



UNIVERSITAT
POLITÈCNICA
DE VALÈNCIA



ESCUELA TÉCNICA
SUPERIOR INGENIEROS
INDUSTRIALES VALENCIA

TRABAJO DE FIN DE GRADO EN INGENIERÍA QUÍMICA

DISEÑO DE UNA INSTALACIÓN PARA EL
TRATAMIENTO TERCIARIO DE UN AGUA
RESIDUAL URBANA MEDIANTE CARBÓN
ACTIVO Y ULTRAFILTRACIÓN (CAUDAL DE
DISEÑO = 1500 m³/d)

AUTOR: CARLOS DOMINGO TORNER

TUTORA: M. AMPARO BES PIA

COTUTORA: EVA FERRER POLONIO

Curso Académico: 2017-18

Diseño de una instalación para el tratamiento terciario de un agua residual urbana mediante carbón activo y ultrafiltración.

Diseño de una instalación para el tratamiento terciario de un agua residual urbana mediante carbón activo y ultrafiltración.

RESUMEN

El TFG consiste en realizar el diseño de una instalación para el tratamiento terciario de un agua residual urbana mediante carbón activo y un proceso de membranas empleando la Ultrafiltración. Para poder realizar el diseño de la instalación correctamente se realizarán previamente en el laboratorio, ensayos de adsorción utilizando diferentes concentraciones de un carbón activo granular. Posteriormente, el agua residual tratada con el carbón activo será ultrafiltrada. El análisis de los resultados experimentales que se obtengan será clave para determinar las condiciones óptimas de operación y realizar correctamente el diseño de la instalación.

Palabras clave: Efluente secundario; SMP; Proteínas; Carbón activo granular; Ultrafiltración

Diseño de una instalación para el tratamiento terciario de un agua residual urbana mediante carbón activo y ultrafiltración.

RESUM

El TFG consisteix a realitzar el disseny d'una instal·lació per al tractament terciari d'un aigua residual urbana mitjançant carbó actiu i un procés de membranes emprant la Ultrafiltració. Per a poder realitzar el disseny de la instal·lació correctament es realitzaran prèviament en el laboratori, assajos d'adsorció utilitzant diferents concentracions d'un carbó actiu granular. Posteriorment, l'aigua residual tractada amb el carbó actiu serà ultrafiltrada. L'anàlisi dels resultats experimentals que s'obtinguen serà clau per a determinar les condicions òptimes d'operació i realitzar correctament el disseny de la instal·lació.

Paraules clau: Efluent secundari; SMP; Proteïnes; Carbó actiu granular; Ultrafiltració

ABSTRACT

The aim of this TFG is to design an installation for the tertiary treatment of an urban wastewater. This treatment entails an adsorption step using activated carbon followed by an ultrafiltration process. In order to choose the most appropriate steps, a previous laboratory work was carried out. It consisted in different experiments related to adsorption by using different concentrations of a granular activated carbon. Subsequently, the treated wastewater with activated carbon was ultrafiltered. The analysis of the experimental results obtained was the key to determine the optimal operating conditions and to do the design of the installation properly.

Keywords: Secondary effluent; SMP; Proteins; Granular activated carbon; Ultrafiltration

Diseño de una instalación para el tratamiento terciario de un agua residual urbana mediante carbón activo y ultrafiltración.

DOCUMENTOS CONTENIDOS EN EL TFG

- Memoria
- Anexos a la memoria
- Planos
- Presupuesto

ÍNDICE DE LA MEMORIA

1. OBJETIVO	1
2. JUSTIFICACIÓN	3
3. ANTECEDENTES.....	5
4. ADSORCIÓN CON CARBÓN ACTIVO	9
4.1. Fundamentos.....	9
4.2. Materiales adsorbentes.....	13
4.3. Aplicaciones del carbón activo en tratamiento de aguas residuales	15
4.4. Regeneración del carbón activado	16
5. PROCESOS DE MEMBRANA	19
5.1. Fundamentos de los procesos de membrana	19
5.2. Clasificación procesos de membrana	20
5.3. Ventajas e inconvenientes	23
5.4. Aplicaciones.....	24
6. METODOLOGÍA EXPERIMENTAL, MATERIALES Y MÉTODOS ANALÍTICOS.....	27
6.1. Adsorción con carbón activo. Ensayos Jar-test	27
6.2. Ensayos de ultrafiltración	29
6.2.1. Pretratamiento del agua residual.....	30
6.2.2. Ensayos de ultrafiltración	30
6.3. Materiales y métodos analíticos	33
7. RESULTADOS EXPERIMENTALES	43
7.1. Ensayos de adsorción	43

Diseño de una instalación para el tratamiento terciario de un agua residual urbana mediante carbón activo y ultrafiltración.

7.2.	Ultrafiltración	53
8.	DISEÑO DE LA INSTALACIÓN.....	59
8.1.	Etapas de adsorción con carbón activo	59
8.2.	Etapas de filtración	61
8.3.	Etapas de ultrafiltración.....	62
8.4.	Etapas de regeneración	62
9.	DESCRIPCIÓN DE LA INSTALACIÓN DISEÑADA	65
10.	ESTUDIO ECONÓMICO.....	67
10.1.	Energía.....	67
10.2.	Mano de obra	67
10.3.	Reactivos	68
10.4.	Análisis de costes.....	68
11.	CONCLUSIONES.....	71
12.	BIBLIOGRAFÍA	73
ANEXOS		79
•	ANEXO I. Tablas de datos	79
•	ANEXO II. Fichas técnicas	86

ÍNDICE DE ABREVIATURAS:

UF: Ultrafiltración

GAC: Granular Activated Carbon

PAC: Powdered Activated Carbon

SMP: Soluble Microbial Products

TFG: Trabajo de Fin de Grado

EDAR: Estación Depuradora de Aguas Residuales

EDARU: Estación Depuradora de Aguas Residuales Urbanas

E_{fsec}: Agua prefiltrada del Efluente Secundario

E_{fsec}GAC: Agua prefiltrada y tratada con GAC del efluente secundario

DQO: Demanda Química de Oxígeno

EPS: Extracellular Polymeric Substances

BSA: Bovine Serum Albumine

Diseño de una instalación para el tratamiento terciario de un agua residual urbana mediante carbón activo y ultrafiltración.

Diseño de una instalación para el tratamiento terciario de un agua residual urbana mediante carbón activo y ultrafiltración.



UNIVERSITAT
POLITÈCNICA
DE VALÈNCIA



ESCUELA TÉCNICA
SUPERIOR INGENIEROS
INDUSTRIALES VALENCIA

TRABAJO DE FIN DE GRADO EN INGENIERÍA QUÍMICA

MEMORIA

Diseño de una instalación para el tratamiento terciario de un agua residual urbana mediante carbón activo y ultrafiltración.

1. OBJETIVO

El objetivo del presente Trabajo Fin de Grado es diseñar una instalación para el tratamiento terciario de un agua residual urbana mediante el uso combinado de un proceso de adsorción con carbón activo granular y un proceso de membranas por ultrafiltración (UF). El caudal de diseño es de 1500 m³/d.

Para la etapa de adsorción, se ha optado por un carbón activo en formato granular (GAC). A partir de ensayos de laboratorio se ha seleccionado la concentración óptima de carbón para eliminar las proteínas de los productos solubles microbianos (SMP). Los SMP se encuentran presentes en el efluente secundario del agua residual urbana tratada en cualquier Estación Depuradora de Aguas Residuales (EDAR). Para la etapa de UF se ha seleccionado una membrana polimérica.

El objetivo global de la instalación es mejorar la calidad del efluente final, mientras que la etapa de adsorción tiene como objetivo reducir el ensuciamiento de la membrana de ultrafiltración.

Diseño de una instalación para el tratamiento terciario de un agua residual urbana mediante carbón activo y ultrafiltración.

2. JUSTIFICACIÓN

A lo largo de las últimas décadas, el agua ha ido convirtiéndose en un recurso mucho más valioso debido principalmente a que ha aumentado la escasez de agua limpia y dulce en todo el mundo. La actividad humana y el cambio en el clima son los principales causantes de esto, por ello, se ha fomentado mucho el desarrollo de tecnologías para la reutilización del agua.

El agua, una vez utilizada, presenta contaminantes de diversos tipos que impiden su reutilización directa en el consumo humano o en actividades relacionadas con este ámbito. Como consecuencia, el agua residual debe ser sometida a diversos tratamientos hasta poder considerarla apta bien para reutilización o bien para su vertido. Además, cada vez son más rigurosos los márgenes para los que un agua se considera de calidad para la reutilización y vertido al medio ambiente, con el fin de mejorar y paliar la problemática ambiental actual.

Con este fin, se han desarrollado numerosos tratamientos para reducir o eliminar la carga orgánica e inorgánica del agua, destacando de entre todos ellos los procesos de membranas, por su gran eficiencia y su extensa utilización. Sin embargo, estos procesos tienen un gran inconveniente: el ensuciamiento de las membranas. Este ensuciamiento está causado por los mismos contaminantes que las membranas intentan separar. Esto supone un descenso notable en el rendimiento de las mismas al disminuir la cantidad de flujo que puede pasar a través de ellas y un sobrecoste asociado a los gastos de limpieza y reposición.

Para solucionar o reducir el problema del ensuciamiento, se han estudiado muchas estrategias ya que se ha convertido en un problema prioritario a resolver, ya sea mejorando los protocolos de limpieza de las membranas o reduciendo las fuentes de ensuciamiento principales, las cuáles, según numerosas fuentes bibliográficas, apuntan a los productos solubles microbianos (SMP, Soluble Microbial Products), así como a compuestos basados en fósforo y otros compuestos orgánicos disueltos.

Cabe destacar que la realización de este Trabajo Fin de Grado (TFG) forma parte de un proyecto de investigación financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad (CTM2014-54546-P), que tiene por título: “Disminución del ensuciamiento de membranas de ultrafiltración en biorreactores y en tratamientos terciarios mediante reducción de sustancias poliméricas extracelulares” (REDUSPE). En este proyecto se aborda el problema del ensuciamiento de las membranas desde dos puntos de vista distintos, en los que el objetivo principal es el mismo; reducir el bioensuciamiento de las membranas producido por las sustancias poliméricas extracelulares (EPS; Extracellular Polymeric Substances) y por los SMP. En el primer caso se actúa directamente sobre las condiciones de operación del tratamiento biológico de aguas residuales urbanas y el objetivo es obtener los valores óptimos para diversos parámetros operacionales. En el segundo caso, se estudian pretratamientos que permitan minimizar la concentración de estas sustancias, tales como la adsorción mediante carbón activo.

Diseño de una instalación para el tratamiento terciario de un agua residual urbana mediante carbón activo y ultrafiltración.

3. ANTECEDENTES

Se considera agua residual toda agua generada como producto de descarte de las actividades domésticas o industriales. Se suele hacer referencia a este tipo de aguas por otros sinónimos como aguas negras o aguas cloacales. Dependiendo del origen de las aguas residuales, éstas deben ser tratadas en las estaciones depuradoras de aguas residuales urbanas (EDARU) o estaciones depuradoras de aguas residuales industriales (EDARI).

En toda EDAR existen diversos tipos de tratamientos sucesivos a la que ésta es sometida, para poder considerarla apta para verterla de nuevo al medio ambiente o para su reutilización. Estos se agrupan en tres grandes bloques: tratamiento primario, secundario y terciario.

Éste último es el que presenta mayor relevancia en el estudio y desarrollo del presente TFG, pues a este grupo pertenecen todas las acciones sobre el agua residual que conllevan la eliminación de todas aquellas sustancias contaminantes que previamente no han sido eliminadas en los tratamientos primario y secundario.

Dentro del tratamiento terciario se puede encontrar una gran variedad de los mismos. Algunos de ellos, están basados en la utilización de membranas o carbón activo para purificar y eliminar impurezas del agua. Son este tipo de tratamientos en los que se centrará el presente Trabajo de Fin de Grado.

Los procesos de membrana más importantes son: microfiltración, ultrafiltración, nanofiltración y ósmosis inversa. Sin embargo, existen muchos tratamientos sin membranas que cabe destacar por su amplia y extendida utilización: adsorción con carbón activo, resinas de intercambio iónico, oxidación química avanzada y precipitación química.

Los tratamientos terciarios son muy comunes para reducir la carga iónica u orgánica de la corriente de interés. A continuación, se detallan las características principales de estos procesos, así como diferentes experiencias llevadas a cabo por distintos grupos de investigación con notables resultados a la hora de mejorar la calidad de la corriente de agua.

Las resinas de intercambio iónico dan lugar a un proceso que consiste en que los iones contenidos en la corriente a tratar se sustituyen por otros de la misma carga contenidos en la resina, función que cumplen con gran eficacia. Sin embargo, su uso conlleva un problema, y es que el propio material orgánico que conforma las resinas puede desprenderse y ser fuente de contaminación de la corriente que se está tratando. Generalmente se utiliza para el ablandamiento de agua, ya que se retiran los iones de calcio y magnesio (que hacen dura al agua) y se sustituyen por iones sodio. Otra aplicación estudiada es para retirar todo tipo de metales pesados de la corriente de alimento, como el cromo, que es tóxico. Estas resinas, son fácilmente regeneradas de nuevo para su reutilización. Un claro ejemplo es el grupo de experimentos que llevó a cabo el grupo de investigación formado por Rengaraj et al. [1] a la hora de eliminar cromo de una corriente de agua. Con el fin de reducir su toxicidad, se utilizaron resinas de intercambio catiónico con distintas condiciones de operación, alcanzando una reducción cercana al 95% del cromo presente.

La oxidación avanzada es una técnica empleada principalmente para eliminar los compuestos solubles no biodegradables de las aguas residuales. Consiste en una oxidación química, en unas condiciones de presión y temperatura suaves, hasta que se mineralizan parcial o totalmente todos los contaminantes. De esta oxidación se encargan los grupos hidroxilos ($\text{OH}\cdot$), especie radicalaria con un gran poder oxidante. Es una técnica muy ventajosa puesto que se consigue reducir los niveles de DQO (demanda química de oxígeno), COT (carbono orgánico total) y toxicidad del agua de manera muy efectiva. Sin embargo, el coste operacional y la inversión de capital necesario suele ser bastante superior a un tratamiento biológico convencional, debido a que se emplean reactivos como el agua oxigenada o el ozono, que requiere para su generación equipos con elevado consumo energético. El grupo formado por Azbar et al. [2], reveló que los métodos de oxidación química avanzada eran un 50% y un 60% más eficientes, en la eliminación del color y DQO, respectivamente, que los métodos químicos convencionales. Estos resultados se obtuvieron para un efluente de una industria textil con contenido en tintes de fibras de acetato (acetato de celulosa, una fibra sintética) y poliéster.

La precipitación es un proceso que elimina de forma muy eficaz todo tipo de metales pesados, sulfuros, cromo y proteínas contenidas en las aguas residuales. Consiste en adicionar un reactivo precipitante (normalmente sales de hierro o hidróxido de calcio) que reacciona con los metales iónicos solubilizados en el agua, convirtiéndolos en insolubles por medio de una reacción química y haciéndolos precipitar. Éstos son fáciles de retirar por medio de un proceso de sedimentación posterior. Además, no sólo se eliminan estos elementos indeseados, sino que también se reduce tanto la DQO como el DBO_5 (demanda bioquímica de oxígeno) en gran medida. En este tipo de tratamiento, Semerjian & Ayoub [3] han llevado a cabo estudios acerca de la viabilidad de esta técnica en la eliminación de fósforo mediante magnesio (como agente floculante) junto con un elevado pH, consiguiendo una eliminación de entre el 71-93% del fósforo contenido en una corriente de agua residual de origen urbano. Además, el pH elevado permitía unas condiciones alcalinas a las cuales muchos microorganismos y bacterias eran mayoritariamente inactivados. Sin embargo, esta técnica presenta un problema importante y es que se producen fangos con elevado contenido en metales tóxicos y sustancias orgánicas que tienden a la putrefacción, generando olores y problemas medioambientales. Estos lodos son difíciles de tratar y conllevan un elevado coste para su eliminación, lo que hace que este método sea cada vez menos utilizado.

En el agua residual a tratar para este TFG, la problemática principal son los SMP, compuestos formados principalmente por proteínas y carbohidratos. Según diversos artículos publicados [4,5] los SMP son básicamente compuestos orgánicos de origen microbiológico presentes en los efluentes de aguas residuales, los cuales serían fácilmente separables por membranas de ultrafiltración debido al rango de tamaños que comprenden. Sin embargo, los SMP llevan asociadas un problema importante: el ensuciamiento que producen en las membranas y la consecuente reducción del flujo de permeado que circula a través de ellas. Este hecho se respalda en varios estudios realizados, uno de ellos es el llevado a cabo por Rosenberger et al. [6] en el que mediante la comparativa entre dos biorreactores de membrana, se descubrió que las EPS y los SMP, provenientes de los residuos generados por bacterias, suponían uno de los principales problemas en la pérdida de la efectividad de las membranas.

En base a este problema, se han estudiado diferentes formas de minimizarlo o solucionarlo mediante tratamientos previos de adsorción de estas sustancias, para reducir su contenido en la corriente de

agua residual y así reducir el ensuciamiento de las membranas. Algunos tratamientos que paliar la gran cantidad de SMP presentes, consisten en una modificación de las condiciones ambientales o de operación, como las que llevo a cabo Drews et al. [7]. En este trabajo se observó que aumentando la temperatura o aumentando la actividad de nitrificación, la cantidad de SMP disminuía. Otros estudios, como el recogido en el libro Activated carbon for water and wastewater treatment: integration of adsorption and biological treatment [8] o el realizado por Ding et al. [9] apuntan al uso del carbón activo para reducir el contenido de SMP. En el trabajo de Ding et al. se observó una notable reducción de los SMP, polisacáridos y proteínas en un 26,8%, 27,8% y 24,7%, respectivamente, al utilizar GAC (carbón granular activado) en una corriente de agua. Otro claro efecto del carbón activo en la reducción del ensuciamiento de las membranas, lo llevó a cabo Kim et al. [10] en el que se comprobó que el ensuciamiento de una membrana de un reactor anaerobio se reducía de forma notable, gracias a una reducción en la DQO del 88% por adsorción.

Los buenos resultados obtenidos en múltiples estudios, unidos a la sencillez que presenta la aplicación de la técnica, junto a la posibilidad de regeneración del adsorbente, hacen que se haya seleccionado para este TFG la opción de carbón activo para pretratar el agua residual antes de ser tratado mediante un proceso de ultrafiltración.

Diseño de una instalación para el tratamiento terciario de un agua residual urbana mediante carbón activo y ultrafiltración.

4. ADSORCIÓN CON CARBÓN ACTIVO

4.1. Fundamentos

La adsorción es la capacidad que poseen ciertos materiales para adsorber (fijar en su superficie) todo tipo de moléculas (solutos) presentes en una corriente en estado líquido (disolvente). Existen dos tipos de adsorción: la física, que establece uniones sólido-molécula del mismo orden de magnitud que las fuerzas de Van der Waals entre moléculas; y la química, que presenta fuerzas de unión más fuertes, pero que se dan normalmente a temperaturas elevadas [11]. La Tabla 1 muestra una comparativa entre ambos tipos de adsorción:

Tabla 1. Diferencias entre la adsorción por fisisorción y quimisorción[11].

<i>Propiedad</i>	<i>Adsorción física</i>	<i>Adsorción química</i>
Tipo de fuerzas de unión	Van der Waals	Similar a un enlace químico
Calor de adsorción	Bajo, 10-40 KJ·mol ⁻¹	Alto, 20-400 KJ·mol ⁻¹
Cambio químico del adsorbato	No	Formación de un cambio en la superficie del componente
Reversibilidad	Totalmente reversible	Proceso irreversible, los compuestos desorbidos son distintos a los adsorbidos
Energía de activación	Muy baja, cercana a cero	Alta, similar a una reacción química
Efecto de la temperatura	Negativo	En algunos rangos de temperatura, positivo; llamado por ello adsorción activada
Especificidad adsorbato-adsorbente	Muy baja	Alta
Formación de multicapa	Adsorción en fase gas usualmente acompañada de licuefacción en micro y meso-porosos	No

Como se aprecia en la Figura 1, la quimisorción establece una interacción directa entre el sustrato y el adsorbato, generando una unión más fuerte que en la fisisorción.

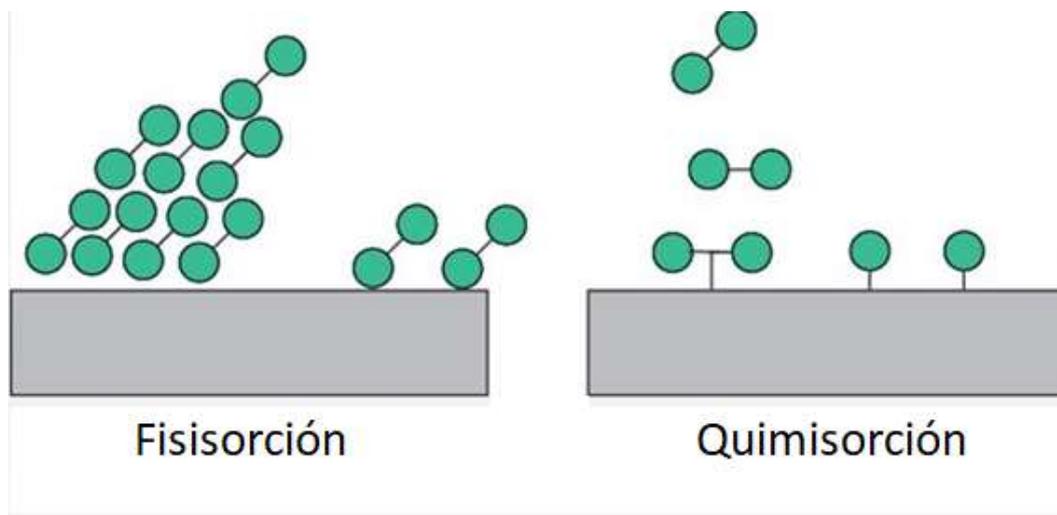


Figura 1. Fisisorción y quimisorción. Fuente:[12]

En la adsorción, uno de los factores determinante es la superficie específica de sólido, que es una medida aplicada a los sólidos granulares o a partículas y que se define como la superficie disponible del sólido por unidad de masa. Su relevancia radica en el simple hecho de que, a mayor superficie específica que disponga el sólido, mayor cantidad de sólido será capaz de captar y retener, disminuyendo así el contenido de las moléculas soluto en la corriente líquida de interés.

Otros factores de igual relevancia son, por ejemplo, el peso molecular y tamaño del soluto, la concentración del mismo, la presencia de otros compuestos y el pH. Los compuestos de elevado peso molecular y baja solubilidad tienden a adsorberse más fácilmente que otros más solubles. Por otro lado, la concentración del compuesto a eliminar, a más alta, mayor cantidad de carbón se requerirá para eliminarlo. Además, la presencia de una gran variedad de compuestos aparte del que se quiere eliminar genera una competitividad entre ellos a la hora de adsorberse. Finalmente, el pH es un parámetro a tener en cuenta ya que, dependiendo de la naturaleza del soluto a eliminar, un pH u otro será más beneficioso a la hora de favorecer la adsorción. Por ejemplo, si la especie a eliminar tiene carácter ácido, un pH bajo favorecerá la adsorción del mismo.

A la hora de elegir el adsorbente correcto, no solo los parámetros físicos son importantes, sino también las isotermas de adsorción que rigen al mismo. Éstas suelen estar descritas por complejas ecuaciones matemáticas basadas en una visión simplificada de la adsorción como fenómeno físico, mientras que otras están formuladas a partir de procesos empíricos que relacionan los resultados experimentales con una ecuación general. A nivel práctico, las isotermas de adsorción permiten determinar la cantidad y el tipo de adsorbente necesario para conseguir un determinado porcentaje de adsorción o eliminación, que en el presente caso sería el carbón activo. Un ejemplo genérico de isoterma tendría la forma observada en la Figura 2:

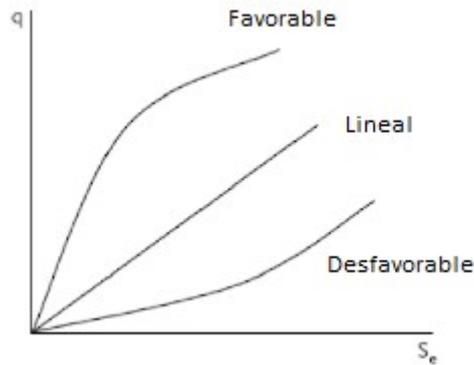


Figura 2. Curvas de isoterma de adsorción. Fuente: [8]

Existen varios modelos de isoterma de adsorción, pero en el presente TFG se estudian dos de ellos: el modelo de Langmuir y el modelo de Freundlich, descritos en las ecuaciones Eq. 1 y Eq. 2, respectivamente [13].

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{K_L} + \frac{a_L}{K_L} * C_e \quad \text{Eq. 1}$$

donde C_e ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) es la concentración en el equilibrio del soluto, K_L es la constante de adsorción de Langmuir, q_e ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$) es la cantidad de soluto adsorbido en el equilibrio y a_L es una constante de la isoterma de Langmuir.

$$\ln(q_e) = \ln(K_f) + \frac{1}{n} * \ln(C_e) \quad \text{Eq. 2}$$

donde K_f es la constante de adsorción de Freundlich y $1/n$ se le conoce como factor de heterogeneidad y es adimensional.

El modelo de Langmuir hace referencia a la adsorción formando una monocapa. Según este modelo, el soluto se adsorbe en la superficie a medida que aumenta la presión hasta alcanzar un límite, el cual corresponde al recubrimiento total de la superficie de la partícula de adsorbente por una monocapa. Generalmente, es una isoterma que los procesos de quimisorción presentan.

Diseño de una instalación para el tratamiento terciario de un agua residual urbana mediante carbón activo y ultrafiltración.

El modelo de Freundlich fue planteado de forma empírica y plantea el hecho de que la superficie del adsorbente posee varios centros o puntos de adsorción donde el soluto se fija, es decir, plantea un modelo de adsorción multimolecular. Además, a diferencia del modelo de Langmuir, se plantea una adsorción formando multicapas en las que no hay un recubrimiento límite. Normalmente se ajusta en la adsorción de solutos sobre sólidos.

La cinética de adsorción es también un factor determinante a la hora de seleccionar el adsorbente más adecuado. Normalmente la cinética está limitada por procesos físicos de difusión tanto intrapartícula como en la superficie exterior de la misma. La difusión externa, cuya fuerza impulsora es la diferencia de concentración, abarca el transporte de adsorbato desde el seno del fluido a la capa líquida (capa acuosa que envuelve a la partícula de adsorbente, que en el presente caso es una partícula de carbón activo). La difusión interna transcurre desde la capa líquida hasta dos zonas: una es el interior de los poros que han sido llenados con el fluido y, la otra es la superficie de la propia partícula, tal y como se refleja en la Figura 3.

