratorio, Small Open SolWat y Large Open SolWat, en los cuales el reactor de agua ya pasaba a ser abierto, por lo que la configuración de los sistemas híbridos pasaba a ser un módulo fotovoltaico con una fina lámina de agua encima (de 1 mm de grosor) que iba circulando sobre su superficie gracias a un sistema de bombeo. Large Open SolWat destacó como la tecnología más eficiente de entre todos los prototipos SolWat desarrollados hasta el momento. Estaba diseñada con una dimensión de mayor tamaño (45 Wp) frente al resto de sistemas (5 Wp) y además del reactor de agua sobre el módulo FV en forma de una fina lámina de agua residual, que bajo la exposición solar experimentaba un proceso de desinfección solar a la vez que favorecía la refrigeración de las temperaturas del módulo FV; se diseñó el tanque de agua como depósito de agua abierto con exposición directa a la radiación solar, beneficiándose de su efecto germicida. El diseño del sistema tiene claras ventajas en términos de rendimiento, eficiencia y desde el punto de vista de su fabricación; ya que permite el uso de flujo laminar sobre los módulos de manera sencilla con una adaptación simple de los módulos fotovoltaicos convencionales, permitiendo la adaptación de cualquier módulo convencional para este uso. Por otra parte, la configuración de capa delgada sobre el módulo, aunque se ha utilizado puntualmente en la literatura con otros fines (el de refrigeración del módulo), nunca antes se había utilizado para el tratamiento de agua ni se había configurado con el tanque abierto con el objetivo de mejorar y acelerar el proceso de desinfección solar del agua.

El prototipo final, Large Open SolWat, obtuvo resultados prometedores durante los experimentos de tratamiento SODIS de 4 horas, demostrando su eficacia en dos aspectos clave en términos de: 1) Reducción de la concentración microbiológica del agua para su obtención como agua regenerada, con la posibilidad de utilizarse para diversos usos según la normativa española RD 1620/2007 (uso urbano, agrícola, industrial, ambiental y recreativo) y la europea R(UE) 2020/741 (usos agrícolas de calidad tipo B, C y D) de reutilización del agua; y 2) en cuanto a la refrigeración del módulo, ya que permite una producción eléctrica superior a la de un módulo fotovoltaico convencional de referencia (sin reactor de agua encima), con una eficiencia que mejoró entre un 15 y un 21% (sin considerar el consumo de energía de bombeo), como consecuencia de la refrigeración del módulo, que consiguió reducir la temperatura de operación del módulo (entre 16,2 a 30,6

°C). La energía generada podría utilizarse para autoabastecer el sistema de bombeo y compensar la demanda energética de una EDAR en el futuro, utilizando energías renovables.

Otro hallazgo relevante está relacionado con la eficacia del tratamiento SODIS en diferentes indicadores fecales a lo largo de las estaciones del año. Aunque no se logró una inactivación microbiana completa durante los ensayos, se alcanzaron niveles de desinfección significativos que permitieron la obtención de agua regenerada para una diversidad de usos, mejorando siempre el efluente final. La dificultad para desinfectar el agua se atribuye principalmente a la elevada carga microbiológica de bacterias fecales, materia orgánica y nutrientes presentes en las muestras de aguas residuales naturales de los efluentes secundarios de la EDAR utilizados. En cuanto a la resistencia de las bacterias al tratamiento de desinfección, se observó que *Clostridium perfringens* (incluidas esporas) fue el microorganismo más resistente, seguido de *Enterococcus faecalis* y *Escherichia coli*, siendo este último el más sensible.

