



UNIVERSITAT
POLITÈCNICA
DE VALÈNCIA



VNIVERSITAT
DE VALÈNCIA



ETS INGENIERÍA DE CAMINOS,
CANALES Y PUERTOS

TRABAJO DE FIN DE MÁSTER

ESTUDIO DE ALTERNATIVAS PARA EL DIMENSIONAMIENTO
DE LA EDAR DE MONTIJO-PUEBLA DE LA CALZADA

Presentado por

Fernández Sanz, Anaïs

Para la obtención del

Máster Universitario en Ingeniería Ambiental

Curso: 2020/2021

Fecha: 09/07/2021

Tutor: Joaquín Serralta Sevilla

Cotutor:

RESUMEN

Uno de los principales problemas que puede conllevar el vertido de aguas residuales sin tratar es la eutrofización de la zona, este fenómeno se produce por un excesivo vertido de nutrientes (N y P) en las aguas naturales lo que a su vez provoca el crecimiento masivo de algas y plantas reduciendo el oxígeno disuelto disponible en el medio.

Por todo ello, en la actualidad se encuentran normativas cada vez más restrictivas con respecto a la depuración y vertido de aguas. La Directiva 91/271/CEE del Consejo del 21 de mayo, sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas, recoge los valores límites permitidos para cada parámetro.

La EDAR de Montijo-Puebla de la Calzada se encuentra en el municipio de Puebla de la Calzada en Extremadura. Actualmente la planta presenta limitaciones de tratamiento en lo referido a la eliminación de nutrientes (N y P) lo que provoca vertidos sin tratar a los arroyos de la zona.

El objetivo principal del presente trabajo fin de máster es analizar diferentes alternativas para implantar en la EDAR de Montijo-Puebla de la Calzada con el fin de eliminar nitrógeno y fósforo de sus aguas, así como escoger la alternativa más adecuada.

Para el estudio de las diferentes alternativas propuestas se ha utilizado la herramienta de simulación DESASS 7.1 donde se han simulado los diferentes esquemas de las alternativas planteadas. Se han evaluado diferentes alternativas como el proceso de oxidación total, la eliminación biológica de fósforo y nitrógeno, la precipitación química de fósforo, el uso de un reactor de membranas y la instalación de un filtro de arena para eliminar los SS y poder reducir así la dosis de reactivo empleada para la eliminación del P.

Para la selección de la alternativa más adecuada se ha realizado un estudio económico de cada alternativa analizando los costes de construcción y los costes de operación. Para los costes de construcción se ha tenido en cuenta la obra civil y los equipos empleados en las alternativas: difusores, soplantes, bombas,

agitadores y membranas. En cuanto a los costes de operación se han evaluado los costes relacionados con el consumo energético de la aireación, agitación y bombeo y por otro lado los costes asociados al consumo de reactivos tanto para la precipitación química como para la limpieza de las membranas.

SUMMARY

One of the main problems that the discharge of untreated wastewater can entail is the eutrophication of the area, this phenomenon is produced by an excessive discharge of nutrients (N and P) in natural waters, which in turn causes massive growth of algae and plants by reducing the dissolved oxygen available in the medium.

For all these reasons, there are currently increasingly restrictive regulations regarding water purification and discharge. Directive 91/271 / EEC of the Council of May 21, on the treatment of urban wastewater, sets out the limit values allowed for each parameter.

The Montijo-Puebla de la Calzada WWTP is located in the municipality of Puebla de la Calzada in Extremadura. Currently, the plant has treatment limitations regarding the elimination of nutrients (N and P), which causes untreated discharges to the streams in the area.

The main objective of this final master's work is to analyze different alternatives to implement in the Montijo-Puebla de la Calzada WWTP in order to eliminate nitrogen and phosphorus from its waters, as well as to choose the most appropriate alternative.

For the study of the different proposed alternatives, the DESASS 7.1 simulation tool has been used, where the different schemes of the proposed alternatives have been simulated. Different alternatives have been evaluated such as the total oxidation process, the biological elimination of phosphorus and nitrogen, the chemical precipitation of phosphorus, the use of a membrane reactor and the installation of a sand filter to eliminate SS and thus reduce the dose of reagent used for the elimination of P.

To select the most appropriate alternative, an economic study of each alternative has been carried out, analyzing construction costs and operating costs. For the construction costs, the civil works and the equipment used in the alternatives have been taken into account: diffusers, blowers, pumps, agitators

and membranes. Regarding the operating costs, the costs related to the energy consumption of aeration, agitation and pumping have been evaluated, and on the other hand the costs associated with the consumption of reagents both for chemical precipitation and for cleaning the membranes.

RESUM

Un dels principals problemes que pot comportar l'abocament d'aigües residuals sense tractar és l'eutrofització de la zona, este fenomen es produïx per un excessiu abocament de nutrients (N i P) en les aigües naturals el que al seu torn provoca el creixement massiu d'algues i plantes reduint l'oxigen dissolt disponible en el mig.

Per tot això, en l'actualitat es troben normatives cada vegada més restrictives respecte a la depuració i abocament d'aigües. La Directiva 91/271/CEE del Consell del 21 de maig, sobre el tractament de les aigües residuals urbanes, arreplega els valors límits permesos per a cada paràmetre.

L'EDAR de Montijo-Puebla de la Calçada es troba en el municipi de Poble de la Calçada a Extremadura. Actualment la planta presenta limitacions de tractament en allò que s'ha referit a l'eliminació de nutrients (N i P) el que provoca abocaments sense tractar als rierols de la zona.

L'objectiu principal del present treball fi de màster és analitzar diferents alternatives per a implantar en l'EDAR de Montijo-Puebla de la Calçada a fi d'eliminar nitrogen i fòsfor de les seues aigües, així com triar l'alternativa més adequada.

Per a l'estudi de les diferents alternatives proposades s'ha utilitzat la ferramenta de simulació DESASS 7.1 on s'han simulat els diferents esquemes de les alternatives plantejades. S'han avaluat diferents alternatives com el procés d'oxidació total, l'eliminació biològica de fòsfor i nitrogen, la precipitació química de fòsfor, l'ús d'un reactor de membranes i la instal·lació d'un filtre d'arena per a eliminar els SS i poder reduir així la dosi de reactiu empleada per a l'eliminació del P.

Per a la selecció de l'alternativa més adequada s'ha realitzat un estudi econòmic de cada alternativa analitzant els costos de construcció i els costos d'operació.

Per als costos de construcció s'ha tingut en compte l'obra civil i els equips empleats en les alternatives: difusors, soplantes, bombes, agitadors i membranes. Quant als costos d'operació s'han avaluat els costos relacionats amb el consum energètic de l'aireig, agitació i bombament i per un altre costat els costos associats al consum de reactius tant per a la precipitació química com per a la neteja de les membranes."

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN	20
1.1 ORIGEN DE LAS AGUAS RESIDUALES.....	20
1.1.1 <i>Propiedades de las Aguas Residuales</i>	22
1.2 PROCESOS BIOLÓGICOS	27
1.2.1 <i>Proceso fangos activados</i>	28
1.2.2 <i>Biorreactor de membrana (MBR)</i>	31
1.3 ELIMINACIÓN DE NUTRIENTES.....	35
1.3.1 <i>Eliminación biológica de nitrógeno</i>	35
1.3.2 <i>Eliminación de fósforo</i>	39
1.3.3 <i>Eliminación conjunta de nitrógeno y fósforo</i>	43
2. MARCO LEGISLATIVO	44
3. OBJETIVOS	46
4. DESCRIPCIÓN DE LA EDAR DE MONTIJO-PUEBLA DE LA CALZADA	47
4.1 UBICACIÓN DE LA EDAR	47
4.2 SITUACIÓN ACTUAL DE LA EDAR.....	47
4.3 REQUISITOS DE VERTIDO	49
5. ALTERNATIVAS PROPUESTAS	50
5.1 ALTERNATIVA 1: OXIDACIÓN TOTAL CON ELIMINACIÓN BIOLÓGICA DE N Y PRECIPITACIÓN QUÍMICA DE P.....	50
5.2 ALTERNATIVA 2: OXIDACIÓN TOTAL CON MBR, ELIMINACIÓN BIOLÓGICA DE N Y PRECIPITACIÓN QUÍMICA DE P ...	51
5.3 ALTERNATIVA 3: OXIDACIÓN TOTAL CON ELIMINACIÓN BIOLÓGICA DE N Y P Y PRECIPITACIÓN QUÍMICA DE P.....	53
6. SIMULACIÓN Y RESULTADOS	54
6.1 SOFTWARE DESASS	54
6.2 CARACTERIZACIÓN AGUA DE ENTRADA.....	54
6.3 ALTERNATIVA 1: OXIDACIÓN TOTAL CON ELIMINACIÓN BIOLÓGICA DE N Y PRECIPITACIÓN QUÍMICA DE P.....	62

Máster en Ingeniería Ambiental

6.4	ALTERNATIVA 2: OXIDACIÓN TOTAL CON MBR, ELIMINACIÓN BIOLÓGICA DE N Y PRECIPITACIÓN QUÍMICA DE P ...	65
6.5	ALTERNATIVA 3: PROCESO CONVENCIONAL CON ELIMINACIÓN BIOLÓGICA DE N Y P Y PRECIPITACIÓN QUÍMICA DE P	69
6.6	COMPARACIÓN DE LAS ALTERNATIVAS	72
7.	ANÁLISIS ECONÓMICO DE LAS ALTERNATIVAS	74
7.1	COSTES DE CONSTRUCCIÓN	74
7.1.1	<i>Obra civil</i>	74
7.1.2	<i>Equipos</i>	75
7.1.3	<i>Costes totales de construcción</i>	79
7.2	COSTES DE OPERACIÓN.....	81
7.2.1	<i>Costes energéticos</i>	81
7.2.2	<i>Consumo de reactivos</i>	85
7.2.3	<i>Costes totales de operación</i>	88
7.3	ELECCIÓN DE LA ALTERNATIVA ÓPTIMA	89
7.4	MEJORA ALTERNATIVA SELECCIONADA.....	91
8.	CONCLUSIONES	95
9.	BIBLIOGRAFÍA.....	96
10.	OBJETIVOS DE DESARROLLO SOSTENIBLE	98

ÍNDICE DE FIGURAS

FIGURA 1. ORGANISMOS FILAMENTOSOS (FERRER & SECO, 2012).....	25
FIGURA 2. PROTOZOOS (FERRER & SECO, 2012).....	26
FIGURA 3. ESQUEMA FANGOS ACTIVOS (FERRER & SECO, 2012).....	29
FIGURA 4. CONFIGURACIÓN MBR: A) MEMBRANA EXTERNA B) MEMBRANA SUMERGIDA (GARY ET AL., 2017).	33
FIGURA 5. ESQUEMA FUNCIONAMIENTO MEMBRANA (GARY, A ET AL., 2017).....	34
FIGURA 6. CONFIGURACIÓN MEMBRANAS: A) MULTI-TUBO B) FIBRA HUECA C) MEMBRANA PLANA (GARY, A ET AL., 2017).	35
FIGURA 7. ESQUEMA ELIMINACIÓN DE N PROCESO LUDZACK-ÉTTINGER MODIFICADO (FERRER & SECO, 2012).....	38
FIGURA 8. ESQUEMA BARDENPHO PARA LA ELIMINACIÓN BIOLÓGICA DE N (FERRER & SECO, 2012).....	38
FIGURA 9. CONCENTRACIÓN DE FOSFATO (FERRER & SECO, 2012).....	40
FIGURA 10. ESQUEMA ELIMINACIÓN DE P (FERRER & SECO, 2012).....	41
FIGURA 11. ESQUEMA BÁSICO ELIMINACIÓN BIOLÓGICA DE P (FERRER & SECO, 2012).	42
FIGURA 12. ESQUEMA ELIMINACIÓN CONJUNTA DE N Y P (FERRER & SECO, 2012).....	43
FIGURA 13. VISTA AÉREA EDAR MONTIJO-PUEBLA DE LA CALZADA (GOOGLE MAPS).....	47
FIGURA 14. ESQUEMA ALTERNATIVA 1 SIMULACIÓN DESASS	51
FIGURA 15. ESQUEMA ALTERNATIVA 2 SIMULACIÓN DESASS	52
FIGURA 16. ESQUEMA ALTERNATIVA 3 SIMULACIÓN DESASS	53
FIGURA 17. DATOS ENTRADA DESASS.....	58
FIGURA 18. CONSTANTES ESTEQUIOMÉTRICAS DESASS	61
FIGURA 19. PERFIL SS DECANTADOR SECUNDARIO- ALTERNATIVA 1	64
FIGURA 20. PERFIL SS DECANTADOR SECUNDARIO- ALTERNATIVA 3	71
FIGURA 21. COMPARACIÓN EFLUENTE ALTERNATIVAS.....	73
FIGURA 22. COSTES DE CONSTRUCCIÓN	81
FIGURA 23. COSTES ENERGÉTICOS	84
FIGURA 24. COSTES DE REACTIVOS	87
FIGURA 25. COMPARACIÓN COSTES OPERACIÓN.....	88

Máster en Ingeniería Ambiental

FIGURA 26. COMPARACIÓN COSTES TOTALES.....	90
FIGURA 27. FILTRO MULTICAPA.....	92

ÍNDICE DE TABLAS

TABLA 1. TIPOS DE AGUAS RESIDUALES (GARY, A ET AL., 2017)	20
TABLA 2. CONTAMINANTES PRESENTES EN LAS AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS (HENZE ET AL., 2001)	21
TABLA 3. VALORES MEDIOS DE LOS PARÁMETROS EN FANGOS ACTIVADOS (FERRER & SECO, 2012).	31
TABLA 4. REQUISITOS DE VERTIDOS (DIRECTIVA 91/271/CEE).	45
TABLA 5. REQUISITOS DE VERTIDOS DE N Y P (DIRECTIVA 91/271/CEE).	45
TABLA 6. CAUDALES DE ENTRADA	48
TABLA 7. CARGAS CONTAMINANTES DE ENTRADA	49
TABLA 8. REQUISITOS DE VERTIDOS EDAR MONTIJO-PUEBLA DE LA CALZADA.....	49
TABLA 9. DOTACIÓN ENTRADA	55
TABLA 10. DATOS SUPUESTOS INFLUENTE	55
TABLA 11. COMPOSICIÓN COMPONENTES ENTRADA.....	56
TABLA 12. CONSTANTES ESTEQUIMÉTRICAS NITRÓGENO.....	60
TABLA 13. CONSTANTES ESTEQUIMÉTRICAS FÓSFORO	60
TABLA 14. CONSTANTES ESTEQUIOMÉTRICAS SÓLIDOS SUSPENDIDOS	61
TABLA 15. PARÁMETROS DE DISEÑO- ALTERNATIVA 1	62
TABLA 16. RESULTADOS OBTENIDOS EFLUENTE- ALTERNATIVA 1.....	63
TABLA 17. PRODUCCIÓN FANGOS DESHIDRATACIÓN- ALTERNATIVA 1	64
TABLA 18. PARÁMETROS DISEÑO- ALTERNATIVA 2.....	65
TABLA 19. RESULTADOS OBTENIDOS EFLUENTE- ALTERNATIVA 2.....	66
TABLA 20. PRODUCCIÓN FANGOS DESHIDRATADOS- ALTERNATIVA 2	67
TABLA 21. ESPECIFICACIONES MEMBRANAS.....	68
TABLA 22. NÚMERO DE MÓDULOS DE MEMBRANAS.....	68
TABLA 23. PARÁMETROS DISEÑO- ALTERNATIVA 3.....	69
TABLA 24. RESULTADOS OBTENIDOS- ALTERNATIVA 3	70
TABLA 25. PRODUCCIÓN DE FANGOS DESHIDRATADOS- ALTERNATIVA 3.....	71
TABLA 26. COMPARACIÓN ELFUENTES ALTERNATIVAS.....	72

Máster en Ingeniería Ambiental

TABLA 27. COMPARACIÓN ALTERNATIVAS %ELIMINACIÓN.....	72
TABLA 28. COSTES OBRA CIVIL	75
TABLA 29. COSTES DIFUSORES	75
TABLA 30. COSTES SOPLANTES.....	76
TABLA 31. COSTES BOMBAS	77
TABLA 32. COSTES AGITADORES.....	78
TABLA 33. COSTES MEMBRANAS	78
TABLA 34. COSTES TOTALES DE CONSTRUCCIÓN.....	80
TABLA 35. COSTES ENERGÉTICOS AIREACIÓN.....	82
TABLA 36. COSTES ENERGÉTICOS AGITACIÓN	82
TABLA 37. COSTES ENERGÉTICOS BOMBEO	83
TABLA 38. COSTES CLORURO FÉRRICO.....	85
TABLA 39. COSTES REACTIVOS LIMPIEZA DE MEMBRANAS.....	86
TABLA 40. COSTE POLIELECTROLITO PARA DESHIDRATACIÓN DE FANGOS.....	87
TABLA 41. COSTES TOTALES DE OPERACIÓN	88
TABLA 42. COSTES TOTALES	89
TABLA 43. CAPAS FILTRO	92
TABLA 44. COSTES FILTRO ARENA	93
TABLA 45. COSTE BOMBAS.....	93
TABLA 46. COSTE BOMEBO FILTRO.....	93
TABLA 47. COSTE REACTIVO	94

ABREVIATURAS

AR	Agua residual
AGV	Ácidos Grasos Volátiles
C_m	Carga másica
COT	Carbono Orgánico Total
DBO	Demanda Biológica de Oxígeno
DESASS	DEsign and Simulation of Activated Sludge Systems
DQO	Demanda Química de Oxígeno
EDAR	Estación de Depuración de Aguas Residuales
F_{pta}	Factor punta
h.e	Habitantes equivalentes
INSF	Factor de Conversión para el Contenido de Nitrógeno en la SF
INSI	Factor de Conversión para el Contenido de Nitrógeno en la SI
iNXi	Factor de Conversión para el Contenido de Nitrógeno en la XI
iNXs	Factor de Conversión para el Contenido de Nitrógeno en la XS
IPSF	Factor de Conversión para el Contenido de Fósforo en la SF
IPSI	Factor de Conversión para el Contenido de Fósforo en la SI
iPXi	Factor de Conversión para el Contenido de Fósforo en la XI
iPXs	Factor de Conversión para el Contenido de Fósforo en la XS
MBR	Biorreactor de Membrana (<i>Membrane Bioreactor</i>)
MO	Materia Orgánica
N	Nitrógeno
OD	Oxígeno Disuelto
OT	Oxidación Total
P	Fósforo
PAO	Bacteria Acumuladora de Polifosfato
PHA	Poli-Hidroxi-Alcanoatos
PHB	Poli-Hidroxi-Butirato
RI	Recirculación interna
SS	Sólidos Suspendedos
SSLM	Sólidos Suspendedos del Licor Mezcla
SSNV	Sólidos Suspendedos No Volátiles
SSV	Sólidos Suspendedos Volátiles
SSVB	Sólidos Suspendedos Volátiles Biodegradables
TRC	Tiempo de Retención Celular
TRH	Tiempo de Retención Hidráulico

1. INTRODUCCIÓN

1.1 Origen de las Aguas Residuales

La producción de residuos generados por las actividades humanas es inevitable. Una parte significativa de estos residuos termina en las aguas residuales. La cantidad y calidad de las aguas residuales es determinada por varios factores. No todos los seres humanos o industrias generan la misma cantidad de residuos. La cantidad y tipo de residuos que se producen en los hogares se ve influenciada por el comportamiento, estilo y nivel de vida de los habitantes, así como por el marco técnico y jurídico en el que las personas se encuentran. En los hogares muchos residuos terminan como desechos sólidos y líquidos, y existen muchas posibilidades de cambiar las cantidades y composición de los dos flujos de residuos generados. Para la industria son aplicables consideraciones similares. (Gary et al., 2017).

