

# Trabajo Fin de Máster

## *ESTUDIO DE LA TRANSICIÓN ENTRE LA SEDIMENTACIÓN ZONAL Y FLOCULADA MEDIANTE LA APLICACIÓN DE TÉCNICAS DE ANÁLISIS DE IMAGEN*

**Intensificación: *TRATAMIENTO DE AGUAS***

**Autor:**

*MARÍA LERA MODINO*

**Tutor:**

*DR. ENRIQUE JAVIER ASENSI DASÍ*

**Cotutor/es:**

*DRA. ELENA ALEMANY MARTÍNEZ*

**SEPTIEMBRE, 2021**



UNIVERSITAT  
POLITÈCNICA  
DE VALÈNCIA

máster en ingeniería  
hidráulica y medio ambiente  
**mihma**

# Resumen del Trabajo de Fin de Máster

## Datos del proyecto

**Título del TFM en español:** Estudio de la transición entre la sedimentación zonal y floculada mediante la aplicación de técnicas de análisis de imagen.

**Título del TFM en inglés:** Analysis of the transition between hindered and flocculent settling through the application of image analytical technique.

**Título del TFM en Valenciano:** Estudi de la transició entre la sedimentació zonal i floculada mitjançant l'aplicació de tècniques d'anàlisi d'imatge.

**Alumno:** MARÍA LERA MODINO

**Tutor:** DR. ENRIQUE JAVIER ASENSI DASÍ

**Cotutor/es:** DRA. ELENA ALEMANY MARTÍNEZ

**Director experimental:**

**Fecha de Lectura:** SEPTIEMBRE, 2021

## Resumen

### En español (máximo 5000 caracteres)

Durante décadas, numerosas toneladas de sustancias han sido vertidas en los ríos y mares afectando a los hábitats de los ecosistemas que los conformaban. Actualmente existen normas, cada vez más exigentes, que regulan estas situaciones. Por ello, cada vez más ha aumentado el interés en los problemas de operación y control de las plantas de tratamiento de aguas residuales (EDAR).

Un método ampliamente utilizado, no solo en las depuradoras sino también en las plantas de potabilización (ETAP), es la sedimentación. La sedimentación es un método de tratamiento que tiene por objeto la eliminación de los sólidos suspendidos que se encuentran en las aguas. Este fenómeno en las EDAR tiene lugar en equipos como: desarenadores, clarificadores primarios y secundarios, y espesadores por gravedad.

En los últimos años se ha observado una clara tendencia a la aplicación de técnicas cada vez más eficientes e intensivas en las EDAR. Los clarificadores suelen ser el mayor cuello de botella para lograr esa optimización, por ello mejorar la capacidad de sedimentación de los clarificadores y la calidad del efluente se han convertido en objetivos esenciales para las EDAR del futuro.

Las partículas en suspensión pueden sedimentar en cuatro regímenes de sedimentación distintos (discreta, floculada, retardada o zonal y por compresión). Existen pruebas sólidas que determinan que la sedimentación floculada es el régimen predominante en los clarificadores y que la sedimentación zonal o retardada solo se produce durante un fallo del clarificador. Por esta razón, ciertas investigaciones actuales se han centrado

en caracterizar la transición entre ambas sedimentaciones y relacionarla con el rendimiento del clarificador.

Para caracterizar ambas sedimentaciones y su transición es necesario realizar ensayos experimentales de sedimentación en un laboratorio. Los ensayos de sedimentación en régimen zonal se caracterizan por una detección fácil de la interfase fango-sobrenadante pero el problema aparece cuando la concentración de sólidos disminuye y cada vez la interfase es más difícil de detectar. Sin embargo, en estos casos es posible la determinación de la interfase mediante la aplicación de tecnologías ICA.

Estas tecnologías son capaces de controlar, supervisar y diagnosticar procesos. La mayoría de estas tecnologías se han establecido con el objetivo de gestionar la eficiencia de la eliminación biológica en los reactores. Pero son muchos los investigadores que han desarrollado varias herramientas de diagnóstico para detectar la sedimentación mediante la aplicación de técnicas de análisis de imagen.

Hasta ahora se han desarrollado programas capaces de identificar y graficar la interfase fango-sobrenadante mediante cambios de intensidad de color. De esta manera se obtienen perfiles de cada régimen de sedimentación.

Partiendo de esta idea, este trabajo se centra en el estudio de estos perfiles de intensidad de color para la sedimentación zonal y floculada, así como la transición existente entre ambas. Un estudio mucho más profundo acerca de la evolución de estos perfiles en el transcurso de los ensayos de sedimentación y en función de la concentración de los sólidos suspendidos.

Para poder exponer una novedosa técnica de análisis de imagen es necesario analizar diferentes casos y verificar si existe una relación entre ellos. Por lo tanto, en este trabajo se estudian y caracterizan fangos sintéticos y fangos procedentes de una depuradora urbana.

La aplicación de técnicas de análisis de imagen ha permitido obtener perfiles en función de la intensidad de color y la altura de la probeta. A partir de estos perfiles de intensidad se han conseguido patrones característicos para cada zona de sedimentación. Esta nueva técnica permite identificar de manera más precisa y objetiva el régimen de sedimentación del fango (zonal o floculado) e identificar la zona de transición. Y así proporcionar un valor de LOSS menos subjetivo.

### **En valenciano (máximo 5000 caracteres)**

Durant dècades, nombroses tones de substàncies han sigut abocades en els rius i mars afectant els hàbitats dels ecosistemes que els conformaven. Actualment existeixen normes, cada vegada més exigents, que regulen aquestes situacions. Per això, cada vegada més ha augmentat l'interès en els problemes d'operació i control de les plantes de tractament d'aigües residuals (EDAR).

Un mètode àmpliament utilitzat, no sols en les depuradores sinó també en les plantes de potabilització (ETAP), és la sedimentació. La sedimentació és un mètode de tractament que té per objecte l'eliminació dels sòlids suspesos que es troben en les aigües. Aquest fenomen en les EDAR té lloc en equips com: desarenadors, clarificadors primaris i secundaris, i espessidor per gravetat. En els últims anys s'ha observat una clara tendència a l'aplicació de tècniques cada vegada més eficients i intensives en les EDAR. Els clarificadors solen ser el major coll de botella per aconseguir aqueixa optimització, per això millorar la capacitat de sedimentació dels clarificadors i la qualitat de l'efluent s'han convertit en objectius essencials per a les EDAR del futur.

Les partícules en suspensió poden sedimentar en quatre règims de sedimentació diferents (discreta, floculada, retardada o zonal i per compressió). Existeixen proves sòlides que determinen que la sedimentació floculada és el règim predominant en els clarificadors i que la sedimentació zonal o retardada només es produeix durant una fallada del clarificador. Per aquesta raó, unes certes investigacions actuals s'han centrat a caracteritzar la transició entre totes dues sedimentacions i relacionar-la amb el rendiment del clarificador.

Per a caracteritzar totes dues sedimentacions i la seua transició és necessari realitzar assajos experimentals de sedimentació en un laboratori. Els assajos de sedimentació en règim zonal es caracteritzen per una detecció fàcil de la interfase fang-sobrenadant però el problema apareix quan la concentració de sòlids disminueix i cada vegada la interfase és més difícil de detectar. No obstant això, en aquests casos és possible la determinació de la interfase mitjançant l'aplicació de tecnologies ICA.

Aquestes tecnologies són capaces de controlar, supervisar i diagnosticar processos. La majoria d'aquestes tecnologies s'han establert amb l'objectiu de gestionar l'eficiència de l'eliminació biològica en els reactors. Però són molts els investigadors que han desenvolupat diverses eines de diagnòstic per a detectar la sedimentació mitjançant l'aplicació de tècniques d'anàlisi d'imatge. Fins ara s'han desenvolupat programes capaços d'identificar i graficar la interfase fang-sobrenadant mitjançant canvis d'intensitat de color. D'aquesta manera s'obtenen perfils de cada règim de sedimentació. Partint d'aquesta idea, aquest treball se centra en l'estudi d'aquests perfils d'intensitat de color per a la sedimentació zonal i floculada, així com la transició existent entre ambdues. Un estudi molt més profund sobre l'evolució d'aquests perfils en el transcurs dels assajos de sedimentació i en funció de la concentració dels sòlids suspesos.

Per a poder exposar una nova tècnica d'anàlisi d'imatge és necessari analitzar diferents casos i verificar si existeix una relació entre ells. Per tant, en aquest treball s'estudien i caracteritzen fangs sintètics i fangs procedents d'una depuradora urbana.

L'aplicació de tècniques d'anàlisi d'imatge ha permès obtenir perfils en funció de la intensitat de color i l'altura de la proveta. A partir d'aquests perfils

d'intensitat s'han aconseguit patrons característics per a cada zona de sedimentació. Aquesta nova tècnica permet identificar de manera més precisa i objectiva el règim de sedimentació del fang (zonal o floculada) i identificar la zona de transició. I així proporcionar un valor de LOSS menys subjectiu.

### **En inglés (máximo 5000 caracteres)**

For decades, many tonnes of substances have been dumped into rivers and seas, affecting the habitats of the ecosystems that formed them. Nowadays, there are increasingly stringent regulations governing these situations. As a result, there has been a growing interest in the problems of operation and control of wastewater treatment plants (WWTP).

A widely used method, not only in wastewater treatment systems but also in water purification plants (WPP), is sedimentation. Sedimentation is a treatment method aimed at removing suspended solids from water. This phenomenon in WWTPs takes place in equipment such as: desanders, primary and secondary clarifiers, and gravity thickeners.

In recent years there has been a clear trend towards the application of increasingly efficient and intensive techniques in WWTPs. Clarifiers are often the major bottleneck for such optimisation and improving clarifier sedimentation capacity and effluent quality have become essential objectives for the WWTP of the future.

Particulate matter can settle in four different sedimentation regimes (discrete, flocculated, zonal and compression). There is strong evidence that flocculated sedimentation is the predominant regime in clarifiers and that zonal sedimentation only occurs during clarifier failure. For this reason, current research has focused on characterising the transition between the two sedimentation regimes and relating it to clarifier performance.

To characterise both sedimentations and their transition it is necessary to perform experimental sedimentation tests in a laboratory. Sedimentation tests in a zonal regime are characterised by an easy detection of the sludge-settling medium interface, but the problem arises when the solids concentration decreases, and the interface becomes more and more difficult to detect. However, in these cases the determination of the interface is possible through the application of ICA technologies.

These technologies can control, monitor and diagnose processes. Most of these technologies have been established with the aim of managing the efficiency of biological removal in reactors. But many researchers have developed various diagnostic tools to detect sedimentation through the application of image analysis techniques.

So far, programmes have been developed that can identify and plotting the sludge-sludge interface by means of colour intensity changes. In this way, profiles of each sedimentation regime can be obtained.

Based on this idea, this work focuses on the study of these colour intensity profiles for zonal and flocculated sedimentation, as well as the transition between the two. A much more in-depth study of the evolution of these profiles during the sedimentation tests and as a function of the concentration of suspended solids.

To present a novel image analysis technique, it is necessary to analyse different cases and to verify if there is a relationship between them. Therefore, in this work, synthetic sludge and sludge from an urban sewage treatment plant are studied and characterised.

The application of image analysis techniques has made it possible to obtain profiles depending on the colour intensity and the height of the specimen. From these intensity profiles, characteristic patterns have been obtained for each sedimentation zone. This new technique makes it possible to identify more precisely and objectively the sedimentation regime of the sludge (zonal or flocculated) and to identify the transition zone. And thus, provide a less subjective LOSS value.

**Palabras clave español (máximo 5): sedimentación zonal, sedimentación floculada, análisis de imagen, fango activado y fango sintético.**

**Palabras clave valenciano (máximo 5): sedimentació zonal, sedimentació floculada, análisis d'imatge, fang activat i fang sintètic.**

**Palabras clave inglés (máximo 5): hindered settling, flocculent settling, image analysis, activated sludge and synthetic sludge.**

<b>CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN .....</b>	<b>1</b>
1. Objetivos del proyecto .....	1
<b>CAPÍTULO 2: REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA .....</b>	<b>2</b>
1. Contaminación de las aguas .....	2
2. Tratamiento de las aguas residuales .....	2
3. Sedimentabilidad de los fangos .....	4
3.1. Clasificación de los procesos de sedimentación .....	5
3.2. Medición de la sedimentabilidad del fango.....	10
3.3. Aplicación de la sedimentación .....	22
3.4. Importancia del estudio de la velocidad de sedimentación zonal .....	27
4. Estudio del comportamiento del fango mediante técnicas de análisis de imagen.....	33
4.1. Métodos basados en el análisis de imagen .....	34
4.2. Descripción de la aplicación utilizada.....	37
5. Estado del arte.....	41
<b>CAPÍTULO 3: MATERIAL Y MÉTODOS .....</b>	<b>46</b>
1. Métodos de análisis fisicoquímicos.....	46
1.1. Conductividad, pH y temperatura .....	46
1.2. Turbidez .....	47
1.3. Absorbancia.....	48
1.4. Sólidos suspendidos totales ( <i>SST</i> ) y sólidos suspendidos volátiles ( <i>SSV</i> ) ...	48
1.5. Densidad del fango.....	50
1.6. Determinación de los parámetros de sedimentabilidad.....	57
1.7. Ensayos de sedimentación.....	58
2. Fangos utilizados .....	63
2.1. Fango sintético .....	63
2.2. Fangos procedentes de una EDAR urbana.....	66
3. Procedimiento operacional.....	68

3.1.	Planificación previa.....	70
3.2.	Procedimiento operacional fango sintético .....	71
3.3.	Procedimiento operacional fango de EDAR urbana .....	72
<b>CAPÍTULO 4: RESULTADOS Y DISCUSIÓN .....</b>		<b>73</b>
1.	Caracterización de los distintos tipos de fangos.....	73
1.1.	Densidad del fango seco.....	74
1.2.	Densidad de los flóculos .....	79
1.3.	Caracterización de la velocidad de sedimentación.....	84
1.4.	Caracterización de la turbidez del sobrenadante de los fangos.....	101
1.5.	Determinación de los sólidos suspendidos mediante la absorbancia .....	103
2.	Aplicación de técnicas de análisis de imagen en el estudio de la sedimentación ....	107
2.1.	Fangos activados .....	109
2.2.	Fangos sintéticos .....	120
2.3.	Fangos primarios.....	126
2.4.	Fango activado espesado por flotación de la depuradora Murcia-Este.....	132
2.5.	Mezcla del fango primario y del fango activado espesado por flotación de la depuradora de Murcia-Este. ....	136
<b>CAPÍTULO 5: CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....</b>		<b>149</b>
<b>ANEXO I: CÁLCULO DE ERRORES .....</b>		<b>151</b>
1.	Cálculo de errores aleatorios.....	152
2.	Propagación de errores en una medida indirecta.....	152
<b>ANEXO II: REACTIVOS UTILIZADOS .....</b>		<b>153</b>
<b>CAPÍTULO 6: BIBLIOGRAFÍA.....</b>		<b>155</b>



## CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN

Existen dos grandes grupos de tratamientos de aguas; la potabilización de las aguas de abastecimiento, cuyo propósito es producir un efluente apto para el consumo humano y la depuración de las aguas residuales, cuyo fin es generar un vertido que pueda ser descargado en el medio receptor sin producir ningún impacto negativo en él.

Uno de los objetivos principales de ambos grupos de tratamiento es la eliminación de los sólidos suspendidos que se encuentren en las aguas. Una manera de alcanzar dicho objetivo es la sedimentación utilizando decantadores y espesadores por gravedad.

Para el diseño, simulación y operación de decantadores y espesadores es necesario caracterizar experimentalmente la sedimentabilidad de los fangos.

Un aspecto ampliamente estudiado es la sedimentación zonal de los fangos y la sedimentación floculada de las partículas en suspensión, pero se ha estudiado poco la transición entre estos dos tipos de sedimentación. Además, las técnicas experimentales existentes no permiten caracterizar de forma precisa esta transición.

Por ello, este proyecto se basa en el estudio de la sedimentación zonal y floculada, así como la transición entre ambas. Con la finalidad de poder desarrollar una nueva técnica capaz de identificar esta transición de manera cuantitativa.

### 1. OBJETIVOS DEL PROYECTO

El objetivo principal de este trabajo es el estudio de la sedimentación zonal, floculada y su transición mediante técnicas de análisis de imagen para distintos tipos de fango. Este objetivo principal consta de varios subobjetivos:

1. Identificar patrones y perfiles que permitan distinguir el cambio entre la sedimentación zonal, floculada y su transición. Además, poder sistematizar este proceso.
2. Describir de manera cualitativa estos patrones y delimitar los distintos fenómenos de sedimentación sucedidos para los fangos estudiados.

A parte de este objetivo principal, también se estudiará la aplicación de la absorbancia como metodología para la determinación de los sólidos suspendidos y así ser una alternativa al método convencional realizado mediante un equipo de filtración. De manera que otorgue una mayor rapidez de operación a la hora de conocer la concentración de sólidos suspendidos de un fango.

## CAPÍTULO 2: REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

### 1. CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS

Actualmente, el agua se ha convertido en un bien muy preciado debido a su escasez e importancia, ya que es indispensable para la vida humana y para la conservación del medio ambiente. Durante décadas toneladas de sustancias han sido vertidas en el medio ambiente sin tener en cuenta las posibles consecuencias causadas. A este problema de contaminación se le ha añadido la escasez del recurso a causa del alarmante cambio climático y la creciente desertización que está sufriendo el planeta.

Medidas legislativas como la Ley de Aguas o la Directiva Marco del Agua han ayudado a paliar parcialmente esta situación. Sin embargo, la creciente demanda del agua y el descubrimiento de nuevos contaminantes potencialmente peligrosos dejan claro la necesidad de seguir investigando en todas aquellas áreas que puedan contribuir a proteger la salud humana y la del medio ambiente, conseguir un uso sostenible del agua y atenuar los efectos de las sequías y el cambio climático.

La ingeniería sanitaria es la rama de la ingeniería ambiental que aplica los principios básicos de la ciencia y de la ingeniería a los problemas de control de las aguas contaminadas. Su objetivo es la protección del medio ambiente empleando medidas como son el tratamiento, la evacuación y la reutilización del agua residual.

### 2. TRATAMIENTO DE LAS AGUAS RESIDUALES

En los últimos años ha aumentado el interés en los problemas de operación y control de las plantas de tratamiento de aguas residuales (EDAR), debido a las regulaciones, cada vez más exigentes sobre la calidad del agua y a efectos de que el agua tratada puede ser utilizable en otras actividades (Vilanova et al., 2017).

Diariamente existe una enorme producción de una dotación de agua residual que si no llegase a tratarse y se vertiera directamente a los ríos o al mar se produciría una grave contaminación del ambiente y de los ecosistemas que lo conforman. Por ello, el principal objetivo del tratamiento de aguas residuales es producir un efluente que pueda ser descargado sin causar daños en el medio receptor.

Los factores para la elección del tratamiento están relacionados con la procedencia y el uso o destino del agua respectivamente. No existe una única solución para el tratamiento

de las aguas, sino que dependiendo del contaminante a eliminar se pueden generar un número ilimitado de procesos de tratamiento combinando distintas operaciones y procesos unitarios. Estas operaciones y procesos unitarios pueden ser de tipo físico, químico o biológico y se agrupan entre sí para constituir los así llamados pretratamiento, tratamiento primario, secundario y terciario o tratamiento avanzado (Metcalf & Eddy, 1995). Como se puede observar en la Figura 1, en una EDAR nos encontramos tres líneas de tratamiento: la línea de aguas, la línea de fangos y la línea de sobrenadante.

La línea de agua se encarga de eliminar y/o disminuir la concentración de diferentes sustancias para conseguir una determinada calidad final del agua. En esta línea se pueden diferenciar las siguientes etapas:

El pretratamiento se basa en la eliminación de los sólidos de mayor tamaño que puedan atascar o dañar la instalación, así como gravas, grasas y arenas. El pretratamiento consta de un proceso de desbaste donde primero los sólidos de gran tamaño son eliminados en unas rejillas gruesas y posteriormente, unas rejillas finas retienen los sólidos de menor tamaño. Después de esta primera etapa, la segunda etapa del pretratamiento se realiza en los desarenadores donde grasas y aceites flotan gracias al aire aportado por varias soplantes y las arenas sedimentan. También forman parte del pretratamiento los procesos de homogeneización del agua residual.

En el tratamiento primario se elimina parte de los sólidos suspendidos, la materia orgánica y los nutrientes asociados a ellos; normalmente mediante operaciones físicas como es la sedimentación, proceso llevado a cabo en los decantadores primarios. Previo a la decantación primaria pueden aparecer tratamientos fisicoquímicos como son la precipitación química, la neutralización o la coagulación-floculación. No todas las EDAR cuentan con estos tratamientos, pero si es habitual encontrar en cualquier instalación de más de 10.000 habitantes equivalentes decantadores primarios.

El tratamiento secundario se encarga de eliminar la materia orgánica biodegradable, los sólidos suspendidos no eliminados en el tratamiento primario y en ciertos casos, de los nutrientes mediante procesos biológicos con el uso de microorganismos. Los sistemas de tratamiento biológico de fangos activados son los procesos más habituales de depuración de aguas residuales (Escaler & Mujeriego Sahuquillo, 2001). Tras el reactor biológico se sitúan los decantadores secundarios cuyo objetivo principal es separar los fangos del tratamiento biológico del agua tratada.

El tratamiento terciario es necesario cuando el objetivo es la reutilización del agua o el control de la eutrofización de las aguas receptoras obteniendo un efluente de alta calidad. Suele consistir en la desinfección y en la eliminación de los sólidos suspendidos, la materia orgánica y los nutrientes que quedan después del tratamiento secundario. Para la desinfección se pueden utilizar diferentes técnicas entre las que destacan la desinfección por cloración, por ozonización o el uso de la luz ultravioleta (UV).

Una EDAR tiene además otro objetivo tan importante como el citado anteriormente, tratar los lodos producidos en los procesos de depuración del agua residual, a fin de conseguir un producto que cumpla las condiciones exigidas para el tratamiento o destino que se les vaya a dar (secado térmico, compostaje, uso agrícola etc....) (González Granados, 2015).

La línea de fango tiene como objetivos el espesado, la estabilización y la deshidratación de los fangos producidos tras el tratamiento primario y secundario. El espesamiento del fango se puede llevar a cabo por sedimentación o por flotación. El espesamiento por flotación consiste en introducir pequeñas burbujas de aire que se fijan a los sólidos, disminuyendo su peso específico y haciendo que asciendan a la superficie. La estabilización del fango se efectúa mediante una digestión biológica o por estabilización química. Por último, el fango se deshidrata mediante: centrifugación, prensado, filtración o secado.

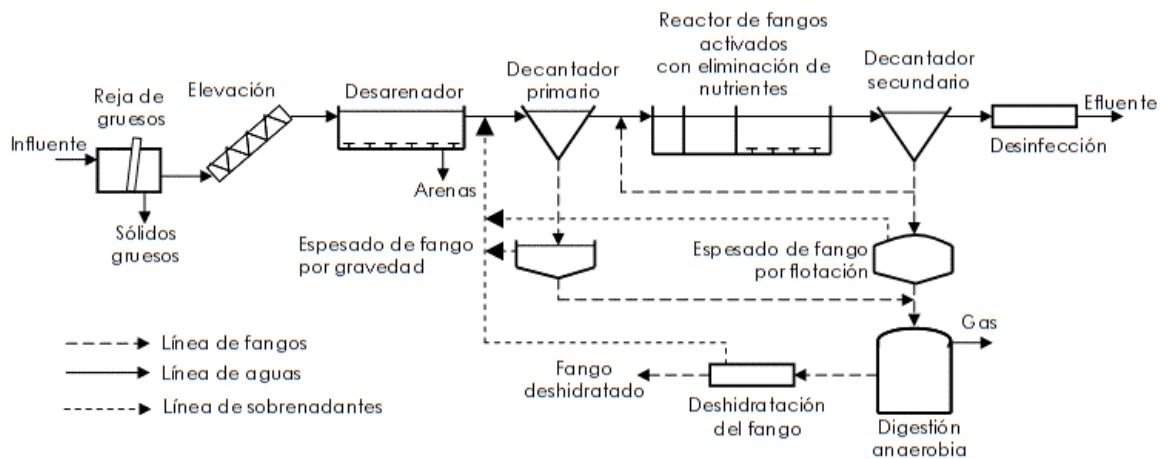


Figura 1. Esquema de una EDAR con eliminación biológica de nutrientes y digestión anaerobia de fangos (Barat, 2004)

### 3. SEDIMENTABILIDAD DE LOS FANGOS

Históricamente la sedimentación ha sido y continúa siendo el método de tratamiento más común utilizado en los sistemas de tratamiento de aguas dulces y aguas residuales (Ferrer

& Seco, 2012b). La sedimentación consiste en la separación física por acción de la gravedad de las partículas en suspensión debido a que su peso específico es superior al del agua. Por lo tanto, cuando se produce la sedimentación de una suspensión de partículas, se obtendrá como resultado final un fluido clarificado (sobrenadante) y una suspensión más concentrada (fango).

### 3.1. Clasificación de los procesos de sedimentación

Las partículas en suspensión pueden sedimentar en uno de los cuatro tipos de mecanismos de sedimentación, que dependen de la concentración de la suspensión y de la tendencia de los sólidos a cohesionarse (floculación). Es posible que los cuatro mecanismos de sedimentación se lleven a cabo simultáneamente durante el proceso de sedimentación o que esta se produzca por distintos mecanismos en cada fase. En la Figura 2 se expone la variación del comportamiento de las partículas suspendidas en función de la dilución de la solución y de los mecanismos de floculación.

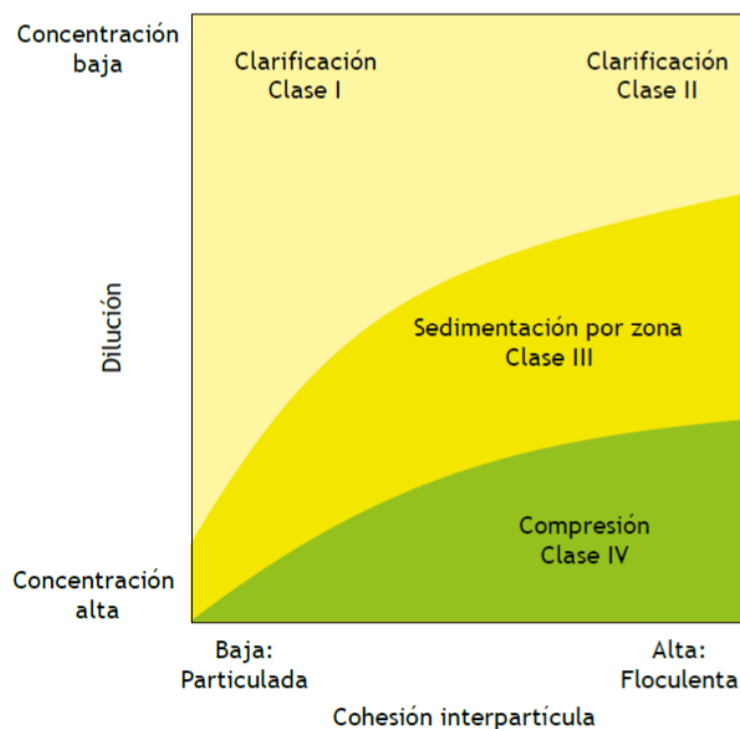


Figura 2. Diagrama de paragénesis del comportamiento de sedimentación de las partículas para una concentración decreciente de la suspensión (eje vertical) y una tendencia creciente a la floculación de las partículas (eje horizontal) (Ekama et al., 1997)

En la Figura 2 se encuentran representados los cuatro regímenes de sedimentación en función de la concentración y la floculación de las partículas. Las partículas dispersas que sedimentan sin tendencia a la floculación son típicas del régimen denominado como Clase

I o sedimentación discreta (parte superior izquierda de la Figura 2). En este régimen cada partícula sedimenta individualmente con una velocidad característica. A diferencia del régimen clasificado como Clase II o sedimentación floculada (parte superior derecha de la Figura 2), donde las partículas están dispersas, pero tienen una tendencia fuerte a la floclación. En este tipo de sedimentación a medida que transcurre el tiempo las partículas se unen por mecanismos de floclación y tienen una tendencia decreciente a sedimentar individualmente. Las Clases I y II de sedimentación se conocen como clarificación debido a que las partículas más densas sedimentan más rápido que las más ligeras, de modo que la suspensión se va aclarando a medida que las partículas se van depositando en el fondo.

Conforme incrementa la concentración de sólidos, las partículas tienden a agregarse unas con otras y el régimen de sedimentación se transforma a Clase III o sedimentación zonal (parte central de la Figura 2). En este proceso de sedimentación, la distancia entre los sólidos es reducida y tienden a cohesionarse rápidamente formando una matriz uniforme. Las partículas son arrastradas en la misma dirección y a misma velocidad independientemente de su tamaño o densidad. Como resultado existe una interfase clara entre las partículas que sedimentan y el sobrenadante que se encuentra por encima.

Al aumentar la concentración de sólidos se reduce la distancia entre los flóculos. En el momento en el que las partículas entran en contacto mecánico y ya no se sostienen únicamente por las fuerzas hidráulicas; el régimen de sedimentación pasa de Clase III a Clase IV o también denominada sedimentación por compresión (parte inferior de la Figura 2). El contacto mecánico entre las partículas establece una tensión por compresión que prensa las capas más profundas hasta compactarlas y expulsar el agua intersticial.

Dada la importancia de la sedimentación de los fangos es este trabajo, a continuación, se abordará por separado cada uno de los mecanismos de sedimentación descritos anteriormente.

### ***3.1.1. Sedimentación discreta***

La sedimentación de las partículas discretas puede describirse mediante las leyes clásicas formuladas por Newton y Stokes. La sedimentación discreta tiene lugar a bajas concentraciones de sólidos suspendidos, las partículas sedimentan como entidades individuales y no existe interacción entre ellas. Como consecuencia, la sedimentación

discreta únicamente se ve influida por las propiedades del fluido y por las características de la partícula, tales como el tamaño de partícula, porosidad y densidad.

Como se observa en la Figura 3, una partícula que sedimenta libremente depende de tres fuerzas: su propio peso ( $F_g$ ), el empuje hidrostático ( $F_e$ ) y las fuerzas de fricción ( $F_r$ ). La ley de Newton proporciona la velocidad final de una partícula como resultado de igualar el peso efectivo de la partícula ( $F_g + F_e$ ) a la resistencia por rozamiento ( $F_r$ ), de manera que cuando se anula la suma de las tres fuerzas la partícula alcanza una velocidad de sedimentación constante, es decir:

$$0 = F_g + F_e + F_r = (p_s - p)gV - AC_D\rho\frac{v^2}{2} \quad (1)$$

Donde  $V$  es el volumen de la partícula ( $m^3$ ),  $\rho_s$  es la densidad de la partícula ( $Kg/m^3$ ),  $\rho$  es la densidad del fluido ( $Kg/m^3$ ),  $A$  es la sección transversal de la partícula en la dirección del movimiento ( $m^2$ ),  $C_D$  es el coeficiente de rozamiento (adimensional) y  $v$  es la velocidad de sedimentación ( $m/s$ ).

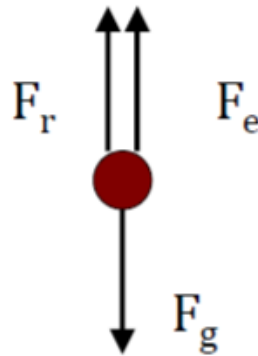


Figura 3. Fuerzas que actúan sobre una partícula (Asensi, 2020)

Despejando la Ecuación (1) y suponiendo que son partículas esféricas e impermeables, se obtiene ley de Newton:

$$v = \sqrt{\frac{2gV}{C_D A} \frac{p_s - p}{\rho}} \quad (2)$$

El coeficiente de rozamiento ( $C_D$ ), está relacionado con el número de Reynolds ( $Re$ ) y la forma de la partícula y se define con la siguiente ecuación:

$$R_e = \frac{dvp}{\mu} \quad (3)$$

Donde  $d$  es el diámetro de la esfera (m) y  $\mu$  la viscosidad del líquido (Kg\*m/s). El coeficiente de rozamiento adopta diversos valores en función de que el régimen de movimiento alrededor de la partícula sea laminar o turbulento. En la Figura 4 se indican los diferentes valores del coeficiente de arrastre en función del número de Reynolds.

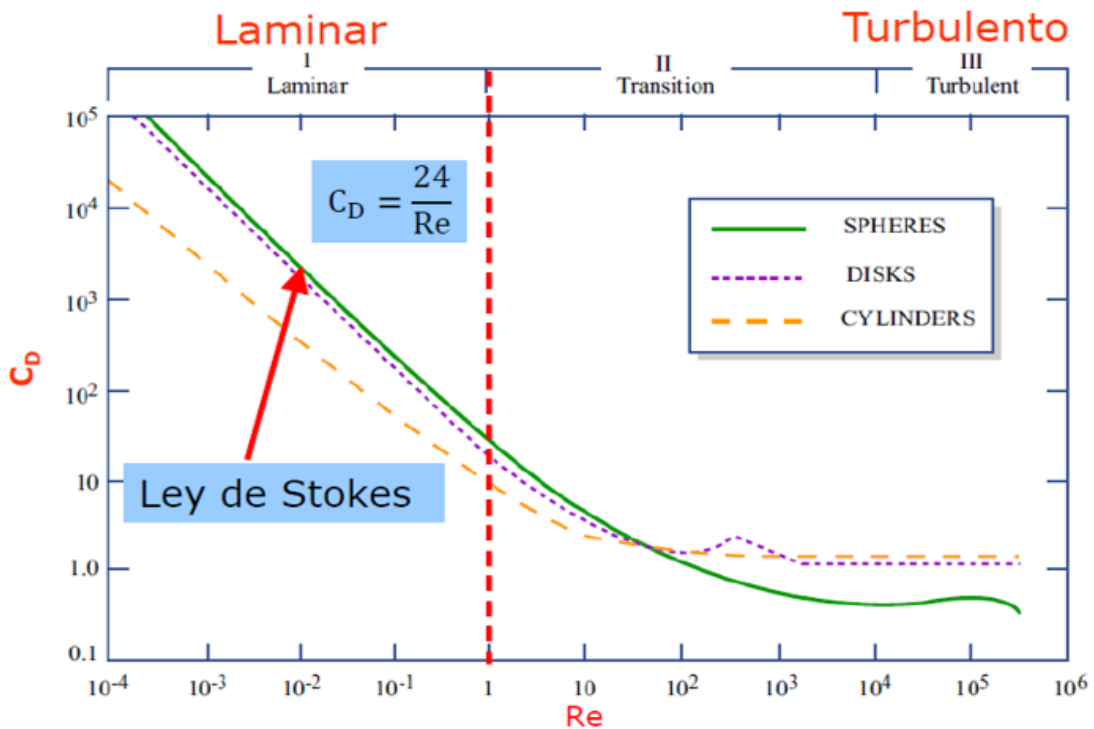


Figura 4. Variación de  $C_D$  en función del número de Reynolds (Asensi, 2020)

Para valores de  $R_e$  inferiores a 0,5 prevalece el régimen laminar y la relación entre  $C_D$  y  $R_e$  se puede aproximar mediante la siguiente ecuación:

$$C_D = \frac{24}{R_e} \quad (4)$$

Sustituyendo la Ecuación (4) en la Ecuación (2) se obtiene la siguiente expresión de velocidad, que es la ley de Stokes:

$$v = \frac{g}{18\mu} (p_s - p)d^2 \quad (5)$$



### ***3.1.2. Sedimentación floculada***

Las partículas de soluciones relativamente diluidas en ocasiones no actúan como partículas discretas, sino que tienden a agregarse unas a otras mediante mecanismos de floculación durante el proceso de sedimentación. Conforme se produce la floculación; el volumen, la masa y la velocidad de sedimentación de las partículas aumenta con el tiempo.

La floculación tiende además a tener un efecto de barrido por el cual las partículas grandes sedimentando a una velocidad mayor que otras más lentas tienden a barrerlas, eliminándolas de la suspensión. La mayor o menor floculación depende de la posibilidad de contacto entre las distintas partículas que es función de la velocidad ascensional, de la profundidad del tanque, del gradiente de velocidad del sistema, de la concentración de partículas y de los tamaños de estas. El efecto de estas variables sobre el proceso se puede determinar mediante ensayos de sedimentación.

### ***3.1.3. Sedimentación zonal o retardada***

En los sistemas que contienen elevadas concentraciones de sólidos en suspensión, la sedimentación zonal tiene lugar cuando la interacción entre las partículas tiende a disminuir la velocidad de sedimentación de las partículas individuales.

Al aumentar la concentración de sólidos, las fuerzas de interacción entre las partículas son lo suficientemente fuertes que la sedimentación se ve obstaculizada por la resistencia al movimiento de una partícula hacia otras. Este efecto hace que las partículas sedimenten en bloque, mantenido la misma posición relativa, y el líquido ascienda a través de los intersticios existentes entre las partículas. Este fenómeno se conoce como sedimentación retardada.

Conforme sedimentan las partículas en suspensión, se produce una zona de agua relativamente clara por encima de la región de sedimentación. Las escasas partículas que quedan por encima de esta región suelen sedimentar como partículas discretas o floculadas. La interfase entre el fango que sedimenta y el líquido sobrenadante está bien diferenciada.

### ***3.1.4. Sedimentación por compresión***

Este fenómeno sucede como fase final de una sedimentación zonal. Los sólidos acumulados comprimen el fango de las capas interiores y el agua es exprimida fuera del fango. Existe un gradiente descendente de concentración de sólidos entre la zona de

compactación (mayor concentración) y la zona de sedimentación retardada (menor concentración). Así como, las fuerzas de interacción física entre las partículas también disminuyen con la altura de la probeta, siendo más intensas en la zona de compresión y pudiendo llegar a existir en alguna medida en la zona de sedimentación retardada (Dick & Ewing, 1967).

### 3.2. Medición de la sedimentabilidad del fango

#### 3.2.1. *Parámetros de sedimentabilidad del fango*

- Índice Volumétrico de Fango (IVF) (Mohlman, 1934)

Es la prueba más comúnmente utilizada para evaluar la capacidad de sedimentabilidad de un fango (Standar Methods 1998, n° 213C). Se define como el volumen (ml) ocupado por un gramo de fango seco después de sedimentar durante 30 minutos en una probeta de un litro en reposo, es decir:

$$IVF = \frac{V_{30}}{X} \quad (6)$$

Donde  $X$  es la concentración de sólidos suspendidos (g/l) y  $V_{30}$  es el volumen en ml ocupado por el fango después de 30 minutos de sedimentación. En la Tabla 1 se muestra la clasificación general de un fango de acuerdo con su  $IVF$ .

Tabla 1. Decantabilidad de un fango activado de acuerdo con su  $IVF$  (Wanner, 1997)

Tipo de fango	$IVF$ (ml/g)
Buena sedimentabilidad	<100
Ligero	100-200
Problemas de bulking o foaming	>200

Autores como Dick & Vesilind (1969) o Ekama et al. (1997) señalan importantes deficiencias del  $IVF$  como parámetro de sedimentabilidad debido a su dependencia del diámetro y profundidad del cilindro de sedimentación y su sensibilidad a pequeños movimientos; pero el más importante sin duda es su dependencia de la concentración inicial del fango. A concentraciones de sólidos elevadas, los valores del  $IVF$  medido pueden ser significativamente diferentes para distintas concentraciones de fango (Dick & Vesilind, 1969).

Debido a estos inconvenientes se propusieron otros ensayos para determinar la sedimentabilidad de un fango, que presentaran una menor dependencia con la concentración del fango. Stobbe (1964) propuso realizar el ensayo de *IVF* con fango diluido y lo llamó *IVF* diluido (*IVFD*). White (1976) propuso la agitación del fango durante la sedimentación y descubrió que la agitación lenta disminuía el efecto pared, de tal manera que se crean condiciones que simulan con mayor fidelidad el manto de lodo en los tanques de decantación. White llamó a este ensayo Índice Volumétrico Específico Agitado (*IVEA<sub>3,5</sub>*).

Aunque el *IVF* no es el mejor parámetro para comparar las características de sedimentación del fango de diferentes EDAR, este se determina habitualmente en la mayoría de las plantas de tratamiento debido a que es muy fácil de medir experimentalmente.

- Índice Volumétrico de Fango Diluido (*IVFD*) (Stobbe, 1964)

Este índice difiere con el *IVF* debido a que es necesario diluir con el efluente de la planta la muestra de fango previamente a la ejecución de la prueba de sedimentación. Por lo tanto, el fango es diluido y tras 30 minutos de sedimentación en una probeta de un litro en reposo, el volumen sedimentado debe encontrarse entre 150 ml/l y 250 ml/l. Este parámetro se calcula con la siguiente expresión:

$$IVFD = \frac{V_{30\_dil}}{X_{dil}} \quad (7)$$

Donde  $X_{dil}$  es la concentración de sólidos suspendidos (g/l) después de las necesarias diluciones y  $V_{30\_dil}$  es el volumen ocupado por el fango a los 30 minutos de sedimentación (ml/l), después de las necesarias diluciones del fango para cumplir la condición anterior.

La ventaja de este parámetro radica en independencia respecto de la concentración del fango, por lo que permite comparar las características de sedimentación de los fangos procedentes de diferentes plantas de tratamiento (Men & Fall, 2019).

- Índice Volumétrico Específico Agitado (*IVEA<sub>3,5</sub>*) (White, 1976)

White (1976) descubrió que agitando la muestra de fango durante la sedimentación se reducían los efectos por la geometría de los cilindros utilizados durante los ensayos, los

cortocircuitos y los efectos de formación de puentes, creando así condiciones más parecidas a los fangos de los decantadores primarios.

El  $IVEA_{3.5}$  se determina realizando una prueba de  $IVF$  a una concentración específica de 3.5 g/l mientras que el fango es agitado suavemente con una velocidad próxima a 1rpm. El valor de  $IVEA_{3.5}$  que indica que un fango tiene una buena sedimentabilidad se encuentra entre el rango de 65-70 ml/g.

Como se ha comentado anteriormente, este método tiene como ventajas su independencia a la concentración inicial del fango y a las dimensiones de la columna de sedimentación siempre que estas no sean superiores a las especificadas por White (1976). Dichas especificaciones son: una relación entre la profundidad y el diámetro entre 5:1 y 6:1, y un volumen mayor de 4L.

Este índice no se utiliza frecuentemente ya que requiere de un equipo de agitación particular. Sin embargo, proporciona resultados consistentes (Ekama et al., 1997; Lee et al., 1983).

### ***3.2.2. Ensayo de curvas de sedimentación y velocidad de sedimentación zonal***

Los parámetros de sedimentabilidad citados anteriormente no son una medida fiable de las propiedades de sedimentación puesto que representan un registro momentáneo del comportamiento de sedimentación de una muestra de fango. Y cabe la posibilidad de que dos muestras de fango con diferentes comportamientos puedan dar como resultado que sus parámetros de sedimentabilidad posean valores similares; puesto que la sedimentabilidad de un fango depende tanto de las características de sedimentación zonal como de la compresión, y a su vez ambas están condicionadas por factores como la composición del fango, la distribución del tamaño de los flóculos, las propiedades superficiales, etc.

Las curvas de sedimentación zonal ofrecen una información más concisa sobre las características de sedimentación de una muestra de fango.

#### **▪ Curvas de sedimentación zonal**

Las curvas de sedimentación zonal se obtienen a partir de la realización de ensayos experimentales. La Figura 5 es un ejemplo representativo de estos ensayos, en ella se observa la variación de la altura de la interfase con el tiempo en una columna de sedimentación. Inicialmente la columna se llena con una concentración uniforme de fango

que sedimenta zonalmente (B), a medida que pasa el tiempo se forma una interfase y el material comienza a descender formando un sobrenadante (A) en la parte superior de la columna. Entre el sobrenadante completamente clarificado (A) y el fango (B) pueden aparecer partículas más ligeras que sedimentan de forma discreta o floculada. A medida que avanza el proceso de sedimentación, comienza a formarse una capa de partículas comprimidas en el fondo (D) y una zona intermedia en el que el fango pasa de sedimentación zonal a compactación (C). Al finalizar el ensayo, el fango se compacta en el fondo de la probeta y el sobrenadante se encuentra por encima.

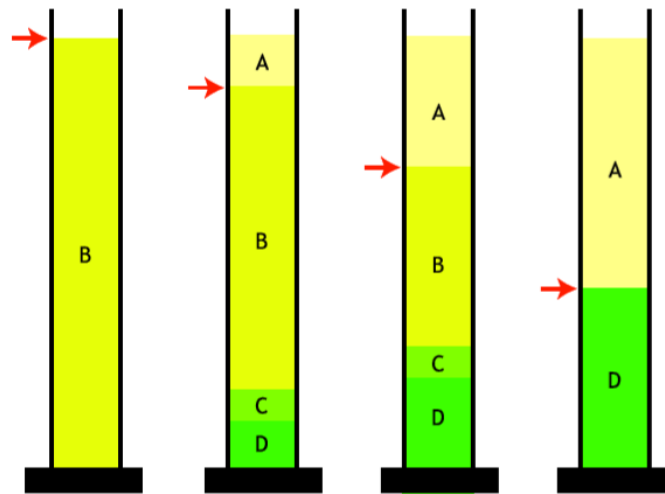


Figura 5. Proceso cronológico de una prueba de sedimentación zonal (Ekama et al., 1997)

En las curvas de sedimentación zonal se observan cuatro fases diferentes, cada fase marca un cambio en el comportamiento de la sedimentación. En la Figura 6 se pueden ver las cuatro etapas que suceden a lo largo de un ensayo de sedimentación: fase lag o de inducción, fase de sedimentación zonal (a-b), fase de transición (b-c) y fase de compresión.

La etapa de inducción es una etapa corta de adaptación donde el fango necesita recuperarse de las perturbaciones causadas por el llenado de la columna. En esta etapa ya se identifica claramente la interfase fango-sobrenadante. La etapa de sedimentación zonal se caracteriza por un decrecimiento lineal de la curva de sedimentación. En esta etapa la interfase alcanza una velocidad constante ( $V_s$ ) debido a que se logra el equilibrio entre las fuerzas de gravedad y las de fricción; la concentración de sólidos durante esta etapa es igual a la concentración inicial de sólidos con la que la columna de sedimentación fue llenada. La fase de transición comienza cuando la interfase fango-sobrenadante alcanza la zona de transición (Figura 5, C). La zona de transición es una capa de espesor constante

y está formada por partículas procedentes tanto de la zona de sedimentación zonal como de la de compresión. A medida que transcurre esta etapa la concentración de sólidos aumenta por lo que la velocidad de la interfase disminuye. La última fase es la llamada fase de compresión (4), en esta etapa las partículas se encuentran en contacto mecánico unas con otras y se compactan, creando así un incremento del gradiente de concentración y como consecuencia, el decrecimiento de la velocidad de sedimentación.

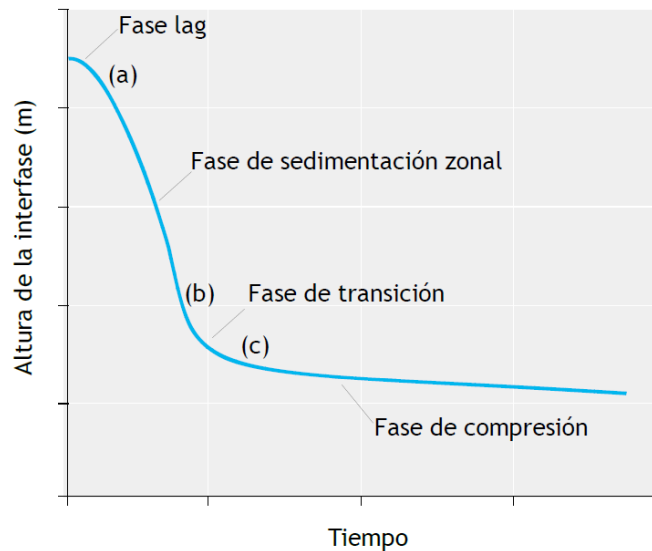


Figura 6. Altura de la interfase fango-sobrenadante a través del tiempo, indicando las cuatro fases (Men & Fall, 2019)

- Medición de la velocidad de sedimentación zonal

Para fangos activados, estudios anteriores han demostrado que a partir de una concentración de sólidos superior a los 1000 mg/l el fango sedimenta de acuerdo con el régimen zonal (Van Haandel, 2012; A. S. Mancell-Egala, 2016). En el caso de los fangos sintéticos este orden de magnitud es mucho mayor, por ejemplo, Font (1988) asegura la existencia de sedimentación zonal entre los 62,50 y los 287,58 g/l para un fango sintético preparado con carbonato cálcico.

El descenso de la interfase fango sobrenadante se denomina velocidad de sedimentación zonal ( $V_s$ ). La velocidad de sedimentación zonal se obtiene del gráfico donde se presenta la variación de la interfase en función del tiempo, la pendiente de la parte lineal de la curva de sedimentación corresponde con la  $V_s$  referente a la concentración de SS inicial del ensayo (Figura 7).

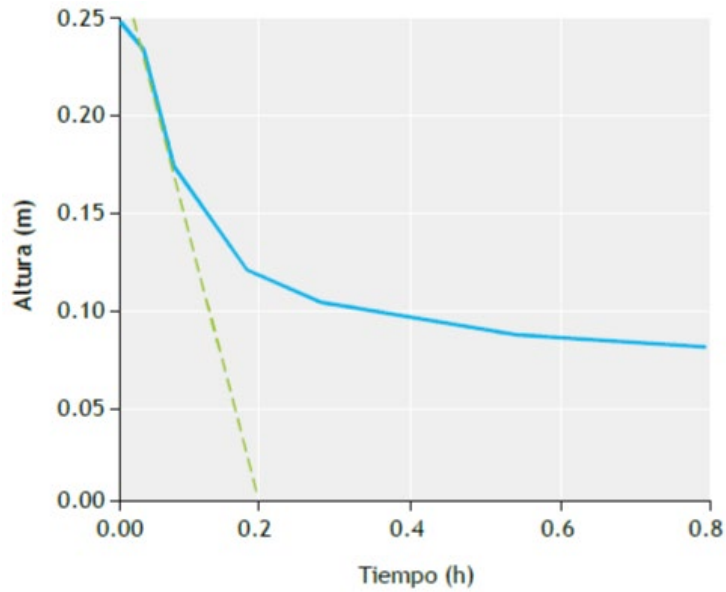


Figura 7. Cálculo de la pendiente más pronunciada de una curva de sedimentación zonal para una determinada concentración de sólidos suspendidos (Men & Fall, 2019)

Dado que la concentración del fango en la etapa de sedimentación permanece constante, mediante el cálculo de la pendiente de la curva para diferentes concentraciones se puede definir la velocidad de sedimentación como una función de la concentración de sólidos ( $X$ ). La relación entre  $V_s$  y  $X$  se obtiene mediante la representación de diversas curvas de sedimentación para distintas concentraciones (Figura 8).

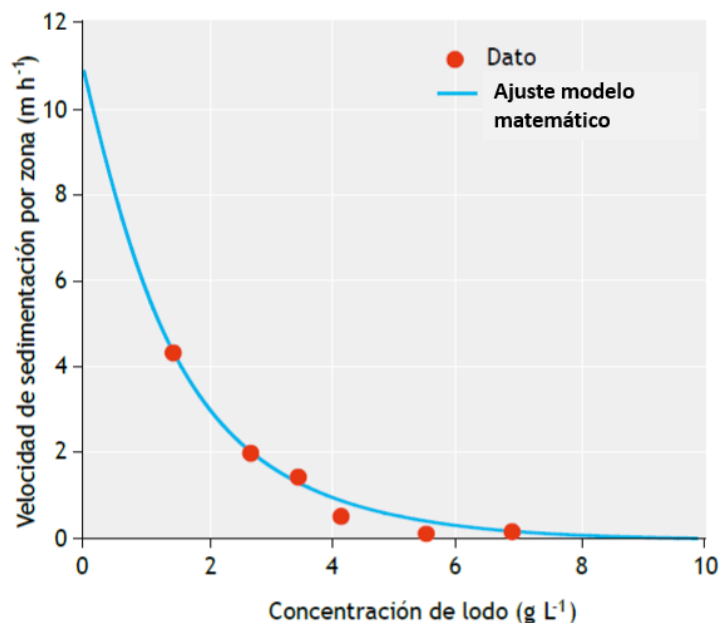


Figura 8. Velocidad de sedimentación en función de la concentración de sólidos. Los puntos representan la velocidad de sedimentación medida y la línea el modelo matemático que mejor se ajusta (Men & Fall, 2019)

Se han llevado a cabo numerosas investigaciones para establecer la relación entre la velocidad de sedimentación zonal y la concentración de sólidos suspendidos. Estos modelos se basan fundamentalmente en la teoría del flujo de sólidos propuesta por Kynch (1952) y son capaces de simular el proceso de sedimentación continua de los fangos a partir de unos pocos parámetros característicos del fango (Ferrer & Seco, 2012b).

### 3.2.3. Modelación de la velocidad de sedimentación zonal

#### 3.2.3.1. Teoría de flujo (Kynch, 1952)

El método se basa en el análisis del flujo de masa de los sólidos a través de una superficie control en el interior de un tanque de sedimentación; para utilizar esta teoría es necesario conocer la relación entre  $V_s$  y  $X$ ; obtenidas en ensayos en columnas de sedimentación.

La Figura 9 representa un esquema de los flujos de sólidos que se establecen en un proceso de sedimentación en continuo. Como se muestra en la figura, en un tanque de sedimentación existen dos zonas: la zona de clarificación y la zona de sedimentación. En la zona de sedimentación se origina un flujo constante de sólidos en sentido descendente. Este flujo descendente de sólidos es causado por la acción de la gravedad (sedimentación zonal) y por el transporte de masa debido al caudal extraído en el fondo del tanque, el cual es bombeado. En la zona de clarificación se origina un flujo ascendente de arrastre de sólidos causado por la extracción del caudal por la parte superior del tanque.

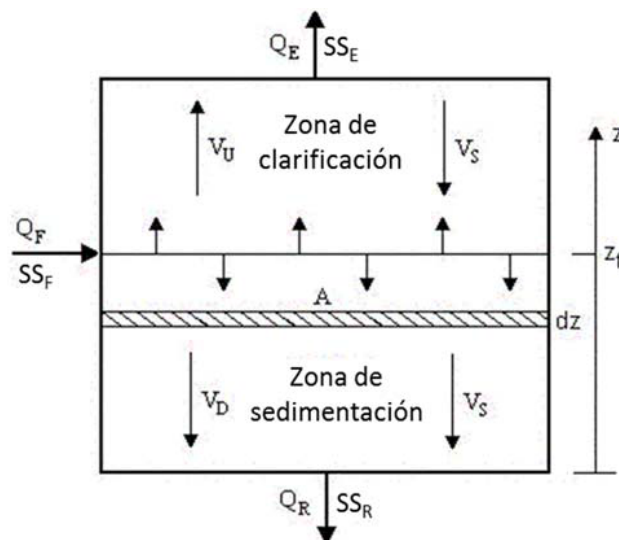


Figura 9. Representación esquemática de los flujos de sólidos en un sedimentador en continuo (Ribes, 2004)



En cualquier punto del tanque, el flujo de masa de sólidos originado por la sedimentación zonal sigue la siguiente ecuación:

$$SF_g = X * V_s \quad (8)$$

Donde  $SF_g$  es el flujo de sólidos por acción de la gravedad ( $\text{kg/m}^2\cdot\text{h}$ ),  $X$  es la concentración de sólidos en el punto de estudio ( $\text{mg/l}$ ) y  $V_s$  es la velocidad de sedimentación para dicha concentración de sólidos ( $\text{m/h}$ ).

El flujo de sólidos originado por el transporte de masa se define con la siguiente ecuación:

$$SF_u = X * V = \frac{Q}{A} * X \quad (9)$$

Donde  $SF_u$  es el flujo de sólidos ocasionado por la extracción del caudal tanto de la parte superior como del fondo del tanque ( $\text{kg/m}^2\cdot\text{h}$ ),  $V$  es la velocidad de la masa ( $\text{m/h}$ ) que depende de la sección del decantador y la zona donde se evalúa,  $Q$  es el caudal ( $\text{m}^3/\text{h}$ ) y  $A$  es el área de la sección transversal ( $\text{m}^2$ ).

El flujo de sólidos debido al transporte de masa es una función lineal de la concentración cuya pendiente es la velocidad del fluido en el tanque ( $V$ ). La velocidad depende de los caudales de extracción ( $Q_E$ ) y de purga ( $Q_R$ ) que se establecen durante el funcionamiento del decantador y del área superficial donde se distribuyen estos caudales, por ello se diferencian dos zonas donde la velocidad del fluido es diferente:

- Parte superior del nivel de alimentación ( $z > z_f$ ):

$$V_U = \frac{Q_E}{A} \quad (10)$$

- Parte inferior del nivel de alimentación ( $z \leq z_f$ ):

$$V_D = \frac{Q_R}{A} \quad (11)$$

El flujo total de sólidos es la suma del flujo originado por gravedad más el flujo de sólidos causado por el arrastre de las partículas que entran y salen continuamente del tanque de sedimentación, ecuación (12).

$$SF_t = SF_g + SF_u \quad (12)$$

### 3.2.3.2. Modelos matemáticos de la velocidad de sedimentación zonal

- *Modelo exponencial*

También conocido como el modelo exponencial de Vesilind (1968), es uno de los modelos más utilizados y se representa con la siguiente ecuación:

$$V_s = V_0 * e^{(-n*X)} \quad (13)$$

Donde los parámetros  $V_0$  (m/h) y  $n$  (l/g) reflejan las características de sedimentabilidad del fango. En general, los fangos que sedimentan bien tienen valores de  $V_0$  alrededor de 13 m/h y valores bajos de  $n$  alrededor de 0,25 l/g, mientras que los fangos de baja sedimentación tienen valores  $V_0$  bajos, en torno a 5 m/h, y valores  $n$  altos en torno a 0,5 l/g (Ekama et al., 1997).

El modelo únicamente resulta válido cuando el intervalo de concentraciones corresponde con una sedimentación en régimen zonal.

- *Modelo potencial*

También es otro modelo frecuentemente utilizado. El modelo potencial se define con la ecuación (14), esta fue obtenida por Yoshioka et al. (1975) y Dick & Young (1972).

$$V_s = V_0 * X^{-n} \quad (14)$$

Thomas (1963) y Vesilind (1968) demostraron que con el modelo exponencial se obtenían mejores ajustes con los datos experimentales que con el modelo potencial. También concluyeron que con el modelo potencial se obtiene una curva de flujo de sólidos infinita para el mismo rango de diluciones de baja concentración de sólidos que con el modelo exponencial, en el cual la curva es más razonable.

- *Modelo de Richardson y Zaki*

A partir del análisis dimensional, Richardson y Zaki (1954) desarrollaron una expresión para la sedimentación zonal en función de la porosidad de la suspensión ( $\varepsilon$ ) y de la velocidad terminal ( $V_0$ ) cuando las partículas que sedimentan son esféricas.

$$V_S = V_0 * \varepsilon^n \quad (15)$$

Donde el parámetro  $n$  es función del número de Reynolds ( $Re$ ) y tiene un valor de 4,65 para condiciones de  $Re < 0,2$  y para una relación pequeña entre el diámetro de la partícula y el diámetro de la columna de sedimentación.

Michaels y Bolger (1962) consideraron como porosidad de la suspensión ( $\varepsilon$ ) la porosidad entre los flóculos, debido a que en una suspensión floculada de caolín observaron que las unidades que sedimentan son flóculos o agregados individuales. Teniendo en cuenta estas consideraciones la ecuación de Richardson y Zaki se puede expresar de la siguiente forma:

$$V_S = V_0 * \left(1 - j * \frac{X}{p_s}\right)^{4,65} \quad (16)$$

Donde el parámetro  $j$  se define como el índice volumétrico del agregado (AVI) y se determina como el volumen del flóculo por unidad de volumen de sólidos que se encuentra dentro del agregado,  $X$  es la concentración de sólidos ( $\text{kg/m}^3$ ) y  $p_s$  es la densidad de los sólidos ( $\text{kg/m}^3$ ).

