



UNIVERSITAT
POLITÈCNICA
DE VALÈNCIA

CAMPUS D'ALCOI

Estudio de la actividad catalítica del cobalto en disolución acuosa

MEMORIA PRESENTADA POR:

Victoria Duarte Alvarado

TUTOR/A:

Lucas Santos-Juanes Jordá

Antonio Arques Sanz

GRADO DE INGENIERÍA QUÍMICA

Convocatoria de defensa: Julio 2021

RESUMEN

El agua es de vital importancia para el sostenimiento de los ecosistemas, la vida de los seres vivos y el desarrollo de las actividades humanas, y cada vez se sobrepasan más los límites de su contaminación, debido a los desechos industriales, vertido de basura, deforestación, etc. Por ello, el campo de investigación para la descontaminación del agua no cesa de crecer. En los últimos años, ha aumentado el interés en procesos avanzados de oxidación para degradar la materia orgánica del agua. En este proyecto se ha estudiado la actividad fotocatalítica de las sales de cobalto empleando diferentes oxidantes, con el objetivo de usar aguas residuales con restos de este metal, producto de la industria minera y recubrimientos metálicos, para tratar agua con contaminantes como el tiabendazol. Se han estudiado varios oxidantes (persulfato, peróxido de hidrógeno y ácido peracético) que suelen descontaminar efectivamente el agua por medio de su activación que resulta en generación de radicales reactivos. El ácido peracético es el que ha dado buenos resultados, siendo el responsable el radical peracetato generado en combinación con las sales de cobalto. Este ácido es un fuerte oxidante con potencial redox entre 1.06 y 1.96 V, muy utilizado en desinfección y oxidación.

Palabras claves: catálisis; tratamiento de aguas; cobalto.

ABSTRACT

Water is of vital importance to sustain ecosystems, the life of living beings and the development of human activities, and the limits of its contamination are increasingly exceeded, due to industrial waste, garbage dumping, deforestation, etc. For this reason, the field of research for water decontamination does not stop growing. In recent years, interest in advanced oxidation processes to degrade organic matter in water has increased. In this project, the photocatalytic activity of cobalt salts has been studied using different oxidants, with the aim of using wastewater with residues of this metal, a product of the mining industry or metallic coatings, to treat water with pollutants such as thiabendazole. Different oxidants, such as persulfate, hydrogen peroxide and peracetic acid have been studied for their capability of decontaminating water effectively through their activation resulting in generation of reactive radicals. Peracetic acid is the one that has given good results, being responsible the peracetate radical generated in combination with cobalt salts. This acid is a strong oxidant with a redox potential ranging from 1.06 to 1.96 V, widely used in disinfection, sterilization, and oxidation.

Key words: catalysis; water treatment; cobalt.

ÍNDICE

RESUMEN	2
ABSTRACT	3
1. INTRODUCCIÓN.....	10
1.1 LA CONTAMINACIÓN DEL AGUA.....	10
1.2 PROCESOS DE OXIDACIÓN AVANZADA.....	14
1.2.1 AOP basados en H ₂ O ₂	16
1.2.2 AOP basados en ozono	16
1.2.3 Fotocatálisis.....	17
1.2.4 Procesos de oxidación húmeda.....	18
1.2.5 Tecnologías de ultrasonidos	18
1.2.6 Otros AOP	19
1.3 PROCESO FENTON	19
1.4 PROCESO FOTO-FENTON	21
1.5 PROCESOS TIPO FENTON.....	22
1.6 COBALTO	23
1.7 TIABENDAZOL	24
1.7.1 Efectos del tiabendazol en el medio ambiente.....	26
2. OBJETIVOS.....	27
3. PROCEDIMIENTO EXPERIMENTAL.....	28
3.1 MATERIALES Y REACTIVOS	28
3.2 EQUIPOS EMPLEADOS	29
3.2.1 Cromatógrafo de líquidos de ultra alta presión (UHPLC)	29
3.2.2 Simulador.....	31
3.2.3 Espectrofotómetro	32
3.3 PREPARACIÓN PREVIA PARA REALIZAR CADA EXPERIMENTO.....	33
3.3.1 Cálculo de la cantidad estequiométrica del oxidante para el tiabendazol.....	33
3.3.2 Cálculo de la cantidad de Co ²⁺ para el tiabendazol.....	37
3.3.3 Cálculo de la cantidad de Fe ²⁺ para el tiabendazol	38
3.3.4 Cálculo de la cantidad de sales inorgánicas	38

3.4	METODOLOGÍA EXPERIMENTAL	40
3.4.1	Preparación del contaminante	40
3.4.2	Catálisis homogénea.....	40
3.4.3	Fotólisis.....	41
3.4.4	Fotocatálisis homogénea	41
3.4.5	Variación de pH.....	41
3.4.6	Determinación de oxidantes	42
4.	RESULTADOS	43
4.1	CALIBRADO DEL TIABENDAZOL	43
4.2	AJUSTE CINÉTICO	44
4.3	EFEECTO DE LA LUZ PARA EL SISTEMA $\text{Co}^{2+}/\text{PAA}$	46
4.4	ACCIÓN CATALÍTICA DEL COBALTO	48
4.5	EFEECTO DEL PH.....	50
4.6	VARIACIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DEL ÁCIDO PERACÉTICO	51
4.7	EFEECTO DEL AGUA DE RED	53
4.8	EFEECTO DE SALES INORGÁNICAS	55
4.9	EFEECTO DEL CATALIZADOR.....	57
4.10	SISTEMA $\text{H}_2\text{O}_2/\text{Co}^{2+}$	58
4.11	COMPARACIÓN ENTRE $\text{PAA}/\text{Co}^{2+}$ Y REACTIVO FENTON.....	60
5.	ESCALADO	63
5.1	CÁLCULOS DE ESCALADO	63
5.1.1	Similaridad geométrica.....	63
5.1.2	Similaridad dinámica	66
6.	ESTUDIO ECONÓMICO Y PRESUPUESTO	70
6.1	GASTOS DE INVERSIÓN	70
6.2	COSTES FIJOS	72
6.2.1	De personal	72
6.2.2	De amortización.....	73
6.2.3	De mantenimiento	74
6.3	COSTES VARIABLES	75
6.3.1	Energéticos.....	75

6.3.2	Material y productos químicos	76
6.4	COSTES TOTALES	78
7.	CONCLUSIONES.....	82
8.	BIBLIOGRAFÍA.....	83
9.	ANEXOS.....	87
9.1	BOLETÍN OFICIAL DEL ESTADO. TABLA SALARIAL 2019	87
9.2	PRESENCIA DE SALES INORGÁNICAS EN EL AGUA DE ALCOY.....	88
9.3	CATÁLOGO BOMBA:.....	92

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Tratamientos tradicionales de descontaminación de aguas residuales.....	12
Figura 2: Proceso Foto-Fenton	21
Figura 3: Estructura del tiabendazol	25
Figura 4: UHPLC.....	30
Figura 5: Simulador solar	31
Figura 6: Espectrofotómetro	32
Figura 7: Calibrado del tiabendazol	43
Figura 8: Comparación de oxidantes en oscuridad	44
Figura 9: Ejemplo de ajuste cinético	46
Figura 10: Comparación bloque PAA.....	47
Figura 11: Comparación de la cinética del bloque PAA	48
Figura 12: Acción catalítica del cobalto	49
Figura 13: Cinética de la acción catalítica del cobalto	50
Figura 14: Comparación de la constante cinética a distintos pH	51
Figura 15: Efecto de la variación de la concentración de PAA	52
Figura 16: Degradación del tiabendazol	53
Figura 17: Comparación de agua destilada y agua de red	54
Figura 18: Efecto del agua de red en la cinética	55
Figura 19: Estudio de la presencia de iones.....	56
Figura 20: Efecto de la presencia de iones en la cinética.....	57
Figura 21: Comparación de catalizadores con PAA.....	58
Figura 22: Sistema H_2O_2/Co^{2+}	59
Figura 23: Comparación bloque H_2O_2	60
Figura 24: Comparación PAA/ Co^{2+} y Fenton.....	61

Figura 25: Comparación de la cinética del Fenton y PAA/Co ²⁺	62
Figura 26: Diagrama de flujo de la planta industrial	68
Figura 27: Comparación del coste según reactivos para 10 m ³	80
Figura 28: Comparación de coste según el flujo diario	81

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1: Potencial de distintas especies.....	15
Tabla 2: Método de cromatografía líquida	31
Tabla 3: Grado de degradación del tiabendazol.....	52
Tabla 4: Presupuesto de los equipos.....	71
Tabla 5: Coste del personal.....	73
Tabla 6: Costes de productos químicos para el sistema PAA/Co ²⁺	77
Tabla 7: Costes de productos químicos para el reactivo Fenton	78
Tabla 8: Comparación de coste según reactivos y flujos diarios	80

1. INTRODUCCIÓN

1.1 LA CONTAMINACIÓN DEL AGUA

El agua es de vital importancia para el sostenimiento de los ecosistemas y el desarrollo de las actividades humanas. Se necesita para el consumo humano y usos domésticos, usos agrícolas e industriales. También se considera el disolvente universal por su extensa capacidad de disolver variedad de moléculas y esto permite que transporte células y use sustancias como el oxígeno y nutrientes. Por todo esto el agua es indispensable para la vida y la salud de los seres vivos.

Aunque el agua es la sustancia más abundante de la corteza, el 97% es agua marina, no apta para los seres humanos. Un 68% del agua dulce se encuentra congelada y solo la restante es apta para usos humanos. Actualmente la obtención del agua no supone un gran problema técnico dado que se emplean técnicas como la perforación de pozo profundos o a la toma de agua de un río. Sin embargo, a veces la obtención del agua tiene un coste económico o energético muy elevado, limitando la cantidad y calidad de agua disponible.

Por otro lado, debido a los desechos industriales, el abuso de los recursos, vertido de basura, deforestación, entre otros, se ha provocado una contaminación generalizada con sustancias químicas. Entre estas se encuentran los colorantes orgánicos, compuestos alifáticos y aromáticos halogenados, agroquímicos y compuestos que contienen azufre y nitrógeno. Por ello se exceden cada vez más los límites de la contaminación del agua y el campo de investigación para la descontaminación del agua no cesa de crecer.

El ciclo hidrológico tiene la capacidad de purificar y regenerar parte del agua contaminada pero debido al alto nivel de contaminación, este no es suficiente para eliminar todos los contaminantes.

Los métodos tradicionales de descontaminación de aguas residuales que utilizan microorganismos biológicos y procesos fisicoquímicos siguen siendo usados para

tratar aguas residuales domésticas. Sin embargo, como comentan Bokare y Choi (2014), no son lo suficientemente eficientes para producir agua con niveles legales y prácticamente aceptables de químicos tóxicos refractarios (como los pesticidas y solventes orgánicos) debido a la intoxicación de la biomasa.

Los tratamientos de aguas residuales se dividen en pretratamientos, tratamientos primarios, tratamientos secundarios y tratamientos terciarios o avanzados.

El pretratamiento consiste en la eliminación de las fracciones sólidas de mayor tamaño que se encuentran en las aguas residuales, y que puedan perjudicar el correcto funcionamiento los procesos posteriores.

El tratamiento primario o físico-químico elimina todas aquellas sustancias capaces de ser separadas ya sea por deposición en el fondo del reactor o por situarse en la superficie. Se puede ajustar el valor del pH para que no interfiera en tratamientos posteriores. El tratamiento secundario se encarga de eliminar la materia orgánica biodegradable haciendo uso de microorganismos. Para finalizar, el tratamiento terciario incluye una serie de técnicas que deben separar del agua aquellas especies que no han podido ser eliminadas en los tratamientos anteriores como aniones, cationes y compuestos orgánicos no biodegradables.

El siguiente esquema explica dicha clasificación y los procesos incluidos en cada etapa.

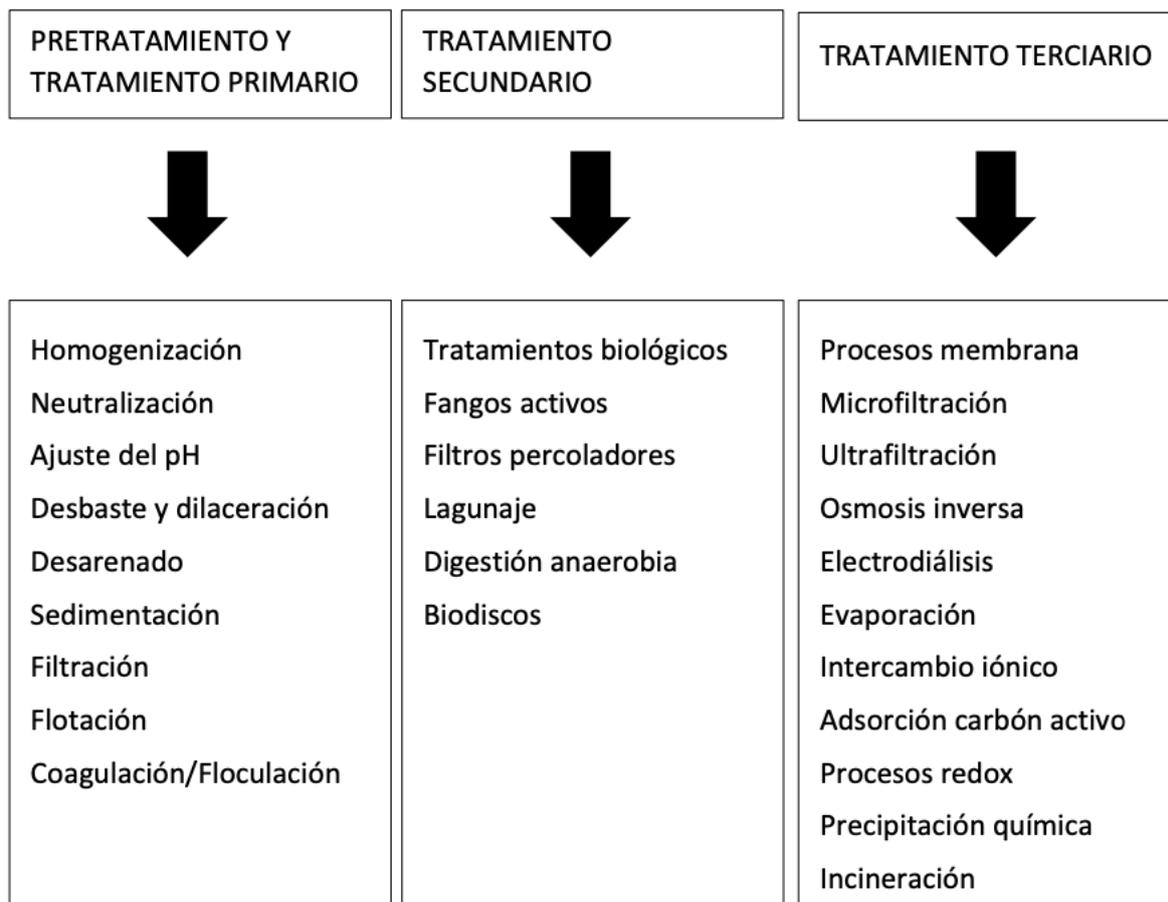


Figura 1: Tratamientos tradicionales de descontaminación de aguas residuales

La Directiva 2000/60 / CE fue el primer marco de la política europea del agua, que estableció una estrategia para definir las sustancias de alto riesgo. Se ha desarrollado una lista de vigilancia de sustancias/grupos de sustancias para su seguimiento en la Unión Europea, que con los años se ha actualizado. En ella están incluidas las siguientes sustancias: el diclofenaco antiinflamatorio no esteroide, la hormona sintética 17-alfa-etinilestradiol EE2, una hormona natural (17-beta-estradiol E2), tres antibióticos (azitromicina, claritromicina y eritromicina), junto con otra hormona natural (estrone E1), algunos pesticidas, un filtro UV y un antioxidante comúnmente utilizado como aditivo alimentario.

La ineficiencia de las EDAR convencionales para eliminar estos compuestos, promovieron la enmienda del marco para cubrir un conjunto más grande de compuestos peligrosos, así como recomendaciones adicionales para nuevos tratamientos de aguas residuales. Estas acciones deben ser implementadas por la

Comisión Europea y reguladas por las autoridades de los países europeos. (Barbosa, M. 2016).

Por ejemplo, el diclofenaco presenta bajas tasas de remoción durante el tratamiento biológico de aguas residuales ya que se puede adsorber parcialmente en el lodo y generalmente es poco biodegradable (Zhang et al., 2008). Algunos estudios de AOP que tratan con fotocátalisis heterogénea y / o foto-Fenton presentan una remoción moderada de diclofenaco. La ozonización, ya sea sola o combinada con fotólisis y / o fotocátalisis, se ha investigado a mayor profundidad y muestra una alta eficiencia para la eliminación de diclofenaco.

Otro ejemplo sería el filtro UV 2-ethylhexyl-4-methoxycinnamate. La remoción de EHMC varió (30-50%), dependiendo del tratamiento respectivo aplicado en la EDAR y la temporada (Tsui et al., 2014) pero podía ser eliminado mediante tratamiento UV (Santiago-Morales et al., 2013).

En el caso de los antibióticos, su eliminación por medio de tratamientos biológicos realizados en las plantas de tratamiento de aguas residuales normalmente es insuficiente debido a su efecto recalcitrante. La combinación de tratamientos biológicos con tratamientos avanzados puede ser eficiente, ya que, por ejemplo, la combinación de membranas con ósmosis inversa condujo a tasas de eliminación superiores al 99% (Dolar et al., 2012) para los antibióticos incluidos en la lista de vigilancia. Por lo tanto, se deben aplicar métodos avanzados para enfrentar este problema ambiental. Las tecnologías de membranas por sí solas no son suficientes para la eliminación completa de estos antibióticos. Se estudiaron los rayos UV en combinación con dióxido de titanio y la ozonización para la eliminación de claritromicina y eritromicina, consiguiendo una degradación más efectiva y completa con la ozonización, mientras que la ozonización catalítica mejora la mineralización de la eritromicina.

1.2 PROCESOS DE OXIDACIÓN AVANZADA

En los últimos años, ha aumentado el interés en procesos avanzados de oxidación, tecnologías alternativas emergentes para eliminar eficientemente los contaminantes orgánicos de aguas residuales con alta estabilidad química y baja biodegradabilidad. Los procesos de oxidación avanzados han mostrado éxito prometedor en degradación de contaminantes orgánicos en agua y aguas residuales, por medio de la generación de poderosos radicales oxidantes. Estos radicales tienen la capacidad de iniciar la mineralización de sustratos orgánicos de modo que se oxiden de forma total o parcial a sustancias más biodegradables. Dentro de estos radicales se encuentran el hidroxilo y sulfato (HO^\bullet y $\text{SO}_4^{\bullet -}$) entre otros. La espontaneidad termodinámica de un proceso depende del potencial de reducción de las reacciones que tienen lugar. Dichos potenciales de reducción nos indican el poder oxidante de un determinado sustrato frente a otro.

El radical hidroxilo es uno de los oxidantes más potentes, no selectivo, y tiene un tiempo de vida muy corto, del orden de microsegundos, por lo que se debe generar "in situ". Su potencial de reducción estándar es de 2.7 V en medio ácido, pero disminuye a 1.9 V en un medio neutro. El radical sulfato es un oxidante muy fuerte, con un potencial de reducción de 2.43 V. Puede oxidar muchos compuestos orgánicos e inorgánicos y su cinética de degradación depende del potencial redox del sustrato.

Estos radicales se generan por medio de la activación de peróxidos como el peróxido de hidrógeno (H_2O_2), peroxidisulfato (PDS) y peroximonosulfato (PMS), ya sea por vía química (con metales de transición), fotoquímica o térmica. En los últimos años también se ha estudiado el ácido peracético (PAA) para generar especies reactivas como HO^\bullet , el radical acetoxilo ($\text{CH}_3\text{CO}_2^\bullet$) y el radical peroxi acetil ($\text{CH}_3\text{CO}_3^\bullet$) y así mejorar la descontaminación.

Como mencionan Kim et al (2020) el ácido peracético (PAA, $\text{CH}_3\text{C}(\text{O})\text{OOH}$) es un oxidante peroxiácido que se ha aplicado ampliamente para la desinfección y esterilización en las industrias de procesamiento de alimentos, acuicultura, médica y textil. El PAA también ha ganado un uso cada vez mayor como desinfectante alternativo para tratamiento de aguas residuales y de aguas pluviales en América del

Norte y Europa, debido a su menor toxicidad, alta eficiencia de desinfección y subproductos de desinfección menos dañinos en comparación con el cloro.

Como comentan Anipsitakis y Dionysiou (2004) se suelen usar técnicas limpias como la fotólisis y la radiólisis para activar los oxidantes y generar especies de radicales oxidantes. El uso de metales de transición como catalizadores proporciona otra opción de generación de radicales ya que pueden descomponer fácilmente el enlace O-O.

Los procesos de oxidación avanzada se caracterizan por mejorar las propiedades organolépticas, ser técnicas poco selectivas (por lo que se pueden tratar mezclas de contaminantes), no generar casi subproductos peligrosos, poder tratar contaminantes presentes en muy baja concentración y ser capaces de conseguir porcentajes altos de mineralización.

Pueden usarse como pretratamiento o posttratamiento de un proceso biológico. Se pueden usar como pretratamiento para obtener un efluente más biodegradable con mayor facilidad de degradarse por un proceso biológico. Se usa como posttratamiento para eliminar microcontaminantes y sus respectivos subproductos, e incluso mineralizando a dióxido de carbono, agua e iones inorgánicos.

Especie	V vs NHE 25 °C
Flúor	3,03
Radical hidroxilo	2,80
Oxígeno atómico	2,42
Ozono	2,07
Peróxido de hidrógeno	1,78
Radical perhidroxilo	1,70
Permanganato	1,68
Dióxido de cloro	1,57
Ácido hipocloroso	1,49
Cloro	1,36
Bromo	1,09
Yodo	0,54

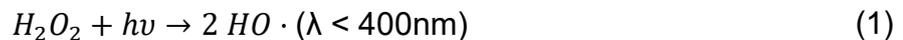
Tabla 1: Potencial de distintas especies

Hay muchos procesos de oxidación avanzada y la mayoría pueden ser potenciados por acción de la luz UV. En algunos casos pueden combinarse para producir un efecto sinérgico y optimizar los resultados.

1.2.1 AOP basados en H₂O₂

El peróxido de hidrógeno es un oxidante débil y un reductor (en menor medida) pero se puede descomponer en radicales ·OH por rotura homolítica del enlace O-O. El radical formado es el verdadero oxidante. Se usa como oxidante químico para procesos de desinfección y descontaminación. Se combina con luz UV, ozono o ciertas sales de metales para que su eficiencia mejore.

En presencia de luz ultravioleta el proceso se denomina fotooxidación con peróxido de hidrógeno. Este proceso se basa en la formación de radicales hidroxilo indicada previamente por acción de la radiación UV. Se puede usar radiación solar como fuente de energía.



Este proceso es muy limpio, ya que no es necesaria la adición de ningún otro reactivo y el peróxido que no reacciona se descompone en agua y oxígeno con el tiempo.

1.2.2 AOP basados en ozono

El ozono es una forma alotrópica más reactiva del oxígeno que se puede generar fotoquímicamente partiendo de O₂ con luz ultravioleta de vacío o eléctricamente y puede reaccionar directamente o formar otras especies más reactivas. Es un gas con un alto poder de oxidación, pero al ser inestable se debe generar *in situ* y es selectivo (solo ataca algunos grupos). Es muy reactivo pero su solubilidad en medio acuoso no es muy elevada por lo que presenta problemas de transferencias gas-líquido. Además

de ser un buen oxidante, es un muy buen desinfectante que no forma intermedios peligrosos como ocurre con el cloro.

Con la finalidad de reducir el tiempo de residencia de la muestra, esta se puede irradiar con luz UV mientras se hace pasar ozono por su seno. Este proceso también se denomina ozonización fotolítica. Otra forma de potenciar la acción del ozono es trabajando a pH básico, donde se descompone a radical hidroxilo que es más agresivo y menos selectivo que el ozono.

Otras de las posibilidades para aumentar la capacidad oxidativa del ozono son las de añadir catalizadores homogéneos (Fe^{2+} , Cu^{2+}) o heterogéneos (semiconductores tipo TiO_2 y ZnO), o incluso introducir sólidos porosos para mejorar el contacto entre ozono y sustrato. Los sólidos más comúnmente empleados con este objetivo son el gel de sílice, zeolitas, carbón activado y otras arcillas porosas.