El diseño adoptado para el sistema de alcantarillado afecta significativamente a la composición de las aguas residuales. En la mayoría de los países en desarrollo se utilizan los sistemas de alcantarillado separados. En ellos el agua de lluvia es transportada en zanjias, canales o tuberías. En algunos casos, las antiguas tramas urbanas combinan los sistemas de alcantarillado con diferentes tipos de aguas residuales. En los sistemas combinados, una parte (pequeña o grande) del total de las aguas residuales es descargada en cuerpos de agua locales, a menudo sin ningún tratamiento.

Tabla 1. Tipos de Aguas Residuales (Gary, A et al., 2017)

Aguas residuales urbanas	Aguas residuales generadas internamente en las plantas de tratamiento
Aguas residuales domésticas	Sobrenadante de espesores
Aguas residuales de instituciones	Sobrenadante de digestores
Aguas residuales industriales	Aguas de rechazo de la deshidratación de lodos
Infiltración en el sistema de alcantarillado	Drenajes de lechos de secado de lodos
Pluviales	Aguas drenadas de lechos de secado de lodos

Tabla 2. Contaminantes presentes en las Aguas Residuales domésticas (Henze et al., 2001)

Contaminantes de las Aguas Residuales		
Microorganismos		Organismos patógenos (bacterias, virus y huevos helminto). Riesgo para actividades acuáticas, baños y consumo de mariscos.
Materia orgánica biodegradable		Disminución del OD en ríos, lagos y fiordos. Muerte de peces, olor.
Otros compuestos orgánicos		Detergentes, plaguicidas, grasas y aceites, colorantes, conservantes... Efectos tóxicos, inconvenientes estéticos, bioacumulación
Nutrientes		Nitrógeno, fósforo, amoníaco Eutrofización, agotamiento del OD, efectos tóxicos.
Metales		Hg, Pb, Cd, Cr, Cu, Ni Efectos tóxicos, bioacumulación.
Otros compuestos inorgánicos		Ácidos, bases Corrosión, efectos tóxicos.
Efectos térmicos		Agua caliente Cambios condiciones de vida flora y fauna.
Olor y gusto		Sulfuro de hidrógeno Efectos tóxicos.
Radioactividad		Efectos tóxicos, acumulación.

1.1.1 Propiedades de las Aguas Residuales

Es fundamental de cara al proyecto y explotación de las infraestructuras tanto de recogida como de tratamiento y evacuación de las aguas residuales el conocimiento de la naturaleza de dichas aguas. Por lo que es de suma importancia conocer sus características físicas, químicas y biológicas. (Metcalf, & Eddy, 1995).

1.1.1.1 Características físicas

Las características físicas más importantes del AR son el contenido total de sólidos, término que engloba la materia en suspensión, la materia sedimentable, la materia coloidal y la materia disuelta. Otras características físicas importantes son la temperatura y la turbidez.

- Sólidos totales

Indican la concentración de sólidos presente en el agua residual. Son junto con la materia orgánica los principales contaminantes del agua.

- Turbidez

Otro parámetro que se emplea para indicar la calidad de las aguas vertidas es la turbidez. Es una medida de las propiedades de transmisión de la luz en el agua, es decir mide la capacidad de absorción o dispersión de la luz.

- Temperatura

La temperatura del agua residual suele ser más elevada que la del agua de suministro, hecho principalmente debido a la incorporación de agua caliente procedente de casas y los diferentes usos industriales. Los valores medios de las aguas residuales varían entre 10 y 21°C. Este parámetro es muy significativo debido a su influencia en el desarrollo de la vida acuática, en las

reacciones químicas y velocidades de reacción del proceso, así como sobre la aptitud del agua para ciertos usos.

1.1.1.2 Características químicas

Los siguientes conceptos son necesarios para estudiar las características químicas de las aguas residuales:

- Materia orgánica

Cerca del 75% de los SS y del 40% de los sólidos filtrables de un agua residual de concentración media son de procedencia orgánica. Normalmente estos compuestos están formados por combinaciones de carbono, hidrógeno y oxígeno, y en determinados casos nitrógeno.

- Demanda biológica de oxígeno (DBO)

Es el parámetro de contaminación orgánica más empleado. La determinación de este está relacionada con la medición del oxígeno disuelto que consumen los microorganismos en el proceso de oxidación bioquímica de la materia orgánica.

- Demanda química de oxígeno (DQO)

Este parámetro se emplea para medir el contenido de sustancias orgánicas susceptibles de ser oxidadas por medios químicos presente en aguas residuales tanto industriales como municipales. La DQO de un agua residual suele ser mayor que su correspondiente DBO, esto se debe al mayor número de compuestos cuya oxidación tiene lugar por vía química frente a los que se oxidan biológicamente.

- pH

La medida del pH es un parámetro de calidad de gran importancia, ya que el intervalo de concentraciones idóneo para la adecuada proliferación y desarrollo de la vida biológica es crítico.

- Alcalinidad

La alcalinidad ayuda a regular los cambios de pH producidos por adición de ácidos. Normalmente, el agua residual es alcalina, propiedad que adquiere de las aguas de tratamiento, el agua subterránea, y los materiales añadidos en los usos domésticos.

- Nitrógeno

El nitrógeno y el fósforo son los principales elementos nutritivos de los microorganismos. Es necesario conocer datos sobre la presencia y cantidad de nitrógeno en las aguas, ya que es básico para la síntesis de proteínas y poder valorar el posible tratamiento de estas mediante procesos biológicos.

- Fósforo

Otro principal nutriente para algas y organismos biológicos es el fósforo. El intervalo de fósforo en aguas residuales urbanas varía entre 4 y 15 mg/L.

- Oxígeno disuelto

Es uno de los parámetros más significativos que se deben tener en cuenta puesto que es de vital importancia para la respiración de los microorganismos aerobios presentes en las aguas residuales.

1.1.1.3 Características biológicas

Los microorganismos tienen un papel fundamental en la depuración de las Aguas Residuales ya que consiguen eliminar la DBO carbonosa, coagular los sólidos coloidales no sedimentables y estabilizar la materia orgánica. Los organismos se pueden clasificar desde diversos puntos de vista, en la depuración de aguas la clasificación trófica es de gran importancia (Ferrer & Seco, 2012). A continuación, se mencionan algunos de los microorganismos más importantes en el tratamiento de AR:

- Bacterias

Las bacterias son organismos procariotas unicelulares, hay tanto autótrofas como heterótrofas. Desempeñan un papel fundamental en los procesos de descomposición y estabilización de la MO. Por ello resulta imprescindible conocer sus características, funciones, metabolismo y proceso de síntesis. Se reproducen por escisión binaria. Su forma general puede ser: esférica, cilíndrica o helicoidal. (Metcalf, & Eddy, 1995).

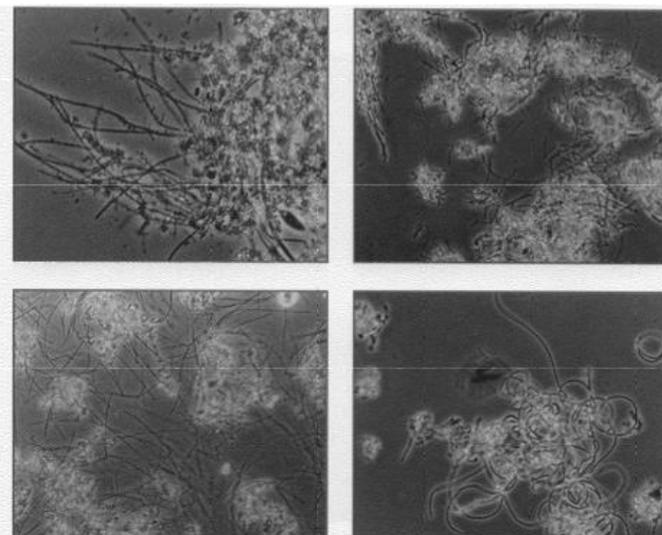


Figura 1. Organismos filamentosos (Ferrer & Seco, 2012).

- Protozoos

Son microorganismos eucariotas, cuya estructura está formada por una única célula abierta. La mayoría son aerobios. Se alimentan de bacterias y MO por lo que actúan como purificadores de los efluentes de procesos biológicos de tratamiento de aguas residuales.



Figura 2. Protozoos (Ferrer & Seco, 2012).

- Hongos

Son protistas eucariotas aerobios, multicelulares, no fotosintéticos y quimioheterótrofos. Muchos de los hongos son saprófitos, es decir, basan su alimentación en MO muerta. Son los responsables de la descomposición del carbono en la biosfera, junto con las bacterias. Se desarrollan a pH bajos.

- Algas

Las algas son protistas unicelulares o multicelulares, autótrofas y fotosintéticas. La presencia de algas es necesaria para suministrar el oxígeno a las bacterias heterótrofas aerobias.

- Virus

Los virus son partículas parasíticas formadas por un cordón de materiales geneático. No tienen capacidad para sintetizar compuestos nuevos.

1.2 Procesos biológicos

Los tratamientos biológicos tuvieron en un principio como objeto la eliminación de la materia orgánica de las aguas residuales. Posteriormente se les ha ido dando otros usos como son: la oxidación del nitrógeno amoniacal (nitrificación), la eliminación del nitrógeno de las aguas residuales mediante la conversión de las formas oxidadas en N_2 (desnitrificación) o la eliminación de fósforo. (Ferrer & Seco, 2012).

En todo este tipo de procesos se utilizan reacciones asociadas a los organismos vivos. Los microorganismos crecen utilizando los contaminantes del agua como fuente de carbono y/o como fuente de energía, convirtiéndolos en nuevos microorganismos (biomasa), dióxido de carbono y otros compuestos inocuos. La fuente de carbono y/o energía se denomina sustrato, por lo que en estos tratamientos la eliminación de contaminantes se conoce como consumo de sustrato. Los procesos de crecimiento de biomasa y de consumo de sustrato están totalmente relacionados, denominándose rendimiento a la cantidad de biomasa generada por unidad de sustrato eliminado. Los tratamientos biológicos se prestan a diversas clasificaciones. Cabe distinguir entre dos tipos claramente diferenciados:

1. Procesos biológicos de cultivo en suspensión.
2. Procesos biológicos de soporte sólido.

En todos estos procesos es preciso retener en el sistema la biomasa creada con objeto de que se produzca el proceso. En los de cultivo en suspensión se suele recurrir a una decantación y recirculación de la biomasa, mientras que en los de soporte sólido la retención de la misma queda asegurada por las características del propio proceso.

Los sistemas más característicos de los primeros son los fangos activados, las lagunas aireadas, y el lagunaje. Entre los segundos se encuentran los filtros percoladores, los biodiscos y los lechos de turba.

Una ventaja del uso de procesos biológicos es que son vistos como 'naturales', los sistemas de reactores intensifican el proceso que podría ocurrir en el medio natural. Los desechos solubles y sólidos se transforman, convirtiéndose en gases, ya sea CO_2 si es aeróbico o CO_2 y CH_4 si es anaeróbico, sólidos inertes y agua. El metano obtenido, puede usarse como fuente de energía. Los sólidos de desecho, denominados lodos, son tratados antes de la eliminación final. Con este tipo de proceso, se consigue una alta eficiencia de eliminación y tolera cargas variables. Sin embargo, los procesos biológicos son susceptibles a productos químicos tóxicos y lentos en comparación con el tratamiento químico. (Cicek, N et al., 1998).

En el siguiente apartado se va a detallar el proceso de fangos activados y los biorreactores de membranas, ya que son los esquemas que se van a plantear como alternativas propuestas en los posteriores apartados.

1.2.1 Proceso fangos activados

Los fangos activos son procesos aerobios, los cuales cuentan con una recirculación de fangos de la decantación secundaria hacia los reactores biológicos, esto hace que se consigan tiempos de retención celular elevados. Dentro de los procesos de fangos activos, se puede hacer una clasificación según la carga másica: Alta carga, Convencional y Oxidación total.

En la siguiente figura se muestra un esquema general del proceso de fangos activados.

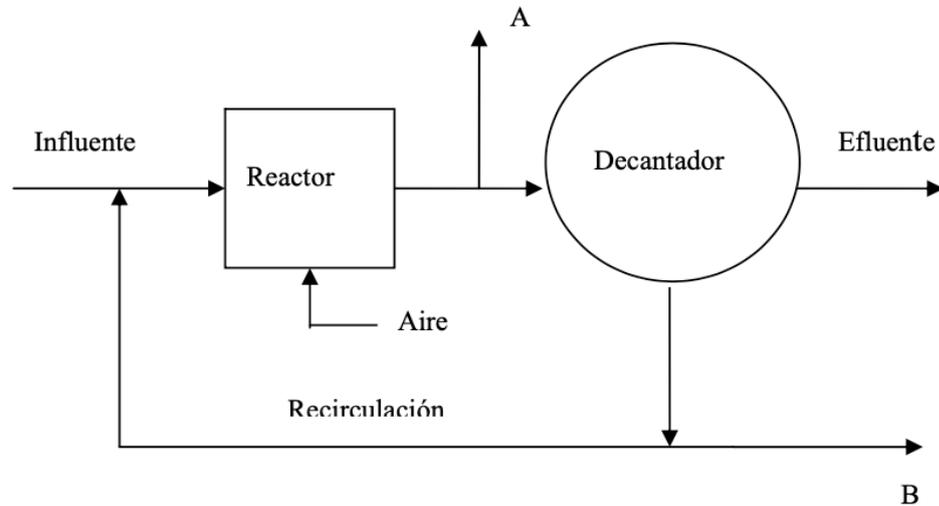


Figura 3. Esquema fangos activos (Ferrer & Seco, 2012).

- Alta carga

En este tipo de procesos la producción de microorganismos es grande, trabaja con tiempos de retención celular bajos. Con respecto a las necesidades de oxígeno que requiere el reactor biológico es menor que las del resto de sistemas. El sistema de alta carga no permite obtener altos niveles de calidad con respecto a los requisitos de vertidos, por lo que estos procesos no son utilizados en estaciones depuradoras de aguas residuales urbanas, si no que se utiliza como pretratamiento para determinados efluentes industriales.

- Convencional

El proceso convencional de fangos activados está pensado para poblaciones de gran tamaño. Este tipo de procesos trabaja con decantación primaria y secundaria, de la decantación

secundaria se recirculan los fangos hacia el reactor aerobio para mantener los sólidos en el licor mezcla (SSLM) entre 2.000-4.000 mg SST/L. La producción de fangos obtenidos en este sistema debe ser tratada mediante digestión ya que no están estabilizados. Este sistema opera con tiempos de retención celular bajos y con necesidades de oxígeno menor que los que necesita una oxidación total.

- Oxidación total

Este proceso se caracteriza por trabajar con elevados valores de la edad del fango y operar a bajas cargas másicas lo que provoca la falta de suficiente alimento para el mantenimiento de todos los microorganismos presentes. Los microorganismos, por lo tanto, compiten por el alimento existente utilizando incluso su propia masa celular. Esta situación altamente competitiva da lugar a un efluente altamente tratado con una baja producción de fangos que ya se encuentran estabilizados. Sin embargo, los efluentes de estas plantas pueden tener concentraciones significativas de flóculos punta de alfiler. (Ferrer & Seco, 2012).

La oxidación total es típica de depuradoras de pequeñas poblaciones. Estos sistemas no incluyen clarificador primario. Las principales desventajas de este sistema son los elevados requisitos de oxígeno en el reactor y los grandes volúmenes de tanque necesarios para conseguir elevados tiempos de retención. La gran ventaja es que la línea de fangos queda reducida a un espesado y a una deshidratación del fango, simplificando así la explotación de la planta ya que se obtiene un fango estabilizado (SSVB < 35%).

En la Tabla 3 se muestran los valores medios de los parámetros de operación en fangos activados para los diferentes procesos mencionados anteriormente.

Tabla 3. Valores medios de los parámetros en fangos activados (Ferrer & Seco, 2012).

Proceso	θ_c (d)	C_m (Kg DBO ₅ / Kg SST·d) T<20°C	X_{SST} (g/L)	θ (h)	Recirculación
Alta carga	5-10	1,2-2	4-10	0,5-2	1-5
Convencional (mezcla compl.)	5-15	0,15-0,4	2,5-4,5	3-9	0,25-1
Convencional (flujo pistón)	5-15	0,15-0,4	1,5-3	4-8	0,25-0,5
Oxidación total	20-30	≤ 0,07	3-6	18-36	0,75-1,5

1.2.2 Biorreactor de membrana (MBR)

Los biorreactores de membrana (MBR) se han convertido en una de las alternativas más competentes para el tratamiento de AR, desde su aparición en el mercado. Esto se debe a las muchas ventajas que tiene este proceso, como es la calidad del efluente obtenido, posibilidad de trabajar a altas concentraciones de SS, menor espacio requerido de la instalación y menor tiempo de depuración.

De manera generalizada, los biorreactores de membrana pueden ser definidos como sistemas en los que se integra la degradación biológica de los efluentes de aguas residuales con una filtración por membrana. (Stephenson et al., 2000).

El MBR es una modificación del sistema convencional de fangos activados, en el que se sustituye el decantador secundario y el tratamiento terciario por unidades de membrana de Ultrafiltración (tamaño de poro entre 0,005 y 0,1 μm) o de Microfiltración (tamaño de poro entre 0,1 y 1 μm), para producir un efluente libre de sólidos en suspensión y de microorganismos. Como se ha explicado con anterioridad, se trata de sistemas en los que se integra la degradación biológica de los influentes (biodegradación) con la filtración de membrana (separación sólido-líquido). (Cicek, N et al., 1998).

Las ventajas que presenta el uso de esta tecnología son las siguientes (Judd & Judd, 2006):

1. Tamaño compacto de la instalación, se elimina tanto el decantador secundario como el sistema terciario.
2. Elevada calidad y altos niveles de desinfección, debido a la eliminación de los SS por parte de la membrana.
3. Elevada tasa de degradación de los contaminantes gracias a la elevada edad del fango que permite el desarrollo de biomasa especializada en degradar compuestos específicos.
4. Menor producción de lodos, ya que se trabaja con cargas bajas.

A pesar de que la utilización de dicha tecnología ofrece diversas ventajas, cabe destacar que existen ciertas limitaciones.

1. Ensuciamiento de la membrana, es uno de los mayores inconvenientes que presentan los MBR ya que esto supone la reducción del flujo de permeado, es causado por la deposición de una capa lodo sobre la superficie de la membrana. Para evitar este fenómeno se deben realizar ciclos de lavado a las membranas.
2. Elevado coste de instalación, debido al alto precio de mercado que tienen las membranas.
3. Vida útil, actualmente la duración de las membranas está en torno a 10 años por lo que se deberán realizar sustituciones de los módulos.
4. Consumo energético elevado, esta tecnología requiere de una gran aireación para evitar la obstrucción de la membrana y el ensuciamiento de la superficie.

