



UNIVERSITAT
POLITÈCNICA
DE VALÈNCIA



ESCUELA TÉCNICA
SUPERIOR INGENIEROS
INDUSTRIALES VALENCIA

TRABAJO FIN DE GRADO EN INGENIERÍA QUÍMICA

**OPTIMIZACIÓN DE LOS PARÁMETROS DE
OPERACIÓN EN UN SISTEMA DE
TRATAMIENTO BIOLÓGICO PARA LA
ELIMINACIÓN DE COMPUESTOS
FARMACÉUTICOS EN AGUAS RESIDUALES
URBANAS. DISEÑO DE UN REACTOR
BIOLÓGICO SECUENCIAL PARA 5000
HABITANTES EQUIVALENTES.**

AUTORA: ESTER GARCÍA-ESTAÑ MARÍN

TUTORA: MARÍA JOSÉ LUJÁN FACUNDO

COTUTORA: EVA FERRER POLONIO

Curso Académico: 2018-19

AGRADECIMIENTOS

A mi familia, por el apoyo incondicional

A mis amigos, por estar siempre a mi lado

A mi tutoras, por ayudarme a mejorar y darme esta oportunidad

RESUMEN

TÍTULO

Optimización de los parámetros de operación en un sistema de tratamiento biológico para la eliminación de compuestos farmacéuticos en aguas residuales urbanas. Diseño de un reactor biológico secuencial para 5000 habitantes equivalentes.

RESUMEN

El aumento de población, así como el auge del autodiagnóstico, han promovido el consumo de fármacos, aumentando su concentración en las aguas residuales. Debido a que las estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR) no están preparadas para su eliminación, se encuentra una gran variedad de compuestos farmacéuticos en las aguas subterráneas y superficiales (en concentraciones de nanogramos a unos pocos miligramos por litro). La proporción es muy inferior a aquella que se consideraría como peligrosa, pero la acumulación de estos contaminantes puede ocasionar un efecto adverso en el medio ambiente, principalmente en el medio marino, donde se ha detectado que los analgésicos no opiáceos como el ibuprofeno y el acetaminofén (paracetamol) causan inmovilización, inhibición del crecimiento y muerte (Ruiz & Cuñat Zaira, 2016).

La recurrencia, por tanto, de compuestos farmacéuticos en el medio ambiente y, en concreto, en las distintas etapas del ciclo del agua, se ha medido y publicado en numerosos estudios durante los últimos años. El aumento de las detecciones en la última década se debe a la mejora de las técnicas analíticas, pero se necesita disponer de técnicas que los eliminen cuando supongan un problema, ya que la legislación aún no los regula.

Por estas razones, este estudio pretende determinar las condiciones de operación óptimas en las que un tratamiento biológico, utilizando un reactor biológico secuencial (SBR), puede lograr la mayor eliminación de diversos compuestos farmacéuticos en un agua residual urbana.

Para un agua residual simulada con una concentración de 2 ppm en tres fármacos que se encuentran habitualmente en las aguas residuales (cafeína, acetaminofén e ibuprofeno), se comprueba que los mejores resultados se obtienen cuando el SBR opera con un tiempo de retención hidráulico de 24 horas, lográndose una mayor calidad del efluente tratado y porcentajes de eliminación de hasta el 99,92% por degradación en el fango activo.

Palabras Clave: Compuestos farmacéuticos; EDAR; agua residual; SBR; optimización.

RESUM

TÍTOL

Optimització dels paràmetres d'operació en un sistema de tractament biològic per a l'eliminació de compostos farmacèutics en aigües residuals urbanes. Disseny d'un reactor biològic seqüencial per a 5000 habitants equivalents.

RESUM

L'augment de població, així com l'auge de l'autodiagnòstic, han promogut el consum de fàrmacs, augmentant la seua concentració en les aigües residuals. Pel fet que les estacions depuradores d'aigües residuals (EDAR) no estan preparades per a la seua eliminació, es troba una gran varietat de compostos farmacèutic en les aigües subterrànies i superficials (en concentracions de nanograms a uns pocs mil·ligrams per-litre). La proporció és molt inferior a aquella que es consideraria com a perillosa, però l'acumulació d'aquests contaminants pot ocasionar un efecte advers en el medi ambient, principalment en el medi marí, on s'ha detectat que els analgèsics no opiacis com el ibuprofen i el acetaminofèn (paracetamol) causen immobilització, inhibició del creixement i mort (Ruiz & Cuñat Zaira, 2016).

La recurrència, per tant, de compostos farmacèutics en el medi ambient i, en concret, en les diferents etapes del cicle de l'aigua, s'ha mesurat i publicat en nombrosos estudis durant els últims anys. L'augment de les deteccions en l'última dècada es deu a la millora de les tècniques analítiques, però es necessita disposar de tècniques que els eliminen quan suposen un problema, ja que la legislació encara no els regula.

Per aquestes raons, aquest estudi pretén determinar les condicions d'operació òptimes en les quals un tractament biològic, utilitzant un reactor biològic seqüencial (SBR), pot aconseguir la major eliminació de diversos compostos farmacèutics en una aigua residual urbana.

Per a una aigua residual simulada amb una concentració de 2 ppm en tres fàrmacs que es troben habitualment en les aigües residuals (cafeïna, acetaminofèn i ibuprofen), es comprova que els millors resultats s'obtenen quan el SBR opera amb un temps de retenció hidràulic de 24 hores, aconseguint-se una major qualitat de l'efluent tractat i percentatges d'eliminació de fins al 99,92% per degradació en el fang actiu.

Paraules clau: Compostos farmacèutics; EDAR; aigua residual; SBR; Optimització.

ABSTRACT

TITLE

Optimization of a secondary treatment operation parameters for pharmaceutical active compounds removal in urban wastewaters. Sequential biological reactor design for 5000 inhabitant equivalents.

SUMMARY

Population growth, as well as the boom of the self-diagnosis have promoted the consumption of pharmaceutical compounds, increasing their concentration in wastewaters. Wastewater treatment plants (WWTP) are not ready for the removal of pharmaceutical compounds, what implies the presence of these persistent compounds in groundwater and surface water (in concentrations of nanograms to a few milligrams per liter). The proportion is much lower than what would be considered dangerous but is the accumulation of them what causes an adverse effect on the environment, mainly in the aquatic environment, where it has been measured that non-opioid analgesics such as ibuprofen and acetaminophen cause immobilization, growth inhibition and death (Ruiz & Cuñat Zaira, 2016).

The occurrence of pharmaceutical compounds in the environment, and specifically, in the different stages of the water cycle has been measured and published in numerous studies during the last years. The increase in detections in the last decade is due to the improvement of analytical techniques, but it is imperative that we have techniques that achieve their removal when they began to cause a problem, since the legislation does not regulate them yet.

For all these reasons, this study aims to determine the optimal operating conditions in which a biological treatment, using a sequential biological reactor (SBR), can achieve the highest removal of several pharmaceutical compounds in urban wastewater.

A simulated wastewater with a concentration of 2 ppm in three pharmaceutical compounds that are usually found in wastewaters (caffeine, acetaminophen and ibuprofen) was studied in this work. The results indicated that the best results are obtained when the SBR operates with a hydraulic retention time of 24 hours, achieving a higher quality of the treated effluent and removal percentages of the pharmaceutical compounds up to 99,92% due to degradation by the active sludge.

Keywords: pharmaceutical compounds; WWTP; wastewater; SBR; optimization.

ÍNDICE DE ABREVIATURAS

AINE	Antiinflamatorio no esteroideo
AR	Agua residual
ARI	Agua residual industrial
ARU	Agua residual urbana
AS	Agua sintética
BAP	Productos asociados a la biomasa (<i>Biomass Associated Products</i>)
CAP	Carbón activo en polvo
CLMS	Cromatografía líquida y espectrofotómetro de masas
CM	Carga másica
COP	Compuesto orgánico persistente
DBO	Demanda biológica de oxígeno
DQO	Demanda química de oxígeno
EDAR	Estación depuradora de aguas residuales
FA	Fangos activos
FO	Ósmosis directa (<i>Forward Osmosis</i>)
HPLC	Cromatografía líquida de alta eficiencia (<i>High Performance Liquid Chromatography</i>)
LM	Licor de mezcla
MBR	Biorreactor con membranas (<i>Membrane Bioreactor</i>)
MF	Microfiltración
MO	Materia orgánica
NF	Nanofiltración
N-NH₄⁺	Nitrógeno amoniacal
N_T	Nitrógeno total
OD	Oxígeno disuelto
P_T	Fósforo total
RO	Ósmosis inversa (<i>Reverse Osmosis</i>)
SBR	Reactor biológico secuencial (<i>Sequential Biological Reactor</i>)
SMP	Productos solubles microbianos (<i>Soluble Microbial Products</i>)
SMS	Sobre materia seca
SPE	Extracción en fase sólida (<i>Solid Phase Extraction</i>)
SS	Sólidos en suspensión
SSLM	Sólidos en suspensión en el licor de mezcla
SSVLM	Sólidos en suspensión volátiles en el licor de mezcla
TRH	Tiempo de retención hidráulico
UAP	Productos asociados al consumo (<i>Utilized Associated Products</i>)
UF	Ultrafiltración

Optimización de los parámetros de operación en un sistema de tratamiento biológico para la eliminación de compuestos farmacéuticos en aguas residuales urbanas. Diseño de un reactor biológico secuencial para 5000 habitantes equivalentes.

ÍNDICE

DOCUMENTOS INCLUIDOS:

- MEMORIA
- ANEXOS
- PRESUPUESTO
- PLANOS

DOCUMENTO 1: MEMORIA

1. OBJETIVO	1
2. JUSTIFICACIÓN.....	2
3. ANTECEDENTES	4
4. LEGISLACIÓN APLICABLE	12
5. INTRODUCCIÓN TEÓRICA	14
5.1. Características de un Agua Residual Urbana (ARU).	14
5.2. Caracterización de los Fármacos.....	16
5.3. Tratamientos de ARU en una EDAR.	18
5.3.1. Sistema Convencional de Tratamiento con Fangos Activos.	20
5.3.2. Reactor Biológico Secuencial (SBR).	22
6. METODOLOGÍA EXPERIMENTAL.....	25
6.1. Preparación de las Disoluciones Alimento: Agua Sintética y Fármacos.	25
6.2. Descripción de la Planta Piloto SBR.	28
6.3. Métodos Analíticos.	30
6.3.1. Conductividad, Turbidez, y pH.....	30
6.3.2. DQO, Nitrógeno Total, Fósforo Total, y Nitrógeno Amoniacal.....	32
6.3.3. Sólidos en Suspensión y Sólidos en Suspensión Volátiles en el Licor de Mezcla.....	34
6.3.4. Productos Solubles Microbianos (SMP): Concentración de Carbohidratos y Proteínas. ...	37
6.3.5. Análisis de Fármacos.....	41
6.3.6. Análisis del Fango por IPROMA	44
6.4. Materiales.	44
7. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	47
7.1. Efecto del TRH en el Sistema de Depuración.	51
7.2. Efecto de los Fármacos y el TRH en el Sistema de Depuración.	53

7.3. Eliminación de Fármacos	56
8. DISEÑO	60
8.1. Descripción de la Planta Diseñada.....	60
8.2. Cálculos de la instalación.....	60
9. ESTUDIO ECONÓMICO.....	69
9.1. Coste Energético	69
9.2. Mano de Obra	70
9.3. Instrumentación Auxiliar.....	70
9.4. Presupuesto de Ejecución Material	71
10. CONCLUSIONES	72
11. BIBLIOGRAFÍA	73

DOCUMENTO 2: ANEXOS

ANEXO I. Equipos del Sistema SBR.....	84
ANEXO II. Patrones de los Fármacos para las Rectas de Calibrado.....	85
ANEXO III. Evolución de Parámetros Analizados para los SBR-i_B y SBR-i_COP (no especificados en el Capítulo 7).	86
ANEXO IV. Análisis IPROMA de los Fármacos del Fango.....	88
ANEXO V. Fichas de Seguridad de los Reactivos.....	90
ANEXO VI. Catálogo de los Equipos de la Instalación.....	93

DOCUMENTO 3: PRESUPUESTO

PRESUPUESTO	104
I. PRESUPUESTO DEL ESTUDIO EN LABORATORIO.....	104
II. PRESUPUESTO DE LA INSTALACIÓN.....	106

DOCUMENTO 4: PLANOS

PLANO 1. DIAGRAMA DE FLUJO DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO CUYO ELEMENTO PRINCIPAL ES UN SBR.....	114
---	-----

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Población mundial (en millones) desde 1940 a 2019 (Country Meters, 2019).....	2
Figura 2. Destino y medios de transporte de fármacos en el medio ambiente. Fuente: Adaptado de Organización Mundial de la Salud (2012) (WHO, 2012).....	5
Figura 3. Rendimientos de eliminación de contaminantes emergentes por tratamiento con ozono, donde las concentraciones de las columnas blancas se encuentran en mg/L, las grises en µg/L, y las oscuras en g/L (Ahmed et al., 2017).....	8
Figura 4. Rendimientos de eliminación de contaminantes emergentes por tratamiento con ozono en presencia de peróxido de hidrógeno (Ahmed et al., 2017).	9
Figura 5. Coste unitario del agua en España (INE, 2017).	14
Figura 6. Estructura molecular de los fármacos empleados en los ensayos con SBR. (Realizados con ChemSketch 2018 de ACD/Labs).....	17
Figura 7. Diagrama de bloques simplificado del tratamiento primario y secundario en una EDAR de más de 20.000 habitantes equivalentes.....	19
Figura 8. Diagrama de bloques simplificado de dos opciones de tratamiento terciario en una EDAR.	20
Figura 9. Diagrama de flujo simplificado de un Tratamiento con Fangos Activos Convencional.	21
Figura 10. Diagrama de flujo simplificado de los ciclos de un sistema de SBR.	23
Figura 11. Esquema de los 4 SBR de ensayo con sus características.	25
Figura 12. Sistema del SBR-i_B.....	28
Figura 13. Sistema del SBR-i_COP.	29
Figura 14. Equipo de conductividad EC-Meter GLP 31+ de Crison.....	30
Figura 15. Equipo de turbidez TURBIDIMETER D-112 de DINKO Instruments.....	31
Figura 16. Equipo de pH pH-Meter GLP 21+ de Crison.	32
Figura 17. Espectrofotómetro de la empresa MERCK marca Spectroquant® NOVA 30.	32
Figura 18. Termorreactor TR 300 de MERCK Chemicals.	33
Figura 19. Termorreactor ECO 16 de VELP Scientifica.	33
Figura 20. Sistema de filtración con bomba de vacío.....	35
Figura 21. Muestra para medir sólidos en suspensión con la torta en el filtro.....	35
Figura 22. Estufa de P Selecta.	36
Figura 23. Cubetas tras ser enfriadas con hielo.	38
Figura 24. Espectrofotómetro DR 6000 de Lange.	38
Figura 25. Cubetas después de medir en el espectrofotómetro.....	39

Figura 26. Eppendorfs tras el baño termostatado.	40
Figura 27. Cubetas después de medir en el espectrofotómetro.....	40
Figura 28. Filtrado de las muestras con fármacos en matraces de 250 mL.	41
Figura 29. Concentrador de muestras (Sample Concentrator, SBHCONC/1) y calentador (Block Heater, SBH130D/3) de STUART con 6 muestras con fármaco.....	42
Figura 30. HPLC (ISIRYM).....	42
Figura 31. pH en el efluente del ensayo sin fármacos para TRH=24h (SBR-1_B) y TRH=32h (SBR-2_B).	48
Figura 32. Concentración de SMP en el efluente del ensayo de SBR-i_B.	49
Figura 33. DQO en el efluente del ensayo sin fármacos para TRH=24h (SBR-1_B) y TRH=32h (SBR-2_B).	49
Figura 34. DQO en el efluente del ensayo con fármacos para TRH (SBR-1_COP) y TRH=32h (SBR-2_COP).....	50
Figura 35. Perfil de evolución del oxígeno disuelto en un ciclo del SBR-2_B con fallo de la aireación.	51
Figura 36. Perfil de evolución del oxígeno disuelto en un ciclo del SBR-2_B con un funcionamiento correcto de la aireación.....	52
Figura 37. Evolución de los SSLM y la proporción de volátiles (SSVLM) para los SBR-i_B.	52
Figura 38. DQO del efluente para TRH=24h con ausencia y presencia de fármacos en el periodo estable de operación.....	54
Figura 39. DQO del efluente para TRH=32h con ausencia y presencia de fármacos en el periodo estable de operación.....	54
Figura 40. Concentración de SMP en el efluente de todos los ensayos.....	55
Figura 41. Evolución de los sólidos en suspensión en el licor de mezcla (SSLM) y la proporción de volátiles (SSVLM) para los SBR-i_COP.	55
Figura 42. Diagrama de flujo del Tratamiento Secundario con SBR para la eliminación de fármacos en ARUs.	68
Figura 43. Reactor Biológico Secuencial de la planta con el agitador.....	84
Figura 44. Bidón de 25 L para el alimento de los SBR.	84
Figura 45. Bombas de llenado de los SBR de DINKO Instruments.	84
Figura 46. Bombas de vaciado de los SBR de DINKO Instruments.....	84
Figura 47. Timers de Garza, para los equipos adyacentes a los SBR.....	84
Figura 48. Pala del agitador.....	84
Figura 49. Aireadores de EHEIM 400 para los SBR.....	84
Figura 50. Picos de la cafeína de los patrones conjuntos de cafeína + acetaminofén.....	85

Figura 51. Picos del acetaminofén de los patrones conjuntos de cafeína + acetaminofén.....	85
Figura 52. Picos correspondientes al ibuprofeno de los patrones.....	85
Figura 53. Evolución del nitrógeno total en SBR-1_B y SBR-1_COP.....	86
Figura 54. Evolución del fósforo total en SBR-1_B y SBR-1_COP.....	86
Figura 55. Evolución de la conductividad en SBR-1_B y SBR-1_COP.....	86
Figura 56. Evolución del nitrógeno total en SBR-2_B y SBR-2_COP.....	87
Figura 57. Evolución del fósforo total en SBR-2_B y SBR-2_COP.....	87
Figura 58. Evolución de la conductividad en SBR-2_B y SBR-2_COP.....	87

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Población mundial por regiones (en millones) (OMS, 2000).....	2
Tabla 2. Rendimientos de eliminación por membrana (Taheran et al., 2016).....	6
Tabla 3. Rendimientos de eliminación por nanofiltración (Taheran et al., 2016).....	7
Tabla 4. Rendimientos de eliminación por biorreactores con membranas (Taheran et al., 2016).	10
Tabla 5. Porcentajes de eliminación de fármacos en el tratamiento biológico en función de la edad del fango.....	10
Tabla 6. Requisitos de vertidos procedentes de EDAR según la Directiva 91/271/CEE.....	12
Tabla 7. Biodegradabilidad de un ARU en función de la relación DQO/DBO5.....	15
Tabla 8. Valores típicos de los principales contaminantes en ARUs (Centa, 2008).	15
Tabla 9. Selección de fármacos detectados en EDAR en España.	16
Tabla 10. Propiedades fisicoquímicas de los fármacos incluidos en los ensayos con SBR. (Fuente: PubChem®).....	17
Tabla 11. Concentración de COPs a tratar en el sistema biológico.....	26
Tabla 12. Caracterización del AS para los SBR según el TRH.....	27
Tabla 13. Caracterización de las AS para los SBR-i_B y SBR-i_COP.	27
Tabla 14. Fases de operación de cada ciclo de los SBR.....	29
Tabla 15. Parámetros estadísticos de los kits utilizados.	34
Tabla 16. Características del método para la cafeína y el acetaminofén.....	43
Tabla 17. Características del método para la ibuprofeno.	43
Tabla 18. Rectas de calibrado para los fármaco según el área del piso en ChromNAV.....	44
Tabla 19. Resumen de las especificaciones de los reactivos utilizados en la experimentación.	45
Tabla 20. Características del fango inicial de EDAR.....	47
Tabla 21. Características del AS de los SBR.	47
Tabla 22. Caracterización del efluente en los ensayos de SBR (media y desviación típica).....	48
Tabla 23. Caracterización del efluente en los ensayos de SBR en el periodo estable (media y desviación típica).....	50
Tabla 24. Crecimiento y edad del fango para los SBR-i_B.....	53
Tabla 25. Parámetros para la determinación de la edad del fango y correspondiente valor de la edad del fango obtenida para los SBR-i_COP.....	56
Tabla 26. Concentración de fármacos en el alimento y efluentes del tratamiento biológico.	56
Tabla 27. Fármacos adsorbidos en el fango activo.	57

Tabla 28. Cantidad total dosificada de los fármacos.....	58
Tabla 29. Ibuprofeno eliminado en el efluente.....	58
Tabla 30. Porcentaje de eliminación del Ibuprofeno por adsorción para los SBR-i_COP.	59
Tabla 31. Porcentaje de fármaco biodegradado mediante el fango activo.	59
Tabla 32. Valores de los parámetros de diseño de un desarenador-desengrasador (Metcalf & Eddy, Tchobanoglous, & Burton, 1995).	63
Tabla 33. Valores de los parámetros de diseño de un decantador primario.....	64
Tabla 34. Duración de cada etapa de cada ciclo.	65
Tabla 35. Cuadro de descomposición del coste energético de la planta.	69
Tabla 36. Cuadro de descomposición de la mano de obra.	70
Tabla 37. Cuadro de descomposición de la instrumentación auxiliar.....	70
Tabla 38. Presupuesto de ejecución material.	71
Tabla 39. Cuadro de los precios descompuestos de la mano de obra.....	104
Tabla 40. Cuadro de los precios descompuestos de los equipos.	104
Tabla 41. Cuadro de precios descompuestos de la mano de obra.	106
Tabla 42. Cuadro de precios descompuestos de los equipos de planta.	106
Tabla 43. Mediciones de la excavación y transporte de tierra a vertedero.....	107
Tabla 44. Cuadro de precios descompuestos de la obra civil.	107



UNIVERSITAT
POLITÈCNICA
DE VALÈNCIA



ESCUELA TÉCNICA
SUPERIOR INGENIEROS
INDUSTRIALES VALENCIA

TRABAJO FINAL DE GRADO

MEMORIA

DOCUMENTO 1

Optimización de los parámetros de operación en un sistema de tratamiento biológico para la eliminación de compuestos farmacéuticos en aguas residuales urbanas. Diseño de un reactor biológico secuencial para 5000 habitantes equivalentes.

ÍNDICE

1. OBJETIVO	1
2. JUSTIFICACIÓN.....	2
3. ANTECEDENTES	4
4. LEGISLACIÓN APLICABLE	12
5. INTRODUCCIÓN TEÓRICA	14
5.1. Características de un Agua Residual Urbana (ARU).	14
5.2. Caracterización de los Fármacos.....	16
5.3. Tratamientos de ARU en una EDAR.	18
5.3.1. Sistema Convencional de Tratamiento con Fangos Activos.	20
5.3.2. Reactor Biológico Secuencial (SBR).	22
6. METODOLOGÍA EXPERIMENTAL.....	25
6.1. Preparación de las Disoluciones Alimento: Agua Sintética y Fármacos.	25
6.2. Descripción de la Planta Piloto SBR.	28
6.3. Métodos Analíticos.	30
6.3.1. Conductividad, Turbidez, y pH.....	30
6.3.2. DQO, Nitrógeno Total, Fósforo Total, y Nitrógeno Amoniacal.....	32
6.3.3. Sólidos en Suspensión y Sólidos en Suspensión Volátiles en el Licor de Mezcla.....	34
6.3.4. Productos Solubles Microbianos (SMP): Concentración de Carbohidratos y Proteínas. ...	37
6.3.5. Análisis de Fármacos.....	41
6.3.6. Análisis del Fango por IPROMA	44
6.4. Materiales.	44
7. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	47
7.1. Efecto del TRH en el Sistema de Depuración.....	51
7.2. Efecto de los Fármacos y el TRH en el Sistema de Depuración.	53
7.3. Eliminación de Fármacos.	56
8. DISEÑO	60
8.1. Descripción de la Planta Diseñada.	60
8.2. Cálculos de la instalación.	60
9. ESTUDIO ECONÓMICO.....	69

9.1. Coste Energético	69
9.2. Mano de Obra	70
9.3. Instrumentación Auxiliar.....	70
9.4. Presupuesto de Ejecución Material	71
10. CONCLUSIONES	72
11. BIBLIOGRAFÍA	73

1. OBJETIVO

El principal objetivo en la realización de este TFG es la optimización del tiempo de retención hidráulico (TRH), que es uno de los principales parámetros de operación en un sistema de tratamiento biológico, con la finalidad de eliminar compuestos farmacéuticos en aguas residuales urbanas. Así mismo, se procederá al diseño de un reactor biológico secuencial para 5000 habitantes equivalentes para las condiciones óptimas obtenidas experimentalmente.

Los fármacos incluidos en este estudio son: ibuprofeno, acetaminofén y cafeína. Los parámetros de control en el proceso para el efluente son el pH, turbidez y conductividad, así como la demanda química de oxígeno, fósforo total, nitrógeno total, nitrógeno amoniacal y los productos microbianos solubles. Se controlará también el oxígeno disuelto en el reactor y los sólidos en suspensión y los volátiles del licor de mezcla.

Además, se plantean los siguientes objetivos específicos a lograr en el proceso llevado a cabo, a través de los cuales se podrá estudiar la viabilidad técnica y económica del proceso:

- Realizar una revisión bibliográfica para conocer las características de un agua residual urbana, así como los tratamientos que se llevan a cabo en la actualidad, permitiendo así poder realizar una elección acerca de qué tecnología es más interesante implantar.
- Una vez elegida la técnica, establecer los parámetros de trabajo del sistema que se quieren optimizar, y realizar los ensayos experimentales necesarios para determinar las condiciones óptimas.
- Llevar a cabo un control de los factores que afectan al proceso en marcha mediante análisis químicos y biológicos del sistema.
- Selección de los parámetros más adecuados mediante la presentación y discusión de resultados.
- Estudio económico de la viabilidad económica del Reactor Biológico Secuencial (SBR) para 5.000 habitantes equivalentes: obtención del coste (en €/m³ de agua tratada) del reactor diseñado.
- Aplicación de los conocimientos adquiridos en la carrera, en especial aquellos pertenecientes a la materia de Producción industrial, Proyectos y Medio Ambiente.
- Exponer las competencias transversales obtenidas a lo largo de la educación del grado.
- Ser consciente de la situación medioambiental actual y del impacto que contaminantes emergentes (como los fármacos) tienen en la actualidad, así como de la tecnología existente para reducir su influencia.

2. JUSTIFICACIÓN

La motivación académica de la elaboración del presente Trabajo Fin de Grado (TFG) es lograr la aprobación de los conocimientos adquiridos en la titulación Grado en Ingeniería Química por la Universitat Politècnica de València. A través de él, se pretende aplicar habilidades tanto prácticas como teóricas desarrolladas a lo largo de la propia carrera. En especial, entre ellas se encuentran algunas pertenecientes a los siguientes módulos: Común a la Rama Industrial, Tecnología Específica: Química Industrial, y Universidad. De esta forma, se aspira a completar la formación, así como obtener el título en Graduado en Ingeniería Química.

La motivación tecnológica se basa en el problema generado por la aparición de nuevos contaminantes, denominados contaminantes emergentes y en concreto, a los fármacos.

Debido al aumento de población (**Tabla 1** y **Figura 1**) y al auge en el autodiagnóstico (56,1% de las personas según Fajardo-Zapata et al. (2013), valor superior a lo encontrado por Orero, Ripoll, & González (1998), donde estimaron que la automedicación era del 32,1%), el consumo de fármacos en Europa y en el mundo se ha visto en aumento. Teniendo en cuenta que éstos no son completamente metabolizados por el cuerpo humano, parte de ellos encuentra el camino de vuelta al medio ambiente vía aguas residuales, contaminando así ríos, mares, y suelos. En adición a esta situación, se encuentran los excrementos de animales que, para alcanzar un cupo en las materias primas que proporcionan y calidad de estas, son medicados con antibióticos y diversos fármacos que también acaban formando parte de las aguas residuales.

Tabla 1. Población mundial por regiones (en millones) (OMS, 2000).

	África	Asia	Centro y Sudamérica	Oceanía	Europa	Norteamérica	Mundial
1990	615	3.180	441	26	722	282	5.266
2000	784	3.683	519	30	729	310	6.055
Incremento (%)	27,5	15,8	17,7	15,4	1,0	9,9	15,0

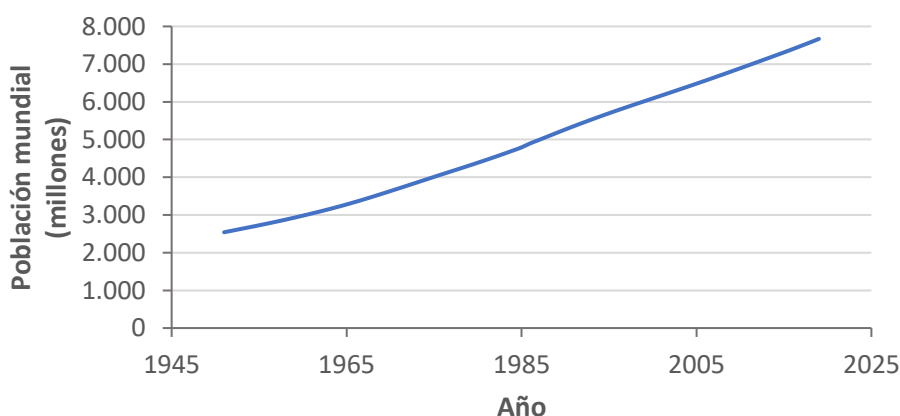


Figura 1. Población mundial (en millones) desde 1940 a 2019 (Country Meters, 2019).

Factores como el aumento de la demanda de agua potable, calentamiento global, contaminación del agua, o su desigual distribución en la Tierra, son los que hacen de ella un bien preciado y cada vez más escaso.

Por estas razones, es importante disminuir el gasto doméstico e industrial, pero además potenciar la reutilización del agua de forma que el consumo disminuya. Para su reutilización es necesario instalar tecnologías que permitan la detección de los contaminantes, para que así se pueda lograr su eliminación o reducción a niveles indetectables. De esta forma, se podrá disminuir el impacto medioambiental, así como evitar una contaminación más extendida en el planeta.

De todas las tecnologías empleadas en la actualidad para el tratamiento de aguas residuales urbanas, el sistema más común es el que emplea fangos activos, debido a su sencillez y efectividad en la degradación de la materia orgánica. Además, es muy adaptable frente a puntas de carga másica mediante el ajuste del caudal de recirculación.

La elección del diseño de un Reactor biológico Secuencial (SBR), de entre todas las técnicas de tratamiento de aguas con fangos activos, es debido a que ha demostrado ser altamente eficiente, así como reducir costes frente al tratamiento convencional de fangos activos.

Cabe destacar que la investigación llevada a cabo forma parte de un proyecto más grande que intenta dar una solución integral a la contaminación de las aguas por contaminantes orgánicos persistentes, tales como los fármacos. Este proyecto está subvencionado por la Generalitat Valenciana dentro de la convocatoria AICO2018 y lleva por título "Gestión integral para la eliminación de contaminantes persistentes (COPs) en efluentes procedentes de una EDAR". En este proyecto se propone tratar el efluente de una estación depuradora de aguas residuales (EDAR) con un sistema de membranas de ultrafiltración y nanofiltración en serie. Con ello se obtiene una corriente de permeado libre en fármacos, que se puede reutilizar en diferentes aplicaciones, y una corriente de rechazo (suma del rechazo de la ultrafiltración y la nanofiltración) concentrada en materia orgánica y fármacos. Esta corriente se debe tratar con un tratamiento biológico de fango activos al que se le añade carbón activo para mejorar el rendimiento. Tras este tratamiento, se debe obtener una corriente libre de fármacos y otra residual consistente en el fango purgado del sistema, con el que se producirá carbón activo. Con este tratamiento integral se consiguen corrientes de aguas reutilizables y cero residuos.

La parte experimental llevada a cabo en este TFG consiste en el tratamiento de la corriente de rechazo del sistema de membranas antes mencionado. La composición del agua sintética utilizada, simulará las características del agua residual obtenido en anteriores ensayos, llevados a cabo en dos TFG y un TFM realizados en la Universitat Politècnica de València (Clavijo Díaz, 2017; Durá María, 2016; Martínez Serrano, 2018).

3. ANTECEDENTES

El aumento del consumo de productos químicos por el ser humano ha llevado al incremento de la contaminación en aguas superficiales y subterráneas, donde para algunos de ellos aún no se conoce cuál será la implicación que tendrá a largo plazo para la salud humana ni para la vida acuática.

Estos contaminantes, denominados en la actualidad emergentes¹, tienen un carácter peligroso debido a que las estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR) no disponen de la tecnología adecuada para su tratamiento y eliminación, de forma que los compuestos que llegan en el efluente a las EDAR's acaban en ríos, mares o se reutilizan en otras fuentes. Entran en esa categoría de contaminantes emergentes los fármacos, compuestos perfluorados, hormonas, drogas de abuso, así como productos de cuidado e higiene personal.

Es importante, por tanto, proceder al diseño de medios de eliminación en las EDAR's que permitan reducir al máximo la concentración de estos contaminantes emergentes que se vierten al medio ambiente aguas abajo de la planta.

Las plantas de tratamiento de aguas están diseñadas para eliminar sólidos, materia orgánica biodegradable disuelta y nutrientes, sin embargo, la disposición de los tratamientos hace que otros contaminantes, como puede ser el caso de los contaminantes emergentes, se vean afectados por los procesos de la planta, lográndose así una primera eliminación (Margot, Rossi, Barry, & Holliger, 2015). Sin embargo, debido a las diferentes características de hidrofobicidad, estructuras complejas, baja volatilidad y concentración, así como la posible influencia que tengan sobre los microorganismos e interacción con otros solutos hace que la eliminación de otros compuestos sea ineficiente en las plantas (Taheran et al., 2016).

Este TFG se va a centrar en el grupo de contaminantes emergentes correspondiente a los fármacos. El 99% de los fármacos que se consumen en Europa se resumen en 60 compuestos (Margot et al., 2015), que una vez ingeridos y parcialmente metabolizados, son excretados del cuerpo. Estos compuestos se pueden agrupar según su función terapéutica, y se encuentran así analgésicos/antiinflamatorios (p.ej.: acetaminofén e ibuprofeno), antibióticos, antidiabéticos, antifúngicos, antihipertensivos, barbitúricos, bloqueadores beta, diuréticos, reguladores de lípidos, fármacos psiquiátricos (p.ej.: carbamazepina y diazepam), antagonistas, hormonas (p.ej.: estradiol), agonistas beta, antineoplásicos, productos tópicos, antisépticos (p.ej.: triclosán), estimulantes (p.ej.: cafeína), y medios de contraste yodados (Verlicchi, Al Aukidy, & Zambello, 2012).

Por otro lado, la alta dosificación de medicamentos en animales, para prevenir la contracción de diversas enfermedades, provoca otros puntos de contaminación de fármacos a parte de las aguas residuales (**Figura 2**), debido a que el estiércol animal se utiliza en agricultura, contaminando así suelos y aguas contiguas. Si estos sucesos se repiten con alta frecuencia puede causar graves impactos en el medio ambiente y en seres humanos de igual forma, ya que los fármacos pueden

¹ Contaminantes emergentes: compuestos que aparecen en medios acuáticos fruto de la actividad humana, cuya presencia en el medio ambiente no es nueva pero que han sido ignorados hasta el momento (principalmente por falta de técnicas analíticas de detección muy sensibles, ya que los niveles son bajos), y poco regulados.

volver al cuerpo a través del ciclo del agua. Los fármacos hormonales que acaban en ríos pueden afectar a los organismos acuáticos provocando la disminución de la fertilidad o el aumento de la producción de huevos, de forma que finalmente la cadena alimentaria quedaría alterada.

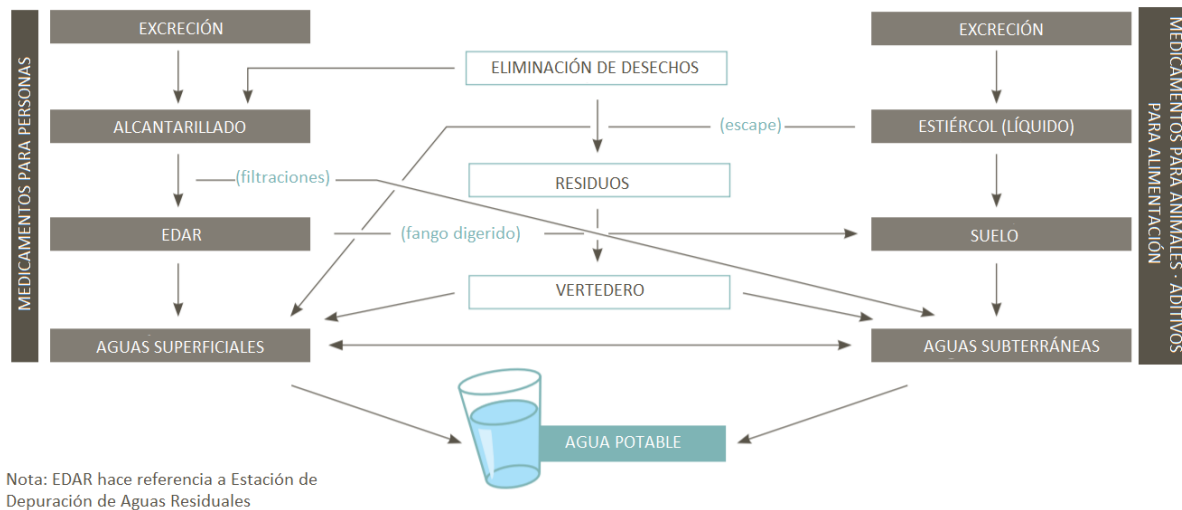


Figura 2. Destino y medios de transporte de fármacos en el medio ambiente. Fuente: Adaptado de Organización Mundial de la Salud (2012) (WHO, 2012).