1.2.3 Fotocatálisis

Según la IUPAC, la fotocatálisis se define como: “Cambio en la velocidad de una reacción química o su iniciación bajo la acción de radiación ultravioleta, visible o infrarroja en presencia de una sustancia (el fotocatalizador) que absorbe la luz y participa en la transformación química de los reactivos”. Por otra parte, fotocatalizador es: “Catalizador capaz de producir, tras absorción de luz, transformaciones químicas de los reactivos. El estado excitado del catalizador interactúa repetidamente con los reactivos formando intermedios de reacción y regenerándose tras cada ciclo de dichas interacciones”.

La fotocatálisis presenta muchas ventajas que lo han convertido en un proceso de interés para la investigación de descontaminación de compuestos orgánicos en fase acuosa. Dentro de estas tenemos que las condiciones de operación son más suaves y económicamente más viables y está la posibilidad de utilizar energía solar como fuente de radiación. Por otro lado, no necesita reactivos oxidantes y así se evita la formación de intermedios peligrosos.

Muchos de los semiconductores utilizados como fotocatalizadores son óxidos metálicos como TiO_2 , ZnO , SnO_2 , WO_3 y algunos sulfuros tales como CdS , ZnS entre otros. Entre ellos destaca el TiO_2 ya que es económico, insoluble (lo que facilita su posterior separación), es químicamente estable y no tóxico. También posee una banda de energía muy elevada (3,2 eV) que puede ser excitada con fotones de $\lambda < 385\text{nm}$.

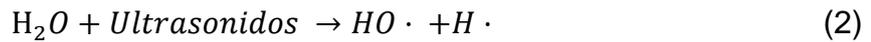
1.2.4 Procesos de oxidación húmeda

Los procesos de oxidación húmeda son los más adecuados para aguas con altas cargas orgánicas y altos caudales. Según sus condiciones de operación pueden ser:

- Oxidación supercrítica: Temperaturas superiores a 375°C y presiones superiores a 22.1 MPa. Se utiliza oxígeno puro o aire como oxidante.
- Oxidación subcrítica (húmeda): temperaturas entre $125\text{-}300^\circ\text{C}$ y presiones entre 0.5-20 MPa. Se utiliza oxígeno o aire como oxidante.
- Oxidación húmeda con peróxido: en condiciones subcríticas con adición de peróxido de hidrógeno como oxidante.

1.2.5 Tecnologías de ultrasonidos

Los ultrasonidos son los sonidos con una frecuencia que el oído humano no puede escuchar (superiores a 16 kHz). En los procesos de oxidación avanzada se usan frecuencias entre 300 y 1000kHz, con ello se generan altas temperaturas y presiones en el seno del agua debido a la formación, crecimiento y colapso de burbujas de cavitación acústica. Durante este colapso de burbujas la materia puede sufrir pirolisis por las altas temperaturas y presiones. En las cavidades de las burbujas también se pueden generar especies transitorias como radicales hidroxilo o perhidroxilo.



Los ultrasonidos se suelen combinar con ozono ya que mejora la transferencia de ozono de la fase gas a líquido. También se usan los ultrasonidos en combinación con la fotocatalisis para mantener limpia la superficie de los catalizadores sólidos y que de esta forma el catalizador permanezca totalmente activo durante todo el tratamiento.

1.2.6 Otros AOP

Otros AOP usados en menor proporción son:

- La radiación ultravioleta de vacío en condiciones extremas de 140-200nm.
- Radiólisis, con la cual la muestra se expone a radiación gamma y una fuente de cobalto.
- Haces de electrones, donde se bombardea la muestra con electrones acelerados de alta energía, entre 1 y 2 MeV.
- La hibridación reciente de fotocatalisis con procesos de membrana, con el objetivo de preparar nuevas membranas de filtración con propiedades fotocatalíticas (Athanasakou et al., 2015; Pastrana-Martinez et al., 2015).

1.3 PROCESO FENTON

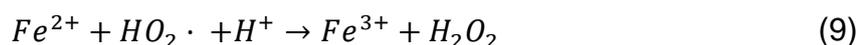
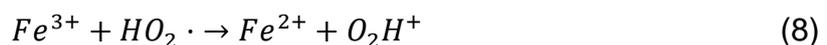
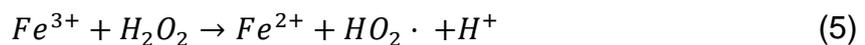
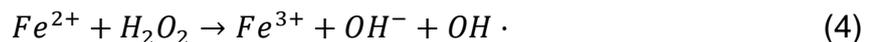
El proceso Fenton consiste en la combinación de peróxido de hidrógeno y el ion Fe^{2+} , de modo que el peróxido de hidrógeno funciona como oxidante y el hierro como catalizador para descomponer el peróxido en el potente radical hidroxilo ($\cdot\text{OH}$), que se encarga de degradar el contaminante. La mezcla de soluciones que contiene sales de Fe^{2+} y H_2O_2 se denominan “reactivo Fenton” y estas sustancias en combinación tienen la capacidad de oxidar distintos compuestos orgánicos e inorgánicos. Mientras que el

hierro es catalítico, el peróxido de hidrógeno, que es el oxidante, se consume en la reacción. La temperatura tiene gran influencia en el proceso.

Algunas desventajas son la generación de un residuo secundario (lodo) y el estrecho rango de pH ácido de trabajo (2.5 e 3.0), siendo el pH óptimo 2.8. La gran dependencia del pH es debida a la compleja química del hierro en disolución acuosa y a la cantidad de especies a las que puede dar lugar. A este pH la concentración de Fe^{2+} disponible en disolución es máxima frente a la de los hidratos de Fe^{3+} que descomponen el peróxido. Dentro de las ventajas del hierro como catalizador está el hecho de que no es un metal pesado ni tóxico hasta un límite de 10mg/L.

Es importante estudiar la cantidad de peróxido empleado ya que es el reactivo más caro y su concentración es un parámetro que afecta la velocidad y la eficiencia del proceso. El peróxido se consume durante el proceso, por lo que se debe adicionar suficiente cantidad; sin embargo, cantidades muy grandes de peróxido pueden ser perjudiciales, porque favorecen la recombinación de radicales. El peróxido de hidrógeno presenta la ventaja de generar solo especies oxigenadas como subproductos.

A continuación, se presentan las principales reacciones que tienen lugar:



También se han desarrollado las versiones electroquímicas del Fenton, generando el peróxido de hidrógeno electroquímicamente y mejorando así su dosificación y eliminando los problemas de transporte y almacenamiento.

1.4 PROCESO FOTO-FENTON

Al combinar el reactivo Fenton con radiación UV-visible se puede mejorar notablemente el proceso. Esta variación es conocida como foto-Fenton. El efecto positivo de la irradiación se debe a la fotoreducción del Fe^{3+} a Fe^{2+} y la descomposición del agua oxigenada, aumentando la producción de radicales hidroxilo. La luz empleada puede ser irradiación solar, lo que supone ventajas económicas y medioambientales.

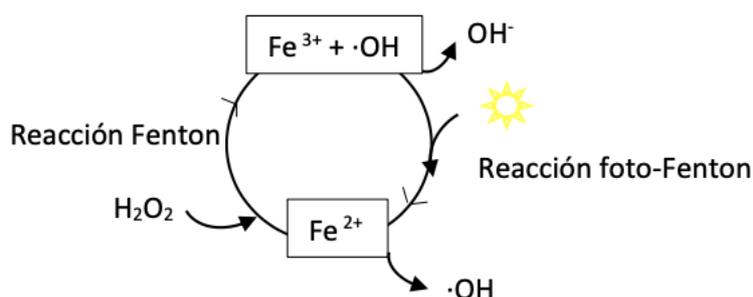
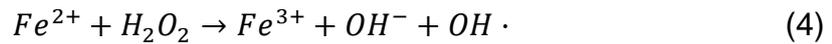


Figura 2: Proceso Foto-Fenton

Algunos parámetros que se pueden variar para mejorar el proceso son: la concentración de materia orgánica, concentración de peróxido de hidrógeno, concentración de las sales de hierro, presencia de otras especies que puedan interferir y la temperatura. Tanto las concentraciones de Fe^{2+} como de peróxidos tienen valores óptimos que no se deben superar, pero estos están por encima del límite legal.

Las nuevas etapas que tienen lugar en el proceso Fenton en presencia de luz son las siguientes:



1.5 PROCESOS TIPO FENTON

Según Ling et al (2010), para oxidaciones tipo Fenton, el ion Fe^{2+} es el más eficaz y se utiliza habitualmente. Sin embargo, este tipo de oxidación de Fenton tiene ciertos inconvenientes, como un pH de trabajo bajo y grandes residuos de lodo. Tras haber estudiado los procesos basados en el reactivo Fenton, se han hecho ciertos cambios de estos con el objetivo de ampliar el intervalo de pH de trabajo. A estos nuevos procesos se les conoce como procesos tipo-Fenton. La variación más sencilla sería añadir Fe^{3+} en lugar de Fe^{2+} , obteniendo los mismos resultados, pero comenzando el ciclo del hierro desde otro punto (Pignatello, J. 2006).

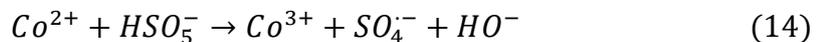
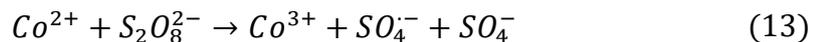
Se ha diseñado el Fenton heterogéneo con el fin de reutilizar el hierro. Este consiste en fijar el hierro a algún soporte inorgánico o utilizar minerales de hierro como la goetita. Otros iones metálicos como Co^{2+} y Cu^{2+} también son activos para la generación de radicales hidroxilos, mientras que se han informado pocas investigaciones. Estos tienen la ventaja de extender el rango de pH del proceso, pudiendo encontrarse previamente en la mezcla a tratar. Sin embargo, estos son más tóxicos.

En algunos casos, como para el tratamiento de aguas poco contaminadas, se recomienda trabajar en condiciones suaves con concentraciones bajas de hierro y pH más altos haciendo uso de especies complejantes. También está la posibilidad de sustitución del agua oxigenada por otros peróxidos, el más utilizado es el persulfato. Este es más fácil de almacenar porque el subproducto es sólido y no se desprendería O_2 , el cual es capaz de causar una explosión en un recipiente cerrado.

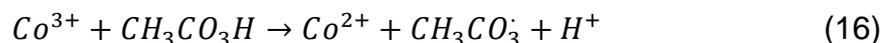
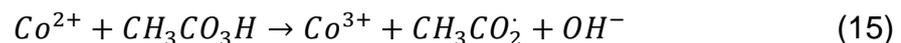
1.6 COBALTO

El cobalto (Co^{2+}) es un catalizador muy eficiente para descomponer oxidantes como el PAA, incluso más que otros metales de transición como el manganeso, el hierro y el cobre. Por otro lado, los catalizadores solubles de Co^{2+} han demostrado capacidades de oxidación similares tanto en condiciones ácidas como neutras, lo que supone una gran ventaja de la actividad sostenida similar al Fenton en un amplio rango de pH.

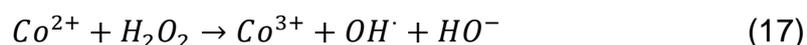
Según Bokare y Choi (2014), la mayoría de los estudios se han centrado principalmente en la activación de persulfato ($\text{S}_2\text{O}_8^{2-}$) o peroximonosulfato (HSO_5^-) para generar radicales sulfato ($\text{SO}_4^{\cdot-}$) como principal especie oxidante como se puede ver a continuación en las ecuaciones 13 y 14.



Sin embargo, el acoplamiento de Co^{2+} y PAA en el tratamiento de contaminantes orgánicos no ha sido muy investigado hasta ahora. Según Wang et al (2020) se sabe que la descomposición mediada por Co^{2+} de PAA forma $\text{CH}_3\text{CO}_2^{\cdot}$ y $\text{CH}_3\text{CO}_3^{\cdot}$ siguiendo las ecuaciones 15 y 16 sin la formación de HO^{\cdot} . El proceso Co^{2+} / PAA podría ofrecer un AOP de alta eficiencia y prometedor dominado por R-O^{\cdot} tan diferente del proceso UV/PAA.



Finalmente, el sistema $\text{Co}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$ produciendo el radical hidroxilo (ecuación 17) se presenta en la siguiente reacción.



Se ha descrito esta reacción, pero no se tiene constancia de si el ciclo se cierra, por lo que no sería un proceso catalítico.

Debido que el cobalto es un compuesto de elevado precio y que además es tóxico, se debería reutilizar obteniéndolo de fuentes o residuos de la industria con el fin de que este metal pesado no suponga un subproducto añadido del proceso de oxidación avanzada (AOP) que afecte negativamente al medioambiente. Sería interesante el uso de aguas residuales de la industria minera y recubrimientos metálicos que contengan cobalto para aprovecharlo como catalizador para la degradación de contaminantes orgánicos. De esta manera no solo se contribuiría al objetivo de desarrollo sostenible relacionado con agua limpia, sino que también se estaría contribuyendo a la economía circular. Esta es un modelo de producción y consumo que consiste en reutilizar materiales todas las veces que sea posible para crear un valor añadido y aumentar el ciclo de vida de manera que se vea reducida la huella ecológica por el uso y consumo de los materiales.

1.7 TIABENDAZOL

El tiabendazol es una sustancia cristalina, blanca, poco soluble en el agua, ligeramente soluble en alcohol, éteres y disolventes clorados, muy estable. Su fórmula empírica es $\text{C}_{10}\text{H}_7\text{N}_3\text{S}$. Es un conservante sintético que se obtiene por destilación del alquitrán de hulla, petróleo crudo o gas natural. Su estructura es la siguiente:

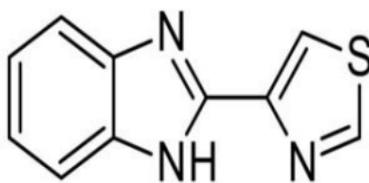


Figura 3: Estructura del tiabendazol

Se ha escogido como compuesto modelo, debido que es un fungicida sistémico de amplio espectro ampliamente utilizado en todo tipo de cultivos, especialmente frutas y hortalizas (Ibarz et al, 2016). Se usa ampliamente como agente fungicida en la conservación de frutas y verduras (Nakagawa & Moore 1995). Su uso como pesticida se debe a que tiene la capacidad de inhibir la mitosis al unirse a la tubulina y con ello limita el crecimiento de hongos. Por esto se usa como fungicida después de la cosecha para el control de diversas variedades de hongos en los aguacates, plátanos, cítricos, mangos, setas, plantas ornamentales, patatas, fresas, etc. (Maqueda, 2017).

Por otro lado, es un antihelmíntico registrado en la medicina humana (Joint Formulary Committee 2000). Es usado en medicamentos como Valsartán y Telmisartán contra la hipertensión. Y en medicamentos contra el tratamiento de larvas parasitarias es activo frente a *S. stercularis*, *C. philipensis*, *A. duodenale*, *N. americanus*, *E. vermicularis* y *T. spiralis* (Maqueda, 2017). Es Vermicida (sustancia capaz de destruir lombrices o gusanos), ovocida (sustancia capaz de destruir huevos de lombrices y gusanos) y larvicida (sustancia capaz de destruir las larvas de gusanos y lombrices).

Es poco soluble en agua, tiene una solubilidad de 50 mg/L a 25°C. Presenta estabilidad ante la hidrólisis y se adhiere fácilmente a sólidos suspendidos y sedimentos. Es muy soluble en ácidos o bases diluidos, pero ligeramente soluble en alcoholes, ésteres e hidrocarburos clorados.

El tiabendazol tiene una alta persistencia en la atmósfera en forma de partículas, cuya duración es de aproximadamente 400 días. Estas se eliminan del aire por precipitación húmeda y seca.

1.7.1 Efectos del tiabendazol en el medio ambiente

De acuerdo con la Directiva Europea 67/548/CEE, el tiabendazol es muy tóxico para organismos acuáticos, puede provocar a largo plazo efectos negativos en el medio ambiente acuático, con efecto nocivo y duradero.

El tiabendazol es nocivo para muchas especies acuáticas, especialmente para el fitoplancton. Su toxicidad varía de ligera a alta para el zooplancton y ligera a moderada para peces. Al formar parte de familia “-azol” (Tiabendazol, ciproconazol, tebuconazol, penconazol, propiconazol, difenoconazol), causa daños en las poblaciones de peces afectando su sistema reproductivo e incluso es capaz de causarles la muerte, por ello no se recomienda utilizarlo como fertilizante.

2. OBJETIVOS

El principal objetivo de este trabajo es estudiar la actividad catalítica de las sales de cobalto en disolución acuosa empleando diferentes oxidantes, usando el tiabendazol como contaminante modelo.

Como objetivos específicos están:

- Estudiar los oxidantes: persulfato, peróxido de hidrógeno y ácido peracético en combinación con el catalizador de las sales de cobalto.
- Se ha de buscar el rango de pH más adecuado para trabajar, así como el posible efecto de la irradiación de las disoluciones.
- Estudiar el efecto de la presencia de sales probables de encontrar en aguas reales.
- Finalmente, se tendrá en cuenta el uso de diferentes concentraciones de oxidante.

3. PROCEDIMIENTO EXPERIMENTAL

3.1 MATERIALES Y REACTIVOS

Las soluciones químicas se prepararon disolviendo los productos en agua destilada producida a partir de un purificador de agua *Millipore*.

Como oxidantes se usaron ácido peracético (38%-40%) suministrado por EMD Millipore corporation, peróxido de hidrógeno (33% w/v) suministrado por PanReac y persulfato de potasio (99%) suministrado por Aldrich Che. Co.

Como contaminante se usó tiabendazol (99%) suministrado por SIGMA y como fuente de cobalto se usó nitrato de cobalto hexahidratado suministrado por Panreac. Como fuente de hierro se usó sulfato de hierro heptahidratado de la marca PanReac. Como posible capturador de radicales se usó metanol (99.9%) suministrado por PanReac. Para controlar el pH se usaron disoluciones diluidas de hidróxido de sodio preparadas a partir del producto puro suministrado por PanReac y disoluciones diluidas de ácido sulfúrico (96%) procedente de PanReac.

Para el método colorimétrico de determinación de concentraciones de ácido peracético, explicado más adelante, se utilizaron los siguientes reactivos: ácido sulfúrico concentrado (96%) suministrado por PanReac, yoduro de potasio de riqueza mínima 99% suministrado por PROLABO, ácido acético (80%) suministrado por PanReac, EDTA (99%) suministrado por PROLABO y DPD (99%) suministrado por Aldrich Che. Co. Todos estos reactivos se diluyeron a la concentración necesaria indicada en el método de determinación en agua ultrapura para resultados óptimos.

Para el estudio del efecto de las sales inorgánicas se usaron: sulfato de sodio anhidro, carbonato de sodio anhidro, cloruro de sodio y nitrato de potasio, todos estos productos suministrados por PanReac.

Finalmente se usaron tiras reactivas de determinación de la concentración de ácido peracético del rango 0 mg/L - 50 mg/L de la marca MQuant TM. Para la determinación de la concentración de peróxido también se usaron tiras reactivas correspondientes del rango 0 mg/L - 50 mg/L de la misma marca.

Se emplearon disoluciones de tiabendazol con una concentración inicial de 10 mg/L. En los experimentos donde se empleó el cobalto como catalizador, fue en una concentración de 10 mg/L del ion Co^{2+} .

3.2 EQUIPOS EMPLEADOS

Para los experimentos se han utilizado los siguientes equipos:

- Báscula.
- pHmetro.
- Espectrofotómetro.
- UHPLC.
- Simulador.
- Ultrasonidos.
- Purificador de agua.

3.2.1 Cromatógrafo de líquidos de ultra alta presión (UHPLC)

Para seguir la degradación del contaminante una vez finalizada la catálisis es necesario el uso de un cromatógrafo de líquidos. La concentración de tiabendazol se analizó mediante un UHPLC *Perkin Elmer Autosystem XL*, modelo Flexar (figura 4). Este fue suministrado por One Source, Laboratory services. El UHPLC es capaz de proporcionar un caudal de hasta 5 mL/min, además, contiene un inyector automático de alta velocidad para que las tasas de inyección sean más rápidas, y posee un horno dónde se puede escoger la temperatura deseada. Está equipado con un detector de emisión de diodos y un autosampler.



Figura 4: UHPLC

Se emplearon como eluyentes acetonitrilo de grado cromatográfico proporcionado por Panreac con una riqueza superior al 99,9% y una disolución acuosa de ácido fórmico 10 mM suministrado por PROLABO. Se trabajó en isocrático empleando un flujo de 0,3 mL/min con la proporción de 5% acetonitrilo (eluyente A) y 95% de fórmico 10 mM (eluyente B). La temperatura de la columna, y la longitud de onda de detección se establecieron en 35 ° C, y 295 nm (longitud de máxima absorción del tiabendazol), respectivamente. Se realizó la correspondiente curva de calibrado de tiabendazol empleando concentraciones en el rango de 1 mg/L a 20 mg/L.

En la Tabla 2 se muestran las condiciones establecidas del método para el tratamiento mediante el UHPLC.

Step	Step time (min)	Flow (mL/min)	% A	%B
0	4	0.3	5.0	95.0
1	5	0.3	50.0	50.0
2	2	0.3	100.0	0.0
3	2	0.3	5.0	95.0
Temperature (°C) OVEN		Wavelength (nm) UVDET		
35.0		295		

Tabla 2: Método de cromatografía líquida

3.2.2 Simulador

Para evaluar la posible fotoactividad del cobalto se llevaron a cabo experimentos con luz. En las reacciones iluminadas se usó un simulador de luz solar *Oriel Instruments* modelo 81160-1000.

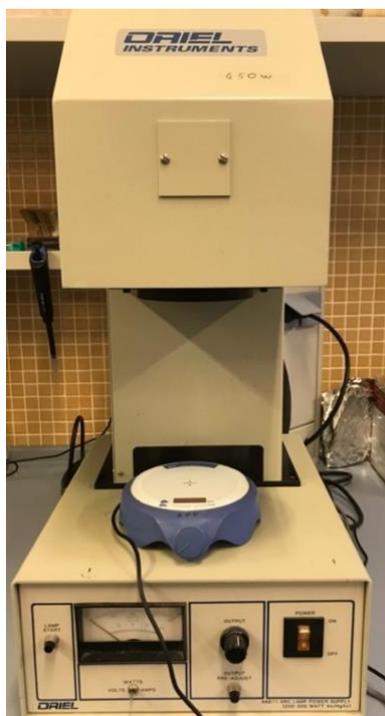


Figura 5: Simulador solar

Este equipo tiene una potencia de 450 W. Consta de una lámpara de Xenón la cual produce un espectro bastante similar al de los rayos solares y un sistema de filtros para evitar que radiaciones inferiores a los 300 nm alcanzaran la muestra y pudieran producir efectos que no se darían bajo irradiación solar real.

3.2.3 Espectrofotómetro

Se utilizó el espectrofotómetro UH 5300 Hitachi en el laboratorio, principalmente para el método de determinación colorimétrica de ácido peracético.



Figura 6: Espectrofotómetro

Este es un instrumento usado en análisis para medir la absorción por medio de una lámpara de destello de xenón cuyo espectro de radiación es visible, UV y NIR. Está

equipado con un sistema óptico de doble haz y trabaja con longitudes de onda entre 190 nm y 110 nm. Las lámparas de xenón están basadas en la emisión de gas de xenón a alta presión, a través del cual circula una corriente eléctrica. Produce unas bandas de emisión muy anchas que se ajustan bastante al espectro solar que llega a la superficie de la tierra y principalmente sirven para simular la luz solar.

3.3 Preparación previa para realizar cada experimento

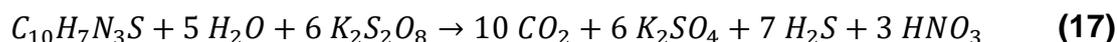
Se establece una concentración de contaminante de 10 mg/L para evitar problemas de solubilidad y un volumen de 250 mL para cada experimento. A partir de estos datos se calculan las cantidades necesarias de oxidantes y de catalizador.

3.3.1 Cálculo de la cantidad estequiométrica del oxidante para el tiabendazol

Antes de realizar los experimentos, se ha de calcular la cantidad de oxidante necesario en la disolución de tiabendazol para el proceso catalítico. Este cálculo se realiza teniendo en cuenta estequiometría de la reacción.