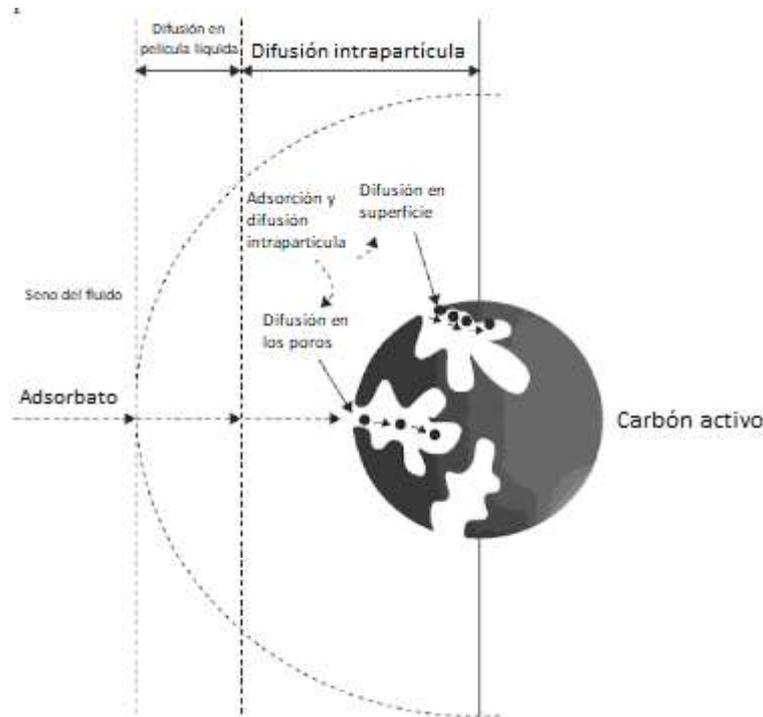


Figura 3. Proceso de adsorción[8].

Pese a que existe una cinética concreta para cada proceso de adsorción, en el presente TFG se estudia el ajuste de la cinética del proceso a dos modelos: el modelo de Lagergren que plantea una cinética de pseudo-primero orden (Eq. 3) o el modelo de Ho y McKay (Eq. 4), de pseudo-segundo orden.

$$\ln(q_e - q_t) = \ln(q_e) - k_1 * t \quad \text{Eq. 3}$$

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 * q_e^2} + q_e * t \quad \text{Eq. 4}$$

donde K_1 (min^{-1}) es la constante cinética de adsorción de pseudo-primer orden, q_e y q_t son la concentración de proteínas en el equilibrio y la cantidad de soluto adsorbido por unidad de masa de adsorbente ($\text{mg}\cdot\text{gr}^{-1}$), respectivamente. K_2 ($\text{gr}\cdot\text{mg}^{-1}\cdot\text{min}^{-1}$) es la constante cinética de adsorción de pseudo-segundo orden y t es el tiempo (min).

4.2. Materiales adsorbentes

Los materiales adsorbentes pueden ser tanto de origen natural (carbón activado, arcillas, zeolitas...) como sintético (resinas de intercambio iónico).

El carbón activo se produce generalmente a partir de residuos de origen orgánico como cortezas de frutas (coco, naranja, arroz, mango...), semillas de frutos como la aceituna o de diversas plantas como por ejemplo el bambú, corteza de pino o algodón [14]. Por otro lado, se pueden encontrar carbones cuyo material precursor es la turba (un carbón ligero y esponjoso de aspecto terroso, formado a partir de restos vegetales, que se encuentra normalmente en terrenos pantanosos), el lignito (carbón fósil mineral de color oscuro con bajo poder calorífico) o maderas de diversa dureza, que poseen un elevado contenido en carbono.

En general, la estructura de los carbones está basada en átomos de carbono que conforman un esqueleto recorrido por todo tipo de huecos y canales que le confieren una elevada superficie específica.

Para su producción, se utilizan métodos como la activación química o la activación por vapor a alta temperatura, tal y como se describe en el libro *Activated carbon for water and wastewater treatment* [8].

La activación por vapor presenta dos fases. La primera consiste en carbonizar en una atmósfera inerte o pobre en oxígeno la materia prima para disminuir su contenido en compuestos volátiles y deshidratarlos, trabajando en un rango de temperaturas de 400-600°C. La segunda se encarga de aumentar la estructura de poros del producto, es decir, llevar a cabo la activación propiamente dicha, incrementando su superficie específica. Para ello se aplica vapor de agua a altas temperaturas (aproximadamente a unos 800°C), generando una reacción en la superficie de los poros que arranca parte del carbono aumentando así el tamaño del poro.

La activación química utiliza productos químicos (ácido fosfórico, hidróxido potásico o cloruro de zinc) para hinchar la madera y romper y abrir la estructura de la celulosa. Luego se seca y se carboniza a

Diseño de una instalación para el tratamiento terciario de un agua residual urbana mediante carbón activo y ultrafiltración.

temperaturas relativamente bajas (400-500°C), causando la deshidratación del producto y generando un material muy poroso.

Tal y como se refleja en la Tabla 2, cada tipo de material a partir del cual se produce el carbón activado tiene su propio contenido de compuestos volátiles, que se eliminarán durante la activación.

Tabla 2. Composición (% en masa) de los materiales utilizados en la producción de carbón activo.

<i>Materia prima</i>	<i>Carbón (%)</i>	<i>Comp. Volátiles (%)</i>	<i>Ceniza (%)</i>
Madera	40-45	55-60	0,3-1,1
Cáscara de frutos	40-45	55-60	-
Lignito	55-70	25-40	5-6
Carbón	65-95	5-30	2-15
Coque de petróleo	70-85	15-20	0,5-0,7

El carbón activo presenta toda una serie de parámetros característicos, en base a los cuales se decide utilizar en un ámbito u otro de la industria. Éstos son la superficie específica, el volumen total de poro y el radio de poro.

La superficie específica, como se ha comentado con anterioridad, se define como la superficie disponible del carbón para captar sólidos o gases de interés de una corriente. El volumen total de poros se refiere a todos los espacios de poros que hay en una partícula de carbón y se expresa normalmente en $\text{ml}\cdot\text{g}^{-1}$, volumen en relación a la masa de carbón, y en general a mayor volumen de poro, mayor efectividad. Sin embargo, no siempre es así, ya que siempre interviene el último factor mencionado: el radio de poro (la media). Éste determina el tamaño máximo de partícula que será capaz de adsorber el carbón activado. En base a este último parámetro se establecen diferentes tipos de carbón activado: microporoso (<1 nm), mesoporoso (1-25 nm) y macroporoso (>25 nm).

Existen diferentes formatos de presentación del carbón activo basados en su forma. Los más usados son el carbón granular activado (GAC, Granular Activated Carbon) y el carbón activado en polvo (PAC, Powdered Activated Carbon), aunque existen otros como el carbón extruido (pellets) o materiales recubiertos de carbón, tal y como se puede apreciar en Figura 4.

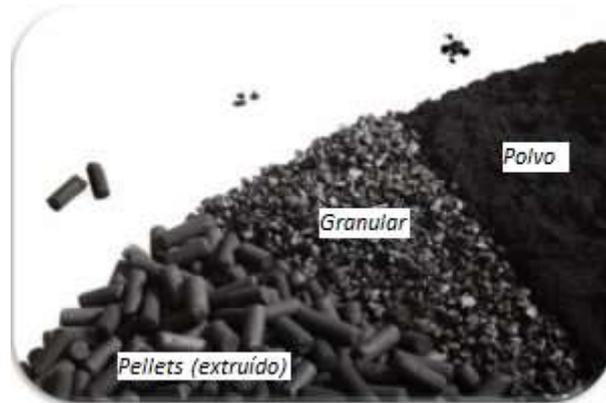


Figura 4. Tipos de carbón activado: en polvo, granular y en pellets. Fuente: [15].

El PAC se produce generalmente a partir de madera en forma de serrín y presenta un bajo tamaño de partícula (entre 15 y 25 μm). Además, presenta una elevadísima superficie específica. El GAC posee una forma granular irregular, con tamaños de partícula de entre 0.2 Y 0.5 mm, y se produce generalmente a partir de conchas o carbones. Se caracteriza por ser más resistente y durar más tiempo en uso que el resto, es más fácil de separar de la corriente líquida que el carbón en polvo y se puede regenerar y reutilizar muchas veces de forma sencilla. Sin embargo, no presenta tanta capacidad de adsorción como el PAC, siendo un factor limitante el fenómeno de difusión intrapartícula.

4.3. Aplicaciones del carbón activo en tratamiento de aguas residuales

En función del tipo de carbón que se esté empleando, hay unos campos de aplicación u otros. El PAC se utiliza principalmente para corrientes líquidas, no solo como adsorbente, sino también como coagulante para fracciones coloidales suspendidas en una corriente líquida. Una vez mezclada y realizada su función, se separa por sedimentación o filtración. Sin embargo, a diferencia del formato granular, no se suele regenerar por problemas con la eficacia del mismo después de la regeneración y por la dificultad que supone separar las partículas coloidales del agua. En el ámbito del tratamiento de aguas residuales, diferentes estudios han demostrado que el PAC es muy eficaz en la eliminación de microcontaminantes (sustancias orgánicas o minerales tóxicos de carácter bioacumulativo) en el agua residual urbana proveniente de una planta depuradora municipal, alcanzando rendimientos de eliminación superiores al 80% tal y como se refleja en el estudio de Boehler et al. [16].

El GAC se utiliza tanto para el tratamiento de corrientes líquidas como gaseosas. Generalmente se usa en procesos de purificación de agua, ya sea para potabilizar o para tratamiento de agua residual, empleado con el fin de eliminar componentes tóxicos. Un claro ejemplo es el estudio realizado por Xing et al. [17], en el que se reducía por medio de GAC el contenido en carbón orgánico disuelto en un 54% y 96% por medio de adsorción y bioadsorción, respectivamente.

El carbón activado extruido se utiliza principalmente para el tratamiento de corrientes gaseosas debido a su caída de presión baja, elevada resistencia mecánica y bajo contenido en polvo. Se utiliza principalmente en la recuperación de solventes, purificación de gases y control de emisiones de automóviles. Sin embargo, también posee grandes aplicaciones para el tratamiento de aguas residuales tal y como se refleja en el estudio de Song et al. [18], en el que se utilizó un lecho de carbón activado extruido como membrana de microfiltración para el tratamiento de una corriente de agua con elevado contenido en aceites, consiguiéndose muy bajas concentraciones de aceite en el permeado y, logrando alcanzar los límites establecidos por la normativa de vertido del país (China).

4.4. Regeneración del carbón activado

Todos los tipos de carbón son susceptibles de ser regenerados a excepción del PAC, debido a su difícil manejo a nivel industrial. Con ello, generalmente, se recupera casi toda su capacidad de adsorción una vez el carbón se agota. Esto conlleva un gasto menor en materia prima nueva, sin embargo, lleva asociado el coste energético de los procesos de regeneración.

El más común de todos ellos es la regeneración térmica, ya que elimina todos los contaminantes orgánicos y algunos inorgánicos, además de destruir óxidos. Consiste en calentar en un horno gradualmente el carbón activo agotado, hasta alcanzar temperaturas de entre cercanas a los 600°C, para las cuales los compuestos orgánicos se han transformado en CO₂ o monóxido de carbono. Sin embargo, sólo aquellos carbones que posean la suficiente dureza son rentables de regenerar por este método, puesto que el carbón activo es sometido a condiciones severas en las que se produce una erosión y desgaste del mismo. Sin embargo, algunas empresas como Carbotecnia [19] ofrecen sistemas más cómodos y rentables en los que el carbón activo recupera normalmente la total capacidad de adsorción, ahorrando hasta un 50% en carbón nuevo, además de incluir el servicio de recolección, acopio y disposición del carbón activo agotado, lo que supone ahorro en materia de equipos e instalaciones.

Otras formas menos utilizadas son la reactivación biológica, que emplea bacterias para degradar la materia orgánica adsorbida; por modificación del pH con ácidos o bases fuertes que eliminan los compuestos adsorbidos; o la regeneración electroquímica.

Esta última se encuentra aún en desarrollo y no se ha probado a escala industrial, sino en prototipos de laboratorio como el planteado por la Universidad de Alicante [20], pero merece la pena destacarla por las ventajas que presenta frente a otros tipos de regeneración. Este método consiste en aplicar una diferencia de potencial generado por una corriente continua entre dos electrodos, generando una polarización del material poroso. Dependiendo de la naturaleza de las especies adsorbidas, del pH y otros factores, se favorece la desorción de las mismas. El proceso tiene lugar en una celda electrolítica o baño donde se bombea un electrolito que generalmente es H₂SO₄, NaCl o incluso la misma disolución donde se encontraba el carbón activo, lo que le otorga la ventaja de poder trabajar in-situ en el lugar donde se encuentra el carbón, sin necesidad de extraerlo. Es un proceso que en condiciones normales tarda unas 3 horas, aunque puede alargarse dependiendo de la cantidad de carbón a regenerar.

Diseño de una instalación para el tratamiento terciario de un agua residual urbana mediante carbón activo y ultrafiltración.

Este método destaca por tener un consumo energético mucho menor en comparación a la regeneración térmica, siendo de 0,2-1,8 kW por cada kg de carbón a regenerar, frente a los 220-250 kW/kg de la regeneración térmica. Además, mediante el control del potencial aplicado el contaminante puede ser eliminado por completo, puesto que si es orgánico se puede llegar a CO_2 y H_2O ; o transformado en otro compuesto menos tóxico o simplemente recuperado para retornarlo al sistema productivo.

Diseño de una instalación para el tratamiento terciario de un agua residual urbana mediante carbón activo y ultrafiltración.

5. PROCESOS DE MEMBRANA

5.1. Fundamentos de los procesos de membrana

Los procesos por membrana separan los solutos de la corriente de interés en base a su tamaño, consiguiendo elevados rendimientos de separación. Las membranas son láminas de un material semipermeable a través de la cual circula la corriente de agua a tratar, reteniendo las partículas de un determinado tamaño, en función del corte molecular de la misma, y dejando pasar el agua con el resto de compuestos no separados.

Para hacer pasar la corriente alimento o problema por la membrana, se establece una fuerza impulsora, que fuerza dicha acción. Como consecuencia se forman dos corrientes: el permeado (es la corriente que atraviesa la membrana) y el rechazo (corriente que no atraviesa la membrana y que contiene los sólidos retenidos por la membrana). El proceso general se ve representado en la Figura 5.

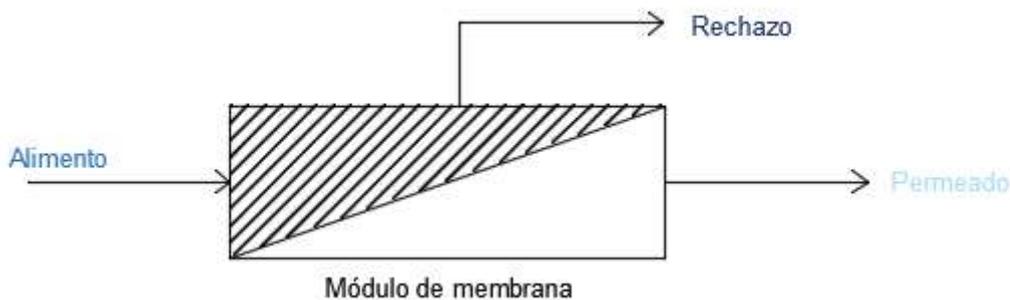


Figura 5. Esquema general de un proceso de membranas.

Todos los procesos de membrana se ven regidos por la llamada Ley de Fick (Eq. 5), que plantea la velocidad de difusión que se establece a través de una membrana al haber un gradiente de concentración a ambos lados de la misma. Según esta ley, la difusividad de un soluto es directamente proporcional a la diferencia de concentraciones entre ambos lados de la membrana, e inversamente proporcional al grosor de la misma.

$$J_p = -D * \frac{\Delta C}{X} \quad \text{Eq. 5}$$

donde J_p ($\text{mol m}^{-2}\text{h}^{-1}$) es el flujo a través de la membrana; D (m^2h^{-1}) es el coeficiente de difusión; ΔC (mol m^{-3}) es el gradiente de concentración; X (m) es el espesor de la membrana y el signo negativo indica que el flujo va de mayor concentración a menor.

En base a las unidades puede obtenerse un J_p en $\text{L}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ teniendo en cuenta el peso molecular del fluido ($\text{g}\cdot\text{mol}^{-1}$) y a la densidad del mismo ($\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$).

El cálculo del flujo transmembranal J_p también puede hacerse a partir del caudal de permeado y el área que atraviesa el mismo (área de la membrana). Tal y como se expone en la Eq. 6 [21]:

$$J_p = \frac{Q_{\text{permeado}}}{A_{\text{membrana}}} \quad \text{Eq. 6}$$

donde Q_{permeado} está en $\text{L}\cdot\text{h}^{-1}$ y A_{membrana} en m^2 .

Además, la temperatura en estos procesos de membrana posee una gran relevancia, por ello el J_p ha de ajustarse en función de la misma mediante la Eq. 7:

$$J_p(T) = J_p + \frac{T_0 - T}{100} * J_p \quad \text{Eq. 7}$$

donde J_p es el flujo a la temperatura de trabajo, T_0 es la temperatura de trabajo deseada (25°C) y T ($^\circ\text{C}$) es la temperatura real a la que se ha trabajado.

Un factor de gran importancia en estos procesos también es la permeabilidad, que es la capacidad que tiene un material a que un flujo lo atraviese sin alterar su estructura. Es un parámetro constante que se deduce a partir del J_p de una membrana al trabajar a diferentes presiones según la Eq. 8 [22]:

$$J_p = p * \Delta P \quad \text{Eq. 8}$$

donde p es la permeabilidad ($\text{mol}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{bar}^{-1}$) y ΔP es la presión transmembrana (bar).

5.2. Clasificación procesos de membrana

Existen numerosas clasificaciones de los procesos de membrana. Sin embargo, la más extendida es la que clasifica los procesos de membrana en función de la fuerza impulsora que hace circular la corriente de interés a través de la membrana. Esta clasificación se encuentra recogida en la IUPAC (International Union of Pure and Applied Chemistry), un organismo a nivel internacional de gran relevancia en el ámbito de la química y sus mecanismos.

La clasificación mencionada es la siguiente:

- Presión: a la que pertenecen los procesos de microfiltración (MF), ultrafiltración (UF), nanofiltración (NF) y ósmosis inversa (OI).

Diseño de una instalación para el tratamiento terciario de un agua residual urbana mediante carbón activo y ultrafiltración.

- Diferencia de potencial: como la electrodiálisis.
- Diferencia de concentración: como por ejemplo la ósmosis directa o la diálisis.

Entre las técnicas controladas por la diferencia de potencial destaca la electrodiálisis, que es una técnica electroquímica con un reducido coste de operación que consiste de separar moléculas o iones. Durante este proceso, una serie de celdas en las que, con la ayuda de membranas semipermeables con determinada selectividad iónica (membranas catiónicas, con cargas fijas negativas, y aniónicas, con cargas fijas positivas) y por medio de la aplicación de un campo eléctrico con electrodos, se produce la purificación de un electrolito a depurar. Los aniones y cationes se desplazarán hacia el ánodo y cátodo respectivamente, atravesando dichas membranas ión-selectivas y formando una parte con el electrolito en elevada concentración y otra con agua libre de iones y minerales.

La ósmosis directa es la difusión espontánea del agua a través de una membrana semipermeable de ósmosis, debido a la diferencia de concentración salina a ambos lados de la misma. Este fenómeno se basa en la segunda ley de la termodinámica, en la cual se enuncia que todo sistema tiende al equilibrio evolucionando de forma espontánea hacia él. En este caso, el agua se desplaza de la zona con menor concentración a la de mayor concentración hasta llegar a un equilibrio.

Sin embargo, a nivel industrial, las más utilizadas son los procesos basados en la presión, es decir, la microfiltración, ultrafiltración, nanofiltración y ósmosis inversa. En la Figura 6, se puede observar de manera escueta el tamaño y tipo de partículas que separa cada una de estas tecnologías, así como la presión de operación.

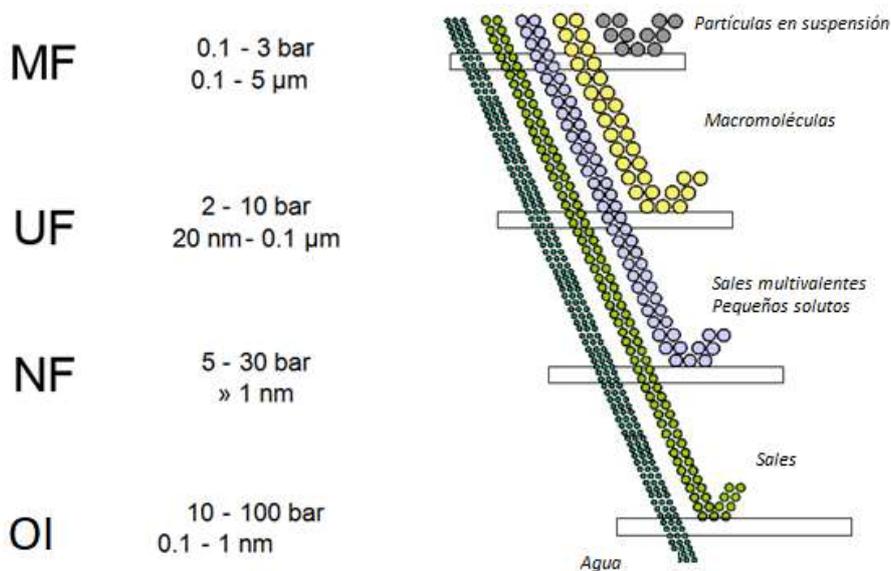


Figura 6. Características principales de los procesos de membrana de microfiltración (MF), ultrafiltración (UF), nanofiltración (NF) y ósmosis inversa (OI). Fuente: [23]

La microfiltración y ultrafiltración son métodos basados en la separación física de los solutos contenidos en una corriente, generalmente líquida, de agua residual o de otros procesos como los de la industria láctea, donde se usan para recuperar proteínas de la leche. El parámetro característico de las membranas es el tamaño de poro, ya que es el factor limitante a la hora de dejar pasar unos sólidos u otros. Así, los que superen el tamaño de poro quedarán retenidos ineludiblemente mientras que el resto atravesarán la membrana. La única diferencia existente entre la micro y la ultrafiltración es el tamaño de poro que poseen, siendo mayor en la microfiltración (0,1-10 μm) que en la ultrafiltración (0,001-0,1 μm). La fuerza aplicada al proceso, en este caso, la presión, está influida por el tamaño de las partículas a separar. Por lo tanto, a menor tamaño de partículas mayor será la fuerza a aplicar. Para el caso de la microfiltración se suelen trabajar de entre 0,1 y 3 bar de presión, mientras que en la ultrafiltración se suelen trabajar con valores 2 a 10 bares.

La nanofiltración es una técnica cuyo principio de separación de los solutos de la corriente de interés son las diferencias de solubilidad y difusividad, la carga y el tamaño de la partícula de los mismos. Con esta tecnología se pueden separar iones divalentes. Su rango de presiones de trabajo se encuentra entre los 5 y 30 bares.

La ósmosis inversa es una técnica que ha evolucionado rápidamente en las últimas décadas, pasando a ser un tratamiento fuertemente arraigado en todos los sistemas de tratamiento terciario. Consiste en aplicar a una disolución que posea una determinada concentración del soluto a eliminar, una presión superior a la osmótica (la cual es la presión hidrostática necesaria para que se genere un flujo de disolvente a través de una membrana semipermeable), generando así un flujo del disolvente (agua) a través de una membrana semipermeable que va de la zona de mayor concentración a la de menor concentración, hasta que se alcanza un equilibrio. La relación entre la presión aplicada y el flujo generado es directa, a mayor presión, mayor será el flujo. El rango de trabajo en este tipo de procesos es de entre 10 y 100 bares de presión. Además, con la OI se separan los iones monovalentes tales como Na^+ o Cl^- .

En la Tabla 3 se observan las diferencias entre los distintos procesos de membrana regulados por la presión.

Tabla 3. Comparación procesos de membrana regidos por la presión. Fuente: [24]

	<i>Ósmosis inversa</i>	<i>Nanofiltración</i>	<i>Ultrafiltración</i>	<i>Microfiltración</i>
Nivel de separación	Sales monovalentes, Solutos de bajo peso molecular (glucosa, lactosa)	Solutos de bajo peso molecular, sales multivalentes	Macromoléculas (proteínas), Coloides	Partículas (bacterias, levaduras)
Principio en el que está basada la separación	Diferencias de solubilidad y difusividad	Diferencias de solubilidad y difusividad, Tamaño de partícula, Carga	Tamaño de partícula (tamizado)	Tamaño de partícula (tamizado)
Mecanismo de transferencia	Disolución-difusión	Disolución-difusión +Capilar	Capilar	Capilar
Influencia de la presión osmótica	Alta (5-25 bar)	Moderada	Despreciable	Despreciable
Presión aplicada (bar)	15-25 (agua salobre) 40-80 (agua de mar)	10-40	2-19	0,2-2
Flujos obtenidos ($L \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$)	5-40	20-80	5-200	>200

5.3. Ventajas e inconvenientes

En general los procesos de membrana son muy eficaces a la hora de purificar corrientes con solutos de pequeño tamaño o, por el contrario, para crear una corriente con elevada concentración en dichos solutos, si estos tienen un determinado interés industrial. Sin embargo, a grandes rasgos, todos los procesos de membranas presentan ciertos problemas como su precio, tanto por el coste asociado al consumo energético de los equipos que aportan la presión requerida para el correcto funcionamiento, como por el coste de limpieza y reposición de las membranas. En estos dos últimos aspectos, tiene una gran importancia el ensuciamiento de las membranas, ya que conllevan un mayor número de limpiezas y un mayor deterioro de las mismas.

Dado que los procesos controlados por la presión son los más importantes y más ampliamente utilizados en el ámbito industrial, se detallan a continuación tan solo las ventajas e inconvenientes de los mismos.

Respecto a la MF y UF hay que destacar que se obtienen corrientes de agua de elevada pureza, así como una gran estabilidad y calidad del permeado. Entre otras ventajas destaca el escaso tamaño de los equipos utilizados y su escasa necesidad de mantenimiento; también poseen costes energéticos no muy elevados comparados con otros procesos de membranas, debido a que son equipos que trabajan a bajas presiones. Además, se obtiene agua desinfectada al utilizar membranas de ultrafiltración, ya que se consigue un permeado libre de macromoléculas, virus, bacterias y coloides. Pese a todo, poseen ciertas desventajas entre las cuales destacan las siguientes: se genera entre un 30% y un 60% de rechazo que debe ser tratado, no son muy viables para el tratamiento de corrientes con un elevado contenido en solutos, con el tiempo el flujo de permeado a través de la membrana disminuye y se produce una polarización de la concentración.

La NF, es un proceso a medio camino entre la ósmosis inversa y los procesos de UF, que presenta una gran eficacia a la hora de reducir el contenido iónico de una corriente. Sin embargo, requiere de elevadas presiones para alcanzar un flujo de permeado razonable, con el consecuente coste económico que ello acarrea [24].

Entre las ventajas principales de la OI se encuentra que tiene un elevado índice de retención de iones mayor que la NF, pero ello conlleva un gasto energético mayor. Las membranas de OI poseen también un índice de rechazo elevado para compuestos orgánicos con pesos moleculares relativamente altos (100 Da). Sin embargo, posee ciertos problemas como el ensuciamiento o contaminación que sufren las membranas que se ve agravado en comparación a otros procesos de membranas como la UF, NF o MF, debido a diversas causas entre las cuales hay que destacar las siguientes: el depósito en la superficie de la membrana de sustancias como el carbonato de calcio, silicatos, etc.; la sedimentación de partículas coloidales que provienen de la corrosión de las conducciones (debido a la elevada concentración salina) o de precipitados de hidróxido de hierro; la contaminación por compuestos orgánicos como grasas y aceites o por el crecimiento de microorganismos.