Los fármacos seleccionados en este TFG son ibuprofeno, acetaminofén y cafeína, los cuales son de uso habitual y se encuentran en cantidades apreciables en las aguas residuales.

El análisis de 3 plantas de tratamiento de Castellón, donde se tomaron 42 muestras, mostró la presencia de ibuprofeno (el 98% de las veces) y de acetaminofén (el 100% de las veces) con concentraciones medias de 12,4 $\mu\text{g/L}$ y 44,8 $\mu\text{g/L}$ respectivamente. Los valores mínimos de ibuprofeno y acetaminofén encontrados fueron 1,13 $\mu\text{g/L}$ y 2,28 $\mu\text{g/L}$ respectivamente, mientras que los máximos fueron 201 $\mu\text{g/L}$ y 39,8 $\mu\text{g/L}$ respectivamente (Gracia-Lor, Sancho, Serrano, & Hernández, 2012). Fueron los dos fármacos con mayor concentración media del grupo que se estudió, a excepción del ácido salicílico, cuya concentración fue 35,1 $\mu\text{g/L}$.

Otro estudio, analizando las aguas del condado de Gwinnett (Georgia, EEUU), encontró concentraciones medias de cafeína de 80 $\mu\text{g/L}$ (mínimas en 54 $\mu\text{g/L}$, y máximas de 12 $\mu\text{g/L}$), de acetaminofén de 80 $\mu\text{g/L}$ (mínimas en 37 $\mu\text{g/L}$, y máximas de 130 $\mu\text{g/L}$), así como de ibuprofeno de 11 $\mu\text{g/L}$ (mínimas en 3,9 $\mu\text{g/L}$, y máximas de 15 $\mu\text{g/L}$) (Yang, Flowers, Weinberg, & Singer, 2011).

El ibuprofeno, además, está también incluido en una lista de fármacos con mayor prioridad para incluirse en próximas regulaciones de su concentración (De Voogt, Janex-Habibi, Sacher, Puijker, & Mons, 2009). La cafeína está en la lista de los 30 contaminantes orgánicos que más frecuentemente se encuentran en aguas residuales (Kolpin et al., 2002).

Para eliminar los contaminantes emergentes de las aguas tanto residuales como subterráneas, se han ido desarrollando una gran variedad de procesos, que se pueden clasificar según el tipo de

técnica que se utiliza en: separación física, transformación química, tratamiento combinado, o integrado (Taheran et al., 2016).

La **separación física** se puede lograr mediante la utilización de membranas (ósmosis directa o inversa, o nanofiltración), adsorción por zeolitas o carbón activo, intercambio de iones mediante resinas catiónicas o aniónicas, así como mediante coagulación con sulfato de aluminio.

El tratamiento de aguas contaminadas por fármacos, tanto inorgánicos como orgánicos, mediante **membranas** proporciona buenos rendimientos de eliminación. Dentro de los procesos de membranas cuya fuerza impulsora es la presión cabe destacar la ósmosis directa (FO; forward osmosis), la osmosis inversa (RO; reverse osmosis) y la nanofiltración (NF). En la FO el agua pura de una disolución con contaminantes es arrastrada a través de una membrana semipermeable hacia a una disolución concentrada de sales minerales. A continuación, la corriente diluida se purifica por otro método, como la destilación. En la RO no hay gradiente de concentración que provoque el flujo del agua, sino que la fuerza impulsora es una diferencia de presión. En estos procesos, el porcentaje de eliminación depende mayoritariamente del momento dipolar de la molécula, su tamaño, así como de la hidrofobicidad de esta (Al-Rifai, Khabbaz, & Schäfer, 2011).

En la **Tabla 2** se presentan los resultados obtenidos por Taheran et al. 2016 con RO y FO para una serie de fármacos.

Tabla 2. Rendimientos de eliminación por membrana (Taheran et al., 2016).

COMPUESTO	TIPO DE PROCESO	CONCENTRACIÓN INICIAL (µg/L)	RENDIMIENTO DE ELIMINACIÓN (%)
Acetaminofén	RO	1,12	82,1 – 99,7
	FO	10	44,3 – 48,3
Carbamazepina	RO	1,13	91,0 – 97,9
	FO	250	91,5 - 95,9
Ibuprofeno	RO	–	–
	FO	250	82,2 – 95,6
Naproxeno	RO	–	–
	FO	250	73,4 – 93,9
Diclofenaco	RO	500	90,0
	FO	500	99,0
Triclosán	RO	500	99,0
	FO	500	99,0

En cuanto a la separación por membranas de NF (**Tabla 3**) el rango de rendimientos de eliminación disminuye con respecto a la utilización de técnicas de ósmosis. En la **Tabla 3** se presentan los resultados obtenidos por Taheran et al. 2016 para la NF de los mismos fármacos de la **Tabla 2**, donde se observa que el rendimiento de eliminación disminuye en todos los casos. Sin embargo, debido a que la presión requerida es considerablemente menor, con esta técnica autores han conseguido reducir los costes de operación (Elazhar et al., 2015).

Tabla 3. Rendimientos de eliminación por nanofiltración (Taheran et al., 2016).

COMPUESTO	CONCENTRACIÓN INICIAL ($\mu\text{g/L}$)	RENDIMIENTO DE ELIMINACIÓN (%)
Acetaminofén	1,12	47,9 – 76,7
Carbamazepina	1,13	8,9 – 97,3
Ibuprofeno	1,50	69,4 – 84,1
Naproxeno	2,00	77,6 – 98,6
Diclofenaco	100	93,0
Triclosán	43	93,0

La eliminación de fármacos por **adsorción** es una técnica simple y barata. Los materiales que se utilizan van desde arcillas, biopolímeros como el quitosano, a zeolitas o distintas formas de carbón activado. Las capacidades de adsorción de los materiales anteriores dependen en gran manera de ciertos parámetros del efluente: pH, en su mayor parte, así como tiempo de contacto y fuerza iónica.

El **carbón activo** permite la eliminación de un abanico muy amplio de contaminantes, por lo que es el adsorbente más comúnmente utilizado. El carbón activo en polvo (CAP) ofrece mejores resultados que el granulado, ya que para una misma cantidad de material la superficie de adsorción del CAP es mayor (Altmann, Ruhl, Zietzschmann, & Jekel, 2014; Nowotny, Epp, Von Sonntag, & Fahlenkamp, 2007). No obstante, el granular tiene la ventaja de contar con una dosificación simple y la posibilidad de ser regenerado. Sin embargo, el CAP se puede utilizar tanto en un tratamiento terciario, como añadido directamente en el reactor biológico de una planta de tratamiento de aguas, funcionando en este último caso como un tratamiento combinado. Con cantidades de 20 mg/L de CAP se pueden lograr reducciones en la concentración de fármacos en el afluente de hasta el 83% en plantas piloto de tratamiento terciario; concentraciones mayores de CAP permitirían la eliminación de más del 90% pero encareciendo los costes (Mailler et al., 2014). Sin embargo, sustancias como ibuprofeno o paracetamol apenas logran disminuir su concentración en un 60%, frente a la mejor eliminación obtenida para el diclofenaco (90%) o naproxeno (95%) (Mailler et al., 2014).

En cuanto a la **transformación química**, ésta incluye tratamiento como la oxidación química (con ozono o reactivo Fenton), foto-oxidación, procesos electroquímicos (como la electrodegradación o electrocoagulación), por biodegradación (con fangos activos, mediante biofiltración, o en un biorreactor enzimático), así como mediante cavitación con ultrasonidos.

Las propiedades oxidantes del **ozono**, junto con los radicales hidróxido que se producen espontáneamente en su descomposición en disoluciones acuosas, hacen de él un compuesto muy efectivo en la degradación de la mayoría de los contaminantes emergente presentes en el agua residual (**Figura 3**). Dosis de 3-8 mg de O_3/L son suficientes para ello según Margot et al., 2013. Sin embargo, otros investigadores (Ahmed et al., 2017) demostraron que hay compuestos como el 2,4-D, el diazinón (dimpilato), el perindopril, la fenitoína, la sertralina y el ketoprofeno que no se consiguen eliminar con el rendimiento deseado.

Optimización de los parámetros de operación en un sistema de tratamiento biológico para la eliminación de compuestos farmacéuticos en aguas residuales urbanas. Diseño de un reactor biológico secuencial para 5000 habitantes equivalentes.

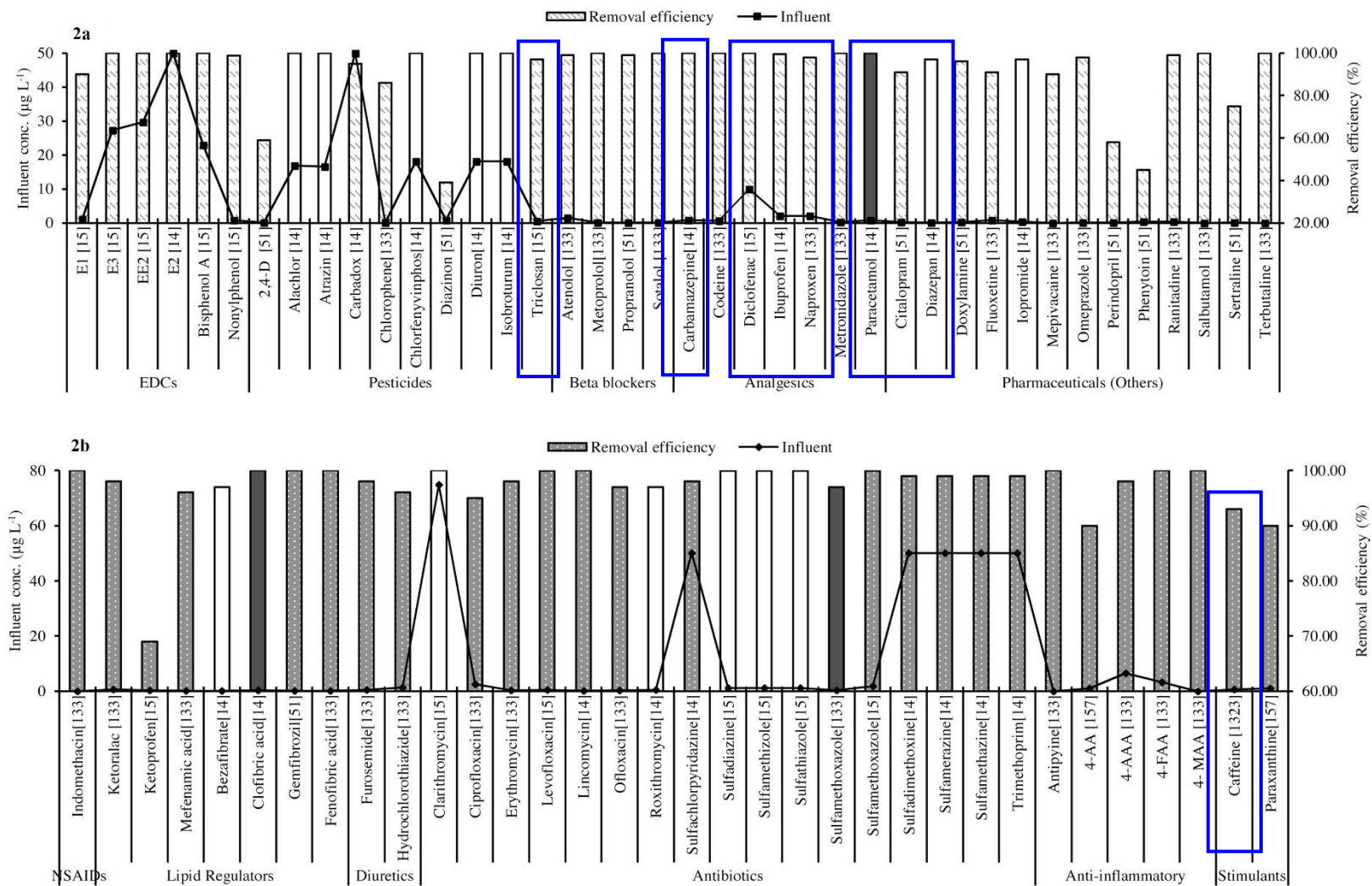


Figura 3. Rendimientos de eliminación de contaminantes emergentes por tratamiento con ozono, donde las concentraciones de las columnas blancas se encuentran en mg/L, las grises en µg/L, y las oscuras en g/L (Ahmed et al., 2017).

Estos mismos autores demostraron que la adición de **peróxido de hidrógeno** mejora los rendimientos de eliminación (**Figura 4**), alcanzándose para los pesticidas, fármacos, y beta bloqueadores estudiados unos porcentajes de hasta el 97-100%.

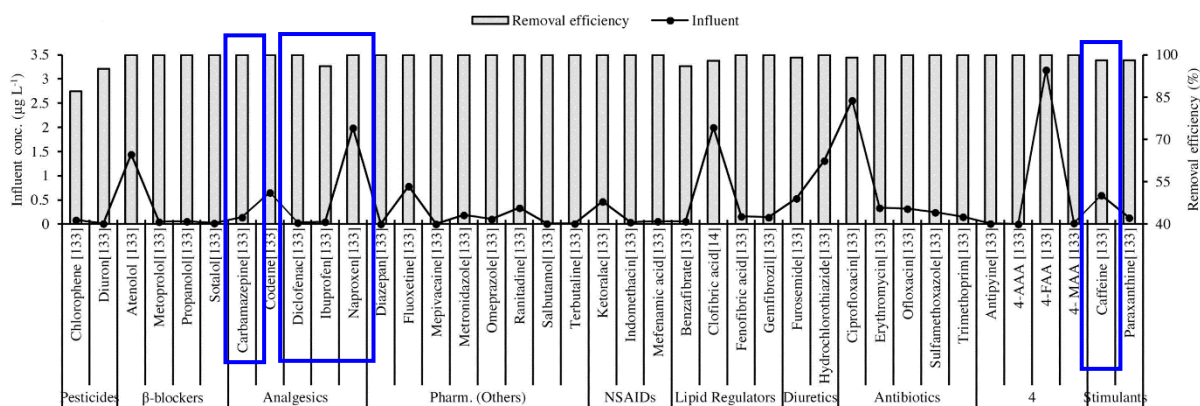


Figura 4. Rendimientos de eliminación de contaminantes emergentes por tratamiento con ozono en presencia de peróxido de hidrógeno (Ahmed et al., 2017).

Sin embargo, la utilización de procesos de ozonización tiene la desventaja de que potencialmente se formen subproductos desconocidos si no se logra la oxidación completa, empeorando así la toxicidad del agua tratada con respecto a la inicial. Además, la producción de ozono implica un proceso de alto consumo de energía, lo que encarecería su implantación: la demanda de energía de una planta de tratamiento de aguas puede aumentar entre un 40-50% si se realiza ozonización (Ahmed et al., 2017).

También se pueden **combinar procesos** de ambos grupos, como puede ser la separación por membranas con la biodegradación, diseñando un biorreactor con membranas (MBR) o una membrana con enzimas inmovilizadas. Además, tratamientos integrados como el TiO₂ inmovilizado en una membrana para lograr la foto-oxidación, también son posibles.

Los **biorreactores de membranas** combinan técnicas de adsorción, biodegradación, así como separación por membranas, lo que les permite obtener un efluente con pocos sólidos en suspensión, turbidez, baja demanda biológica de oxígeno (DBO) y patógenos (Alturki et al., 2010). Los procesos que suceden en un MBR son similares a los que suceden en los fangos activos, pero la aireación y los módulos de membranas aceleran la biodegradación y la separación de los compuestos. Los rendimientos que se logran para los mismos compuestos analizados en los otros procesos se encuentran en la **Tabla 4**. Los resultados mostrados se lograron utilizando una membrana de microfiltración o nanofiltración.

Tabla 4. Rendimientos de eliminación por biorreactores con membranas (Taheran et al., 2016).

COMPUESTO	CONCENTRACIÓN INICIAL ($\mu\text{g/L}$)	RENDIMIENTO DE ELIMINACIÓN (%)
Acetaminofén	50,00	99,9
Carbamazepina	5,00	32,0
Ibuprofeno	22,95	99,2 – 99,5
Naproxeno	50,00	86,0 – 89,0
Diclofenaco	690,00	55,0

Analizando los tratamientos comentados se observa que todos presentan diversas desventajas. Los procesos físicos como la NF o RO, presentan un gran inconveniente en cuanto a la eliminación de contaminantes emergentes, ya que el tamaño de los poros puede ser desde 100 a 1000 veces mayor (Ahmed et al., 2017). Sin embargo, aumentando la calidad de las membranas utilizadas, y en consecuencia el coste, se pueden lograr los porcentajes de eliminación presentados anteriormente para ciertos fármacos.

De todos los procesos comentados, el carbón activo es que el presenta mejores cualidades, ya que es capaz de lograr rendimientos altos sin generar subproductos, como sucede con el tratamiento con ozono, ya que el lecho de carbón agotado se reactiva mediante tratamiento térmico. Sin embargo, su coste varía desde 0,05 a 0,20 €/m³, haciéndolo ligeramente más caro que la ozonación (Joss, Siegrist, & Ternes, 2008). El tratamiento con ozono forma parte de los tratamientos químicos que consumen una gran cantidad de energía. En el caso de ozono, su efectividad aumenta en la presencia de H₂O₂ (ver **Figura 3** y **Figura 4**), aunque eso provoca que se formen subproductos oxidados de los contaminantes degradados, de los cuales algunos pueden ser potencialmente tóxicos.

La ventaja principal que ofrecen los tratamientos biológicos frente al resto es que son muy versátiles, son capaces de eliminar tanto macromoléculas como contaminantes emergentes. Además, los basados en el tratamiento de fangos activos necesitan menor inversión de capital y de operación que aquellos que llevan a cabo oxidación (tratamientos químicos), y no afectan tanto al medio ambiente como la cloración (Ahmed et al., 2017). En la **Tabla 5** se presentan diferentes rendimientos de eliminación para un tratamiento con fangos activos, para la selección de fármacos utilizada con otras técnicas en función del valor de la edad del fango con la que se operó en el tratamiento secundario.

Tabla 5. Porcentajes de eliminación de fármacos en el tratamiento biológico en función de la edad del fango.

COMPUESTO	EDAD DEL FANGO (días)	RENDIMIENTO DE ELIMINACIÓN (%)	Referencia
Acetaminofén	10	99,9	(Radjenović, Petrović, & Barceló, 2009)
	13	92,0	(Jones, Voulvoulis, & Lester, 2007)
Carbamazepina	4 – 60	<40,0	(Joss et al., 2005)
Ibuprofeno	20	99,8	(Vieno, Tuhkanen, & Kronberg, 2005)
Naproxeno	16	95,0 – 98,0	(Jelic et al., 2011)
Diclofenaco	52	63,0	(Clara et al., 2005)
Triclosán	8	69,0	(Yu, Bouwer, & Coelhan, 2006)

A la vista de los antecedentes presentados, el tratamiento biológico mediante un sistema de fangos activos obtiene muy buenos resultados para algunos fármacos utilizando un proceso muy económico y respetuoso con medioambientalmente. Es por ello por lo que se ha seleccionado como técnica a utilizar en este TFG, siendo el objetivo principal el estudio de los parámetros de operación para la optimización en la eliminación de los contaminantes emergentes.

4. LEGISLACIÓN APLICABLE

La presencia de fármacos en aguas residuales urbanas es uno de los retos sin alcanzar en el control medioambiental. Clasificados como contaminantes emergentes, aún no están regulados por ninguna legislación.

En primer lugar, es de obligado cumplimiento la Directiva 91/271/CEE (Consejo de la Unión Europea, 1991) sobre el **tratamiento de aguas residuales urbanas** (ARUs), aprobada el 21 de mayo de 1991. Tiene como objetivo proteger al medio ambiente de los efectos adversos que tendrían las descargas de ARUs y de aguas residuales industriales (ARIs) mediante la recogida y tratamiento de estas. Requiere específicamente:

- La recogida y tratamiento de AR en todas aquellas poblaciones de más de 2.000 habitantes equivalentes (he).
- Implantación de tratamiento secundario en poblaciones de más de 2.000 he, y tratamientos terciarios en aquellas que superen los 10.000 he y viertan a zonas sensibles.
- Autorización previa a la descarga de ARUs, así como de las ARIs procedentes de industrias alimentarias. Además, autorización para vertido de ARIs en los sistemas de recogida de ARUs.
- Control de la recogida de fangos de EDAR y su reutilización, así como reutilización de AR tratada cuando sea posible.
- Limitación de las concentraciones de vertido (**Tabla 6**).

Tabla 6. Requisitos de vertidos procedentes de EDAR según la Directiva 91/271/CEE.

PARÁMETRO	CONCENTRACIÓN MÁXIMA VERTIDO	PORCENTAJE DE REDUCCIÓN MÍNIMO
DBO ₅ a 20°C sin nitrificación (mg/L O ₂)	25	70 – 90
DQO (mg/L O ₂)	125	75
SS total (mg/L)	60 (2.000 he a 10.000 he)	70
	35 (>10.000 he)	90
Fósforo total (mg/L P)	2 (10.000 he a 100.000 he)	80
	1 (>100.000 he)	
Nitrógeno total (mg/L N)	15 (10.000 he a 100.000 he)	70 – 80
	10 (>100.000 he)	

En segundo lugar, la Directiva 2008/105/CE (European Commission, 2008) relativa a las **normas de calidad ambiental en el ámbito de la política de aguas**. Ésta ha sido modificada por la Directiva 2013/39/UE (Comisión Europea, 2013) en cuanto a **sustancias prioritarias en el ámbito de la política de aguas**, aprobada el 12 de agosto de 2013. A través de ella se modifica la lista de sustancias prioritarias para llevar a cabo acciones preferentes en la UE, así como adopta medidas (vía normas de calidad ambiental, NCA) para lograr un buen estado de las aguas superficiales en cuanto a las sustancias de la lista anterior y otros contaminantes emergentes.

La lista de esta directiva se ha llevado a cabo mediante la revisión del artículo 16, apartado 4, de la Directiva 2000/60/CE (Parlamento Europeo y Consejo, 2000) y el artículo 8 de la Directiva 2008/105/CE. Pese a que en ella se regulan una cantidad de sustancias peligrosas para el medio ambiente, no se incluyen sustancias farmacéuticas. Se detalla, sin embargo, un plazo de 2 años desde su publicación para desarrollar un enfoque estratégico que incluya propuestas para reducir los impactos medioambientales de los mismo. Se expone un plazo máximo 4 años para publicar medidas que reduzcan sus descargas, emisiones y pérdidas en las aguas.

Sobre vertidos, es de aplicación también el Reglamento (CE) 850/2004 (European Commission, 2004), aprobado el 29 de abril de 2004, sobre **contaminantes orgánicos persistentes**. En conformidad con esta directiva, la Decisión de Ejecución (UE) 2015/495 (European Commission, 2015) del 20 de marzo de 2015 establece una primera **lista de observación de sustancias a efectos de seguimiento a nivel de la Unión en el ámbito de la política de aguas**. Detalla el marco jurídico según las disposiciones del Convenio de Estocolmo, con el fin de proteger el medio ambiente, así como también la salud humana.

Dada la primera inclusión de fármacos como el diclofenaco o el estradiol en esta última legislación, se han llevado a cabo estudios que analizan los contaminantes emergentes de los cuales no se tiene información de sus concentraciones, siendo que además son potencialmente dañinas para el medio ambiente. En esta línea, se han desarrollado listas como la proporcionada por Negro de Carvalho, Ceriani, Ippolito, & Lettieri (2015)

El 5 de junio de 2018 se publica la Decisión de Ejecución (UE) 2018/840 (European Commission, 2018), que deroga la proporcionada por la Decisión de Ejecución (UE) 2015/495, en la que se establece una **lista de observación de sustancias a efectos de seguimiento a nivel de la Unión en el ámbito de la política de aguas**. En ella se encuentran ya reguladas las concentraciones de más fármacos, como el estradiol, y antibióticos macrólidos, como la eritromicina.

Con respecto a las legislaciones estatales en cuanto a vertido a cauce, son de aplicación las que siguen. La Ley 22/2013 abarca la protección del litoral, marcando el vertido a dominio público marítimo-terrestre. El Real Decreto 606/2003 dicta los límites de vertido a cauce, mientras que el Real Decreto 1620/2007 es aplicado en el ámbito de la reutilización del agua para consumo humano. La Ordenanza Municipal del lugar en el que se genera el AR, además, marca límites de vertido a alcantarillado.

La legislación provincial de Valencia incluye la Ley 2/1992, que garantiza la evacuación, tratamiento, y reutilización de AR en la Comunidad Valenciana; así como el Decreto 193/2001, regulador del régimen económico-financiero y tributario del Canon de Saneamiento.

5. INTRODUCCIÓN TEÓRICA

Desde el inicio de los tiempos, el ser humano ha sido muy dependiente del agua. En la actualidad, esas necesidades incluyen que el agua tenga una calidad determinada, así como que se abastezca la cantidad demandada.

En el año 2016, la demanda fue de 136 L/habitante·día, un 3,0% más que en 2014 (INE, 2018). El dato del consumo de agua por habitante es relativamente constante desde el año 2012 (135 L·habitante⁻¹·día⁻¹). Sin embargo, el coste del abastecimiento de esta no ha hecho más que aumentar desde comienzos del siglo XXI, aunque no de la misma forma en todas las comunidades autónomas, siendo Cataluña o la Región de Murcia las comunidades en las que está más encarecida (**Figura 5**).

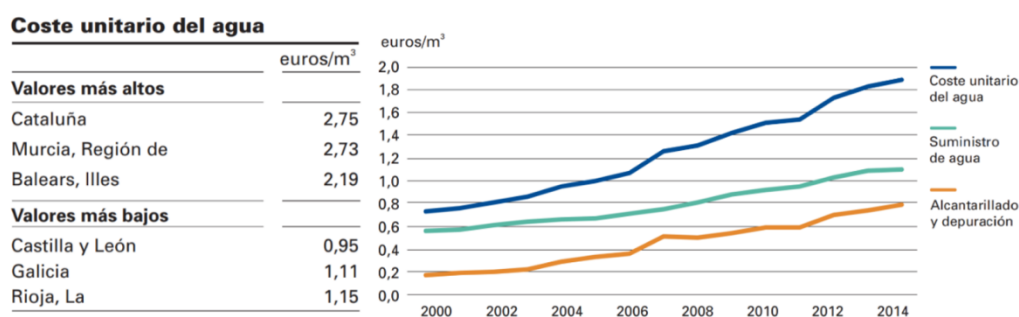


Figura 5. Coste unitario del agua en España (INE, 2017).

5.1. Características de un Agua Residual Urbana (ARU).

Las características de un ARU dependen del tamaño de población, del grado de industrialización de la zona, así como de la incidencia de la pluviometría. Sin embargo, fijando estos parámetros para una ARU concreta se pueden establecer unos rangos de caudal recibido y de características fisicoquímicas del mismo.

En el caso de una población de 5.000 habitantes equivalentes, se puede suponer que cada habitante consume al día aproximadamente 150 litros. De ese total, 70 L se corresponden a consumo doméstico, 30 L al industrial, 25 L en servicios municipales, y 25 L a pérdidas de redes y riegos (Centa, 2008).

Es importante conocer las cargas contaminantes de un agua residual: Demanda Química de Oxígeno (DQO), Demanda Bioquímica de Oxígeno a los 5 días (DBO₅), sólidos en suspensión (SS), así como los nutrientes (nitrógeno y fósforo). Además, también son importantes los caudales de ARU que se generan: medio, punta, mínimo, y máximo.

De esta forma, la calidad del agua se verá afectada por las diferentes cargas contaminantes, entre las que se encuentran:

- i. Objetos grandes, como plásticos, trapos, o animales muertos.
- ii. Partículas de origen mineral u orgánico: arenas, gravas, y otros.
- iii. Grasas (y aceites).

- iv. Sólidos fácilmente oxidables (compuestos orgánicos o inorgánicos), que disminuyen el contenido de oxígeno en el medio en el que se encuentran.
- v. Organismos patógenos, como bacterias, protozoo, helmintos, o virus.
- vi. Contaminantes emergentes: tensoactivos, productos de cuidado personal, y fármacos.

Los parámetros que se utilizan para caracterizar las ARU permiten cuantificar los contaminantes que hay, y suelen ser (Publica, 2015):

- Contenido en aceites y grasas. Se conoce mediante extracción con disolvente y posterior evaporación de este.
- Sólidos en suspensión. Quedan retenidos en una membrana de filtración de 0.45µm. Se clasifican en sólidos sedimentables y no sedimentables.
- Compuestos con requerimiento de oxígeno. Se cuantifican mediante la demanda bioquímica de oxígeno a los 5 días (DBO₅) y la demanda química de oxígeno (DQO). La relación DQO/DBO₅ permite conocer a biodegradabilidad de un ARU (**Tabla 7**).

Tabla 7. Biodegradabilidad de un ARU en función de la relación DQO/DBO₅.

RELACIÓN DQO/DBO ₅	CARACTERÍSTICA DEL AGUA RESIDUAL
DQO/DBO ₅ ≈2-3	Típico valor de ARU
DQO/DBO ₅ >>3	Baja biodegradabilidad – típico de aguas industriales
DQO/DBO ₅ <<2	Alta biodegradabilidad – habitual en aguas de agricultura
DQO=DBO ₅	Toda la materia orgánica es biodegradable.

- Nitrógeno. Este parámetro se controla en todas sus formas: nitrógeno orgánico (N-Nitrógeno), amoniacal (N-NH₄⁺), así como nitratos (N-NO₃) y nitritos (N-NO₂⁻). Además, también se obtiene una medida de la concentración total (N-N-total). La determinación es espectrofotométrica.
- Fósforo total (P). Se encuentra en forma de fosfatos orgánicos, polifosfatos, y ortofosfatos. La determinación es también espectrofotométrica.

Los valores típicos de estos contaminantes se presentan en la **Tabla 8**. Tras el tratamiento de la ARU en la EDAR se controlan también los siguientes parámetros: cloruros (Cl⁻), sulfatos (SO₄⁻²), pH, temperatura, conductividad, y color, de forma que se cumpla la legislación.

Tabla 8. Valores típicos de los principales contaminantes en ARUs (Centa, 2008).

PARÁMETRO	RANGO HABITUAL (mg/L)
Sólidos en suspensión	150 – 300
DBO ₅	200 – 300
DQO	300 – 600
Nitrógeno	50 – 75
Fósforo	15 – 20
Grasas	50 – 100

5.2. Caracterización de los Fármacos.

Los principales fármacos encontrados repetidamente en las plantas de tratamiento de ARU aparecen en concentraciones del orden de ng/L a µg/L, siendo el valor máximo detectado para el ibuprofeno o acetaminofén (depende de la fuente). Las concentraciones encontradas para dos plantas españolas y para un total de 42 muestras en las que se analizaron una selección de 12 fármacos, se pueden ver en la **Tabla 9**.

Tabla 9. Selección de fármacos detectados en EDAR en España.

GRUPO TERAPÉUTICO	COMPUESTO	NIVEL DE DETECCIÓN EN MUESTREO (%)	CONCENTRACIÓN MEDIA EN EL AFLUENTE (µg/L)
Analgésicos y antiinflamatorios	Acetaminofén	100	44,8 ^a
	Diclofenaco	100	0,56 ^a
		n.d.	<0,28 ^b
	Ibuprofeno	98	12,4 ^a
		n.d.	59,14 – 156,16 ^b
	Ketoprofeno	100	0,48 ^a
n.d.		0,30 – 1,36 ^b	
Naproxeno	100	1,55 ^a	
	n.d.	4,04 – 11,14 ^b	
	Ácido salicílico	76	35,1 ^a
Para la disminución del colesterol y regulación de lípidos	Atorvastatina	100	0,11 ^a
	Bezafibrato	100	0,16 ^a
	Gemfibrozil	100	1,11 ^a
Antidepresivos	Venlafaxina	100	0,17 ^a
De acción en el sistema cardiovascular	Enalapril	96	0,14 ^a
Estimulantes	Cafeína	n.d.	2,17 – 3,84 ^b

^a: concentración media en el área de Valencia (Gracia-Lor et al., 2012)

^b: rango de concentraciones en las 4 plantas del área de Sevilla (Santos, Aparicio, & Alonso, 2007)

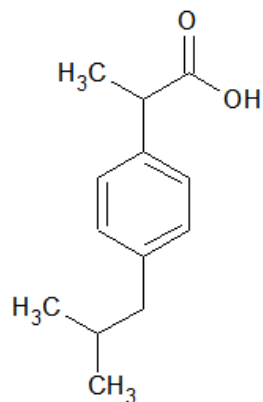
n.d.: no disponible.

Las propiedades físicas y químicas para los fármacos en los que se centra este TFG están recogidas en la **Tabla 10**. En la **Figura 6** se presentan las estructuras moleculares de los mismos.

Tabla 10. Propiedades fisicoquímicas de los fármacos incluidos en los ensayos con SBR. (Fuente: PubChem®)

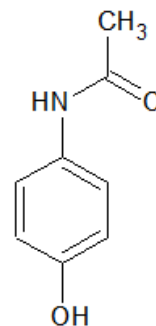
COMPUESTO	FÓRMULA	PM (g/mol)	DENSIDAD (g/cm ³)	SOLUBILIDAD (g/L) (a 25°C)	pKa (25°C)	log K _{ow}	log D	D
Ibuprofeno	C ₁₃ H ₁₈ O ₂	206,28	1,029 (20°C)	En agua: 0,021. En disolventes orgánicos: algo soluble. Alcoholes: muy soluble.	4,41 ± 0,10	3,97	1,44	1,8
Acetaminofén	C ₈ H ₉ NO ₂	151,16	1,293 (21°C)	15	9,86 ± 0,13	0,46	0,23	1,38
Cafeína	C ₈ H ₁₀ N ₄ O ₂	194,19	1,230 (18°C)	28,5	0,52 ± 0,70	-0,07	n.d.	n.d.

5a



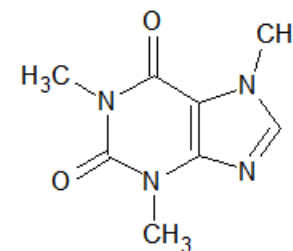
Ibuprofeno

5b



Acetaminofén

5c



Cafeína

Figura 6. Estructura molecular de los fármacos empleados en los ensayos con SBR. (Realizados con ChemSketch 2018 de ACD/Labs)

Ibuprofeno (Figura 6a). Es un analgésico, antiinflamatorio no esteroideo (abreviado AINE, NSAIDs en inglés). Su uso está enfocado principalmente para tratar dolor de origen musculoesquelético, fiebre, inflamación, y para prevenir trombos. Se empezó a usar en el 1969 y se presentó como el mejor sustitutivo a la aspirina, debido a que sus efectos adversos (como el dolor de estómago, náuseas, o vómitos) eran de menor intensidad. En el año 2016, el principio activo del ibuprofeno abarcaba el 36,09% del total de consumo de AINEs en España (Departamento de Medicamentos de uso humano de la AEMPS, 2017).

Acetaminofén (Figura 6b). Es un analgésico antipirético, conocido también por el nombre de Paracetamol. Este principio activo se utiliza para el tratamiento sintomático de aquel dolor que sea leve o moderado, así como de la fiebre, y aparece en numerosos medicamentos. Sin embargo, sus propiedades antiinflamatorias son mínimas en comparación con los AINEs, pero es ampliamente usado de igual forma ya que no provoca dolores gástricos.

Se usó por primera vez en medicina en el año 1893, pero hasta 1949 no se extendió en el área (Burke, Smyth, & FitzGerald, 2006).

Cafeína (Figura 6c). Es una sustancia que se utiliza como aditivo en los alimentos y cuyas implicaciones en el cuerpo humano es que actúa como estimulante.

En Estados Unidos, la media de consumo de cafeína para todas las edades es de 164.5 ± 0.9 mg/día, de los cuales 105.4 ± 0.8 mg/día son debidos al consumo de café (Mitchell, Knight, Hockenberry, Teplansky, & Hartman, 2014).

5.3. Tratamientos de ARU en una EDAR.

Para lograr la calidad del agua que estipula la legislación estatal relativa a vertidos a cauce (Directiva 91/271/CEE), una EDAR debe realizar los tratamientos pertinentes para garantizar unas propiedades determinadas aguas abajo de la planta (ver **Tabla 6** en Capítulo 4).

En primer lugar, se lleva a cabo el **pretratamiento**, cuyo objetivo principal es eliminar sólidos (gruesos y finos) y proteger los procesos posteriores de obstrucciones y abrasiones. En él tienen lugar dos etapas:

- **Desbaste:** permite la eliminación de los sólidos más voluminosos mediante la utilización de rejas (curvas o rectas) y tamices (estáticos o dinámicos). La eliminación es progresiva, de sólidos de mayor tamaño a pequeños, ya que se colocan primero las rejas de gruesos, luego de medios, y finalmente de finos. Posteriormente, los tamices se encargan de retirar los sólidos más pequeños (1 a 3 mm).
- **Desarenado/desengrase:** elimina los sólidos de menor tamaño (arenas y gravas), así como las grasas, mediante equipos como el canal desarenador o un desarenador aireado. El desarenador aireado es una mejora del canal desarenador, ya que la incorporación de canales de aire evita que precipite materia orgánica con los sólidos, de forma que se evita tratar los residuos generados como peligrosos.

Tras ellos, comienza el **tratamiento primario**, que busca eliminar por medios físicos los SS, así como la materia orgánica (MO) que los compone. El tratamiento primario puede ir acompañado de un

tratamiento físico-químico de forma que se aumente la eliminación con respecto al tratamiento físico. En esta etapa se utilizan las siguientes operaciones en el orden y las veces que sean necesarias:

- **Balsas de homogeneización-neutralización:** uniformiza las propiedades del agua y ajusta el pH para etapas posteriores (ya que después se aplica un tratamiento biológico y se debe ajustar al rango de los microorganismos).
- **Coagulación-floculación:** elimina materia coloidal por sedimentación gracias a la adición de un coagulante y un polielectrolito.
- **Decantación:** eliminación de partículas en suspensión pesadas mediante la fuerza de la gravedad. Los equipos pueden ser decantadores estáticos (cilindro-cónicos o lamelares) o dinámicos (circulares).
- **Flotación:** eliminación de partículas en suspensión ligeras al subir a la superficie mediante flotación natural o forzada (aireación, flotación por vacío, o flotación por aire disuelto con recirculación o no) en tanques circulares o rectangulares.