Para la realización del ajuste estequiométrico se hace uso de una calculadora estequiométrica online (WebQ.org/balance) con la que se obtienen las siguientes reacciones:

• $S_2O_8^{2-}$



Se parte de que la concentración de TBZ es 10 mg/L y la masa molar de TBZ es 201,25 g/mol. Al dividir la concentración por el peso molar en g/mol que es equivalente mg/mmol se consigue:

$$\frac{10 \frac{mg}{l}}{201,25 \frac{mg}{mmol}} = 0,05 \text{ mmol/l}$$

Como para 1 mol de TBZ se necesitan 6 moles de $K_2S_2O_8$ multiplicamos esta cantidad de moles por 6 y se obtiene:

$$0,05 \frac{mmol}{l} \cdot 6 = 0,30 \frac{mmol}{l}$$

Dado de que la masa molar del $K_2S_2O_8$ es 270,3 g/mol al multiplicarla por los moles de $K_2S_2O_8$ necesarios se obtiene una concentración de:

$$0,30 \frac{mmol}{l} \cdot 270,3 \frac{mg}{mmol} = 80,59 \frac{mg}{l}$$

Como el volumen de la disolución es de 250 mL, se hace el correspondiente factor de conversión para saber los mg necesarios para el volumen de trabajo.

$$80,59 \frac{mg}{l} \cdot 0,25 \text{ l} = \mathbf{20,14 \text{ mg } K_2S_2O_8}$$

Lo que serían 0,0214 g (unidades en las que mide la balanza).

· H₂O₂



Sabiendo que la concentración milimolar del TBZ es 0,05 mmol/L y que para 1 mol de TBZ se necesitan 34 moles de H₂O₂ multiplicamos esta cantidad de moles por 34 y se obtiene:

$$0,05 \frac{mmol}{l} \cdot 34 = 1,69 \frac{mmol}{l}$$

Dado de que la masa molar del H₂O₂ es 34,01 g/mol, al multiplicarla por los moles de PAA necesarios se obtiene una concentración de:

$$1,69 \frac{mmol}{l} \cdot 34,01 \frac{mg}{mmol} = 57,478 \frac{mg}{l}$$

Como el volumen de la disolución es de 250 mL, se hace el correspondiente factor de conversión para saber los mg necesarios para el volumen de trabajo.

$$57,47 \frac{mg}{l} \cdot 0,25 l = 14,37 mg H_2O_2$$

La pureza del H₂O₂ es de un 33% por lo que si se divide por el 33% o 0,33 se sabe cuántos mg se necesitan realmente:

$$\frac{14,37 mg}{0,33} = 43,53 mg H_2O_2 \quad 33\%$$

Sabiendo que la densidad del H₂O₂ es de 1,11 kg/L, se divide la masa por la densidad en kg/L que sería equivalente a mg/microlitro y finalmente se obtiene que se necesitan 39,92 microlitros de H₂O₂ 33%.

$$\frac{43,53 \text{ mg}}{1,11 \frac{\text{mg}}{\text{microlitro}}} = 39,22 \text{ microlitos H}_2\text{O}_2 \text{ 33\%}$$

· PAA

Al ser una mezcla de ácido acético y de peróxido, el ácido peracético es un sistema complejo por lo que no se encontró una ecuación satisfactoria para él, pero se asume que la cantidad de radicales generados por mol es igual a la del H₂O₂ por lo que se usó una cantidad equivalente en moles.

Partiendo de que se necesita una concentración de 1,69 mmol/L para el H₂O₂ se usará la misma para el PAA. Dado de que la masa molar del PAA es 76,05 g/mol al multiplicarla por los moles de PAA necesarios se obtiene una concentración de:

$$1,69 \frac{\text{mmol}}{\text{l}} \cdot 76,05 \frac{\text{mg}}{\text{mmol}} = 128,48 \frac{\text{mg}}{\text{l}}$$

Ya que el volumen de la disolución es de 250 mL, se hace el correspondiente factor de conversión para saber los mg necesarios para el volumen de trabajo.

$$128,48 \frac{\text{mg}}{\text{l}} \cdot 0,25 \text{ l} = 32,12 \text{ mg PAA}$$

Como la pureza del PAA es de un 40% al dividir por el 40% o 0,4 se sabe cuántos mg se necesitan realmente:

$$\frac{32,12 \text{ mg}}{0,4} = 80,30 \text{ mg PAA 40\%}$$

Sabiendo que la densidad del PAA es de 1,14 kg/L se divide la masa por la densidad en kg/L que sería equivalente a mg/microlitro y finalmente se obtiene que se necesitan 70,44 microlitros de PAA 40%.

$$\frac{80,30 \text{ mg}}{1,14 \frac{\text{mg}}{\text{microlitro}}} = 70,44 \text{ microlitos PAA 40\%}$$

Cabe mencionar que al no estar estudiando la mineralización del tiabendazol, se trabajó con concentraciones un poco inferiores a las estequiométricas.

3.3.2 Cálculo de la cantidad de Co^{2+} para el tiabendazol

Como se utiliza una mezcla de nitrato de cobalto hexahidratado es necesario realizar los siguientes cálculos:

Usamos $\text{Co}(\text{NO}_3)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ cuyo peso molecular es de 291,03 g/mol. Por lo tanto, el porcentaje de cobalto en la mezcla se calcula de la siguiente forma:

$$\% \text{Co}^{2+} = \frac{58,93 \text{ g Co}^{2+}}{291,03 \text{ g}} \cdot 100 = 20,25\% \text{ de Co}^{2+}$$

La concentración deseada de catalizador es de 10 mg/L, por tanto, para un volumen de 250 mL se necesitan 2,5 mg de Co^{2+} . Como el nitrato de cobalto tiene una riqueza del 20,25% en la práctica se tomarán 12,35 mg.

$$\text{Masa: } \frac{2,5 \text{ mg}}{0,2025} = 12,35 \text{ mg}$$

3.3.3 Cálculo de la cantidad de Fe²⁺ para el tiabendazol

Al utilizar una mezcla de sulfato de hierro heptahidratado se debe calcular la masa exacta para obtener 10mg/L de Fe²⁺:

El peso molecular del FeSO₄·7H₂O es de 278,01 g/mol. Por lo tanto, el porcentaje de hierro en la mezcla sería:

$$\% \text{Fe}^{2+} = \frac{55,85 \text{ g Fe}^{2+}}{278,01 \text{ g}} \cdot 100 = 20,09\% \text{ de Fe}^{2+}$$

La concentración deseada de catalizador es de 10 mg/L, por tanto, para un volumen de 250 mL se necesitan 2,5 mg de Fe²⁺. Como el sulfato de hierro tiene una riqueza del 20,09% en la práctica se tomarán 12,44 mg.

$$\text{Masa: } \frac{2,5 \text{ mg}}{0,20} = 12,44 \text{ mg}$$

3.3.4 Cálculo de la cantidad de sales inorgánicas

Para estudiar el efecto de sales orgánicas en la eficiencia de la degradación del tiabendazol se han usado en una concentración de 20 mM. A continuación se muestran los cálculos de la masa necesaria de cada sal para los ensayos.

3.3.4.1 Cloruros

Para el estudio del efecto de la presencia de cloruros se hará uso de cloruro sódico, cuya masa molar es de 58,8 g/mol.

Siendo la concentración 20 mM y el volumen 250 mL se necesitan 5 mmol de NaCl

$$20 \text{ mmol} \cdot \frac{250 \text{ mL}}{1000 \text{ mL}} = 5 \text{ mmol}$$

Tomando en cuenta el peso molecular se calcula la masa necesaria

$$masa = n \cdot PM = 5 \text{ mmol} \cdot 58,8 \frac{\text{mg}}{\text{mmol}} = \mathbf{294 \text{ mg}}$$

3.3.4.2 Sulfatos

En segundo lugar, para el estudio del efecto de la presencia de sulfatos se hará uso de sulfato sódico, cuya masa molar es de 142,04 g/mol.

Dado que se necesitan 5 mmol de sulfato y sabiendo el peso molecular se calcula la masa necesaria

$$masa = n \cdot PM = 5 \text{ mmol} \cdot 142,04 \frac{\text{mg}}{\text{mmol}} = \mathbf{710,2 \text{ mg}}$$

3.3.4.3 Nitratos

Luego, para el estudio del efecto de la presencia de nitratos se hará uso de nitrato potásico, cuya masa molar es de 101,1032 g/mol. Tomando en cuenta que se necesitan 5 mmol de nitrato y el peso molecular se calcula la masa necesaria

$$masa = n \cdot PM = 5 \text{ mmol} \cdot 101,10 \frac{\text{mg}}{\text{mmol}} = \mathbf{505,55 \text{ mg}}$$

3.3.4.4 Carbonatos

Finalmente, para el estudio del efecto de la presencia de carbonatos se hará uso de carbonato sódico, cuya masa molar es de 105,99 g/mol. Dado que se necesitan 5 mmol de nitrato y considerando el peso molecular se calcula la masa necesaria

$$masa = n \cdot PM = 5 \text{ mmol} \cdot 105,99 \frac{\text{mg}}{\text{mmol}} = \mathbf{529,95 \text{ mg}}$$

3.4 METODOLOGÍA EXPERIMENTAL

3.4.1 Preparación del contaminante

Previamente a los experimentos se debe preparar la disolución de tiabendazol un par de días antes y hacer uso de los ultrasonidos para acelerar el proceso y garantizar una disolución homogénea. Para controlar que la concentración inicial del tiabendazol siempre fuese 10 mg/L se realizó una recta de calibrado con disoluciones desde 1 mg/L a 20 mg/L que se midieron en el UHPLC.

3.4.2 Catálisis homogénea

Todos los experimentos se llevaron a cabo en un vaso de precipitados con capacidad de 250 mL. La disolución inicial de contaminante y el catalizador de cobalto se introdujeron en dicho vaso y se homogeneizaron usando un agitador magnético. El pH inicial de la disolución previa al oxidante se encuentra alrededor del pH 6 que es el pH del agua destilada. Luego se inició el tiempo de reacción una vez se introdujo el oxidante en la solución, ya que el catalizador por si solo no produce ningún efecto en la muestra problema (como se pudo comprobar).

Se extrajeron muestras a intervalos de tiempo predeterminados y se inactivaron con metanol como capturador de radicales al ser introducidas en sus viales correspondientes para evitar que continuara la reacción ante el futuro análisis en el UHPLC. Las muestras se tomaron en intervalos de tiempo de entre medio minuto y 30 minutos según el experimento. Los viales tienen una capacidad de 2 mL, conteniendo solo 0,5 mL de metanol y 1 mL de la muestra. Los experimentos se repitieron 2 veces para mayor fiabilidad en los resultados.

3.4.3 Fotólisis

Se realizó una fotólisis para garantizar que el tiabendazol no se degrada con la luz solar o en el caso contrario tomar en cuenta el efecto de dicha fotólisis en los resultados de la fotocatalisis.

Para realizar este experimento se toman 250 mL de la disolución problema y se irradia luz solar por medio del simulador solar. El experimento tiene una duración de 1 hora, y las muestras se toman en el siguiente intervalo de tiempos: 0, 2.5, 5, 7.5, 10, 20, 30, y 60.

Se toman 1 mL de muestra y se introducen en los viales que contienen previamente 0,5 mL de metanol y luego se mide en el UHPLC.

3.4.4 Fotocatalisis homogénea

Para realizar la fotocatalisis homogénea se toman 250 mL de la disolución problema. El pH de trabajo es el natural de la disolución, el cual se encuentra alrededor de pH= 4 para el H₂O₂ y pH =3.5 para el PAA. Se realiza el experimento durante 1 hora en el simulador solar, y se toman muestras en el siguiente intervalo de tiempos: 0, 2.5, 5, 7.5, 10, 20, 30, 60 minutos.

3.4.5 Variación de pH

Para los experimentos en los que se estudia la variación del pH se toman 250 mL de la disolución problema, se añade el ácido peracético que baja el pH a 3.5 aproximadamente y por medio de NaOH se aumenta el pH hasta el de trabajo, una vez añadido el catalizador comienza el tiempo de reacción y se debe volver a ajustar rápidamente el pH dado que varía ligeramente con la adición del cobalto. Como el pH del agua destilada se encuentra alrededor de 6, para los experimentos con un pH inferior se utilizó H₂SO₄ para ajustar el pH al deseado de la misma manera.

3.4.6 Determinación de oxidantes

El peracético restante se determinó por medio del método colorimétrico con tiras de ensayo y usando un espectrofotómetro a una longitud de onda de 515 nm, a partir de una disolución preparada con 3,5 mL de muestra, 50 microlitros de ácido acético 1 M, 50 microlitos de yoduro potásico (70 g/L) y 50 microlitos de DPD (N,N-Dimethyl-1,4-phenylene-diamine oxalate) preparados de la siguiente manera: mezcla de 70 mg de EDTA (ethylenediaminetetra acetic acid disodium salt) y 385 mg de DPD en 100 mL de agua ultrapura acidificada añadiendo 25 mL se ácido sulfúrico 0,5 M. La concentración del peróxido también fue determinada con tiras de ensayo para su correspondiente test de peróxidos.

4. RESULTADOS

4.1 Calibrado del tiabendazol

En primer lugar, se realizó una recta de calibrado del contaminante modelo tiabendazol para asegurar que este estuviera bien disuelto y así garantizar condiciones iguales para todos los ensayos, es decir una concentración inicial de 10 mg/L de contaminante.

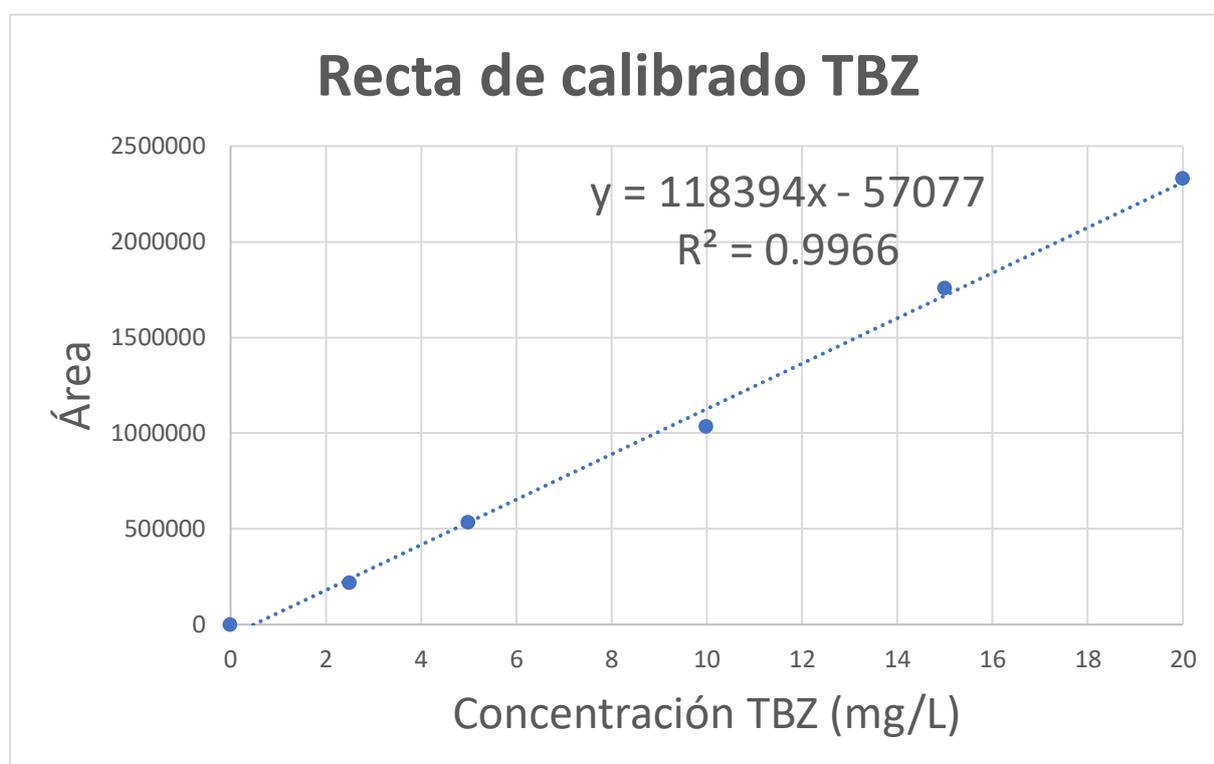


Figura 7: Calibrado del tiabendazol

Se realizó una comparativa de los oxidantes empleando ácido peracético (PAA), persulfato de potasio ($K_2S_2O_8$) y peróxido de hidrógeno (H_2O_2) en concentraciones de 37,8 mg/L, 80,5 mg/L y 37,8 mg/L respectivamente. Las reacciones se llevaron a cabo en total oscuridad para evitar cualquier efecto sinérgico de la radiación en la degradación de los contaminantes.

Como se puede observar en la figura 8, en condiciones de oscuridad, solo el sistema PAA/Co²⁺ tiene la posibilidad de degradar al contaminante de manera muy significativa. Existe una pequeña degradación producida por la combinación del cobalto con el peróxido pero se detiene muy rápidamente. Este hecho se podría atribuir a la descomposición del peróxido por el Co²⁺ indicada en la ecuación 14, pero una vez se ha formado el ion Co³⁺ no es capaz de regresar a su estado inicial para poder cerrar el ciclo catalítico por lo que la reacción se detiene. Finalmente, la combinación con persulfato no produjo ningún cambio en la concentración del contaminante.

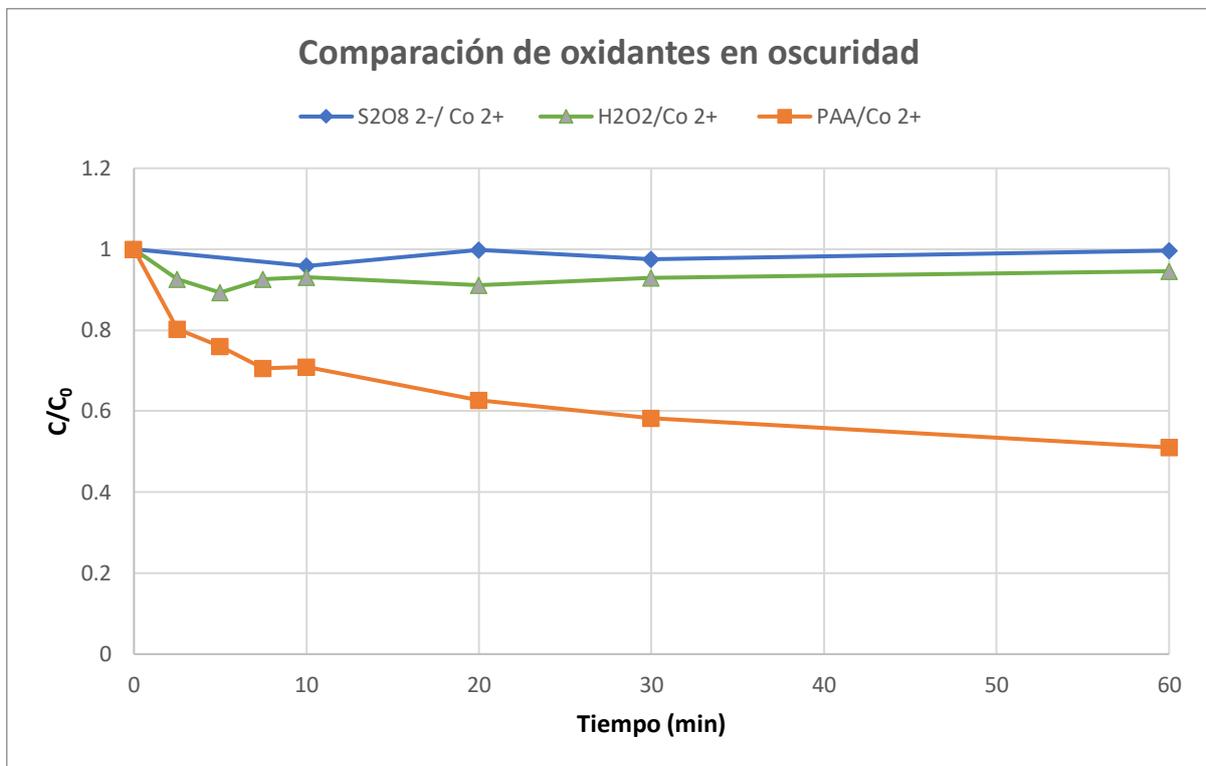


Figura 8: Comparación de oxidantes en oscuridad

4.2 Ajuste cinético

Para tener un valor numérico de comparación se han realizado ajustes cinéticos de pseudo-primer orden siguiendo la ecuación 18 deducida de la siguiente forma:

$$-\frac{dC}{dt} = k \cdot C$$

Reordenando los términos correspondientes a cada lado:

$$-\frac{dC}{C} = k \cdot dt$$

Integrando:

$$\int_{C_0}^C \frac{dC}{C} = -k \cdot \int_0^t dt$$

$$\ln(C) - \ln(C_0) = -k \cdot t$$

Finalmente se obtiene:

$$\ln\left(\frac{C}{C_0}\right) = -k \cdot t \quad (18)$$

De manera que la pendiente de la recta sería k en min^{-1}

A continuación, se muestra un ejemplo de un ajuste cinético realizado para uno de los experimentos, donde la constante cinética k sería la pendiente $k=0,0304$.

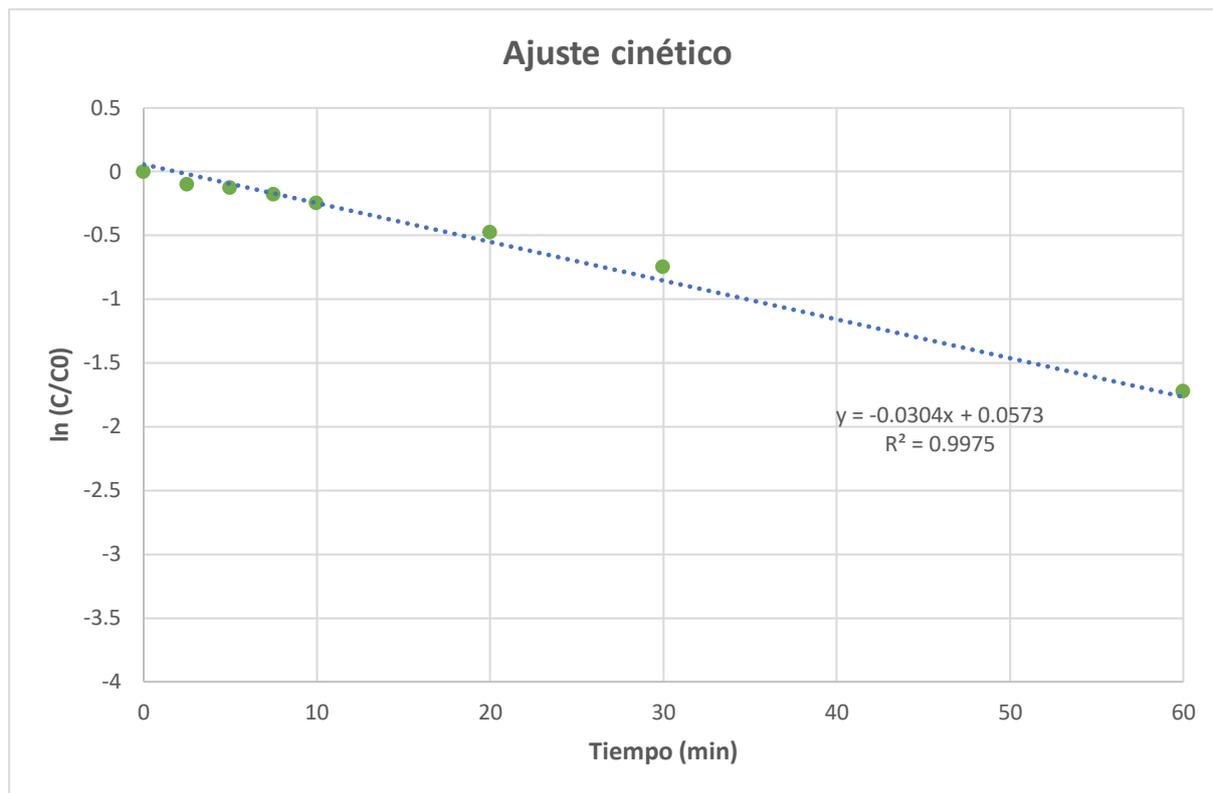


Figura 9: Ejemplo de ajuste cinético

4.3 Efecto de la luz para el sistema $\text{Co}^{2+}/\text{PAA}$

Una vez demostrado que solamente la combinación de sales de cobalto y ácido peracético resulta efectiva en la degradación del tiabendazol, se incluyeron experimentos en presencia de irradiación del simulador solar. Al incluir la radiación, es importante tener en cuenta posibles contribuciones a la degradación que no provienen del sistema $\text{PAA}/\text{Co}^{2+}/\text{luz}$, como puede ser la fotólisis directa del contaminante o la fotólisis del PAA para generar radicales. Asimismo, conviene descartar la oxidación directa del contaminante por el PAA.

