



UNIVERSITAT
POLITÈCNICA
DE VALÈNCIA



ESCUELA TÉCNICA
SUPERIOR INGENIEROS
INDUSTRIALES VALENCIA

TRABAJO FIN DE GRADO EN INGENIERÍA QUÍMICA

DISEÑO DE UN SISTEMA COMBINADO DE CARBÓN ACTIVO Y REACTOR BIOLÓGICO SECUENCIAL PARA ELIMINACIÓN DE COMPUESTOS FARMACÉUTICOS PRESENTES EN AGUAS RESIDUALES URBANAS

AUTOR: MARIO REQUENA MOLINA

TUTORA: MARÍA ISABEL IBORRA CLAR

COTUTORA: MARÍA JOSÉ LUJÁN FACUNDO

Curso Académico: 2017-18

RESUMEN

TÍTULO

Diseño de un sistema combinado de Carbón Activo y Reactor Biológico Secuencial para la eliminación de compuestos farmacéuticos presentes en aguas residuales urbanas.

RESUMEN

Diversos estudios han manifestado la presencia de fármacos, en ocasiones denominados contaminantes emergentes, en las aguas residuales tanto a la entrada como a la salida de las Estaciones Depuradoras de Agua Residuales (EDAR). Con ello se demuestra que en éstas no es posible la eliminación de diversos compuestos mediante los tratamientos convencionales que en ellas se llevan a cabo.

Estas pequeñas concentraciones de fármacos a la salida de la depuradora se presentan en concentraciones muy bajas alejadas de las dosis terapéuticas mínimas, dando a entender que no existe riesgo para la salud humana. El verdadero problema que se presenta es debido a los efectos acumulativos, a medio o largo plazo, de los fármacos en aguas subterráneas y superficiales, provocando efectos perjudiciales en los peces y, en consecuencia, a los seres humanos por la cadena alimenticia.

Es por ello que en este trabajo se tratará mediante carbón activo en polvo una corriente de agua sintética preparada, la cual simula una corriente de agua entrante en una EDAR al tratamiento terciario de ésta; estudiándose así el porcentaje de eliminación del fármaco de la corriente de agua tratada en un Reactor Biológico Secuencial (SBR) en mezcla con carbón activo durante un tiempo determinado.

Palabras Clave:

Contaminantes emergentes, compuestos farmacéuticos, agua residual, carbón activo, adsorción, EDAR, SBR.

RESUM

TÍTOL

Disseny d'un sistema combinat de Carbó Actiu i Reactor Biològic Seqüencial per a l'eliminació de compostos farmacèutics presents en aigües residuals urbanes.

RESUM

Diversos estudis han manifestat la presència de fàrmacs, la qual cosa també pot denominar-se en este cas com contaminants emergents, en les aigües residuals tant a l'entrada com a l'eixida de les Estacions Depuradores d'Aigua Residuals (EDAR) , demostrant-se així que en estes no és possible l'eliminació de diversos compostos per mitjà dels tractaments que en elles es duen a terme.

Estes restes de fàrmac a l'eixida de la depuradora es presenten en concentracions molt baixes allunyades de les dosis terapèutiques mínimes, donant a entendre que no hi ha risc per a la salut humana. El verdader problema que es presenta és degut als efectes acumulatius, a mig o llarg termini, dels fàrmacs en aigües subterrànies i superficials, provocant efectes perjudicials en els peixos i, en conseqüència, als sers humans per la cadena alimentària.

És per això que en este treball es tractarà per mitjà de carbó actiu en pols un corrent d'aigua sintètica preparada, la qual simula un corrent d'aigua entrant en una EDAR al tractament terciari d'esta; estudiant-se així el percentatge d'eliminació del fàrmac del corrent d'aigua tractada en un Reactor Biològic Seqüencial (SBR) en mescla amb carbó actiu durant un temps determinat.

Paraules Clau:

Contaminants emergents, compostos farmacèutics, aigua residual, carbó actiu, adsorció, EDAR, SBR

SUMMARY

TITLE

Design of a combined system of Active Carbon and Sequential Biological Reactor for the elimination of pharmaceutical compounds present in urban wastewater.

SUMMARY

Several studies have shown the presence of drugs, sometimes called emerging contaminants, in the wastewater both at the entrance and the exit of the Wastewater Treatment Plants (WWTP). This demonstrates that in these it is not possible to eliminate various compounds by the conventional treatments carried out in them.

These small concentrations of drugs at the output of the treatment plant occur in very low concentrations far from the minimum therapeutic doses, suggesting that there is no risk to human health. The real problem that arises is due to the cumulative effects, in the medium or long term, of the drugs in groundwater and surface water, causing harmful effects in fish and, consequently, to humans through the food chain.

It is for this reason that in this work a stream of prepared synthetic water will be treated by activated carbon powder, which simulates a stream of water entering a WWTP at the tertiary treatment thereof; thus studying the percentage of elimination of the drug from the water stream treated in a Sequential Biological Reactor (SBR) in mixture with activated carbon for a determined time.

Key words:

Emerging contaminants, pharmaceutical compounds, wastewater, activated carbon, adsorption, WWTP, SBR.

ÍNDICE GENERAL

MEMORIA TÉCNICA

1. OBJETIVO	1
2. JUSTIFICACIÓN	2
2.1. Justificación tecnológica.....	2
2.2. Justificación académica.....	2
3. ANTECEDENTES	3
3.1. Estaciones depuradoras de aguas residuales.....	3
3.2. Contaminantes emergentes.....	5
3.3. Carbón Activado	7
4. LEGISLACIÓN	9
5. INTRODUCCIÓN TEÓRICA	11
5.1. Características de un Agua Residual Urbana.....	11
5.1.1. Características físicas.....	11
5.1.2. Características químicas.....	12
5.1.3. Características biológicas	13
5.2. Tratamientos de agua residual urbana en una EDAR.....	14
5.2.1. Pretratamiento.....	15
5.2.2. Tratamiento Primario.....	18
5.2.3. Tratamiento Secundario.....	22
5.2.4. Tratamiento Terciario.....	23
5.3. Carbón activado	25
5.3.1. Definición de Carbón activado	25
5.3.2. Isotermas de Adsorción.....	26
5.4. Tratamiento mediante Reactor Biológico Secuencial (SBR).....	27
5.5. Fármacos presentes en las Aguas Residuales como contaminantes emergentes.....	29
6. METODOLOGÍA EXPERIMENTAL	31
6.1. Preparación de las disoluciones sintéticas de fármacos	32
6.2. Descripción de las experiencias con Jar-Test	32
6.3. Descripción del reactor biológico secuencial a escala de laboratorio	33
6.3.1. Descripción de la planta piloto.....	33

6.3.2.	Descripción de las variables de diseño empleadas	34
6.4.	Métodos analíticos	36
6.4.1.	Obtención sólidos en suspensión.....	36
6.4.2.	Obtención de sólidos volátiles	36
6.4.3.	Análisis de parámetros químicos	37
6.4.4.	Descripción del equipo HPLC.....	40
6.4.5.	Otros equipos empleados	43
7.	RESULTADOS EXPERIMENTALES.....	49
7.1.	Resultados obtenidos con el Jar-Test.....	49
7.2.	Resultados obtenidos con el SBR	57
8.	DISEÑO.....	63
8.1.	Descripción de la instalación.....	63
8.2.	Cálculos de la instalación	63
8.3.	Diagrama de flujo de la instalación	67
9.	BIBLIOGRAFÍA	69

PRESUPUESTO

1.	PRESUPUESTOS PARCIALES.....	1
1.1.	Presupuesto de mano de obra.....	1
1.2.	Presupuesto de equipos.....	2
2.	PRESUPUESTO TOTAL DE EJECUCIÓN MATERIAL	3
3.	PRESUPUESTO TOTAL DE EJECUCIÓN POR CONTRATA	3
4.	PRESUPUESTO BASE DE LICITACIÓN	3

DOCUMENTO I

MEMORIA TÉCNICA

1. OBJETIVO

El objetivo general del presente Trabajo Final de Grado (TFG) es el estudio de la viabilidad de eliminar distintos tipos de compuestos farmacéuticos en una corriente de agua residual urbana mediante un tratamiento combinado de carbón activo en polvo y un reactor biológico secuencial; comprobando si dicho proceso posibilita una completa o alta eliminación de los compuestos farmacéuticos.

Los objetivos específicos del presente TFG son:

- Estudiar cómo afecta la cantidad de carbón activo en polvo a la eliminación de los fármacos objeto del TFG mediante el empleo de distintas concentraciones de carbón activo para disoluciones de concentración iguales de cada fármaco estudiado.
- Estudiar la influencia del tiempo aplicado de adsorción en la eliminación de los fármacos.
- Estudiar de forma individual la eliminación de cada fármaco en contacto con carbón activado (CA) en polvo.
- Realizar un seguimiento de la degradación de los fármacos seleccionados introducidos en el sistema combinado de carbón activo en polvo añadido a un SBR.
- Estudiar el comportamiento del SBR respecto a los principales parámetros que miden la calidad del agua depurada.
- Diseño y presupuesto de una instalación combinada carbón activado y SBR para el tratamiento de un efluente urbano de 1000 HE/día.

2. JUSTIFICACIÓN

2.1. Justificación tecnológica

En la actualidad, el ser humano se ve en la necesidad de consumir sustancias químicas sintéticas o naturales ya sea por necesidad o para mantener una sensación de confort. Dichas sustancias pueden encontrarse y consumirse en forma de medicamentos.

Estos medicamentos llegan a las aguas residuales mediante la excreción de las personas que los hayan consumido; mediante los residuos líquidos agrícolas; efluentes de instalaciones de producción que no se encuentran debidamente controladas; y por un vertido directo de éstos (por ejemplo, por el retrete o vertiendo un medicamento líquido por una pila lavamanos).

Las aguas residuales pasan por las estaciones depuradoras para ser tratadas, pero éstas no son capaces de eliminar por completo los compuestos farmacéuticos mediante los tratamientos convencionales.

Como consecuencia de esto, se tiene corrientes de agua tratada con pequeñas cantidades de contaminantes farmacéuticos que son vertidos a dominio público hidráulico, es decir, a espacios naturales como mares y lagos.

Aunque existen diversos métodos de separación que podrían ser viables para la eliminación de compuestos farmacéuticos, como por ejemplo la tecnología de membranas, se ha optado por trabajar con carbón activo en polvo. Así pues, se pretende la aplicación de CA en polvo como tratamiento terciario ya que la instalación de esta técnica no requiere apenas coste, es fácil de implantar, tiene un sencillo mantenimiento y podría adicionarse a cualquier sistema convencional de depuración que se encuentre ya en marcha.

Además de eliminar los compuestos farmacéuticos, que es el objetivo principal de este trabajo, con el empleo de esta técnica se eliminarán por igual compuestos orgánicos y sustancias químicas persistentes que no hayan podido ser eliminadas en el tratamiento biológico en una EDAR.

2.2. Justificación académica

La elaboración y defensa de este trabajo se realiza según el cumplimiento de lo exigido para la obtención del título de Grado en Ingeniería Química, aplicándose en éste los conocimientos tanto teóricos como prácticos adquiridos a lo largo de los cuatro años de carrera en diversas asignaturas. Además de aplicar y consolidar los conocimientos aprendidos durante la carrera, este trabajo proporciona al graduado ciertas competencias, tales como capacidad resolutoria en la toma de decisiones; realizar consultas bibliográficas; análisis y manejo de información.

Este trabajo se enfoca en el sector del medio ambiente, en concreto en el tratamiento de aguas, pudiendo profundizar un poco más en este ámbito y poder comprobar si es un entorno al que le gustaría dedicarse al alumno.

3. ANTECEDENTES

3.1. Estaciones depuradoras de aguas residuales

A comienzos del siglo XX, en España, la gran importancia que tenía satisfacer las necesidades de agua, tanto para el riego de cultivos, como para el propio desarrollo del país, impidió observar lo lamentable que era la calidad de las aguas tanto superficiales como subterráneas. Todos los residuos industriales, urbanos y aguas fecales eran vertidos directamente a ríos y mares, provocándose así un panorama insalubre y de grave contaminación medioambiental.

En esos años, en Madrid se daban brotes de fiebre tifoidea debida a los alimentos consumidos, originarios de las huertas de la ciudad, que eran regadas con el agua del río Manzanares la cual se encontraba contaminada ya que a éste se vertían directamente todas las aguas residuales de la ciudad [1].

Frente a esta situación de muerte e insalubridad general, en 1919, fue puesto en marcha un proyecto en la calle Méndez Álvaro de Madrid. Se trataría de la primera Depuradora de Aguas Residuales conocida como La China, precursora de las plantas de regeneración de aguas residuales existentes hoy en día. Comenzó a construirse en 1934, aunque no sería hasta 1950 cuando se finalizaron las obras debido a la parálisis que sufrió su construcción por la Guerra Civil [2].

Hasta los años 80 apenas se habían construido depuradoras de aguas residuales en España pues resultaban demasiado costosas económicamente y, como es obvio, la calidad de las aguas era deplorable; se encontraba en riesgo el abastecimiento de agua a la población. La normativa era estricta, pero se incumplía siempre.

Fue entonces cuando en 1985 se aprobaría la Ley de Aguas, en cuyo preámbulo se puede encontrar: “El agua es un recurso natural escaso, indispensable para la vida y para el ejercicio de la inmensa mayoría de las actividades económicas” “Se trata de un recurso que debe estar disponible no solo en la cantidad necesaria sino también con la calidad precisa, en función de las directrices de la planificación económica, de acuerdo con las previsiones de la ordenación territorial y en la forma que la propia dinámica social demanda” “Esta disponibilidad debe lograrse sin degradar el medio ambiente en general, y el recurso en particular” [3].

La aprobación de la Ley de Aguas instauró los Planes Hidrológicos de Cuenca, en los cuales se marcarían las calidades básicas de las aguas y unas estipulaciones de los vertidos de aguas residuales.

Años más tarde, en los noventa, se impondría a todos los Estados miembros de la Comunidad Económica Europea la directiva 91/2717CEE. El principal objetivo de esta directiva es el de proteger al medio ambiente de los vertidos de aguas residuales, estableciéndose así unos sistemas de depuración en todas las grandes ciudades. Las plantas a construir a partir de ahora tendrían un tratamiento biológico sofisticado ya que también se exigiría una disminución de nitrógeno y fósforo en las aguas vertidas.

En estos momentos, el tratamiento más empleado en las plantas de agua era el tratamiento biológico mediante fangos activos; los rendimientos de las plantas no eran altos ya que se había empleado tecnologías lo más económicas posibles y había cierta despreocupación por

los restos de fangos generados en el sistema de depuración. Estos residuos, unas veces eran empleados como abono para el campo, pero otras veces eran directamente depositados en vertederos o incluso vertidos a los ríos.

En 1995 se aprobó el Plan Nacional de Saneamiento y Depuración que aseguraría un mínimo de calidad en la depuración y el vertido de las aguas residuales urbanas, cumpliéndose así las exigencias de la Unión Europea. El plan se había realizado con vista a 10 años, hasta el 31 de diciembre de 2005.

En este momento se llegaba a un nivel de conformidad del 41% en España, en relación a la totalidad de la carga contaminante expresada en habitantes equivalentes (h-e), y se habían construido sobre unas quinientas plantas depuradoras de agua.

A principios del siglo XXI se construyen un gran número de estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR), construyéndose en total durante los 10 años fijados más de setecientas plantas. El nivel de cobertura creció a un ritmo muy bueno, tal y como se puede ver en la *Figura 1*, alcanzándose nada más y nada menos que un nivel de cobertura de 77%, siendo el país europeo que mayor esfuerzo ha realizado.

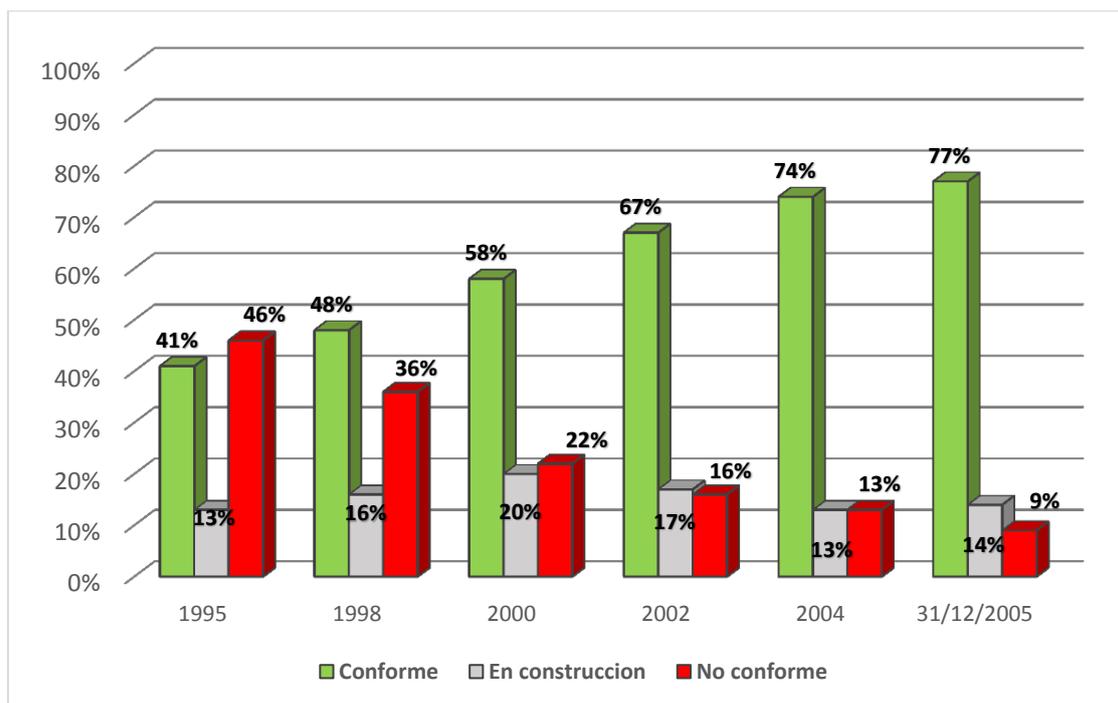


FIGURA 1. Evolución del nivel de conformidad de la depuración en España con la Directiva 91/2717CEE [4].

Puesto que el nivel de conformidad de la Directiva es inferior al 80%, España se vio forzada a la realización de un nuevo plan, el llamado Plan Nacional de Calidad de Aguas en 2007 fijando objetivos con vistas al año 2015.

El 8 de junio de 2007 el Consejo de Ministros aprobó el plan para poner en marcha nuevas medidas para cumplir los objetivos que no habían sido logrados por el plan antiguo además de los nuevos marcados por la Directiva Marco del Agua y por el Programa A.G.U.A.

En 2012, España se encuentra en un nivel próximo al 90% del total en relación con la carga de contaminante; un nivel similar al resto de países de la Unión Europea. Sin embargo, sigue encontrándose por debajo en las zonas sensibles y en las pequeñas-medianas ciudades [5].

3.2. Contaminantes emergentes

Los contaminantes emergentes son definidos como sustancias químicas liberadas en el medio ambiente que se han ido acumulando a lo largo de los años en masas de agua y que son perjudiciales para todos los seres vivos.

La preocupación que hay hoy en día respecto a estos contaminantes es debido a la creciente acumulación de concentraciones cada vez más elevadas, ya que de por sí se presentan en concentraciones muy bajas que no suponen un riesgo grave para los seres vivos. Son fruto de la actividad humana, y debido al cada vez mayor consumo de éstas y, en consecuencia, de su producción, la acumulación va creciendo a un ritmo preocupante.

Los posibles efectos perjudiciales para el entorno y salud humana de estos contaminantes son todavía desconocidos, aunque se sabe que implicarían una toxicidad para los organismos acuáticos derivando así en un riesgo directo para la salud humana debido a la acumulación en la cadena alimenticia.

Se pueden clasificar una multitud de sustancias como contaminantes emergentes, como por ejemplo los compuestos farmacéuticos; cosméticos; geles y champús; insecticidas; aditivos de combustibles, y una gran lista de sustancias orgánicas. En el año 2013, la Comisión Europea modificó mediante la Directiva 2013/29/UE la lista de sustancias prioritarias, identificándose así un total de cuarenta y cinco sustancias prioritarias de las cuales veintiuna son consideradas con carácter peligroso, recogidas en la *Tabla 1*:

TABLA 1. Lista de sustancias prioritarias en el ámbito de políticas de aguas [6].

Nombre de la sustancia prioritaria	Identificada como sustancia peligrosa
<i>Alacloro</i>	
<i>Antraceno</i>	x
<i>Antrazina</i>	
<i>Benceno</i>	
<i>Difeniléteres bromados</i>	x
<i>Cadmio y sus compuestos</i>	x
<i>Cloroalcanos, C₁₀₋₁₃</i>	x
<i>Clorfenvinfós</i>	

TABLA 1 (CONTINUACIÓN). Lista de sustancias prioritarias en el ámbito de políticas de aguas [6].

Nombre de la sustancia prioritaria	Identificada como sustancia peligrosa
<i>Diruón</i>	
<i>Endosulfán</i>	x
<i>Fluoranteno</i>	
<i>Hexaclorobenceno</i>	x
<i>Hexaclorobutadieno</i>	x
<i>Hexaclorociclohexano</i>	x
<i>Isoproturón</i>	
<i>Plomo y sus compuestos</i>	
<i>Mercurio y sus compuestos</i>	x
<i>Naftaleno</i>	
<i>Niquel y sus compuestos</i>	
<i>Nonilfenoles</i>	x
<i>Octifenoles</i>	
<i>Pentaclorobenceno</i>	x
<i>Pentaclorofenol</i>	
<i>Hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP)</i>	x
<i>Simazina</i>	
<i>Compuestos de tributilestaño</i>	x
<i>Triclorobencenos</i>	
<i>Triclorometano (cloroformo)</i>	
<i>Trifluralina</i>	x
<i>Dicofol</i>	x
<i>Ácido perfluoro-octano-sulfónico y sus derivados (PFOS)</i>	x
<i>Quinoxifeno</i>	x
<i>Dioxinas y compuestos similares</i>	x
<i>Aclonifeno</i>	
<i>Bifenox</i>	
<i>Cibutrina</i>	
<i>Cipermetrina</i>	
<i>Diclorvós</i>	
<i>Hexabromociclododecanos (HBCDD)</i>	x
<i>Heptacloro y epóxido de heptacloro</i>	x
<i>Terbutrina</i>	

3.3. Carbón Activado

El carbón activado, también llamado carbón activo, se trata de un carbón con estructura porosa capaz de adsorber compuestos que se encuentren en líquidos y gases, eliminando así éstos de las corrientes a tratar. Está compuesto por un 75-80% de carbono y un 5-10% de cenizas, pudiendo presentarse físicamente en forma granular o en polvo.

El material sólido que conocemos como carbón, se encuentra formado por la unión entre numerosos átomos de carbono mediante enlaces de tipo covalente. El átomo de carbono tiene cuatro electrones libres que comparte con otros átomos de carbono, de forma que se van uniendo en todas las direcciones a excepción de los átomos que se encuentran en la superficie. Estos átomos superficiales tienen un espacio más reducido, produciéndose así un desequilibrio de fuerzas que es el que provoca que se atrapen moléculas del fluido que se encuentra adyacente a la superficie del carbón mediante las conocidas como “Fuerzas de Van der Waals” [7].