A continuación, se encuentra el **tratamiento secundario**, el cual tiene como función principal eliminar MO biodegradable mediante tratamiento biológico, es decir, reducir la DBO₅, así como sólidos no retenidos en operaciones anteriores. Éste puede ser con procesos aerobios, anaerobios, anóxicos, o una combinación de todos ellos, en función del fin que tenga la operación. En su mayoría se tratan de **procesos aerobios**, y éstos se dividen entre:

- **Fangos Activos:** se basa en el tratamiento de la ARU en un biorreactor agitado y aireado.
- **Lechos bacterianos o filtros percoladores:** microorganismos adheridos a un soporte; no están suspendidos.
- **Contactador Biológico Rotativo:** biodiscos o biocilindros donde se adhieren los microorganismos, los cuales van rotando sobre una balsa de ARU, lo que les permite la alternación de respiración y degradación.

El tratamiento con fangos activos es el más utilizado en la actualidad, ya que es el que mejores rendimientos de eliminación de DBO₅ ofrece. Además, presenta otra serie de ventajas frente a otros sistemas de tratamiento como los lechos bacterianos y el contactor biológico rotativo, ya que éstos generan malos olores en puntos concretos si se dan condiciones anaerobias, y no se puede actuar frente a puntas de MO biodegradable.

La línea de aguas de una EDAR de más de 20.000 habitantes equivalentes (he), considerando pretratamiento, tratamiento primario, y tratamiento secundario, tendría la estructura que se muestra en la **Figura 7**.

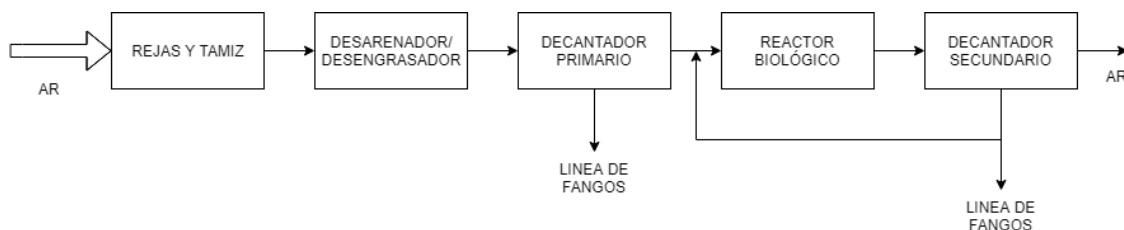


Figura 7. Diagrama de bloques simplificado del tratamiento primario y secundario en una EDAR de más de 20.000 habitantes equivalentes.

Si el vertido de la EDAR se produce a zona sensible, es decir, con riesgo de eutrofización, en la etapa de biodegradación se reduce además la concentración de los nutrientes (nitrógeno y fósforo), mediante nitrificación/desnitrificación o con un proceso Orbal. Éste último combina la nitrificación/desnitrificación con el “stress” del tratamiento de eliminación de fósforo, pero complica mucho la técnica al utilizar una gran cantidad de compartimentos y de diferentes microorganismos, de forma que el rendimiento conjunto es menor que el de las técnicas por separado.

Finalmente, se puede realizar una etapa adicional que recibe el nombre de **tratamiento terciario**, que sólo es estrictamente necesaria cuando va a reutilizarse el agua residual, de forma que se elimine la MO no biodegradable y SS no retenidos en la etapa anterior. Entre las técnicas que se utilizan se encuentran el **filtro arena** (para los SS remanentes), o la **microfiltración (MF)** y **ultrafiltración (UF)**, que consiste en el uso de membranas semipermeables para la eliminación de macromoléculas por diferencia de presión. Con MF se eliminan SS, mientras que con UF se retienen proteínas, polisacáridos, pirógenos, virus, y bacterias.

Si no se lleva a cabo un tratamiento terciario que elimine microorganismos patógenos del agua, como la MF, NF... se debe proceder a la desinfección del agua tratada. Esta desinfección se puede lograr mediante medios físicos, como aumentar la temperatura o aplicar radiación UV, o químicos, como la ozonización o la cloración.

En la **Figura 8** se presenta un esquema de dos posibles opciones de etapas para llevar a cabo un tratamiento terciario en una EDAR de cualquier cantidad de habitantes equivalentes.

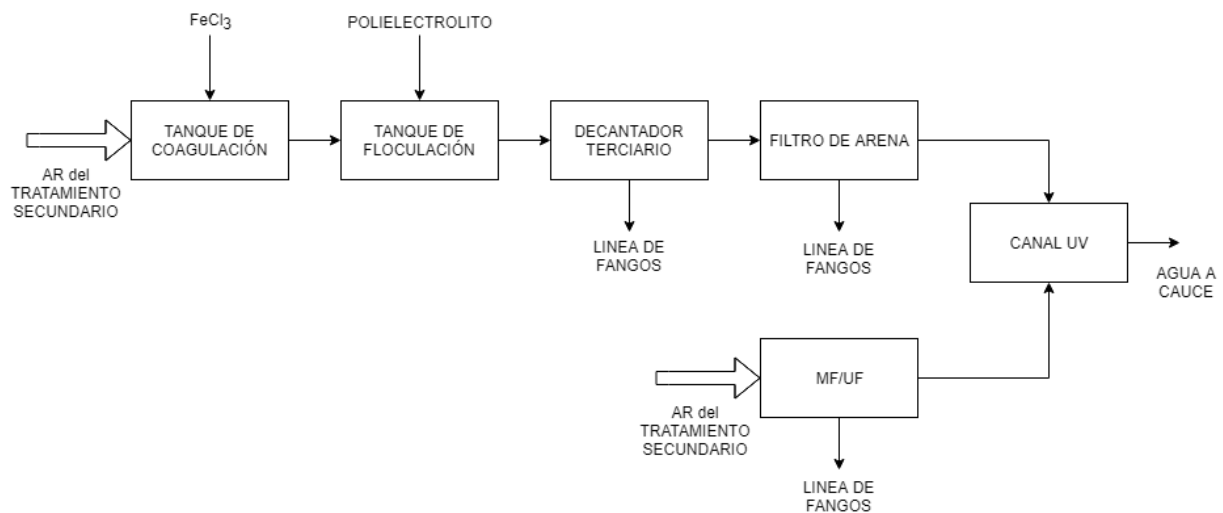


Figura 8. Diagrama de bloques simplificado de dos opciones de tratamiento terciario en una EDAR.

5.3.1. Sistema Convencional de Tratamiento con Fangos Activos.

Existen dos tipos de tratamiento con fangos activos: convencional o de aireación prolongada. La principal diferencia es que con el tratamiento convencional no se le suele dar el tiempo suficiente para lograr una oxidación total, por lo que la MO se degrada sólo parcialmente. Con el tratamiento

convencional se consigue un porcentaje de eliminación de DBO₅ de entre el 85% y 90%. La oxidación prolongada trata con una carga másica de MO menor, por lo que se alcanzan degradaciones totales.

El principio de funcionamiento de los fangos activos (FA) es el siguiente: el ARU entra en el biorreactor, que está aireado y agitado, y cuyo cultivo de microorganismos es capaz de degradar la MO. Tras el tiempo de reacción estipulado, el decantador secundario lleva a cabo la separación del agua y los fangos. El fango a la salida del decantador sufre dos bifurcaciones, una parte se recircula al biorreactor para mantener la concentración de microorganismos constante (**Figura 9**). Además, ajustando el caudal de recirculación se puede responder con rapidez a puntas de MO en el caudal de la EDAR. La otra parte va a la línea de tratamiento de fangos. El efluente del decantador ha de tener las características correctas para su vertido, y en caso de no ser así se debe realizar el tratamiento terciario.

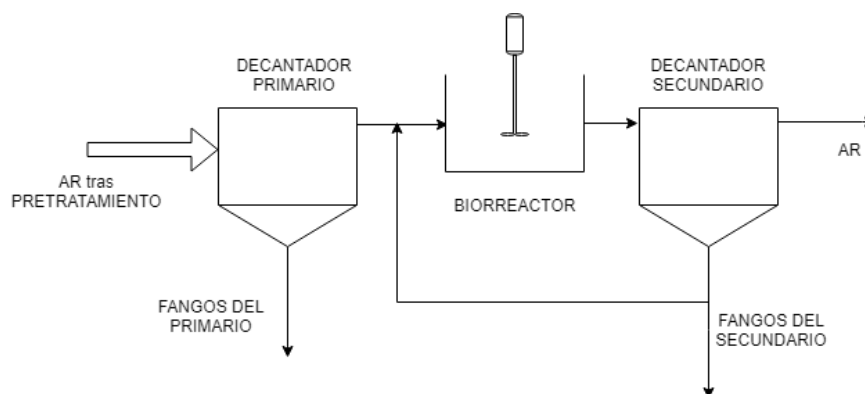


Figura 9. Diagrama de flujo simplificado de un Tratamiento con Fangos Activos Convencional.

También se pueden eliminar nutrientes si es necesario, sin embargo, la eliminación conjunta de nitrógeno y fósforo no es posible en un sistema con fangos activos.

Para diseñar el reactor biológico se deben tener en cuenta los siguientes parámetros:

- Carga másica (CM): es la relación entre la MO biodegradable que entra en el reactor y los microorganismos que hay en el reactor. En fangos activos convencionales el valor suele situarse entre 0,2 y 0,4 kgDBO/kgSS·d. Para tratamientos de aireación prolongada suele ser menor a 0,1 kgDBO/kgSS·d.
- Oxígeno requerido: depende de la cantidad de microorganismos. A mayor cantidad de microorganismos, mayor aireación será necesaria para lograr la degradación adecuada. De no alcanzarse, habría zonas con actividad anaerobia donde la nitrificación/desnitrificación no se estaría dando correctamente, aumentando así la concentración de NH_4^+ sin derivar a NH_3 .
- Nutrientes: de igual forma que el oxígeno, dependen de la cantidad de microorganismos. Se recomienda una proporción de DBO:N:P de 100:5:1 siempre que se arranque el sistema, aunque se ha comprobado que reducirla en un 10% también se obtienen buenos resultados (Saya, 1998).

- Edad del fango: expresa la relación entre la cantidad de fangos que contiene el reactor (masa) y el caudal másico de fangos eliminado diariamente (masa/día), por lo que es un parámetro que se expresa en días.
- Fango producido diariamente: es la cantidad de fango que se genera en el biorreactor y es un parámetro importante para el dimensionamiento del reactor.

Además, en el proceso de degradación de la MO en el biorreactor, los microorganismos liberan sustancias propias de su metabolismo, como carbohidratos, proteínas y sustancias húmicas. Estas sustancias excretadas reciben el nombre de **productos solubles microbianos** (SMP, por sus siglas en inglés) y son la principal fuente de materia orgánica residual que queda a la salida del tratamiento secundario (Eva Ferrer-Polonio, Fernández-Navarro, Alonso-Molina, Bes-Piá, & Mendoza-Roca, 2018), por lo que resulta de vital importancia conocer su concentración en todo momento ya que son reflejo del comportamiento de los microorganismos.

Los SMP se pueden clasificar en dos grandes grupos (Xie, Ni, Seviour, Sheng, & Yu, 2012). El primero lo forman aquellos que crecen a un ritmo proporcional al consumo de substrato, por lo que reciben el nombre de Productos Asociados al Consumo (UAPs; utilization-associated product), producto del metabolismo del substrato y el crecimiento de la biomasa. El segundo grupo incluye a los productos de la muerte de la biomasa, proporcionales de esta forma a la concentración de la misma, llamados Productos Asociados a la Biomasa (BAP; biomass-associated product).

Hay gran variedad de parámetros que afectan a la producción y propiedades de los SMP, sobre todo a los UAPs. De todos ellos, se ha encontrado que su formación aumenta además como respuesta situaciones de *stress*, como pueden ser aumentos en la carga hidráulica, bajos niveles de pH, exceso de nutrientes, o la presencia de compuestos tóxicos (Jarusutthirak & Amy, 2007). En el caso de los reactores aerobios, se añade que un aumento en la carga orgánica aumenta proporcionalmente la acumulación de SMP en el efluente (Mesquita et al., 2010). Cuanto mayor sea la concentración de SMPs en el efluente tratado, peor será la calidad de éste. Por estas razones, se busca en la actualidad encontrar las condiciones de trabajo que hacen que aparezcan en la menor concentración posible (Xie, Ni, Seviour, & Yu, 2013).

5.3.2. Reactor Biológico Secuencial (SBR).

Los SBR son comunes en todo el mundo desde la década de los años 20, aunque en sus inicios (entre 1884 y 1912) se utilizaba precipitación química y filtros (Irvine & Ketchum, 1989). No tuvo mucha popularidad debido a que estaba muy extendido el uso del tratamiento convencional de flujo continuo. No fue hasta que se popularizaron los experimentos de Arden y Lockett en 1914 (Arden & Lockett, 1914a, 1914b) y en 1915 (Arden & Lockett, 1915) que el término fango activo caló para llamar a la biomasa del reactor. Tras esto, hubo un auge entre 1914 y 1920 de instalación de sistemas a gran escala de SBR, pero en muchos de los casos fueron convertidos de nuevo a tanques convencionales.

Gracias a la popularidad que han ganado en China, Europa así como en los Estados Unidos, cada vez tienen más importancia en el área del tratamiento tanto de aguas municipales como industriales,

especialmente en zonas con patrones imprevisibles (o pocos representativos) de caudal de AR (S. Al-Rekabi, Qiang, & Qiang, 2007).

Son sistemas de tratamiento de AR que operan con la base de los fangos activos. Este sistema lleva a cabo una secuencia de ciclos de llenado y vaciado mediante los cuales se desarrollan operaciones unitarias (mezcla, reacción y, finalmente, sedimentación) para lograr normalmente la eliminación de nutrientes (biológica). Sin embargo, la principal diferencial con el tratamiento de fangos activos convencional es que en un SBR todas las operaciones tienen lugar en el mismo tanque (**Figura 10**).

En la etapa de diseño de la operación de reacción de un SBR se elige entre emplear aireación (tratamiento aerobio) o no (tratamiento anaerobio) para alcanzar la degradación de MO y eliminación de los nutrientes.

Es el fundamento de este tipo de reactores el que hace de ellos una excelente opción de innovación en el tratamiento de ARUs debido a que son fáciles de automatizar. Además, se minimiza el requerimiento de espacio, su manejo es sencillo y existe la posibilidad de realizar cambios en el tratamiento.

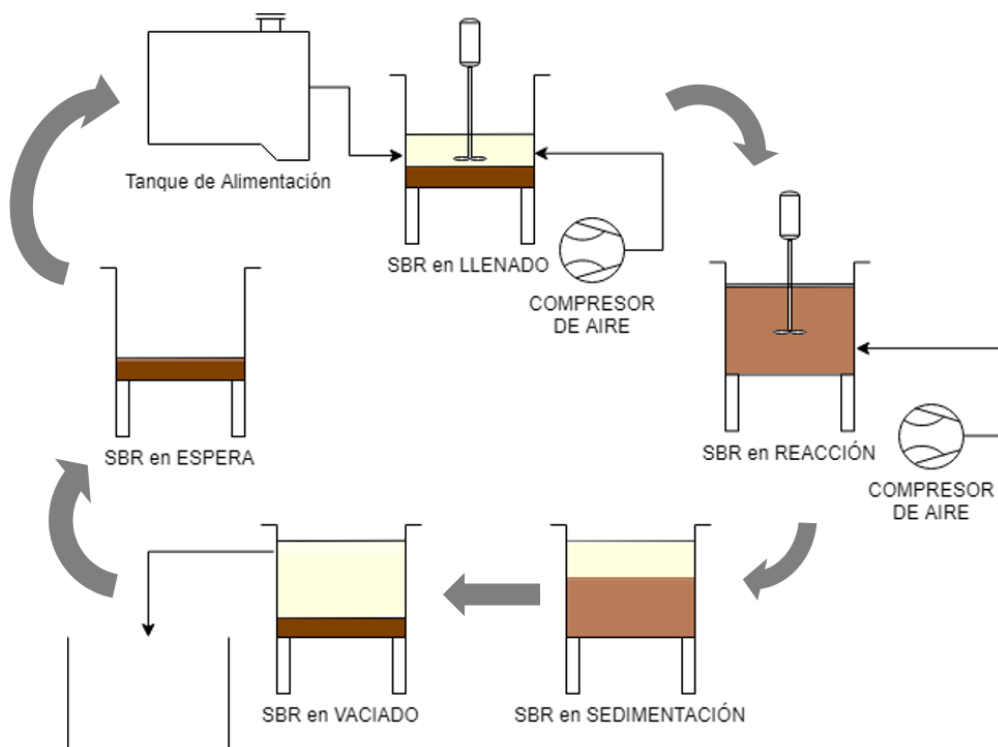


Figura 10. Diagrama de flujo simplificado de los ciclos de un sistema de SBR.

Llenado. Durante el llenado, el AR a tratar se mezcla con la biomasa del anterior ciclo que queda en el reactor, formando el Licor de Mezcla (LM). De esta forma, el volumen inicial (que puede ser desde el 25% al 70% del volumen del tanque) aumenta hasta alcanzar el 100% del volumen del reactor utilizado.

El tiempo de llenado depende del volumen del tanque, de la disposición de sistemas SBR en paralelo, así como la variación en el caudal de AR a tratar. Según Irvine & Ketchum (1989), un sistema de 2 SBRs en paralelo se alimentaría con un tiempo de llenado que es la mitad del tiempo total medio en un ciclo de 6 horas.

La aireación del SBR puede ser proporcionada por cualquier dispositivo, siempre que permita un perfecto control en el rango de caudal suministrado. Igual ocurre con los elementos de agitación: su rango debe proporcionar desde una agitación homogénea del reactor hasta la parada completa. Con todo esto, existen varias formas de efectuar el llenado: sin aireación ni agitación (llenado estático), mezcla sin aireación (llenado en agitación), o un llenado con aireación y mezcla (llenado con reacción).

Reacción. En la etapa de reacción se cesa la dosificación de AR mientras que la aireación y agitación continúan. La eliminación de substratos puede comenzar durante el llenado (llenado con aireación y mezcla) o posterior a él (llenado estático). El final de la etapa de reacción se fija por especificación (que dure, por ejemplo, 6 horas), en función de la carga orgánica del agua de entrada y las especificaciones que se requieran a la salida. De forma normal, la duración de la reacción suele abarcar más de la mitad del tiempo empleado en cada ciclo.

Restringiendo o permitiendo la aireación del tanque se pueden lograr condiciones anaerobias, aerobias, o anóxicas, de forma que se logre el nivel y el tipo de degradación deseada. Alternar ciclos de aireación y ausencia de ella permite llevar a cabo el proceso de nitrificación/desnitrificación y eliminación de fósforo.

Sedimentación. Las condiciones de reposo de esta etapa, ya que la agitación y la aireación cesan, permiten que el SBR actúe como un decantador sin entrada ni salida de agua. La duración de este proceso se encuentra entre 0,5 – 1,5 horas y previene que el fango se eleve por acumulaciones de gas (Irvine & Ketchum, 1989).

Vaciado. El sobrenadante de la etapa anterior se saca del reactor como efluente. El mecanismo diseñado para ello debe operar de forma que no se generen perturbaciones en el reactor que ocasionen refluencias del LM que ensucien el efluente. El tiempo dedicado a esta etapa suele abarcar desde el 5% al 30% del tiempo total del ciclo (Singh & Srivastava, 2011).

Espera. El periodo de tiempo entre el vaciado y el próximo llenado es necesario sobre todo cuando hay varios SBR en operación, de forma que el nuevo ciclo comience en el mismo instante y no ocurra un desfase. Además, se puede utilizar para purgar fango. La purga de fango puede no ser necesaria en todos los ciclos, pero se recomienda que se lleve a cabo de forma frecuente para mantener la eficiencia del proceso y la correcta sedimentación de este.

Los procesos de SBR han demostrado ahorrar más del 60% del gasto requerido en un tratamiento convencional de fangos activos, así como lograr una alta eficiencia en intervalos de aireación cortos (Ng et al., 1993). Además, la eliminación de carbono es mejor, así como la de MO, lográndose porcentajes superiores al 90%, mientras que el tratamiento convencional puede estar en rangos de eliminación del 60 – 90% de DBO (Mohan, Rao, Prasad, Madhavi, & Sharma, 2005; Tchobanoglous & Burton, 1991). Respecto a la concentración de SS eliminados, el dato también es positivo en comparación al proceso convencional, ya que el efluente suele contener menos de 10 mg/L de SS (Ouyang & Juan, 1995).

6. METODOLOGÍA EXPERIMENTAL

Mediante la disposición de un montaje con 4 SBR se quiere determinar el tiempo de retención hidráulico (TRH) óptimo de operación, para el tratamiento de un ARU sintética (AS) que contiene 3 fármacos: ibuprofeno, acetaminofén, y cafeína. Para ello se fijó una edad del fango de 15 días, una CM de 0,34 kgDBO/kgSS·d, una concentración de sólidos en suspensión en el licor de mezcla (SSLM) de 2,5 g/L y se trabajó con dos TRH: 24 y 32 horas. Para cada TRH se operó con dos reactores, uno con y otro sin adición de fármacos. De esta forma, cada ensayo tuvo una duración de 35 días, donde 5 de ellos correspondieron con el tiempo de adaptación de la biomasa.

Los reactores que se operaron a modo de blancos se nombraron como SBR-i_B, donde i=1 para el reactor con TRH=24 h y i=2 para el reactor con TRH=32h, en los cuales el AS a tratar no tendrá fármacos. Los otros dos reactores fueron alimentados con AS que contenía los fármacos en estudio y se nombraron como SBR-i_COP, donde las siglas COP significan compuesto orgánico persistente. En la **Figura 11** se presenta un esquema general con los cuatro reactores utilizados y las características y nomenclatura para cada uno de ellos.

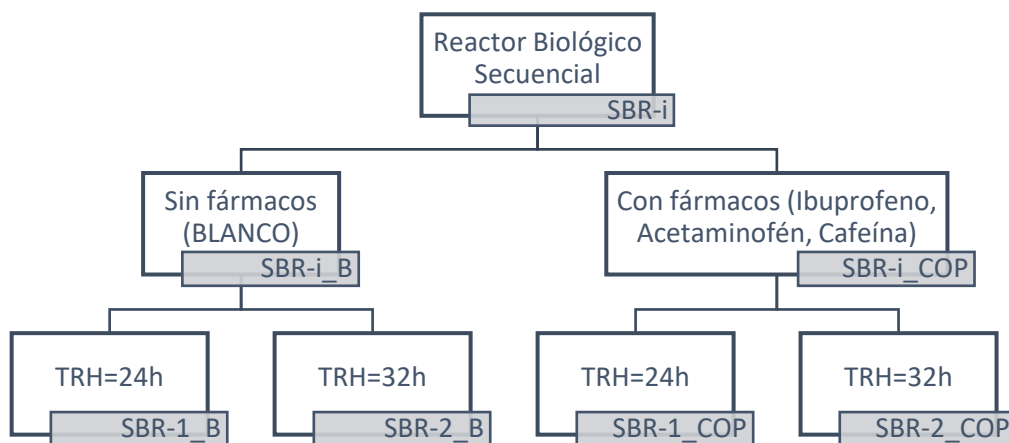


Figura 11. Esquema de los 4 SBR de ensayo con sus características.

6.1. Preparación de las Disoluciones Alimento: Agua Sintética y Fármacos.

Tal y como se ha explicado en la justificación de este TFG, la parte experimental llevada a cabo está relacionada con un proyecto de investigación que abarca un sistema con varias etapas de tratamiento para un agua residual urbana que contiene fármacos. En concreto, la composición del alimento de los SBRs viene fijada por los resultados obtenidos en dos TFG y un TFM realizados en la Universitat Politècnica de València. En estos trabajos se trató una ARU con membranas en serie de ultrafiltración (UF) (Clavijo Díaz, 2017; Durá María, 2016) y nanofiltración (NF) (Martínez Serrano, 2018), obteniendo una corriente de permeado tras la NF libre de fármacos y dos corrientes de rechazo (UF+NF) que se van a tratar biológicamente mediante el sistema SBR. La composición de esta corriente correspondiente a la fracción de fármacos que abarca este TFG se detalla en la **Tabla 11**.

Tabla 11. Concentración de COPs a tratar en el sistema biológico.

	Ibuprofeno (mg/L)	Acetaminofén (mg/L)	Cafeína (mg/L)
R_{UF} + R_{NF/OI} Alimento Biológico	2,14	2,14	1,61

Se quiere destacar que estas concentraciones son muy superiores a las que se encuentran en las ARU (ver Capítulo 3), debido a la concentración de los fármacos en las corrientes de rechazo por el tratamiento con membranas descrito.

Para los ensayos se decidió trabajar con agua sintética (AS), ya que, para obtener la edad del fango fijada de 15 días, era necesario tener un valor de DQO en el alimento determinado y empleando el agua residual real se dificultaba esa metodología de trabajo.

Para la preparación del AS se utilizó K₂HPO₄, como fuente de fósforo, y peptona y extracto de carne, para lograr la DQO deseada y aportar el nitrógeno necesario. Las especificaciones de cada producto aparecen en el punto 6.5 correspondiente a materiales. La DQO depende de la carga másica, es decir, de la carga orgánica diaria en función de la cantidad de microorganismos capaces de degradarla. Existen fórmulas empíricas, como la de Huisken, que relacionan la carga másica del agua residual urbana con el crecimiento del fango y por lo tanto con la edad de este, pero al trabajar con aguas sintéticas se necesita una correlación específica. Dada la experiencia en el tratamiento biológico dentro del grupo PROMETEO del ISIRYM (Instituto Universitario de Seguridad Industrial, Radiofísica y Medioambiental) de la UPV, que ha utilizado esa misma composición en otros estudios (E. Ferrer-Polonio, White, Mendoza-Roca, & Bes-Piá, 2018), ha sido posible obtener una ecuación (Ec. 1) que relaciona la edad de fango (θ) con la carga másica del agua sintética utilizada:

$$\theta \text{ (día)} = 2.1631 \cdot CM^{-1.779} \quad (\text{Ec. 1})$$

Una vez fijada la edad del fango en 15 días, se obtuvo la CM que debía tener el AS. Conociendo que la relación entre la carga másica (CM) y la DQO deseada es la que se tiene en la Ec. 2, y teniendo en cuenta que el resto de los parámetros son conocidos, se obtuvo la DQO que debía tener el AS a utilizar.

$$CM \left(\frac{kgDBO}{kgSS \cdot d} \right) = \frac{DQO \cdot Q}{SSLM \cdot V} \quad (\text{Ec. 2})$$

Donde:

Q: Caudal de entrada y salida del SBR (L/d). Depende del TRH del reactor.

SSLM: se debe mantener en 2,5 g/L.

V: volumen de reacción = 6 L.

Por otro lado, experimentalmente se determinó que 45 mg de peptona y 45 mg de extracto de carne dan 100 mg/L de DQO, y que la proporción de fósforo que aporta el K_2HPO_4 debe de cumplir (como mínimo) la relación 100:5:1 para DQO:N:P. Con todo ello se determinó la concentración de cada compuesto del AS para cada uno de los TRH ensayados (**Tabla 12**).

Tabla 12. Caracterización del AS para los SBR según el TRH.

TRH (h)	AS	DQO (mg/L)	K_2HPO_4 (mg/L)	Peptona (mg/L)	Extracto de carne (mg/L)
24 h	AS1	1202	67	541	541
32 h	AS2	1603	90	721	721

En cuanto a la concentración de fármacos a dosificar en los reactores SBR-i_COP, debían ser similares a las del agua real (**Tabla 11**), por lo que se decidió añadir 2 ppm de cada medicamento en estudio (acetaminofén, ibuprofeno, y cafeína) al alimento final. Para la dosificación de los medicamentos en el alimento se utilizaron disoluciones madre de 10.000 ppm, de las que se extrajo la cantidad (en mL) necesaria. Las disoluciones de cafeína y acetaminofén se prepararon con agua destilada, mientras que para la de ibuprofeno fue necesario el uso de metanol, ya que este fármaco no se diluye en el agua.

Debido a la adición de metanol en el AS, se comprobó que había un aumento de la DQO de 164 mg/L, por lo que fue necesario realizar un ajuste de las concentraciones de peptona y extracto de carne para mantener el mismo valor de DQO en los SBR-i_B y en los SBR-i_COP. La composición de las cuatro AS utilizadas finalmente en los cuatro reactores operados se presenta en la **Tabla 13**.

Tabla 13. Caracterización de las AS para los SBR-i_B y SBR-i_COP.

REACTOR	AS	DQO (mg/L)	Peptona (mg/L)	Extracto de carne (mg/L)	K_2HPO_4 (mg/L)	Cafeína Acetaminofén Ibuprofeno (mL/L)
SBR-1_B	AS1	1200	541	541	67	0
SBR-1_COP	AS1*	1200	450	450	67	6,67
SBR-2_B	AS2	1600	721	721	90	0
SBR-2_COP	AS2*	1600	578	578	90	6,67

La preparación del alimento sintético se llevó a cabo 3 veces a la semana (lunes, miércoles, y viernes) para optimizar al máximo el alimento preparado sin que la degradación de este fuese importante.

6.2. Descripción de la Planta Piloto SBR.

Para la puesta a punto de los ensayos se utilizaron 2 reactores secuenciales en dos periodos de ensayo: se operó primero con los SBR con TRH de 24h (SBR-1_B y SBR-1_COP), y posteriormente con los otros 2 con TRH de 32h (SBR-2_B y SBR-2_COP).

El fango con el que se trabajó en los SBR fue tomado de la línea de recirculación de una planta de tratamiento de aguas residuales de Valencia. Se operó con una concentración de SSLM de aproximadamente 2,5 g/L, con un tiempo de adaptación inicial del fango al AS de 5 días, y un periodo de adición de fármacos de 2 veces la edad del fango.

Cada sistema SBR precisó del uso de los siguientes elementos (las imágenes de cada equipo se encuentran en el ANEXO I):

- Reactor de 10 L realizado en metacrilato transparente con las siguientes especificaciones: 30 cm de alto y 20 cm de diámetro.
- Bidón 25 L de plástico con tapa superior y salida con llave de paso por la parte inferior.
- Bombas peristálticas para el llenado, modelo D-25V para los SBR-i_B y modelo D-21V para los SBR-i_COP, ambas de DINKO Instruments.
- Bombas peristálticas de vaciado D-25VT y D-21V, ambas de DINKO Instruments, para los SBR-i_B y SBR-i_COP, respectivamente.
- Tres temporizadores (Timers) conectados a la red eléctrica, para el control automático del encendido y apagado de las bombas, así como de la agitación y aireación.
- Agitador mecánico (modelo RZR de Heidolph) con pala de material plástico, para mantener el fango homogéneo durante la etapa de reacción.
- Compresor de aire con un caudal máximo de 400 L/h de Eheim. Cada compresor dispone de dos difusores que se sitúan en la parte baja de la pared lateral del SBR y proporcionan el oxígeno necesario para que los microorganismos del fango activo lleven a cabo sus funciones metabólicas en condiciones óptimas.

Las plantas en funcionamiento quedaron como se ve en la **Figura 12** y **Figura 13**.



Figura 12. Sistema del SBR-i_B.



Figura 13. Sistema del SBR-i_COP.

Los SBR operaron con 3 ciclos al día, de forma que la duración de cada uno de ellos fue de 8 horas. En cada ciclo se deben de realizar las operaciones de llenado, reacción, sedimentación, vaciado y tiempo de espera. Durante el periodo de reacción (que incluye el llenado) estuvieron conectados el agitador y el aireador, mientras que permanecieron apagados en el resto de las etapas.

La distribución de tiempos y el uso de cada uno de los equipos para cada ciclo se detallan en la **Tabla 14** y se repiten para los tres ciclos establecidos.

Tabla 14. Fases de operación de cada ciclo de los SBR.

		BOMBA LLENADO	BOMBA VACIADO	AGITACIÓN	AIREADORES
6 horas (llenado≈20 minutos)	Reacción + Llenado (*)	√ (**)		√	√
1 hora y 30 min	Sedimentación				
≈15 minutos	Vaciado (*)		√		
Resto hasta 8 horas	Tiempo de espera				

(*) El tiempo empleado en el llenado y vaciado dependen de la bomba utilizada, así como del TRH (para TRH=24 h el llenado/vaciado=2 L y para TRH=32 h el llenado/vaciado=1.5 L).

(**) La bomba de llenado sólo estuvo activa durante el llenado.

6.3. Métodos Analíticos.

Los ensayos se controlaron mediante el análisis de ciertos parámetros en el efluente y en el licor de mezcla (LM) que se detallan a continuación.

En el efluente se midió 3 veces a la semana el valor del pH, conductividad, turbidez, y DQO disuelta. Una vez a la semana se analizó el nitrógeno total (N_T), el nitrógeno amoniacal ($N-NH_4^+$) y el fósforo total (P_T), así como la concentración de SMP a partir del análisis de carbohidratos y proteínas. Además, se midió la concentración de los tres fármacos en el efluente al inicio del ensayo (día 7), a mitad del ensayo (día 21) y al finalizar el mismo (día 35).

Sobre el licor de mezcla se controlaron los sólidos en suspensión (SSLM) tres veces por semana y los sólidos en suspensión volátiles (SSVLM) una vez por semana.

A continuación, se detalla la metodología y equipos utilizados en cada determinación.

6.3.1. Conductividad, Turbidez, y pH.

La **conductividad** expresa la concentración total de sales solubles contenidas en el agua en cuestión. Los valores normales en aguas residuales urbanas oscilan entre 500 a 1.500 $\mu S/cm$. Al depender íntimamente de la temperatura, las medidas se realizan siempre bajo las mismas condiciones, con el agua a temperatura ambiente del laboratorio, que suele estar entre 19-22°C.

Para que las medidas sean correctas el equipo tiene que estar adecuadamente calibrado con patrones de conductividad conocida. Se utilizó el equipo EC-Meter GLP 31+ de Crison (**Figura 14**), que cuenta con 3 valores patrón para el calibrado: 147 $\mu S/cm$, 1413 $\mu S/cm$, y 12,88 mS/cm. La medida se realiza con la muestra en agitación hasta que el equipo se estabiliza en un valor constante. El criterio de estabilidad es que no haya variación de ± 1 dígito en 6 segundos. El error de medida (± 1 dígito) del equipo es de $\leq 0,5\%$. La reproducibilidad es de $\pm 0,1\%$. La resolución del equipo es 0,01/0,001 $\mu S/cm$.

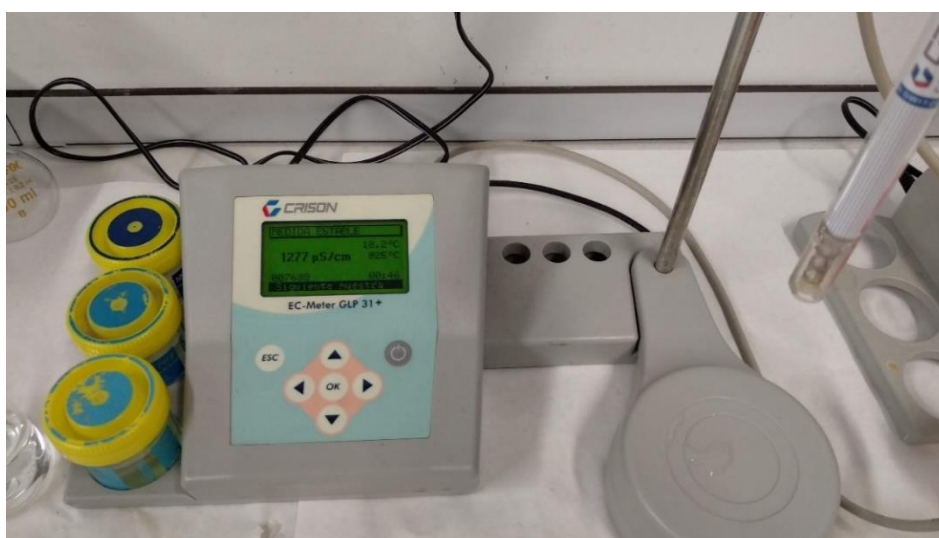


Figura 14. Equipo de conductividad EC-Meter GLP 31+ de Crison.

La **turbidez** es una característica óptica que hace referencia a la claridad u opacidad del agua. La pérdida de transparencia se debe a la presencia de partículas en suspensión y material coloidal; no tiene que ver con el color. Se mide en NTU, que son las siglas en inglés para Unidades de Turbidez Nefelométrica (Nephelometric Turbidity Unit).

El instrumento empleado fue el TURBIDIMETER D-112 de DINKO Instruments (**Figura 15**). Mediante una fotocélula en un ángulo de 90° con respecto a una fuente luminosa, es capaz de medir la intensidad de la luz dispersada en el momento que la luz pasa a través de la muestra líquida. Cada vez que el equipo se enciende es necesario proceder a su calibración con 3 patrones de turbidez conocida (5 NTU, 40 NTU, y 400 NTU). Es importante que el vial de medida esté lo más limpio posible, de forma que no haya manchas o gotas de agua que interfieran con la medida o ensucien el equipo.

La precisión del equipo de medida es de $\pm 2\%$. La resolución es de 0,001 NTU, y la repetitividad de la medida es $\pm 1\%$ de la lectura.



Figura 15. Equipo de turbidez TURBIDIMETER D-112 de DINKO Instruments.

La medida del **pH** se basa en la capacidad de respuesta del electrodo de vidrio ante soluciones de diferente actividad de iones H^+ (Fernández & Curt, 2011). De igual forma que ocurre con la conductividad, depende de la temperatura, por lo que se deja estabilizar a temperatura ambiente del laboratorio (19-22°C) antes de realizar la medida.

El equipo del que se hizo uso fue el pH-Meter GLP 21+ de Crison (**Figura 16**). La calibración del equipo se llevó a cabo con 3 patrones con un pH de 4, 7, y 9,21, que se conservan en nevera. Las muestras mantuvieron en agitación hasta que el equipo estabilizó el valor, de forma que la medida sea lo más homogénea y representativa posible.