Como se observa en la figura 10, la presencia de irradiación no produjo variaciones significativas en el sistema $\text{PAA}/\text{Co}^{2+}$ y ambas curvas de degradación siguen una evolución muy parecida por lo que se debería de descartar cualquier fotoactividad del cobalto en esas condiciones. También se puede comprobar que el tiabendazol es estable a la radiación ya que su fotólisis (degradación directa por acción de la luz) se puede considerar despreciable. Por otra parte, la pequeña degradación obtenida por

la acción directa del PAA se produce tanto en presencia de irradiación como en oscuridad, lo que descarta cualquier fotólisis del PAA que pudiera generar especies reactivas.

Es importante destacar que el simulador solar posee un sistema de filtros que impide que la radiación inferior a 300 nm alcance a la muestra. Radiaciones con longitudes de onda menores son más favorables de generar fotólisis, del contaminante o del oxidante, pero dichas radiaciones bajo exposición solar real no se producirán.

Simular las condiciones reales de irradiación solar es un factor clave si se desea trabajar a una cierta escala donde la irradiación artificial sería completamente inviable.

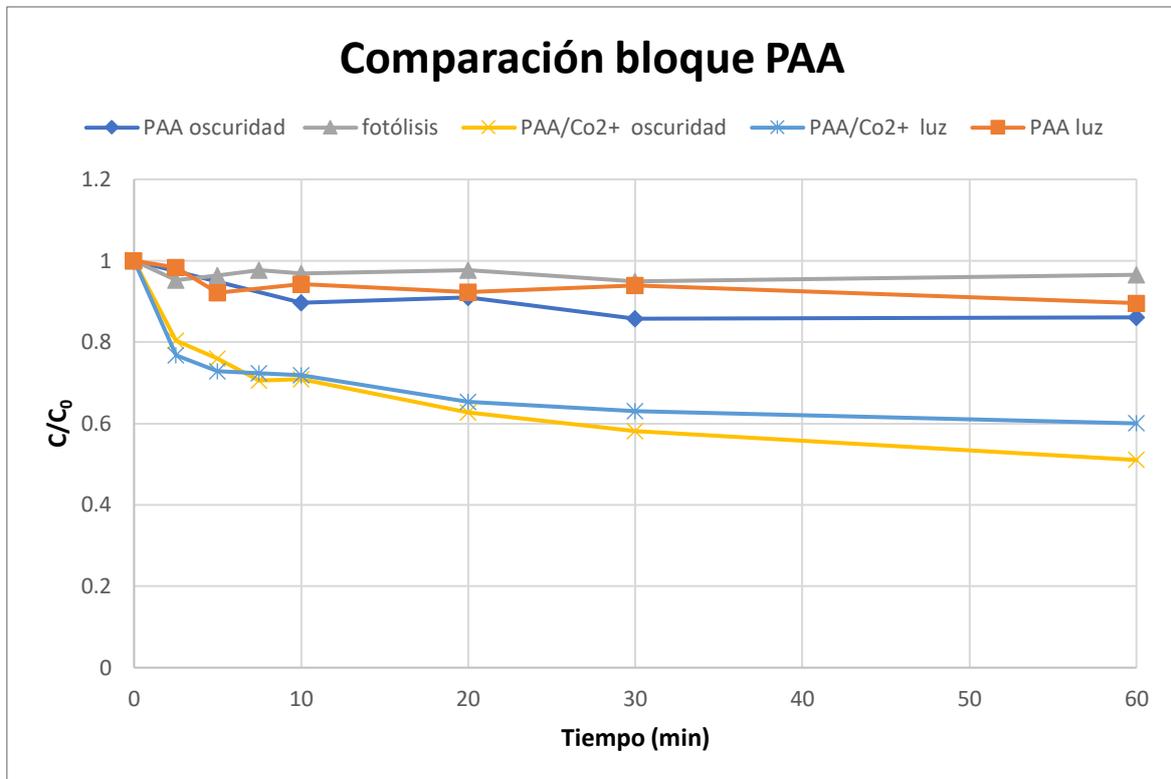


Figura 10: Comparación bloque PAA

Comparando numéricamente por medio de un ajuste cinético se puede ver con mayor claridad estos resultados representándolos en la figura 11.

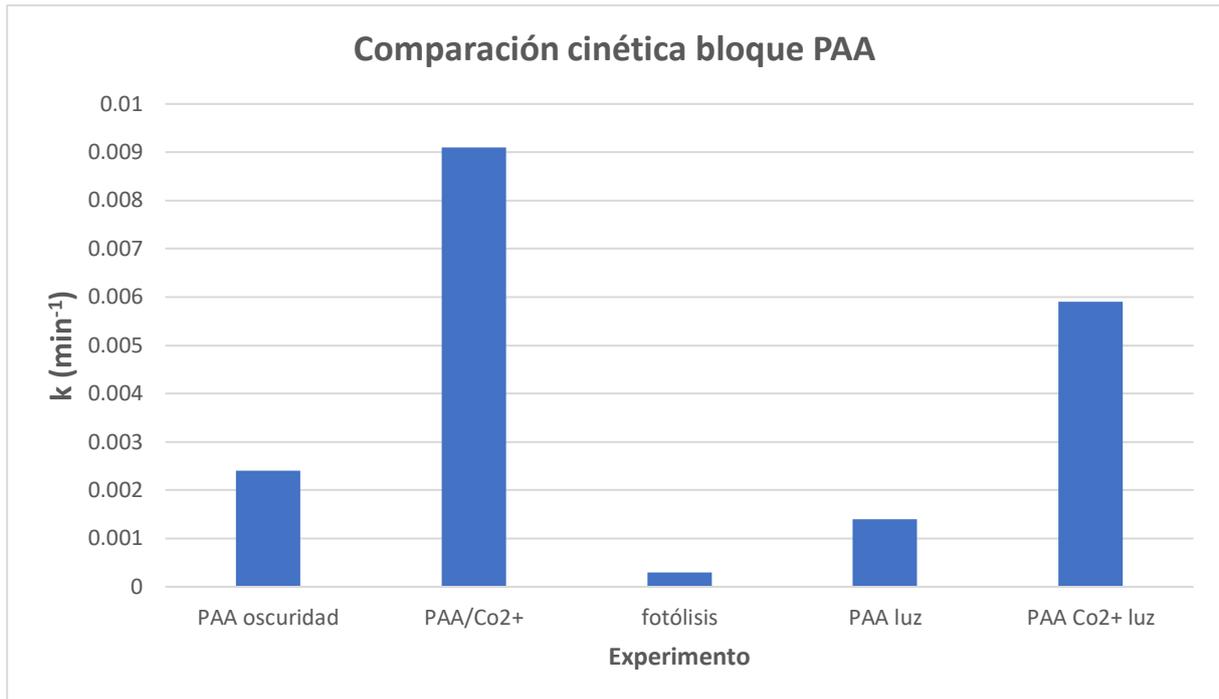


Figura 11: Comparación de la cinética del bloque PAA

4.4 Acción catalítica del cobalto

La figura 12 muestra la comparación de la degradación del tiabendazol en completa oscuridad usando en primer lugar el ácido peracético solo y después en presencia del catalizador de cobalto con el fin de observar la acción catalítica de este y los efectos que tiene en la degradación.

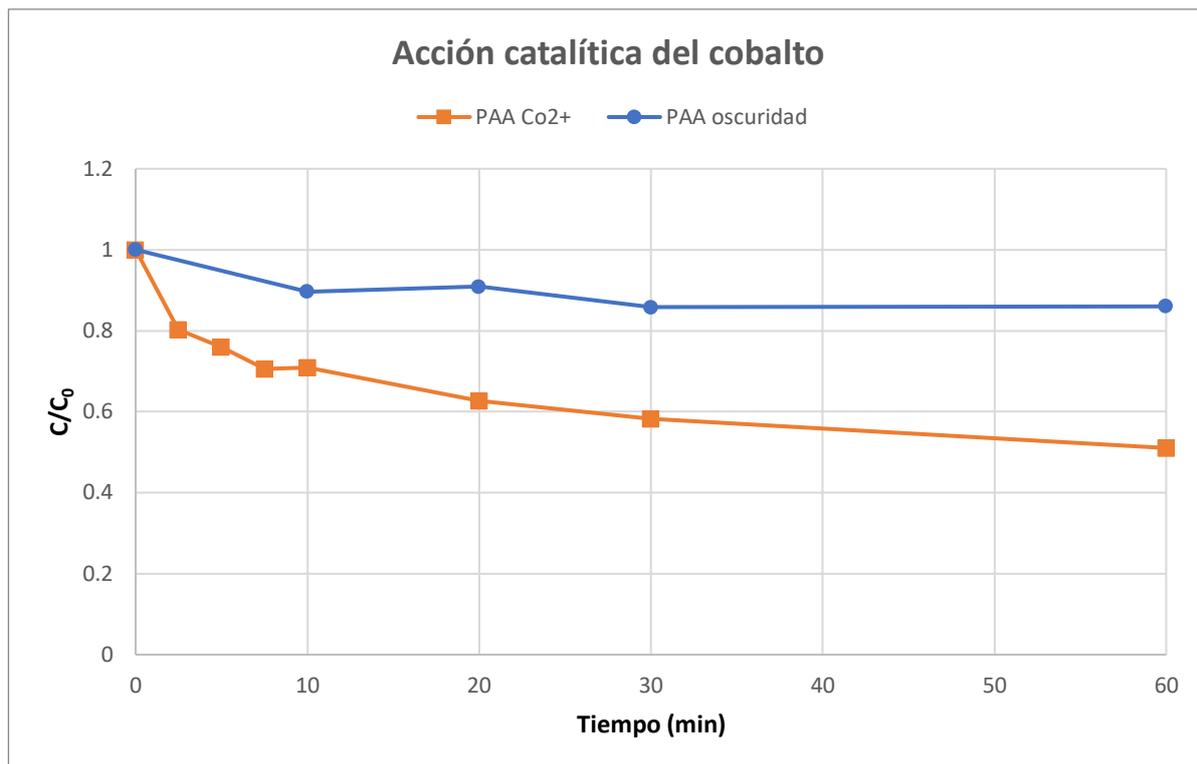


Figura 12: Acción catalítica del cobalto

En la figura 13 se muestra la cinética del proceso. El experimento en ausencia de cobalto presenta una constante cinética de $k=0,0024 \text{ min}^{-1}$, la cual, cuando se añade el catalizador aumenta considerablemente alcanzando un valor de $k=0,0091 \text{ min}^{-1}$. Se puede ver cómo la presencia de la sal de cobalto hace que la cinética sea casi 4 veces mayor cuando el experimento se efectúa con el pH natural de la disolución, el cual no se encuentra dentro del rango óptimo (como se verá más adelante).

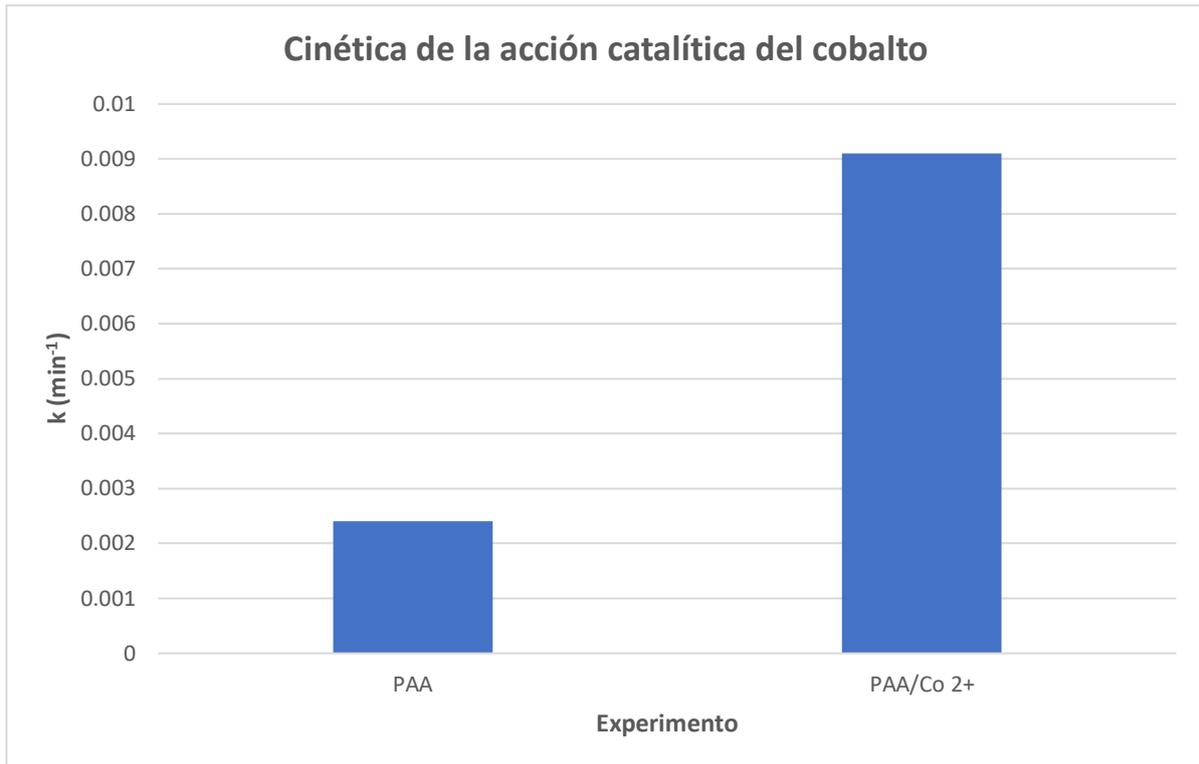


Figura 13: Cinética de la acción catalítica del cobalto

4.5 Efecto del pH

Se probaron diferentes pHs de reacción para establecer el rango de aplicabilidad de la combinación de sales de cobalto con ácido peracético. En este caso se presentan directamente los valores de las constantes cinéticas de pseudo-primer orden para cada uno de los pHs testados obtenidas según la ecuación 6.

Se puede observar en la figura 14 que se dispone de una franja de valores de pH en donde la eficiencia del proceso oxidativo es muy similar. Esta franja o rango de valores va de $\text{pH} = 6$ a $\text{pH} = 8$. Se observa un óptimo en el valor de 6 y un ligero descenso a medida que subimos de pH. En los extremos de pH testados, esto es, $\text{pH} = 5$ y $\text{pH} = 9$ las cinéticas son muy bajas y las reacciones terminan por detenerse.

Contar con una zona de trabajo entre los pHs de 6 y 8 supone una ventaja frente a otros procesos catalizados por metales que tienen óptimos en zonas más ácidas ya que en condiciones reales el agua se encuentra en este rango de pH, lo cual simplifica el proceso.

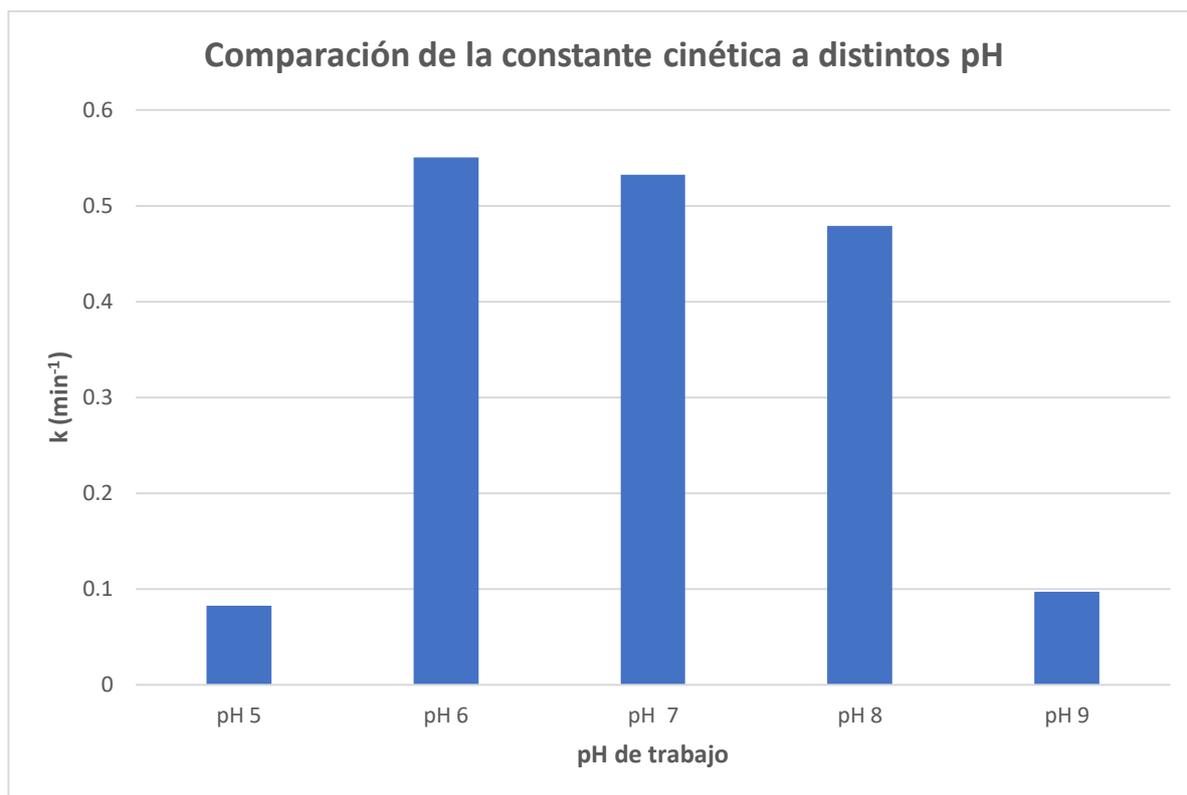


Figura 14: Comparación de la constante cinética a distintos pH

4.6 Variación de la concentración del ácido peracético

Una vez que se supo que el pH óptimo es de 6 se realizaron distintos experimentos variando la concentración del oxidante PAA a pH 6 siempre con una concentración de catalizador de 10 mg/L.

Como se puede observar en la figura 15, al aumentar la proporción de oxidante mejora la degradación del tiabendazol, aunque en todos los casos se trabajó con concentraciones de oxidante inferiores a la que supondría la mineralización del contaminante.

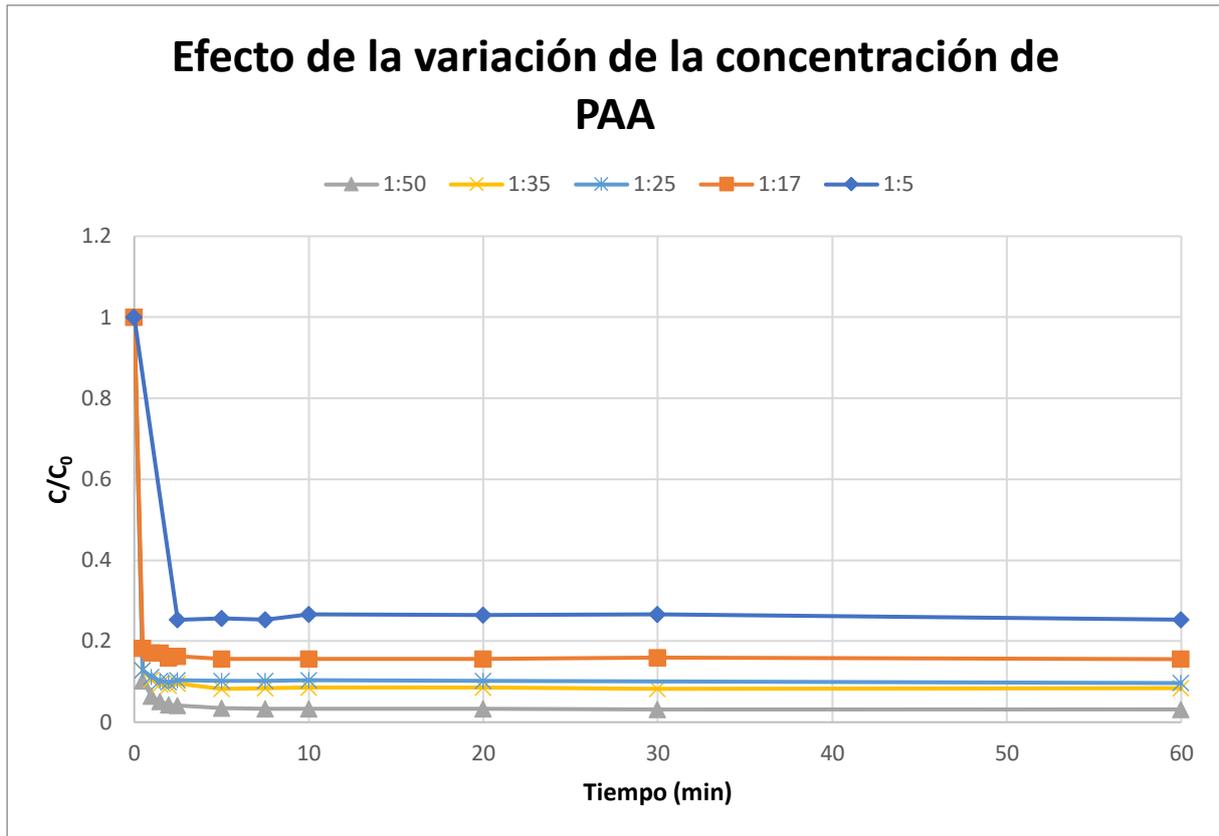


Figura 15: Efecto de la variación de la concentración de PAA

A continuación, se realizaron cálculos para ver el porcentaje de contaminante que se eliminó en cada caso partiendo de la variación de la concentración y representando estos resultados en una tabla para ver este efecto con mayor detalle.

Relación TBZ: PAA	Porcentaje de degradación
Relación 1:5	75%
Relación 1:17	84%
Relación 1:25	90%
Relación 1:35	92%
Relación 1:50	97%

Tabla 3: Grado de degradación del tiabendazol

Como se puede observar en la tabla 3 se alcanza hasta un 97% de degradación de contaminante al usar una concentración de oxidante 50 veces mayor que la del tiabendazol. Esta concentración se usó para los experimentos posteriores con el fin de lograr resultados óptimos. Finalmente se representaron los datos de esta tabla en un gráfico de barras que se muestra a continuación.

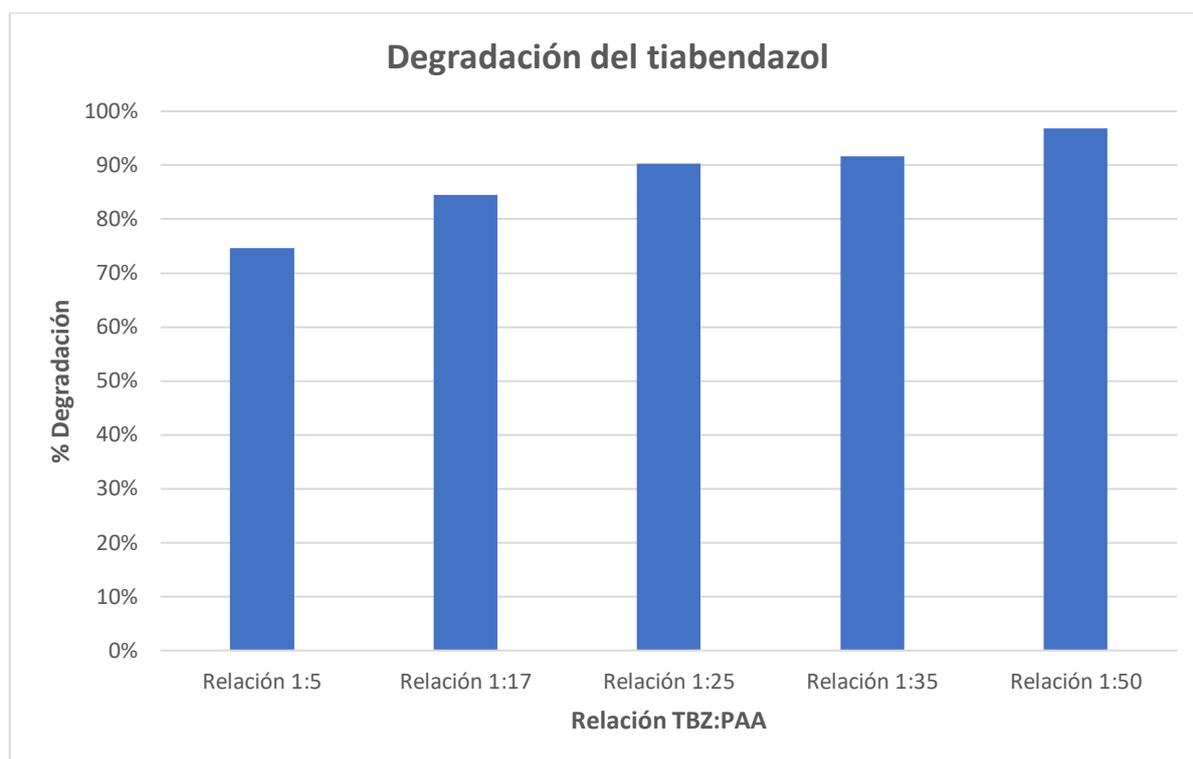


Figura 16: Degradación del tiabendazol

4.7 Efecto del agua de red

Se estudió el efecto de usar agua de red en vez de agua destilada para la disolución problema degradando con el sistema PAA/Co²⁺ en condiciones de oscuridad para ver si sería factible llevar a cabo este proceso en condiciones más parecidas a las de aguas residuales reales. El resultado se muestra en la figura 17.