1.2.2.1 Configuraciones de los MBR

Los biorreactores de membrana lo componen dos elementos principales, por un lado, se encuentra la unidad biológica la cual se encarga de la degradación de la materia orgánica presente en el agua, y por otra parte se encuentra la unidad de filtración, encargada de llevar a cabo la separación sólido-líquidos del licor mezcla mediante filtración.

En la actualidad podemos encontrar dos tipos de MBR diferentes según la colocación de la membrana:

- 1) Biorreactor con membrana externa
- 2) Biorreactor con membrana interna sumergida

En la Figura 4, se muestra los dos tipos de configuraciones nombrados anteriormente.

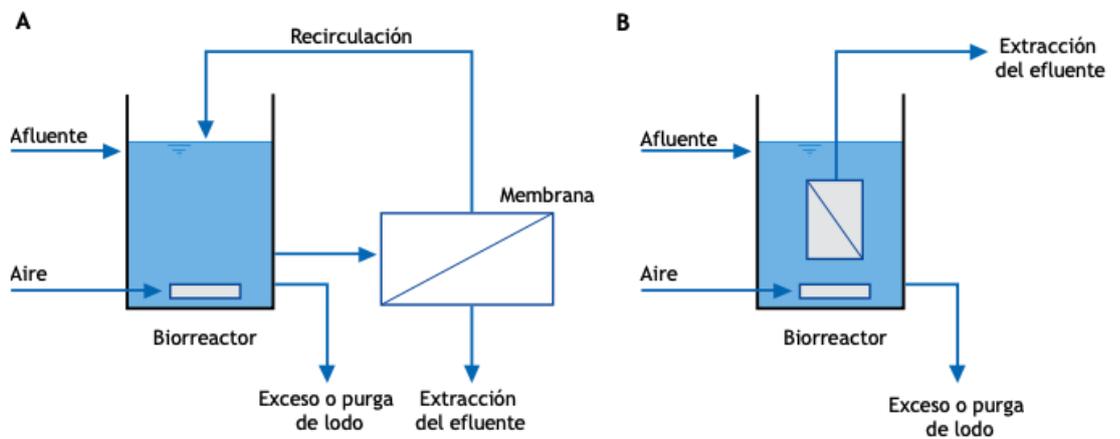


Figura 4. Configuración MBR: A) membrana externa B) membrana sumergida (Gary et al., 2017).

1.2.2.2 Membranas

Una membrana se puede definir según el tratamiento de aguas como un material que permite que ciertos componentes físicos, químicos o biológicos puedan pasar más fácilmente a través de ella que otros. Por lo tanto, una membrana es un medio de permeabilidad selectiva, ya que es más permeable a los componentes que pasan a través de ella (permeado) que aquellos que son rechazados (rechazo o concentrado). El grado de selectividad depende del tamaño de poro de la membrana. Según el tamaño de poro podemos encontrar diferentes tipos de membranas: macrofiltración (MF), ultrafiltración (UF), nanofiltración (NF) y ósmosis inversa (OI). (Gary, A et al., 2017).

En la Figura 5, se muestra el mecanismo de funcionamiento de una membrana.

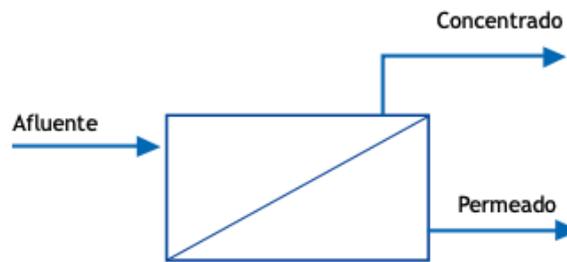


Figura 5. Esquema funcionamiento membrana (Gary, A et al., 2017).

Con respecto a los tipos de membrana según la geometría de estas, podemos encontrar tres tipos: membrana plana, de fibra hueca y multi-tubo. A continuación, se exponen unas fotografías de cada tipo de membrana.

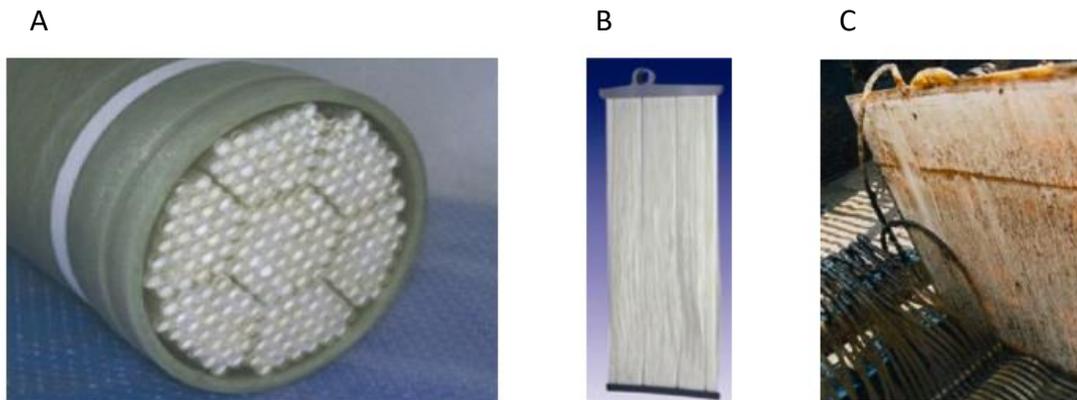


Figura 6. Configuración membranas: A) multi-tubo B) fibra hueca C) membrana plana (Gary, A et al., 2017).

1.3 Eliminación de nutrientes

El vertido de aguas residuales con un elevado contenido en nutrientes puede crear problemas de eutrofización en aguas, por lo que se han desarrollado diferentes métodos para su eliminación. (Ferrer & Seco, 2012).

1.3.1 Eliminación biológica de nitrógeno

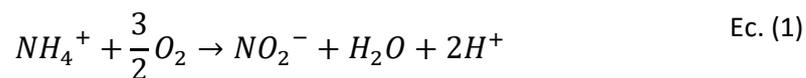
Para que tenga lugar la eliminación biológica de nitrógeno es necesario la combinación de dos procesos: nitrificación y desnitrificación.

Esta combinación presenta grandes resultados en cuanto a eliminación de nitrógeno por lo que es muy adecuado su uso en plantas, además es de fácil control, no requiere grandes espacios y su coste no es muy elevado.

1.3.1.1 *Proceso de nitrificación*

En el tratamiento de aguas residuales mediante procesos de fangos activados a parte de la degradación biológica aerobia de la materia orgánica carbonosa, también es conveniente estabilizar ciertos compuestos inorgánicos que pueden ejercer una demanda de oxígeno. El compuesto inorgánico más relevante es el amoníaco ya que su presencia en el efluente de la planta puede llevar a la disminución del OD en la corriente receptora a través del proceso biológico de nitrificación. (Ferrer & Seco, 2012).

En este proceso se realiza la oxidación del amoníaco (NH_4^+) a nitrato (NO_3^-). La nitrificación se da en dos etapas, la primera etapa es el paso de amoníaco a nitrito y la segunda etapa es la oxidación de nitrito a nitrato.



Para que el proceso de nitrificación se produzca en cualquiera de los procesos de cultivo en suspensión deben mantenerse ciertas condiciones adecuadas de temperatura, OD, edad del fango, etc, para favorecer el crecimiento de las bacterias nitrificantes.

1.3.1.2 *Proceso de desnitrificación*

La desnitrificación es un proceso que tiene lugar en condiciones anóxicas, es decir, se realiza en presencia de nitrato y ausencia de oxígeno. Las bacterias heterótrofas pueden crecer en condiciones de ausencia de oxígeno y presencia de nitrato como aceptor final de electrones. Por lo tanto, en la

desnitrificación se produce la pérdida de nitrógeno del sistema reduciendo el nitrato (NO_3^-) a nitrógeno gas (N_2).



El proceso de desnitrificación puede llevarse a cabo de forma independiente del proceso de oxidación de la materia orgánica carbonosa o en sistemas combinados de oxidación del carbono-nitrificación y desnitrificación. En el caso de que se realice de forma independiente, se ejecuta en reactores independientes, utilizando metanol u otro compuesto como fuente de carbono orgánico para la desnitrificación y en cuando se realiza de manera combinada la propia agua residual es la fuente de carbono.

1.3.1.3 Esquemas eliminación de nitrógeno

El esquema típico para la eliminación biológica de nitrógeno en procesos de tratamientos de aguas residuales consiste en dos tanques en serie (proceso Ludzack-Ettinger modificado). El funcionamiento del proceso es el siguiente, se trata de un primer tanque en condiciones anóxicas el cual recibe un caudal de recirculación de fangos de la decantación secundaria y un caudal de recirculación interna procedente del segundo tanque (aerobio), donde se encuentran los nitratos que son utilizados como aceptor de electrones y reducidos a nitrógeno gas para degradar parte de la materia orgánica. La materia orgánica necesaria para que se dé este proceso es suministrada por el AR procedente del tratamiento primario. En el segundo tanque se produce simultáneamente la degradación de la materia orgánica y la oxidación del nitrógeno a nitrato. La eliminación de nitrógeno que se consigue en este proceso viene dada por la recirculación del tanque aerobio, la cual suele ser muy elevada.

En la Figura 7, se muestra el esquema principal para la eliminación biológica del nitrógeno.

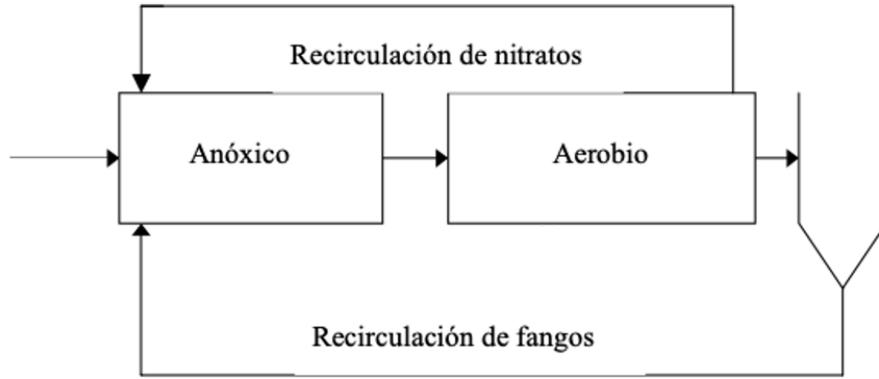


Figura 7. Esquema eliminación de N proceso Ludzack-Ettinger modificado (Ferrer & Seco, 2012).

Otro de los esquemas utilizados en la práctica, es una variante del esquema mencionado anteriormente. Se trata del esquema BARDENPHO (Figura 8), este sistema cuenta con la ventaja de resultar resistentes a problemas de Bulking.

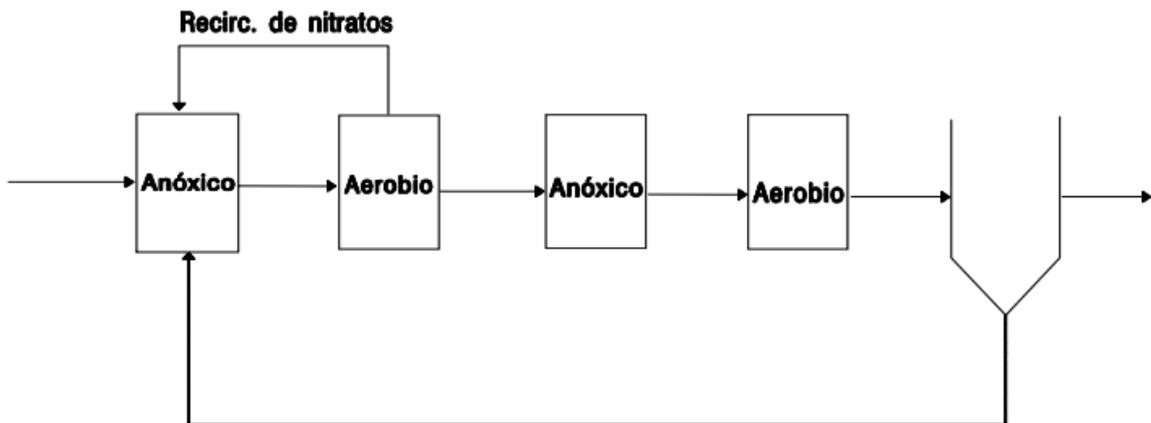


Figura 8. Esquema Bardenpho para la eliminación biológica de N (Ferrer & Seco, 2012).

1.3.2 Eliminación de fósforo

Para realizar la eliminación de fósforo existen dos alternativas diferentes, por un lado, se encuentra la precipitación química la cual es sencilla de aplicar, pero requiere de consumo de reactivos, por otra parte, se puede eliminar fósforo por vía biológica reduciendo así el coste de reactivos y produciendo una menor cantidad de fangos.

A continuación, se van a explicar detalladamente las dos formas de eliminar el fósforo en las aguas residuales.

1.3.2.1 Eliminación biológica de fósforo

La eliminación de fósforo en las plantas depuradoras convencionales se realiza en el tanque de aireación, ya que este compuesto es utilizado por los microorganismos como nutriente para su crecimiento. Sin embargo, en el tratamiento de aguas residuales urbanas esta eliminación no es suficiente para cumplir con los límites de vertido de fósforo a zona sensible.

Se ha percibido, que ciertos tipos de bacterias son capaces de almacenar fósforo en el interior de sus células en forma de gránulos de polifosfatos, estas bacterias son las llamadas PAOs (bacterias acumuladoras de polifosfatos). Mediante este tipo de bacterias es posible una eliminación neta de fósforo cuando son sometidas a una alternancia de condiciones anaerobias y aerobias. (Ferrer & Seco, 2012).

Para que dichas bacterias puedan desarrollarse en el medio es necesario que se den ciertas condiciones de trabajo, debe alternarse condiciones anaerobias y condiciones aerobias/anóxicas, además debe haber presencia de Ácidos Grasos Volátiles (AGV) en el agua residual, principalmente Ácido Acético (CH_3COOH).

En condiciones anaerobias la materia orgánica fácilmente biodegradable es descompuesta por las bacterias acidogénicas a ácidos grasos de cadena corta, dichos ácidos son absorbidos por las bacterias acumuladoras y almacenados como poli-hidroxi-butirato (PHB) y otros poli-hidroxi-alcanoatos (PHAs). En condiciones anaerobias las bacterias acumuladoras no pueden ganar energía, por lo tanto,

utilizan la descomposición de los polifosfatos para obtener energía para almacenar los ácidos grasos. Durante este proceso se produce la descarga de fosfatos al medio.

Sin embargo, en condiciones aerobias, las bacterias acumuladoras son capaces de utilizar el sustrato almacenado (PHA) para su crecimiento. Así mismo, utilizan parte de este sustrato que han almacenado para acumular el fósforo intracelularmente en forma de polifosfatos. Una vez realizado este proceso, el fósforo es eliminado del sistema con la purga de fango tras la etapa aerobia.

Mediante este proceso, se realiza un incremento mayor de la eliminación neta de fósforo que el producido por la sola síntesis celular de las bacterias heterótrofas no acumuladoras.

En la Figura 9 se muestra la evolución del fosfato durante proceso de eliminación en condiciones anaerobias y aerobias.

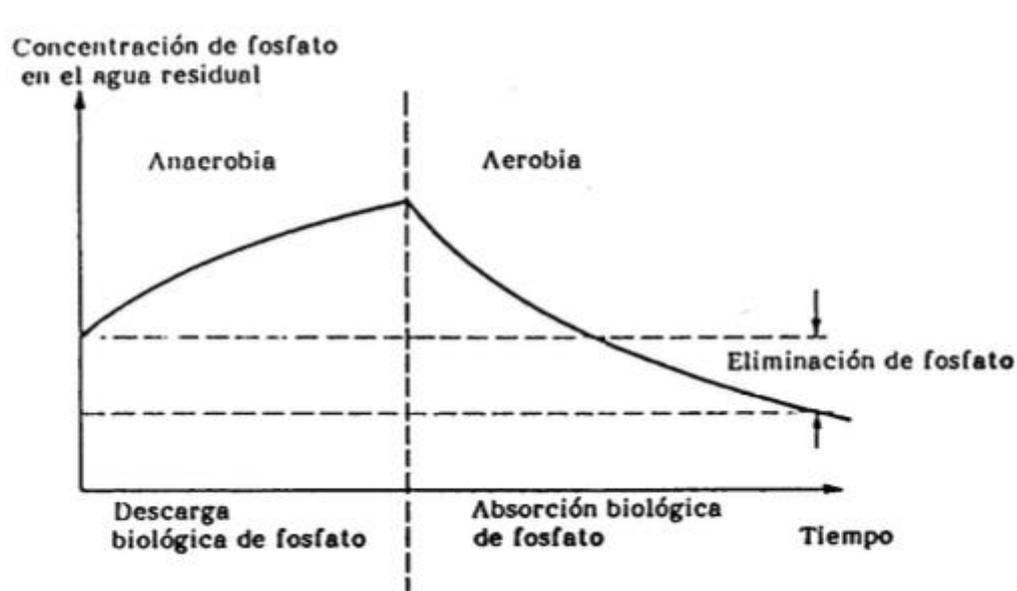


Figura 9. Concentración de fosfato (Ferrer & Seco, 2012).

A continuación, se presenta el esquema de la eliminación biológica de fósforo según lo explicado anteriormente.

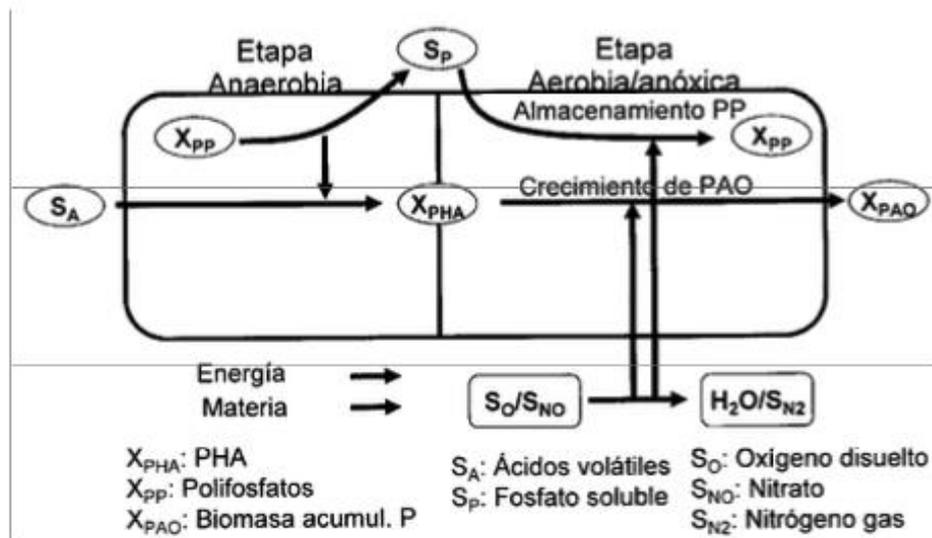


Figura 10. Esquema eliminación de P (Ferrer & Seco, 2012).

1.3.2.2 Precipitación química de fósforo

Para realizar la precipitación química de fósforo es necesaria la adición de reactivos químicos, entre los que se usan se encuentra el Cloruro Férrico, Sulfato Férrico, Sulfato de Aluminio, Policloruro de Aluminio y cal. La adición de estos reactivos puede realizarse en diferentes etapas del tratamiento, bien antes de la decantación primaria o en el tratamiento secundario antes de la decantación.