Por otro lado, como ya hemos visto, la desinfección solar puede variar considerablemente durante el día debido a varios factores: condiciones climáticas (presencia de nubes o no, temperatura, composición de la atmósfera), tiempo de exposición, época del año, ubicación geográfica, calidad microbiológica o concentración de la muestra, etc. En este contexto, la ley de reciprocidad es fundamental en la desinfección solar ya que permite comprender cómo interactúan la intensidad de la radiación solar y el tiempo de exposición al sol para lograr una desinfección efectiva del agua; sin embargo, su validez es cuestionada por la literatura científica. Ley de reciprocidad o ley de Bunsen-Roscoe para los procesos fotoquímicos establece que la eficiencia de inactivación es proporcional a la dosis de radiación UV aplicada (Wh/m^2), que se define como el producto de la intensidad de radiación por el tiempo de exposición, independientemente de la irradiancia UV utilizada (W/m^2). En este proyecto se realizó un estudio final para verificar la ley de reciprocidad en la desinfección solar de aguas residuales (Artículo 4). El objetivo fue evaluar la viabilidad del tratamiento solar sin necesidad de alcanzar temperaturas que afecten al proceso de desinfección. Para lograrlo, se eliminó el efecto térmico y su sinergia en la desinfección solar manteniendo las muestras de agua por debajo de los 20°C, centrándose exclusivamente en el efecto óptico de la radiación UV. Los hallazgos mostraron que la ley de reciprocidad solo se confirma para la desinfección solar de *E. coli* (normalmente para dosis UV $>20 \text{ Wh/m}^2$, en base a los resultados obtenidos en este trabajo) para concentraciones iniciales de 10^6 - 10^7 UFC/100 mL. En cambio, *E. faecalis* muestra desviaciones en esta ley, siendo válida solo a intensidades de radiación inferiores a 700 W/m^2 para 10^5 - 10^6 UFC/100 mL, por encima de este valor de irradiancia la ley experimentaba variaciones significativas y no era válida. En cuanto a *C. perfringens*, no se obtuvieron resultados significativos para este estudio por su resistencia a la radiación solar y bajos valores de desinfección obtenidos. Además, según la literatura científica, se analizó el hecho de que es común encontrar variaciones en la aplicación de la ley de reciprocidad para distintas especies bacterianas. En general, la principal conclusión de estos resultados es que la ley de reciprocidad en la desinfección solar sería difícil de utilizar para la estimación de la desinfección solar del agua basada en la irradiancia y el tiempo de exposición, ya que existen desviaciones de la misma al menos en una especie (*E. faecalis*). Por tanto, al no haber una conclusión final válida e igual para todas las bacterias estudiadas, no podría utilizarse la ley de reciprocidad para calcular o estimar la

desinfección del agua residual a partir de los valores de radiación solar global recibida y el tiempo de tratamiento de forma precisa. Deberían realizarse más estudios para comprender y determinar plenamente la validez de esta ley y su posible aplicación para la previsión de la desinfección solar del agua.

En conclusión, este trabajo de tesis ha realizado una primera prueba de concepto a nivel de prototipo de laboratorio confirmando la viabilidad de la tecnología SolWat en modo dinámico para su posible uso como tecnología de tratamiento terciario de una EDAR, demostrando su potencial para la reutilización de aguas. Esta tecnología aprovecha la desinfección solar efectiva del agua residual y la generación simultánea de electricidad utilizando exclusivamente la energía solar como una fuente de energía limpia y renovable, en un dispositivo único y compacto. Su aplicación promete mejorar la calidad del agua de los efluentes secundarios para su vertido seguro en otras masas de agua o su reutilización. Además, esta tecnología eficiente y sostenible podría reducir el impacto ambiental de las depuradoras, ya que no utiliza productos químicos ni es energéticamente dependiente, y la reducción de los costes energéticos de funcionamiento de las EDAR (bombeo, aireación, etc.). Asimismo, sustituiría otros procesos de desinfección convencionales que tienen un alto consumo de energía (desinfección con lámpara UV) y procesos químicamente dependientes (cloración). Los sitios potenciales para su implementación incluyen a los países industrializados donde el uso de tecnologías de depuración de agua residual (tratamiento 1º y 2º) es generalizado, aunque su uso podría destinarse a países en desarrollo que también utilicen tecnologías esenciales de depuración de agua residual o como tratamiento de emergencia para la obtención de agua de mejor calidad. Esta tecnología podría ser una buena alternativa mitigar la contaminación ambiental, prevenir enfermedades relacionadas con el agua y abordar el preocupante problema de la escasez mundial del agua, así como el deterioro de la calidad del agua y su disponibilidad, que agravan cada vez más el estrés hídrico.