El carbón activo puede ser producido industrialmente de casi cualquier materia orgánica con altas cantidades de carbono y bajo contenido en materia inorgánica, como por ejemplo la madera; cáscaras de frutos secos; ciertos polímeros; y la biomasa. Esta producción es realizada mediante reacción con gases (como dióxido de carbono o aire), por activación física (por ejemplo, con vapor de agua) o siendo tratado adicionando ciertos productos químicos (como el ácido fosfórico) al proceso de carbonización llamado activación química [8].

Por ello, todo carbón puede adsorber de por sí, pero activando éste se consigue que se haga poroso, amplificando así la superficie de adsorción y, con ello, la capacidad de adsorción. Además, debido a que las fuerzas de unión entre el carbón y el adsorbente no son demasiado fuertes, es posible eliminar el adsorbente del carbón activo, posibilitando de nuevo el uso de este como adsorbente. Esto es lo que se conoce como la regeneración del carbón activo.

Si se intenta hablar de los primeros usos del carbón como adsorbente, es casi imposible datar su origen. Se cree que sus primeros usos fueron medicinales, habiéndose hallado un papiro datado del año 1550 a.C. en el que se describía un uso del carbón vegetal para usos medicinales como adsorbente. Alrededor del año 400 a.C y 50 d.C, el carbón activo era conocido como un gran antídoto y ya se empleaba para filtrar aguas y eliminar así malos olores, sabores y contaminantes causantes de enfermedades. En el año 1793 se documenta el primer uso del carbón activo en fase gas como neutralizador de los malos olores producidos por la gangrena. En el año 1794 se emplea a nivel industrial para decolorar en la producción de azúcar, siendo patentado su uso en 1812. En 1854 se instalan en Londres filtros de carbón natural en las cloacas; en 1872 se producen las primeras máscaras con filtros de carbón activo, precursoras de las máscaras de gas empleadas en la Primera Guerra Mundial debido a las armas químicas que se emplearon en ella [9].

A día de hoy, el carbón activo es empleado en multitud de usos como son: la potabilización del agua; purificación del aire; adsorción de vapores de gasolina en coches; adsorción de agentes químicos como el SO_2 y los gases NO_x ; decoloración en la producción industrial de vinagres, zumos, mieles, azúcar; usos medicinales, pues elimina toxinas del organismo y no es absorbido por éste, siendo excretado; y tratamientos terciarios de aguas residuales, que es el uso en el cual se centra el presente TFG.

4. LEGISLACIÓN

La depuración de aguas residuales se rige mediante las siguientes legislaciones vigentes:

I. Directiva 91/271/CE, de 21 de mayo.

Desde la publicación de ésta, firmada el 21 de mayo de 1991, la depuración de aguas residuales urbanas es un ejercicio obligado, estableciendo así unos requisitos mínimos en la recogida de éstas, y medidas oportunas para garantizar unas condiciones mínimas de calidad en las aguas vertidas. Entre las medidas de obligado cumplimiento que se recogen en la directiva, dos son las destacadas:

1. Las “aglomeraciones urbanas” han de disponer de sistemas colectores cuya finalidad sea la de recoger y transportar las aguas residuales.
2. Las aguas residuales recogidas por los colectores han de ser tratadas con cierta rigurosidad.

II. Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre.

Establece las normas para contener el deterioro del estado de las masas de agua de la Unión Europea (UE) y lograr un estado notablemente mejorado de las aguas subterráneas, ríos y lagos europeos.

III. Real Decreto-ley 11/1995, de 28 de diciembre.

Establece las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas. A través de éste, se realizó la transposición de la Directiva 91/271/CEE al Derecho español.

IV. Real Decreto 509/1996, de 15 de marzo.

Desarrolla el Real Decreto-ley 11/1995 por el que se establecen las normas aplicables al tratamiento de aguas residuales. En él, se imponen unos requisitos a los vertidos procedentes de las instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas (tabla 2 y tabla 3).

TABLA 2. Requisitos para los vertidos de instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas [10].

Parámetro	Concentración	Porcentaje mínimo de reducción (%)
Demanda Bioquímica de Oxígeno sin nitrificación (DBO 5)	25 mg/l O ₂	70-90
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	125 mg/l O ₂	75
Total de sólidos en suspensión	35 mg/l (*)	90 (*)

(*) Este requisito no es obligatorio.

TABLA 3. Requisitos para los vertidos de instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas realizadas en zonas sensibles cuyas aguas sean ricas en nutrientes y pobres en oxígeno [10].

Parámetro	Concentración	Porcentaje mínimo de reducción (%)
Fósforo total	2 mg/l P (10.000-100.000 h-e) 1 mg/l P (>100.000 h-e)	80
Nitrógeno total	15 mg/l N (10.000-100.000 h-e) 10 mg/l N (>100.000 h-e)	70-80

V. Real Decreto 1620/2007, de 7 de diciembre.

Establece el régimen jurídico para la reutilización de aguas depuradas, de acuerdo con la Ley de Aguas, aprobada por el Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio.

5. INTRODUCCIÓN TEÓRICA

5.1. Características de un Agua Residual Urbana

Seguidamente se describen las principales características físicas, químicas, y biológicas de un agua residual urbana.

5.1.1. Características físicas

Temperatura

La temperatura de un agua residual es muy importante ya que es la causante de que se den o no ciertas reacciones químicas. Además, interviene en el desarrollo de microorganismos acuáticos.

Si se compara con las aguas no contaminadas, la temperatura de las aguas residuales es mayor debido a que se suman aguas calientes procedentes de uso doméstico e industriales y por las reacciones bioquímicas exotérmicas que se producen en la degradación de la materia orgánica.

La temperatura media anual del agua residual depende de la situación geográfica, encontrándose entre 10 y 21 °C

Densidad

En un agua residual, el parámetro de densidad tiene su importancia en las corrientes de fangos. A veces en lugar de densidad, se emplea el parámetro el peso específico del agua residual, siendo ambos parámetros dependientes de la temperatura y de la concentración de sólidos totales.

Color

Junto al olor, el color es el parámetro que indica la edad de un agua residual. El agua residual reciente tiene un color gris y conforme la materia orgánica que se encuentra en ésta es descompuesta, el color del agua pasa a negro. En estas condiciones se conoce al agua residual como séptica [11].

Olor

El desagradable olor característico de un agua residual es causa de los gases liberados en la descomposición de la materia orgánica. El principal agente del mal olor es el sulfuro de hidrógeno [11].

Turbidez

La turbidez es uno de los parámetros que permiten conocer la calidad de las aguas residuales tratadas. La turbidez mide la cantidad de materia en suspensión que contiene un agua [11].

Sólidos totales

Los sólidos totales pueden clasificarse en dos grupos, los sólidos en suspensión y los sólidos filtrables.

Cuando se habla de sólidos en suspensión, se refiere a toda partícula que queda en el agua capaz de verse a simple vista y que es posible separarlas del agua mediante medios físicos. A su vez, en los sólidos suspendidos pueden diferenciarse los sólidos sedimentables, éstos últimos se depositarán en el fondo debido a su propio peso.

Los sólidos filtrables son aquellas partículas o bien disueltas en el agua o bien en forma de coloidal [11].

5.1.2. Características químicas

Materia orgánica

La materia orgánica presente en las aguas residuales procede de las actividades humanas, de los animales y de los vegetales. La mayor parte de esta materia orgánica biodegradable se trata de proteínas; hidratos de carbono; grasas y aceites. La urea también está presente aunque debido a su rápida descomposición solo se encuentra en las aguas residuales recientes.

Otras sustancias orgánicas no biodegradables presentes en el agua residual son pequeñas moléculas orgánicas como son: pesticidas, COVS (Compuestos orgánicos volátiles) y agentes tensioactivos [11].

Materia inorgánica

En la materia inorgánica se encuentran las sustancias minerales que proceden del contacto directo del agua con el terreno natural. Esta materia inorgánica persiste una vez tratada el agua ya que, en general, no se trata de manera específica el eliminar la materia inorgánica además que son sustancias no volátiles que permanecen en las aguas superficiales. Entre estas sustancias, destacan el hidrógeno (medido como pH), cloruros, nitrógeno, fósforo y azufre [11].

Gases

En la composición de las aguas residuales, se encuentran también concentraciones muy pequeñas de diversos gases. Entre ellos, los que están presentes con mayor frecuencia son el nitrógeno, el oxígeno, el dióxido de carbono, el sulfuro de hidrógeno, el amoníaco y el metano [11].

5.1.3. Características biológicas

Las características biológicas se definen por los diferentes microorganismos que habitan en las aguas residuales.

Bacterias

Las bacterias realizan una función imprescindible en la descomposición y estabilización de la materia orgánica, empleándose así de forma intencionada en las plantas de tratamiento de aguas en los tratamientos biológicos.

Se pueden clasificar según su metabolismo en heterótrofas y autótrofas, y a su vez pueden subdividirse dependiendo de la cantidad de oxígeno que necesiten en anaerobias (no requieren oxígeno para realizar sus actividades metabólicas), aerobias (necesitan oxígeno para realizar sus actividades metabólicas), o facultativas (pueden vivir tanto con oxígeno como sin la presencia de éste) [11].

Hongos

Los hongos son microorganismos imprescindibles, junto con las bacterias, para la degradación de la materia orgánica en el ciclo del carbono. Estos microorganismos se alimentan de materia orgánica muerta y pueden crecer en medios con bajas humedades y pH bajos [11].

Algas

Las algas, al igual que las plantas, producen oxígeno debido al fenómeno de la fotosíntesis.

Tienen facilidad de reproducción en ambientes con nitrógeno y fósforo, llegando incluso a ser un serio problema cubriendo ríos y pantanos enteros con algas flotantes; lo que se conoce como “crecimiento explosivo”. Esto supone un problema en lo referido a aguas residuales ya que éstas contienen los nutrientes necesarios para el crecimiento de las algas, lo que puede producir un crecimiento desmesurado de algas en las zonas de vertido de las aguas residuales debido a la acumulación de estos nutrientes [11].

5.2. Tratamientos de agua residual urbana en una EDAR

Una depuradora es una instalación cuyo objetivo es proteger el medio ambiente acuático de los efectos negativos de los vertidos de las aguas residuales.

Estas aguas residuales tienen un carácter negativo debido a que presentan contaminantes como materias orgánicas y nutrientes, que tienen efectos negativos para el medio receptor. La materia orgánica va a suponer una reducción de los niveles de oxígeno porque va a ser degradada por los microorganismos presentes en el agua, consumiendo oxígeno de ese espacio acuático donde se realiza el vertido. Por tanto, la cantidad de oxígeno disponible para peces y otra fauna acuática que hubiese en ese medio acuático receptor se ve reducida.

Además, en las aguas residuales hay presente microorganismos patógenos, que provocan riesgo de enfermar si entramos en contacto con ellos, por lo que presenta un riesgo para la salud pública.

Compuestos de origen industrial pueden derivar en problemas de toxicidad química, la cual puede dar lugar a inhibición del crecimiento o efectos cancerígenos sobre la fauna existente en el medio acuático receptor.

Otro problema es la eutrofización, que es la proliferación exagerada de microalgas, explicado anteriormente en el apartado 5.1.3 *Características biológicas*.

Además de los problemas presentados, estas aguas supondrían un deterioro estético en el medio acuático receptor que tendrá un efecto socio-económico negativo para la zona.

Por todo ello, es indispensable que estas aguas sean depuradas, y esto se lleva a cabo mediante los distintos tratamientos de agua (primario, secundario y terciario) que se realizan en las EDAR. En la *Figura 2* se representa, mediante un diagrama de flujo, el proceso de depuración del agua residual a través de los distintos tratamientos [12].

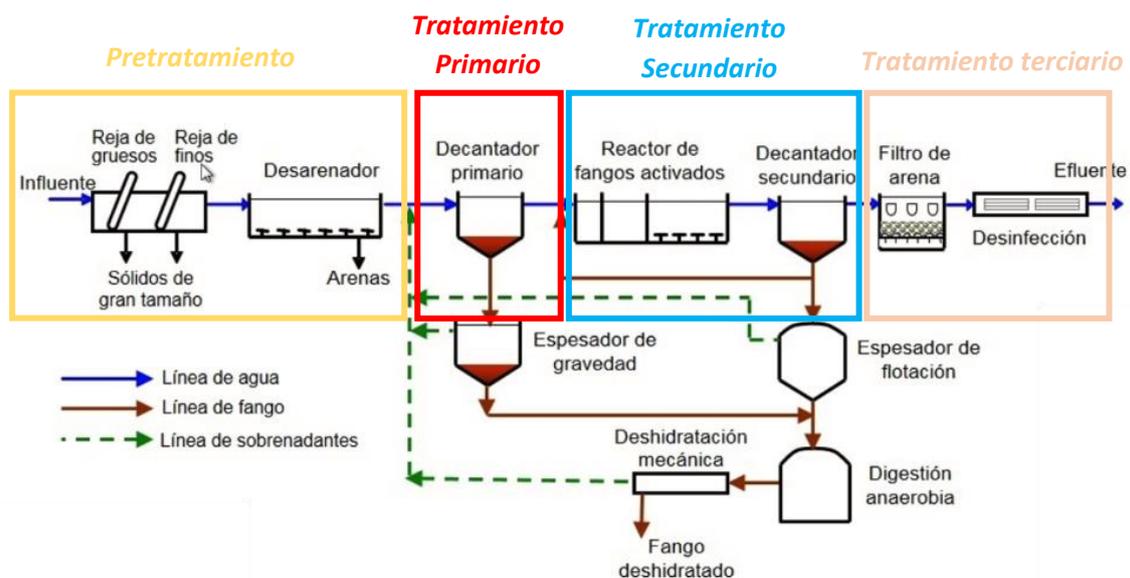


FIGURA 2. Diagrama de flujo de una Estación Depuradora de Aguas Residuales (EDAR) [12].

5.2.1. Pretratamiento

El pretratamiento de las aguas residuales es una operación muy importante y necesaria en la cual se separa del agua residual todos aquellos materiales (piedras, arena, botellas, hojas, trapos, aceites, espumas, etc.) que llegan junto a ésta y que pueden presentar riesgos de avería en equipos, obstrucción en tuberías o problemas en los tratamientos posteriores.

El pretratamiento consta de las etapas descritas a continuación, las cuales no son todas necesarias en una EDAR, dependerá de diversos factores como la procedencia del agua, la calidad de ésta y el tipo de tratamiento de la EDAR.

Separación de grandes sólidos (Pozo de gruesos)

Si hay una previsión de sólidos cuyo tamaño es grande, se emplea un sistema de separación de los sólidos al principio de la instalación ya que éstos dificultan la entrada de agua a la planta. Este sistema es un pozo situado a la entrada del colector de la depuradora, con un fondo en forma de pirámide invertida y paredes muy inclinadas para así poder juntar los sólidos y extraerse de forma sencilla. Los residuos generados mediante esta operación son llevados a vertederos o incinerados [13].

El diseño de un pozo de grueso vendrá determinado por unos parámetros de diseño que son:

- Tiempo de Retención (TR), el cual está comprendido entre 30 y 60 *segundos*
- Carga Hidráulica (CH), cuyo valor se encuentra entre 100 y 300 $m^3/m^2 \cdot h$

Desbaste

El desbaste tiene como objetivo separar grandes objetos capaces de dañar o bloquear los distintos equipos de la instalación. También puede emplearse para separar pequeños objetos que dañasen o redujesen la eficacia de equipos más delicados como filtros de membrana o, como es en el caso de este TFG, reactores biológicos.

El agua pasa a través de unas rejillas o tamices y los sólidos cuyo tamaño sea mayor al espacio entre barrotes o huecos del mecanismo empleado, quedarán retenidos y serán retirados de forma manual o automática.

Las rejillas se pueden clasificar dependiendo de la separación entre los barrotes en: rejilla de gruesos (distancia entre barrotes mayor a 25 mm), rejilla de medios (distancia entre barrotes 10-25 mm), y rejilla de finos (distancia entre barrotes 3-10 mm).

Los tamices son soportes con ranuras a través de los cuales se hace pasar el agua para una filtración. Al igual que las rejillas, eliminan sólidos en suspensión de tamaño elevado, aunque los tamices tienen una mayor filtración que las rejillas y se emplean cuando las aguas contienen grandes cantidades de sólidos en suspensión, flotantes o residuos [13].

Desarenado

En el desarenado se separa mediante decantación selectiva de toda partícula de alta densidad (partículas de naturaleza inorgánica) conocidas como arenas, evitando así la sedimentación de las partículas en suspensión de baja densidad (partículas de naturaleza orgánica).

Mediante esta etapa de eliminación de arenas se consigue evitar la existencia de sólidos inertes en la línea de tratamiento de fangos además de evitar problemas en los equipos y tuberías. En las plantas depuradoras de agua residuales urbanas (EDARU), esta etapa suele encontrarse tras el desbaste.

Se pueden diferenciar cuatro tipos de desarenadores:

- Canales desarenadores de flujo horizontal.

Los desarenadores de flujo horizontal se basan en el paso del agua residual por un conducto rectangular en dirección horizontal (*Figura 3*) de forma que la velocidad del agua sea de 0,3 m/s, pues a esa velocidad las arenas van decantando y las partículas de baja densidad son mantenidas en suspensión. Esta velocidad se controla mediante el dimensionado del conducto [14].

El problema de esto es mantener la velocidad del agua en el desarenador ya que en las EDARU el caudal varía de forma significativa durante el día.

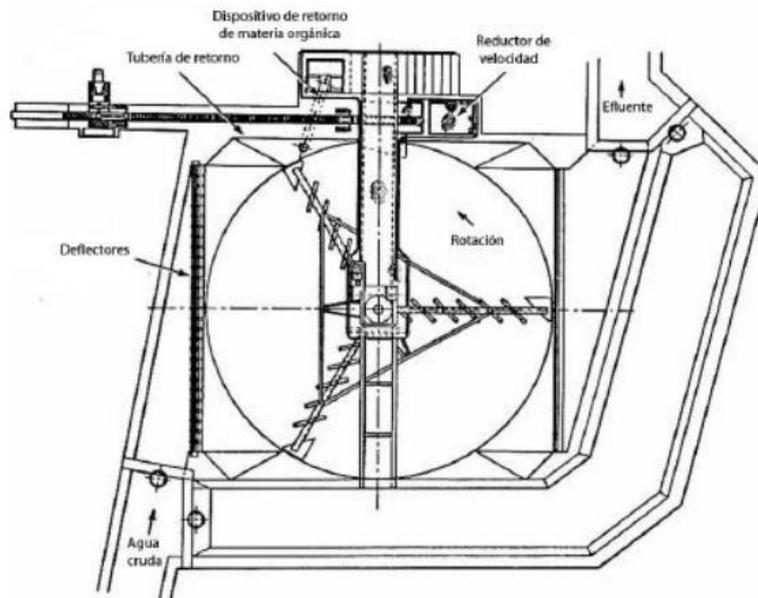


FIGURA 3. Esquema de un Desarenador de Flujo horizontal [15].

- Desarenadores aireados.

Los desarenadores aireados son empleados frecuentemente en las EDARU de gran capacidad puesto que debido a su estructura no les afecta las variaciones de caudal que hay durante el día.

En los desarenadores aireados, el aire penetra por uno de los laterales y, gracias a unos difusores, hace que el agua siga un movimiento en espiral (*Figura 4*). El giro del agua mantendrá las partículas de menor densidad en ella mientras que las de mayor densidad van siendo depositadas en el fondo [14].

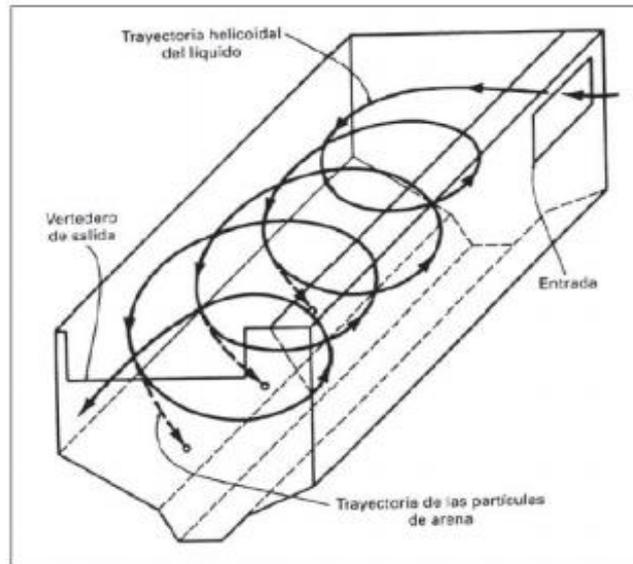


FIGURA 4. Esquema de un Desarenador Aireado. [14].

- Desarenadores de vórtice.

Los desarenadores de vórtice son un tanque con forma cilíndrica en el cual se introduce el agua en dirección tangencial (*Figura 5*) creándose así una vorágine en el interior del tanque. Al igual que ocurre en los desarenadores aireados, el giro del agua provocará que las arenas sedimenten en el fondo, extrayéndose con una bomba de arenas.

Las arenas extraídas de los desarenadores de vórtice pueden ser procesadas después para eliminar la materia orgánica que contenga [15].

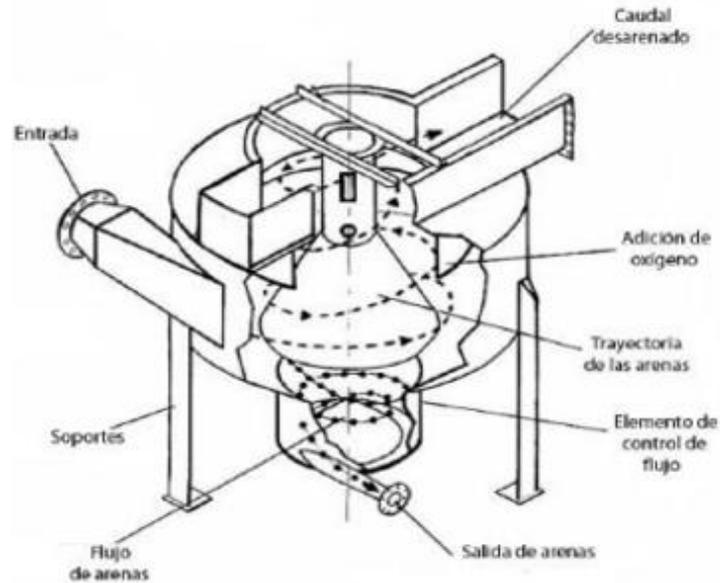


FIGURA 5. Esquema de un Desarenador Vortex (de vórtice) [15].

- Desarenadores – desengrasadores

En el desengrasado lo que se pretende es eliminar las grasas, aceites, espumas y toda aquella materia flotante en el agua que podrían perjudicar a los siguientes tratamientos. El desengrasado se efectúa mediante la inyección de aire provocando así la separación de grasas y que floten más fácilmente [14].

5.2.2. Tratamiento Primario

El tratamiento primario es aquel realizado tras el pretratamiento el cual tiene como objetivo eliminar una parte de los sólidos en suspensión y parte de la materia orgánica presentes en el agua residual urbana. Además de esto y de cumplir con la normativa ambiental, el tratamiento primario hace que se requiera un reactor biológico de tamaño más reducido y un menor requerimiento de oxígeno.