El fósforo presente en las aguas residuales se encuentra soluble en forma de Ortofosfatos (PO_4^{3-}).

Este tipo de proceso para la eliminación del fósforo es de fácil control, pero a su vez cuenta con una elevada producción de fango, además de la posible precipitación de sustancias tóxicas en ello.

1.3.2.3 Esquemas para la eliminación biológica de fósforo

Como se ha mencionado anteriormente, para la eliminación biológica del fósforo es necesario tener una etapa anaerobia y una etapa aerobia donde se produce la degradación de la materia orgánica y la eliminación del fósforo. El esquema básico para la eliminación conjunta es el que se observa en la Figura 11. Es necesario que el primer tanque sea anaerobio para evitar la presencia de nitratos como aceptor de electrones.

Cuando se tienen requisitos de vertido muy restrictivos es posible que haga falta realizar eliminación biológica combinado con precipitación química.

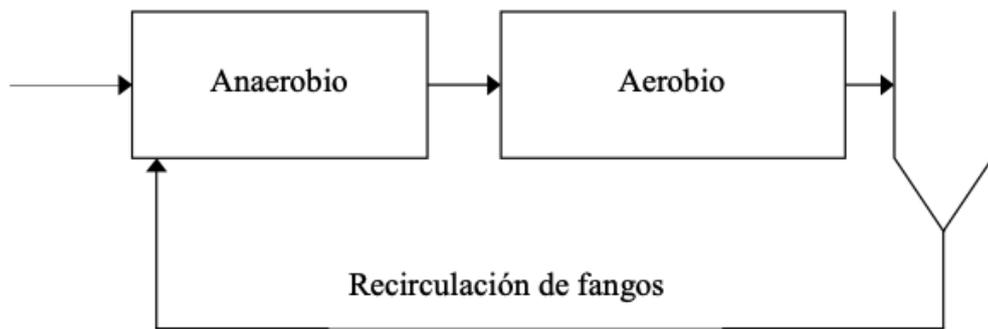


Figura 11. Esquema básico eliminación biológica de P (Ferrer & Seco, 2012).

1.3.3 Eliminación conjunta de nitrógeno y fósforo

Actualmente existen diferentes esquemas orientados a la eliminación biológica simultánea de materia orgánica y nutrientes, pudiendo seleccionar esquemas para eliminar un solo nutrientes (N/P) o ambos.

Cabe destacar que los procesos de eliminación de nutrientes precisan de la combinación de diferentes etapas (al menos dos), puesto que resultan más complejos que los de eliminación de materia orgánica. Por tanto, si se desea eliminar nitrógeno será necesario una etapa aerobia y una anóxica, mientras que para eliminar fósforo es necesario una etapa aerobia y una anaerobia. En el caso de que se quiera eliminar ambos nutrientes se requiere de tres etapas: anaerobia, anóxica, aerobia.

En la Figura 12, se puede observar un esquema típico para la eliminación conjunta de nutrientes (N y P).

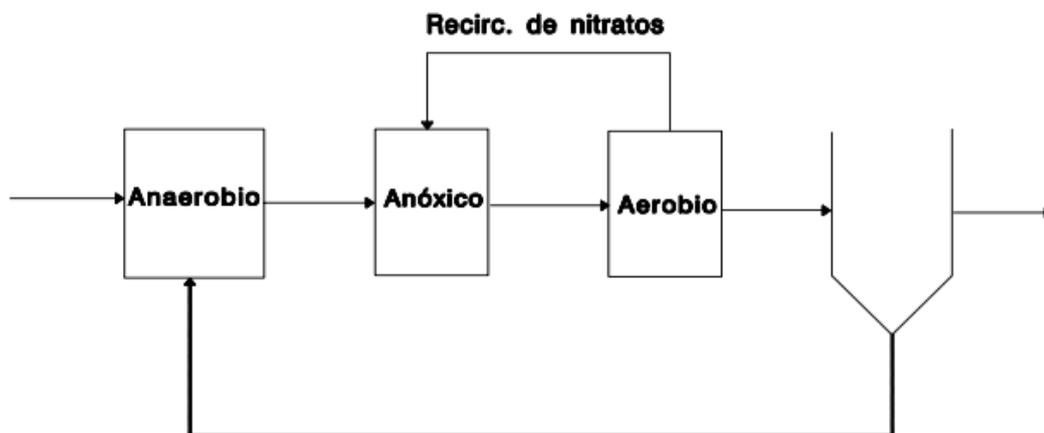


Figura 12. Esquema eliminación conjunta de N y P (Ferrer & Seco, 2012).

2. MARCO LEGISLATIVO

La necesidad actual de depuración de las aguas residuales debido a la escasez de este recurso ha puesto de manifiesto llevar a cabo sistemas de depuración que permitan la obtención de efluentes de gran calidad. Es por ello, que los instrumentos legislativos vigentes son tan restrictivos en cuanto al límite de vertidos.

La principal norma de cumplimiento obligatorio para los Estados miembros en temas de depuración de aguas es la Directiva 91/271/CEE, del Consejo del 21 de mayo, aprobada por la Unión Europea sobre tratamiento de Aguas Residuales Urbanas. Esta directiva establece que se adoptarán las medidas necesarias para garantizar el correcto tratamiento de las aguas antes de su vertido.

A nivel estatal, en España se encuentra el Real Decreto-Ley 11/1995, del 28 de diciembre, el cual establece diferentes medidas para conseguir una mayor calidad de las aguas continentales y marítimas distinguiendo si se vierte a zona sensible o menos sensible.

El Real Decreto 509/1996, de 15 de marzo, de desarrollo del Real Decreto-ley 11/1995, de 28 de diciembre, declara que se realizarán tratamientos más rigurosos con respecto a la depuración y vertido de aguas según el emplazamiento donde se hayan producido y la zona donde se viertan dichas aguas, según sean zonas sensibles o no.

En la siguiente tabla se muestran los requisitos para vertidos procedentes de instalaciones de tratamientos de aguas residuales urbanas.

Tabla 4. Requisitos de vertidos (Directiva 91/271/CEE).

Parámetros	Concentración	Porcentaje mínimo de reducción
DBO ₅	25 mg/L	70-90%
DQO	125 mg/L	75%
Sólidos suspendidos totales	35 mg/L	90%

En la Tabla 5 se recogen los requisitos para los vertidos procedentes de instalaciones de tratamientos de aguas residuales urbanas realizados en zonas sensibles vulnerables a eutrofización.

Tabla 5. Requisitos de vertidos de N y P (Directiva 91/271/CEE).

Parámetros	Concentración		Porcentaje mínimo de reducción
	10.000-100.00 h.e.	>100.000 h.e.	
Fósforo total	2 mg P/L	1 mg P/L	80%
Nitrógeno total	15 mg N/L	10 mg N/L	70-80%

3. OBJETIVOS

El objetivo principal de este trabajo fin de máster en Ingeniería Ambiental reside en analizar distintas alternativas de tratamiento para eliminar la materia orgánica y los nutrientes (nitrógeno y fosforo) en la EDAR de Montijo- Puebla de la Calzada (Badajoz) y seleccionar la alternativa más idónea que se adapte a las necesidades requeridas.

Para ello, se desarrollarán una serie de objetivos específicos:

1. Analizar el estado actual de la EDAR de Montijo- Puebla de la Calzada.
2. Caracterizar el agua de entrada a la planta.
3. Plantear y desarrollar diferentes alternativas de operación.
4. Simular con la herramienta DESASS dichos esquemas planteados.
5. Establecer las condiciones óptimas de trabajo en las alternativas propuestas.
6. Valorar económicamente los costes de cada alternativa.
7. Comparar y elegir la alternativa final.

4. DESCRIPCIÓN DE LA EDAR DE MONTIJO-PUEBLA DE LA CALZADA

4.1 Ubicación de la EDAR

La EDAR de Montijo-Puebla Calzada se encuentra ubicada en el término municipal de Puebla de la Calzada perteneciente a la provincia de Badajoz en Extremadura. Las coordenadas geográficas de la planta de Montijo-Puebla de la Calzada son 38°52'08.3"N 6°38'52.5"W. En la Figura 13, se puede observar la planta desde la vista aérea.



Figura 13. Vista aérea EDAR Montijo-Puebla de la Calzada (Google maps)

4.2 Situación actual de la EDAR

La EDAR se diseñó para una capacidad de tratamiento de 32.500 habitantes equivalentes, con un caudal medio de 12.000 m³/d y un caudal máximo de 22.428 m³/d. El proceso consiste en un pretratamiento, un tratamiento biológico de aireación prolongada, una decantación secundaria y por último la etapa de tratamiento de fangos.

Actualmente la planta cuenta con una serie de problemas, impidiendo el buen rendimiento y explotación de las instalaciones.

Según el anteproyecto realizado para el saneamiento y depuración en Montijo-Puebla de la Calzada, la EDAR existente presenta falta de capacidad de tratamiento de las aguas residuales, especialmente en lo referido a nutrientes (N y P), además de un mal funcionamiento de la red de saneamiento por falta de capacidad lo que provoca vertidos sin tratar a los arroyos de Cabrillas y Baldíos o Corniquebrada. También se ha detectado la falta de impermeabilidad de la red principal de colectores con el riesgo consiguiente de contaminación subterránea.

A continuación, se muestran las características del agua de entrada a la planta proporcionados por el pliego de bases técnicas.

En la siguiente tabla se recogen los datos de la dotación de entrada.

Tabla 6. Caudales de entrada

Caudal	Unidades	Entrada
Q_{medio}	m^3/d	12.000
$Q_{\text{máx}}$	m^3/d	22.428

En la Tabla 7 se muestran las cargas contaminantes a la entrada de la EDAR.

Tabla 7. Cargas contaminantes de entrada

Parámetro	Unidades	Valor
DQO	mg O ₂ /L	650
DBO ₅	mg O ₂ /L	300
SS	mg/L	400
N _T	mg N/L	60
P _T	mg P/L	15

4.3 Requisitos de vertido

Como se ha mencionado anteriormente la EDAR provoca vertidos sin tratar a ciertos arroyos del río Guadiana, el cual fue declarado zona sensible en 2.006, por lo que los límites de vertidos son altamente restrictivos.

A continuación, se muestra una tabla con los parámetros y los valores límites fijados por el pliego de bases técnicas.

Tabla 8. Requisitos de vertidos EDAR Montijo-Puebla de la Calzada

Parámetro	Unidades	VLE
DQO	mg O ₂ /L	75
DBO ₅	mg O ₂ /L	15
SS	mg/L	25
N _T	mg N/L	15
P _T	mg P/L	1

5. ALTERNATIVAS PROPUESTAS

En el siguiente apartado se van a exponer las 3 alternativas propuestas y los resultados obtenidos en cada una de las simulaciones, así como los parámetros de diseño seleccionados para cada una de ellas. Las diferentes alternativas se centran en la eliminación de nutrientes (N y P) para cumplir con los límites de vertido establecidos.

5.1 Alternativa 1: Oxidación total con eliminación biológica de N y precipitación química de P

La primera alternativa que se plantea es un sistema de oxidación total con eliminación biológica de nitrógeno y eliminación de fósforo mediante precipitación química. Esta configuración permite eliminar el decantador primario y la digestión, ya que mediante la oxidación total el fango obtenido está estabilizado. En esta alternativa se simulará un reactor de flujo pistón con una zona anóxica y una zona aerobia. La línea de fangos lo componen el espesador y la deshidratación mecánica. Para la eliminación de fósforo se ha decidido dosificar reactivo, en este caso Cloruro Férrico (FeCl_3) para poder cumplir con el valor tan restrictivo que se pide ($P_T < 1$).

A continuación, se muestra el esquema perteneciente a la alternativa 1 que se ha trabajado en DESASS.

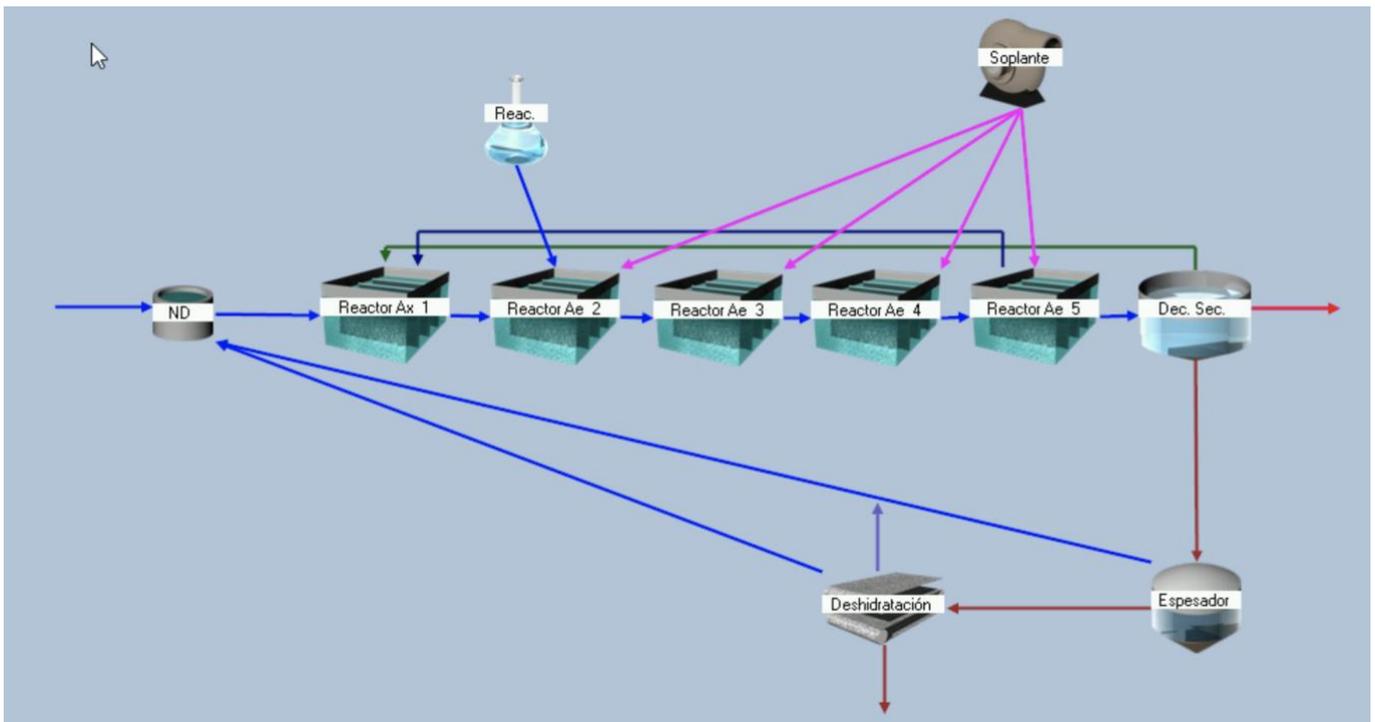


Figura 14. Esquema Alternativa 1 simulación DESASS

5.2 Alternativa 2: Oxidación total con MBR, eliminación biológica de N y precipitación química de P

La siguiente alternativa que se propone es un proceso de oxidación total con biorreactor de membrana (MBR) con eliminación biológica de nitrógeno y precipitación química de P. La principal característica de este sistema es que se consigue una planta mucho más compacta ya que con el uso del MBR se elimina la decantación secundaria puesto que el biorreactor cuenta con unidades de filtración por membranas que hacen posible la eliminación de los sólidos suspendidos. Además, se consigue un efluente de gran calidad pues sale desinfectado una vez ha pasado por la filtración. La línea de agua está formada por un reactor anóxico, cuatro reactores aerobios y un MBR. La línea de fangos lo componen el espesador y la deshidratación mecánica. Para la eliminación de fósforo se ha decidido dosificar reactivo, en este caso Cloruro Férrico (FeCl_3).

En la Figura 15 se representa el esquema simulado en DESASS para la alternativa 2.

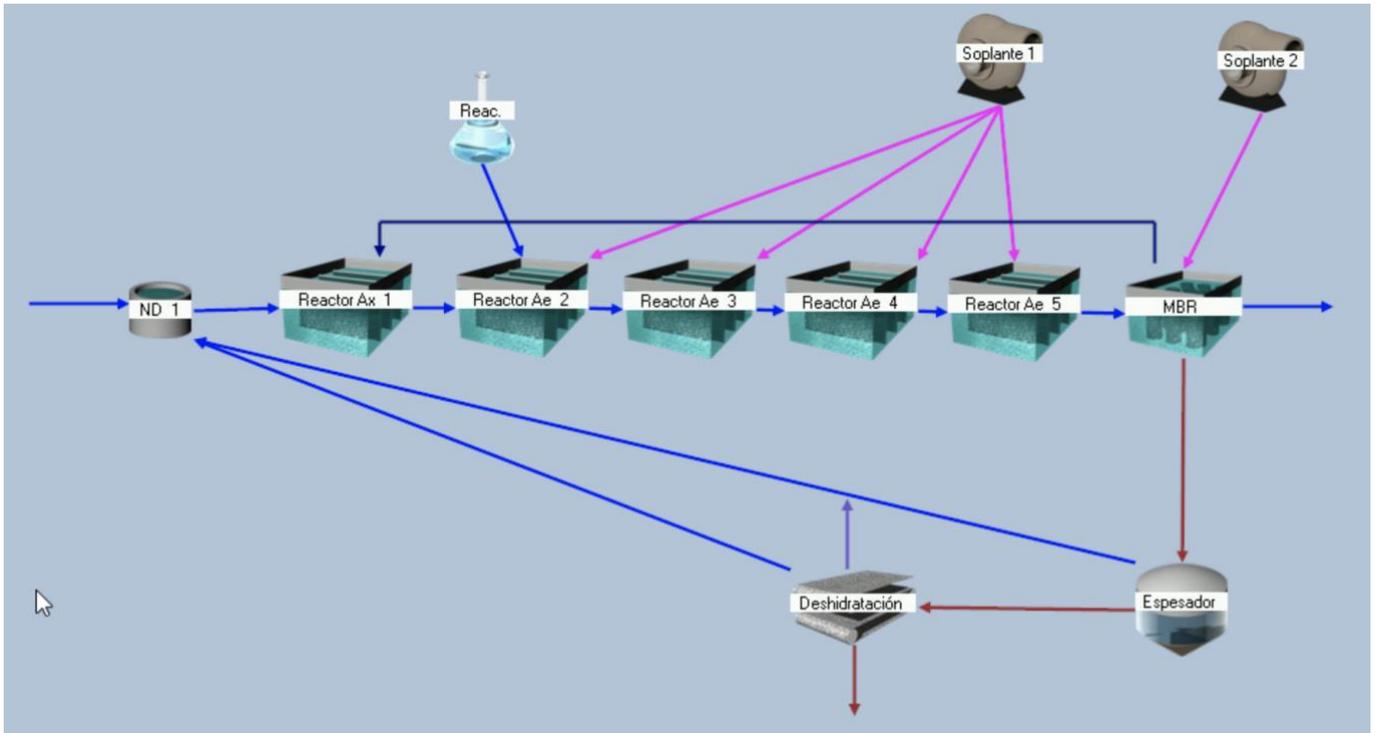


Figura 15. Esquema Alternativa 2 simulación DESASS

5.3 Alternativa 3: Oxidación total con eliminación biológica de N y P y precipitación química de P

La tercera alternativa que se propone es un proceso de oxidación total con eliminación biológica de N y P. La línea de agua consta de un reactor anaerobio, un reactor anóxico y un reactor aerobio para la etapa biológica y un decantador secundario. La línea de fangos lo componen el espesador y la deshidratación mecánica. Con la eliminación de fósforo mediante vía biológica no se llegaba a cumplir los requisitos de vertidos, por tanto, se ha decidido añadir también la precipitación química del fósforo mediante adición de Cloruro Férrico para alcanzar un valor de fósforo a la salida por debajo de 1 mg/L.