En cuanto a las líneas futuras de trabajo, el siguiente objetivo de este proyecto es continuar avanzado en el desarrollo de esta tecnología para su implementación como tratamiento terciario en una EDAR, tratando mayor volumen de agua residual y mejorando la desinfección del agua para usos más restrictivos de agua regenerada y, si fuera posible, optimizar el tiempo de tratamiento SODIS. Además, se pretende mejorar el rendimiento del módulo fotovoltaico para la generación de energía. En este sentido, se ha conseguido un nuevo proyecto de investigación dentro del grupo de trabajo dentro de las convocatorias ‘Pruebas de Concepto’ del Ministerio de Ciencia, Innovación y Universidades. En este proyecto se plantea en primer lugar la fabricación de un prototipo de mayor tamaño, correspondiente a un nivel TRL4-TRL5 (Technology Readiness Level), concretamente en la etapa de desinfección. Este nuevo prototipo incorporará módulos fotovoltaicos de conexión a red (375 – 420 Wp / módulo) y un sistema de al menos 1,5 kWp. En segundo lugar, se pretende someter a este nuevo sistema a una campaña experimental intensa y continua que incluya la variabilidad climática durante un año completo (incluyendo días soleados/nublados/luvia) para poder validar el sistema en un entorno ya más parecido al real, analizando el rendimiento eléctrico (producción de energía) y la desinfección solar del agua acorde con las normativas vigentes de reutilización del agua (ahora ya la R(EU) 741/2007, ya que la RD 1620/2007 fue derogada en junio de 2023). También se deberían de tener en cuenta otros microorganismos

presentes en el agua residual requeridos por la nueva normativa, como la detección de nematodos intestinales, *Salmonella*, *Legionella*, *Colifagos*, entre otros. En tercer lugar, se debe estudiar la viabilidad técnica del nuevo sistema al integrarse en la depuradora vs. la integración de un sistema fotovoltaico convencional en depuradoras, incluyendo la gestión del tratamiento de agua durante las horas nocturnas cuando no hay sol, y realizar un estudio de viabilidad económica para el ahorro energético en la EDAR de Linares, evaluando así las posibilidades reales de introducción en el mercado del sistema. Finalmente, también se pretende implementar una etapa previa de filtración, ya que normalmente los tratamientos terciarios constan de una etapa de filtración y una etapa de desinfección. La etapa de filtración permitirá mitigar los problemas de turbidez iniciales, así como reducir las concentraciones microbianas, favoreciendo especialmente la eliminación y reducción de esporas de *C. perfringens* que son difíciles de eliminar durante la etapa de desinfección solar.

Las **Figuras 8.1** y **8.2** muestran un avance del desarrollo de la nueva tecnología SolWat.



Figura 8.1. Avance en el desarrollo de la tecnología SolWat con el nuevo prototipo Open SolWat en modo dinámico fabricado a mayor escala, con módulos fotovoltaicos comerciales de conexión a red, vs. el prototipo Large Open SolWat.



Figura 8.2. Instalación a gran escala para el estudio de la nueva tecnología Open SolWat en la azotea de la EPS de Linares.

Capítulo 9.

Lista de publicaciones

9. Lista de publicaciones

Artículos

- Publicaciones JCR en revistas

M. Vivar, M. Fuentes, **J. Torres**, M. J. Rodrigo, “*Solar disinfection as a direct tertiary treatment of a wastewater plant using a photochemical-photovoltaic hybrid system*”, *Journal of Water Process Engineering* 42 (2021), 102196. Impact factor (2021): 7.340. *Water Resources* (2021): 8/100 (Q1). *Chemical Engineering* (2021): 23/143 (Q1). Open-Access. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102196>

J. Torres, M. Vivar, M. Fuentes, A.M. Palacios, M.J. Rodrigo, “*Performance of the SolWat system operating in static mode vs. dynamic for wastewater treatment: power generation and obtaining reclaimed water*”, *Journal of Environmental Management* 324 (2022), 116373. Impact factor (2021): 8.910. *Environmental Sciences* (2021): 34/279 (Q1). Open-Access. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116373>

J. Torres, M. Vivar, M. Fuentes, A. P. Palacios, “*SolWat technology for simultaneous wastewater disinfection and higher energy generation utilizing PV module front surface*”, *Journal of Water Process Engineering* 57 (2024), 104698. Impact factor (2022): 7.0. *Water Resources* (2022): 6/103 (Q1). *Chemical Engineering* (2022): 21/142 (Q1). Open-Access. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.104698>