- *Modelos de Cho et. al.*

Partiendo de la Ecuación de Carman-Kozeny, Cho et. al. (1993) consideraron que la velocidad de sedimentación en una columna era equivalente a la velocidad media en un medio poroso. A partir de esta consideración y barajando distintas hipótesis para la viscosidad del fango en función de la concentración de sólidos, obtuvieron varias expresiones para la velocidad de sedimentación zonal en función de la concentración de sólidos y la viscosidad del fango, siendo la siguiente ecuación la más utilizada:

$$V_s = k * \frac{e^{-n*X}}{X} \quad (17)$$

Donde  $k$  y  $n$  son parámetros del modelo.

Cho et. al. (1993) ajustaron los modelos propuestos junto con el modelo exponencial y potencial a los datos experimentales obtenidos tras ensayos de sedimentación en discontinuo con fangos activados. Obtuvieron un buen ajuste para todos los modelos estudiados, siendo el mejor de todos, el modelo descrito con la ecuación (17).

- *Modelo de Takács*

El modelo de Takács o modelo de doble exponencial es uno de los modelos más ampliamente aceptado en la bibliografía (Takács et al., 1991). Este modelo es válido tanto para las zonas de sedimentación zonal como para la de clarificación.

El modelo se representa como la suma de dos términos exponenciales, ecuación (18). El primer término refleja la velocidad de sedimentación de las partículas grandes y bien floculadas mientras que el segundo es un factor de corrección de la velocidad para tener en cuenta las partículas más pequeñas con sedimentación lenta.

$$V_s = V_0 * e^{(-r_h * X_j^*)} - V_0 * e^{(-r_p * X_j^*)} \quad \text{con } 0 \leq V_s \leq V_0' \quad (18)$$

Donde  $V_s$  es la velocidad de sedimentación (m/s),  $X_j^*$  es la concentración de sólidos sedimentables (g/l),  $V_0$ ,  $V_0'$ ,  $r_p$  y  $r_h$  son parámetros del modelo:

- $V_0$  y  $V_0'$  son las velocidades máximas de sedimentación, teórica y práctica respectivamente (m/s).
- $r_p$  es el parámetro asociado con el comportamiento de sedimentación a bajas concentraciones de sólidos (l/g).
- $r_h$  es el parámetro característico de la sedimentación zonal (l/g).

La concentración de sólidos sedimentables se calcula como:

$$X_j^* = X_j - X_{min} \quad (19)$$

Donde  $X_j$  es la concentración de sólidos suspendidos y  $X_{min}$  es la concentración de sólidos no sedimentables. En este modelo, la concentración del componente particulado no tiene en cuenta a los sólidos no sedimentables, los considera una fracción a determinar de los fangos y se calcula con la siguiente ecuación:

$$X_{min} = f_{ns} * X_{in} \quad (20)$$

Donde  $f_{ns}$  es la fracción de sólidos no sedimentables en los fangos y  $X_{in}$  es la concentración de sólidos suspendidos en los fangos que entra en el decantador secundario.

Como se observa en la Figura 10, el modelo divide la velocidad de sedimentación en cuatro regiones. En la primera región, la velocidad de sedimentación es igual a cero ya que la concentración de sólidos en suspensión es menor que la concentración mínima ( $X_{min}$ ) y, por lo tanto, las partículas se mueven en el agua como si fuesen sustancias solubles. Cuando la concentración de sólidos aumenta hasta encontrarse entre la concentración mínima y  $X_1$ , la velocidad de sedimentación está dominada por las partículas discretas que sedimentan lentamente y en ese caso  $V_S$  es más sensible a  $r_p$ . En esta región, Patry y Takács (1992) demostraron que el diámetro medio de las partículas aumenta a medida que aumenta la concentración de sólidos en la zona de sedimentación discreta del decantador. Por lo tanto, este aumento del diámetro implica un aumento en la velocidad de sedimentación como se observa en la Figura 10.

En el caso de los fangos activados, la tercera región se alcanza con concentraciones comprendidas entre  $X_1$  y  $X_U$ , normalmente entre 200-2000 g/m<sup>3</sup> respectivamente (Patry y Takács, 1992). Los flóculos alcanzan su máximo tamaño, lo que da lugar a una velocidad de sedimentación independiente de la concentración de sólidos ( $V_0$ ). Por último, cuando la concentración de sólidos supera  $X_U$ , el efecto de las partículas que sedimentan lentamente es menor que la velocidad de sedimentación total. La velocidad de sedimentación es más sensible a  $r_h$  y el modelo se reduce efectivamente a la ecuación de Vesilind.

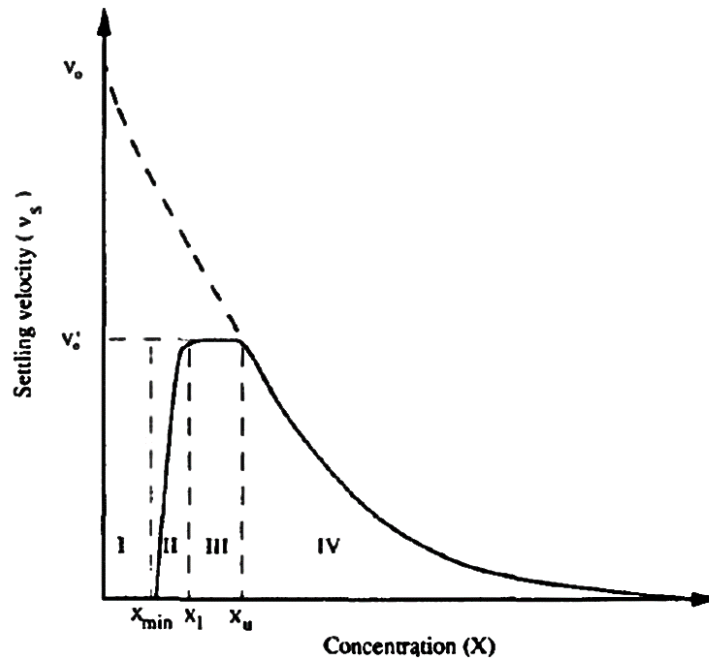


Figura 10. Modelo de velocidad de sedimentación propuesto por Takács et al. (1991)

Este modelo de velocidad de sedimentación produce estimaciones realistas de la concentración de sólidos suspendidos en el efluente y en el flujo inferior, tanto en condiciones estables como dinámicas (Takács et al., 1991)

### 3.3. Aplicación de la sedimentación

La sedimentación es un proceso que forma parte de una gran área de técnicas de separación de fases sólidas y líquidas por medio de métodos mecánicos. Este tipo de separación aparece en un extenso número de sectores como por ejemplo la industria minera, el tratamiento del agua dulce o de las aguas residuales.

En una depuradora de aguas residuales, los fenómenos de sedimentación tienen lugar en equipos como: desarenadores, sedimentadores primarios, sedimentadores secundarios y espesadores por gravedad. En la Tabla 2 se muestran los fenómenos de sedimentación que suceden en estos equipos.

Tabla 2. Tipos de sedimentación que intervienen en los tratamientos de las aguas (Metcalf and Eddy, 1995)

<i>Fenómenos de sedimentación</i>	<i>Aplicaciones en las que se presenta</i>
Discreta	Eliminación de las arenas del agua residual
Floculada	Eliminación de una fracción de los sólidos en suspensión del agua residual en los tanques de sedimentación primaria, y en la zona superior de los decantadores secundarios También elimina los flóculos químicos de los tanques de sedimentación.
Retardada o zonal	Se presenta en los tanques de sedimentación secundaria empleados en las instalaciones de tratamiento biológico.
Compresión	Generalmente se produce en las capas inferiores de una masa de tango de gran espesor, tal como ocurre en el fondo de los decantadores secundarios profundos y en las instalaciones de espesamiento de fangos.

Como pretratamiento, los desarenadores son los encargados de eliminar arenas, gravas, partículas pequeñas de naturaleza mineral y sustancias orgánicas no putrescibles. Estos equipos son utilizados para proteger los elementos mecánicos móviles de la abrasión y el desgaste, para reducir el atascamiento en conducciones o canales y para evitar la presencia de materia inerte en los sistemas de tratamiento. Por ello se suelen situar después del desbaste y antes del tratamiento primario.

Los decantadores primarios se sitúan previamente al tratamiento biológico, y si existiese un tratamiento fisicoquímico después de este. Los objetivos primordiales de los decantadores primarios son la eliminación de los sólidos suspendidos fácilmente sedimentables y reducir la carga orgánica de entrada al reactor biológico. En el caso de que haya un tratamiento fisicoquímico previo, el decantador primario se encarga además de la eliminación de los sólidos suspendidos y de los contaminantes asociados al tratamiento fisicoquímico.

Los decantadores secundarios se sitúan tras el tratamiento biológico y son tres las funciones básicas que desempeñan. Sirven como clarificadores, espesadores y zonas de almacenamiento del fango. Como clarificadores proporcionan un sobrenadante con un bajo contenido de sólidos suspendidos (SST) ya que separan el fango del agua tratada, como espesadores proporcionan un flujo inferior constante de fango concentrado y como zonas de almacenamiento, salvaguardan el almacenamiento del fango durante los máximos caudales (Ekama et al., 1997). La función del decantador secundario como

clarificador no solo es importante para obtener un efluente de calidad sino también para mantener la estabilidad del sistema. Una pérdida de sólidos no controlada en el efluente del decantador produciría una bajada en concentración de sólidos en el reactor, afectando a la capacidad de depuración del sistema (Asensi, 2015).

Por último, en la línea de fango se encontrarían los espesadores por gravedad. Estos equipos se utilizan principalmente como paso previo a la digestión anaerobia o a la deshidratación. El objetivo de los espesadores por gravedad es concentrar el fango y el sobrenadante recircularlo a cabecera de planta. Los espesadores por gravedad se utilizan para concentrar fangos primarios, fangos procedentes del tratamiento con cal y combinaciones de fangos primarios y secundarios.

Como se ha comentado anteriormente, la sedimentación es un proceso ampliamente utilizado y puede tener lugar en una o varias etapas de los procesos de tratamiento. En el caso de las plantas de tratamiento de aguas residuales, a veces la sedimentación es el único tratamiento al que el agua es sometida. La Figura 11 es un ejemplo de una estación depuradora típica donde la sedimentación se utiliza en cuatro de las fases de tratamiento: desarenadores, decantadores primarios, decantadores secundarios y espesadores por gravedad.

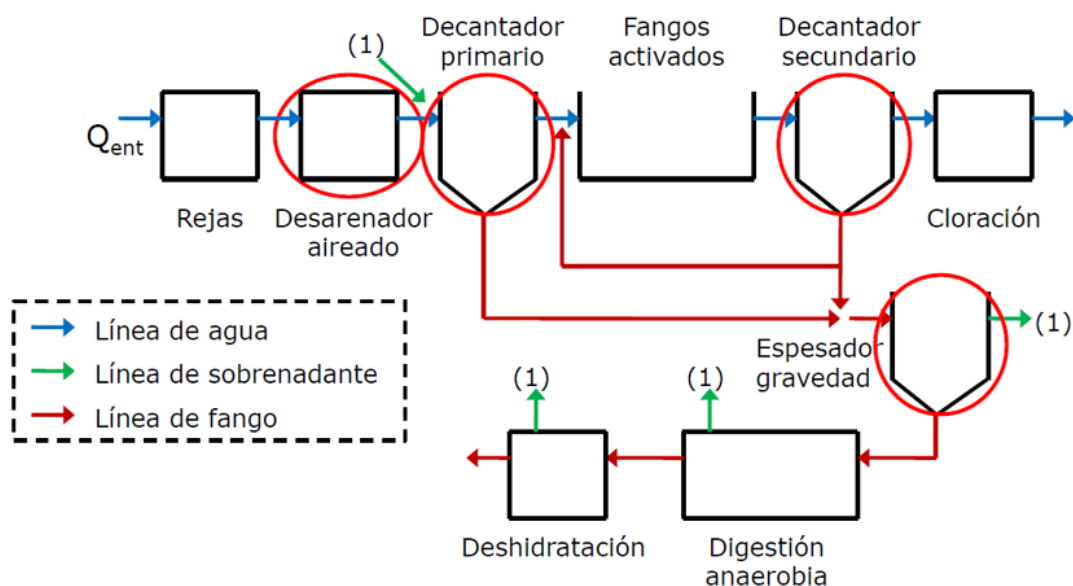


Figura 11. Con un círculo rojo se encuentran marcadas las aplicaciones de la sedimentación en una estación depuradora de aguas residuales (Asensi, 2020)

En el tratamiento de las aguas superficiales con fines potables, el proceso de sedimentación puede aparecer en distintos esquemas de tratamiento en función de la



calidad del agua. Como se observa en la Figura 12 el proceso de sedimentación puede presentarse: como tratamiento primario de separación sólido-líquido tras los procesos fisicoquímicos de coagulación y floculación y previo a la filtración; y en la línea de fango.

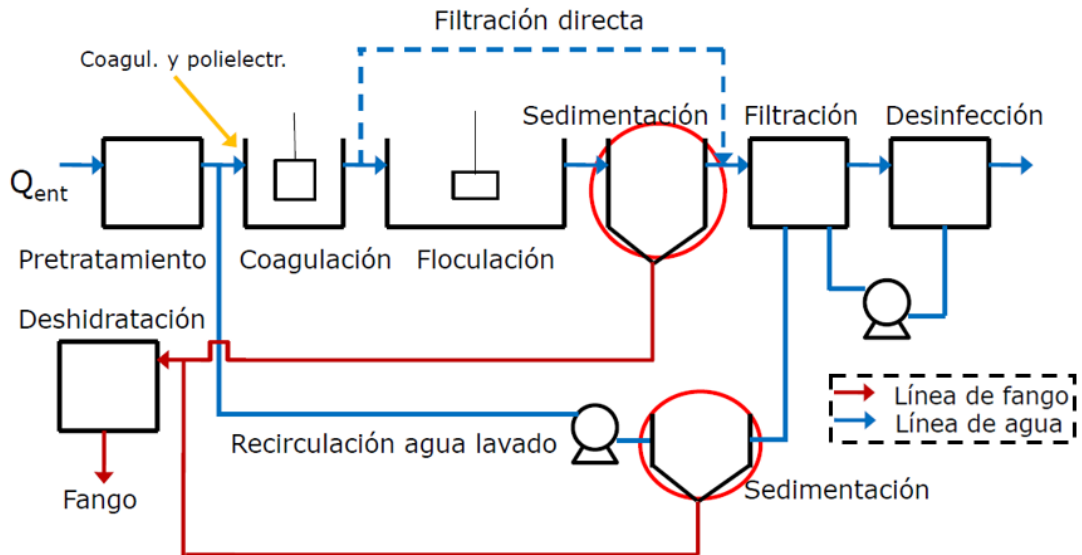


Figura 12. Con un círculo rojo están marcadas las aplicaciones de la sedimentación en un esquema típico de una estación de tratamiento de agua potable (Asensi, 2020)

Cuando el agua superficial no presenta elevadas concentraciones de sólidos suspendidos ni una alta turbidez, la sedimentación puede aparecer como un pretratamiento previo al tratamiento convencional (filtración y desinfección). Un ejemplo de este sistema son los tratamientos de agua en el punto de consumo (PDC). Muchos países no cuentan con el dinero y los recursos necesarios para construir, operar y mantener un sistema de tratamiento de agua a nivel comunitario por ello existen sistemas de purificación en los hogares y siguen el siguiente esquema básico presente en la Figura 13.

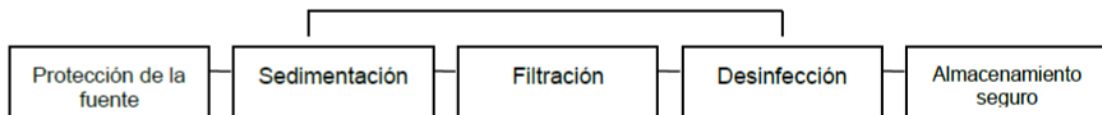


Figura 13. Esquema del tratamiento del agua a nivel domiciliario (CAWST, 2011)

Por otro lado, el tratamiento las aguas subterráneas tiene dos objetivos primordiales el ablandamiento o eliminación de la dureza del agua y la eliminación de hierro (Fe) y manganeso (Mn). La sedimentación aparece en ambos procesos como etapa posterior tras los tratamientos fisicoquímicos como son la coagulación-floculación o la oxidación-

filtración. En la Figura 14 se muestra un ejemplo de un esquema de tratamiento para la eliminación de Fe y Mn.

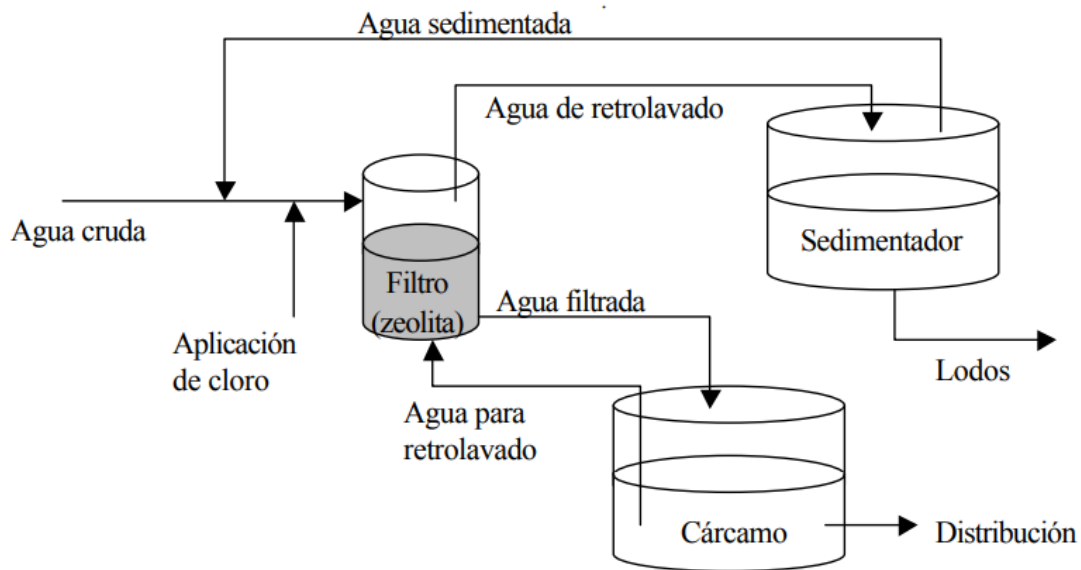


Figura 14. Sistema de tratamiento para la eliminación de Fe y Mn del agua (Red Iberoamericana de Potabilización y Depuración del Agua, 2006)

A nivel industrial no hay un esquema claro de tratamiento, sino que existe una gran variedad de esquemas en función del sector. En general el aspecto esencial de la sedimentación en esta área es la eliminación de los contaminantes industriales suspendidos en el agua.

No obstante, la sedimentación no es un proceso que únicamente se utiliza en el tratamiento de las aguas, sino que también tiene una significativa importancia en los procesos de separación de sólido-líquido. Un ejemplo claro de ello es la minería, donde la sedimentación juega un papel esencial en la recuperación del agua. La Figura 15 muestra la secuencia de operaciones requerida para la separación de mezclas sólido-líquido en la minería. La etapa de concentración se realiza mediante los procesos de espesamiento o clarificación.

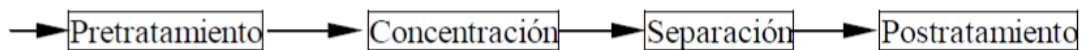


Figura 15. Secuencia de operaciones de separación sólido-líquido en la minería (Concha, 2015)

### 3.4. Importancia del estudio de la velocidad de sedimentación zonal

La sedimentación zonal es característica de los decantadores secundarios. Por ende, para el diseño, simulación y operación de estos equipos es necesario caracterizar la sedimentación zonal mediante su estudio experimental en el laboratorio.

A continuación, se realizará una breve descripción de las aplicaciones para las cuales es importante determinar la velocidad de sedimentación zonal.

- Diseño de decantadores secundarios

En el diseño de un decantador secundario se pueden utilizar dos métodos: uno centrado en modelos teóricos referentes a un fenómeno estudiado y otro, apoyado en métodos empíricos basados en la experiencia y en estándares de diseño.

La teoría del flujo de Kynch (1952), explicada con anterioridad en el apartado 3.2.3.1, es uno de los modelos teóricos más utilizados. La teoría de Kynch se aplica en el diseño y operación de los decantadores secundarios para obtener el área mínima ( $A$ ) que asegura que toda la masa de sólidos que entra al decantador es capaz de sedimentar. A esta área mínima calculada se le aplica un factor de seguridad que suele ser del 25% (Henze et al., 2011) cuya función es sobredimensionar la unidad.

Con la intención de conocer el área mínima es necesario determinar el flujo de sólidos limitante ( $SF_L$ ). Para ello se representa gráficamente el flujo de sólidos por gravedad y el flujo de extracción en función de la concentración de sólidos, como se ha comentado anteriormente la suma de ambos flujos tiene como resultado el flujo total de sólidos. El valor mínimo de la curva del flujo total de sólidos corresponde con  $SF_L$  (Figura 16). Utilizando el valor del flujo de sólidos limitante, el área mínima necesaria deducida con un balance de masas viene dada por (Metcalf and Eddy, 1995):

$$A = \frac{(Q + Q_R) * X}{SF_L} = \frac{(1 + \alpha) * Q * X}{SF_L} \quad (21)$$

Donde  $A$  es el área mínima ( $m^2$ ),  $Q_R$  es el caudal recirculado del decantador al tratamiento biológico y  $(Q+Q_R)$  representa el caudal volumétrico total que entra al tanque de sedimentación ( $m^3/día$ ),  $X$  la concentración de sólidos del caudal de entrada ( $g/ m^3$ ),  $SF_L$  es el flujo de sólidos en el caudal de entrada ( $kg/m^2*día$ ) y  $\alpha$  es la relación existente entre  $Q_R/Q$ .

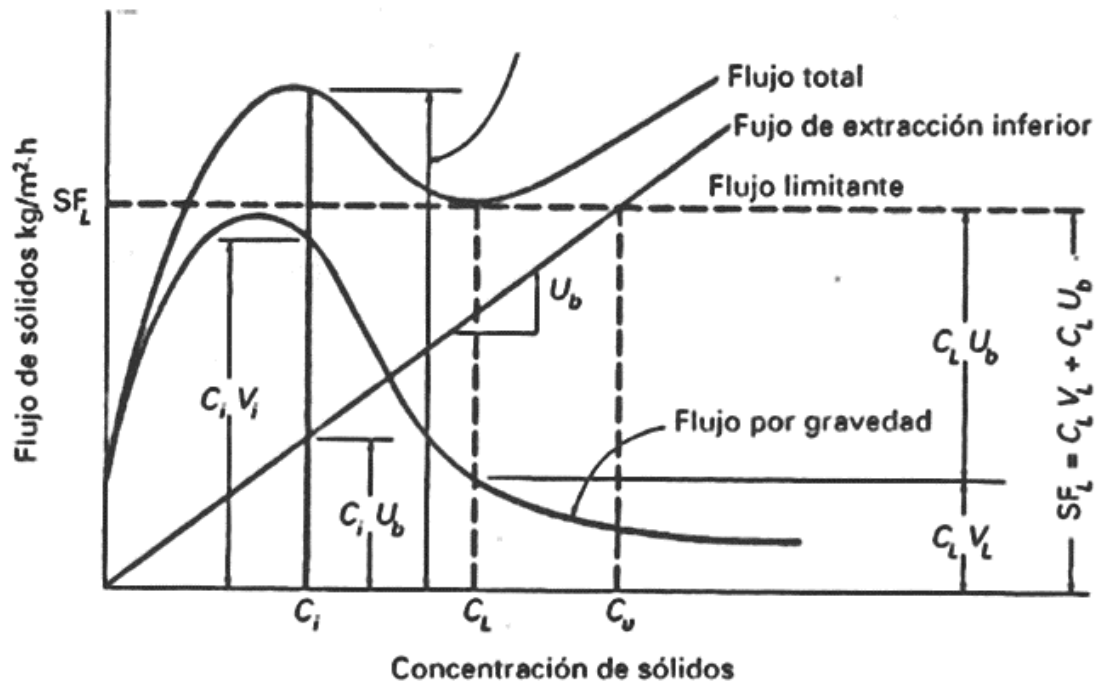


Figura 16. Esquema del flujo de sólidos en un decantador secundario en función de la concentración de sólidos suspendidos (Metcalf and Eddy, 1995)

Para evitar la pérdida de sólidos por el efluente, el decantador no debe estar sobrecargado en la zona de clarificación ni en la zona de espesado del fango (Von Sperling, 2007). Para ello debe cumplirse que la carga de sólidos a la entrada del decantador sea menor que el flujo de sólidos limitante ( $C_{sol} \leq FSL$ ) y que la carga superficial del decantador ( $C_s$ ) sea menor que la velocidad ascensional crítica de las partículas que sedimentan de forma discreta en la parte superior del decantador y que se quieren eliminar para obtener la calidad del efluente deseada.

Asimismo, los modelos empíricos más utilizados son el modelo británico (WRC), el alemán (ATV) y el holandés (STOWA) (Henze et al., 2011) aunque normalmente cada compañía consultora y constructora desarrolla sus propios modelos. Mayoritariamente los decantadores secundarios son diseñados a partir de criterios empíricos de carga hidráulica y de sólidos, como por ejemplo los criterios de la IWPC (1973), US EPA (1975) y GLUMRB (1968). Este tipo de criterios suponen que las características de sedimentabilidad no difieren entre sistemas de fangos activados similares. Los criterios básicos utilizados para el diseño son: el tiempo de retención hidráulico ( $THR$ ), la carga superficial ( $C_s$ ), la carga de sólidos ( $C_{sol}$ ) y la carga sobre vertedero ( $C_{sv}$ ). Todos ellos se obtienen mediante las siguientes ecuaciones presentadas en la siguiente tabla:

Tabla 3. Criterios de diseño y ecuaciones utilizadas para su determinación

Ecuaciones	Parámetros
$THR (h) = \frac{V}{Q} = \frac{h * A}{Q} \quad (22)$	Donde $Q$ es el caudal de entrada al decantador sin considerar el caudal de recirculación ( $m^3/h$ ), $V$ es el volumen del decantador ( $m^3$ ), $h$ es el calado del borde del decantador (m), $A$ es el área superficial del decantador ( $m^2$ ), $C_0$ es la concentración influente de SS del tratamiento biológico ( $kg/m^3$ ) y $l_{vert}$ es la longitud del vertedero (m).
$C_s \left( \frac{m^3}{m^2 * d} \right) = \frac{Q}{A} \quad (23)$	
$C_{sol} \left( \frac{kg}{m^2 * h} \right) = \frac{Q * C_0}{A} \quad (24)$	
$C_{sv} \left( \frac{m^3}{m/h} \right) = \frac{Q}{l_{vert}} \quad (25)$	

Los criterios de diseño se utilizan teniendo en cuenta el caudal medio y punta de entrada al decantador secundario, sin tener en cuenta el caudal recirculado a cabecera de planta. Los decantadores secundarios se diseñan con las mínimas dimensiones que cumplan todos los criterios de diseño. En la siguiente tabla se muestran valores típicos de los criterios de diseño utilizados para el diseño de los decantadores secundarios:

Tabla 4. Valores típicos de los criterios de diseño de los decantadores secundarios (Ferrer y Seco, 2012b)

Tipo de tratamiento	$C_s$ ( $m^3/m^2 \cdot d$ )		$C_{sol}$ ( $kg/m^2 \cdot h$ ) <sup>b</sup>		$C_{sv}$ ( $m^3/m/h$ )		Calado (m)
	Media	Punta	Media	Punta	Media	Punta	
A continuación de filtros percoladores	16 - 24 (18)	40 - 48 (40)	3.0 - 5.0 (3)	≤ 8.0 (4)	12	20	3 - 4
A continuación de fangos activados por aire (excluyendo la aireación prolongada)	16 - 32 (19)	36 - 48 (36)	2.5 - 6.0 (2.5)	≤ 9.0 (4.5)	12	20	3 - 5
A continuación de aireación prolongada	8 - 16 (12)	22 - 32 (22)	1.0 - 3.0 (1.8)	≤ 7.0 (3.2)	12	20	3 - 5

<sup>a</sup> Los valores entre paréntesis corresponden a valores típicos para aguas residuales urbanas.

<sup>b</sup> Las cargas de sólidos están referidas a las características de sedimentación del fango en tiempo frío.

Se han elaborado otros procedimientos de diseño basándose en los parámetros de sedimentabilidad (apartado 3.2.1 de este capítulo). Por ejemplo, el procedimiento del Water Research Centre se encuentra asociado al IVEA<sub>3.5</sub> (White, 1976) y los

procedimientos de diseño alemán (ATV, 1976) y holandés (STOWA, 1983) están vinculados al IVFD. Mediante estos procedimientos es posible obtener el área y la altura (en el caso del ATV) requeridas en los decantadores secundarios en función de la concentración de sólidos del reactor y de los parámetros de sedimentabilidad.

- Simulación de decantadores secundarios

Para simular el proceso de sedimentación continua en un decantador secundario se han propuesto varios modelos de sedimentación unidimensional apoyados en la teoría de flujo de sólidos descrita por Kynch (Laikari, 1989; Dupont y Henze, 1992; Hamilton et al., 1992; Otterpohl y Freund, 1992; Patry y Takács, 1992; Ribes, 2004).

Todos estos modelos se fundamentan en plantear el flujo total de sólidos como un elemento diferencial de la altura en el decantador, descrito mediante un balance de sólidos en el decantador:

$$\frac{\partial SS}{\partial t} + \frac{\partial (V_s * SS)}{\partial z} + \frac{\partial (V * SS)}{\partial z} = 0 \quad (26)$$

Donde  $SS=SS(z, t)$  representa la concentración de los sólidos en la posición  $z$  y en el tiempo  $t$ . Para resolver esta ecuación es preciso conocer la velocidad de sedimentación zonal en función de la concentración de los sólidos suspendidos.

En la siguiente figura se exponen las ventajas que aporta el empleo de estos modelos unidimensionales:

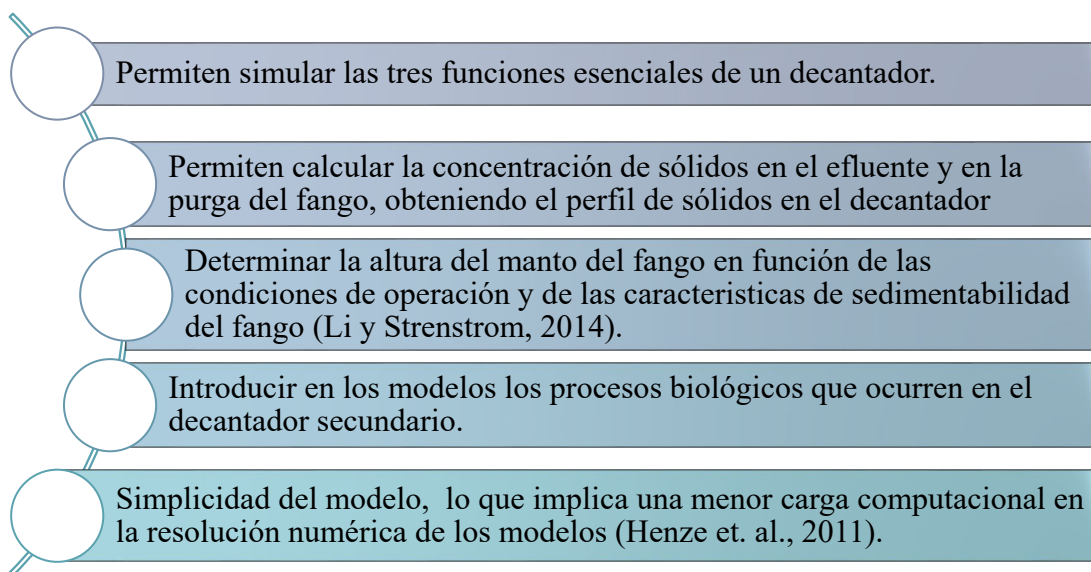


Figura 17. Esquema de las ventajas que proporciona el uso de modelos unidimensionales

DESSAS es una herramienta de simulación de EDAR desarrollado por el grupo de investigación CALAGUA Unidad Mixta UV-UP. Tiene incorporado un modelo de sedimentación unidimensional basado en la teoría de flujo de Kynch y en el modelo de Takács, además corrige la velocidad de sedimentación en la zona de compresión (Otterpohl y Freud). Esta herramienta permite obtener el perfil de sólidos en el decantador (Figura 18) y calcular los procesos biológicos en el decantador.

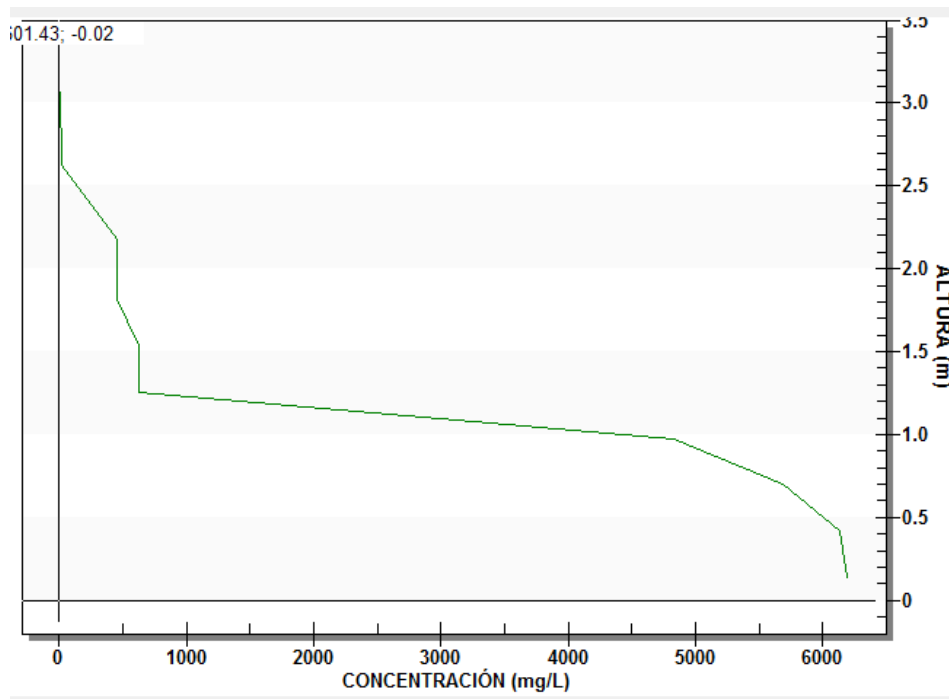


Figura 18. Perfil de sólidos suspendidos totales obtenido mediante el software DESSAS

Pese a que los modelos de simulación unidimensional basados en teoría del flujo de Kynch son los más utilizados también se han desarrollado otro tipo de modelos más complejos fundamentados en plantear y resolver ecuaciones de conservación de masa y de cantidad de movimiento (Li y Stenstrom, 2014).

- Operación de los decantadores secundarios

Basándose en el enfoque del flujo de sólidos, Keinath (1985) y Keinath et al. (1977) propusieron un nuevo concepto que aporta información sobre el estado de funcionamiento del decantador, denominado punto de estado.

En la Figura 19 se ilustran los elementos necesarios para el análisis del punto de estado. Como se puede observar, la tasa de desbordamiento del decantador (OFR) corta con la

tasa de recirculación del decantador (UFR) en el denominado punto de estado vinculando el funcionamiento del reactor biológico con el funcionamiento del decantador.

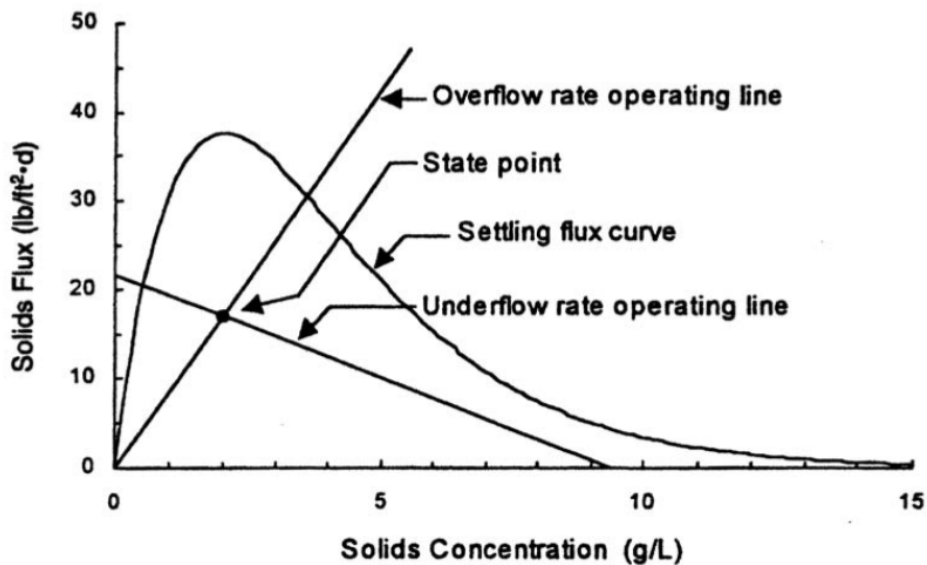


Figura 19. Elementos que permiten el análisis del punto de estado (Task Force of the Water Environment Federation, 2015)

El análisis del punto de estado es una metodología útil para el diseño y operación de los decantadores ya que permite determinar las condiciones de funcionamiento de manera visual. Se puede utilizar en la evaluación de la redistribución de los sólidos entre el reactor y el decantador o en la optimización del sistema. En función de cada caso, el análisis del punto de estado permite proponer posibles soluciones actuando sobre el caudal de recirculación o sobre la entrada de sólidos al decantador.

La posición del punto de estado y la ubicación de la línea UFR con respecto a la parte descendente de la curva de flujo determinan el estado de operación del decantador. De esta manera se puede determinar si el decantador está infracargado, críticamente cargado o sobrecargado. En la Figura 20 se presentan algunos de los casos en los que el decantador puede encontrarse, las dos imágenes superiores hacen referencia a un estado de carga crítica y las tres inferiores a un estado de sobrecarga.



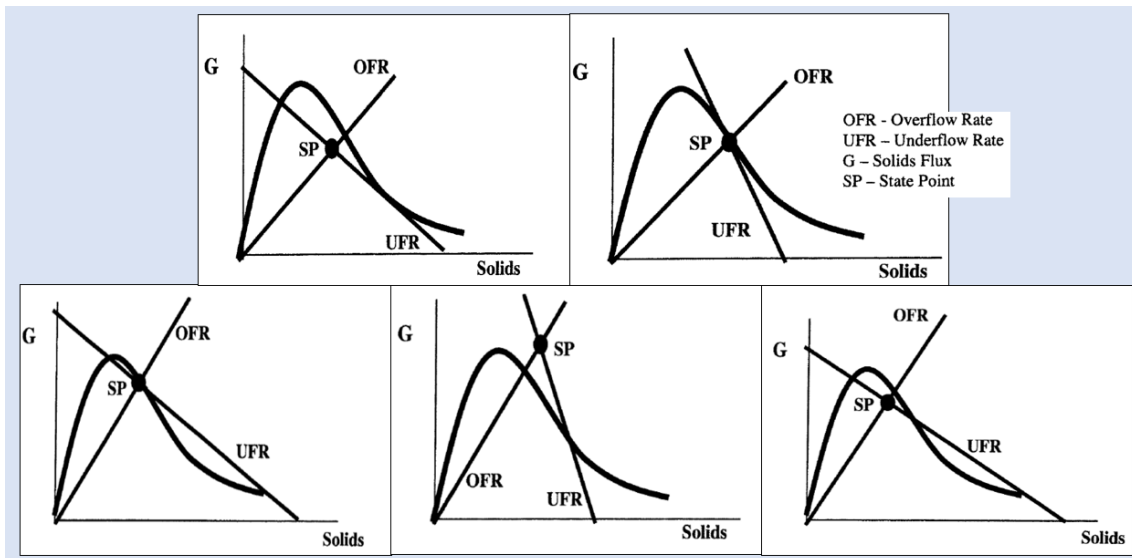


Figura 20. Diagramas del punto de estado para diferentes condiciones de carga (Task Force of the Water Environment Federation, 2015)

#### 4. ESTUDIO DEL COMPORTAMIENTO DEL FANGO MEDIANTE TÉCNICAS DE ANÁLISIS DE IMAGEN

Los recientes progresos tecnológicos han dejado resultados como son las tecnologías ICA (Instrumentación, Control y Automatización). Estas tecnologías se encargan del control, la supervisión y el diagnóstico de procesos para garantizar un rendimiento óptimo, obteniendo una mayor información y detectando rápidamente los fallos y sus causas.

En la mayoría de los casos estas tecnologías se han establecido con el objetivo de gestionar la eficiencia de la eliminación biológica en los reactores. Sin embargo, han sido muchos los investigadores que han desarrollado varias herramientas de diagnóstico para detectar la sedimentación (Bergh & Olsson, 1996; Comas et al., 2003; De Clercq et al., 2003).

Gracias a un excelente progreso en las técnicas de medición y en el análisis de imagen, muchas variables como el IVF, la turbidez del efluente, el tamaño de los flocos y la longitud de los organismos filamentosos pueden medirse de manera automatizada (Sekine et al., 1989; Vanrolleghem et al., 1996; Grijspeerdt & Verstraete, 1997; Motta et al., 2002; Jenné et al., 2004; Mesquita et al., 2008, 2009; Zambrano, 2013).

Para medir la sedimentación del fango de manera automática se han desarrollado sensores capaces de detectar el descenso de la interfase del manto de fango usando la transmisión de la luz medida. Fuchs and Staudinger (1997) utilizaron diodos emisores de luz (LED)

capaces de medir el aumento de la transparencia en el sobrenadante. De este modo, confirmaban la presencia de sedimentación cuando existía un pico de transparencia justo después del paso del manto del fango por el diodo. Sekine et al. (1989) desarrollaron un dispositivo capaz de medir la posición de la interfase del fango mediante sensores fotoeléctricos durante un ensayo de sedimentación. Vanrolleghem et al. (1996) introdujeron un sensor capaz de medir el progreso de la altura del manto de fango mediante la grabación de la evolución con un sistema de detección óptico de movimiento. Con este método se puede obtener fácilmente la velocidad máxima de sedimentación y los índices volumétricos del fango.

También existen sistemas basados en la utilización de láseres. Oliva et al. (2008) desarrollan un método con un montaje experimental que consta de 4 láseres y 4 sensores de luz. Conforme se produce el movimiento de la interfase, cada laser genera un rayo de luz que es dirigido hacia cada sensor, los cuales son los encargados de medir la diferencia de voltaje e intensidad. De esta manera, conociendo el tiempo al que se detecta el rayo y la distancia de separación de los láseres, se puede conocer la velocidad de sedimentación del fango.

Como este trabajo se ha centrado en la aplicación de técnicas de análisis de imagen, en el siguiente apartado se realizará una breve descripción de los métodos que aparecen en la bibliografía basados en técnicas de análisis de imagen.

#### **4.1. Métodos basados en el análisis de imagen**

Ya se ha comentado anteriormente, que la determinación de la caracterización de la velocidad de sedimentación de los fangos implica la presencia de un operario que mida en intervalos determinados de tiempo el descenso del vertical del fango a través de la columna de sedimentación. Para evitar este trabajo tan laborioso son muchas las investigaciones llevadas a cabo para automatizar este proceso, y el empleo de técnicas de análisis de imágenes permite alcanzar este objetivo.

Zhu et al. (2000) desarrollan un sistema de medición automatizado utilizando técnicas de procesamiento de imágenes. El sistema de control se presenta en la Figura 21 y como se puede observar en la figura este consta de una cámara CCD, un dispositivo de iluminación acoplado a una plataforma de soporte y un ordenador.

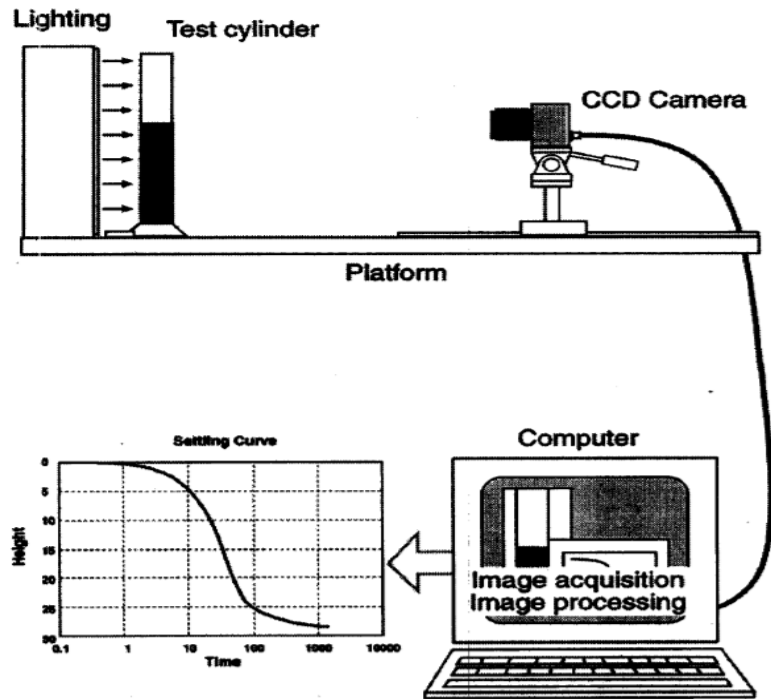


Figura 21. Montaje experimental (Zhu et al., 2000)

Observan que la concentración de partículas del fango determina la cantidad de luz que puede penetrar a través del fango cuando este es iluminado por una fuente de luz. Por lo tanto, como se observa en la Figura 22, la zona donde las partículas son escasas la intensidad de luz es alta y, por lo contrario, en la zona más densa la intensidad de luz es baja debido al bloqueo de la luz por las partículas. La variación más brusca de intensidad de luz se produce en torno a la interfase fango-sobrenadante, por lo que, al procesar las imágenes, se puede localizar la interfase.

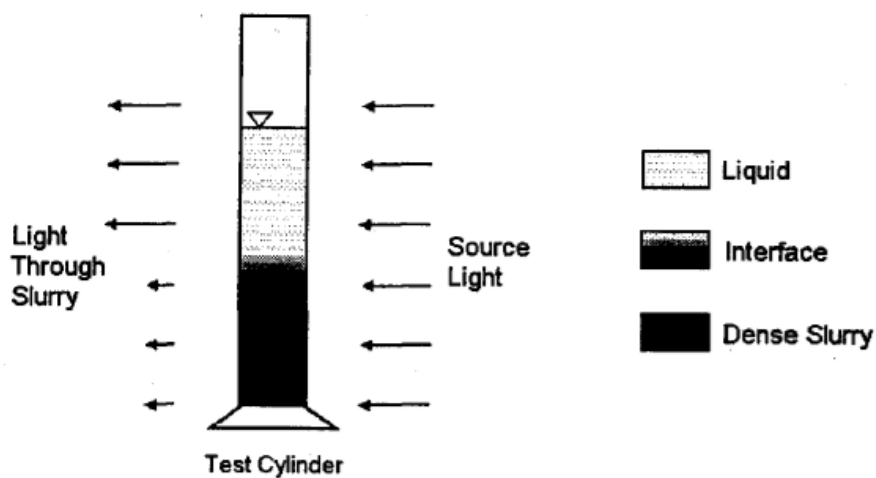


Figura 22. Variación de la intensidad de luz a lo largo de la probeta (Zhu et al., 2000)

El principio del método de medida es tomar una serie de imágenes del fango durante los ensayos de sedimentación para poder obtener la curva de sedimentación completa.

Una vez adquirida la imagen, se obtiene la intensidad de gris para cada píxel. La imagen es tratada mediante técnicas que permitan la detección de los bordes de la probeta y así delimitar su contorno. Por último, la interfaz fango-sobrenadante es detectada mediante un programa informático propio de tratamiento de imágenes denominado Madnne.

Por otro lado, Kim et al. (2011) dieron un paso más y desarrollaron un método de detección automatizada de la sedimentación mediante el análisis de las intensidades de color de las imágenes capturadas ya que la cámara CCD utilizada por Zhu et al. (2000) recoge las imágenes en blanco y negro. Para poder producir imágenes a color, Zhu et al. (2000) debían de tomar varias imágenes con distintos filtros (rojo, verde y azul) que luego fusionaban mediante un procesador de imágenes.

Este método propuesto permitía la medición en línea de la  $SV_{30}$  y el algoritmo desarrollado para la detección de la interfase fango-sobrenadante aporta información sobre el estado de la sedimentación. Para ello, propusieron sistematizar la medición mediante el bombeo automatizado de fangos y la toma de imágenes con una cámara digital. Las imágenes capturadas eran guardadas en un ordenador para su posterior procesamiento, etapa en la que se detectaba la altura del fango en la columna y se extraía información cualitativa sobre la sedimentación.

Como se observa en el esquema conceptual de la Figura 23, el montaje consiste en un ordenador donde se guarda la información referente a los ensayos, para luego analizarla y procesarla. La cámara y la probeta de 1L se encuentran en un cajón donde instalaron un panel de luz LED como fuente de luz.

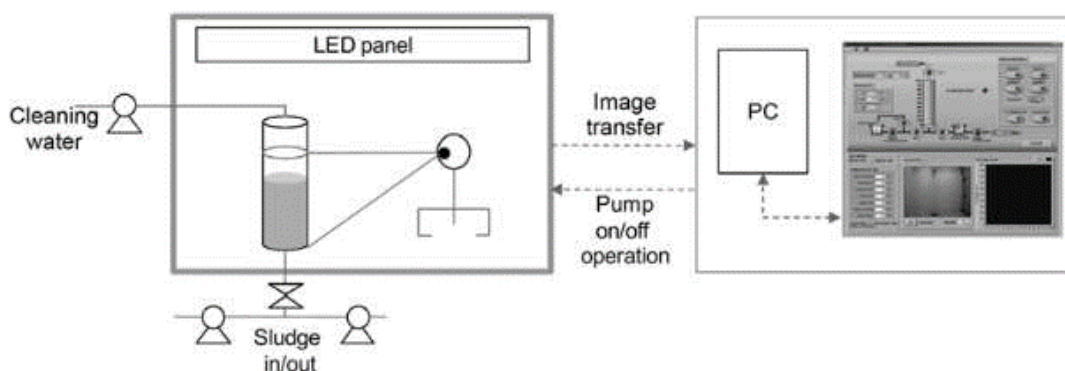


Figura 23. Diseño conceptual del sistema de medición automatizada  $SV_{30}$  (Kim et al., 2011)

Cuando la luz incide sobre un objeto, su superficie absorbe ciertas longitudes de onda y otras son reflejas. Las radiaciones luminosas reflejadas determinan el color con el que apreciamos los objetos. Las cámaras digitales o webcams son capaces de detectar la luz reflejada en función de un rango de intensidad luminosa, este rango va desde un valor umbral hasta un valor máximo de saturación.

Las imágenes capturadas por la cámara son digitalizadas, esto significa que cada imagen está compuesta por píxeles y cada píxel posee su propia información de color. Entre diversos métodos de expresión de color, el RGB es un índice muy conocido que explica todos los colores con un valor de índice rojo, verde y azul de 0 a 255 (Kim et al., 2011).

El fango y el sobrenadante poseen distintas distribuciones de color. Por lo tanto, como se puede observar en la Figura 24, la altura del fango se puede detectar como la rodilla (cambio brusco de intensidades) originada en el perfil.

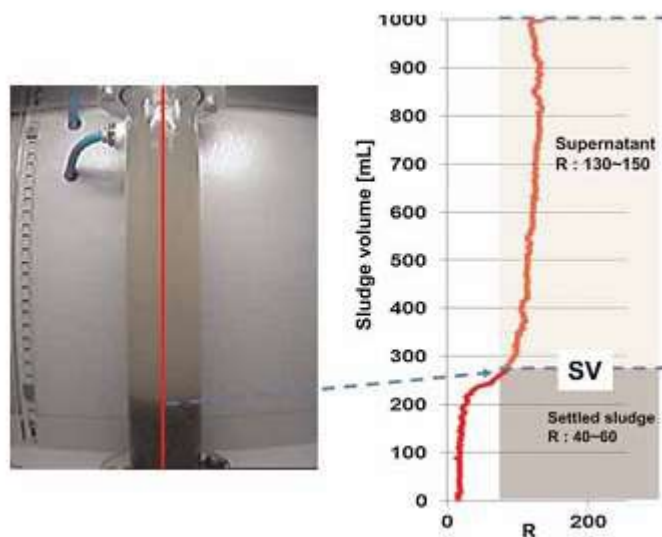


Figura 24. Concepto de análisis de imagen (Kim et al., 2011)

#### 4.2.Descripción de la aplicación utilizada

En el caso de este proyecto se ha utilizado la aplicación desarrollada por López (2013) para poder alcanzar el objetivo de caracterizar de manera cuantitativa la sedimentación zonal, floculada y la transición existente entre ambas. Ya que este mismo en las conclusiones de su trabajo explica que la aplicación desarrollada permite estudiar con facilidad los procesos de sedimentación floculada mediante la aplicación de técnicas de técnicas de análisis de imagen.

La aplicación utilizada se ha creado mediante el programa Matlab® 2012, consiste en una interfaz gráfica que permite al usuario seleccionar dos modelos de operación, grabar o analizar. La opción de grabar permite filmar imágenes o fotogramas de un ensayo de sedimentación en un vídeo y la opción analizar facilita el posterior análisis de las imágenes de los ensayos. En la Figura 25 se puede observar que estas dos operaciones se encuentran en la esquina inferior izquierda en el cuadro “Opción para procesar”.

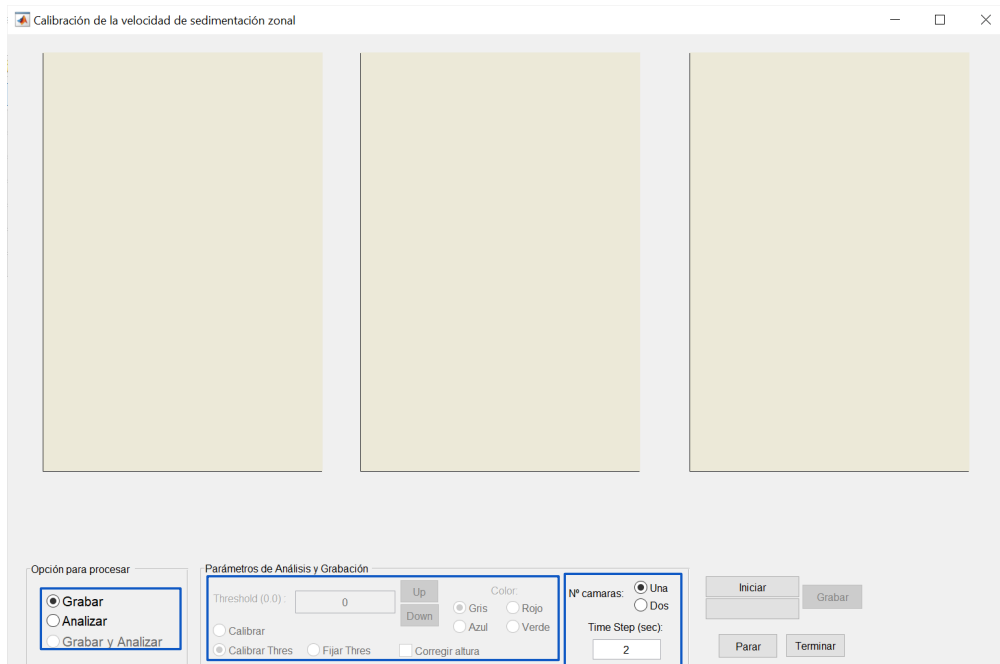


Figura 25. Interfaz de usuario creada por López (2013)

Cuando se selecciona la opción de grabar, se deben de determinar dos parámetros antes de iniciar la grabación, uno el número de cámaras y el otro el tiempo que debe de transcurrir entre la toma de dos imágenes consecutivas. Cuando termina el ensayo de sedimentación aparece una ventana con una nueva interfaz denominada calibración (Figura 26). En ella se recogen una serie de datos que son medidas directas del montaje de sedimentación y se utilizan para la corrección de errores.

Los datos que se deben de introducir al terminar el ensayo de sedimentación se observan en la Figura 26 en la parte superior izquierda. Los cuatro primeros parámetros son medidas tomadas del recipiente utilizado en los ensayos de sedimentación y los tres últimos son índices de refracción: del medio existente entre la cámara y el recipiente ( $n_1$ ), del recipiente utilizado en el ensayo ( $n_2$ ) y del sobrenadante ( $n_3$ ).

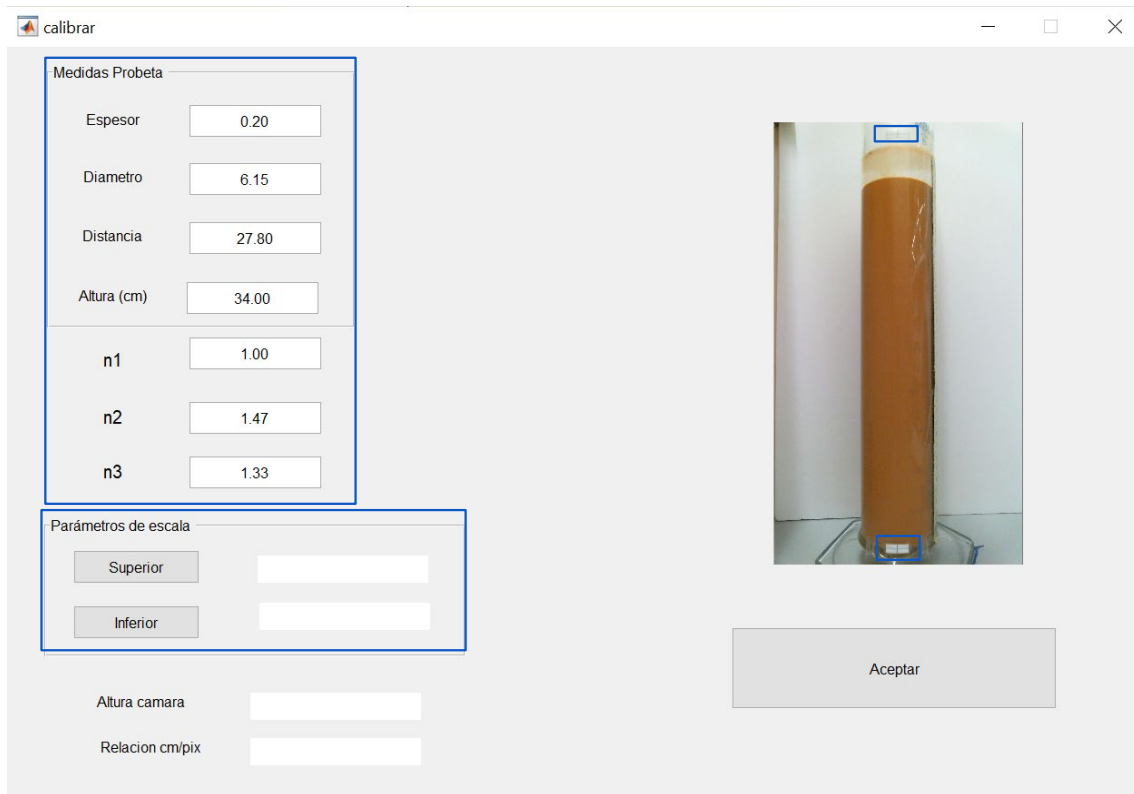


Figura 26. Interfaz de la ventana “calibrar” creada por López (2013)

Para analizar y procesar un vídeo, primero se deben de fijar dos opciones: el threshold y el color.

Realizar los vídeos a color, como se ha comentado anteriormente en el estudio realizado por Kim et al. (2011), implica que cada píxel posea un valor de intensidad para cada uno de los canales que le componen (RGB). En consecuencia, la decisión del color con el que se realiza el análisis influye de manera decisiva y es determinante para que el algoritmo sea capaz de detectar donde se encuentra la interfase en cada momento (López, 2013). Las opciones de color para el análisis aparecen en la Figura 25 son: gris, azul, rojo o verde.

Una vez establecidos estos dos parámetros, se debe de definir la región de interés a analizar (ROI). Esta región no debe de ser ni muy ancha ni muy estrecha y debe de encontrarse sobre la imagen de la probeta abarcando todo el volumen de fango como se puede observar en la Figura 27.



Figura 27. Selección de la región de interés que la aplicación creada por López (2013) analizará

Seleccionada la región de interés, vuelve a aparecer la ventana de calibración (Figura 26) esta vez para seleccionar los parámetros de la escala de la probeta. El procedimiento se basa en la selección del píxel superior e inferior de la escala que coinciden con las marcas colocadas arriba y debajo de la probeta.