A continuación, se muestra el esquema de la alternativa 3 simulado en DESASS.

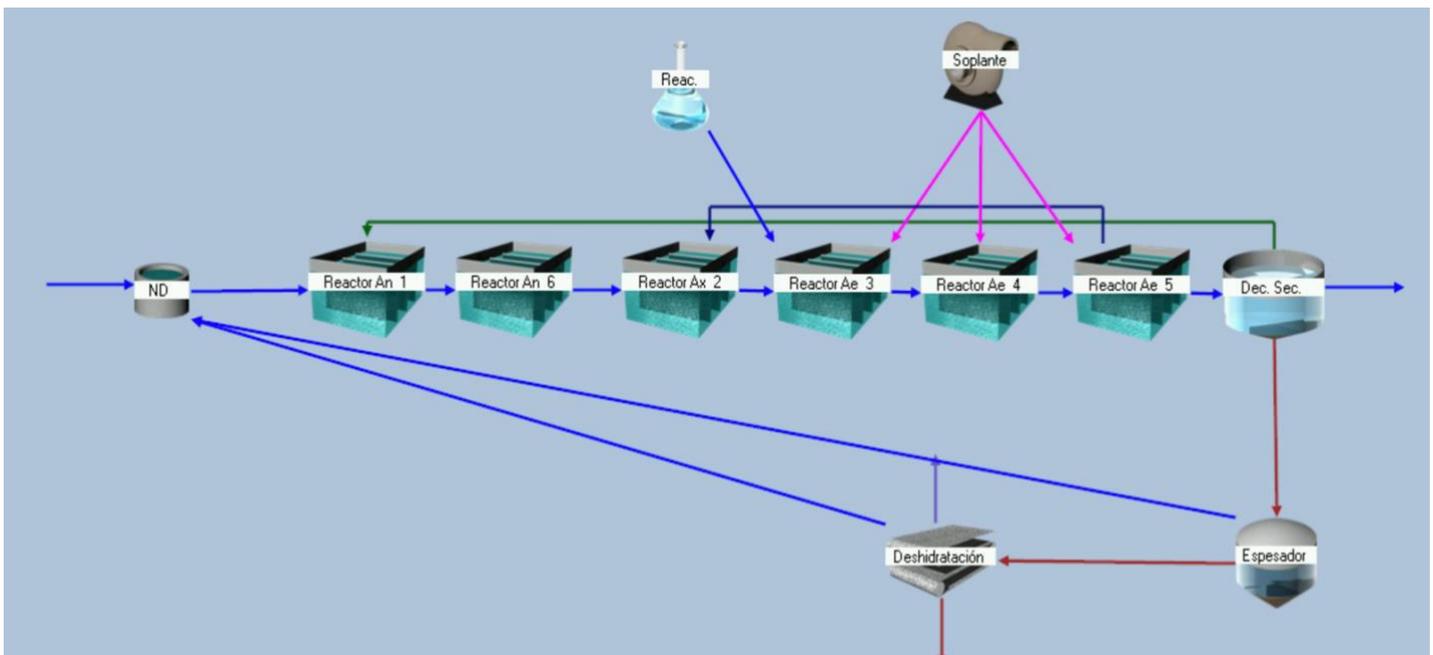


Figura 16. Esquema Alternativa 3 simulación DESASS

6. SIMULACIÓN Y RESULTADOS

En el siguiente apartado se va a realizar una breve descripción de la herramienta de simulación DESASS, así como las diferentes alternativas propuestas para el tratamiento de depuración de la EDAR de Montijo-Puebla de la calzada y los resultados obtenidos de cada una de ellas.

6.1 Software DESASS

DESASS (DEsign and Simulation of Activated Sludge Systems) es un simulador de estaciones depuradoras para el tratamiento de aguas residuales creado por CALAGUA, actualmente se trabaja con la versión DESASS 7.1. El programa opera con el modelo N^o2 de eliminación biológica de nutrientes BNRM2 (Barat et al., 2013)

El programa se ha diseñado para poder trabajar con diferentes configuraciones, desde simulaciones sencillas de procesos convencionales de fangos activos, hasta esquemas para la eliminación biológica de nitrógeno y fósforo.

Esta herramienta de trabajo permite modificar diferentes parámetros de diseño como son el TRC, caudal de recirculación, volumen de los reactores, temperatura, cambios de caudal según estacionalidad..., etc.

6.2 Caracterización agua de entrada

El primer paso para poder comenzar con la simulación en DESASS es tener el agua de entrada caracterizada, para ello, se debe introducir una serie de parámetros específicos como los caudales medio y punta, la temperatura, pH, y las cargas contaminantes de los componentes suspendidos y solubles.

Caudales

El caudal medio y el caudal máximo son valores conocidos, a continuación, se muestran los datos del caudal medio y del caudal máximo.

Tabla 9. Dotación entrada

CAUDALES	
Q_{medio} (m ³ /d)	12.000
$Q_{\text{máx}}$ (pta)	22.428

Componentes solubles y suspendidos

Los componentes solubles y particulados que se usan en DESASS son 51, corresponden al modelo BNMR2.

Al no disponer de información de todos los componentes solubles y suspendidos necesarios, se ha decidido establecer ciertos datos según los valores de un agua típicamente urbana. A continuación, se muestran los valores que se han supuesto.

Tabla 10. Datos supuestos influente

DATOS SUPUESTOS	
Relación DBO_5/DBO_{lim}	0,58
% DQO soluble	36
% DBO_{lim} soluble	39
NH_4^+	0,86 N_T soluble
% N_T soluble	67
% P_T soluble	55
PO_4^{3-}	0,90 P_T soluble
Alcalinidad (mg $CaCO_3/L$)	360
% Volátiles	80

En la Tabla 11 se muestran los componentes solubles, suspendidos y totales del agua de entrada.

Tabla 11. Composición componentes entrada

COMPOSICIÓN AGUA DE ENTRADA		
<i>Parámetro</i>	<i>Valor</i>	<i>Unidades</i>
DQO TOTAL	650	mg O ₂ /L
DQO soluble	234,00	mg O ₂ /L
DQO suspendida	416	mg O ₂ /L
DBO ₅	300	mg O ₂ /L
DBO _{lim} total	517,24	mg O ₂ /L
DBO _{lim} soluble	201,72	mg O ₂ /L
DBO _{lim} suspendida	315,51	mg O ₂ /L
N _T	60	mg N/L
N _T soluble	40,6	mg N/L
Amonio	35	mg N-NH ₄ /L
P _T	15	mg P/L
P _T soluble	8,3	mg P/L
Ortofosfatos	7,5	mg P-PO ₄ /L
Alcalinidad	360	mg CaCO ₃ /L
% SSV	80	

Para obtener los valores de las concentraciones de los componentes solubles y suspendidos se han realizado los siguientes cálculos que se muestran a continuación:

- Sustrato orgánico soluble fácilmente biodegradable fermentable (S_F)

$$S_F \text{ (mg } O_2/L) = DQO \text{ soluble} - S_i - S_a$$

Ec. 1

- Concentración de materia orgánica soluble no biodegradable (S_i)

$$S_i \text{ (mg } O_2/L) = DQO \text{ soluble} - DBO_{lim} \text{ soluble}$$

Ec. 2

- Concentración de materia orgánica particulada no biodegradable (X_i)

$$X_i \text{ (mg } O_2/L) = DQO \text{ suspendida} - DBO_{lim} \text{ suspendida}$$

Ec. 3

- Concentración de sustrato orgánico biodegradable (X_s)

$$X_s \text{ (mg } O_2/L) = DBO_{lim} \text{ suspendida} = DQO \text{ suspendida} - X_i$$

Ec. 4

En la Figura 17 se muestra como se introducen los datos de entrada en DESASS una vez calculados.

Entrada Nudo

Dotaciones y Temperatura | **Cargas** | Sedimentabilidad | Precipitados

Aceptar

Cancelar

	Soluble (mg/l)				Suspendida (mg/l)		
	Invierno	Verano			Invierno	Verano	
So2	0.01	0.01	mgDQO/l	Xi bm			mgDQO/l
Sf	164.39	164.39	mgDQO/l	Xio	100.48	100.48	mgDQO/l
Sa	37.33	37.33	mgDQO/l	Xs	315.52	315.52	mgDQO/l
Snh4	35.00	35.00	mgN/l	Xh			mgDQO/l
Sno3			mgN/l	Xpao			mgDQO/l
Sno2			mgN/l	Xpp			mgP/l
Spo4	7.50	7.50	mgP/l	Xpha			mgDQO/l
Si	32.28	32.28	mgDQO/l	Xamm			mgDQO/l
Salk	361.05	360.35	mgCaCO3/l	Xamm-r			mgDQO/l
Sn2	15.37	15.37	mgN/l	Xnit			mgDQO/l
Spro			mgDQO/l	Xaut			mgDQO/l
Sh2			mgDQO/l	Xacid			mgDQO/l
Sch4			mgDQO/l	Xpro			mgDQO/l
Sco2	1.54	1.54	mmol C/l	Xmac			mgDQO/l
Sca	100.00	100.00	mg/l	Xmh2			mgDQO/l
Smg	60.00	60.00	mg/l	Xmeoh			mg/l
Sk	30.00	30.00	mg/l	Xmep			mg/l
Sfe			mg/l	Xsrb-h			mgDQO/l
Sal			mg/l	Xsrb-a			mgDQO/l
Sso4	50.00	50.00	mgS/l	Xtss	400.00	400.00	mg/l
Shs			mgS/l	Xnv	102.56	102.56	mg/l

Sin Curva de Datos

Agua Residual Doméstica

Con Datos Analíticos

Caracterización

Datos Curva Gráficos

Constantes Estequiométricas

Verano = Invierno

Figura 17. Datos entrada DESASS

Constantes estequiométricas

Por último, para poder terminar la caracterización del agua influente se deben calcular las constantes estequiométricas del nitrógeno, fósforo y de los sólidos suspendidos. Para ello se realiza un balance de materia para cada uno de los componentes mencionados, cabe destacar que para los balances de los nutrientes (N y P) se debe cumplir con una serie de condiciones que se detallan a continuación.

- Balance de materia Nitrógeno

$$N_{T\ sol} = S_{NH_4} + S_{NO_3} + S_F * i_{NSF} + S_i * i_{NSI} \quad Ec. 5$$

$$N_T - N_{T\ sol} = X_S * i_{NXS} + X_I * i_{NXI} \quad Ec. 6$$

La condición que se establece para el balance del Nitrógeno es la siguiente:

$$i_{NXS} \geq i_{NSF}$$

- Balance de materia Fósforo

$$P_{T\ sol} = S_{PO_4} + S_F * i_{PSF} + S_i * i_{PSI} \quad Ec. 7$$

$$P_T - P_{T\ sol} = X_S * i_{PXS} + X_I * i_{PXI} \quad Ec. 8$$

Al igual que en el balance del nitrógeno, el fósforo también tiene una condición que se debe cumplir:

$$i_{PXS} \geq i_{PSF}$$

- Balance sólidos suspendidos totales

$$SST = X_{NV} + X_S * i_{SSTXS} + X_i * i_{SSTXI}$$

Ec. 9

En las siguientes tablas se muestran los valores obtenidos de las constantes estequiométricas para cada balance realizado comentado anteriormente.

Tabla 12. Constantes estequiométricas Nitrógeno

NITRÓGENO		
Factores de conversión	Valor calculado	Valor típico
i_{NSI}	0,01	0,01
i_{NSF}	0,0321	0,03
i_{NXI}	0,019	0,03
i_{NXS}	0,0554	0,04
i_{NBM}	0,07	0,07

$i_{NXS} \geq i_{NSF}$	0,055 > 0,032
------------------------	-------------------------

Tabla 13. Constantes estequiométricas Fósforo

FÓSFORO		
Factores de conversión	Valor calculado	Valor típico
i_{PSI}	0	0
i_{PSF}	0,004866452	0,01
i_{PXI}	0,002	0,01
i_{PXS}	0,020598033	0,01

i_{PBM}	0,02	0,02
-----------	------	------

$i_{PXS} \geq i_{PSF}$	0,0205 > 0,0048
------------------------	---------------------------

Tabla 14. Constantes estequiométricas Sólidos Suspendidos

SÓLIDOS SUSPENDIDOS		
Factor de conversión	Valor calculado	Valor típico
i_{SSTXI}	0,7	0,6
i_{SSTXS}	0,719777049	0,6
i_{SSTBM}	0,7	0,7

En la Figura 18 se muestran los valores de las constantes estequiométricas introducidas en DESASS.

Const. Esteq. Entrada Nudo 1

Nitrógeno		Fosforo		Carbono	
Insi	0.01000	Ipsi	0.00000	Icsi	0.03000
Insf	0.03210	Ipsf	0.00487	Icsf	0.02700
Inxi	0.01900	Ipxi	0.00200	Icxi	0.03000
Inxibm	0.03000	Ipxibm	0.01000	Icxs	0.02700
Inxs	0.05544	Ipxs	0.02060	Icbm	0.03100
Inbm	0.07000	Ipbm	0.02000		

Azúfre		SST		Calcio	
Issi	0.00010	Itssxi	0.70000	Icasi	0.00000
Issf	0.00010	Itssxibm	0.70000	Icasf	0.00000
Isxi	0.00010	Itssxs	0.71978	Icaxi	0.00000
Isxs	0.00010	Itssbm	0.70000	Icaxs	0.00000
Isbm	0.00010			Icabm	0.00350

Potasio		Magnesio		Hierro	
Ikxpp	0.35000	Imgxpp	0.28000	Ifesi	0.00000
Iksi	0.00080	Imgsi	0.00150	Ifesf	0.00000
Iksf	0.00080	Imgsf	0.00150	Ifexi	0.00000
Ikxi	0.00080	Imgxi	0.00150	Ifexs	0.00000
Ikxs	0.00080	Imgxs	0.00150	Ifebm	0.00000
Ikbm	0.00080	Imgbm	0.00150		

Figura 18. Constantes estequiométricas DESASS

6.3 Alternativa 1: Oxidación total con eliminación biológica de N y precipitación química de P

A continuación, se muestran los resultados obtenidos de la primera alternativa planteada en el apartado anterior. Se trata del proceso de oxidación total con eliminación biológica de N y precipitación química de P.

La línea de aguas está compuesta por un reactor anóxico, cuatro reactores aerobios y tres decantadores secundarios. El % de volumen total de cada uno es 20% para la zona anóxica y 80% para la zona aerobia. El volumen total de los reactores es de 27.000 m³, esto se debe a que se trabaja con elevados tiempos de retención celular (TRC), pese a ser un volumen elevado permite que los SSLM se mantengan en torno a los 4.000 mg/L, el cual es un valor típico en fangos activos.

En la Tabla 15, se muestran los parámetros de diseño seleccionados para la primera alternativa.

Tabla 15. Parámetros de diseño- Alternativa 1

PARÁMETROS DE DISEÑO	
Temperatura (°C)	17
pH	7
V _T reactores (m ³)	27.000
V _{anóxico} (%)	20
V _{aerobio} (%)	80
TRC (d)	21
SSLM (mg/L)	3.900
RI	3
OD reactores aerobios (mg O ₂ /L)	1
Dosis Cloruro férrico (m ³ /d)	5

A continuación, se muestran los resultados obtenidos tras la simulación de dicha alternativa.

Tabla 16. Resultados obtenidos efluente- Alternativa 1

Parámetro	Influente	Efluente	Límite	% Eliminación
DQO (mg/L)	650	40,90	75	93,7
SS (mg/L)	400	15,26	25	96,2
N _T (mg/L)	60	7,71	15	87,2
P _T (mg/L)	15	0,93	1	93,8
S _{NH4} (mg/L)	35	0,21	-	99,4

Como se puede observar en la Tabla 16, se muestran unos resultados óptimos con respecto a los límites de vertido establecidos. Con respecto a la eliminación del nitrógeno, se llega a eliminar casi un 90% del total, esto se ha conseguido gracias a la implementación de una zona anóxica que en este caso comprende un 20% del volumen total. Por otro lado, la eliminación del fósforo se lleva a cabo mediante precipitación química, es decir se ha optado por añadir Cloruro Férrico con el cual se consigue una eliminación del 94%. El consumo diario de reactivo es de 5 m³/d. El resto de los parámetros que deben cumplir con los límites establecidos, también se encuentran por debajo del límite. En el caso de la DQO se consigue eliminar un 93,7% y en cuanto a los sólidos suspendidos un 96,2%.

En la Tabla 17 se muestran los datos de la producción de fangos deshidratados una vez tratados. Uno de los parámetros más significativos a tener en cuenta es el porcentaje de SSVB que salen de la deshidratación, ya que nos indica si el fango obtenido es estable o no. En este caso los SSVB suponen un 32% lo que quiere decir que se trata de un fango estabilizado puesto que es <35%. Con respecto a la sequedad del fango se obtiene una deshidratación de entorno al 25%.

Tabla 17. Producción fangos deshidratación- Alternativa 1

PRODUCCIÓN DE FANGOS DESHIDRATADOS	
% SSVB	32
% Sequedad	25
Fango evacuado (m ³ /d)	19,17
Fango evacuado (Kg/d)	4.792,5

Con respecto al funcionamiento a la decantación secundaria, en la Figura 19 se puede observar el perfil de sólidos suspendidos del decantador, como se muestra en el gráfico la altura del manto de fangos está por debajo de 2 metros por lo que el decantador no se encuentra desbordado.