J. Torres, A. M. Palacios, M. Fuentes, M. Vivar, “*Study of the Bunsen–Roscoe Reciprocity Law in Solar Water Disinfection (Optical Effect) for E. coli, E. faecalis and C. perfringens*”, *Water* 16 (2024), 1406. Impact factor (2022): 3.4. *Water resources* (2022): 38/103 (Q2). *Environmental Sciences* (2022): 135/275 (Q2). Open-Access. DOI: <https://doi.org/10.3390/w16101406>

- Publicaciones en otras revistas

J. Torres, M. Vivar, M. Fuentes, M. J. Rodrigo. “*Desinfección solar como tratamiento terciario directo de una planta de aguas residuales mediante un sistema híbrido fotoquímico-fotovoltaico*”. *Solar News* (revista especializada en energía solar), Vol. 93, 2º bimestre de 2021, pág.12-18. DOI: <https://www.calameo.com/read/0008841659eac01478914>

J. Torres, M. Vivar, M. Fuentes, A. P. Palacios. “*Open SolWat System with Cooling of the Secondary Wastewater Effluent from a WWTP on the Front Surface of the Photovoltaic Module for efficient Energy Generation and Reclaimed Water Production*”. *Environmental Sciences Proceedings*, Vol. 25(1):81, 2023. DOI: <https://doi.org/10.3390/ECWS-7-14321>

Congresos

J. Torres, M. Vivar, M. Fuentes, A. P. Palacios, M. J. Rodrigo. “*Reducing energy consumption and environmental impact in wastewater plants by using exclusively solar energy based hybrid systems*”. *IWA DDBPs 2022. 3rd International Conference on Disinfection and DBPs.*, June 27th – July 1st, 2022 – Milan, Italy. Asistencia presencial y presentación oral.

J. Torres, M. Vivar, M. Fuentes, A. P. Palacios. “*Analysis of a new SolWat photochemical-photovoltaic system with wastewater cooling on the front surface of the photovoltaic module as a possible tertiary treatment in a WWTP*”. The 7th International Online Electronic Conference on Water Sciences session Water Quality and Advanced Water Treatment and Reuse, March 15th – March 30th, 2023, online. Realizada mediante una aportación escrita. DOI: [Sciforum.net/paper/view/14321](https://sciforum.net/paper/view/14321)

➤ ECWS-7 Best Abstract Award.

M. Fuentes, M. Vivar, **J. Torres**. “*Application Electronics Teaching: PBL Based on Radio Control Vehicles*”, 15th annual International Conference on Education and New Learning Technologies, EDULEARN23, pp. 3910-3919. ISBN: 978-84-09-52151-7. 03/07/2023 – 05/07/2023. Palma de Mallorca, Spain. Virtual oral presentation. DOI: [10.21125/edulearn.2023.1055](https://doi.org/10.21125/edulearn.2023.1055)

Libros

Libros de divulgación científica con ISBN



Manuel Fuentes Conde, Ana María Palacios Villa, **Julia Torres López** y Marta Vivar García. *Calidad del agua* (16 pp.). (2022). ISBN: 978-84-17592-24-0. Linares (España).



Manuel Fuentes Conde, Ana María Palacios Villa, **Julia Torres López** y Marta Vivar García. *Cocinando con el sol* (16 pp.). (2022). ISBN: 978-84-17592-21-9. Linares (España).



Manuel Fuentes Conde, Ana María Palacios Villa, **Julia Torres López** y Marta Vivar García. *Energías Renovables* (16 pp.). (2023). ISBN: 978-84-17592-29-5. Linares (España).

Capítulo 10.

**Copia de las publicaciones científicas
(pdf's)**

Artículo 1

Vivar, M., Fuentes, M., Torres, J., Rodrigo, M. J. (2021). Solar disinfection as a direct tertiary treatment of a wastewater plant using a photochemical-photovoltaic hybrid system. *Journal of Water Process Engineering*, 42, 102196. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102196>

Journal of Water Process Engineering 42 (2021) 102196



Contents lists available at ScienceDirect

Journal of Water Process Engineering

journal homepage: www.elsevier.com/locate/jwpe



Solar disinfection as a direct tertiary treatment of a wastewater plant using a photochemical-photovoltaic hybrid system

M. Vivar^{a,*}, M. Fuentes^a, J. Torres^a, M.J. Rodrigo^b

^a Grupo IDEA, EPS Linares, Universidad de Jaén, Linares 23700, Spain.