La resolución del equipo de medida es de 0,1/0,01/0,001; y la reproducibilidad (± 1 dígito) de ± 0.001 . El error de medida (± 1 dígito) es $\leq 0,005$.



Figura 16. Equipo de pH pH-Meter GLP 21+ de Crison.

6.3.2. DQO, Nitrógeno Total, Fósforo Total, y Nitrógeno Amoniacal.

Estas cuatro medidas se realizaron mediante kits de la empresa MERCK KGaA Chemicals (Germany), adaptados al rango de medida que se esperaba encontrar. Estos kits realizan el test en cubetas y permiten obtener la medida de la variable mediante un método fotométrico utilizando el espectrofotómetro marca Spectroquant® NOVA 30 (Figura 17). Antes de dosificar el volumen correspondiente para cada medida (según lo especifique la técnica), se realizó una filtración inicial a 40 μm con filtros de celulosa, para eliminar partículas que interfiriesen en la medida.

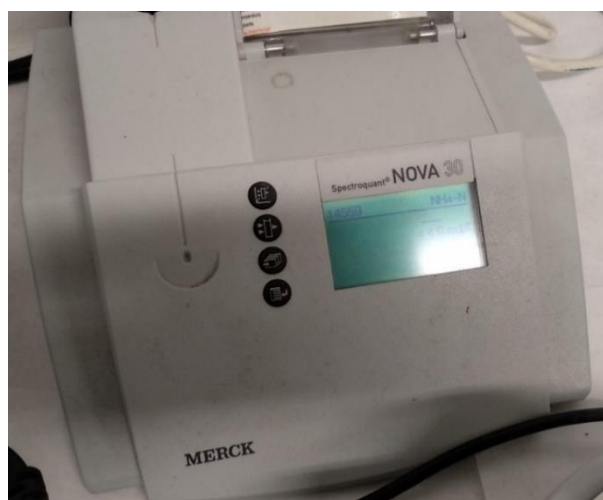


Figura 17. Espectrofotómetro de la empresa MERCK marca Spectroquant® NOVA 30.

Para la **demanda química de oxígeno (DQO)** se hicieron uso de dos kits de reactivos: uno de ellos en el rango de concentración 10 – 150 mg/L, para determinar el contenido en el efluente y otro de ellos en el rango de 25 – 1500 mg/L, para conocer la concentración en el alimento. El método de análisis en una oxidación sulfúrica con dicromato potásico ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) y sulfato de planta (catalizador) para

determinar la cantidad de oxígeno que, en las condiciones de trabajo que se especifican en la técnica, reacciona con las sustancias oxidables (orgánicas o inorgánicas) en 1 litro de agua.

Para concentraciones 10 – 150 mg/L, fotométricamente se determinan los iones $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$ que no han reaccionado, que aportan color amarillo. Para el intervalo de medida de 25 – 1500 mg/L, la determinación fotométrica es de los iones Cr^{3+} , de color verde. El procedimiento que siguen ambos kits corresponde a DIN ISO 15705 y es análogo a EPA 410.4, APHA 5220 D y ASTM D1252-06 B.

Para la realización del método que especifica la técnica fue necesario el uso de un termorreactor; el equipo utilizado fue el Thermoreaktor TR 300 de MERCK Chemicals (**Figura 18**).



Figura 18. Termorreaktor TR 300 de MERCK Chemicals.

En cuanto al **fósforo total (P_T)** se utilizó el rango de concentración 0,5 - 25,0 mg/L. Se determinó fotométricamente el azul de fosfomolibdeno (PMB), que procede de reducir con ácido ascórbico el ácido molibdofosfórico que se ha formado con los iones ortofosfato y los iones molibdato. El procedimiento es análogo a la EPA 365.2+3, la APHA 4500-P E y al DIN EN ISO 6878.

La reacción debe producirse a 120°C durante un tiempo de 30 minutos. Para ello se utilizó el Thermoreaktor ECO 16 de VELP Scientifica (**Figura 19**).



Figura 19. Termorreaktor ECO 16 de VELP Scientifica.

Para determinar el **nitrógeno total (N_T)** se utilizó el rango de concentración 10 – 150 mg/L. En este método se transforma los compuestos inorgánicos y orgánicos de nitrógeno en nitratos por el método de Koroleff por tratamiento con un oxidante a una temperatura de 120°C durante 60 min. Para ello se utilizó el Thermoreactor ECO 16 de VELP Scientifica (**Figura 19**). La disgregación es análoga a EN ISO 11905-1. La determinación de nitratos es análoga a DIN 38405-9.

Por último, para conocer el **nitrógeno amoniacal (N-NH₄⁺)** que contiene la muestra se utilizó el rango de concentración 4,0 - 80,0 mg/L. El método consiste en una transformación de iones hipoclorito a monocloramina en pH fuertemente básico, lo que tinte la solución, inicialmente amarilla, de azul. Por esto, las muestras se verán más verdes cuanto más NH₄⁺ contengan. El procedimiento es análogo a la EPA 350.1, la APHA 4500-NH₃ F, la ISO 7150-1, así como el DIN 38406-5.

La sensibilidad de cada kit detallado, así como distintos parámetros estadísticos de cada uno, se presenta en la **Tabla 15**.

Tabla 15. Parámetros estadísticos de los kits utilizados.

	DQO 10 – 150 mg/L	DQO 25 – 1500 mg/L	P total 0,5 – 25,0 mg/L	N total 10 – 150 mg/L	N-NH₄⁺ 4,0 – 80,0 mg/L
Sensibilidad (0,01 Abs)	2,0	17,0	0,08	2	0,4
Intervalo de confianza (95% probabilidad)	± 3,0	± 12,0	± 0,4	± 3	± 1,2
Desviación estándar del procedimiento	± 1,1	± 4,7	± 0,15	± 1,1	± 0,51
Exactitud	± 7,0	± 28,0	± 0,5	± 5,0	± 2,0

6.3.3. Sólidos en Suspensión y Sólidos en Suspensión Volátiles en el Licor de Mezcla.

Mediante la medida de los sólidos en suspensión se obtuvo una cantidad que engloba la materia en suspensión y la materia sedimentable, que tiene un tamaño de partícula superior a 1,2 µm, que corresponde con el tamaño de poro del filtro utilizado. Es importante el control de esta variable ya que se necesita que se mantenga constante en los SBR (≈ 2,5 g/L), por lo que aumentos sobre el valor establecido hacen necesaria una purga de parte del contenido.

Para la determinación del valor de los **sólidos en suspensión** se siguió el siguiente procedimiento:

- 1) Tomar volumen de muestra representativa y homogénea del fango en agitación del SBR en un vaso de precipitados. En los ensayos se tomó 70 – 90 mL.
- 2) Mantener la muestra en agitación con un imán mientras se prepara el resto de los pasos.
- 3) Las medidas de sólidos en suspensión de cada SBR se harán por duplicado:
 - a. Pesarse dos vidrios de reloj con un filtro de 1,2 µm de borosilicato de Filter-Lab (MFV3). Anotar peso (m_{inicial}).

- b. Colocar con pinzas el filtro en el sistema de filtración, el cual está conectado a una bomba de vacío, para facilitar la succión del agua y ajustar los conos para contener el LM (Figura 20).



Figura 20. Sistema de filtración con bomba de vacío.

- 4) Dosificar el mismo volumen en cada filtro. En los ensayos se dosificaron 25 mL.
- 5) Abrir la llave de paso del sistema de filtración de los puntos ocupados y encender la bomba. Dejar que el vacío extraiga el agua de la muestra hasta que queden todos los sólidos retenidos en el filtro (Figura 21).



Figura 21. Muestra para medir sólidos en suspensión con la torta en el filtro.

- 6) Apagar la bomba y cerrar la llave de paso.
- 7) Quitar los conos con cuidado de no arrastrar los sólidos ni doblar el filtro, retirar el filtro con una espátula o unas pinzas, devolverlo a su vidrio de reloj inicial e introducir en la estufa a 105°C durante al menos 1 hora (Figura 22).



Figura 22. Estufa de P Selecta.

- 8) Dejar enfriar en desecador durante 30 min o hasta que alcance la temperatura de ambiente.
- 9) Pesar el vidrio de reloj con el filtro y los sólidos (m_{final}).

De la diferencia de masa entre la muestra final y la inicial, dividida entre el volumen de muestra dosificada, resultan los sólidos en suspensión del licor de mezcla (Ec. 3).

$$SSLM \left(\frac{g}{L} \right) = \frac{m_{final} - m_{inicial}}{V} \quad (\text{Ec. 3})$$

Para conservar la concentración de SSLM aproximadamente constante en un valor de 2,5 g/L se realizó una purga cuando fue necesario de parte del fango. A partir de estos datos se puede calcular la edad del fango (θ) al final del ensayo con la (Ec. 4), pudiendo comparar de esta forma la θ teórica con la real:

$$\theta \text{ (día)} = \frac{SSLM_{TEOR} \left(\frac{g}{L} \right) \cdot V \text{ (L)}}{\Delta X \left(\frac{g}{\text{día}} \right)} \quad (\text{Ec. 4})$$

Donde:

$SSLM_{TEOR}$: son los SSLM teóricos del fango, esto es, 2,5 g/L.

V: es el volumen del reactor, es decir, 6 L.

ΔX : crecimiento del fango en g de SSLM/día.

El crecimiento del fango se calculó según la (Ec. 5), donde $SSLM_{Tot \text{ purgados}}$ son los sólidos en suspensión totales purgados. Para conocerlos se calcularon los gramos contenidos en cada volumen purgado diariamente mediante la concentración de sólidos que quedó tras la purga.

$$\Delta X \left(\frac{g}{día} \right) = \frac{SSLM_{Tot \text{ purgados}} \left(\frac{g}{L} \right) \cdot V_{Tot \text{ purgado}} (L)}{\text{Periodo estable (día)}} \quad (\text{Ec. 5})$$

Para conocer el contenido de **sólidos en suspensión volátiles** en la muestra se añaden los siguientes pasos al procedimiento anterior:

- 10) Pasar el filtro sin alterarlo a un recipiente apto para mufla y pesar el conjunto ($p_{inicial}$). En el ensayo se utilizaron crisoles de cerámica.
- 11) Introducir en la mufla () en la que permanecerá a 550°C durante 1 hora (el ciclo total es de 1,5 h, incluyendo la rampa de subida y bajada).
- 12) Dejar enfriar dentro de la mufla hasta temperatura ambiente y pesar el conjunto final (p_{final}).

La diferencia de masa entre la muestra inicial y la final una vez calcinada, entre el volumen de muestra inicial dosificada se corresponde con los sólidos en suspensión volátiles del licor de mezcla (Ec. 6).

$$SSVLM \left(\frac{g}{L} \right) = \frac{p_{inicial} - p_{final}}{V} \quad (\text{Ec. 6})$$

Los sólidos en suspensión volátiles se expresan normalmente como porcentaje de los totales (Ec. 7), y su contenido suele estar en torno al 70-90%.

$$SSVLM (\%) = \frac{SSVLM \left(\frac{g}{L} \right)}{SSLM \left(\frac{g}{L} \right)} \cdot 100 \quad (\text{Ec. 7})$$

6.3.4. Productos Solubles Microbianos (SMP): Concentración de Carbohidratos y Proteínas.

En el crecimiento de biomasa (metabolización de sustrato), así como en la descomposición de la misma, se liberan compuestos orgánicos a la disolución: los SMP, que están compuestos principalmente por carbohidratos y proteínas (Eva Ferrer-Polonio et al., 2018).

Para analizar los carbohidratos y proteínas se tomó muestra del efluente tras el periodo de reacción y al finalizar la sedimentación, de esta forma se aseguró que los carbohidratos y proteínas analizados procedían de los SMP y no del alimento. Se utilizó el método de la Antrona para determinar los carbohidratos (Frølund, B., Palmgren, R., Keiding, K., Nielsen, 1996) y el método micro BCA para las proteínas (Zuriaga-Agustí, Bes-Piá, Mendoza-Roca, & Alonso-Molina, 2013).

Los **carbohidratos** se midieron por reacción colorimétrica con la antrona (9,10-dihidro-9-ketoantraceno) en medio sulfúrico, ya que se produce un derivado del furano que tiene su máximo

de absorción en 625 nm. La sensibilidad del método es de 3 mg/L de glucosa, y la desviación estándar en el rango estudiado (10 y 100 mg/L de glucosa) es de 4 mg/L.

Para realizar las medidas se utilizó ácido sulfúrico concentrado al 96%, D-glucosa monohidrato (para la recta de calibración), y el propio reactivo de antrona. Las muestras se midieron por triplicado, incluido un blanco preparado con agua, siguiendo el procedimiento siguiente:

- 1) Preparar una disolución de antrona al 0,2% en H₂SO₄ (peso:volumen).
- 2) Dejar reaccionar la disolución de antrona preparada 2 horas en oscuridad antes de utilizar.
- 3) Tomar 1 mL de muestra para analizar. Añadir al mL anterior 2 mL de la disolución de antrona en cubetas de vidrio. Tapar y homogeneizar en un vórtex durante 10 segundos. Situar los viales en un soporte de aluminio (**Figura 23**).
- 4) Dejar reaccionar durante 14 minutos en un baño termostataado a 100°C.
- 5) Enfriar las cubetas durante 5 minutos sumergidas en agua fría.



Figura 23. Cubetas tras ser enfriadas con hielo.

- 6) Medir la absorbancia a $\lambda=625$ nm en el espectrofotómetro DR6000 de Hach Lange, que se puede ver en la **Figura 24**.



Figura 24. Espectrofotómetro DR 6000 de Lange.

Para ello se trasvasan las muestras desde el vial de vidrio a unas cubetas de plástico (**Figura 25**). Realizar en primer lugar la medida del blanco, seleccionando la muestra más

representativa del valor medio (del ensayo por triplicado), para hacer “cero” antes de medir el resto de las muestras.

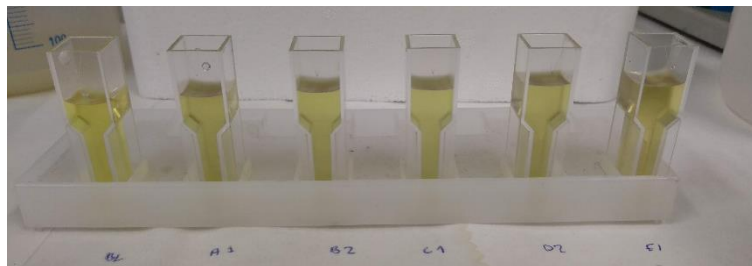


Figura 25. Cubetas después de medir en el espectrofotómetro.

- 7) A partir de la recta de calibración, cuya obtención se explica a continuación, se puede correlacionar la absorbancia medida con la concentración de carbohidratos.

Para conocer la recta de calibrado se utilizaron disoluciones de D-glucosa monohidrato entre el rango de 0 a 100 mg/L. Se preparó una disolución madre de 100 mg/L con 0,01g de D-glucosa monohidrato en 100 mL de agua ultra pura. A partir de ésta se prepararon muestras de 75, 50, 20, 10 y 5 mg/L por dilución y se midieron siguiendo el procedimiento explicado. La recta de calibrado obtenida fue la que presenta en (Ec. 8).

$$\text{CARBOHIDRATOS } \left(\frac{\text{mg}}{\text{L}} \right) = 0,1123 + 74,043 \cdot \text{Abs} \quad (\text{Ec. 8})$$

$$R^2 = 0,9993$$

La determinación de **proteínas** se llevó a cabo mediante el método micro BCA, válido para concentraciones entre 0,5 – 20 mg/L. El método se basa en la reducción de iones Cu^{2+} por las proteínas, de forma que el Cu^+ se detecta espectrofotométricamente por conversión al complejo $\text{Cu(I)-(bicinconinato)}_2$, que es de color violeta, cuya absorbancia a $\lambda=562$ nm es proporcional al valor de la concentración de proteína.

Para la realización de la medida se usó del Kit de micro BCA de BIOSCIENCES (Micro Bicinchoninic Acid (BCA) Protein Assay), que consta de un reactivo A (disolución tampón), un reactivo B (disolución reactiva), y un reactivo C (disolución de cobre).

Las medidas se realizaron por triplicado, igual que con los carbohidratos, y también fue necesario un blanco. El procedimiento del ensayo fue como sigue:

- 1) Preparar el volumen de *Working Reagent* necesario para las muestras a analizar. Las proporciones para un volumen de 50 mL son: 25 mL de Reactivo A, 24 mL de Reactivo B, y 1 mL de reactivo C.
- 2) Pipetear 1 mL de cada muestra en un eppendorf de un sólo uso con capacidad para 2 mL y añadir 1 mL del *Working Reagent* en cada eppendorf. Agitar durante 6 segundos en el vórtex y situar los eppendorfs en un soporte de espuma (**Figura 26**).

- 3) Introducir los eppendorfs en el baño termostataado a 60°C durante 1 hora.
- 4) Dejar enfriar a temperatura ambiente durante aproximadamente 6 minutos.

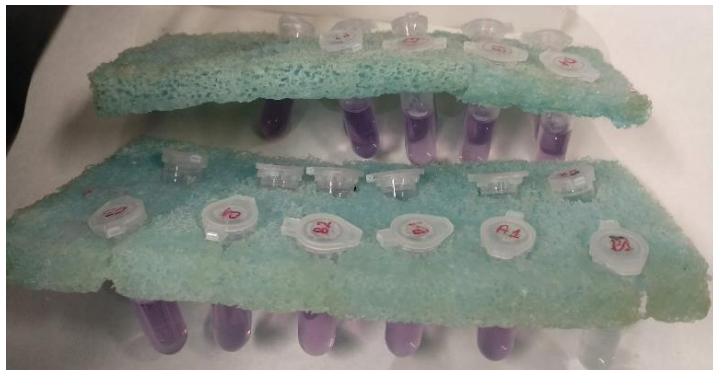


Figura 26. Eppendorfs tras el baño termostataado.

- 5) Medir la absorbancia en el espectrofotómetro a $\lambda=562$ nm tras trasvasar las muestras a las cubetas de medición (Figura 27). Las medidas se deben hacer con rapidez, ya que el color de las muestras cambia.

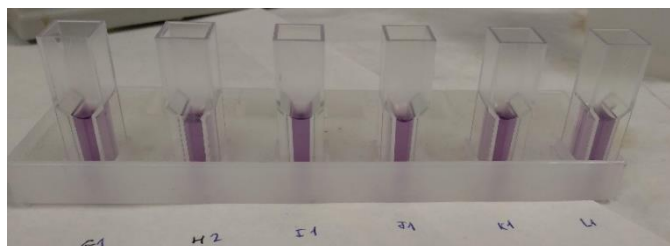


Figura 27. Cubetas después de medir en el espectrofotómetro.

- 6) A partir de la recta de calibrado, cuya obtención se explica a continuación, se puede correlacionar la absorbancia medida con la concentración de proteínas.

Para la realización de la recta de calibrado se utilizaron disoluciones de la proteína BSA (*bovine serum albumin*) entre el rango de 0 a 20 mg/L. Se preparó una disolución madre de 200 mg/L a partir de 0,15 mL de proteína en 1,35 mL de agua ultra pura. El resto de las disoluciones (20, 10, 5 y 2 mg/L) se prepararon por dilución de la primera. La recta de calibrado obtenida fue la que se presenta en Ec. 9.

$$PROTEÍNAS \left(\frac{mg}{L} \right) = 24,876 \cdot Abs \quad (Ec. 9)$$

$$R^2 = 0,9925$$

6.3.5. Análisis de Fármacos.

La concentración de fármacos en el efluente se midió tres veces para cada ensayo (días 7, 21 y 35) mediante análisis con el equipo de medición mediante cromatografía líquida de alta eficiencia o *High Performance Liquid Chromatography* (HPLC) del Instituto de Seguridad Industrial, Radiofísica y Medioambiental (ISIRYM).

Cabe mencionar que el contenido de fármacos en las muestras del AS se pudo medir directamente, ya que su concentración está dentro de los límites de cuantificación del equipo utilizado. Sin embargo, las muestras del efluente se tuvieron que concentrar 500 veces utilizando una extracción en fase sólida (SPE; solid phase extraction). Los fármacos contenidos en un volumen de 500 mL se adsorbieron en una resina, procediendo después a su desorción hasta un volumen final de 1 mL. Para concentrarlas se siguió el siguiente procedimiento:

- 1) Neutralizar muestras al mismo pH (entre 6 y 8).
- 2) Colocar los cartucho SPE que se van a utilizar en el equipo de vacío de forma alterna.
- 3) Pasar 6 mL de metanol (o hasta que el cartucho esté lleno) y conectar la bomba de vacío al máximo (-500 mbar/hPa).
- 4) Pasar 6 mL de agua destilada y operar de la misma forma que el punto anterior.
- 5) Preparar 500 mL de cada muestra en un matraz aforado. La muestra se debe filtrar a 0,45 μm (filtros acetato de celulosa) para eliminar el material particulado, evitando con ello la saturación de los cartuchos SPE.
- 6) Conectar los cartuchos SPE a las muestras, encender la bomba y comenzar a filtrar (**Figura 28**). Goteo constante sin que se bloquee el filtro.

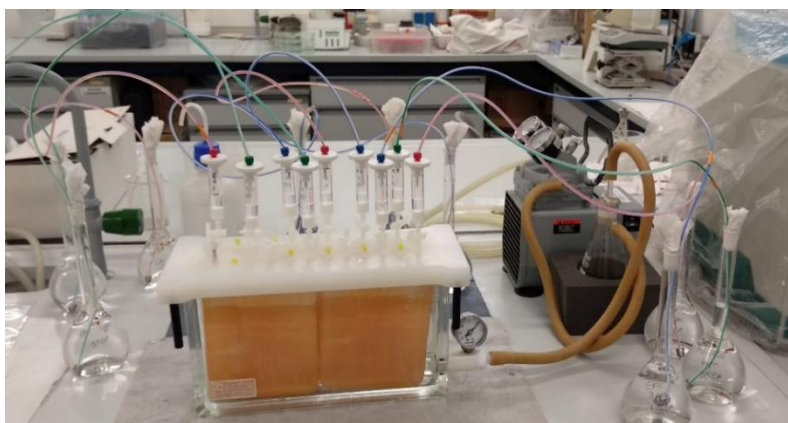


Figura 28. Filtrado de las muestras con fármacos en matraces de 250 mL.

- 7) Una vez acabado el filtrado: 20 minutos de secado a vacío.
- 8) Diluir con 6 mL exactos de metanol, para desorber los fármacos retenidos en la resina y recogerlos en tubos Falcon. Abrir vacío para arrastrar lo que haya quedado.
- 9) Secar los tubos Falcon a 40°C con ayuda de inyección de aire seco (**Figura 29**).



Figura 29. Concentrador de muestras (Sample Concentrator, SBHCONC/1) y calentador (Block Heater, SBH130D/3) de STUART con 6 muestras con fármaco.

10) Finalmente, añadir a los tubos secos 1 mL de metanol y filtrar a 0,22 μm con filtros de jeringa de PTFE.

De esta forma, el fármaco ya es detectable en el equipo HPLC pese a estar a muy baja concentración.

El equipo (**Figura 30**) está compuesto por un sistema detector PDA MD-2018, un detector de fluorescencia FP-4020 y una bomba inyectora modelo PU-2089, todos de Japan Spectroscopy Corporation (JASCO). El equipo va acompañado de un módulo para la adquisición de datos, cuyo procesamiento se realiza con el Software ChromNAV de JASCO.



Figura 30. HPLC (ISIRYM).

La bomba PU-2089 está preparada para dosificar una fase móvil compuesta por hasta cuatro disolventes distintos, con una variación del gradiente de concentración de entre el 0 y el 100%, en incrementos del 0,1%. Además, consta con una unidad de desgasificación para evitar interferencias en la detección del cromatograma.

Los métodos cromatográficos utilizados en HPLC fueron los siguientes:

- La **cafeína** y **acetaminofén** se detectaron simultáneamente con el mismo método y el detector MD-2018, de forma que el acetaminofén se detectó a 230 nm a un tiempo de retención (t_R) de 3,7 min y la cafeína a 270 nm y un $t_R=12,1$ min. Las características del método se pueden ver en la **Tabla 16**.

Tabla 16. Características del método para la cafeína y el acetaminofén.

Columna:	Phenomenex Kinetex 2.6 μ mXB-C18 100 Å (100 x 4,6 mm)
Flujo:	0,8 mL/min
Volumen de inyección:	20 μ L
Tiempo:	15 min
Fase móvil:	A = Agua + 1% ácido acético B = Metanol
Condiciones	Concentración constante de 85% de A y 15% de B.

- El **ibuprofeno** se obtuvo con el detector FP-4020 para un $t_R=11,4$ min. Las características del método se pueden ver en la **Tabla 17**.

Tabla 17. Características del método para la ibuprofeno.

Columna:	Phenomenex Kinetex 2.6 μ mXB-C18 100 Å (100 x 4,6 mm)
Flujo:	0,7 mL/min
Volumen de inyección:	20 μ L
Tiempo:	14,2 min
Fase móvil:	A = Agua + 1% ácido acético D = Acetonitrilo
Gradiente	30% D desde 0 a 1 min, aumentar progresivamente hasta llegar al 60% en D en el min 9, mantener esa concentración durante 5 minutos y por último volver al 30% en D en 1 min.

Para la preparación de las curvas de calibrado se siguió el procedimiento que se detalla a continuación. Se prepararon los patrones para cada uno de los fármacos en estudio a partir de las sustancias puras. Se hicieron patrones conjuntos de cafeína y acetaminofén (disueltos en agua) y otros para el ibuprofeno (disueltos en metanol). Para ello se preparó una disolución madre de 1000 mg/L (100 mg de sustancia pura en matraz de 100 mL) y a partir de ella se obtuvieron los patrones de 5, 1, 0,5 y 0,1 mg/L, por dilución de la madre.

Cada patrón se midió con el método correspondiente y se calculó el área de cada pico utilizando el programa ChromNAV, de forma que se pudo relacionar dicha área con la concentración correspondiente (ver ANEXO II). Las rectas de calibrado obtenidas aparecen en la **Tabla 18**, donde la concentración de cada fármaco se obtiene en mg/L.

Tabla 18. Rectas de calibrado para los fármaco según el área del piso en ChromNAV.

FÁRMACO	RECTA CALIBRACIÓN	R ²
Acetaminofén	Área=52838·[Acet]	1,00
Cafeína	Área=59218·[Caf]	1,00
Ibuprofeno	Área=13254·[Ibup]	0,99

6.3.6. Análisis del Fango por IPROMA.

El método de análisis de compuestos adsorbidos en el fango en IPROMA se realiza mediante técnicas de cromatografía, en concreto mediante Cromatografía Líquida y Espectrofotómetro de Masas (CLMS, cuyas siglas en inglés son LC-MS). Esta técnica analítica combina la capacidad de separación del HPCL con la selectividad, sensibilidad y precisión en la determinación de la masa molecular de la espectrometría de masas. Así, se consigue información cualitativa y cuantitativa sobre el compuesto de interés.

Para la determinación de la cafeína y el acetaminofén en IPROMA utilizan el método CLMS/024, cuyo límite de detección 2 $\mu\text{g}/\text{kg}(\text{SMS})$, donde SMS indica materia seca. Para conocer la concentración del ibuprofeno, el método es el CLMS/014, y su límite de detección se encuentra en 5 $\mu\text{g}/\text{kg}(\text{SMS})$. Ambos método se basan en la extracción de los compuestos adsorbidos en el fango activo mediante el uso de diferentes tipos de disolventes orgánicos, que posteriormente se identifican y cuantifican.

6.4. Materiales.

Además del equipo necesario para montar el sistema SBR, se utilizaron los siguientes materiales adicionales para su manejo:

- Micropipetas:
 - ACURA 835 autoclavable: 0,5 – 5 mL.
 - LLG LABWARE: 100 – 1000 μL (KK892670).
- Balanza KERN ABJ (4 decimales).
- Tuberías de silicona.
- Pinzas, cucharillas, y espátulas de metal.
- Guantes de silicona.
- Guantes con protección frente al calor o pinzas grandes de metal.
- Imanes.
- Vasos de precipitados de 50, 100, 150, 250, 500, y 1000 mL.
- Filtros de celulosa con un tamaño medio de poro de 60 μm de Filter-Lab.
- Filtros de borosilicato con tamaño de poro de 1.2 μm , $\Phi=47\text{mm}$, no estériles de Filter-Lab.
- Filtros de jeringa de acetato de celulosa de Branchia. Poro: 0,45 μm , $\Phi=25\text{mm}$, no estériles.

En este punto se presenta además una tabla resumen con las especificaciones de los reactivos utilizados en los ensayos (**Tabla 19**).

Tabla 19. Resumen de las especificaciones de los reactivos utilizados en la experimentación.

REACTIVO	PROVEEDOR	NÚMERO CAS	NÚMERO PRODUCTO	NÚMERO REACH	NÚMERO CE (EINECS)	FORMATO	PESO MOLECULAR (g/mol)
Ibuprofeno	-	15687-27-1	-	01-2119436748-27-XXXX 01-2119436750-42-0000	239-784-6		-
Acetaminofén	-	103-90-2	-	01-2119935246-37-XXXX	203-157-5		-
Cafeína	-	58-08-2	-	01-2119433305-48-XXXX	200-362-1		-
Fosfato dipotásico anhidro (K ₂ HPO ₄)	PANREAC	7758-11-4	141512.1211	01-2119493919-15-0014	231-834-5	1000 g	174.18
Peptona bacteriológica (Ingrediente) para microbiología	PANREAC	-	403695.1210	01-2119779799-06-XXXX	293-428-4	500 g	-
Extracto de carne (Ingrediente) para microbiología	PANREAC	-	403692.1210	-	-	500 g	-
Ácido sulfúrico 96% (H ₂ SO ₄)	PANREAC	7664-93-9	131058.1212	01-2119458838-20-XXXX	231-639-5	2.5 L	98.08
Antrona (C ₁₄ H ₁₀ O)	PANREAC	90-44-8	132441.1605	-	201-994-0	10 g	194.22
D-glucosa monohidrato (C ₆ H ₁₂ O ₆ ·H ₂ O)	PANREAC	77938-63-7	143140.1211	-	200-075-1	1000 g	198.17
Micro Bicinchoninic Acid (BCA) Protein Assay	BIOSCIENCES	-	786-572	-	-	500 ensayos	-

Tabla 19. (continuación)

REACTIVO	PROVEEDOR	NÚMERO CAS	NÚMERO PRODUCTO	NÚMERO REACH	NÚMERO CE (EINECS)	FORMATO	PESO MOLECULAR (g/mol)
DQO 10 – 150 mg/L	MERCK Chemicals	-	1.14540.0001	-	-	25 ensayos	-
DQO 25 – 1500 mg/L	MERCK Chemicals	-	1.14541.0001	-	-	25 ensayos	-
P 0,5 – 25,0 mg/L	MERCK Chemicals	-	1.14729.0001	-	-	25 ensayos	-
N total 10 -150 mg/L	MERCK Chemicals	-	1.14763.0001	-	-	25 ensayos	-
N-NH₄⁺ 4,0 – 80,0 mg/L	MERCK Chemicals	-	1.14559.0001	-	-	25 ensayos	-

7. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se presentan en este punto los resultados de los parámetros de control en la planta piloto, comparando la reacción del sistema sin fármacos (SBR-i_B) con la que proporciona la adición de 2 ppm de cada medicamento (SBR-i_COP). Como ya se ha comentado en el Capítulo 6 (Metodología Experimental), los sistemas trabajaron a partir de un fango proveniente de una EDAR cuyas características se presentan en la **Tabla 20**.

Tabla 20. Características del fango inicial de EDAR.

	SBR con TRH=24h	SBR con TRH=32h
SSLM (g/L)	8,652	9,638
SSVLM (%)	76,92	83,36

Se diluyó la concentración del fango con agua de red hasta alcanzar 2500 mg/L aproximadamente, y se dejó en acondicionamiento a los reactores durante 5 días con una alimentación libre de fármacos y con las características que se presentan en la **Tabla 21**, correspondientes a las composiciones indicadas en la **Tabla 13**. Posteriormente, en los SBR-i_COP se añadió una concentración de 2 ppm de medicamentos al AS a partir del día 5 de ensayo.

Tabla 21. Características del AS de los SBR.

	SBR-1_B	SBR-1_COP	SBR-2_B	SBR-2_COP
DQO (mg/L)	848 ± 49		1084 ± 89	
N_T (mg/L)	95 ± 14		125 ± 9	
P_T (mg/L)	12 ± 1		16 ± 1	
DQO:N:P	100:11:1		100:12:1	

Tras 30 días de operación, las características del efluente conseguido en el sistema SBR-i_COP frente a las del SBR-i_B para cada TRH estudiado se ven en la **Tabla 22**, donde se presentan los valores medios más su desviación estándar durante el periodo de ensayo.

Para poder proceder a la comparación de los resultados es necesario que los reactores se encuentren estabilizados, es decir, que las características del efluente y LM sean lo más estables posible. Durante el análisis de los datos se pudo observar algunos periodos en los que los reactores se desestabilizaron por diferentes motivos. Esto ocurrió en el SBR-2_B entre los días 10 y 22, en los cuales el pH disminuyó desde valores alrededor de 7 hasta un mínimo de 5,8 el día 20 (ver **Figura 31**).

Tabla 22. Caracterización del efluente en los ensayos de SBR (media y desviación típica).

	TRH=24h		TRH=32h	
	SBR-1_B	SBR-1_COP	SBR-2_B	SBR-2_COP
pH	7,3 ± 0,3	7,4 ± 0,2	7,0 ± 0,6	6,5 ± 0,6
Conductividad (mS/cm)	1,4 ± 0,3	1,3 ± 0,1	1,4 ± 0,2	1,4 ± 0,1
Turbidez (NTU)	0,40 ± 0,90	0,18 ± 0,33	0,66 ± 1,68	0,56 ± 0,85
DQO eliminado (%)	95,2 ± 0,7	95,2 ± 2,1	95,7 ± 0,9	95,7 ± 1,1
DQO efluente (mg/L)	39,36 ± 4,7	42,4 ± 18,7	44,2 ± 8,0	49,2 ± 12,9
N _T (mg/L)	47,8 ± 7,9	48,7 ± 12,8	53,0 ± 9,3	62,2 ± 16,7
P _T (mg/L)	7,6 ± 2,6	7,3 ± 1,7	10,1 ± 2,3	9,3 ± 2,1
N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	10,9 ± 25,9	1,9 ± 4,5	15,4 ± 25,4	3,5 ± 7,7
SMP (mg/L)	9,2 ± 0,7	5,7 ± 0,6	14,4 ± 0,6	9,4 ± 1,0

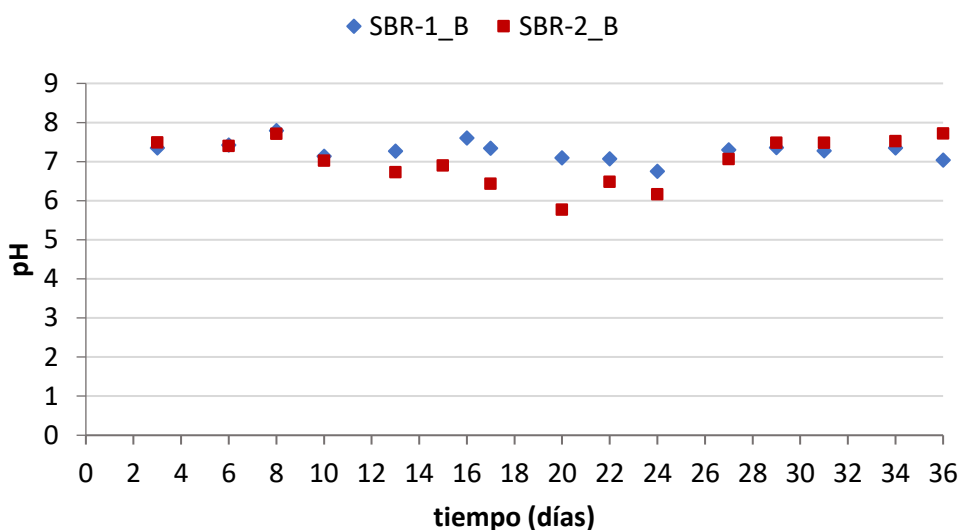


Figura 31. pH en el efluente del ensayo sin fármacos para TRH=24h (SBR-1_B) y TRH=32h (SBR-2_B).

Ello supuso que los SMP aumentarían notablemente, tal y como se aprecia en la **Figura 32**, debido a un aumento en la lisis celular que hizo aumentar los SMPs relacionados con el BAP. Este incremento de los SMP provocó finalmente una mayor turbidez y DQO.

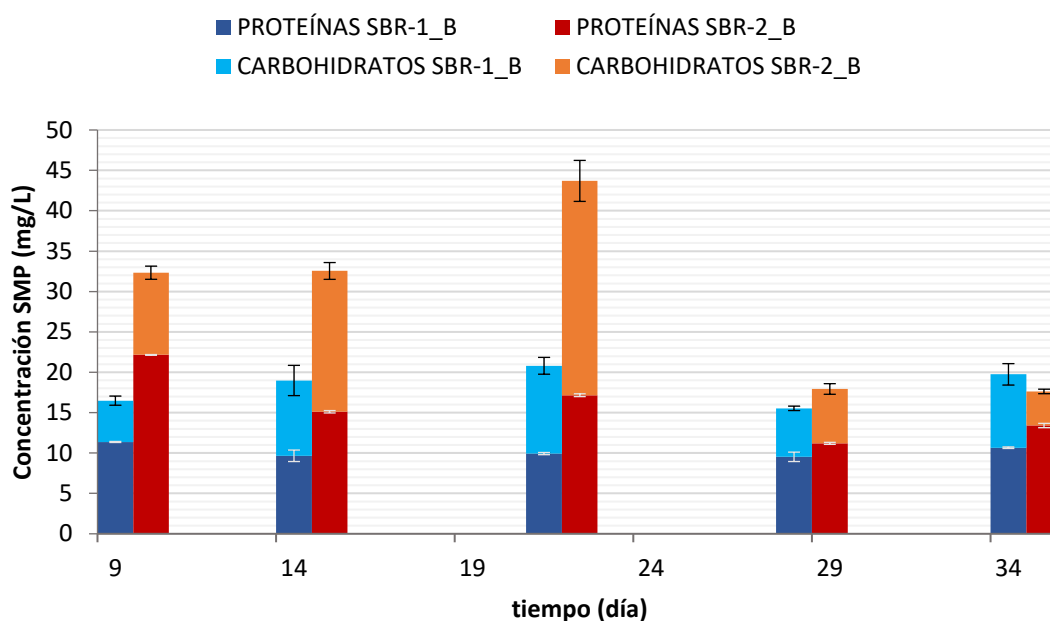


Figura 32. Concentración de SMP en el efluente del ensayo de SBR-i_B.