La selección de estos parámetros permite determinar la altura de la probeta en píxeles. Conocida la altura de la probeta tanto en píxeles como en centímetros se puede conocer la relación que existe entre ambos. La relación es necesaria para poder transformar la altura obtenida por el algoritmo (en píxeles) a centímetros.

Conocida la relación centímetro/píxel, el programa calcula la altura de la cámara mediante la siguiente ecuación:

$$\text{Altura de la cámara} = F * \left( \frac{R}{2} - (R - \text{Lim}_{inf}) \right) \quad (27)$$

Donde F es el factor de relación cm/píxel, R es la resolución del vídeo (1920x1080) y  $\text{Lim}_{inf}$  es el píxel correspondiente a la parte inferior de la escala de la probeta.

Una vez obtenidos ya todos los parámetros el programa comienza a analizar el vídeo como se puede ver en la siguiente figura:



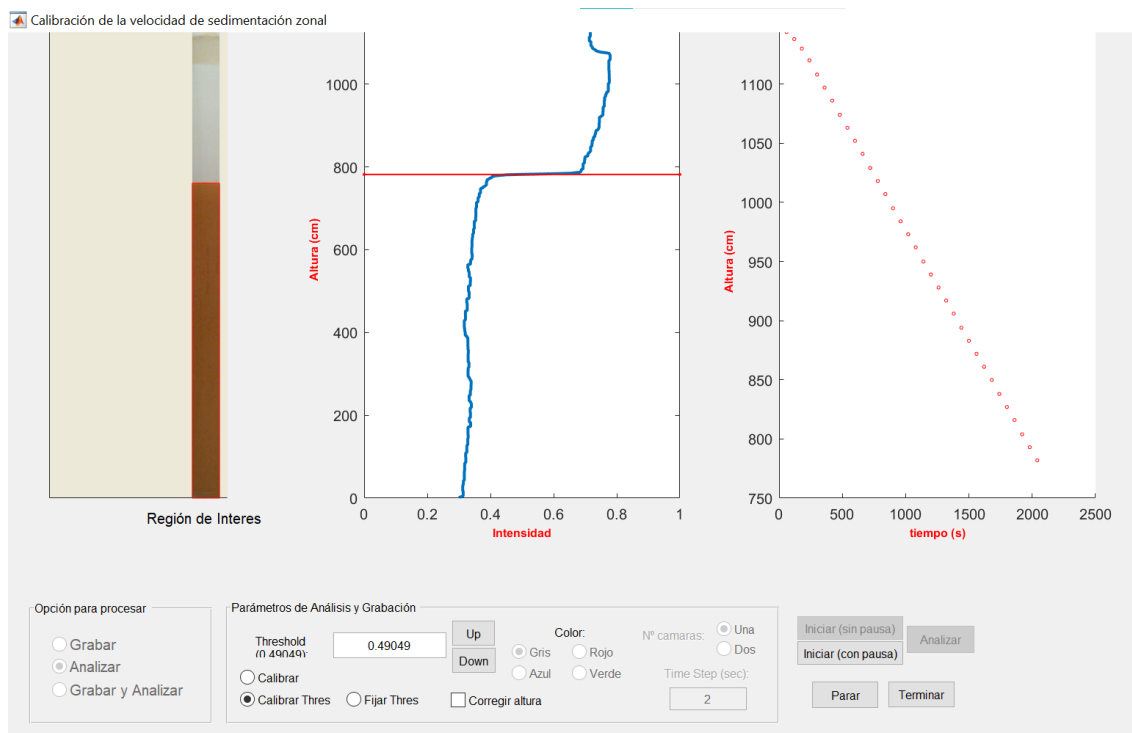


Figura 28. Interfaz gráfica realizando el análisis del vídeo

La Figura 28 es un ejemplo de la interfaz de usuario cuando se realiza un análisis de un vídeo. En la primera imagen de la izquierda se observa el descenso del fango con el paso del tiempo y el rectángulo rojo que aparece corresponde al área que el programa identifica como fango. La altura del rectángulo coincide con la altura de la interfase que el algoritmo detecta en cada momento.

El gráfico del medio representa la altura de la interfase frente a la intensidad de color con el que se realiza el análisis y a la derecha se grafica cada valor de la altura de la interfase en función del tiempo.

## 5. ESTADO DEL ARTE

En los últimos años se ha observado una clara tendencia a la aplicación de técnicas más eficientes e intensivas en las plantas de tratamiento de aguas residuales (EDAR). Los clarificadores actuales suelen ser el mayor cuello de botella para lograr esa optimización (Ekama & Marais, 2002), por ello mejorar la capacidad de sedimentación de los clarificadores y la calidad del efluente se han convertido en objetivos esenciales para las EDAR del futuro.

Predecir las limitaciones de las capacidades de los clarificadores es fundamental para mitigar los fallos que pudiesen ocurrir. Cuando se supera la capacidad de un clarificador, este empieza a fallar en dos aspectos:

1. Como clarificador, se produce un aumento de la concentración de sólidos suspendidos en el sobrenadante.
2. Como zona de almacenamiento del fango, ya que los sólidos se escaparán en el sobrenadante.

La base para estimar la capacidad de desbordamiento de un clarificador se basa en el estudio de calidad de los fangos. Con los métodos actuales es difícil estimar la capacidad de desbordamiento debido a que existen pruebas sólidas que determinan que la sedimentación floculada es el régimen predominante en los clarificadores, y que la sedimentación retardada solo se produce durante el fallo del clarificador (Kinnear, 2002; Mancell-Egala et al., 2016). Por lo tanto, es lógico que no exista una correlación entre la calidad de los efluentes y los parámetros de sedimentación convencionales que se basan en la sedimentación retardada y por compresión (Mancell-Egala et al., 2017).

El clarificador falla durante la sedimentación retardada porque en este régimen las velocidades de sedimentación son una magnitud inferior a las velocidades de sedimentación floculada y el cambio de un régimen a otro provoca una discontinuidad en las velocidades de sedimentación (Kinnear et al., 2001; McCorquodale et al., 2004).

En el modelo propuesto por Takács et al. (1991) presenta cuatro regiones, de las cuales dos de ellas representan la sedimentación floculada (región 3) y sedimentación zonal y por compresión (región 4). Mancell-Egala et al. (2016) estudian las implicaciones de la variación de la concentración en el inicio de la región 4. En esta investigación caracterizan la transición entre ambas sedimentaciones y la relacionan con el rendimiento del clarificador. Además, establecen un nuevo término, el Límite de Sedimentación Stokesiana (LOSS). Este término hace referencia a la concentración de sólidos que marca el inicio de la región 4, por lo tanto, LOSS puede indicar la concentración crítica de sólidos que debe existir en una zona de alimentación para evitar el fallo de los clarificadores.

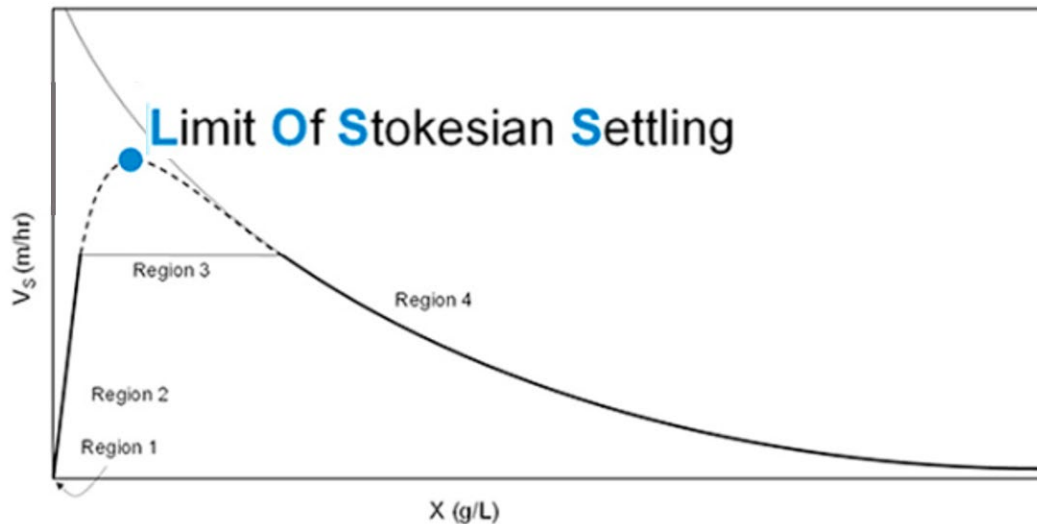


Figura 29. Modelo de sedimentación de Takács et al., (1991) con la incorporación de las características de sedimentación de los sólidos suspendidos dispersos y floculados. El punto azul representa el Límite de Sedimentación Stokediana (LOSS)

Las pruebas de sedimentación realizadas con una concentración de sólidos superior a la de la LOSS garantizan una sedimentación en régimen zonal, por lo tanto, la detección de la interfase es fácil. El problema aparece cuando la concentración de sólidos se acerca al LOSS, debido que cada vez la interfase es más difícil de detectar. Sin embargo, mediante la aplicación de tecnologías ICA (Instrumentación, Control y Automatización) es posible la determinación de la interfase con concentraciones cercanas al LOSS. Mancell-Egala et al. (2016) desarrollan un programa con Matlab, basándose en Kim et al. (2011) para identificar con precisión la interfase fango-sobrenadante y poder graficarla mediante cambios en las intensidades de color (Figura 30).

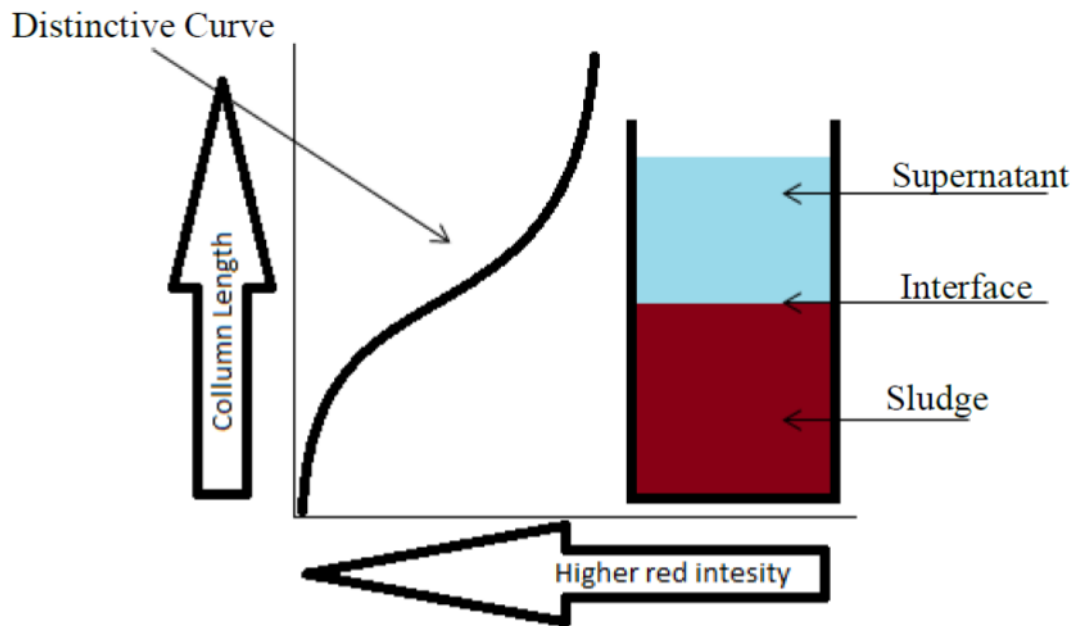


Figura 30. Curva obtenida por el programa desarrollado con Matlab. Describe la variación de las tonalidades de rojo según la profundidad. Las flechas dirigen a valores crecientes (Mancell-Egala et al., 2017)

De esta manera obtienen diferentes perfiles para distintos regímenes de sedimentación. En la Figura 31 se muestran los distintos perfiles obtenidos y que Mancell-Egala et al. (2016) describen de manera cualitativa, exponen que únicamente la interfase es detectada durante la sedimentación zonal (B) y que en la sedimentación floculada (A) ya no existe una interfase detectable, de manera que definen el término LOSS (C) como la dilución de mayor concentración de sólidos sin interfase detectable. Es decir, la máxima concentración de sólidos en la que ya no existe sedimentación zonal.

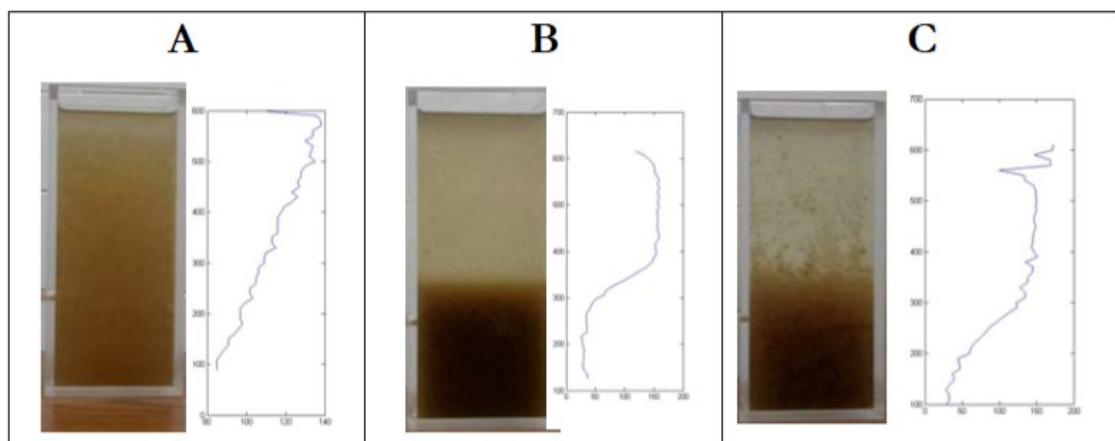


Figura 31. Perfiles de intensidad de rojo en función de la profundidad de la probeta para distintos ensayos de sedimentación: (A) floculada, (B) zonal, (C) LOSS (A. S. Mancell-Egala, 2016)

A. S. Mancell-Egala, (2016) concluye en su tesis diciendo que el término LOSS es una forma rápida y efectiva de caracterizar las limitaciones que afectan a la calidad del efluente, debido a que el termino corresponde con la máxima concentración de la capa de alimentación antes de que se produzca un fallo en el clarificador.

Por ello, es necesario realizar nuevas investigaciones en las que se verifique esta hipótesis y pueda llegar a ser utilizada directamente en operadores y así asegurar que la zona de alimentación de un clarificador no exceda el LOSS, siendo una forma eficiente de maximizar la carga sin amenaza de fallo.

Aún existen ciertas lagunas en torno a este término como, por ejemplo:

1. Como se produce la evolución de los perfiles de intensidad. Si que se establece el tipo de perfil asociado a cada régimen de sedimentación, pero no caracterizan cómo evolucionan esos perfiles conforme transcurre el ensayo de sedimentación y tampoco en función de la concentración de los sólidos suspendidos.
2. El término LOSS, como se ha comentado anteriormente, corresponde con la máxima concentración en la que la interfase no es detectada. Pero la detección de la interfase se puede realizar de manera visual por un operario o mediante el uso de técnicas de análisis de imagen, cuya ventaja es una mayor objetividad en los resultados obtenidos.
3. Para poder llegar a sistematizar este término es necesario caracterizarlo en un amplio número de casos y situaciones. Por ello, es imprescindible estudiar diferentes tipos de fangos y analizar si ocurren o no circunstancias parecidas.
4. En el caso de que sí que se pueda llegar observar que suceden patrones repetibles en diferentes fangos. Se puede llegar a implementar una descripción cuantitativa, mediante un modelo matemático que describa los perfiles de intensidad.

En consecuencia, los objetivos de este TFM son claros, conocer las aportaciones que proporciona el estudio del comportamiento de los fangos mediante la aplicación de técnicas de análisis de imagen. Así de esta forma, obtener un valor para el término LOSS más exacto y objetivo que de manera visual, y estudiar y caracterizar los perfiles de intensidad de la sedimentación zonal, floculada y la transición entre ambas para encontrar patrones que ayuden a sistematizar y automatizar los ensayos de sedimentación.

## CAPÍTULO 3: MATERIAL Y MÉTODOS

En este apartado se exponen los principios y la metodología experimental utilizada para la caracterización de los parámetros estudiados. El apartado se divide en:

1. Metodología y material necesario. Para realizar los distintos ensayos que caractericen los fangos se han empleado metodologías de análisis de parámetros de medición directa.
2. Tipos de fangos utilizados. En este trabajo se han empleado diferentes fangos para estudiar y establecer un patrón que ayude a distinguir la sedimentación zonal de la floculada y su transición mediante técnicas de análisis de imagen.
3. Procedimiento operacional de los ensayos de laboratorio. Donde se detalla la planificación previa y los pasos a seguir para la caracterización de las variables de cada fango.

### 1. MÉTODOS DE ANÁLISIS FÍSICOQUÍMICOS

Corresponden a mediciones directas como son: conductividad, pH, temperatura, turbidez, absorbancia, determinación de los sólidos, densidad del fango seco, densidad de los flóculos y velocidades de sedimentación del fango.

#### 1.1. Conductividad, pH y temperatura

Estos tres parámetros se encuentran juntos en este apartado porque se han tenido en cuenta como mediciones control para el resto de los ensayos. Todas las mediciones de conductividad, temperatura y pH se han realizado con un instrumento portátil de medición compacto y de alta precisión (Multi 340i WTW). Para el error ( $\varepsilon$ ) en la determinación de cada parámetro se tomaron los valores de exactitud proporcionados por el fabricante:

Tabla 5. Error del equipo proporcionado por el fabricante

Parámetro	Exactitud
Conductividad	$\pm 0,5 \%$
pH	$\pm 0,03$
Temperatura	$\pm 0,1$

La conductividad de una solución corresponde a la capacidad de dicha solución para conducir la corriente eléctrica. La corriente eléctrica es transportada por los iones presentes en la solución; por lo tanto, la conductividad aumenta al aumentar la concentración de

iones (Ferrer & Seco, 2012a). La conductividad eléctrica se ha determinado en unidades de microsiemens por centímetro o milisiemens por centímetro.

El aparato Multi 340i WTW presenta una célula de conductividad estándar (TetraCon325), la cual fue calibrada mediante la función AutoRead basada en la actualización de la constante celular ( $0,475 \text{ cm}^{-1}$ ).

El pH es la concentración de iones o cationes hidrógeno ( $\text{H}^+$ ) presentes en una sustancia. Las disoluciones ácidas presentan una alta concentración de iones hidrogeno mientras las disoluciones básicas o alcalinas bajas concentraciones.

La basicidad o acidez se ha determinado mediante el uso de un electrodo de pH combinado con un sensor de temperatura integrado (SenTix 41). El equipo se calibró antes de cualquier medición recurriendo a una calibración automática de punto doble utilizando dos patrones de pH, 7 y 4,1. La calibración simplemente consiste en la introducción de la sonda en los patrones de pH y el medidor reconoce automáticamente las soluciones tamponadas.

## **1.2. Turbidez**

La turbidez es una medición que proporciona información respecto a la medida en que la luz es absorbida o dispersada por las partículas suspendidas en un líquido (Ferrer & Seco, 2012a).

Las partículas en suspensión tienen la capacidad de absorber o dispersar la luz por ello existe una estrecha relación entre la turbidez y la concentración de sólidos suspendidos pero la turbidez no es una medición directa de estas partículas, sino que es una medida de como estas partículas dispersan la luz.

Para realizar las mediciones de turbidez se ha utilizado un turbidímetro TN-100/ T-100. Capaz de medir la intensidad que posee la luz que ha sido dispersada unos  $90^\circ$  cuando el haz de luz incidente pasa por la muestra a analizar.

Existen dos especificaciones estándar aceptadas para la medición de la turbidez: la norma internacional ISO 7027 y el método 180.1 de la EPA estadounidense. El turbidímetro TN-100/ T-100 sigue la norma ISO 7027 cuya especificación permite una mayor reproducibilidad de los valores medidos y una mayor concordancia entre otros instrumentos de medición. La calibración del equipo se realizó con los 4 estándares de calibración ofrecidos por el fabricante. Cada uno de estos 4 estándares presentan distinta

turbidez (CAL 1: 800 NTU, CAL 2: 100 NTU, CAL 3: 20.0 NTU, CAL 4: 0.02 NTU), de esta forma se garantiza la precisión de todo el rango.

La turbidez se ha medido en unidades nefelométricas de turbidez (NTU). Las mediciones se han realizado por triplicado y como error ( $\varepsilon$ ) se ha tomado el mayor valor de la desviación típica.

### **1.3. Absorbancia**

La absorbancia es una medida de la cantidad de luz absorbida por una solución. En este caso se ha utilizado un espectrofotómetro CECIL Serie 1000 para conocer la absorbancia de la solución y poder relacionarlo su la concentración de sólidos suspendidos.

La calibración del equipo se ha realizado mediante un blanco obtenido a partir de la filtración de cada fango, ya que este por definición descartaría la existencia de sólidos suspendidos en él.

La medición se realiza por triplicado y para el error ( $\varepsilon$ ) en la determinación de la absorbancia se tomó el mayor valor de la desviación típica.

### **1.4. Sólidos suspendidos totales (SST) y sólidos suspendidos volátiles (SSV)**

Para cada ensayo de sedimentación se determinó la concentración de sólidos suspendidos totales y la concentración de sólidos suspendidos volátiles, método 2540 descrito en “Standard Methods for the examination of water and wastewater” (APHA et al., 1998).

Los sólidos suspendidos se definen como aquellos sólidos que quedan retenidos en un filtro con un tamaño de poro estándar después de filtrar la muestra y evaporar el agua en una estufa a 105°C. La concentración de sólidos suspendidos (SS) se determina experimentalmente mediante el cálculo de la diferencia entre el peso de la cápsula con el filtro y los sólidos y el peso de la cápsula vacía con el filtro, todo ello dividido por el volumen filtrado. La determinación de los SS se realizó por duplicado para asegurar que la medida se ha realizado de manera correcta y reducir el error experimental.

$$SS \left( \frac{g}{L} \right) = \frac{(A - B) * 1000}{V} \quad (28)$$



Donde  $A$  es el peso de la cápsula, más el peso del filtro, más el peso de los SS retenidos en el filtro (g);  $B$  es el peso de la cápsula, más el peso del filtro (g) y  $V$  es el volumen filtrado de la muestra (ml).

Dentro de los sólidos suspendidos se puede distinguir la fracción fija o no volátil y la fracción volátil. La fracción volátil es la fracción de sólidos que se calcinan en una mufla a 550°C durante una hora, mientras que la fracción fija es el residuo remante en la cápsula.

$$SSV \left( \frac{g}{L} \right) = \frac{(A - C) * 1000}{V} \quad (29)$$

$$SSNV \left( \frac{g}{L} \right) = SS - SSV \quad (30)$$

Donde  $SSV$  es la concentración de sólidos suspendidos volátiles;  $SSNV$  es la concentración de sólidos suspendidos no volátiles;  $A$  es el peso de la cápsula, más peso del filtro, más el peso de los SS retenidos en el filtro (g);  $C$  es el peso del filtro y de la cápsula después de la calcinación (g) y  $V$  es el volumen filtrado de la muestra (ml).

### Material necesario

En la Figura 32 se muestra el material necesario para realizar los ensayos; además de la balanza, la estufa y la mufla.



Figura 32. Material necesario para la determinación de los sólidos suspendidos y volátiles

### Procedimiento operacional

El procedimiento operacional consiste en:

1. Previamente, las cápsulas y los filtros deben permanecer durante 2 horas a 105°C en la estufa para eliminar la humedad que puedan contener y esta no afecte en la medida. Una vez transcurridas las dos horas, los filtros y las cápsulas se sacan de la estufa, se enfrían en el desecador y se pesan en la balanza.
2. El equipo de filtración se acopla al matraz Kitasato, este a su vez se conecta a la bomba de vacío. El filtro se coloca en el equipo de filtración.
3. De manera progresiva se filtra el volumen deseado y se termina la filtración una vez el filtro esté completamente seco. Terminada la filtración, se retira el filtro del equipo, se coloca en la cápsula de porcelana y todo ello se introduce en la estufa a 105°C durante al menos 2 horas.
4. Se repite el mismo procedimiento de sacar las cápsulas de la estufa e introducirlas en el desecador para que se enfríen. Cuando estén frías se pesan.
5. Para poder conocer la fracción volátil del residuo se introducen las cápsulas en la mufla a 550°C durante una hora. Cuando la mufla se enfría, se extraen las cápsulas y se colocan en el desecador. Las cápsulas frías se pesan de nuevo en la balanza (en el ANEXO I se describe el cálculo del error de los SS).

#### **1.5. Densidad del fango**

Se han utilizado dos métodos que caracterizan la densidad del fango, uno es la densidad del fango seco ( $p_s$ ) basado en el uso de un picnómetro (Nopens, 2005) y otro es la densidad de los flóculos ( $p_f$ ).

##### **1.5.1. Densidad del fango seco ( $p_s$ )**

Como se ha nombrado anteriormente este método está basado en el uso de un picnómetro con un volumen exacto certificado. Para este trabajo se han utilizado dos picnómetros calibrados uno con un volumen de 50,366 cm<sup>3</sup> y otro con un volumen de 50,246 cm<sup>3</sup>. En la siguiente figura se muestra el material necesario para la determinación de la densidad del fango seco:



Figura 33. Picnómetros y material necesario para determinar la densidad del fango seco

### Procedimiento operacional

Consiste en la realización de cuatro mediciones gravimétricas, dos de ellas determinan la masa de la muestra y las otras dos son necesarias para determinar su volumen. Los pasos que seguir son los siguientes:

1. Secar una cierta cantidad de fango en la estufa a  $105\text{ }^{\circ}\text{C}$  con el objetivo de obtener 2 gramos de fango deshidratado. La duración de este paso puede disminuir si anteriormente el fango ha sido concentrado.
2. Los sólidos secos obtenidos del paso anterior se pulverizan con ayuda de un mortero y estos se pasan a través de un tamiz de 2 mm. Almacenar los sólidos en el desecador para evitar su rehidratación.
3. Determinar el peso del picnómetro seco y cerrado, este valor obtenido recibirá el nombre de masa seca vacía ( $md, e$ ).
4. La muestra de fango seco se introduce en el picnómetro y se determina su masa de nuevo. El peso obtenido recibirá el nombre de masa seca, llena ( $md, f$ ).
5. Llenar con agua desionizada la tercera parte del picnómetro y dejar en reposo durante 20 minutos. Este paso se realiza para que los sólidos se humedezcan por completo.
6. Una vez transcurridos los 20 minutos, llenar con agua desionizada el picnómetro por completo. Cerrar el picnómetro y determinar su masa. A esta medida se le

llamará masa húmeda, sólida llena ( $m_w, sf$ ). Determinar la temperatura del agua desionizada.

7. Limpiar el picnómetro y llenarlo de agua desionizada, determinar de nuevo su masa. A esta se le llama masa húmeda, agua llena ( $m_w, wf$ ).

La densidad del fango seco se determina mediante la siguiente fórmula:

$$p_s = \frac{m_s}{V_s} = p_w * \frac{m_{d,f} - m_{d,e}}{(m_{d,f} - m_{d,e}) - (m_{w,sf} - m_{w,wf})} \quad (31)$$

Donde  $p_w$  es la densidad del agua (g/ml) a la temperatura medida en el paso 6,  $m_s$  es el volumen de sólidos secos (g),  $V_s$  es el volumen de sólidos secos (ml), y  $md, e, md, f, mw, sf, mw, wf$  son masas descritas en el procedimiento operacional (g).

Por consiguiente, la masa de los sólidos se determina gravimétricamente mientras que el volumen se estima como el volumen de agua desplazado por los sólidos (en el ANEXO I se describe el cálculo del error).

### **1.5.2. Densidad de los flóculos ( $p_f$ )**

Investigaciones recientes han demostrado que la densidad de los flóculos puede afectar a la velocidad de sedimentación de los fangos activados; por ello, ciertos investigadores han propuesto métodos para la medición de la densidad de los flóculos basándose en la utilización de centrifugas y de soluciones de Percoll (solución de alta densidad y baja presión osmótica de partículas de sílice).

En la bibliografía aparecen los siguientes métodos para la determinación de la densidad de los flóculos: gradientes de densidad (Dammel & Schroeder, 1991), capas homogéneas (Schuler et al., 2007a), soluciones de densidad homogéneas (Jang & Schuler, 2007) y sedimentación gravitacional (Jang & Schuler, 2007). Entre los métodos propuestos destaca el método de soluciones de densidad homogéneas puesto que es un método rápido y fácil de aplicar.

Este método está basado en la centrifugación de las muestras de fango activado en soluciones de una densidad homogéneas. Es un método sencillo y directo que no requiere de un equipo de laboratorio especializado y permite obtener una cuantificación de distribuciones de densidad.

El método de soluciones de densidades homogéneas consiste en la preparación de las soluciones de densidad en tubos de ensayo donde se diluye las soluciones de Percoll con efluentes secundarios y muestras de fango activado. Cuando los fangos activados se mezclan y luego centrifugan en una solución de densidad homogénea conocida como se muestra en la Figura 34, los flóculos de densidad menor que la densidad de la solución se elevan a la parte superior mientras que aquellos cuya densidad sea mayor se depositaran en el fondo. Si los flóculos se encuentran distribuidos uniformemente a lo largo de la solución significa que su densidad es la misma que la densidad de la solución.

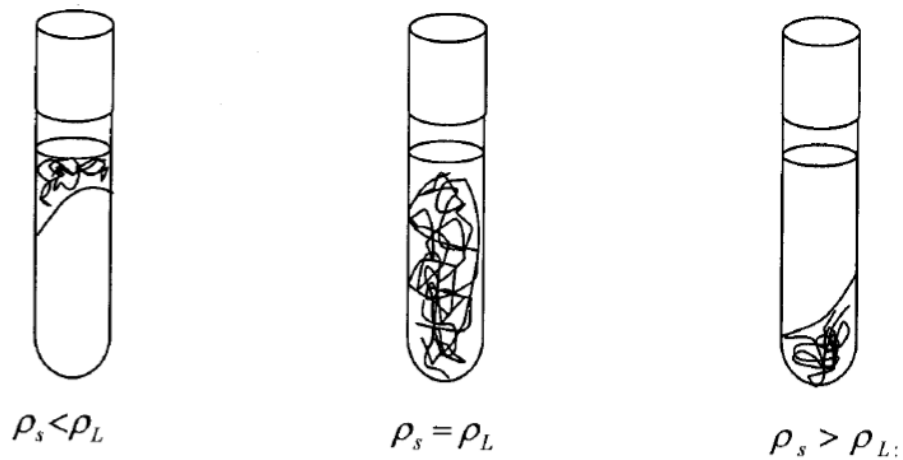


Figura 34. Ejemplo conceptual del método de soluciones homogéneas.  
 $\rho_{SL}$  (densidad del fango) y  $\rho_L$  (densidad del líquido) (Jang, 2006)

El fango activado es una mezcla heterogénea de flóculos con distintas densidades. La centrifugación de la biomasa en soluciones de densidad constante separa la biomasa en fracciones con densidades más altas y bajas que la solución de Percoll diluida (Asensi, 2015).

Como muestra la siguiente figura, para determinar la densidad de los flóculos se ha utilizado una centrifugadora (Nahita modelo 2652), un medidor de la temperatura, tubos graduados para centrifugadora de 15 ml, Percoll ( $\rho_p=1,13$  g/ml) y micropipetas de 200 ml y 1000ml para la preparación de las muestras:



Figura 35. Material necesario para la medición de la densidad de los flocúlos.

### Procedimiento operacional

El procedimiento experimental para medir la densidad de los flocúlos consiste en la preparación de una solución que contenga Percoll, efluente secundario y fangos activados.

El método se puede realizar de dos maneras: utilizando un único tubo o múltiples tubos. La utilización de múltiples tubos supone la preparación de una serie de soluciones con un rango de densidades mientras que si se utiliza un único tubo se prepara una única solución a la que se le va añadiendo Percoll o efluente en función de si se desea disminuir o aumentar su densidad. Esto permite reducir la demanda de Percoll y supone un ahorro de tiempo a la hora de la preparación de las muestras; por estos motivos se ha decidido usar un único tubo.

En primer lugar, se comienza a partir de una solución con una densidad inicial análoga a la densidad media de la biomasa de acuerdo con la siguiente fórmula:

$$\rho_L = \frac{(V_{AS} + V_{ef}) * \rho_w + V_{PC} * \rho_{PC}}{V_{AS} + V_{ef} + V_{PC}} \quad (32)$$

Donde  $\rho_L$  es la densidad de la solución (g/ml),  $\rho_w$  es la densidad del agua (g/ml),  $\rho_{PC}$  es la densidad del Percoll (1,13 g/ml),  $V_{AS}$  es el volumen de fango activado (ml),  $V_{ef}$  es el volumen del efluente secundario (ml) y  $V_{PC}$  es el volumen de Percoll (ml).

Es importante que a partir de dicho valor cercano a la densidad media se seleccione un rango con amplios incrementos, el cual nos ayudará a determinar inicialmente una densidad aproximada de la muestra y luego aplicar una escala más refinada. En la siguiente tabla se muestra un ejemplo de la preparación de las muestras:

*Tabla 6. Ejemplo de composición de soluciones utilizadas para medir la densidad de los flóculos mediante el método de soluciones homogéneas utilizando un único tubo.*

Fango activado (ml)	Efluente secundario (ml)	Percoll (ml)	Volumen total (ml)	Densidad solución (g/ml)
1	1,5840	1,4160	4,0000	1,0460
1	1,5840	1,4370	4,0210	1,0465
1	1,5840	1,4610	4,0450	1,0470
1	1,5840	1,4860	4,0700	1,0475
1	1,5840	1,5110	4,0950	1,0480
1	1,5840	1,5360	4,1200	1,0485

Las muestra, a 20°C, se mezcla por inversión y se centrifuga a 1500 rpm durante 1 minuto. Utilizar esta velocidad de centrifugación evita la compactación del fango en la parte inferior del tubo, produciéndose una capa más difusa fácilmente comparable con la capa de biomasa de la parte superior del tubo.

Para mantener que las condiciones de temperatura de las muestras; el fango, el efluente y el Percoll se han introducido en el frigorífico a 20°C.

Por último, determinar visualmente la fracción de fango y registrar las distribuciones aproximadas de la biomasa en la parte superior e inferior del tubo. Jang & Schuler (2007) han demostrado que el error cometido utilizando este método es despreciable respecto de otros métodos más sofisticados que determinan la fracción de fango como son la medición directa de los sólidos suspendidos totales o la medición espectrofotométrica de la absorbancia.

El procedimiento se repite adicionando Percoll o efluente para aumentar o disminuir la densidad de la solución como se ha mencionado anteriormente, y así obtener densidades superiores e inferiores a la densidad media. La siguiente figura es un ejemplo de una muestra centrifugada a la que se le ha ido adicionando Percoll para aumentar su densidad:

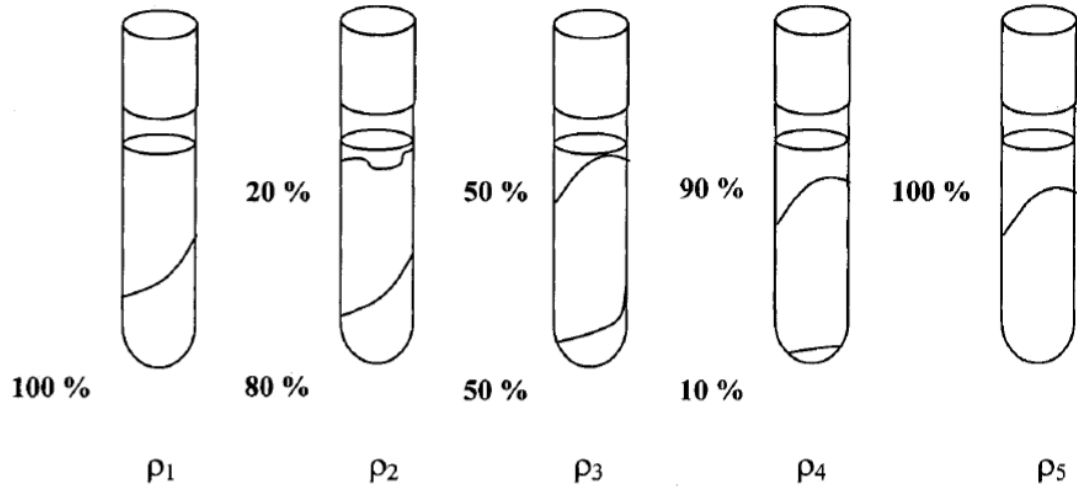


Figura 36. Ejemplo conceptual del resultado de la medición de la densidad de los flóculos utilizando un único tubo y con distintos volúmenes de Percoll (Jang, 2006)

En la Figura 36 las fracciones de biomasa se representan como porcentajes. En este ejemplo, el 0% de la biomasa es menos denso que  $\rho_1$  y el 100% de la biomasa es más denso que  $\rho_5$ . La figura también muestra que el 20% de los flóculos tienen una densidad entre  $\rho_1$  y  $\rho_2$ , así como que el 40% tienen una densidad entre  $\rho_3$  y  $\rho_4$ . A partir de toda esta información se construye un histograma de distribución de la densidad de los flóculos y se determina la densidad media como se muestra en el Gráfico 1. La densidad de cada fracción se estima como el punto medio entre los límites superior e inferior de cada intervalo de densidad.



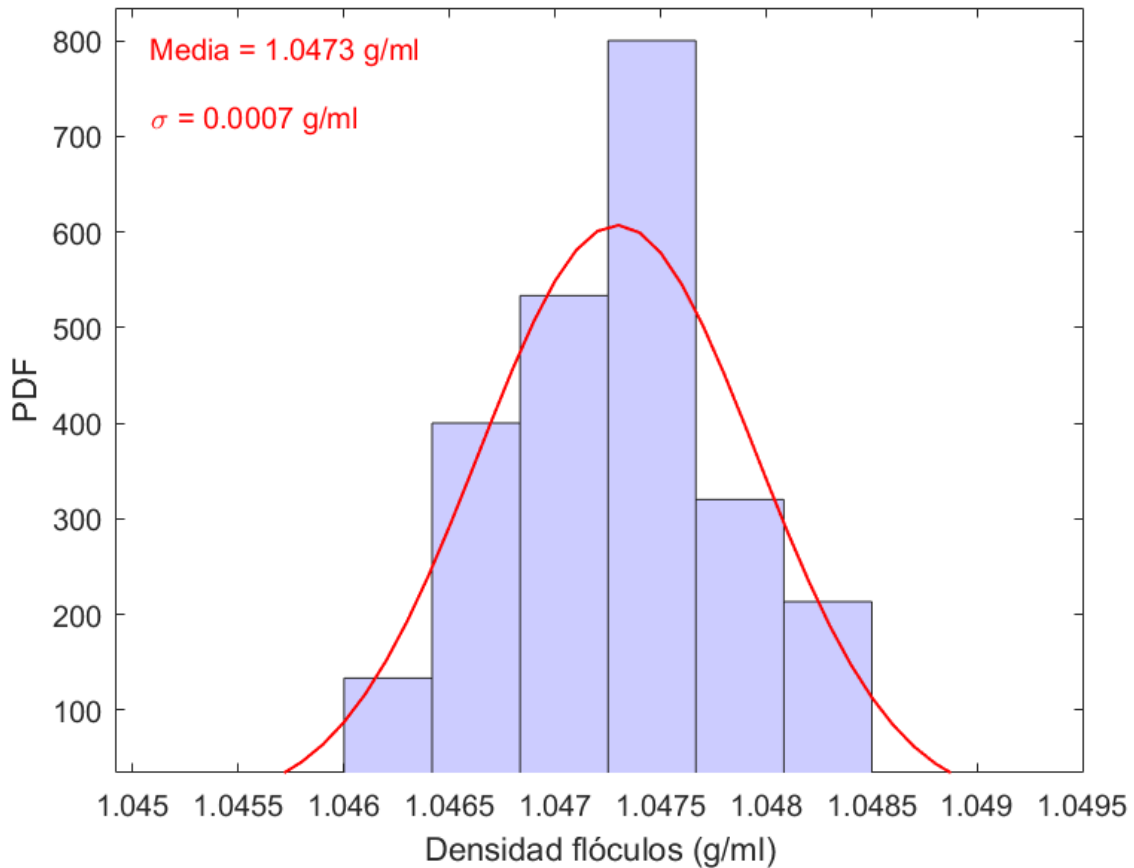


Gráfico 1. Ejemplo de histograma de distribución de densidades de los floculos y su ajuste a una distribución normal

El histograma ajusta a una distribución normal, por lo tanto, la media coincide con la mediana. El error experimental se determina a partir de la desviación típica obtenida en el ajuste.

## 1.6. Determinación de los parámetros de sedimentabilidad

### 1.6.1. Índice volumétrico de fango (IVF)

En la determinación del IVF se sigue la norma estandarizada descrita en Standard Methods (APHA et al., 1998). Para llevar a cabo el método se debe de dejar sedimentar el fango durante 30 minutos. Y al finalizar el periodo, se debe de apuntar el volumen ocupado por el fango y relacionar ese volumen obtenido con la concentración de sólidos suspendidos de la muestra. La ecuación que relaciona ambas variables es la siguiente:

$$IVF\left(\frac{ml}{g}\right) = \frac{\text{Volumen de fango sedimentado} \left(\frac{ml}{L}\right)}{\text{Concentración de SS} \left(\frac{g}{L}\right)} \quad (33)$$

### **1.6.2. Índice volumétrico de fango diluido (IVF<sub>d</sub>)**

Al igual que en el caso anterior, tras 30 minutos de sedimentación se mide el volumen ocupado por el fango en la probeta de 1 litro de capacidad. Este volumen debe de estar comprendido entre los valores de 150 y 250 ml/L.

La ecuación utilizada es la misma que la misma que para el IVF:

$$IVF_d \left( \frac{ml}{g} \right) = \frac{\text{Volumen de fango sedimentado} \left( \frac{ml}{L} \right)}{\text{Concentración de SS} \left( \frac{g}{L} \right)} \quad (34)$$

## **1.7. Ensayos de sedimentación**

### **1.7.1. Velocidad de sedimentación zonal**

La determinación de los parámetros del modelo de sedimentación zonal consiste en la medición de la altura de la interfase entre el fango y el sobrenadante en función del tiempo para distintas concentraciones de fango.

Se realizan los ensayos con diferentes concentraciones o diluciones partiendo del fango original para obtener distintas velocidades de sedimentación en función de la concentración de sólidos.

Una vez preparado el ensayo, el fango se agita y vierte en la probeta de pírax de 1 litro de capacidad que lleva acoplada una cinta métrica para medir con mayor precisión la altura de la interfase de manera manual.

La medición manual del desplazamiento vertical de la interfase requiere de la presencia de un operario. Para evitar la presencia de un operario y realizar la medición de manera automática se utilizó la aplicación propuesta por López (2013).

La aplicación consiste en una interfaz gráfica que ha sido desarrollada mediante el programa Matlab y tiene como fin la captura de fotogramas cada cierto periodo de tiempo estipulado por el usuario. Los fotogramas son tomados con dos cámaras web que enfocan hacia dos probetas de sedimentación; el conjunto de los fotogramas genera un vídeo. Terminado el ensayo de sedimentación, el vídeo es analizado utilizando técnicas de análisis de imagen mediante las cuales se puede llegar a conocer la altura de la interfase en función del tiempo y por consiguiente determinar la velocidad de sedimentación zonal del fango.

Para cada ensayo de sedimentación se debe de construir un gráfico donde se relacione la altura de la interfase en función del tiempo, como el siguiente:

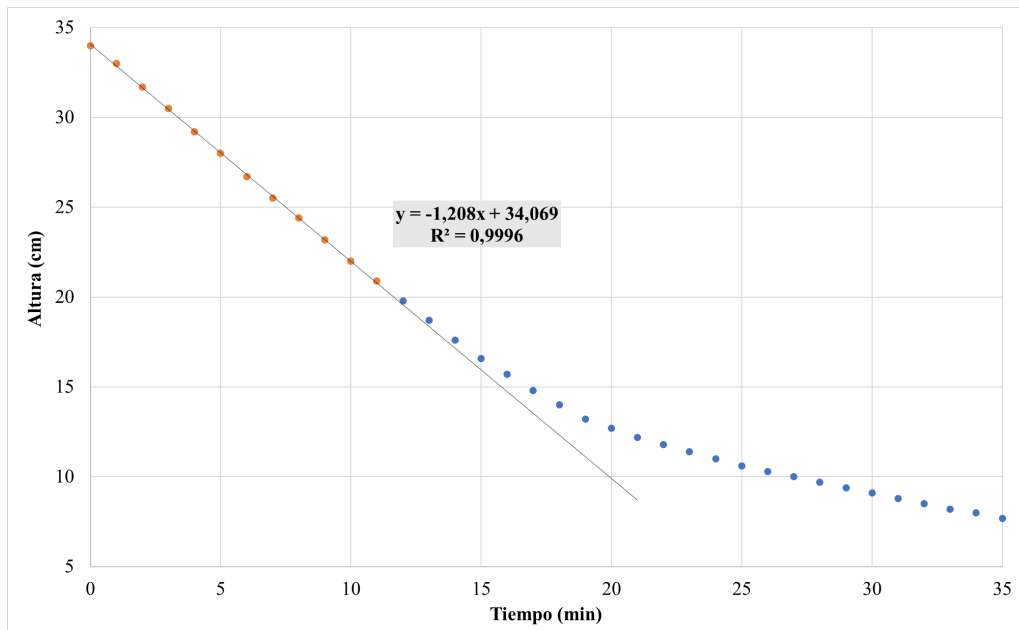


Gráfico 2. Ejemplo de ensayo de sedimentación

En el Gráfico 2 se relaciona la altura de la interfase en función del tiempo y a partir de él se calcula la pendiente de la zona lineal (primer tramo de la curva) que corresponde con la velocidad de sedimentación zonal ( $V_s$ ) del fango para una determinada concentración de sólidos suspendidos. En este caso la velocidad es 1,208 cm/min.

Del mismo modo se obtienen las velocidades de sedimentación de todas las variaciones de concentración de sólidos suspendidos y por último se genera un gráfico en el que se representa la velocidad de sedimentación zonal en función de la concentración de sólidos suspendidos. Los datos obtenidos experimentalmente se ajustan a distintos modelos (exponencial, lineal, potencial...) obteniéndose una curva de sedimentación que muestra la relación existente entre la velocidad de sedimentación zonal y la concentración de sólidos para un determinado fango. La siguiente figura se muestra como un ejemplo representativo de lo comentado anteriormente:

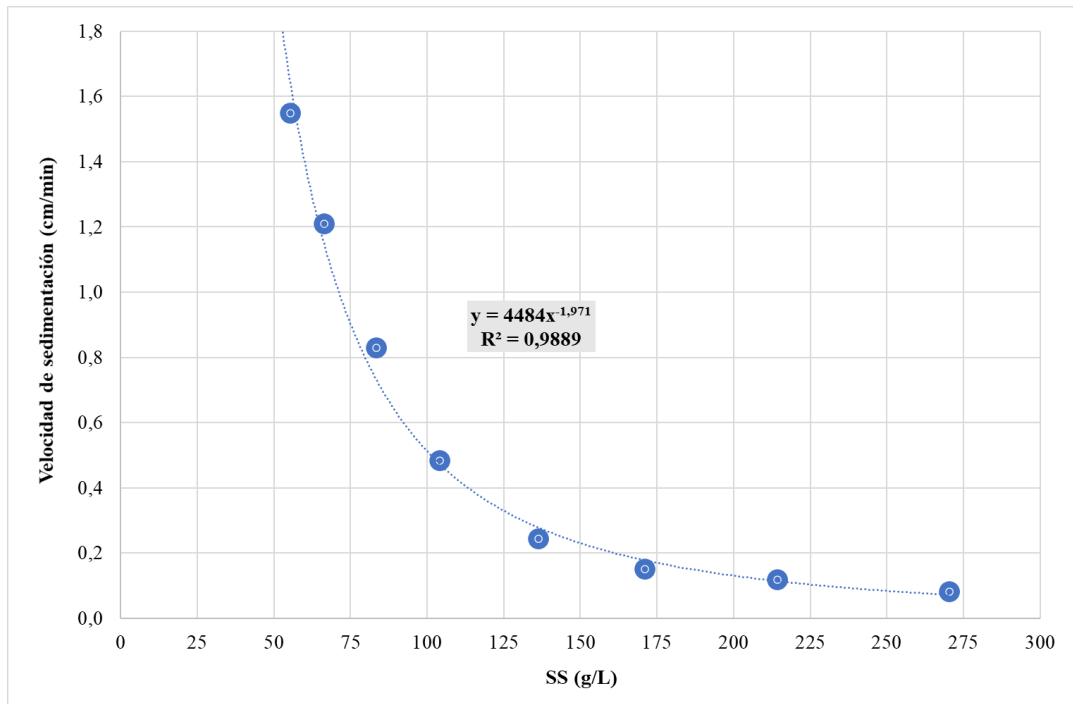
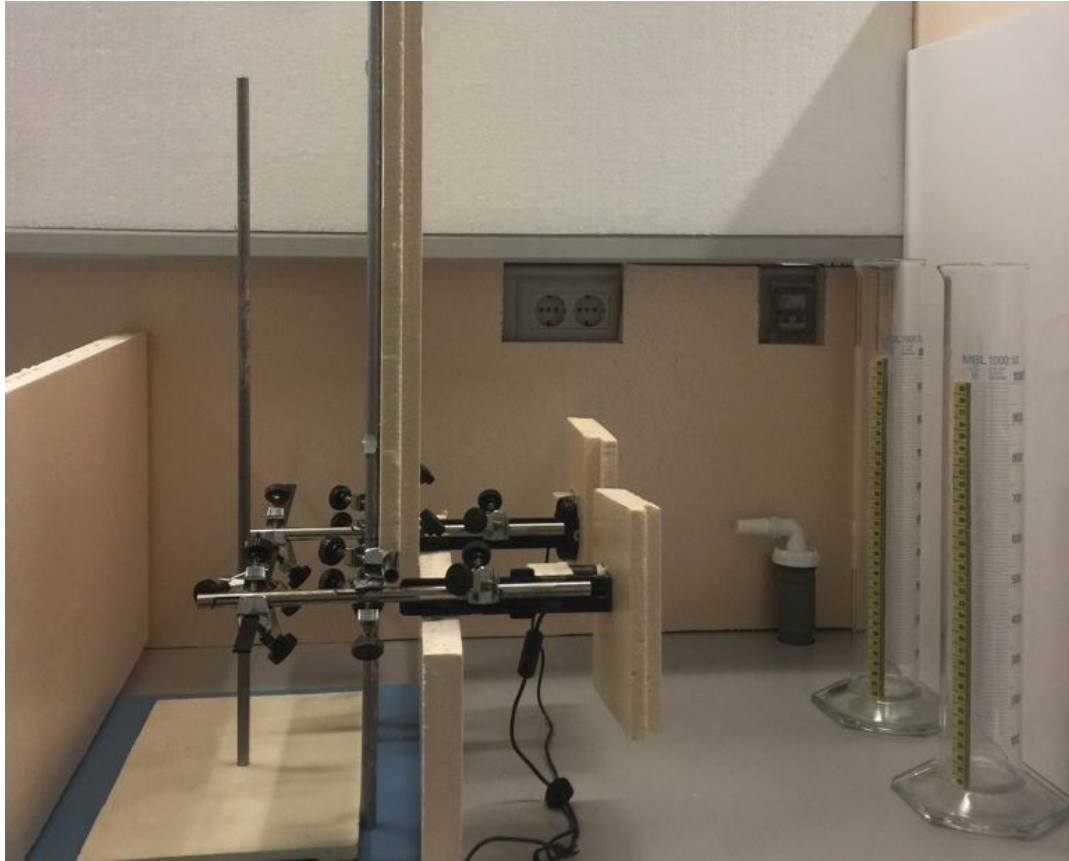


Gráfico 3. Resultado de un ensayo completo de sedimentación

### 1.7.2. Montaje experimental

Se ha instalado un montaje en el laboratorio para llevar a cabo los ensayos de sedimentación de manera automática.

Como se puede observar en la Figura 37, el montaje consta de una estructura fija de la que van sujetas dos cámaras digitales y alrededor de la estructura fija se ha colocado de manera selectiva paneles que eliminan los reflejos producidos por los fluorescentes del laboratorio. De este modo se optimiza el análisis y el procesamiento de las imágenes obtenidas durante las grabaciones de los ensayos.



*Figura 37. Montaje experimental para determinar la velocidad de sedimentación de los fangos*

En el montaje se pueden diferenciar dos zonas: la zona de sedimentación y la zona de grabación. La zona de sedimentación consta de dos probetas de 1L de capacidad que se encuentran delante de un panel de color blanco para conseguir un mayor contraste entre el fango y sobrenadante durante los ensayos de sedimentación.

La zona de grabación consta de las dos cámaras sujetas por el soporte fijo y el equipo informático al que se encuentran conectadas las cámaras. Las cámaras presentan las siguientes características:

Tabla 7. Características webcams utilizadas

<i>Microsoft Lifecam Studio</i>	<i>Logitech HD Webcam C615</i>
	
<p style="text-align: center;"> <i>Sensor de alta definición 1080p HD</i>  <i>Conexión USB 2.0</i>  <i>Enfoque automático</i> </p>	

Las cámaras se deben de colocar en posición vertical para aprovechar su máxima resolución y horizontalmente ya que si no fuese así se produciría una distorsión en la imagen capturada lo que supondría un error en el procesamiento de las imágenes afectando al resultado final.

Las cámaras se conectan al equipo informático mediante el puerto USB. Como equipo informático se han utilizado dos ordenadores de la marca Toshiba con 4GB de memoria RAM, un procesador Intel® Core™ i3 CPU M330 @2.13GHz y con el programa instalado.

### ***1.7.3. Calibración de las cámaras***

Para comprobar la funcionalidad de la aplicación con los distintos fangos utilizados se ha realizado una medición manual y automática de la interfase utilizando el mismo intervalo de tiempo. Esta operación se ha realizado con cada una de las cámaras.

De esta manera se pueden comparar los resultados obtenidos de manera manual con los obtenidos automáticamente con el programa y se asume que exista un error de  $\pm 1\text{mm}$  entre las variaciones de alturas tomadas de manera manual con las automáticas.

En el Gráfico 4 se muestra un ejemplo de dos curvas de sedimentación, una tomada de manera automática y otra manual; se puede apreciar que prácticamente son idénticas. La curva obtenida de manera automática presenta una velocidad de sedimentación de 0,3628 cm/min y la manual 0,3546 cm/min; obteniendo un error relativo de 0,02.

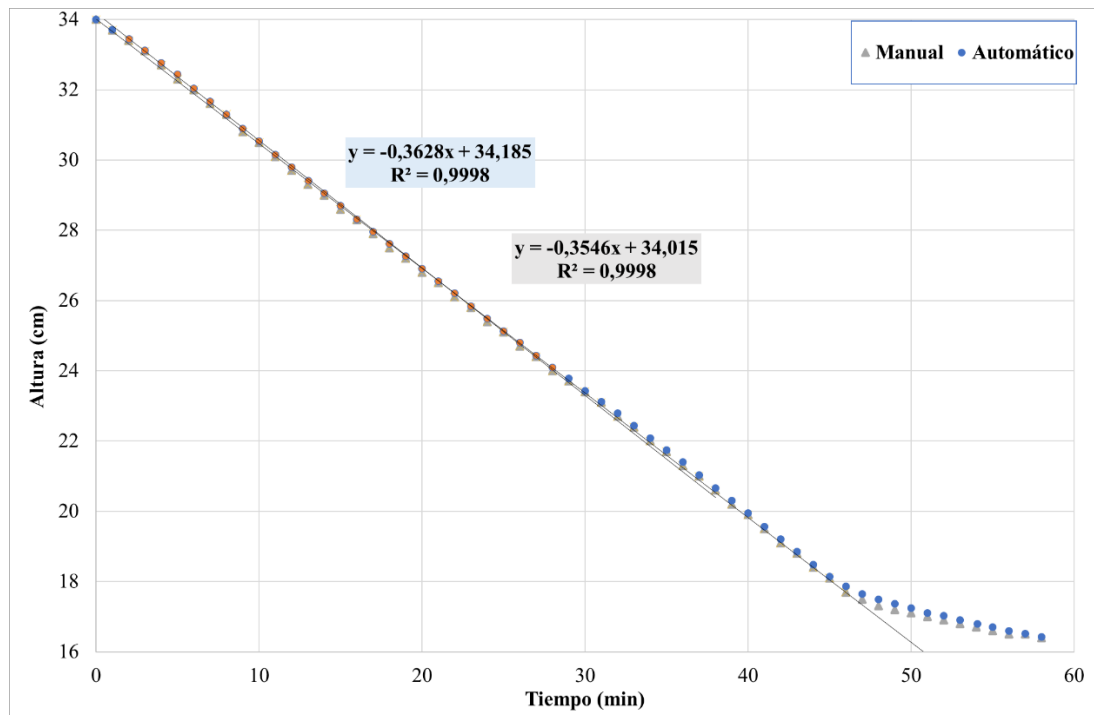


Gráfico 4. Ejemplo comparación de resultados obtenidos de manera manual y automática

## 2. FANGOS UTILIZADOS

Para poder exponer una novedosa técnica de análisis de imagen es necesario analizar diferentes casos y verificar si existe una relación entre ellos. Por lo tanto, se ha trabajado con fangos sintéticos y fangos de depuradoras de aguas residuales urbanas.

### 2.1. Fango sintético

Se ha decidido trabajar con fangos sintéticos debido a que son fangos que muestran propiedades ideales y constantes y son una alternativa válida al estudio de los fangos de depuradora. Dado que el fango generado en una EDAR presenta variaciones en sus propiedades físicas y químicas; por ello se recomienda analizar el fango fresco lo antes posible, minimizando su manipulación.

El examen de muestras de “suspensiones sintéticas” se prepararía in situ sobre la base de una receta e ingredientes. En investigaciones académicas es habitual realizar pruebas y estudios con modelos de suspensión, como es el caso de los estudios realizados por Moruzzi et al. (2020) o Zhu et al. (2009), en los cuales se utiliza el caolín como modelo de suspensión o materia primaria y sulfato de aluminio como coagulante.

Baudez et al. (2007) proponen distintas metodologías para la preparación de suspensiones sintéticas tanto orgánicas como inorgánicas en condiciones repetibles y cuantificadas. En

este estudio se han utilizado caolín y calcita como modelos de suspensión para la elaboración de los fangos sintéticos. La calcita se compone principalmente de carbonato cálcico (Font, 1988), tiene una forma regular, su grado de compresibilidad es bastante bajo y coagula fácilmente. Mientras que el caolín es un producto arcilloso compuesto por átomos de sílice y aluminio organizados en una estructura multicapa de forma laminar. El caolín es muy compresible y floclula fácilmente (Couturier, 2002).

Las suspensiones deben prepararse a partir de polvos minerales antes de cada conjunto de ensayos experimentales para evitar la modificación de sus propiedades superficiales. Como la forma de preparación tiene una gran influencia en el estado final de las suspensiones, todas las muestras deben prepararse de la misma manera siguiendo un procedimiento establecido.

Para la elección de los distintos fangos sintéticos con los que se iba a trabajar se realizaron una serie de experimentos con caolín, carbonato cálcico, sulfato de aluminio y cloruro férrico. Obteniendo así fangos originados a partir de: caolín, caolín y cloruro férrico, caolín y sulfato de aluminio, carbonato cálcico, carbonato cálcico y cloruro férrico, carbonato cálcico y sulfato de aluminio.

Los objetivos de los ensayos era conocer:

1. La mínima cantidad de caolín o carbonato cálcico a utilizar con el cual se obtiene una sedimentación zonal del fango relativamente rápida. Para el carbonato cálcico se ha utilizado como referencia el rango descrito por Font (1988): 62,5 a 287, 58 g  $\text{CaCO}_3/\text{l}$ , rango que asegura la existencia de sedimentación zonal.