^b Aqualia, Aguas de Linares 'Linaqua', Linares 23700, Spain.

ARTICLE INFO

Keywords:
Solar disinfection
Photovoltaic
Wastewater
Clostridium perfringens
E. coli
Enterococcus faecalis

ABSTRACT

This work evaluates the SolWat hybrid system for solar water disinfection and photovoltaic energy generation, for its implementation in tertiary treatment plants, using real wastewater directly from the effluent after its secondary treatment. Solar disinfection of *E. coli*, *Enterococcus faecalis* and *Clostridium perfringens* microorganisms was evaluated over the course of a complete year. Four experiments in batch mode were conducted in autumn, winter, spring and summer, and microbiological and physicochemical parameters were analysed. In addition, the kinetics of solar disinfection during 4 h were analysed, and the dose of lethal ultraviolet radiation for microorganisms established. Results showed that *E. coli*, *Enterococcus faecalis* and *C. perfringens* did not complete total bacterial inactivation after 4 h of treatment in the SolWat system, but that the inactivation levels achieved were sufficient as to allow for the reuse of water for various uses (urban, agricultural, industrial, etc.). *Clostridium perfringens* continued to be the most resistant bacteria vs. *E. coli* and *Enterococcus faecalis*. The total photovoltaic energy production in the hybrid system compared to the reference system was the same, generating both the SolWat module and the reference module identical electrical power due to the compensating effect of module water cooling vs. radiation losses.

1. Introduction

Energy consumption in water treatment plants is a critical part of their operation and maintenance costs, and can reach a 30–50% of the total [1,2]. These costs tend to increase due to the continuous increase in the price of energy. Most of the energy consumed is electrical, used in water pumping, aerators, heat digesters, sludge dehydration or tertiary treatments such as ultraviolet disinfection and desalination, so practically throughout the entire treatment line. In this sense, tertiary treatments in wastewater treatment plants, intended to improve the quality of the final discharge into the environment (complying with EU directives 2000/60/EC and 91/271/EEC) [3], are one of the stages that demand most energy consumption. As they are not required by law in most treatment plants, for example in Spain is only required in populations of more than 10,000 inhabitants-equivalent in sensitive areas, RD 11/1995 [4], they are not usually included in the wastewater treatment lines due, not only to the cost of the initial investment, but to the high cost of operation and maintenance (mainly electrical costs).

In regions where the water-energy nexus has been comprehensively analysed, as for the case of California in US, findings show how 19%

(water supply and treatment + end uses: agriculture, residential, commercial, etc.) of electricity was associated with water use [5]. In another study [6] covering 60,000 drinking water treatment facilities and 15,000 operational wastewater treatment facilities in the United States, the electricity consumption was evaluated as 3% of the national total, and the cost of operation of the facilities associated with energy as 10% of the total. More globally, electrical expenses are estimated at between 5 and 30% of the total operating costs in water and sewage services worldwide, reaching up to 40%. The world energy consumption that is achieved in the water cycle is 7% with variability between countries, for example; 3% in the United States and an estimated 5.8% in Spain [7]. Also, the implementation of stricter regulations (due to the increase in emerging pollutants, drugs, fragrances, cosmetics, etc.) on wastewater discharges causes increases in energy consumption due to the implementation of new technologies for disposal of contaminants [8]. Given the economic and environmental importance of energy use in wastewater treatment plants (WWTPs), the energy balance is a growing concern.

Research is looking for new alternative solutions to improve the environmental sustainability of wastewater treatment plants as well as

* Corresponding author.

E-mail address: mvivar@ujaen.es (M. Vivar).

<https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102196>

Received 5 May 2021; Received in revised form 21 June 2021; Accepted 22 June 2021

Available online 6 July 2021

2214-7144/© 2021 The Authors.

Published by Elsevier Ltd.

This is an open access article under the CC BY-NC-ND license

<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>.