En la **Figura 33** se observa la DQO del efluente en los SBR-i_B y como para el SBR-2_B este parámetro que se encuentra en valores cercanos a 39 mg/L en los primeros días de operación, aumentó hasta alcanzar un valor máximo de 63 mg/L (día 22), mientras que en el SBR-1_B el valor de DQO se mantuvo más estable en todo el periodo. En ese mismo periodo (entre los días 10 y 22) la turbidez alcanzó un valor máximo de 5,7 en el SBR-2_B, que coincidió con el máximo de DQO en el efluente.

La causa de esta pérdida en la estabilidad en los parámetros comentados del SBR-2_B no está clara. Se piensa que pudo ser debido a un déficit de oxígeno disuelto en el reactor debido posiblemente a un mal funcionamiento de los difusores, que se manifestó en una bajada de pH y que provocó la lisis celular, con sus consecuencias reflejadas en el resto de los parámetros.

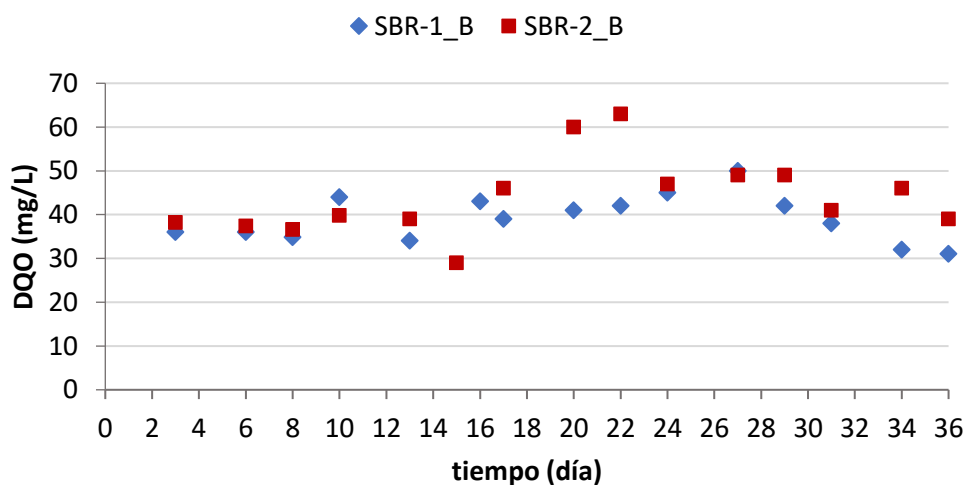


Figura 33. DQO en el efluente del ensayo sin fármacos para TRH=24h (SBR-1_B) y TRH=32h (SBR-2_B).

Por otro lado, en los SBR-i_COP se observó un aumento de la DQO del efluente tras la dosificación de los fármacos (días 5 a 10). El efecto de la adición de estos contaminantes se ve reflejado en el día 7 (Figura 34) donde la DQO aumentó hasta 99 y 80 mg/L en el SBR-1_COP y SBR-2_COP, respectivamente.

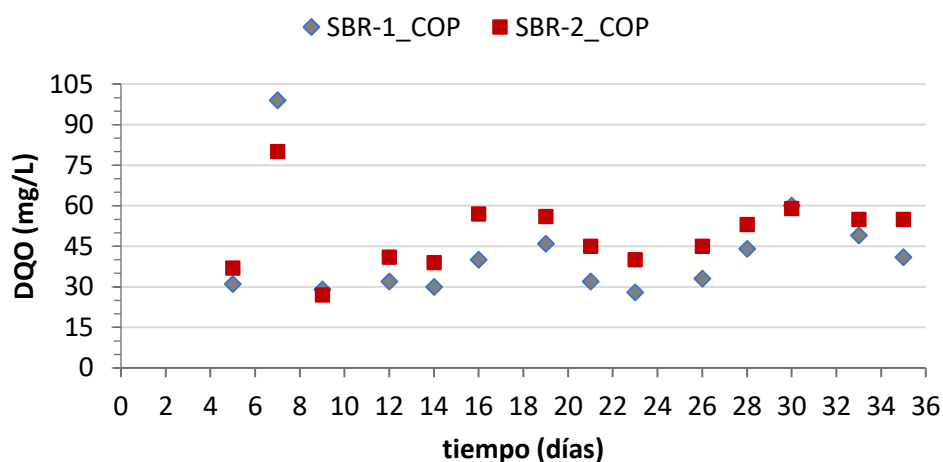


Figura 34. DQO en el efluente del ensayo con fármacos para TRH (SBR-1_COP) y TRH=32h (SBR-2_COP).

Por estas razones, a la hora de analizar los resultados se toman los siguientes periodos de estabilidad: del 23 al 36 para el SBR-2_B y a partir del día 10 para los SBR-i_COP. De esta forma, para los periodos de estabilidad establecidos las características recalculadas para el efluente en ambos sistemas quedan como se ve en la **Tabla 23**.

Tabla 23. Caracterización del efluente en los ensayos de SBR en el periodo estable (media y desviación típica).

	TRH=24h		TRH=32h	
	SBR-1_B	SBR-1_COP	SBR-2_B	SBR-2_COP
pH	7,3 ± 0,2	7,4 ± 0,2	7,2 ± 0,6	6,3 ± 0,4
Conductividad (mS/cm)	1,4 ± 0,3	1,2 ± 0,1	1,4 ± 0,5	1,3 ± 0,1
Turbidez (NTU)	0,06 ± 0,02	0,22 ± 0,36	0,05 ± 0,02	0,70 ± 0,92
DQO eliminado (%)	95,2 ± 0,7	95,5 ± 1,1	95,6 ± 0,4	95,7 ± 0,6
DQO efluente (mg/L)	39,2 ± 5,1	39,6 ± 9,8	45,2 ± 4,2	49,6 ± 7,6
N _T (mg/L)	47,8 ± 7,9	42,8 ± 5,2	46,0 ± 0,0	67,8 ± 8,3
P _T (mg/L)	7,6 ± 2,6	8,3 ± 1,3	10,6 ± 1,2	10,7 ± 1,2
N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	10,9 ± 25,9	1,1 ± 3,0	13,7 ± 11,9	0,1 ± 0,3
SMP (mg/L)	9,16 ± 0,67	5,81 ± 0,52	8,89 ± 0,33	10,18 ± 0,89

El análisis de la influencia del TRH sobre el sistema de depuración y la eliminación de fármacos se realizará en base los periodos estables de operación de los reactores.

7.1. Efecto del TRH en el Sistema de Depuración.

En este apartado se van a comparar los resultados obtenidos en los dos SBR-i_B, para ver el efecto del TRH sobre el tratamiento. En primer lugar, se analizarán los parámetros relacionados con el efluente.

No se observó variación a lo largo del estudio en el pH del efluente del SBR-1_B, manteniéndose siempre en un intervalo seguro entre 6,5 – 7,5. En periodo en el que el comportamiento del SBR-2_B fue estable ocurrió de igual forma.

Para la conductividad no se apreció una variación notable en los valores, donde además no hubo diferencia entre los dos reactores. Los valores de turbidez en ambos reactores fueron bajos (cerca de 0 NTU), y no se observa influencia del TRH en ella.

Tras 35 días de estudio, los rendimientos de eliminación de DQO en los SBR-i_B son similares (ver **Tabla 23**), aunque ligeramente superiores para un TRH mayor. Esto es lógico ya que, para mantener la misma carga másica del AS para los dos sistemas, la DQO de entrada aumenta con el TRH, por lo que, pese a la similitud en los rendimientos de eliminación, el efluente del SBR-2_B contiene mayor concentración.

Las concentraciones de SMP obtenidas para los SBR-i_B (ver **Figura 32**) muestran que, pasado el periodo de desestabilización del SBR-2_B (día 10 al 22), los SMP de los reactores no presentan gran diferencia, por lo que no se puede afirmar que exista influencia del TRH.

En cuanto a las concentraciones de nitrógeno y fósforo, comparando los valores del afluente (ver **Tabla 21**) con los del efluente (ver **Tabla 23**), se observa que la concentración de nutrientes disminuyó entorno al 50% del nitrógeno y a un 34% con respecto al fósforo, por asimilación de los microorganismos para llevar a cabo sus funciones metabólicas. La cantidad de $N-NH_4^+$ a lo largo de las experiencias fue siempre mínima (cerca de cero), excepto en días puntuales donde la nitrificación no había sucedido de forma correcta debido a una aireación insuficiente, que disminuyó el oxígeno disuelto disponible, debido a problemas con los difusores. En las siguientes figuras se muestran a modo de ejemplo el perfil del OD durante un ciclo completo del SBR-2_B en el que falló el sistema de aireación (**Figura 35**) y el perfil de operación sin fallos (**Figura 36**).

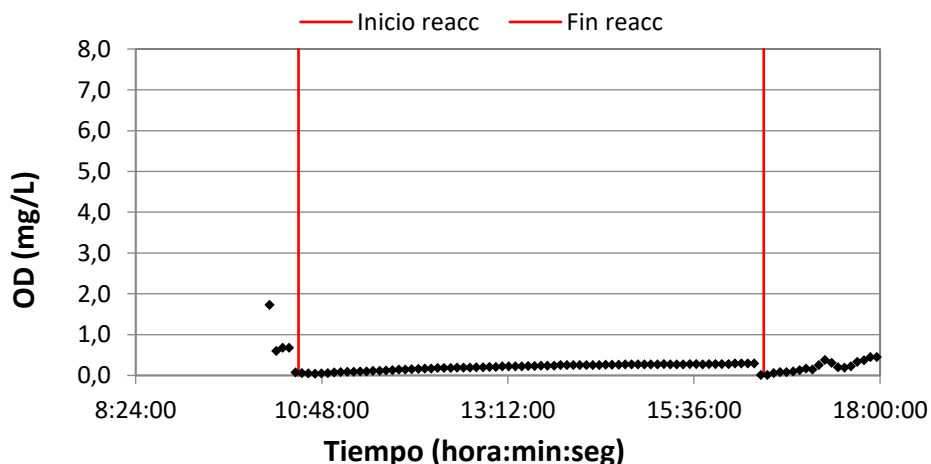


Figura 35. Perfil de evolución del oxígeno disuelto en un ciclo del SBR-2_B con fallo de la aireación.

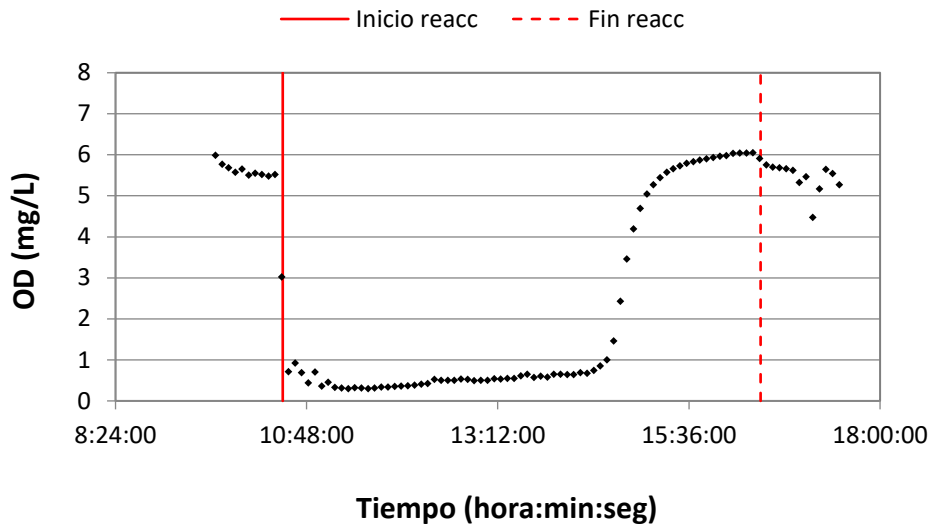


Figura 36. Perfil de evolución del oxígeno disuelto en un ciclo del SBR-2_B con un funcionamiento correcto de la aireación.

Por último, queda analizar los parámetros relacionados con el licor de mezcla. El contenido en sólidos en suspensión en el licor de mezcla, así como la proporción volátil se puede ver en la **Figura 37**. Se observa que mediante la purga periódica del fango se mantuvieron los SSLM en un valor medio de $2,57 \pm 0,08$ y $2,63 \pm 0,10$ (g/L) en el SBR-1_B y SBR-2_B, respectivamente. En cuanto a los SSVLM, los valores medios fueron $88,87 \pm 4,82$ (%) en el SBR-1_B y $90,80 \pm 2,21$ (%) en el SBR-2_B. De esta forma se concluye que no existió influencia del TRH sobre el contenido en sólidos en el licor de mezcla.

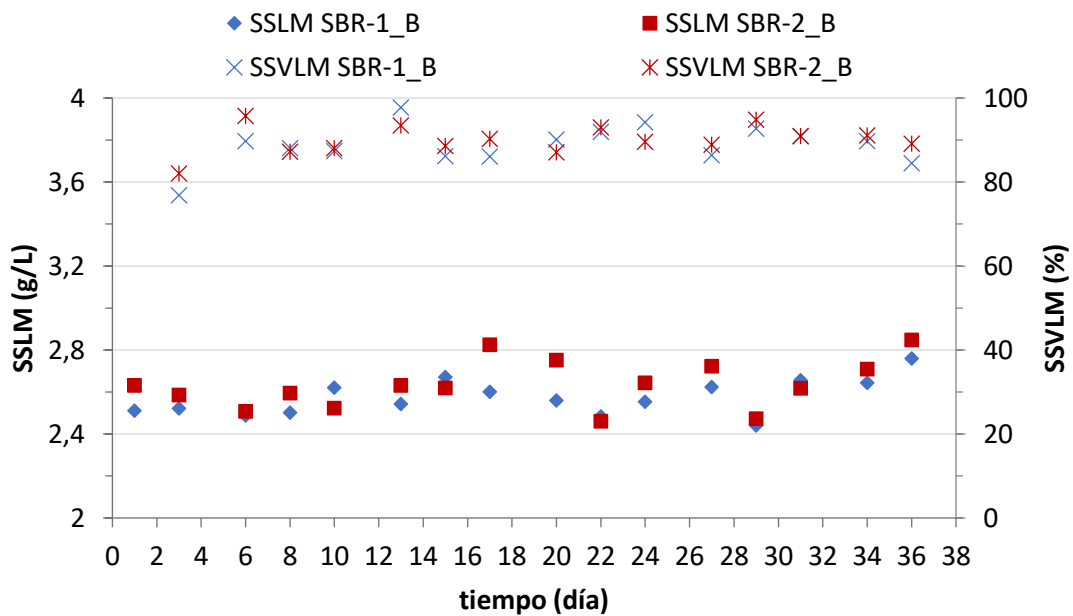


Figura 37. Evolución de los SSLM y la proporción de volátiles (SSVLM) para los SBR-i_B.

Con los valores obtenidos y a partir de las ecuaciones Ec. 4 y Ec. 5 se calculó la edad y el crecimiento del fango. Los resultados para estos parámetros se presentan en la **Tabla 24**. Se observa un mayor crecimiento del fango a mayor TRH, lo que ocasiona una edad de fango real inferior a la teórica con la que se creía estar trabajando. Sin embargo, la influencia de la variación de ese parámetro en los resultados no es alta debido a que otros autores han demostrado una mayor influencia del TRH que de la edad del fango sobre la capacidad de eliminación de DQO de un reactor biológico (Barr, Taylor, & Duff, 1996).

Tabla 24. Crecimiento y edad del fango para los SBR-i_B.

	V_T PURGADO (L)	SSLM_{Tot purgados} (g)	ΔX (g/día)	Edad fango (días)
SBR-1_B	11,16	33,25	0,92	16,24
SBR-2_B	5,19	15,28	1,18	12,76

Tras los resultados de los reactores sin fármacos, se concluye que no existe dependencia del TRH en cuanto al pH, conductividad, y turbidez. Además, pese a la existencia de periodos de desestabilización del fango, la capacidad de eliminación de DQO no se ve alterada. Tampoco difieren en gran medida los valores del efluente de los nutrientes (N_T y P_T), nitrógeno amoniacal, o SMP. Sin embargo, cabe destacar que operando con un TRH de 24 h se consigue tratar una mayor cantidad de agua residual al día y además, ésta tiene una DQO final más baja.

7.2. Efecto de los Fármacos y el TRH en el Sistema de Depuración.

Para los SBR con fármacos se observó que para el TRH de 32 h el valor medio obtenido para el pH fue un punto inferior al registrado para el TRH de 24 h. Esto podría explicar el hecho de que la turbidez media fuera mayor. Respecto a la evolución de la conductividad, no se observó una influencia en este parámetro, ni debida a la diferencia de TRH ni por la adición de COPs.

La adición de fármacos, tanto para el TRH de 24 h como para el de 32 h, provocó un aumento muy significativo de la DQO del efluente dos días después de comenzar su dosificación, tal y como se ha visto en la **Figura 34**. Pasado ese periodo inicial, la presencia de fármacos no empeoró la capacidad del biorreactor para eliminar DQO, obteniendo porcentajes similares al comparar SBR-1_B/SBR-1_COP y SBR-2_B/SBR-2_COP (**Tabla 23**). Sí se observó cierta influencia en el aumento de variabilidad en los reactores alimentados con fármacos, así como un aumento en la concentración de DQO del efluente para el TRH de 32h. Esto se puede ver en las **Figura 38** y **Figura 39**, en las que se han representados los valores correspondientes a los periodos estables en cada reactor.

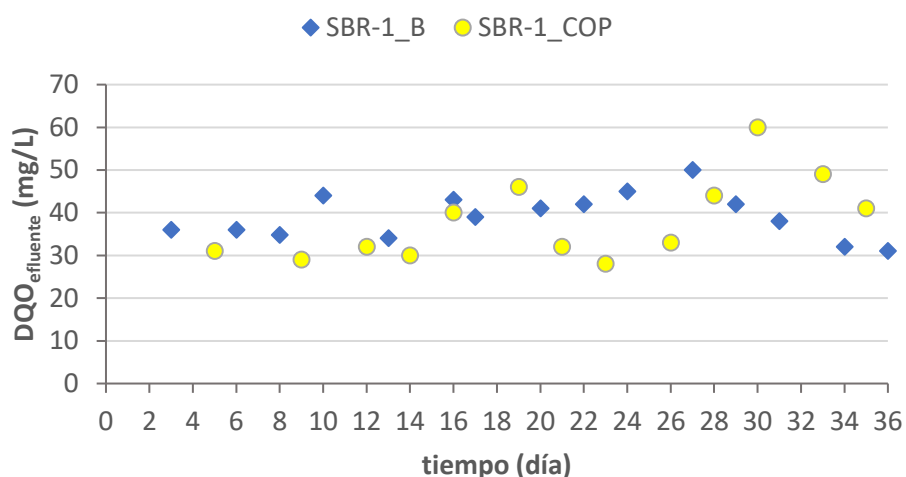


Figura 38. DQO del efluente para TRH=24h con ausencia y presencia de fármacos en el periodo estable de operación.

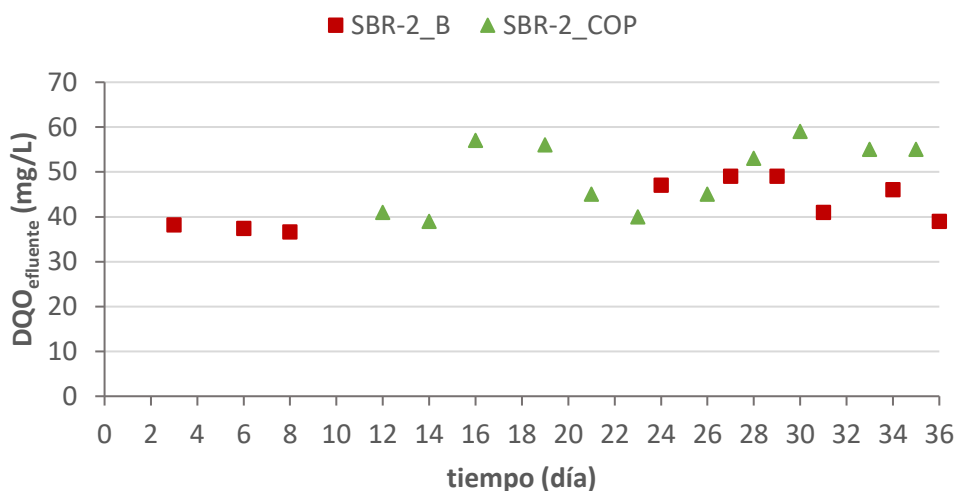


Figura 39. DQO del efluente para TRH=32h con ausencia y presencia de fármacos en el periodo estable de operación.

La capacidad de asimilación de nutrientes en los sistemas con COPs fue muy similar a la obtenida sin ellos. La concentración media de iones amonio se mantuvo estable en valores cercanos a cero para los SBR-i_COP gracias a que la aireación no dio problemas en estos sistemas. Esto indica que los fármacos no afectaron a la nitrificación de los reactores.

Se presentan en la **Figura 40** las concentraciones de SMP para los SBR-i_COP. Se comprueba que los mejores resultados (menores condiciones de estrés de la biomasa, es decir, menores concentraciones de SMP) se consiguen operando con un TRH de 24 h.

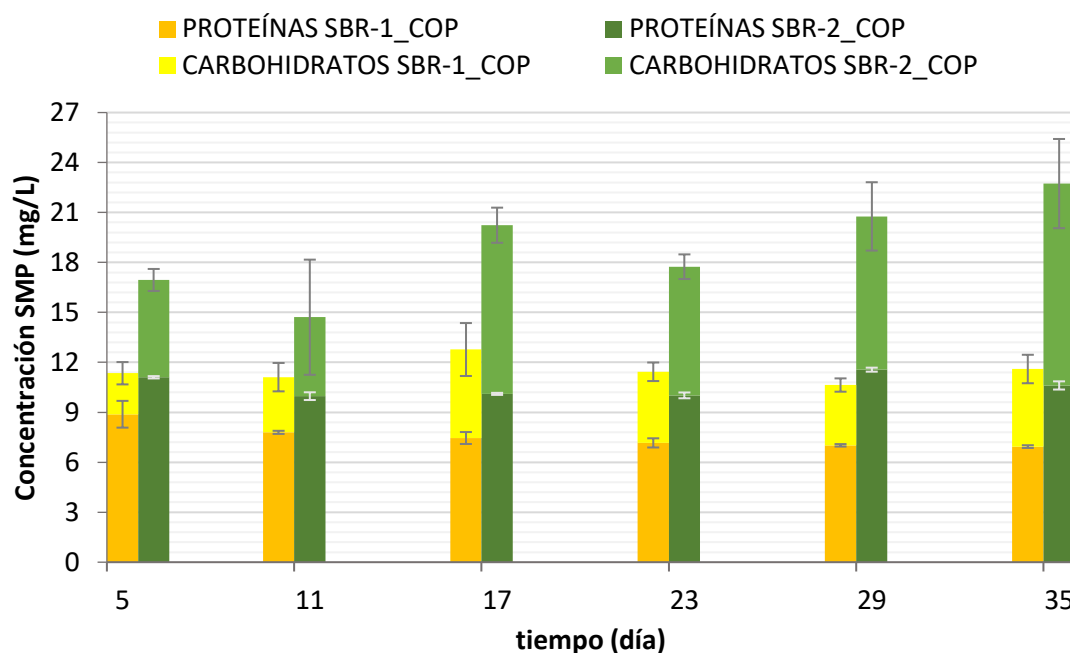


Figura 40. Concentración de SMP en el efluente de todos los ensayos.

El contenido en sólidos en suspensión en el licor de mezcla, así como la proporción de ellos que eran volátiles se puede ver en la **Figura 41**. Mediante la purga periódica del fango se mantuvieron los SSLM en un valor medio de $2,54 \pm 0,07$ y $2,64 \pm 0,13$ g/L en el SBR-1_COP y SBR-2_COP, respectivamente. En cuanto a los SSVLM, los valores medios fueron $90,36 \pm 1,48$ % en el SBR-1_COP y $92,54 \pm 2,44$ % en el SBR-2_COP. Estos valores son muy similares a los obtenidos para los respectivos SBR-i_B por lo que ni la presencia de fármacos ni el TRH influyeron sobre estos parámetros.

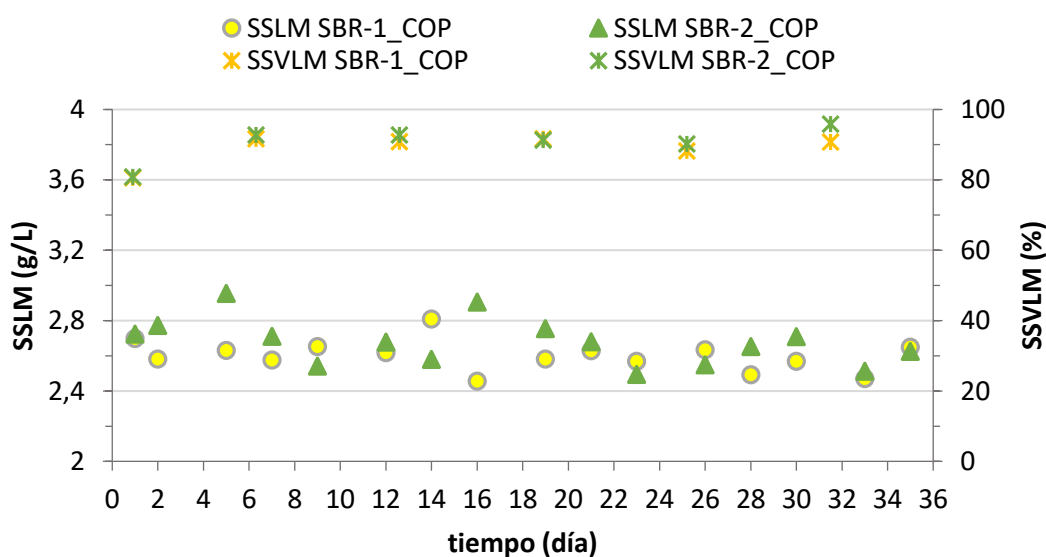


Figura 41. Evolución de los sólidos en suspensión en el licor de mezcla (SSLM) y la proporción de volátiles (SSVLM) para los SBR-i_COP.

La edad del fango (θ) real al final del ensayo se determinó según la Ec. 4. El crecimiento del fango se calculó según Ec. 5. Los resultados para estos parámetros se presentan en la **Tabla 25**. La primera conclusión es que la presencia de los fármacos aumentó la edad del fango para ambos TRH en 2,8 días debido a un menor crecimiento del fango. Sin embargo, no se observó una disminución en la fracción volátil de los fangos, seguramente porque el tiempo experimental no fue suficiente para ver el efecto que cabría esperar debido a la acumulación de más compuestos inertes con respecto a los SBR-i_COP. Por otro lado, igual que ocurría en los ensayos sin fármacos, aumentó el crecimiento del fango fue mayor para el TRH de 32 h, pero en este caso la presencia de fármacos disminuye el efecto.

Tabla 25. Parámetros para la determinación de la edad del fango y correspondiente valor de la edad del fango obtenida para los SBR-i_COP.

	V_T PURGADO (L)	SSLM _T (g)	Δ SSLM (g/día)	Edad fango (días)
SBR-1_COP	6,44	16,51	0,79	19,08
SBR-2_COP	7,72	20,22	0,96	15,58

En general la presencia de fármacos empeoró las características del efluente, siendo más acusado para el TRH de 32 h, de forma que aumentó la turbidez, así como la concentración de DQO y SMP en el efluente. La nitrificación y la asimilación de nutrientes no se vio afectada por la adición de COPs.

7.3. Eliminación de Fármacos.

Los resultados de la concentración de fármacos, obtenidos con HPLC, para las dos muestras de alimento y para las muestras de los efluentes tomadas durante los ensayos, se muestran en la **Tabla 26**. Las muestras de alimento se midieron directamente, mientras que las de efluente se concentraron 500 veces, siguiendo la metodología explicado en el Capítulo 6 (apartado 6.3, subapartado 6.3.6). El límite de detección del equipo es 1 ppb.

Tabla 26. Concentración de fármacos en el alimento y efluentes del tratamiento biológico.

Muestra	Día	Concentración ($\mu\text{g/L}$)		
		Cafeína	Acetaminofén	Ibuprofeno
AS SBR-1_COP	5	1940	1910	2070
AS SBR-2_COP		1950	1930	2040
Efluente SBR-1_COP	7	n.d.	n.d.	n.d.
	21	n.d.	n.d.	n.d.
	35	0,8	n.d.	n.d.
Efluente SBR-2_COP	7	0,3	n.d.	0,9
	21	n.d.	n.d.	0,1
	35	0,6	n.d.	n.d.

n.d.: no detectado (límite de detección: 1 ppb).

Se observa en primer lugar que la concentración de los fármacos en el alimento estuvo en los valores esperados. En cuanto a los efluentes, para ambos TRH se obtienen muy buenos resultados de eliminación de los fármacos. El acetaminofén se eliminó perfectamente mediante ambos sistemas. El ibuprofeno no se detectó para un TRH de 24 h, y para un TRH=32 h las concentraciones fueron muy bajas, manteniéndose en un rango de 0,1 – 0,9 µg/L. La cafeína se mantuvo en ambos reactores en concentraciones bajas, siendo de hasta 0,8 µg/L para un TRH de 24 h, y entre 0,3 – 0,6 µg/L para un TRH=32 h. Se concluye que ambos sistemas son muy eficaces, sin embargo, para TRH menores (24 h) las concentraciones de los fármacos fueron indetectables en 8 de las 9 muestras analizadas.

Se llevó a cabo además un análisis del fango de los SBR-1_COP y SBR-2_COP para evaluar que parte de la eliminación de los fármacos sucedió por biodegradación y/o por adsorción en el fango. Estos ensayos se realizaron en IPROMA (Castellón). Para ello, se envió el fango de los SBR-i_COP utilizado en los ensayos tras los 35 días de experimentación, tras eliminar la mayor parte del agua que contenían por decantación (se pasó de 6 a 2 L). En IPROMA se procedió a su secado total y análisis, con los métodos indicados en los resultados que se presentan en el ANEXO IV. Los resultados se presentan en la **Tabla 27**.

Tabla 27. Fármacos adsorbidos en el fango activo.

Muestra	Concentración desorbida del fango (µg/g de sólido seco)		
	Cafeína	Acetaminofén	Ibuprofeno
SBR-1_COP	n.d.	n.d.	0,0252
SBR-2_COP	n.d.	n.d.	0,0811

n.d.: no detectado (límite de detección: 0,002 µg/g de sólido seco).

Se observa que no se detectó ni cafeína ni acetaminofén en ninguno de los reactores, por lo que la eliminación de estos dos compuestos se atribuye completamente a la biodegradación. Por otro lado, para calcular el porcentaje adsorbido de ibuprofeno será necesario obtener la masa total dosificada a los SBR-i_COP, que se calcula según la Ec. 10.

$$masa_{T_{COP}}(mg) = [AS]_{COP}(\frac{mg}{L}) \cdot V(L) / ciclo \cdot 3 \text{ ciclos} / día \cdot 30 \text{ días} \quad (Ec. 10)$$

donde:

[AS]_{COP}: concentración de COP en el AS correspondiente. Se consideró que la cantidad medida el día 5 (**Tabla 26**) para la concentración de los fármacos en el alimento se puede extrapolar a todos los días del ensayo.

V: volumen vaciado en cada ciclo.

De forma que para cada fármaco se obtienen las siguientes cantidades totales dosificadas en el afluente de cada SBR-i_COP (**Tabla 28**).

Tabla 28. Cantidad total dosificada de los fármacos.

	MASA (mg)		
	Cafeína	Acetaminofén	Ibuprofeno
SBR-1_COP	349,20	343,80	372,60
SBR-2_COP	263,25	260,55	275,40

Sabiendo que la adsorción para el acetaminofén y la cafeína es nula (toda la eliminación se produce por biodegradación), sólo se va a calcular cuál es la proporción del ibuprofeno. Para realizar el balance completo se determinó, en primer lugar, la cantidad (μg) que quedó retenida en el reactor, es decir, que no se encuentra en el efluente. Posteriormente, comparando la cantidad de ibuprofeno adsorbida ($\mu\text{g/gSMS}$) según IPROMA con la cantidad que se hubiera adsorbido si no se hubiese sacado fango en las purgas, se pudo calcular el porcentaje eliminado por adsorción. El resto se debe a biodegradación por los microorganismos.

La cantidad de ibuprofeno eliminada en el efluente del reactor SBR-1_COP fue nula. Para el SBR-2_COP se conocen las concentraciones del efluente para los periodos del día 5 al 7, 7 a 21, y 21 a 35. Sabiendo que en el SBR-2_COP se tratan 4,5 L al día se pueden calcular los litros totales tratados que contenían cada concentración en cada periodo. Con estos datos, finalmente se conoce la masa de ibuprofeno que se pierde en el efluente y que resulta ser 18,9 μg (Tabla 29).

Tabla 29. Ibuprofeno eliminado en el efluente.

	Días	V_T efluente (L)	Concentración de ibuprofeno ($\mu\text{g/L}$)	Masa de ibuprofeno (μg)
Día 5 a 7	3	13,5	0,9	12,15
Día 7 a 21	15	67,5	0,1	6,75
Día 21 - 35	15	67,5	0,0	0,00
Total:				18,9 μg

La diferencia entre la cantidad de ibuprofeno dosificada y la eliminada en el efluente para el SBR-2_COP resultó de 275,381 mg, que es la masa restante en el reactor potencialmente adsorbida. En el caso del SBR-1_COP fue la total añadida: 372,6 mg.

Los gramos de materia seca totales del fango generado en cada reactor, así como la cantidad de ibuprofeno por g de materia seca si toda ella se adsorbiese frente a la realmente adsorbida (IPROMA) se presentan en la **Tabla 30**.

Tabla 30. Porcentaje de eliminación del Ibuprofeno por adsorción para los SBR-i_COP.

	Materia seca total del fango (gSMS)	Concentración potencialmente adsorbida en el fango ($\mu\text{g/gSMS}$)	Concentración desorbida del fango por IPROMA ($\mu\text{g/gSMS}$)	Porcentaje eliminado por adsorción (%)
SBR-1_COP	249,66	1.492,43	0,0252	0,0169
SBR-2_COP	257,04	1.071,35	0,2811	0,0757

Por lo que el porcentaje de eliminación por biodegradación logrado para cada fármaco en función de cada TRH fue como queda en la **Tabla 31**.

Tabla 31. Porcentaje de fármaco biodegradado mediante el fango activo.

	PORCENTAJE BIODEGRADADO (%)		
	Cafeína	Acetaminofén	Ibuprofeno
SBR-1_COP	100,000	100,000	99,983
SBR-2_COP	100,000	100,000	99,924

Teniendo en cuenta las concentraciones detectadas en el efluente con el HPLC y la proporción de fármacos que queda adsorbido en el fango, se puede concluir que la eliminación de los tres fármacos en estudio es mayoritariamente por biodegradación, y que es muy efectiva.

8. DISEÑO

Seguidamente se procede a diseñar una instalación que permita eliminar fármacos de un efluente de una EDAR para 5.000 habitantes equivalentes. El diseño de la planta, cuyo elemento principal es un SBR, se encuentra en la **Figura 42** (así como en el documento PLANO 1). En base a los resultados experimentales obtenidos, se escoge para el diseño de la instalación un TRH de 24 horas ya que con éste se han conseguido los mejores resultados en cuanto a la calidad del agua obtenida. Además, el diseño se ha realizado cumpliendo con los requerimientos establecidos en la normativa vigente UNE-EN ISO 10628- 1:2015 sobre diagramas de proceso en la industria química y petroquímica.

8.1. Descripción de la Planta Diseñada.

El efluente de AR de la EDAR pasa en primer lugar por un pretratamiento, que consistirá en la separación de los sólidos más grandes en primer lugar en un pozo de gruesos, y a continuación un desbaste con dos rejillas de finos para separar aquellos sólidos más pequeños que no hayan sido retenidos en el pozo. Una de las rejillas no se incluye debido a que se reserva para tareas de mantenimiento, y su limpieza se realizará de manera manual ya que la planta es para una población pequeña, disminuyendo así el coste.

A la salida del sistema de desbaste se encuentra un canal de desarenado-desengrasado, que se encargará de eliminar la gravilla y arena que se haya arrastrado, así como las grasas y aceites que contenga el AR. El caudal de agua entonces pasará al decantador primario, donde se eliminarán todos los sólidos en suspensión restantes.

Una vez realizado el pretratamiento y el tratamiento primario, el AR comenzará el tratamiento biológico utilizando un SBR. Este reactor tiene instalado un sistema de agitación, así como un aireador sumergido que mantiene las condiciones aerobias del SBR. Consta de una entrada, la del AR, y dos salidas, la de la purga de fango y la correspondiente al efluente tratado. En caso de puntas de MO, la salida del efluente cuenta con una válvula que recircularía el caudal de vuelta al reactor para ser tratada por más tiempo.

8.2. Cálculos de la instalación.

Caudales medio y punta

El primer parámetro por determinar es el caudal que va a recibir la planta. La generación de aguas residuales en una población de 5.000 habitantes equivalentes se calcula teniendo en cuenta una dotación de caudal de 150 L/habitante equivalente/día según “Normas para la redacción de proyectos de abastecimiento de agua y saneamiento de poblaciones” (MOP 1976).