5.4. Aplicaciones

La microfiltración se usa principalmente para retirar bacterias en las aguas residuales (provenientes del tratamiento biológico), mientras que la ultrafiltración se usa más como pretratamiento a las membranas de nanofiltración y ósmosis inversa para prevenir el ensuciamiento de las mismas, el cual reduce mucho el rendimiento del proceso.

Sin embargo, estas no son las únicas aplicaciones que poseen este tipo de tratamientos, puesto que se encuentran otros ejemplos en el ámbito industrial. Por ejemplo, la microfiltración se utiliza para la esterilización en frío de bebidas y productos farmacéuticos (no se puede usar calor porque se deteriorarían), para aclarar zumos, cerveza y vinos, para separar emulsiones de agua y aceite, etc. La

Diseño de una instalación para el tratamiento terciario de un agua residual urbana mediante carbón activo y ultrafiltración.

ultrafiltración se utiliza sobre todo en productos lácteos (producción de queso y leche), en la industria metalúrgica para el tratamiento de pinturas y en la industria textil para el tratamiento de los efluentes, que contienen todo tipo de sustancias químicas perjudiciales

La nanofiltración se emplea para la separación de solutos de bajo peso molecular, así como sales multivalentes de una corriente de interés. Por consiguiente, es empleada para la potabilización de agua, concentración y desmineralización de suero, reducción de sales de los alimentos o concentración de productos químicos.

La OI es una técnica cuyas aplicaciones se centran normalmente en la separación de sales y sustancias iónicas, como por ejemplo la desalación de agua, la purificación del agua en diversos tipos de industria como la alimentaria o la farmacéutica o el tratamiento de efluentes líquidos de las distintas plantas de tratamiento de aguas. Otras aplicaciones son la obtención de agua ultra pura, la eliminación de alcohol en los alimentos o la concentración de lixiviados y efluentes químicos.

Diseño de una instalación para el tratamiento terciario de un agua residual urbana mediante carbón activo y ultrafiltración.

6. METODOLOGÍA EXPERIMENTAL, MATERIALES Y MÉTODOS ANALÍTICOS

El presente TFG consta de dos partes experimentales diferenciadas. La primera consiste en el estudio de la adsorción con carbón activo granular de la proteína BSA (Bovine Serum Albumin). El BSA es una proteína globular que posee numerosas aplicaciones en el ámbito bioquímico debido a su estabilidad y falta de interferencia con las reacciones biológicas, por lo que se puede realizar un seguimiento realmente sencillo de las mismas. Ello permite determinar el tiempo de adsorción, así como la concentración de carbón activo necesarios para conseguir la reducción de proteínas deseada. La segunda parte experimental consiste en un ensayo de UF con agua residual real, procedente del efluente del decantador secundario ($E_{f_{sec}}$) de una EDARU. El objetivo en este caso es comparar el ensuciamiento de la membrana cuando trata el $E_{f_{sec}}$ de forma directa y cuando lo hace tras un pretratamiento con carbón activo.

6.1. Adsorción con carbón activo. Ensayos Jar-test

Los ensayos de adsorción se realizaron en un equipo Jar-test fabricado por Grupo Selecta (Figura 7), con el objetivo de poner en contacto la disolución de proteínas junto con el carbón activo. Se prepararon disoluciones con las siguientes concentraciones de proteína BSA: 60 ppm, 40 ppm, 15 ppm y 7 ppm. Las concentraciones de BSA ensayadas intentan abarcar el rango de las concentraciones de proteínas contenidas en los SMP, que suelen encontrarse en los $E_{f_{sec}}$ reales.



Figura 7. Equipo Jar-test de Selecta.

Para cada concentración de BSA se estudió el efecto de la concentración de carbón activo, utilizando concentraciones de 60, 45, 30 y 15 g/L de carbón activo, lo que implicó un total de 16 ensayos. El carbón utilizado fue el carbón activo granular EPIBON YM mostrado en la Figura 8.



Figura 8. Carbón activo granular EPIBON YM 1240 de Chiemivall.

La duración de cada ensayo fue de 4 horas. Este tiempo vino impuesto por las condiciones marcadas por el proyecto REDUSPE (ver apartado de justificación), en el cual se han testado otros tipos de carbón y de solutos (carbohidratos), fijando condiciones de operación similares en todos los casos para poder comparar los resultados obtenidos.

Para estudiar la evolución temporal de la concentración de BSA en las disoluciones, se fueron extrayendo muestras periódicamente a lo largo de las 4 h de ensayo. Para cada muestra extraída se determinó la concentración de BSA presente.

Procedimiento experimental:

1. Disolución proteínas

Se preparó la disolución de proteínas pesando la cantidad de proteínas sólidas adecuada a cada concentración para obtener 2,5 L de disolución. De esos 2,5 L se emplearon 0,5 L para cada ensayo de Jar-test, dejando 0,5 L sobrantes para utilizar en caso de tener que repetir algún ensayo. Una vez pesada dicha cantidad, se disolvieron en agua osmotizada con la ayuda de un imán y un agitador magnético.

2. Carbón activo granular

Se pesó la cantidad adecuada de EPIBON YM, sabiendo que el volumen a tratar eran 0,5 L.

3. Ensayo adsorción

Los ensayos se llevaron a cabo a temperatura ambiente ($22 \pm 2^{\circ}\text{C}$). Se puso en contacto en el equipo de Jar-test, las disoluciones de proteínas y el carbón y, cada cierto tiempo, se fueron extrayendo muestras de aproximadamente 20 mL, que se filtraron a $0,45 \mu\text{m}$ para separar las partículas de carbón y para obtener la fracción soluble de la muestra. Para ello se usó una jeringuilla y filtros de disco (Figura 9). Las muestras se almacenaron en recipientes tipo falcon y se guardaron en nevera ($4 \pm 1^{\circ}\text{C}$) para su posterior análisis. La evolución temporal se observó tomando muestras a los 2, 5, 10, 15, 20, 30, 45, 60, 90, 120, 180 y 240 minutos, obteniendo un total de 12 muestras por ensayo, lo que supuso un total de 192 análisis. El proceso fue el mismo para cada combinación de concentraciones de proteínas BSA y carbón activo. Las proteínas se midieron conforme al método analítico explicado en el apartado 6.3.



Figura 9. Filtros adaptados de $0,45 \mu\text{m}$ para jeringuillas de la marca Labbox.

6.2. Ensayos de ultrafiltración

El conjunto de estas experiencias tiene como finalidad evaluar el efecto que tiene el tratamiento de UF del agua residual real con y sin pretratamiento con carbón activo sobre el ensuciamiento de la membrana.

Para estos ensayos se recogió una muestra de agua residual urbana proveniente del tratamiento secundario de la EDARU de Carraixet, en el municipio de Alboraya situado en Valencia.

En los siguientes apartados se muestran los pretratamientos y tratamiento de membranas al que fue sometida la muestra de agua residual.

6.2.1. Pretratamiento del agua residual

Antes de hacer pasar el Ef_{sec} por la planta de ultrafiltración, se prefiltró con filtros de disco de 5 μm de acetato de celulosa. Este tratamiento es importante para asegurar que en el estudio se van a comparar principalmente los SMP frente a otros sólidos presentes en el efluente secundario. Del agua obtenida, se midieron los parámetros de Turbidez, DQO, contenido en proteínas, pH y conductividad.

Por otro lado, se sometió al Ef_{sec} (sin prefiltrar) a un ensayo de adsorción en el equipo Jar-test, con la cantidad de EPIBON YM necesaria para conseguir un 65% de eliminación de proteínas. Para ello se utilizó la isoterma de adsorción correspondiente obtenida de los resultados experimentales en los ensayos de adsorción. Finalmente, se dejó sedimentar el carbón durante 30 min y se filtró el sobrenadante a 5 μm , para eliminar los sólidos presentes en el efluente secundario y los restos de partículas de carbón que quedaron en suspensión. Después, se midió la Turbidez, DQO, contenido en proteínas, pH y conductividad.

6.2.2. Ensayos de ultrafiltración

A continuación, se procedió a realizar el ensayo de ultrafiltración, tanto con el agua residual tratada con carbón activo y prefiltrada a 5 μm (Ef_{secGAC}), como con la que únicamente había sido prefiltrada (Ef_{sec}). Para los dos tipos de agua, el procedimiento fue exactamente el mismo. Para ello, se empleó la planta piloto de laboratorio con un módulo de membranas planas (Figura 10) de ultrafiltración, que en este caso fue una membrana polimérica de 30kDa (UH030 P) de polietersulfona hidrofílica del proveedor Microdin Nadir. Además, en la Figura 10 se observa un esquema de la planta en cuestión.

Diseño de una instalación para el tratamiento terciario de un agua residual urbana mediante carbón activo y ultrafiltración.



Figura 10. Planta piloto de laboratorio con módulo de membranas de ultrafiltración

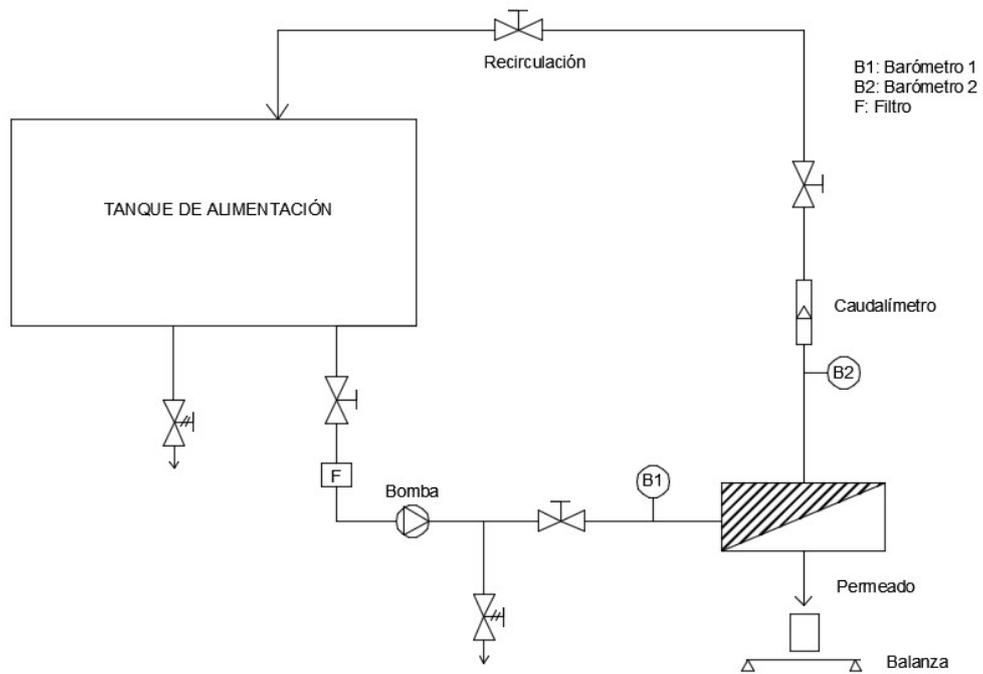


Figura 11. Esquema de la planta de UF.

a) Limpieza del sistema y compactación de la membrana

En primer lugar, se hizo una limpieza del sistema con agua osmotizada durante 30 minutos, trabajando en circuito cerrado.

Una vez pasados los 30 minutos, se instaló el módulo para membranas planas de ORELIS (Francia)(Figura 12), con una membrana de Microdyn Nadir UH030 (cut-off 30 KDa),procediendo a realizar una compactación de la misma con agua osmotizada durante 2 horas a 2 bar de presión transmembranal (una presión mayor que con la que se trabajará).



Figura 12. Módulo de membrana de ORELIS desmontado (izquierda) y montado (derecha).

b) Ensayo de permeabilidad hidráulica inicial de la membrana.

Pasadas las 2 horas de compactación se procedió a medir la permeabilidad de la membrana al agua, a T^a ambiente, con un caudal de $300 \text{ L}\cdot\text{h}^{-1}$ y a 3 presiones transmembranales (PTM) distintas: 1 bar, 1,5 bar y 2 bar. Para hacerlo, se cuantificó el J_p ($\text{L}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$) que pasó a través de la misma. Antes de medir J_p para cada presión, se tuvo funcionando la planta durante 15 min, con el fin de obtener una medida estable.

Para obtener J_p , primero se determinó el caudal de permeado. Para ello se empleó un cronómetro, en el que durante un tiempo determinado (30 segundos) se recogió permeado en un vaso de plástico. Se pesó en una balanza el volumen recogido, obteniendo un peso en gramos. Con el valor del peso, y asumiendo que la densidad del permeado es la misma que la del agua pura ($1000 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$), se obtuvo el volumen (mL). Con ello se obtuvo el caudal de permeado en $\text{L}\cdot\text{h}^{-1}$ por medio de un simple cambio de unidades.

Finalmente, con el caudal y el valor del área de la membrana utilizada (m^2), se aplicó la Eq. 6, obteniéndose J_p . Sin embargo, dado que la temperatura tiene una gran influencia en J_p , se procedió a realizar posteriormente el ajuste pertinente, reflejado en la Eq. 7, obteniéndose así $J_p(T)$.

Una vez obtenido $J_p(T)$ para cada una de las 3 presiones de trabajo, se calculó la permeabilidad de la membrana, recurriendo para ello a la Eq. 8, en la que por medio de un ajuste lineal de los tres puntos, se obtuvo la pendiente de los mismos que coincide con la permeabilidad.

El objetivo de este paso es obtener la permeabilidad al agua antes del ensayo de ensuciamiento, con el fin de compararla con la permeabilidad después de que la membrana se ensucie. Así se puede apreciar el efecto que posee el ensuciamiento en las características de la membrana que, a fin de cuentas, es el problema más grave y notorio de estos procesos y que en el presente TFG se tiene como objetivo reducir, tal y como se ha comentado en apartados anteriores.

c) Ensayos de ensuciamiento con efluente secundario

Cuando se obtuvieron los valores de $J_p(T)$ para todas las presiones y con ellas la permeabilidad, se vació el sistema por completo y se llenó con el efluente secundario a estudiar. Los ensayos de ensuciamiento se llevaron a cabo a un PTM de 1 bar, a T^a ambiente y con un caudal de $300 \text{ L}\cdot\text{h}^{-1}$. Durante el ensayo se tomaron medidas para calcular J_p en cada momento, de forma análoga a como se hizo anteriormente, calculando después el $J_p(T)$. Dado que al principio es cuando más se nota el ensuciamiento de la membrana, y la consiguiente reducción del caudal de permeado, se tomaron datos de forma más regular dejando las posteriores tomas de muestras más espaciadas en el tiempo. Por tanto, los tiempos de toma de muestra fueron: 2, 5, 7, 10, 15, 20, 30, 35, 45, 60, 75, 90, 105 min... y así sucesivamente hasta que el caudal de permeado se pudo considerar estable (dos medidas consecutivas sean prácticamente iguales).

d) Ensayo de permeabilidad hidráulica final de la membrana.

A continuación, se eliminaron los restos de efluente secundario pasando unos 10 L de agua osmotizada por el sistema, que se desecharon. Seguidamente, se realizó un enjuague con agua osmotizada sin aplicar presión durante 30 minutos, para eliminar el ensuciamiento que fuera reversible (que se elimine con el simple paso del agua).

Finalmente, se volvió a realizar el ensayo de permeabilidad al agua osmotizada a 3 presiones (1, 1,5 y 2 bar) para determinar si existe ensuciamiento no reversible en la membrana.

6.3. Materiales y métodos analíticos

Método de análisis de proteínas

Para cada muestra filtrada, se realizó un análisis del contenido en proteínas mediante el método de Micro Bicinchoninic Acid (Micro BCA), válido para contenidos de proteínas menores a 20 ppm con gran exactitud. Este es un método de detección colorimétrico que se basa en dos reacciones:

- a) En primer lugar, los enlaces peptídicos (enlace entre un grupo amino de un aminoácido y el grupo carboxilo de otro aminoácido) que conforman la proteína de la muestra, reducen los iones Cu^{2+} a

Cu^+ , en una reacción dependiente de la temperatura. La cantidad de cobre reducido es directamente proporcional a la cantidad de proteínas de la muestra.

b) Después, dos moléculas de ácido bicinónico (BCA) forman un complejo quelante con cada una de las moléculas de Cu^+ . Este compuesto, de color morado, absorbe muy fácilmente la luz a una longitud de onda de 562 nm. Con ello, la cantidad de proteína presente en la muestra se puede determinar por la medida de la absorbancia y comparar su valor después con el de otras muestras de concentración conocida (recta de calibrado).

Sin embargo, existen ciertas sustancias que este ensayo no tolera, como por ejemplo: lípidos, hierro, ácido úrico, ácido ascórbico.

Este método de detección se vuelve algo impreciso cuando el rango de concentración de proteínas en la muestra supera las 20 ppm. Por tanto, para poder usar el mismo método en todas, los rangos ensayados (de 10 a 60 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), las muestras de las disoluciones de proteínas de 60 y 40 ppm tendrán que diluirse para encontrarse en el rango deseado. Para el caso de las muestras de 60 ppm, se lleva a cabo una dilución con agua osmotizada en proporción 1:3; y para las de 40 ppm, en proporción 1:2.

Para utilizar el test de proteínas se prepara un Working Reagent (WR), que es el que interacciona con la muestra a tratar. Dicho WR consta de tres reactivos: A, B y C (Figura 13); y las proporciones que se usan de cada uno son las siguientes:

- Para el reactivo A, el "Assay buffer", se toman 25 mL por cada 50 mL de WR.
- Para el reactivo B, "Micro BCA solution", se toman 24 mL por cada 50 mL de WR.
- Para el reactivo C, solución de cobre, se toma 1 mL por cada 50 mL de WR.

Una vez preparado, el WR posee un color verde intenso.



Figura 13. Reactivos A, B y C (el pequeño de color azul) del test Micro BCA.

Diseño de una instalación para el tratamiento terciario de un agua residual urbana mediante carbón activo y ultrafiltración.

Para cada análisis (recta de calibrado y muestras de los ensayos) se mezclan 0,5 mL de muestra con 0,5 mL de WR en tubos Eppendorf de 1,5 mL, utilizando un vórtex (Figura 14 A) para asegurar la mezcla completa. Cada muestra se analizó por triplicado ($192 \text{ muestras} \times 3 = 576 \text{ análisis}$), con el fin de calcular la desviación estándar y la media de esos tres datos, además de disminuir los errores de medida o experimentales.

A continuación, se sumergen las muestras en un baño de agua osmotizada (Figura 14 B) a 60°C durante 1 hora. Pasada esa hora se enfrían todas las muestras durante 5 min en agua fría con hielo preparada con antelación.

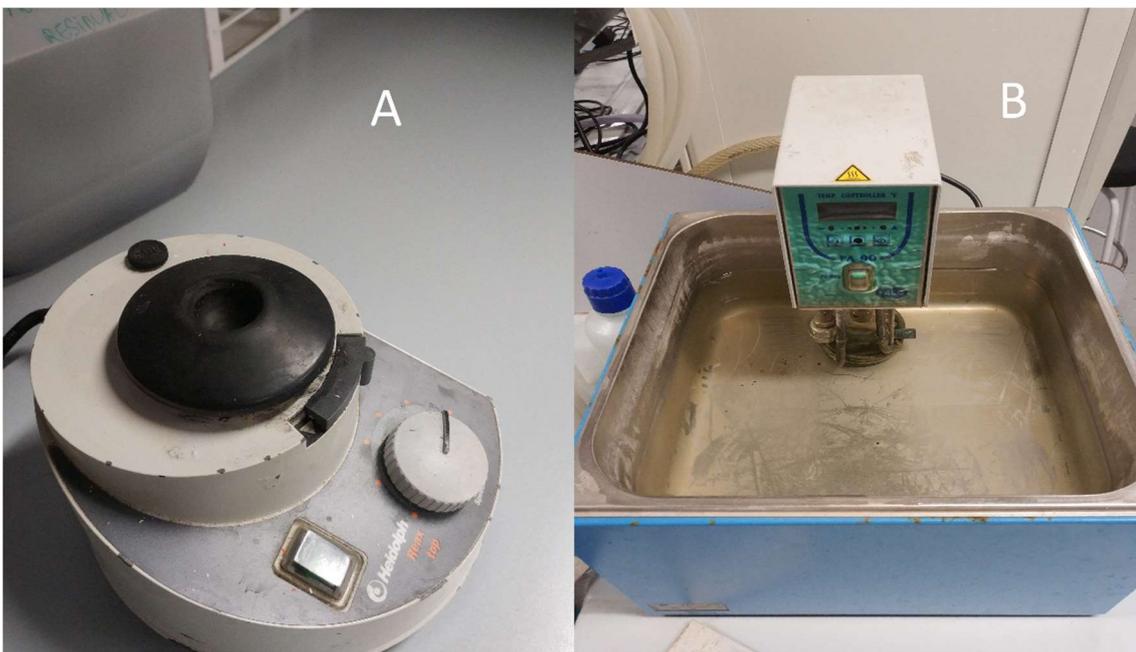


Figura 14. A la izquierda, el agitador vórtex (A); a la derecha, el baño de agua osmotizada (B).

El equipo utilizado para medir la absorbancia fue el espectrofotómetro de la Figura 15, en el que se introdujo una recta de calibrado realizada a partir del patrón suministrado por el fabricante del test Micro BCA. Esta recta permitió obtener directamente desde el equipo, la concentración de proteínas en ppm ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), a partir de la longitud de onda obtenida a 562 nm. Para las medidas se utilizaron cubetas de plástico desechables.



Figura 15. Espectrofotómetro de la marca Hach. Modelo DR 6000.

Determinación de la recta de calibrado.

Para preparar la recta de calibrado del test de Micro BCA, se parte de una disolución madre de 2000 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ proporcionada por el fabricante. A partir de ésta se elaboran cuatro diluciones, todas con el mismo diluyente (agua osmotizada), en tubos de ensayo marcados del 1 al 4. Una vez preparados y después de seguir el procedimiento experimental explicado, se procede a su análisis en el espectrofotómetro. En la **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.** se muestran las cantidades que se añaden en cada uno de esos tubos:

Tabla 4. Resultados de absorbancia para la Recta de calibrado

<i>Muestra</i>	<i>BSA</i>	<i>Absorbancia (562 nm)</i>			
	<i>(mg/L)</i>	<i>1</i>	<i>2</i>	<i>3</i>	<i>Media</i>
1	20	0,774	0,794	0,77	0,78
2	10	0,435	0,43	0,423	0,43
3	5	0,228	0,231	0,228	0,23
4	2	0,093	0,093	0,09	0,09

En la Figura 16 se puede observar la diferente coloración en función de la concentración de BSA de las muestras.



Figura 16. Coloración de los patrones en función de la concentración.

La representación gráfica de dichos patrones se recoge en la siguiente Figura 17:

Recta Micro BCA

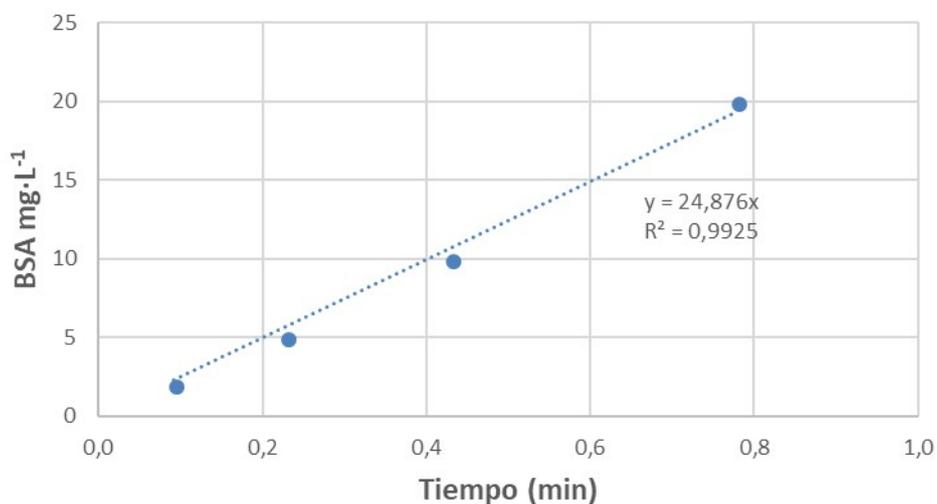


Figura 17. Recta de calibrado del test Micro BCA.

Con ello se obtiene la ecuación Eq. 9 que se utilizará para transformar los datos de absorbancia medidos en concentración de proteínas.

$$[Proteínas] = 24,876 * Abs$$

Eq. 9

Equipos y métodos de análisis

La turbidez se midió en de NTU (Nephelometric Turbidity Unit) con un turbidímetro de Dinko que se puede ver en la Figura 18, el cual debía calibrarse previamente con unas muestras de turbidez conocida.

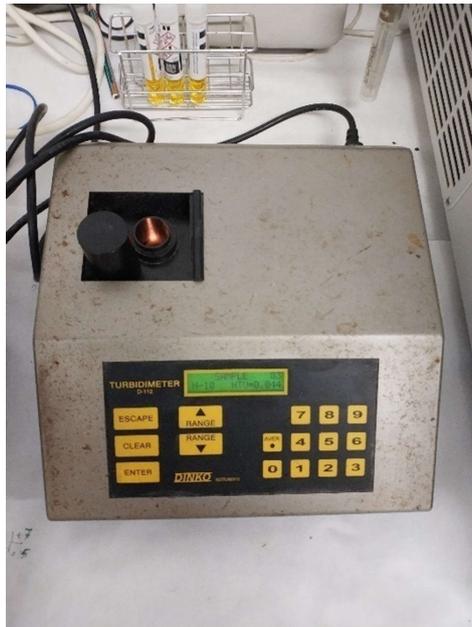


Figura 18. Turbidímetro NTU.

La DQO se midió utilizando cubetas de reactivos de Merck (Figura 19) que trabajan en un rango entre los 10-150 mg·L⁻¹.

En primer lugar, se agita bien de forma manual el tubo con el compuesto preparado (que contiene ácido sulfúrico), después se añaden 3mL de la muestra a analizar y se vuelve a agitar con mucho cuidado pues al contener ácido sulfúrico y mezclarlo con el agua de la muestra, se calienta mucho. A continuación, se introduce en un termorreactor TR300 de Merck como el de la Figura 20 **Error! No se encuentra el origen de la referencia.** a 148°C durante 2 horas. Pasadas las dos horas se extrae y se deja enfriar durante 10 min, se vuelve a agitar y se deja enfriando durante 30 min. Finalmente, ya puede medirse con el fotómetro NOVA 30, también de Merck, de la Figura 21 **Error! No se encuentra el origen de la referencia.**, que proporciona una medida directa de la DQO.

Lo que sucede en los tubos de ensayo es que la muestra con agua se oxida con una solución sulfúrica caliente de dicromato potásico y sulfato de plata como catalizador. Los cloruros son enmascarados con sulfato de mercurio. A continuación, se determina fotométricamente la concentración de los iones Cr₂O₇⁻² amarillos no consumidos. Todo este procedimiento sigue la normativa DIN ISO 15705.

Diseño de una instalación para el tratamiento terciario de un agua residual urbana mediante carbón activo y ultrafiltración.



Figura 19. Tubos con el compuesto preparado del Kit de DQO empelado.



Figura 20. Termorreaktor marca Merck, modelo TR 300.