Artículo 2

Torres, J., Vivar, M., Fuentes, M., Palacios, A. M., Rodrigo, M. J. (2022). Performance of the SolWat system operating in static mode vs. dynamic for wastewater treatment: power generation and obtaining reclaimed water. *Journal of Environmental Management*, 324, 116373. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116373>

Journal of Environmental Management 324 (2022) 116373



Contents lists available at ScienceDirect

Journal of Environmental Management

journal homepage: www.elsevier.com/locate/jenvman



Research article

Performance of the SolWat system operating in static mode vs. dynamic for wastewater treatment: Power generation and obtaining reclaimed water



J. Torres^{a,*}, M. Vivar^a, M. Fuentes^a, A.M. Palacios^a, M.J. Rodrigo^b

^a Grupo IDEA, EPS Linares, Universidad de Jaén, Linares, 23700, Spain

^b Aqualia, Aguas de Linares 'Linaqua', Linares, 23700, Spain

ARTICLE INFO

Keywords:

Solar disinfection
Photovoltaic
Wastewater
Faecal microorganisms
Reclaimed water
Flow

ABSTRACT

Two hybrid SolWat systems operating in static (without flow circulation) versus dynamic (with flow circulation) mode were simultaneously compared. This work aims to demonstrate the viability of SolWat in dynamic mode to: a) adapt to the operation of the WWTP with a continuous flow, in which the wastewater flows continuously for treatment, b) treat a larger volume of water in the system and c) increase the cooling of the PV modules thanks to the cooling of the temperature of the water sample to improve the energy efficiency in the system. Real secondary wastewater effluents from wastewater treatment plants were used, using solar energy for water disinfection and photovoltaic energy production, in order to use the SolWat systems and implement it as a tertiary treatment. A total of five experiments were performed during autumn, winter, spring and summer. Solar disinfection of *Escherichia coli*, *Enterococcus faecalis* and *Clostridium perfringens* was assessed, and physicochemical parameters were also analysed. The UV dose received by the SolWat systems was the same, but not for the microorganisms in the water sample. The static SolWat irradiated a particle (microorganism) for 4 h, while the dynamic SolWat irradiated intermittently, so the latter system received a shorter UV exposure time, and therefore a lower UV dose. Results indicated that, although the microorganisms did not obtain the absolute bacterial inactivation during the SODIS treatment in any SolWat system, adequate inactivation levels were achieved to allow the reuse of the water for various uses (Royal Decree 1620/2007, Regulation (EU) 2020/741), although to a lesser extent for SolWat in dynamic mode, which treated twice the volume of water and reached cooler temperatures. *C. perfringens* proved to be the most resistant bacterium tested. The total photovoltaic energy production in the dynamic mode system was more energy efficient than the static mode, being even more efficient than the single PV reference system during the spring (3.5%) and summer (2.7%) test, due to the compensating effect by the cooling of the water on the photovoltaic module against the losses caused by radiation.

1. Introduction

Water stress is already a recurrent and growing problem in Europe causing environmental and economic consequences (EEA, 2021), mainly by natural phenomena (drought, meteorological events), by phenomena derived from human activities (unsustainable water abstraction, deterioration of water quality, lack of access to water) or by a combination (climate change). This problem will increase in the future due to climate change, which will affect the availability, quality and quantity of water for basic human needs and ecosystems. According to the predictions of UNESCO's World Water Assessment Programme (WWAP) 2020, this problem will aggravate the situation in the most

water scarce regions and create shortages in regions where water is still abundant. Furthermore, although there are directives such as Directive 91/271/EEC which sets out the necessary measures that Member States must comply with to ensure that urban wastewater is adequately treated before being discharged into inland or marine waters, and reused whenever appropriate, many European municipalities currently do not treat wastewater. As a result, this further damages the ecological and chemical status of water resources, as well as harming natural ecosystems and biodiversity. Unfortunately, water reuse, which could save and reduce water waste, is only used to a limited extent in the European Union according to Regulation (EU) 2020/741. Possible causes seem to be due to the low use of water reclamation systems (tertiary treatment)

* Corresponding author.

E-mail address: juliatootres@gmail.com (J. Torres).