Los principales procesos físico-químicos que se pueden llevar a cabo en este tratamiento son los descritos a continuación.

Sedimentación

La sedimentación se trata de un proceso físico mediante el cual se eliminan los residuos sólidos cuya densidad sea mayor que el agua por medio de la gravedad, quedando éstas en el fondo del sedimentador y eliminándose así un 60% aproximadamente de los sólidos en suspensión y un 30% aproximadamente de la materia orgánica presentes en las aguas residuales. Este proceso de sedimentación también es conocido como decantación primaria.

Los equipos empleados para este proceso se pueden clasificar en función de su forma:

- Sedimentadores rectangulares: Son utilizados para la separación de partículas grandes. La velocidad de desplazamiento horizontal del agua en estos sedimentadores es constante. Tienen el mismo funcionamiento que los desarenadores de flujo horizontal descritos en el apartado anterior 5.1.1 *Pretratamiento*.
- Sedimentadores circulares: El flujo de agua en los tanques circulares es de tipo radial. Para poder conseguir este flujo, el agua es introducida en el sedimentador por el centro o por el perímetro del tanque. Es la forma más habitual que se encuentra en una EDAR.

En la *Figura 6* podemos ver los dos diseños posibles de tanques circulares de sedimentación. En (a) se puede ver el diseño con alimentación central, donde el agua es transportada mediante una tubería desde el puente hasta el eje del sedimentador. Un vertedero circular es el encargado de distribuir el agua residual en todas las direcciones. En (b) se puede ver el diseño con alimentación perimetral, en el cual el agua residual es vertida entre la pared del tanque y un deflector circular a pocos centímetros de ésta. El agua residual recorre el tanque en espiral hasta llegar bajo el deflector [16].

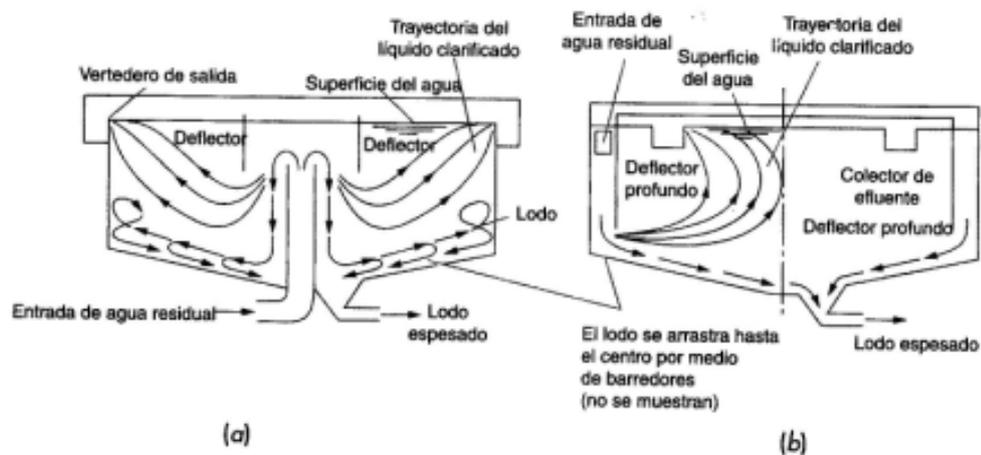


FIGURA 6. Esquema de tanques de Sedimentación Circulares [16].

- Sedimentadores lamelares: Se trata de tanques de baja profundidad en los cuales se alojan placas inclinadas entre las cuales el agua pasa ascendentemente. La entrada del agua es realizada de forma que se realiza una distribución uniforme del caudal de agua para que todas las placas inclinadas operen por igual.

La eficacia en los sedimentadores rectangulares depende del diseño de éstos, tal y como se explicaba en el apartado 5.2.1 *Pretratamiento*. Al introducirse placas intermedias, las partículas cuya velocidad de sedimentación es menor a la velocidad

crítica de sedimentación son removidas, por lo que el rendimiento de sedimentación es mayor ya que el área superficial es aumentada.

Las partículas sedimentadas sobre las placas inclinadas van acumulándose y caen por su peso hasta el fondo del tanque, haciéndolo autolimpiable [17].

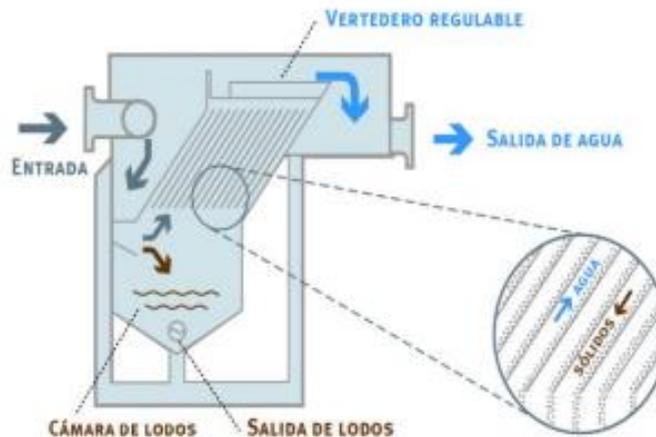


FIGURA 7. Estructura de un Sedimentador Laminar [17].

Flotación

La flotación es el proceso físico en el cual se separan líquidos mediante la diferencia de densidades. Los líquidos de menor densidad quedarán por encima del fluido y son fácilmente eliminados.

El aire es el agente empleado para que se produzca la flotación, y puede ser introducido de dos maneras distintas: en la primera, lo que se conoce como flotación por aire disuelto, un equipo de inyección de aire lo introduce presurizado a varias atmósferas hasta llegar a la unidad de flotación, donde se reduce la presión y se forman diminutas burbujas de aire. La segunda forma, denominada flotación por aire inducido, es similar a la anterior, pero en este caso las burbujas son generadas por medio de unos difusores de aire o por agitadores. Las burbujas de aire generadas de esta forma son de mayor tamaño [18].

Coagulación – Floculación

Muchas veces se presentan aglomeraciones de materia en suspensión cuyo tamaño de partícula es minúsculo, formando una suspensión coloidal. Estas suspensiones son bastante estables, teniendo una velocidad de sedimentación muy lenta por lo que un tratamiento mecánico como los explicados anteriormente sería inviable.

Para eliminar estas partículas lo que se emplea son agentes químicos que desestabilizan la suspensión coloidal (coagulación) y fomentan la floculación de éstas formándose así partículas que sedimentan con facilidad. Estos agentes químicos (agentes coagulantes) proporcionan carga eléctrica contraria a la de la suspensión coloidal, empleándose normalmente sales con

cationes de alta relación carga-masa: sales de Fe^{+3} como pueden ser Cl_3Fe y $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ y sales de Al^{3+} como puede ser el $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ [18].

En la *Figura 8* se muestra, a modo representativo, el funcionamiento de los coagulantes y en la *Figura 9* el funcionamiento de los floculantes.

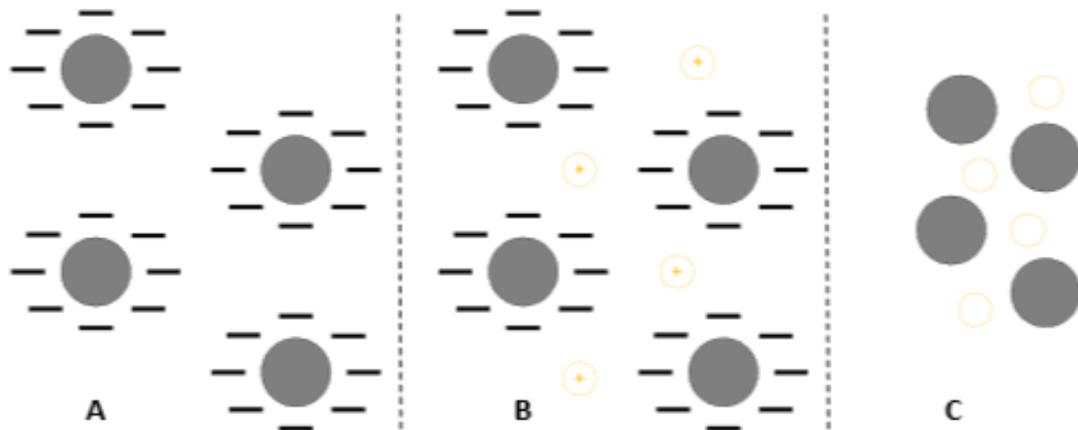


FIGURA 8. Esquema básico del funcionamiento de los coagulantes. (A) Partículas coloidales; (B) Adición de coagulante catiónico; (C) Partículas coloidales desestabilizadas.

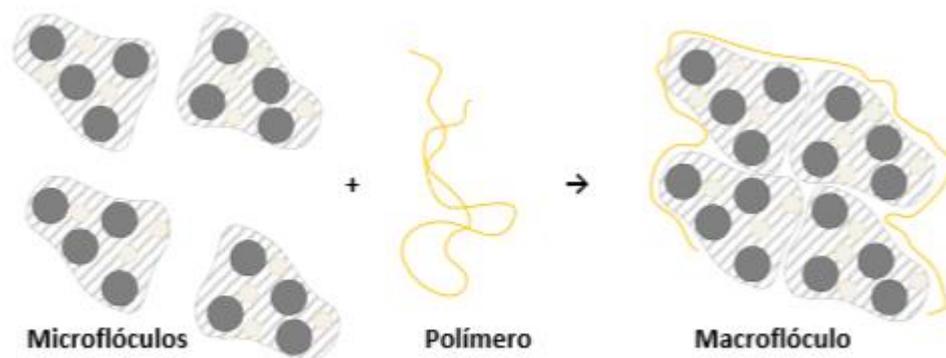
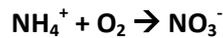


FIGURA 9. Esquema básico del funcionamiento de los floculantes.

5.2.3. Tratamiento Secundario

El tratamiento secundario, también conocido como tratamiento biológico, es aquel en el cual se pretende eliminar la materia orgánica disuelta en el agua residual. Además de la eliminación de materia orgánica, también se elimina nitrógeno, fósforo, y el ion amonio (NH_4^+) mediante la nitrificación, pues éste se encuentra en equilibrio con el amoníaco, siendo este último tóxico para la fauna acuática por lo que cuanto más amonio haya en el medio, más amoníaco y más toxicidad.

La nitrificación es un proceso biológico que consume oxígeno, por ello ha de realizarse en la depuradora y no en el medio receptor. La reacción que se lleva a cabo es la siguiente:



Hay dos procesos tecnológicos para llevar a cabo este tratamiento:

- Cultivo en suspensión

El crecimiento biológico se encuentra en suspensión homogeneizado mediante agitación en el volumen de agua del reactor.

- Cultivo en soporte sólido

En la superficie de un soporte (por ejemplo, una piedra o grava) crece una biopelícula de entre 0,1 – 2 mm de espesor. Esta biomasa va creciendo y aumentando de espesor hasta que llega un momento por la acción de la gravedad y la fuerza del agua que pasa por su alrededor, se ve arrastrada y retirada hasta la formación de una nueva biopelícula en la superficie del soporte.

Como proceso bioquímico básico se encuentra el crecimiento celular. La materia orgánica contaminante que lleva el agua, es utilizada como sustrato, para producir energía que permite la síntesis celular.

El proceso más habitual de tratamiento secundario es el proceso de fangos activados, que consiste en un reactor y un decantador secundario, tal y como se representa en el diagrama de flujo de la *Figura 2* del apartado *5.2 Tratamientos de agua residual urbana en una EDAR*.

En el reactor se produce el crecimiento de microorganismos, suministrándole para ello oxígeno. Los microorganismos utilizan los contaminantes que vienen con el agua residual de entrada como sustrato, aumentando así de tamaño y formando flóculos que quedan retenidos en el decantador secundario y sedimentan.

Parte del fango sedimentado en el decantador secundario se recircula y parte se retira, de forma que se mantiene una concentración elevada y constante en el sistema.

En este proceso, hay una serie de parámetros importantes que influirán en él:

- Temperatura: Cuanto mayor sea la temperatura, más favorecidos estarán los procesos biológicos. Es un parámetro que no se puede controlar, por lo que depende de las estaciones del año, en verano por lo general los procesos biológicos se llevan a cabo mucho mejor y por tanto la depuradora funcionará mejor.

- Tiempo retención celular: Se puede controlar mediante la cantidad de fango sedimentado que se retira del sistema, es decir mediante la purga. Si se purga poca cantidad, el tiempo de retención celular será alto y por el contrario si se purga mucho, el tiempo de retención celular será bajo.
- Concentración de oxígeno disuelto: El oxígeno en este proceso es imprescindible para que tenga lugar la nitrificación y la degradación de la materia orgánica. El oxígeno es suministrado a través de difusores, controlándose así la cantidad de oxígeno presente y no limitar los procesos biológicos además de que favorece a la agitación en el reactor.

Podría decirse que el tratamiento secundario es el núcleo de una EDAR [19].

5.2.4. Tratamiento Terciario

El tratamiento terciario puede consistir únicamente en un proceso de desinfección, pero se le pueden añadir distintos procesos para afinar el agua final eliminándose sólidos, materia orgánica o compuestos que no han sido retirados en los tratamientos anteriores y por tanto permanecen en el agua.

El caso más habitual con el que se puede encontrar en una planta cuya agua se quiere reutilizar sería un proceso de coagulación-floculación y sedimentación en el cual se eliminan partículas coloidales que dan turbidez al agua. Este proceso sería el mismo que se explica en el apartado 5.2.2 *Tratamiento Primario*. Las partículas que no han sido retiradas, podrán ser retiradas posteriormente en un filtro de arena.

Un filtro de arena es un lecho de altura comprendida entre 0,5 y 1 metro de arena a través de la cual se hace pasar el agua, de forma que cualquier partícula que quedase en ésta permanecerá retenida en la arena dando lugar a un agua de salida cristalina [12].

Un ejemplo de este tipo de filtro se puede ver en la *Figura 10*.



FIGURA 10. Sistema de filtro de arena [12].

El agua salida del filtro de arena es llevada a la desinfección para eliminar los microorganismos patógenos que hubiera, teniéndose finalmente un efluente de agua reutilizable. Esta desinfección puede ser llevada a cabo de distintas formas:

- Desinfección por cloración

Consiste en la adición de productos clorados en el agua durante un tiempo de 30 minutos aproximadamente. Este tratamiento elimina de forma sencilla la mayoría de los microbios, bacterias y virus que presentan riesgos de enfermedades. Sin embargo, la cloración no elimina la totalidad de los microorganismos, hay ciertos patógenos que persisten por lo que este método desinfecta el agua, pero no la purifica del todo [20].

- Desinfección por ozonización

Los sistemas de ozonización utilizados en las depuradoras generan ozono en el lugar de aplicación y la mayoría lo realizan a través de una descarga de corona efectuada entre dos dieléctricos, a través de los cuales fluye oxígeno produciéndose gas ozono.

El ozono ha de estar en contacto con el agua para poder desinfectar, y ello se realiza introduciéndolo a través de difusores de pequeñas burbujas e inyectores Venturi.

Este tratamiento aumenta el nivel de oxígeno disuelto en el agua además que no deja efectos residuales, pero es peligroso trabajar con él ya que es corrosivo y puede causar problemas respiratorios al inhalarse [20].

- Desinfección por radiación ultravioleta (UV)

La desinfección UV elimina los microorganismos al instante cuando el agua pasa a través de los canales ultravioleta, los cuales presentan unas lámparas ultravioletas sumergidas en la corriente. Únicamente interviene luz ultravioleta, no se adiciona ningún agente por lo que deja intacta la composición química del efluente.

Esta metodología es la más empleada en las nuevas EDAR por todo el mundo [20].

Además de los procesos de tratamiento terciario explicados, existen otras tecnologías empleadas como tratamientos terciarios:

- Adsorción.
- Destilación.
- Electrodialisis.
- Extracción por solvente.
- Incineración.
- Intercambio iónico.
- Microfiltración y Ultrafiltración.
- Ósmosis inversa.
- Precipitación.

En este caso se va a explicar en qué consiste la adsorción, ya que es el mecanismo por el cual se ha trabajado en el presente TFG.

La adsorción determina la propiedad de algunos materiales para poder atrapar en su superficie moléculas orgánicas. Estos materiales son los llamados adsorbentes.

Por tanto, el proceso de adsorción consiste en la adhesión superficial de moléculas orgánicas de la fase gas o líquida en la que se encuentren en los poros internos de un material adsorbente sin llevarse a cabo ninguna reacción química.

La adsorción de una sustancia disuelta se puede dividir en tres etapas:

1. Traslado del adsorbato a la superficie exterior del adsorbente.
2. Extensión del adsorbato en los poros del adsorbente.
3. Impregnación del adsorbato a través de la formación de enlaces físicos o químicos entre éste y la superficie interna del adsorbente.

Los adsorbentes más empleados son arcillas, alúmina activada, sílice, algunos óxidos metálicos y el carbón activado, que es el agente adsorbente empleado en este TFG.

La capacidad de adsorción de un material adsorbente puede ser determinada mediante expresiones matemáticas, definidas a continuación en el apartado 5.3 *Carbón activado*.

5.3. Carbón activado

En este apartado se va a describir el carbón activado, que es el agente adsorbente empleado en el tratamiento secundario en combinación con un SBR en este Trabajo.

5.3.1. Definición de Carbón activado

El carbón activado, es un tipo de un carbón cuya estructura es porosa, lo que lo hace capaz de adsorber compuestos que se encuentren en líquidos y gases, eliminando así éstos de las corrientes a tratar. Por ello, es uno de los materiales más empleado en los procesos de adsorción.

La razón principal del uso del carbón activado es debido a su relación área por gramo, alcanzándose valores que se sitúan en torno a 500 m².

Por otro lado, el carbón activado tiene una baja selectividad de retención, aunque retendrá primordialmente moléculas apolares y de gran volumen molecular (compuestos orgánicos) que inorgánicas como puede ser el agua u oxígeno [21].

Dependiendo del tamaño de partícula, se puede clasificar el carbón activado en distintos tipos, los cuales son empleados en aplicaciones distintas:

- **Carbón Activado en Polvo (PAC):** Se trata de un carbón activado cuyo tamaño de partícula es inferior a 0,18 mm. Es empleado habitualmente en procesos de purificación de aire y aguas, además de ser empleado como catalizador. Tras su uso, puede ser separado del fluido a través de filtración.

- **Carbón Activado Granulad (CAG):** Se trata de un carbón activado cuyo tamaño de partícula es superior a 0,18 mm. Contiene partículas fracturadas de diversos diámetros. Este tipo de carbón activado es empleado habitualmente en el control de emisiones de automoción y para limpieza de aguas.
- **Carbón Activado Peletizado:** También denominado carbón activado extruido dada su producción, este tipo de carbón activado se presenta en forma de pequeños cilindros con diámetros característicos de entre 4 y 10 mm. Es empleado en purificación de aire o de gas a través de unidades de filtración.

Una de las formas de comprobar la efectividad del carbón activado en los procedimientos experimentales es mediante la elaboración de isotermas de adsorción. Éstas son definidas a continuación, en el apartado 5.3.2 *Isotermas de Adsorción*.

5.3.2. Isotermas de Adsorción

Las isotermas más frecuentemente usadas son la Isoterma de Langmuir y la Isoterma de Freundlich. Dependiendo del tipo de carbón, su tamaño de poro, la superficie de adsorción de éste, y de la afinidad entre la sustancia adsorbida y el carbón activo, el proceso de adsorción se ajustará mejor a un tipo de isoterma u otra.

La isoterma de adsorción de Langmuir relaciona la adsorción de moléculas en una superficie sólida con la presión de gas o concentración de un medio que envuelva dicha superficie sólida a una temperatura constante. Este modelo de adsorción supone una superficie homogénea la cual dispone de un número de sitios que son ocupados por el adsorbente y que una vez ocupados todos estos sitios el sistema estará saturado y no podrá continuar la adsorción.

La isoterma de Langmuir se expresa según la siguiente ecuación (*Ecuación 1*):

$$\theta = \frac{K_L \cdot P}{1 + K_L \cdot P} \quad (1)$$

Donde:

- θ es la fracción de cobertura de la superficie.
- P es la presión del gas o su concentración.
- K_L es la constante de equilibrio.

La isoterma de adsorción de Freundlich relaciona la concentración de un soluto en la superficie de un adsorbente, con la concentración del soluto en el líquido con el que está en contacto. Este modelo de adsorción se emplea para superficies heterogéneas.

La Isoterma de Freundlich se expresa según la siguiente ecuación (Ecuación 2):

$$\log(q) = \log K_f + \frac{1}{n} \cdot \log C \quad (2)$$

Donde:

- q es la cantidad adsorbida por unidad de peso de adsorbente.
- K_f es una constante indicativa de la capacidad de adsorción del adsorbente.
- n es una constante indicativa de la intensidad de la adsorción, mayor que la unidad.
- C es la concentración de equilibrio del adsorbato en disolución.

5.4. Tratamiento mediante Reactor Biológico Secuencial (SBR)

Los reactores biológicos secuenciales (SBR) se vienen empleando desde la segunda década del siglo XX. Se emplean tanto para aguas residuales urbanas como para industriales, y son propios de regiones en las que la composición del agua suele ser constante [22].

Los SBR son una alternativa a los procesos de fangos activos. A diferencia de éstos, no se divide en varias etapas, sino que todas las etapas ocurren en el propio reactor, actuando así el tanque como reactor biológico y decantador.

Poder efectuar todas las etapas en un mismo tanque supone un ahorro de espacio y económico, siendo una opción muy atractiva para plantas de pequeño tamaño [23].

Un SBR trabaja por etapas, en las cuales ocurren las distintas fases tal y como se representa en la Figura 11.

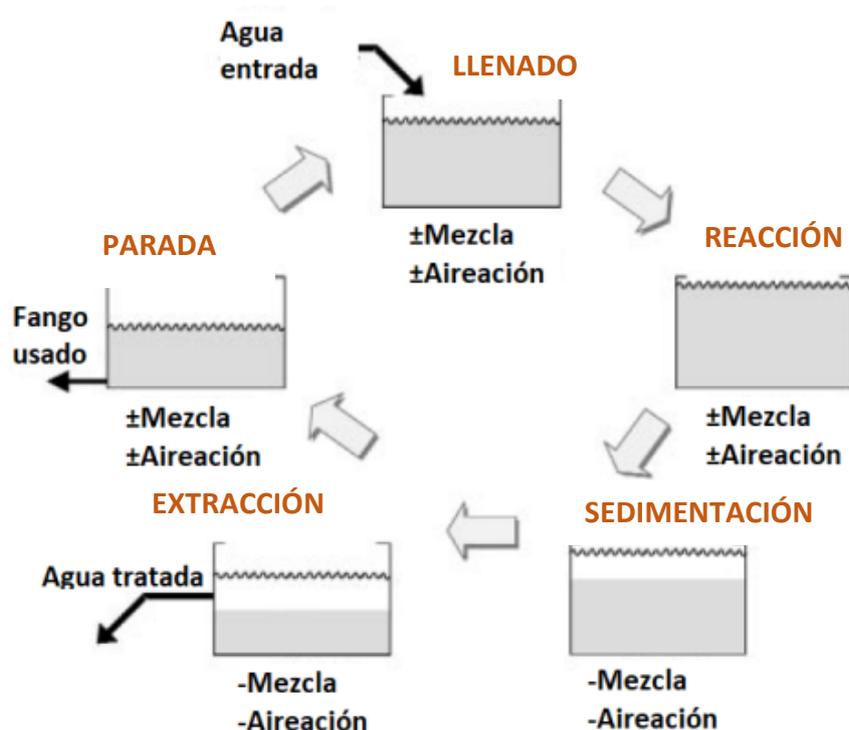


FIGURA 11. Ciclo de funcionamiento de un SBR [24].