Diseño de una instalación para el tratamiento terciario de un agua residual urbana mediante carbón activo y ultrafiltración.



Figura 21. Fotómetro para la medición de DQO, marca Merck, modelo NOVA 30.

El pH se midió empleando un pH-metro pH-Meter GLP 21+ de Crison como el de la Figura 22.



Figura 22. PH-ímetro marca CRISON.

La conductividad se midió con un conductímetro EC-Meter GLP 31+ de Crison como el de la Figura 23.

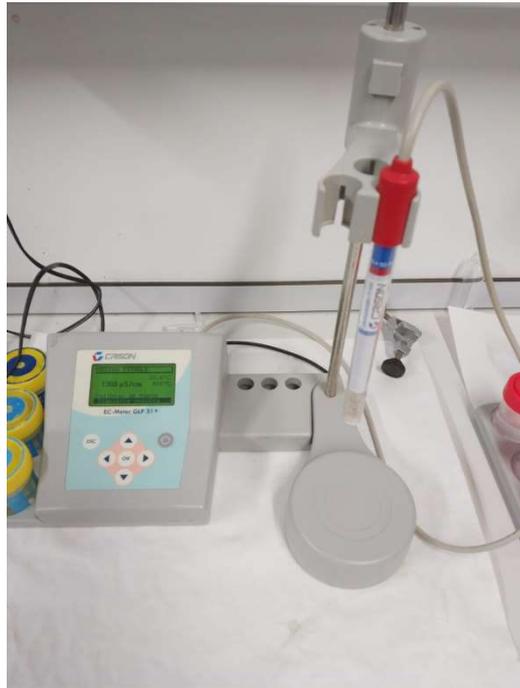


Figura 23. Conductímetro de la marca CRISON.

Descripción carbón activo y membrana empleados

El carbón activo EPIBON YM 1240 es un carbón granular de alta calidad aglomerado. Posee una elevada dureza, por lo que tiene un mínimo de pérdidas en los procesos de contralavado y regeneración.

Está especialmente indicado para la purificación y decoloración de soluciones como la glucosa, jarabes, ácidos orgánicos y ácidos inorgánicos entre otros. Sin embargo, se prevé una excepcional capacidad de adsorción de proteínas. Esto se debe a que al tratarse de un carbón activado macroporoso el tamaño de las proteínas (de 66,5 kDa) y el de los poros es similar y, por tanto, las proteínas son capaces de adsorberse en la superficie de los mismos de forma rápida y eficaz. Todos los parámetros técnicos del carbón activo se encuentran recogidos en el ANEXO II.

Por otro lado, la membrana empleada es de 30kDa (modelo UH030 P) de polietersulfona hidrofílica con material soporte de polipropileno del proveedor Microdin Nadir. Posee un grosor de entre 210 y 250 μm y tolera todo el rango de pH, desde 0 hasta 14.

Diseño de una instalación para el tratamiento terciario de un agua residual urbana mediante carbón activo y ultrafiltración.

7. RESULTADOS EXPERIMENTALES

7.1. Ensayos de adsorción

En el conjunto de ensayos Jar-test realizados se ha obtenido la evolución de la concentración de proteínas con el tiempo, para cada una de las concentraciones de carbón activo granular ensayadas. Así mismo se han elaborado una de gráficos donde se representa la evolución temporal del porcentaje de eliminación de proteínas, calculado según la siguiente Eq. 10:

$$\% \text{Eliminación} = \frac{C_0 - C(t)}{C_0} * 100 \quad \text{Eq. 10}$$

donde C_0 es la concentración inicial de proteínas en cada caso y $C(t)$ es la concentración de proteínas en cada instante. Así pues, se presentan a continuación los diferentes gráficos de evolución en la concentración y porcentaje de eliminación de las proteínas en función de la concentración de EPIBON utilizada, para cada concentración inicial de BSA ensayada.

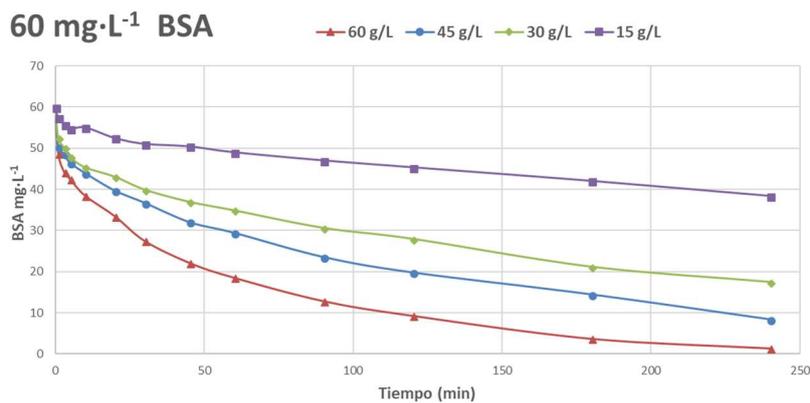


Figura 24. Concentración de proteínas frente al tiempo partiendo de una concentración inicial de BSA de 60 mg·L⁻¹.

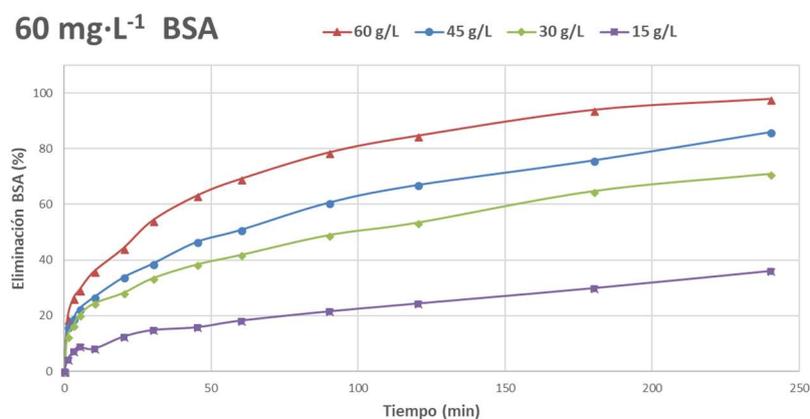


Figura 25. Porcentaje de eliminación de proteínas frente al tiempo partiendo de una concentración inicial de BSA de 60 mg·L⁻¹.

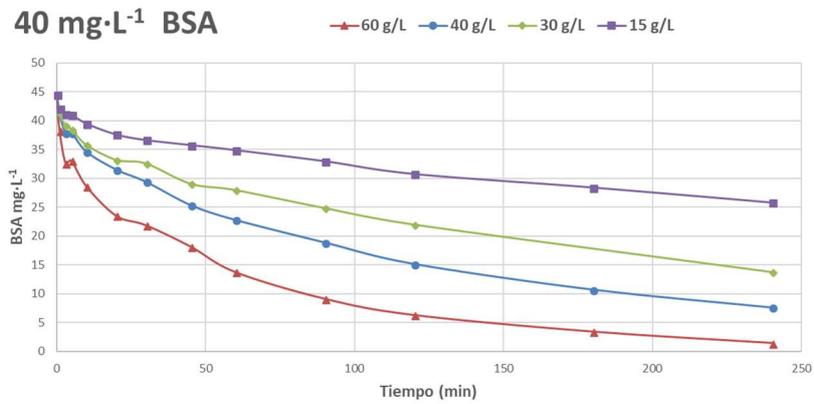


Figura 26. Gráfico de concentración de proteínas BSA ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) frente al tiempo (min) partiendo de una concentración inicial de proteínas de $40 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

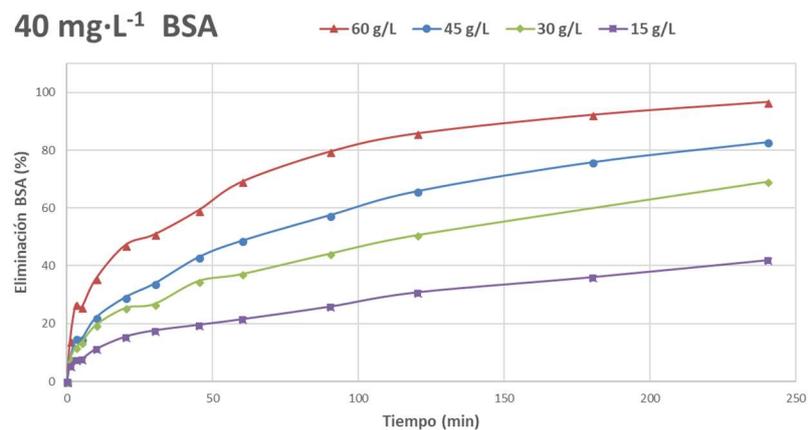


Figura 27. Gráfico de % de eliminación de proteínas BSA frente al tiempo (min) partiendo de una concentración inicial de proteínas de $40 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

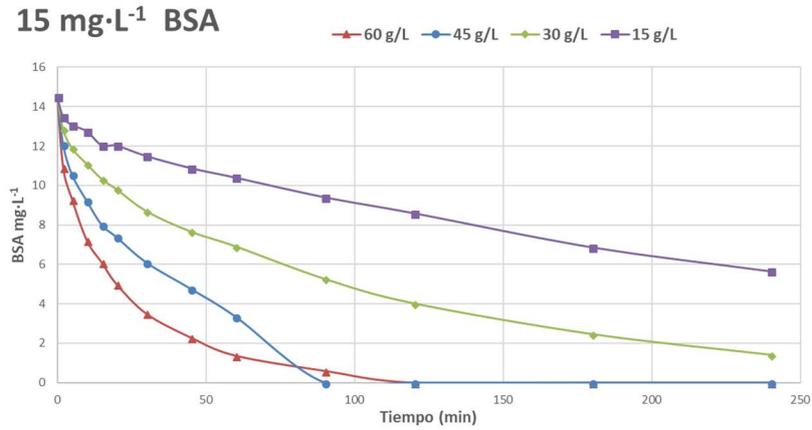


Figura 28. Gráfico de concentración de proteínas BSA ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) frente al tiempo (min) partiendo de una concentración inicial de proteínas de $15\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

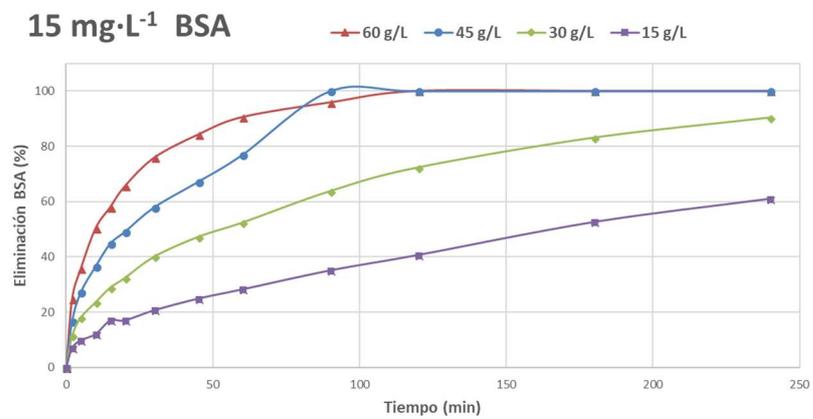


Figura 29. Gráfico de % de eliminación de proteínas BSA frente al tiempo (min) partiendo de una concentración inicial de proteínas de $15\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

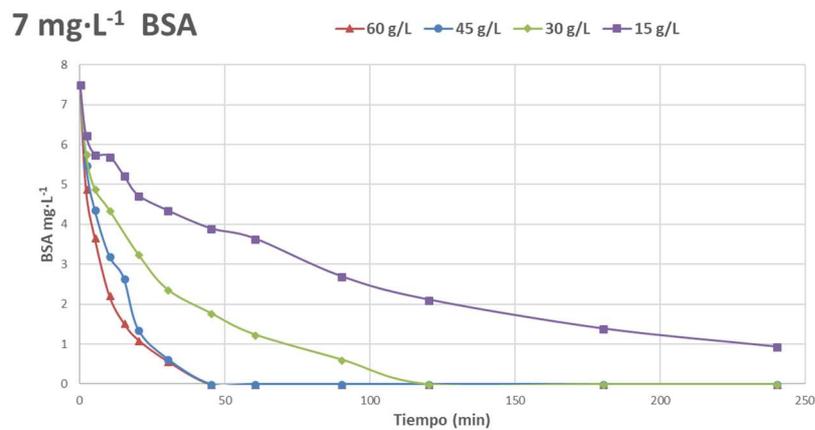


Figura 30. Gráfico de concentración de proteínas BSA (mg·L⁻¹) frente al tiempo (min) partiendo de una concentración inicial de proteínas de 7mg·L⁻¹.

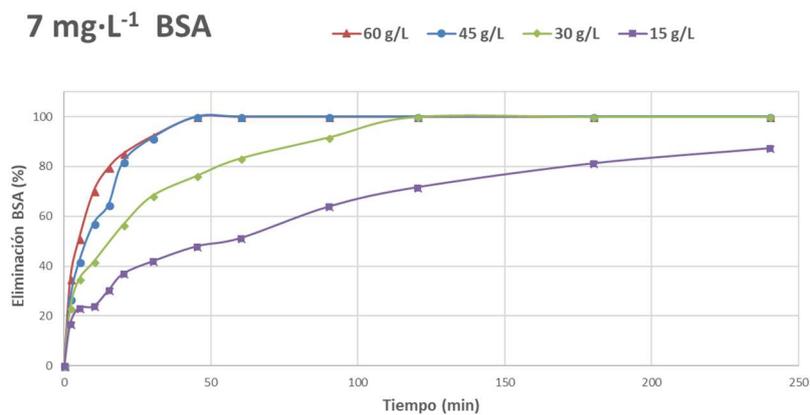


Figura 31. Gráfico de % de eliminación de proteínas BSA frente al tiempo (min) partiendo de una concentración inicial de proteínas de 7mg·L⁻¹.

En todos los ensayos realizados se aprecia que en ningún momento se alcanza el equilibrio de adsorción para los 240 minutos ensayados. Es decir, el GAC no se satura y pasados los 240 min de experiencia aún posee capacidad de adsorción. Es por ello que no se observa en los gráficos que se llegue a una concentración final de BSA constante. Por otro lado, se observa que la adsorción es muy rápida en los primeros minutos en todos los casos ensayados. Esta velocidad de adsorción es tanto más rápida cuanto menor es la concentración inicial de BSA y cuanto mayor sea la de carbón. Por ejemplo, a los 20 minutos ya se había eliminado un 13% en todos los casos (siendo este valor el del caso más desfavorable, con mayor cantidad de BSA y menor cantidad de carbón activo).

En la siguiente Tabla 5 se recogen los valores de % de BSA eliminado a tiempo final de 240 min y el valor de la concentración en ese tiempo:

Tabla 5. Rendimiento de eliminación de proteínas y concentración de proteínas a tiempo final de 240 min.

<i>Tiempo = 240 min</i>			
	<i>EPIBON (g·L⁻¹)</i>	<i>BSA elim. (%)</i>	<i>[BSA] mg·L⁻¹</i>
BSA-60	60	97,78	1,33
	45	86,02	8,38
	30	70,88	17,46
	15	36,10	38,32
BSA-40	60	96,67	1,48
	45	82,79	7,65
	30	69,06	13,77
	15	41,93	30,78
BSA-15	60	100,00	0,00
	45	100,00	0,00
	30	90,34	1,40
	15	61,01	5,65
BSA-7	60	100,00	0,00
	45	100,00	0,00
	30	100,00	0,00
	15	87,45	0,94

Por un lado, tal y como se aprecia en la Tabla 5, para el tiempo de operación establecido de 240 minutos a mayor concentración inicial de BSA los rendimientos de eliminación de proteínas son más bajos para la misma concentración de carbón. Este comportamiento es lógico, ya que para los mismos sitios de adsorción hay una mayor cantidad de solutos a adsorber, por lo que disminuye la cantidad de proteínas adsorbida. De esta forma, una concentración de 15 g·L⁻¹ de EPIBON es capaz de eliminar el 87% de proteínas de una disolución con una concentración inicial de 7 mg·L⁻¹ de BSA, mientras que la misma cantidad de carbón sólo elimina un 36% cuando la concentración inicial de BSA fue de 60 mg·L⁻¹. Además, también se observa que a menor concentración inicial de BSA, menos tiempo se necesita para alcanzar un determinado porcentaje de eliminación. Por ejemplo, para conseguir una eliminación del 90% de BSA con 60 g·L⁻¹ de EPIBON son necesarios 160, 150, 60 y 25 min según la concentración inicial de BSA sea 60, 40, 15 o 7, respectivamente.

Por otro lado, la influencia de la concentración de carbón activo empleada es clara. A mayor cantidad de EPIBON, mayores rendimientos de eliminación se obtienen para una misma concentración inicial de BSA, tal y como se observa en la Tabla 5. De esta manera, el porcentaje de proteínas eliminado en una disolución inicial con $60 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de BSA varía entre un 36% y un 98% en función de la cantidad de EPIBON utilizada.

Una vez realizado el estudio preliminar de la capacidad de adsorción del EPIBON, al trabajar con distintas concentraciones de proteínas, se procedió a llevar a cabo el ensayo con efluente secundario real de la EDARU de Carraixet. Tal y como se indica en la metodología, se filtró el efluente a $5 \mu\text{m}$ y se midieron los parámetros que se presentan en la Tabla 8, que se encuentra al final del apartado. En ella se observa que el valor inicial de concentración de proteínas fue de $22,88 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. En base a este resultado se calcularon las isothermas de Langmuir y Freundlich para los datos experimentales correspondientes a una concentración inicial de $15 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de BSA, puesto que sería la más próxima a la concentración real. Con ello se podrá seleccionar aquella isoterma que mejor se ajuste a los datos reales y con la que se pueda realizar el cálculo de la cantidad necesaria de carbón activo para conseguir el porcentaje de eliminación del 65%, que es el objetivo marcado en la metodología. Normalmente, las isothermas se obtienen a partir de los valores de las concentraciones de equilibrio, sin embargo, en este caso, observando la Figura 28 y al igual que pasa con el resto de ensayos se ve que no se alcanza el estacionario. Con estas circunstancias, lo que se decidió hacer es obtener las isothermas de adsorción para unas condiciones determinadas, diferentes a las de equilibrio. En este caso y teniendo en cuenta que una concentración de cero nos daría un error al utilizar las Eq. 1 y Eq. 2, se optó por calcular las isothermas para un tiempo de 88 min (a 90 min la concentración de BSA es cero con 45 y $60 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ de EPIBON).

En primer lugar, se llevó a cabo un ajuste polinómico de los cuatro últimos datos de la evolución temporal de la concentración de proteínas BSA con el tiempo). Con ello se obtuvieron una serie de ecuaciones que permitieron calcularla C_e en el minuto 88, a partir de los datos experimentales. En la Figura 32 se pueden observar los resultados obtenidos.

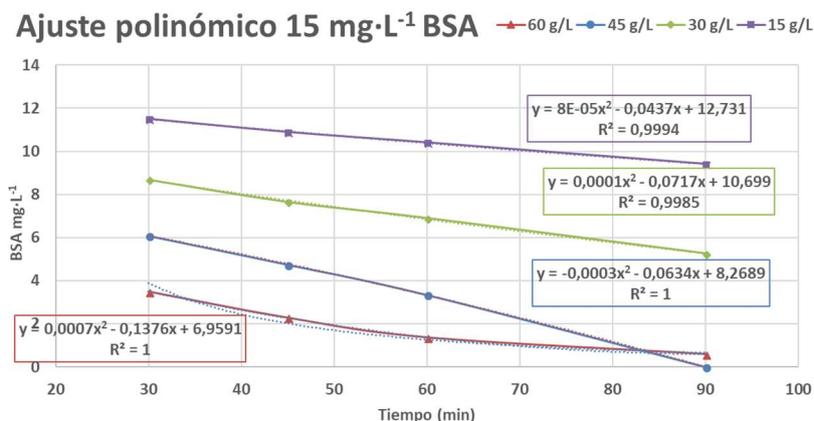


Figura 32. Concentración inicial de $15 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de BSA. Ajuste polinómico de los resultados en el intervalo temporal de 30 a 90 minutos.

Diseño de una instalación para el tratamiento terciario de un agua residual urbana mediante carbón activo y ultrafiltración.

En vista de los valores de R^2 de todos los ajustes, todos ellos superiores a 0,99, se asume como correcto el procedimiento seguido. La C_e en el minuto 88 para cada una de las concentraciones de EPIBON ensayadas se presentan en la Tabla 6. En esta misma tabla se encuentran los parámetros de las isothermas de Langmuir y Freundlich, las cuales han sido ajustadas al modelo lineal plasmado en las Eq. 1 y Eq. 2. En las Figura 33 y Figura 34 se pueden ver los gráficos y ecuaciones de ajuste para las isothermas de Langmuir y Freundlich, respectivamente.

Tabla 6. Datos para la creación de las isothermas Langmuir y Freundlich en el minuto 88 de adsorción.

Muestra	M (g/L)	C_0 (mg/L)	C_e (mg/L)	$X=(C_0 - C_e)$	C_e/q_e	$X/M=q_e$ (mg/g)	$\ln(q_e)$	$\ln C_e$
BSA - 15	15	14,491	9,240	5,252	26,389	0,350	-1,05	2,22
	30	14,491	4,609	9,882	13,992	0,329	-1,11	1,53
	45	14,491	0,199	14,293	0,626	0,318	-1,15	-1,62
	60	14,491	0,047	14,445	0,193	0,241	-1,42	-3,07

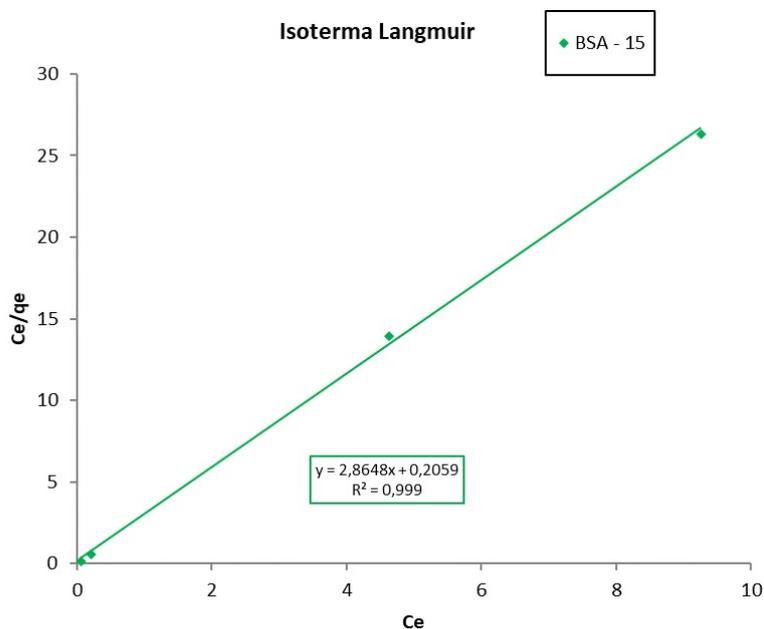


Figura 33. Isoterma de Langmuir para una concentración inicial de 15 mg BSA·L⁻¹ y un tiempo de adsorción de 88 minutos.

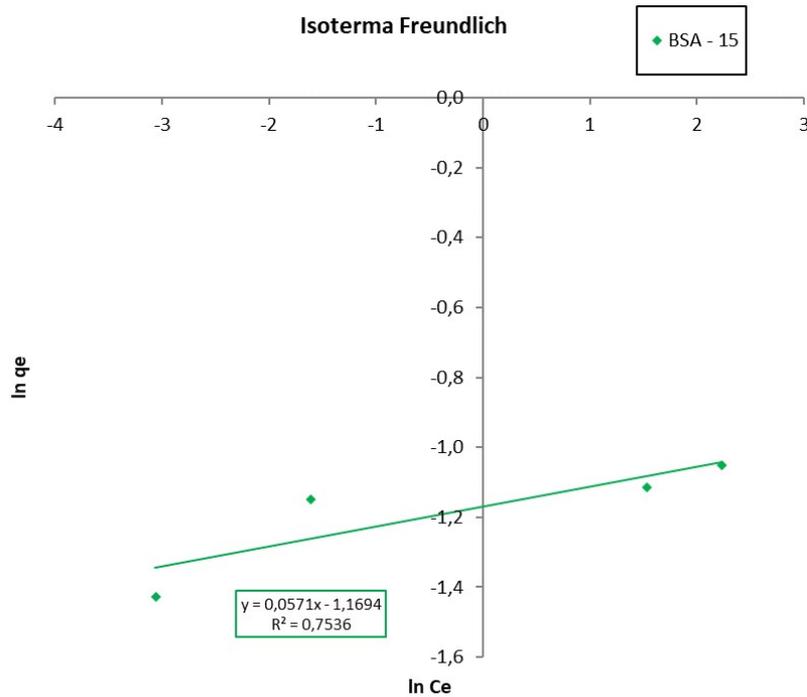


Figura 34. Isoterma de Freundlich para una concentración inicial de 15 mg BSA·L⁻¹ y un tiempo de adsorción de 88 minutos.

La Tabla 7 recoge los valores de las constantes y los R² obtenidos en los ajustes de los datos de las Figura 33 y Figura 34. Se aprecia que el modelo de Langmuir (R²=0,998) se ajusta mucho mejor que el modelo de Freundlich (R²=0,481) y, por tanto, se asume que el modelo de Langmuir es el adecuado para el presente caso. Que se adapte mejor a este modelo implica que las proteínas tienden a adsorberse formando una monocapa sobre el adsorbente, hasta alcanzar un recubrimiento límite de la partícula de carbón activo, sobre la cual no se depositarán más proteínas.

Tabla 7. Parámetros de la isoterma del modelo de Langmuir y Freundlich.

<i>Langmuir</i>					
Muestra	O.origen	Pendiente	K _L	a _L	R ²
BSA - 15	0,364	3,009	2,746	8,263	0,998
<i>Freundlich</i>					
Muestra	O.origen	Pendiente	K _F	1/n	R ²
BSA - 15	-1,240	0,058	0,289	17,199	0,481

Con la isoterma de Langmuir perfectamente caracterizada, se puede calcular la cantidad de EPIBON que sería necesario para alcanzar una determinada concentración final (C_e) con la Eq. 12 (obtenida a partir de la Eq. 11, la cual a su vez proviene de la Eq. 1).

$$\frac{C_e}{\frac{C_0 - C_e}{M}} = \frac{1}{K_L} + \frac{a_L}{K_L} * C_e \quad \text{Eq. 11}$$

$$M = \frac{\left(\frac{1}{K_L} + \frac{a_L}{K_L}\right) * (C_0 - C_e)}{C_e} \quad \text{Eq. 12}$$

La cantidad de carbón activo a añadir fue de 45,43 gr·L⁻¹. Finalmente, tras realizar el ensayo de adsorción con la cantidad obtenida y para un tiempo de 88 minutos, se llevó a cabo la sedimentación (30 min) y la filtración del sobrenadante a 5 µm. Tras el análisis de proteínas se comprobó que se había alcanzado un 61% de eliminación. Los datos se encuentran en la Tabla 8, donde se recogen también los datos correspondientes al $E_{f_{sec}}$.

Tabla 8. Parámetros de DQO, Turbidez, Conductividad y concentración de proteínas del $E_{f_{sec}}$ y $E_{f_{sec}GAC}$.