*Figura 38. Fango sintético preparado con caolín con una concentración de 65g/l*



- En el caso de los coagulantes, conocer el mínimo volumen que se podría utilizar para conseguir un sobrenadante totalmente claro y no otorgar al fango un color naranja muy intenso (caso que ocurre al sobredosificar cloruro férrico)

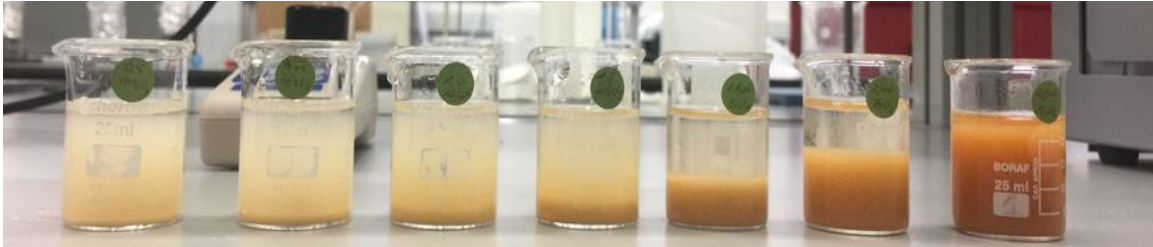


Figura 39. Fotografía tomada de los ensayos realizados. En ella se observan 7 vasos de precipitados con la misma concentración de caolín y con distintos volúmenes de  $FeCl_3$  para conocer la dosis óptima con la cual se obtiene un sobrenadante transparente.

Las mejores opciones fueron: fango sintético a partir de carbonato cálcico y fango sintético originado por la mezcla de caolín y cloruro férrico. En la Tabla 8 se muestran los pasos a seguir para su elaboración. Las características de todos los reactivos utilizados para la elaboración de los fangos sintéticos se encuentran en el ANEXO II.

Tabla 8. Recetas para la elaboración de los fangos sintéticos con los que se ha trabajado.

<b>Caolín + <math>FeCl_3</math></b>	<b><math>CaCO_3</math></b>
Tomar <u>86,6 gramos de caolín</u> y disolverlos en agua desionizada con ayuda de un agitador magnético para conseguir una solución uniforme. Disuelto el caolín, se añaden <u>10,09 gramos de cloruro férrico</u> .	Al igual que con el caolín, utilizar un agitador magnético para disolver <u>575,16 gramos de carbonato cálcico</u> con agua desionizada en un vaso de precipitados.
Ajustar el pH en torno a 7 para tener la máxima estabilidad de la suspensión (Chu & Lee, 1999) añadiendo <u>hidróxido de sodio (NaOH)</u>	En este caso se utiliza <u>ácido clorhídrico (HCl)</u> para descender el pH y ajustarlo en torno a 7.
Verter el fango en una probeta de 2 litros y enrasar hasta el volumen final. Tras enrasar a 2 litros, el fango se mezcla para que se homogenice.	Verter el fango en una probeta de 2L y enrasar. Después de enrasar el volumen a 2 litros, el fango se mezcla para que se homogenice.

## 2.2. Fangos procedentes de una EDAR urbana

Como se ha comentado anteriormente las propiedades de estos fangos varían y es aconsejable su caracterización en el mínimo tiempo posible ya que luego los resultados obtenidos no serían representativos. Aunque existen estos inconvenientes es necesario estudiar fangos con características reales por lo tanto se ha decidido trabajar con fangos primarios, secundarios, mezcla de ambos y flotados. Los fangos han sido almacenados en un frigorífico a 5°C para reducir las variaciones de sus propiedades.

Los fangos de procedencia urbana utilizados para realizar los ensayos se han obtenido de las siguientes depuradoras:

*Tabla 9. Estaciones de depuración de las que se han obtenido los distintos fangos urbanos*

<i>Cuenca del Carraixet</i>	<i>Gandía-La Safor</i>	<i>Murcia</i>
Fango primario	Fango activado	Fango primario Fango activado Fango activado espesado por flotación Mezclas de fango primario y fango activado espesado por flotación

La depuradora de la cuenca del Carraixet se encuentra en el término municipal de Alboraya (Valencia). Tiene un caudal de 37.567 m<sup>3</sup>/día y sirve a una población de 139.422 habitantes equivalentes (he). El tratamiento secundario consiste en un sistema de fangos activados donde además se elimina nitrógeno. Como se señala en la Figura 40, el fango utilizado de esta depuradora procede del decantador primario.

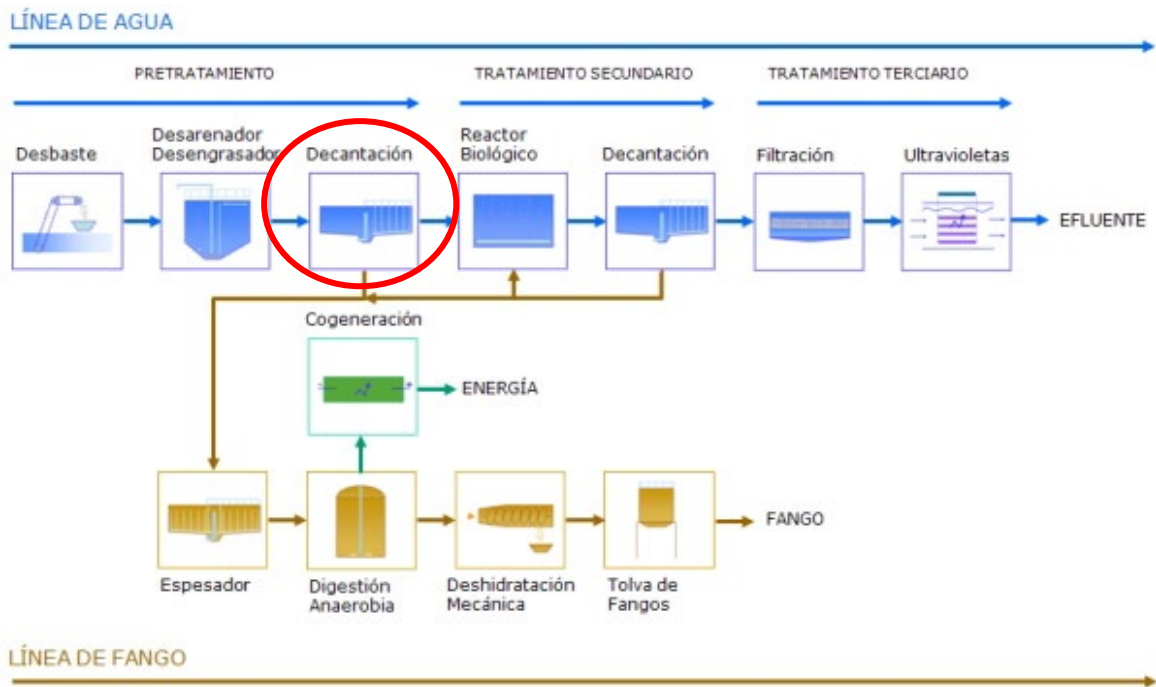


Figura 40. Esquema general EDAR cuenca del Carraixet (Cuenca Del Carraixet | Epsar, n.d.)

La depuradora Gandía-La Safor se encuentra en el municipio de Gandía. Presenta un caudal de diseño de 60.000 m<sup>3</sup>/día, aunque su caudal diario medio es de 39.249 m<sup>3</sup> para una población de 98.746 habitantes equivalentes. Como se puede observar en la Figura 41 el fango procede del decantador secundario situado después del reactor biológico, el cual consta de un sistema de fangos activados con eliminación de nitrógeno.

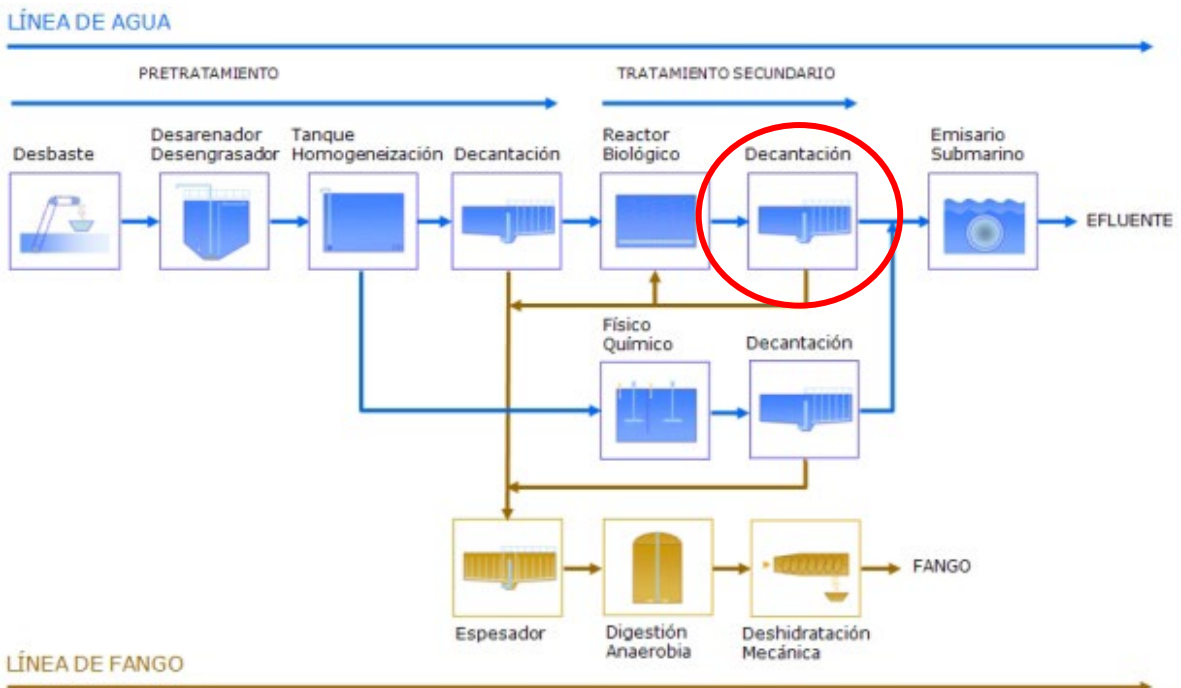


Figura 41. Esquema general EDAR de Gandía-La Safor (Gandía - La Safor | Epsar, n.d.)

La estación depuradora Murcia-Este se encuentra en el término municipal de Murcia. Tiene una capacidad de diseño de 36.500 m<sup>3</sup>/año, aunque actualmente su capacidad es de 39.938 m<sup>3</sup>/año. El reactor presenta un esquema A2O. Como muestra la Figura 42 los fangos se han obtenido del decantador primario, del decantador secundario y del espesador por flotación.

En el flotador se añade polielectrolito, por lo tanto, el fango activado espesado por flotación es diferente al secundario y no presentará las mismas características que el fango biológico concentrado.

En esta depuradora se está estudiando el tiempo óptimo de fermentación del fango activado espesado por flotación para recuperar fósforo en forma de estruvita y la sedimentabilidad del fango resultante de este fango fermentado junto con el primario. En consecuencia, se ha considerado caracterizar la mezcla de fangos con diferentes tiempos de fermentación (0, 12 y 24 horas).

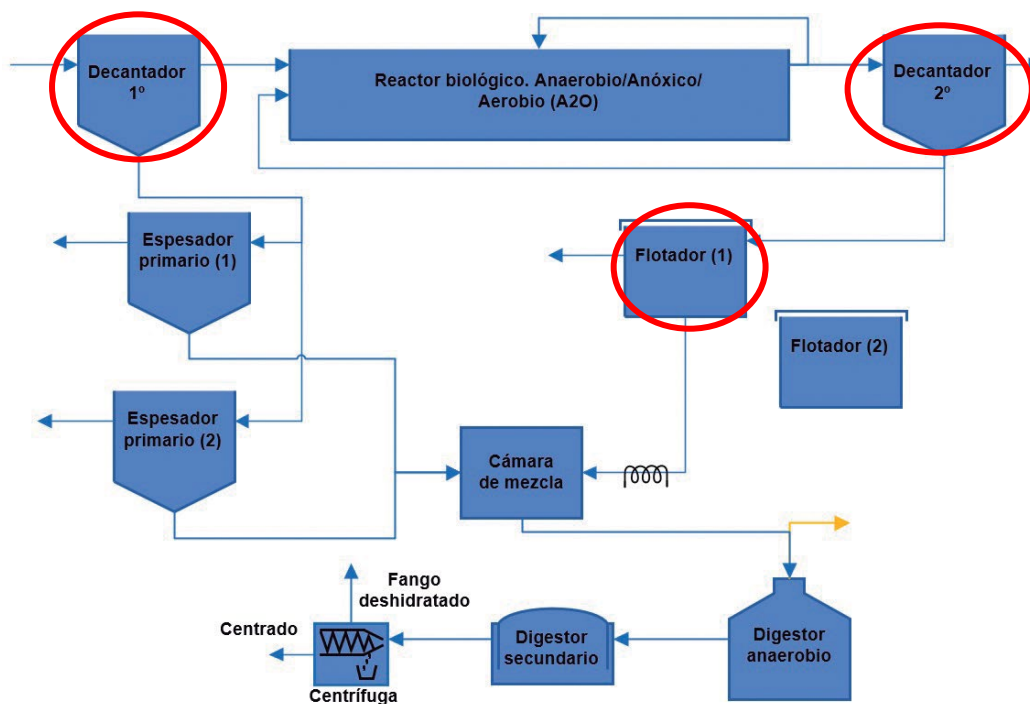


Figura 42. Esquema general EDAR Murcia-Este (Roldán et al., 2020)

### 3. PROCEDIMIENTO OPERACIONAL

Se han llevado a cabo dos procedimientos experimentales en función del tipo de fango estudiado, debido a que los fangos sintéticos necesitan una etapa previa de agitación para

la formación de flóculos mientras que en los fangos urbanos los flóculos ya se encuentran formados.

Previamente se efectuaron una serie de ensayos para determinar que procedimiento realizar y si se reproducían los resultados. Estas pruebas constaron del desarrollo por duplicado de varios ensayos de sedimentación a distinta concentración de sólidos suspendidos con una etapa previa de mezcla en un Jar-Test. Las opciones de mezcla eran: mezcla rápida durante 10 minutos a 120 rpm o mezcla rápida seguido de una mezcla lenta durante 20 minutos a 25 rpm. Se decidió que la mejor opción era realizar una agitación rápida seguido de una agitación lenta ya que se conseguía una mejor reproducibilidad de la velocidad de sedimentación y mejoraba la turbidez del sobrenadante. La agitación rápida elimina el posible efecto de memoria del fango (Chen et al., 1996) y la agitación lenta origina la formación de los flóculos.

En los Gráfico 5 y Gráfico 6 se muestra la reproducibilidad de los ensayos cuando simplemente se realiza una única mezcla rápida y cuando esta es seguida de una agitación lenta. En ellos se puede comprobar que la agitación rápida seguida de una agitación lenta es necesaria para reproducir los resultados ya que si no se realizase se obtendrían resultados diferentes.

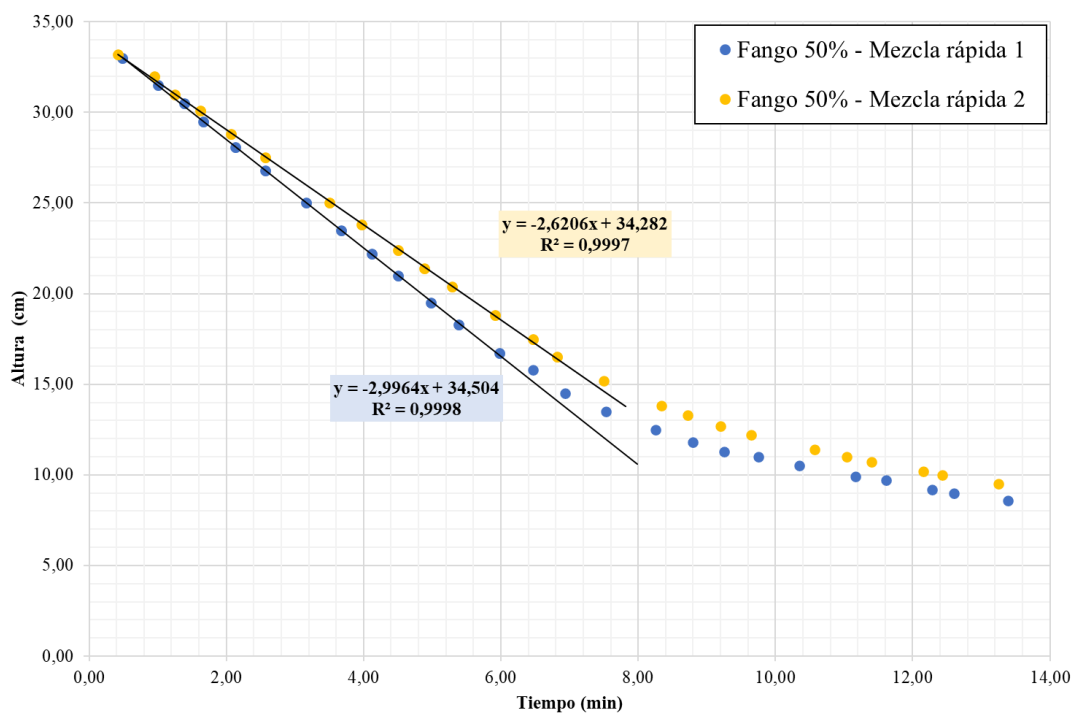


Gráfico 5. Ensayo realizado a partir de una dilución del 50% del fango sintético original de caolín y cloruro férrico con el objetivo de buscar la reproducibilidad de los ensayos mediante la agitación del fango. En este caso únicamente se realiza una mezcla rápida del fango

En los fangos sintéticos se debía de partir de un estado inicial donde el proceso de agitación generaba un fango equivalente para todos los ensayos. Tanto los fangos sintéticos como los procedentes de una EDAR urbana se mezclaban previamente para obtener una muestra homogénea. Además, los fangos activados se mantenían aireados.

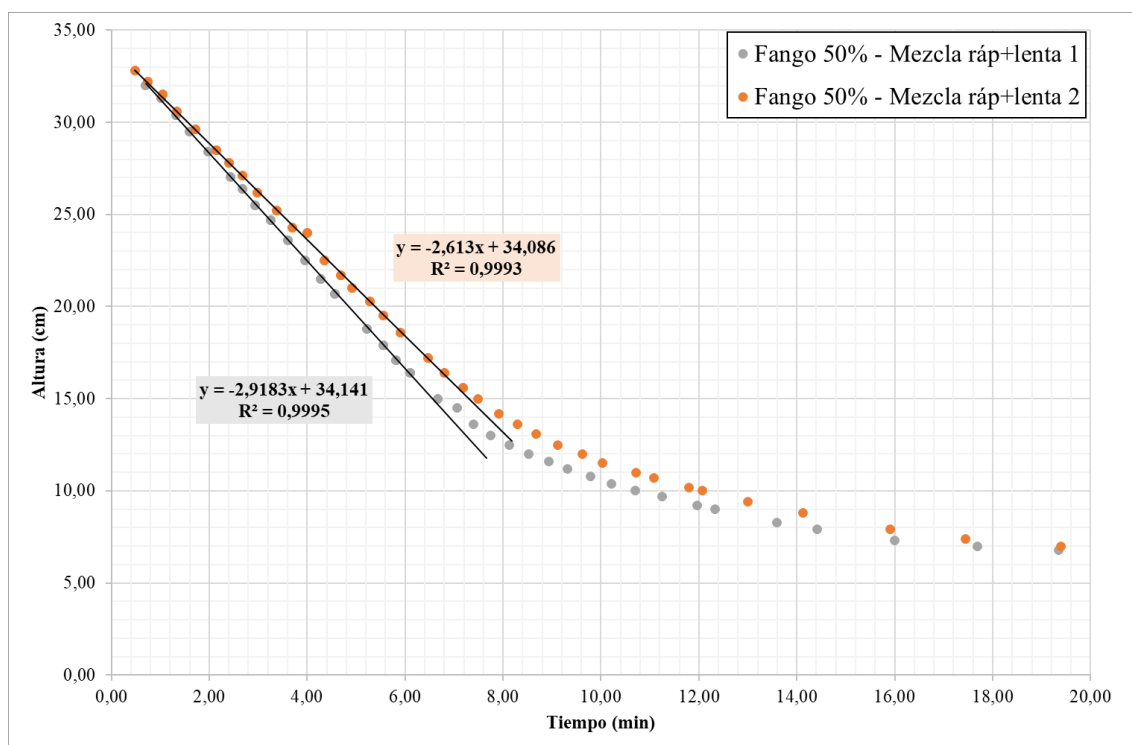


Gráfico 6. Ensayo realizado a partir de una dilución del 50% del fango sintético original de caolín y cloruro férrico con el objetivo de buscar la reproducibilidad de los ensayos mediante la agitación del fango. En este caso se realiza una agitación rápida del fango seguida de una lenta

Además, no se puede determinar la densidad de los flóculos de los fangos sintéticos debido a que la densidad de estos es superior a la densidad del Percoll. Únicamente se midió la densidad de los flóculos, cuya densidad fuese menor o igual a la del Percoll, por el método de soluciones de densidad homogéneas.

### 3.1. Planificación previa

Previamente a los ensayos del laboratorio se debe de elaborar una planificación para conseguir una óptima organización del trabajo lo que supone un ahorro de tiempo y el poder realizar un mayor número de ensayos lo que implica un mayor número de datos para este trabajo. Esta debe de contener los siguientes aspectos:

1. Disponibilidad de fangos urbanos o reactivos para la elaboración de los sintéticos.

Antes de realizar cualquier ensayo se debe de comprobar la disponibilidad tanto de los reactivos necesarios para la elaboración de los fangos sintéticos como la accesibilidad a los fangos urbanos.

2. Número de ensayos a realizar. Es importante tener en cuenta que las características de los fangos urbanos varían rápidamente con el tiempo. La variación de las características en los fangos sintéticos no supone un problema, pero si es conveniente realizar los ensayos cuanto antes.

Teniendo en cuenta el tiempo disponible y los ensayos que se pueden realizar cada día se planificará las diluciones o concentraciones del fango con las que se trabajará en cada ensayo.

3. Preparación del material y calibración de los equipos. Conocer la disponibilidad del material que se va a utilizar y prepararlo (cápsulas, probetas, vasos de precipitación...), revisar y calibrar los equipos (conductímetro, pH-metro, turbidímetro).
4. Crear plantillas Excel y carpetas en los ordenadores para almacenar la información.

### **3.2. Procedimiento operacional fango sintético**

En el momento en el que todo el material se encuentra disponible se comenzaría a realizar los ensayos:

1. Preparación del fango sintético siguiendo una receta (Tabla 8). Tanto el caolín como el carbonato se vierten en un vaso de precipitados de 3L de capacidad para evitar desbordamientos. Como sobrenadante se utiliza agua desionizada. La agitación se realiza con un equipo agitador y una mosca. Medir el pH del fango para asegurar que se encuentre en torno a 7, si no es así dosificar pequeños volúmenes de NaOH o HCl.
2. Preparar las diluciones correspondientes. Concentrar o diluir el fango en función de lo rápido o lento que sedimente y los ensayos que se quiera realizar. Siempre se tendrá una probeta con un ensayo lento (probeta del fondo) y la otra con un ensayo rápido. Esto facilitara el trabajo en el laboratorio.
3. Agitación. Todos los ensayos preparados pasaran por una etapa de mezcla previa a la sedimentación. Cuando termina el tiempo de mezcla se mide la temperatura del fango ( $T_{mi}$ ) y se homogeneiza con una varilla. Luego, se vierte el fango en la

probeta de 1L y el programa comienza a tomar de forma automática todos los puntos para más tarde calcular la velocidad de sedimentación zonal.

4. Caracterización del sobrenadante y del fango. Una vez terminados los ensayos de sedimentación se mide de nuevo la temperatura del fango ( $T_{final}$ ) para evaluar su posible efecto en los ensayos de sedimentación. También se toman datos de conductividad y pH como datos control. Se mide la turbidez y la absorbancia tanto del sobrenadante como el propio fango.
5. Determinación de los sólidos suspendidos y volátiles. Una vez ya se hayan tomado todas las mediciones se realiza este paso. (Apartado 1.4 del Capítulo 3)
6. Determinación de la densidad del fango seco. Este paso en el caso que no diese tiempo de realizarlo el mismo día se podría realizar al día siguiente. Verter cierto volumen en una probeta para que se concentre, quitarle el sobrenadante y meterlo en la estufa para que se evapore el agua. Una vez el fango ya este deshidratado ya que puede realizar la determinación de la densidad del fango seco. (Apartado 1.5.1 del Capítulo 3)

A modo de resumen se presenta el siguiente organigrama:

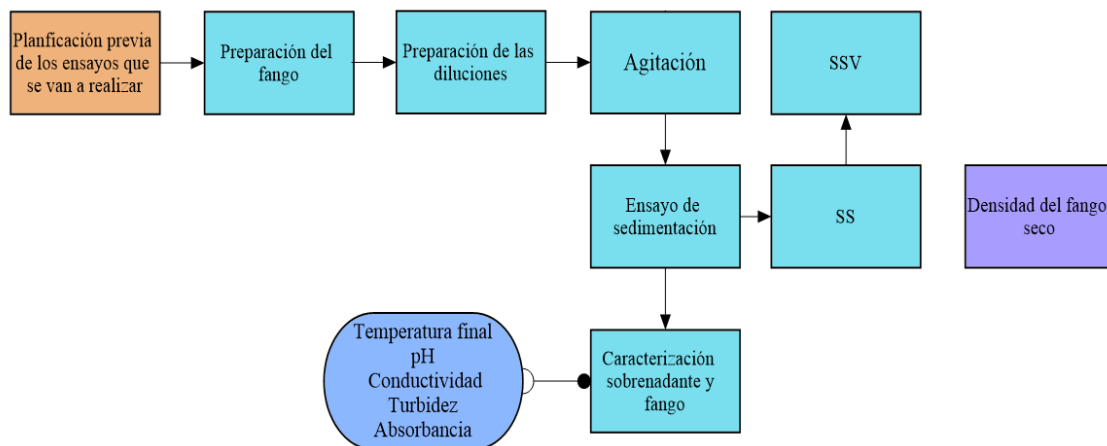


Figura 43. Organigrama del procedimiento realizado en el laboratorio con los fangos sintéticos

### 3.3. Procedimiento operacional fango de EDAR urbana

Es muy parecido al procedimiento seguido para el fango sintético lo único que se diferencia en algunos pasos, que son:

1. Se realizan las diluciones o concentraciones a partir del fango original. La dilución del fango se efectuará con el efluente del decantador secundario traído de la misma planta o con el sobrenadante obtenido por compresión del fango.



2. No es necesario una etapa de agitación previa. Por lo tanto, se toma la temperatura del fango, se homogeneiza con una varilla y se vierte en la probeta. Comienza el programa a tomar los datos.
3. Mientras suceden los ensayos de sedimentación se pueden ir realizando la determinación de la densidad de los flóculos o tomar imágenes al microscopio. En el caso de que el fango este muy concentrado sí que se hace una dilución para la determinación de la densidad de los flóculos (únicamente sucedió con el fango flotado).

A modo de esquema se presenta el siguiente organigrama:

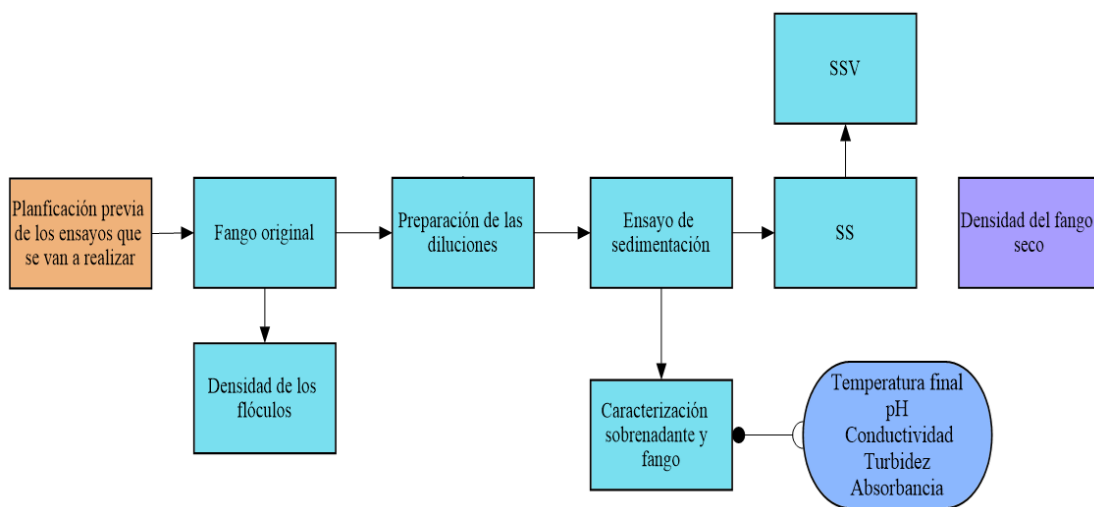


Figura 44. Organigrama del procedimiento realizado en el laboratorio con los fangos urbanos

## CAPÍTULO 4: RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En este apartado se presentan y analizan los resultados obtenidos tras los ensayos experimentales realizados en el laboratorio. En primer lugar, aparece la caracterización realizada para cada uno de los distintos fangos y, en segundo lugar, se exponen los resultados adquiridos tras la aplicación de técnicas de análisis y procesamiento de imágenes en el estudio del comportamiento de los fangos.

Por último, se realiza una discusión a modo de resumen de todos los resultados obtenidos y presentados en este trabajo.

### 1. CARACTERIZACIÓN DE LOS DISTINTOS TIPOS DE FANGOS

La caracterización de los fangos se realiza con el fin de demostrar que efectivamente se están estudiando distintos tipos de casos. Para ello se han realizado ensayos para

determinar la densidad del fango seco ( $p_s$ ), la densidad de los flóculos ( $p_f$ ), las curvas de sedimentación y la calidad del sobrenadante.

Además, en este apartado se estudia la posible correlación entre la concentración de SS y la absorbancia de los distintos tipos de fangos. Del mismo modo que se utiliza un método automático para medir la velocidad de sedimentación, la idea es disponer de un método rápido que funcione con distintos tipos de fangos y que permita determinar la concentración de SS, para obtener la relación  $V_s$  (SS).

A modo de resumen se presenta la siguiente tabla con los ensayos que se han realizado para caracterizar los distintos fangos:

*Tabla 10. Tabla resumen de todos los ensayos realizados y presentados en este trabajo a cada fango estudiado*

<b>Tipo de fango</b>	<b>Depuradora</b>	<b>Fecha</b>	<b>Ensayos realizados</b>
Sintético caolín y $FeCl_3$	-	24/02/2021	$p_s$ , $V_s$ , SS, turbidez del sobrenadante y absorbancia del fango
Sintético $CaCO_3$	-	8/04/2021	$P_s$ , $V_s$ , SS, turbidez del sobrenadante y absorbancia del fango
Primario	Cuenca del Carraixet	6/05/2021	$p_s$ , $p_f$ , $V_s$ , SS, turbidez del sobrenadante y absorbancia del fango
Activado espesado por flotación	Murcia-Este	13/05/2021	$p_s$ , $p_f$ , $V_s$ , SS, turbidez del sobrenadante y absorbancia del fango
Activado	Gandía-La Safor	3/06/2021	$p_s$ , $p_f$ , $V_s$ , SS, turbidez del sobrenadante y absorbancia del fango
Activado	Murcia-Este	11/06/2021	$p_s$ , $p_f$ , $V_s$ , SS, turbidez del sobrenadante y absorbancia del fango
Mezcla de fango primario y activado espesado por flotación $t_0$	Murcia-Este	27/07/2021	$p_s$ , $p_f$ , $V_s$ y SS
Mezcla de fango primario y activado espesado por flotación $t_{12}$	Murcia-Este	28/07/2021	$p_s$ , $p_f$ , $V_s$ y SS
Mezcla de fango primario y activado espesado por flotación $t_{24}$	Murcia-Este	28/07/2021	$p_s$ , $p_f$ , $V_s$ y SS
Primario	Murcia-Este	29/07/2021	$p_s$ , $p_f$ , $V_s$ y SS

### 1.1.Densidad del fango seco

La densidad del fango seco se ha determinado mediante el método descrito en el apartado 1.5 del Capítulo 3 de Material y Métodos. Para realizar esta determinación, los ensayos

han sido repetidos como mínimo 3 veces y los resultados se presentan en la siguiente tabla:

Tabla 11. Resultados de la determinación de la densidad del fango seco de los distintos tipos de fangos estudiados.

Tipo de fango	Fecha	N.º ensayo	$p_s$ (g/cm <sup>3</sup> )	$\bar{X}$ (g/cm <sup>3</sup> )	$\epsilon_{ps}$ (g/cm <sup>3</sup> )
Sintético caolín y FeCl <sub>3</sub>	5/03/2021	1	2,190	2,23	0,05
		2	2,266		
		3	2,281		
		4	2,178		
Sintético CaCO <sub>3</sub>	22/04/2021	1	2,507	2,52	0,05
		2	2,514		
		3	2,589		
		6	2,530		
		7	2,478		
		8	2,586		
		9	2,469		
		10	2,487		
Primario Carraixet	7/05/2021	1	1,129	1,18	0,04
		2	1,221		
		3	1,214		
		4	1,214		
		5	1,160		
Activado espesado por flotación Murcia	21/05/2021	1	1,591	1,58	0,03
		2	1,541		
		3	1,565		
Activado Gandía	7/06/2021	1	1,356	1,35	0,018
		2	1,359		
		3	1,326		
Activado Murcia	12/06/2021	1	1,533	1,53	0,04
		2	1,496		
		3	1,566		

En la Tabla 11 se presentan todos los resultados obtenidos tras la medición de la densidad del fango seco ( $p_s$ ) ordenados por fecha de realización.  $\bar{X}$  es la media de los resultados y el error experimental del valor de densidad determinado se presenta mediante el cálculo de la desviación típica ( $\epsilon_{ps}$ ).

La densidad promedio de cada uno de los fangos se presenta en el Gráfico 7. En él se puede observar que todos ellos presentan distintos valores de densidad, siendo el fango

primario del Carraixet el que presenta el menor valor y el fango sintético elaborado en base a carbonato cálcico el mayor, cercano al valor proporcionado por Font (1988): 2,55 g/cm<sup>3</sup>.

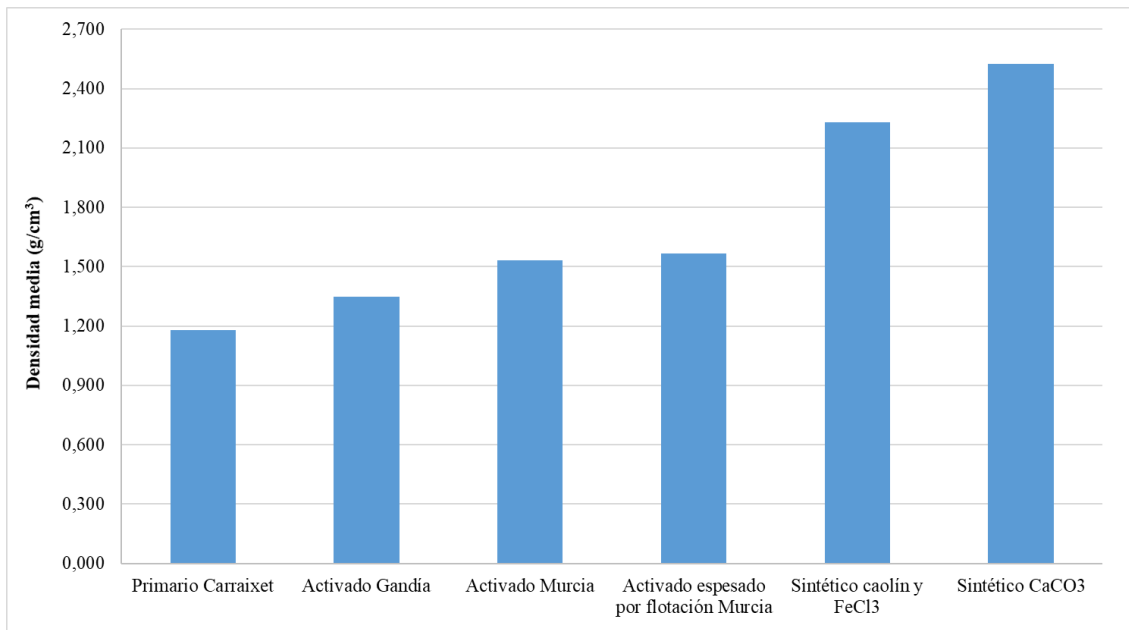


Gráfico 7. Promedio de densidades del fango seco de los distintos tipos de fangos.

En el caso del fango primario de la EDAR Murcia-Este, no se ha obtenido un resultado lógico en la determinación de la densidad del fango seco ya que se ha obtenido una densidad media con un valor de 0,29 g/cm<sup>3</sup>. Lo que es erróneo ya que significaría que el fango durante el ensayo de sedimentación en vez de sedimentar flotaría, situación que no ha ocurrido.

Se ha llegado a la conclusión tras obtener este resultado que debido a la apariencia porosa del fango deshidratado puede que se estuviese acumulando aire entre los poros del fango seco y que el tiempo mínimo que el método aconseja dejar el fango humedeciéndose en el picnómetro (20 minutos) no sea suficiente, ya que este flotaba sobre la superficie del agua introducida en el picnómetro (Figura 45).

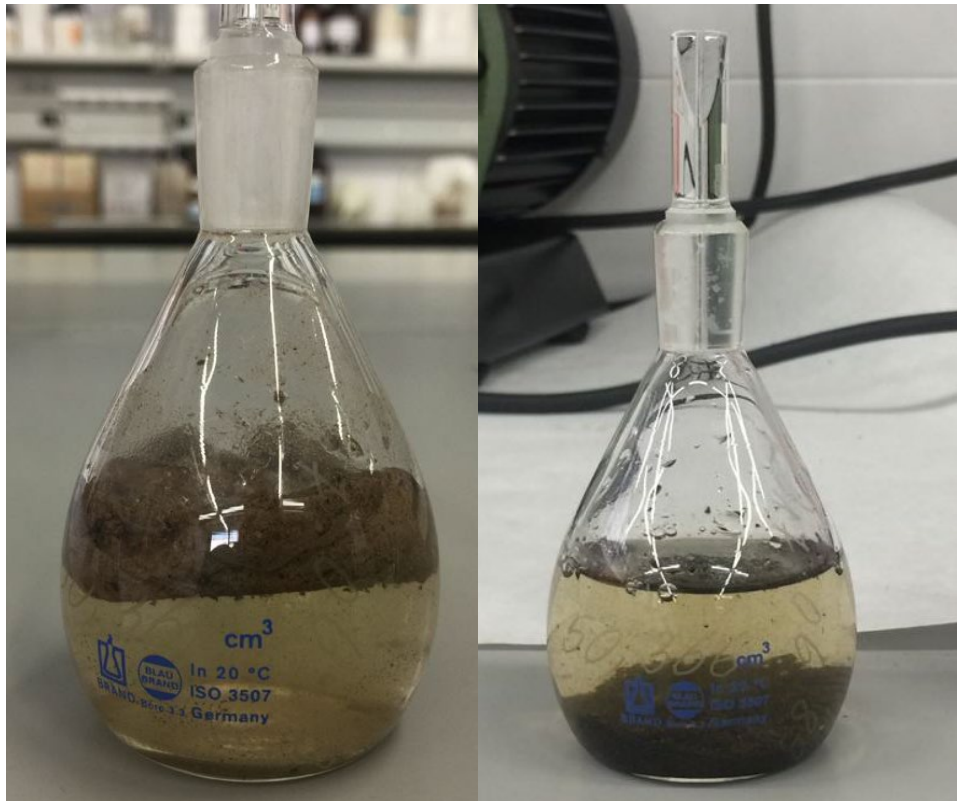


Figura 45. Ensayos realizados para determinar la densidad del fango seco mediante el uso de un picnómetro. La imagen de la izquierda corresponde a uno de los ensayos realizados con el fango primario y la imagen de la derecha se ha realizado con fango activado, ambos de la depuradora Murcia-Este.

A parte de analizar distintitos tipos de fangos, se ha caracterizado la evolución de una mezcla de fangos compuesta por fango primario y fango activado espesado por flotación, con una relación del 88% y el 12% respectivamente. Los resultados obtenidos respecto de la densidad del fango seco son los mostrados en la siguiente tabla:

Tabla 12. Resultados de la determinación de la densidad del fango seco para la mezcla a distintos tiempos

Tipo de fango	Fecha	N.º ensayo	$\rho_s$ (g/cm <sup>3</sup> )	$\bar{X}$ (g/cm <sup>3</sup> )	$\epsilon_{ps}$ (g/cm <sup>3</sup> )
Mezcla t <sub>0</sub>	27/07/2021	1	1,477	1,52	0,04
		2	1,553		
		3	1,533		
Mezcla t <sub>12</sub>	28/07/2021	1	1,543	1,57	0,04
		2	1,613		
		3	1,560		
Mezcla t <sub>24</sub>	28/07/2021	1	1,613	1,62	0,03
		2	1,648		
		3	1,585		

Con el promedio de los distintos ensayos presentados en la Tabla 12, se ha elaborado el siguiente gráfico:

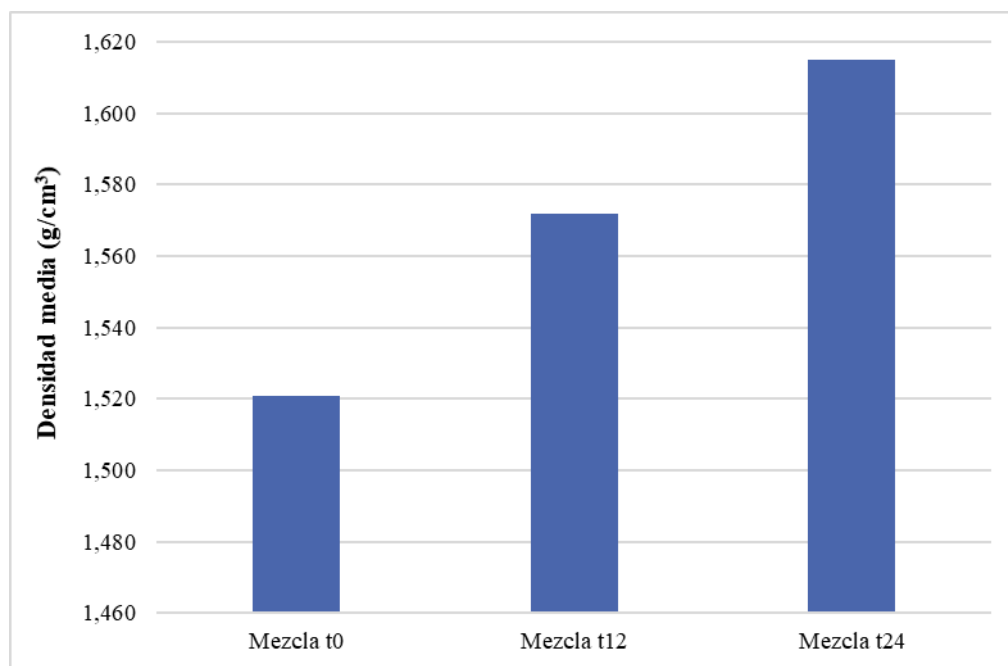


Gráfico 8. Cambio de la densidad del fango seco de la mezcla a lo largo del tiempo.

En el Gráfico 8 se observa que la densidad del fango seco para este tipo de fango aumenta con el transcurso del tiempo. La suelta de fosforo genera precipitados que son adsorbidos por los flóculos. Pero la principal causa del aumento de la densidad se debe a que a mayor tiempo de fermentación del fango biológico menor es la fracción volátil de los sólidos. La fracción volátil es más ligera que la fracción no volátil, por lo tanto, al aumentar la fracción de SSNV aumenta la densidad del fango seco.

Los fangos más densos son los fangos sintéticos con unos valores de 2,23 y 2,52 g/cm<sup>3</sup> para el fango elaborado con caolín y cloruro férrico y carbonato cálcico respectivamente. Y el fango más ligero es el fango primario de la EDAR de la cuenca del Carraixet con un valor de 1,18 g/cm<sup>3</sup>. Destacar que el valor obtenido para el fango sintético elaborado en base a carbonato cálcico es cercano al valor proporcionado por Font (1988): 2,55 g/cm<sup>3</sup>.

En el caso de los fangos activados, los valores obtenidos son 1,35 g/cm<sup>3</sup> para la depuradora de Gandía-La Safor y 1,53 g/cm<sup>3</sup> para la depuradora de Murcia-Este. Ekama et al. (1997) consideran un valor típico de la densidad del fango seco de 1,45 g/cm<sup>3</sup>. Chung y Lee (2003) determinación experimentalmente mediante el uso de un

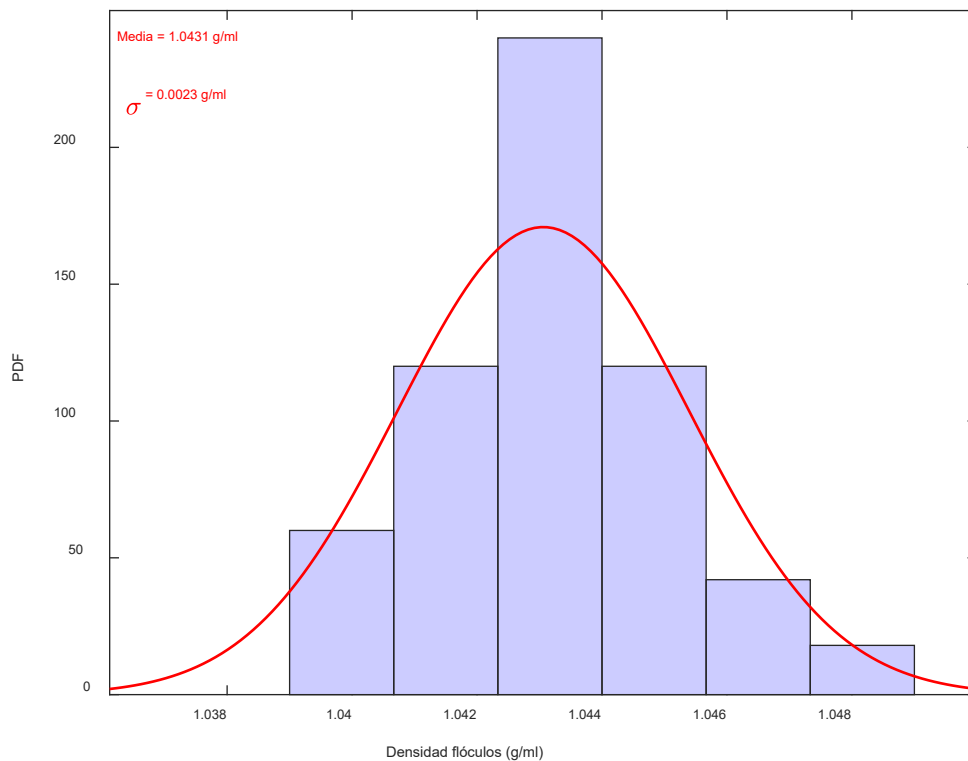
picnómetro la densidad del fango seco de la EDAR de Taipei (Taiwán) siendo de 1,45 g/cm<sup>3</sup>. Nopens (2005) obtuvo valores más elevados de la densidad del fango seco, entre 1,52 y 1,78 g/ml, para diferentes fangos activados procedentes de plantas piloto y varias EDAR de Bélgica. Asensi (2015) determina la densidad del fango seco para el fango activado de la depuradora de Ford y obtiene un valor de 1,71 g/ml y Zambrano (2013) para el fango procedente de la EDAR de la cuenca del Carraixet presentan valores de densidad del fango seco entre 1,51-1,54 g/ml.

Comparando los valores obtenidos con los valores bibliográficos, hay que señalar que el valor obtenido para la EDAR Gandía-La Safor es muy inferior a los valores descritos en bibliografía. Pero el valor obtenido para la EDAR-Murcia es mucho más parecido, siendo superior al valor típico descrito para depuradoras de aguas residuales urbanas, y entra dentro del rango de los valores obtenidos por Nopens (2005) y Zambrano (2013).

## **1.2. Densidad de los flóculos**

Para la obtención de los resultados referentes a la densidad de los flóculos se ha seguido el método de soluciones de densidad homogéneas explicado en el apartado 1.5 del Capítulo 3 de Material y Métodos.

Un ejemplo de histograma de distribución de densidades se muestra en la Figura 46. A partir de los datos experimentales se obtiene el histograma de la densidad de los flóculos. Como la distribución de la densidad de los flóculos es normal, se ha ajustado una distribución normal con los datos del histograma, obteniendo la media y la desviación típica a partir del ajuste realizado.



*Figura 46. Histograma de distribución de densidades con el ajuste de datos a una distribución normal del fango activado de la depuradora de Gandía-La Safor*

En la Figura 47 se presenta como se obtiene la mediana de la densidad de los floculos. Para ello es necesario conocer dos valores que se encuentren en torno al 50% y se determina mediante interpolación.

Se ha comprobado que los datos de la densidad de los floculos siguen una distribución normal. Por ello, se obtiene que la media y la mediana coinciden, teniendo en cuenta que la desviación típica representa el error experimental en la determinación de la densidad de los floculos.

Como se puede observar en el ejemplo presentado en las Figura 46 y Figura 47, en este caso la densidad media de los floculos tiene un valor de 1,043 g/ml y la mediana 1,042 g/ml, con un error experimental de 0,002 g/ml.



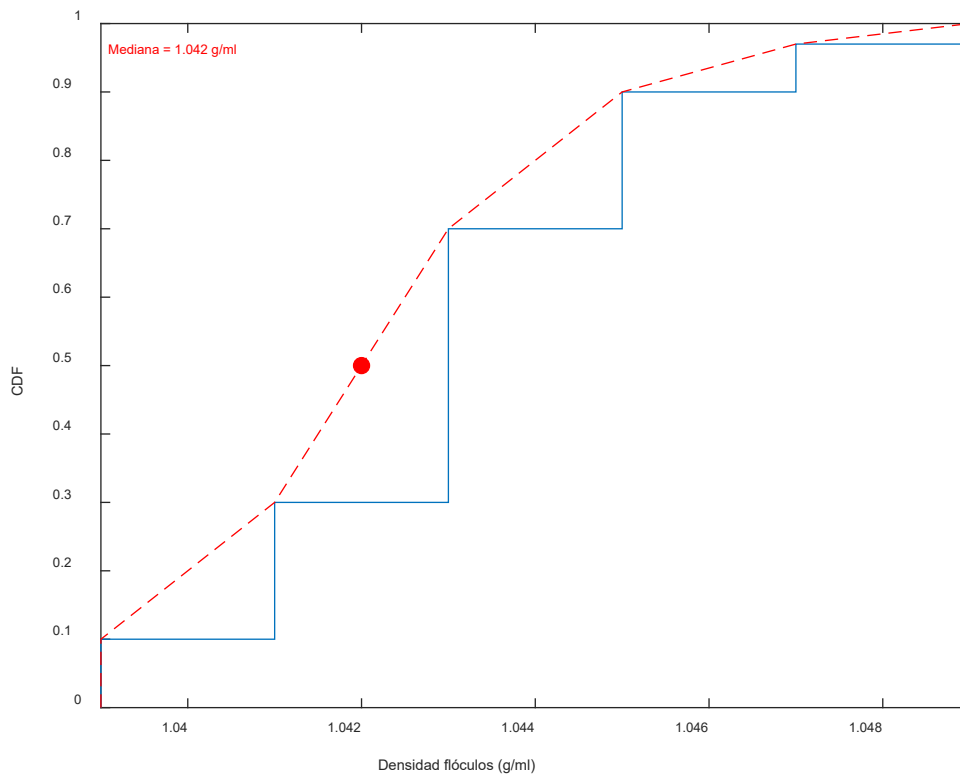


Figura 47. Mediana de la densidad de los floculos del fango activado de la depuradora de Gandía-La Safor

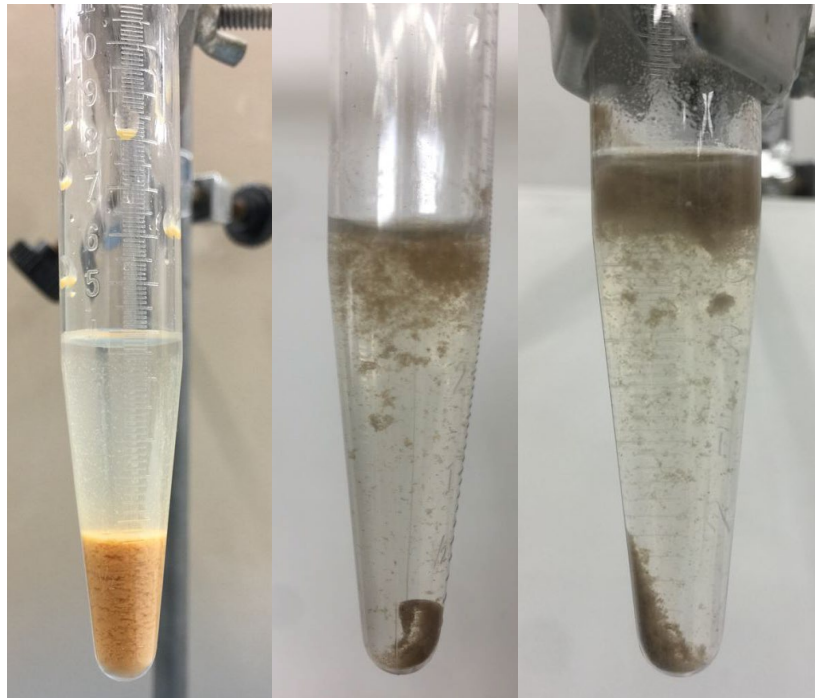
Los valores obtenidos tras los ensayos experimentales se muestran en la siguiente la Tabla 13,  $\bar{X}$  es la densidad media y  $\sigma$  es la desviación típica de los datos.

Tabla 13. Valores obtenidos tras los ensayos experimentales para determinar la densidad de los floculos

Tipo de fango	Fecha	ρfloculos (g/ml)	
		ρ <sub>fm</sub>	σ
Activado espesado por flotación Murcia	15/05/2021	1,051	0,005
Activado Gandía	3/06/2021	1,043	0,002
Activado Murcia	11/06/2021	1,053	0,006
Primario Carraixet	6/05/2021	1,049	0,006
Mezcla t <sub>0</sub>	27/07/2021	1,061	0,006
Mezcla t <sub>12</sub>	28/07/2021	1,052	0,011
Mezcla t <sub>24</sub>	28/07/2021	1,051	0,008

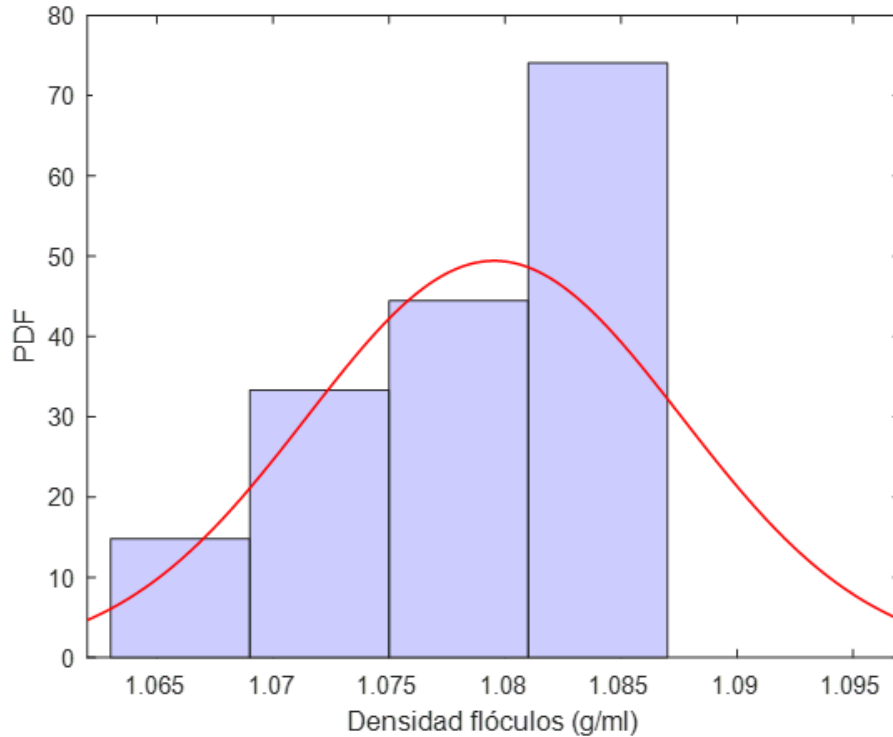
En la Tabla 13 los resultados han sido ordenados en función de su fecha de realización, tanto para los fangos sintéticos como para el fango primario de la depuradora de Murcia no aparecen resultados. En el caso de los fangos sintéticos, se realizaron varias pruebas utilizando tanto el método gravitacional como el método de soluciones de densidades

homogéneas y se comprobó que este tipo de fangos poseen una mayor densidad que el Percoll (1,13 g/ml) y no es posible determinar el rango de densidades de sus flóculos ya que todos son superiores a 1,13 g/ml y permanecen en el fondo del tubo de ensayo (Figura 48).



*Figura 48. Determinación de la densidad de los flóculos mediante el método de soluciones de densidades homogéneas en un único tubo. La imagen de la izquierda corresponde a un ensayo realizado con el fango de caolín y  $FeCl_3$ , la imagen del medio es fango activado de la EDAR Murcia-Este y la imagen de la derecha es el fango activado espesado por flotación*

Por otro lado, en el caso del fango primario de la EDAR Murcia-Este ocurre algo parecido. En esta circunstancia sucede que únicamente se puede lograr obtener la parte inferior del histograma (Figura 49). Es decir, solamente se ha sido capaz de registrar la distribución de densidad de los flóculos hasta alcanzar el valor de 1,085 g/ml que corresponde con un porcentaje del 45% de biomasa en la parte superior del tubo de ensayo. Para valores superiores de densidad no se ha podido conocer su distribución debido a que se necesitaría otra solución con una densidad superior al Percoll, de la cual no se ha dispuesto.



*Figura 49. Histograma de distribución de densidades del fango primario de la EDAR Murcia-Este*

Los fangos pertenecientes a la EDAR Murcia-Este (activado espesado por flotación, activado y mezcla a diferente tiempo de fermentación) presentan los valores más altos de densidad media de los flóculos (Tabla 13).

Los valores obtenidos para la mezcla de fangos a diferentes tiempos digestión reflejan que la densidad de los flóculos se ve afectada por este transcurso del tiempo, disminuyendo. También es importante destacar que la densidad de los flóculos cubre un mayor rango de densidades en estos casos.

Dammel y Schroeder (1991) recopilaron varios valores de densidad de los flóculos de los fangos activados descritos en la bibliografía y se presentan en la siguiente tabla:

Tabla 14. Densidad de los flóculos del fango activado (Schuler et al., 2007b).

Densidad (g/ml)	Referencia
1.02 - 1.06	Dammel y Schroeder (1991)
1.015 – 1.034	Andreadakis (1993)
1.007 – 1.2	Lee et al. (1996)
1.002 – 1.012	Zhang et al. (1997)
1.015 – 1.07	Schuler et al. (2007a)
1.022 – 1.056	Schuler et al. (2007b)

Asensi (2015) obtiene un valor de densidad media de los flóculos de 1,046 g/ml para el fango activado procedente de la depuradora de Ford y Zambrano (2013) obtuvo una densidad media de los flóculos de los fangos procedentes de la EDAR del Carraixet de 1,035 g/ml.

Schuler et al. (2007) determinaron la densidad de los flóculos del fango de una planta piloto SBR de eliminación biológica de nutrientes y encontraron que la densidad de los flóculos se encontraba entre 1,015 y 1,07 g/ml y que esta variabilidad de densidad es debida al distinto contenido de polifosfato en los mismos.

Sears et al. (2006) determinan la densidad de los flóculos de los fangos activados de la EDAR de West Lafayette (Estados Unidos) y los resultados obtenidos muestran que la densidad de los fangos activados se encontraba entre 1,038 y 1,065 g/ml.

Los valores obtenidos para la densidad de los flóculos de los fangos activados son 1,043 g/ml para el fango procedente de la EDAR Gandía-La Safor y 1,053 g/ml para el fango de la EDAR Murcia-Este. Los valores obtenidos son bastante parecidos a los valores presentados en la bibliografía

### 1.3. Caracterización de la velocidad de sedimentación

Para obtener las curvas de sedimentación en primer lugar se deben de realizar unos ensayos de sedimentación en los cuales se mide la altura de la interfase fango-sobrenadante en función del tiempo.