1. **Llenado:** Durante esta etapa, el agua residual es introducida en el reactor. No se le introduce ningún tipo de agente químico ni reactivo, pues la propia agua ya contiene en sí los nutrientes necesarios que emplearán los microorganismos como sustrato. Se puede dar agitación y aireación durante el llenado o no, dependerá de la configuración con la que se quiera trabajar.
2. **Reacción:** Una vez el tanque tiene el volumen deseado para trabajar, la entrada de agua es parada y tienen lugar las reacciones de descomposición de la materia orgánica en agitación y aireación.
3. **Sedimentación:** En esta etapa, la agitación y aireación es detenida. El fango activo comienza a sedimentarse en el fondo, dejando un grosor de masa floculada. Además, el agua ya depurada queda en la parte superior del tanque. Es importante esta etapa ya que se necesita que el fango activo sedimente bien para que no sea extraído en la siguiente etapa.
4. **Extracción:** Tras un tiempo determinado de sedimentación en el cual el fango activo ha sido depositado por completo en el fondo, las válvulas de salida del tanque se abren para extraer de éste el agua ya tratada.
5. **Parada:** Esta etapa sería ocasional y en ella se realizarían labores de mantenimiento, ajustes del reactor, así como la retirada del fango activo en caso de ser necesario.

Por tanto, en condiciones normales en las que no surja ningún tipo de problema, el ciclo comenzaría con el llenado y se cerraría tras la extracción.

En la *Figura 12* se representa a modo esquema los distintos volúmenes de un reactor biológico secuencial.

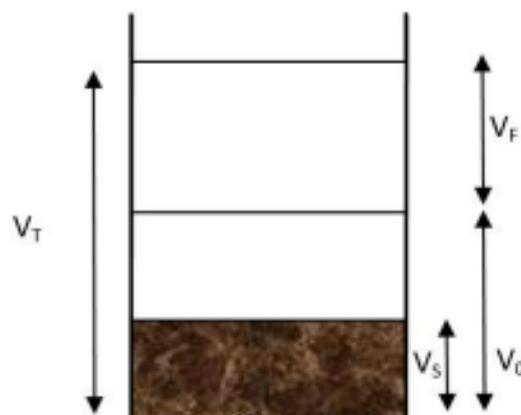


FIGURA 12. Volúmenes existentes en un SBR [24].

Dónde:

- V_T : Volumen total de agua y fango activo tras el llenado.
- V_S : Volumen ocupado por el fango activo tras la sedimentación.
- V_0 : Volumen de fango activo y agua restante tras la extracción.
- V_F : Volumen de agua que se introduce en el llenado.

5.5. Fármacos presentes en las Aguas Residuales como contaminantes emergentes

Los productos farmacéuticos son empleados a diario por los seres humanos, ya sea para el consumo humano o para el consumo animal. Son contaminantes emergentes no regulados por la legislación.

Estos fármacos llegan a las aguas residuales por medio del vertido directo en desagüe del medicamento sin haber sido consumido, o por efluentes de instalaciones de producción que no han sido controlados. Además, aunque hayan sido consumidos van a parar a las aguas residuales a través de la excreción de las personas que hayan consumido alguno, pues por medio de la orina se elimina entre el 50% y el 90% del fármaco consumido, viajando así por el desagüe [24].

Existe una grandísima variedad de compuestos farmacéuticos distintos, pero se pueden distinguir como los más habituales los siguientes:

- **Antiepilépticos:** empleados para tratar la epilepsia, previendo o parando los ataques epilépticos. Permiten el correcto funcionamiento del sistema nervioso. Entre este tipo de medicamentos podemos encontrar la carbamacepina y el diazepam.
- **Analgésicos:** son empleados para aliviar síntomas de dolor, encabezando la lista de los más usados este tipo de medicamentos. Dentro de este tipo, se encuentran los antiinflamatorios siendo el ibuprofeno uno de ellos, y los antipiréticos siendo el acetaminofén uno de éstos.
- **Antibióticos:** son empleados para eliminar bacterias que perjudican el organismo humano.
- **Antihipertensivos:** son empleados para reducir la presión arterial.

6. METODOLOGÍA EXPERIMENTAL

En este apartado se describen las experiencias realizadas y las técnicas analíticas empleadas en una planta piloto situada en el laboratorio del edificio 5H de la Escuela Técnica Superior de Ingenieros Industriales de la Universitat Politècnica de València.

Los medicamentos y reactivos químicos que han sido empleados durante la realización del TFG han sido:

- Acetaminofén
- Diazepam
- Cafeína
- Carbamacepina
- Ibuprofeno
- Peptina
- Extracto de carne
- Fosfato dipotásico (K_2HPO_4)
- Cubetas para la determinación de la calidad del agua

Los instrumentos de laboratorio empleados para llevar a cabo los ensayos realizados han sido:

- Agitadores magnéticos.
- Cucharillas metálicas
- Cronómetro
- Escobillas
- Filtros de fibra de vidrio
- Filtros de jeringa
- Frascos lavadores
- Imanes para agitación
- Jarra plástico 500 ml
- Matraz aforado de 1000 ml
- Micro pipeta
- Papel de filtro
- Pinzas
- Pipeta aforada de doble enrase de 25 ml
- Probeta de plástico de 500 ml
- Propiteta
- Temporizadores digitales
- Varillas
- Vasos de precipitado de cristal de 50 ml
- Vasos de precipitado de cristal de 100 ml
- Vasos de precipitado de cristal de 1000 ml
- Vidrios de reloj

6.1. Preparación de las disoluciones sintéticas de fármacos

Las disoluciones sintéticas de fármaco para la realización de Jar-test han sido realizadas pesando 3 mg de fármaco, adicionando este a un volumen de 1 litro de agua osmotizada en un matraz aforado y agitándose durante unos minutos en un agitador magnético. Esto es realizado individualmente para cada fármaco.

En el caso del ibuprofeno y de la carbamacepina, el agua osmotizada es calentada hasta unos 70 grados centígrados para ayudar a que se disuelvan por completo los fármacos.

Los fármacos estudiados han sido: cafeína, acetaminofén, carbamacepina, diazepam e ibuprofeno.

6.2. Descripción de las experiencias con Jar-Test

El Jar-Test es una técnica habitual empleada en los laboratorios para determinar las mejores condiciones de trabajo en el tratamiento de aguas residuales.

En este caso se ha efectuado un Jar-Test para cada uno de los medicamentos trabajados mediante la adición de distintas dosis de concentraciones de carbón activo. El tiempo de adsorción con el que se ha trabajado ha sido de 2 horas, y las concentraciones de carbón activo con las que se ha trabajado inicialmente han sido: 0'1 g/l, 0'5 g/l, 0'75 g/l, y 1 g/l.

Para los medicamentos, se ha trabajado con una concentración de 3 ppm para los cinco medicamentos: acetaminofén, cafeína, carbamacepina, diazepam, e ibuprofeno.

Se tenía, así pues, 4 vasos de precipitado de volumen 500 ml cada uno con medicamento a concentración 3 ppm y con las distintas concentraciones de carbono en cada uno en agitación durante 2 horas a una velocidad de 120 rpm. (Ver Figura 23 en el apartado 4.4.3 Equipos.).

Antes de la adición del carbón activo, se tomó una muestra inicial y una vez añadido y comenzado el ensayo, se tomaron muestras a los tiempos: 10, 20, 40, 80 y 120 minutos.

Se realizaron nuevas experiencias, pero esta vez con concentraciones de carbón activo más reducidas: 0,02 g/l, 0,05 g/l, y 0,1 g/l. Además, también se redujo el tiempo de adsorción a 1 hora. Esto es debido a que tras el análisis de resultados de las primeras experiencias se encontraron porcentajes de reducción sumamente, tal y como se explica en el apartado 7 *Resultados y Discusión*.

6.3. Descripción del reactor biológico secuencial a escala de laboratorio

A continuación, se describe la planta piloto con la que se ha trabajado en el laboratorio así como las variables empleadas en el sistema SBR.

6.3.1. Descripción de la planta piloto

Para la realización del presente Trabajo de Fin de Grado, se ha empleado una planta a escala de laboratorio, representada en la *Figura 13*, (compuesta por 2 SBR, uno para el tratamiento de cada fármaco estudiado, la cafeína y el diazepam) que está formada por los siguientes equipos:

- Dos tanques de alimentación, los cuales contienen el agua residual sintética junto con la disolución sintética de fármacos que entrarían en los reactores biológicos.
- Dos reactores biológicos, los cuales contienen un volumen total aproximado de 6 litros.
- Dos sistemas de agitación conectados a los reactores biológicos.
- Dos aireadores domésticos los cuales dosifican oxígeno al interior de los reactores.
- Sistema de bombas, formado por 4 bombas, 2 de ellas para impulsar el contenido de los tanques a los reactores y 2 de ellas para realizar el vaciado de los reactores.

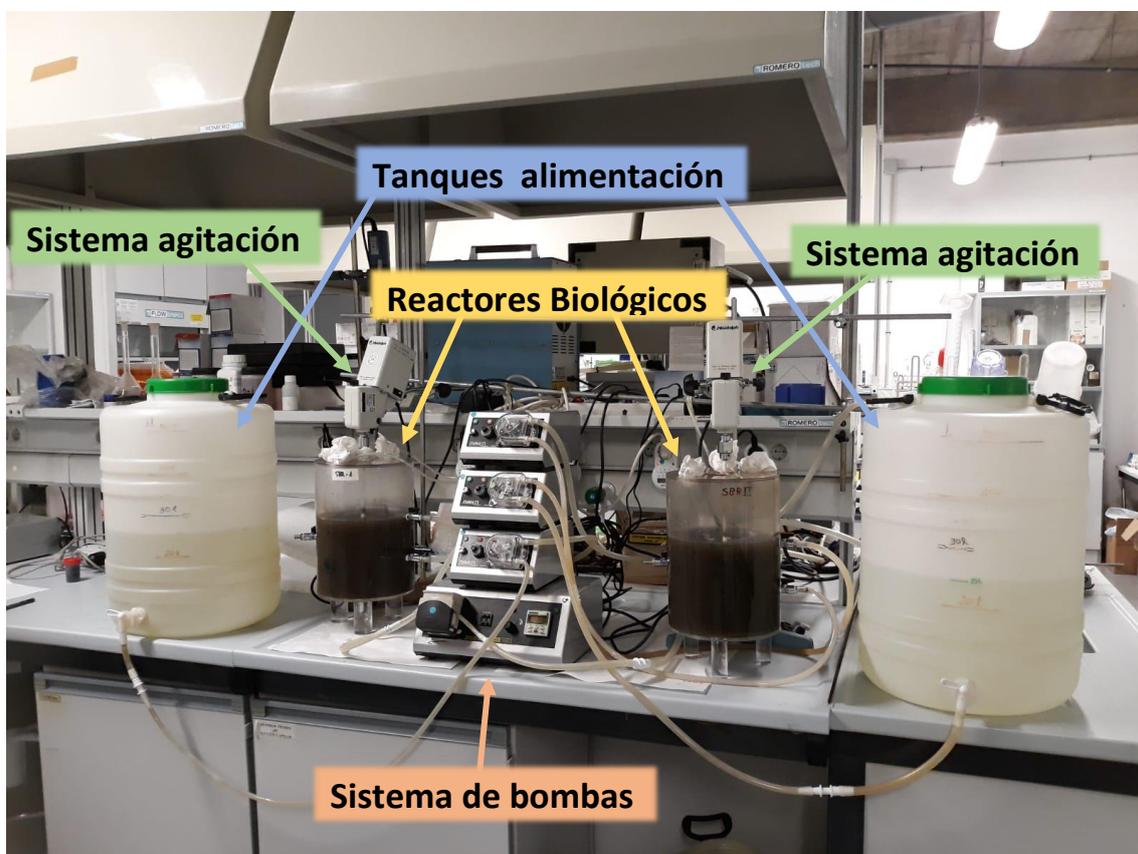


FIGURA 13. Montaje experimental de la planta piloto

6.3.2. Descripción de las variables de diseño empleadas

Para la realización del TFG, se ha de saber a qué concentración de DQO se quiere trabajar. Para ello se emplea la expresión de la carga másica (ecuación 3):

$$C_M = \frac{DQO \cdot Q}{SSLM \cdot V} \quad (3)$$

Donde:

- El caudal (Q) se fija en 6 litros por día.
- La concentración de DQO con la que entra el agua es de 500 ppm.
- Los sólidos en suspensión volátiles (SSLM) se fijan en un valor de 2,5 gramos por litro.
- La carga másica con la que se quiere trabajar es 0,2

Empleando estos valores en la expresión anterior, se obtiene un volumen de reactor de 6 litros.

Sabiendo esto, se ha preparado un agua sintética con la siguiente relación en cuanto a composición química (típica relación que presenta un agua residual urbana real):

$$500 \text{ ppm}_{DQO} : 25 \text{ ppm}_N : 5 \text{ ppm}_P$$

Una mezcla de peptona y extracto de carne en concentraciones de 45 mg/l dan una concentración de 100 ppm en DQO

$$\left. \begin{array}{l} \text{peptona (45 mg/L)} \\ + \\ \text{extracto de carne (45 mg/L)} \end{array} \right\} 100 \text{ ppm}_{DQO}$$

Por tanto, para conseguir una concentración de DQO de 500 mg/L

$$100 \text{ ppm}_{DQO} \cdot 5 = 500 \text{ ppm}_{DQO} \left\{ \begin{array}{l} \text{peptona (45 mg/L)} \cdot 5 = 225 \text{ mg/L} \\ + \\ \text{extracto de carne (45 mg/L)} \cdot 5 = 225 \text{ mg/L} \end{array} \right.$$

Puesto que el volumen a preparar para los tanques de alimentación es de 25 litros, la masa de peptona y extracto de carne será:

$$m_{\text{Peptona}} = 225 \text{ mg/L} \cdot 25 \text{ litros} = 5'625 \text{ gramos}_{\text{Peptona}}$$

$$m_{\text{Extracto carne}} = 225 \text{ mg/L} \cdot 25 \text{ litros} = 5'625 \text{ gramos}_{\text{Extracto carne}}$$

Esta mezcla de peptona y extracto de carne proporcionará la concentración de DQO y de nitrógeno requerida.

Para obtener el fósforo en la disolución, se empleará fosfato dipotásico (K_2HPO_4). La masa molar de este es 174'18 g/mol y la masa atómica del fósforo es de 31 g/mol. Sabiendo esto, mediante la siguiente relación se calcula la concentración de fosfato dipotásico requerido para obtener una concentración de 5 ppm de fósforo.

$$\frac{174'18 \text{ g/mol}}{31 \text{ g/mol}} = \frac{x}{0'005 \text{ g/l}}$$
$$x = 28'064 \cdot 10^{-3} \text{ g/l}$$

Puesto que el volumen a preparar para los tanques de alimentación es de 25 litros, se tiene que la masa de difosfato es:

$$m_{\text{K}_2\text{HPO}_4} = 28'064 \cdot 10^{-3} \text{ g/l} \cdot 25 \text{ l} = 0'702 \text{ gramos}_{\text{K}_2\text{HPO}_4}$$

Las concentraciones de medicamento empleadas de partida en el agua residual urbana son de 3 ppm, por tanto, la cantidad de cafeína y diazepam a añadir en los tanques de alimentación cada vez que se preparaba agua residual sintética es la misma:

$$m_{\text{Medicamento}} = 3 \text{ mg/l} \cdot 25 \text{ l} = 75 \text{ mg}$$

La masa de carbón activado a adicionar en cada reactor es distinta ya que depende del medicamento que haya en este y se obtiene de las isotermas de adsorción que se detallan más adelante en el apartado 7 *Resultados y Discusión*:

$$\text{Carbón para la cafeína} = 60 \text{ mg/l de carbón} \cdot 6 \text{ litros} = 360 \text{ mg}_{\text{Carbón Activo}}$$

$$\text{Carbón para el diazepam} = 90 \text{ mg/l de carbón} \cdot 6 \text{ litros} = 540 \text{ mg}_{\text{Carbón Activo}}$$

6.4. Métodos analíticos

En este apartado se describen las técnicas analíticas empleadas junto con los equipos necesarios para llevar a cabo los ensayos realizados.

6.4.1. Obtención sólidos en suspensión

Para obtener los sólidos en suspensión, se ha realizado la metodología descrita a continuación.

Lo primero a realizar es coger 2 filtros de fibra de vidrio y colocarlos sobre 2 vidrios de reloj. Una vez preparados, pesarlos de forma que tendremos la masa del vidrio junto a la del filtro, lo que llamaremos m_1 .

$$m_1 = m_{\text{vidrio reloj}} + m_{\text{Filtro}}$$

Se coge una muestra de cada SBR no menor de 25 ml, que es la cantidad que se empleará, por lo que es recomendable tomar 50-100 ml para mayor comodidad y por si es necesario repetir algún ensayo. Estas muestras estarán en constante agitación.

Colocar dos filtros, de los previamente pesados, en la entrada de la bomba (*Ver Figura 19* en el apartado 4.4.3 *Equipos*) y fijarlos. Una vez fijados, tomar 25 ml de cada muestra extraída de los SBR y verterlas en los filtros, diferenciando el filtro que contenga la muestra del SBR 1 con la del SBR 2.

Accionar la bomba de vacío para eliminar el contenido en agua hasta que sea posible. Apagar la bomba, y con cuidado retirar los filtros y colocarlos en sus respectivos vidrios de reloj. Se lleva a la estufa durante un mínimo de 1 hora, y después se deja en el desecador durante un mínimo de 30 minutos.

Una vez las muestras han pasado el desecador, se pesará nuevamente, obteniéndose así lo que llamaremos m_2 .

$$m_2 = m_{\text{vidrio reloj}} + m_{\text{Torta}}$$

De esta forma podremos obtener la masa de sólidos en suspensión, ya que la masa de la torta es la suma de la masa del filtro junto a los sólidos en suspensión retenidos.

$$m_{S,S} = m_2 - m_1$$

Esta masa de sólidos en suspensión vendrá dada a los 25 mililitros, por tanto, dividiéndola entre 25 obtendremos la masa de sólidos en suspensión por mililitro de disolución.

6.4.2. Obtención de sólidos volátiles

La obtención de los sólidos volátiles es muy sencilla. Simplemente sería introducir la muestra que en el apartado anterior le atribuimos la masa m_2 en un recipiente y llevarla a una mufla de laboratorio. Permanecerá en la mufla durante 1 hora calentándose, y después se dejará enfriar para poder retirarla. Entonces obtendremos la masa de sólidos volátiles restándole el peso del recipiente.

6.4.3. Análisis de parámetros químicos

Tres veces a la semana, al igual que con los sólidos en suspensión, se realizan una serie de análisis para comprobar los niveles de distintos parámetros químicos. Estos parámetros son: nitritos (NO_2^-), nitratos (NO_3^-), amonio (NH_4^+), nitrógeno total (N), fósforo total (P), demanda bioquímica de oxígeno (DQO), conductividad, pH, turbidez, y oxígeno disuelto.

Para los parámetros nitritos (NO_2^-), nitratos (NO_3^-), amonio (NH_4^+), nitrógeno (N), fósforo (P), y DQO se emplean unos kits de la marca comercial Merck (Figura 14). En ellos se incluyen cubetas preparadas y ciertos reactivos para adicionarles.

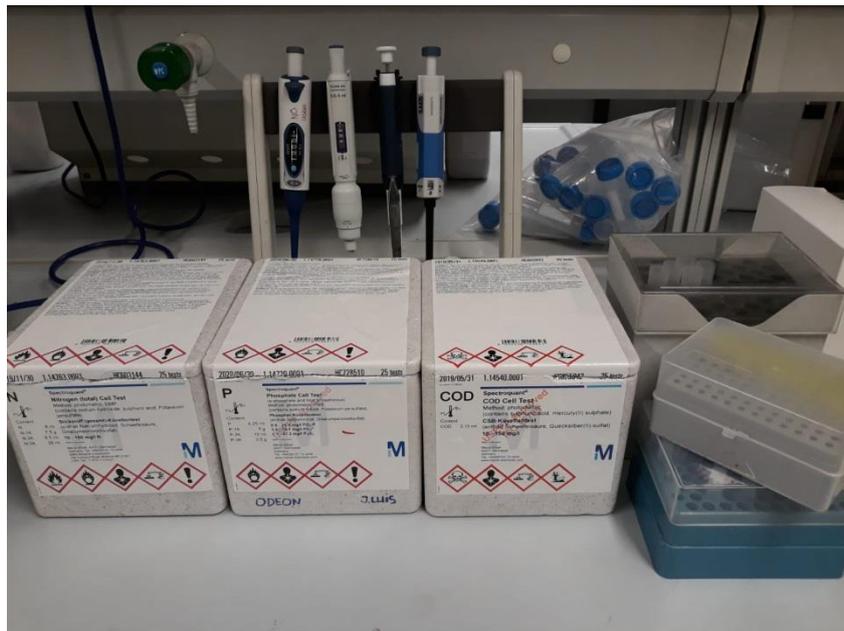


FIGURA 14. Kits de análisis para medir nitrógeno, fósforo y DQO.

Para ello, se cogerá un volumen de agua depurada de aproximadamente unos 15 ml de cada SBR y se procede mediante los siguientes procedimientos:

Determinación de nitritos (NO_2^-)

Tomar un volumen de 5,0 ml de la muestra preparada, pipetear en una cubeta de reacción del kit, cerrar y agitar vigorosamente la cubeta firmemente cerrada hasta que el reactivo se haya disuelto completamente.

Dejar en reposo durante 10 minutos, luego medir la muestra de medición en el espectrofotómetro.

Determinación de nitratos (NO_3^-)

Tomar una muestra de 0,50 ml, pipetea en una cubeta de reacción del kit y no agitar el contenido.

Añadir 1,0 ml de reactivo $\text{NO}_3\text{-1K}$ mediante pipeta. Cerrar fuertemente la cubeta y agitarla, sujetándose por el tapón de rosca ya que la celda se calentará debido a la reacción exotérmica que se lleva a cabo en ella.

Dejar en reposo durante 10 minutos, luego medir la muestra de medición en el espectrofotómetro.

Determinación de amonio (NH_4^+)

Tomar un volumen de 0,10 ml de la muestra preparada, pipetear en una cubeta de reacción del kit, cerrar la cubeta y mezclar.

Añadir 1 dosis de reactivo $\text{NH}_4\text{-1K}$ y agitar vigorosamente la cubeta firmemente cerrada hasta que el reactivo se haya disuelto completamente.

Dejar en reposo 15 minutos, luego medir la muestra de medición en el espectrofotómetro.