	DQO (mg·L⁻¹)	Turbidez (NTU)	pH	Conductividad (µS·cm⁻¹)	[proteínas] (mg·L⁻¹)
$E_{f_{sec}}$	41	0,038	8,1	1790	22,88
$E_{f_{sec}GAC}$	20	0,038	8,1	1710	8,49

Pese a que el objetivo inicial era eliminar el 65% de las proteínas presentes, tan sólo se alcanzó el 61% de eliminación de las mismas. Esto se debe a que el agua residual real posee otros compuestos y moléculas además de las proteínas, que compiten por adsorberse. Puesto que el carbón no es selectivo, no todo lo que se adsorbe son proteínas y por lo tanto el rendimiento obtenido para estas es menor que el que predice la isoterma.

Por otro lado, con los datos experimentales obtenidos y presentados en el ANEXO II, se llevó a cabo un estudio de la cinética del proceso de adsorción, tal y como se especificó en el apartado 4.1 Adsorción con carbón activo, fundamentos. Para ello se estudiaron los modelos de Lagergren (pseudo-primer orden, Eq. 3) y modelo de Ho y McKay (pseudo-segundo orden, Eq. 4), cuya representación se puede ver en la Figura 35 y Figura 36, respectivamente.

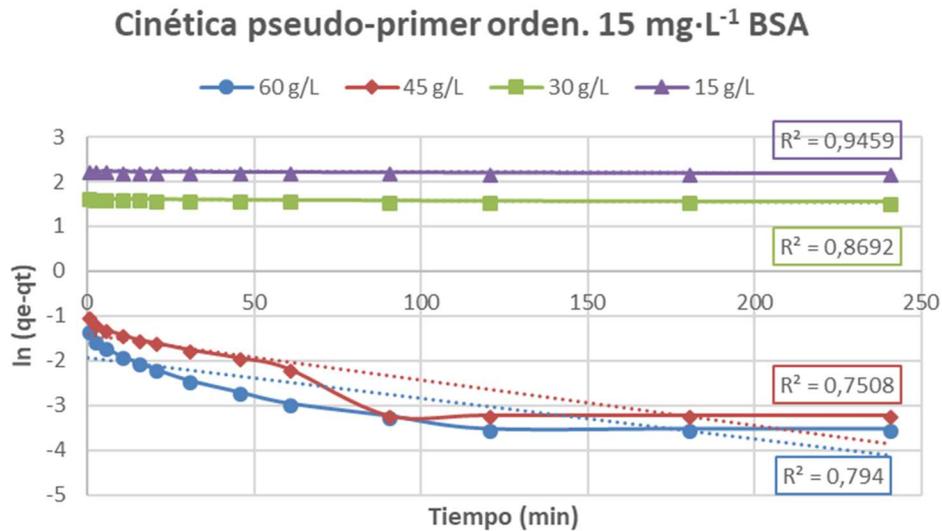


Figura 35. Representación del modelo de Lagergren de pseudo-primer orden para 15 ppm de BSA inicial.

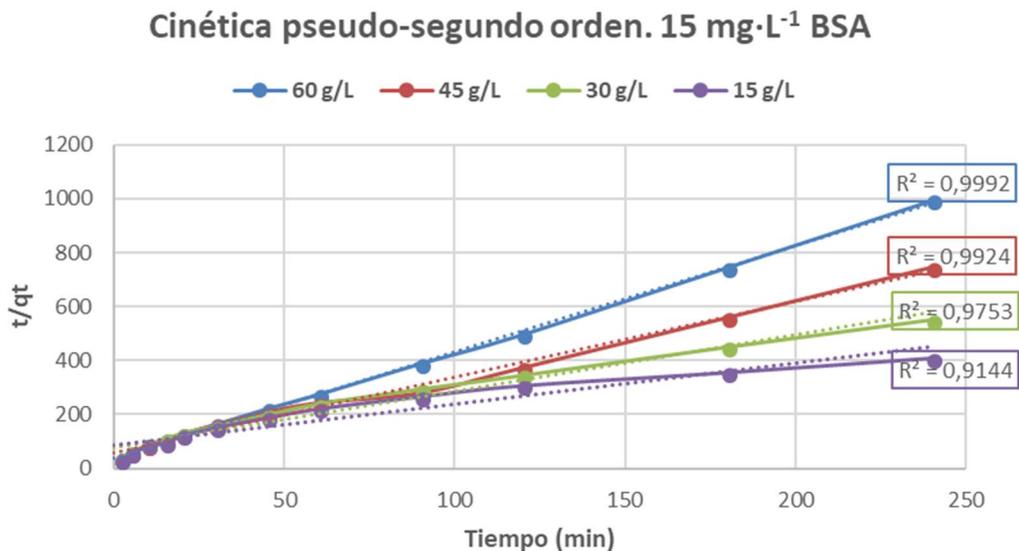


Figura 36. Representación del modelo de Ho y McKay de pseudo-segundo orden para 15 ppm de BSA inicial.

Al comparar ambos modelos, se observa un ajuste mucho mejor para el caso de pseudo-segundo orden, puesto que los valores de R^2 para dicho modelo están por encima de 0,9. Esto implica que el proceso sigue una cinética más rápida, además de una mayor aplicabilidad para la adsorción de proteínas para todas las concentraciones de EPIBON, las cuales muy posiblemente estén determinadas por la quimisorción tal y como se planteó el modelo de Ho originalmente [25].

7.2. Ultrafiltración

En esta parte se realizó el ensayo de ultrafiltración para el $E_{f_{sec}}$ y el $E_{f_{sec}GAC}$ de acuerdo a la metodología explicada. Para cada ensayo se utilizó una membrana nueva.

En primer lugar, se llevó a cabo en **ensayo de ensuciamiento para el $E_{f_{sec}}$** . Se calculó la permeabilidad de la membrana con agua osmotizada, cuyos valores de $J_p(T)$ y presión se recogen en la Tabla 9.

Tabla 9. Permeabilidad al agua inicial. Ensayo con $E_{f_{sec}}$.

<i>Presión</i> [bar]	<i>tiempo</i> [min]	<i>Volumen</i> [mL]	<i>Volumen</i> [L]	<i>Q</i> [L·h ⁻¹]	<i>J_p</i> [L·m ⁻² ·h ⁻¹]	<i>T</i> (°C)	<i>J_p(T)</i> [L·m ⁻² ·h ⁻¹]
1	0,499	17,1	0,017	2,1	205,2	24,7	205,8
1,4	0,500	23,3	0,023	2,8	279,6	23,8	282,9
2	0,499	33,9	0,034	4,1	408,5	25,1	408,1

Para obtener la permeabilidad se realizó el ajuste lineal de $J_p(T)$ frente a la presión, de acuerdo a la Eq. 8, como se muestra en la Figura 37.

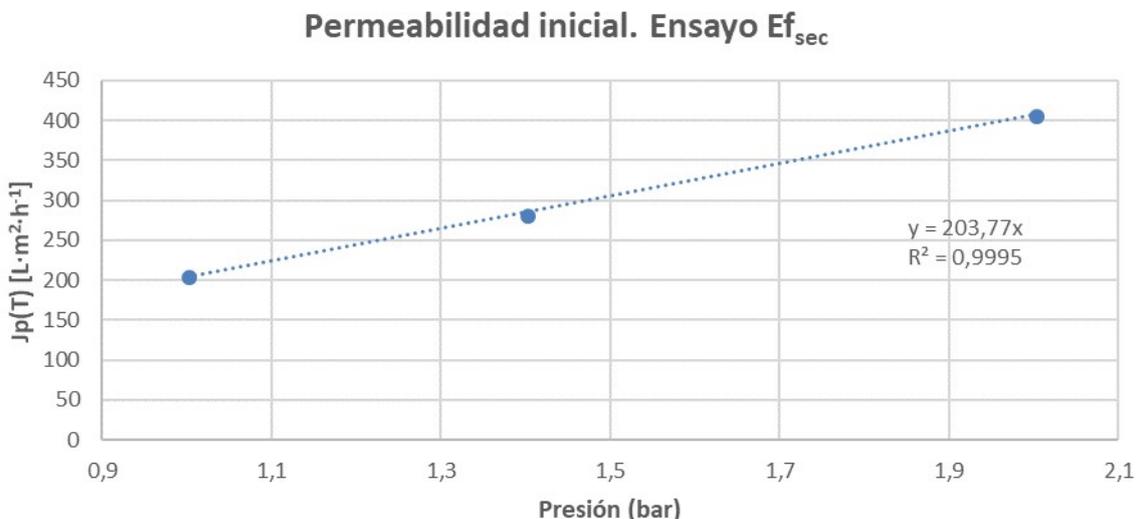


Figura 37. Ajuste lineal para obtener la permeabilidad inicial. Ensayo con $E_{f_{sec}}$.

Y tal y como se explica en la Eq. 8, la permeabilidad es la pendiente de la recta obtenida, que en este caso posee un valor de 203,77 L·m⁻²·h⁻¹.

Una vez obtenida la permeabilidad, se llevó a cabo el ensayo de ensuciamiento (PTM=1 bar, caudal=300 L·h⁻¹ y Tª ambiente). Se calculó la evolución del flujo de permeado frente al tiempo al

trabajar con el $E_{f_{sec}}$, cuya representación gráfica se puede ver en la Figura 38. Los datos completos del ensayo se encuentran en el ANEXO I.

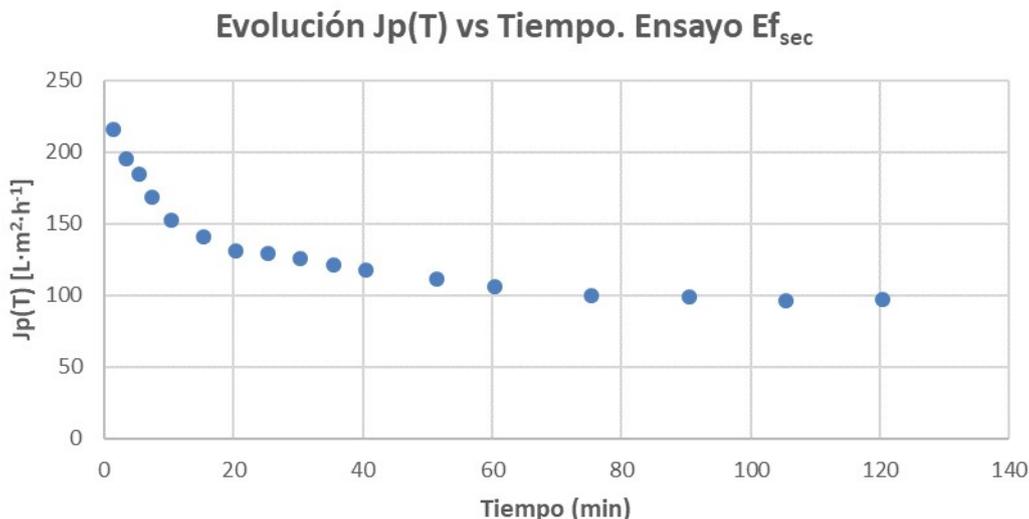


Figura 38. Evolución temporal del $J_p(T)$ utilizando efluente secundario ($E_{f_{sec}}$).

Tal y como se aprecia en la Figura 38 el tiempo de estabilidad de J_p se alcanzó a partir del minuto 70. El ensayo se paró a los 120 minutos, obteniéndose para entonces una reducción del flujo de permeado del 54,7%.

Después de limpiar el sistema con agua osmotizada, tal y como se indica en el apartado de la metodología experimental, se vuelve a calcular la permeabilidad de la membrana. Los datos de $J_p(T)$ para calcular la permeabilidad final tras el ensuciamiento se recogen en la Tabla 10.

Tabla 10. Permeabilidad al agua final. Ensayo con $E_{f_{sec}}$.

<i>Presión</i> [bar]	<i>tiempo</i> [min]	<i>Volumen</i> [mL]	<i>Volumen</i> [L]	<i>Q</i> [$L \cdot h^{-1}$]	<i>Jp</i> [$L \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$]	<i>T</i> (°C)	<i>Jp(T)</i> [$L \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$]
1,1	0,499	18,0	0,018	2,2	216,3	25,1	216,2
1,55	0,500	23,2	0,023	2,8	278,6	24,9	278,7
2	0,502	28,9	0,029	3,4	345,4	24,6	346,9

Y la representación gráfica de los datos se presenta en la Figura 39:

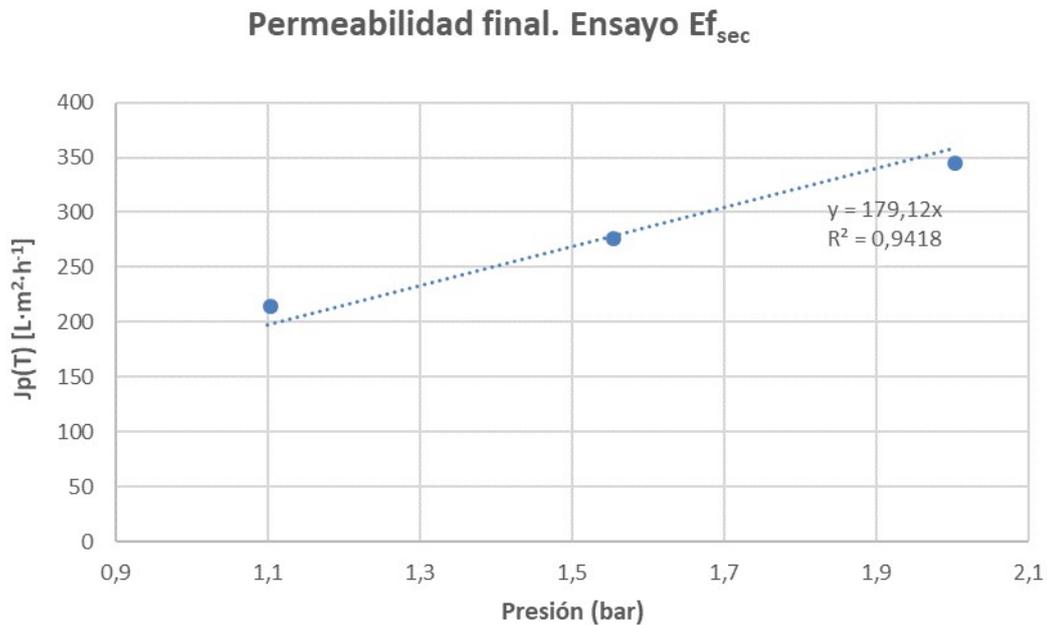


Figura 39. Ajuste lineal para obtener la permeabilidad final. Ensayo con $E_{f_{sec}}$.

Así pues, la permeabilidad final fue de $179,12 L \cdot m^2 \cdot h^{-1}$.

Comparativamente, entre la permeabilidad antes y después del ensuciamiento, se observa una reducción de 12%. El causante de esto es el ensuciamiento no reversible de la membrana.

En segundo lugar, se llevó a cabo en **ensayo de ensuciamiento para el $E_{f_{sec}GAC}$** . Se empezó calculando la permeabilidad de la membrana antes del ensuciamiento.

En la Tabla 11 se muestran los cálculos y datos pertinentes necesarios para la elaboración de la gráfica de la permeabilidad:

Tabla 11. Permeabilidad al agua inicial. Ensayo con $E_{f_{sec}GAC}$.

Presión [bar]	tiempo [min]	Volumen [mL]	Volumen [L]	Q [L·h⁻¹]	J_p [L·m²·h⁻¹]	T (°C)	$J_p(T)$ [L·m²·h⁻¹]
1	0,498	18,9	0,019	2,3	228,5	25,6	227,1
1,5	0,498	27,7	0,028	3,3	333,5	24,6	334,9
2	0,497	36,2	0,036	4,4	436,3	25,6	433,7

Estos datos se representan gráficamente en la Figura 40 para, mediante un ajuste lineal de acuerdo a la Eq. 8, obtener el dato de permeabilidad antes del ensuciamiento para el $E_{f_{sec}GAC}$:

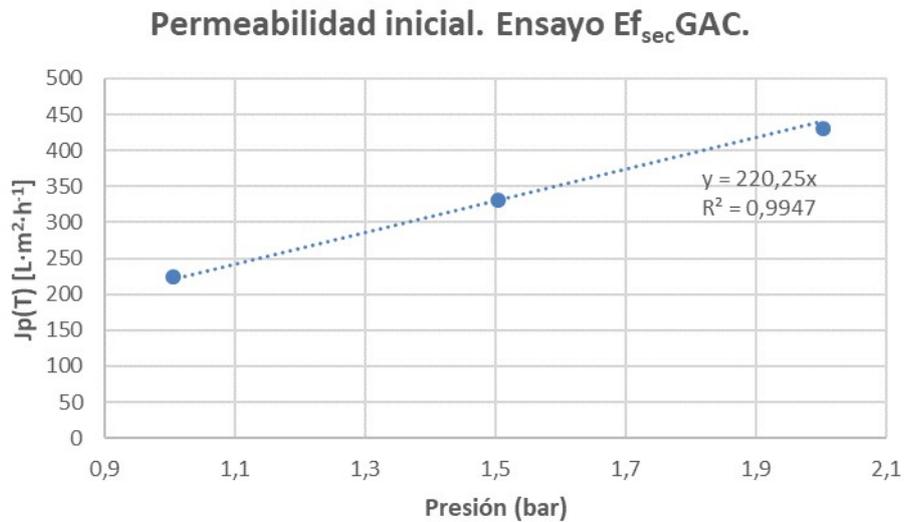


Figura 40. Ajuste lineal permeabilidad antes de ensuciamiento para $E_{f_{sec}GAC}$.

Así pues, el valor de permeabilidad inicial fue de $220,25 L \cdot m^2 \cdot h^{-1}$, un valor bastante cercano al obtenido para la membrana usada en el ensayo con $E_{f_{sec}}$. Esto permitirá llevar a cabo la comparación de ambos ensayos, ya que entre ellos la única diferencia será el efluente tratado y no las condiciones de operación.

A continuación, se introduce el agua tratada $E_{f_{sec}GAC}$ en el sistema, y se toman las medidas de $J_p(T)$ con el tiempo, valores representados en la Figura 41, y cuyos datos se encuentran en el ANEXO I.

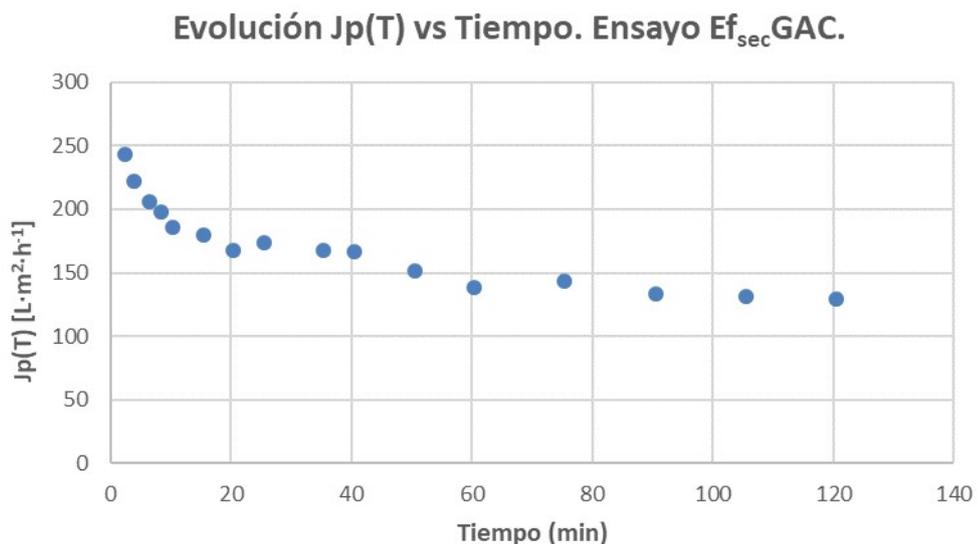


Figura 41. Evolución temporal del $J_p(T)$ utilizando efluente secundario tratado con EPIBON ($E_{f_{sec}GAC}$).

Diseño de una instalación para el tratamiento terciario de un agua residual urbana mediante carbón activo y ultrafiltración.

Tal y como se aprecia en la Figura 41, el flujo estacionario no se alcanza hasta el minuto 90. Tras los 120 minutos de ensayo, se obtuvo una reducción del flux del 46,3%.

Después, se limpió el sistema con agua osmotizada para eliminar el ensuciamiento reversible y se obtuvo la permeabilidad, cuyos datos se recogen en la Tabla 12.

Tabla 12. Permeabilidad al agua final. Ensayo con $E_{f_{sec}GAC}$.

Presión [bar]	tiempo [min]	Volumen [mL]	Volumen [L]	Q [L·h⁻¹]	Jp [L·m⁻²·h⁻¹]	T (°C)	Jp(T) [L·m⁻²·h⁻¹]
1,1	0,496	21,3	0,021	2,6	257,7	25,1	257,3
1,5	0,498	27,3	0,027	3,3	328,6	24,2	331,3
2	0,497	35,0	0,035	4,3	422,7	25,2	421,9

Finalmente, el ajuste lineal de los datos para la obtención de la permeabilidad tras el ensuciamiento se presenta en la siguiente Figura 42.

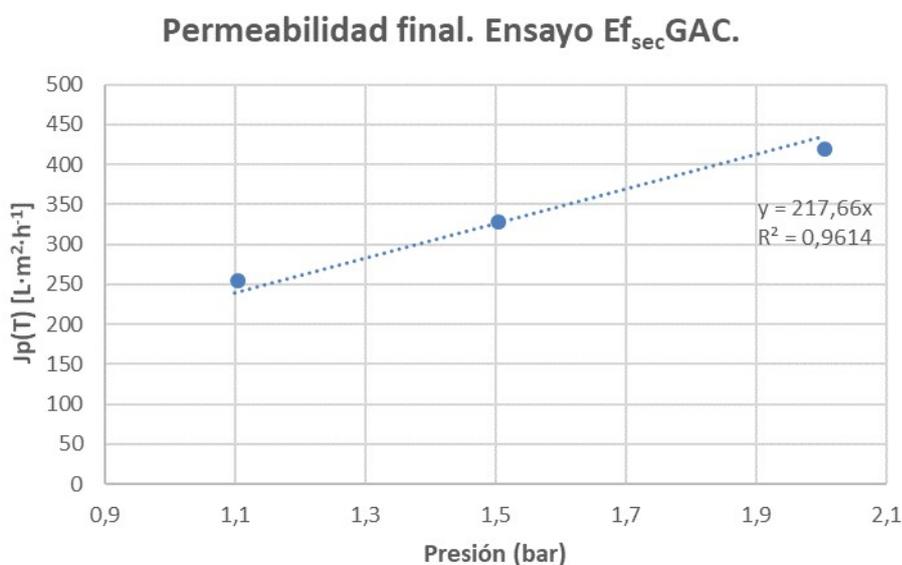


Figura 42. Ajuste lineal permeabilidad final. Ensayo con $E_{f_{sec}GAC}$.

Así pues, el valor de permeabilidad final fue de 217,66 L·m⁻²·h⁻¹, que comparado con el valor de antes del ensuciamiento, 220,25 L·m⁻²·h⁻¹ (Figura 40), tan solo se ha producido una reducción de la permeabilidad del 1%. Es decir, prácticamente todo el ensuciamiento fue reversible.

Comparando este valor con el obtenido en el caso de $E_{f_{sec}}$, que fue del 12%, se puede concluir la notable eficacia del uso del EPIBON para realizar un tratamiento previo al efluente secundario. Por un lado se redujo el ensuciamiento de la membrana, ya que la reducción del Jp para el $E_{f_{sec}}$ fue del 54,7% mientras que para el $E_{f_{sec}GAC}$ fue del 46,3%. Por otro lado, el ensuciamiento producido fue totalmente

Diseño de una instalación para el tratamiento terciario de un agua residual urbana mediante carbón activo y ultrafiltración.

reversible en el caso del $Ef_{sec}GAC$ mientras que al tratar para el Ef_{sec} sería necesaria una limpieza química para recuperar la permeabilidad inicial de la membrana.

Para finalizar, se presenta la Tabla 13 donde se recogen todos los parámetros medidos para los dos efluentes antes del tratamiento de UF (Ef_{sec} y $Ef_{sec}GAC$), como para los permeados obtenidos tras él ($Ef_{sec} + UF$ y $Ef_{sec}GAC + UF$).

Tabla 13. Tabla resumen. DQO, turbidez, y concentración de proteínas antes y después de la UF.

	<i>DQO</i> <i>(mg·L⁻¹)</i>	<i>Turbidez</i> <i>(NTU)</i>	<i>[proteínas]</i> <i>(mg·L⁻¹)</i>
Ef_{sec}	41	0,038	22,88
$Ef_{sec} + UF$	33	0,022	14,77
$Ef_{sec}GAC$	20	0,038	8,48
$Ef_{sec}GAC + UF$	14	0,044	1,93

Tal y como se aprecia en la Tabla 13, la ultrafiltración supone una notable reducción en parámetros como la DQO, puesto que para el caso de Ef_{sec} se reduce en un 19,5% y para el $Ef_{sec}GAC$, del 30%. La turbidez, por otro lado, permanece constante (la variación está en el orden de las centésimas), debido a la prefiltración a 5 μm que eliminó la mayor parte de los sólidos presentes en el efluente secundario. Por último, y como cabía esperar, la concentración de proteínas se reduce en ambos casos al sufrir un proceso de ultrafiltración. Esto se debe a que el tamaño de los poros de la membrana de ultrafiltración es lo suficientemente pequeño como para no dejar pasar a las proteínas debido a su tamaño, tal y como se conoce de la teoría. En el caso de la UF del Ef_{sec} se redujo en un 35,4% la cantidad de proteínas en el permeado, mientras que se alcanzó una reducción del 77,2% en el caso del $Ef_{sec}GAC$.

8. DISEÑO DE LA INSTALACIÓN

El diseño planteado para tratar el efluente secundario de las EDARs consiste en las siguientes etapas: adsorción con carbón activo, filtración y ultrafiltración. Además, se incluye la etapa de regeneración del carbón y la etapa de limpieza de las membranas.

El diseño planteado, corresponde a un tratamiento terciario ya que la corriente de entrada es un efluente secundario. La razón de diseñar únicamente esta parte es que el objeto del TFG es estudiar en cómo influye un tratamiento con carbón activado en el ensuciamiento de las membranas de UF. Todo esto se recoge en un escueto diagrama de bloques como el de la Figura 43.

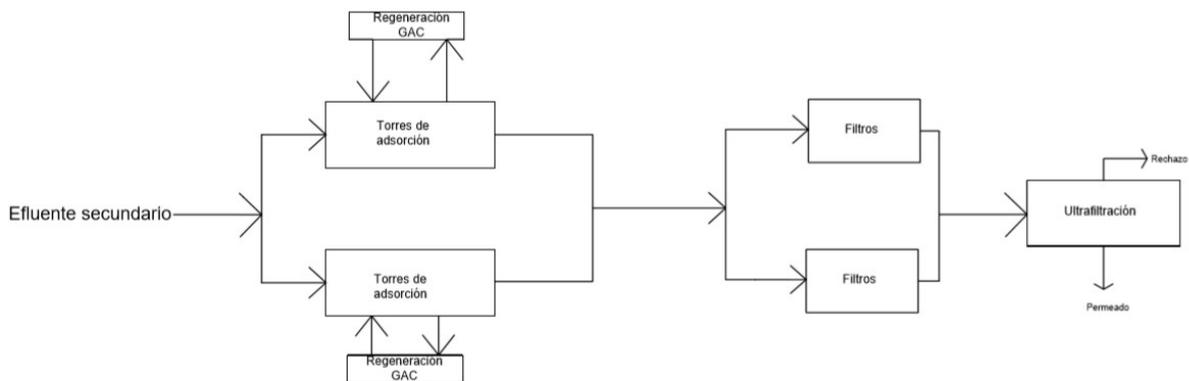


Figura 43. Diagrama de bloques del tratamiento propuesto.