Al principio como se trabajó con fangos sintéticos, en la mayoría de los ensayos se tomaban mediciones de manera automática y manual para calibrar la aplicación y

minimizar el error experimental. Esto sucedía cuando existía sedimentación zonal y la interfase se detectaba claramente, cuando ya no se podía detectar la interfase de manera visual el programa era quien la detectaba si existía.

En el resto de los fangos, se realiza una única medición manual para asegurarse de que la aplicación sigue calibrada y el error es mínimo. Por lo tanto, la medición manual y automática serán prácticamente parecidas.

Los valores de las mediciones automáticas fueron tomadas del archivo “txt” que generaba el programa creado por López (2013).

El estudio completo de la velocidad de sedimentación de un fango consta de varios ensayos en los cuales el fango original es concentrado o diluido. De esta forma se obtienen distintos valores de velocidad de sedimentación zonal en función de la concentración de los sólidos suspendidos. Las diluciones se realizan con el fluente de la depuradora para los fangos procedentes de una EDAR urbana y con agua desionizada en los fangos sintéticos.

A continuación, se analizarán las curvas de sedimentación obtenidas para cada tipo de fango. En ellas aparecerán delimitadas 3 zonas:

1. La zona en la que existe una sedimentación zonal clara. En ella la interfase fango-sobrenadante se ha podido apreciar de manera visual.
2. La zona de transición. En esta zona, el fango sigue sedimentando de manera zonal pero la interfase ya no se llega a apreciar o cuesta mucho apreciarla, lo que conlleva a un error y a bastantes dudas en cuanto a su situación exacta a la hora de medir la altura a la que se encuentra. En este caso, aunque el operario ya no sea capaz de detectar la interfase, el programa sí que es capaz (Figura 50, Figura 51 y Figura 52).

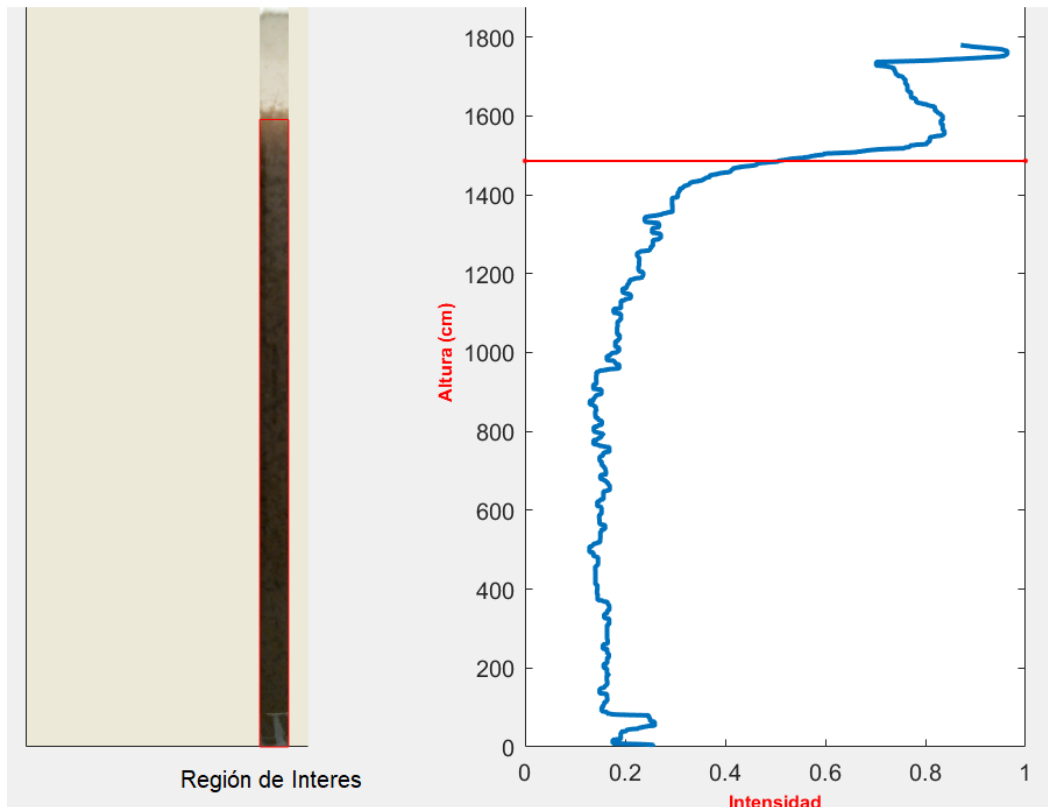


Figura 50. Interfaz de usuario durante el análisis de la sedimentación del fango activado procedente de la EDAR Murcia-Este cuando la interfase fango-sobrenadante se veía visualmente.

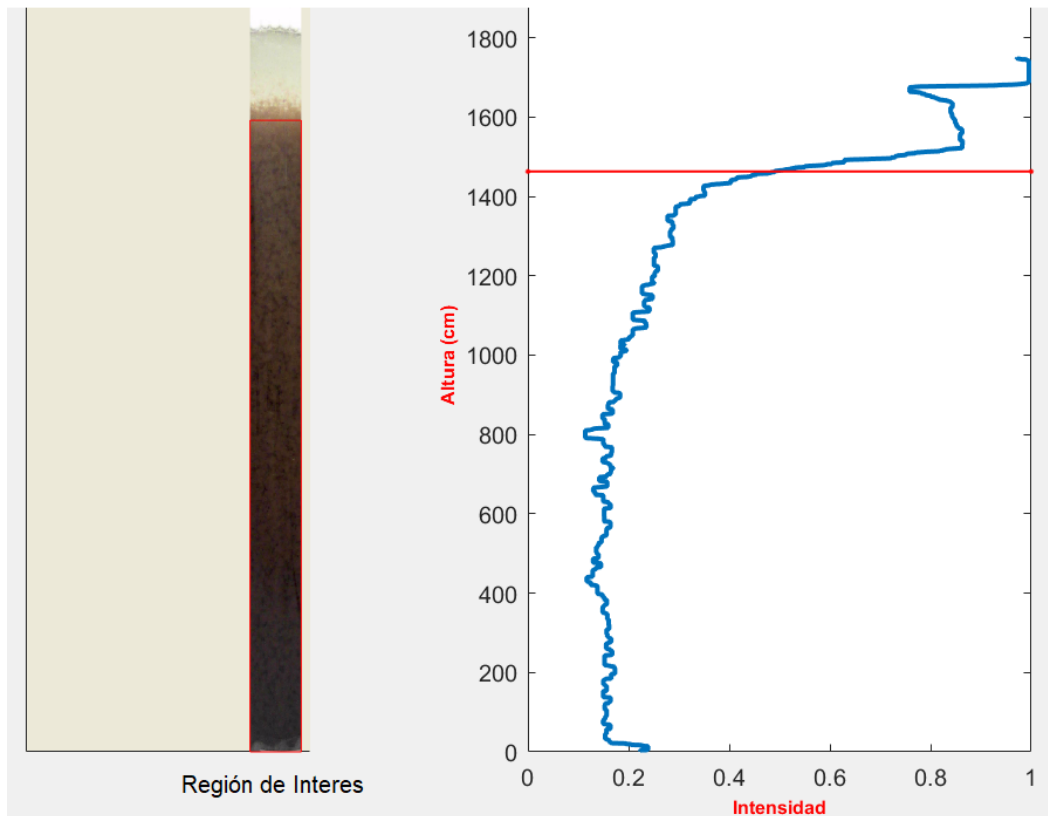
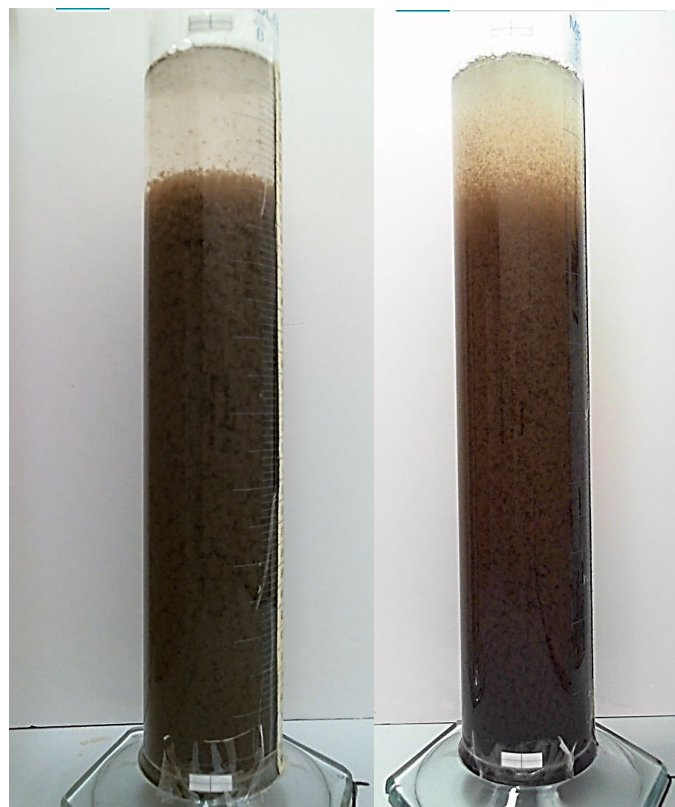


Figura 51. Interfaz de usuario durante el análisis de la sedimentación del fango activado procedente de la EDAR Murcia-Este cuando la interfase fango-sobrenadante ya no se veía visualmente.



*Figura 52. Ensayos de sedimentación de las interfaces de usuario presentadas anteriormente. La imagen de la izquierda corresponde con el ensayo en el que la interfase se aprecia y la imagen de la derecha corresponde al ensayo donde la interfase ya no se ve visualmente.*

3. La zona en la que ya no existe una interfase. El fango se disgrega en flóculos que sedimentan cada uno con su propia velocidad de sedimentación y por lo tanto nos encontramos ante una situación en la que el fango ya no sedimenta de manera zonal, sino que es floclada.

La curva de sedimentación obtenida para el fango activado procedente de la EDAR Gandía-La Safor se presenta en el Gráfico 9. En él se puede apreciar que la sedimentación zonal (en la que la interfase se aprecia visualmente) aparece para un rango de concentración de sólidos suspendidos que va desde los 2,67 hasta 1,11 g/l, donde comienza la zona de transición. La interfase fango-sobrenadante ya no se detecta y comienza la sedimentación floclada a partir de 0,82 g/l.

En función de los datos obtenidos, la curva de sedimentación se puede ajustar tanto al modelo potencial como al modelo exponencial de Vesilind (Tabla 15), descritos en el apartado 3.2.3.2 del Capítulo 2 Revisión bibliográfica. Siendo el modelo exponencial el que mejor se ajusta ya que presenta un coeficiente de correlación de 0,9846.

Tabla 15. Ajuste de los datos de la curva de sedimentación del fango activado de Gandía-La Safor a los modelos exponencial y potencial

	Modelo exponencial	Modelo potencial
Ecuación	$V_s = 41,851e^{-2,254X}$	$V_s = 4,496X^{-3,442}$
Coefficiente de correlación ( $R^2$ )	0,9846	0,9478

Por lo tanto, la velocidad de sedimentación zonal ( $V_s$ ) del fango activado de la depuradora de Gandía-La Safor se describe mediante la siguiente ecuación:

$$V_s \left( \frac{cm}{min} \right) = 41,851 * e^{-2,254X} \quad (35)$$

Donde X es la concentración de sólidos suspendidos (g/l).

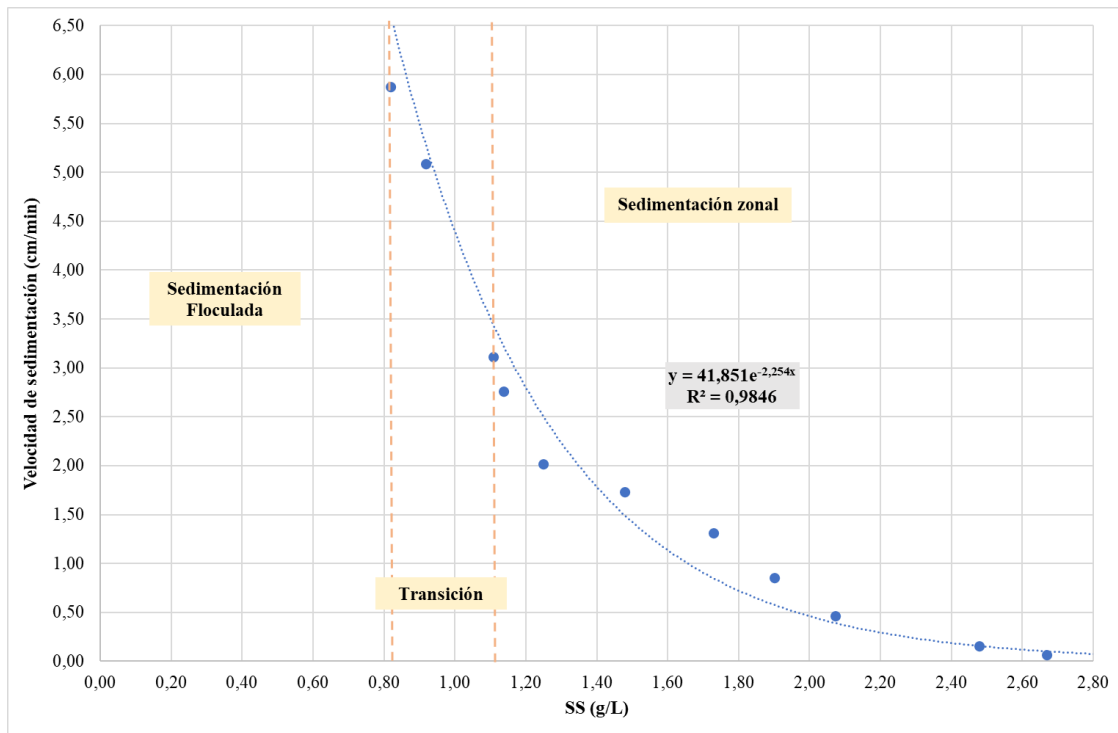


Gráfico 9. Curva de sedimentación del fango activado de la EDAR Gandía-La Safor

En el Gráfico 10 se presenta la curva de sedimentación obtenida del fango activado procedente de la depuradora Murcia-Este. En esta situación el rango de concentración de sólidos suspendidos es mayor que en el anterior fango activado. La interfase fango-sobrenadante se apreciaba de manera visual hasta una concentración de 3,61 g/l, a partir de esta concentración era la cámara quien detectaba la interfase hasta alcanzar una



dilución en la cual la concentración era de 3,31 g/l y la interfase fango-sobrenadante ya no existía.

Como en el caso anterior, la curva de sedimentación del fango activado de la depuradora Murcia-Este se ha ajustado a los modelos matemáticos exponencial y potencial (Tabla 16). Y en este caso el modelo matemático al que mejor se ajusta la curva de sedimentación es el modelo potencial y la velocidad de sedimentación se define mediante la ecuación (36) con un coeficiente de correlación ( $R^2$ ) de 0,9593.

Tabla 16. Ajuste de los datos de la curva de sedimentación del fango activado de la depuradora Murcia-Este a los modelos exponencial y potencial

	Modelo exponencial	Modelo potencial
Ecuación	$V_s = 16,088e^{-0,44X}$	$V_s = 361,29X^{-3,467}$
Coefficiente de correlación ( $R^2$ )	0,9192	0,9593

$$V_s \left( \frac{cm}{min} \right) = 361,29 * X^{-3,467} \quad (36)$$

Donde X es la concentración de sólidos suspendidos (g/l).

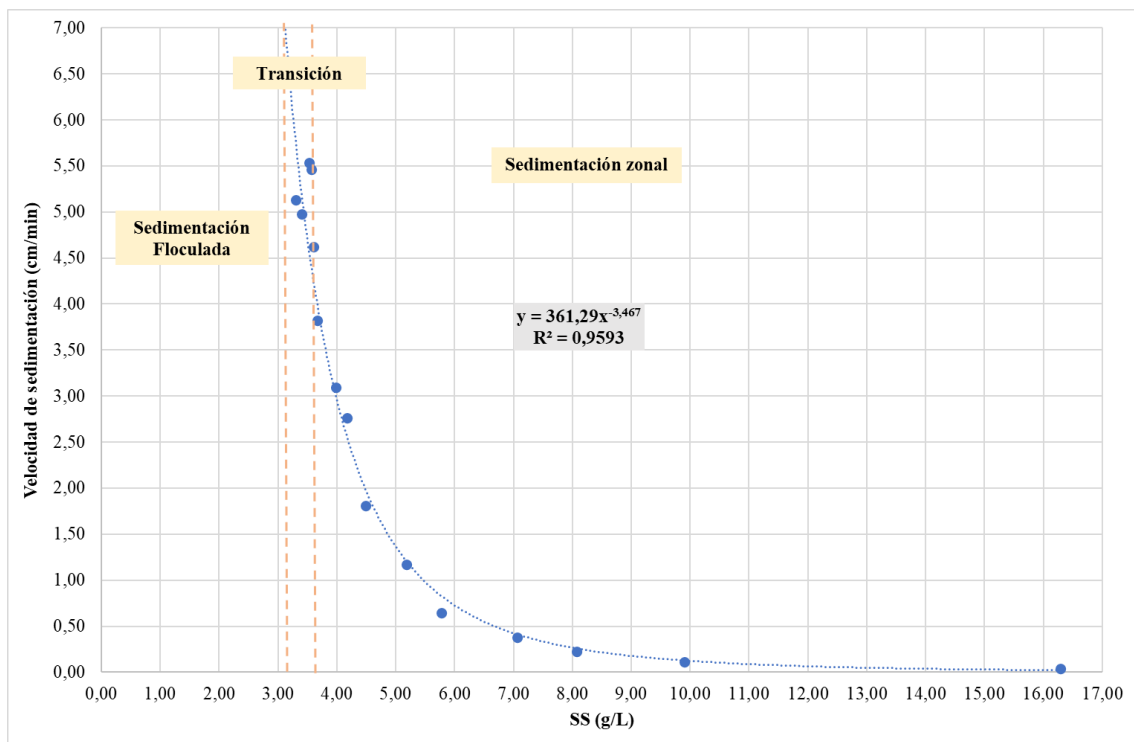


Gráfico 10. Curva de sedimentación del fango activado de la EDAR Murcia-Este

Las curvas de sedimentación de los fangos sintéticos se dan a elevadas concentraciones (Gráfico 11 y Gráfico 12), siendo el fango sintético elaborado en base a carbonato cálcico el de mayor concentración alcanzando valores de 270,64 g/l.

En el caso del fango sintético de carbonato cálcico, la transición entre la sedimentación zonal y floculada aparece entre el rango de concentración de 55,42 y 31,57 g/l mientras que para el fango sintético de caolín y cloruro férrico esta transición aparece en un rango de concentraciones menor: 15,09 y 11,17 g/l.

En las Tabla 17 y Tabla 18 se presentan los ajustes de las curvas de sedimentación del fango sintético elaborado con CaCO<sub>3</sub> y del fango sintético preparado con caolín y cloruro férrico. Siendo el mejor ajuste para el fango sintético de carbonato cálcico el modelo potencial mientras que las curvas de sedimentación del fango elaborado con caolín y cloruro férrico ajustan mejor al modelo exponencial. A partir de estos ajustes se obtienen unas ecuaciones que describen la velocidad de sedimentación del fango y son las siguientes:

1. Para el fango sintético de CaCO<sub>3</sub> con un coeficiente de correlación de 0,9889:

$$V_s \left( \frac{cm}{min} \right) = 4484 * X^{-1,971} \quad (37)$$

2. Para el fango sintético de caolín y FeCl<sub>3</sub> con un coeficiente de correlación de 0,9674:

$$V_s \left( \frac{cm}{min} \right) = 5,6196 * e^{-0,044X} \quad (38)$$

Donde X es la concentración de los sólidos suspendidos (g/l).

Tabla 17. Ajuste de la curva de sedimentación del fango sintético elaborado con CaCO<sub>3</sub> a los modelos exponencial y potencial

	Modelo exponencial	Modelo potencial
Ecuación	$V_s = 2,5071e^{-0,014X}$	$V_s = 4484X^{-1,971}$
Coefficiente de correlación (R <sup>2</sup> )	0,9582	0,9889

Tabla 18. Ajuste de la curva de sedimentación del fango sintético elaborado con caolín y cloruro férrico a los modelos exponencial y potencial

	Modelo exponencial	Modelo potencial
Ecuación	$V_s = 5,6196e^{-0,044X}$	$V_s = 199,07X^{-1,53}$
Coefficiente de correlación ( $R^2$ )	0,9674	0,9618

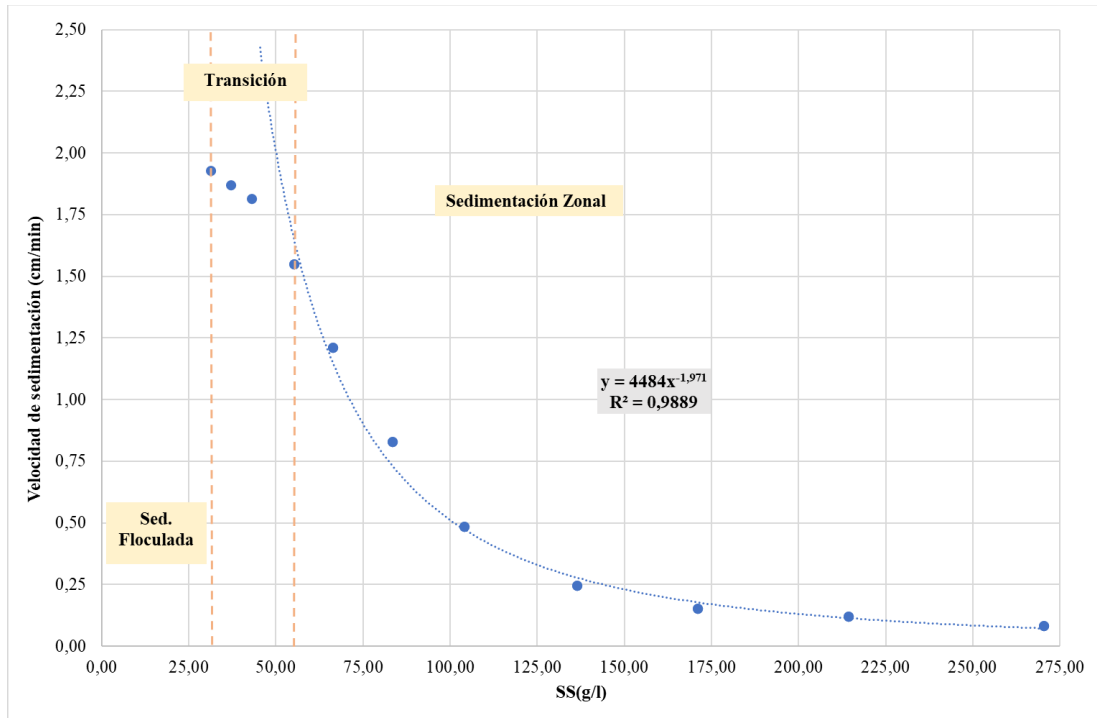


Gráfico 11. Curva de sedimentación del fango sintético de  $CaCO_3$

El descenso producido a la izquierda del Gráfico 11 es compatible con el modelo de Takács et al. (1991), donde se alcanza un máximo y, posteriormente se produce un descenso de la velocidad de sedimentación ( $V_s$ ) (Apartado 3.2.3.2 del Capítulo 2).

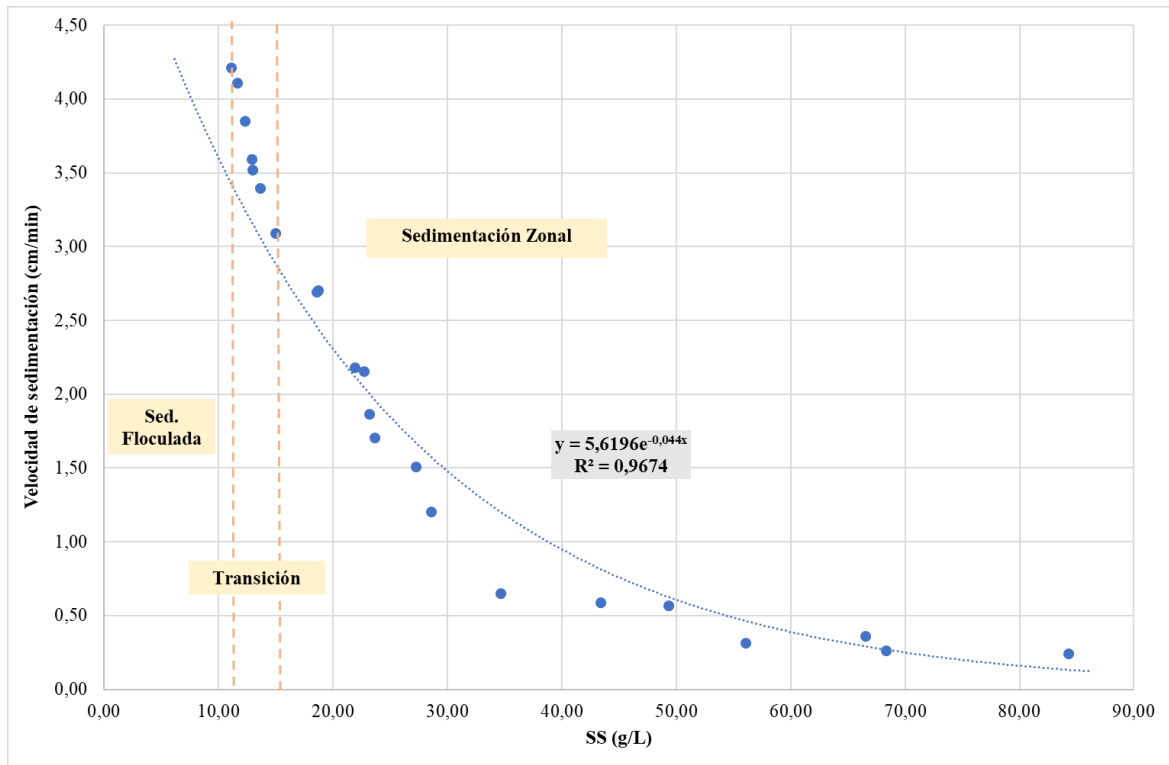


Gráfico 12. Curva de sedimentación del fango sintético de caolín y FeCl<sub>3</sub>

Como fangos primarios se ha estudiado dos fangos primarios procedentes de depuradoras distintas, una de ellas es la depuradora de la cuenca del Carraixet (Gráfico 13) y la otra es la de Murcia-Este (Gráfico 14).

El fango primario de la depuradora Murcia-Este posee una mayor concentración de sólidos suspendidos que el fango primario de la depuradora de la cuenca del Carraixet.

En relación con la zona de transición existe una diferencia muy notoria entre ambos fangos y es que para el fango procedente de la EDAR de la cuenca del Carraixet el rango de concentración de los sólidos suspendidos en el que aparece esta transición es mucho más amplio que para el de la depuradora de Murcia-Este, comprendido entre valores de 1,71-0,92 g/l y 8,10-7,68 g/l respectivamente.

La causa de la diferencia de concentraciones entre ambos tipos de fangos es debida al uso de otro tipo de filtro junto con un prefiltro durante en los ensayos realizados para la determinación de los sólidos suspendidos del fango primario de la depuradora de Murcia-Este. Este tipo de filtros (de membrana hidrofílica) permite la captura de partículas extremadamente pequeñas.

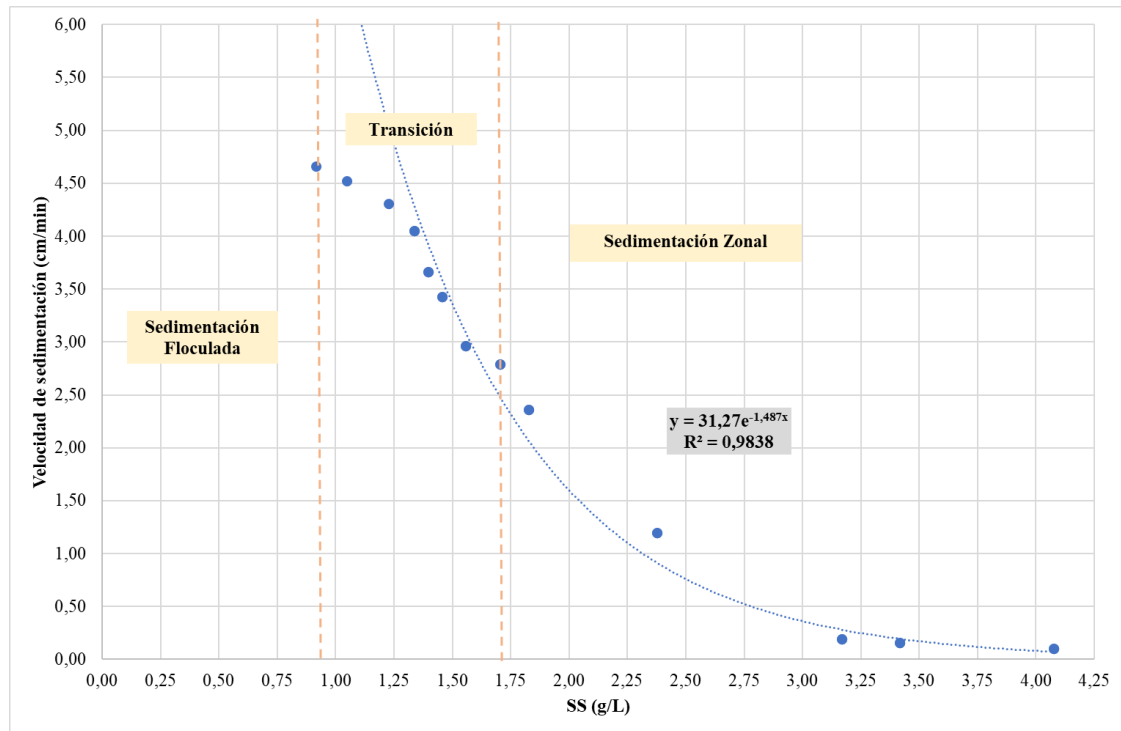


Gráfico 13. Curva de sedimentación del fango primario de la EDAR de la cuenca del Carraixet

Al igual que ocurre con el fango sintético elaborado con carbonato cálcico (Gráfico 11), la parte de la izquierda curva de sedimentación del fango primario de la cuenca del Carraixet (Gráfico 13) coincide con el modelo de Takács et al. (1991). Donde se produce un descenso de la velocidad de sedimentación tras alcanzar el máximo.

El mejor ajuste para la curva de sedimentación del fango primario procedente de la depuradora de la cuenca del Carraixet (Tabla 19) es el modelo exponencial. Mediante el cual se obtiene la siguiente velocidad de sedimentación con un coeficiente de correlación de 0,9838:

$$V_s \left( \frac{cm}{min} \right) = 31,27 * e^{-1,487X} \quad (39)$$

Donde X es la concentración de los sólidos suspendidos (g/l).

Tabla 19. Ajuste, de la curva de sedimentación del fango primario procedente de la depuradora de la cuenca del Carraixet, a los modelos matemáticos exponencial y potencial

	Modelo exponencial	Modelo potencial
Ecuación	$V_s = 31,27e^{-1,487X}$	$V_s = 14,716X^{-3,544}$
Coefficiente de correlación ( $R^2$ )	0,9838	0,9259

En cambio, la curva de sedimentación del fango primario procedente de la EDAR Murcia-Este (Tabla 20) tiene un mejor ajuste con el modelo potencial y la velocidad de sedimentación se describe mediante la siguiente ecuación con un R<sup>2</sup> de 0,9812:

$$V_s \left( \frac{cm}{min} \right) = 6E + 06X^{-6,742} \quad (40)$$

Donde X es la concentración de los sólidos suspendidos (g/l).

Tabla 20. Ajuste, de la curva de sedimentación del fango primario de la depuradora Murcia-Este, a los modelos matemáticos exponencial y potencial

	Modelo exponencial	Modelo potencial
Ecuación	$V_s = 1077,1e^{-0,681X}$	$V_s = 6E+06X^{-6,742}$
Coefficiente de correlación (R <sup>2</sup> )	0,9775	0,9812

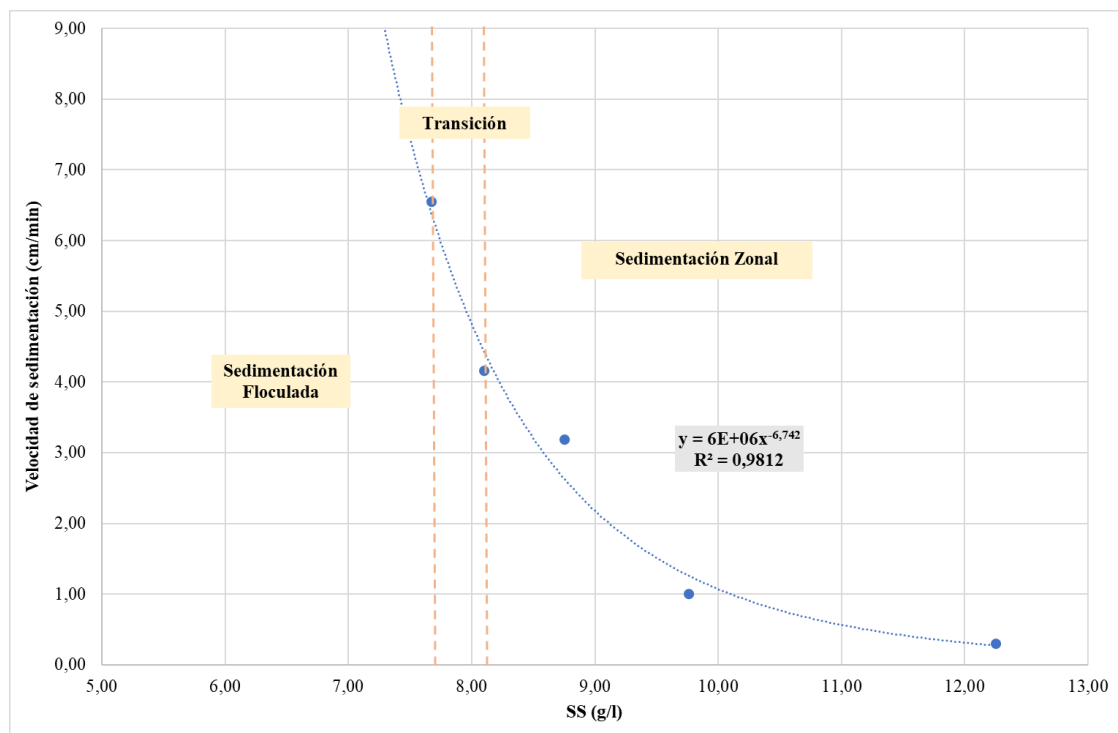


Gráfico 14. Curva de sedimentación del fango primario de la EDAR Murcia-Este

Hay que destacar que el Gráfico 14 presenta menos valores de velocidad de sedimentación zonal en función de la concentración de sólidos suspendidos debido a que el objetivo del estudio de este tipo de fango se centró en identificar los patrones de sedimentación obtenidos mediante la aplicación de técnicas de análisis y procesamiento de imágenes (los

cuales se presentaran en este trabajo más adelante) y la identificación de la transición entre la sedimentación zonal y floculada.

Lo mismo ocurrió con la mezcla de fango primario y activado espesado por flotación de la depuradora de Murcia-Este para tiempos de fermentación de 0 y 12 horas (Gráfico 15 y Gráfico 16). El estudio de este tipo de fango se centró en la identificación de la zona de transición, por ello no aparecen valores de velocidad a altas concentraciones de sólidos suspendidos.

Comparando las curvas de sedimentación obtenidas para el fango primario (Gráfico 14), el fango activado espesado por flotación (Gráfico 17) y la mezcla de ambos a tiempo 0 horas de fermentación (Gráfico 15) se ha detectado que la zona de transición de la mezcla de fangos cubre un mayor rango de concentraciones, comprendida entre los valores de 3,33-2,01 g/l. La zona de transición para el fango primario está entre 8,10-7,68 g/L siendo el rango más estrecho y para el fango activado espesado se encuentre entre 3,58-2,60 g/l.

Como se presenta en la Tabla 21, el mejor ajuste para la curva de sedimentación, de la mezcla del fango primario y activado espesado por flotación a tiempo 0 horas de fermentación, es al modelo exponencial de Vesilind. Obteniendo la siguiente velocidad de sedimentación zonal con un coeficiente de correlacion de 0,9737:

$$V_s \left( \frac{cm}{min} \right) = 19,136 * e^{-0,39X} \quad (41)$$

Donde X corresponde con la concentración de sólidos suspendidos (g/l).

*Tabla 21. Ajuste, de la curva de sedimentación de la mezcla entre el fango primario y el activado espesado por flotación a 0 horas de fermentación, a los modelos matemáticos de sedimentación zonal exponencial y potencial*

	Modelo exponencial	Modelo potencial
Ecuación	$V_s = 19,136e^{-0,39X}$	$V_s = 20,875X^{-1,182}$
Coeficiente de correlación (R <sup>2</sup> )	0,9737	0,9566

Como se puede observar en la Tabla 22, el mejor modelo al que ajusta la curva de sedimentación de la mezcla a las 12 horas de fermentación es el modelo exponencial. Obteniendo la siguiente ecuación que describe la velocidad de sedimentación zonal con un coeficiente de correlación de 0,9611:

$$V_s \left( \frac{cm}{min} \right) = 7,2856 * e^{-0,182X} \quad (42)$$

Donde X es la concentración de sólidos suspendidos (g/l)

*Tabla 22. Ajuste, de la curva de sedimentación de la mezcla entre el fango primario y el activado espesado por flotación a 12 horas de fermentación, a los modelos matemáticos de sedimentación zonal exponencial y potencial*

	Modelo exponencial	Modelo potencial
Ecuación	$V_s = 7,2856e^{-0,182X}$	$V_s = 13,24X^{-0,943}$
Coefficiente de correlación (R <sup>2</sup> )	0,9611	0,9272

Y en el caso del fango activado espesado por flotación (Tabla 23), su curva de sedimentación se ajusta mejor al modelo exponencial. Siguiendo la siguiente ecuación para la obtención de la velocidad de sedimentación con un coeficiente de correlación de 0,9942:

$$V_s \left( \frac{cm}{min} \right) = 29,546 * e^{-0,539X} \quad (43)$$

Donde X es la concentración de sólidos suspendidos (g/l).

*Tabla 23. Ajuste, de la curva de sedimentación del fango activado espesado por flotación, a los modelos de sedimentación zonal: exponencial y potencial*

	Modelo exponencial	Modelo potencial
Ecuación	$V_s = 29,546e^{-0,539X}$	$V_s = 210,18X^{-3,077}$
Coefficiente de correlación (R <sup>2</sup> )	0,9942	0,9352



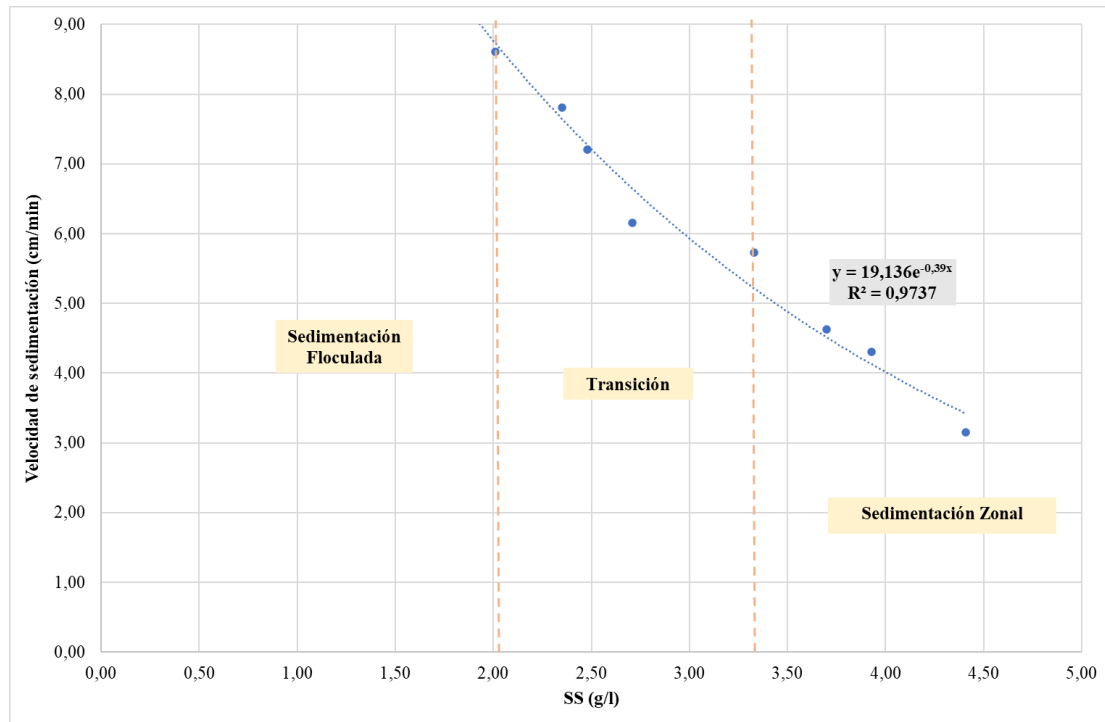


Gráfico 15. Curva de sedimentación de la mezcla del fango activado espesado por flotación y del fango primario a tiempo 0 h, ambos de la EDAR Murcia-Este

Conforme transcurre el tiempo de fermentación de la mezcla de fangos, la zona de transición se desplaza hacia la derecha, es decir conforme transcurre el tiempo esta zona de transición aparece a concentraciones de sólidos suspendidos superiores (Gráfico 15 y Gráfico 16).

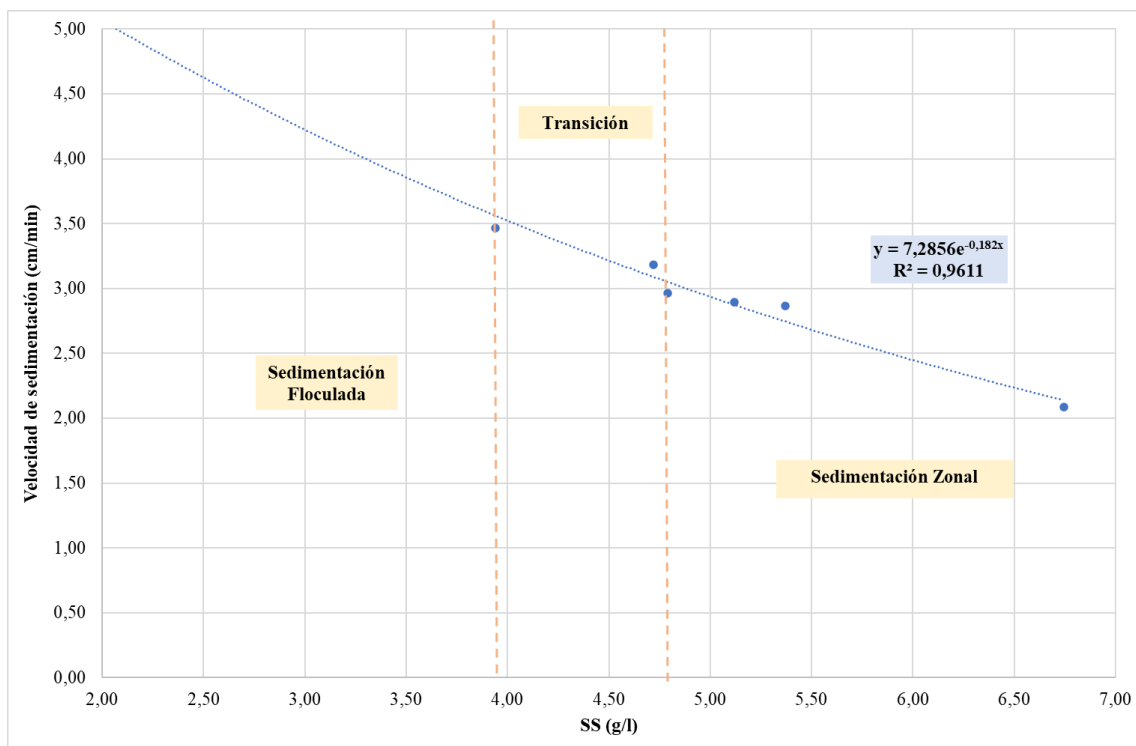


Gráfico 16. Curva de sedimentación de la mezcla del fango activado espesado por flotación y del fango primario a tiempo 12 h, ambos de la EDAR Murcia-Este

En los anteriores ensayos se ha presentado la variación de la mezcla en función del tiempo. En este caso, no se incluyen los resultados de los ensayos de sedimentación a las 24 horas de fermentación ya que, debido al empeoramiento con el tiempo de la turbidez del fango, el programa no detecta correctamente la interfase fango-sobrenadante y los valores obtenidos de velocidad de sedimentación no son reales.

El empeoramiento de la calidad del sobrenadante debido al incremento de la turbidez se detecta también visualmente, y es causado por la disgregación de los flóculos con el tiempo de fermentación del fango biológico.

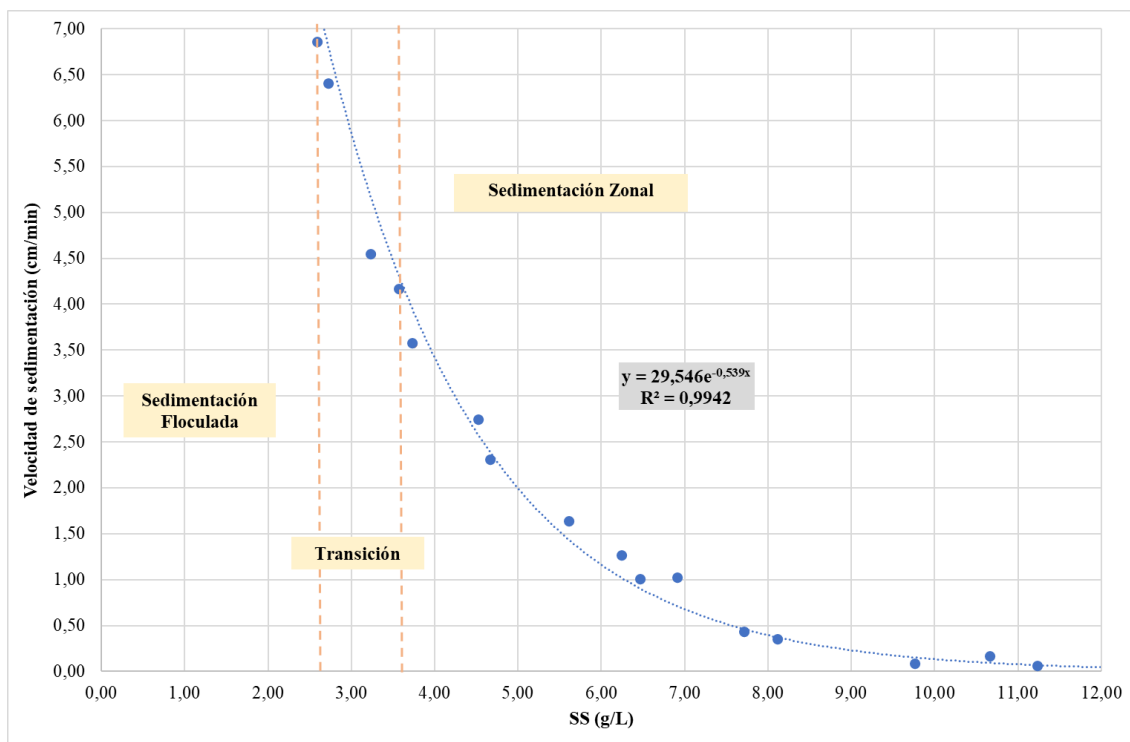


Gráfico 17. Curva de sedimentación del fango flotado de la EDAR Murcia-Este

En la Tabla 24 se presentan los valores obtenidos para el término LOSS, tanto de manera visual como utilizando la aplicación, y el IVF y IVF<sub>d</sub> de los fangos tras 30 minutos de sedimentación.

Tabla 24. Tabla donde se recogen los LOSS obtenidos de manera visual y mediante la aplicación y los parámetros IVF y IVF<sub>d</sub> para los distintos tipos de fangos

Tipo de fango	IVF (ml/g)	IVF <sub>d</sub> (ml/g)	LOSS visual (mg/l)	LOSS aplicación (mg/l)
Activado Gandía	332,41	242,76	1,11	0,74
Activado Murcia	98,48	70,56	3,54	2,61
Activado espesado por flotación Murcia	-	70,47	3,58	2,32
Primario Carraixet	237,86	193,58	1,71	0,59
Primario Murcia	48,43	-	8,10	7,09
Sintético CaCO <sub>3</sub>	3,88	-	55,42	28,17
Sintético caolín y FeCl <sub>3</sub>	11,60	10,33	15,05	8,85
Mezcla t <sub>0</sub>	72,88	-	3,33	1,71
Mezcla t <sub>12</sub>	79,62	-	4,79	3,46
Mezcla t <sub>24</sub>	83,54	-	5,86	5,18

Los parámetros IVF y IVF<sub>d</sub> se utilizan para caracterizar la sedimentabilidad de los fangos activados. Como en este trabajo se han estudiado más tipos de fangos, se han aplicado estos parámetros para conocer sus valores, pero en ningún momento se comparan con valores bibliográficos para fangos activados.

Como se puede observar en la Tabla 24 respecto a los valores de IVF y IVF<sub>d</sub>. Se comprueba que IVF para fangos muy concentrados cuya V<sub>30</sub> es muy elevada no tiene sentido (fangos sintéticos de CaCO<sub>3</sub> y caolín y FeCl<sub>3</sub>). Por lo que el IVF<sub>d</sub> es un parámetro más correcto para caracterizar la sedimentabilidad de los fangos.

En el caso del fango espesado por flotación no se presenta un valor para el IVF debido a que el fango original estaba tan concentrado que no sedimentaba. Y los valores de IVF<sub>d</sub>, tanto para el fango sintético de CaCO<sub>3</sub> como para el fango primario y mezcla de la depura de Murcia-Este, no se obtienen valores a causa de:

- En el caso del fango sintético debido a que la condición establecida para poder determinar el IVF<sub>d</sub> es para fangos activados y, por lo tanto, en este caso la dilución que corresponde a ese rango no se encontraba dentro del tramo de sedimentación zonal, por lo que no se pudo medir el V<sub>30dil</sub>.
- En el caso del fango primario y mezclas a diferentes tiempos de fermentación es debido a que el objetivo de estos ensayos era conocer los perfiles de intensidad y para ello no era necesario dejar el fango 30 minutos sedimentando.

Comparando los resultados de IVF<sub>d</sub> de los fangos activados de las depuradoras de Gandía-La Safor y Murcia-Este con los datos bibliográficos presentados en la Tabla 25, se puede decir que el fango activado de Gandía tiene una sedimentabilidad muy pobre debido a que su IVF<sub>d</sub> es superior a los 215 ml/g, esto puede ser debido a problemas de bulking o foaming. Mientras que el fango activado de la depuradora de Murcia-Este tiene una buena sedimentabilidad presentando un valor de IVF menor a los 95ml/g.

Tabla 25. Comparación de índices volumétricos según Von Sperling, 1999

Sedimentabilidad	IVF (ml/g)	IVF <sub>d</sub> (ml/g)
Muy buena	0-50	0-45
Buena	50-100	45-95
Media	100-200	95-165
Pobre	200-300	165-215
Muy pobre	300-400	215-305

Mancell-Egala et al. (2016) define el término LOSS como la dilución de mayor concentración de sólidos sin interfaz detectable. Como se puede observar en la Tabla 24 aparecen dos columnas, una referente a la máxima concentración de sólidos sin interfaz

detectable de manera visual por el operario y otra por la aplicación y estos valores difieren. Por lo tanto, estudiar este término con ayuda de una aplicación permite una mayor exactitud en los resultados.

Además, en referencia a la zona de transición con los valores obtenidos de LOSS para la mezcla de fangos a diferentes tiempos de fermentación se confirma que la zona de transición conforme transcurre el tiempo de fermentación va apareciendo a concentraciones cada vez más superiores.

Un patrón característico que se ha observado y cumplido en todos los fangos ha sido que aquellos fangos cuya velocidad de sedimentación ha sido mayor, la zona de transición entre la sedimentación zonal y floculada en función de la concentración de sólidos suspendidos es más estrecha.

#### **1.4. Caracterización de la turbidez del sobrenadante de los fangos**

Tras finalizar los ensayos de sedimentación se han tomado distintas mediciones para caracterizar los fangos, una de ellas ha sido medir la turbidez del sobrenadante. Para determinar la turbidez del sobrenadante se han tomado tres mediciones para reducir el error experimental. El Gráfico 18 se ha realizado con los valores obtenidos tras realizar la media ( $\bar{X}$ ) de los datos de las mediciones realizadas.

El Gráfico 18 representa la variación de la turbidez en función de la duración de los ensayos de sedimentación en minutos. Como se puede observar cuanto más tiempo se deja sedimentar el fango, el sobrenadante presenta menor turbidez. Esto es debido a que las pequeñas partículas que quedan suspendidas en el sobrenadante necesitan un mayor tiempo de sedimentación.

Conforme el fango es diluido y la concentración de SS disminuye, el fango se disgrega y comienzan a aparecer partículas suspendidas en el sobrenadante que sedimentan de manera más lenta. Y para obtener un sobrenadante clarificado y que todas las partículas acaben sedimentando en el fondo de la probeta, los ensayos de sedimentación se alargan cada vez más.

La Figura 53 se corresponde a dos tipos de fangos, en ella se puede observar que los fangos activados tienen un sobrenadante más clarificado que los fangos primarios. Los cuales presentan una mayor turbidez. Al igual que ocurre con los fangos sintéticos, el

porcentaje de dilución y el tiempo de sedimentación son dos parámetros que afectan en la turbidez del sobrenadante.

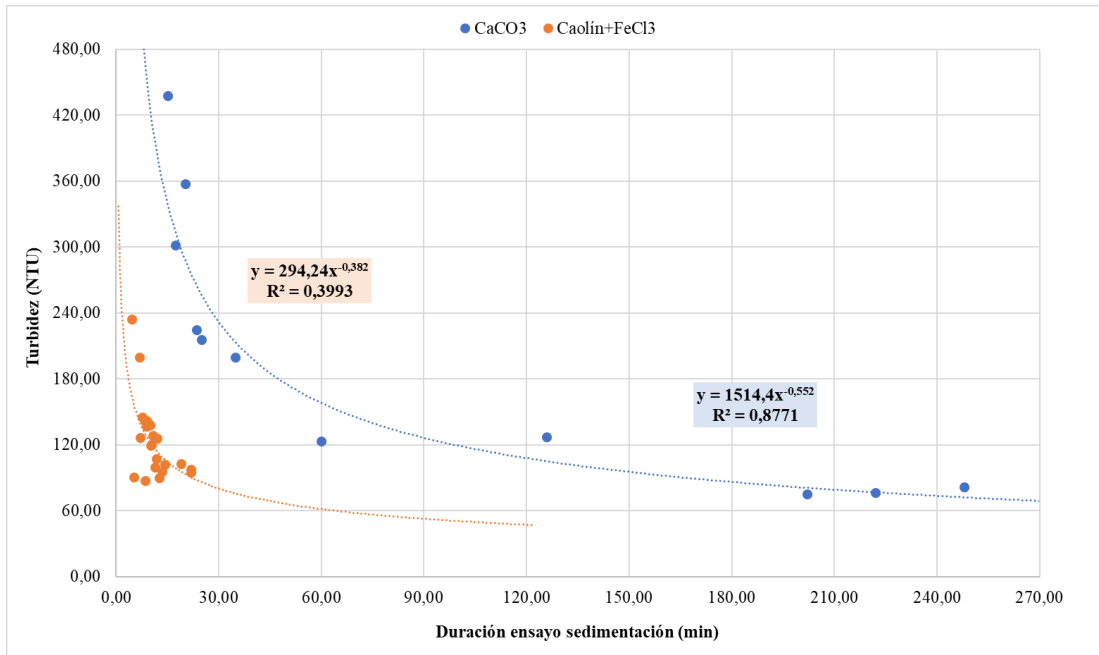


Gráfico 18. Turbidez del sobrenadante en función de la duración de los ensayos de sedimentación zonal de los fangos sintéticos elaborados con CaCO<sub>3</sub> y caolín con cloruro férrico, respectivamente

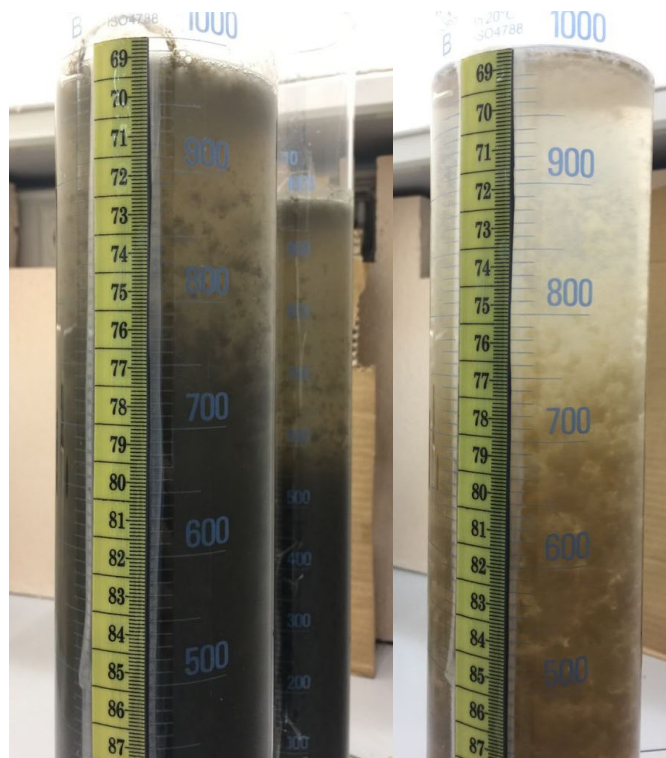


Figura 53. Imágenes de las probetas cuando el fango sedimentaba durante los ensayos de sedimentación. La primera corresponde al fango primario del Carraixet y la segunda al fango aerobio de Gandía

No se han tomado mediciones de turbidez del sobrenadante para la mezcla ni para el fango primario de la EDAR Murcia-Este porque no era el objetivo. Pero sí que se pudo apreciar, aunque no cuantificar, que empeoraba la turbidez del sobrenadante de la mezcla con el transcurso del tiempo debido a la disgregación del fango flotado. Esto se comprobará más adelante con el análisis y procesamiento de imagen de las grabaciones de los ensayos de sedimentación.

### **1.5. Determinación de los sólidos suspendidos mediante la absorbancia**

Además de determinar los sólidos suspendidos mediante la filtración de un determinado volumen y su posterior deshidratación a 105°C; se ha querido presentar otro método de determinación de los sólidos suspendidos de manera más rápida mediante la medición de la absorbancia del fango.

De manera sistemática en los distintos fangos, para una determinada muestra se ha determinado su absorbancia mediante un fotómetro. Inicialmente se probaron tres longitudes de onda diferentes (Gráfico 19) siendo la longitud de onda de 810nm la que mejor funcionó para todos los fangos, ya que con ella se podían tomar un mayor número de datos que con el resto.

Mediante la medición de la absorbancia con una longitud de onda de 810 nm y la determinación concentración de sólidos suspendidos mediante filtración se han obtenido los siguientes resultados (Gráfico 20, Gráfico 21 y Gráfico 22), en los cuales existe una zona recta donde la variación es lineal. Las curvas obtenidas se han ajustado a una función tipo Monod y tipo DBO para cada uno de los fangos estudiados. De esta manera, utilizando directamente la funciones obtenidas, conocida la absorbancia del fango se conocerá también la concentración de sólidos suspendidos.