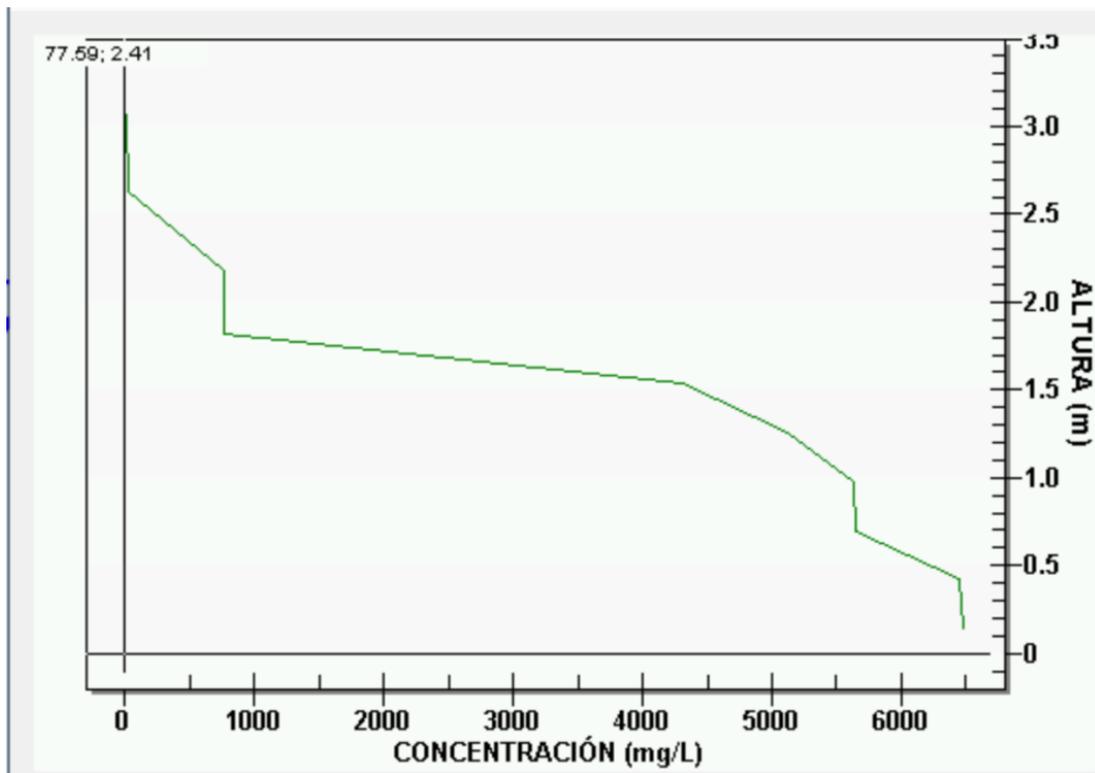


Figura 19. Perfil SS decantador secundario- Alternativa 1

6.4 Alternativa 2: Oxidación total con MBR, eliminación biológica de N y precipitación química de P

La alternativa 2 es un proceso de oxidación total con biorreactor de membrana, eliminación biológica de N y precipitación química de P. La línea de agua está formada por un reactor anóxico, cuatro reactores aerobios y un biorreactor de membrana. El % de volumen total de cada uno es, 20% para la zona anóxica y 75% para la zona aerobia y 5% para el MBR. El volumen total de los reactores es de 12.500 m³, en cuanto al tiempo de retención celular (TRC) se trabaja con 22 días.

A continuación, se muestran las características de diseño seleccionadas para la Alternativa 2.

Tabla 18. Parámetros diseño- Alternativa 2

PARÁMETROS DE DISEÑO	
Temperatura (°C)	17
pH	7
V _T reactores (m ³)	12.500
V _{anóxico} (%)	20
V _{aerobio} (%)	75
V _{MBR} (%)	5
SSLM (mg/L)	7.600
TRC (d)	22
RI	3
OD reactores aerobios (mg O ₂ /L)	0,5
OD reactor MBR (mg O ₂ /L)	6
Dosis Cloruro férrico (m ³ /d)	3

Los siguientes resultados que se muestran son los obtenidos tras la simulación de la alternativa 2.

Tabla 19. Resultados obtenidos efluente- Alternativa 2

Parámetro	Influente	Efluente	Límite	% Eliminación
DQO (mg/L)	650	33,27	75	94,9
SS (mg/L)	400	1	25	99,8
N _T (mg/L)	60	7,46	15	87,6
P _T (mg/L)	15	0,90	1	94
S _{NH4} (mg/L)	35	0,16	-	99,5

Como se muestra en la Tabla 19, con esta alternativa se obtienen unos resultados adecuados con respecto a los límites de vertido establecidos. Con respecto a la eliminación del nitrógeno, se llega a eliminar casi un 88% del nitrógeno a la entrada. Por otro lado, la eliminación del fósforo se lleva a cabo mediante precipitación química, añadiendo Cloruro Férrico con el cual se consigue una eliminación del 94%. El consumo diario de reactivo es de 3 m³/d. El resto de los parámetros que deben cumplir con los límites establecidos, también se encuentran por debajo del límite. En el caso de la DQO se consigue eliminar un 94,9% y en cuanto a los sólidos suspendidos cabe destacar que con la implantación del MBR se llega a eliminar casi un 100% de los sólidos, obteniendo una gran calidad del agua tratada.

En la Tabla 20 se muestran los datos de la producción de fangos deshidratados una vez tratados. Como se ha comentado en el apartado anterior, un dato importante sobre la calidad del fango evacuado son los SSVB, en esta simulación los SSVB son 33,1% lo que quiere decir que se trata de un fango estabilizado puesto que es <35%. Con respecto a la sequedad del fango, se obtiene aproximadamente un 25% de deshidratación.

Tabla 20. Producción fangos deshidratados- Alternativa 2

PRODUCCIÓN DE FANGOS DESHIDRATADOS	
% SSVB	33,1
% Sequedad	25
Fango evacuado (m ³ /d)	17,29
Fango evacuado (Kg/d)	4.322,5

Como en esta alternativa se trabaja con un biorreactor de membranas, se necesita calcular cuanta superficie de membranas será necesaria, para ello se parte de un caudal de flujo medio de las membranas de 20 L/m²h y del caudal medio de entrada de 12.000 m³/d.

A continuación, se obtiene el calculo de la superficie total de membranas.

$$12.000 \frac{m^3}{d} * \frac{m^2 h}{20 L} * \frac{1.000 L}{1 m^3} * \frac{1 d}{24 h} = 25.000 m^2$$

Una vez se ha obtenido la superficie total de las membranas, se calcula el número de módulos que se instalarán. Para ello, se ha tomado el catálogo de la marca Koch el cual cuenta con tres modelos diferentes.

A continuación, se muestra una tabla resumen con las características de cada uno de los modelos disponibles.

Tabla 21. Especificaciones membranas

MODELO	SUPERFICIE FILTRANTE (m ²)	LARGO (mm)	ANCHO (mm)	ALTO (mm)
LE 8	348	925	940	2.679
LE 16	696	1.675	940	2.679
LE 44	1.914	2.258	1.780	2.679

Conocida la superficie total de las membranas y dividiéndola entre la superficie filtrante de cada modelo, se obtiene el número de módulos necesarios.

En la Tabla 22, se recoge los resultados para cada modelo de membranas en función de las unidades requeridas.

Tabla 22. Número de módulos de membranas

MODELO	UNIDADES
LE 8	72
LE 16	36
LE 44	14

Se ha decidido seleccionar el modelo LE 16 el cual contará con 9 módulos por tanque, con un total de 4 tanques, más uno de reserva.

Para el cálculo del volumen que se requiere, se tomarán las dimensiones del modelo LE 16 dejando cierta separación y multiplicando por el número de módulos.

$$V_T = 324 \text{ m}^3$$

6.5 Alternativa 3: Proceso convencional con eliminación biológica de N y P y precipitación química de P

La tercera alternativa es un proceso de oxidación total con eliminación biológica de N y P, y precipitación química de fósforo. La línea de agua consta de una zona anaerobia la cual supone un 35% del volumen total, una zona anóxica del 15% y por último la zona aerobia del 50%. El volumen total de los reactores es de 24.000 m³, en cuanto al tiempo de retención celular (TRC) se trabaja con 20 días.

En la Tabla 23, se recogen los parámetros de diseño que se han seleccionado para la alternativa 3.

Tabla 23. Parámetros diseño- Alternativa 3

PARÁMETROS DE DISEÑO	
Temperatura (°C)	17
pH	7
V _T reactores (m ³)	24.000
V _{anaerobio} (%)	35
V _{anóxico} (%)	15
V _{aerobio} (%)	50
SSLM (mg/L)	3.900
TRC (d)	20
RI	3
OD reactores aerobios (mg O ₂ /L)	0,5
Dosis Cloruro férrico (m ³ /d)	3,75

Los siguientes resultados que se muestran en la siguiente tabla son los referidos a la simulación de la alternativa 3.

Tabla 24. Resultados obtenidos- Alternativa 3

Parámetro	Influyente	Efluente	Límite	% Eliminación
DQO (mg/L)	650	43,52	75	93,3
SS (mg/L)	400	15,30	25	96,2
N _T (mg/L)	60	9,17	15	84,7
P _T (mg/L)	15	0,99	1	93,4
S _{NH4} (mg/L)	35	0,98	-	97,3

Con respecto a los resultados que se recogen en la Tabla 24, con esta alternativa se cumplen los límites de vertido para todos los parámetros. El nitrógeno se llega a eliminar hasta casi un 85% del total. Por otro lado, la eliminación del fósforo se lleva a cabo por vía biológica y mediante precipitación química con lo que se consigue una eliminación del 93,4%. El consumo diario de reactivo es de 3,75 m³/d. El resto de los parámetros que deben cumplir con los límites establecidos, también se encuentran por debajo del límite. En el caso de la DQO se consigue eliminar un 93,3% y en cuanto a los sólidos suspendidos un 96,2%, obteniendo así un efluente de gran calidad.

En relación con el decantador secundario en la siguiente figura se muestra el perfil de sólidos suspendidos del decantador, como se observa en el gráfico la altura del manto de fangos está por debajo de 2 metros por lo que el decantador no se encuentra desbordado y su funcionamiento es correcto.

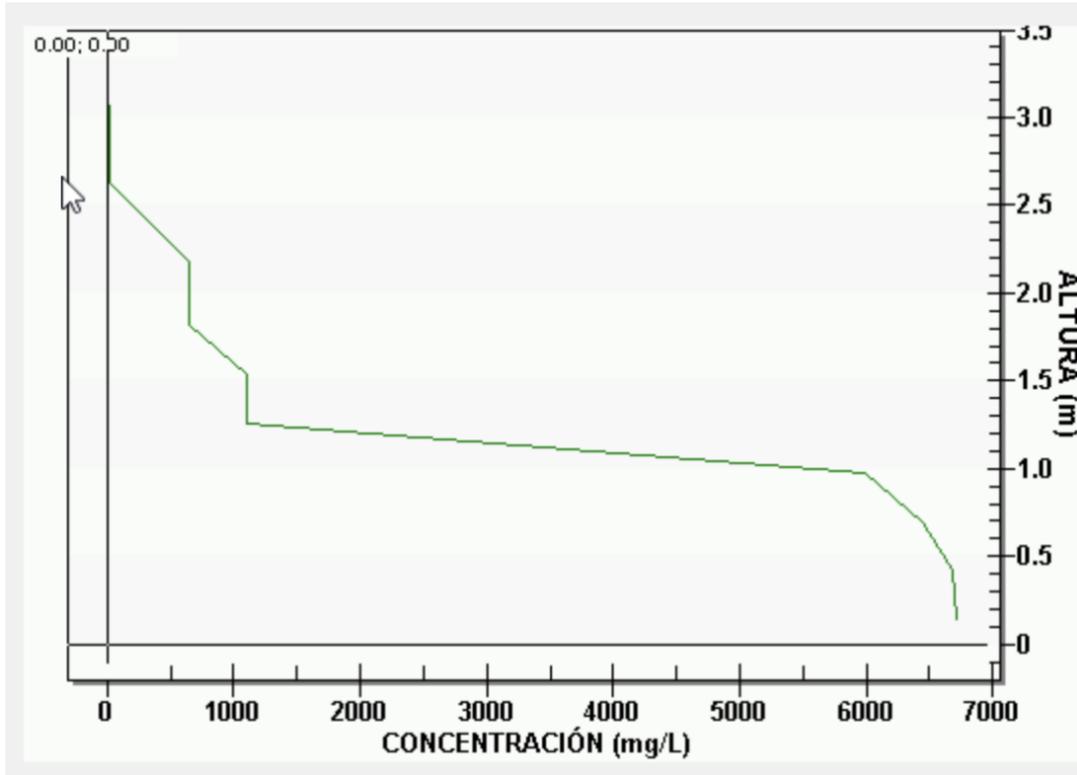


Figura 20. Perfil SS decantador secundario- Alternativa 3

En la Tabla 25 se recoge la información referida a la producción de fangos deshidratados de la alternativa 3. Como se puede observar, se obtiene un %SSVB menor al 35 por lo que los fangos a la salida son estables y su sequedad está en torno al 25%.

Tabla 25. Producción de fangos deshidratados- Alternativa 3

PRODUCCIÓN DE FANGOS DESHIDRATADOS	
% SSVB	34,8
% Sequedad	25
Fango evacuado (m ³ /d)	17,87
Fango evacuado (Kg/d)	4.477,5

6.6 Comparación de las alternativas

En este apartado, se va a realizar una comparativa de los resultados obtenidos de cada una de las alternativas que se han valorado.

En la Tabla 26 se muestra un resumen con las tres alternativas simuladas y los resultados obtenidos de cada una de ellas.

Tabla 26. Comparación efluentes alternativas

Parámetro	Influyente	Efluente Alternativa 1	Efluente Alternativa 2	Efluente Alternativa 3
DQO (mg O ₂ /L)	650	40,90	33,27	43,52
SS (mg/L)	400	15,26	1	15,30
N _T (mg N/L)	60	7,71	7,46	9,17
P _T (mg P/L)	15	0,93	0,90	0,99
S _{NH4} (mg/L)	35	0,21	0,16	0,98

A continuación, se recoge el % de eliminación para cada una de las alternativas simuladas.

Tabla 27. Comparación alternativas %eliminación

Parámetro	Influyente	% Eliminación Alternativa 1	% Eliminación Alternativa 2	% Eliminación Alternativa 3
DQO (mg O ₂ /L)	650	93,7	94,9	93,3
SS (mg/L)	400	96,2	99,8	96,2
N _T (mg N/L)	60	87,2	87,6	84,7
P _T (mg P/L)	15	93,8	94	93,4
S _{NH4} (mg/L)	35	99,4	99,5	97,3

En el siguiente gráfico de barras se representa los resultados de las alternativas estudiadas en función del % de eliminación de cada uno de los parámetros que exige los requisitos de vertido.

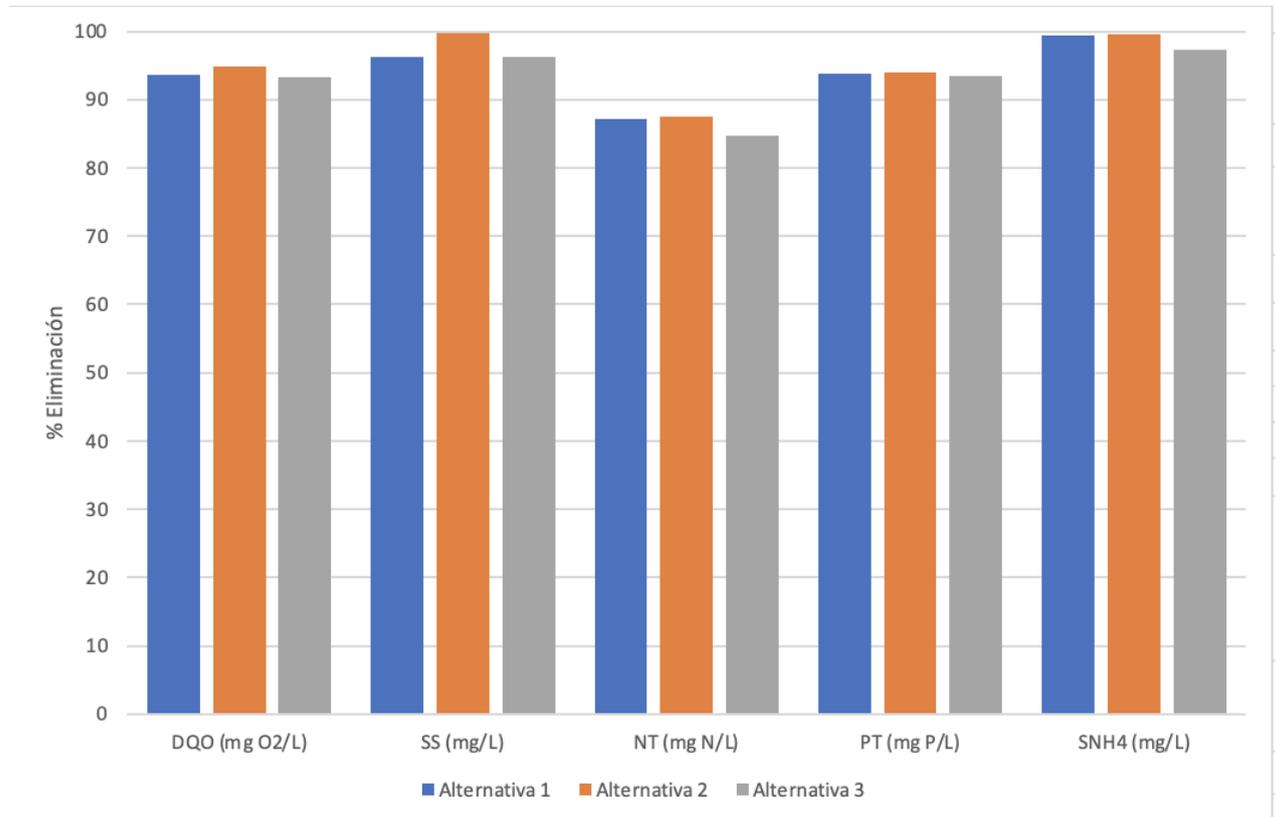


Figura 21. Comparación efluente alternativas

Como se puede observar en la Figura 21, las tres alternativas planteadas presentan valores elevados de eliminación similares en cuanto a DQO, SS, N_T, P_T y amonio, cumpliendo todas con los requisitos de vertidos, por lo que el análisis económico de cada alternativa será el factor decisivo para la elección final.

7. ANÁLISIS ECONÓMICO DE LAS ALTERNATIVAS

Para seleccionar la alternativa más adecuada se va a realizar un estudio económico de cada una de las alternativas propuestas. Se van a analizar por un lado los costes de construcción y por otra parte los costes de explotación.

7.1 Costes de construcción

En los costes de construcción se tendrán en cuenta los gastos de la obra civil y los gastos que se deben a la adquisición de los quipos y materiales necesarios para poder implantar las alternativas propuestas. A continuación, se detallan uno a uno.

7.1.1 Obra civil

Para los costes de la obra civil se tendrá en cuenta los diferentes elementos que se han de construir para cada una de las alternativas propuestas, así como su precio por unidad de construcción y el total del coste. El precio unitario de construcción es estimado en base a diferentes proyectos visualizados, siendo un valor orientativo con el fin de realizar una comparativa de las alternativas planteadas.

A continuación, se muestra una tabla con los diferentes elementos a construir para cada alternativa y el coste que supone.

Tabla 28. Costes obra civil

	Elementos	Volumen requerido (m ³)	Coste obra civil (€/m ³)	Coste (€)	Coste total (€)
Alternativa 1	Reactor biológico	27.000	150	4.050.000	4.321.555,2
	Decantador 2º	2.261,96	120	271.555,2	
Alternativa 2	Reactor biológico	12.500	150	1.875.000	1.875.000
Alternativa 3	Reactor biológico	24.000	150	3.600.000	3.860.698,8
	Decantador 2º	2.172,49	120	260.698,8	

7.1.2 Equipos

Con respecto a los gastos relacionados con los equipos necesarios para cada alternativa, se tendrán en cuenta los difusores y soplantes para el sistema de aireación, bombas, agitadores y la adquisición de membranas para la alternativa 2.

Difusores

Para el sistema de aireación de la EDAR se ha decidido implantar difusores de burbuja fina ya que son equipos que proporcionan grandes resultados manteniendo una buena aireación y mezclado. A continuación, se muestra el número de difusores requerido para cada alternativa y su coste. Estos datos han sido proporcionados por DESASS tras las simulaciones.

Tabla 29. Costes difusores

	Nº difusores	Marca	Modelo	Coste total (€)
Alternativa 1	1.368	FLYGT	Membrana	41.040
Alternativa 2	1.434	FLYGT	Membrana	43.020
Alternativa 3	2.048	FLYGT	Membrana	61.440

Soplantes

Como se ha decidido usar la aireación mediante difusores, es necesario la adquisición de soplantes. En la siguiente tabla se detalla las características y los costes para cada alternativa.