8.1. Etapa de adsorción con carbón activo

Los datos de partida para realizar el diseño de esta etapa y que son el resultado de la parte experimental (apartado 7.1) son:

- Concentración óptima de carbón activo: $45,43 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$
- Tiempo de contacto agua-carbón activo: 88 minutos

En primer lugar, la torre de adsorción se ha de dimensionar en función del caudal de efluente a tratar ($1500 \text{ m}^3\cdot\text{d}^{-1}$) y del tiempo de residencia en la columna, que tal y como se ha optimizado experimentalmente será de 88 minutos. Dado que el caudal de efluente se define como el volumen de un fluido que transcurre por unidad de tiempo, el volumen se obtiene de la siguiente Eq. 13:

$$V = Q * t \quad \text{Eq. 13}$$

donde Q ($\text{m}^3\cdot\text{d}^{-1}$) es el caudal y t (d) es el tiempo de residencia.

Sustituyendo en la ecuación, se obtiene un volumen de 91,7 m³. Sin embargo, el carbón activo que se añade también ocupa un determinado volumen por lo que este dato debe tenerse en cuenta.

Para obtener el volumen que ocupa el carbón activo en la torre de adsorción, se realizó una breve experiencia en el laboratorio. Ésta consistió en determinar el incremento de volumen que generaría el carbón activo al añadirse en la concentración óptima calculada. El volumen escogido para cuantificarlo fue de 250 mL y la cantidad de carbón pesada de 11,36 gramos. Los resultados de la experiencia mostraron un incremento de volumen pequeño de 16 mL, tal y como se aprecia en la Figura 44. Este valor equivale a un 6,4% de volumen adicional.

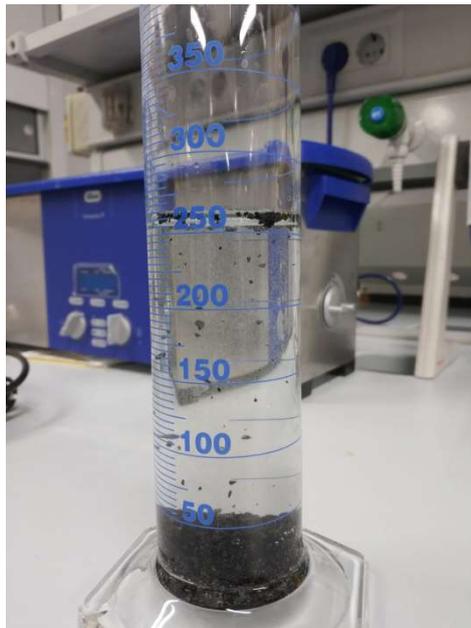


Figura 44. Cálculo del volumen ocupado por el carbón activo a escala de laboratorio.

Por otro lado, a partir de este ensayo se pudo calcular la porosidad del carbón activo empleado por medio de la **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.:**

$$\varepsilon = \frac{\rho_{\text{real}} - \rho_{\text{aparente}}}{\rho_{\text{real}}} \quad \text{Eq. 14}$$

donde ε es la porosidad (adimensional), ρ_{real} es la densidad real del carbón activo ($\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), ρ_{aparente} es la densidad aparente del carbón activo ($\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$).

La densidad real es la masa de carbón dividida por el volumen que ocupa éste, excluyendo los poros del mismo. Ambos datos son conocidos: masa=11,36 gr y volumen= $16\cdot 10^{-3}$ L. Con ello se obtiene que la ρ_{real} del EPIBON es $705 \text{ gr}\cdot\text{L}^{-1}$.

La ρ_{aparente} la proporciona el fabricante (ANEXO II) y tiene un valor de $500 \text{ gr}\cdot\text{L}^{-1}$.

Finalmente, aplicando la **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.** se obtiene una porosidad $\varepsilon=0.29$.

Teniendo en cuenta el % de incremento de volumen que provoca el carbón y, conociendo la concentración óptima de éste, se puede hacer una extrapolación a la EDARU real, donde el caudal de agua a tratar es de $1500\text{m}^3\cdot\text{d}^{-1}$. Por tanto, la cantidad total de carbón activo que habría que añadir diariamente es de:

$$1500 \frac{\text{m}^3}{\text{d}} * 45,43 \frac{\text{kg EPIBON}}{\text{m}^3} = 67,5 \frac{\text{Tm EPIBON}}{\text{d}}$$

Sin embargo, cabe indicar, que la adición no sería diaria ya que el carbón no se satura diariamente. Se supone un tiempo de operación en continuo de 10 días (tiempo supuesto y aproximado, en base a lo observado experimentalmente, como suficiente para el agotamiento del carbón de la columna) hasta pasar a la etapa de regeneración (comentada más adelante).

Por otro lado, teniendo en cuenta que el incremento de volumen que supone la adición del carbón activo es del 6,4%, se tiene que el volumen de la torre de adsorción será:

$$V_{\text{agua}+\text{GAC}} = 91,7 * 1,064 = 97,6 \text{ m}^3$$

Sin embargo, hay que tener un margen de seguridad para que el contenido de la torre nunca rebose. Se establece así un sobredimensionamiento del 15%.

$$V_{\text{Torre adsorción}} = 97,6 * 1,15 = 112,5 \text{ m}^3$$

A partir de este volumen, se puede dimensionar la torre de adsorción. Si se supone una torre cilíndrica de 10 m de altura (H), la base (A_b) poseerá un área de:

$$A_{\text{base}} = \frac{V_{\text{Torre adsorción}}}{H} = \frac{112,5}{10} = 11,25 \text{ m}^2$$

Por último, se calcula el diámetro de la torre a partir del área de su base, suponiendo que se trata de una base circular:

$$A_{\text{base}} = \frac{\pi}{4} * \varnothing^2$$
$$\varnothing_{\text{Torre}} = \sqrt{\frac{A_{\text{base}} * 4}{\pi}} = 3,78 \text{ m}$$

Así pues, resulta una torre de adsorción de 10 metros de altura y 3,78 metros de diámetro.

8.2. Etapa de filtración

Dada la granulometría típica del carbón activo EPIBON la cual está en 1,68-0,42 mm (ficha técnica del ANEXO II), con filtros de 100 micras sería suficiente para separar la mayor parte de las partículas de carbón activo que hubieran podido salir de la torre de adsorción junto con el efluente tratado. Para ello, el filtro escogido es un filtro de agua de mallas de la serie SIMPLEX y de la marca SATI, que cumple tanto con el requerimiento de luz de malla, como con el de caudal que debe tratar.



Figura 45. Filtro Simplex de la marca SATI. **Fuente:** [26]

8.3. Etapa de ultrafiltración

La etapa de UF se dimensiona en función del caudal a tratar y del flujo de permeado de la membrana a utilizar. Como la membrana seleccionada para esta etapa es la misma que la membrana ensayada en el laboratorio, los datos de permeabilidad se extraen de la Figura 37 ($203,77 \text{ L}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{bar}^{-1}$) y Figura 40 ($220,50 \text{ L}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{bar}^{-1}$), que son los datos experimentales. Puesto que la membrana y las condiciones de trabajo de los ensayos van a ser iguales a las de operación, se toma la permeabilidad promedio de ambas experiencias, que tiene un valor de $212,14 \text{ L}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{bar}^{-1}$, como parámetro de diseño.

Conociendo la permeabilidad de la membrana y la presión a la que se trabajará (1 bar), se obtiene la densidad de flujo de permeado J_p , que tendrá un valor de $212,14 \text{ L}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$. A partir de este dato y, conociendo el caudal de agua a tratar ($1500 \text{ m}^3\cdot\text{d}^{-1}$), se puede obtener el área de la membrana necesaria para el tratamiento de dicha cantidad de efluente a partir de la Eq. 6. Así pues, se calcula un área total de membrana de $294,62 \text{ m}^2$.

8.4. Etapa de regeneración

Para la regeneración, se ha seleccionado la vía electroquímica, pues es una técnica innovadora que presenta numerosas ventajas, sobretodo económicas y de eficiencia, tal y como recoge el estudio de un grupo de investigación de la Universidad de Alicante [20]. El esquema del proceso se recoge en la Figura 46:

Diseño de una instalación para el tratamiento terciario de un agua residual urbana mediante carbón activo y ultrafiltración.

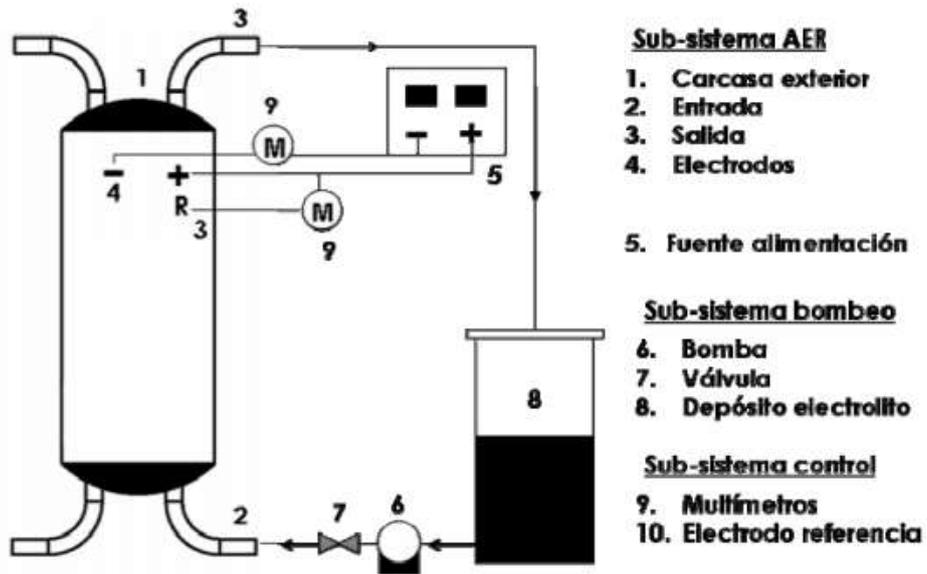


Figura 46. Esquema de funcionamiento de la regeneración electroquímica. Fuente: [20]

Diseño de una instalación para el tratamiento terciario de un agua residual urbana mediante carbón activo y ultrafiltración.

9. DESCRIPCIÓN DE LA INSTALACIÓN DISEÑADA

La instalación diseñada recibe el efluente secundario de una EDAR ($Q_{\text{Diseño}}=1500 \text{ m}^3/\text{d}$), el cual se dirige en primera instancia a la torre de adsorción con carbón activo como adsorbente. La torre de adsorción tiene un volumen total de $112,5 \text{ m}^3$ y unas dimensiones de $3,78 \text{ m}$ de diámetro y 10 metros de alto para asegurar un tiempo de residencia del efluente de 88 minutos . El tanque estará fabricado en acero inoxidable. Dado que cada 10 días debe regenerarse el carbón, la instalación cuenta con otra torre de adsorción en paralelo. De esta manera, cuando una de las torres de adsorción no esté funcionando por regeneración del carbón, la otra seguirá tratando el efluente secundario, de forma que se favorece la operación en continuo. El interior de las torres de adsorción contará con soportes para el carbón activo y así minimizar pérdidas del mismo a través de la corriente de salida.

A continuación, el efluente procedente de la torre de adsorción pasa a la etapa de filtración. El modelo de filtro seleccionado es el SIMPLEX de la casa comercial SATI. El tamaño de filtrado de este modelo es de $100 \mu\text{m}$. Esta etapa contará con dos filtros en paralelo, de forma que no se tenga que detener el tratamiento cuando se realicen operaciones de mantenimiento en uno de los filtros. La limpieza de los filtros se realizará de forma manual, tal y como lo describe el fabricante del modelo escogido. El carbón activo retenido tiene un tamaño de partícula muy pequeño que dificulta su regeneración, es por ello que será retirado y almacenado para el posterior tratamiento por el gestor de residuos autorizado pertinente.

Finalmente, el filtrado pasa a la etapa de Ultrafiltración. Para esta etapa se ha seleccionado la membrana referencia UH030P de la casa comercial Microdyn Nadir, como la empleada en el desarrollo experimental. El área total de membrana necesaria es de $294,62 \text{ m}^2$ y se ha seleccionado una configuración de módulo plano. Según los resultados experimentales, el tratamiento con EPIBON produce un ensuciamiento casi al 100% reversible, por lo que con un simple enjuague con agua de red se recuperaría la permeabilidad inicial de las membranas. Teniendo en cuenta estos resultados, a escala real se realizará un enjuague (limpieza física) para eliminar el ensuciamiento reversible cuando la presión transmembranal de operación alcance el 90% de la presión máxima de operación marcada por el fabricante.

Por otro lado, cuando la permeabilidad de la membrana ya no pudiera recuperarse con enjuagues, habría que llevar a cabo una limpieza química de las membranas. Para ello, la instalación dispone de un tanque donde se cargarán la mezcla de reactivos necesarios. Habitualmente se utiliza NaOH ($\text{pH}=10$) para eliminar la suciedad de tipo orgánico y ácido cítrico (2%) para el de tipo inorgánico. Estas disoluciones de limpieza se dosificarán en la corriente de alimento de las membranas. Durante el proceso de limpieza de las membranas, se desvía el caudal de filtrado a un tanque de almacenamiento desde donde, una vez acabada la limpieza, se desviaría de nuevo su contenido al proceso de membranas.

Para la regeneración del carbón activo se ha seleccionado la **regeneración electroquímica**.

Hay que destacar que todos los equipos tienen válvulas de seguridad para que en caso de que ocurriera cualquier incidente se pudiera vaciar el contenido inmediatamente a unas balsas de contención.

Diseño de una instalación para el tratamiento terciario de un agua residual urbana mediante carbón activo y ultrafiltración.

También se ha introducido un tanque de carbón activo (de 100 m³) donde se almacena para su posterior uso. Un detalle importante del mismo es que posee un filtro de sólidos en su parte superior para evitar la salida al exterior del polvo que inherentemente acompaña al carbón activo. Desde este tanque se transporta el carbón a una báscula, donde se pesa y se dirige a la torre de adsorción por medio de válvulas de sólidos, descritas más adelante.

En cuanto la elección del resto de elementos de los que se compone la instalación, véase bombas y válvulas, se han escogido los modelos descritos a continuación.

Para impulsar todas las corrientes del sistema se ha escogido el modelo WGFP-100 de la marca Pump Tech, ya que se trata una bomba que permite el bombeo de un elevado caudal.

Para la regulación del sistema se emplean válvulas de 3 vías para maximizar el aprovechamiento de las tuberías, las cuales son de la marca OMAL, de acero inoxidable, resistentes a la temperatura y con un diámetro de paso más que suficiente. Las válvulas de seguridad del sistema son de la marca GEMU, para vaciar rápidamente en caso de cualquier imprevisto.

Todo este diseño queda plasmado en el PLANO 1, Diagrama de flujo del proceso.

10. ESTUDIO ECONÓMICO

Los costes de la instalación anteriormente descrita pueden agruparse en distintos grupos:

- Energía empleada
- Mano de obra
- Reactivos

10.1. Energía

La energía empleada es eléctrica, extraída del suministro general eléctrico, y requerida para todo el sistema de bombas y equipos que hacen funcionar la instalación. Se supone que aquellas bombas que funcionan únicamente cuando se produce la limpieza, no se contabilizan. En su lugar se considera que se trabajan las 24 horas del día en meses de 30 días (365 días/año). Se utiliza la tarifa Plan estable de Iberdrola en el año 2018, contratando una potencia mayor a 10kW. El sistema de regeneración electroquímica dura unas 2 horas. Y se supone que se realiza cada 10 días (3 veces al mes) durante 12 meses (1 año)[27].

Descripción	Uds.	Tiempo func. (horas/año)	Potencia req. (kW)	Consumo (kWh/año)	Coste (€/año)
Bomba sumergible Pump Tech	4	8760	1,21	10.600	5753,68
Bomba sumergible Bombas Hasa	2	8760	0,35	3.066	832,11
Sistema de regeneración electroquímica	1	72	13500	972.000	131.900,4
TOTAL					138.486,19

10.2. Mano de obra

A partir de la información extraída en el BOE 2018 se establece como grupo 1 al ingeniero técnico titulado y como grupo 3 a los peones especialistas, con sus respectivos salarios base pactados

Diseño de una instalación para el tratamiento terciario de un agua residual urbana mediante carbón activo y ultrafiltración.

descritos. Se establece un periodo de trabajo mensual de 20 días cada mes, obteniéndose los siguientes costes:

Descripción	Núm.	h/día	Salario base (€/mes)	Coste por hora (€/hora)	Coste anual (€/año)
Ingeniero técnico	1	5	2.086,44	4,346	5.215,2
Peón especializado	2	8	1.398,58	2,913	11.185,92
TOTAL					16.401,12

10.3. Reactivos

Descripción	Cantidad	Coste (€/kg)	Coste anual (€/año)
Electrolito regeneración GAC	1	6.000	6.000
NaOH (kg)	20	8	160
TOTAL			6.160

10.4. Análisis de costes

En total el coste de la instalación supone:

Descripción	Coste anual (€)
Energía	138.486,19
Mano de obra	16.401,12
Reactivos	6.160
TOTAL	161.047,31

Diseño de una instalación para el tratamiento terciario de un agua residual urbana mediante carbón activo y ultrafiltración.

En base a este coste anual de la instalación diseñada, se puede calcular el coste por m³ de agua tratada (C_{m³}) según la siguiente Eq. 15:

$$C_{m^3} = \frac{\text{Coste total anual}}{\text{Caudal agua anual}} \quad \text{Eq. 15}$$

donde los costes anuales ascienden a 413.412,31 euros y el caudal anual se calcula de la siguiente forma:

$$1500 \frac{m^3}{d} * 365 \frac{d}{año} = 547500 \frac{m^3}{año}$$

Por tanto, según la Eq. 15:

$$C_{m^3} = \frac{161.047,31}{547.500} = 0,294 \frac{€}{m^3}$$

Resultando en 0,294 euros el coste por cada m³ de agua tratada.

Diseño de una instalación para el tratamiento terciario de un agua residual urbana mediante carbón activo y ultrafiltración.

11. CONCLUSIONES

En primer lugar, cabe decir que el desarrollo experimental planteado demuestra que el tratamiento planteado para reducir el ensuciamiento de las membranas de UF, usadas como tratamiento terciario de un efluente secundario de una EDARU, es técnicamente viable. Con el tratamiento de adsorción, mediante el carbón activo granular EPIBON, se reduce el porcentaje de proteínas en los SMPs del efluente secundario. Ello tiene un efecto directo sobre las membranas de UF, reduciendo el ensuciamiento de las mismas.

A continuación, se van a detallar las principales conclusiones obtenidas durante el desarrollo de este TFG, que van a incluir tanto las referentes a la labor experimental en el laboratorio, como las obtenidas teóricamente durante el diseño de la instalación.

- Tras los ensayos de adsorción, se ha observado la gran eficacia que presenta el carbón activado granular macroporoso EPIBON YM para la eliminación de proteínas disueltas en agua (se obtiene un valor de mg de proteínas eliminadas por gramo de carbón activo de $0,31 \text{ mg}\cdot\text{gr}^{-1}$).
- Para las concentraciones de EPIBON YM y BSA ensayadas no se alcanza el equilibrio de adsorción. Es decir, incluso tras 240 minutos de ensayo no se alcanza la saturación del mismo. Esto indica la elevada capacidad de adsorción que tiene el carbón activo.
- La adsorción es muy rápida en los primeros minutos, siendo tanto más rápida cuanto menor es la concentración inicial de proteína y mayor es la de carbón. De esta forma, a los 20 minutos ya se había eliminado el 13% de las proteínas inicialmente presentes en el caso más desfavorable (máxima concentración de BSA y mínima de EPIBON) y del 85% en el caso más favorable (mínima concentración de BSA y máxima concentración de EPIBON).
- Se ha demostrado que la adsorción de las proteínas en este carbón activo, se ajustan al modelo de adsorción de Langmuir, que establece la formación de una monocapa de, en el presente caso, proteínas sobre la superficie de cada partícula de carbón activo hasta alcanzar un límite de saturación.
- Tras el estudio de la cinética del proceso de adsorción, se comprobó que el proceso se ajusta bastante bien a un modelo de pseudo-segundo orden (modelo de Ho y McKay), el cuál justifica la elevada velocidad de adsorción observada experimentalmente.
- El tratamiento con $45,43 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ de EPIBON de un efluente secundario real con una concentración inicial de proteínas de $22,88 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ y un tiempo de adsorción de 88 minutos proporcionó una reducción del 61% en la concentración de proteínas, y de más del 50% en el caso de la DQO.
- Tras los ensayos con la planta de UF tratando el efluente real con y sin pretratamiento con EPIBON, se observó una eliminación de proteínas en el permeado del 77% para el agua tratada con carbón activo, y del 35% para el agua real sin tratar.
- Para el diseño de la instalación se concluyó que el mejor método era mediante una torre cilíndrica de adsorción de 10 metros de altura y 3,78 metros de diámetro.

Diseño de una instalación para el tratamiento terciario de un agua residual urbana mediante carbón activo y ultrafiltración.

- Se determinó que era necesaria una superficie de membrana de 294,62 m² para tratar correctamente los 1500 m³·d⁻¹ de efluente secundario.
- El sistema de regeneración idóneo para el presente caso fue la vía electroquímica, un sistema que confiere elevados rendimientos de regeneración con costes energéticos muy bajos en comparación con los métodos tradicionales.

En cuanto a mi valoración personal cabe decir que por el lado técnico, todas las experiencias de laboratorio han sido fructíferas y se han logrado sin contratiempos. Por el lado académico, se ha logrado fortalecer la búsqueda crítica de información, el uso de herramientas informáticas de diseño y de cálculo y toda una serie de capacidades que han permitidos este alumno realizar de forma mucho más autónoma el presente TFG e informes, por supuesto, afianzar y ampliar todo lo aprendido a lo largo del grado. Así pues, todos los aspectos, tanto técnicos como académicos, del presente TFG han sido cumplidos.

12. BIBLIOGRAFÍA

- [1] S. Rengaraj, K.-H. Yeon, S.-H. Moon, Removal of chromium from water and wastewater by ion exchange resins, *J. Hazard. Mater.* 87 (2001) 273–287. doi:10.1016/S0304-3894(01)00291-6.
- [2] N. Azbar, T. Yonar, K. Kestioglu, Comparison of various advanced oxidation processes and chemical treatment methods for COD and color removal from a polyester and acetate fiber dyeing effluent, *Chemosphere.* 55 (2004) 35–43. doi:10.1016/J.CHEMOSPHERE.2003.10.046.
- [3] L. Semerjian, G.M. Ayoub, High-pH–magnesium coagulation–flocculation in wastewater treatment, *Adv. Environ. Res.* 7 (2003) 389–403. doi:10.1016/S1093-0191(02)00009-6.
- [4] D.J. Barker, D.C. Stuckey, A review of soluble microbial products (SMP) in wastewater treatment systems, *Water Res.* 33 (1999) 3063–3082. doi:10.1016/S0043-1354(99)00022-6.
- [5] C. Jarusutthirak, G. Amy, Role of soluble microbial products (SMP) in membrane fouling and flux decline, *Environ. Sci. Technol.* 40 (2006) 969–974. doi:10.1021/es050987a.
- [6] S. Rosenberger, C. Laabs, B. Lesjean, R. Gnirss, G. Amy, M. Jekel, J.-C. Schrotter, Impact of colloidal and soluble organic material on membrane performance in membrane bioreactors for municipal wastewater treatment, *Water Res.* 40 (2006) 710–720. doi:10.1016/J.WATRES.2005.11.028.
- [7] A. Drews, J. Mante, V. Iversen, M. Vocks, B. Lesjean, M. Kraume, Impact of ambient conditions on SMP elimination and rejection in MBRs, *Water Res.* 41 (2007) 3850–3858. doi:10.1016/J.WATRES.2007.05.046.
- [8] F. Çeçen, Activated carbon for water and wastewater treatment [electronic resource] : integration of adsorption and biological treatment, 2nd ed., Weinheim, Germany : Wiley-VCH, c2012., Weinheim, Germany, 2012.
- [9] A. Ding, H. Liang, F. Qu, L. Bai, G. Li, H.H. Ngo, W. Guo, Effect of granular activated carbon addition on the effluent properties and fouling potentials of membrane-coupled expanded granular sludge bed process, *Bioresour. Technol.* 171 (2014) 240–246. doi:10.1016/J.BIORTECH.2014.08.080.
- [10] J. Kim, K. Kim, H. Ye, E. Lee, C. Shin, P.L. McCarty, J. Bae, Anaerobic Fluidized Bed Membrane Bioreactor for Wastewater Treatment, *Environ. Sci. Technol.* 45 (2011) 576–581. doi:10.1021/es1027103.
- [11] M. Králik, Adsorption, chemisorption, and catalysis, *Chem. Pap.* 68 (2014) 1625–1638. doi:10.2478/s11696-014-0624-9.
- [12] Fisorption & chemisorption, (n.d.). <https://www.emedicalprep.com/study-material/chemistry/surface-chemistry/adsorption/>.
- [13] A.T. Mohd Din, B.H. Hameed, A.L. Ahmad, Batch adsorption of phenol onto physiochemical-activated coconut shell, *J. Hazard. Mater.* 161 (2009) 1522–1529. doi:10.1016/j.jhazmat.2008.05.009.
- [14] S. De Gisi, G. Lofrano, M. Grassi, M. Notarnicola, Characteristics and adsorption capacities of

- low-cost sorbents for wastewater treatment: A review, *Sustain. Mater. Technol.* 9 (2016) 10–40. doi:10.1016/j.susmat.2016.06.002.
- [15] Tipos de carbón activo, (n.d.). <http://pyrolysis-technology.com/index.php/research-works/activated-carbon/>.
- [16] M. Boehler, B. Zwickelpflug, J. Hollender, T. Ternes, A. Joss, H. Siegrist, Removal of micropollutants in municipal wastewater treatment plants by powder-activated carbon, *Water Sci. Technol.* 66 (2012) 2115 LP-2121. <http://wst.iwaponline.com/content/66/10/2115.abstract>.
- [17] W. Xing, H.H. Ngo, S.H. Kim, W.S. Guo, P. Hagare, Adsorption and bioadsorption of granular activated carbon (GAC) for dissolved organic carbon (DOC) removal in wastewater, *Bioresour. Technol.* 99 (2008) 8674–8678. doi:10.1016/J.BIORTECH.2008.04.012.
- [18] C. Song, T. Wang, Y. Pan, J. Qiu, Preparation of coal-based microfiltration carbon membrane and application in oily wastewater treatment, *Sep. Purif. Technol.* 51 (2006) 80–84. doi:10.1016/J.SEPPUR.2005.12.026.
- [19] Reactivación de carbón activado granular, (n.d.). <https://www.carbotecnia.info/reactivacion-de-carbon-agotado/> (accessed June 26, 2018).
- [20] Universidad de Alicante, La regeneración electroquímica de carbón activado desplazará a la actual regeneración térmica, *Inno.* (2012) 10.
- [21] THEORETICAL ASPECTS OF MICROFILTRATION AND ULTRAFILTRATION MEMBRANE SYSTEMS, (n.d.). <http://web.utk.edu/~qhe2/MembraneModule/Theory.html> (accessed June 24, 2018).
- [22] E.C. Suloff, Permeability, Diffusivity, and Solubility of Gas and Solute Through Polymers, *Sorption Behav. an Aliphatic Ser. Aldehydes Presence Poly(Ethylene Terephthalate) Blends Contain. Aldehyde Scav. Agents.* (2002) 29–99. doi:10.1017/CBO9781107415324.004.
- [23] Procesos de membrana regulados por la presión., (n.d.). <https://emis.vito.be/en/techniekfiche/ultrafiltration>.
- [24] J.M. Gozávez Zafrilla, Fabricación de membranas de acetato de celulosa aptas para osmosis inversa y nanofiltración mediante el método de inversión de fase., *Universitat Politècnica de València*, 1998. doi:10.4995/Thesis/10251/4281.
- [25] H. Qiu, L. Lv, B. Pan, Q. Zhang, W. Zhang, Q. Zhang, Critical review in adsorption kinetic models, *J. Zhejiang Univ. A.* 10 (2009) 716–724. doi:10.1631/jzus.A0820524.
- [26] No Title, Filtro Simplex. (2018). <http://www.directindustry.es/prod/sati-srl/product-62478-1946729.html> (accessed June 29, 2018).
- [27] Iberdrola, No Title, Plan Establ. (n.d.). <https://www.iberdrola.es/luz/plan-estable> (accessed June 29, 2018).