De esta forma, el caudal medio que se recibe se calcula según la Ec. 11.

$$Q_m = n_{he} \cdot Q_{dotación} = 5000 \cdot 0,15 = 750 \frac{m^3}{día} \quad (Ec. 11)$$

Para el diseño de la planta es necesario conocer el caudal punta, de forma que la planta sea capaz de dar servicio si se produce un aumento con respecto al caudal medio. El caudal punta se relaciona con el caudal medio mediante el coeficiente punta (razón entre el caudal máximo en el día de máxima producción y el caudal medio en un día promedio), que lo incrementa en las unidades necesarias.

Como valores guía, para núcleos pequeños (habitantes equivalentes < 100.000) se estima que debe ser $\geq 2,4$. Para calcularlo de forma exacta se utilizan las ecuaciones empíricas de Harman (Ec. 12) y Fair & Geyer (Ec. 13). De forma que **el caudal punta** de la planta se calcula según la Ec. 14 y es **2433,75 m³/día**.

$$C_p = 1 + \frac{14}{4 + \sqrt{\frac{Población}{1000}}} = 1 + \frac{14}{4 + \sqrt{\frac{5000}{1000}}} = 3,245 \quad (Ec. 12)$$

$$C_p = \frac{18 + \sqrt{\frac{Población}{1000}}}{4 + \sqrt{\frac{Población}{1000}}} = \frac{18 + \sqrt{\frac{5000}{1000}}}{4 + \sqrt{\frac{5000}{1000}}} = 3,245 \quad (Ec. 13)$$

$$Q_p = Q_m \cdot C_p = 750 \cdot 3,245 = 2433,75 \frac{m^3}{día} \quad (Ec. 14)$$

Dimensionado de tuberías

El dimensionado de las tuberías debe considerarse con el caudal máximo que podría tratar la EDAR, esto es, el caudal punta. Considerando una velocidad media de 1,3 m/s, la sección de la tubería a utilizar se calcula según la Ec. 15. Con lo cual, el **diámetro** de la tubería se calcula según la (Ec. 16) y es de **128,02 mm**.

$$S_T = \frac{Q_p (m^3/s)}{v_{AR} (m/s)} = \frac{0,01673}{1,3} = 0,0129 m^2 \quad (Ec. 15)$$

$$\phi = \sqrt{\frac{4 \cdot S_T}{\pi}} = 0,12802 m = 128,02 mm \quad (Ec. 16)$$

Se elige diseñar todas las tuberías en PVC, y fijando medidas normalizadas la instalación requiere tuberías de DN 150.

Pozo de gruesos

Correspondiente con el primer pretratamiento a cabecera de la planta, el AR a tratar pasa rápidamente a través de él para evitar sedimentación. El tiempo medio de residencia (t) elegido es de 3 minutos. La velocidad ascensional (v_{as}) a caudal de diseño se fija en $1 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{min}$, y la relación longitud:anchura en 1 metro. Mediante las ecuaciones Ec. 17 a Ec. 21 se determinan los parámetros de diseño del equipo.

$$V_{\text{UTIL}} = t \cdot Q_m = \frac{3}{60 \cdot 24} \cdot 750 = 1,563 \text{ m}^3 \quad (\text{Ec. 17})$$

$$\text{Área} = \frac{Q_m}{v_{as}} = \frac{750}{1 \cdot 60 \cdot 24} = 0,521 \text{ m}^2 \quad (\text{Ec. 18})$$

$$H = \frac{V_{\text{UTIL}}}{\text{Área}} = \frac{1,563}{0,521} = 3 \text{ m} \quad (\text{Ec. 19})$$

$$L = \sqrt{\text{longitud: anchura} \cdot \text{Área}} = \sqrt{0,521} = 0,722 \text{ m} \quad (\text{Ec. 20})$$

$$W = L = 0,722 \text{ m} \quad (\text{Ec. 21})$$

Por lo que la **longitud (L)** y la **anchura (W)** del equipo es **0,722 metros** en ambos casos, y su **altura (H)** es de **3 metros**.

Desbaste

El diseño de las dos rejillas que conforman este equipo se realiza conforme a la necesidad de mantener una velocidad de paso del agua que no haga que sedimenten sólidos ni que se arrastren a otros que bajo otras condiciones no pasarían. La velocidad considerada (v) es aquella que consigue reducir la superficie libre de paso a un 70% ($C_{\text{rejillas}}=0,3$). En un diseño a caudal medio, v debe encontrarse en un intervalo entre 0,6 y 1 m/s. A caudal punta, debe ser igual o inferior a 1,4 m/s. El método de cálculo se corresponde con el especificado en el Manual de diseño de estaciones depuradoras de aguas residuales de AH Lehmann (2000).

Se ha fijado v a 1 m/s para una separación entre barrotes (b_i) de 10 mm en rejillas finas y 50 cm en gruesas, y un espesor de barrote (e) de 5 mm en rejillas finas y 10 cm en gruesas. El nivel aguas arriba de la rejilla a caudal punta se determina mediante la Ec. 22, donde Q_p se introduce en m^3/s . Con las Ec. 23 y Ec. 24 se determina que el valor de la **anchura del canal** es de **0,45 metros para las rejillas finas y 0,42 metros para las gruesas**.

$$D = 0,15 + 0,74 \cdot \sqrt{Q_P} = 0,274 \text{ m} \quad (\text{Ec. 22})$$

$$W_{FINAS} = \frac{Q_P}{v \cdot D} \cdot \frac{e + bi}{bi} + C_{rejas} = 0,45 \text{ m} \quad (\text{Ec. 23})$$

$$W_{GRUESAS} = \frac{Q_P}{v \cdot D} \cdot \frac{e + bi}{bi} + C_{rejas} = 0,42 \text{ m} \quad (\text{Ec. 24})$$

Desarenador-desengrasador

Para el diseño de un desarenador-desengrasador es necesario conocer sus dimensiones, así como el caudal de aire que se va a dosificar. Para ello se hará uso de los parámetros de diseño que lo permiten (Tabla 32).

Tabla 32. Valores de los parámetros de diseño de un desarenador-desengrasador (Metcalf & Eddy, Tchobanoglous, & Burton, 1995).

PARÁMETRO	INTERVALO DE VALORES	VALOR TÍPICO
Carga hidráulica (q_A) en m/h	<35	30
Tiempo de residencia (t_r) en min	8 – 10	9
Velocidad de flujo horizontal (v_H) en m/s	<0,15	-
Profundidad (H) en m	2 – 5	-
Relación anchura:profundo (W:H)	1:1 – 5:1	1,5:1
Relación longitud:anchura (L:W)	3:1 – 5:1	4:1
Suministro aire en $\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$	5 – 8	8

Para el presente diseño, se seleccionan los siguientes valores de los parámetros: una carga hidráulica de 30 m/h, con un tiempo de residencia de 9 minutos, una relación W:H de 1,5:1, y una relación L:W de 4:1. Conocer el volumen de diseño ($V_{\text{diseño}}$) y la sección horizontal (A_H) mediante las Ec. 25 y Ec. 26 permite determinar las dimensiones, y en consecuencia el caudal de aire.

$$V_{\text{diseño}} = t_r \cdot Q_P = 15,21 \text{ m}^3 \quad (\text{Ec. 25})$$

$$A_H = \frac{Q_P}{q_A} = 3,38 \text{ m}^2 \quad (\text{Ec. 26})$$

Mediante las Ec. 27 y Ec. 28 se determina que la **anchura (W)** es **0,92 m**, la **longitud (L)** es **3,68 m**, y la **altura (H)** es **4,49 m**.

$$V_{diseño} = L \cdot H \cdot W = 15,21 \text{ m}^3 \quad (\text{Ec. 27})$$

$$A_H = L \cdot W = 3,38 \text{ m}^2 \quad (\text{Ec. 28})$$

El valor del caudal de aire depende de la velocidad de flujo horizontal, que debe cumplir con las especificaciones de la **Tabla 32**, por lo que es necesaria su comprobación por la Ec. 29.

$$v_H = \frac{Q_P}{A_V} = \frac{Q_P}{W \cdot H} = 0,0068 \frac{\text{m}}{\text{s}} < 0,15 \frac{\text{m}}{\text{s}} \quad (\text{Ec. 29})$$

$$Q_{AIRE} = 8 \frac{\text{m}^3}{\text{h} \cdot \text{m}^2} \cdot A_H = 27,04 \frac{\text{m}^3}{\text{h}} \quad (\text{Ec. 30})$$

El caudal a dosificar de **aire** según la Ec. 30 resulta de **27,04 m³/h**.

Decantador primario

Para impulsar el AR al decantador primario se hará uso de una bomba helicoidal capaz de impulsar 2433,75 m³/día. Se elige el modelo GCPC/GCEC 300, capaz de impulsar 28 L/s, del proveedor WAMGROUP.

Al igual que para el equipo anterior, el diseño del decantador primario también exige la utilización de parámetros de diseño. Se presentan en la **Tabla 33** los recomendados según el Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX), perteneciente al Ministerio para la Transición Ecológica.

Tabla 33. Valores de los parámetros de diseño de un decantador primario.

PARÁMETRO	INTERVALO DE VALORES
Velocidad ascensional (q _A) en m/h	<2,5
Tiempo de residencia (t _r) en horas	1 – 3

Se fija el t_r en 2 horas y la velocidad ascensional en 2 m/h. De esta forma, con las Ec. 31, Ec. 32, y Ec. 33 se puede conocer las dimensiones del equipo: **volumen (V_{DEC})=202,81 m³, diámetro (φ)=8,03 m, y altura (H)=4 m**, respectivamente.

$$V_{DEC} = t_r \cdot Q_P = 202,81 \text{ m}^3 \quad (\text{Ec. 31})$$

$$\phi = \sqrt{\frac{4 \cdot \text{Área}}{\pi}} = \sqrt{\frac{4 \cdot \frac{Q_P}{q_A}}{\pi}} = 8,03 \text{ m} \quad (\text{Ec. 32})$$

$$H = \frac{V_{DEC}}{\text{Área}} = 4 \text{ m} \quad (\text{Ec. 33})$$

Volumen del SBR

En cuanto al reactor que se va a emplear, debido a que el sistema de aporte de caudal es continuo y el reactor trabaja en discontinuo, es necesario un tanque de almacenamiento previo a la adición del ARU al SBR.

Debido a que el caudal a tratar será el que salga de la sección de pretratamiento, se estima una pérdida de volumen con respecto al caudal punta del 5% siguiendo la proporción de fangos generados en el Proyecto de Adecuación de Estación Depuradora de Aguas Residuales en Bullas, Murcia (Muñoz Gea, 2015), de forma que el caudal de entrada al SBR será 2312,07 m³/día según la Ec. 34.

$$Q_{entrada} = Q_P \cdot \left(1 - \frac{\%pérdidas}{100}\right) = 2433,75 \cdot \left(1 - \frac{5}{100}\right) = 2312,07 \frac{\text{m}^3}{\text{día}} \quad (\text{Ec. 34})$$

Este tanque debe tener la capacidad de almacenar todo el caudal punta diario, es decir, su volumen debe ser de al menos 2313 m³. Se elige a TANKEROS S.L. como proveedor del Tanque de Almacenamiento Cilíndrico y se decide instalar un tanque de almacenamiento de capacidad 2.447 m³ de acero inoxidable AISI 304 (Fig. I de ANEXO VI).

Para operar un SBR lo primero que es necesario saber es el tiempo que se va a emplear en cada etapa del ciclo (**Tabla 34**), de forma que se sepa para qué caudal hay que diseñar las bombas. Se ha elegido utilizar los mismos tiempos y ciclos de dosificación de las bombas con los que se funcionó en el laboratorio.

Tabla 34. Duración de cada etapa de cada ciclo.

	Tiempo (min)
Llenado	14,5
Reacción	345,5
Sedimentación	90,0
Vaciado	9,0
Espera	21,0

Teniendo en cuenta que se ha elegido diseñar un SBR con TRH=24 h y tres ciclos de operación al día, las bombas deberán poder suministrar en el tiempo requerido 1/3 del caudal punta diario calculado.

Un caudal punta de 2312,07 m³/día para un reactor con un TRH de 24 horas implica un caudal de entrada y salida del SBR de 770,7 m³/ciclo. El volumen del tanque, para tratar un AR cuyas características serán las del ensayo llevado a cabo en el laboratorio para ese TRH (DQO: 0,842 g/L, SSLM=2,5 g/L, y CM=0,34), se determina según la Ec. 35, obteniéndose un valor de 2290,3 m³, dando un margen de seguridad de un 5% el **volumen del SBR** será **2404.8 m³**, por lo que en cada ciclo se tratarán un máximo de 801.6 m³.

$$V_{SBR} = \frac{DQO \left(\frac{gDQO}{m^3} \right) \cdot Q \left(\frac{m^3}{d} \right)}{CM \left(\frac{gDQO}{gSS \cdot d} \right) \cdot SSLM \left(\frac{gSS}{m^3} \right)} = 2290,3 \frac{m^3}{día} \quad (Ec. 35)$$

Para el reactor biológico, se escoge del proveedor Tank Connection, en concreto los Diseños Atornillables RTP de Aguas Residuales, que pueden almacenar entre 95 m³ a 30.284 m³.

Al reactor y al tanque de almacenamiento es necesario añadirles además agitadores, de forma que se mantenga su interior homogeneizado y la reacción tenga lugar en condiciones óptimas (en el caso del SBR solamente). Se elige el agitador SMD.19.32.985.5.1BZ de Grundfos (Fig. II de ANEXO VI), que permite agitar con un caudal de 479 m³/h, por lo que se decide instalar 5 en el SBR y 5 en el tanque de almacenamiento. La potencia del equipo es 1,9kW. El aireador elegido es de Ebara, modelo AJ10G409T30KA, con una potencia nominal de 2,8 kW (Fig. III de ANEXO VI).

Bombas

Teniendo en cuenta que para el diseño de los tanques se ha tenido en cuenta el caudal punta, se sigue el mismo razonamiento para el dimensionado de las bombas. Las bombas que dosifican el caudal correspondiente deben ser capaces de realizarlo en los tiempos especificados en la **Tabla 34**. Por tanto, las capacidades serán las siguientes:

- Bomba de llenado: debe proporcionar un volumen de 770,7 m³ en 14,5 minutos, por lo que el caudal requerido es 3189,10 m³/h (o 0,886 m³/s). Se elige la bomba SL1.80.80.22.4.50D.C de Grundfos, que proporciona un caudal de 565,5 m³/h (Fig. IV de ANEXO VI), por lo que se decide instalar 6. La potencia nominal del equipo es 10,9 kW.
- Bomba de vaciado: debe proporcionar un volumen de 770,7 m³ en 9 minutos, por lo que el caudal requerido es 5138 m³·h⁻¹ (o 1,427 m³/s). Se elige también la bomba SL1.80.80.22.4.50D.C de Grundfos, igual que para el llenado (Fig. IV de ANEXO VI), y serán necesarias 10.

Para el vaciado de fangos agotados de cada reactor se instala una bomba regulable (SL1.50.65.09.E.2.1.502) de caudal nominal 58 L/s, de Grundfos, una potencia nominal de 0,9kW (Fig. V. de ANEXO VI)

Para la selección de las bombas de Grundfos se ha utilizado el Product Center, y se ha hecho una búsqueda por aplicación para equipos preparados para tratar con aguas residuales y fecales.

Además del propio equipo necesario para el funcionamiento de una planta SBR, se necesitan una serie de accesorios que permitan el perfecto control de esta.

Válvulas

Para la elección de las válvulas, donde la instalación de tuberías se ha determinado que serán de DN 150, y por las que el agua circulará a velocidades aproximadas de 1,3 m/s, se recurre a la empresa AVK. Las de paso serán las correspondientes al número de referencia 15-150-42-01464099 (Fig. VI de ANEXO VI). Las de antirretorno, de número de referencia 53-150-35-1007 (Fig. VII de ANEXO VI). Las válvulas de seguridad, que saltan con sobrepresiones de 1,5-6 bar: de número de referencia 859-0150-00-1140010 (Fig. VIII de ANEXO VI).

Muestreo

Será necesario que se lleve a cabo un muestreo para comprobar el correcto funcionamiento de la planta, así como las características del efluente deseadas. Según la Directiva 91/271/CE el número de muestras anual para una planta de 5.000 habitantes equivalentes será de 12 muestras el primer año, y 4 muestras los siguientes, siempre que se pueda demostrar que el agua mantiene las condiciones del primer año (esto es, **Tabla 6**). Si una de las 4 muestras saliese errónea, se deberán hacer 12 al año siguiente. Aunque estas son las indicaciones mínimas exigidas, se medirán en continuo todos aquellos parámetros que se puedan analizar mediante sistemas de registro en línea. Para ello, se necesita instalar dispositivos de medición en continuo del pH, la conductividad, el oxígeno disuelto (OD), caudal, así como temperatura. La determinación de las concentraciones del resto de parámetros se realiza de igual forma a como se ha realizado en este estudio. Los equipos de medición y control en continuo de muestras elegidos son los siguientes:

- Medidor de pH y conductividad automatizado de CPVC, cable de 3 metros, con conexión ATC, número WD-35807-35 de Oakton Instruments.
- Medidor de oxígeno disuelto Oxymax COS61D-AAA1A2, cable de 2-3 metros, de ENDRESS+HAUSER.
- Sensor de temperatura: Mouser número 653-ES1C-A40, de Omron Automation.
- Caudalímetro: VA520 caudalímetro con sección de medida integrada DN 20 de CS Instruments.

Los parámetros no automatizados como sólidos en suspensión, DBO₅, DQO, nutrientes, y nitrógeno amoniacal se medirán una vez por semana. Si el valor no es el deseado, se realizará un control cada dos días durante la próxima semana.

Los elementos de seguridad para el personal a colocar en la planta como cascos, guantes, chalecos, etc., así como controladores de nivel a los tanques, controladores de seco a las bombas para que no aspiren aire, señales luminosas/acústicas cerca de los tanques con agitador se harán conforme a la ley vigente y a las necesidades de la planta.

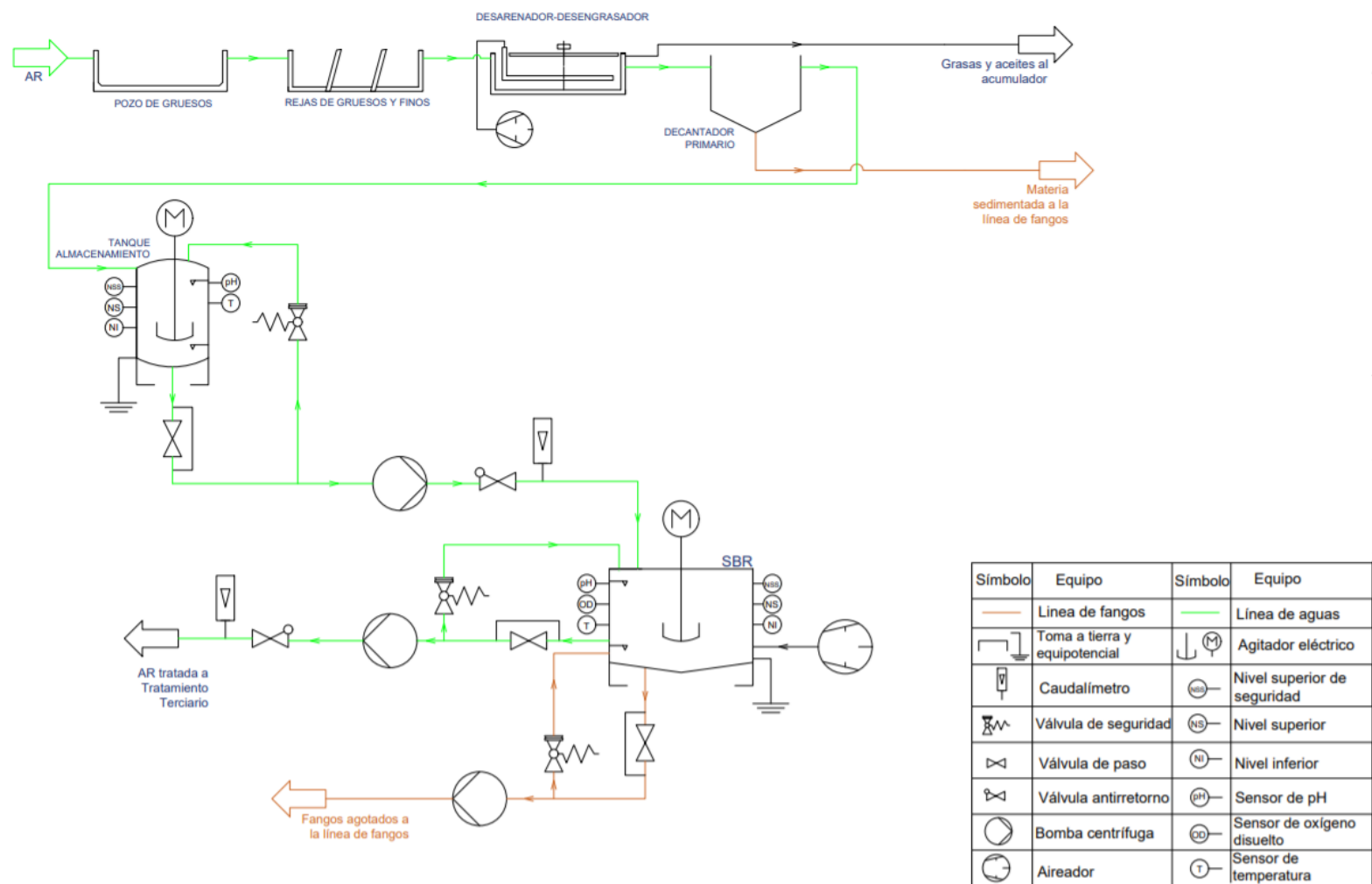


Figura 42. Diagrama de flujo del Tratamiento Secundario con SBR para la eliminación de fármacos en ARUs.

9. ESTUDIO ECONÓMICO

En el presente estudio económico se determinará el coste de funcionamiento de la instalación de la **Figura 42** durante 1 año (€/m³ de agua residual tratada), para compararlo con los costes de un tratamiento biológico convencional. El coste abarca: la energía empleada, el coste de la mano de obra, así como los reactivos y equipos utilizados.

Se incluye la compra de los equipos y reactivos necesarios para el control de calidad, tales como los kits de DQO, DBO₅, N_T, y P_T (de la empresa MERCK), así como la bomba de vacío para la medición de los sólidos en suspensión con sus filtros correspondientes. La bomba seleccionada es de Emerson Motor, modelo SA55NXGTB-4142 (número de catálogo: G18DX, número de serie 0983), que funciona a 1725 rpm.

Para el cálculo de la energía no se ha tenido en cuenta el gasto de las válvulas automatizadas en las conducciones ni el de la bomba de vacío para las mediciones de sólidos en suspensión, ya que se consideran despreciables debido al poco tiempo de uso frente a otros dispositivos. Tampoco se incluye el coste energético de equipos como medidor de pH, OD, temperatura, o caudalímetro.

9.1. Coste Energético.

La energía necesaria para abastecer a la instalación al completo será aquella que necesiten los equipos que la forman (bombas, agitadores, y aireadores) para funcionar. Se supone un funcionamiento completo de la planta durante las 24 horas del día, para meses de 30 días, y durante 365 días al año. Para el coste de la energía se utiliza el precio proporcionado por el Plan Estable de Iberdrola de 2019 para una Potencia mayor de 10 kW y menor o igual a 15 kW, donde el coste de cada kWh es de 0,16242€.

Los equipos de bombeo que se incluyen en pertenecen únicamente al tratamiento secundario, debido a que el AR circula en el pretratamiento y tratamiento primario de un sistema a otro por acción de la gravedad.

Tabla 35. Cuadro de descomposición del coste energético de la planta.

Código	Ud.	Resumen	Cantidad (ud)	Potencia (kW/ud)	Tiempo Funcionam. (h/año)	Consumo (kWh/año)	Coste (€/año)
2		Bombas					
2.01	u	Bombas llenado y vaciado SBR	16,00	10,90	428,88	74.795,80	12.583,79
2.02	u	Bomba vaciado fangos agotados	1,00	0,90	30,00	27,00	4,54
4		Agitación					
4.01	u	Agitador	10,00	1,90	2.190,00	41.610,00	7.000,55
4.02	u	Aireador	1,00	2,80	2.190,00	6.132,00	1.031,66
Total.						20.620,55	

9.2. Mano de Obra.

Se incluye en este apartado el personal necesario para el funcionamiento completo de la planta, por lo que se incluye un Ingeniero Químico que trabaje 8 horas al día en el muestreo y ajuste necesario, así como una aproximación de 3 horas a la semana de un Oficial de Fontanería y un peón especializado de albañilería que arregle los desperfectos en tuberías o equipos pertinentes.

Tabla 36. Cuadro de descomposición de la mano de obra.

Código	Ud.	Resumen	Cantidad (ud)	Coste (€/ud)	Coste (€/año)
1		Mano de Obra			
1.01	h	Ingeniero Químico	2.920,00	18,25	53.290,00
1.02	h	Oficial de Primera	144,00	13,42	1.932,48
1.03	h	Peón especializado	144,00	12,91	1.859,04
				Total.	57.081,52

9.3. Instrumentación Auxiliar.

En cuanto a la instrumentación auxiliar del sistema, se incluyen los reactivos para realizar los análisis de las muestras pertinentes, así como los equipos necesarios para ello. Se considera un muestreo de 3 veces por semana, para 52 semanas al año (156 muestras). Cada caja de KIT permite realizar 25 ensayos, salvo la de la DBO, que contiene para 50 tests.

Tabla 37. Cuadro de descomposición de la instrumentación auxiliar.

Código	Ud.	Resumen	Cantidad (ud)	Coste (€/ud)	Coste (€/año)
5		Instrumentación auxiliar			
5.01	u	KIT DQO 10-150 mg/L	7,00	114,00	798,00
5.02	u	KIT DBO 0,5-3000 mg/L	4,00	132,00	528,00
5.03	u	KIT N TOTAL 10-150 mg/L	7,00	152,00	1.064,00
5.04	u	KIT P TOTAL 10-150 mg/L	7,00	132,00	924,00
5.05	u	Filtros de borosilicato MFV3047	1,00	23,32	23,32
5.06	u	Bomba de vacío	1,00	128,00	128,00
				Total.	3.465,32

9.4. Presupuesto de Ejecución Material.

De esta forma, sumando el coste total de cada unidad de la instalación se obtiene el Presupuesto de ejecución material.

Tabla 38. Presupuesto de ejecución material.

CÓDIGO	UNIDAD DE OBRA	IMPORTE (€)
1	Mano de Obra	57.081,52
2	Bombas	12.588,34
4	Agitación	8.032,21
5	Instrumentación auxiliar	3.465,32
Total.		81.167,39

Asciende el presupuesto de ejecución material a la expresada cantidad de **OCHENTA Y UN MIL CIENTO SESENTA Y SIETE EUROS CON TREINTA Y NUEVE CÉNTIMOS.**

Teniendo en cuenta que al año se producen 843.916,50 m³ de agua tratada (770,7 m³/ciclo, 3 ciclos al día, 365 días al año), suponiendo que no se produce parada para limpieza ni por reformas, el **tratamiento del agua con el sistema propuesto costaría 0,10 €/m³.**

Según el informe de EPSAR (2018), el coste medio del tratamiento de AR para su reutilización en toda la Comunidad Valenciana es de 0,34 €/m³. Si se tiene en cuenta el coste de la que se destina a fines agrícolas, el coste se reduce a 0,006 y 0,012 €/m³, que es el valor con el que hay que comparar ya que para calcularlo tampoco se ha tenido en cuenta el tratamiento terciario.

De esta forma, se observa que el coste de tratar el AR mediante un sistema de SBR tiene un precio que está dentro del rango marcado por la EPSAR de entre 0,34 y 0,006 €/m³, por lo que el tratamiento propuesto es económicamente viable.

10. CONCLUSIONES

En el presente Trabajo Final de Grado se ha estudiado la influencia del tiempo de retención hidráulico en un sistema con Reactores Biológicos Secuenciales en ausencia de fármacos y en presencia de 3 de ellos: ibuprofeno, acetaminofén, y cafeína. De esta forma, se ha obtenido el valor del TRH que optimiza la eficiencia de la eliminación de materia orgánica y fármacos, obteniendo con ello un efluente de mayor calidad. Para ello se utilizaron 4 ensayos con SBR donde se probaron dos TRH (24 y 32 h) y para cada uno de ellos el tratamiento de un agua residual simulada con y sin fármacos. Con ello se ha conseguido cumplir con el objetivo general y con los objetivos específicos marcados al inicio de este trabajo.

Se puede concluir con los resultados obtenidos que el uso del tratamiento biológico mediante SBR para la eliminación de fármacos es muy efectivo, independientemente del TRH utilizado (se alcanzan rendimientos del 99,92%). Estos resultados se consiguen gracias a la biodegradación de los microorganismos, y no por adsorción en los fangos activos.

Teniendo en cuenta no sólo a la efectividad en la eliminación de fármacos, sino también a la calidad del efluente generado se concluye que, para el TRH de 24 h, el efluente obtenido tiene unos niveles de turbidez, DQO y SMP menores a los obtenidos para el TRH mayor. Además, operando con un TRH de 24 h se consigue tratar un volumen de agua residual mayor. Por estas razones, se concluye que el TRH óptimo es 24 h, siendo este el parámetro que se va a utilizar para hacer el diseño de la planta de SBR.

A partir del estudio experimental realizado se ha procedido al diseño de una planta de tratamiento biológico que incluye una etapa de pretratamiento (con un pozo de gruesos, un desbaste con rejillas para finos y gruesos, un desarenador-desengrasador), un tratamiento primario (decantador primario), así como con un SBR para 5.000 habitantes equivalentes. El diseño se ha realizado conforme a la norma UNE EN-ISO 10628:1-2015. Mediante él se ha conseguido afianzar conocimientos de diseño y escalado de equipos, así como mejorar la capacidad de autodeterminación y de toma de decisiones.

En base al diseño anterior, se ha realizado una evaluación económica de la planta, obteniendo un coste de tratamiento de 0,10 €/m³ de agua tratada, así como el cálculo del coste de la instalación con equipos del mercado actual. Con los resultados obtenidos y comparando estos con los precios marcados por la EPSAR se concluye que la instalación de un tratamiento biológico mediante un sistema SBR para el tratamiento de aguas que contienen hasta una concentración máxima de 2 mg/L de los fármacos en estudio (cafeína, acetaminofén e ibuprofeno) es económica y técnicamente viable.

11. BIBLIOGRAFÍA

- Ahmed, M. B., Zhou, J. L., Ngo, H. H., Guo, W., Thomaidis, N. S., & Xu, J. (2017). Progress in the biological and chemical treatment technologies for emerging contaminant removal from wastewater: A critical review. *Journal of Hazardous Materials*, 323, 274-298. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.04.045>
- Al-Rifai, J. H., Khabbaz, H., & Schäfer, A. I. (2011). Removal of pharmaceuticals and endocrine disrupting compounds in a water recycling process using reverse osmosis systems. *Separation and Purification Technology*, 77(1), 60-67. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2010.11.020>
- Altmann, J., Ruhl, A. S., Zietzschmann, F., & Jekel, M. (2014). Direct comparison of ozonation and adsorption onto powdered activated carbon for micropollutant removal in advanced wastewater treatment. *Water Research*, 55, 185-193. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.02.025>
- Alturki, A. A., Tadkaew, N., McDonald, J. A., Khan, S. J., Price, W. E., & Nghiem, L. D. (2010). Combining MBR and NF/RO membrane filtration for the removal of trace organics in indirect potable water reuse applications. *Journal of Membrane Science*, 365(1-2), 206-215. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2010.09.008>
- Ardern, E., & Lockett, W. T. (1914a). Experiments on the oxidation of sewage without the aid of filters. *Journal of the Society of Chemical Industry*, 33(10), 523-539.
- Ardern, E., & Lockett, W. T. (1914b). The Oxidation of Sewage without the aid of Filters. Part II. *Journal of the Society of Chemical Industry*, 33(23), 1122-1124.
- Ardern, E., & Lockett, W. T. (1915). The oxidation of sewage without the aid of filters. Part III. *Journal of the Society of Chemical Industry*, 34(18), 934-943. <https://doi.org/10.1002/jctb.5000341802>
- Barr, T. A., Taylor, J. M., & Duff, S. J. B. (1996). Effect of HRT, SRT and temperature on the performance of activated sludge reactors treating bleached kraft mill effluent. *Water Research*, 30(4), 799-810. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(95\)00218-9](https://doi.org/10.1016/0043-1354(95)00218-9)
- Burke, A., Smyth, E., & FitzGerald, G. A. (2006). Analgesic-antipyretic agents; pharmacotherapy of gout. *The pharmacological basis of therapeutics*, 1, 706.
- Centa. (2008). Manual de depuración de aguas residuales urbanas. *Centa*, 1-264. <https://doi.org/Z-2802/08>
- Clara, M., Strenn, B., Gans, O., Martinez, E., Kreuzinger, N., & Kroiss, H. (2005). Removal of selected pharmaceuticals, fragrances and endocrine disrupting compounds in a membrane bioreactor and conventional wastewater treatment plants. *Water Research*, 39(19), 4797-4807. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.09.015>
- Clavijo Díaz, M. (2017). Diseño de una instalación para recuperación de fármacos de una corriente de proceso mediante Ultrafiltración. Recuperado de <https://riunet.upv.es:443/handle/10251/87869>
- Comisión Europea. (2013). Directiva 2013/39/UE del Parlamento Europeo y del Consejo sobre sustancias prioritarias en el ámbito de la política de aguas. *Diario Oficial de la Unión Europea*, L226/1-L226/17.
- Consejo de la Unión Europea. (1991). Directiva del Consejo sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas (91/271/CEE). *Diario Oficial De Las Comunidades Europeas*, L135/40-L135/52.

- Country Meters. (2019). Estadísticas mundiales en tiempo real. Recuperado 19 de mayo de 2019, de <https://countrymeters.info/es/World>
- De Voogt, P., Janex-Habibi, M. L., Sacher, F., Puijker, L., & Mons, M. (2009). Development of a common priority list of pharmaceuticals relevant for the water cycle. *Water Science and Technology*, 59(1), 39-46. <https://doi.org/10.2166/wst.2009.764>
- Departamento de Medicamentos de uso humano de la AEMPS. (2017). Utilización de medicamentos antiinflamatorios no esteroideos en España durante el periodo 2013-2016. *Ministerio de Sanidad, Servicios Sociales e Igualdad*, 1-5. Recuperado de <https://www.aemps.gob.es/medicamentosUsoHumano/observatorio/docs/antiinflamatorios-AINEs-periodo-2013-2016.pdf>
- Durá María, J. (2016). Diseño de una instalación mediante tecnología de membranas para eliminación de compuestos farmacéuticos procedentes de salida de EDAR (30.000 HE). Recuperado de <https://riunet.upv.es:443/handle/10251/66068>
- Elazhar, F., Touir, J., Elazhar, M., Belhamidi, S., El Harrak, N., Zdeg, A., ... Elmidaoui, A. (2015). Techno-economic comparison of reverse osmosis and nanofiltration in desalination of a Moroccan brackish groundwater. *Desalination and Water Treatment*, 55(9), 2471-2477. <https://doi.org/10.1080/19443994.2014.959739>
- EPSAR. (2018). *Memoria de Gestión, 2018. Entidad Pública de Sanemiento de Aguas Residuales de la Comunidad Valenciana*. Generalitat Valenciana.
- European Commission. (2008). Directive 2008/105/EC of the European Parliament and of the Council on environmental quality standards in the field of water policy. *Official Journal of the European Union*, L348/84-L348/97. <https://doi.org/http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=celex:32008L0105>
- European Commission. (2004). Reglamento (CE) N° 850/2004 del Parlamento Europeo y del Consejo sobre contaminantes orgánicos persistentes. *Diario Oficial de la Unión Europea*, L229/5-L229-22. Recuperado de <https://www.boe.es/doue/2007/204/L00028-00028.pdf>
- European Commission. (2015). Decisión de Ejecución (UE) 2015/495 de la Comisión por la que se establece una lista de observación de sustancias a efectos de seguimiento a nivel de la Unión en el ámbito de la política de aguas. *Diario Oficial de la Unión Europea*, L78/40-L78/42.
- European Commission. (2018). Decisión de Ejecución (UE) 2018/840 de la Comisión, por la que se establece una lista de observación de sustancias a efectos de seguimiento a nivel de la Unión en el ámbito de la política de aguas. *Diario Oficial de la Unión Europea*, L141/9-L141/12.
- Fajardo-Zapata, Á. L., Méndez-Casallas, F. J., Hernández-Niño, J. F., Molina, L. H., Tarazona, A. M., Nossa, C., ... Ramírez, N. (2013). La automedicación de antibióticos: Un problema de salud pública. *Salud Uninorte*, 29(2), 226-235.
- Fernández, J., & Curt, M. (2011). Métodos Analíticos para aguas residuales. *Manual de fitodepuración. Filtros de macrofitas en flotación*, 117-128. Recuperado de [http://www.ciencias-marinas.uvigo.es/bibliografia_ambiental/outros/Manual de fitodepuracion/Capitulos Anexos1.pdf%5Cnhttp://es.scribd.com/document_collections/3001637/widget](http://www.ciencias-marinas.uvigo.es/bibliografia_ambiental/outros/Manual_de_fitodepuracion/Capitulos_Anejos1.pdf%5Cnhttp://es.scribd.com/document_collections/3001637/widget)
- Ferrer-Polonio, E., White, K., Mendoza-Roca, J. A., & Bes-Piá, A. (2018). The role of the operating parameters of SBR systems on the SMP production and on membrane fouling reduction. *Journal of Environmental Management*, 228(August), 205-212. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.09.036>

- Ferrer-Polonio, Eva, Fernández-Navarro, J., Alonso-Molina, J. L., Bes-Piá, A., & Mendoza-Roca, J. A. (2018). Influence of organic matter type in wastewater on soluble microbial products production and on further ultrafiltration. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 93(11), 3284-3291. <https://doi.org/10.1002/jctb.5689>
- Frølund, B., Palmgren, R., Keiding, K., Nielsen, P. H. (1996). Extraction of extracellular polymers from activated sludge using a cation exchange resin. *Water Research*, 30, 1749-1758.
- Gracia-Lor, E., Sancho, J. V., Serrano, R., & Hernández, F. (2012). Occurrence and removal of pharmaceuticals in wastewater treatment plants at the Spanish Mediterranean area of Valencia. *Chemosphere*, 87(5), 453-462. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.12.025>
- INE. (2017). *España en cifras 2017. Instituto Nacional de Estadística (INE)*. Recuperado de www.ine.es
- INE. (2018). Notas de Prensa: Estadística sobre el Suministro y Saneamiento del Agua (2016). *Instituto Nacional de Estadística (INE)*, pp. 1-7.
- Irvine, R. L., & Ketchum, L. H. (1989). Sequencing batch reactors for biological wastewater treatment. *Critical Reviews in Environmental Control*, 18(4), 255-294. <https://doi.org/10.1080/10643388909388350>
- Jarusutthirak, C., & Amy, G. (2007). Understanding soluble microbial products (SMP) as a component of effluent organic matter (EfOM). *Water Research*, 41(12), 2787-2793. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.03.005>
- Jelic, A., Gros, M., Ginebreda, A., Cespedes-Sánchez, R., Ventura, F., Petrovic, M., & Barcelo, D. (2011). Occurrence, partition and removal of pharmaceuticals in sewage water and sludge during wastewater treatment. *Water Research*, 45(3), 1165-1176. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.11.010>
- Jones, O. A. H., Voulvoulis, N., & Lester, J. N. (2007). The occurrence and removal of selected pharmaceutical compounds in a sewage treatment works utilising activated sludge treatment. *Environmental Pollution*, 145(3), 738-744. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.08.077>
- Joss, A., Keller, E., Alder, A. C., Göbel, A., Mc Ardell, C. S., Ternes, T., & Siegrist, H. (2005). Removal of pharmaceuticals and fragrances in biological wastewater treatment. *Water Research*, 39(14), 3139-3152. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.05.031>
- Joss, A., Siegrist, H., & Ternes, T. A. (2008). Are we about to upgrade wastewater treatment for removing organic micropollutants? *Water Science and Technology*, 57(2), 251-255. <https://doi.org/10.2166/wst.2008.825>
- Kolpin, D. W., Furlong, E. T., Meyer, M. T., Thurman, E. M., Zaugg, S. D., Barber, L. B., & Buxton, H. T. (2002). Pharmaceuticals, hormones, and other organic wastewater contaminants in U.S. streams, 1999-2000: A national reconnaissance. *Environmental Science and Technology*, 36(6), 1202-1211. <https://doi.org/10.1021/es011055j>
- Lehmann, A. H. (2000). *Manual de diseño de estaciones depuradoras de aguas residuales*. Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos.
- Mailler, R., Gasperi, J., Coquet, Y., Deshayes, S., Zedek, S., Cren-Olivé, C., ... Rocher, V. (2014). Study of a large scale powdered activated carbon pilot: Removals of a wide range of emerging and priority micropollutants from wastewater treatment plant effluents. *Water Research*, 72, 315-330. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.10.047>
- Margot, J., Kienle, C., Magnet, A., Weil, M., Rossi, L., de Alencastro, L. F., ... Barry, D. A. (2013). Treatment of micropollutants in municipal wastewater: Ozone or powdered activated carbon?