Dentro de los anexos se encuentra un informe de la composición del agua de red de Alcoy, cuya fuente es la página web del ayuntamiento de Alcoy. Como se puede

observar en dicho anexo el agua de Alcoy presenta una conductividad de unos 457 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a 20°C.

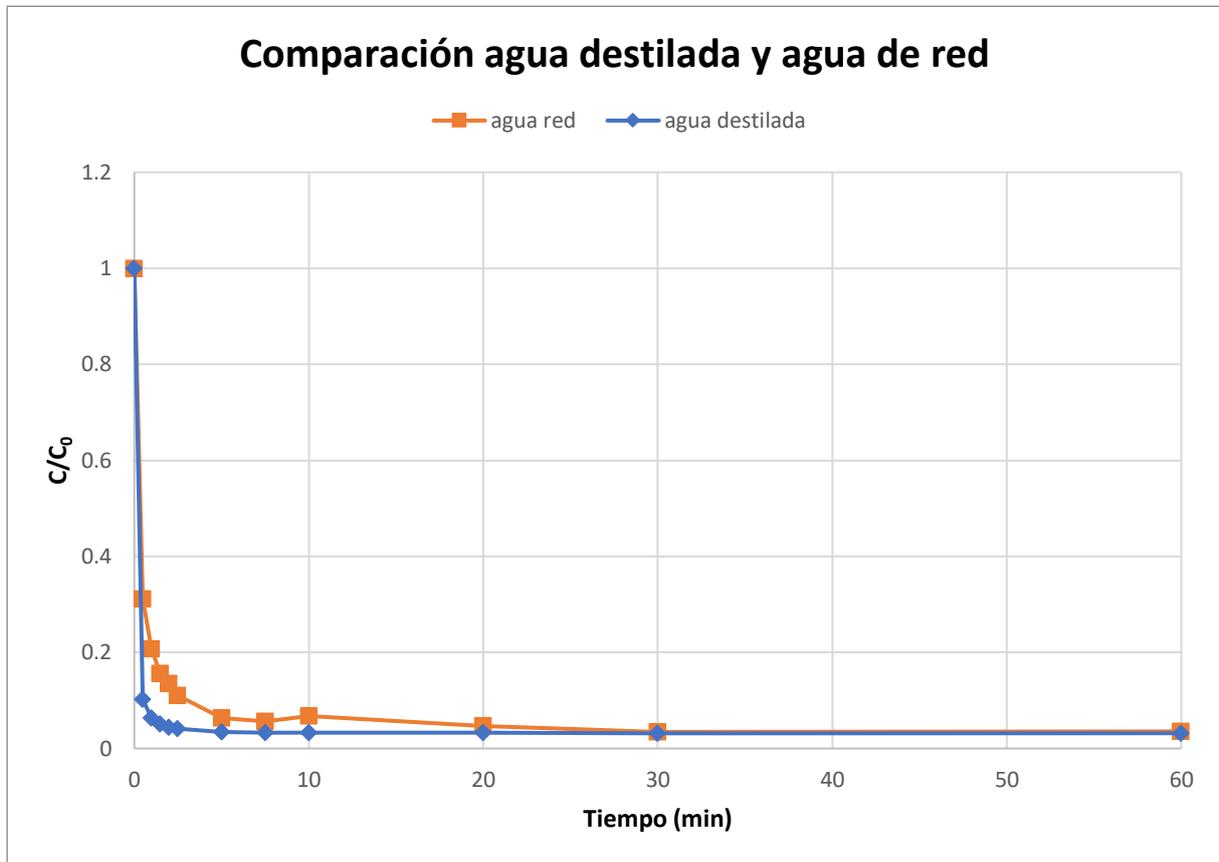


Figura 17: Comparación de agua destilada y agua de red

Según esta gráfica el uso de agua de grifo no tiene un efecto muy significativo sobre la degradación del tiabendazol. Aunque bien es cierto que tarda unos minutos más en llegar a la concentración mínima, a los 30 minutos ambas muestras tienen la misma degradación, por lo que se puede concluir que este mecanismo de degradación es efectivo fuera del laboratorio.

Seguidamente se muestra la comparación de las constantes cinéticas de estos procesos. Como se puede observar la variación de la cinética al usar agua de red no es significativa. Disminuyendo la constante cinética tan solo de $k=0,49 \text{ min}^{-1}$ a $k=0,46 \text{ min}^{-1}$.

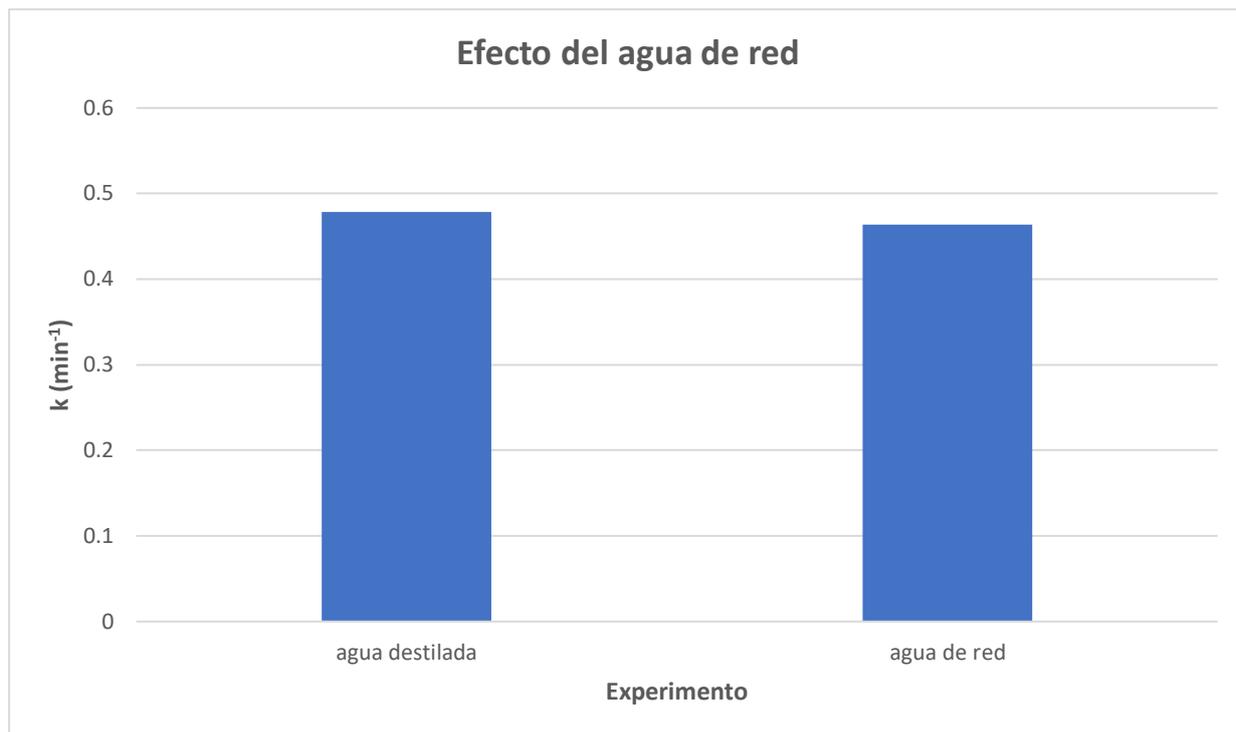


Figura 18: Efecto del agua de red en la cinética

Cabe destacar que para esta comparación se usó la concentración de PAA en relación 1:50 con respecto al tiabendazol y el pH 6 ya que según los resultados previos suponen las condiciones óptimas y el pH se encuentra dentro del rango del agua residual real.

4.8 Efecto de sales inorgánicas

Con la intención de replicar con mayor detalle las condiciones de aguas reales, se ha estudiado el efecto que tiene la presencia de distintos iones que podrían estar en aguas residuales. Entre los iones estudiados se encuentran los cloruros, sulfatos, carbonatos y nitratos. Todos ellos se encontraban en una concentración de 20 mM para su experimento correspondiente.

Según el informe anexo, el agua de Alcoy presenta una concentración de cloruros, sulfatos y nitratos de 8.9 mg/L, 5.91 mg/L y 4.46 mg/L respectivamente.

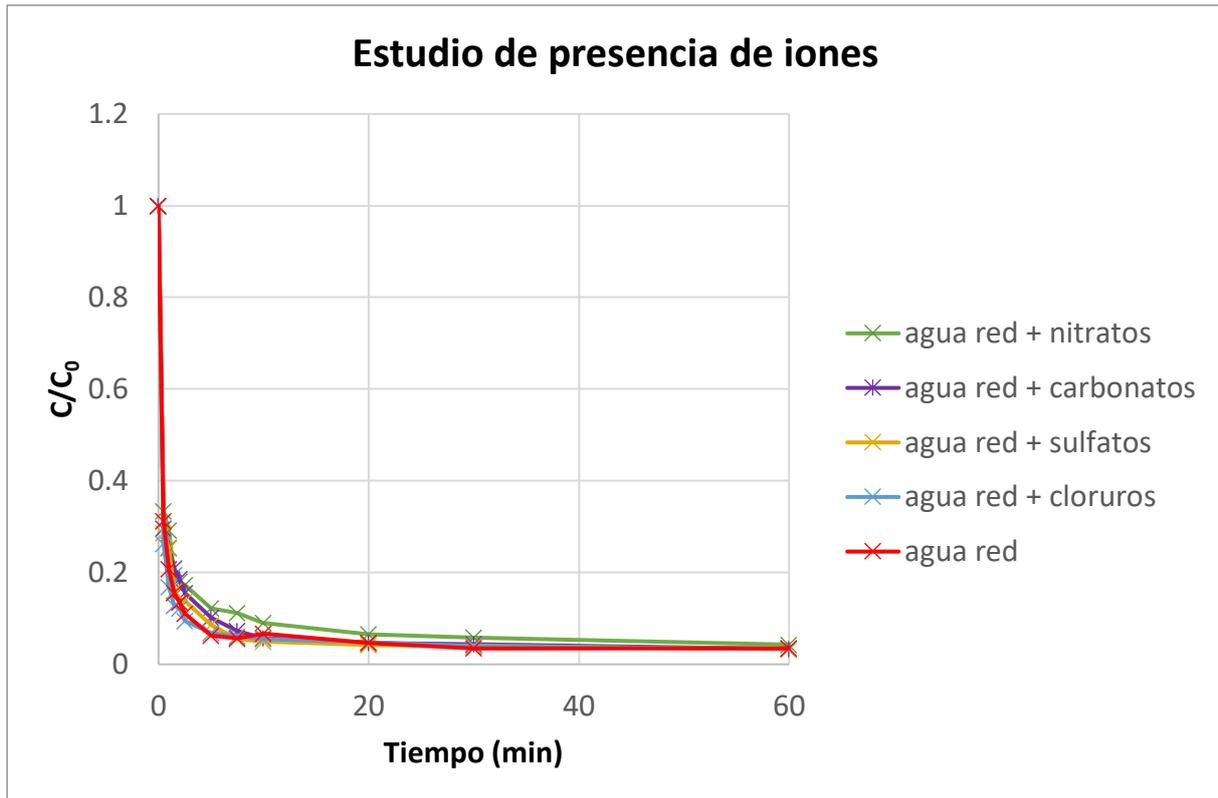


Figura 19: Estudio de la presencia de iones

Ninguno de los iones disminuye la eficacia del proceso notablemente. Es cierto que disminuyeron ligeramente la velocidad de degradación durante los primeros minutos, pero los resultados finales fueron prácticamente idénticos. Efectivamente la presencia de cualquiera de este tipo de iones no afectaría el rendimiento de una descontaminación usando ácido peracético en combinación con cobalto como catalizador.

A pesar de que, con todas las sales se alcanza el mismo grado de descontaminación, se estudió la cinética para ver con más detalle el efecto de la presencia de estas sales inorgánicas en la velocidad de eliminación del tiabendazol. Los resultados se plasmaron en la figura 20 y se puede ver una ligera disminución de la constante cinética en el siguiente orden: agua de red, presencia de cloruros, presencia de sulfatos, presencia de carbonatos y finalmente la presencia de nitratos, que es la que más reduce la velocidad de degradación.

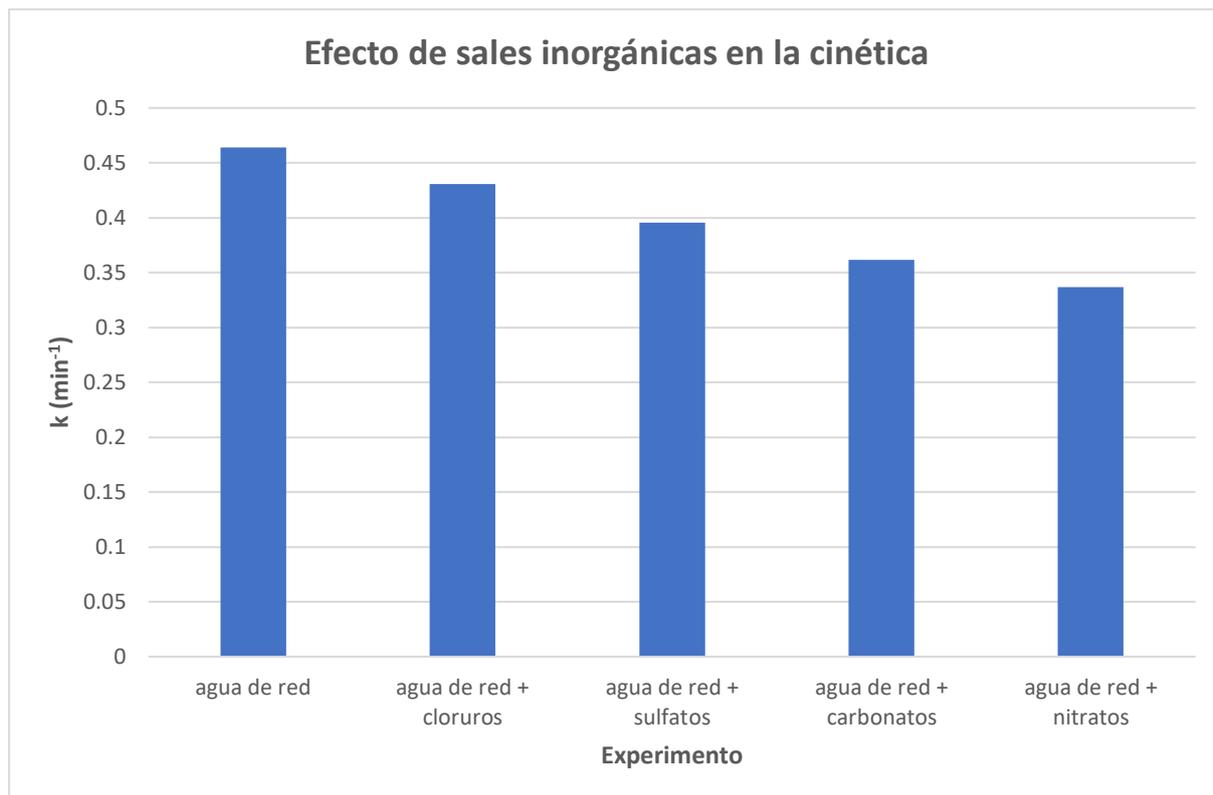


Figura 20: Efecto de la presencia de iones en la cinética

Nuevamente se usó una concentración de ácido peracético y el pH en las condiciones óptimas.

4.9 Efecto del catalizador

Dado que el Fe^{2+} es el catalizador más usado en procesos catalíticos de oxidación avanzada se usó en combinación con el ácido peracético para ver la efectividad de este sistema en comparación con el de peracético y cobalto que es el que se está estudiando principalmente en este trabajo.

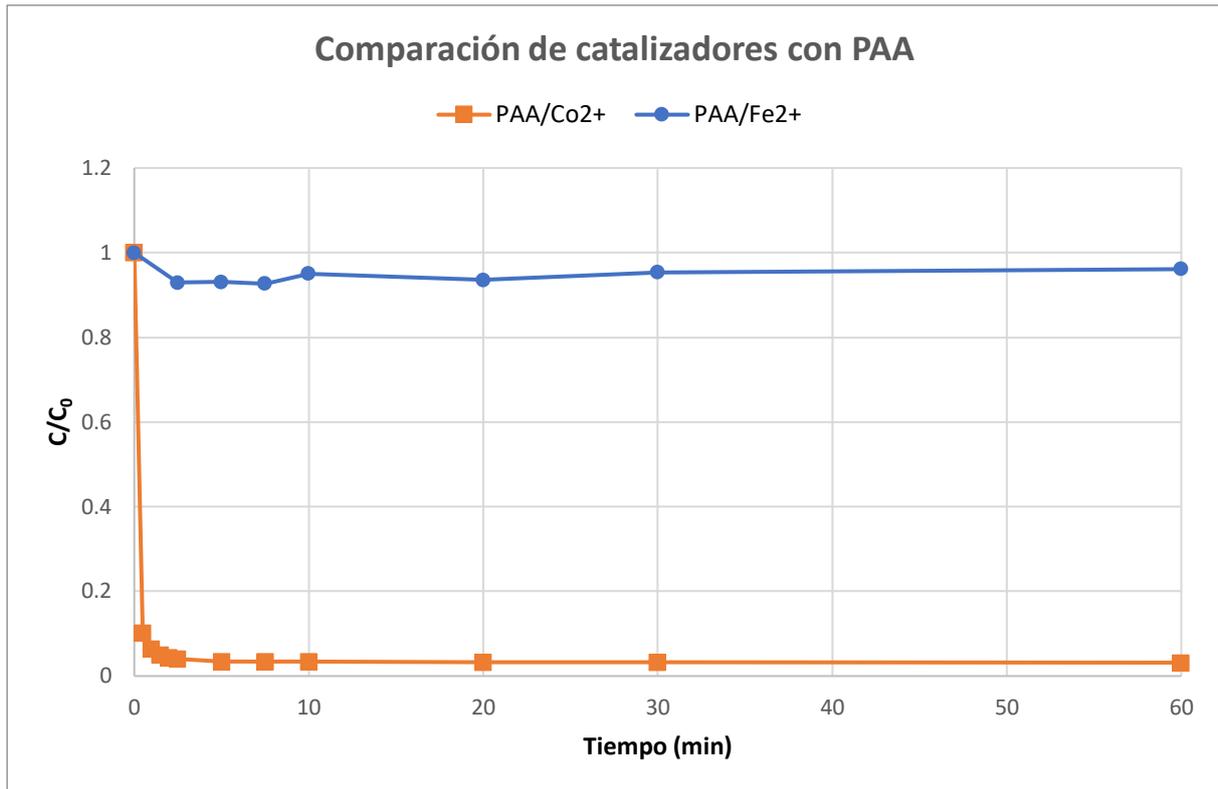


Figura 21: Comparación de catalizadores con PAA

Al representar gráficamente esta comparación se puede ver que el sistema PAA/Fe²⁺ no produce una degradación significativa del tiabendazol en condiciones de oscuridad, por lo que se puede descartar este sistema como una opción de reactivos de oxidación catalítica.

4.10 Sistema H₂O₂/Co²⁺

Se decidió realizar una serie de experimentos con el sistema H₂O₂/Co²⁺ para estudiar la posibilidad de que diera resultados al irradiar la muestra aunque no haya tenido una buena de gradación en condiciones de oscuridad. Para ello se hace uso de los resultados anteriormente mencionados de la fotólisis y del experimento sin luz y se comparan con un experimento únicamente con el peróxido en presencia de luz y seguidamente uno con el sistema H₂O₂/Co²⁺/luz, de forma que se puede atribuir a cada componente su aportación correspondiente.

Como se puede observar en la figura 22, no hay fotólisis directa del contaminante ni degradación por parte del sistema de estudio en oscuridad. Al usar peróxido, ya sea en presencia de catalizador o no, hay una ligera degradación, de un 20% aproximadamente, pero tomando en cuenta los resultados previos con ácido peracético estos son bastante peores y a modo general, insuficientes.

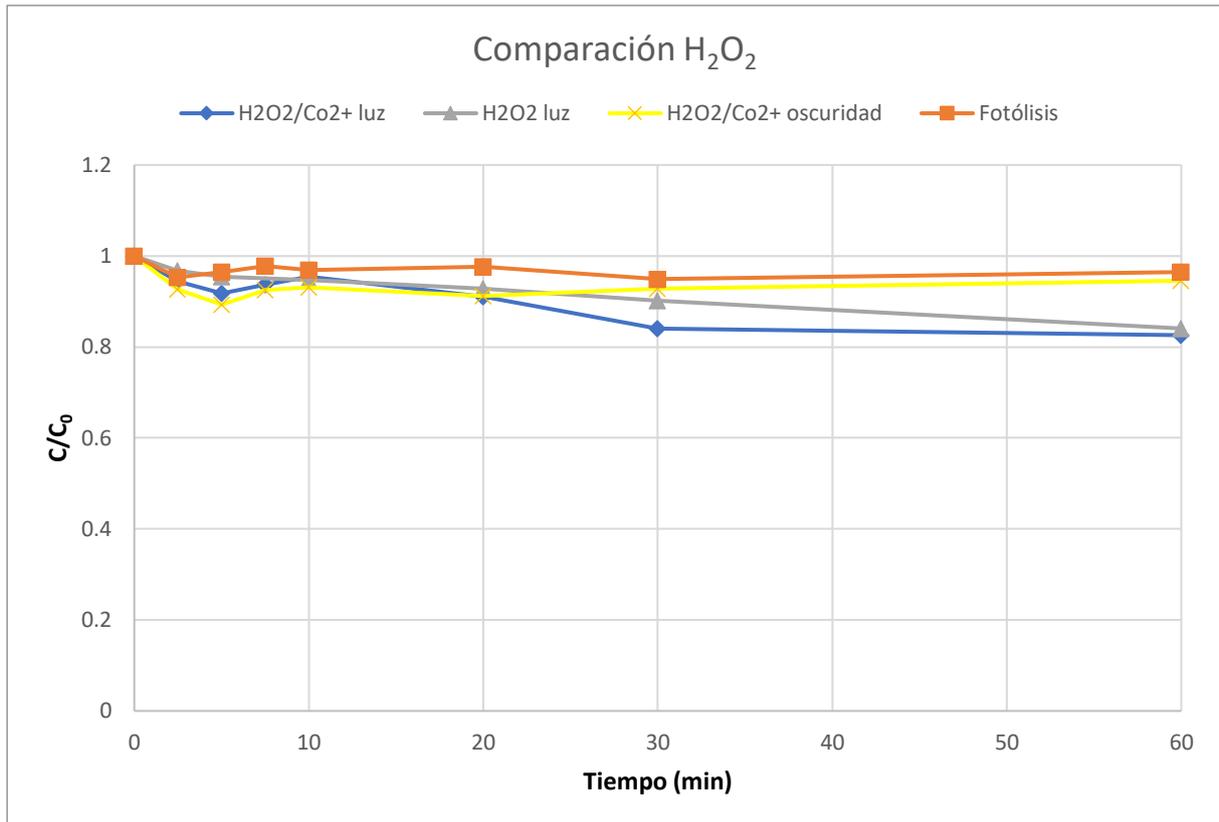


Figura 22: Sistema H₂O₂/Co²⁺

Al comparar numéricamente estos resultados vemos como el uso del catalizador en presencia de irradiación favorece ligeramente la oxidación y que para que haya una degradación apreciable debe haber necesariamente tanto luz como peróxido.