BIBLIOGRAFÍA CONSULTADA:

Adsorción. (1 de Mayo de 2018). Obtenido de Lenntech: <https://www.lenntech.es/adsorcion.htm>

- Adsorción en sólidos.* (10 de Mayo de 2018). Obtenido de Universidad Miguel Hernández: http://repositorio.innovacionumh.es/Proyectos/P_22CursoMateriales/Montserrat_Varea/wimba/page_07.htm
- Cyclucid: tratamiento terciario.* (29 de Abril de 2018). Obtenido de <http://www.cyclucid.com/tecnologias-aguas-residuales/tratamiento-aguas/tratamiento-terciario/>
- Forward osmosis.* (16 de Mayo de 2018). Obtenido de Forwardosmosistech: <http://www.forwardosmosistech.com/forward-osmosis-membranes/>
- Hidrodinamica.* (5 de Junio de 2018). Obtenido de Ricuti: https://ricuti.com.ar/no_me_salien/hidrodinamica/transp_006.html
- Iupac.* (14 de Mayo de 2018). Obtenido de <http://www.iupac.org/publications/pac/1974/pdf/3703x0423.pdf>
- Materiales adsorbentes: carbón activo.* (10 de Mayo de 2018). Obtenido de Textoscientificos: <https://www.textoscientificos.com/quimica/carbon-activo/materiales-adsorbentes>
- Membrane processes.* (14 de Mayo de 2018). Obtenido de Koshland Science Museum: <https://www.koshland-science-museum.org/water/html/es/Treatment/Membrane-Processes.html>
- Métodos de tratamiento de aguas residuales.* (29 de Abril de 2018). Obtenido de Civilgeeks: <https://civilgeeks.com/2010/09/29/metodos-para-tratamiento-terciario-de-aguas-residuales/>
- Micro y ultrafiltración.* (15 de Mayo de 2018). Obtenido de Lenntech: <https://www.lenntech.es/micro-y-ultra-filtracion.htm>
- Procesos de membranas.* (10 de Mayo de 2018). Obtenido de Fluencecorp: <https://www.fluencecorp.com/es/que-es-un-proceso-de-membranas/>
- Resinas intercambio iónico.* (29 de Abril de 2018). Obtenido de Condorchem: <https://blog.condorchem.com/tag/resinas-de-intercambio-ionico/>
- Superficie específica.* (1 de Mayo de 2018). Obtenido de Scientific Commitees: http://ec.europa.eu/health/scientific_committees/opinions_layman/nanomaterials2012/es/glossary/pqrs/specific-surface-area.htm
- Tratamiento aguas residuales y lodos.* (30 de Abril de 2018). Obtenido de Lhoist: <https://www.lhoist.com/es/market-segment/aguas-residuales-y-lodos>

Diseño de una instalación para el tratamiento terciario de un agua residual urbana mediante carbón activo y ultrafiltración.

Diseño de una instalación para el tratamiento terciario de un agua residual urbana mediante carbón activo y ultrafiltración.



UNIVERSITAT
POLITÈCNICA
DE VALÈNCIA



ESCUELA TÉCNICA
SUPERIOR INGENIEROS
INDUSTRIALES VALENCIA

TRABAJO DE FIN DE GRADO EN INGENIERÍA QUÍMICA

ANEXOS DE LA MEMORIA

Diseño de una instalación para el tratamiento terciario de un agua residual urbana mediante carbón activo y ultrafiltración.

ANEXOS

- ANEXO I. Tablas de datos

BSA (mg/L)	EPIBON (g/L)	Tiempo (min)	BSA efluente (mg/L)					Sin diluir	Real (mg/L)	%Elim.	Abs.
			1	2	3	Media	Desv. stand				
Blanco			3,66	4,39	3,45						
60	60	0	30,54	30,39	30,18	30,37	0,181	91,110	59,97	0,00	2,42
		1	24,44	24,72	24,69	24,62	0,154	73,850	48,72	18,76	1,97
		3	22,31	22,12	22,52	22,32	0,200	66,950	44,22	26,26	1,78
		5	21,46	21,38	21,42	21,42	0,040	64,260	42,47	29,18	1,71
		10	19,48	19,2	19,44	19,37	0,151	58,120	38,47	35,86	1,55
		20	17,09	16,79	16,57	16,82	0,261	50,450	33,47	44,20	1,35
		30	13,69	13,76	13,78	13,74	0,047	41,230	27,46	54,22	1,11
		45	11,13	10,94	11	11,02	0,097	33,070	22,14	63,09	0,89
		60	9,32	9,09	9,11	9,17	0,127	27,520	18,52	69,12	0,75
		90	6,22	6,34	6,24	6,27	0,064	18,800	12,84	78,60	0,52
		120	4,42	4,61	4,28	4,44	0,166	13,310	9,26	84,57	0,37
		180	1,7	1,53	1,52	1,58	0,101	4,750	3,68	93,87	0,15
240	0,3	0,41	0,44	0,38	0,074	1,150	1,33	97,78	0,05		
BSA (mg/L)	EPIBON (g/L)	Tiempo (min)	BSA efluente (mg/L)					Sin diluir	Real (mg/L)	%Elim.	Abs.
			1	2	3	Media	Desv. stand				
Blanco			3,78	3,84	3,6				0,00		
60	45	0	30,54	30,39	30,18	30,37	0,181	91,110	59,97	0,00	2,42
		1	25,33	25,4	25,62	25,45	0,151	76,350	50,35	16,04	2,03
		3	24,55	24,51	24,5	24,52	0,026	73,560	48,53	19,08	1,96
		5	23,26	23,57	23,52	23,45	0,166	70,350	46,44	22,57	1,87
		10	22,37	21,93	22,23	22,18	0,225	66,530	43,95	26,72	1,77
		20	19,98	20,02	19,98	19,99	0,023	59,980	39,68	33,84	1,60
		30	18,52	18,52	18,4	18,48	0,069	55,440	36,72	38,77	1,48
		45	16,25	15,85	16,15	16,08	0,208	48,250	32,03	46,59	1,29
		60	14,81	14,75	14,7	14,75	0,055	44,260	29,43	50,92	1,19
		90	11,99	11,55	11,7	11,75	0,224	35,240	23,55	60,73	0,95
		120	9,77	9,71	9,98	9,82	0,142	29,460	19,78	67,01	0,80
		180	7,72	6,84	6,72	7,09	0,546	21,280	14,45	75,90	0,58
240	4,04	3,89	4,04	3,99	0,087	11,970	8,38	86,02	0,34		

Diseño de una instalación para el tratamiento terciario de un agua residual urbana mediante carbón activo y ultrafiltración.

BSA (mg/L)	EPIBON (g/L)	Tiempo (min)	BSA efluente (mg/L)					Sin diluir	Real (mg/L)	%Elim.	Abs.
			1	2	3	Media	Desv. stand				
Blanco			3,66	4,39	3,45				0,000		
60	30	0	30,54	30,39	30,18	30,37	0,181	91,110	59,97	0,00	2,42
		1	26,72	26,57	26,25	26,51	0,240	79,540	52,43	12,58	2,12
		3	25,35	25,26	25,43	25,35	0,085	76,040	50,15	16,38	2,02
		5	24,26	24,29	23,97	24,17	0,177	72,520	47,85	20,21	1,93
		10	22,81	22,96	22,88	22,88	0,075	68,650	45,33	24,41	1,83
		20	21,75	21,77	21,64	21,72	0,070	65,160	43,06	28,21	1,74
		30	20,12	20,1	20,13	20,12	0,015	60,350	39,92	33,43	1,61
		45	18,44	18,64	18,72	18,60	0,144	55,800	36,96	38,38	1,49
		60	17,63	17,55	17,45	17,54	0,090	52,630	34,89	41,83	1,41
		90	15,72	15,08	15,28	15,36	0,327	46,080	30,62	48,95	1,24
		120	13,85	14,03	14,11	14,00	0,133	41,990	27,95	53,39	1,13
		180	10,75	10,59	10,24	10,53	0,261	31,580	21,17	64,71	0,85
240	8,59	8,69	8,62	8,63	0,051	25,900	17,46	70,88	0,70		
Blanco			3,66	4,39	3,45				0,000		
60	15	0	30,54	30,39	30,18	30,37	0,181	91,110	59,97	0,00	2,42
		1	29,03	28,92	29,26	29,07	0,173	87,210	57,43	4,24	2,32
		3	28,16	28,15	28,2	28,17	0,026	84,510	55,67	7,17	2,25
		5	27,45	27,75	27,7	27,63	0,161	82,900	54,62	8,92	2,20
		10	27,73	27,91	27,9	27,85	0,101	83,540	55,04	8,23	2,22
		20	26,58	26,28	26,71	26,52	0,221	79,570	52,45	12,54	2,12
		30	26,02	25,88	25,48	25,79	0,280	77,380	51,02	14,92	2,06
		45	25,72	25,24	25,48	25,48	0,240	76,440	50,41	15,95	2,03
		60	24,7	24,74	24,82	24,75	0,061	74,260	48,99	18,32	1,98
		90	23,65	23,58	23,97	23,73	0,208	71,200	46,99	21,64	1,90
		120	22,83	22,84	22,95	22,87	0,067	68,620	45,31	24,45	1,83
		180	20,43	21,57	21,53	21,18	0,647	63,530	41,99	29,98	1,69
240	19,15	19,27	19,48	19,30	0,167	57,900	38,32	36,10	1,55		

Diseño de una instalación para el tratamiento terciario de un agua residual urbana mediante carbón activo y ultrafiltración.

BSA (mg/L)	EPIBON (g/L)	Tiempo (min)	BSA efluente (mg/L)					Sin diluir	Real (mg/L)	%Elim	Abs.
			1	2	3	Media	Desv. stand				
Blanco			3,38	3,66	4,5						
40	60	0	33,71	33,33	34,02	33,69	0,35	67,37	44,50	0,00	1,80
		1	28,75	29,18	28,94	28,96	0,22	57,91	38,33	13,86	1,55
		3	24,39	24,89	24,55	24,61	0,26	49,22	32,67	26,59	1,32
		5	24,77	25,54	24,46	24,92	0,56	49,85	33,07	25,68	1,33
		10	21,53	21,64	21,39	21,52	0,13	43,04	28,64	35,65	1,16
		20	17,59	17,65	17,55	17,60	0,05	35,19	23,52	47,14	0,95
		30	16,55	16,16	16,3	16,34	0,20	32,67	21,88	50,83	0,88
		45	12,74	15,15	12,62	13,50	1,43	27,01	18,19	59,13	0,73
		60	10,42	10,02	9,9	10,11	0,27	20,23	13,77	69,07	0,56
		90	13,18	13,09		13,14	0,06	13,14	9,14	79,45	0,37
		120	8,86	8,77		8,82	0,06	8,82	6,33	85,78	0,26
		180	4,4			4,40	#iDIV/0!	4,40	3,45	92,25	0,14
240	1,3	1,46		1,38	0,11	1,38	1,48	96,67	0,06		
BSA (mg/L)	EPIBON (g/L)	Tiempo (min)	BSA efluente (mg/L)					Sin diluir	Real (mg/L)	%Elim	Abs.
Blanco			1	2	3	Media	Desv. stand				
Blanco			2,93	1,77	1,04				0,00		
40	45	0	33,71	33,33	34,02	33,69	0,35	67,37	44,50	0,00	1,80
		1	31,17	31,09	31,27	31,18	0,09	62,35	41,23	7,35	1,66
		3	28,63	28,52	28,67	28,61	0,08	57,21	37,88	14,88	1,53
		5	28,88	28,47	28,64	28,66	0,21	57,33	37,95	14,72	1,53
		10	25,96	26,12	26,32	26,13	0,18	52,27	34,65	22,13	1,40
		20	23,89	23,76	23,62	23,76	0,14	47,51	31,55	29,09	1,27
		30	22,1	22,03	22,25	22,13	0,11	44,25	29,43	33,87	1,19
		45	18,97	19,09	19,05	19,04	0,06	38,07	25,40	42,92	1,02
		60	17,09	17,12	17,01	17,07	0,06	34,15	22,84	48,67	0,92
		90	14,4	13,82	13,97	14,06	0,30	28,13	18,92	57,49	0,76
		120	11,28	11,29	11,09	11,22	0,11	22,44	15,21	65,82	0,61
		180	7,73	8,19	7,48	7,80	0,36	15,60	10,75	75,84	0,43
240	5,38	5,54	5,36	5,43	0,10	10,85	7,66	82,80	0,31		
BSA (mg/L)	EPIBON (g/L)	Tiempo (min)	BSA efluente (mg/L)					Sin diluir	Real (mg/L)	%Elim	Abs.
Blanco			1	2	3	Media	Desv. stand				
Blanco			2,93	1,77	1,04				0,00		
40	30	0	33,71	33,33	34,02	33,69	0,35	67,37	44,50	0,00	1,80
		1	31,24	31,41	30,93	31,19	0,24	62,39	41,25	7,31	1,66
		3	29,56	29,69	29,66	29,64	0,07	59,27	39,22	11,87	1,58
		5	28,86	29,13	29,32	29,10	0,23	58,21	38,52	13,43	1,55

Diseño de una instalación para el tratamiento terciario de un agua residual urbana mediante carbón activo y ultrafiltración.

		10	27,02	27,08	26,97	27,02	0,06	54,05	35,81	19,52	1,44	
		20	24,93	25,12	25,05	25,03	0,10	50,07	33,22	25,35	1,34	
		30		24,72	24,38	24,55	0,24	49,10	32,59	26,77	1,31	
		45		21,81	21,9	21,86	0,06	43,71	29,07	34,66	1,17	
		60	20,89	21,04	21,12	21,02	0,12	42,03	27,98	37,12	1,13	
		90	18,69	18,8	18,37	18,62	0,22	37,24	24,86	44,14	1,00	
		120	16,34	16,47	16,46	16,42	0,07	32,85	21,99	50,58	0,89	
		240	10,25	10,06	10,03	10,11	0,12	20,23	13,77	69,07	0,56	
BSA (mg/L)	EPIBON (g/L)	Tiempo (min)	BSA efluente (mg/L)					Desv. stand	Sin diluir	Real (mg/L)	%Elim	Abs.
			1	2	3	Media						
Blanco			3,79	4,27	4,77				0,00			
40	15	0	33,71	33,33	34,02	33,69	0,35	67,37	44,50	0,00	1,80	
		1	32,18	31,68	31,79	31,88	0,26	63,77	42,15	5,28	1,70	
		3	31,41	31,01	31,04	31,15	0,22	62,31	41,20	7,42	1,66	
		5	31,34	30,9	30,91	31,05	0,25	62,10	41,06	7,72	1,66	
		10	29,84	29,84	29,92	29,87	0,05	59,73	39,52	11,19	1,59	
		20	28,42	28,39	28,42	28,41	0,02	56,82	37,62	15,46	1,52	
		30	27,6	28,26	27,16	27,67	0,55	55,35	36,66	17,62	1,48	
		45	27,01	27,01	27,01	27,01	0,00	54,02	35,79	19,56	1,44	
		60	26,48	26,3	26,25	26,34	0,12	52,69	34,93	21,51	1,41	
		90	24,72	24,95	24,92	24,86	0,13	49,73	33,00	25,85	1,33	
		120	23,39	23,11	23,01	23,17	0,20	46,34	30,79	30,81	1,24	
		180	21,22	21,37	21,52	21,37	0,15	42,74	28,44	36,09	1,15	
		240	19,44	19,3	19,38	19,37	0,07	38,75	25,84	41,94	1,04	

BSA (mg/L)	EPIBON (g/L)	Tiempo (min)	BSA efluente (mg/L)					Desv. stand	Real (mg/L)	%Elim	Abs.
			1	2	3	Media					
Blanco			3,9	3,78	4,35						
15	60	0	21,4	21,28		21,34	0,08	14,49	0,00	0,58	
		2	15,8	15,94	15,81	15,85	0,08	10,91	24,70	0,44	
		5	13,42	13,46	13,25	13,38	0,11	9,30	35,82	0,38	
		10	10,22	9,99	10,26	10,16	0,15	7,20	50,31	0,29	
		15	8,54	8,39	8,42	8,45	0,08	6,09	57,98	0,25	
		20	6,79	6,83	6,67	6,76	0,08	4,99	65,57	0,20	
		30	4,51	4,44	4,47	4,47	0,04	3,50	75,87	0,14	
		45	2,77	2,74	2,33	2,61	0,25	2,28	84,24	0,09	
		60	1,53	1,02	1,09	1,21	0,28	1,37	90,54	0,06	
		90	0	0,01	0,07	0,03	0,04	0,60	95,88	0,02	
		120	0	0	0	0,00	0,00	0,00	100,00	0,02	
		180	0	0	0	0,00	0,00	0,00	100,00	0,02	

Diseño de una instalación para el tratamiento terciario de un agua residual urbana mediante carbón activo y ultrafiltración.

		240	0	0	0	0,00	0,00	0,00	100,00	0,02
BSA (mg/L)	EPIBON (g/L)	Tiempo (min)	BSA efluente (mg/L)					Real (mg/L)	%Elim	Abs.
			1	2	3	Media	Desv. stand			
Blanco			3,78	3,9	4,38			0,000		
15	45	0	21,4	21,28		21,34	0,08	14,49	0,00	0,58
		2	17,27	17,97	17,64	17,63	0,35	12,07	16,70	0,49
		5	15,17	15,39		15,28	0,16	10,54	27,26	0,43
		10	13,65	13,17	12,85	13,22	0,40	9,20	36,51	0,37
		15	11,31	11,55	11,29	11,38	0,14	8,00	44,79	0,32
		20	10,58	10,32	10,37	10,42	0,14	7,37	49,11	0,30
		30	8,63	8,45	8,28	8,45	0,18	6,09	57,97	0,25
		45		5,92	6,88	6,40	0,68	4,75	67,21	0,19
		60	3,93	4,3	4,49	4,24	0,28	3,34	76,92	0,13
		90	0	0	0	0,00	0,00	0,00	100,00	0,02
		120	0	0	0	0,00	0,00	0,00	100,00	0,02
		180	0	0	0	0,00	0,00	0,00	100,00	0,02
		240	0	0	0	0,00	0,00	0,00	100,00	0,02
BSA (mg/L)	EPIBON (g/L)	Tiempo (min)	BSA efluente (mg/L)					Real (mg/L)	%Elim	Abs.
			1	2	3	Media	Desv. stand			
Blanco			3,35	3,46	3,22					
15	30	0	21,4	21,28		21,34	0,08	14,49	0,00	0,58
		2	18,29	18,47	19,67	18,81	0,75	12,84	11,38	0,52
		5	17,41	17,28	17,34	17,34	0,07	11,89	17,98	0,48
		10	16	16,07	16,25	16,11	0,13	11,08	23,54	0,45
		15	15,02	14,86	14,94	14,94	0,08	10,32	28,79	0,42
		20	14,09	14,13	14,23	14,15	0,07	9,80	32,34	0,40
		30	12,39	12,36	12,57	12,44	0,11	8,69	40,04	0,35
		45	10,83	10,92	10,8	10,85	0,06	7,65	47,19	0,31
		60	10,1	9,36	9,65	9,70	0,37	6,91	52,35	0,28
		90	7,31	7,29	6,91	7,17	0,23	5,25	63,74	0,21
		120	5,55	5,15	5,09	5,26	0,25	4,01	72,32	0,16
		180	3,05	2,87	2,69	2,87	0,18	2,45	83,09	0,10
		240	1,05	1,27	1,45	1,26	0,20	1,40	90,34	0,06
BSA (mg/L)	EPIBON (g/L)	Tiempo (min)	BSA efluente (mg/L)					Real (mg/L)	%Elim	Abs.
			1	2	3	Media	Desv. stand			
Blanco			3,38	3,62	3,68					
15	15	0	21,4	21,28		21,34	0,08	14,49	0,00	0,58
		2	19,67	19,8	19,9	19,79	0,12	13,48	6,97	0,54
		5	19,15	19,08	19,26	19,16	0,09	13,07	9,79	0,53
		10	18,41	19,13	18,47	18,67	0,40	12,75	12,01	0,51
		15	17,57	17,74	17,42	17,58	0,16	12,04	16,93	0,49

Diseño de una instalación para el tratamiento terciario de un agua residual urbana mediante carbón activo y ultrafiltración.

	20	17,51	17,66	17,5	17,56	0,09	12,03	17,02	0,49
	30	16,78	16,69	16,78	16,75	0,05	11,50	20,65	0,46
	45	15,74	15,88	15,82	15,81	0,07	10,89	24,86	0,44
	60	14,78	15,11	15,32	15,07	0,27	10,40	28,21	0,42
	90	13,48	13,9	13,25	13,54	0,33	9,41	35,07	0,38
	120	11,78	12,9	12,22	12,30	0,56	8,60	40,67	0,35
	180	9,76	9,49	9,69	9,65	0,14	6,87	52,60	0,28
	240	7,6	7,87	7,86	7,78	0,15	5,65	61,01	0,23

BSA (mg/L)	EPIBON (g/L)	Tiempo (min)	BSA efluente (mg/L)					Real (mg/L)	%Elim	Abs.
			1	2	3	Media	Desv. stand			
Blanco			3,37	4,17	3,32					
7	60	0	10,5	11,22	10,2	10,64	0,52	7,52	0,00	0,30
		2	6,59	6,46	6,84	6,63	0,19	4,90	34,78	0,20
		5	5,17	4,58	4,52	4,76	0,36	3,68	51,03	0,15
		10	2,71	2,49	2,41	2,54	0,16	2,23	70,28	0,09
		15	1,33	1,49	1,58	1,47	0,13	1,54	79,56	0,06
		20	0,57	0,94	0,94	0,82	0,21	1,11	85,20	0,04
		30	0	0	0,02	0,01	0,01	0,58	92,22	0,02
		45	0	0	0	0,00	0,00	0,00	100,00	0,02
		60	0	0	0	0,00	0,00	0,00	100,00	0,02
		90	0	0	0	0,00	0,00	0,00	100,00	0,02
		120	0	0	0	0,00	0,00	0,00	100,00	0,02
		180	0	0	0	0,00	0,00	0,00	100,00	0,02
		240	0	0	0	0,00	0,00	0,00	100,00	0,02
BSA (mg/L)	EPIBON (g/L)	Tiempo (min)	BSA efluente (mg/L)					Real (mg/L)	%Elim	Abs.
Blanco			1	2	3	Media	Desv. stand			
7	45	0	10,5	11,22	10,2	10,64	0,52	7,52	0,00	0,30
		2	7,32	7,86	7,47	7,55	0,28	5,50	26,80	0,22
		5	5,92	5,62	5,92	5,82	0,17	4,37	41,80	0,18
		10	4,2	4	3,93	4,04	0,14	3,22	57,21	0,13
		15	3,21	3,17	3,19	3,19	0,02	2,66	64,61	0,11
		20	1,36	1,22	1,05	1,21	0,16	1,37	81,79	0,06
		30	0	0,17	0,1	0,09	0,09	0,64	91,50	0,03
		45	0	0	0	0,00	0,00	0,00	100,00	0,02
		60	0	0	0	0,00	0,00	0,00	100,00	0,02
		90	0	0	0	0,00	0,00	0,00	100,00	0,02
		120	0	0	0	0,00	0,00	0,00	100,00	0,02
		180	0	0	0	0,00	0,00	0,00	100,00	0,02
		240	0	0	0	0,00	0,00	0,00	100,00	0,02

Diseño de una instalación para el tratamiento terciario de un agua residual urbana mediante carbón activo y ultrafiltración.

BSA (mg/L)	EPIBON (g/L)	Tiempo (min)	BSA efluente (mg/L)					Real (mg/L)	%Elim	Abs.
			1	2	3	Media	Desv. stand			
Blanco			4,02	4,03						
7	30	0	10,5	11,22	10,2	10,64	0,52	7,52	0,00	0,30
		2	7,94	7,85	8,13	7,97	0,14	5,78	23,13	0,23
		5	6,52	6,67	6,67	6,62	0,09	4,90	34,87	0,20
		10	6,06	5,67	5,69	5,81	0,22	4,37	41,92	0,18
		20	4,34	3,91	4,07	4,11	0,22	3,26	56,66	0,13
		30	2,68	2,7	2,9	2,76	0,12	2,38	68,34	0,10
		45	1,8	1,87	1,86	1,84	0,04	1,78	76,29	0,07
		60	0,91	0,95	1,23	1,03	0,17	1,25	83,35	0,05
		90	0,1	0,02	0,06	0,06	0,04	0,62	91,76	0,02
		120	0	0	0	0,00	0,00	0,00	100,00	0,02
		180	0	0	0	0,00	0,00	0,00	100,00	0,02
240	0	0	0	0,00	0,00	0,00	100,00	0,02		
Blanco			3,66	4,39	3,45					
7	15	0	10,5	11,22	10,2	10,64	0,52	7,52	0,00	0,30
		2	8,51	8,63	8,95	8,70	0,23	6,25	16,85	0,25
		5	7,86	7,89	8,1	7,95	0,13	5,76	23,33	0,23
		10	8	7,91	7,7	7,87	0,15	5,71	24,02	0,23
		15	6,76	7,37	7,28	7,14	0,33	5,23	30,38	0,21
		20	6,31	6,44	6,36	6,37	0,07	4,73	37,03	0,19
		30	5,8	5,7	5,88	5,79	0,09	4,36	42,04	0,18
		45	5,37	4,88	5,04	5,10	0,25	3,90	48,08	0,16
		60	4,72	4,68	4,75	4,72	0,04	3,65	51,37	0,15
		90	3,04	3,52	3,22	3,26	0,24	2,71	64,01	0,11
		120	2,39	2,52	2,19	2,37	0,17	2,12	71,76	0,09
		180	1,18	1,33	1,26	1,26	0,08	1,40	81,38	0,06
		240	0,48	0,79	0,4	0,56	0,21	0,94	87,45	0,04

- ANEXO II. Fichas técnicas



Epibon YM 1240

CARBÓN ACTIVADO GRANULAR AGLOMERADO

El carbón activado *Epibon YM 1240* es un carbón granular de alta calidad aglomerado. Por su alta dureza, el carbón *Epibon YM 1240* puede ser utilizado en columnas de lecho fijo o lecho móvil, con un mínimo de pérdidas durante los procesos de contralavado y regeneración.