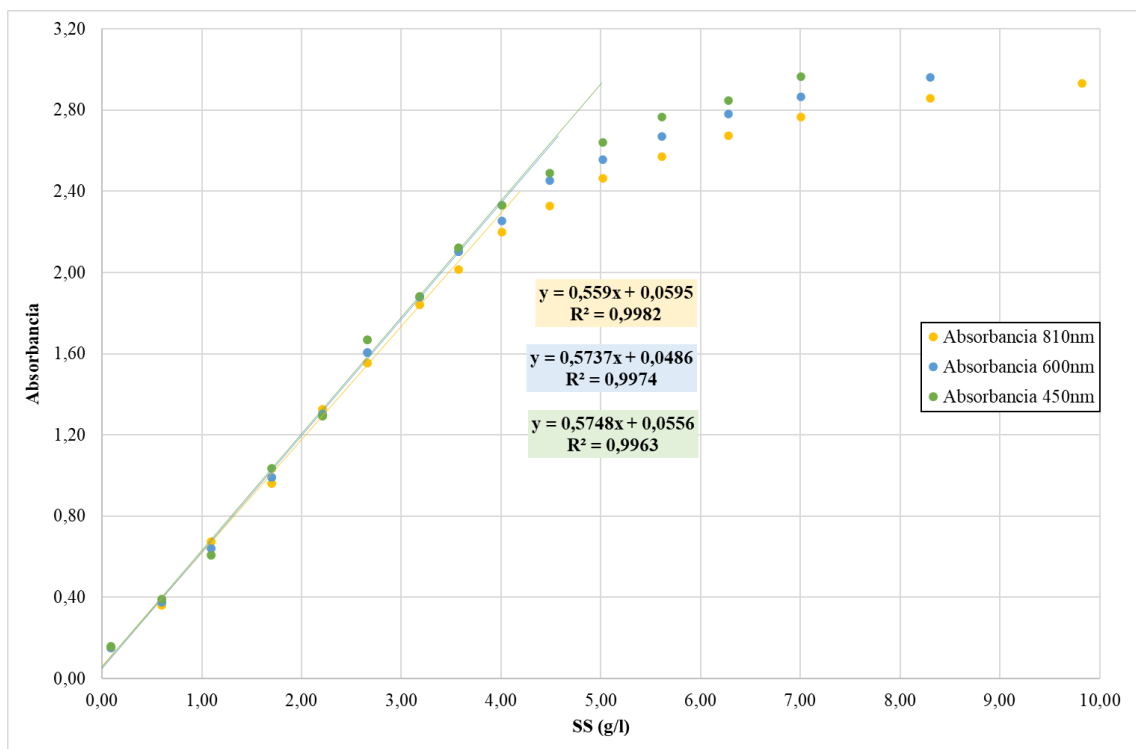


Gráfico 19. Longitudes de onda probadas para medir la absorbancia de los fangos

En la siguiente tabla se muestra un ejemplo de los valores obtenidos tras las mediciones experimentales realizadas en el laboratorio para el fango activado de la depuradora de Gandía-La Safor:

Tabla 26. Valores obtenidos tras los ensayos de determinación de la absorbancia del fango a distintas concentraciones de sólidos suspendidos para el fango activado de la depuradora de Gandía-La Safor

SS (g/L)	Absorbancia			$\bar{X}$	$\sigma$
	Medición 1	Medición 2	Medición 3		
2,67	2,015	2,035	2,035	2,035	0,012
2,48	1,934	1,904	1,936	1,934	0,018
2,08	1,630	1,612	1,618	1,618	0,009
1,90	1,556	1,516	1,536	1,536	0,018
1,73	1,382	1,406	1,392	1,392	0,012
1,48	1,246	1,264	1,278	1,264	0,016
1,25	1,100	1,090	1,098	1,098	0,005
1,14	1,109	1,106	1,108	1,108	0,002
1,11	1,002	1,036	1,028	1,028	0,018
0,92	0,903	0,894	0,885	0,894	0,009
0,82	0,776	0,761	0,800	0,776	0,019
0,74	0,696	0,703	0,714	0,703	0,009
0,61	0,618	0,607	0,622	0,618	0,008
0,41	0,440	0,420	0,446	0,440	0,014
0,20	0,238	0,232	0,252	0,238	0,010
0,13	0,139	0,135	0,145	0,139	0,005



De la Tabla 26,  $\bar{X}$  es la media de las tres mediciones de absorbancia realizadas y  $\sigma$  es la desviación típica entre ellas, la cual se asume como error experimental.

Como se ha comentado anteriormente, se realizaban tres mediciones de absorbancia para cada muestra y la media de los tres ensayos es el valor que se utilizó para graficar las curvas de absorbancia en función de la concentración de sólidos suspendidos. Las curvas de absorbancia se presentan en los siguientes gráficos, los cuales corresponden con: los fangos activados procedentes de las depuradoras de Gandía-La Safor y Murcia-Este (Gráfico 20), los fangos sintéticos elaborados con carbonato cálcico por una parte y otro con caolín y cloruro férrico por otra (Gráfico 21), y por último, el fango primario de la EDAR de la cuenta del Carraixet y el fango activado espesado por flotación de la EDAR Murcia-Este (Gráfico 22). En ellos las curvas son ajustadas a una función tipo Monod y tipo DBO siendo el mejor ajuste el que tenga un menor valor de la suma de los cuadrados de los residuos (SCR).

Tabla 27. Ajustes globales realizados a las curvas de absorbancia

Ajuste	
Ecuación tipo Monod	$abs = abs_{max} * \left( \frac{SS}{k + SS} \right)$
Ecuación tipo DBO	$abs = abs_{lim} * (1 - e^{k*SS})$

Como se puede observar en los Gráfico 20, Gráfico 21 y Gráfico 22, el mejor modelo, que siempre tiene la SCR menor, es el de tipo DBO para todo el rango de SS. Además, la función DBO también puede utilizarse en un mayor rango de SS.

En todos los fangos se establece una zona donde la relación es lineal y por lo tanto es posible determinar la concentración de los sólidos suspendidos a partir de la absorbancia. En el caso de trabajar con altas concentraciones de SS, simplemente se debería de realizar diluciones del fango para desplazarse hacia la zona recta.

En los gráficos aparecen las funciones lineal, de tipo Monod y DBO despejando los SS para disponer de una ecuación que permita obtener los SS en función de la absorbancia.

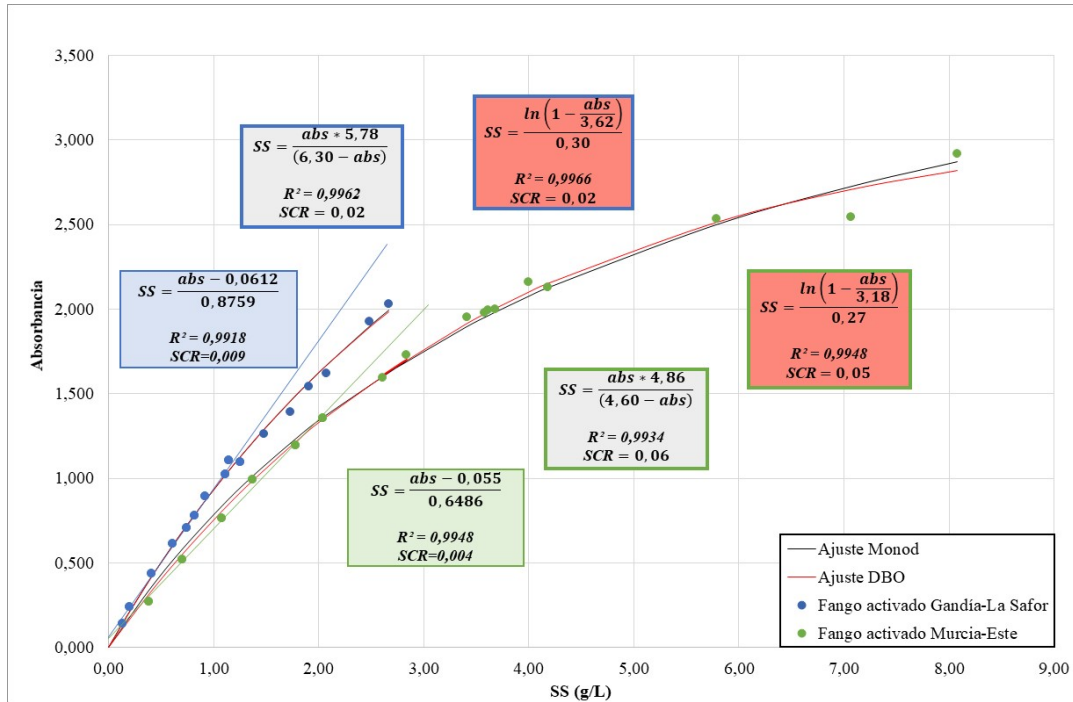


Gráfico 20. Recta de absorbancia de los fangos activados de las EDARs de Gandía-La Safor y Murcia-Este

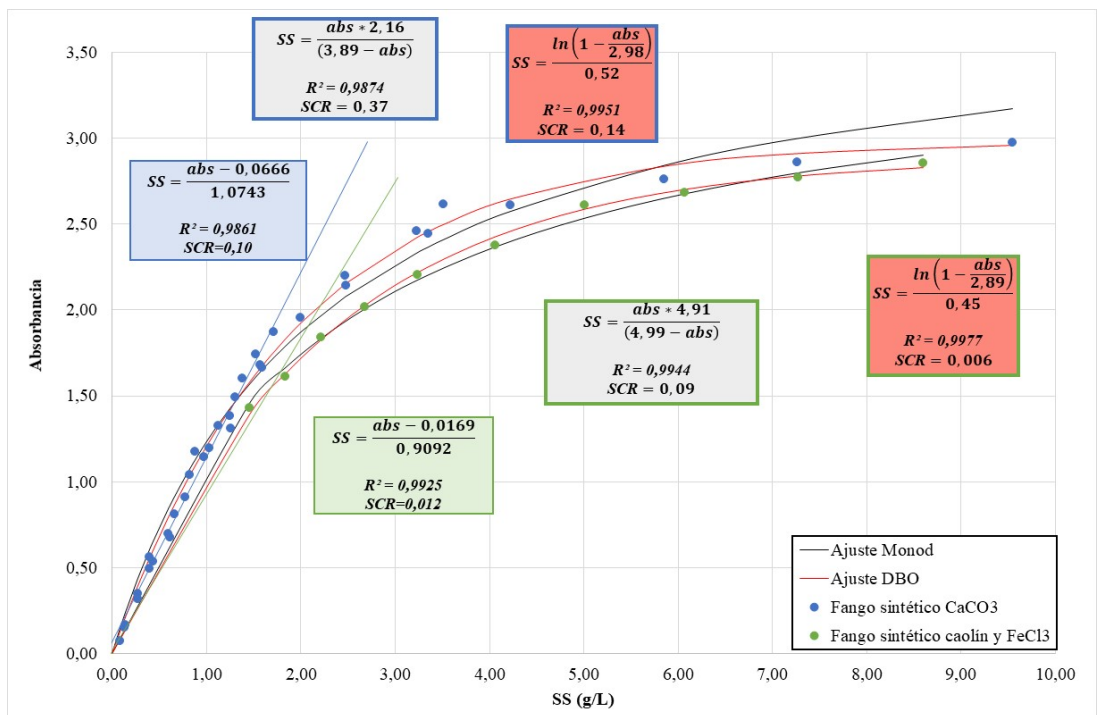


Gráfico 21. Recta de absorbancia de los fangos sintéticos elaborados con carbonato cálcico ( $CaCO_3$ ) y caolín con cloruro férrico ( $FeCl_3$ )

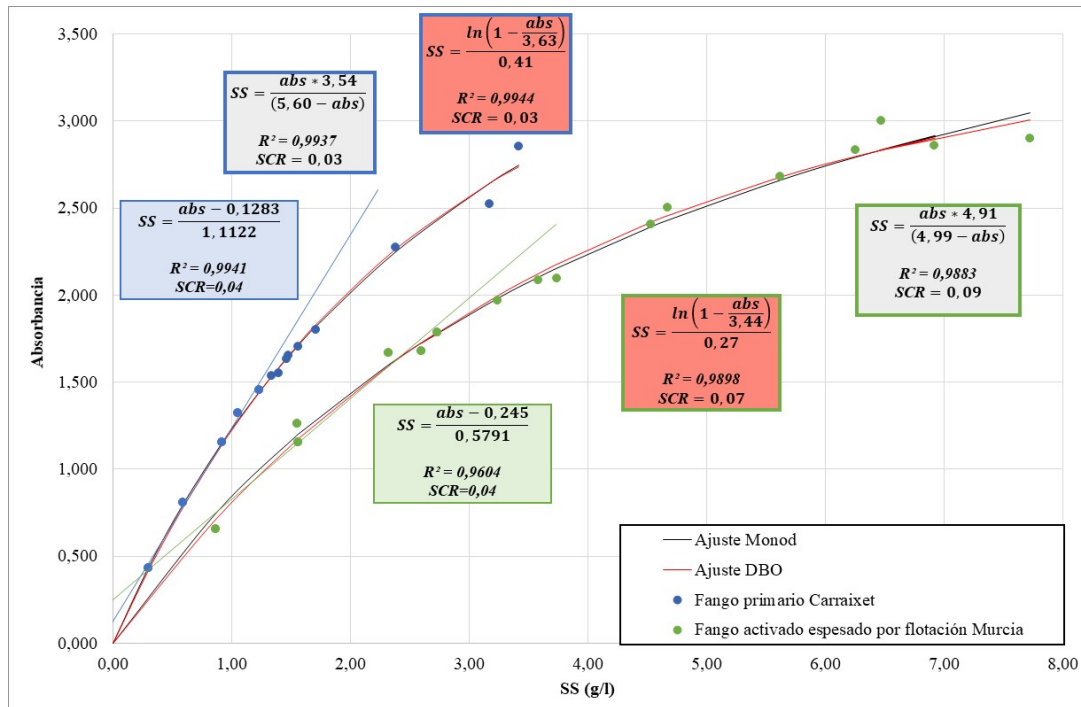


Gráfico 22. Recta de absorbancia del fango primario de la EDAR de la cuenca del Carraixet y el fango flotado de la EDAR Murcia-Este

## 2. APLICACIÓN DE TÉCNICAS DE ANÁLISIS DE IMAGEN EN EL ESTUDIO DE LA SEDIMENTACIÓN

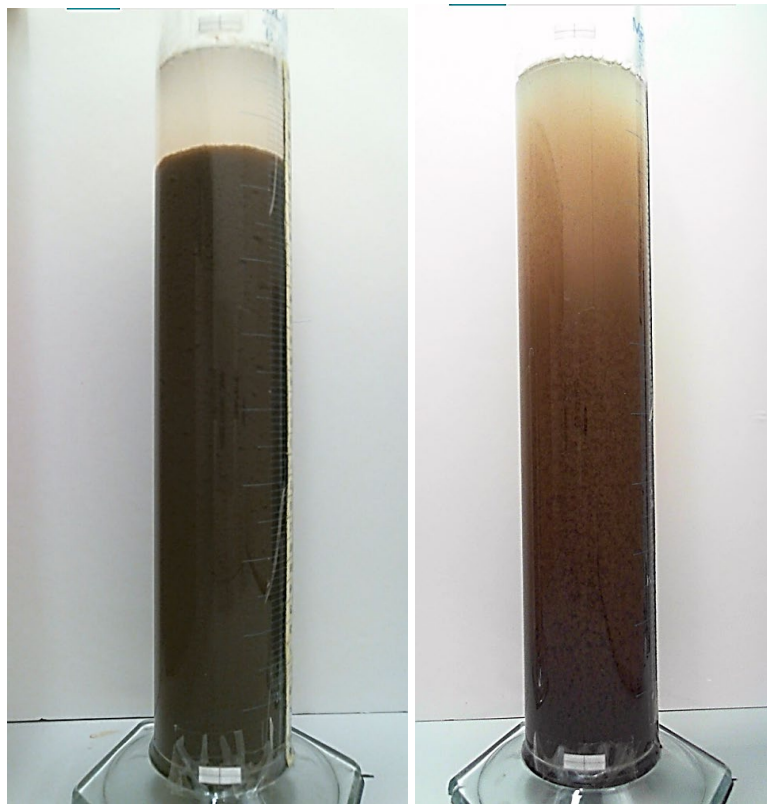
Para el estudio y caracterización del comportamiento de los distintos fangos estudiados se han utilizado técnicas de análisis de imagen, que permiten obtener gráficos con perfiles mediante la comparación de la intensidad de color frente al número de píxel. De esta manera se obtienen distintos tipos de perfiles en función del tiempo transcurrido del ensayo de sedimentación, la concentración o dilución realizada y el tipo de fango. En la siguiente tabla se muestra el color utilizado, siendo el que mejor ha funcionado en cada caso, en el análisis de las imágenes:

Tabla 28. Colores utilizados que proporcionan el mejor análisis de imagen de los ensayos de sedimentación para cada tipo de fango

Tipo de fango	Color
Sintético de CaCO <sub>3</sub>	Azul
Sintético de caolín y FeCl <sub>3</sub>	Gris
Primarios de las EDARs de la cuenca del Carraixet y Murcia-Este	
Activados de las EDARs de Gandía-La Safor y Murcia-Este	
Activado espesado por flotación EDAR Murcia-Este	
Mezcla de fango primario y activado espesado EDAE Murcia-Este	

A lo largo de los ensayos de sedimentación realizados y conforme la concentración de sólidos suspendidos disminuía, la sedimentación zonal pasaba a ser sedimentación floculada en todos los tipos de fangos estudiados. A continuación, se muestran dos imágenes de uno de los fangos estudiado, en ellas se puede observar que durante la sedimentación zonal existe una interfase clara y distinguida mientras que cuando predomina la sedimentación floculada, esta interfase desaparece y el sobrenadante presenta una mayor turbidez (Figura 54).

Y por ello es necesario la utilización de una aplicación que permita un estudio más exhaustivo de estos dos tipos de sedimentaciones.



*Figura 54. Ensayos de sedimentación del fango activado espesado por flotación. En la imagen de la izquierda el fango sedimenta en régimen zonal mientras que en la de la derecha el fango sedimenta de manera floculada*

A continuación, se mostrarán los distintos resultados obtenidos para los diversos fangos estudiados. El objetivo de este análisis es buscar patrones reproducibles característicos de cada tipo de sedimentación que permitan distinguir y delimitar cada régimen de sedimentación de una manera menos subjetiva que poder apreciar o no de manera visual una interfase clara entre el fango y el sobrenadante.

## **2.1. Fangos activados**

### ***2.1.1. Fango activado de la depurado de Murcia-Este***

En primer lugar, se muestran los resultados obtenidos de un fango activado debido al alto contraste existente entre el fango y el sobrenadante, ya que es característico de los fangos aerobios típicos que el sobrenadante posea una muy baja turbidez. Este alto contraste permite detectar patrones de sedimentación claros que puede que en otro tipo de fango sean más difíciles de apreciar.

En la Figura 56 se representa un mismo perfil de intensidad que evoluciona con el transcurso del tiempo. Este perfil consta de tres partes, la parte superior describe la intensidad de color del sobrenadante, la parte inferior la del fango y la meseta formada entre ambas zonas corresponde a la interfase existente entre el fango y el sobrenadante. Es característico de la sedimentación zonal la existencia de esta meseta más o menos horizontal y cubriendo un amplio rango de densidades que van desde la intensidad de color del primer píxel del fango hasta la del último píxel del sobrenadante.

Estas tres partes del perfil varían en función del tiempo del ensayo de sedimentación, de la dilución o concentración del fango y del tipo de fango estudiado. En función de estas variaciones se han buscado patrones como pueden ser el desplazamiento de la parte superior e inferior del perfil o la horizontalidad de la meseta.

Tanto en la parte superior como inferior de todos los perfiles existen dos cambios bruscos de intensidad, el de la parte superior corresponde a la sombra generada por la superficie del sobrenadante y el de la parte inferior es causado por la pestaña colocada en la parte inferior de la probeta para obtener la relación píxel/cm. En la siguiente figura se muestra la interfaz de usuario cuando la probeta contenía únicamente agua y donde se puede apreciar lo comentado anteriormente:

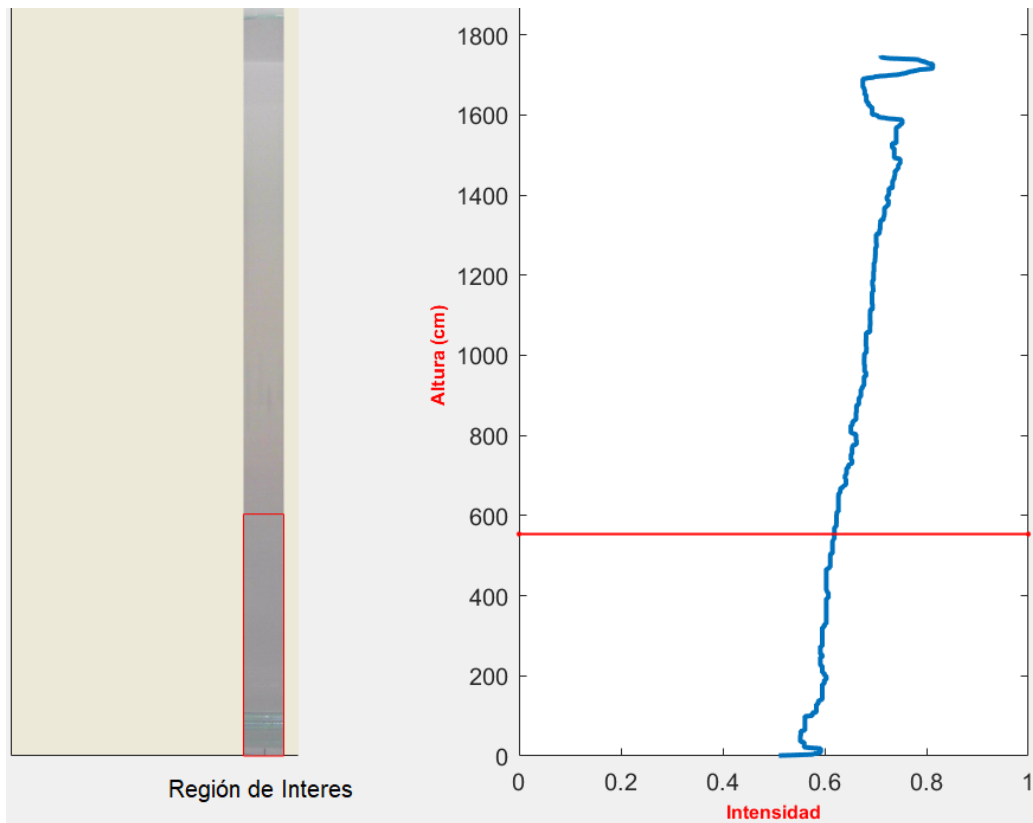


Figura 55. Interfaz de usuario cuando la probeta contenía agua

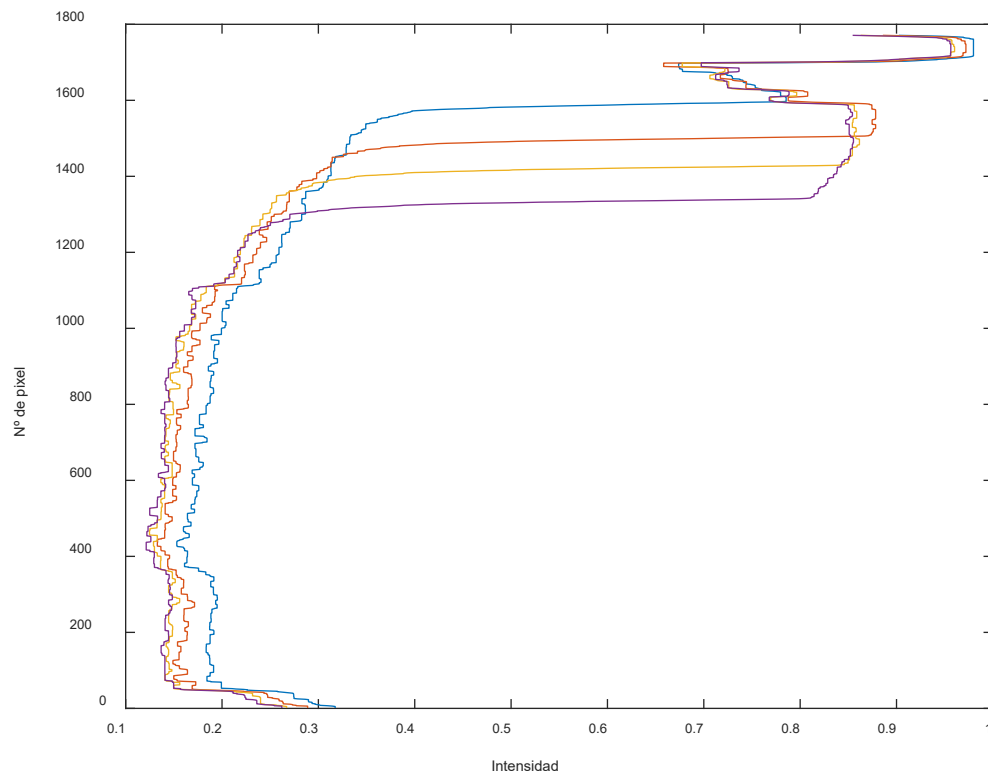
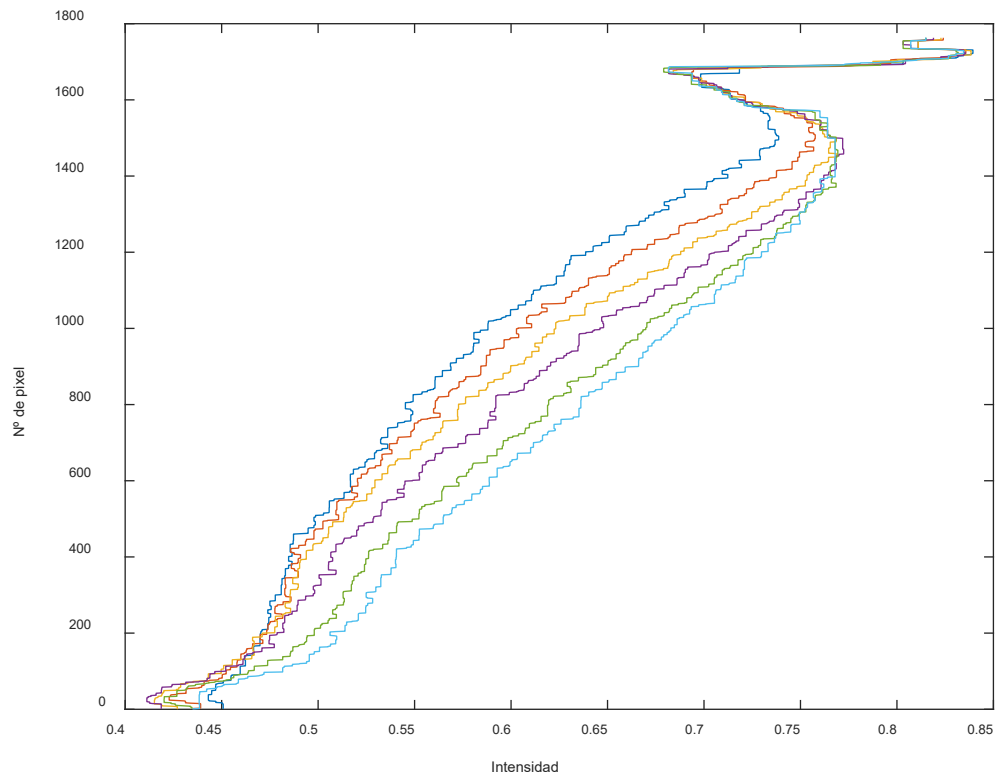


Figura 56. Perfil de intensidad del fango activado perteneciente a la EDAR Murcia Este. Perfil característico de la sedimentación zonal que se ha obtenido mediante la aplicación Matlab.

En la Figura 56 se puede apreciar los patrones característicos de la sedimentación zonal para un fango aerobio típico. Estos son:

- La meseta, o también denominada por diversos autores ‘rodilla’, es horizontal y no cambia con el tiempo.
- La parte inferior del perfil no es una recta, sino que presenta como un cierto abombamiento llegando a curvarse en el primer tramo cercano a la meseta.
- También la parte superior se curva, pero en sentido contrario.
- Como se puede observar, con el transcurso del tiempo el perfil tiende hacia la izquierda.

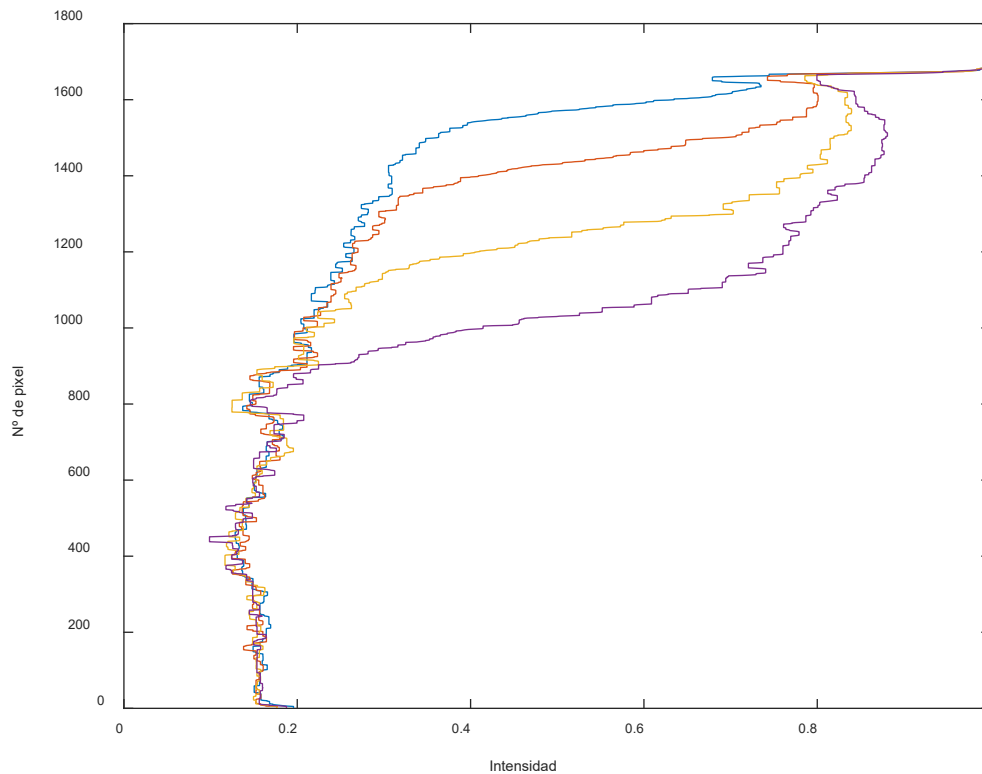
En cambio, en la sedimentación floculada los patrones son totalmente distintos. Como se puede observar en la Figura 57 ya no existe una meseta y el perfil no está compuesto por tres rectas, sino que solamente existe una única recta que se desplaza hacia la derecha con el tiempo. El desplazamiento hacia la derecha conforme transcurre el tiempo significa que cada vez la columna de sedimentación se va aclarando más, por lo tanto, todas las partículas discretas y floculadas sedimentan otorgando al sobrenadante una menor turbidez. También se puede apreciar que al inicio del ensayo el perfil muestra una cierta curvatura que va desapareciendo hasta llegar a ser totalmente recto.



*Figura 57. Perfil de intensidad característico de la sedimentación floculada para el fango activado perteneciente a la EDAR Murcia Este.*

A medida que se diluye el fango los perfiles de intensidad cambian originando una evolución que va desde un perfil particular de una sedimentación zonal (Figura 56) hasta un perfil propio de la sedimentación floculada (Figura 57), pasando por una zona de transición (Figura 59 y Figura 60) entre ambas sedimentaciones. La interfase fango-sobrenadante no siempre aparece totalmente horizontal como en la Figura 56, sino que cuando se deja de apreciar visualmente y es el programa quien la detecta se observa un cierto cambio en los perfiles. Este cambio se puede apreciar en la siguiente figura:





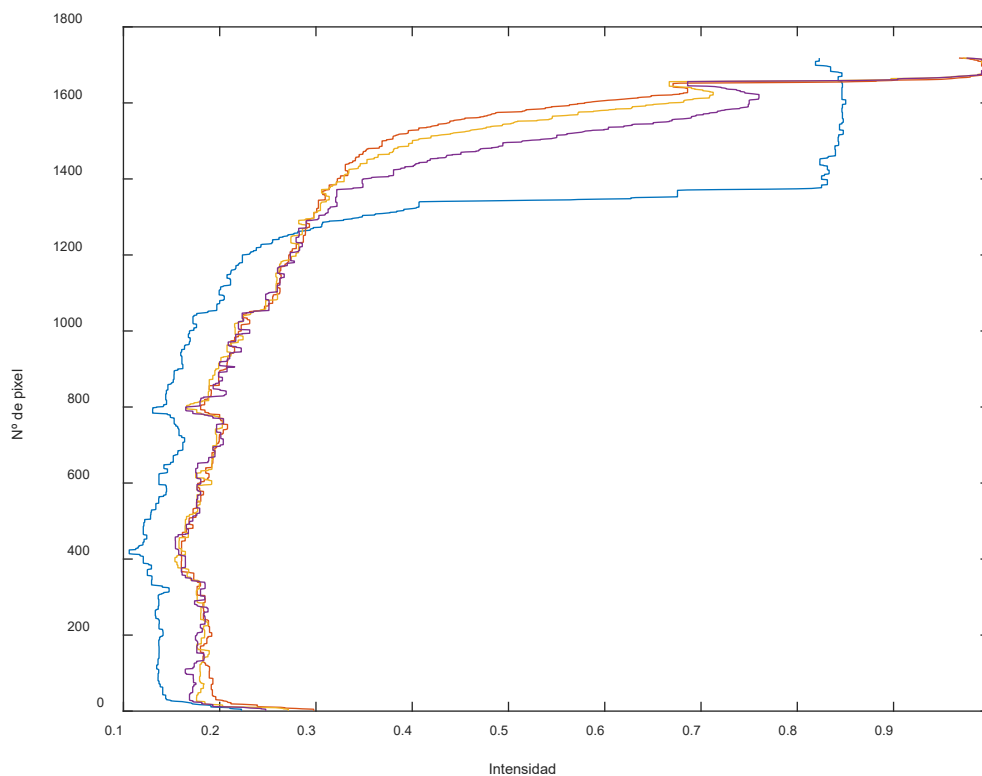
*Figura 58. Perfil de intensidad del fango activado de la depuradora de Murcia-Este cuando la interfase entre el fango y el sobrenadante deja de ser apreciada visualmente*

En la Figura 58 se aprecian distintos cambios frente a la Figura 56. Uno de ellos es la inclinación de la meseta, esta ya no es horizontal, sino que ha tomado una cierta inclinación que no cambia a lo largo del tiempo. Esto quiere decir que la interfase fango-sobrenadante ya no tan clara como antes y no se detecta a una altura exacta, sino que abarca un cierto rango de alturas. También cabe destacar que anteriormente la meseta era más larga que la meseta presentada ahora, por lo tanto, el perfil se va estrechando conforme aumenta la dilución. Respecto del perfil superior, se observa que con el paso del tiempo se desplaza hacia la derecha, haciéndose cada vez más amplia la curva. Con el paso del tiempo, el sobrenadante se va haciendo cada vez más claro porque los sólidos que se encuentran suspendidos acabarían sedimentando de manera discreta o floculada.

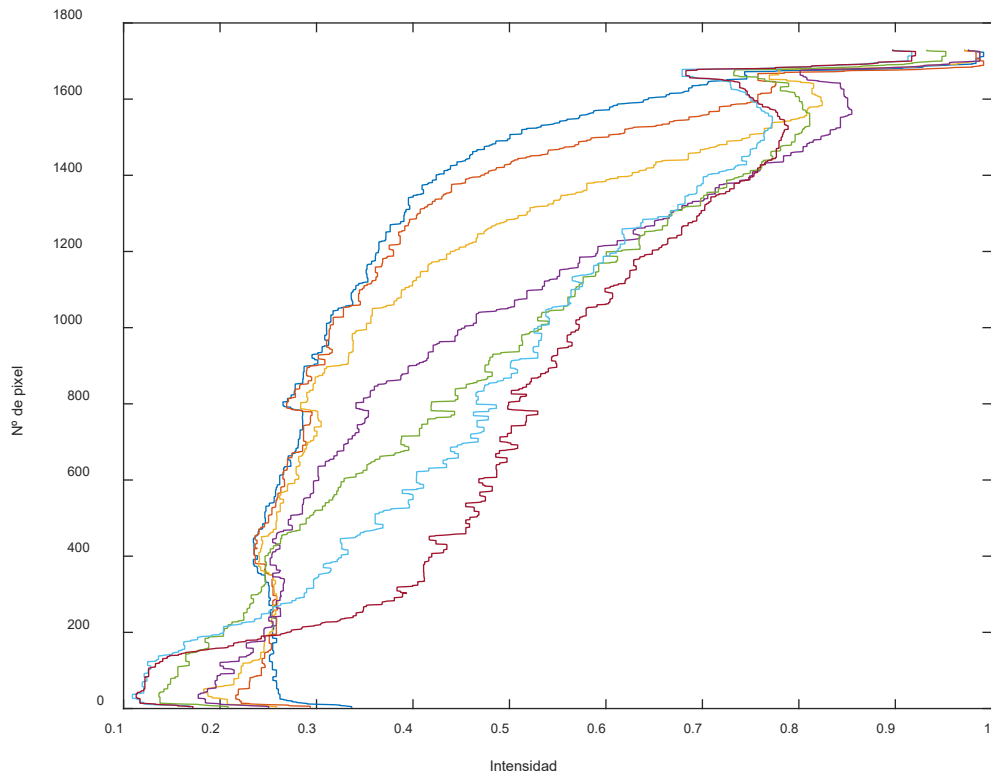
Anteriormente se ha hablado sobre la detección de la interfase de manera visual o no y la detección de esta mediante la aplicación de técnicas de análisis de imagen. En la sedimentación zonal aparece una interfase normalmente clara entre el fango y el sobrenadante que se detecta de manera visual y que la aplicación es también capaz de observar. En la sedimentación floculada, la interfase ya no aparece, pero existe una zona

de transición entra ambas sedimentaciones en la cual la interfase no puede ser detectada visualmente por un operario, pero la aplicación sí que es capaz. Mediante la aplicación de técnicas de análisis de imagen y conociendo los perfiles característicos de cada sedimentación, este cambio de tipo de sedimentación se puede caracterizar como una variación de perfiles que va desde una sedimentación floculada inicial hasta una sedimentación zonal final.

La Figura 59 es un ejemplo representativo de lo que sucede en la frontera entre el cambio de sedimentaciones. En ella se puede apreciar que al principio del ensayo no se detecta una meseta y el perfil está compuesto por dos rectas, la primera haría referencia al sobrenadante y la segunda al fango, sin detectar una interfase entre ellos. Conforme transcurre el tiempo la sedimentación floculada se convierte en zonal por la acumulación de flóculos que en un principio sedimentaban con una velocidad propia y ahora sedimentan como un bloque con una determinada velocidad. Según aumente el porcentaje de dilución del fango, la meseta aparecerá a tiempos más elevados (Figura 60).



*Figura 59. Perfil de intensidad del fango aerobio de la EDAR Murcia-Este cuando este posee una concentración de sólidos suspendidos a la cual la interfase solo es detectada por el programa.*



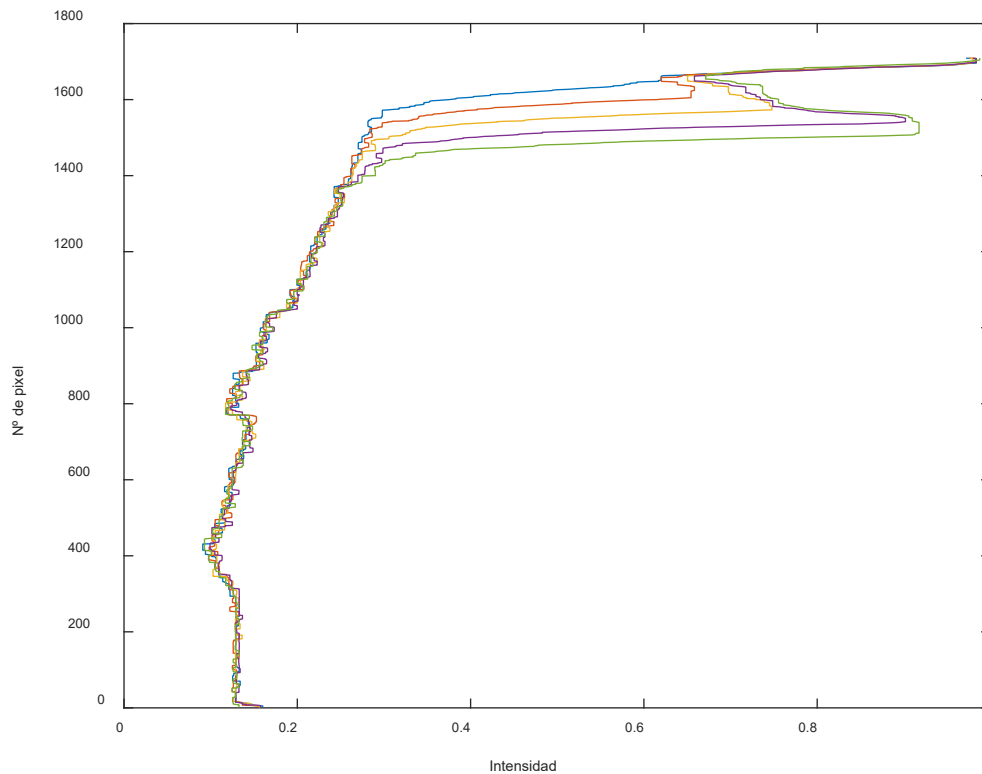
*Figura 60. Perfil de intensidad del fango activado de la EDAR Murcia-Este cuando la interfase ya no es detectada por el programa.*

La Figura 60 ya es una dilución en la que el fango sedimenta de manera floculada al igual que ocurre en la Figura 59. Pero en este caso como ya es un porcentaje de dilución superior, la meseta característica de la sedimentación zonal aparece casi al final del ensayo de sedimentación. Esta meseta ya no es horizontal, sino que tiene una cierta inclinación y es una meseta que cubre un rango muy estrecho de intensidades de color.

### ***2.1.2. Fango activado de la depuradora de Gandía-La Safor***

El fango activado de la depuradora de Gandía presenta los mismos patrones característicos en los perfiles de intensidad de cada régimen de sedimentación que el fango activado de la depuradora de Murcia-Este.

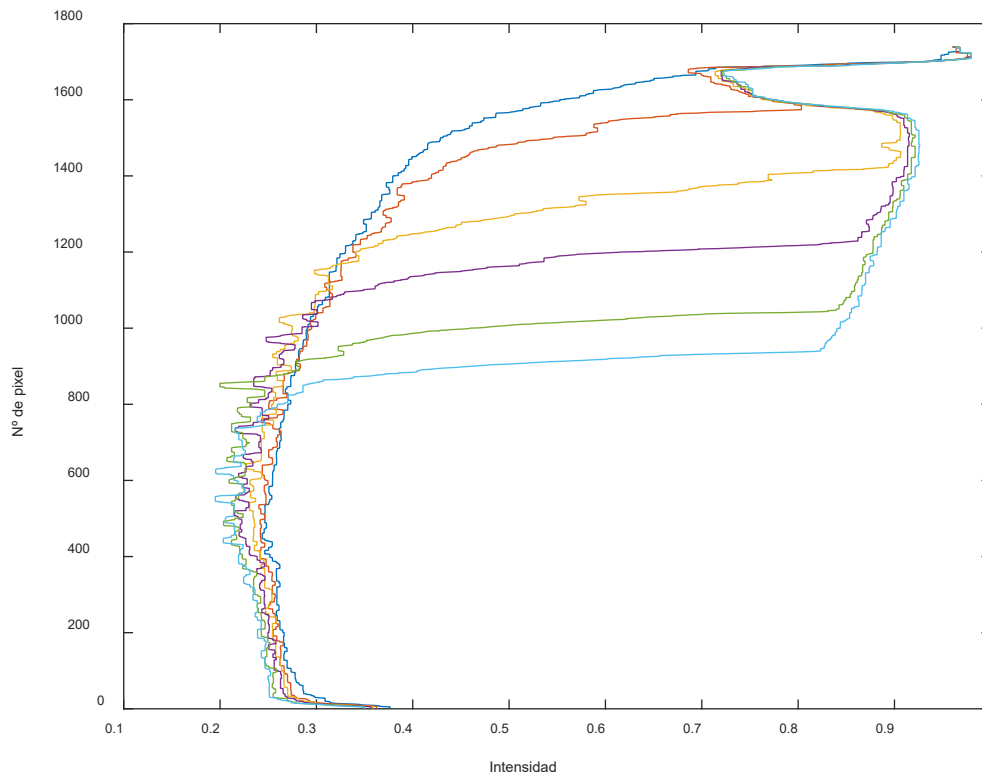
En la sedimentación zonal aparece la meseta horizontal. En este caso la meseta va aumentando su longitud con el paso del tiempo. Las partes superior e inferior del perfil se desplazan de manera distinta que en el caso anterior. En este caso la parte superior se desplaza hacia la derecha mientras que la parte inferior no se desplaza (Figura 61).



*Figura 61. Perfil de intensidad del fango activado de la depuradora Gandía-La Safor para una concentración en la cual el fango sedimenta en régimen zonal.*

Como ocurre en la etapa de transición entre ambas sedimentaciones, la interfase comienza a hacerse más difusa hasta no apreciarse visualmente. Por lo que es necesario apoyarse del programa, debido a que este sí que es capaz de apreciarla gracias a la distancia a la que se encuentra la cámara. Este dispositivo es capaz de apreciar la interfase ya que capta la diferencia de intensidad de color existente entre el fango y el sobrenadante.

A medida que se reduce la concentración de sólidos suspendidos, la interfase comienza a ser más ancha y la cámara identifica un rango de valores de intensidad de color más amplio. Esto se refleja en la gráfica como con la inclinación de la meseta que define la interfase como se observa en la Figura 62.



*Figura 62. Perfil de intensidad del fango activado de la EDAR Gandía-La Safor cuando la interfase deja de ser apreciada visualmente.*

A medida que se diluye el fango original llega un momento en el que ya no hay sedimentación zonal y la aplicación no es capaz de detectar una interfase entre el fango y el sobrenadante. En ese momento el fango sedimenta de manera floculada.

Como se puede observar en la Figura 63, al principio del ensayo no aparece una meseta clara, sino que el perfil está compuesto por dos rectas. La recta superior del perfil define el rango de intensidades de color existente en la parte superior al fango, es decir en el sobrenadante, y la recta inferior hace referencia al fango. Con el paso del tiempo y con la acumulación de sólidos suspendidos, el fango pasa de sedimentar en régimen floculado a zonal. A altas concentraciones este cambio de sedimentación ocurre a pocos minutos de comenzar el ensayo (Figura 63) pero aumenta el porcentaje de dilución este cambio cada vez aparece más tarde (Figura 64).

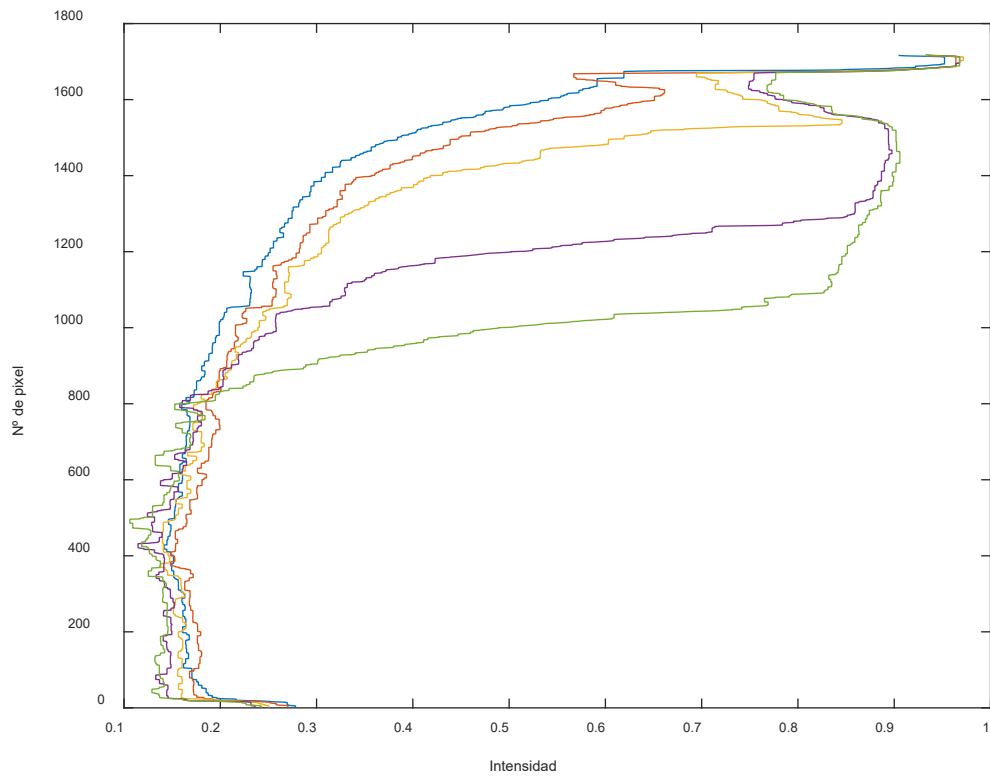


Figura 63. Perfil de intensidad del fango activado de la depuradora de Gandía-La Safor cuando la interfase únicamente es detectada por el programa

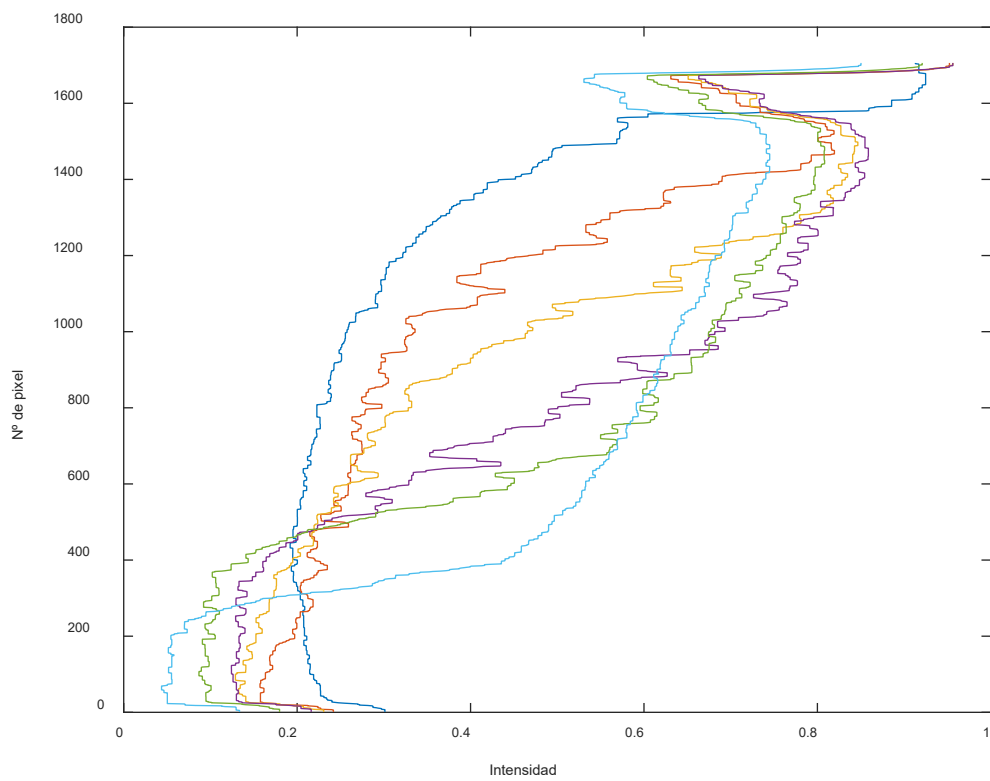
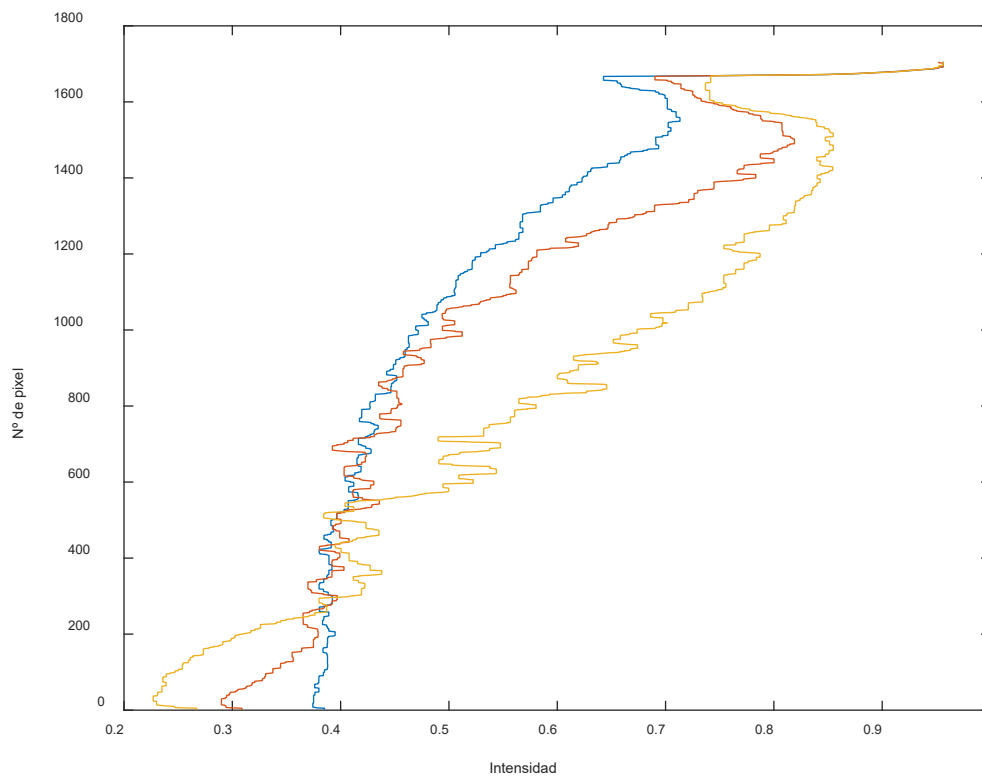


Figura 64. Perfil de intensidad del fango activado de la depuradora de Gandía-La Safor cuando la interfase únicamente es detectada por el programa

Los patrones que aparecen cuando existe sedimentación floculada son muy distintos a los patrones característicos de la sedimentación zonal. Al igual que ocurre con el fango activado de la EDAR Murcia-Este, la sedimentación floculada presenta los siguientes patrones y que aparecen en la Figura 65:

- El perfil se compone por una única recta que define el cambio de intensidades que existe a lo largo de toda la probeta.
- Al principio de los ensayos de sedimentación el perfil presenta un abombamiento que desaparece con el transcurso del tiempo.
- También conforme pasa el tiempo, el perfil se desplaza hacia la derecha. Esto quiere decir que con el paso del tiempo todas las partículas suspendidas en el sobrenadante que sedimenten de manera discreta y floculada acaban en el fondo de la probeta, siendo cada vez más claro el sobrenadante.



*Figura 65. Perfil de intensidad del fango activado de la depuradora de Gandía-La Safor cuando había únicamente sedimentación floculada*

## 2.2. Fangos sintéticos

### 2.2.1. Fango sintético de carbonato cálcico

El fango elaborado en base a carbonato cálcico presenta un menor contraste de intensidad entre el fango y el sobrenadante debido a que el fango es blanco y el fondo situado detrás de la probeta también es blanco. Además, la elevada turbidez del sobrenadante de este tipo de fango también influye. Por lo tanto, el brusco cambio de intensidad característico de la sedimentación zonal de un fango activado típico en este caso no va a aparecer.

La Figura 66 corresponde a un ensayo de sedimentación zonal. En ella se puede observar la meseta horizontal originada por la detección de la interfase entre el fango y el sobrenadante. Esta meseta con el tiempo cada vez se va haciendo más estrecha y la parte superior del perfil se desplaza hacia la derecha teniendo cada vez una mayor curvatura.

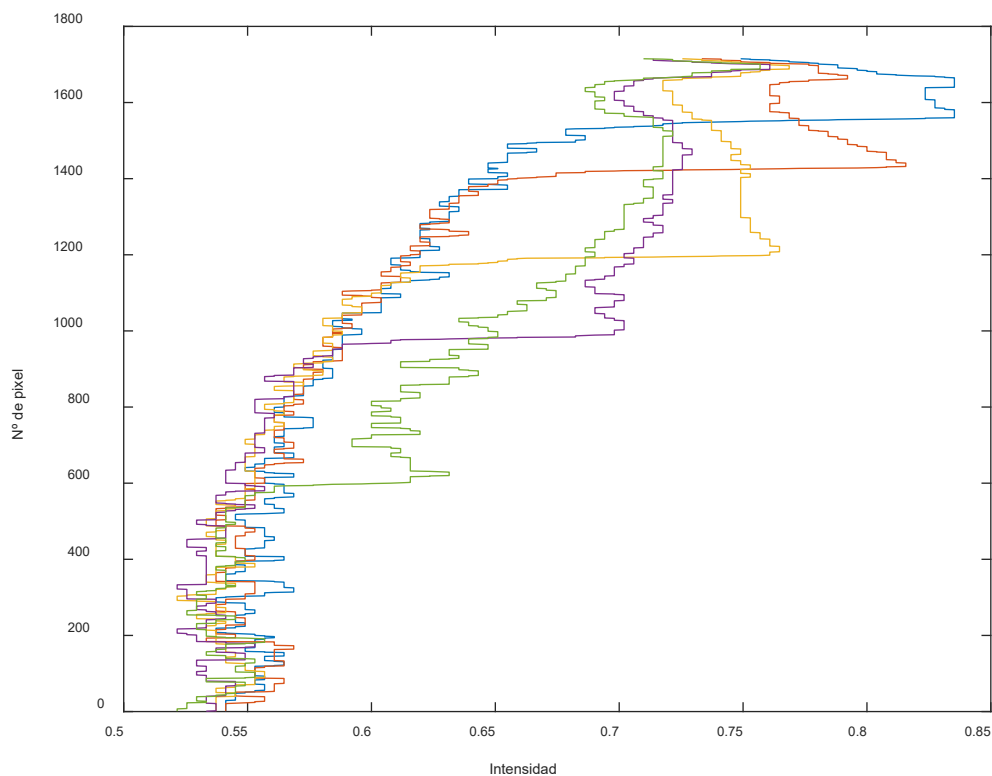
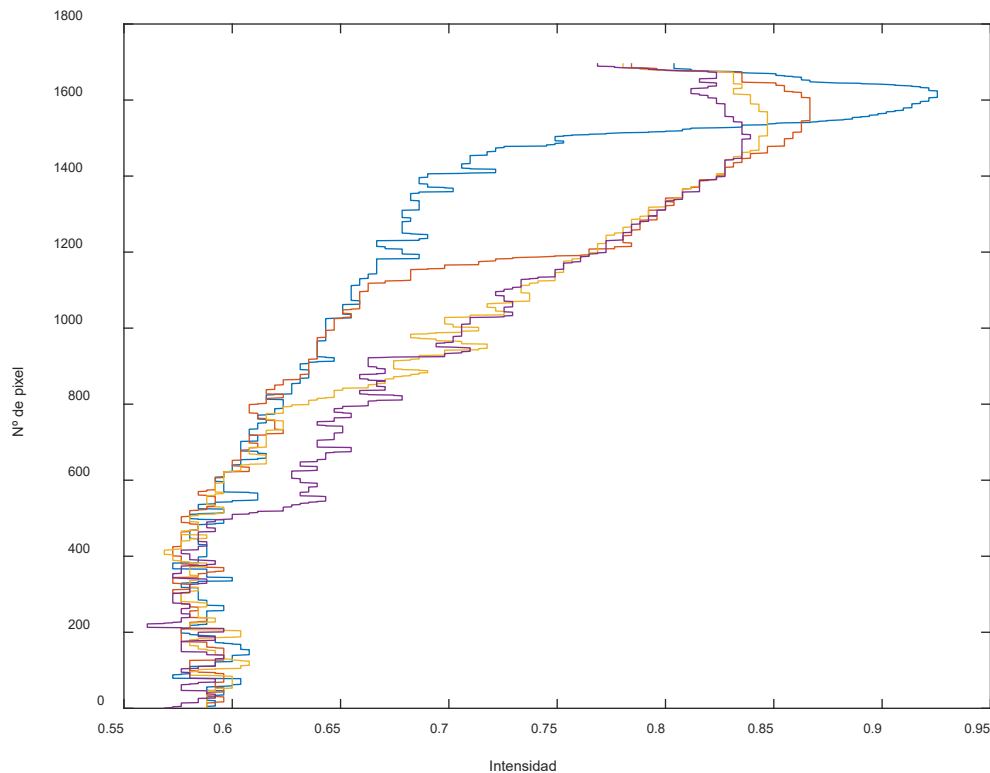


Figura 66. Perfil de intensidad del fango sintético de  $\text{CaCO}_3$  característico de la sedimentación zonal.