Tabla 30. Costes soplantes

	Unidades	Marca	Modelo	Potencia motor (kW)	Coste total (€)
Alternativa 1	3+1	LIGP	26.10	153	10.000
Alternativa 2	3+1	LIGP	27.20	332	14.000
Alternativa 3	3+1	LIGP	24.20	126,3	10.000

Bombas

Para realizar el coste económico de las bombas se tendrán en cuenta las bombas de recirculación de fangos, las bombas de recirculación interna y la bomba de permeado. Para la selección el tipo de bomba idóneo se precisa conocer la potencia requerida por la bomba, para ello se tomará la siguiente expresión:

$$P_g \left(\frac{J}{s} \right) = q_{imp} * \rho_{licor} * g * \frac{\Delta h}{\mu_{bomba}} \quad \text{Ec. 10}$$

Donde:

P_g : potencia requerida (J/s)

q_{imp} : caudal de impulsión (m^3/s)

ρ_{licor} : densidad del licor (Kg/m^3)

g : gravedad igual a $9,81 (m/s^2)$

L : longitud de la tubería (m)

L_{eq} : longitud de tubería equivalente de las caídas de presión (m)

f : factor de fricción (adimensional)

Máster en Ingeniería Ambiental

v: velocidad (m/s)

D: diámetro (m)

μ_{bomba} : eficiencia de la bomba, se ha tomado igual a 0,75 para todas

Se va a suponer la pérdida de carga para los diferentes tramos ya que se desconoce la topografía del terreno.

En la Tabla 31 se recogen los datos de las características de las bombas para cada alternativa.

Tabla 31. Costes bombas

		q impulsión (m ³ /d)	Unidades	Potencia requerida (kW)	Coste €/unidad	Coste total (€)
Alternativa 1	Bomba recirculación interna	38.197,88	2	2,88	2.000	8.000
	Bomba recirculación fangos	17.231,95	2	3,9	2.000	
Alternativa 2	Bomba recirculación interna	37.270,23	2	8,44	5.000	12.000
	Bomba permeado	11.985,71	2	0,91	1.000	
Alternativa 3	Bomba recirculación interna	37.864,3	2	2,8	2.000	8.000
	Bomba recirculación fangos	14.013,85	2	3,1	2.000	

Agitadores

Los agitadores serán empleados para los reactores anóxicos y anaerobios. En la Tabla 32 se recoge el coste para cada alternativa.

Tabla 32. Costes agitadores

	Unidades reactor anóxico	Unidades reactor anaerobio	Coste total (€)
Alternativa 1	1	-	1.200
Alternativa 2	1	-	1.200
Alternativa 3	1	1	2.400

Membranas

El coste de los módulos de membranas está asociado a la alternativa 2 la cual incorpora un biorreactor de membrana en el esquema.

Tabla 33. Costes membranas

	Área total (m²)	Coste (€/m²)	Coste total (€)
Alternativa 3	25.000	40	1.250.000

7.1.3 Costes totales de construcción

Para calcular los costes de construcción anuales se considera un periodo de amortización de 20 años con un 4% interés. Con el uso de la expresión del sistema de amortización francés se obtiene el coste en €/año para cada alternativa.

$$Cuota = C_o * \frac{i}{1 - (1 + i)^{-n}} \quad Ec. 11$$

Donde:

Co: importe total (€)

i: tipo de interés

n: periodo de amortización (años)

A continuación, se muestra una tabla resumen con los costes totales de construcción de cada una de las alternativas planteadas.

Tabla 34. Costes totales de construcción

	Alternativa 1	Alternativa 2	Alternativa 3
Obra civil	4.321.555,2	1.875.000	3.860.698,8
Difusores	41.040	43.020	61.440
Soplantes	10.000	14.000	10.000
Agitadores	1.200	1.200	2.400
Bombas	8.000	12.000	8.000
Membranas	-	2.500.000	-
Coste total (€)	4.381.795,2	4.445.220	3.942.538,8
Coste total (€/año)	322.420,16	329.866,32	290.098,91

En la Figura 22 se observa un gráfico de barras con los costes de construcción totales para cada alternativa.

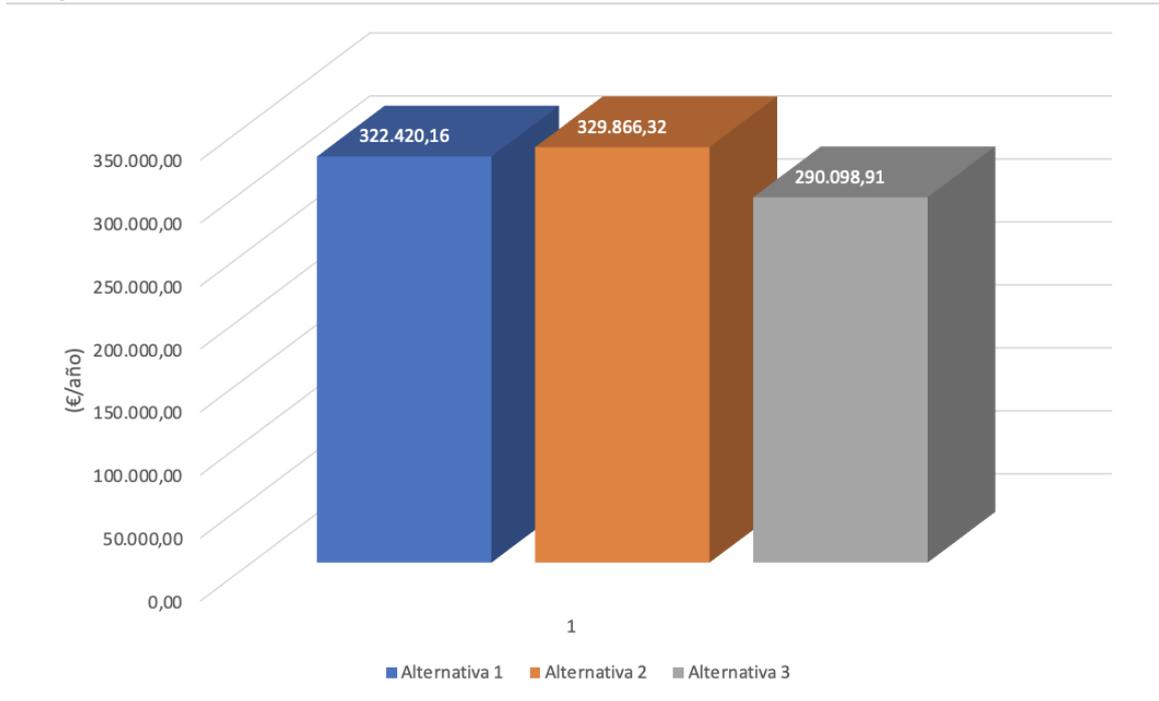


Figura 22. Costes de construcción

7.2 Costes de operación

Para el cálculo de los costes de operación se tendrán en cuenta únicamente los costes referentes al consumo energético debido a la aireación, agitación y bombeo y los costes de los reactivos químicos usados para la precipitación química y para la limpieza de quipos. Los costes de mantenimiento y personal no se tendrán en cuenta en la valoración económica ya que son comunes para todas las alternativas.

7.2.1 Costes energéticos

Para el cálculo de los costes energéticos, se ha fijado el precio del kWh según el estipulado por Iberdrola actualmente el cual es 0,12€/kWh.

Aireación

El coste energético debido a las soplantes de los reactores aerobios es obtenido de las simulaciones realizadas en DESASS. En la Tabla 35 se muestran los consumos diarios de cada alternativa estudiada, así como el coste total en €/año que supone.

Tabla 35. Costes energéticos aireación

	Potencia (kW)	Consumo (kWh/d)	Coste total (€/año)
Alternativa 1	153	2.677,3	117.265,74
Alternativa 2	332,2	5.304,3	232.328,34
Alternativa 3	126,3	2.687	117.690,6

Agitación

Para el cálculo de la agitación se ha fijado una potencia absorbida de 10 W/m³ para los reactores anóxicos y anaerobios.

Tabla 36. Costes energéticos agitación

	Volumen anóxico (m ³)	Volumen anaerobio (m ³)	Potencia absorbida (kW)	Consumo (kWh/d)	Coste total (€/año)
Alternativa 1	5.400	-	54	1.269	55.582.2
Alternativa 2	2.500	-	25	600	26.280
Alternativa 3	3.600	8.400	120	2.880	126.144

Bombeo

En la Tabla 37 se recoge los resultados del consumo energético diario (kWh/d) y su coste anual (€/año). La potencia absorbida por las bombas se ha calculado utilizando la ecuación 15.

Tabla 37. Costes energéticos bombeo

		q impulsión (m ³ /d)	ρ_{licor} (Kg/m ³)	Perdida carga (m)	Potencia (kW)	Consumo (kWh/d)	Consumo total (kWh/d)	Coste total (€/año)
Alternativa 1	Bomba recirculación interna	38.197,88	1.000	0,5	2,88	69,12	162,72	7.127,14
	Bomba recirculación fangos	17.260,07	1.000	1,5	3,9	93,6		
Alternativa 2	Bomba recirculación interna	37.561,59	1.000	1,5	8,44	202,56	224,4	9.828,72
	Bomba permeado	11.985,71	1.000	0,5	0,91	21,84		
Alternativa 3	Bomba recirculación interna	37.864,3	1.000	0,5	2,8	67,2	141,6	6.202,08
	Bomba recirculación fangos	14.013,85	1.000	1,5	3,1	74,4		

En la siguiente figura, se muestran los costes energéticos totales de cada una de las alternativas.

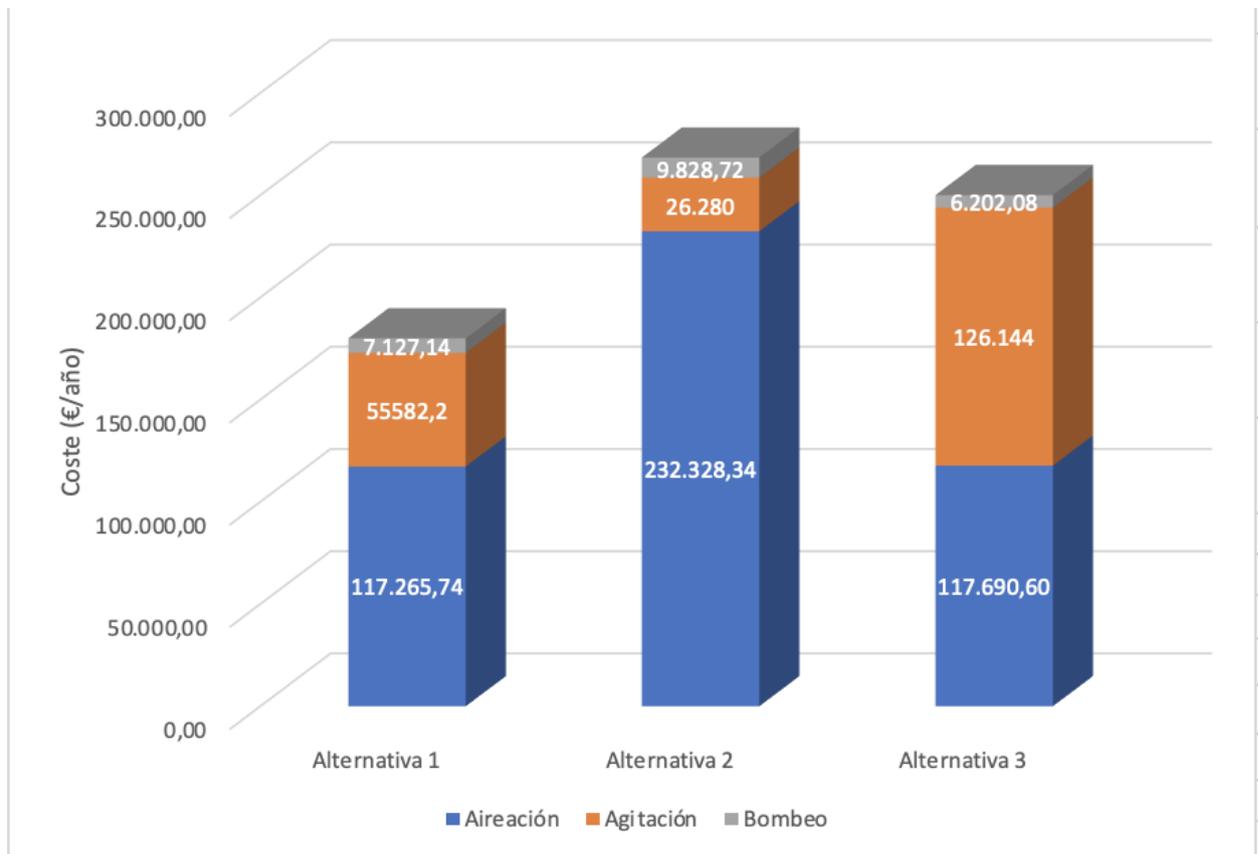


Figura 23. Costes energéticos

7.2.2 Consumo de reactivos

Los costes referidos al consumo de reactivos vienen dados por el uso para la precipitación química del fósforo, el consumo de reactivo usado para la limpieza química del módulo de membranas del biorreactor y el polielectrolito para la deshidratación de los fangos.

Precipitación química de fósforo

Para la precipitación química del fósforo se ha usado el reactivo Cloruro férrico (FeCl_3), se añade la dosis requerida diaria en el reactor aerobio ya que gracias a la aireación se consigue la mezcla completa del reactivo.

En la siguiente tabla se muestra el coste que supone la precipitación química del fósforo para cada una de las alternativas estudiadas.

Tabla 38. Costes Cloruro férrico

	Caudal (m^3/d)	Cantidad (Tn/d)	Coste reactivo (€/Tn)	Coste total (€/año)
Alternativa 1	5	2,5	150	136.875
Alternativa 2	3	1,5		82.125
Alternativa 3	3,75	1,87		102.382,5

Limpieza de membranas

Para realizar la limpieza de las membranas referentes a la alternativa 2, se ha estipulado un total de 4 limpiezas al año, en las que se utiliza primero un baño de ácido cítrico llenando todo el reactor y después con hipoclorito sódico.

Tabla 39. Costes reactivos limpieza de membranas

	Ácido cítrico	Hipoclorito sódico	Coste total (€/año)
Concentración (mg/L)	2.000	500	3.706,56
Cantidad reactivo (Kg/año)	2.592	648	
Coste reactivo (€/Tn)	1.380	200	
Coste (€/año)	3.576,96	129,6	

Deshidratación de fangos

Para la deshidratación de fangos se utiliza polielectrolito y así eliminar la mayor cantidad de agua posible de los fangos mediante equipos mecánicos. A continuación, se muestra una tabla con los costes anuales para cada alternativa, así como la cantidad requerida (Kg/d) teniendo en cuenta un consumo de polielectrolito de 5 Kg/Tn de fango.

Tabla 40. Coste polielectrolito para deshidratación de fangos

	Cantidad fango (Tn/d)	Consumo poli (Kg/d)	Coste reactivo (€/Tn)	Coste total (€/año)
Alternativa 1	4,79	23,96	2.500	21.863,5
Alternativa 2	4,32	21,6		19.710
Alternativa 3	4,47	22,34		20.382,97

En la Figura 24 se muestra un gráfico de barras con los costes de reactivos que supone cada alternativa.

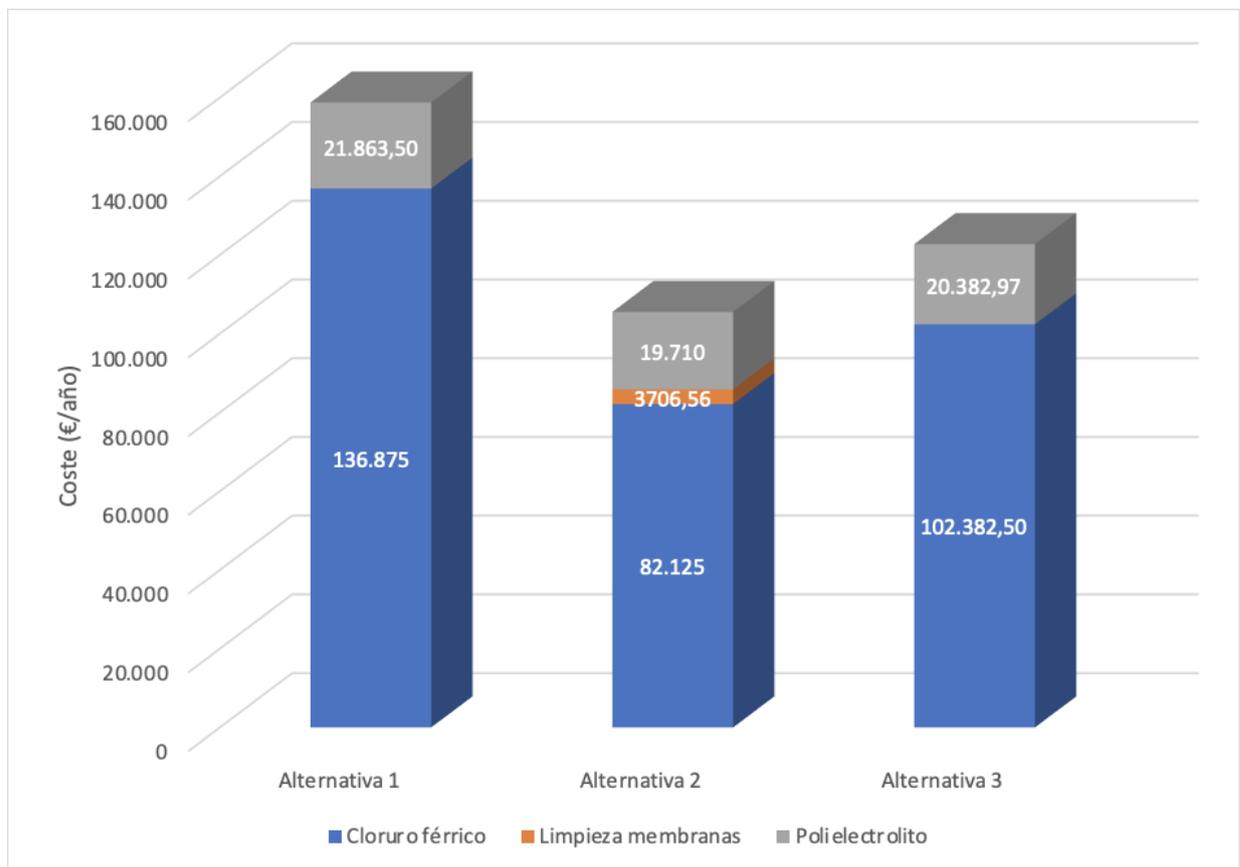


Figura 24. Costes de reactivos

7.2.3 Costes totales de operación

A continuación, se muestra una tabla donde se recogen los costes energéticos y de reactivos para cada alternativa, así como los costes totales de operación.

Tabla 41. Costes totales de operación

	Costes energéticos (€/año)	Costes reactivos (€/año)	Coste total (€/año)
Alternativa 1	179.975,08	158.738,5	338.713,58
Alternativa 2	268.437,06	105.541,56	373.978,62
Alternativa 3	250.036,68	123.200,19	373.236,87

En la Figura 25, se muestran los resultados de los costes totales de operación.