Puede ser utilizado en aplicaciones que requieren de un carbón de alta pureza. Está especialmente indicado para la decoloración y purificación de soluciones como la glucosa, jarabes, ácidos orgánicos y ácidos inorgánicos entre otros. El carbón activado *Epibon YM 1240* cumple con los requisitos de la Food Chemicals Codex (7th Edition, 2010).

ESPECIFICACIONES	VALOR TIPICO	UNIDADES	METODO
Número de Yodo (<i>min.</i>)	1.000	mg/g	ASTM 4607
Granulometría	12x40 (1,68- 0,42)	US Std. Sieve (mm)	ASTM 2862
Humedad al ensacar (<i>máx.</i>)	5	%	ASTM 2867
Densidad aparente	500 ±20	Kg/m ³	ASTM 2854
CARACTERÍSTICAS TÍPICAS			
Área superficial (<i>min.</i>)	1.050	m ² /g	Método BET
pH del extracto acuoso	9,0- 11,0		ASTM 3838
Talla efectiva	0,6 – 0,7	mm	
Coficiente Uniformidad	1,7	mm	
Resistencia a la Abrasión	95	wt. %	

* Disponibilidad de otras granulometrías

Última revisión: Agosto 2017

Forma de suministro: camión cisterna, big-bags ó sacos de 25 Kg.
Cumple con la norma EN-12915_1 para su aplicación en agua potable
Cumple con el Reglamento REACH de carbones activados
Número de Registro Sanitario de Industrias: 31.01643/B

ChiemiVall, S.L. C/ Comunicacions, 9 Pol. Ind, Santa Rita 08755 Castellbisbal (Barcelona)
Tel.-93 715 67 29 Fax.-93 725 13 70 // 91 424 06 43 E-Mail: administracion@carbonactivo.com
www.carbonactivo.com

Diseño de una instalación para el tratamiento terciario de un agua residual urbana mediante carbón activo y ultrafiltración.

Product Specification



NADIR® UH030 P Ultrafiltration Membrane

With a nominal molecular weight cut-off (M.W.C.O.) of 30,000 Daltons, NADIR® UH030 flat sheet is a hydrophilic polyethersulfone (PESH) membrane that can be configured in a wide variety of element designs for food, dairy and process separations as well as water purification. UH030 membrane sheet is available in dry flat sheet rolls and is FDA compliant.

Membrane Characteristics

Membrane Chemistry	Backing Material	Nominal M.W.C.O (Da)	Thickness (µm)
Hydrophilic Polyethersulfone (PESH)	Polypropylene	30,000	210 - 250

Permeability LMH/bar (GFD/psi) ^a	PVP K30 Retention (%) ^b	pH Range	Chlorine Tolerance ^c
≥ 35.0 (≥ 1.4)	78.0 – 86.0	0.0 – 14.0	200 ppm (sanitization) at pH ≥ 10.5

^a Test conditions: Clean water, 4 bar (58 psi), 20°C (68°F), crossflow operation. Membrane specifications may change without notice as design revisions occur.
^b Test conditions: 2% PVP K30, 4 bar (58 psi), 20°C (68°F), crossflow operation.
^c For daily short term cleaning: maximum 30°C (120°F), 30 min.

Important Information

- Standard Sizes:** NADIR flat sheet membrane is available in an A4 sample size of 210 mm x 297 mm (8.27 in x 11.69 in) and in a nominal roll size of 150 m x 1016 mm (492 ft x 40.0 in). Custom lengths may be available on request.
- Initial Flush:** MICRODYN-NADIR recommends flushing membrane for 30 minutes and discarding permeate during the flush prior to operation.
- Storage:** Membrane shipped dry should be stored away from direct sunlight in a cool, dry place. Please see *Membrane Storage Guide – Flat Sheet Membrane (TSG-O-011)*.

Solving Unmet Needs with Customized Products



Headquarters
 MICRODYN-NADIR GmbH
 Building D512
 Kasteler Straße 45
 65203 Wiesbaden
 Germany
 info@microdyn-nadir.de
 www.microdyn-nadir.de

USA Office
 MICRODYN-NADIR US, Inc.
 93 South La Patera Lane
 Goleta, CA 93117
 USA
 info@microdyn-nadir.com
 www.microdyn-nadir.com/en
 www.microdyn-nadir.com/trisep

China Office
 MICRODYN-NADIR (Xiamen) Co. Ltd.
 No. 66 Jinting North Road Xinglin
 Xiamen, China 361022
 infochina@microdyn-nadir.com

Singapore Office
 MICRODYN-NADIR Singapore Pte. Ltd.
 18 Tuas Avenue #
 639233 Singapore
 info@microdyn-nadir.com

Revised Jan. 25, 2018

Diseño de una instalación para el tratamiento terciario de un agua residual urbana mediante carbón activo y ultrafiltración.

FILTRO DE AGUA / DE CARTUCHO / DE CESTA SIMPLE / DE TAMIZ SIMPLEX



Contactar directamente con el proveedor



OBTENER PRESUPUESTO



ENVIAR UNA PREGUNTA



RECIBIR DOCUMENTACIÓN

Encontrar al distribuidor más cercano



DÓNDE COMPRAR

Características

- **Elemento filtrado:**
de agua
- **Tamaño de filtrado:**
Máx.: 2.000 µm
Mín.: 25 µm
- **Tipo:**
de cartucho, de cesta simple, de tamiz,
de malla metálica
- **Presión de funcionamiento:**
Máx.: 16 bar (232,06 psi)
Mín.: 1 bar (14,504 psi)
- **Otras características:**
vertical, en Y, de acero inoxidable, para
el tratamiento de aguas crudas, de alto
caudal, dúplex, horizontal, para agua de
procesos, de tela metálica, para agua
de mar, estático, magnético, para
sistemas de refrigeración, para torre de
refrigeración, para agua potable, para
uso industrial, de proceso, para HVAC,
para aguas pluviales, para tratamiento
de aguas, para la separación, de acero
- **Caudal:**
Máx.: 1.000 m³/h (35.314,667 ft³/h)
Mín.: 1 m³/h (35,315 ft³/h)

Descripción

Los SIMPLEX son filtros de malla o limpieza manual con el cuerpo de acero inoxidable, disponibles en las configuraciones Y, L, O. El cartucho interno está disponible en tejido filtrante de poliéster (PE) insertado entre dos soportes de malla de acero inoxidable AISI 316, o completamente de acero inoxidable AISI 316 en la versión de doble capa REPS. Estas soluciones ofrecen una gama de filtración de 2000 hasta 25 µm. Los SIMPLEX son idóneos como filtros de protección, para el tratamiento de aguas de pozos, ríos, canales y aguas con bajo contenido de materia sólida en suspensión. Son fácilmente desmontables para consentir la inspección interna y realizar la limpieza, y están preparados para poder ser automatizados. Los filtros se presentan con los manómetros y la válvula de vaciado.

Ver el catálogo

Más información en la página web de SATI S.r.l.

Diseño de una instalación para el tratamiento terciario de un agua residual urbana mediante carbón activo y ultrafiltración.

VÁLVULA DE BOLA / DE PALANCA / DE ACERO INOXIDABLE / 3 VÍAS ITEM 450, 451



Contactar directamente con el proveedor



OBTENER PRESUPUESTO



ENVIAR UNA PREGUNTA



RECIBIR DOCUMENTACIÓN

Encontrar al distribuidor más cercano



DÓNDE COMPRAR

Características

- Tipo:
de bola
- Otras características:
3 vías
- DN:
Máx.: 100 mm
Mín.: 10 mm
- Accionamiento:
de palanca
- Temperatura:
Máx.: 150 °C (302 °F)
Mín.: -20 °C (-4 °F)
- Configuración:
de acero inoxidable
- Presión:
Máx.: 40 bar (580,2 psi)
Mín.: 16 bar (232,1 psi)

Descripción

Características generales

La válvula está construida en AISI 316, con 4 juntas en la esfera. Para el funcionamiento ver el esquema.

Temperatura de uso: de -20°C a +160°C

Presión de utilización: ver tabla.

Fluido interceptado: para usos alimentarios.

Tratamiento externo: brillante.

Extremidades roscadas hembra a norma ISO 228.

Calceal de la válvula a norma ISO 5211

La versión con manija no tiene el calceal de la válvula a norma ISO 5211 y no es posible montar ningún tipo de actuador.

Ejecuciones especiales a pedido

Conexiones: NPT.

Juntas de retención en: PTFE cargado vidrio.

PTFE cargado carbografía.

Poliétileno de alta densidad.

Para otras aplicaciones contactar nuestra oficina técnica.

Certificaciones

Versión ATEX en conformidad a la directiva 94/9/EC a pedido

Más información en la página web de OMAL Spa

Diseño de una instalación para el tratamiento terciario de un agua residual urbana mediante carbón activo y ultrafiltración.

VÁLVULA DE MARIPOSA / MANUAL / DE BLOQUEO / DE DISTRIBUCIÓN

487

VIDEO



Contactar directamente con el proveedor



OBTENER PRESUPUESTO



ENVIAR UNA PREGUNTA



RECIBIR DOCUMENTACIÓN

Encontrar al distribuidor más cercano



DÓNDE COMPRAR



Características

- | | | |
|--|--|---|
| <ul style="list-style-type: none">▪ Tipo:
de mariposa | <ul style="list-style-type: none">▪ Accionamiento:
manual | <ul style="list-style-type: none">▪ Función:
de bloqueo, de distribución |
| <ul style="list-style-type: none">▪ Medios:
para aguas residuales, para agua de mar, para agua caliente, para agua potable, para agua de refrigeración, para agua de uso industrial, para agua glicolada | <ul style="list-style-type: none">▪ Uso previsto:
Industrial, para la industria, para tubos, para canalizaciones | <ul style="list-style-type: none">▪ Temperatura:
Máx.: 150 °C (302 °F)
Mín.: -10 °C (14 °F) |

Descripción

La válvula de mariposa centrada de asiento blando GBMÜ 487 Victoria® se acciona manualmente. Según los requisitos del cliente, está dotada de una palanca o un volante reductor manual de metal. La válvula de mariposa está disponible en los diámetros nominales DN 25 - 600 y con distintas versiones de cuerpo tales como tipo Wafer, Lug y en U.

- Certificaciones: Para agua potable (DVGW, ACS, WRAS, Belgacqua), para gas (DVGW)

- Pares de apriete reducidos

- Montaje sencillo

- Construcción modular

- Amplia variedad de aplicaciones gracias a la diversidad de materiales

- Diseño de asiento avanzado, incluso con diámetros nominales grandes

- Revestimiento del cuerpo según la norma ISO 12944-6 C5-M

- Se puede usar también en aplicaciones costeras y de mar adentro, así como en edificios expuestos a condiciones permanentes de condensación y contaminación.

Número de modelo: GBMÜ 487

Ver el catálogo

Más información en la página web de GBMÜ Gebrüder Müller Apparatebau GmbH

Bombas Sumergibles de Alto Caudal

Construidas con acero inoxidable, hierro y termoplástico durable, las nuevas bombas sumergibles Little Giant con manejo de sólidos satisfacen las rigurosas demandas de los jardines acuáticos más importantes y vienen con una garantía limitada a un año. Las bombas están certificadas por CSAus, operan con 115 volts y cuentan con un cable de alimentación de 19'.



6400 GPH @ 5', 1 HP Manejo de Sólidos, Artículo 566070 Modelo WGFP-100:

- Altura Máxima de Bombeo de 35'
- Capacidad de Manejo de Sólidos de 1-3/8"
- Descarga Vertical 2" NPT
- Cable de alimentación de 6' ó 20'
- 1,210 Watts
- Sello Mecánico Doble y Sello de Labio Radial Sencillo.

Diseño de una instalación para el tratamiento terciario de un agua residual urbana mediante carbón activo y ultrafiltración.

Diseño de una instalación para el tratamiento terciario de un agua residual urbana mediante carbón activo y ultrafiltración.



UNIVERSITAT
POLITÈCNICA
DE VALÈNCIA



ESCUELA TÉCNICA
SUPERIOR INGENIEROS
INDUSTRIALES VALENCIA

TRABAJO DE FIN DE GRADO EN INGENIERÍA QUÍMICA

PLANOS

Diseño de una instalación para el tratamiento terciario de un agua residual urbana mediante carbón activo y ultrafiltración.

Diseño de una instalación para el tratamiento terciario de un agua residual urbana mediante carbón activo y ultrafiltración.

ÍNDICE DE PLANOS

PLANOS..... 1

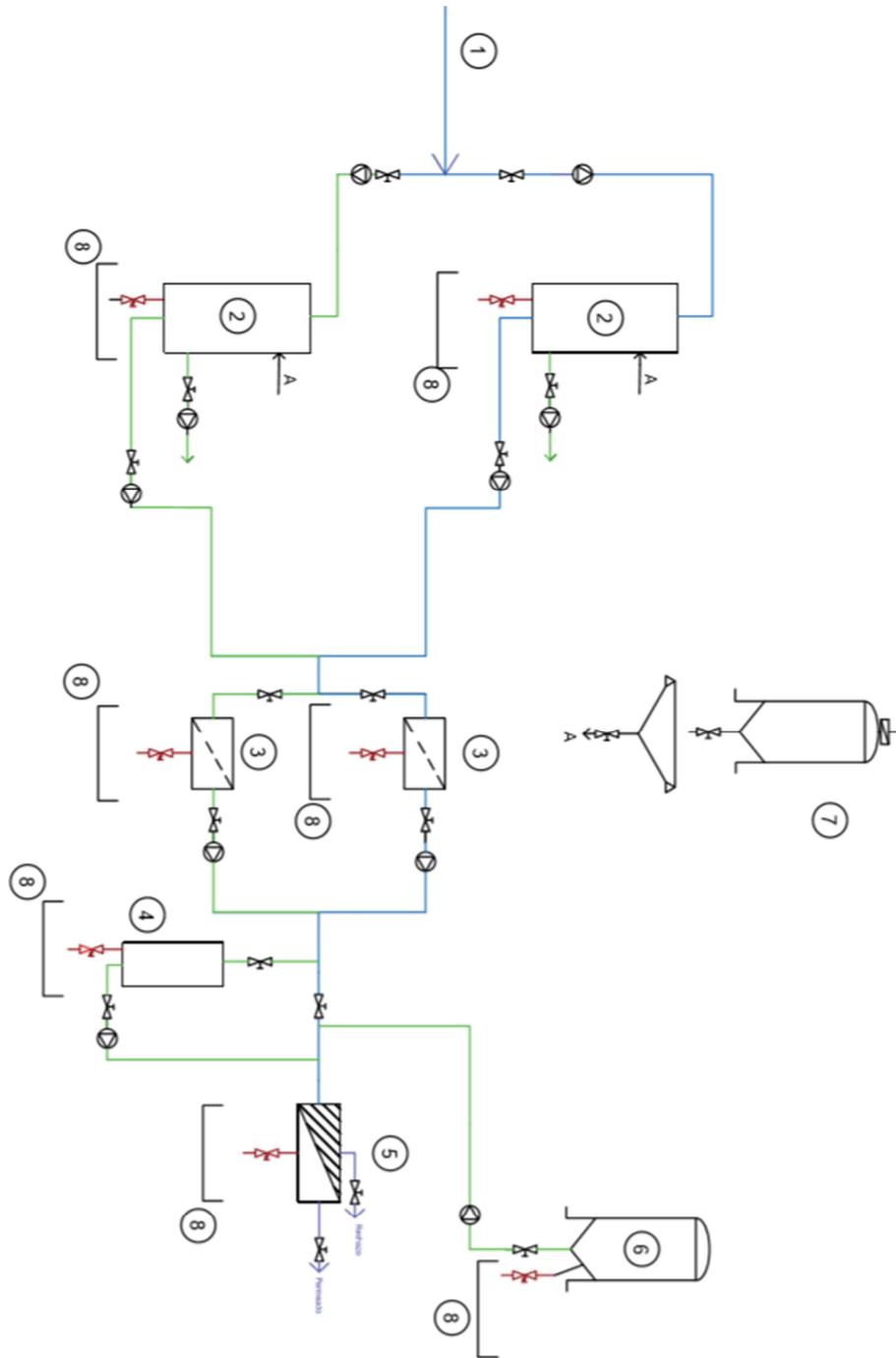
Diseño de una instalación para el tratamiento terciario de un agua residual urbana mediante carbón activo y ultrafiltración.

Diseño de una instalación para el tratamiento terciario de un agua residual urbana mediante carbón activo y ultrafiltración.

PLANOS

En el presente documento se recoge el plano de la instalación diseñada, a la cual se ha referenciado en diversas ocasiones a lo largo de las etapas de diseño.

Diseño de una instalación para el tratamiento terciario de un agua residual urbana mediante carbón activo y ultrafiltración.



LEYENDA	
	1 Entrada efluente
	2 Torre adsorción
	3 Filtro 100 micras
	4 Tanque de devolatilización
	5 Módulos de ultrafiltración
	6 Tanque agua limpieza
	7 Tanque carbón activo + balanza de contención
	8 Limpieza/ reparación

Diseño de una instalación para el tratamiento terciario de un agua residual urbana mediante carbón activo y ultrafiltración.



UNIVERSITAT
POLITÈCNICA
DE VALÈNCIA



ESCUELA TÉCNICA
SUPERIOR INGENIEROS
INDUSTRIALES VALENCIA

TRABAJO DE FIN DE GRADO EN INGENIERÍA QUÍMICA

PRESUPUESTO

Diseño de una instalación para el tratamiento terciario de un agua residual urbana mediante carbón activo y ultrafiltración.

Diseño de una instalación para el tratamiento terciario de un agua residual urbana mediante carbón activo y ultrafiltración.

ÍNDICE DEL PRESUPUESTO

PRESUPUESTO	1
1. Presupuesto parcial	1
1.1. Presupuesto mano de obra	1
1.2. Presupuesto equipos, instrumentación y reactivos	1
1.3. Presupuesto de inversión	4
1.4. Presupuesto ejecución material	6
1.5. Presupuesto de ejecución por contrata	6
1.6. Presupuesto base de licitación	7

Diseño de una instalación para el tratamiento terciario de un agua residual urbana mediante carbón activo y ultrafiltración.

PRESUPUESTO

Todo proyecto y trabajo es susceptible de ser presupuestado, y el presente TFG no es una excepción. A continuación, se expone el presupuesto de elaborar el presente TFG partiendo de la base de no poseer, inicialmente, ningún equipo, instrumento o reactivo. Se trata de un presupuesto aproximado, pues las cantidades empleadas de los mismos en ocasiones son orientativas y no exactas.

A partir de dichos presupuestos, y teniendo en cuenta unos porcentajes de gastos generales y de beneficio industrial, se crea el presupuesto de ejecución material.

Finalmente, a partir del presupuesto de ejecución material, teniendo en cuenta los impuestos (I.V.A.) se crea el presupuesto base de licitación.

1. Presupuesto parcial

En este apartado se recogen los presupuestos parciales de mano de obra y de equipos, reactivos e instrumentación elaborados a partir del coste individual de las distintas unidades de obra.

1.1. Presupuesto mano de obra

La mano de obra del presente TFG se considera la del propio alumno, suponiendo que se trata ya de un ingeniero químico titulado y que, como tal, posee un coste de euros por cada hora trabajada aproximado de 22 €/hora, tal y como se refleja en la Tabla 14.

Tabla 14. Presupuesto de mano de obra.

Código	Unidad	Descripción	Cantidad	Precio unitario (€)	Importe (€)
MO01	h.	Ingeniero químico	300	22	6.600
TOTAL					6.600

1.2. Presupuesto equipos, instrumentación y reactivos

El precio de cada equipo, así como el importe total de los mismos se refleja en la Tabla 15, el referido al importe de los instrumentos en la Tabla 16 y el de los reactivos en la Tabla 17. Todos ellos para evaluar los costes de realizar de cero el presente TFG. Finalmente, en la Tabla 18 se recoge el presupuesto parcial de equipos, instrumentación y reactivos.

Diseño de una instalación para el tratamiento terciario de un agua residual urbana mediante carbón activo y ultrafiltración.

Tabla 15. Presupuesto de los equipos empleados.

<i>Equipos</i>					
Código	Unidad	Descripción	Cantidad	Precio unitario (€)	Importe (€)
Eq01	ud.	Vórtex marca Heidolph	1	405	405
Eq02	ud.	Termorreactor marca Merck	1	916	916
Eq03	ud.	Baño de agua marca FALC	1	1.095	1.095
Eq04	ud.	Espectrofotómetro marca Hach	1	9.320	9.320
Eq05	ud.	Equipo Jar-test marca Selecta	1	1.780	1.780
Eq06	ud.	Balanza de precisión marca Kern	1	642	642
Eq07	ud.	Base agitadora marca SBS	1	272	272
Eq08	ud.	pH-ímetro marca Crison	1	661	661
Eq09	ud.	Conductímetro marca Crison	1	762	762
Eq10	ud.	Turbidímetro marca DINKO	1	1.177	1.177
Eq11	ud.	Sonda de temperatura	1	50	50
Eq12	ud.	Fotómetro marca Merck	1	4.098,6	4.098,6
TOTAL					21.178,6

Diseño de una instalación para el tratamiento terciario de un agua residual urbana mediante carbón activo y ultrafiltración.

Tabla 16. Presupuesto de las herramientas e instrumentos empleados.

Herramientas e instrumentación					
Código	Unidad	Descripción	Cantidad	Precio unitario (€)	Importe (€)
HI01	ud.	Tubos Eppendorf 1,5 mL	600	0,0182	10,92
HI02	ud.	Vasos precipitados vidrio 500 mL	4	2,95	11,8
HI03	ud.	Vaso precipitados plástico 500 mL	4	3,75	15
HI04	ud.	Rejilla tubos ensayo metálica	1	12	12
HI05	ud.	Gradilla de plástico	3	7	21
HI06	ud.	Vidrio de reloj	2	1,1	2,2
HI07	ud.	Cucharilla acero	1	2,75	2,75
HI08	ud.	Jeringuilla 10 mL	20	0,06	1,2
HI09	ud.	Filtro 0,45 µm marca Labbox	192	0,48	92,16
HI10	ud.	Guantes de látex talla XL	60	0,08	4,8
HI11	ud.	Cubetas espectrofotómetro	600	0,083	49,8
TOTAL					223,63

Diseño de una instalación para el tratamiento terciario de un agua residual urbana mediante carbón activo y ultrafiltración.

Tabla 17. Presupuesto de los reactivos y compuestos empleados.

Reactivos y compuestos					
Código	Unidad	Descripción	Cantidad	Precio unitario (€)	Importe (€)
Re01	ud.	Reactivos Micro BCA	1	405	405
Re02	ud.	Kit DQO 10-150 mg·L ⁻¹ marca Merck	1	57	57
TOTAL					462

Tabla 18. Presupuesto parcial de equipos, reactivos e instrumentación.

Descripción	Coste (€)
Presupuesto equipos	21.178,6
Presupuesto instrumentación y herramientas	223,63
Presupuesto reactivos y compuestos	462
TOTAL	21.864,23

1.3. Presupuesto de inversión

En el presupuesto de la inversión se plantea el coste de construir la instalación planteada en el diseño. En él se contempla la mano de obra necesaria, los reactivos y los equipos que forman parte de la instalación. Nótese que los reactivos incluyen únicamente el GAC una vez, dado que luego se va regenerando y no se compra más cantidad.

Diseño de una instalación para el tratamiento terciario de un agua residual urbana mediante carbón activo y ultrafiltración.

Tabla 19. Equipo necesario para la instalación

Equipos de la instalación					
Código	Unidad	Descripción	Cantidad	Precio unitario (€)	Importe (€)
E01	ud.	Torre de adsorción	2	12.000	24.000
E02	ud.	Válvula de 3 vías	14	500	7.000
E03	ud.	Válvulas de seguridad	7	600	4.200
E04	ud.	Bomba	10	650	6.500
E05	ud.	Balanza	1	3.000	3.000
E06	ud.	Filtros	2	1.500	3.000
E07	m ²	Membranas	294,64	50	14.732
E08	ud.	Filtro de polvo	1	300	300
E09	ud.	Tanque almacenamiento GAC	1	3.000	3.000
E10	ud.	Tanque de desvío y de prods. químicos	2	2.700	5.400
E11	ud.	Balsas de contención	7	1.200	8.400
TOTAL					79.532

Tabla 20. Mano de obra para la instalación

Mano de obra de la instalación						
Código	Unidad	Descripción	Cantidad	Número	Precio unitario (€)	Importe (€)
M1	h.	Ingeniero titulado	480	1	22	10.560
M2	h.	Peón especializado	480	7	7	23.520
M3	h.	Jefe de obra	480	1	18	8.640

Diseño de una instalación para el tratamiento terciario de un agua residual urbana mediante carbón activo y ultrafiltración.

TOTAL	42.720
--------------	---------------

Reactivos y compuestos

Código	Unidad	Descripción	Cantidad	Precio unitario (€)	Importe (€)
R01	Kg.	Carbón activo granular	67.500	3,083	208.102,5
TOTAL					208.102,5

1.4. Presupuesto ejecución material

El presupuesto de ejecución material representado en la Tabla 21 se define como la suma de todos los presupuestos parciales, tanto mano de obra como de equipo, instrumentación y reactivos.

Tabla 21. Presupuesto de ejecución material.

<i>Descripción</i>	<i>Coste (€)</i>
Presupuesto parcial de mano de obra	6.600
Presupuesto parcial de equipos, instrumentación y reactivos	21.684,23
Presupuesto de inversión: mano de obra	42.720
Presupuesto de inversión: equipos	79.532
Presupuesto de inversión: reactivos	208.102,5
TOTAL	358.368,73

1.5. Presupuesto de ejecución por contrata

Para elaborar el presupuesto de ejecución por contrata hay que tener en cuenta un porcentaje de coste extra dedicado a los gastos generales, para cubrir cualquier imprevisto, y al beneficio industrial del presupuesto de ejecución material. En el presente TFG, se van a fijar unos valores del 10% y del 4%, respectivamente, tal y como se aprecia en la Tabla 22.

Diseño de una instalación para el tratamiento terciario de un agua residual urbana mediante carbón activo y ultrafiltración.

Tabla 22. Presupuesto de ejecución por contrata

<i>Descripción</i>	<i>Coste (€)</i>
Presupuesto de ejecución material	358.368,73
Gastos generales (10%)	35.863,87
Beneficio industrial (4%)	14.345,54
TOTAL	408.578,14

1.6. Presupuesto base de licitación

Una vez, elaborado el presupuesto por contrata, a éste se le añade el importe de los impuestos, en este caso, del I.V.A., que se fija en un 21%.

A continuación, se refleja en la Tabla 23 el presupuesto base de licitación.

Tabla 23. Presupuesto base de licitación

<i>Descripción</i>	<i>Coste (€)</i>
Presupuesto de ejecución por contrata	408.578,14
I.V.A. (21%)	85.801,41
TOTAL	494.379,55

Finalmente, el presupuesto necesario para la realización del presente TFG y de la inversión en la realización del diseño asciende a CUATROCIENTOS NOVENTA Y CUATRO MIL TRESCIENTOS SETENTA Y NUEVE EUROS CON CINCUENTA Y CINCO CÉNTIMOS.