Al igual que ocurre con los dos fangos activados anteriores, conforme el fango original es diluido la interfase comienza a ser cada vez menos clara y el programa la describe como un cambio brusco de intensidades en un umbral cada vez mayor de la probeta. Es decir, la interfase no se detecta a una altura exacta (meseta horizontal) sino que como



ocurre en la Figura 67, la interfase se vuelve más incierta y la meseta toma una cierta inclinación abarcando un rango de alturas.



*Figura 67. Perfil de intensidad del fango sintético de  $\text{CaCO}_3$  cuando la interfase fango-sobrenadante comienza a empeorar*

En este tipo de fangos debido al bajo contraste de intensidad de color entre el fango y el sobrenadante no se aprecia la etapa de cambio de sedimentación de floculada a zonal. A parte del contraste, esto también es debido a que el sobrenadante es más turbio y se van quedando pequeños flóculos que sedimentan (de forma discreta y floculada) más lentamente. En cuanto se aumenta el porcentaje de dilución y el fango sedimenta de manera floculada, la interfase no se detecta en ningún momento durante el ensayo de sedimentación como se puede observar en la Figura 68.

En la Figura 68 aparece la evolución de la intensidad de color de la probeta a lo largo del tiempo cuando existe sedimentación floculada. En ella se puede observar que el perfil posee una cierta curvatura y que este conforme pasa el tiempo se desplaza hacia la derecha.

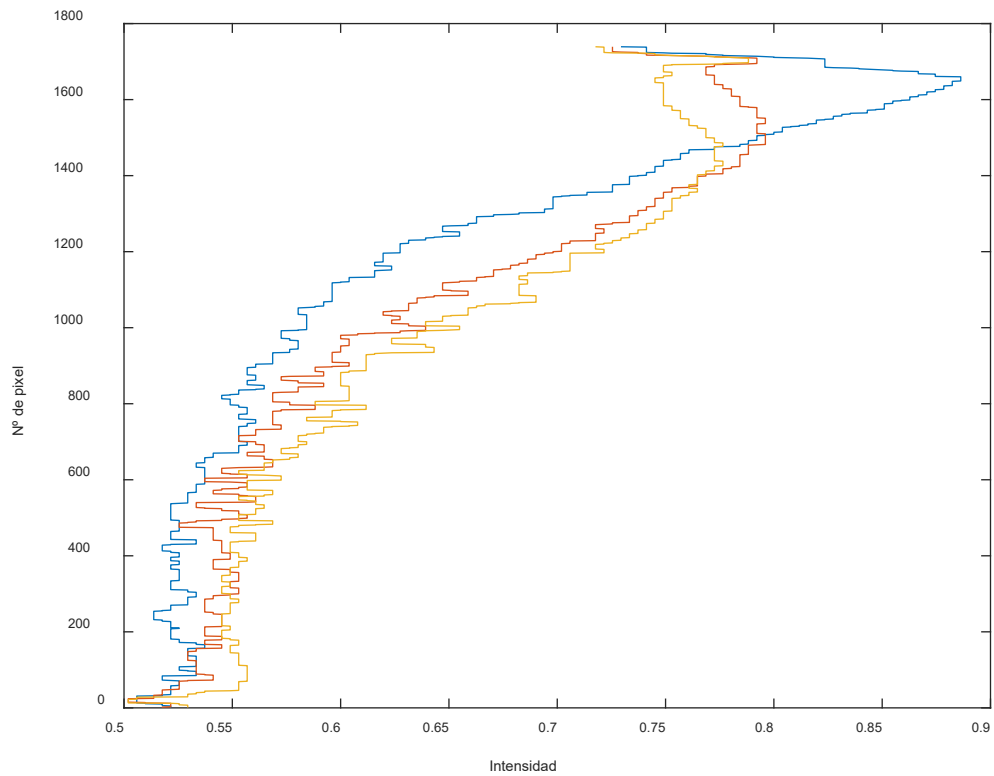
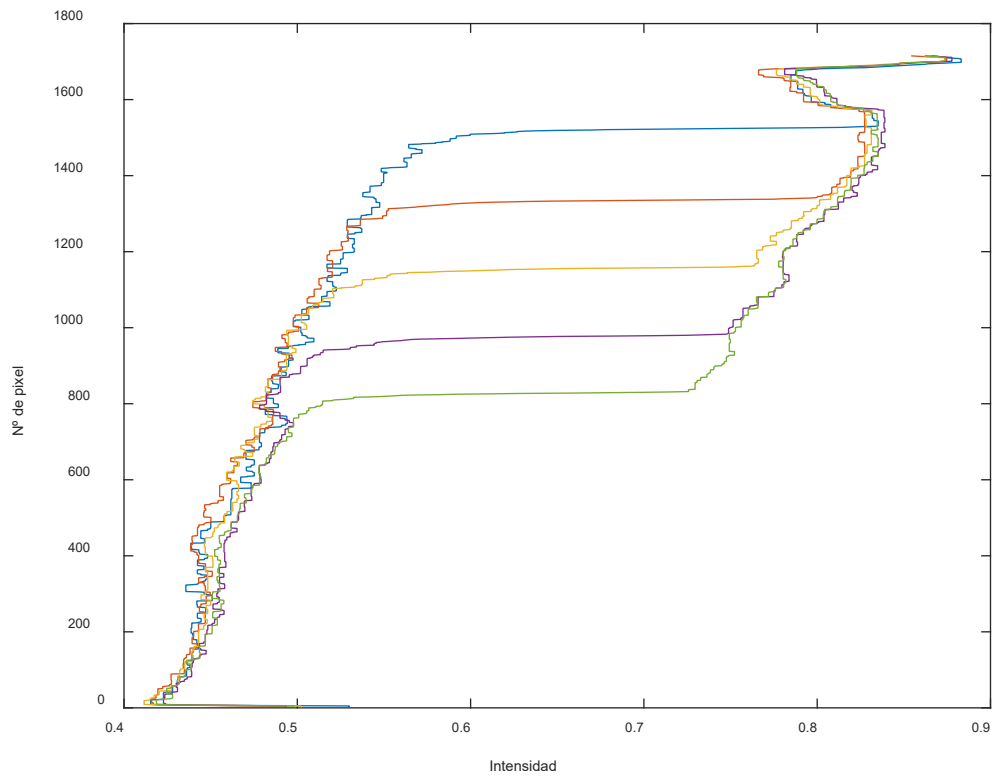


Figura 68. Perfil de intensidad del fango sintético de  $\text{CaCO}_3$  para un régimen de sedimentación floculada.

### 2.2.2. Fango sintético de caolín y cloruro férrico

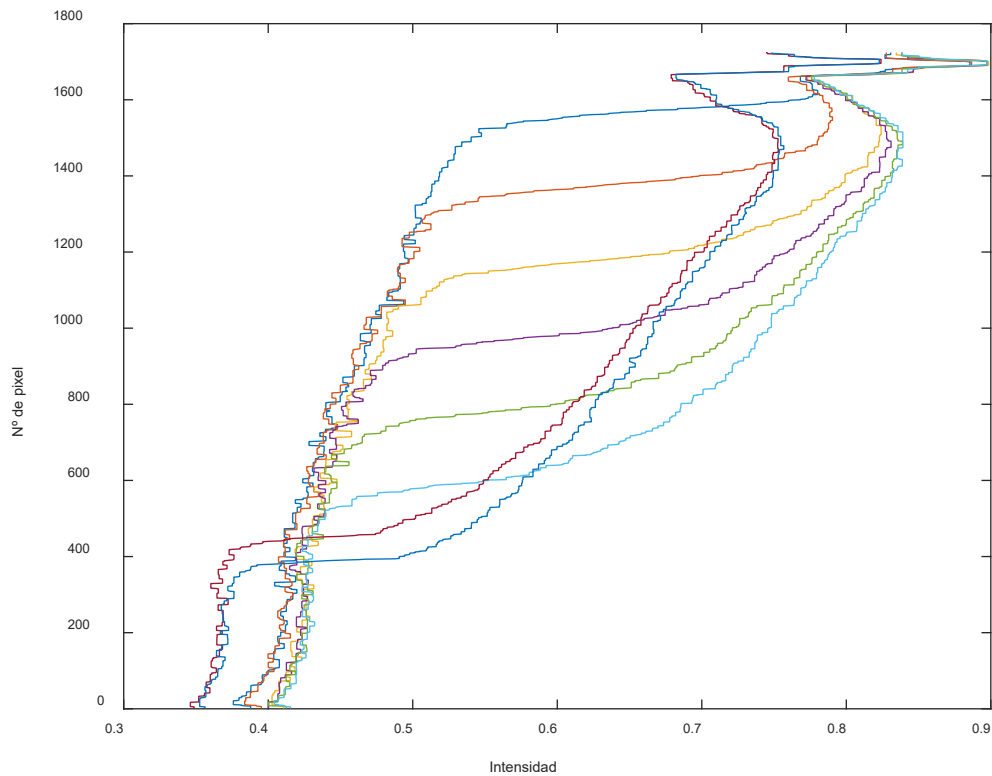
El perfil de intensidad de este tipo de fango cuando existe sedimentación zonal aparece en la Figura 69. Este tipo de perfil se parece mucho más a los perfiles de los fangos activados (Figura 56 y Figura 61) que al fango sintético de carbonato cálcico (Figura 66).

Como se puede observar en la Figura 69 existe una meseta horizontal que con el paso del tiempo disminuye su longitud y la parte superior del perfil se desplaza hacia la derecha.



*Figura 69. Perfil de intensidad del fango de caolín y hierro para una concentración de sólidos suspendidos en la que existe sedimentación zonal.*

De acuerdo se diluye el fango, la interfase comienza a no ser tan nítida y como ocurre en los casos anteriores la meseta toma una cierta inclinación. La evolución del perfil de intensidad para este tipo de fango se presenta en la Figura 70, en ella se puede observar esta inclinación de la meseta. En este caso, con el paso del tiempo la inclinación va desapareciendo hasta ser totalmente horizontal. El perfil superior cuando la meseta tiene una cierta inclinación se desplaza hacia la derecha y en el momento que la meseta está horizontal cambia su desplazamiento hacia la izquierda. La inclinación de esta parte superior del perfil cambia a lo largo del tiempo.



*Figura 70. Perfil de intensidad del fango de caolín con cloruro férrico cuando la interfase comienza a ser difusa*

El paso de la sedimentación zonal a la sedimentación floculada se aprecia cuando ya no existe esa meseta entre la parte inferior del perfil que describe la variación de color del fango y la parte superior referente al sobrenadante. En consecuencia, se puede afirmar que en la Figura 70 sigue existiendo sedimentación zonal, pero en la Figura 71 no. La Figura 71 corresponde a una mayor dilución del fango y por ello se puede observar que al principio del ensayo no se identifica una meseta, pero con el paso del tiempo el fango se concentra y la sedimentación floculada pasa a ser zonal.

Por último, cuando se alcanzan porcentajes de dilución muy elevados, los sólidos suspendidos en el sobrenadante sedimentan de manera discreta o floculada hasta acabar en el fondo de la probeta. A causa de esto el perfil de intensidad originado es descrito como una única recta que describe toda la probeta. En la Figura 72 se distingue que al inicio del ensayo de sedimentación el perfil está compuesto por dos rectas

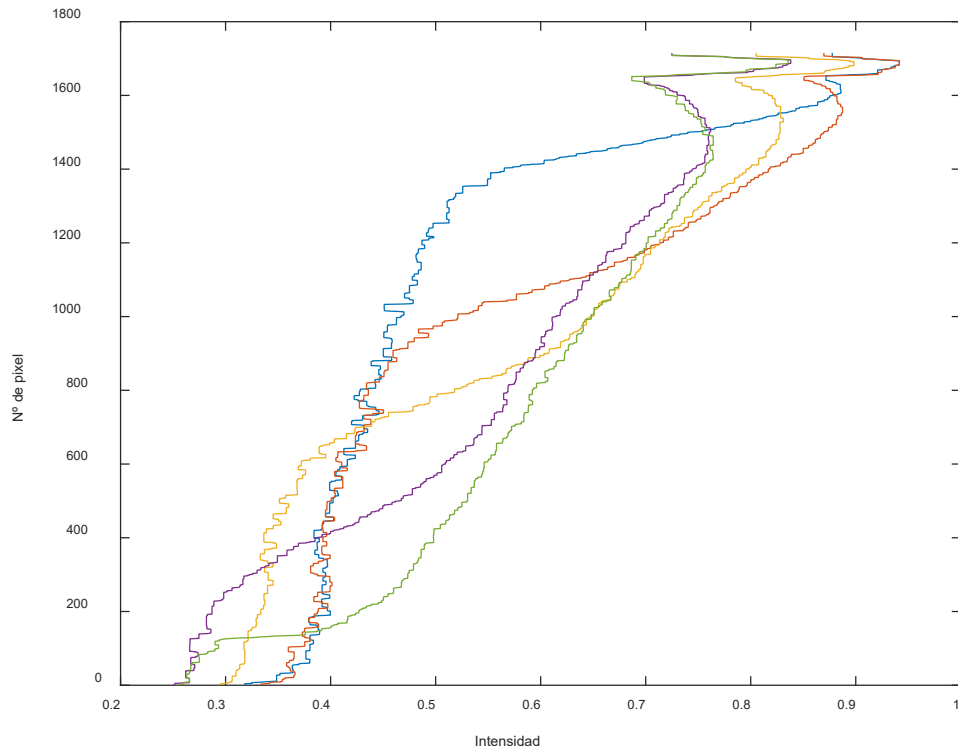


Figura 71. Perfil de intensidad del fango de caolín y cloruro férrico cuando este sedimenta en régimen floculado y acaba concentrándose el fango con el paso del tiempo

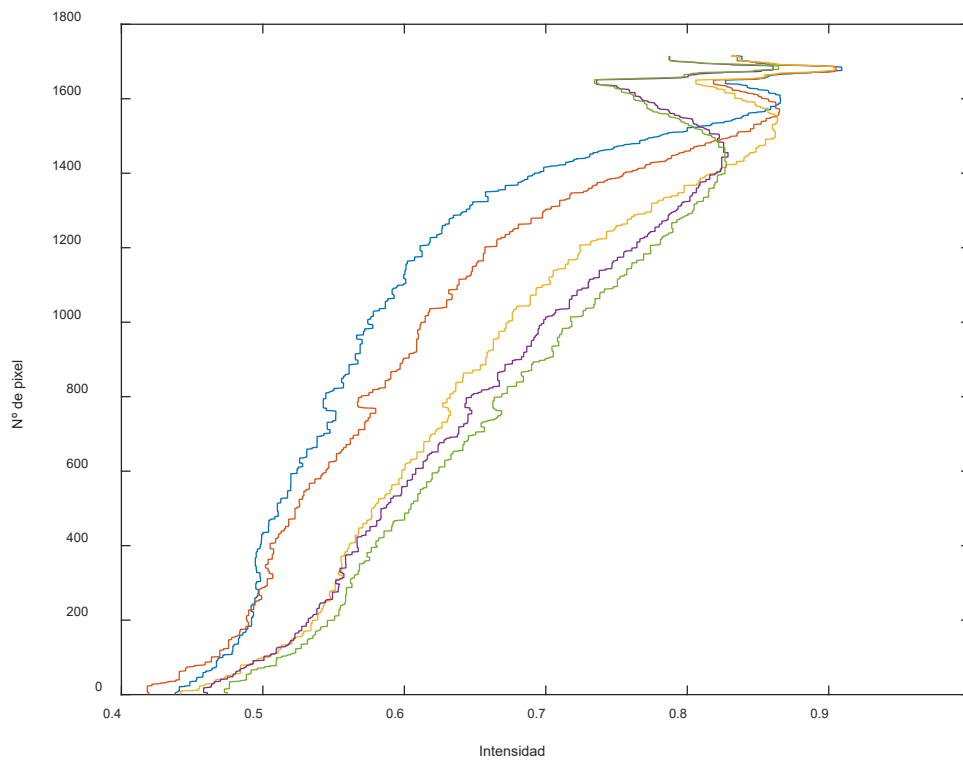


Figura 72. Perfil de intensidad del fango de caolín y cloruro férrico con sedimentación totalmente floculada

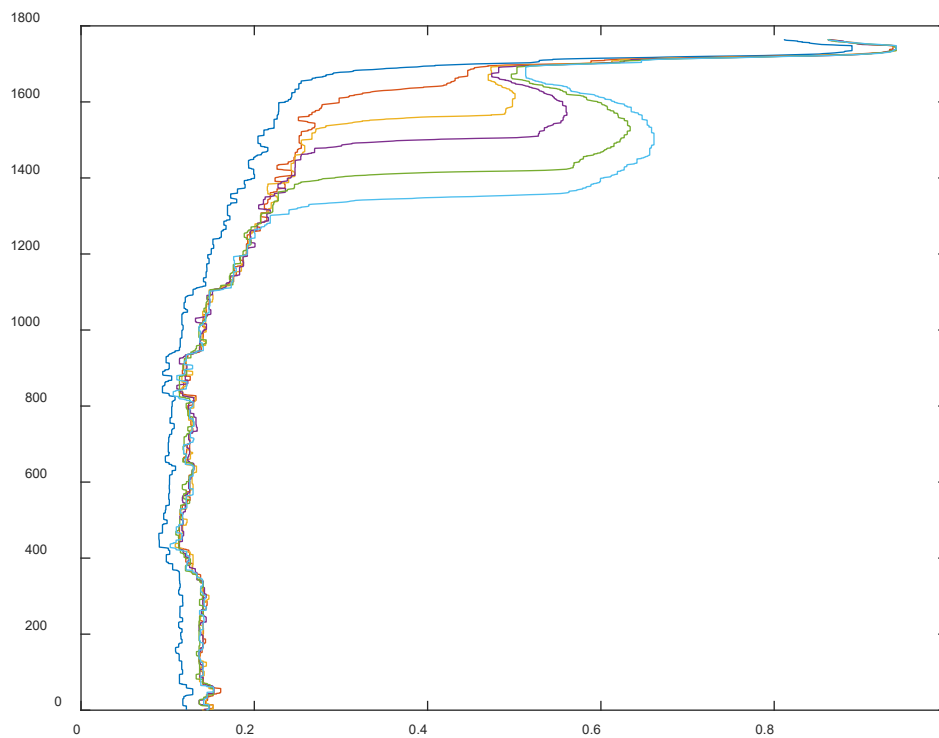
### 2.3. Fangos primarios

Los fangos primarios se caracterizan por tener un sobrenadante mucho más turbio que el de los fangos activados debido a que este tipo de fangos poseen partículas más disgregadas que otorgan al sobrenadante una mayor turbidez.

En este caso el objetivo de estudiar este tipo de fangos es determinar los patrones de los distintos tipos de sedimentación cuando la interfase fango-sobrenadante no es tan clara.

#### 2.3.1. *Fango primario de la depuración de la cuenca del Carraixet*

En este caso donde el sobrenadante presenta una elevada turbidez, se puede apreciar que la diferencia de intensidad entre el fango y el sobrenadante es menor (Figura 73).



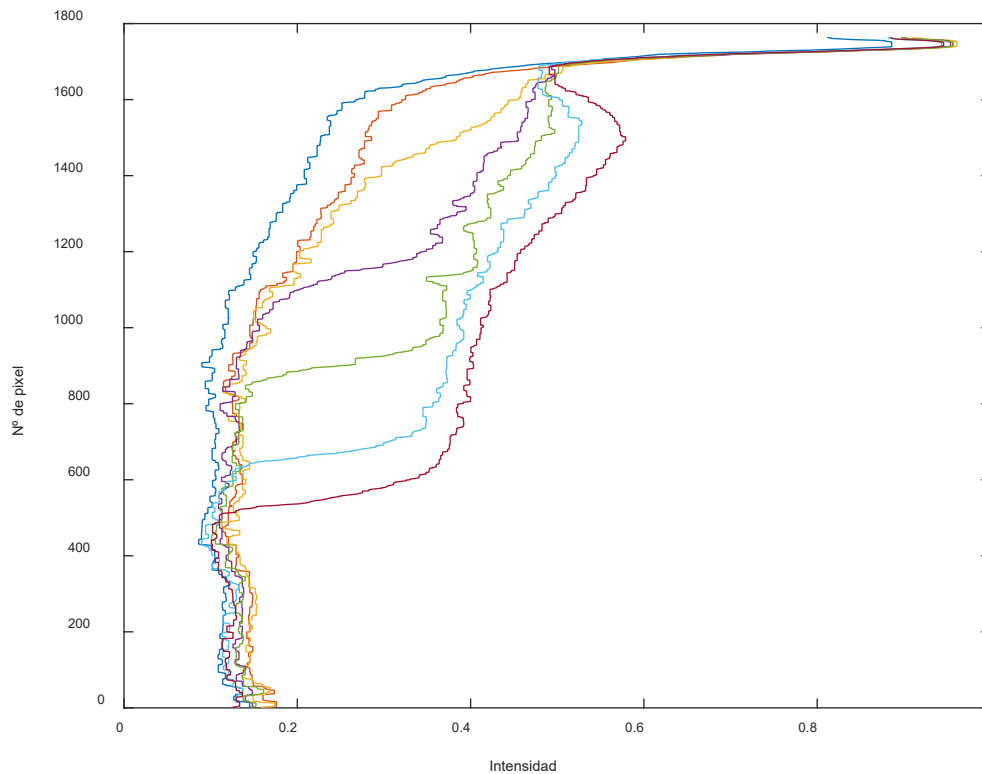
*Figura 73. Perfil de intensidad del fango primario del Carraixet cuando el régimen de sedimentación es zonal*

En la Figura 73 se pueden apreciar los patrones característicos de la sedimentación zonal para este tipo de fango, en ella se observa que la parte superior presenta una cierta curvatura que aumenta conforme pasa el tiempo, desplazándose hacia la derecha. Sigue apareciendo la meseta horizontal, pero en este caso conforme pasa el tiempo aumenta la longitud de esta meseta, esto quiere decir que conforme transcurre el tiempo

el sobrenadante cada vez va siendo menos turbio debido a que las partículas suspendidas en el sobrenadante acaban sedimentando.

Al igual que ocurre con los anteriores fangos, a medida que la concentración de sólidos disminuye, la interfase fango-sobrenadante comienza cada vez a ser más difusa hasta llegar a un punto en el cual la sedimentación zonal pasa a ser sedimentación floculada. En este fango primario el paso de una sedimentación a otra se representa mediante los siguientes patrones presentes en la Figura 74:

1. Los primeros perfiles corresponden al principio del ensayo de sedimentación. En ellos se puede observar que no existe una meseta horizontal que defina la interfase, sino que el sobrenadante y la interfase se representan como una única recta (perfil amarillo).
2. Con el transcurso del tiempo el perfil cambia ya que las partículas dispersas que en un principio sedimentaban de manera individual comienzan a agruparse llegando a sedimentar como un bloque con una velocidad determinada. En este punto sí que existe una diferencia entre el fango y el sobrenadante, por lo que aparece la meseta característica de la sedimentación zonal. Esta meseta no alcanza a ser totalmente horizontal por la turbidez que presenta este tipo de fangos.
3. La curvatura que presenta la parte superior del perfil es peculiar de este tipo de fango.



*Figura 74. Perfil de intensidad del fango primario del Carraixet cuando la interfase fango-sobrenadante comienza a dejarse de apreciar*

Conforme aumenta el porcentaje de dilución la sedimentación floculada predomina y no es hasta los últimos momentos del ensayo cuando el fango se concentra y comienza a sedimentar de forma zonal como se aprecia en la Figura 75. En la Figura 75 se puede apreciar que la curvatura de la parte superior del perfil de intensidad que aparecía en la Figura 74 ya no aparece, sino que simplemente está constituido por una recta que se desplaza hacia la derecha.

La Figura 76 representa un perfil de intensidad cuando la concentración de sólidos suspendidos respecto del original es muy reducida y ya cada flóculo sedimenta individualmente concentrándose en el fondo de la probeta. El perfil está constituido por una única recta que se desplazada hacia la derecha con el tiempo.



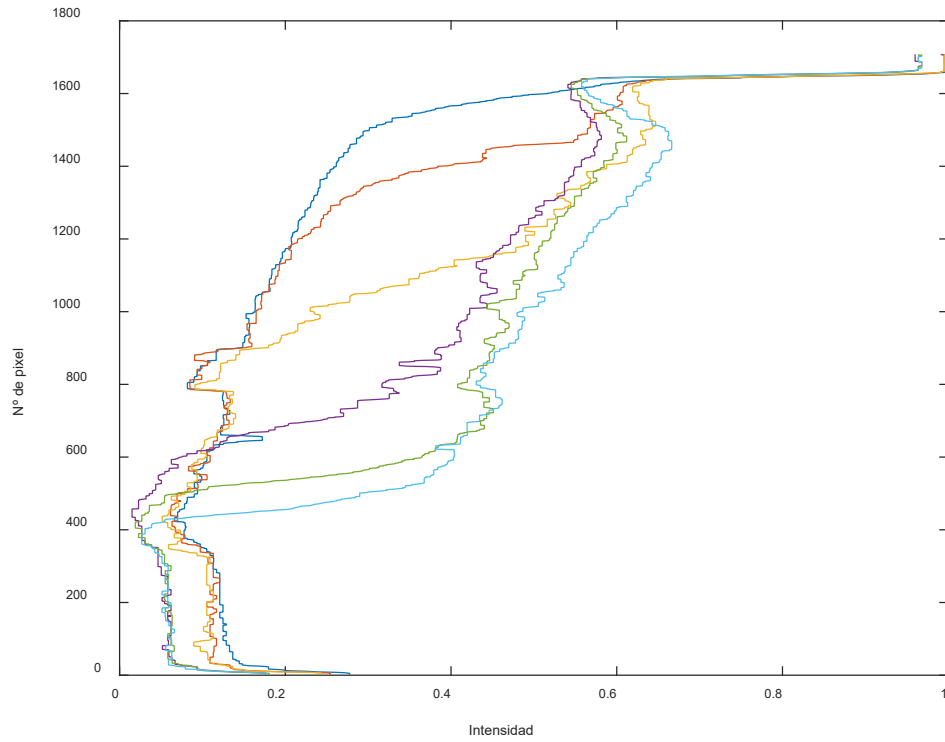


Figura 75. Perfil de intensidad del fango primario del Carraixet para una concentración en la cual el fango sedimenta de manera floculada próxima a la zonal

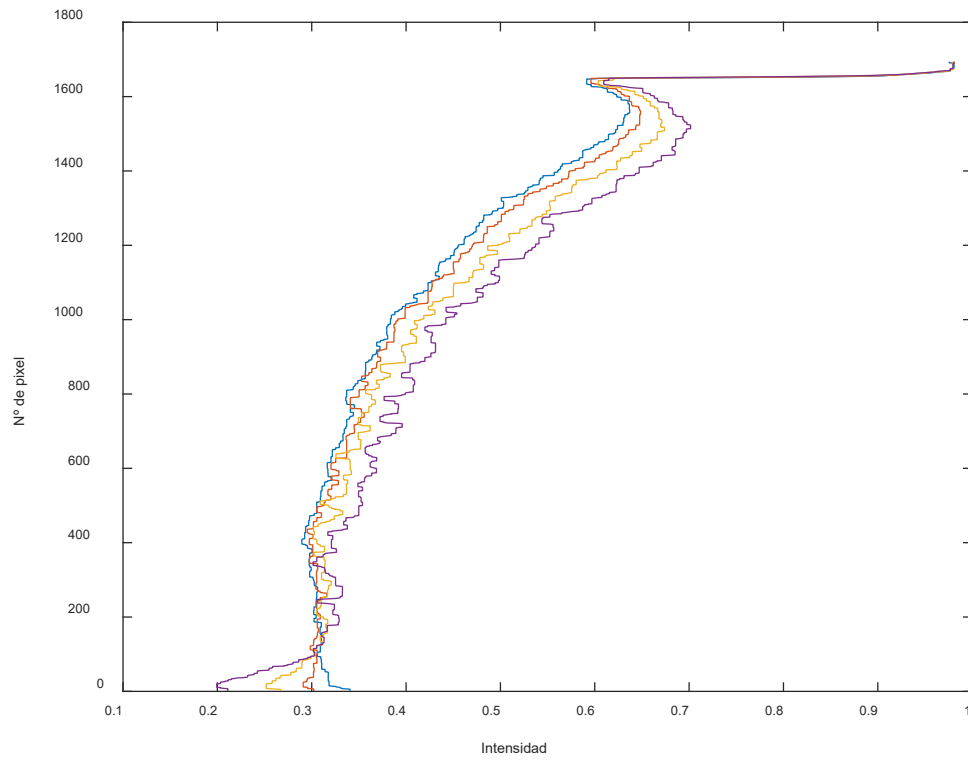


Figura 76. Perfil de intensidad del fango primario del Carraixet en régimen de sedimentación floculada

### 2.3.2. Fango primario de la depuradora Murcia-Este

Al igual que ocurre con el fango de la depuradora de la cuenca del Carraixet durante la sedimentación zonal, los perfiles que aparecen son los siguientes: existe una meseta horizontal que con el tiempo se alarga y la parte superior del perfil presenta una cierta curvatura, esta también se desplazada hacia la derecha conforme transcurre el tiempo (Figura 77).

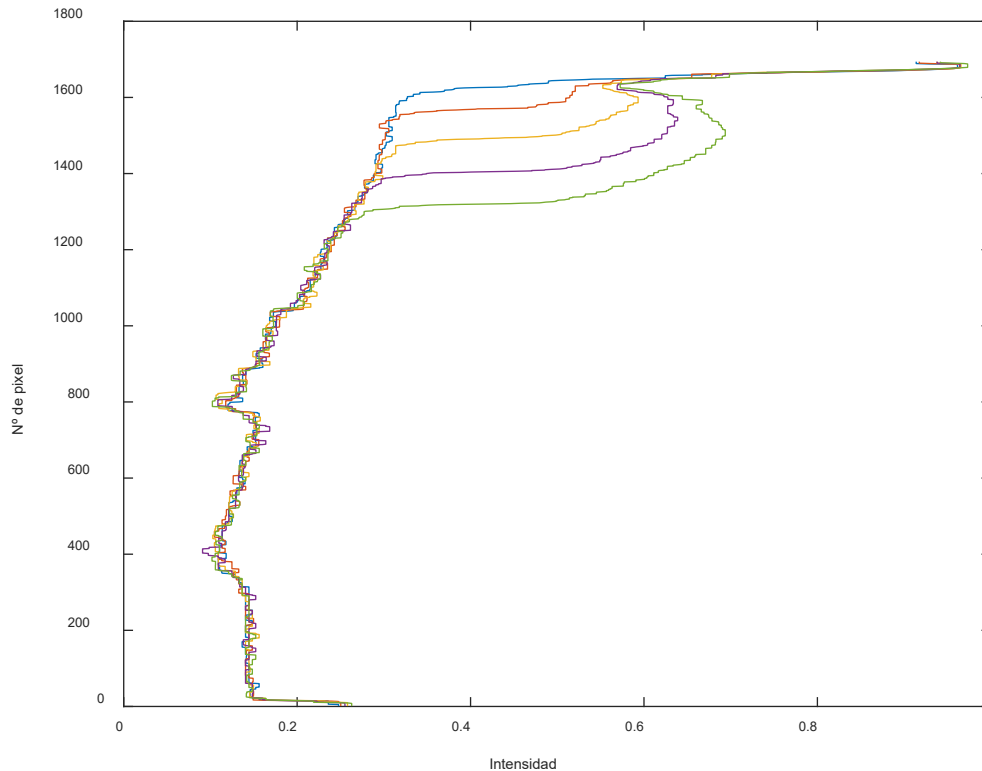
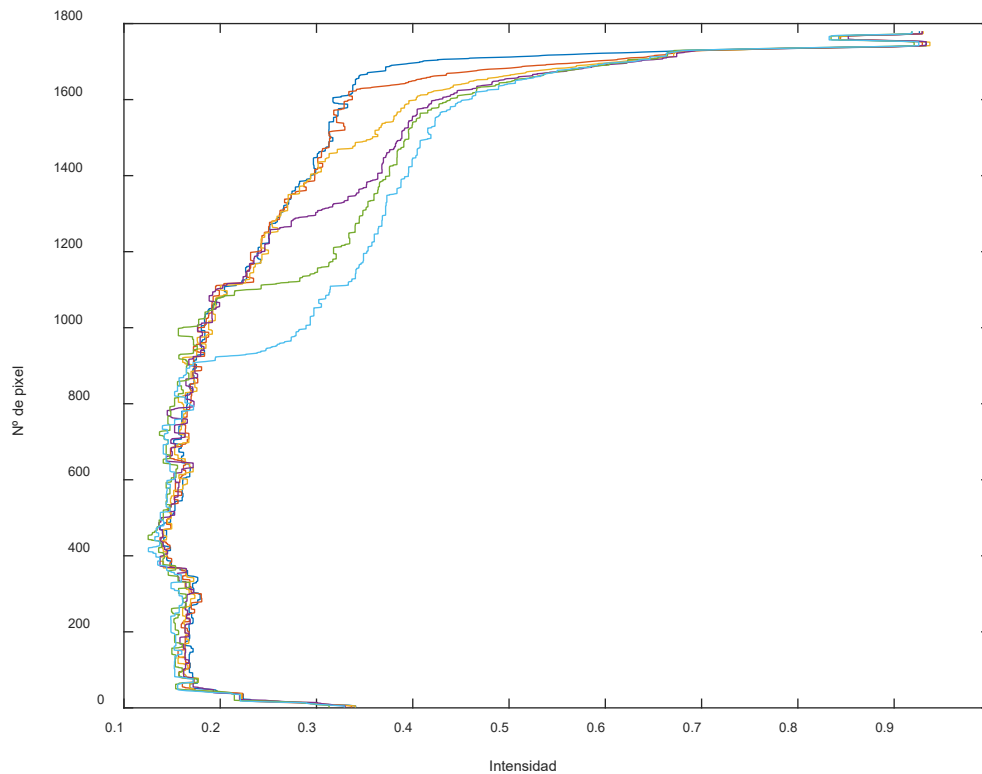


Figura 77. Perfil de intensidad del fango primario de la depuradora Murcia-Este cuando existe un régimen de sedimentación zonal claramente

Conforme el fango es diluido y se alcanza una concentración de sólidos en la cual se pasa de sedimentación zonal a floculada, la interfase ya no se detecta en los primeros momentos del ensayo, pero sí conforme transcurre el tiempo, ya que el fango se concentra y sedimenta de manera zonal. Todo esto se traduce con el perfil presentado en la Figura 78 donde se observa que inicialmente no existe una meseta clara, pero conforme pasa el tiempo esta comienza a aparecer hasta llegar a ser prácticamente horizontal. El perfil superior que define la intensidad del sobrenadante con el paso del tiempo se desplaza hacia la derecha, esto quiere decir que el sobrenadante cada vez se hace más claro.

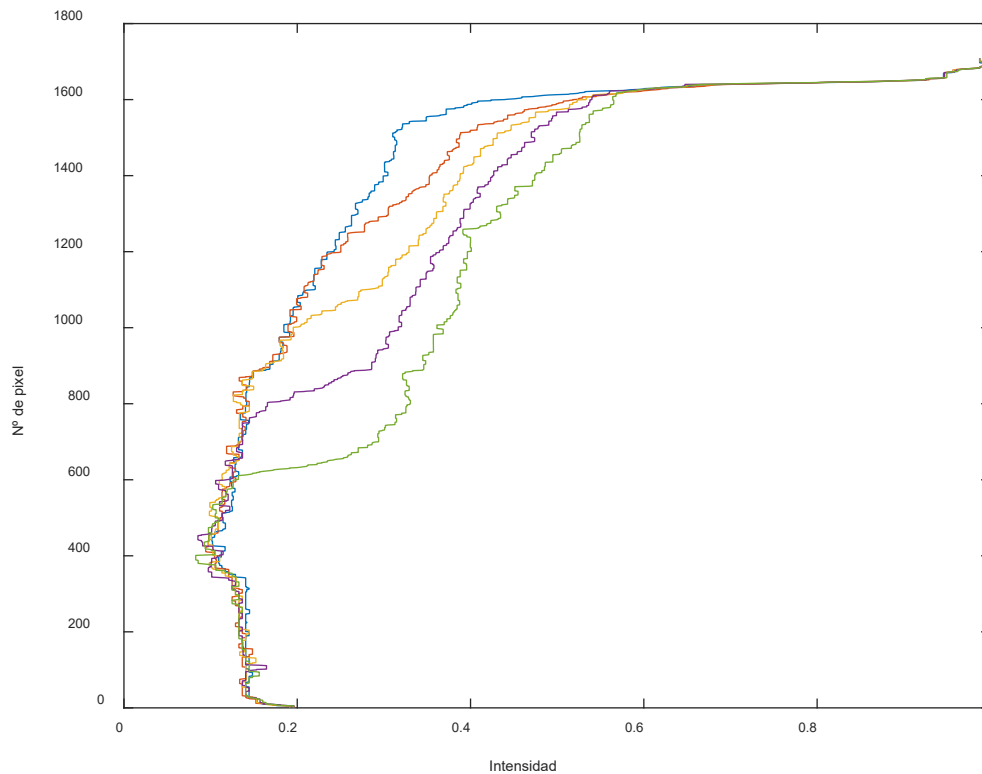


*Figura 78. Perfil de intensidad del fango primario de la depuradora Murcia-Este cuando existe sedimentación floculada cercana a la zonal*

Cuando disminuye la concentración de sólidos suspendidos del fango este alcanza la sedimentación floculada. La Figura 79 representa el perfil de intensidad de este tipo de fango cuando ya no se aprecia la interfase fango-sobrenadante de manera visual por lo tanto el fango sedimenta de manera floculada.

La diferencia entre la Figura 78 y la Figura 79 es que esta última presenta un perfil más amplio que la primera. Esto puede ser debido a que el sobrenadante del fango era muy turbio y como se puede apreciar en la Figura 78 apenas existe un cambio brusco de intensidad que diferencie el fango del sobrenadante, apareciendo una meseta muy estrecha entre la parte superior e inferior del perfil. En el caso de la Figura 79 al finalizar el ensayo, la meseta es mucho más amplia y existe una mayor diferencia de intensidad entre el fango y el sobrenadante.

También cabe destacar como ocurre con el resto de los fangos conforme aumenta el porcentaje de dilución, cada vez más tarde el fango se concentra y sedimenta de manera zonal (Figura 79).



*Figura 79. Perfil de intensidad del fango primario de la depuradora Murcia-Este característico de la sedimentación floculada.*

#### **2.4. Fango activado espesado por flotación de la depuradora Murcia-Este**

Al igual que todos los anteriores fangos el perfil característico de la sedimentación zonal consta de una meseta horizontal amplia que cubre un gran rango de intensidades entre la parte superior e inferior del perfil. La parte superior del perfil se desplaza hacia la derecha y el inferior hacia la izquierda (Figura 80).

Cuando la interfase fango-sobrenadante característica de la sedimentación zonal comienza a perder claridad, es decir ya no se detecta con la anterior exactitud, cubre un mayor rango de alturas y esto se traduce en el perfil de intensidad en una cierta inclinación de la meseta (Figura 81). Además, en este caso, el perfil superior también cambia y ya no presenta una curvatura abierta como aparece en la Figura 80 sino que esta curvatura es cerrada.

Un cambio muy significativo entre la Figura 80 y Figura 81 es la amplitud de la meseta, en la Figura 81 la meseta es mucho más estrecha.

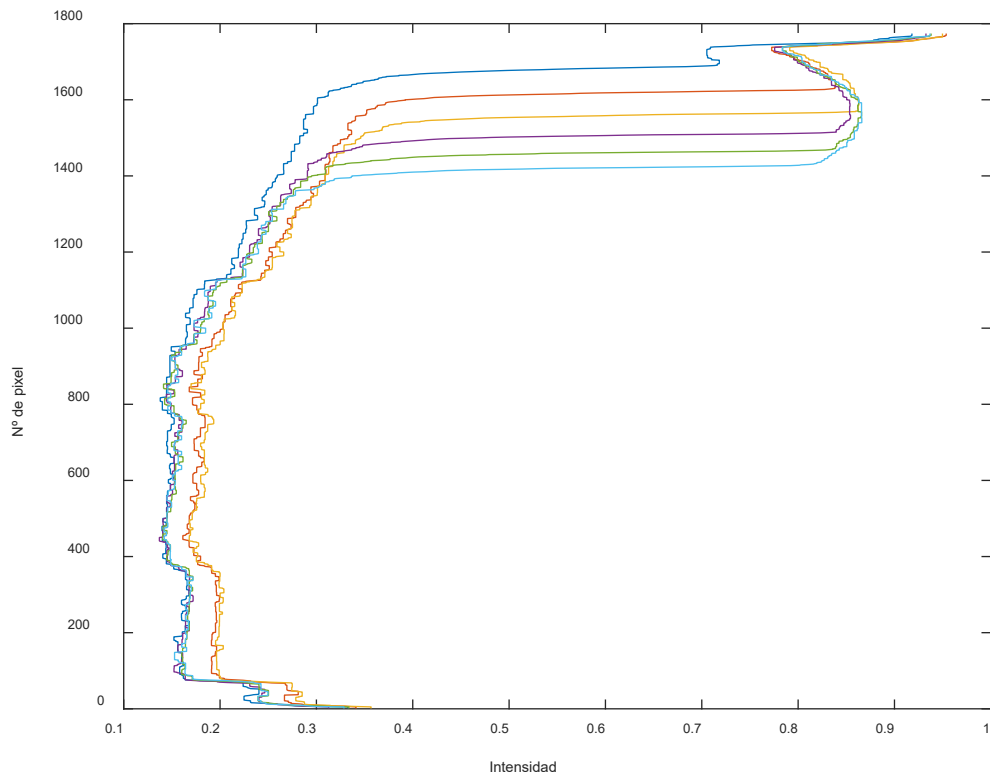


Figura 80. Perfil de intensidad del fango activado espesado por flotación cuando sedimenta en régimen zonal

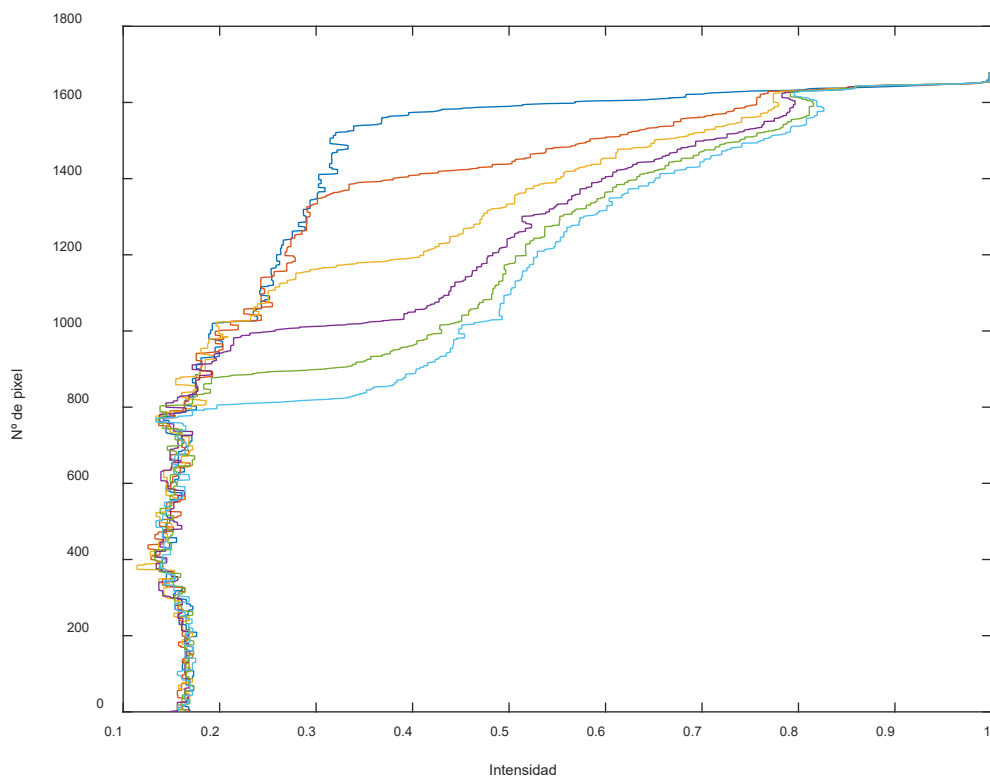
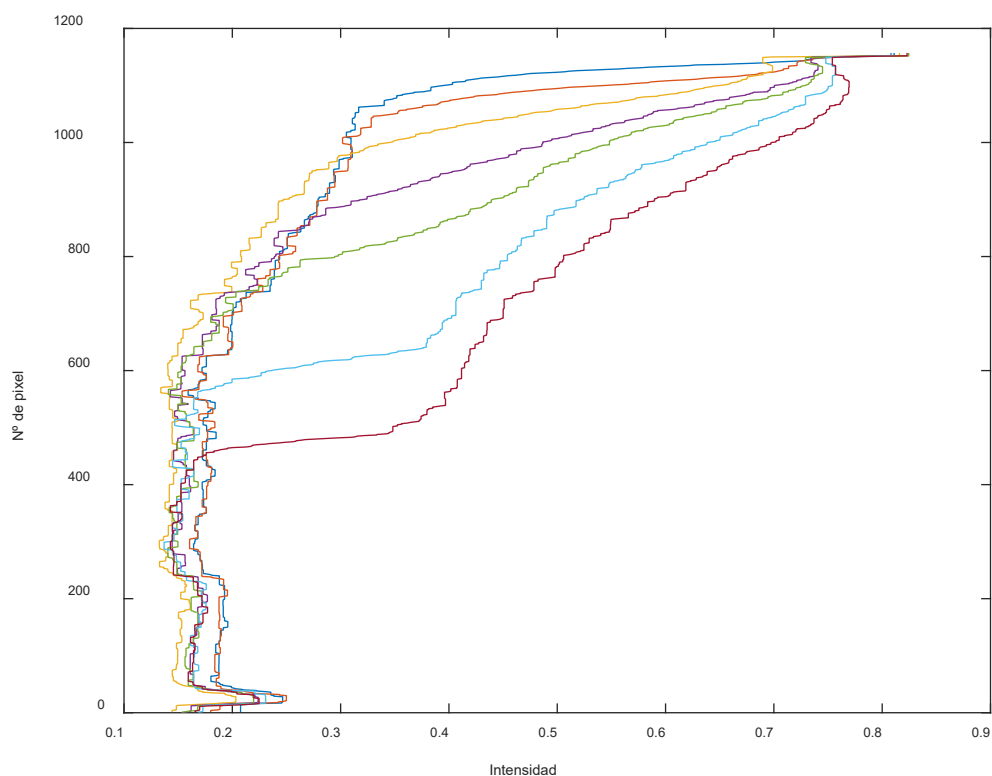


Figura 81. Perfil de intensidad del fango activado espesado por flotación cuando se encuentra en la zona de transición entre la sedimentación zonal y la floculada

Una vez se pasa la zona de transición comienza la sedimentación floculada, aunque a concentraciones altas esta no predomina constantemente, sino que con el transcurso del tiempo el fango se concentra y sedimenta zonalmente apareciendo una interfase fango-sobrenadante clara. Todo esto se presenta en la Figura 82.



*Figura 82. Perfil de intensidad del fango activado espesado por flotación durante la sedimentación floculada*

Conforme disminuye la concentración de sólidos suspendidos en el fango, la sedimentación zonal comienza a aparecer como últimos coletazos del ensayo como se puede observar en la Figura 83. Hasta llegar a un punto en el que ya no hay rastro de ella y simplemente las partículas suspendidas sedimentan individualmente y se acumulan en el fondo de la probeta (Figura 84).

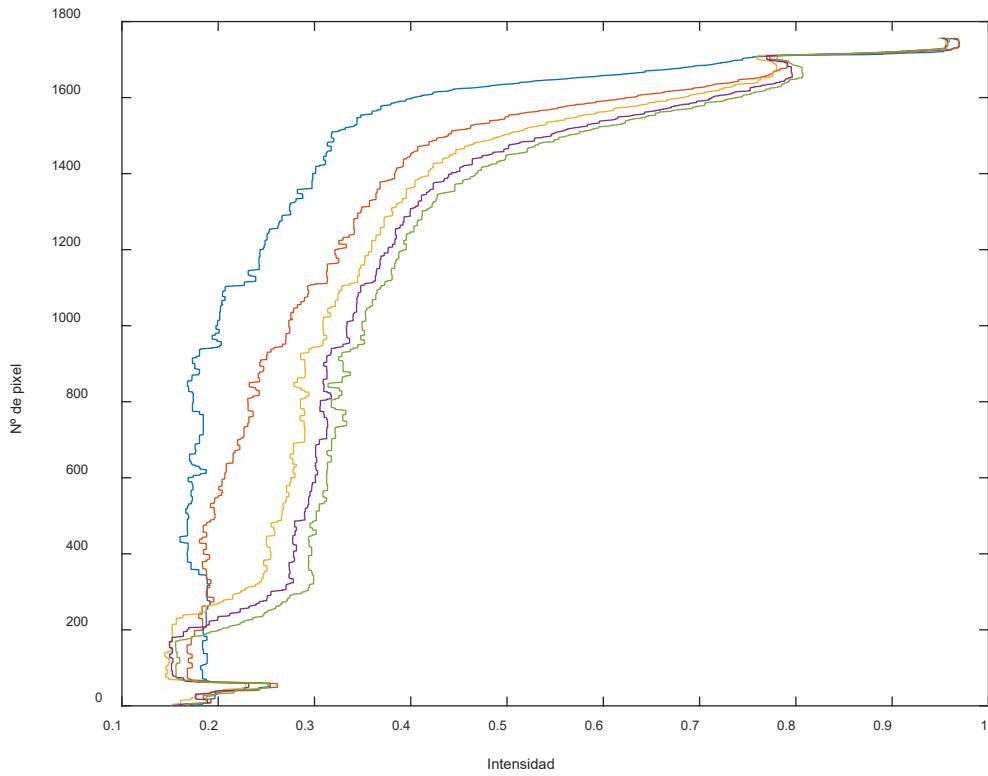


Figura 83. Perfil de intensidad del fango activado espesado por flotación que sedimenta de manera floculada

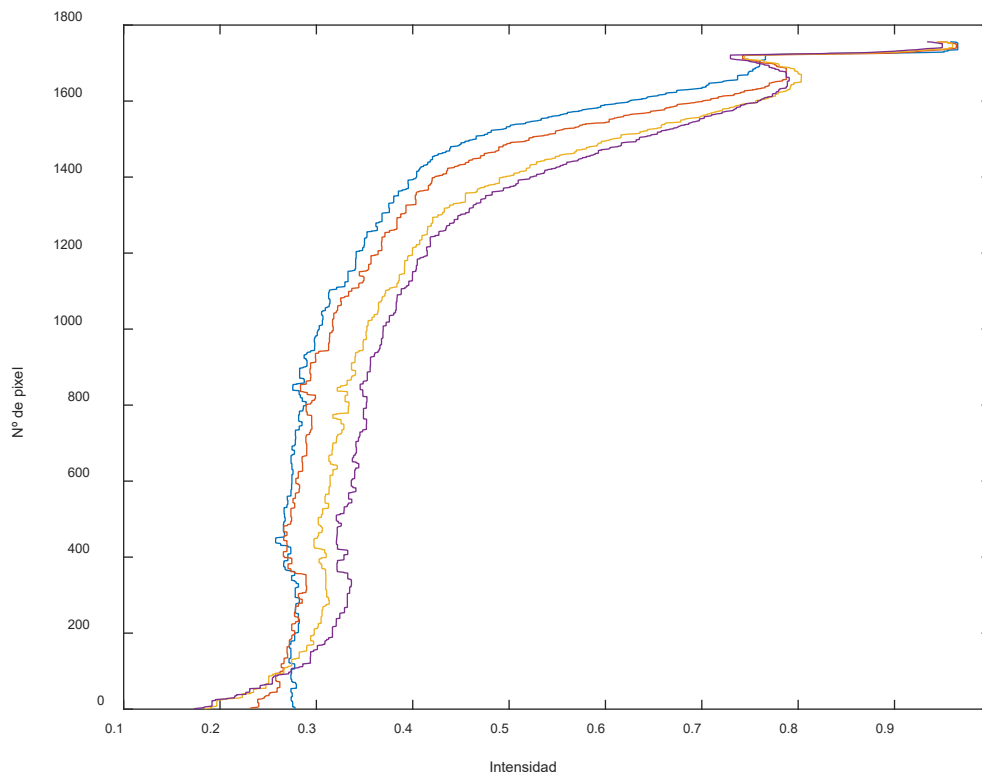
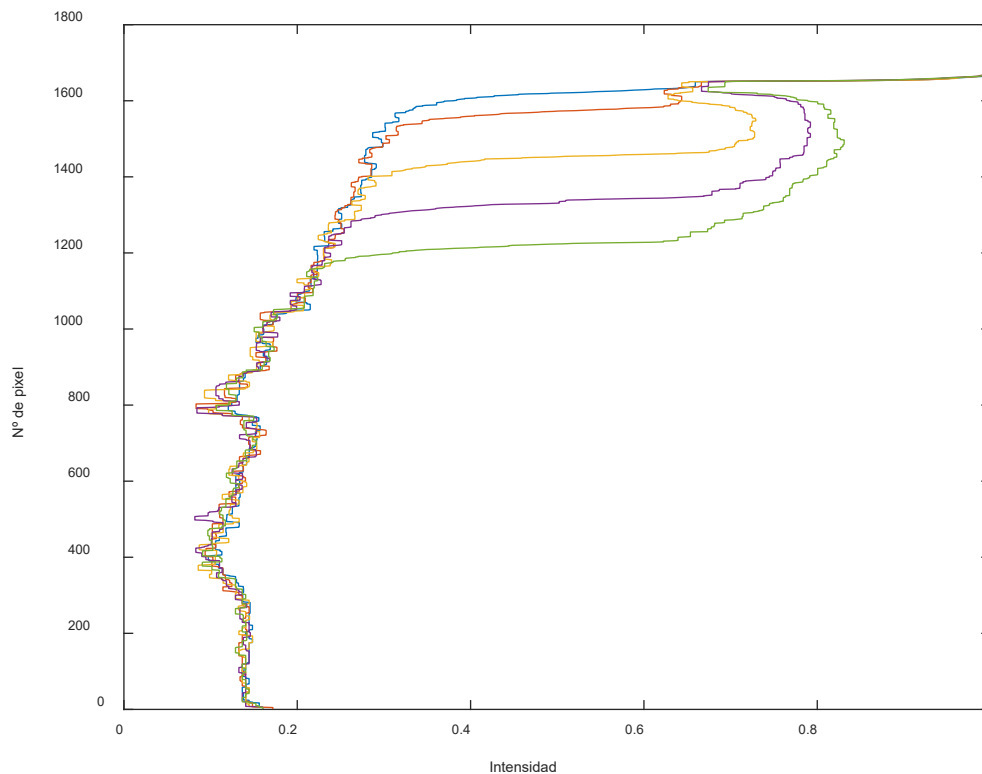


Figura 84. Perfil de intensidad del fango activado espesado por flotación característico de la sedimentación floculada

## 2.5. Mezcla del fango primario y del fango activado espesado por flotación de la depuradora de Murcia-Este.

En este caso se compararán los perfiles de intensidad obtenidos para las mismas concentraciones de sólidos suspendidos referentes a cuando existe sedimentación zonal, floculada y la transición entre ambas para tiempo 0, 12 y 24 horas de fermentación del fango biológico utilizado para la mezcla.

La Figura 85 corresponde a la sedimentación en régimen zonal de la mezcla cuando el tiempo de fermentación del fango biológico es 0 horas. En la figura aparece una meseta horizontal y amplia que apenas cambia con el paso del tiempo, la parte superior del perfil presenta una cierta curvatura y esta se desplaza con el paso del tiempo hacia la derecha. Existe un cambio brusco y detectable entre la parte superior e inferior del perfil.



*Figura 85. Perfil de intensidad de la mezcla de fangos a 0 horas de fermentación para una dilución correspondiente al 70% del fango original*

La zona de transición se caracteriza por el patrón característico que es la inclinación de la meseta como se puede observar en la Figura 86.



Conforme el porcentaje de dilución respecto del fango original aumenta, el fango sedimenta en régimen floculado hasta concentrarse al final del ensayo de sedimentación y sedimentar de manera zonal (Figura 87).