Science of the Total Environment, 461-462, 480-498.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.05.034>

- Margot, J., Rossi, L., Barry, D. A., & Holliger, C. (2015). A review of the fate of micropollutants in wastewater treatment plants. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 2(5), 457-487. <https://doi.org/10.1002/wat2.1090>
- Martínez Serrano, L. (2018). Estudio de viabilidad técnica y económica de una instalación de membranas, para la eliminación de contaminantes emergentes de salida de EDARU (1.000 HE/día). Recuperado de <https://riunet.upv.es:443/handle/10251/110019>
- Mesquita, P. L., Aquino, S. F., Xavier, A. L. P., Da Silva, J. C. C., Afonso, R. C. F., & Queiroz Silva, S. (2010). Soluble microbial product (smp) characterization in bench-scale aerobic and anaerobic cstrs under different operational conditions. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, 27(1), 101-111. <https://doi.org/10.1590/S0104-66322010000100009>
- Metcalf & Eddy, Tchobanoglous, G., & Burton, F. L. (1995). *Ingeniería de aguas residuales: tratamiento, vertido y reutilización*. Madrid [etc.]: Madrid etc. : McGraw-Hill/Interamericana de España, D.L. 1995.
- Mitchell, D. C., Knight, C. A., Hockenberry, J., Teplansky, R., & Hartman, T. J. (2014). Beverage caffeine intakes in the U.S. *Food and Chemical Toxicology*, 63, 136-142. <https://doi.org/10.1016/j.fct.2013.10.042>
- Mohan, S. V., Rao, N. C., Prasad, K. K., Madhavi, B. T. V., & Sharma, P. N. (2005). Treatment of complex chemical wastewater in a sequencing batch reactor (SBR) with an aerobic suspended growth configuration. *Process Biochemistry*, 40(5), 1501-1508. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2003.02.001>
- Muñoz Gea, A. (2015). Anejo nº 4.- dimensionamiento de los sistemas y procesos de tratamiento propuestos. Recuperado de <http://www.carm.es/web/PDescarga?IDCONTENIDO=1618&PARAM=%3FidDocumento%3Dworkspace%3A%2F%2FspacesStore%2F46251860-6f8f-4f5c-8b35-45048bccb98f%2F1.0%26fechaVersion%3D01102014113631%26descargar%3Dtrue>
- Negrao de Carvalho, R., Ceriani, L., Ippolito, A., & Lettieri, T. (2015). *JRC Technical report: Development of the first Watch List under the Environmental Quality Standards Directive. Publications Office of the European Union*. <https://doi.org/10.2788/101376>
- Ng, W. J., Sim, T. S., Ong, S. L., Ng, K. Y., Ramasamy, M., & Tan, K. N. (1993). Efficiency of sequencing batch reactor (SBR) in the removal of selected microorganisms from domestic sewage. *Water Research*, 27(10), 1591-1600. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(93\)90105-Q](https://doi.org/10.1016/0043-1354(93)90105-Q)
- Nowotny, N., Epp, B., Von Sonntag, C., & Fahlenkamp, H. (2007). Quantification and modeling of the elimination behavior of ecologically problematic wastewater micropollutants by adsorption on powdered and granulated activated carbon. *Environmental Science and Technology*, 41(6), 2050-2055. <https://doi.org/10.1021/es0618595>
- OMS, O. M. de la S. (2000). *Informe sobre la Evaluación Mundial del Abastecimiento de Agua y el Saneamiento en 2000*.
- Orero, A. G., Ripoll, M. A. L., & González, J. N. (1998). Analysis of automedication with antibiotics in Spain. *Enfermedades infecciosas y microbiología clínica*, 16(7), 328-333.
- Ouyang, C. F., & Juan, C. T. (1995). A study of a modified process for the intermittent cycle extended aeration system. *Water Science and Technology*, 31(9), 173-180. [https://doi.org/10.1016/0273-1223\(95\)00419-N](https://doi.org/10.1016/0273-1223(95)00419-N)

- Parlamento Europeo y Consejo. (2000). Directiva 2000/60/CE por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. *Diario Oficial De Las Comunidades Europeas*, (7), L327/1-L327/73. [https://doi.org/10.1016/S0959-6526\(03\)00126-4](https://doi.org/10.1016/S0959-6526(03)00126-4)
- Publica, A. (2015). Boletín Oficial de la Junta de Andalucía. Boletín número 89 de 12/05/2015, 89, 1-457.
- Radjenović, J., Petrović, M., & Barceló, D. (2009). Fate and distribution of pharmaceuticals in wastewater and sewage sludge of the conventional activated sludge (CAS) and advanced membrane bioreactor (MBR) treatment. *Water Research*, 43(3), 831-841. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.11.043>
- Ruiz, N., & Cuñat Zaira, A. (2016). Ensayos de ecotoxicidad de los fármacos y efectos tóxicos en el medio ambiente: Revisión. *Revista de Toxicología*, 33(2), 108-119.
- S. Al-Rekabi, W., Qiang, H., & Qiang, W. W. (2007). Review on Sequencing Batch Reactors. *Pakistan Journal of Nutrition*, 6(1), 11-19. <https://doi.org/10.3923/pjn.2007.11.19>
- Santos, J. L., Aparicio, I., & Alonso, E. (2007). Occurrence and risk assessment of pharmaceutically active compounds in wastewater treatment plants. A case study: Seville city (Spain). *Environment International*, 33(4), 596-601. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2006.09.014>
- Saya, M. (1998). Evaluación del Requerimiento de Nitrógeno y Fósforo en Sistemas de Tratamiento Biológico Aerobio de Aguas Residuales. *Revista de la Facultad de ingeniería*, 6(1), 65-75. <https://doi.org/https://doi.org/10.18359/rcin.1523>
- Singh, M., & Srivastava, R. K. (2011). Sequencing batch reactor technology for biological wastewater treatment: a review. *Asia-Pacific Journal of Chemical Engineering*, 6(1), 3-13. <https://doi.org/10.1002/apj.490>
- Taheran, M., Brar, S. K., Verma, M., Surampalli, R. Y., Zhang, T. C., & Valero, J. R. (2016). Membrane processes for removal of pharmaceutically active compounds (PhACs) from water and wastewaters. *Science of the Total Environment*, 547, 60-77. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.12.139>
- Tchobanoglous, G., & Burton, F. L. (1991). *Wastewater engineering treatment, disposal and reuse*. McGraw-Hill, Inc.
- Verlicchi, P., Al Aukidy, M., & Zambello, E. (2012). Occurrence of pharmaceutical compounds in urban wastewater: Removal, mass load and environmental risk after a secondary treatment-A review. *Science of the Total Environment*, 429, 123-155. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.04.028>
- Vieno, N. M., Tuhkanen, T., & Kronberg, L. (2005). Seasonal variation in the occurrence of pharmaceuticals in effluents from a sewage treatment plant and in the recipient water. *Environmental Science and Technology*, 39(21), 8220-8226. <https://doi.org/10.1021/es051124k>
- WHO, W. H. organization. (2012). Treatment technologies for removal of pharmaceuticals from water.
- Xie, W. M., Ni, B. J., Seviour, T., Sheng, G. P., & Yu, H. Q. (2012). Characterization of autotrophic and heterotrophic soluble microbial product (SMP) fractions from activated sludge. *Water Research*, 46(19), 6210-6217. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.02.046>
- Xie, W. M., Ni, B. J., Seviour, T., & Yu, H. Q. (2013). Evaluating the impact of operational parameters on the formation of soluble microbial products (SMP) by activated sludge. *Water Research*, 47(3), 1073-1079. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.11.022>

- Yang, X., Flowers, R. C., Weinberg, H. S., & Singer, P. C. (2011). Occurrence and removal of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in an advanced wastewater reclamation plant. *Water Research*, *45*(16), 5218-5228. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.07.026>
- Yu, J. T., Bouwer, E. J., & Coelhan, M. (2006). Occurrence and biodegradability studies of selected pharmaceuticals and personal care products in sewage effluent. *Agricultural Water Management*, *86*(1-2), 72-80. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2006.06.015>
- Zuriaga-Agustí, E., Bes-Piá, A., Mendoza-Roca, J. A., & Alonso-Molina, J. L. (2013). Influence of extraction methods on proteins and carbohydrates analysis from MBR activated sludge flocs in view of improving EPS determination. *Separation and Purification Technology*, *112*, 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2013.03.048>

Optimización de los parámetros de operación en un sistema de tratamiento biológico para la eliminación de compuestos farmacéuticos en aguas residuales urbanas. Diseño de un reactor biológico secuencial para 5000 habitantes equivalentes.



UNIVERSITAT
POLITÈCNICA
DE VALÈNCIA



ESCUELA TÉCNICA
SUPERIOR INGENIEROS
INDUSTRIALES VALENCIA

TRABAJO FINAL DE GRADO

ANEXOS

DOCUMENTO 2

Optimización de los parámetros de operación en un sistema de tratamiento biológico para la eliminación de compuestos farmacéuticos en aguas residuales urbanas. Diseño de un reactor biológico secuencial para 5000 habitantes equivalentes.

ÍNDICE

ANEXO I. Equipos del Sistema SBR.	84
ANEXO II. Patrones de los Fármacos para las Rectas de Calibrado.....	85
ANEXO III. Evolución de Parámetros Analizados para los SBR-i_B y SBR-i_COP (no especificados en el Capítulo 7).	86
ANEXO IV. Análisis IPROMA de los Fármacos del Fango.	88
ANEXO V. Fichas de Seguridad de los Reactivos.	90
ANEXO VI. Catálogo de los Equipos de la Instalación.....	93

Optimización de los parámetros de operación en un sistema de tratamiento biológico para la eliminación de compuestos farmacéuticos en aguas residuales urbanas. Diseño de un reactor biológico secuencial para 5000 habitantes equivalentes.

ANEXO I. Equipos del Sistema SBR.

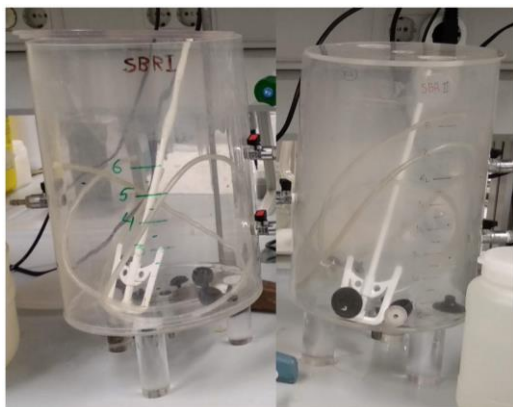


Figura 43. Reactor Biológico Secuencial de la planta con el agitador.

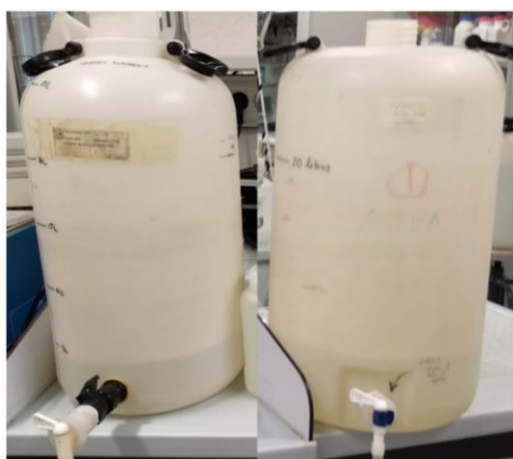


Figura 44. Bidón de 25 L para el alimento de los SBR.



Figura 45. Bombas de llenado de los SBR de DINKO Instruments.



Figura 46. Bombas de vaciado de los SBR de DINKO Instruments.



Figura 47. Timers de Garza, para los equipos adyacentes a los SBR.

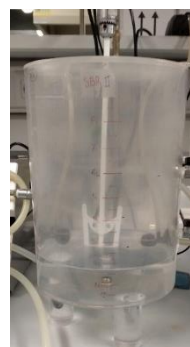


Figura 48. Pala del agitador.



Figura 49. Aireadores de EHEIM 400 para los SBR.

ANEXO II. Patrones de los Fármacos para las Rectas de Calibrado.

Los picos correspondientes del acetaminofén, cafeína e ibuprofeno durante la realización de las rectas de calibrado se pueden ver en la **Figura 50**, **Figura 51**, y **Figura 52**, respectivamente.

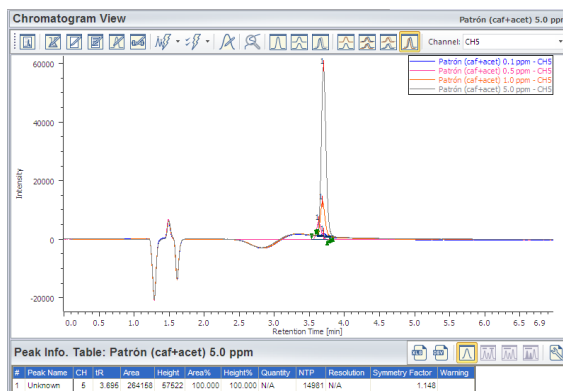


Figura 50. Picos de la cafeína de los patrones conjuntos de cafeína + acetaminofén.

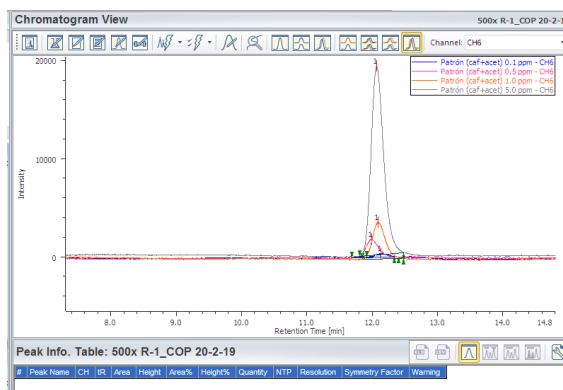


Figura 51. Picos del acetaminofén de los patrones conjuntos de cafeína + acetaminofén.

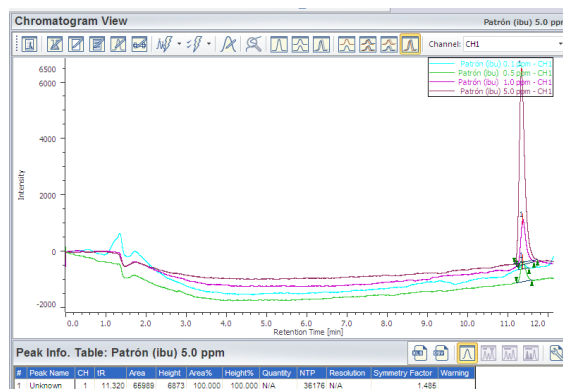


Figura 52. Picos correspondientes al ibuprofeno de los patrones.

ANEXO III. Evolución de Parámetros Analizados para los SBR-i_B y SBR-i_COP (no especificados en el Capítulo 7).

SBR-1_B Vs. SBR-1_COP: Figura 53 a Figura 55.

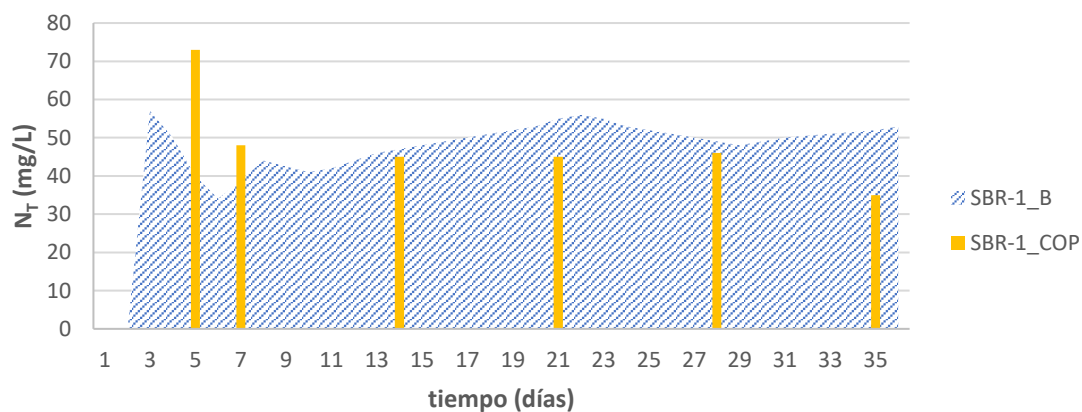


Figura 53. Evolución del nitrógeno total en SBR-1_B y SBR-1_COP.

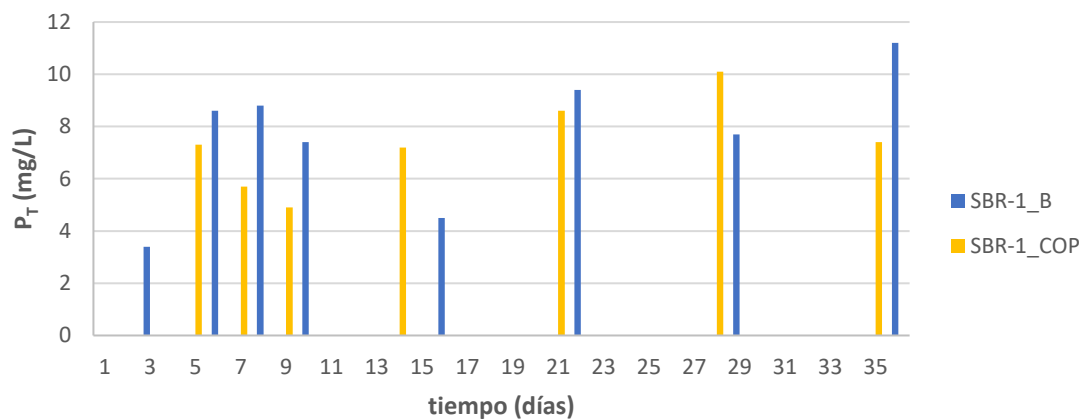


Figura 54. Evolución del fósforo total en SBR-1_B y SBR-1_COP.

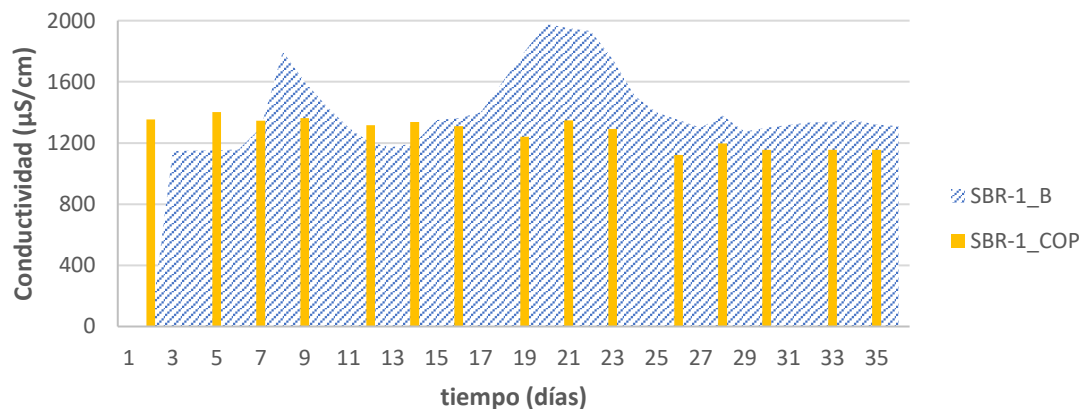


Figura 55. Evolución de la conductividad en SBR-1_B y SBR-1_COP.

SBR-2 B Vs. SBR-2 COP: **Figura 56 a Figura 58.**

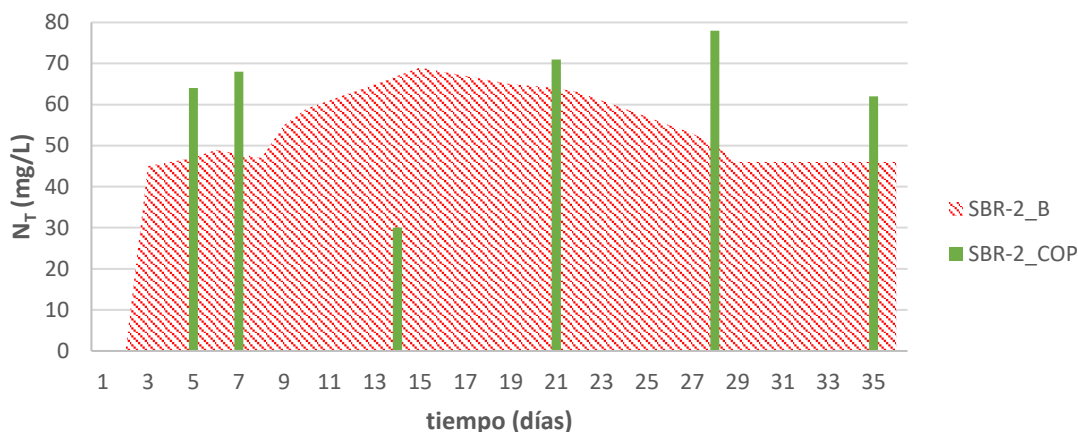


Figura 56. Evolución del nitrógeno total en SBR-2_B y SBR-2_COP.

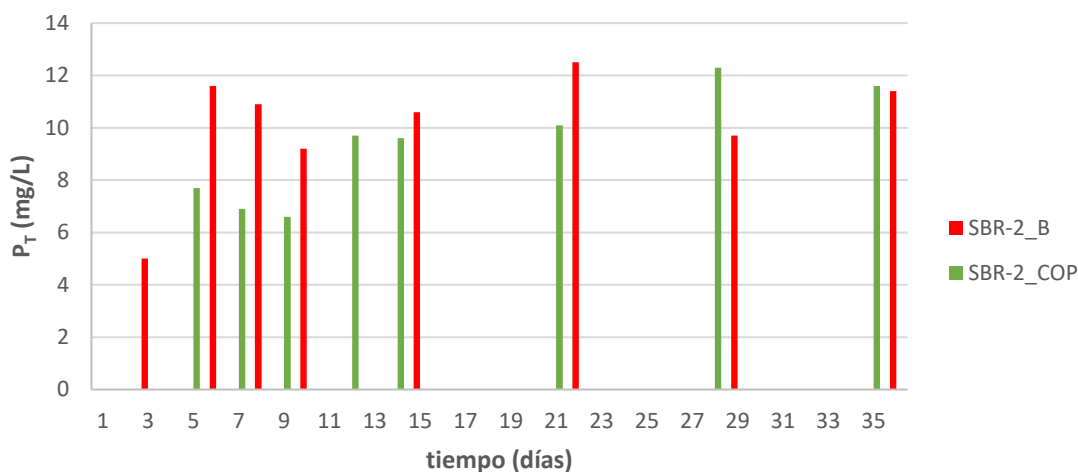


Figura 57. Evolución del fósforo total en SBR-2_B y SBR-2_COP.

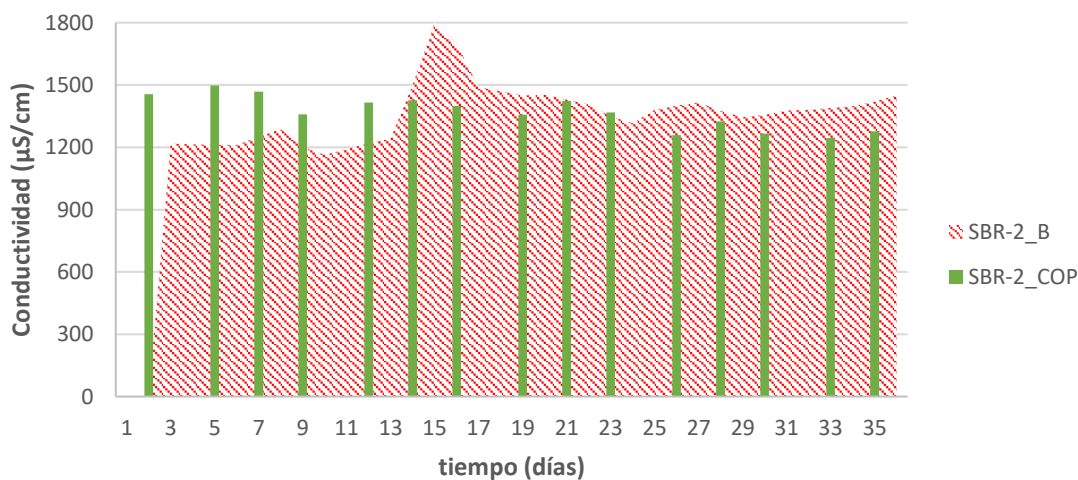


Figura 58. Evolución de la conductividad en SBR-2_B y SBR-2_COP.

ANEXO IV. Análisis IPROMA de los Fármacos del Fango.



INVESTIGACIÓN Y PROYECTOS MEDIO AMBIENTE, S.L. - Insc. en el Reg. Mercantil de Castellón, Tomo 437 General de Sociedades, Libro 6, folio 123, hoja 143, Insc. 1.ª, el 4 de abril 1990. Dom. Social: Cno. de la Raya, 46-12006 CASTELLÓN - CIF B12227492

INFORME DE ENSAYO		Nº DE REFERENCIA: 21379 / 2019	
DATOS DEL CLIENTE		UNIVERSIDAD POLIT. VALENCIA	
		Camino de la Vera s/n Edificio 5 H 46022 VALENCIA NIF Q4618002B	
DATOS DE LA MUESTRA			
Denominación de la muestra:	SBR-1+COP 20-2-19		
Tipo de muestra:	Lodo EDAR		
Remitido por:	UNIV. POL. VALENCIA		
Fecha entrada:	20/02/2019 - 13:22		
Fecha inicio / finalización:	26/02/2019 - 04/03/2019		
DATOS DE TOMA DE MUESTRA			
Fecha toma:	20/02/2019 - 11:00		
Cantidad de muestra:	2000ml	Tipo envase :	1PET
RESULTADOS LABORATORIO			
PARAMETRO	METODO	LIM.CUANT	RESULTADO UNIDADES
Cafeina	CLMS/024	2 µg/kg(sms)	<2 µg/kg(sms) (1)
Ibuprofeno	CLMS/014	5 µg/kg(sms)	25,2 µg/kg(sms) (1)
Acetaminofen	CLMS/024	2 µg/kg(sms)	<2 µg/kg(sms) (1)
Ensayos validados por: Javier Rambla Nebot (Técnico sección Cromatografía)			
OBSERVACIONES			
sms: Sobre materia seca.			

Emitido en Castellón a 5 de Marzo de 2019

Firmado electrónicamente por:
 INVESTIGACIÓN Y PROYECTOS MEDIO AMBIENTE S.L. - CIF B12227492
 Nombre: FERRER TORREGROSA, CARLOS - NIF: 48385444E
 Cargo: Director General

Todos los datos de la identificación de la muestra y de su toma han sido facilitados por el cliente
 Los resultados solo conciernen al o a los objetos presentados a ensayo.
 El informe del ensayo no debe ser reproducido parcialmente sin el consentimiento del laboratorio.
 Las incertidumbres de medida están calculadas y a disposición del cliente.
 Ensayos y tomas de muestras marcados (*) y las interpretaciones y datos expresados en observaciones no están amparados por la acreditación de ENAC, así como la toma de muestras para ensayos no incluidos en el alcance.
 (1) Ensayos realizados en IPROMA CASTELLÓN



INVESTIGACIÓN Y PROYECTOS MEDIO AMBIENTE, S.L. - Insc. en el Reg. Mercantil de Castellón, Tomo 437 General de Sociedades, Libro 6, folio 123, hoja 143, Insc. 1.ª el 4 de abril 1990. Dom. Social: Cno. de la Raya, 46-12006 CASTELLÓN - CIF B12227492

INFORME DE ENSAYO		Nº DE REFERENCIA: 21380 / 2019		
DATOS DEL CLIENTE UNIVERSIDAD POLIT. VALENCIA				
Camino de la Vera s/n Edificio 5 H 46022 VALENCIA NIF Q4618002B				
DATOS DE LA MUESTRA				
Denominación de la muestra:	SBR-2+COP 20-2-19			
Tipo de muestra:	Lodo EDAR			
Remitido por:	UNIV. POL. VALENCIA			
Fecha entrada:	20/02/2019 - 13:22			
Fecha inicio / finalización:	26/02/2019 - 04/03/2019			
DATOS DE TOMA DE MUESTRA				
Fecha toma:	20/02/2019 - 11:00			
Cantidad de muestra:	280g	Tipo envase : 1PET 1VBT		
RESULTADOS LABORATORIO				
PARAMETRO	METODO	LIM.CUANT	RESULTADO	UNIDADES
Cafeina	CLMS/024	2 µg/kg(sms)	<2	µg/kg(sms) (1)
Ibuprofeno	CLMS/014	5 µg/kg(sms)	81,1	µg/kg(sms) (1)
Acetaminofen	CLMS/024	2 µg/kg(sms)	<2	µg/kg(sms) (1)
Ensayos validados por: Javier Rambla Nebot (Técnico sección Cromatografía)				
OBSERVACIONES				
sms: Sobre materia seca.				

Emitido en Castellón a 5 de Marzo de 2019

Firmado electrónicamente por:
INVESTIGACIÓN Y PROYECTOS MEDIO AMBIENTE S.L. - CIF B12227492
Nombre: FERRER TORREGROSA, CARLOS - NIF: 48385444E.
Cargo: Director General

Todos los datos de la identificación de la muestra y de su toma han sido facilitados por el cliente
Los resultados solo conciernen a o a los objetos presentados a ensayo.
El informe del ensayo no debe ser reproducido parcialmente sin el consentimiento del laboratorio.
Las incertidumbres de medida están calculadas y a disposición del cliente.
Ensayos y tomas de muestras marcados (*) y las interpretaciones y datos expresados en observaciones no están amparados por la acreditación de ENAC, así como la toma de muestras para ensayos no incluidos en el alcance.
(1) Ensayos realizados en IPROMA CASTELLÓN

Página 1 de 1

www.iproma.com - atencioncliente@iproma.com

IPROMA CASTELLÓN
Cno. de la Raya nº46 - 12006
Apdo. 8106 - CASTELLÓN
Tel. 964 251 072 - Fax: 964 210 476
ENAC Nº1034E208

IPROMA MADRID
Av. de los Príncipes nº9, Nave 17
28703 - S.S. de los Reyes (MADRID)
Tel. 916 367 440 - Fax: 916 920 891
ENAC Nº1034E1993

IPROMA ANDALUCÍA
Paseo Tecnológico Clon. Chirreos 1816, nº21
41120 - Gelves (SEVILLA)
Tel. 955 677 140 - Fax: 955 677 140
Empedrado Barroqueño,
Paseo Ganado, 12, 2.ª, 2ª - 08041
ENAC Nº1034E1994





IPROMA GALICIA
Camino vello de Santiago nº24 Bajo
36419 - Sargadelos, Moa (PONTEVEDRA)
Tel. 986 238 202 - Fax: 986 235 318
ENAC Nº1034E1995




IPROMA ARAGÓN
C/ Pardo Iglesias nº26-28, Local
50018 - ZARAGOZA
Tel. 976 522 480 - Fax: 976 520 943
ENAC Nº1034E1996



IPROMA CATALUNYA
C/ Joaquín Sagrera nº18
08470 - Sant Celoni (BARCELONA)
Tel. 938 675 415 - Fax: 938 672 884
ENAC Nº1966E1997



ANEXO V. Fichas de Seguridad de los Reactivos.

REACTIVO	PICTOGRAMAS DE PELIGRO	FRASES H Y FRASES P	FUENTE
Ibuprofeno	GHS07 – Tóxico, irritante, narcótico, peligroso. 	H302. P264, P270, P301 + P312 + P330, P501.	Sigma-Aldrich
Acetaminofén	GHS07 – Tóxico, irritante, narcótico, peligroso. 	H302, H315, H319, H335. P261, P305 + P351 + P338.	Sigma-Aldrich
Cafeína	GHS07 – Tóxico, irritante, narcótico, peligroso. 	H302.	Sigma-Aldrich
Ácido sulfúrico 96% (H₂SO₄)	GHS05 – Corrosivo. 	H314. P260, P264, P280, P301+P330+P331, P303+P361+P353, P501.	Panreac

REACTIVO	PICTOGRAMAS DE PELIGRO	FRASES H Y FRASES P	FUENTE
DQO 10 – 150 mg/L	<p>GHS05 – Corrosivo. GHS06 – Tóxico. GHS08 – Peligroso para el cuerpo, mutágeno, carcinógeno, reprotóxico. GHS09 – Dañino para el medio ambiente.</p> 	<p>H290, H302, H311, H314, H373, H410. P273, P280, P301 + P330 + P331, P302 + P352, P305 + P351 + P338, P308 + P310.</p>	MERCK
DQO 25 – 1500 mg/L	<p>GHS05 – Corrosivo. GHS06 – Tóxico. GHS08 – Peligroso para el cuerpo, mutágeno, carcinógeno, reprotóxico. GHS09 – Dañino para el medio ambiente.</p> 	<p>H340, H350, H360FD, H290, H302 + H332, H311, H314, H373, H410. P201, P273, P280, P301 + P330 + P331, P302 + P352, P305 + P351 + P338, P308 + P310.</p>	MERCK
P 0,5 – 25,0 mg/L	<p>GHS03 – Oxidante. GHS05 – Corrosivo. GHS07 – Tóxico, irritante, narcótico, peligroso. GHS08 – Peligroso para el cuerpo, mutágeno, carcinógeno, reprotóxico.</p> 	<p>H272, H290, H302, H315, H317, H319, H334, H335. P280, P302 + P352, P304 + P340, P305 + P351 + P338.</p>	MERCK

REACTIVO	PICTOGRAMAS DE PELIGRO	FRASES H Y FRASES P	FUENTE
N total 10 -150 mg/L	<p>GHS02 – Inflamable. GHS03 – Oxidante. GHS05 – Corrosivo. GHS07 – Tóxico, irritante, narcótico, peligroso. GHS08 – Peligroso para el cuerpo, mutágeno, carcinógeno, reprotóxico.</p> 	<p>H226, H270, H290, H302, H314, H315, H317, H319, H334, H335. P210, P280, P301 + P330 + P331, P302 + P352, P304 + P341, P305 + P351 + P338, P308 + P310, P342 + P311.</p>	MERCK
N-NH ₄ ⁺ 4,0 – 80,0 mg/L	<p>GHS07 – Tóxico, irritante, narcótico, peligroso.</p> 	<p>H302, H412. P273.</p>	MERCK


ANEXO VI. Catálogo de los Equipos de la Instalación.