Determinación de nitrógeno total (N)

Para la determinación de la cantidad de nitrógeno, primero ha de realizarse una etapa de disgregación de la muestra del SBR. Después esta muestra disgregada será preparada para su medición.

Tomar volumen de 1,0 ml de la muestra preparada y pipetear en una cubeta vacía; añadirle a ésta 9,0 ml de agua destilada y mezclar.

Añadir 1 microcuchara rasa (en la tapa del frasco N-1K) de reactivo N-1K y mezclar.

Añadir 6 gotas de reactivo N-2K, cerrar firmemente la cubeta y mezclar.

Calentar la cubeta durante 1 hora a 120 °C en un termorreactor precalentado. Dejar enfriar a temperatura ambiente la cubeta cerrada en un soporte para tubos de ensayo. Después de 10 minutos, agitar brevemente la cubeta.

Ya se tiene la muestra disgregada y enfriada; ahora tomar 1,0 ml de ésta y pipetear en una cubeta de reacción, no mezclando el contenido.

Añadir 1,0 ml de Reactivo N-3k mediante pipeta. Cerrar fuertemente la cubeta y agitarla, sujetándose por el tapón de rosca ya que la celda se calentará debido a la reacción exotérmica que se lleva a cabo en ella.

Dejar en reposo la cubeta caliente durante 10 minutos, luego medir la muestra de medición en el espectrofotómetro.

Determinación de fósforo total (P)

Tomar un volumen de 1,0 ml de la muestra preparada, pipetear en una cubeta de reacción del kit. Añadir 1 dosis de reactivo P-1K, cerrar firmemente la cubeta y mezclar.

Calentar la cubeta durante 30 minutos a 120 °C en un termorreactor precalentado. Dejar enfriar a temperatura ambiente la cubeta cerrada en un soporte para tubos de ensayo.

Añadir 5 gotas de reactivo P-2K, cerrar firmemente la cubeta y mezclar.

Añadir 1 dosis de reactivo P-3K, cerrar firmemente la cubeta y agitar vigorosamente hasta que el reactivo se encuentre completamente disuelto.

Dejar en reposo durante 5 minutos, luego medir la muestra de medición en el espectrofotómetro.

Determinación de la demanda bioquímica de oxígeno (DQO)

Tomar un volumen de 3,0 ml de la muestra preparada, verter cuidadosamente mediante la pipeta sobre el reactivo en la pared interna de la cubeta de reacción mantenida inclinada. Cerrar firmemente la cubeta y mezclar vigorosamente.

Calentar la cubeta durante 120 minutos a 148 °C en un termorreactor precalentado. Dejar enfriar a temperatura ambiente la cubeta cerrada en un soporte para tubos de ensayo.

Al cabo de 10 minutos agitar la cubeta por balanceo y enfriar a temperatura ambiente (tiempo de enfriamiento mínimo 30 minutos), luego medir la muestra en el fotómetro.

Medida de la conductividad

Para la medición de la conductividad, se emplea un conductímetro. La sonda de éste ha de ser calibrada y después introducida en la muestra a analizar de manera que quede completamente sumergida.

La muestra se encontrará en constatación de agitación hasta que la lectura se estabilice.

Medida del pH

La medida del pH es muy similar a la de la conductividad, pero en lugar de un conductímetro se empleará un ph-metro. La sonda de éste ha de ser calibrada y después introducida en la muestra a analizar de manera que quede completamente sumergida.

La muestra se encontrará en constatación de agitación hasta que la lectura se estabilice.

Medida de la turbidez

Para medir la turbidez se emplea un turbidímetro. Éste ha de ser calibrado mediante la introducción de tres disoluciones distintas que el propio equipo irá pidiendo. Una vez calibrado, se introduce el vial con la muestra y el equipo dará una lectura de ésta.

Medida del oxígeno disuelto

El oxígeno disuelto es medido con un medidor de oxígeno. Simplemente se introduce la sonda en el tanque del reactor durante la etapa de reacción hasta que la sonda quede cubierta por completo y se mantiene hasta que la lectura se estabilice.

6.4.4. Descripción del equipo HPLC

Cuando se habla de HPLC, se refiere a Cromatografía de Líquidos de Alta Eficacia. Es un tipo de cromatografía en columna en la cual se hace circular una combinación de compuestos en un sistema disolvente conocido como fase móvil. Esta fase móvil circula a lo largo de una columna cromatográfica la cual contiene la fase estacionaria [26].

En la siguiente Figura se presenta el equipo de HPLC con el que se ha trabajado en el laboratorio.



FIGURA 15. Equipo HPLC empleado para los análisis de agua con fármaco.

Los componentes básicos de un equipo de HPLC, tal y como se pueden ver en la *Figura 15*, son los siguientes.

Sistema de Suministro y Almacenamiento de fase móvil

Este sistema protege la fase móvil y la suministra al sistema en las condiciones óptimas.

La fase móvil en HPLC se encuentra formada por uno o varios disolventes en mezcla, almacenados de forma individual en recipientes que los aíslan del aire. Los disolventes han de estar filtrados y desgasificados [28].

En la siguiente figura se detalla el sistema de almacenamiento de la anterior *Figura 15*.

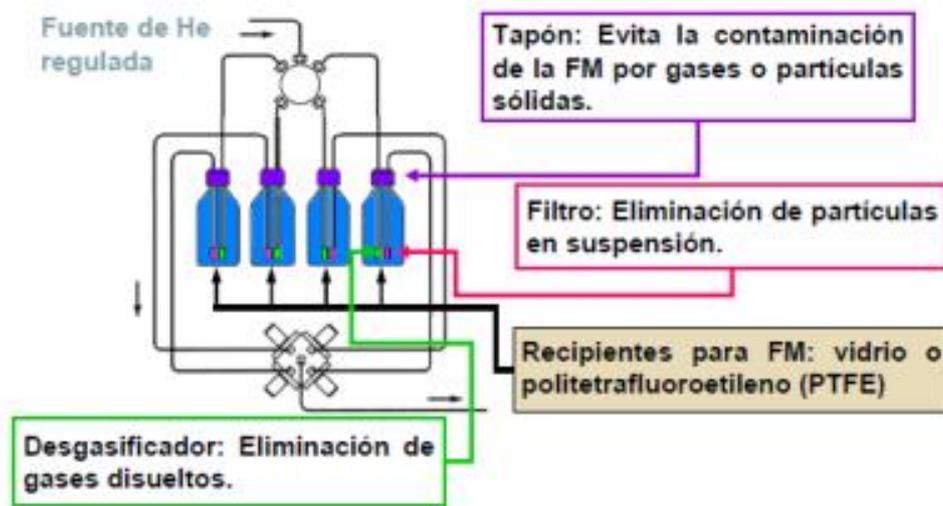


FIGURA 16. Sistema de suministro y almacenamiento de fase móvil de un equipo HPLC [28].

Sistema de Bombeo

Los equipos de HPLC llevan integrado un sistema de bombeo que permite trabajar a altas presiones (hasta 400 atmósferas), proporciona un caudal constante y reproducible, y alimenta con un flujo libre de pulsos. Además están realizadas de forma que son resistentes a la corrosión [28].

Sistema de Inyección de muestra

La inyección de la muestra a analizar se realiza a la entrada de la columna en un breve periodo de tiempo para alterar lo mínimo el régimen de circulación de la fase móvil. El volumen de muestra a inyectar es muy reducido, tomando valores de entre 5 y 500 μL .

El sistema de inyección está compuesto por válvulas de tipo rotatorias de alta presión. Cuando la válvula se encuentra en posición de llenado, se activa el circuito conectado al exterior y la fase móvil pasa a la bomba de la columna. Cuando la válvula se encuentra en la posición de inyección, la fase móvil desplaza la muestra previamente inyectada hacia la columna [28].

Columnas Analíticas en HPLC

Las columnas de análisis son rectas, fabricadas en acero, vidrio o polímeros cuya longitud está comprendida entre 5 y 30 cm con diámetros internos de entre 3 y 10 mm, y con rellenos de entre 5 y 10 μm [28].

Las columnas más comúnmente empleadas presentan una longitud de 25 cm, un diámetro interno de 4,6 mm, un relleno de partículas de 5 μm [29].

Precolumnas

Normalmente en los equipos, se emplean las llamadas precolumnas debido al elevado precio y fragilidad de las columnas. Éstas presentan una estructura parecida a la de las columnas, empleando un tamaño de partícula mayor al de las columnas. Eliminan contaminantes y sólidos en suspensión que se unen de forma irreversible al relleno [29].

Cuando la precolumna se encuentra demasiado contaminada, se hace una limpieza vaciándola y rellenando de nuevo, o directamente se reemplaza por otra nueva [28].

Columnas Termostatzadas

Las columnas termostatzadas son empleadas en ciertos casos donde se requiere disminuir la viscosidad del disolvente elevando la temperatura de éste mediante columnas calientes, provocando que los tiempos de retención sean menores [28].

Relleno de la Columna

El relleno utilizado en las columnas de los equipos de HPLC ha de ser químicamente inertes, mecánicamente resistentes y tener un tamaño de partícula bien definido.

Dependiendo de la fase móvil, se emplea un tipo de relleno u otro. Normalmente se emplean pequeñas esferas microporosas de sílice, tienen capacidad absorbente al disolvente y una elevada área superficial para fases móviles cuyo pH sea inferior a 8. Otros rellenos empleados son de óxidos metálicos, grafito poroso y materiales poliméricos [28].

Detectores HPLC

Los detectores en los equipos HPLC proporcionan información de la fase móvil (índice de refracción, constante dieléctrica, densidad) y propiedades del soluto (absorbancia, fluorescencia, corriente límite).

Los detectores HPLC son detectores líquidos que han de tener todas las propiedades en relación con la cromatografía de gases sin tener un intervalo tan grande de temperaturas.

Se pueden distinguir dos tipos base de detectores líquidos: los detectores basados en una propiedad de la disolución y los detectores basados en una propiedad del soluto [27].

6.4.5. Otros equipos empleados

A continuación, se detallan otros equipos empleados en el laboratorio durante la realización del Trabajo.

- **Estufa:** Equipo capaz de alcanzar temperaturas de hasta 300 °C. En este Trabajo ha sido empleada para el secado de los sólidos en suspensión en el proceso de obtención de estos.



FIGURA 17. Estufa de resistencias eléctricas.

- **PH-metro:** Equipo empleado para medir el pH de las muestras sacadas de los reactores.

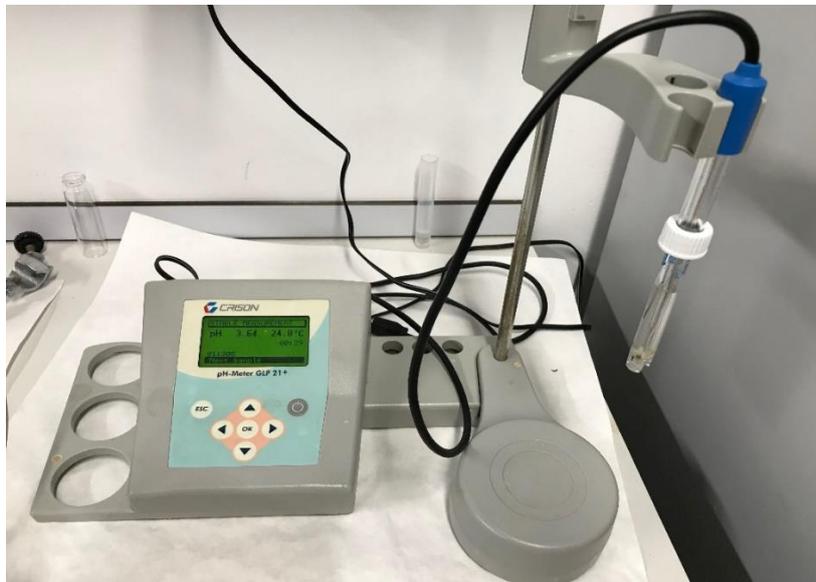


FIGURA 18. Medidor de sobremesa para pH. Modelo GLP 21, Crison.

- **Conductímetro:** Equipo empleado para medir la conductividad de las muestras extraídas de los reactores.



FIGURA 19. Medidor de conductividad de sobremesa. Modelo GLP 31, Crison.

- **Balanza de precisión:** Todas las medidas de masa del Trabajo han sido realizadas en la balanza de precisión representada en la *Figura 18*.



FIGURA 20. Balanza de precisión de 4 decimales.

- **Bomba de vacío:** Este equipo se emplea para realizar un primer secado a las muestras de sólidos en suspensión.

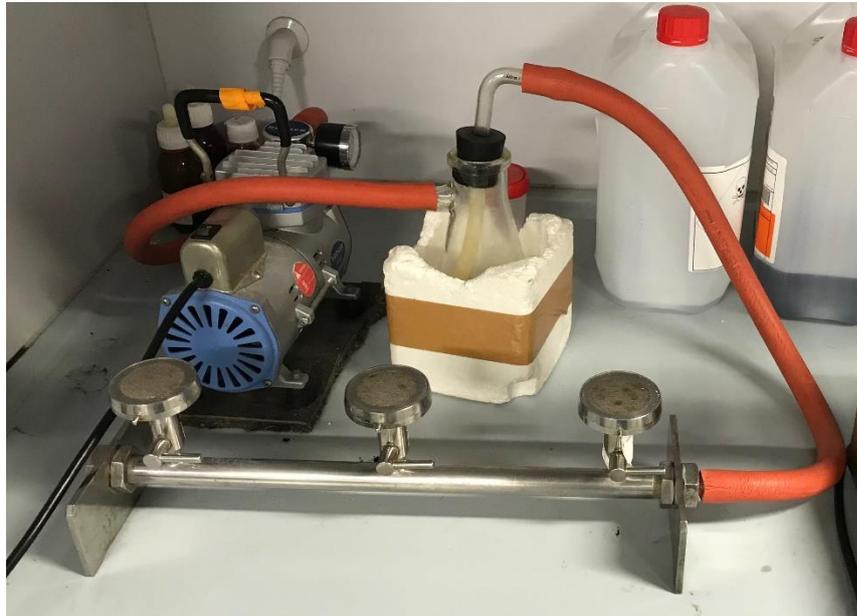


FIGURA 21. Bomba de vacío con entrada para tres filtros de fibra de vidrio.

- **Turbidímetro:** Es empleado para medir la turbidez de las muestras extraídas de los reactores.



FIGURA 22. Turbidímetro nefelométrico. Modelo D-112, Dinko.

- **Espectrofotómetro:** empleado para el análisis de las muestras trabajadas en los kits.

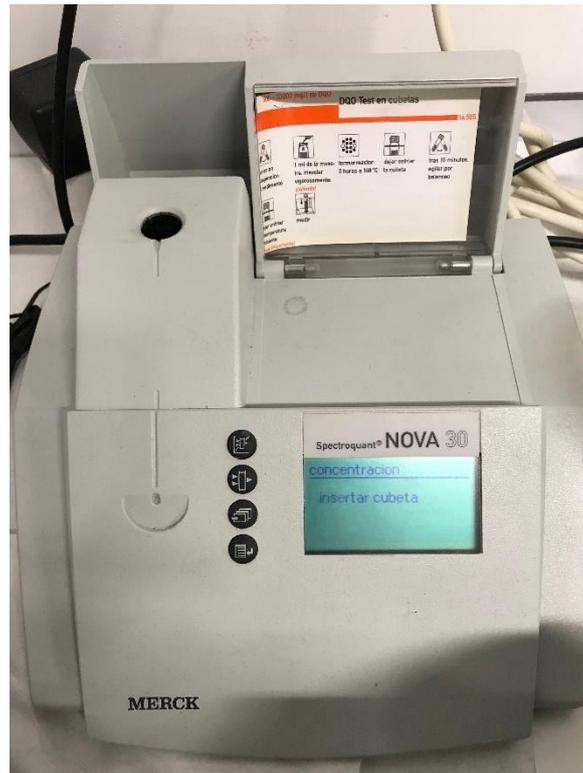


FIGURA 23. Fotómetro para test en cubetas. Modelo Spectroquant® NOVA 30.

- **Termoreactor:** Se utiliza para calentar probetas. En este caso, empleadas para calentar las cubetas de mediciones en DQO, fósforo, y nitrógeno.

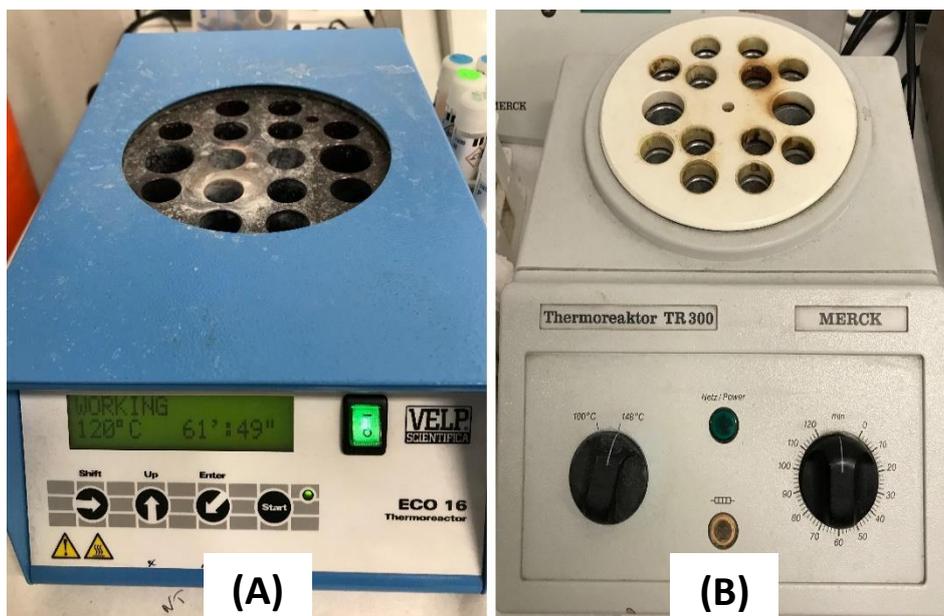


FIGURA 24. Termoreactores. (A) Calentador digital programable. (B) Calentador analógico con temperaturas fijas.

- **Equipo Jar-Test:** Equipo empleado para el análisis de aguas, realización del llamado Jar-Test, y pruebas de lixiviación de las sustancias tóxicas en las basuras sólidas. En este trabajo se ha empleado para la realización de Jar-Test.



FIGURA 25. Floculador digital realizando un Jar-Test en agua con medicamento y carbón activado en polvo.

- **Mufla:** Este equipo es un horno capaz de alcanzar temperaturas de hasta 1200 °C. En este Trabajo, ha sido empleado para la volatilización de la materia orgánica.

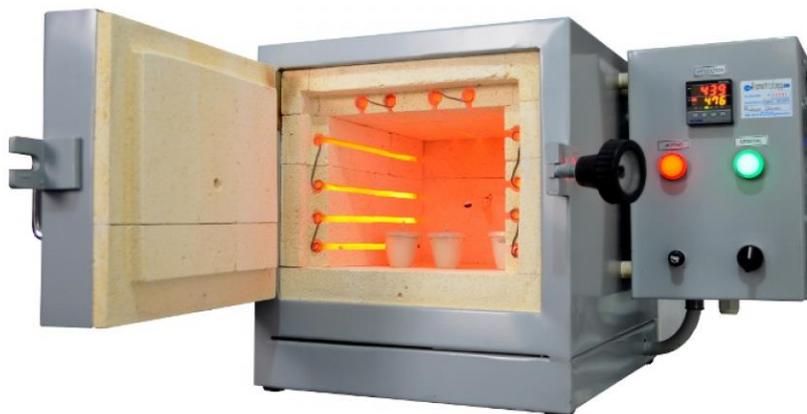


FIGURA 26. Mufla de laboratorio.

7. RESULTADOS EXPERIMENTALES

En el siguiente apartado se presentan los resultados obtenidos de las experiencias en el Jar-Test, los análisis llevados a cabo en el agua tratada y los obtenidos finalmente tras el sistema combinado de SBR + carbón activado.

7.1. Resultados obtenidos con el Jar-Test

Para saber la eficacia de eliminación de cada fármaco empleando carbón activado, se realizaron una serie de Jar-Test, en los cuales se partía de una concentración de 3 ppm de cada fármaco y se adicionaban 4 concentraciones distintas de carbón activado, tal y como se explica en el apartado 6.2 *Descripción de las experiencias con Jar-Test*.

En la siguiente tabla se muestra el porcentaje de reducción de los distintos medicamentos con los que se ha trabajado tras un tiempo de 120 minutos en Jar-Test:

TABLA 2. Porcentajes de reducción de los fármacos (3ppm) a distintas concentraciones de carbón activado en los ensayos realizados en Jar-Test en un tiempo de 120 minutos.

Concentración Carbón Activado (g/L)	% Reducción				
	Cafeína	Acetaminofén	Ibuprofeno	Diacepam	Carbamacepina
0,1	97,45	93,39	100	100	96,10
0,5	99,55	99,17	100	100	
0,75	99,77	97,58	100	100	
1	99,60	99,84	100	100	

Como se puede ver, los porcentajes de reducción son de prácticamente el 100% en concentraciones superiores a 0,1 g/L de carbón activado, y aún para esta concentración los valores son muy altos superando el 90% y la eliminación completa en ibuprofeno y diacepam.

Para ver cómo afecta el tiempo en la adsorción del fármaco por parte del carbón activado, se tomaron muestras a los tiempos 10, 20, 40, 80 y 120 minutos realizándose así un seguimiento de la cinética de adsorción. Estos valores son recogidos en la *Tabla 3* y representados gráficamente en la *Figura 25*.

En el caso de la carbamecina los resultados para concentraciones 0,5 0,75 y 1 g/L no se midieron porque los resultados no eran concluyentes para las isoterms al ser todos prácticamente de un 100%, y presentándose un 96,10% en la concentración más baja de carbón activado.

TABLA 3. Cinética de la eliminación de los fármacos (3ppm) a concentración 1 g/L de carbón activado.