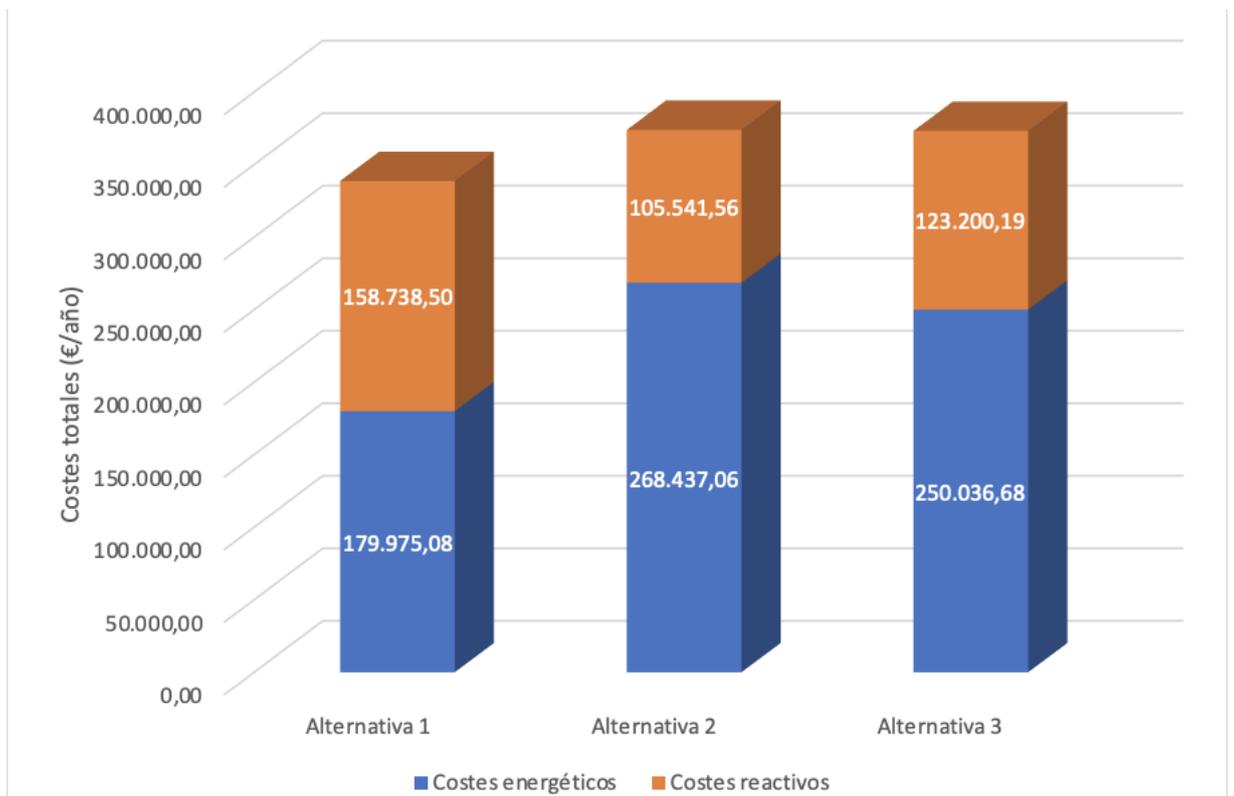


Figura 25. Comparación costes operación

7.3 Elección de la alternativa óptima

En este apartado, se va a realizar una comparativa con los costes totales que tiene cada una de las alternativas planteadas.

A continuación, en la Tabla 42 se recogen los costes de construcción y operación, así como el coste total que supondría implantar cada alternativa.

Tabla 42. Costes totales

	Costes construcción (€/año)	Costes operación (€/año)	Coste total (€/año)
Alternativa 1	322.420,16	338.713,58	661.133,74
Alternativa 2	329.866,32	373.978,62	703.844,94
Alternativa 3	290.098,91	373.236,87	663.335,78

En la siguiente figura se muestra un gráfico de barras donde se recogen los costes totales debido a los costes de construcción más los costes de operación de cada una de las alternativas.

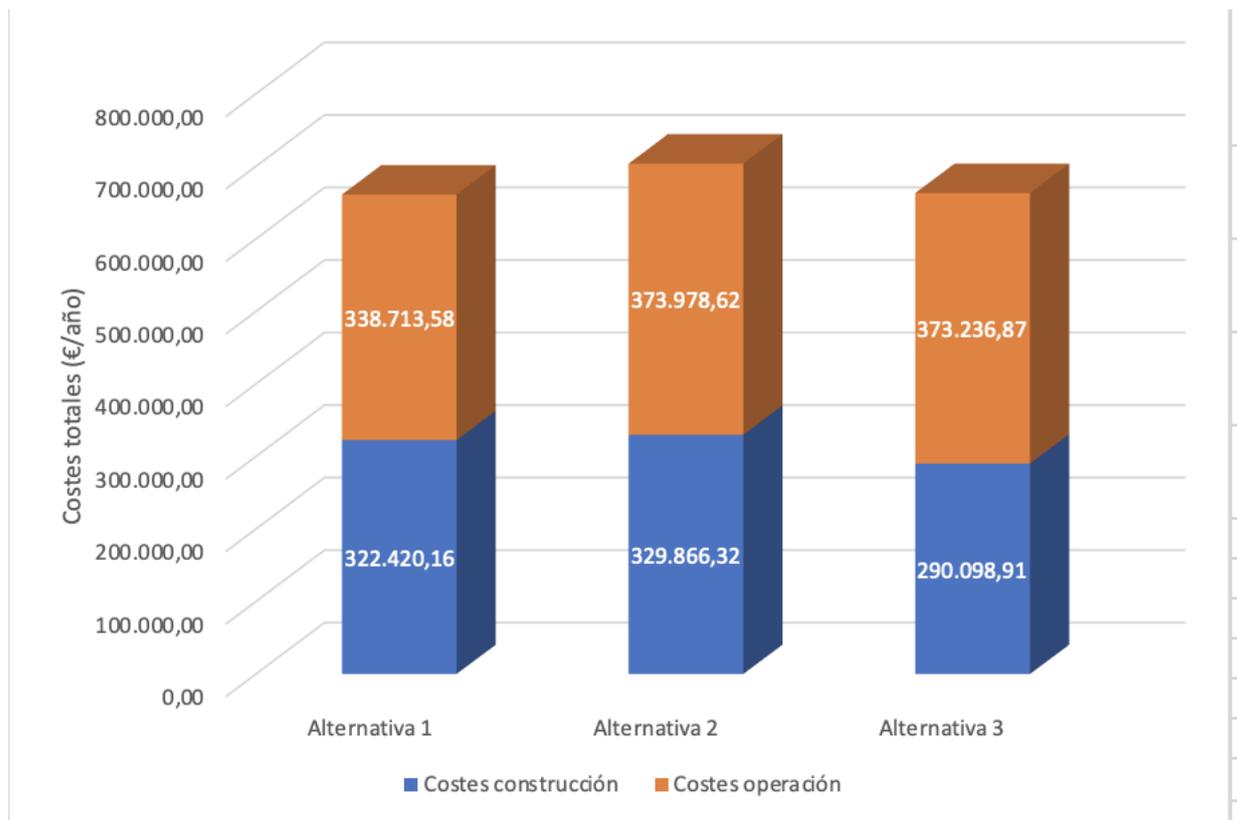


Figura 26. Comparación costes totales

Como se puede observar en la Figura 26, con respecto a los costes de construcción la Alternativa 2 supone una mayor inversión ya que la implantación de un biorreactor de membranas conlleva un coste elevado, además del coste energético elevado debido a la aireación del sistema por lo que esta alternativa resulta inviable a pesar de los buenos resultados que se obtienen en el efluente. Por otra parte, la Alternativa 3 presenta elevados costes de operación debido a el gran consumo de agitación que requiere este sistema ya que cuenta con una zona anaerobia y al elevado consumo de reactivos ya que a pesar de eliminar por vía biológica el fósforo, se ha tenido que añadir precipitación química para poder cumplir con los valores límites exigidos.

Por tanto, se ha escogido la Alternativa 1 como opción más favorable ya que presenta buenos resultados con respecto a la eliminación de nutrientes, así como unos costes totales inferiores al resto de las alternativas.

7.4 Mejora alternativa seleccionada

Tras haber realizado el estudio económico de cada alternativa en el apartado anterior, se ha decidido llevar a cabo una mejora de la alternativa seleccionada, en este caso la Alternativa 1. Para ello se plantea diseñar un filtro de arena como tratamiento terciario con el fin proporcionar una eliminación de los sólidos suspendidos que puedan quedar a la salida del decantador secundario y reducir también la dosis diaria de reactivo químico para la eliminación del fósforo. De esta forma con la implantación del filtro de arena se conseguirá un efluente de gran calidad.

A continuación, se muestra el diseño del filtro de arena. Para el diseño del filtro se ha fijado una filtración rápida multicapa.

Conocido el caudal y la velocidad de filtrado se obtiene el cálculo de la superficie requerida por los filtros. Para la velocidad de filtrado se ha fijado un valor de 5 m/h.

$$S = \frac{500 \text{ m}^3/\text{h}}{4 \text{ m/h}} = 125 \text{ m}^2$$

Una vez hallada la superficie de filtrado, se calculan los filtros necesarios.

$$N = \frac{1}{4} * \sqrt{500} = 5,59 \approx 6$$

A continuación, se muestra una tabla con las características del material filtrante. La disposición de los diferentes materiales se realiza en función de su gravedad, quedando el material más pesado, pero más fino en la parte inferior.

Tabla 43. Capas filtro

MATERIAL	ESPEJOR (m)
Antracita	0,6
Arena	0,2
Granate	1,2

En la Figura 27 se puede observar un esquema del filtro de arena con las diferentes capas filtrantes.

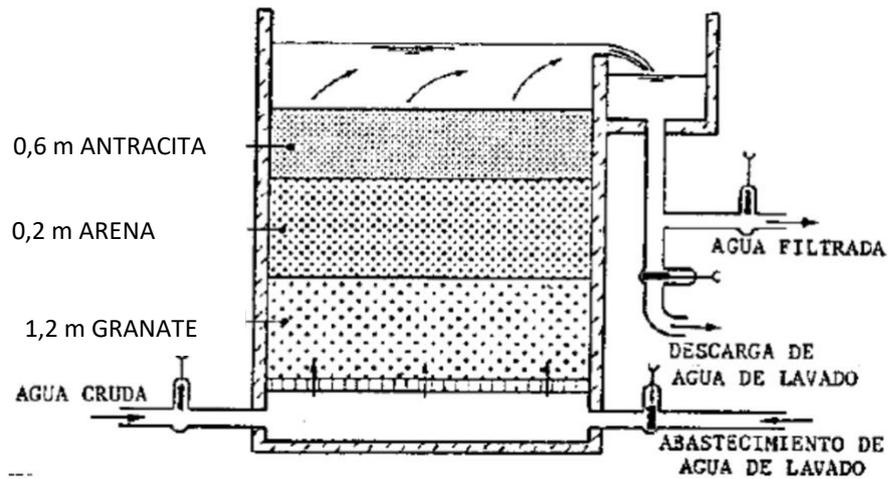


Figura 27. Filtro multicapa

Se realizarán limpiezas periódicas de lavado de los filtros con el fin de tener una calidad del filtro elevada. La duración de las limpiezas será de 15-20 minutos y se realizarán a contracorriente con una velocidad de lavado de 60 m/h.

Con respecto a los costes que supondría la implantación del filtro de arena en la Alternativa 1, serían los siguientes.

Costes equipos

El coste que supone el equipo se realiza en función de la superficie y unidades calculadas anteriormente, así como el gasto de las bombas necesarias. Dentro de dicho coste se incluyen las válvulas y tuberías. A continuación, se muestran los gastos del equipo completo

Tabla 44. Costes filtro arena

Área total filtros (m ²)	Unidades	Coste total (€)
125	6	8.000

Tabla 45. Coste bombas

q impulsión (m ³ /d)	Unidades	Potencia requerida (kW)	Coste €/unidad	Coste total (€)
11.986,45	2	1,8	1.500	3.000

Costes bombeo

Para realizar el calculo del coste del bombeo, se efectúa del mismo modo que en el apartado anterior, haciendo uso de la ecuación 10.

Tabla 46. Coste bombeo filtro

	q impulsión (m ³ /d)	ρ_{licor} (Kg/m ³)	Perdida carga (m)	Potencia (kW)	Consumo (kWh/d)	Coste total (€/año)
Bomba filtro	11.986,45	1.000	1	1,8	43,2	1.892,16

Costes reactivos

Con respecto al coste de reactivos que supondría la implantación del filtro de arena, se ha simulado en la herramienta DESASS con un caudal de Cloruro Férrico de 2,9 para obtener un valor del fósforo soluble a la salida de 0,93 ya que con el filtro la parta soluble quedaría eliminada.

Tabla 47. Coste reactivo

	Caudal (m ³ /d)	Cantidad (Tn/d)	Coste reactivo (€/Tn)	Coste total (€/año)
Alternativa 1	5	2,5	150	136.875
Alternativa 1 con filtro	2,9	1,5		79.387,5

Como se puede observar, al implantar el filtro se ahorra un 58% en costes de reactivos por lo que dicha mejora se podría considerar viable para su instauración.

8. CONCLUSIONES

- La EDAR de Montijo-Puebla de la Calzada debe eliminar nutrientes ya que dicha planta vierte a zona sensible.
- Se han planteado 3 alternativas diferentes para la eliminación de nutrientes con el fin de eliminar la mayor parte posible de la carga contaminante presente.
- Cada alternativa se ha simulado con la herramienta DESASS, modificando diferentes esquemas, así como los parámetros de diseño más significativos como son el tiempo de retención celular (TRC), el porcentaje de las zonas anóxicas, anaerobias y aerobias, el caudal de reactivo añadido y la recirculación interna (RI).
- Todas las alternativas planteadas cumplen con los límites de vertido, obteniendo un efluente de gran calidad.
- La Alternativa 2 supone un elevado coste de construcción debido a la implantación del biorreactor de membranas, pero podría ser una buena opción si se dispone de poco espacio en la planta ya que supone la eliminación de la decantación secundaria.
- La Alternativa 3 se trata de un sistema de eliminación biológica de N y P, por lo que al disponer de zona anaerobia requiere grandes costes de agitación, además de necesitar la precipitación química ya que no se llegaba a cumplir el límite de vertido del P por vía biológica.
- Se ha escogido la Alternativa 1 la cual es un sistema de oxidación total con eliminación biológica de nitrógeno y precipitación química de fósforo, obteniendo valores de eliminación del 87% y 93% respectivamente.
- Se ha planteado una mejora de la Alternativa 1, un filtro de arena como tratamiento terciario con el fin de eliminar la parte soluble que pueda quedar y así ahorrar la mayor cantidad posible de reactivo. Con esta mejora, se llega a ahorrar hasta un 58% de costes de reactivos lo que supone un total de 57.487,5 €/año menos.

9. BIBLIOGRAFÍA

Barat, R et al., (2013). *Biological Nutrient Removal Model*, No.2, BNRM2. Iwa Publishing.

Bouzas, A., Penya-roja, J. & Seco, A. (2009). *Depuración de aguas*. Valencia, España: Universitat de València.

Cicek, N.; Winnen, H.; Suidan, M.T.; Wrenn, B.E.; Urbain, V. and Manem, J. (1998).

Effectiveness of the membrane bioreactor in the biodegradation of high molecular weight compounds, Wat. Res.

Directiva 91/271/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1991, relativa al tratamiento de las aguas residuales urbanas. Boletín Oficial del Estado. Recuperado de <https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=DOUE-L-1991-80646>

Ferrer, J., Seco, A., Serralta, J., Ribes, J., Aguado, D., Ruano, M., & García, M. (2011). *Diseño y Simulación de EDAR mediante Software DESASS* (Primera Ed.). Valencia, España: Universitat Politècnica de València.

Ferrer, J. & Seco, A. (2012). *Tratamientos biológicos de aguas residuales*. Valencia, España: Universitat Politècnica de València.

Gary, A et al., (2017). *Tratamiento biológico de aguas residuales: Principio, modelación y diseño*. Londres, UK: Iwa Publishing.

IBERDROLA. (s.f). *IBERDROLA*. Recuperado de <https://www.iberdrola.es/negocios/luz/plan-30>

Judd, S. & Judd, C. (2006). *The MBR Book: Principles and Applications of Membrane Bioreactors in Water and Wastewater Treatment*. USA: Elsevier.

Koch Membrane Systems. *Koch Separation Solutions*. Recuperado de <https://www.kochmembrane.com>

Metcalf, & Eddy. (1995). *Ingeniería de Aguas Residuales* (Tercera ed.). Madrid, España: McGraw-Hill/.

Pérez de la Cruz, F. (2013). *Abastecimiento de aguas. Filtración*. [PDF]. Recuperado de <http://www.elaguapotable.com/Tema%2006%20FILTRACI%C3%93N.pdf>

Puga, E. (2016). TFM. *“Evaluación técnica-económica de alternativas para eliminación de los nutrientes fósforo y nitrógeno, de la estación depuradora de Aguas Residuales (EDAR) Camp de Turia II- Comunidad Valenciana”*. Valencia, España: Universitat Politècnica de València.

Promedio. *Promedio*. Recuperado de <http://promedio.dip-badajoz.es>

Real Decreto-Ley 11/1995, del 28 de diciembre, relativa al tratamiento de las aguas residuales urbanas. Boletín Oficial del Estado. Recuperado de <https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=BOE-A-1995-27963>

Real Decreto 509/1996, de 15 de marzo, relativa al tratamiento de las aguas residuales urbanas. Boletín Oficial del Estado. Recuperado de <https://www.boe.es/boe/dias/2011/07/28/pdfs/BOE-A-2011-13028.pdf>

Stephenson, T., Judd, S., Jefferson, B., & Brindle, K. (2000). *Membrane bioreactors for wastewater treatment*. Iwa Publishing.

10. OBJETIVOS DE DESARROLLO SOSTENIBLE

Relación del TFG/TFM “Estudios de alternativas para el dimensionamiento de la EDAR de Montijo-puebla de la Calzada” con los Objetivos de Desarrollo Sostenible de la Agenda 2030.

Grado de relación del trabajo con los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS).

Objetivos de Desarrollo Sostenibles	Alto	Medio	Bajo	No Procede
ODS 1. Fin de la pobreza.				X
ODS 2. Hambre cero.				X
ODS 3. Salud y bienestar.		X		
ODS 4. Educación de calidad.			X	
ODS 5. Igualdad de género.				X
ODS 6. Agua limpia y saneamiento.	X			
ODS 7. Energía asequible y no contaminante.		X		
ODS 8. Trabajo decente y crecimiento económico.		X		
ODS 9. Industria, innovación e infraestructuras.	X			
ODS 10. Reducción de las desigualdades.				X
ODS 11. Ciudades y comunidades sostenibles.	X			
ODS 12. Producción y consumo responsables.	X			
ODS 13. Acción por el clima.	X			
ODS 14. Vida submarina.	X			
ODS 15. Vida de ecosistemas terrestres.	X			
ODS 16. Paz, justicia e instituciones sólidas.				X
ODS 17. Alianzas para lograr objetivos.				X

Descripción de la alineación del TFG/M con los ODS con un grado de relación más alto.

Puesto que el presente TFM está enfocado al tratamiento de aguas la relación con respecto a los Objetivos de Desarrollo Sostenible está asociada sobre todo con los temas ambientales.