<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116373>

Received 22 July 2022; Received in revised form 17 September 2022; Accepted 23 September 2022

Available online 2 October 2022

0301-4797/© 2022 The Authors. Published by Elsevier Ltd. This is an open access article under the CC BY-NC-ND license (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

Artículo 3

Torres, J., Vivar, M., Fuentes, M., Palacios, A. M. (2024). SolWat technology for simultaneous wastewater disinfection and higher energy generation utilizing PV module front surface. *Journal of Water Process Engineering*, 57, 104698. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.104698>

Journal of Water Process Engineering 57 (2024) 104698



Contents lists available at ScienceDirect

Journal of Water Process Engineering

journal homepage: www.elsevier.com/locate/jwpe



SolWat technology for simultaneous wastewater disinfection and higher energy generation utilizing PV module front surface

J. Torres^{*}, M. Vivar, M. Fuentes, A.M. Palacios

Grupo IDEA, EPS Linares, Universidad de Jaén, Linares 23700, Spain

ARTICLE INFO

Keywords:
Solar energy
Photovoltaics
Active water cooling
Reclaimed water
Solar disinfection

ABSTRACT

Development of the Open SolWat system, which uses exclusively solar energy and is intended for tertiary treatment in a WWTP, as it could improve environmental sustainability and reduce energy consumption. Two prototypes of different sizes have been studied: Small and Large Open SolWat. These consisted of an open water disinfection reactor on a photovoltaic module, which had a pumping system that constantly cooled the surface of the module by means of a thin film of free-falling wastewater. The experiments took place on sunny days with climatic variability. Microbiological, physicochemical and photovoltaic performance analyses of the system were carried out. Large Open SolWat stood out with very beneficial results. It obtained reclaimed water after a SODIS treatment of 4 h under real sunlight, which could be used for other uses according to Spanish (RD 1620/2007) and European (R(EU) 2020/741) regulations. Simultaneously, the system generated energy with an energy efficiency that improved by 15–21 % compared to the reference PV module, as a consequence of the successful cooling of the module temperatures (16.2–30.6 °C) with wastewater. The energy generated could be used to self-supply the pumping system and compensate the energy demand of a WWTP in the future, using renewable energy.

1. Introduction

Energy is an essential part of the development of human activity and its global consumption is increasingly in demand as a result of population growth, living standards and the increase in energy consuming activities in developed and emerging countries. Current energy demands are mainly met by fossil fuels and non-renewable sources that are rapidly depleting and emitting greenhouse gases. Numerous major concerns confront the world today, such as combating climate change and global warming through the use of renewable energy sources that must be properly managed and utilized. Solar energy is a renewable energy source that is clean, sustainable, readily available, safe, emission-free, and capable of addressing environmental concerns and concerns about energy sustainability. The use of photovoltaic (PV) modules is the best known and most widely used technique in the production of renewable solar energy, where photovoltaic cells are used to convert solar energy into electrical energy. Solar radiation [1], losses due to reflection and absorption by the materials that cover the cells [2], ambient temperature and module surface temperature [3], relative humidity, wind speed and accumulated dust or shading problems on the

module surface [4–6] are the main factors that most frequently influence the conversion efficiency of these devices. Nevertheless, solar radiation and ambient temperature are the key factors. The use of a renewable energy source, the ease of implementation, the low operating and maintenance costs, and the environmental friendliness of these systems are their main advantages.

Photovoltaic cells convert solar radiation into electricity, but some of that energy is converted into heat and causes an increase in the temperature of the modules. This leads to a reduction in the power output and energy efficiency of the modules, thus reducing their efficiency and lifetime [3,7]. Research is focused on reducing this negative impact to improve efficiency, as cells operate at higher temperatures than those established in standard test conditions (STC). Currently, photovoltaic energy conversion efficiency typically ranges between 10 % and 20 %, varying according to cell type and climatic conditions. Crystalline silicon cells decrease in efficiency by about 0.45–0.50 % for each degree Celsius increase in temperature [8]. In recent years, numerous reviews and comparative studies have been conducted on various cooling methods proposed to improve the efficiency on photovoltaic cells [9–15]. These methods include forced air, water spray, forced water circulation, water immersion, heat pipes, phase change materials,

^{*} Corresponding author.

E-mail address: juliatorres@gmail.com (J. Torres).