Tiempo (minutos)	% Reducción			
	Cafeína	Acetaminofén	Ibuprofeno	Diacepam
10	98,55	99,27	100	100
20	99,00	99,32	100	100
40	99,16	99,37	100	100
80	99,21	99,46	100	100
120	99,32	99,50	100	100

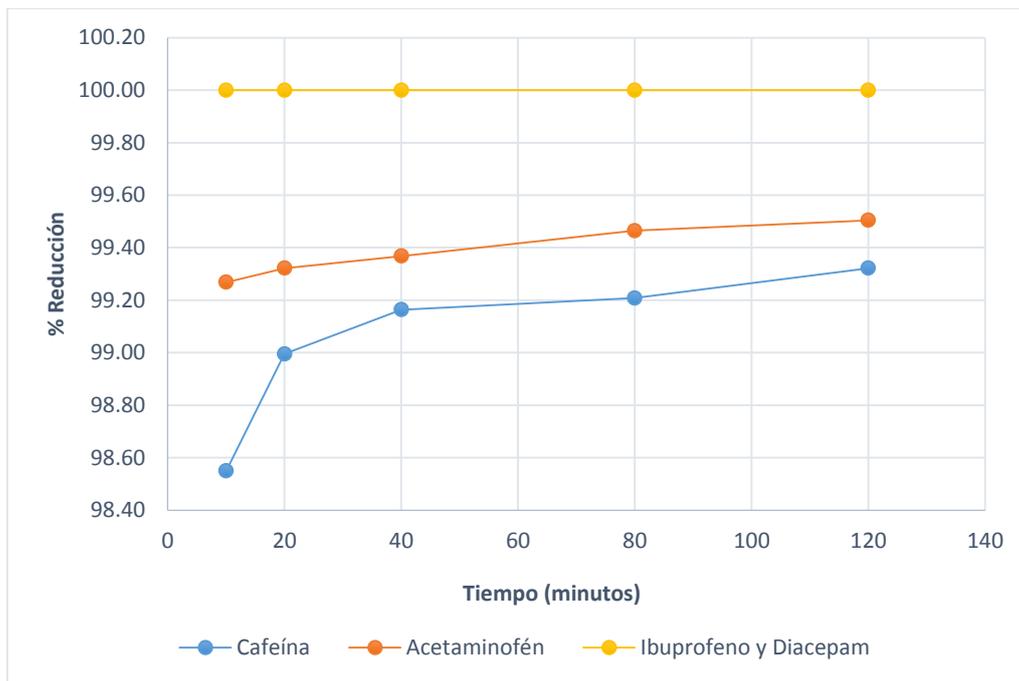


FIGURA 27. Representación gráfica de la cinética de eliminación de los fármacos.

Tras comprobar los resultados, se determinó que dichas concentraciones de carbón activado eran demasiado altas ya que, desde prácticamente el primer momento, se había dado un porcentaje de eliminación de prácticamente el 100%. Por tanto, se decidió realizar una nueva serie de ensayos Jar-Test a unas concentraciones más bajas de carbón activado, empleándose concentraciones de 0,1 g/L, 0,05 g/L y 0,02 g/L en un tiempo de 60 minutos.

En la *Tabla 4* se presentan los valores de estos Jar-Test realizados a menores concentraciones de carbón activo.

TABLA 4. Porcentajes de reducción de los fármacos (3ppm) a distintas concentraciones de carbón activado en los ensayos realizados en Jar-Test en un tiempo de 60 minutos.

Concentración Carbón Activado (g/L)	% Reducción				
	Cafeína	Acetaminofén	Ibuprofeno	Diacepam	Carbamacepina
0,1	97,18	94,18	99,58	96,52	96,10
0,05	86,23	66,71	79,36	92,41	93,70
0,02	56,40	35,06	54,68	65,03	66,60

En este caso, se distingue una diferencia claramente significativa en relación cantidad de carbón activo con el porcentaje de reducción del fármaco, tal y como se puede ver en la *Figura 26*.

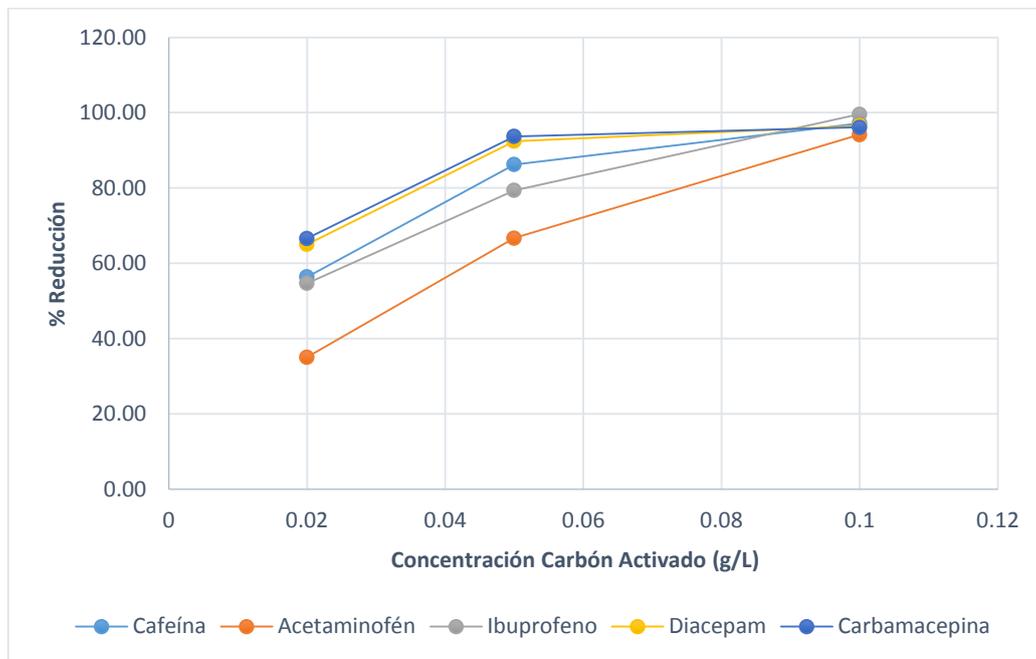


FIGURA 28. Variación del porcentaje de reducción del fármaco en función de la concentración de carbón activado.

Con estas tres concentraciones de carbón activado se han realizado las isotermas de adsorción, cuyas expresiones están definidas en el apartado 5.3.2 *Isotermas de Adsorción*, y que han sido linealizadas para su representación gráfica. En la *Tabla 5* se recogen los parámetros empleados en la elaboración de las isotermas.

TABLA 5. Parámetros representativos de las Isotermas de Langmuir y Freundlich.

Cafeína					
Concentración Carbón Activado (g/L)	Concentración inicial fármaco	θ	$\frac{1}{\theta} - 1$	Concentración final fármaco (C_f)	$1/C_f$
0,1	3,00	0,036	26,721	0,102	9,832
0,05	3,00	0,072	12,860	0,497	2,012
0,02	3,00	0,180	4,544	1,573	0,636
Acetaminofén					
Concentración Carbón Activado (g/L)	Concentración inicial fármaco	θ	$\frac{1}{\theta} - 1$	Concentración final fármaco (C_f)	$1/C_f$
0,02	3,00	0,150	5,667	1,948	0,513
0,05	3,00	0,060	15,667	0,999	1,001
0,1	3,00	0,030	32,333	0,175	5,724
Ibuprofeno					
Concentración Carbón Activado (g/L)	Concentración inicial fármaco	θ	$\frac{1}{\theta} - 1$	Concentración final fármaco (C_f)	$1/C_f$
0,02	3,00	0,096	9,409	0,871	1,148
0,05	3,00	0,038	25,023	0,397	2,522
0,1	3,00	0,019	51,047	0,008	125,011
Diacepam					
Concentración Carbón Activado (g/L)	Concentración inicial fármaco	θ	$\frac{1}{\theta} - 1$	Concentración final fármaco (C_f)	$1/C_f$
0,02	3,00	0,293	2,417	2,047	0,489
0,05	3,00	0,117	7,543	0,444	2,251
0,1	3,00	0,059	16,086	0,204	4,909
Carbamacepina					
Concentración Carbón Activado (g/L)	Concentración inicial fármaco	θ	$\frac{1}{\theta} - 1$	Concentración final fármaco (C_f)	$1/C_f$
0,02	3,00	0,168	4,951	1,122	0,891
0,05	3,00	0,067	13,879	0,212	4,725
0,1	3,00	0,034	28,757	0,131	7,621

Para su representación se emplean las siguientes expresiones linealizadas:

- Isoterma de Langmuir:
$$\frac{1}{\theta_A} - 1 = \frac{1}{K_A^{eq} C_f}$$

- Isoterma de Freundlich:
$$\theta_A = \frac{x}{m} = K C_f^{1/n}$$

A continuación se muestran las representaciones gráficas de dichas isotermas.

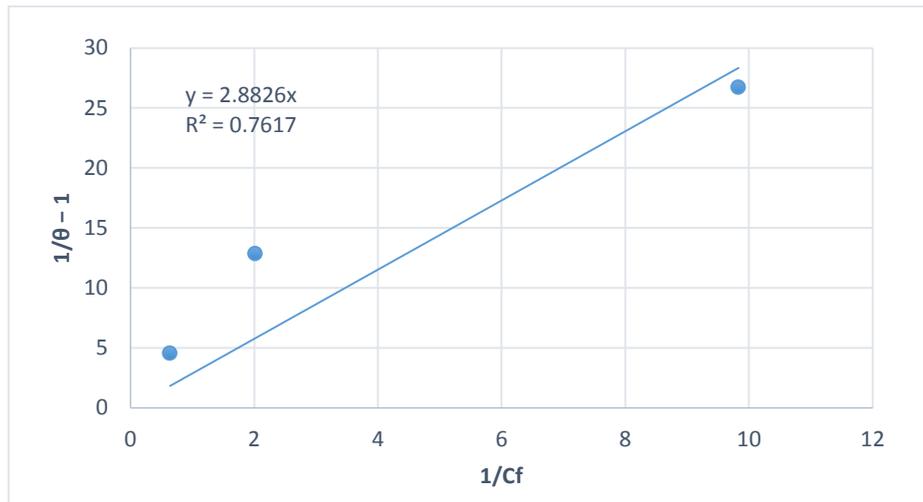


FIGURA 29. Isotherma de Langmuir para la cafeína.

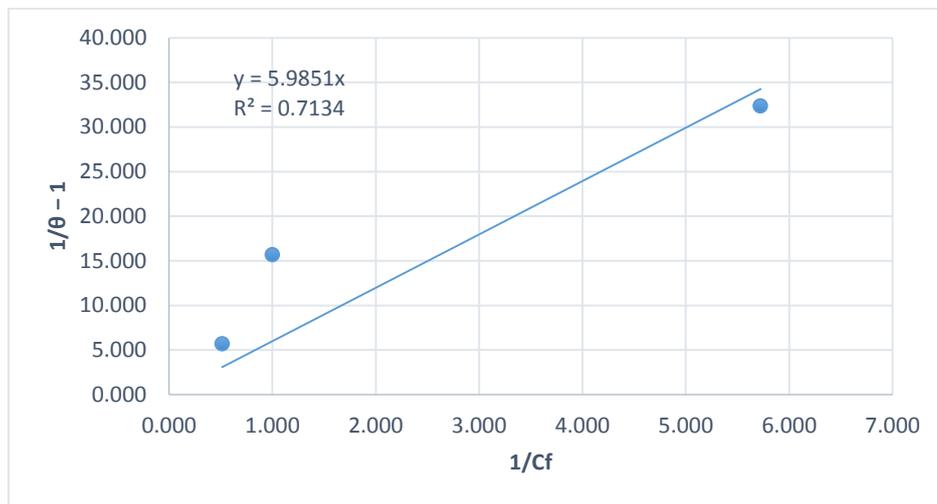


FIGURA 30. Isotherma de Langmuir para el acetaminofén

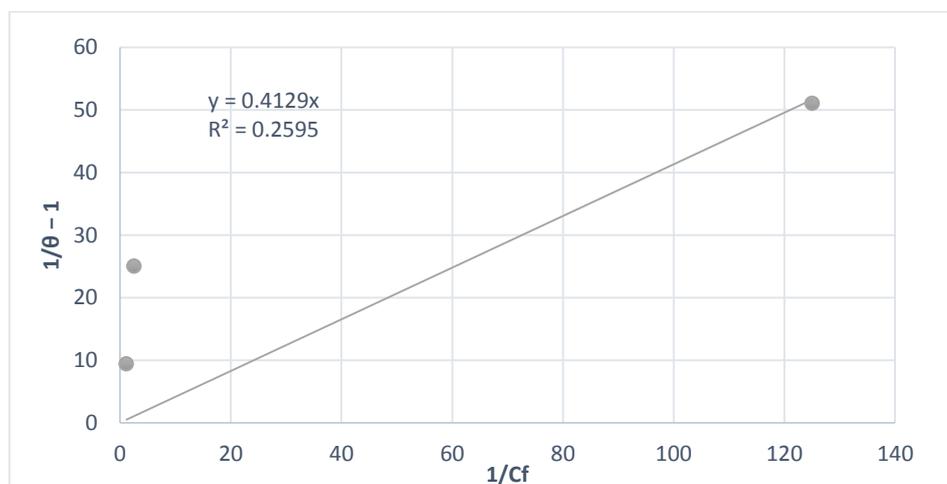


FIGURA 31. Isotherma de Langmuir para el ibuprofeno.

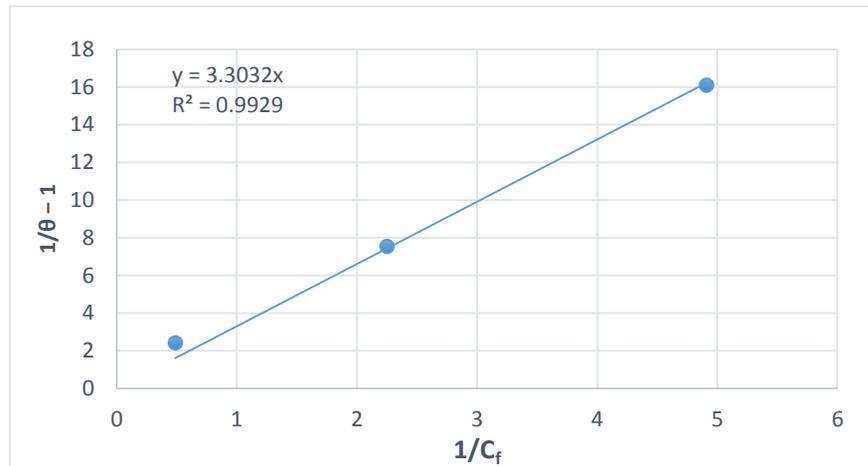


FIGURA 32. Isoterma de Langmuir para el diacepam.

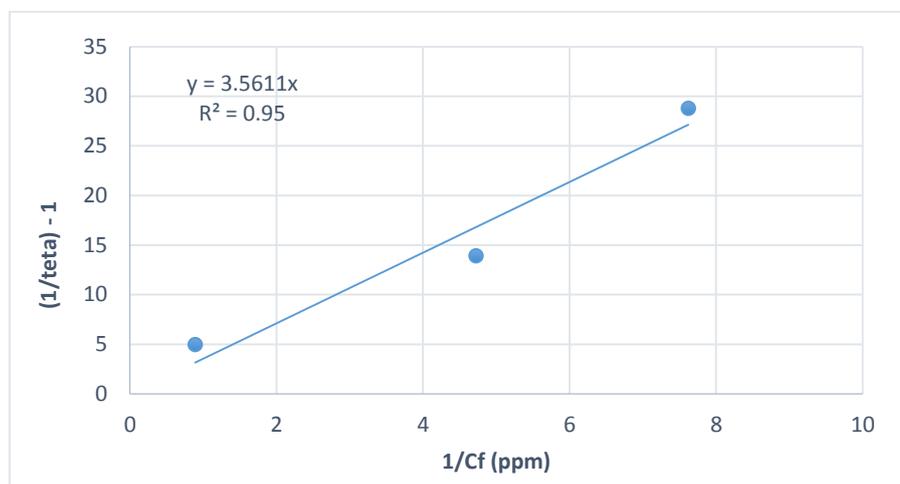


FIGURA 33. Isoterma de Langmuir para la carbamacepina.

Como se puede ver en las Figuras 27-31, el modelo de Langmuir no se ajusta del todo bien a la cafeína y el acetaminofén, y mucho menos para el ibuprofeno el cual presenta un R^2 de 0,25. El diacepam y la carbamacepina se ajustan muy bien al modelo de Langmuir, presentando un R^2 de 0,99 y 0,95 respectivamente.

En la siguiente tabla se presentan el parámetro característico K_L de la isoterma de Langmuir.

TABLA 6. Parámetro característico de la isoterma de Langmuir para cada fármaco.

	K_L
Cafeína	0,35
Acetaminofén	0,17
Diacepán	0,3
Carbamacepina	0,29

En el caso del ibuprofeno no se ha calculado el parámetro debido a que su ajuste a la isoterma es muy malo.

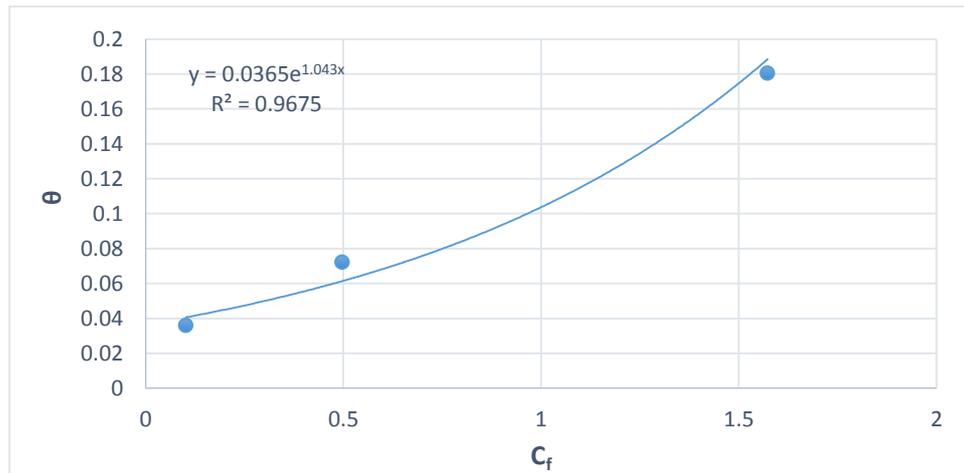


FIGURA 34. Isoterma de Freundlich para la cafeína.

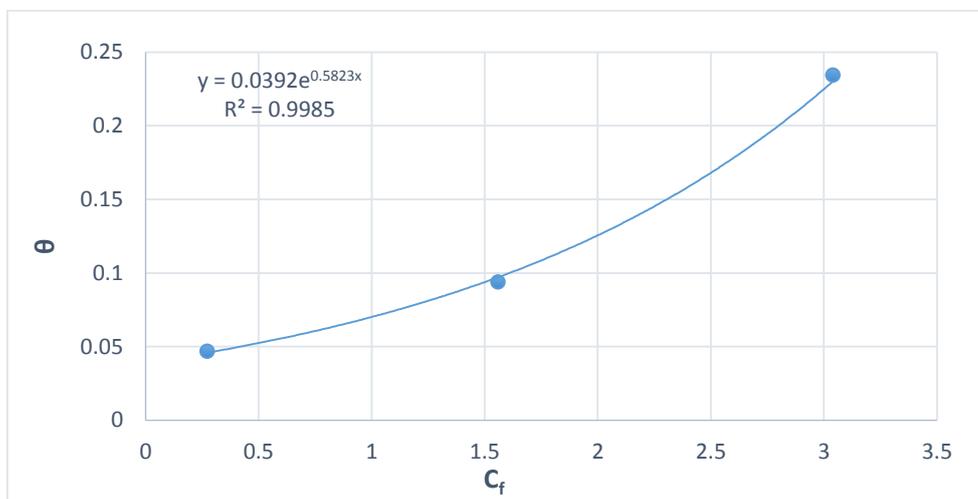


FIGURA 35. Isoterma de Freundlich para el acetaminofén.

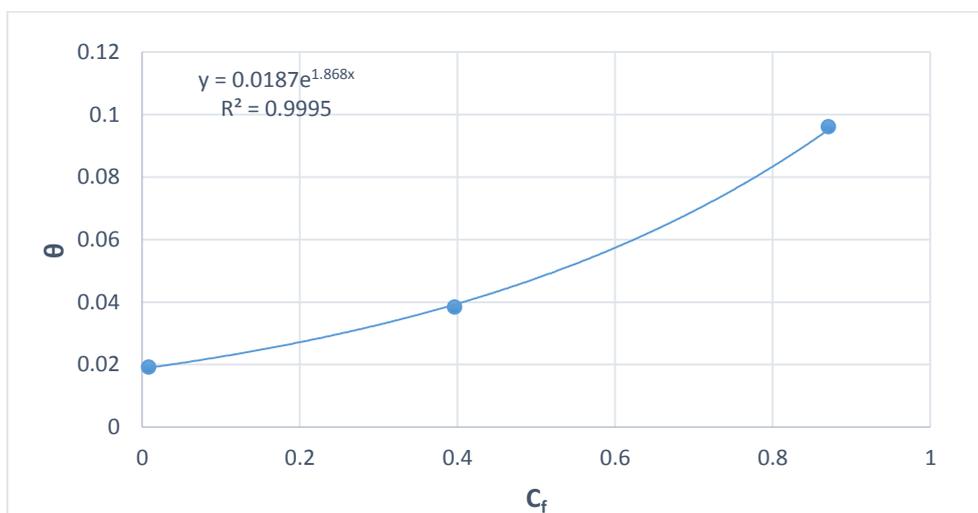


FIGURA 36. Isoterma de Freundlich para el ibuprofeno.

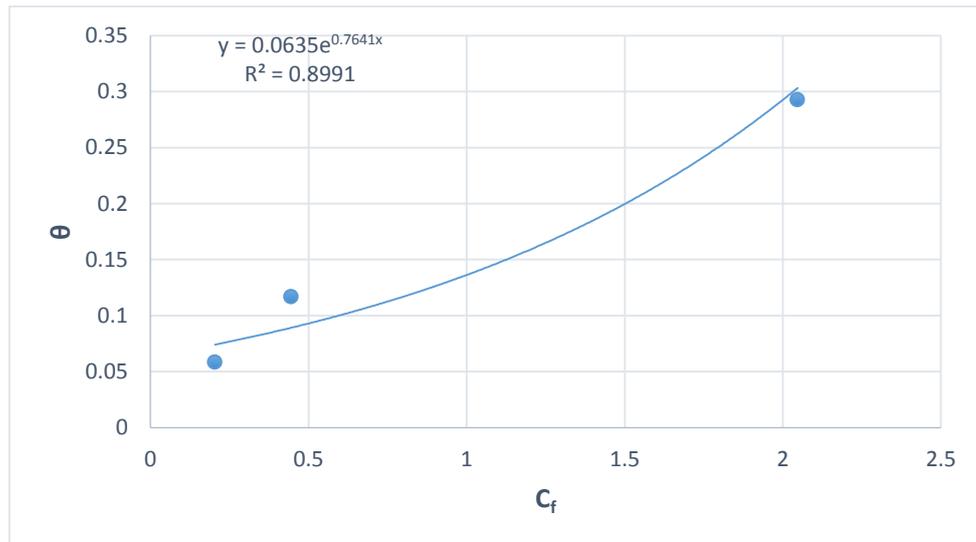


FIGURA 37. Isotherma de Freundlich para el diacepam.