Medidas y Capacidades de los Tanques Cilíndricos.																					
Altura (m):		1,250	1,790	2,438	2,978	3,626	4,166	4,814	5,354	6,002	6,542	7,190	7,730	8,378	8,918	9,566	10,106	10,754	11,294	11,942	
Altura Referencia:		01	15	02	25	03	35	04	45	05	55	06	65	07	75	08	85	09	95	10	
Ø (m)	Radio (m)	Ø ref.	m³	m³	m³	m³	m³	m³	m³	m³	m³	m³	m³	m³	m³	m³	m³	m³	m³	m³	m³
3,048	1,524	04	6	10	15	18	23	27	32	36	41	44	49								
3,810	1,905	05	9	15	23	29	36	42	50	56	63	69	77	83	90						
4,572	2,286	06	13	22	33	42	52	61	72	81	91	100	111	120	130	139	150				
5,334	2,667	07	18	30	44	56	71	83	98	110	124	136	151	163	177	189	204	216	230		
6,096	3,048	08	23	39	58	74	93	108	127	143	162	178	197	212	231	247	266	282	301	316	335
6,858	3,429	09	30	49	73	93	117	137	161	181	205	225	249	269	293	313	337	357	381	401	425
7,620	3,810	10	36	61	91	115	145	169	199	224	253	278	307	332	362	386	416	440	470	495	524
8,382	4,191	11	44	74	110	139	175	205	241	271	306	336	372	402	437	467	503	533	569	598	634
9,144	4,572	12	53	88	131	166	209	244	287	322	365	400	443	478	521	556	599	634	677	712	755
9,906	4,953	13	62	103	153	195	245	286	336	378	428	470	519	561	611	653	703	744	794	836	886
10,668	5,334	14	72	120	178	226	284	332	390	438	496	545	602	651	709	757	815	863	921	969	1,027
11,430	5,715	15	82	137	204	259	326	381	448	503	570	625	692	747	813	869	935	991	1,057	1,113	1,179
12,192	6,096	16	93	156	232	295	371	434	509	573	648	711	787	850	926	989	1,064	1,127	1,203	1,266	1,342
12,954	6,477	17	105	177	262	333	419	490	575	646	732	803	888	959	1,045	1,116	1,201	1,273	1,358	1,429	1,515
13,716	6,858	18	118	198	294	374	469	549	645	725	820	900	996	1,076	1,171	1,251	1,347	1,427	1,522	1,602	1,698
14,478	7,239	19	132	221	327	416	523	612	718	807	914	1,003	1,110	1,199	1,305	1,394	1,501	1,590	1,696	1,785	1,892
15,240	7,620	20	146	244	363	461	579	678	796	895	1,013	1,111	1,229	1,328	1,446	1,545	1,663	1,761	1,880	1,978	2,096
16,002	8,001	21	161	269	400	508	639	747	878	986	1,117	1,225	1,355	1,464	1,594	1,703	1,833	1,942	2,072	2,181	2,311
16,764	8,382	22	177	296	439	558	701	820	963	1,082	1,225	1,345	1,488	1,607	1,750	1,869	2,012	2,131	2,274	2,394	2,537
17,526	8,763	23	193	323	480	610	766	896	1,053	1,183	1,339	1,470	1,626	1,756	1,913	2,043	2,199	2,329	2,486	2,616	2,772
18,288	9,144	24	210	352	522	664	834	976	1,146	1,288	1,458	1,600	1,770	1,912	2,083	2,224	2,395	2,536	2,707	2,848	3,019
19,050	9,525	25	228	382	567	721	905	1,059	1,244	1,398	1,582	1,736	1,921	2,075	2,260	2,414	2,598	2,752	2,937	3,091	3,275
19,812	9,906	26	247	413	613	779	979	1,146	1,345	1,512	1,712	1,878	2,078	2,244	2,444	2,611	2,810	2,977	3,177	3,343	3,543
20,574	10,287	27	266	445	661	840	1,056	1,235	1,451	1,630	1,846	2,025	2,241	2,420	2,636	2,815	3,031	3,210	3,426	3,605	3,821
21,336	10,668	28	286	479	711	904	1,136	1,329	1,560	1,753	1,985	2,178	2,410	2,603	2,835	3,028	3,259	3,452	3,684	3,877	4,109
22,098	11,049	29	307	514	762	970	1,218	1,425	1,674	1,881	2,129	2,336	2,585	2,792	3,041	3,248	3,496	3,703	3,952		
22,860	11,430	30	328	550	816	1,038	1,304	1,525	1,791	2,013	2,270	2,500	2,768	2,988	3,254	3,476	3,742	3,963			
23,622	11,811	31	351	587	871	1,108	1,392	1,629	1,913	2,149	2,433	2,670	2,954	3,190	3,474	3,711	3,995				
24,384	12,192	32	374	626	928	1,181	1,483	1,735	2,038	2,290	2,593	2,845	3,147	3,400	3,702	3,954					
25,146	12,573	33	397	665	987	1,255	1,577	1,845	2,167	2,435	2,757	3,025	3,347	3,615	3,937						
25,908	12,954	34	422	706	1,048	1,333	1,674	1,959	2,301	2,585	2,927	3,212	3,553	3,838							
26,670	13,335	35	447	749	1,111	1,412	1,774	2,076	2,438	2,740	3,102	3,403	3,765	4,067							
27,432	13,716	36	473	792	1,175	1,494	1,877	2,196	2,579	2,898	3,281	3,601	3,984								
28,194	14,097	37	499	837	1,241	1,578	1,983	2,320	2,725	3,062	3,466	3,803									
28,956	14,478	38	527	882	1,309	1,665	2,091	2,447	2,874	3,229	3,656	4,012									
29,718	14,859	39	555	929	1,379	1,754	2,203	2,578	3,027	3,402	3,851										
30,480	15,240	40	584	978	1,451	1,845	2,317	2,711	3,184	3,578	4,051										

fuente: Tankeros S.L.

Fig. I. Catálogo de tanques de TANKEROS S.L.

DISCOUNT CODE E3



PUMP & MOTOR

Note: Freight charges apply to all products with discount code E3

MIXERS


- AMD mixers are for intermittent operation only
- 10 m motor cable
- All mixers are fitted with thermal switches in the motor windings
- Includes a water-in-oil sensor
- Built-in water and oil sensor, relay sold separately
- SMD requires 95040078 if replacing AMD on guide rails

AMD DIRECT DRIVE MIXER

Model	Part No.	Price
AMD.07.18.1430.T.5.0B.A (0.59 kW)	99018155	\$2,367

SMD DIRECT DRIVE MIXER

Model	P2 kW	Motor Bracket	Part No.	Price	Fits Guide Tube (mm)
SMD.19.32.985.5.1BZ 1.9kW	1.5	60	99198323	\$10,096	60 x 60
SMD.23.37.980.5.1BZ 2.3kW	2.5	60	99198325	\$10,912	60 x 60
SMD.28.37.975.5.1BZ 2.8kW	3.5	60	99198327	\$11,751	60 x 60
SMD.35.37.967.5.1BZ 3.5kW	4.5	60	99198334	\$12,731	60 x 60



DISCOUNT CODE E3




Fig. II. Catálogo de agitadores de Grundfos de 2018.



AIREADORES

AIREADORES PARA TRATAMIENTO DE AGUAS HOMOGENEIZADAS Y CON OXIDACIÓN BIOLÓGICA



Aireador SC
sin canales de extensión.
Tubo de aspiración (opcional)



Aireador SC		Potencia		Intensidad	Peso	P.V.P.
Código	Voltaje	(kW)	Cable	(A)	(Kg)	(€)
AJ10G408T15KA	3ph 400V 50Hz	1,5	4G2,5	3,5	62	6.795
AJ10G409T30KA	3ph 400V 50Hz	2,8	4G2,5	6,5	62	7.270
AJ30G410R40MA	3ph 40Q/690V 50Hz	3,8	12G1,5	8	155	16.352
AJ30G411R55MA	3ph 40Q/690V 50Hz	5,1	12G2,5	11	155	18.882
AJ75G411H75MA	3ph 40Q/690V 50Hz	7,2	12G2,5	13,5	180	23.983
AJ75G413R95MA	3ph 40Q/690V 50Hz	10,1	12Q2,5	22	180	25.425
AJ100G413R110PA	3ph 40Q/690V 50Hz	12,1	12Q2,5	27	250	26.624
AJ100G413R150PA	3ph 40Q/690V 50Hz	14,1	12Q2,5	30	250	27.227
AJ180G418R180PA	3ph 40Q/690V 50Hz	20	10Q4	38	392	37.704
AJ180G418R220PA	3ph 40Q/690V 50Hz	25	10Q4	48	392	38.127
AJ300G418R300RA	3ph 40Q/690V 50Hz	35,7	2X4010+4Q2,5	65,5	443	52.844
AJ300G418R370RA	3ph 40Q/690V 50Hz	35,7	2X4010+4Q2,5	65,5	443	54.011
AJ400G418R370SA	3ph 40Q/690V 50Hz	35,7	2X4G10+4G2,5	65,5	470	73.665
AJ400G420R440SA	3ph 40Q/690V 50Hz	46	2X4010+4Q2,5	83,5	470	88.985
AJ500G420R440SA	3ph 40Q/690V 50Hz	46	2X4010+4Q2,5	83,5	693	95.888
AJ500G420R550SA	3ph 40Q/690V 50Hz	52,1	2X4010+4Q2,5	92,5	693	Consultar
AJ800G425R800TA	3ph 40Q/690V 50Hz	84,2	2X4Q25+4Q2,5	147	-	Consultar

Fig. III. Catálogo de aireadores de EBARA.

Contar	Descripción
5	<p>SL1.80.80.22.4.50D.C</p>  <p style="text-align: center;">Advertia! la foto puede diferir del actual producto</p> <p>Código: 98624251</p> <p>Bomba centrífuga de una etapa, no autocebante, diseñada específicamente para la gestión de aguas residuales, aguas de proceso y aguas fecales sin filtrar.</p> <p>La bomba está diseñada para el funcionamiento intermitente y continuo, como parte de instalaciones sumergidas. El revolucionario impulsor S-tube® cuenta con paso esférico libre para sólidos de hasta 80 mm, y es apto para aguas residuales con un contenido máximo de materia seca del 3 %.</p> <p>Un exclusivo sistema de montaje con acoplamiento de acero inoxidable permite el desmontaje rápido y sencillo de la bomba de la unidad motriz para su inspección y mantenimiento. No se requieren herramientas especiales. La conexión de las tuberías se lleva a cabo por medio de una brida DIN.</p> <p>Más información acerca del producto</p> <p>Las aplicaciones típicas guardan relación con el trasiego de líquidos como:</p> <ul style="list-style-type: none">- grandes volúmenes de aguas de drenaje y superficie;- aguas residuales domésticas de descarga de inodoros;- aguas residuales procedentes de instalaciones comerciales sin descarga de inodoros;- aguas residuales industriales con lodos. <p>La bomba es ideal para el bombeo de los líquidos anteriores desde, por ejemplo:</p> <ul style="list-style-type: none">- estaciones de bombeo pertenecientes a redes municipales;- edificios públicos;- bloques de apartamentos;- fábricas/instalaciones industriales. <p>La bomba es apta tanto para la instalación temporal como para la instalación permanente, en posición libre sobre soporte de anillo o en sistema de autoacoplamiento.</p>

Fig. IV. Parte de la ficha técnica de la bomba de llenado y vaciado del SBR de Grundfos.




Creado Por:
Teléfono:

Datos: 25/05/2019

Contar	Descripción
5	<p>SL1.50.65.09.E.2.1.502</p> <div style="text-align: center;">  </div> <p style="text-align: center; font-size: small;">Advertir! la foto puede diferir del actual producto</p> <p>Código: 96878450</p> <p>Bomba centrífuga de una etapa, no autocebante, diseñada específicamente para la gestión de aguas residuales, aguas de proceso y aguas fecales sin filtrar.</p> <p>La bomba está diseñada para el funcionamiento intermitente y continuo, como parte de instalaciones sumergidas. El revolucionario impulsor S-tube® cuenta con paso esférico libre para sólidos de hasta 50 mm, y es apto para aguas residuales con un contenido máximo de materia seca del 3 %.</p> <p>Un exclusivo sistema de montaje con acoplamiento de acero inoxidable permite el desmontaje rápido y sencillo de la bomba de la unidad motriz para su inspección y mantenimiento. No se requieren herramientas especiales. La conexión de las tuberías se lleva a cabo por medio de una brida DIN.</p> <p>Más información acerca del producto</p> <p>Las aplicaciones típicas guardan relación con el trasiego de líquidos como:</p> <ul style="list-style-type: none"> - grandes volúmenes de aguas de drenaje y superficie; - aguas residuales domésticas de descarga de inodoros; - aguas residuales procedentes de instalaciones comerciales sin descarga de inodoros; - aguas residuales industriales con lodos. <p>La bomba es ideal para el bombeo de los líquidos anteriores desde, por ejemplo:</p> <ul style="list-style-type: none"> - estaciones de bombeo pertenecientes a redes municipales; - edificios públicos; - bloques de apartamentos; - fábricas/instalaciones industriales. <p>La bomba es apta tanto para la instalación temporal como para la instalación permanente, en posición libre sobre soporte de anillo o en sistema de autoacoplamiento.</p>

Fig. V. Parte de la ficha técnica de bomba de vaciado de fangos agotados del SBR de Grundfos.

Gate valves




Expect... **AVK**

15/42-0035 Flanged gate valve prepared for actuator Face-to-face dimension according to EN 558 Table 2 Basic Series 14 Ductile Iron EPDM drinking water approved Fusion bonded epoxy coating in compliance with DIN 3476 part 1 and EN 14901 Clockwise to Close	AVK ref. no.	DN mm	Flange drilling	Theoretical weight / kg	Units/ pallet	Deliv. code	Gross Price EUR
	15-040-40-016	40	PN10/16	13	36	B	913.00
	15-050-40-016	50	PN10/16	14	30	A	927.00
	15-065-42-016 ⁽¹⁾	65	PN10/16	17	25	B	731.00
	15-080-42-01464099	80	PN10/16	15	20	A	731.00
	15-100-42-01464099	100	PN10/16	18	20	A	839.00
	15-125-42-01464099	125	PN10/16	22	15	A	1,623.00
	15-150-42-01464099	150	PN10/16	31	10	A	1,299.00
	15-200-42-00464099	200	PN10	49	10	A	2,093.00
	15-200-42-01464099	200	PN16	49	10	A	2,093.00
	15-250-42-006 ⁽¹⁾	250	PN10	113	8	A	3,262.00
	15-250-42-016 ⁽¹⁾	250	PN16	113	8	B	3,262.00
	15-300-42-006 ⁽¹⁾	300	PN10	160	6	A	4,437.00
	15-300-42-016 ⁽¹⁾	300	PN16	160	6	A	4,437.00
	15-350-40-006	350	PN10	223	2	A	12,760.00
	15-350-40-016	350	PN16	223	2	B	13,224.00
	15-400-40-006	400	PN10	243	2	A	12,881.00
	15-400-40-016	400	PN16	243	2	B	12,881.00

⁽¹⁾ Type BS glandflange

DIN/EN

Fig. VI. Parte del catálogo de las válvulas de paso de AVK.

<p>53/35-003 Ball check valve with flanges Face-to-face dimension according to DIN 3202 - F6 Ductile Iron NBR rubber AVK coating standard</p> 	AVK ref. no.	DN mm	Flange drilling	Theoretical weight / kg	Units/ pallet	Deliv. code	Gross Price EUR
	53-050-35-1007	50	PN10/16	7.5	30	A	377.00
	53-065-35-1007	65	PN10/16	10	23	A	419.00
	53-080-35-1007	80	PN10/16	12	20	A	473.00
	53-100-35-1007	100	PN10/16	16	15	A	587.00
	53-125-35-1007	125	PN10/16	35	8	A	796.00
	53-150-35-1007	150	PN10/16	32	8	A	1,034.00
	53-200-35-0007	200	PN10	68	4	A	1,838.00
	53-200-35-1007	200	PN16	68	4		1,979.00
	53-250-35-0007	250	PN10	112	4	A	3,757.00
	53-250-35-1007	250	PN16	112	4	C	3,888.00
	53-300-35-0007	300	PN10	163	2	A	7,045.00
	53-300-35-1007	300	PN16	163	2	C	7,224.00
	53-350-35-0007	350	PN10	289	1	B	10,191.00
	53-350-35-1007	350	PN16	289	1		10,389.00
	53-400-35-0007	400	PN10	416	1	A	12,572.00
	53-400-35-1007	400	PN16	416	1	C	12,953.00
	53-500-35-0007 ⁽¹⁾	500	PN10	712	1	B	53,652.00
	53-600-35-0207 ⁽²⁾	600	PN10	1200	1	B	124,955.00

⁽¹⁾ Approximate LGA test
⁽²⁾ Approximate LGA test. Supplied with PUR lined ball as standard

Fig. VII. Parte del catálogo de las válvulas antirretorno de AVK.


<p>Expect... AVK</p> <p>DIVEN</p>	<p>859/001X-001 Pressure sustaining/relief control valve (PSV), reduced bore All non-coated internals and externals made of stainless steel AISI316 Face-to-face dimension according to EN 558 Table 2 Basic Series 1 Ductile Iron EPDM rubber Blue epoxy RAL 5017 300 my</p> 	AVK ref. no.	DN mm	Flange drilling	Pilot range bar	Theoretical weight / kg	Units/ pallet	Deliv. code	Gross Price EUR
		859-0065-00-1140010	65	PN10/16	1.5 - 6	17	4	B	6,803.00
859-0065-00-1140011	65	PN10/16	5 - 11	17	4	B	6,856.00		
859-0065-00-1140012	65	PN10/16	10 - 16	17	4	B	6,856.00		
859-0065-00-1140018	65	PN10/16	0.3 - 1.5	17	4	B	6,968.00		
859-0080-00-1140010	80	PN10/16	1.5 - 6	21	4	B	7,043.00		
859-0080-00-1140011	80	PN10/16	5 - 11	21	4	B	7,096.00		
859-0080-00-1140012	80	PN10/16	10 - 16	21	4	B	7,096.00		
859-0080-00-1140018	80	PN10/16	0.3 - 1.5	21	4	B	7,206.00		
859-0100-00-1140010	100	PN10/16	1.5 - 6	26	4	B	8,347.00		
859-0100-00-1140011	100	PN10/16	5 - 11	26	4	B	8,400.00		
859-0100-00-1140012	100	PN10/16	10 - 16	26	4	B	8,400.00		
859-0100-00-1140018	100	PN10/16	0.3 - 1.5	26	4	B	8,518.00		
859-0125-00-1140010	125	PN10/16	1.5 - 6	31	4	B	10,723.00		
859-0125-00-1140011	125	PN10/16	5 - 11	31	4	B	10,777.00		
859-0125-00-1140012	125	PN10/16	10 - 16	31	4	B	10,777.00		
859-0125-00-1140018	125	PN10/16	0.3 - 1.5	31	4	B	10,901.00		
859-0150-00-1140010	150	PN10/16	1.5 - 6	73	2	B	12,311.00		
859-0150-00-1140011	150	PN10/16	5 - 11	73	2	B	12,374.00		
859-0150-00-1140012	150	PN10/16	10 - 16	73	2	B	12,374.00		
859-0150-00-1140018	150	PN10/16	0.3 - 1.5	73	2	B	12,496.00		
859-0200-00-0140010	200	PN10	1.5 - 6	87	2	B	18,525.00		
859-0200-00-0140011	200	PN10	5 - 10	87	2	B	18,587.00		
859-0200-00-0140018	200	PN10	0.3 - 1.5	87	2	B	18,713.00		
859-0200-00-1140010	200	PN16	1.5 - 6	87	2	B	18,525.00		
859-0200-00-1140011	200	PN16	5 - 11	87	2	B	18,587.00		
859-0200-00-1140012	200	PN16	10 - 16	87	2	B	18,587.00		
859-0200-00-1140018	200	PN16	0.3 - 1.5	87	2	B	18,728.00		
859-0250-00-0140010	250	PN10	1.5 - 6	144	1	B	23,540.00		
859-0250-00-0140011	250	PN10	5 - 10	144	1	B	23,602.00		
859-0250-00-0140018	250	PN10	0.3 - 1.5	144	1	B	23,737.00		
859-0250-00-1140010	250	PN16	1.5 - 6	144	1	B	23,540.00		
859-0250-00-1140011	250	PN16	5 - 11	144	1	B	23,602.00		
859-0250-00-1140012	250	PN16	10 - 16	144	1	B	23,602.00		
859-0250-00-1140018	250	PN16	0.3 - 1.5	144	1	B	23,737.00		
859-0300-00-0140010	300	PN10	1.5 - 6	203	1	B	32,208.00		
859-0300-00-0140011	300	PN10	5 - 10	203	1	B	32,270.00		
859-0300-00-0140018	300	PN10	0.3 - 1.5	203	1	B	32,425.00		
859-0300-00-1140010	300	PN16	1.5 - 6	203	1	B	32,208.00		
859-0300-00-1140011	300	PN16	5 - 11	203	1	B	32,270.00		
859-0300-00-1140012	300	PN16	10 - 16	203	1	B	32,270.00		
859-0300-00-1140018	300	PN16	0.3 - 1.5	203	1	B	32,425.00		

Fig. VIII. Parte del catálogo de las válvulas de seguridad de AVK

Optimización de los parámetros de operación en un sistema de tratamiento biológico para la eliminación de compuestos farmacéuticos en aguas residuales urbanas. Diseño de un reactor biológico secuencial para 5000 habitantes equivalentes.

Optimización de los parámetros de operación en un sistema de tratamiento biológico para la eliminación de compuestos farmacéuticos en aguas residuales urbanas. Diseño de un reactor biológico secuencial para 5000 habitantes equivalentes.



UNIVERSITAT
POLITÈCNICA
DE VALÈNCIA



ESCUELA TÉCNICA
SUPERIOR INGENIEROS
INDUSTRIALES VALENCIA

TRABAJO FINAL DE GRADO

PRESUPUESTO

DOCUMENTO 3

Optimización de los parámetros de operación en un sistema de tratamiento biológico para la eliminación de compuestos farmacéuticos en aguas residuales urbanas. Diseño de un reactor biológico secuencial para 5000 habitantes equivalentes.

ÍNDICE

PRESUPUESTO	104
I. PRESUPUESTO DEL ESTUDIO EN LABORATORIO.	104
II. PRESUPUESTO DE LA INSTALACIÓN.	106

Optimización de los parámetros de operación en un sistema de tratamiento biológico para la eliminación de compuestos farmacéuticos en aguas residuales urbanas. Diseño de un reactor biológico secuencial para 5000 habitantes equivalentes.

PRESUPUESTO.

Siendo que todo proyecto es susceptible de ser presupuestado, se procede a realizar el del presente TFG. En él se incluirá el coste del estudio llevado a cabo en el laboratorio, y el coste de la instalación diseñada en este documento, que conformará el Presupuesto de Ejecución Material (PEM). A partir de este importe, se tendrá en cuenta un 13% de gastos generales y un 6% en concepto de beneficio industrial para determinar el Presupuesto de Ejecución por contrata (PEC). Añadiéndole el importe del IVA (21%) al PEC, se determina el Presupuesto de Ejecución por Contrata con IVA.

I. PRESUPUESTO DEL ESTUDIO EN LABORATORIO.

Se presenta en este punto el coste de la realización del estudio llevado a cabo en el laboratorio del presente TFG que ha permitido el diseño de la planta de tratamiento biológico con una SBR. Para ello se tiene en cuenta que se ha tenido que realizar la compra de todos los equipos utilizados. El coste final resultará de la suma de la mano de obra, considerando que el Ingeniero Químico está ya titulado, y el coste de los equipos.

Tabla 39. Cuadro de los precios descompuestos de la mano de obra.

Código	Ud.	Resumen	Cantidad (ud)	Coste (€/ud)	Importe (€)
1		Mano de Obra			
1.01	h	Ingeniero Químico	300,00	18,25	5.475,00
		Total.			5.475,00

Tabla 40. Cuadro de los precios descompuestos de los equipos.

Código	Ud.	Resumen	Cantidad (ud)	Coste (€/ud)	Importe (€)
2		Bombas			
2.01	ud	Bomba llenado SBR-i_B (D-25V)	2,00	719,00	1.438,00
2.03	ud	Bomba vaciado SBR-i_B (D-25VT)	2,00	919,00	1.838,00
2.01	ud	Bomba llenado SBR-i_B (D-25V)	2,00	719,00	1.438,00
2.03	ud	Bomba vaciado SBR-i_B (D-25VT)	2,00	919,00	1.838,00
3		Agitación			
3.01	ud	Agitador SBR-i y SBR-COP (RZR 1)	2,00	1.155,90	2.311,80
3.02	ud	Pala del agitador (036300450)	2,00	590,00	1.180,00
3.03	ud	Compresor de Aire	2,00	42,50	85,00
4		Instrumentación auxiliar			
4.01	kg	K ₂ HPO ₄	0,05	60,20	3,25
4.02	kg	Extracto de Carne	0,40	245,40	99,16

Código	Ud.	Resumen	Cantidad (ud)	Coste (€/ud)	Importe (€)
4.03	kg	Peptona	0,40	152,80	61,73
4.04	g	Ibuprofeno	0,80	1,04	0,83
4.05	g	Acetaminofén	0,80	0,07	0,06
4.06	g	Cafeína	0,80	0,43	0,34
4.07	g	BOTE ANTRONA	0,40	6,28	2,51
4.08	L	BOTE H ₂ SO ₄	0,20	16,68	3,34
4.09	ensayo	KIT MICRO BCA (PROTEÍNAS)	72,00	0,43	30,82
4.10	ensayo	DQO 10-150 mg/L	58,00	4,56	264,48
4.11	ensayo	DQO 25-1500 mg/L	9,00	4,56	41,04
4.12	ensayo	N TOTAL 10-150 mg/L	28,00	6,08	170,24
4.13	ensayo	NH ₄ ⁺ 4,0-80 mg/L	38,00	4,68	177,84
4.14	ensayo	P TOTAL 10-150 mg/L	30,00	5,28	158,40
				Total.	10.326,49

El Presupuesto de Ejecución Material de todas las unidades expuestas anteriormente queda como queda en la siguiente tabla.

Presupuesto de ejecución material

CÓDIGO	UNIDAD DE OBRA	IMPORTE (€)
1	Mano de Obra	5.475,00
2	Bombas	5.736,00
3	Agitación	3.576,80
4	Instrumentación auxiliar	1.013,69
Total.		15.801,49

Asciende el presupuesto de ejecución material del estudio de laboratorio a la expresada cantidad de **QUINCE MIL OCHOCIENTOS UN EUROS CON CUARENTA Y NUEVE CÉNTIMOS.**

II. PRESUPUESTO DE LA INSTALACIÓN.

El presupuesto de instalación de la planta que se presenta contempla un tiempo de obra de 2 meses, siendo que cada uno tiene 4 semanas, y que las jornadas son de 5 días a la semana, 8 horas cada día. Queda incluido en él, además, el coste del diseño de esta en concepto de “Estudio del proceso”, correspondiente al valor calculado en el presupuesto del apartado I.

En primer lugar, se presenta el cuadro de precios descompuestos de la mano de obra en base al precio por horas de cada puesto.

Tabla 41. Cuadro de precios descompuestos de la mano de obra.

Código	Ud.	Resumen	Cantidad (ud)	Coste (€/ud)	Importe (€)
1		Mano de Obra			
1.01	h	Peón Ordinario	320,00	12,77	4.086,40
1.02	h	Oficial de primera	320,00	13,42	4.294,40
1.03	h	Jefe de montaje	320,00	14,20	4.544,00
1.04	h	Ingeniero Químico	320,00	18,25	5.840,00
				Total.	18.764,80

En segundo lugar, se detallan los equipos necesarios con sus precios unitarios para determinar el coste del equipo a instalar en la planta.

Tabla 42. Cuadro de precios descompuestos de los equipos de planta.

Código	Ud.	Resumen	Cantidad (ud)	Coste (€/ud)	Importe (€)
2		Bombas			
2.01	ud	Bombas SBR	16,00	3.086,00	49.376,00
2.02	ud	Bomba vaciado fangos agotados	1,00	3.382,00	3.382,00
2.03	u	Tornillo sinfín	1,00	11.448,00	11.448,00
2.04	u	Rejas de finos y gruesos	1,00	36.726,00	36.726,00
2.05	u	Desarenador-desengrasador	1,00	38.173,00	38.173,00
3		Válvulas			
3.01	ud	Válvula de paso	7,00	1.299,00	9.093,00
3.02	ud	Válvula de seguridad	6,00	12.311,00	73.866,00
3.03	ud	Válvula de retención	3,00	1.034,00	3.102,00
4	ud	Almacenamiento y Agitación			
4.01	ud	Tanque almacenamiento AR (2.447 m ³)	1,00	78.000,00	78.000,00
4.02	ud	Agitador SMD.19.32.985.5.1BZ	8,00	6.240,59	49.924,72
4.03	ud	Reactor Biológico Secuencial (2.404,8 m ³)	1,00	78.000,00	78.000,00
4.04	ud	Compresor de aire	1,00	7.270,00	7.270,00

Código	Ud.	Resumen	Cantidad (ud)	Coste (€/ud)	Importe (€)
5	ud	Instrumentación auxiliar			
5.01	ud	Sensor de pH	3,00	227,70	683,10
5.02	ud	Sensor de Temperatura	3,00	791,87	2.375,61
5.03	ud	Sonda de medición de OD	2,00	2.082,00	4.164,00
5.04	ud	Caudalímetro	3,00	819,00	2.457,00
6		Estudio del proceso			6.459,52
Total.					342.892,53

Por último, se necesita hacer un cálculo estimado del coste de la obra civil para la instalación del tratamiento primario y el pretratamiento, que incluye la excavación de tierras y el transporte de estas a vertedero. Además, se incluyen los edificios de control pertinentes.

Primero, es necesario determinar las mediciones de la excavación y el transporte de tierras, ya que se corresponden con el volumen que ocupan los pretratamientos y tratamientos primarios.

Tabla 43. Mediciones de la excavación y transporte de tierra a vertedero.

	L (m)	W (m)	Φ (m)	A (m ²)	H (m)	V (m ³)
Pozo de gruesos	0,72	0,72	-	0,52	3,00	1,56
Rejas finas	1,00	0,45	-	0,45	3,00	1,35
Rejas gruesas	1,00	0,45	-	0,45	3,00	1,35
Desarenador-desengrasador	3,68	0,92	-	3,39	4,49	15,20
Decantador primario	-	-	8,02	50,52	4,00	202,07
Total.						221,53

Tabla 44. Cuadro de precios descompuestos de la obra civil.

Código	Ud.	Resumen	Cantidad (ud)	Coste (€/ud)	Importe (€)
7		Obra Civil			
7.01	m ³	Excavación de tierras con medios mecánicos en terrenos medios	221,53	4,00	886,13
7.02	m ³	Transporte de tierra a vertedero mediante camión transporte a distancia inferior a 20km	221,53	1,50	332,30
7.03	ud	Obra de llegada y pozo (con bombeo)	1,00	15.625,00	15.625,00
7.04	ud	Rejas de finos y gruesos	1,00	15.063,90	15.063,90
7.05	ud	Desarenador-desengrasador	1,00	28.747,25	28.747,25
7.06	ud	Decantador primario	1,00	71.790,87	71.790,87
7.07	ud	Edificio de explotación	1,00	45.861,50	45.861,50
7.08	ud	Edificio de control	1,00	29.007,00	29.007,00
Total.					207.313,96

De esta forma, con el coste total de todas las unidades de obra se calcula el Presupuesto de Ejecución Material.

CÓDIGO	UNIDAD DE OBRA	IMPORTE (€)
1	Mano de Obra	18.764,80
2	Bombas	52.758,00
3	Válvulas	42.898,00
4	Almacenamiento y Agitación	225.675,90
5	Instrumentación auxiliar	5.759,14
6	Estudio del proceso	15.801,49
7	Obra civil	207.313,96
Total.		568.971,29

Asciende el presupuesto de ejecución material a la expresada cantidad de **QUINIENTOS SESENTA Y OCHO MIL NOVECIENTOS SETENTA Y UN EUROS CON VEINTINUEVE CÉNTIMOS.**

Considerando los gastos generales, el beneficio industrial, y el IVA del proyecto, se obtiene el Presupuesto de Ejecución por Contrata con IVA.

CÓDIGO	CAPÍTULO	IMPORTE (€)
1	Mano de Obra	18.764,80
2	Bombas	52.758,00
3	Válvulas	42.898,00
4	Almacenamiento y Agitación	225.675,90
5	Instrumentación auxiliar	5.759,14
6	Estudio del proceso	15.801,49
7	Obra civil	207.313,96
Presupuesto de ejecución material (PEM)		568.971,29
Gastos generales (GG): 13%		73.966,27
Beneficio industrial (BI): 6%		34.138,28
Presupuesto de ejecución por contrata (PEC=PEM+GG+BI)		677.075,83
IVA: 21%		142.185,92
Presupuesto de ejecución por contrata con IVA (PEC=PEM+GG+BI+IVA)		819.261,76

Asciende el presupuesto de ejecución por contrata con IVA a la expresada cantidad de **OCHOCIENTOS DIECINUEVE MIL DOSCIENTOS SESENTA Y UN EUROS CON SETENTA Y SEIS CÉNTIMOS.**

Optimización de los parámetros de operación en un sistema de tratamiento biológico para la eliminación de compuestos farmacéuticos en aguas residuales urbanas. Diseño de un reactor biológico secuencial para 5000 habitantes equivalentes.

Optimización de los parámetros de operación en un sistema de tratamiento biológico para la eliminación de compuestos farmacéuticos en aguas residuales urbanas. Diseño de un reactor biológico secuencial para 5000 habitantes equivalentes.



UNIVERSITAT
POLITÈCNICA
DE VALÈNCIA



ESCUELA TÉCNICA
SUPERIOR INGENIEROS
INDUSTRIALES VALENCIA

TRABAJO FINAL DE GRADO

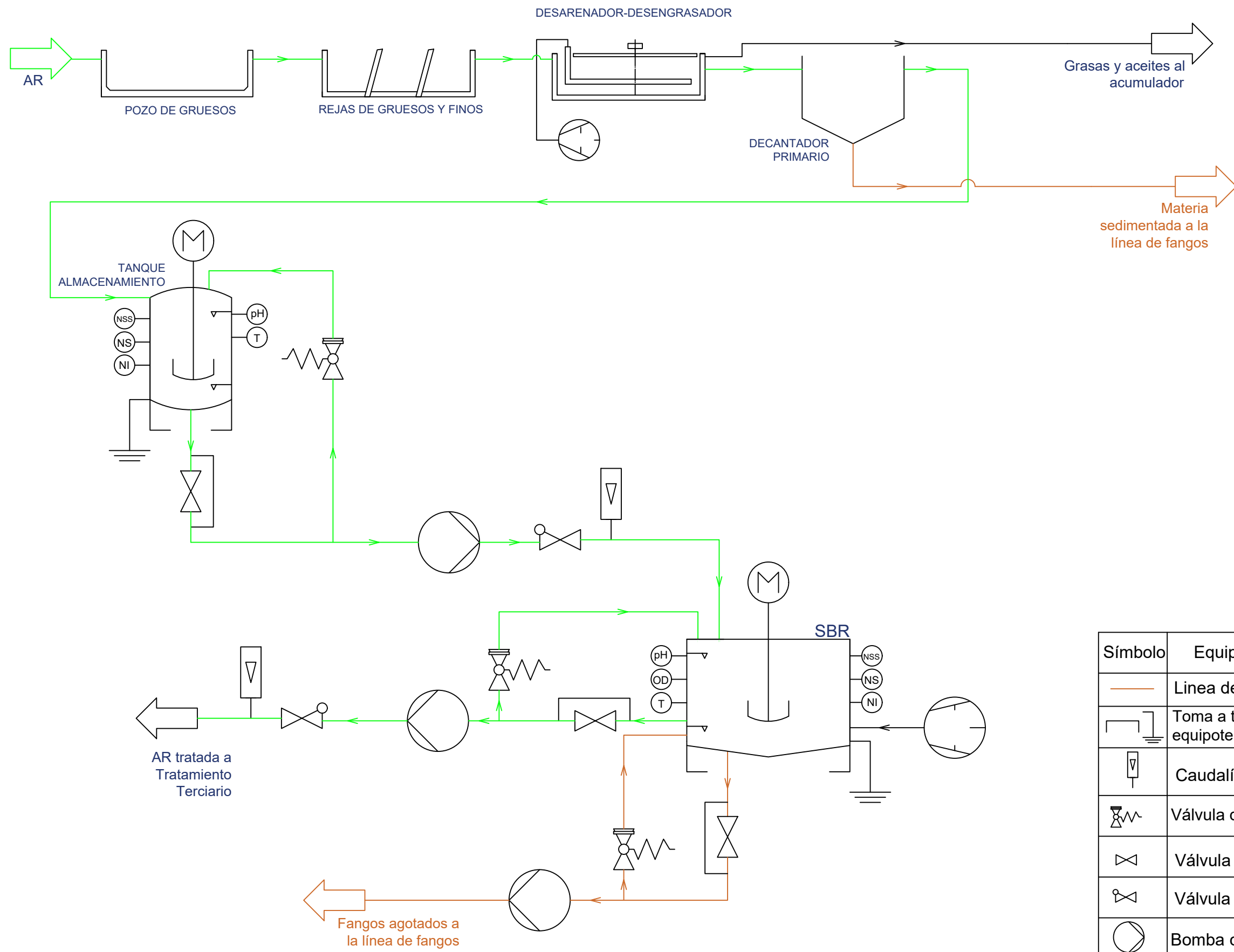
PLANOS

DOCUMENTO 4

ÍNDICE

DOCUMENTO 4: PLANOS

PLANO 1. DIAGRAMA DE FLUJO DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO CUYO ELEMENTO PRINCIPAL ES UN SBR..... **¡Error! Marcador no definido.**



Símbolo	Equipo	Símbolo	Equipo
	Línea de fangos		Línea de aguas
	Toma a tierra y equipotencial		Agitador eléctrico
	Caudalímetro		Nivel superior de seguridad
	Válvula de seguridad		Nivel superior
	Válvula de paso		Nivel inferior
	Válvula antirretorno		Sensor de pH
	Bomba centrífuga		Sensor de oxígeno disuelto
	Aireador		Sensor de temperatura