<https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.104698>

Received 28 July 2023; Received in revised form 11 December 2023; Accepted 15 December 2023

Available online 23 December 2023

2214-7144/© 2023 The Authors. Published by Elsevier Ltd. This is an open access article under the CC BY-NC-ND license (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

Artículo 4

Torres, J., Palacios, A. M., Fuentes, M., Vivar, M. (2024). Study of the Bunsen–Roscoe Reciprocity Law in Solar Water Disinfection (Optical Effect) for *E. coli*, *E. faecalis* and *C. perfringens*. *Water*, 16, 1406. DOI: <https://doi.org/10.3390/w16101406>



Article

Study of the Bunsen–Roscoe Reciprocity Law in Solar Water Disinfection (Optical Effect) for *E. coli*, *E. faecalis* and *C. perfringens*

Julia Torres ^{*}, Ana María Palacios [✉], Manuel Fuentes [✉] and Marta Vivar [✉]

Grupo IDEA, EPS Linares, Universidad de Jaén, 23700 Linares, Spain; apvilla@ujaen.es (A.M.P.); mfuentes@ujaen.es (M.F.); mvivar@ujaen.es (M.V.)

* Correspondence: jlopez@ujaen.es

Abstract: Water stress and water quality represent major environmental challenges in the 21st century. In response, wastewater management and its potential reuse emerge as strategies to mitigate these problems. This research aims to verify the law of reciprocity in the solar disinfection process of real secondary wastewater effluents for different faecal microorganisms. Flat disinfection reactors, subjected only to natural and continuous UV radiation, were used. The study focused on the optical effect of UV radiation, eliminating the significant influence of the thermal effect and its synergy in solar disinfection at temperatures above 45 °C, by controlling the temperatures of the water samples to levels below 20 °C. Three experimental tests were carried out on sunny days. Each test comprised two trials, under the following conditions: (a) low solar irradiance over a prolonged time (duration approximately: 2.6 h) and (b) high solar irradiance and a shorter period of time (approximately 2 h), with each receiving the same UV dose. Inactivation kinetics was analysed for *E. coli*, *E. faecalis*, and *C. perfringens* (including spores). The results validated the reciprocity law for *E. coli* in all tests for UV doses > 20 Wh/m², showing no significant deviations, with inactivation rates of 0.44 to 0.51 m²/Wh for initial concentrations of 10⁶–10⁷ CFU/100 mL. In contrast, for *E. faecalis*, the reciprocity was only valid at intensities < 700 W/m², with rates of 0.04 and 0.035 m²/Wh for 10⁵–10⁶ CFU/100 mL; above this irradiance value, the law varied significantly and was not valid. *C. perfringens* did not show significant disinfection results during the experiments to verify this law, mainly due to the resistance of its spores. Additional experimentation with *C. perfringens* is necessary, by extending the length of the experiments and/or conducting them at higher irradiance values, in order to reach bacterial inactivation to enable the analysis of the reciprocity law. In general, the main conclusion from these results is that the reciprocity law in solar disinfection would be difficult to use for the estimation of water solar disinfection based on the irradiance and exposure times, as there are deviations from it at least in one specie (*E. faecalis*). More studies should be carried out to fully understand and determine the validity of this law and its potential application for forecasting solar water disinfection.

Keywords: reciprocity; UV disinfection; solar energy; *E. coli*; *E. faecalis*; wastewater



Citation: Torres, J.; Palacios, A.M.; Fuentes, M.; Vivar, M. Study of the Bunsen–Roscoe Reciprocity Law in Solar Water Disinfection (Optical Effect) for *E. coli*, *E. faecalis* and *C. perfringens*. *Water* 2024, 16, 1406. <https://doi.org/10.3390/w16101406>

Academic Editor: Wei Wei

Received: 2 April 2024

Revised: 8 May 2024

Accepted: 12 May 2024

Published: 15 May 2024



Copyright: © 2024 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

1. Introduction

Global water resources are increasingly limited, and water availability and quality are major challenges affecting both developed and developing countries. Approximately 40% of the world's population lives in areas with water scarcity, and it is projected that more than 50% will face this situation by 2050 [1,2]. In view of this situation, one of the measures to mitigate water stress and limited access to water is the management of wastewater and its possible reuse. Disinfection technologies using renewable energy sources, such as solar energy [3–5], are attracting increasing attention in current wastewater treatment research due to their potential to address challenges associated with conventional methods, such as high energy costs and implementation difficulties. Among these technologies, SODIS [6] is a



Julia, Laura, Ana, Manuel y Marta.
Grupo de Agua y Energía, mayo de 2024. EPS de Linares, Linares (Jaén).