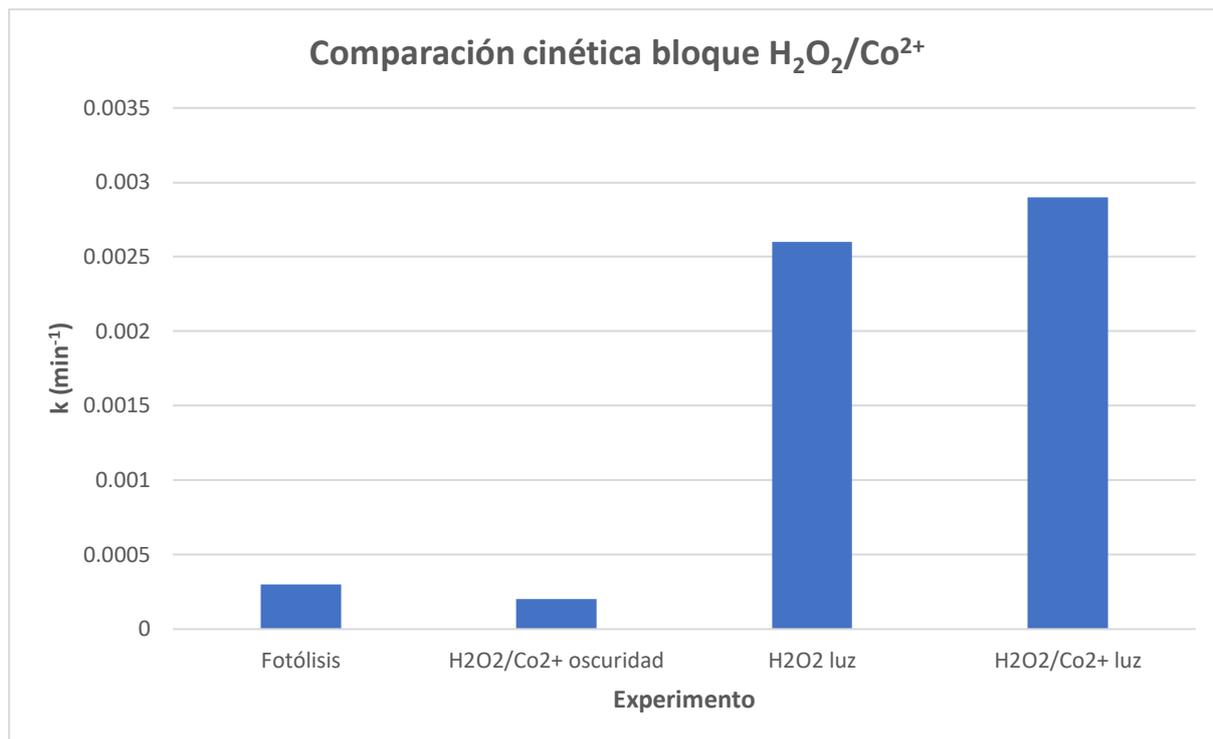


Figura 23: Comparación bloque H_2O_2

4.11 Comparación entre PAA/ Co^{2+} y reactivo Fenton

Finalmente se comparó el uso de PAA/ Co^{2+} con el del reactivo Fenton (H_2O_2/Fe^{2+}) en condiciones de oscuridad. Para la degradación con Fenton se trabajó a un pH de 2.8 y para el sistema PAA/ Co^{2+} se trabajó a pH 6 ya que tomando en cuenta los resultados anteriores se considera como el óptimo y se encuentra dentro del rango de pH de las aguas residuales. En ambos casos se utilizó agua de red.

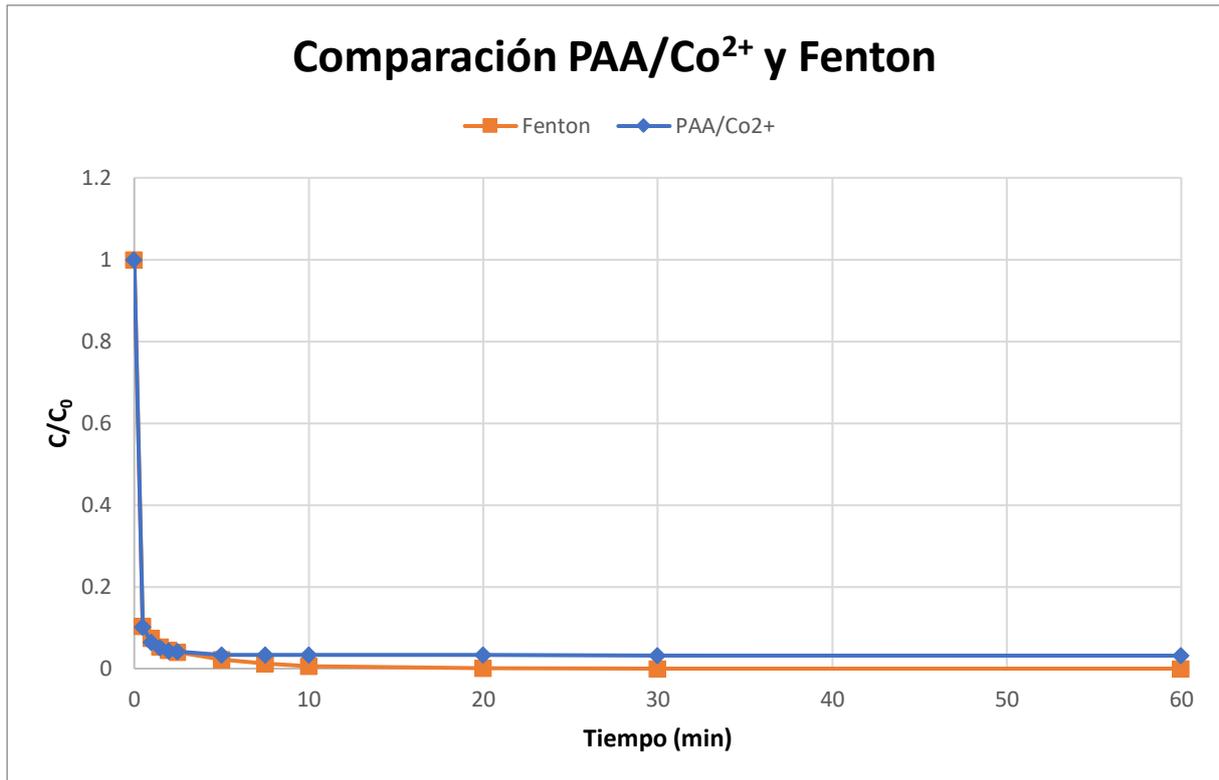


Figura 24: Comparación PAA/Co²⁺ y Fenton

En la figura 25 se puede observar que en el caso del reactivo Fenton la cinética es mayor, sin embargo, hay que tomar en cuenta la limitación del pH de trabajo, esto implica un consumo de H₂SO₄ para llevar el agua contaminada a un pH ácido de aproximadamente pH=2.8 antes de agregar el ion Fe²⁺ para que este no precipite. Posterior a la degradación, también habría una adición de NaOH para llevar el agua a su pH natural. Para el volumen de trabajo fueron necesario aproximadamente 30 g de NaOH, pero a escala industrial esta cantidad aumentaría significativamente.

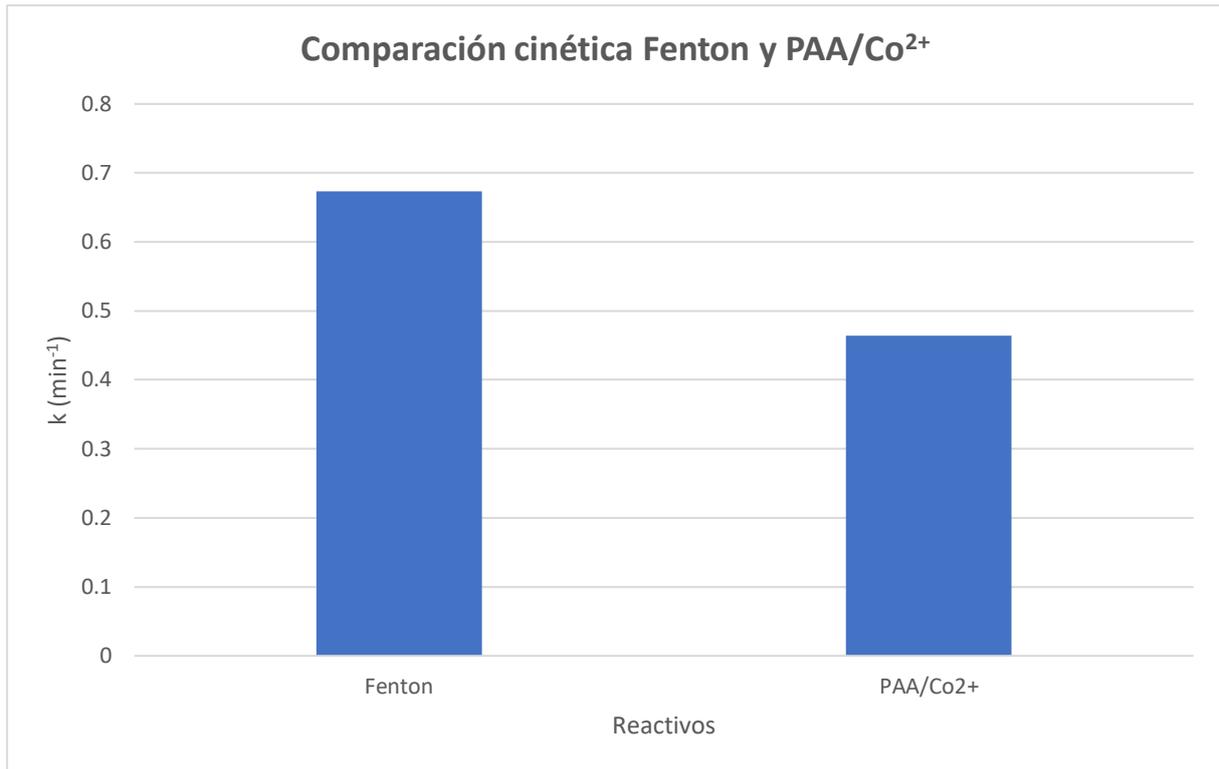


Figura 25: Comparación de la cinética del Fenton y PAA/Co²⁺

5. Escalado

5.1 Cálculos de escalado

Para el diseño óptimo del reactor, se deben trasladar los datos de un modelo de laboratorio a una escala industrial en el desarrollo temprano del proceso. El requisito fundamental para el escalado es que el modelo de laboratorio y el industrial deben de ser similares. Para asegurar la similaridad, se deben satisfacer dos condiciones: similaridad geométrica de los límites físicos y similaridad dinámica en los asuntos de flujo.

5.1.1 Similaridad geométrica

Para realizar el escalado se debe tener en cuenta el número de horas de trabajo, el cual sería 8 horas diarias. Los aportes de aguas residuales industriales deben ser determinados para cada caso en particular, con base en información de censos, encuestas y consumos industriales. Para este trabajo se tomarán como volúmenes a tratar 1 m^3 , 10 m^3 y 100 m^3 ya que son valores lógicos para una empresa y se comparará el coste final de cada caso.

Tras realizar el ensayo en el reactor a escala de laboratorio, el cual tiene un volumen de 250 mL, se ha podido establecer que, para eliminar el tiabendazol en condiciones óptimas es necesario un tiempo de 10 minutos. Por otro lado, se considera un tiempo entre una reacción y otra de 10 minutos para la carga y descarga por lo que el tiempo total para un lote sería de unos 20 minutos. Por lo tanto, el tiempo real de reacción diaria sería la mitad, 4 horas.

Si en el laboratorio se tratan 250 mL en 10 minutos, en 4 horas se podrían tratar 6000 mL, lo que sería 6 L.

Para poder transformar los datos obtenidos mediante el reactor de laboratorio a escala industrial se debe aplicar el principio de semejanza, ecuación (19), el cual se define como una relación lineal:

$$m' = k \cdot m \quad (19)$$

Donde:

m' : Variable a escala industrial

k : Factor de escala.

m : Variable de pequeña escala

Por lo que, suponiendo que la variable a escala industrial es 10 m³/día o 10000 L/día, y la variable de escala piloto es 6 L/día, se obtiene:

$$10000 = k \cdot 6 \rightarrow k=1666,67$$

De esta forma, sabiendo el factor de escalado, podemos obtener el volumen que debe tener el reactor industrial multiplicando el volumen del reactor pequeño por dicho factor obteniendo así un volumen de **0,417 m³**.

En el caso de 1 m³/día sería:

$$1000 = k \cdot 16 \rightarrow k=166,67 \text{ y el volumen de } \mathbf{0,0417 m^3}$$

En el caso de 100 m³/día sería:

$$100000 = k \cdot 16 \rightarrow k=16666,67 \text{ y el volumen de } \mathbf{4,167 m^3}$$

A continuación, se aplica el principio de similitud geométrica para que haya semejanza en la relación de las dimensiones de los reactores a ambas escalas.

En el laboratorio se usa un reactor de diámetro 6,5 cm y un agitador mecánico de longitud 2 cm. En el reactor industrial se estima, tomando en cuenta el volumen de 0,417 m³, un diámetro de 0,714 m calculado de la siguiente forma:

Partiendo de las dimensiones del reactor de capacidad de 250 mL

$$D = 6,5 \text{ cm}$$

$$H = 9,5 \text{ cm}$$

Por lo tanto, tiene una relación:

$$\frac{H}{D} = 1,46$$

Tomando en cuenta el volumen del cilindro

$$V = \frac{\pi}{4} \cdot D^2 \cdot 1,46D = \frac{1,46 \cdot \pi}{4} \cdot D^3$$

Hay que despejar el diámetro y sustituir el volumen por 0,417 m³

$$D = \frac{4 \cdot 0,417^{\frac{1}{3}}}{1,46 \cdot \pi} = 0,714 \text{ m}$$

$$H = 1,46 \cdot D = 1,043 \text{ m}$$

En el caso de 1 m³/día sería:

$$D = \frac{4 \cdot 0,042^{\frac{1}{3}}}{1,46 \cdot \pi} = 0,331 \text{ m}$$

$$H = 1,46 \cdot D = 0,484 \text{ m}$$

En el caso de 100 m³/día sería:

$$D = \frac{4 \cdot 4,17^{\frac{1}{3}}}{1,46 \cdot \pi} = 1,54 \text{ m}$$

$$H = 1,46 \cdot D = 2,25 \text{ m}$$

Para calcular el diámetro del agitador de gran escala (D_a) se seguirá la misma proporción que guarda con el reactor pequeño.

En el reactor pequeño

$$\frac{D_a}{D} = \frac{2}{6,5} = 0,31$$

Representa un 31% del D

En el reactor grande:

En el caso de 1 m³/día sería:

$$D_a = 0,31 \cdot D = 0,31 \cdot 0,331 = 0,102 \text{ m}$$

En el caso de 10 m³/día sería:

$$D_a = 0,31 \cdot D = 0,31 \cdot 0,714 = 0,22 \text{ m}$$

En el caso de 100 m³/día sería:

$$D_a = 0,31 \cdot D = 0,31 \cdot 1,54 = 0,47 \text{ m}$$

5.1.2 Similaridad dinámica

A medida que la escala cambia, muchos aspectos del proceso en sí también cambiarán según el contexto. Aparte del tamaño del reactor, también puede cambiar el período de tiempo necesario para procesar el material, la preparación del reactor, el método utilizado para transferir el flujo del proceso, etc.

El segundo requerimiento de similaridad se consigue cuando los valores de los parámetros adimensionales (Re) son iguales. Sin embargo, esto resulta complicado cuando varios parámetros adimensionales están involucrados en el sistema por lo que se recurre a criterios de escalado.

Algunos de los principales criterios de escalado son:

- 1.- Mantener constante el coeficiente volumétrico de transferencia de oxígeno ($k_L a$)
- 2.- Mantener constante la potencia por unidad de volumen utilizada (P/V)
- 3.- Mantener constante la velocidad tangencial de agitación ($\pi N D_i$)
- 4.- Mantener constante el número de Reynolds ($Re = N D_i^2 \rho / \mu$)
- 5.- Velocidad de Bombeo de área (F/V)

En este caso se busca mantener constante la relación potencia/volumen ya que no hay problemas de transferencia de materia, ni de irradiación pues el proceso funciona en ausencia de luz, etc.

Esta relación se expresa de la siguiente forma:

$$\frac{P}{V} = \frac{\rho \cdot N^3 \cdot D_a^5}{D_a^3} \quad (20)$$

Siendo:

P: Potencia (W)

N: Velocidad del agitador (s^{-1})

D_a : Diámetro del agitador (m)

V: Volumen del reactor (L)

ρ : densidad del fluido (kg/m^3)

Si se iguala esta ecuación para ambas escalas $P/V]_{Lab}=P/V]_{Ind}$ la relación de tamaño de agitador y velocidad de agitación entre el reactor de laboratorio y el industrial de forma simplificada sería, por lo tanto:

$$N_{Lab}^3 \cdot D_{a_{Lab}}^2 = N_{Ind}^3 \cdot D_{a_{Ind}}^2 \quad (21)$$

Del consumo de potencia en un reactor de escala pequeña la velocidad de agitación necesaria es calculada para la razón o tasa de escalado.

Despejando de la ecuación (21)

$$N_{Ind} = N_{Lab} \cdot \left(\frac{D_{a_{Lab}}}{D_{a_{Ind}}} \right)^{\frac{2}{3}}$$

La velocidad del agitador en el laboratorio usada para los experimentos es de 400 rpm y su diámetro 2 cm.

Tomando en cuenta todos estos datos y sustituyendo en la ecuación se consigue:

En el caso de 1 m³/día sería:

$$N_{\text{Ind}} = 400 \cdot \left(\frac{0,02}{0,102} \right)^{\frac{2}{3}} = 135 \text{ rpm}$$

En el caso de 10 m³/día sería:

$$N_{\text{Ind}} = 400 \cdot \left(\frac{0,02}{0,220} \right)^{\frac{2}{3}} = 81 \text{ rpm}$$

En el caso de 100 m³/día sería:

$$N_{\text{Ind}} = 400 \cdot \left(\frac{0,02}{0,473} \right)^{\frac{2}{3}} = 49 \text{ rpm}$$

5.2 Diagrama de flujo

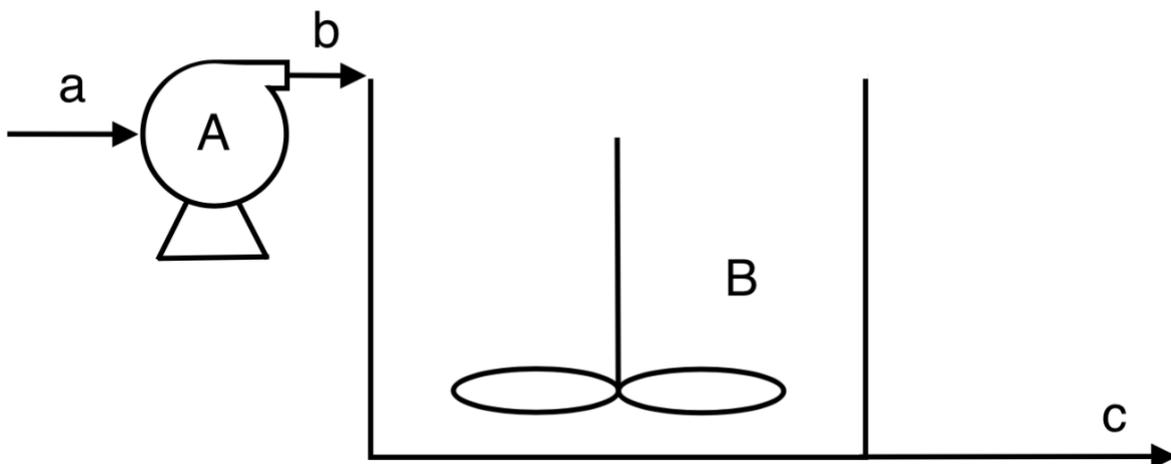


Figura 26: Diagrama de flujo de la planta industrial

Leyenda:

a - Corriente de entrada

b - Fluido impulsado por la bomba

c - Corriente de salida

A – Bomba

B – Tanque agitado

6. Estudio económico y presupuesto

Una vez llevado a cabo el escalado se calcula de forma aproximada el coste que supondría llevar a cabo el proceso por m^3 de agua tratada teniendo en cuenta todos los equipos, materiales, reactivos, personal, etc. Se mostrará a detalle los cálculos correspondientes a la base de cálculo 10 m^3 , y al final se mostrarán los costes para las escalas de 1 m^3 y 100 m^3 para compararlos.

6.1 Gastos de inversión

Los gastos de inversión son aquellos destinados a la construcción de infraestructuras o adquisición de bienes inventariables necesarios para poner en marcha las operaciones, así como otros gastos que tienen una duración o permanencia a largo plazo. Constituyen la suma del coste de los equipos necesarios en el mercado actual.

En este caso se tendrán en cuenta todos aquellos elementos para montar la planta. Para ellos será necesario un tanque con una capacidad mínima de 420 L para la disolución, una bomba para impulsar el flujo de entrada al depósito, un sistema automático de regulación de pH y un sistema de agitación de palas.

Para comprobar la degradación del tiabendazol posteriormente al proceso se medirá la absorbancia a una longitud de onda de 254 nm, a la cual se puede ver cómo la concentración de compuestos aromáticos ha disminuido. Para recuperar el cobalto la solución relativamente más económica sería hacer precipitar el cobalto aumentando el pH, que este sedimento y así poderlo reutilizar o dar el lodo a un gestor de residuos. Esta recuperación no se ha tomado en cuenta en el diseño y los cálculos.

En cuanto al tanque se ha seleccionado un depósito de acero inoxidable (AISI 304) con capacidad 500 L para tener un precio aproximado. Este consta de una boca inferior para facilitar el vaciado y la limpieza, un fondo plano, una válvula inoxidable inferior incluida y una tapa para protegerlo del polvo. Su diámetro es de 726 mm y su altura de 1210 mm.

Con respecto a la bomba, como hay un tiempo de 10 minutos entre cada ciclo de descontaminación de tiabendazol para carga y descarga, se estiman 5 minutos de

carga para suministrar al depósito los 420 L por lo que se requiere una bomba capaz de impulsar como mínimo un caudal de 1,39 L/s a una altura de más de 1210 mm. Se ha seleccionado una bomba modelo CPM 130 con una potencia de 0,37 KW ya que puede impulsar un caudal de hasta 1,5 L/s una altura de 5 m y de esta forma se tendría un margen de confianza.

Como regulador de pH automatizado fue seleccionado el regulador de pH Easy pH QP de la marca Easysalt. Este se usa para llevar la disolución al pH óptimo del proceso con el sistema PAA/Co²⁺ y en caso de que se usase el reactivo Fenton, como se comunicará en los próximos apartados, llevaría la disolución a pH 2.8 para que no precipite el hierro y luego lo regresaría al rango natural de aguas residuales. Este modelo puede controlar el pH de un volumen de hasta 160 m³, incluye sonda de pH y los materiales necesarios para su instalación.

Finalmente, el agitador de palas debe tener un diámetro de unos 22 cm para conservar la similaridad geométrica. Considerando los precios de mercado, se estima una media de 300 € para el coste del agitador.

En la siguiente tabla se resumirá el equipo necesario junto con su importe:

Concepto	Importe (€)
Depósito de 500 L	536,00
Bomba	240,00
Regulador pH automático	245,00
Sistema de agitación	300,00
Total	1321,00

Tabla 4: Presupuesto de los equipos

Para conocer el gasto de inversión de la planta, es necesario tomar en cuenta su vida útil. La vida útil sería los años que se estima un correcto funcionamiento de la planta, en este caso serían 10 años:

$$GI = \frac{I}{U} \quad (22)$$

Siendo:

GI: Gastos de inversión (€/año)

I: Inversión inicial (€)

U: Vida útil de la planta (años)

Tomando en cuenta que el valor de la inversión inicial es de 1321,00 € y haciendo uso de la ecuación 22, el gasto de inversión sería de **132,1 €/año**.

6.2 Costes fijos

Los gastos fijos son aquellos gastos que se deben cubrir de forma periódica y cuya cantidad no varía debido que no depende de ningún factor externo (ventas, producción, etc).

6.2.1 De personal

El Boletín del Estado (BOE) publicado el 23 de febrero de 2020 por el ministerio de trabajo y economía social (adjunto en anexos) muestra las tablas salariales y especifica el salario de un técnico de laboratorio dentro del grupo 3-B, nivel retributivo 4. En el caso de un técnico de laboratorio, su salario base consta de 16.439,88€ anuales al trabajar 8 horas diarias. Con respecto al ingeniero supervisor de la planta, su salario base es de 22.925,64€. Este valor representa el salario bruto del empleado.