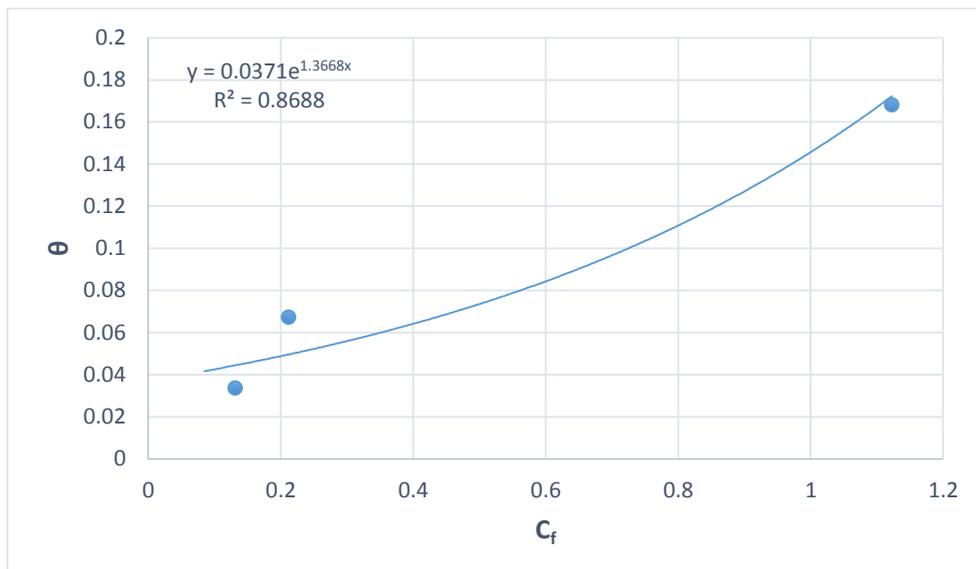


FIGURA 38. Isotherma de Freundlich para la carbamacepina.

En este caso, ocurre exactamente lo opuesto en con el modelo de Langmuir: la cafeína, el acetaminofén y el ibuprofeno se ajustan perfectamente a este modelo, presentando unos valores de R^2 de 0,99 en los tres fármacos. En cambio, el diacepam y la carbamacepina no se ajustan del todo mal, pero presentan un valor de R^2 de 0,89 y 0,86 respectivamente, ajustándose a este modelo en menor medida que en el de Langmuir.

En la siguiente tabla se presentan los parámetros característicos de la isoterma de Freundlich

TABLA 7. Parámetros característicos de la isoterma de Freundlich para cada fármaco.

	n	KF
Cafeína	0,96	0,04
Acetaminofén	1,71	0,04
Ibuprofeno	0,54	0,02
Diacepán	1,31	0,06
Carbamacepina	0,73	0,04

La constante n indica cuánto de favorable ha sido la adsorción. Se considera que la adsorción es adecuada cuando n es mayor a 1. En este caso, si se observa la *Tabla 7*, todos los medicamentos tienen una n cercana a 1 excepto para el ibuprofeno. A más alta sea esta constante, más favorable ha sido el proceso de adsorción.

7.2. Resultados obtenidos con el SBR

Tal y como se describe en el apartado 6.4.2 *Análisis de los parámetros químicos*, tres veces a la semana se realizan una serie de análisis para comprobar que los niveles de distintos parámetros químicos son adecuados, y de no serlo poder corregirse.

Los valores presentados de fósforo total, nitrógeno total, nitratos, nitritos, amonio, y demanda bioquímica de oxígeno están expresados en unidades de mg/L . La conductividad está expresada en $\mu S/cm$.

Los resultados obtenidos de estos análisis para ambos SBR se representan a continuación.

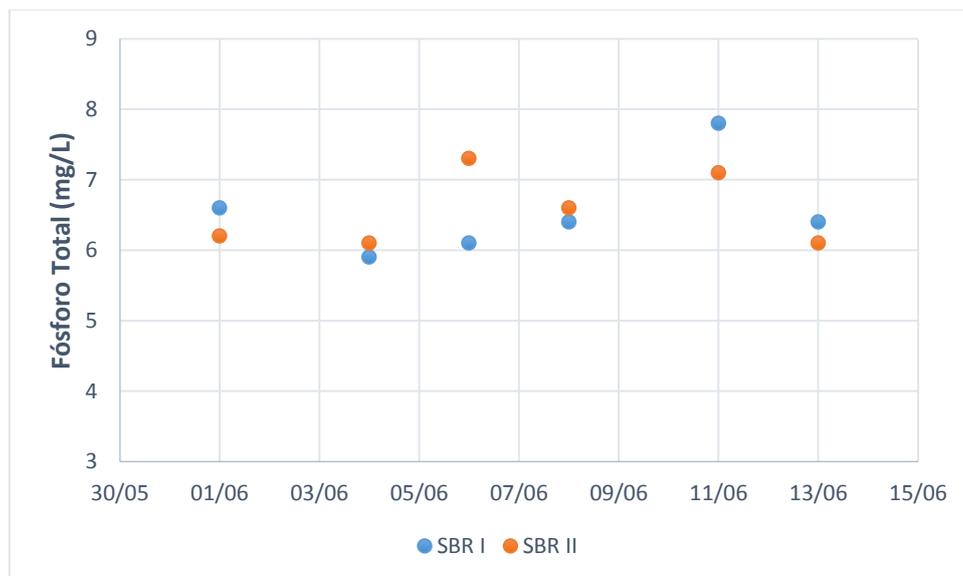


FIGURA 39. Niveles de fósforo total en los SBR.

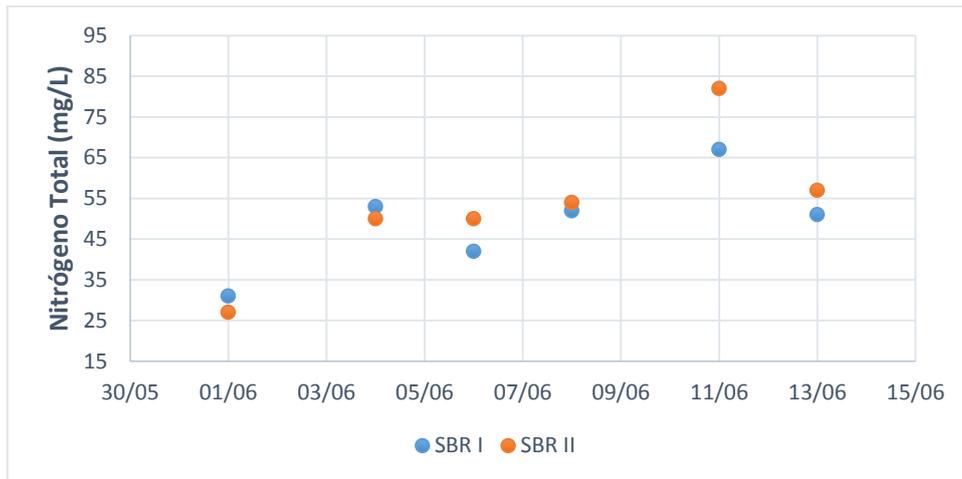


FIGURA 40. Niveles de nitrógeno total en los SBR.

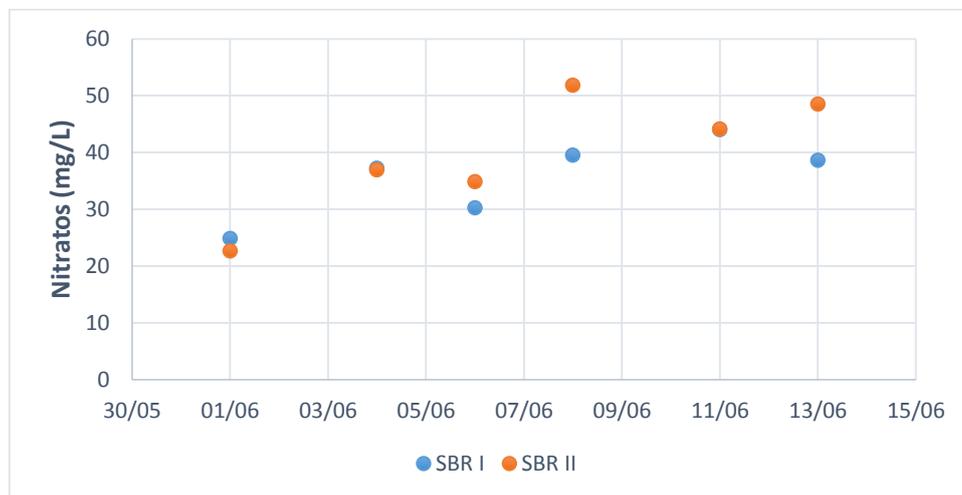


FIGURA 41. Niveles de nitrato (NO_3^-) en los SBR.

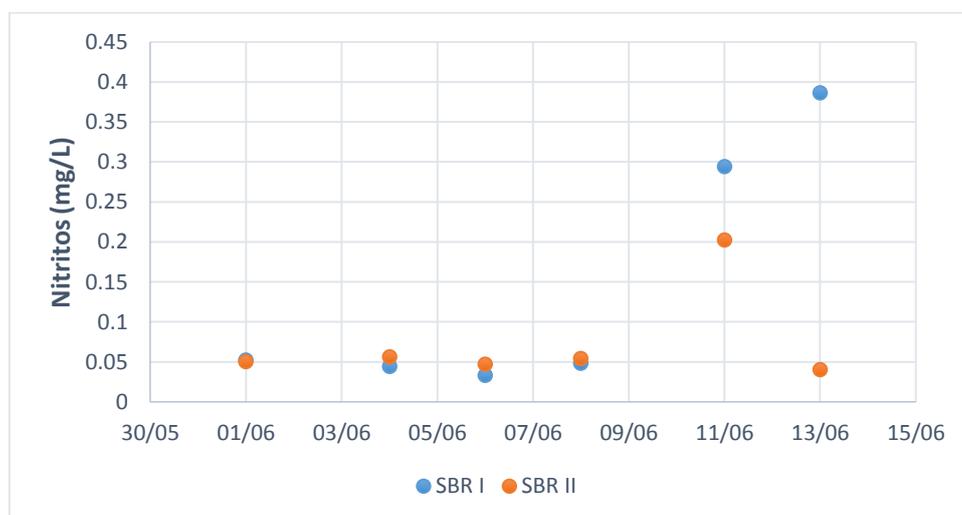


FIGURA 42. Niveles de nitrito (NO_2^-) en los SBR.

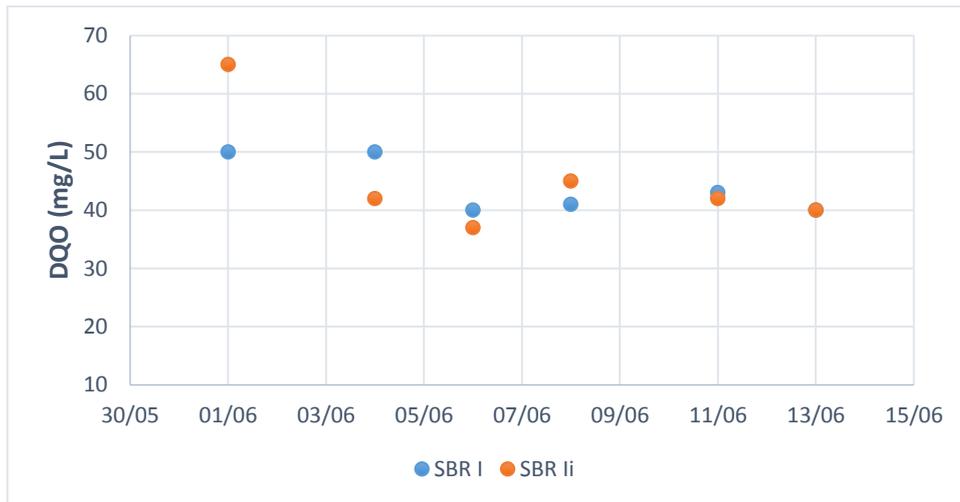


FIGURA 43. Niveles de DQO en los SBR.

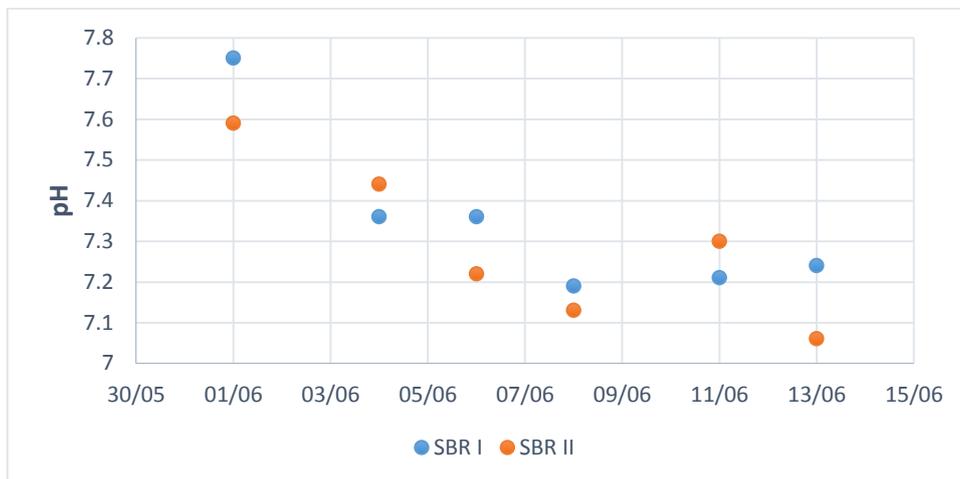


FIGURA 44. Niveles de Ph en los SBR.

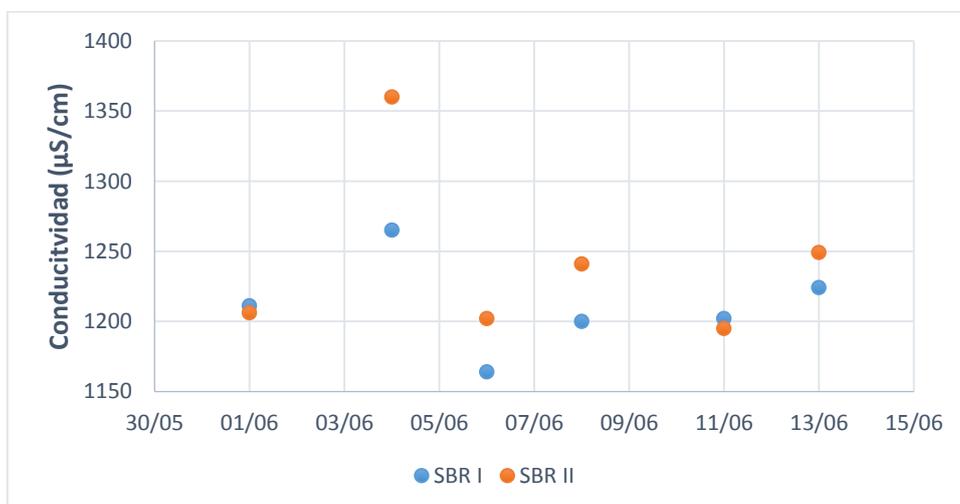


FIGURA 45. Niveles de Conductividad en los SBR.

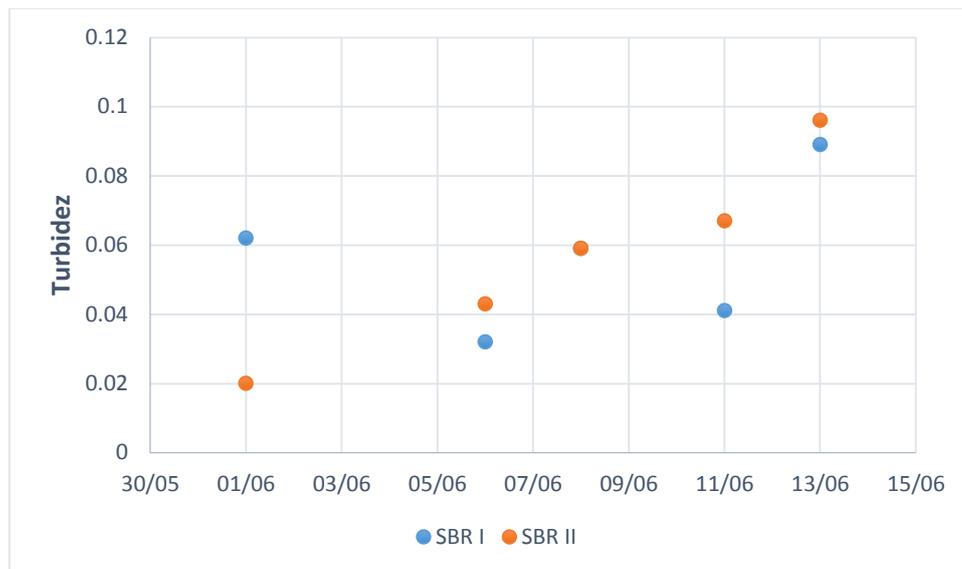


FIGURA 46. Niveles de Turbidez en los SBR.

En las gráficas anteriormente representadas (*Figuras 37-44*) se puede observar unos niveles estables en todos los componentes químicos. Los medicamentos fueron dosificados el día 7 de junio (tras 7 días de adecuación de la biomasa al agua sintética) en ambos reactores, y no se observa ninguna alteración que éstos hayan podido producir en los parámetros analizados del agua.

Respecto a los sólidos en suspensión, se ha llevado un control de éstos cada tres días tal y como se explica en el apartado 6.4.1 *Obtención de sólidos en suspensión*. En la *Figura 45* se representa gráficamente la evolución de los sólidos en suspensión y se puede comprobar que durante los días de ensayo la cantidad de sólidos de suspensión se ha mantenido entre los 2 y 4 g/L, a excepción del día 13 de junio donde se ve un nivel superior de sólidos en suspensión. Este último dato es anómalo porque es una crecida muy brusca, probablemente se debe a algún error cometido experimentalmente.

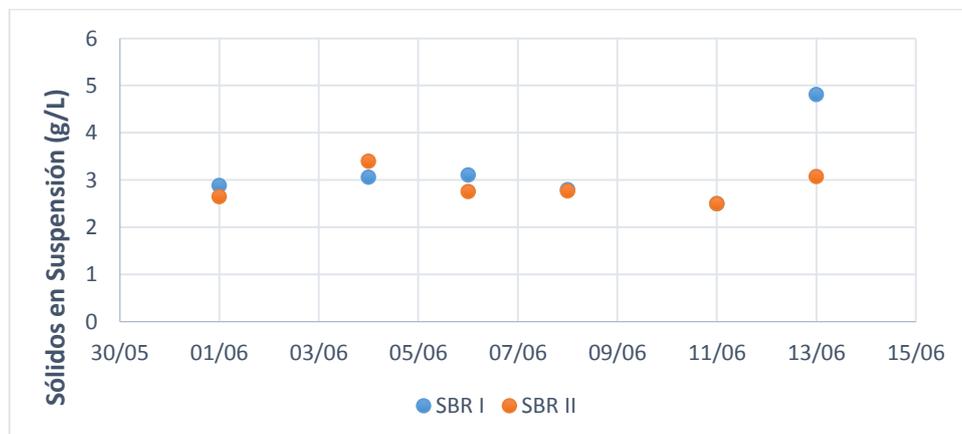


FIGURA 47. Evolución de los sólidos en suspensión en ambos SBR.

En el caso de los sólidos volátiles, se puede observar en la *Figura 46* que su concentración se encuentra durante todos los días de ensayos entre 2 y 3 g/L manteniéndose el porcentaje de sólidos volátiles alrededor del 80%, como es habitual en este tipo de tratamientos.

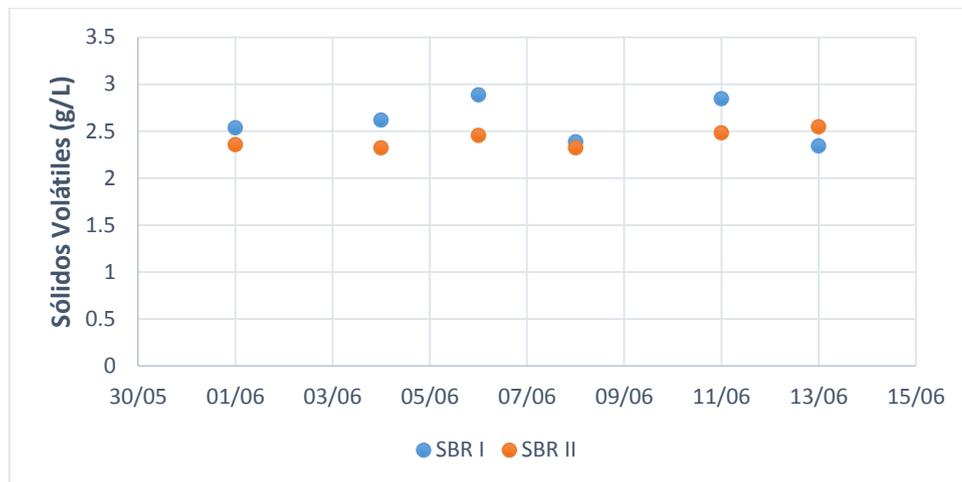


FIGURA 48. Evolución de los sólidos volátiles en ambos SBR.

En la siguiente gráfica representada en la *Figura 47* podemos ver la evolución de las concentraciones de fármaco desde el día que fueron añadidos a los SBR (día 8) hasta que el día 14 se le añade el carbón activado en polvo.

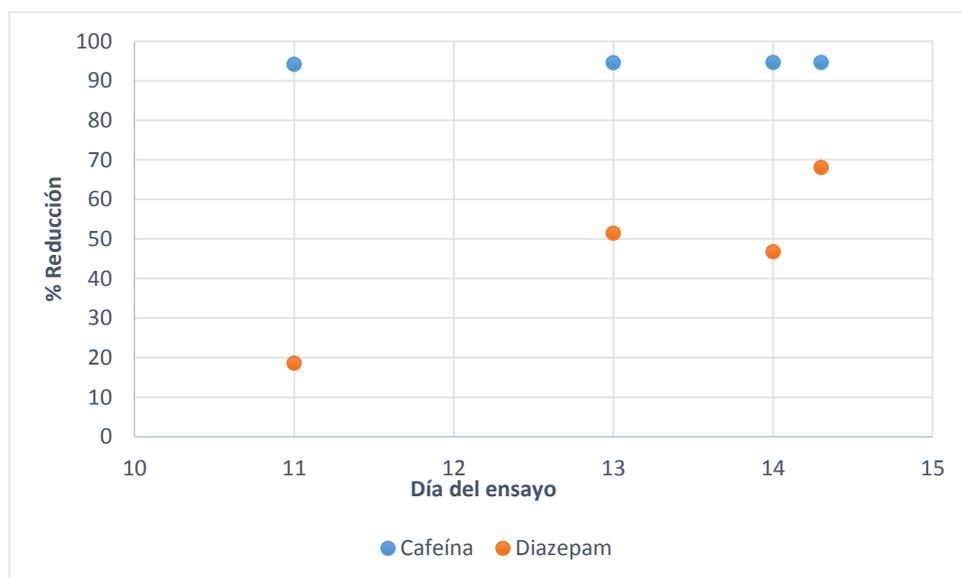


FIGURA 49. Porcentaje de reducción de los fármacos en el SBR.

Los dos últimos puntos representados de cada fármaco en la *Figura 47* son del día 14, el primero es de una muestra tomada antes de dosificar el carbón activado en el interior del reactor, y el segundo punto es una muestra tras estar durante 1 hora con carbón activado.

Como puede apreciarse, la cafeína se elimina prácticamente por completo mediante el tratamiento biológico sin necesidad de carbón activado, y tras la adición de éste no se observa un mayor grado de eliminación.

Por el contrario, en el diazepam observamos como el tratamiento biológico elimina parte del medicamento llegando a un nivel en torno al 50% de reducción, pero tras la adición del carbón activo el grado de eliminación aumenta hasta casi el 70%.

8. DISEÑO

En este apartado se procede a realizar una propuesta de diseño de una instalación de tratamiento de agua residual (EDAR) para una población de 1.000 habitantes equivalentes.