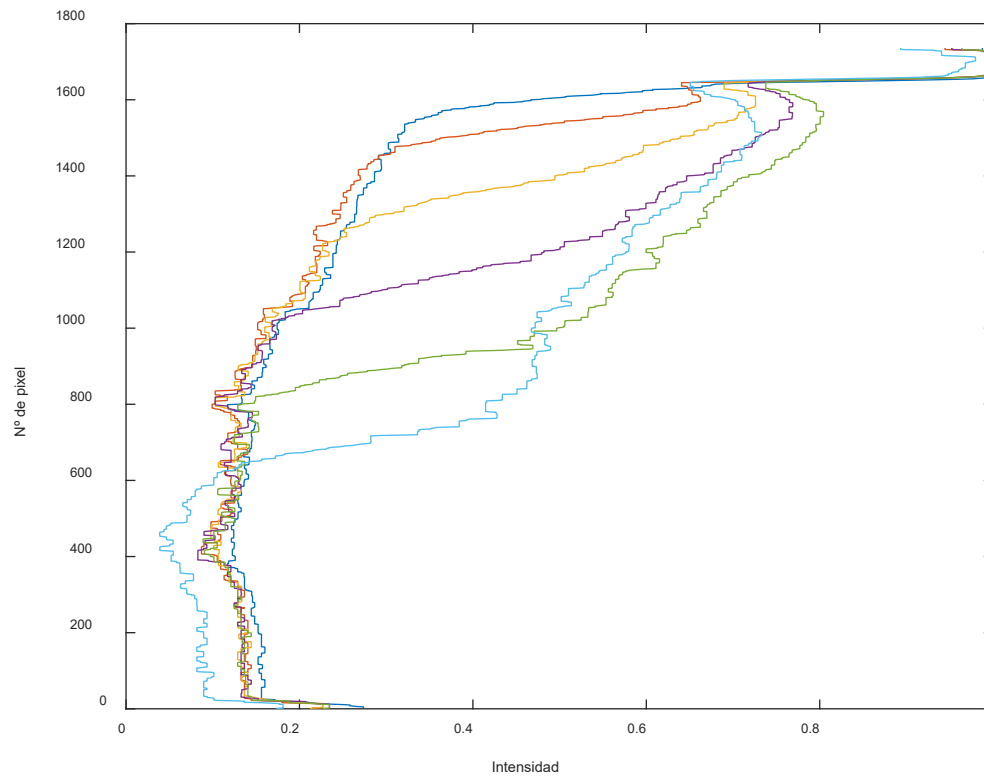
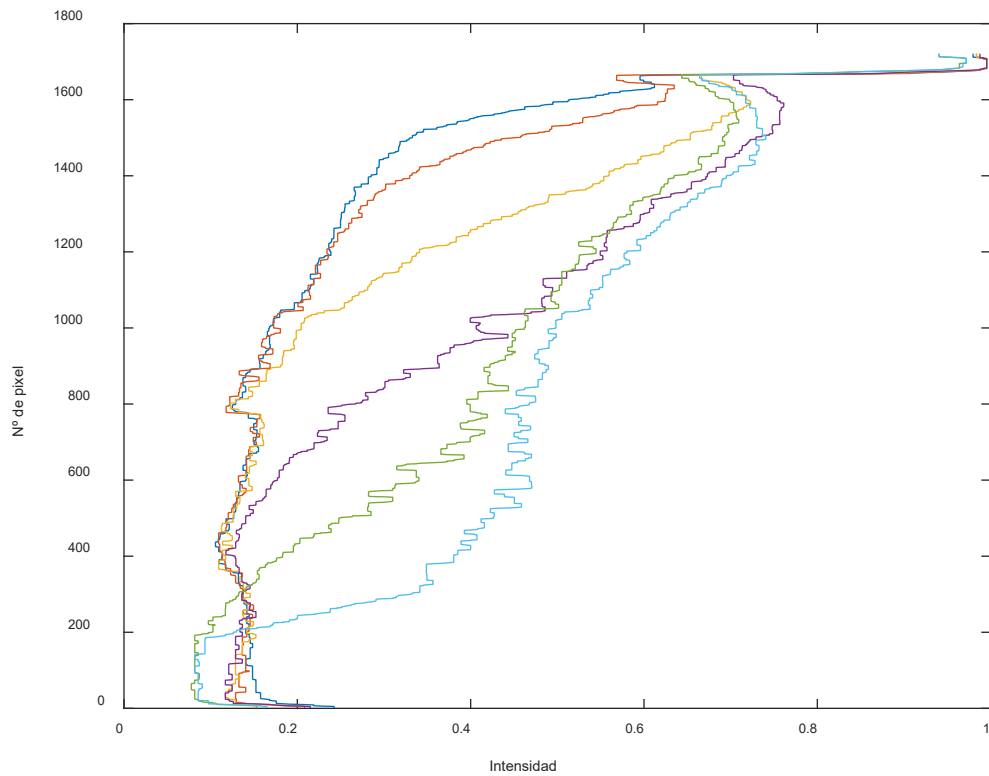
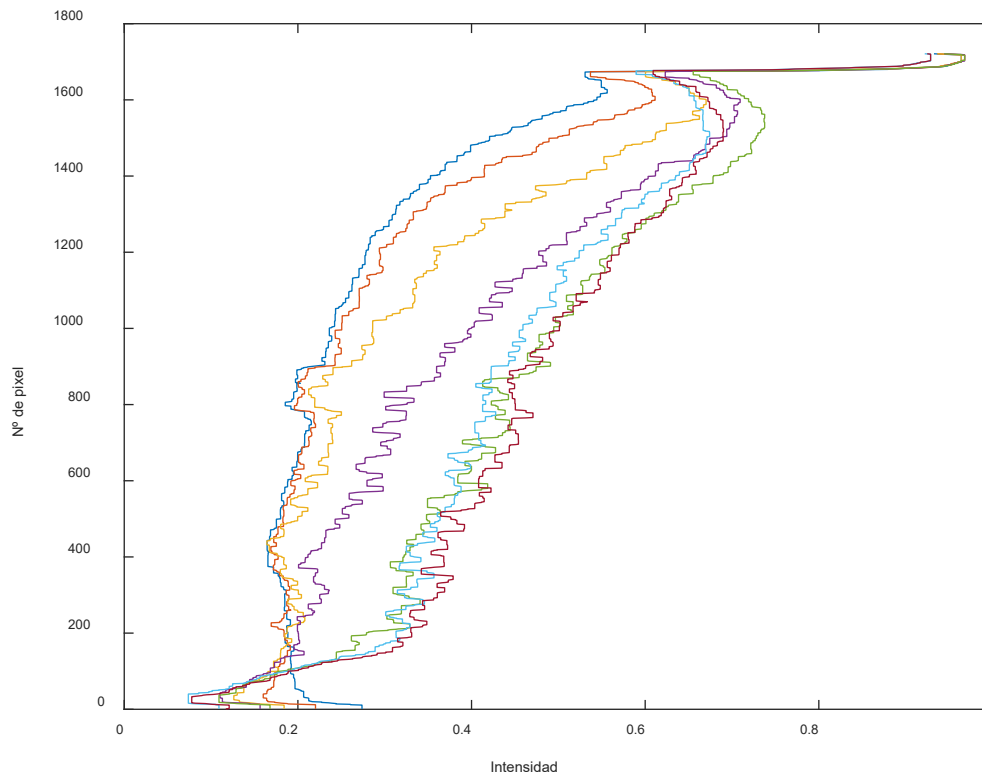


Figura 86. Perfil de intensidad de la mezcla de fangos a 0 horas de fermentación para una dilución correspondiente al 40% del fango original



*Figura 87. Perfil de intensidad de la mezcla de fangos a 0 horas de fermentación para una dilución correspondiente al 20% del fango original*

Llega un punto en el que el fango está tan diluido, que las partículas sedimentan individualmente algunas de manera floculada y otras más pequeñas de forma discreta. Y conforme transcurre el ensayo de sedimentación, estas se van acumulando en el fondo de la probeta como se observa en la Figura 88.

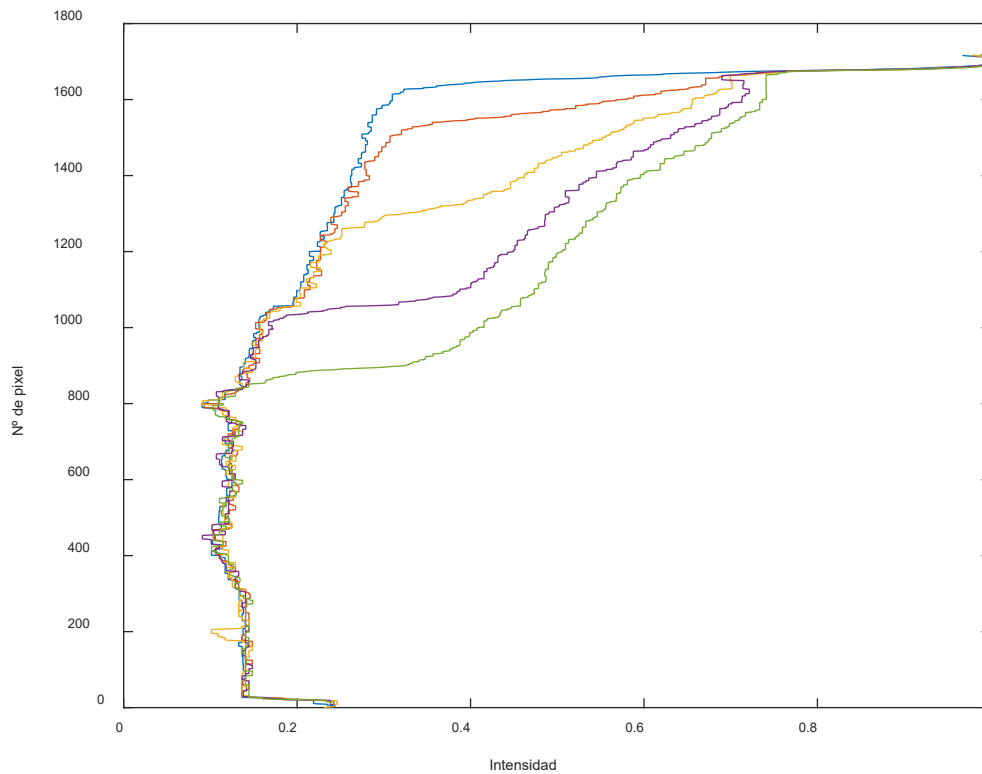


*Figura 88. Perfil de intensidad de la mezcla de fangos a 0 horas de fermentación para una dilución correspondiente al 10% del fango original*

Hasta ahora todos los perfiles de intensidad vistos para la mezcla de fangos a 0 horas repiten los patrones que ya aparecían en los anteriores tipos de fangos. A partir de aquí se comentará la evolución de estos perfiles conforme pasa el tiempo y se realiza la fermentación del fango biológico.

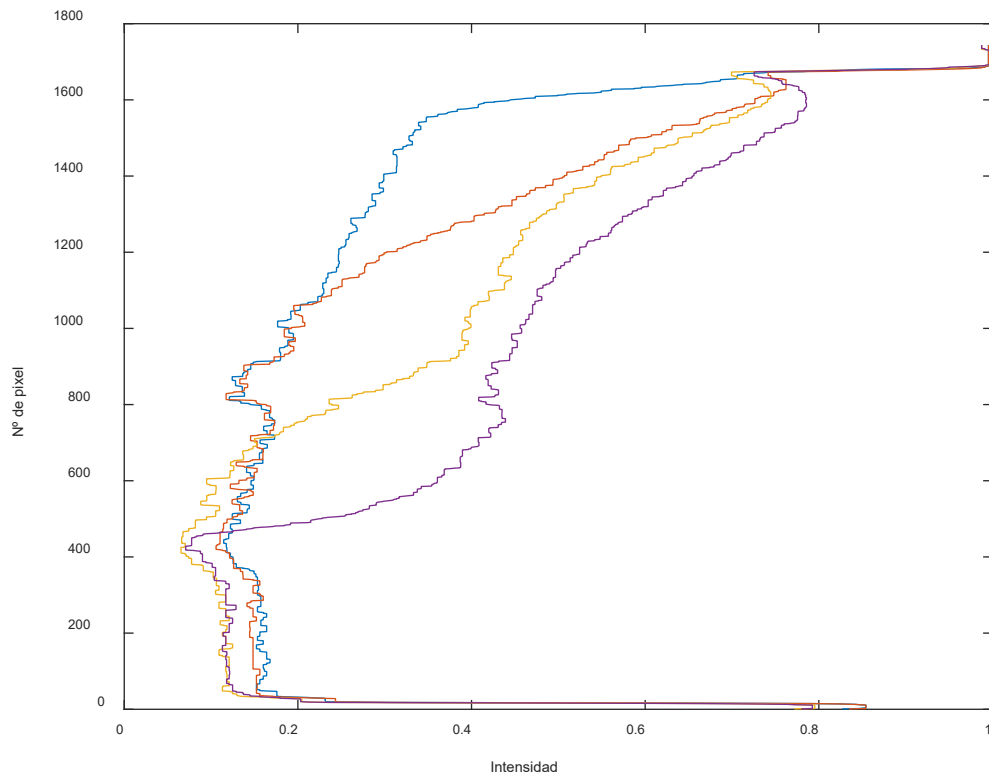
Para una misma concentración de sólidos suspendidos, pero tras haber transcurrido 12 horas de fermentación (Figura 85 y Figura 89) se observan perfiles diferentes. Las diferencias observadas son las siguientes:

- La amplitud de la meseta. En la Figura 85 se observa una meseta totalmente horizontal y amplia desde el primer momento y en la Figura 89, la meseta se detecta con el paso del tiempo, tiene una cierta inclinación y esta es mucho más estrecha.
- La parte superior del perfil. En la Figura 85, la parte superior del perfil se describe como una curva abierta y en el caso de la Figura 89 esta parte se presenta como una recta con un cierto abombamiento.



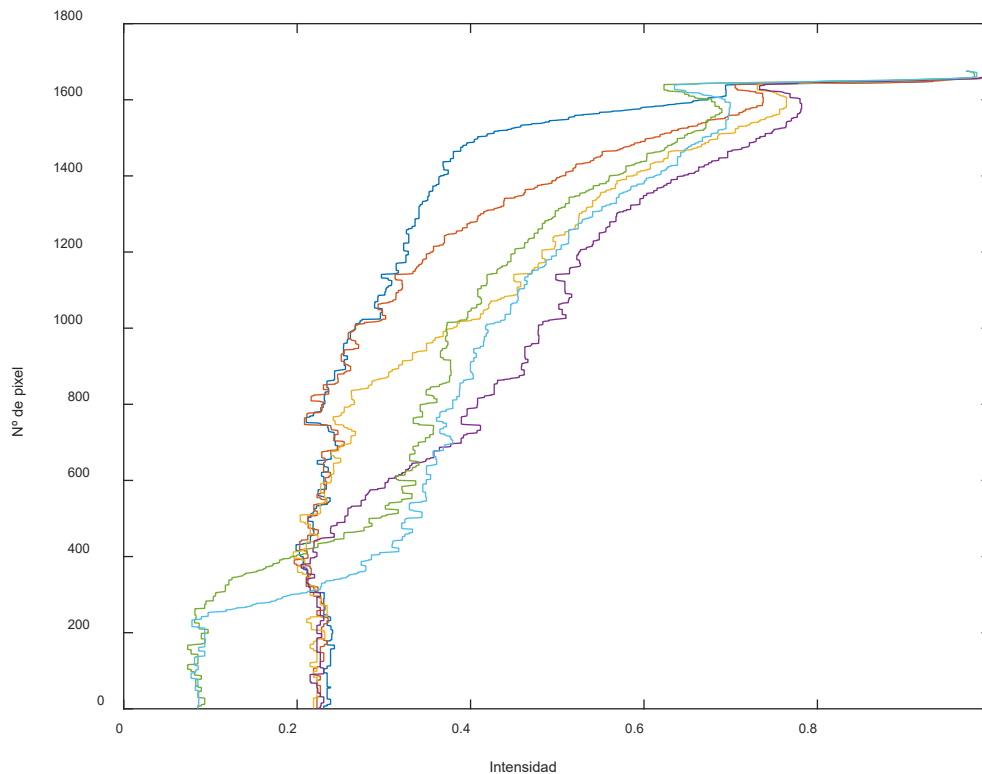
*Figura 89. Perfil de intensidad de la mezcla de fangos a 12 horas de fermentación para una dilución correspondiente al 70% del fango original*

Los perfiles referentes a la dilución del 40% a tiempo 0 horas (Figura 86) y 12 horas (Figura 90) son totalmente diferentes. El primero corresponde a la zona de transición entre la sedimentación zonal y floculada por la inclinación que presenta la meseta que en todo momento es apreciada. Pero en el segundo la meseta ya aparece en los últimos fotogramas del ensayo de sedimentación, lo que indica que ha existido una sedimentación floculada inicial y luego con el paso del tiempo, el fango se ha concentrado y sedimenta zonalmente. Situación que corresponde a una dilución en la que el fango sedimenta de manera floculada, pero se encuentra próxima a la zona de transición.



*Figura 90. Perfil de intensidad de la mezcla de fangos a 12 horas de fermentación para una dilución correspondiente al 40% del fango original*

El último perfil de esta tanda de ensayo a tiempo 12 horas corresponde a la dilución del 20% del fango original (Figura 91). Diferenciando la Figura 91 de la Figura 87 se observa claramente que el perfil de la primera figura es muchísimo más estrecho que el de la segunda. Esto es debido a la alta turbidez que presenta el sobrenadante y por ello apenas existe diferencia de intensidad de color entre el propio fango y su sobrenadante.



*Figura 91. Perfil de intensidad de la mezcla de fangos a 12 horas de fermentación para una dilución correspondiente al 20% del fango original*

Si ya se han observado diferencias en los perfiles en cuanto al paso de 12 horas de digestión. Por último, se quiso conocer cuál sería el cambio si pasaran otras doce horas más, observando los siguientes resultados:

Las Figura 92 y Figura 93 corresponden a las diluciones del 70% y 20% del fango original respectivamente, cuando ha transcurrido 24 horas de fermentación del fango biológico. Comparando dichas figuras con las correspondientes a las mismas diluciones, pero para 12 horas (Figura 90 y Figura 91) se observa que los perfiles se han estrechado considerablemente pero el régimen al que se encuentran asociados no ha cambiado. Si se han estrechado significa que la turbidez del sobrenadante aun ha empeorado más y por ello, con el transcurso del tiempo los perfiles se estrechan. La parte superior del perfil que describe la intensidad del sobrenadante se desplaza hacia la izquierda, disminuyendo cada vez más el cambio brusco existente entre la parte superior e inferior del perfil.

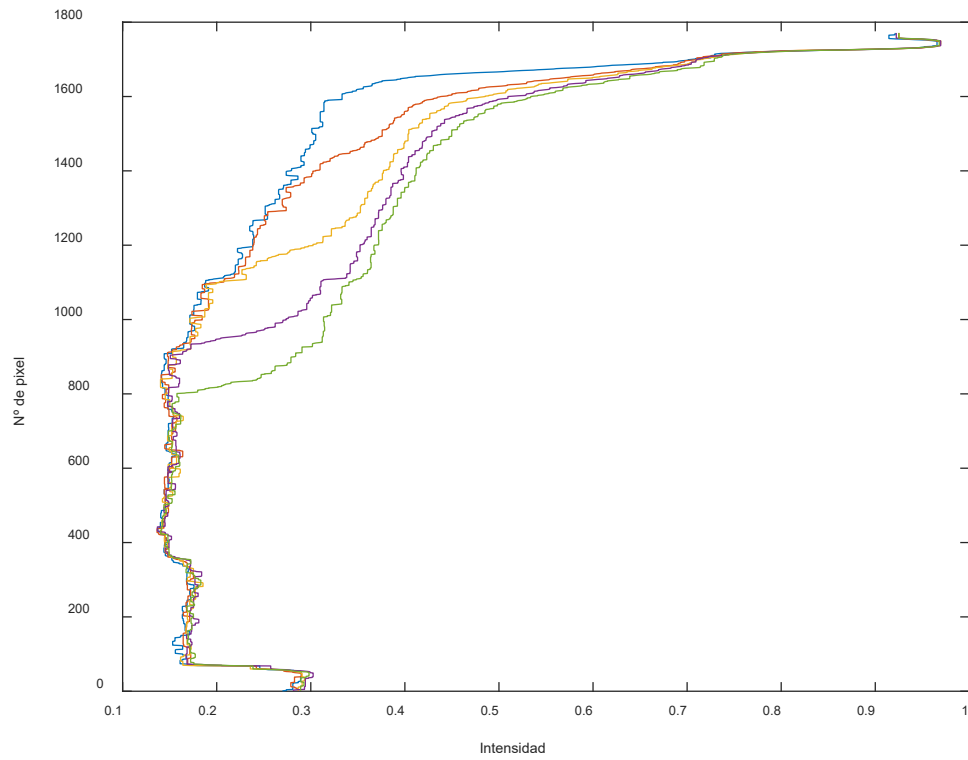


Figura 92. Perfil de intensidad de la mezcla de fangos a 24 horas de fermentación para una dilución correspondiente al 70% del fango original

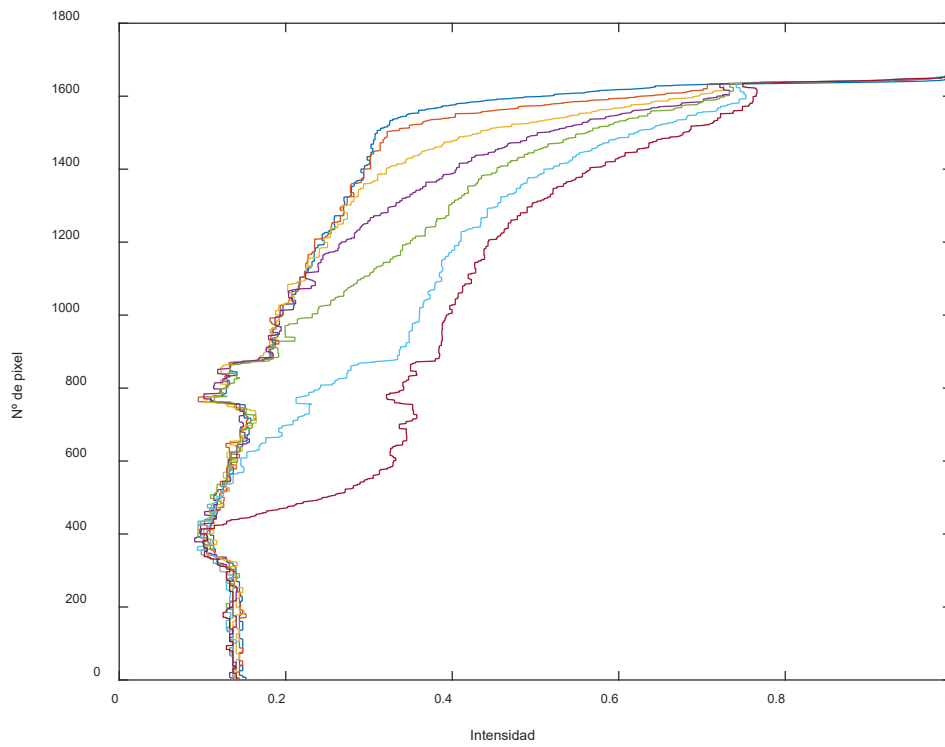
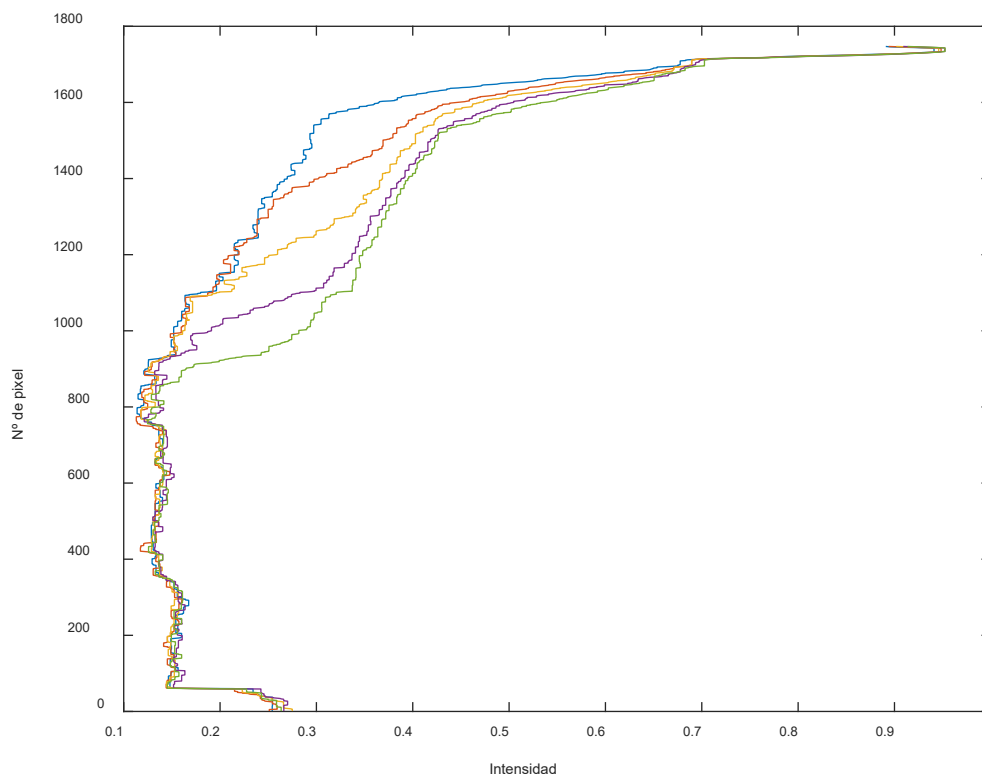


Figura 93. Perfil de intensidad de la mezcla de fangos a 24 horas de fermentación para una dilución correspondiente al 40% del fango original

Como resultado de la aplicación de las técnicas de análisis y procesamiento de imagen en el estudio de esta mezcla, se ha observado que la transición entre la sedimentación zonal y floculada con el transcurso del tiempo (cuanto más fermentado está el fango secundario) cada vez aparece a mayores concentraciones.

A tiempo 0 horas de fermentación, la transición aparece entorno a la dilución del 40% respecto del original, lo cual corresponde con una concentración de sólidos suspendidos del 2,80 g/L. Pero a tiempo 12 horas y 24 horas de digestión esta dilución ya no corresponde con la zona de transición, sino que como podemos observar en las siguientes figuras corresponde a diluciones mayores:

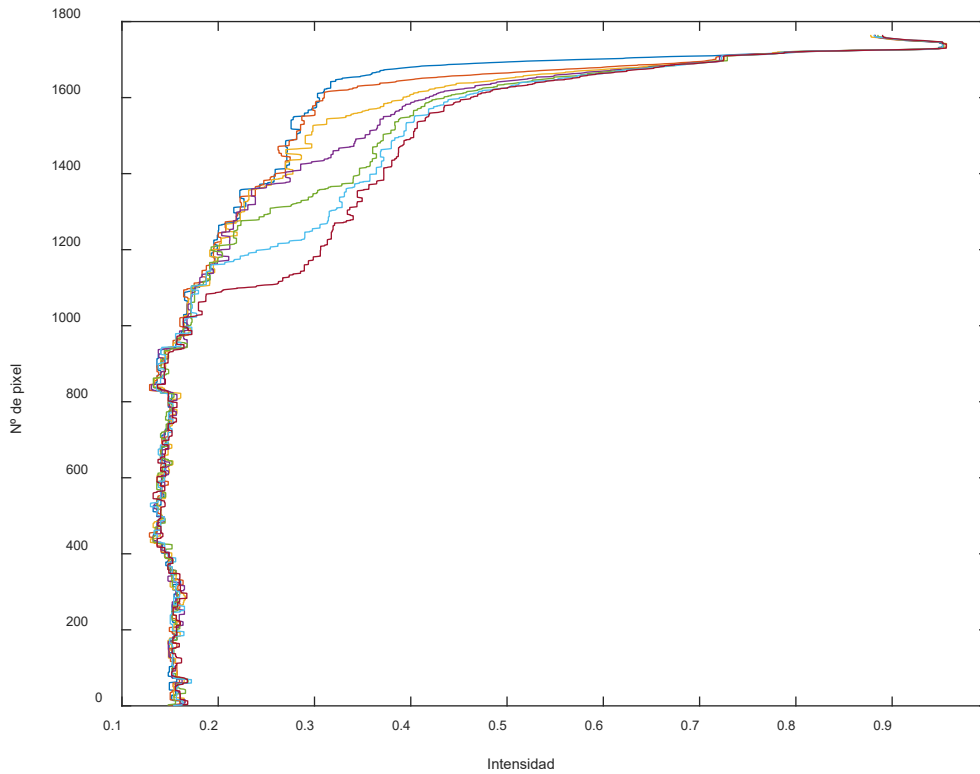


*Figura 94. Perfil de intensidad de la mezcla de fangos a 12 horas de fermentación para una dilución correspondiente al 60% del fango original correspondiente con la zona de transición*

La Figura 94 corresponde a la zona de transición entre la sedimentación zonal y floculada cuando el fango ya llevaba fermentándose 12 horas. Este perfil pertenece a un ensayo realizado con una dilución del 60% respecto del original, determinando su concentración de sólidos suspendidos se obtuvo un valor de 3,94 g/l.



A respectivo, la Figura 95 corresponde a un ensayo realizado cuando ya habían transcurrido 24 horas de fermentación para una dilución del fango original del 80%, lo que significa una concentración de sólidos suspendidos de 5,18 g/l.



*Figura 95. Perfil de intensidad de la mezcla de fangos a 24 horas de fermentación para una dilución correspondiente al 80% del fango original correspondiente con la zona de transición*

Como los resultados presentados anteriormente son bastante extensos, a continuación, se pretende realizar un pequeño resumen que sintetice todos los resultados de los fangos estudiados.


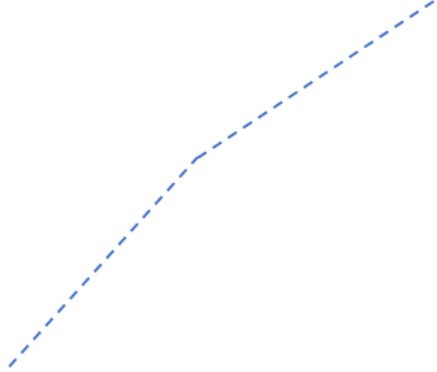
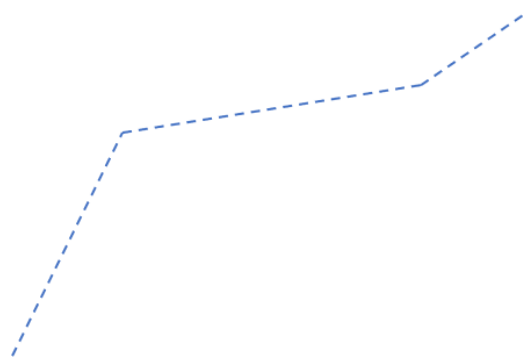
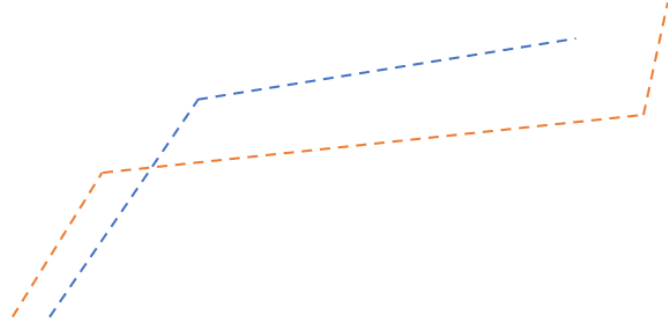
Resaltar que se ha analizado una gran variedad de fangos: sintéticos, primarios, fangos activados, fango activado espesados por flotación y mezcla de primario junto con secundario con y sin fermentación. Son fangos diferentes ya que presentan distintas características, como son: la procedencia, el rango de concentración de SS en el cual existe sedimentación zonal, la densidad del fango seco, la densidad de los flóculos, la velocidad de sedimentación zonal, los parámetros de sedimentabilidad (IVF y IVFa), los valores para el LOSS determinado tanto de manera visual como con ayuda de la aplicación y las funciones que relaciona los SS con la absorbancia (Tabla 29).

Tabla 29. Resumen de los valores obtenidos de los ensayos experimentales para caracterizar cada tipo de fango

Tipo de fango	Rango SS sedimentación zonal (g/l)	P <sub>s</sub> (g/cm <sup>3</sup> )	P <sub>r</sub> (g/ml)	V <sub>s</sub> (cm/min)	IVF (ml/g)	IVF <sub>d</sub> (ml/g)	LOSS visual (mg/l)	LOSS aplicación (mg/l)	Absorbancia global	Absorbancia recta
Sintético CaCO <sub>3</sub>	270,64 - 31,57	2,52	-	V <sub>s</sub> = 4484*SS <sup>-1,971</sup>	11,6	10,33	55,42	28,17	$SS = \frac{\ln(1-abs/2,98)}{0,52}$	$SS = \frac{abs - 0,0666}{1,0743}$
Sintético caolín y FeCl <sub>3</sub>	66,61 - 11,17	2,23	-	V <sub>s</sub> = 5,6196e <sup>-0,044SS</sup>	3,88	-	15,05	8,85	$SS = \frac{\ln(1-abs/2,89)}{0,45}$	$SS = \frac{abs - 0,0169}{0,9092}$
Activado espesado por flotación	11,24 - 2,60	1,58	1,051	V <sub>s</sub> = 29,546e <sup>-0,539SS</sup>	-	70,47	3,58	2,32	$SS = \frac{\ln(1-abs/3,44)}{0,27}$	$SS = \frac{abs - 0,245}{0,5791}$
Activado Murcia	16,30 - 3,31	1,53	1,053	V <sub>s</sub> = 361,29*SS <sup>-3,467</sup>	98,48	70,56	3,54	2,61	$SS = \frac{\ln(1-abs/3,18)}{0,27}$	$SS = \frac{abs - 0,055}{0,6486}$
Activado Gandía	2,67 - 0,82	1,35	1,043	V <sub>s</sub> = 41,851e <sup>-2,254SS</sup>	332,41	242,76	1,11	0,74	$SS = \frac{\ln(1-abs/3,62)}{0,30}$	$SS = \frac{abs - 0,0612}{0,8759}$
Primario Carraixet	4,08 - 0,92	1,18	1,049	V <sub>s</sub> = 31,27e <sup>-1,487SS</sup>	237,86	193,58	1,71	0,59	$SS = \frac{\ln(1-abs/3,63)}{0,41}$	$SS = \frac{abs - 0,1283}{1,1122}$
Primario Murcia	12,26 - 7,68	-	-	V <sub>s</sub> = 6E+06*SS <sup>-6,742</sup>	48,43	-	8,10	7,09	-	-
Mezcla t <sub>0</sub>	4,41 - 2,01	1,52	1,061	V <sub>s</sub> = 19,136e <sup>-0,39SS</sup>	72,88	-	3,33	1,71	-	-
Mezcla t <sub>12</sub>	6,74 - 3,94	1,57	1,052		79,62	-	4,79	3,46	-	-
Mezcla t <sub>24</sub>	6,12 - 5,68	1,62	1,051		83,54	-	5,86	5,18	-	-

Del análisis detallado de los perfiles de intensidad se pueden obtener patrones comunes que son útiles para caracterizar la sedimentabilidad de los fangos. Estos patrones se han parecido en todos los fangos, y por ello, se pueden sistematizar y definir para cada una de las zonas de sedimentación. En la siguiente tabla se muestra un pequeño esquema de la forma de cada patrón para cada caso de sedimentación:

*Tabla 30. Esquemas con la forma del patrón para cada caso de sedimentación*

<b>Zona de sedimentación</b>	<b>Patrón característico</b>
Zonal	
Floculada	
Transición	
Cambio de zonal a floculada	

Como se puede observar en la Tabla 30 los casos de sedimentación siguen los siguientes patrones:

1. La sedimentación zonal se caracteriza por presentar una meseta horizontal cubriendo un amplio rango de intensidades normalmente, salvo que el sobrenadante sea muy turbio como en el caso del fango primario del Carraixet donde esta meseta no es tan amplia.
2. La amplitud de esta meseta es un indicador de la turbidez del sobrenadante. Al reducirse la amplitud disminuye el contraste entre el fango y el sobrenadante debido a una mayor turbidez del sobrenadante.
3. En la transición se puede observar que la meseta toma una cierta inclinación debido a que la interfase fango-sobrenadante ya no se identifica de forma tan exacta. En algunos casos la parte superior del perfil cambia de inclinación y la meseta comienza a reducirse con el paso del tiempo.
4. Se puede establecer un criterio objetivo con la inclinación de la meseta donde la interfase-fango sobrenadante no es puntual sino difusa. De este modo, se puede medir la velocidad de sedimentación zonal en la zona de transición mediante el análisis de imágenes cuando no se puede identificar visualmente la interfase.
5. En la sedimentación floculada, la meseta y la parte superior del perfil se fusionan en una única recta. Al principio se observa que la sedimentación floculada ocurre durante los primeros momentos de los ensayos y luego con el paso del tiempo se aprecia que la recta evoluciona en dos (la meseta y la parte superior del perfil que describe al sobrenadante).

Estos patrones permiten establecer un criterio objetivo para determinar el LOSS, concentración máxima de SS en la cual ya no existe sedimentación zonal. Con lo cual, el LOSS es la concentración a la cual se produce un cambio de sedimentación. Los valores de esta concentración máxima difieren si se miden de manera visual o utilizando la aplicación. La aplicación nos permite obtener este límite de concentración de manera objetiva, lo cual es importante ya que existen pruebas sólidas de que la sedimentación floculada es el régimen predominante en los clarificadores y que la sedimentación zonal solamente se produce durante un fallo del clarificador (Kinnear,2002; Mancell-Egala et al., 2016).

En referencia a la evolución comentada entre la sedimentación floculada y zonal, cabe destacar que cuando la concentración de sólidos suspendidos del fango que sedimenta de

forma floculada se encuentra próxima a la zona de transición, la sedimentación zonal aparece mucho más pronto. Es decir, el fango se concentra mucho más rápido que si el fango poseyera una concentración más lejana de la zona de transición. Y llega un punto en el que el fango original está ya tan diluido, que las partículas en suspensión sedimentan de manera floculada y acaban concentrándose en el fondo de la probeta.

Por último, mencionar las ventajas que proporcionaría extender el análisis de imágenes en el estudio del comportamiento de los fangos:

- Determinación de la velocidad de sedimentación zonal de manera automática, punto que ya está ampliamente estudiado.
- Obtención de la velocidad de sedimentación zonal en la zona de transición donde un operario no es capaz de observar visualmente la interfase con claridad.
- Determinación objetiva del LOSS
- Estudio de la sedimentación floculada

## **CAPÍTULO 5: CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES**

Este último capítulo se centra en resaltar las principales conclusiones obtenidas en el trabajo y comentar algunas recomendaciones para futuros estudios relacionados con la misma línea de investigación.

Conclusiones:

- Los resultados obtenidos son consistentes para los distintos tipos de fangos (sintéticos, activados, primarios, activado espesado por flotación y mezcla de primario y secundario espesado). Se ha llevado a cabo una caracterización de los fangos mediante diferentes características físicas: densidad del fango seco, densidad de los flóculos, LOSS, velocidad de sedimentación zonal, IVF, IVF<sub>d</sub> y absorbancia del fango.
- El estudio del comportamiento de los fangos mediante la aplicación de técnicas de análisis de imagen proporciona numerosas ventajas.:
  - Permite estudiar de manera más precisa y objetiva la zona de transición entre la sedimentación zonal y floculada.

- Facilita la distinción entre ambos tipos de sedimentación mediante la obtención de patrones característicos de los perfiles de intensidad.
- Permite obtener la velocidad de sedimentación zonal en la zona de transición donde visualmente el ojo humano ya no es capaz de identificar una interfase fango-sobrenadante.
- Los resultados obtenidos para la relación entre los SS y la absorbancia son consistentes para los diferentes tipos de fangos y se proponen dos opciones que relacionan los SS y la absorbancia: utilizar el tramo lineal mediante diluciones o el rango global de SS mediante la función tipo DBO.

#### Recomendaciones:

- Análisis matemático de las curvas de intensidad para identificar los patrones: identificación de los tramos rectos y de su pendiente, determinación de los puntos de inflexión y cambios de pendiente.
- Abordar el análisis de la sedimentación floculada estudiando el cambio de la pendiente con el cambio en la velocidad de sedimentación de los flóculos. Además, relacionar la intensidad de color del fango con la concentración de los sólidos suspendidos.
- Calibrar a partir del estudio de la sedimentación zonal y floculada el modelo de Takács.
- Mancell-Egala et al. (2016) a parte del término LOSS proponen otro término denominado TOF. Este término también está asociado a un cambio de sedimentación, pero en este caso entre el régimen discreto y floculado. Al igual que el LOSS es un término asociado a la calidad del efluente y por ello sería interesante estudiarlo mediante la aplicación de técnicas de análisis de imagen, al igual que se ha realizado en este trabajo, y obtener valores objetivos que puedan llegar a ser aplicados a situaciones reales.

## ANEXO I: CÁLCULO DE ERRORES

En este apartado se describen las reglas básicas que se han utilizado para calcular los errores de las medidas experimentalmente, se han obtenido de la tesis de Asensi (2015).

El error es una medida y está relacionado con la incertidumbre inevitable que aparece al realizar la medida. Algunas fuentes de error pueden eliminarse, pero otras son intrínsecas al proceso de medida. El error no se puede eliminar completamente, lo único que se puede hacer es asegurarse de que el error sea lo más pequeño posible y estimar su valor.

En muchos casos se puede estimar fácilmente el error de una medida directa que se realiza a través de la lectura de una escala a partir de la precisión de un instrumento utilizado. Otras medidas se obtienen indirectamente realizando dos pasos: primero se mide una o más cantidades directamente y después se utilizan los valores de las medidas obtenidas para calcular la medida deseada. Para calcular el error de una medida indirecta primero se obtiene el error de las medidas obtenidas directamente y luego se determina como estos errores se propagan a través de los cálculos para obtener el error de la medida indirecta.

Cuando se repite una misma medida varias veces, la diferencia entre el valor de las medidas obtenidas indicara la existencia de un error en las medidas. Si estos errores son aleatorios se dice que el error es aleatorio. Si el error afecta a todas las medidas de una misma forma se dice que el error es sistemático.

La forma correcta de proporcionar el valor de una medida  $X$  es indicando el mejor valor estimado junto con su error:

$$\text{valor de } X = x \pm \varepsilon_x \quad (44)$$

Donde  $x$  es el mejor valor estimado de  $X$  y  $\varepsilon_x$  su error definitivo como positivo. Se considera que es razonable confiar que el valor de  $X$  se encuentra entre  $x-\varepsilon_x$  y  $x+\varepsilon_x$ .

El error estimado para una medida se debe de proporcionar con una cifra significativa, excepto cuando esa cifra sea 1, en cuyo caso se deben de proporcionar dos cifras significativas. La media se redondea con el mismo orden de magnitud que se error.

## 1. CÁLCULO DE ERRORES ALEATORIOS

Si medidos  $N$  veces una variable ( $x_1, x_2, \dots, x_n$ ) utilizando siempre el mismo método, y si las fuentes de error son pequeñas, aleatorias y los errores sistemáticos son despreciables, entonces los resultados obtenidos se distribuyen alrededor del valor verdadero de  $x$  ( $x_{verd}$ ) según una curva en forma de campana denominada distribución normal (Taylor, 1997).

Aproximadamente el 68% de los resultados de las mediciones se encuentran entre  $x_{verd} - \sigma_x$  y  $x_{verd} + \sigma_x$ .

$$\sigma_x = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^N (x_i - \bar{x})^2}{N - 1}} \quad (45)$$

$$\bar{x} = \frac{\sum_{i=1}^N x_i}{N} \quad (46)$$

Siendo  $\sigma_x$  la desviación típica y  $\bar{x}$  la media de las medidas realizadas.

La desviación típica se utiliza para estimar errores aleatorios. Si además de existir errores aleatorios existen también errores sistemáticos, se tendrá que estimar el error sistemático producido en cada caso y obtener a partir del error aleatorio y el error sistemático el error total.

## 2. PROPAGACIÓN DE ERRORES EN UNA MEDIDA INDIRECTA

Si obtenemos el valor de una medida  $q$  de forma indirecta a partir de una serie de medidas realizadas sobre las variables  $x, \dots, y, z$  de las que depende:

$$q = f(x, \dots, y, z) \quad (47)$$

se puede obtener el error de  $q$  ( $\varepsilon_q$ ) en función de los errores de las variables ( $\varepsilon_x, \varepsilon_y, \dots, \varepsilon_z$ ) del siguiente método (Rabinovich, 2005; Taylor 1997):

$$\varepsilon_q = \left| \frac{\partial f}{\partial x} \right| \varepsilon_x + \dots + \left| \frac{\partial f}{\partial y} \right| \varepsilon_y + \left| \frac{\partial f}{\partial z} \right| \varepsilon_z \quad (48)$$

Se toma el valor absoluto en las derivadas parciales para que no se compensen los errores.



Si los errores  $\varepsilon_x, \varepsilon_y, \dots, \varepsilon_z$  son aleatorios e independientes se puede estimar un error menor y más realista para  $q$  (Taylor, 1997) utilizando la siguiente expresión:

$$\varepsilon_q = \sqrt{\left(\frac{\partial f}{\partial x} \varepsilon_x\right)^2 + \dots + \left(\frac{\partial f}{\partial y} \varepsilon_y\right)^2 + \left(\frac{\partial f}{\partial z} \varepsilon_z\right)^2} \quad (49)$$

En el trabajo se ha utilizado la anterior ecuación para el cálculo de los errores de una medida indirecta.

## ANEXO II: REACTIVOS UTILIZADOS

En este apartado se presentan las características de los reactivos utilizados para la elaboración de los fangos sintéticos. Todos los datos han sido proporcionados por el fabricante.

*Tabla 31. Características del cloruro férrico hexahidratado ( $FeCl_3 \cdot 6H_2O$ )*

Pureza (%)	98
MM $FeCl_3$ (g/mol)	270,3
MM Fe (g/mol)	55,85
g utilizados de reactivo	12
M Disolución preparada (mol/L)	120
g de Fe	2,43
moles de Fe	0,044

*Tabla 32. Características del sulfato de aluminio ( $Al_2(SO_4)_3 \cdot 14 H_2O$ )*

Pureza ( $Al_2O_3$ ) (%)	17
MM $Al_2O_3$ (g/mol)	101,96
MM Al (g/mol)	26,98
g utilizados de reactivo	13
M Disolución preparada (mol/L)	130
g de Al	1,17
moles de Al	0,043

Tabla 33. Características del hidróxido de sodio (NaOH) 10N y 1N

	Hidróxido de sodio (NaOH) 10N	Hidróxido de sodio (NaOH) 1N
Pureza (%)	99	99
MM (g/mol)	40	40
V de la disolución (mL)	100	100
Nº Equivalente	1	0,1
M (mol/L)	10,00	1,00
g de NaOH	40,40	4,04
moles de NaOH	1,00	0,10

Tabla 34. Características del ácido clorhídrico (HCl) 1N

Pureza (%)	37
Densidad (kg/L)	1,18
MM (g/mol)	36,46
M (mol/L)	11,97
V de la disolución (mL)	100
moles de HCl	0,10
ml de HCL	8,35

Tabla 35. Características del carbonato cálcico (CaCO<sub>3</sub>)

Pureza (%)	95
MM CaCO <sub>3</sub> (g/mol)	100,09
g utilizados	575,16
Concentración de la disolución preparada (g/L)	287,58
g de CaCO <sub>3</sub>	273,20
moles de CaCO <sub>3</sub>	2,73

## CAPÍTULO 6: BIBLIOGRAFÍA

- APHA (American Public Health Association), AWWA (American Water Works Association), y WEF (Water Environmental Federation) (1998). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (20th Ed.). Washington D.C., Estados Unidos: APHA.
- Asensi, E. (2015). *Estudio y modelización de la velocidad de sedimentación zonal y de la aceleración de los fangos activados*. Tesis doctoral, Universidad Politécnica de Valencia, España.
- Asensi, E. (2020). *Tratamientos F-Q de las aguas: Sedimentación*. Valencia: asignatura de tratamientos FQ de las aguas residuales del máster de ingeniería hidráulica y medioambiente.
- Bakiri, Z., & Nacef, S. (2020). Development of an improved model for settling velocity and evaluation of the settleability characteristics. *Water Environment Research*, 92(7), 1089–1098.
- Barat, R. (2004). *Estudio de la precipitación de fósforo inducida biológicamente en el tratamiento de aguas residuales*. Tesis doctoral, Universidad Politécnica de Valencia, España.
- Barceló, D. L., & López de Alda, M. J. (2010). Contaminación y calidad química del agua: el problema de los contaminantes emergentes. *Retinal Cases and Brief Reports*, 4(2), 125–128.
- Baudez, J. C., Ginisty, P., Peuchot, C., & Spinosa, L. (2007). The preparation of synthetic sludge for lab testing. *Water Science and Technology*, 56(9), 67–74.
- Bergh, S.G., & Olsson, G. (1996). Knowledge based diagnosis of solids-liquid separation problems. *Water Sei. Tech.*, 33 (2), 219-226.
- Besra, L., Sengupta, D. K., & Roy, S. K. (2000). Particle characteristics and their influence on dewatering of kaolin, calcite and quartz suspensions. *International Journal of Mineral Processing*, 59(2), 89–112.
- CAWST. (2011). *Introducción al tratamiento del agua a nivel domiciliario y su almacenamiento seguro*. Canadá.
- Chen, G. W., Chang, I. L., Hung, W. T., & Lee, D. J. (1996). Regimes for zone settling of waste activated sludges. *Water Research*, 30(8), 1844–1850.
- Chu, C.P., & Lee, D.J. (1999). Three stages of consolidation dewatering of sludges. *J. Env. Eng.*, 125(10), 959–963.
- Chung, H. Y., & Lee, D. J. (2003). Porosity and interior structure of flocculated activated sludge floc. *Journal of Colloid and Interface Science*, 267(1), 136-143.
- Clercq, J., Devisscher, M., Boonen, I., Vanrolleghem, P.A., & Defrancq, J. (2003). A new one-dimensional clarifier model-Verification using full-scale experimental data. *Water Sei. Tech.*, 47 (12), 105-112.
- Comas, J., Rodríguez-Roda, I., Sánchez-Marrè, M., Cortés, U., Freixó, A., Arráez, & Poch, M. (2003). A knowledge-based approach to the deflocculation problem: integrating on-line, off-line, and heuristic information. *Water Res.*, 37 (10), 2377-2387.

- Concha, F. (2015). Manual de Filtración y Separación. Chile: Diario El Sur S.A.
- Couturier, S. (2002). Study of mechanical dewatering thermically assisted. PhD Dissertation, University Bordeaux I, France.
- Cuenca del Carraixet | Epsar. (n.d.). Retrieved June 9, 2021, from <https://www.epsar.gva.es/cuenca-del-carraixet>
- da Motta, M., Pons, M. N., & Roche, N. (2002). Study of filamentous bacteria by image analysis and relation with settleability. *Water Sei. Tech.*, 46 (1-2), 363-369.
- Dammel, E., & Schroeder, E. (1991). Density of activated sludge flocs. *Water Research*, 25(7), 841-846.
- Das, D., Keinath, T. M., Parker, D. S., & Wahlberg, E. J. (1993). Floc breakup in activated sludge plants. *Water Environment Research*, 65(2), 138-145.
- Dick, R. I., & Vesilind, P. A. (1969). The Sludge Volume Index: What Is It?. *Water Pollution Control Federation*, 41(7), 1285-1291.
- Dupont, R., & Henze, M. (1992). Modelling of the secondary clarifier combined with the activated sludge model. *Water Science and Technology*, 25(6), 285-300.
- Ekama, G. A., Barnard, J. L., Günthert, F. W., Krebs, P., McCorquodale, J. A., Parker, D. S., & Wahlberg, E. J. (1997). Secondary Settling Tanks - Theory, Modelling, Design and Operation. In Scientific and Technical Report (Vol. 6).
- Ekama, G.A., & Marais, P. (2002). Hydrodynamic Modelling of Secondary Settling Tanks. London: International Association on Water Quality.
- Escaler, M. I., & Mujeriego Sahuquillo, R. (2001). Eliminación biológica de nutrientes (nitrógeno y fósforo) mediante un proceso discontinuo de fangos activados. *Ingeniería Del Agua*, 8(1), 67.
- Fang, F., Ni, B. J., Xie, W. M., Sheng, G. P., Liu, S. G., Tong, Z. H., & Yu, H. Q. (2010). An integrated dynamic model for simulating a full-scale municipal wastewater treatment plant under fluctuating conditions. *Chemical Engineering Journal*, 160(2), 522-529.
- Ferrer, J., & Seco, A. (2012a). Tratamientos de las aguas. Tomo I. Introducción a los tratamientos de aguas. Valencia, España: Servicio de publicaciones de la Universidad Politécnica de Valencia.
- Ferrer, J., & Seco, A. (2012b). Tratamientos físicos y químicos de aguas residuales. Valencia, España: Servicio de publicaciones de la Universidad Politécnica de Valencia.
- Font, R. (1988). Compression zone effect in batch sedimentation. *AIChE Journal*, 34(2), 229-238.
- Fuchs, A., & Staudinger, G. (1997). Sedimentation and clarification properties as characteristics of biological sludges. *Water Science and Technology*, 62 (4), 1625-1632.
- Gandía - La Safor | Epsar. (n.d.). Retrieved June 10, 2021, from <https://www.epsar.gva.es/gandia-la-safor>

- García, M. E., Pérez, J. A., & Generalidades, L. (1985). *Aguas Residuales. Composición*. Universidad de Granada, España: Servicio de Publicaciones de la Universidad de Granada.
- González Granados, I. C. (2015). *Generación, caracterización y tratamiento de lodos de EDAR*. Tesis doctoral, Universidad de Córdoba, España.
- Grijpspeerdt, K., & Verstraete, W. (1997). Image analysis to estimate the settleability and concentration of activated sludge. *Water Res.*, 31 (5), 1126-1134.
- Hamilton, J., Jain, R., Antoniou, P., Svoronos, S. A., Koopman, B., & Lyberatos, G. (1992). Modelling and pilot-scale experimental verification for predenitrification process. *Journal of Environmental Engineering*, 118(1), 38-55.
- Henze, M., Van Loosdrecht, M. C. M., Ekama, G. A., & Brdjanovic, D. (2011). *Biological Wastewater Treatment, Principles, Modelling and Design*. Londres, Reino Unido: IWA Publishing.
- Jang, H. (2006). Density effects on sedimentation of biological solids for improved wastewater treatment. In *Journal of Allergy and Clinical Immunology* (Vol. 130, Issue 2).
- Jang, H., & Schuler, A. J. (2006). The Case for Variable Density: A New Perspective on Activated Sludge Settling. *Water Environment Research*, 79(11), 2298–2303.
- Jenné, R., Banadda, E. N., Smets, I. Y., & Van Iiiipe, J. F. (2004). Monitoring activated sludge settling properties using image analysis. *Water Sd. Tech.*, 50 (7), 281-285.
- Jordá, J., Velasco, A., & Polo Cañas, P. (2003). Valoración de los tres índices de sedimentación del fango más utilizados. *Tecnología Del Agua*, 23(240), 24–28.
- Kim, Y. J., Choi, S. J., Bae, H., & Kim, C. W. (2011). Sludge settleability detection using automated SV30 measurement and its application to a field WWTP. *Water Science and Technology*, 64(8), 1743–1749.
- Kinnear, D.J. (2002). *Biological Solids Sedimentation: A Model Incorporating Fundamental Settling Parameters*. Ph.D. Thesis, University of Utah, Utah.
- Kinnear, D.J., Myers, L., Hahn, M., & Parker, D.S. (2001). *Secondary Clarifier Operational Testing Increases Facility Capacity* (Atlanta Georgia).
- Laikari, H. (1989). Simulation of the sludge blanket of a vertical clarifier in an activated sludge process. *Water Science and Technology*, 21(6-7), 621-629.
- Lee, S. E., Koopman, B., Bode, H., & Jenkins, D. (1983). Evaluation of alternative sludge settleability indices. *Water Research*, 17(10), 1421-1426.
- Li, B., & Stenstrom, M. K. (2014). Research advances and challenges in one-dimensional modelling of secondary settling Tanks - A critical review. *Water Research*, 65, 40-63.
- Li, L., & Pagilla, K. R. (2017). Biomass density-function relationships in suspended growth biological processes – A critical review. *Water Research*, 111, 274–287.

- Li, T., Zhu, Z., Wang, D., Yao, C., & Tang, H. (2007). The strength and fractal dimension characteristics of alum-kaolin flocs. *International Journal of Mineral Processing*, 82(1), 23–29.
- López, A. J., & Asensi, E. J. (2013). Aplicación de técnicas de procesamiento de imágenes para la calibración de los parámetros de la velocidad de sedimentación zonal del fango de una EDAR.
- Mancell-Egala, A. S. (2016). Development of Transitional Settling Regimen Parameters to Characterize and Optimize Solids-liquid Separation Performance. Ph.D. Dissertation, University of the Virginia Polytechnic Institute, Virginia.
- Mancell-Egala, W. A. S. K., Kinnear, D. J., Jones, K. L., De Clippeleir, H., Takács, I., & Murthy, S. N. (2016). Limit of stokesian settling concentration characterizes sludge settling velocity. *Water Research*, 90, 100–110.
- Mancell-Egala, W. A. S. K., Su, C., Takacs, I., Novak, J. T., Kinnear, D. J., Murthy, S. N., & De Clippeleir, H. (2017). Settling regimen transitions quantify solid separation limitations through correlation with floc size and shape. *Water Research*, 109, 54–68.
- McCorquodale, J.A., La Motta, E., Griborio, A., Georgiou, I., & Homes, J., (2004). Development of Software for Modeling Activated Sludge Clarifier System. University of New Orleans, New Orleans, LA.
- Men, C., & Fall, C. (2019). Métodos Experimentales para el Tratamiento de Aguas Residuales. In *Métodos Experimentales para el Tratamiento de Aguas Residuales*. London: IWA Publishing.
- Mesquita, D. P., Amaral, A. L., Ferreira, E. C., & Coelho, M. AZ. (2008). Study of saline wastewater influence on activated sludge flocs through automated image analysis. *Chem. Technol. Biotechnol.*, 84, 554-560.
- Mesquita, D. P., Dias, O., Amaral, A. L., & Ferreira, E. C. (2009). Monitoring of activated sludge settling ability through image analysis: validation on full-scale wastewater treatment plants. *Bioprocess Biosyst. Eng.*, 32, 361-367.
- Metcalf and Eddy. (1995). *Ingeniería de aguas residuales. Volumen 1: Tratamiento, vertido y reutilización*. Madrid, España: McGraw-Hill/Interamericana de España S.A.
- Moruzzi, R. B., Campos, L. C., Sharifi, S., da Silva, P. G., & Gregory, J. (2020). Nonintrusive investigation of large Al-kaolin fractal aggregates with slow settling velocities. *Water Research*, 185, 116287.
- Moruzzi, R. B., de Oliveira, A. L., da Conceição, F. T., Gregory, J., & Campos, L. C. (2017). Fractal dimension of large aggregates under different flocculation conditions. *Science of the Total Environment*, 609, 807–814.
- Ngo, K. N., Van Winckel, T., Massoudieh, A., Wett, B., Al-Omari, A., Murthy, S., Takács, I., & De Clippeleir, H. (2021). Towards more predictive clarification models via experimental determination of flocculent settling coefficient value. *Water Research*, 190, 116294.

- Nopens, I., Koegst, T., Mahieu, K., & Vanrolleghem, P. A. (2005). PBM and activated sludge flocculation: from experimental data to calibrated model. *Environmental and Energy Engineering*, 51(5), 1548-1557.
- Olivia, J., Giacomán Vallejos, G., & Pérez Cortés, M. (2008). Estudio de la dinámica de sedimentación de lodos mediante un sistema óptico. *Ingeniería, Revista Académica de la FIUADY*, 12 (2), 17-29.
- Otterpohl, R., & Freund, M. (1992). Dynamic models for clarifiers of activated sludge plants with dry and wet weather flows. *Water Science and Technology*, 26 (5), 1391-1400.
- Patry, G. G., & Takács, I. (1992). Settling of Flocculent Suspensions in Secondary Clarifiers. *Water Research*, 26(4), 473-479.
- Pérez, M. (1993). Análisis y simulación en sedimentación de suspensiones compensibles. Tesis doctoral, Universidad de Alicante, España.
- Red Iberoamericana de potabilización y depuración del Agua. (2006). Remoción de hierro y manganeso en fuentes de agua subterránea para abastecimiento público. *CYTED*, 37–54.
- Ribes, J. (2004). Modelació de sedimentadors en plantes de tractament d'aigües residuals. Aplicació al procés de fermentació-elutriació de fangs primaris. Tesis doctoral, Universitat de València, España.
- Roldán, M., Seco, A., Gadea, A., Basset, N., & Barat, R. (2020). Estudio de la gestión de corrientes en la depuradora Murcia-Este para promover la recuperación de fósforo. *Retema*, 112–117.
- Schuler, A. J., & Jang, H. (2007a). Density effects on activated sludge zone settling velocities. *Water Research*, 41(8), 1814–1822.
- Schuler, A. J., & Jang, H. (2007b). Microsphere addition for the study of biomass properties and density effects on settleability in biological wastewater treatment systems. *Water Research*, 41(10), 2163–2170.
- Sears, K., Alleman, J. E., Barnard, J. L., & Oleszkiewicz, J. A. (2006). Density and Activity Characterization of Activated Sludge Floccs. *Journal of Environmental Engineering*, 132(10), 1235-1242.
- Sekine, T., Tsugura, H., Urushibara, S., Furuya, N., Fujimoto, E., & Matusi, S. (1989). Evaluation of settleability of activated sludge using a sludge setting analyzer. *Water Research*, 23(3) 361-367.
- Takács, I., Patry, G. G., & Nolasco, D. (1991). A dynamic model of the clarification-thickening process. *Water Research*, 25(10), 1263–1271.
- Task Force of the Water Environment Federation. (2005). Clarifier Design. Alexandria, USA: Water Environment Federation.
- Tchbanoglous, G., Burton, F. L., & Stensel, H. D. (2003). Wastewater Engineering Treatment and Reuse. In *Transportation Research Part B* (Vol. 25, Issue 6).

- Vanrolleghem, P.A., Van der Schueren, D., Krikilion, G., Grijspeerdt, K., Willems, P., & Verstraete, W. (1996). On-line quantification of settling properties with in-sensor-experiments in an automated settlometer. *Wat. Sci. Tech.*, 33(1), 37-51.
- Vilanova, R., Santín, I., & Pedret, C. (2017). Control en Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales: Estado actual y perspectivas. *Revista Iberoamericana de Automática e Informática Industrial*, 14(4), 329–345.
- Von Sperling, M. (2007). *Activated Sludge and Aerobic Biofilm Reactors: Biological Wastewater Treatment Volume 5*. Londres, Reino Unido: IWA Publishing.
- Yukselen, M. A., & Gregory, J. (2004). The reversibility of floc breakage. *International Journal of Mineral Processing*, 73 (2), 251–259.
- Zambrano, D., Asensi, E., & Alemany, E. (2013). Caracterización de las propiedades morfológicas de los flóculos en fangos activados mediante técnicas de análisis de imagen.
- Zhu, Y., Wu, J., Shepherd, I. S., Coghill, M., Vagias, N., & Elkin, K. (2000). An automated measurement technique for slurry settling tests. *Minerals Engineering*, 13(7), 765–772.
- Zhu, Z., Li, T., Lu, J., Wang, D., & Yao, C. (2009). Characterization of kaolin flocs formed by polyacrylamide as flocculation aids. *International Journal of Mineral Processing*, 91(3–4), 94–99.