La tarea realizada por el técnico de laboratorio será limpiar el depósito y verificar que el botón de carga y descarga automática funcione correctamente, esto se estima en un 10% de su salario. Solo se contabilizará este tiempo para los costes de personal, el resto del tiempo será utilizado en otra área de la empresa y no afecta a este presupuesto. El ingeniero se encarga de supervisar el correcto funcionamiento de la planta y solucionar los problemas que se puedan presentar al respecto, su labor se estima en un 5% del tiempo de trabajo de la planta, asumiendo que no hará falta su

presencia a diario pero en caso de algún fallo podría pasar días arreglando algún problema que se pueda presentar.

Aparte del salario base, la empresa debe efectuar una serie de pagos adicionales en proporción al salario:

- Contingencias comunes: 23,6% del salario base.
- Tipo general de desempleo para contrato indefinido: 5,5% del salario base.
- Fondo de garantía salarial: 0,2% del salario base.
- Para formación profesional: 0,7% del salario base.

En la tabla 5 se muestra el coste total del personal al tener en cuenta todos los pagos a los que debe hacer frente la empresa:

Concepto	% salario base	Coste del técnico (€/año)	Coste del ingeniero (€/año)
Salario base	-	1643,99	1146,28
Contingencias comunes	23,6	387,98	270,52
Tipo general de desempleo	5,5	90,42	63,05
Fondo de garantía salarial	0,2	3,29	2,29
Formación profesional	0,7	11,51	8,02
Total		3627,35	

Tabla 5: Coste del personal

Por lo que el coste de personal total (P) será de **3627,35€ anuales**.

6.2.2 De amortización

Los bienes adquiridos indicados en el presupuesto de inversión se desgastan con el uso. Sobre este desgaste influye el volumen de agua tratada, la cual se relaciona con los gastos de inversión por medio de la siguiente ecuación para un sistema de amortización constante:

$$A = \frac{GI}{V} \quad (23)$$

Siendo:

A: Gastos de amortización (€/m³)

GI: Gastos de inversión (€/año)

V: Volumen de agua residual tratada (m³/año)

El volumen total de agua tratada al año depende de la cantidad de días laborables. Según el calendario laboral Alicante 2021 hay 249 días laborables hábiles. Como se tratará 10 m³ diario, el volumen de agua residual tratada al año será de 2490 m³.

De este modo, sabiendo el volumen de agua tratada junto con los gastos de inversión, los cuales son de 132,1 €/año, se obtienen unos gastos de amortización de **0,05 €/m³**.

6.2.3 De mantenimiento

Los gastos de mantenimiento (M) son aquellos incurridos por la empresa en consecuencia de los servicios externos y trabajos internos necesarios para mantener el perfecto estado de uso y presentación los elementos e instalaciones necesarios para llevar a cabo la actividad.

Estos gastos no incluyen aquellos producidos por una reparación o sustitución del equipo debido a un defecto de fábrica al estar estos cubiertos por la garantía que ofrecen las empresas proveedoras de dichos equipos.

Dichos gastos corresponden aproximadamente al 5% de los gastos de amortización, por lo tanto, tomando en cuenta que los gastos de amortización son de 0,05€/m³, los gastos aproximados de mantenimiento serían de **0,003 €/m³**.

6.3 Costes variables

Los costes variables son aquellos que están directamente relacionados con el volumen de producción, por lo que, al aumentar la cantidad de unidades producidas, aumentarán los gastos.

6.3.1 Energéticos

En el caso de los gastos energéticos, estos son los gastos de consumo de energía eléctrica que genera la planta industrial para el tratamiento del agua. Para poder conocer estos gastos, es necesario saber la potencia total de la planta, el coste de dicha potencia, el tiempo de uso diario y el volumen de agua anual. Conociendo estos datos y haciendo uso de la ecuación 25 se puede obtener el gasto energético:

$$E = \frac{C_w \cdot W \cdot D \cdot t_w}{V} \quad (25)$$

Siendo:

E: Gasto energético (€/m³)

C_w: Coste de la potencia (€/kWh)

W: Potencia de la planta (kW)

D: Días trabajados al año (días/año)

t_d: Tiempo diario que funciona la planta (h/día)

Para conocer el coste de la potencia se ha buscado el precio en la página web de la Empresa Nacional de Electricidad Sociedad Anónima (ENDESA). El término de energía es el precio del consumo de energía en función de los kWh consumidos al mes y tiene un valor de 0,1496 €/kWh.

En el caso de la potencia de la planta, solo habría que tener en cuenta la potencia de la bomba, la cual tiene un valor de 0,37 kW.

Con respecto al tiempo de funcionamiento diario de la bomba, este sería solo el tiempo de reacción, sin contar tiempos de carga y descarga. Sabiendo que cada ciclo dura 10 minutos y que se realizan 3 ciclos por hora durante 8 horas, se obtiene un tiempo de 4 h/día. Por último, es conocido que el volumen de agua tratado anualmente es de 2490 m³.

$$E = \frac{0,1496 \cdot 0,37 \cdot 249 \cdot 4}{2490}$$

De este modo, se obtiene un valor de coste energético de **0,02 €/m³**.

6.3.2 Material y productos químicos

El coste de los productos químicos necesarios para poder efectuar la catálisis del agua residual supone una contribución importante al coste total.

Dado que en este trabajo se ha estudiado el sistema PAA/Co²⁺ como alternativa del reactivo Fenton, resulta necesario comparar los costes que suponen cada uno de estos procesos. Dichos costes se diferenciarían únicamente en los productos químicos empleados, por lo que en este apartado se calculará el coste para ambos casos y seguidamente se calcularán los costes totales de cada uno para compararlos.

6.3.2.1 Opción PAA/Co²⁺

El primer reactivo a tener en cuenta es el ácido peracético como oxidante del tiabendazol. Este puede ser suministrado por Vadequímica con una riqueza del 15%.

En principio, como se ha comentado previamente, la idea es obtener las sales de cobalto de aguas residuales de industrias que ya contengan este metal (recubrimientos metálicos, minería...) por lo que no tendría coste. Pero se puede calcular su coste en el caso de que se obtuviera de manera comercial. El nitrato de

cobalto (II) hexahidratado puede ser suministrado comercialmente por labkem, viéndose incrementado considerablemente el coste de la operación.

Dado que el ácido peracético disminuye el pH del agua residual, es necesario usar sosa cáustica para llevar el pH al óptimo, es decir, en un rango de 6-8, que coincide con el rango de pH natural del agua residual. En este caso, se puede adquirir sosa caustica industrial con una riqueza 99% suministrada por Vadequímica.

Se han condensado en una tabla el resumen de los materiales, sus cantidades y los precios correspondientes:

Material	Cantidad por unidad de venta	Precio (€/unidad)	Cantidad para 10 m ³ de agua	Precio (€/m ³)
Ácido peracético (15%)	25 L	95,99	11,048 L	4,24
Nitrato de cobalto	250 g	49,41	493,84 g	9,76
Sosa cáustica	25 kg	36,00	0,64 kg	0,09

Tabla 6: Costes de productos químicos para el sistema PAA/Co²⁺

Por lo tanto, el precio de los productos químicos para el sistema PAA/Co²⁺ sería de **4,33 €/m³** (PQ₁) sin contar el precio de las sales de cobalto y **14,09 €/m³** (PQ₂) si se comprara el cobalto.

6.3.2.1 Opción Fenton

En caso de trabajar con el reactivo Fenton los productos serían peróxido de hidrógeno como oxidante y sulfato de hierro como fuente de hierro para el catalizador. El peróxido de hidrógeno se puede encontrar con una riqueza del 50% suministrada por ArQuimi. El sulfato de hierro heptahidratado, con una riqueza 89,6%, se encuentra disponible en Vadequímica.

Para regular el pH a 2.8 de forma previa al proceso para que no precipite el hierro es necesario el uso de ácido sulfúrico. En el caso del H₂SO₄ se puede conseguir en Vadequímica con una riqueza del 50%. Por otra parte, el uso de sosa caustica se requiere para regresar el agua tratada a un pH entre 6.5 y 8.5 después del tratamiento. De este modo se encontrará en su valor normal de pH y además precipitará el hierro que se encuentre en el medio, pudiendo ser retirado fácilmente del efluente.

Nuevamente se ha preparado una tabla con el resumen de los materiales, sus cantidades y los precios correspondientes:

Material	Cantidad por unidad de venta	Precio (€/unidad)	Cantidad para 10 m ³ de agua	Precio (€/m ³)
Peróxido de hidrógeno (50%)	22 L	42,00	3,44 L	0,66
Sulfato de hierro (89,6%)	25 kg	12,00	0,5 kg	0,02
Ácido sulfúrico (50%)	25 L	27,00	0,28 L	0,11
Sosa caustica (99%)	25 kg	36,00	1,28 kg	0,18

Tabla 7: Costes de productos químicos para el reactivo Fenton

Por lo tanto, el precio de los productos químicos para el reactivo Fenton (PQ₃) sería de **0,97 €/m³** en total.

6.4 Costes totales

Finalmente, para obtener el coste total de la planta, es necesario sumar los costes de inversión y de operación. El coste de operación (C_{Op}) constituye la suma de los gastos de personal (P), mantenimiento (M), energéticos (E) y de los productos (PQ), los cuales ya han sido definidos en sus respectivos apartados:

$$C_{Op} = P + M + E + PQ \quad (26)$$

Todos estos gastos ya han sido calculados en €/m³:

- $P = 1,46 \text{ €/m}^3$
- $M = 0,005 \text{ €/ m}^3$
- $E = 0,02 \text{ €/ m}^3$
- $PQ_1 = 4,33 \text{ €/ m}^3$
- $PQ_2 = 14,09 \text{ €/ m}^3$
- $PQ_3 = 0,97 \text{ €/ m}^3$

De este modo, se obtien un valor de costes de operación de:

- $C_{OP1} = 5,81 \text{ €/ m}^3$
- $C_{OP2} = 15,57 \text{ €/ m}^3$
- $C_{OP3} = 2,45 \text{ €/ m}^3$

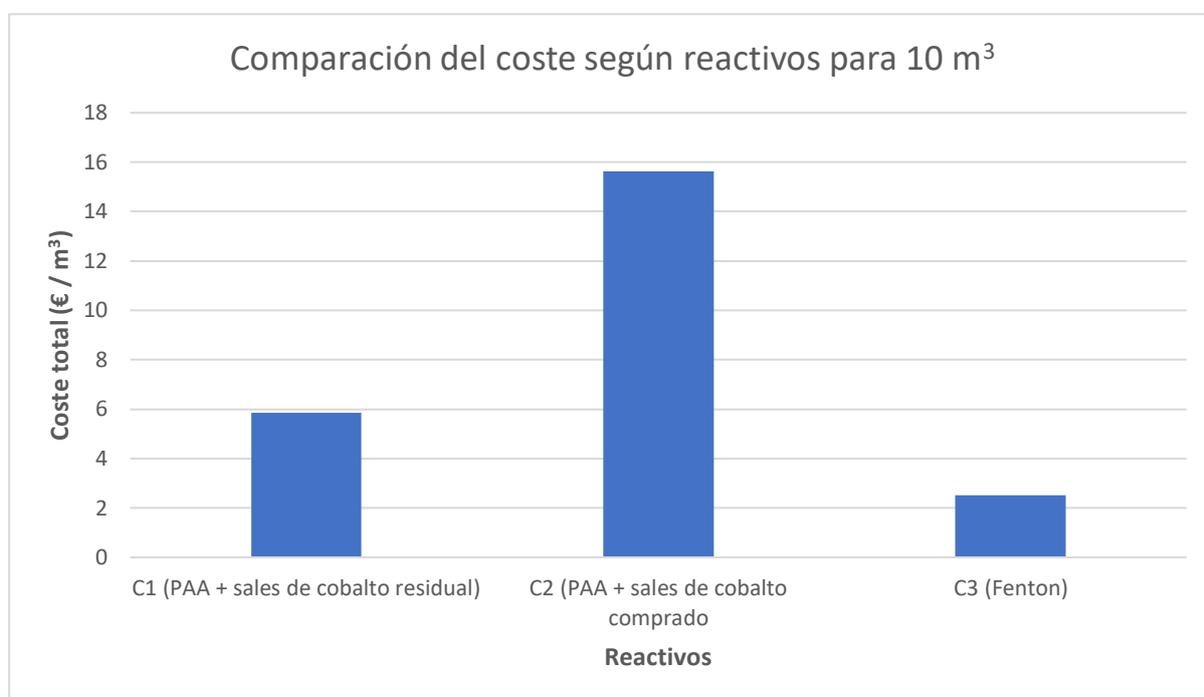
Una vez obtenidos los costes de operación y sabiendo que los gastos de amortización son de 0,04 €/m³, se obtienen unos gastos totales de la planta por m³ de agua residual de:

- $C_1 = 5,86 \text{ €/ m}^3$
- $C_2 = 15,62 \text{ €/ m}^3$
- $C_3 = 2,51 \text{ €/ m}^3$

Como se comentó previamente, también se realizaron los cálculos de los costes para flujo de 1 m³ y 100 m³. A continuación se muestra en la tabla 8 un resumen de los costes para cada caso:

Escala:	1 m ³	10 m ³	100 m ³
C₁ (PAA + sales de cobalto residual)	19,18 €/ m ³	5,86 €/ m ³	4,53 €/ m ³
C₂ (PAA + sales de cobalto compradas)	28,95 €/ m ³	15,62 €/ m ³	14,30 €/ m ³
C₃ (Fenton)	15,83 €/ m ³	2,51 €/ m ³	0,21 €/ m ³

Tabla 8: Comparación de coste según reactivos y flujos diarios

Figura 27: Comparación del coste según reactivos para 10 m³

Al comparar los costes por m³ según los reactivos utilizados para un volumen diario de 10 m³ se puede ver que el mejor presupuesto sería el del uso del reactivo Fenton, con un coste de 2,51 €/m³. El sistema Co²⁺/PAA supone un mayor coste, efectivamente el uso de sales de cobalto obtenidas comercialmente encarecería considerablemente los gastos (C₂ = 15,62 €/ m³). En el caso de que el cobalto se obtuviera reutilizando aguas industriales que ya lo contengan el precio sigue siendo más alto que el de la opción Fenton (C₁ = 5,86 €/ m³), esto se debe a que la riqueza

de ácido peracético es bastante baja y se requiere mayor volumen, lo que implica un mayor coste. De por sí el ácido peracético es más costoso que el peróxido, pero si se encontrase un proveedor más económico sería una opción más rentable.

Finalmente se compararon en el gráfico de barras mostrado en la figura 28 los costes correspondientes a cada flujo en m³/día para el sistema PAA/Co²⁺ asumiendo el uso de cobalto de aguas reutilizables.

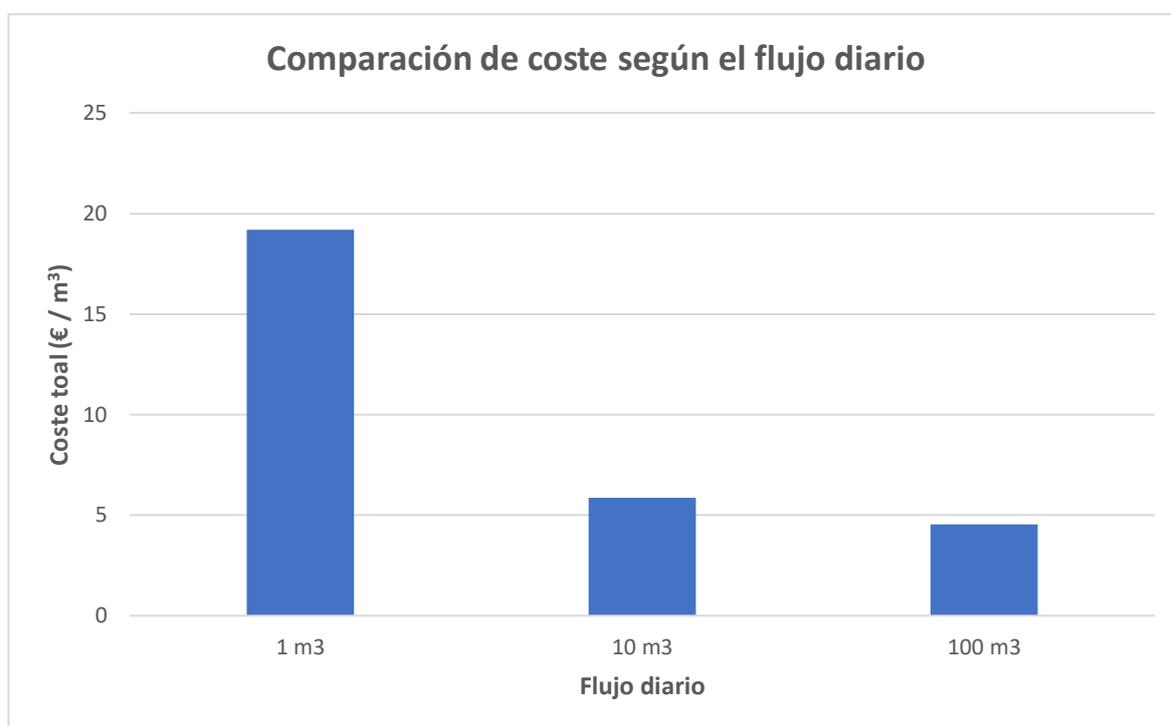


Figura 28: Comparación de coste según el flujo diario

Como se puede observar, a medida que aumenta el flujo diario se reducen los costes totales. Sin embargo, como el coste de los reactivos por m³ no varía, por mucho que se aumente el volumen tratado y los costes fijos mengüen, el coste total no variaría significativamente. Por esta razón es más drástica la diferencia de gastos entre 1 m³ y 10 m³ que entre 10 m³ y 100 m³.

7. Conclusiones

Tras los experimentos realizados y a la luz de los resultados obtenidos se pueden obtener las siguientes conclusiones:

- Las sales de cobalto son capaces de actuar catalíticamente en combinación con el ácido peracético y no con el peróxido de hidrógeno o el persulfato de potasio. La presencia del cobalto aumenta considerablemente la cinética de degradación del tiabendazol por medio de la oxidación con ácido peracético.
- Esta actividad catalítica no se ve mejorada por la acción de la luz por lo que no se puede hablar de un proceso fotocatalítico. El tiabendazol es estable a la radiación y se descarta cualquier fotólisis del ácido peracético que pudiera generar especies reactivas.
- Se ha establecido que el rango de pH en el que el sistema cobalto/ácido peracético puede trabajar en condiciones favorables está entre 6 y 8 por lo que supone una ventaja frente a otros sistemas que necesitan de pH ácido.
- Se alcanza hasta un 97% de degradación de contaminante al usar una concentración de oxidante 50 veces mayor que la del tiabendazol.
- El uso de agua de grifo, ni la presencia de sales inorgánicas disminuye significativamente la eficacia de descontaminación.
- Las sales de hierro no son capaces de actuar catalíticamente en combinación con el ácido peracético.
- La cinética de degradación es mayor al usar el reactivo Fenton que el sistema $\text{Co}^{2+}/\text{PAA}$.
- Al comparar los costes totales, el reactivo Fenton ofrece una alternativa más económica. De usar el sistema $\text{Co}^{2+}/\text{PAA}$ se considera que el uso de sales de cobalto como catalizador solamente puede tener sentido si se reutilizan aguas industriales que ya contengan este metal (recubrimientos metálicos, minería...).
- A mayor volumen diario tratado, menores son los costes totales por m^3 .

8. Bibliografía

- Alrehaily, L. M., Joseph, J. M., Biesinger, M. C., Guzonas, D. A., & Wren, J. C. (2013). Gamma-radiolysis-assisted cobalt oxide nanoparticle formation. *Physical Chemistry Chemical Physics*, 15(3), 1014-1024.
- Anipsitakis, G. P., & Dionysiou, D. D. (2004) Radical generation by the interaction of transition metals with common oxidants. *Environmental Science & Technology*, 38, 3705-3712. <https://doi.org/10.1021/es035121o>
- Athanasekou, C. P., Moustakas, N. G., Morales-Torres, S., Pastrana-Martínez, L. M., Figueiredo, J. L., Faria, J. L., ... & Falaras, P. (2015). Ceramic photocatalytic membranes for water filtration under UV and visible light. *Applied Catalysis B: Environmental*, 178, 12-19.
- Baliharová, V., Skálová, L., Maas, R., de Vrieze, G., Bull, S., Fink-Gremmels, J. (2010) The effects of mebendazole on P4501A activity in rat hepatocytes and HepG2 cells. Comparison with tiabendazole and omeprazole. *Journal of Pharmacy and Pharmacology* 55, 773-781. DOI 10.1211/0022357021044
- Barbosa, M. O., Moreira, N. F., Ribeiro, A. R., Pereira, M. F., & Silva, A. M. (2016). Occurrence and removal of organic micropollutants: An overview of the watch list of EU Decision 2015/495. *Water research*, 94, 257-279.
- Bokare D. A., Choi, Q. (2014). Review of iron-free Fenton-like systems for activating h2O2 in advanced oxidation processes. *Journal of Hazardous Materials*, 275, 121-135. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.04.054>.
- Caram, B., García-Ballesteros, S., Santos-Juanes, L., Arques, A., García, F. (2018) Humic like substanes for the treatment of scarcely soluble pollutants by mild photo-Fenton process. *Chemosphere* 198, 139-146. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.01.074>
- Chhetri, R. K., Kaarsholm, K. M. S., & Andersen, H.R. (2020) Colorimetric quantification methods for peracetic acid together with hydrogen peroxide for water disinfection process control. *Environmental Research and Public Health*, 17, 4656. <https://doi.org/10.3390/ijerph17134656>
- Dolar, D., Gros, M., Rodriguez-Mozaz, S., Moreno, J., Comas, J., Rodriguez-Roda, I., & Barceló, D. (2012). Removal of emerging contaminants from municipal wastewater

with an integrated membrane system, MBR–RO. *Journal of hazardous materials*, 239, 64-69.

- Higashi, N., Yokota, H., Hiraki, S., & Ozaki, Y. (2005). Direct determination of peracetic acid, hydrogen peroxide and acetic acid in disinfectant solutions by far-ultraviolet absorption spectroscopy. *Analytical Chemistry*, 77, 2272-2277. <https://doi.org/10.1021/ac0487045>
- Ibarz, R., Garvín, A., Aguilar, K., Ibarz, A., 2016. Kinetic study and modelling of the UV photo-degradation of thiabendazole. *Food Res. Int.* 81, 133e140.
- Kauppinen, T., Panouillot, P. E., Siikanen, S., Athanasakou, E., Baltas, P., & Nikopoulous, B. (2015, May). About infrared scanning of photovoltaic solar plant. *In Thermosense: Thermal infrared applications xxxvii* (Vol. 9485, p. 948517). International Society for Optics and Photonics.
- Kim, J., Du, P., Liu, W., Luo, C., Zhao, H., & Huang, C. (2020). Cobalt/peracetic acid: advanced oxidation of aromatic organic compounds by acetylperoxyl radicals. *Environmental Science & Technology*, 54, 5268-5278. <https://dx.doi.org/10.1021/acs.est.0c00356>.
- Lee, J., Gunten, U. V., & Kim, J. (2020) Persulfate-based advanced oxidation: critical assessment of opportunities and roadblocks. *Environmental Science & Technology*, 54, 3064-3081. <https://dx.doi.org/10.1021/acs.est.9b07082>.
- Ling, S. K., Wang, S., & Peng, Y. (2010) Oxidative degradation of dyes in water using Co²⁺/H₂O₂ and Co²⁺/peroxymonosulfate. *Journal of Hazardous Materials*, 178, 385-389 . doi:10.1016/j.jhazmat.2010.01.091.
- Oguzie, K. L., Qiao, M., Zhao, X., Oguzie, E. E., Njoku, V. O., & Obodo, G.A. (2020) Oxidative degradation of bisphenol A in aqueous solution using cobalt ion-activated peroxymonosulfate. *Journal of Molecular liquids*, 313, 113569. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2020.113569>
- Pérez, M. (2017) Estudio del impacto del tiabendazol en el ámbito de la demarcación del Júcar.
- Pignatello, J. J., Oliveros, E., & MacKay, A. (2006). Advanced oxidation processes for organic contaminant destruction based on the Fenton reaction and related chemistry. *Critical reviews in environmental science and technology*, 36(1), 1-84.