8.1. Descripción de la instalación

El efluente de agua residual urbana de una población de 1.000 habitantes equivalentes entrará en la EDAR y comenzará a tratarse con un pretratamiento de separación de grandes sólidos en un pozo de gruesos. El pozo será construido a medida teniendo en cuenta los parámetros de diseño, y a la salida de éste se encontrará un canal con un sistema de desbaste instalado. Se instalará, como se hace habitualmente en las instalaciones de depuración de agua, dos unidades de rejillas de finos para la separación de sólidos que no hayan sido recogidos en el pozo de gruesos por su menor tamaño, dejándose una de ellas fuera de servicio y para realizar tareas de mantenimiento. Estas rejillas serán de limpieza manual ya que el caudal a tratar es pequeño y el coste es menor que una rejilla de limpieza mecánica.

Una vez realizado el pretratamiento, el caudal de agua pasará al reactor. Éste tiene instalado un sistema de agitación, y un aireador sumergible. El reactor presenta dos entradas, la del caudal de agua a tratar y la de dosificación del carbón activado, una salida de la purga, y otra del efluente de agua ya tratada. El conducto de salida del efluente presenta una salida de recirculación controlada por una válvula, la cuál será abierta en caso de necesidad de que el efluente vuelva a entrar al reactor.

También se encontrará instalado un pequeño depósito dosificador donde se encontrará el carbón activado y que está conectado al reactor para la dosificación a éste.

8.2. Cálculos de la instalación

Dimensionado de tuberías

Para el dimensionado de las tuberías, se deberá conocer el caudal circulante, partiendo de la población atendida y de un consumo unitario equivalente de $220 \frac{L}{h_{eq} \cdot día}$:

$$Q_{medio} = \frac{h_{eq} \cdot C_{medio-hab} \left(\frac{L}{h_{eq} \cdot día} \right)}{1000} = \frac{1000 \cdot 220}{1000} = 220 \text{ m}^3 / día$$

Pero para diseñar las tuberías hay que ponerse en situaciones de máximo caudal a tratar, lo que se denomina caudal punta. Para su cálculo se aplica un coeficiente punta al caudal medio, el cual en este caso tiene un valor de 2,4 según normas MOPU 1986 para poblaciones entre 1.000 y 6.000 habitantes.

$$Q_{\text{punta}} = Q_{\text{medio}} \cdot C_p = 220 \cdot 2,40 = 528 \text{ m}^3/\text{día} = 22 \text{ m}^3/\text{h}$$

Dado pues dicho caudal punta, se van a diseñar todas las tuberías fabricadas en PVC y para una velocidad media del agua de $v = 1,5 \text{ m/s}$. La sección de tubería a utilizar es:

$$S_T = \frac{Q_{\text{punta}} \left(\frac{\text{m}^3}{\text{s}} \right)}{v_{\text{agua}} \left(\frac{\text{m}}{\text{s}} \right)} = \frac{0,006111}{1,5} = 0,0041 \text{ m}^2$$

Con lo cual, el diámetro de la tubería sería:

$$\phi = \sqrt{\frac{4 \cdot S_T}{\pi}} = 0,0723 \text{ m} = 72,3 \text{ mm}$$

Este diámetro es el requerido en la instalación a diseñar. Fijando medidas normalizadas, la instalación estará compuesta por tuberías de PVC de DN 80 mm.

Pozo de gruesos

El pozo de gruesos será instalado en la cabecera de la instalación. El agua a tratar entrará directamente al pozo de gruesos, con un tiempo de residencia corto para así evitar sedimentación en él.

Para su diseño, hay que tener en cuenta algunos parámetros de partida:

- Caudal medio: $220 \text{ m}^3/\text{día} = 9,17 \text{ m}^3/\text{h}$
- Caudal máximo: $253,17 \text{ m}^3/\text{día} = 10,54 \text{ m}^3/\text{h}$
- Tiempo medio de residencia: 4 min
- Velocidad ascensional a caudal de diseño: $1 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{min}$
- Relación longitud/anchura: 1 m

Los parámetros de diseño del pozo de gruesos se calculan a continuación mediante una serie de expresiones matemáticas:

Volumen útil:

$$V_{\text{útil}} = t \cdot Q_{\text{medio}} = \frac{4}{60} \cdot 9,17 = 0,612 \text{ m}^3$$

Superficie:

$$S = \frac{Q_{\text{medio}}}{\text{Velocidad ascensional}} = \frac{9,17}{60} = 0,153 \text{ m}^2$$

Profundidad útil:

$$\text{Profundida} = \frac{\text{Volumen}}{\text{Superficie}} = \frac{0,612}{0,153} = 4 \text{ m}$$

Longitud:

$$\text{Longitud} = \left(\frac{\text{Relación anchura}}{\text{longitud}} \cdot S \right)^{0,5} = 0,153^{0,5} = 0,39 \text{ m}$$

Anchura:

$$\text{Anchura} = \text{Longitud} = 0,39 \text{ m}$$

Desbaste

En la Instalación a diseñar [30], se dispondrá de un canal de desbaste contiguo al pozo de gruesos. El número de rejas a instalar en el canal es 2.

Para su diseño, se marcan algunos parámetros iniciales:

- *Caudal medio:* $220 \text{ m}^3/\text{día} = 9,17 \text{ m}^3/\text{h}$
- *Caudal máximo:* $253,17 \text{ m}^3/\text{día} = 10,54 \text{ m}^3/\text{h}$
- *Velocidad de paso a través del canal:* Por norma general se encuentra en velocidades menores a 1 m/s a caudal medio, y a velocidades menores de 1,4 m/s a caudal máximo. En este caso, como el caudal tanto medio como máximo es sumamente bajo, se considerará una velocidad de paso de 0,15 m/s.
- *Espesor de barrotes:* En las rejas de finos, los barrotes han de tener un espesor entre 6 y 12mm. En este caso la reja será diseñada con barrotes de espesor 6 mm.
- *Distancia entre barrotes:* En las rejas de finos, los barrotes han de tener un paso libre entre los barrotes de 6 a 12 mm. En este caso, los barrotes se encontrarán distanciados entre sí 10 mm.
- *Coefficiente de seguridad (C_s):* Las rejas se diseñan para que operen correctamente con un 30% de colmatación. Por tanto, se toma un coeficiente de seguridad de 1,3.
- *Nivel de aguas arriba (H):* El nivel de aguas arriba de la reja es de 1 m.

El dimensionado de las rejas será el siguiente:

Anchura:

$$W = \frac{Q}{v_{paso} \cdot H} \cdot \frac{Esp_{barrote} + Dist_{barrote}}{Dist_{barrotes}} \cdot C_s \cdot 10 = \frac{10,54}{0,15 \cdot 1 \cdot 3600} \cdot \frac{6 + 10}{10} \cdot 1,3 \cdot 10 = 0,40 \text{ m}$$

Para este diseño, se escoge la reja de desbaste manual con referencia M-110 del fabricante Remorsa.

Cálculo volumen reactor

Para el calcular el volumen del reactor, lo realizamos a través de la expresión de la carga másica:

$$C_M = \frac{DQO \cdot Q}{SSLM \cdot V}$$

Donde todos los parámetros están fijados y la incógnita a resolver es el volumen del reactor:

- **DQO:** Se trabaja a una concentración de 500 ppm.
- **SSLM:** Se trabaja a una concentración de 2,5 g/L.
- **Q:** Caudal máximo que puede llegar a alcanzarse.
- **C_M:** Su valor se fija en 0,2 g^{DQO}/g^{SS}

El caudal máximo se encuentra definido por la siguiente expresión:

$$Q_{\max} = Q_{\text{medio}} \cdot 1,15 + \frac{2,575}{\sqrt{Q_{\text{medio}}}} = 220 \cdot 1,15 + \frac{2,575}{\sqrt{220}} = 253,17 \text{ m}^3/\text{día}$$

Por tanto, el volumen del reactor será:

$$V = \frac{0,5 \cdot 253,17}{2,5 \cdot 2} = 253,17 \text{ m}^3$$

Conocido pues el volumen del reactor, se escoge la instalación de un tanque de 295 m³ del fabricante TANKEROS S.L.

Además, al reactor le será instalado un agitador el cual se ha decidido escoger del fabricante GRUNDFOS con referencia AMD.07.18.1410 en base a su capacidad, y un aireador ARS10.

8.3. Diagrama de flujo de la instalación

En este apartado se presenta un diagrama de flujo (Figura x) de la instalación.

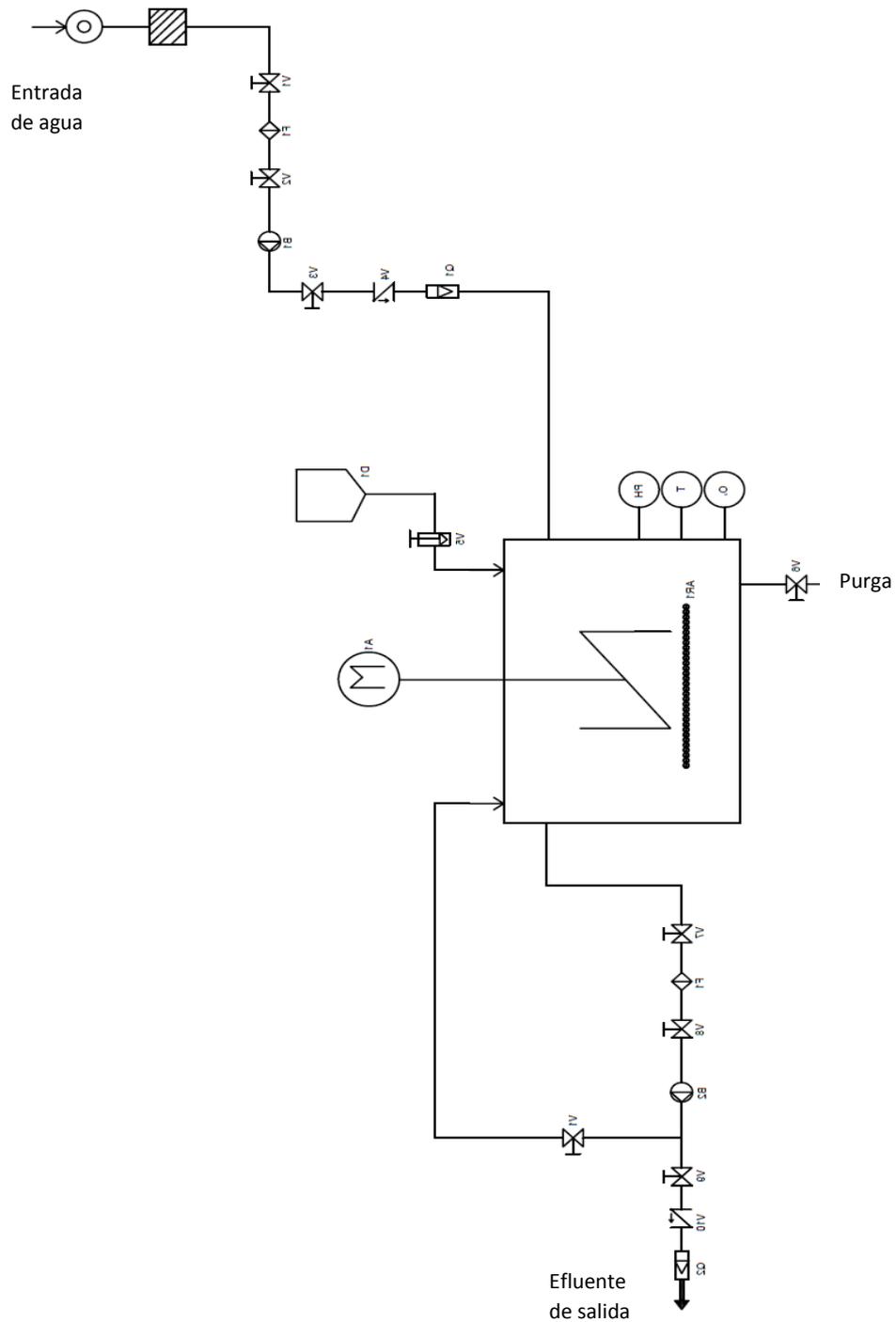


FIGURA 50. Diagrama de flujo del proceso de la instalación.

9. BIBLIOGRAFÍA

- [1] Alonso Gil, G. (2018). “La China, la depuradora que revolucionó la higiene en Madrid” en *Futuro Sostenible* <<http://www.futurosostenible.elmundo.es/transformacion/la-china-la-depuradora-que-revoluciona-la-higiene-en-madrid>>
- [2] Serbis Pocería (2016). “150 Años de saneamiento en Madrid” en *Serbis Blog* <<https://www.serbis.es/serbis/blog/red-saneamiento-madrid/>>
- [3] España. Ley 29/1985, de 2 de agosto, de aguas. *BOE*, 8 de agosto de 1985, núm. 189, p.25123-25135
- [4] Ministerio de Medio Ambiente (2007). *Plan Nacional de Calidad de Aguas: Saneamiento y Depuración 2007-2015*.
- [5] Cajigas Delgado, Á. (2012) “La evolución de la depuración de las aguas residuales urbanas en España” en *Ingeniería Civil*. Vol. 168, p. 9-20.
- [6] Directiva 2013/39/UE, de 12 de agosto. *Diario Oficial de la Unión Europea*, 24 de agosto de 2013, núm. 226, p. 1-13.
- [7] Carbotecnia (2014). “Carbón activado” en *Carbotecnia Blog* <<https://www.carbotecnia.info/encyclopedia/que-es-el-carbon-activado/>>
- [8] A. Gómez, W. Klose, S. L. Rincón, W. Wiest (2004) “Activated Carbon Production Process from Oil Palm Shells in a Rotary Oven and its Application on NOx Cleaning” en *PALMAS* Vol. 25, p. 461-471.
- [9] Menéndez Diaz, J.A. y Martin-Gullon I. (2006) “Types of carbon adsorbents and their production” en *Activated Carbon Surfaces in Environmental Remediation*, Teresa J. Bandosz. Vol.7
- [10] España. Real Decreto 509/1996, de 15 de marzo, de desarrollo del Real Decreto-ley 11/1995, de 28 de diciembre, por el que se establecen las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas. *BOE*, 29 de marzo 1996, núm. 77, p.12038 a 12041.
- [11] Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico del Agua. *Características de las aguas residuales* <<http://cidta.usal.es/cursos/ETAP/modulos/libros/Caracteristicas.PDF>>
- [12] Daniel Aguado García, “La Estación Depuradora de Aguas Residuales (EDAR)” en *UPV media* <<http://www.upv.es/visorv/media/6b11bc20-f52c-11e7-a69a-ed3f85977e27/c>>
- [13] Aquas del Mare Nostrum (2018) “Pretratamientos del agua” . <<http://www.tratamientosdelaguaydepuracion.es/pretratamientos-aguas-residuales.html>>
- [14] Fernández, R. (2015). *Pretratamientos / Aguas*. Madrid: Escuela de Organización Industrial
- [15] Hammeken Arana, A.M. y Romero Garcia, E. (2005). *Análisis y diseño de una planta de tratamiento de agua residual para el municipio de San Andrés Cholula*. Tesis. Cholula Puebla: Escuela de Ingeniería, Universidad de las Américas Puebla.
- [16] Torres Cisneros, A.M. (2010). *Diseño de Plantas de Tratamiento I*. Ciudad Guzmán: Instituto Tecnológico de Cd. Guzmán.

- [17] Martínez Lozano, E. y Estrada Torres, J. *Sedimentador Laminar en el Tratamiento de Agua para Consumo Humano*. Guayaquil: Campus Gustavo Galindo.
- [18] Cyclus. (2017). "Tratamiento primario" en *Tecnologías*.
<<http://www.cyclusid.com/tecnologias-aguas-residuales/tratamiento-aguas/tratamiento-primario/>>
- [19] Daniel Aguado García, "El Tratamiento Secundario en la Estación Depuradora." en *UPV media* <<http://www.upv.es/visorv/media/8d445000-f52c-11e7-a69a-ed3f85977e27/c>>
- [20] Silva Correa, A.P. (2016). *Tratamiento terciario de Aguas Residuales – Desinfección*. Trabajo de Investigación. Tarapoto: Universidad Peruana Unión.
- [21] Rodríguez Reinoso, F. y Molina Sabio, M. (2004). *El carbón activado en procesos de descontaminación*. Alicante: Universidad de Alicante.
- [22] Poltak, R.F. (2005) *Sequencing Batch Reactor Design and Operational Considerations*. Lowell: NEIWPC. <http://www.neiwpc.org/neiwpc_docs/sbr_manual.pdf>
- [23] Peiró Ortiz, G. (2016). *Diseño de un proceso biológico secuencial de SBR para la eliminación de antibióticos*. Valencia: Universitat Politècnica de València.
- [24] Reche Guillem, N. (2017). *Estudio de viabilidad técnica y económica de una instalación mixta, membranas + SBR, para la eliminación de contaminantes emergentes de salida de EDARU*. Trabajo Fin de Master. Valencia: Universitat Politècnica de València.
- [25] Redacción BBC Mundo. (2012). "Medicamentos, los nuevos contaminantes de las aguas" en *Noticias BBC Mundo*.
<https://www.bbc.com/mundo/noticias/2012/12/121210_ciencia_medicamentos_oceano_dp_orb-banner>
- [26] Dr. Ramkumar Dhandapani. (2017). "¿Qué es la HPLC y cómo funciona?" en *Science Unfiltered*. <<https://phenomenex.blog/2017/12/18/que-es-la-hplc/>>
- [27] Gomis Yagües, V. (2008). "Cromatografía de Líquidos de Alta Resolución" en *RUA*. <<https://rua.ua.es/dspace/bitstream/10045/8248/4/T4cromatliquid.pdf>>
- [28] Castaños, E. (2015). "Instrumentación en HPLC" en *Lidia con la química* <<https://lidiaconlaquimica.wordpress.com/2015/08/10/instrumentacion-en-hplc/>>
- [29] Bussi, J. (2007). *Cromatografía de Líquidos de Alta Eficacia (HPLC)*. Universidad de la República – Uruguay: Facultad de Ingeniería.
<<https://www.fing.edu.uy/iq/analisis/cursos/ainst/hplc.pdf>>
- [30] Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX). (2006) "Pretratamiento" en *XXVII Curso sobre tratamiento de aguas residuales y explotación de estaciones depuradoras*, Tomo I.

DOCUMENTO II

PRESUPUESTO

En este documento se realiza el presupuesto del proyecto, presentándose así el coste económico de inversión asociado a la ejecución del proyecto diseñado en el presente TFG. En él no se tiene en cuenta los ensayos realizados en el laboratorio, tan solo los elementos diseñados.

1. PRESUPUESTOS PARCIALES

En este apartado todas las medidas y los costes unitarios referidas a cada una de las unidades del proyecto son detalladas, así como el coste total para cada una de éstas.

1.1. Presupuesto de mano de obra

TABLA 1. Presupuesto mano de obra

Código	Ud.	Descripción	Medición (h)	Precio (€/h)	Importe
1		MANO DE OBRA			
1.01	h	Peón ordinario	960	12,77	12.259,20
1.02	h	Oficial de primera	960	13,42	12.883,20
1.03	h	Jefe de montaje	960	14,20	13.632,00
1.04	h	Ingeniero químico	960	18,25	17.520,00
				Total	56.294,40

El coste total de mano de obra necesaria para llevar a cabo la instalación asciende a **CINCUENTA Y SEIS MIL DOSCIENTOS NOVENTA Y CUATRO EUROS CON CUARENTA CÉNTIMOS**

1.2. Presupuesto de equipos

TABLA 2. Presupuesto equipos.

Código	Descripción	Medición	Precio (€/ud)	Importe (€)
2	ALMACENAMIENTO			
2.01	Depósito de 295 m ³	1	6.0565,00	6.0565,00
2.02	Depósito dosificador PEAD DSF-20	1	149,00	149,00
			Total	6.0714,00
3	BOMBEO Y VÁLVULAS			
3.01	Bomba centrífuga	2	2.064,53	4.129,06
3.02	Válvula de compuerta DN 80	8	164,82	1.318,56
3.03	Válvula antirretorno DN 80	2	84,54	169,08
3.04	Válvula de guillotina DN 80	1	463,00	463,00
			Total	6.079,70
4	FILTRADO Y AGITACIÓN			
4.01	Filtro F3-10-MP DN80	2	503,10	1006,20
4.02	Agitador AMD.07.18.1410	1	537,34	537,34
4.03	Aireador ARS10	1	5.091,00	5.091,00
			Total	6.634,54
5	EQUIPOS AUXILIARES			
5.01	Sensor pH	1	170,00	170,00
5.02	Sonda de oxígeno	1	250,00	250,00
5.03	Caudalímetro	2	252,00	504,00
			Total	924,00

TABLA 3. Resumen presupuesto de equipos.

Código	Descripción	Importe (€)
2	ALMACENAMIENTO	60714,00
3	BOMBEO Y VÁLVULAS	6079,70
4	FILTRADO Y AGITACIÓN	6634,54
5	EQUIPOS AUXILIARES	924,00
	Total	7.4352,24

El coste total de equipos necesario para llevar a cabo la instalación asciende a **SETENTA Y CUATRO MIL TRESCIENTOS CINCUENTA Y DOS EUROS CON VENTICUATRO CÉNTIMOS.**

2. PRESUPUESTO TOTAL DE EJECUCIÓN MATERIAL

En este apartado se muestra en la *Tabla 4* el presupuesto de ejecución material.

TABLA 4. Presupuesto total de ejecución material.

Descripción	Importe (€)
Mano de obra	56.294,40
Equipos	74.352,24
Total	130.646,64

El importe total asociado al presupuesto total de ejecución material asciende a **CIENTO TREINTA MIL SEISCIENTOS CUARENTA Y SEIS EUROS CON SESENTA Y CUATRO CÉNTIMOS.**

3. PRESUPUESTO TOTAL DE EJECUCIÓN POR CONTRATA

En este apartado se muestra en la *Tabla 5* el presupuesto de ejecución por contrata, donde al presupuesto de ejecución material se le suma el 13% de gastos generales y el 6% de beneficio industrial.

TABLA 5. Presupuesto total de ejecución por contrata.

Presupuesto	Importe (€)
Presupuesto total de ejecución material	130.646,64
Gastos Generales (13%)	16.984,06
Beneficio Industrial (6%)	7.838,79
Total	155.469,50

El importe total asociado al presupuesto total de ejecución por contrata asciende a **CIENTO CINCUENTA Y CINCO MIL CUATROCIENTOS SESENTA Y NUEVE EUROS CON CINCUENTA CÉNTIMOS.**

4. PRESUPUESTO BASE DE LICITACIÓN

En este apartado se muestra en la *Tabla 6* el presupuesto total de base de licitación, donde se le suma el 21% de IVA al presupuesto total de ejecución por contrata.

TABLA 6. Presupuesto total de base de licitación.

Presupuesto	Importe (€)
Presupuesto total de ejecución por contrata	155.469,50
IVA (21%)	32.648,60
Total	188.118,10

El importe total asociado al presupuesto base de licitación asciende a **CIENTO OCHENTA Y OCHO MIL CIENTO DIECIOCHO EUROS CON DIEZ CÉNTIMOS.**