- Santiago-Morales, J., Agüera, A., del Mar Gómez, M., Fernández-Alba, A. R., Giménez, J., Esplugas, S., & Rosal, R. (2013). Transformation products and reaction kinetics in simulated solar light photocatalytic degradation of propranolol using Ce-doped TiO₂. *Applied Catalysis B: Environmental*, 129, 13-29.
- Tsui, M. M., Leung, H. W., Wai, T. C., Yamashita, N., Taniyasu, S., Liu, W., ... & Murphy, M. B. (2014). Occurrence, distribution and ecological risk assessment of multiple classes of UV filters in surface waters from different countries. *Water research*, 67, 55-65.
- Wang, Z., Wang, J., Xiong, B., Bai, F., Wang, S., Wan Y., Zhang, L., Xie, P., & Wiesner, M.R. (2019) Application of cobalt/peracetic acid to degrade sulfamethoxazole at neutral condition: efficiency and mechanisms. *Environmental Science & Technology*, 54, 464-475. DOI: 10.1021/acs.est.9b04528
- Resolución de 14 de enero de 2020, de la Dirección General de Trabajo, por la que se registran y publican las tablas salariales para el año 2019 del Convenio colectivo del personal laboral del Consejo de Administración del Patrimonio Nacional. «BOE» núm. 20, de 23 de enero de 2020, páginas 6884 a 6888.
<https://www.boe.es/boe/dias/2020/01/23/pdfs/BOE-A-2020-1051.pdf>

Páginas web:

- Depósito de 500 L
In VIA, catálogo de aceite 2021.
- Catálogo bomba
<http://www.agpbombas.com/catalogo.pdf>
- Regulador automático de pH
https://www.piscinayspa.com/es/accesorios-piscinas/165/regulacion-de-ph-y-bombas-dosificadoras/8792/regulador-de-ph-easy-ph-qp/?gclid=Cj0KCQjw_dWGBhDAARIsAMcYuJzUXiLzHDSdDvgt8L_GTNjnCOVYL9s cDwWfW9ZtTRs2Nki-IVBfSYYaAIFTEALw_wcB
- El coste de un trabajador para la empresa.
<https://factorialhr.es/blog/coste-empresa-trabajador/>
- Calendario laboral Alicante 2021.
<https://www.calendarioslaborales.com/calendario-laboral-alicante-2021.htm>

- Endesa, tarifas de luz.
<https://www.endesaclientes.com/catalogo/luz.html>
- Ácido peracético (15%), Vadequímica.
https://www.vadequimica.com/acido-peracetico-25-litros.html?gclid=Cj0KCQjw2tCGBhCLARIsABJGmZ5RVw7B-tnLVKBHIKfiZfLQxj1BgUksG9QkHA1Uq1AlhBwS2ovtdMMaAtnJEALw_wcB
- Ácido sulfúrico (50%), Vadequímica.
https://www.vadequimica.com/acido-sulfurico-25-litros.html?gclid=Cj0KCQjw2tCGBhCLARIsABJGmZ4Fmg1I6x4hJ1tTLLcuz5Le4WwJXnWXWnWDq6kqg30r0vXdICGjTTsaAslmEALw_wcB
- Nitrato de cobalto (II) hexahidratado, labkem.
https://www.letslab.es/cobalto-ii-nitrato-hexahidrato-agr-acs.lab?gclid=Cj0KCQjw2tCGBhCLARIsABJGmZ7ZBXqQ1EiMb6N8g0A3CrYMiRirsTirTuHQxV9EH8eI4e59943wDdlaAqWFEALw_wcB
- Peróxido de hidrógeno (50%), Arquimi.
<https://www.arquimi.com/p2850460-agua-oxigenada-50.html>
- Sosa cáustica (99%), Vadequímica.
<https://www.vadequimica.com/sosa-caustica-industrial-escamas.html>
- Sulfato de hierro heptahidratado (89,6%), Vadequímica.
<https://www.vadequimica.com/sulfato-ferroso-7-hidrato-25kg.html>

9. Anexos

9.1 Boletín oficial del Estado. Tabla salarial 2019

Grupo	Nivel retributivo	Especialidad	Enero a junio	Semestral enero junio	Julio a diciembre	semestral julio diciembre	Anual
1 - B	1	JEFE/ JEFA DE SERVICIO.	715,74	4.294,44	717,74	4.306,44	8.600,88
1 - B	1	TITULADO/ TITULADA SUPERIOR.	56,59	339,54	65,19	391,14	730,68
1 - B	1	TITULADO/ TITULADA SUPERIOR MÉDICO/ MÉDICA.	481,47	2.888,82	483,47	2.900,82	5.789,64
2	2	JEFE/ JEFA DE SECCIÓN.	442,24	2.653,44	444,24	2.665,44	5.318,88
2	2	T. G. MEDIO - ARQ/ING. TÉCNICO/ TÉCNICA.	445,42	2.672,52	447,42	2.684,52	5.357,04
2	2	TITULADO/ TITULADA DE GRADO MEDIO.	56,59	339,54	65,19	391,14	730,68
3 - A	3	CONSERJE MAYOR DELEGACIONES.	56,59	339,54	65,19	391,14	730,68
3 - A	3	CONSERJE MAYOR SERVICIOS CENTRALES.	345,41	2.072,46	347,41	2.084,46	4.156,92
3 - A	3	ENCARGADO/ ENCARGADA GENERAL.	56,59	339,54	65,19	391,14	730,68
3 - A	3	GUARDA/ GUARDESA MAYOR.	56,59	339,54	65,19	391,14	730,68
3 - A	3	JARDINERO/ JARDINERA MAYOR.	56,59	339,54	65,19	391,14	730,68
3 - A	3	JEFE/ JEFA DE NEGOCIADO.	168,68	1.012,08	170,68	1.024,08	2.036,16
3 - B	4	CELADOR ENCARGADO/ CELADORA ENCARGADA DE GUARDAS Y GUARDESAS.	56,59	339,54	65,19	391,14	730,68
3 - B	4	CONSERJE ENCARGADO/ ENCARGADA DE MUSEOS DELEGACIONES.	56,59	339,54	65,19	391,14	730,68
3 - B	4	CONSERJE ENCARGADO/ ENCARGADA DE MUSEOS SERVICIOS CENTRALES.	93,67	562,02	95,67	574,02	1.136,04
3 - B	4	AYUDA DE CÁMARA.	56,59	339,54	65,19	391,14	730,68
3 - B	4	ENCARGADO/ ENCARGADA.	56,59	339,54	65,19	391,14	730,68
3 - B	4	ENCARGADO/ ENCARGADA DE CABALLERIZAS.	104,53	627,18	106,53	639,18	1.266,36
3 - B	4	TÉCNICO/ TÉCNICA.	91,75	550,50	93,75	562,50	1.113,00
3 - B	4	TÉCNICO/ TÉCNICA DE LABORATORIO.	91,75	550,50	93,75	562,50	1.113,00
3 - B	4	TÉCNICO/ TÉCNICA DE RESTAURACIÓN.	91,75	550,50	93,75	562,50	1.113,00
3 - B	4	TÉCNICO/ TÉCNICA DELINEANTE PROYECTISTA.	91,75	550,50	93,75	562,50	1.113,00

Grupo	Nivel retributivo	Especialidad	Enero a junio	Semestral enero junio	Julio a diciembre	semestral julio diciembre	Anual
1 - A	0	JEFE/ JEFA DE DEPARTAMENTO.	884,96	5.309,76	886,96	5.321,76	10.631,52
1 - B	1	TITULADO/ TITULADA SUPERIOR ARQUITECTO/ ARQUITECTA O INGENIERO/ INGENIERA.	604,53	3.627,18	606,53	3.639,18	7.266,36
1 - B	1	COORDINADOR/ COORDINADORA DE PROGRAMAS ESPECIALES.	715,74	4.294,44	717,74	4.306,44	8.600,88

Tablas salariales año 2019

Grupo	Nivel retributivo	A) Salario Base		B) Pagas extras	C) Antigüedad	
		Cuantía mensual	Cuantía anual	Cuantía anual	Cuantía mensual	Cuantía anual
1 - A	0	2.097,38	25.168,56	4.194,76	28,02	392,28
1 - B	1	1.910,47	22.925,64	3.820,94	28,02	392,28
2	2	1.721,52	20.658,24	3.443,04	28,02	392,28
3 - A	3	1.538,50	18.462,00	3.077,00	28,02	392,28
3 - B	4	1.369,99	16.439,88	2.739,98	28,02	392,28
3 - C	5	1.244,60	14.935,20	2.489,20	28,02	392,28
3 - D	6	1.174,28	14.091,36	2.348,56	28,02	392,28
4 - A	7	1.099,06	13.188,72	2.198,12	28,02	392,28
4 - B	8	1.061,48	12.737,76	2.122,96	28,02	392,28

9.2 Presencia de sales inorgánicas en el agua de Alcoy



FCC aqualia S.A.
CIF: A 26019992
C/ Irlanda,11. Pgno. Espiritu Sto. Colloto. Oviedo
C. P.: 33010
Tlf.: 985 98 55 64

Laboratorio inscrito en la Consejería de Salud y
Servicios Sanitarios del Principado de Asturias
con el número de registro 012/03

INFORME DE ENSAYO

Nº informe: **N1-21-004170-1**



Los ensayos marcados con * no están amparados por la acreditación de ENAC. La @ (incumplimiento del valor paramétrico a requerimiento del cliente) no se encuentra amparada por la acreditación del laboratorio.

Página 1 de 5

IDENTIFICACIÓN DEL CLIENTE			
Empresa	aqualia Alcoy	Teléfono	965548230
Población	Alcoy	Fax	965547059
Dirección	C/ Goya, 5, bajos	Provincia	Alicante

IDENTIFICACIÓN DE LA MUESTRA (POR EL CLIENTE)		DATOS DE CONTROL	
Tipo de Muestra	Agua de Consumo	Fecha Recepción	11/05/2021
Municipio	Alcoi	Fecha Inicio Análisis	11/05/2021
Punto de Muestreo	Salida depósito Batoy	Fecha Fin Análisis	10/06/2021
Punto de Toma	Salida depósito Batoy	Código Muestra	N1-21-004170
Origen del agua	-	Código LIMS	1151734
Fecha Toma	10/05/2021	Tipo de Análisis	Análisis completo con TOC
Recogida por	Cliente	Muestra Recibida	Muestra líquida en varios envases
PM SINAC	2837 - DEPOSITO BATOY ALCOI		

INFORME DE ENSAYO

Nº informe: **N1-21-004170-1**

FCC aqualia S.A.
CIF: A 26019992
C/ Irlanda,11. Pgno. Espíritu Sto. Colloto. Oviedo
C. P.: 33010
Tif.: 985 98 55 64

Los ensayos marcados con * no están amparados por la acreditación de ENAC. La @ (incumplimiento del valor paramétrico a requerimiento del cliente) no se encuentra amparada por la acreditación del laboratorio.

Laboratorio inscrito en la Consejería de Salud y Servicios Sanitarios del Principado de Asturias con el número de registro 012/03

Página 3 de 5

IDENTIFICACIÓN DE LA MUESTRA					
Código Muestra	N1-21-004170				
* Suma de tri y tetracloroetano	PNT-aq-N-Calculos(1)	µg/l	<0,5		10
<i>Suma de Tricloroetano y Tetracloroetano corresponde al "Valor Suma Total de un Grupo de Parámetros", establecida en el RD 817/2015, de Tricloroetano y Tetracloroetano</i>					
* Tricloroetano	PNT-aq-N-VOC(1)	µg/l	<0,5		10
* Tetracloroetano	PNT-aq-N-VOC(1)	µg/l	<0,5		10
Parámetros organolépticos					
Parámetros	Método	Unidad	Resultado	Incertidumbre Expandida (K=2)	Valor Paramétrico RD140/2003 Min. Máx.
Color	PNT-aq-N-Color(1)	mg/l Pt-Co	<8		15
Turbidez	PNT-aq-N-Turb(1)	UNF	<0,30		1,00
Parámetros indicadores					
Parámetros	Método	Unidad	Resultado	Incertidumbre Expandida (K=2)	Valor Paramétrico RD140/2003 Min. Máx.
Aluminio	PNT-aq-N-Metales(1)	µg/l	<10,0		200
Amonio	PNT-aq-N-NH4(1)	mg/l	<0,10		0,50
TOC	PNT-aq-N-TOC(1)	mg/l	<1,0		7
Cloruros	PNT-aq-N-Aniones(1)	mg/l	8,9	±1,0	250
Conductividad	PNT-aq-N-Cond(1)	µS/cm a 20°C	457	±36	2 500
Hierro	PNT-aq-N-Metales(1)	µg/l	<10,0		200
Manganeso	PNT-aq-N-Metales(1)	µg/l	<2,5		50
pH	PNT-aq-N-pH(1)	Uds pH a 25°C	7,86	±0,18	6,50 9,50
Sodio	PNT-aq-N-Metales(1)	mg/l	6,4	±1,4	200
Sulfatos	PNT-aq-N-Aniones(1)	mg/l	5,91	±0,78	250
Plaguicidas					
Parámetros	Método	Unidad	Resultado	Incertidumbre Expandida (K=2)	Valor Paramétrico RD140/2003 Min. Máx.
* Alaclor	PNT-aq-N-PlagLCMS(1)	µg/l	<0,025		0,10
* Aldrin	PNT-aq-N-Semivolátiles(1)	µg/l	<0,005		0,03
* Atrazina	PNT-aq-N-PlagLCMS(1)	µg/l	<0,025		0,10
* Azoxistrobin	PNT-aq-N-PlagLCMS(1)	µg/l	<0,025		0,10
* Benalaxil	PNT-aq-N-PlagLCMS(1)	µg/l	<0,025		0,10
* Carbendazima	PNT-aq-N-PlagLCMS(1)	µg/l	<0,025		0,10
* Cipermetrina	PNT-aq-N-Semivolátiles(1)	µg/l	<0,01		0,10
* Ciproconazol	PNT-aq-N-PlagLCMS(1)	µg/l	<0,025		0,10
* Clorfenvinfos	PNT-aq-N-Semivolátiles(1)	µg/l	<0,01		0,10

INFORME DE ENSAYO

Nº informe: **N1-21-004170-1**

FCC aqualia S.A.
CIF: A 26019992
C/ Irlanda, 11. Pgno. Espíritu Sto. Colloto. Oviedo
C. P.: 33010
Tlf.: 985 98 55 64

Los ensayos marcados con * no están amparados por la acreditación de ENAC. La @ (incumplimiento del valor paramétrico a requerimiento del cliente) no se encuentra amparada por la acreditación del laboratorio.

Laboratorio inscrito en la Consejería de Salud y Servicios Sanitarios del Principado de Asturias con el número de registro 012/03

Página 2 de 5

IDENTIFICACIÓN DE LA MUESTRA					
Código Muestra	N1-21-004170				
* Benzo(a)pireno	PNT-aq-N-Semivolátiles(1)	µg/l	<0,0025		0,010
Boro	PNT-aq-N-Metales(1)	mg/l	<0,0200		1,0
Cadmio	PNT-aq-N-Metales(1)	µg/l	<1,00		5,0
Cianuro Total	PNT-aq-N-CN(1)	µg/l	<5		50
Cobre	PNT-aq-N-Metales(1)	mg/l	<0,0250		2,0
Cromo	PNT-aq-N-Metales(1)	µg/l	<1,0		50
* 1,2-dicloroetano	PNT-aq-N-VOC(1)	µg/l	<0,3		3,0
Fluoruros	PNT-aq-N-Aniones(1)	mg/l	0,142	±0,034	1,5
* Suma de PAHs	PNT-aq-N-Calculos(1)	µg/l	<0,01		0,10
<i>Hidrocarburos Policíclicos Aromáticos (HPA/PAH) o Suma de PAHs corresponde al "Valor Suma Total de un Grupo de Parámetros", establecida en el RD 817/2015, de los compuestos Benzo(b)Fluoranteno, Benzo(ghi)perileno, Benzo(k)fluoranteno e Indeno (1,2,3-cd)pireno</i>					
* Benzo(b)fluoranteno	PNT-aq-N-Semivolátiles(1)	µg/l	<0,01		0,10
* Benzo(g,h,i)perileno	PNT-aq-N-Semivolátiles(1)	µg/l	<0,01		0,10
* Benzo(k)fluoranteno	PNT-aq-N-Semivolátiles(1)	µg/l	<0,01		0,10
* Indeno(1,2,3-c,d)pireno	PNT-aq-N-Semivolátiles(1)	µg/l	<0,01		0,10
Mercurio	PNT-aq-N-Hg(1)	µg/l	<0,1		1,0
Niquel	PNT-aq-N-Metales(1)	µg/l	<1,00		20
Nitratos	PNT-aq-N-Aniones(1)	mg/l	4,46	±0,64	50
Nitritos	PNT-aq-N-NO2(1)	mg/l	<0,03		0,10
* Suma de plaguicidas	PNT-aq-N-Calculos(1)	µg/l	<0,025		0,50
<i>Plaguicidas o Suma de Plaguicidas corresponde al "Valor Suma Total de un Grupo de Parámetros", establecida en el RD 817/2015, de los compuestos contenidos en el apartado Plaguicidas</i>					
Plomo	PNT-aq-N-Metales(1)	µg/l	<1,0		10
Selenio	PNT-aq-N-Metales(1)	µg/l	<1		10
* Suma de trihalometanos	PNT-aq-N-Calculos(1)	µg/l	<4		100
<i>Trihalometanos (THMs) o Suma de Trihalometanos corresponde al "Valor Suma Total de un Grupo de Parámetros", establecida en el RD 817/2015, de los compuestos Cloroformo, Bromodiclorometano, Dibromoclorometano y Bromoformo</i>					
* Cloroformo	PNT-aq-N-VOC(1)	µg/l	<4		100
* Bromoformo	PNT-aq-N-VOC(1)	µg/l	<4		100
* Clorodibromometano	PNT-aq-N-VOC(1)	µg/l	<4		100
* Diclorobromometano	PNT-aq-N-VOC(1)	µg/l	<4		100



INFORME DE ENSAYO

Nº informe: **N1-21-004170-1**



FCC aqualia S.A.
 CIF: A 26019992
 C/ Irlanda, 11. Pgno. Espíritu Sto. Colloto. Oviedo
 C. P.: 33010
 Tif.: 985 98 55 64

Los ensayos marcados con * no están amparados por la acreditación de ENAC. La @ (incumplimiento del valor paramétrico a requerimiento del cliente) no se encuentra amparada por la acreditación del laboratorio.

Laboratorio inscrito en la Consejería de Salud y Servicios Sanitarios del Principado de Asturias con el número de registro 012/03

Página 3 de 5

IDENTIFICACIÓN DE LA MUESTRA						
Código Muestra	N1-21-004170					
* Suma de tri y tetracloroetano	PNT-aq-N-Calculos(1)	µg/l	<0,5			10
<i>Suma de Tricloroetano y Tetracloroetano corresponde al "Valor Suma Total de un Grupo de Parámetros", establecida en el RD 817/2015, de Tricloroetano y Tetracloroetano</i>						
* Tricloroetano	PNT-aq-N-VOC(1)	µg/l	<0,5			10
* Tetracloroetano	PNT-aq-N-VOC(1)	µg/l	<0,5			10
Parámetros organolépticos				Incertidumbre Expandida (K=2)	Valor Paramétrico RD140/2003 Min. Máx.	
Parámetros	Método	Unidad	Resultado			
Color	PNT-aq-N-Color(1)	mg/l Pt-Co	<8			15
Turbidez	PNT-aq-N-Turb(1)	UNF	<0,30			1,00
Parámetros indicadores				Incertidumbre Expandida (K=2)	Valor Paramétrico RD140/2003 Min. Máx.	
Parámetros	Método	Unidad	Resultado			
Aluminio	PNT-aq-N-Metales(1)	µg/l	<10,0			200
Amonio	PNT-aq-N-NH4(1)	mg/l	<0,10			0,50
TOC	PNT-aq-N-TOC(1)	mg/l	<1,0			7
Cloruros	PNT-aq-N-Aniones(1)	mg/l	8,9	±1,0		250
Conductividad	PNT-aq-N-Cond(1)	µS/cm a 20°C	457	±36		2 500
Hierro	PNT-aq-N-Metales(1)	µg/l	<10,0			200
Manganeso	PNT-aq-N-Metales(1)	µg/l	<2,5			50
pH	PNT-aq-N-pH(1)	Uds pH a 25°C	7,86	±0,18	6,50	9,50
Sodio	PNT-aq-N-Metales(1)	mg/l	6,4	±1,4		200
Sulfatos	PNT-aq-N-Aniones(1)	mg/l	5,91	±0,78		250
Plaguicidas				Incertidumbre Expandida (K=2)	Valor Paramétrico RD140/2003 Min. Máx.	
Parámetros	Método	Unidad	Resultado			
* Alaclor	PNT-aq-N-PlagLCMS(1)	µg/l	<0,025			0,10
* Aldrin	PNT-aq-N-Semivolátiles(1)	µg/l	<0,005			0,03
* Atrazina	PNT-aq-N-PlagLCMS(1)	µg/l	<0,025			0,10
* Azoxistrobin	PNT-aq-N-PlagLCMS(1)	µg/l	<0,025			0,10
* Benalaxil	PNT-aq-N-PlagLCMS(1)	µg/l	<0,025			0,10
* Carbendazima	PNT-aq-N-PlagLCMS(1)	µg/l	<0,025			0,10
* Cipermetrina	PNT-aq-N-Semivolátiles(1)	µg/l	<0,01			0,10
* Ciproconazol	PNT-aq-N-PlagLCMS(1)	µg/l	<0,025			0,10
* Clorfenvinfos	PNT-aq-N-Semivolátiles(1)	µg/l	<0,01			0,10

9.3 Catálogo bomba:



CENTRÍFUGAS

(A)



Turbina en bronce

Modelo	C.V.	Precio
Monofásicas (230 V)		
CPM 130	0,5	240
CPM 146	0,75	280
CPM 158	1	292
CPM 180	1,5	452
Trifásicas (230/400 V)		
CP 152	0,8	280
CP 158	1	292
CP 180	1,5	440
CP 200	2,2	460
CP 300	3	470
CP 400	4	880
CP 550	5,5	920

Características:

Las bombas centrífugas con una turbina, son aptas para usos industriales, trasiegos de líquidos y llenado de depósitos, así como grupos de presión cuando se necesitan caudales elevados a bajas presiones.

Temperatura del agua máxima: 90° C.

Construcción:

Cuerpo de bomba y soporte en fundición, eje de acero inoxidable. Turbina en latón. Cierre mecánico en grafito.

Motor:

Motor eléctrico cerrado con ventilación externa. En la versión monofásica incorpora protector térmico y condensador permanente. Protección IP 44. En versión trifásica, motor a inducción con protección a cargo del usuario.

Bajo pedido pueden suministrarse estas bombas preparadas para trasiegos de otros líquidos: pinturas, barnices, gasóleo, etc..., incrementándose su precio según modelo.

Modelo bomba		Potencia		Amperios			Caudal litros/hora																Ø	
Monof.	Trifásico	C.V.	KW.	Mond			600	1.200	1.800	2.700	3.600	4.500	5.400	6.300	7.200	8.400	12.000	15.000	18.000	Asp.	Envío			
				230	230	400	Altura en metros																	
CPM 130		0,5	0,37	2,8	1,7	1,1	20	18	16	12	9	5	-								1"	1"		
CPM 146	CP 152	0,75	0,55	3,5	-	-	26	25	24	20	16	12	10	-							1"	1"		
CPM 158	CP 158	1	0,74	5,7	3,8	2	33	32,5	31,5	30,5	29,5	27,5	25	21							1"	1"		
CPM 180	CP 180	1,5	1,1	8,8	6	3,4	40,5	40	39	38	37	34,5	31	27,5							1"	1"		
	CP 200	2,2	1,65	6,7	4,2		50,5	50	49	47,5	46	44,5	42	39	34						1"	1"		
	CP 300	3	2,2	8,2	5,2		58,5	58	57	56	55	54	51	48	44	35					1"	1"		
	CP 400	4	3	12	6,8		46,5	46,3	46,2	46	45,2	44,8	43,5	42,9	42	41,1	37,5	32,5			2"	1 ^{1/4} "		
	CP 550	5,5	4	14	9,6		56,1	55,8	55,7	55	54,9	54,9	54,5	53,9	53,5	52,1	50	46	40		2"	1 ^{1/4} "		

NOTA: SE PUEDEN COMBINAR TODAS LAS BOMBAS DEL CATÁLOGO CON LOS ELEMENTOS DE LAS PÁGS. 4, 8 Y 10 PARA FORMAR GRUPOS DE PRESION