

**UNIVERSITAT POLITÈCNICA DE VALÈNCIA**

**DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA HIDRÁULICA Y MEDIO AMBIENTE**



**UNIVERSITAT  
POLITÈCNICA  
DE VALÈNCIA**

**ESTUDIO Y MODELIZACIÓN DE LA VELOCIDAD DE  
SEDIMENTACIÓN ZONAL Y DE LA ACELERACIÓN DE LOS  
FANGOS ACTIVADOS**

**TESIS DOCTORAL**

Presentada por:

**ENRIQUE JAVIER ASENSI DASÍ**

Dirigida por:

Dr. José Ferrer Polo

Dra. Aurora Seco Torrecillas

Valencia, noviembre de 2015





UNIVERSITAT  
POLITÈCNICA  
DE VALÈNCIA

DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA HIDRÁULICA Y MEDIO AMBIENTE

**ESTUDIO Y MODELIZACIÓN DE LA VELOCIDAD DE  
SEDIMENTACIÓN ZONAL Y DE LA ACELERACIÓN DE LOS  
FANGOS ACTIVADOS**

Memoria que, para optar al grado de Doctor por la Universidad Politécnica de Valencia, presenta ENRIQUE JAVIER ASENSI DASÍ.

Valencia, noviembre de 2015



## AGRADECIMIENTOS

---

*"Si quieres ir rápido, camina solo. Si quieres llegar lejos, ve acompañado"*

*Proverbio africano*

Con estas palabras quiero mostrar mi agradecimiento a todas aquellas personas que han hecho posible la realización de esta tesis doctoral.

En primer lugar quiero agradecer a mis directores de tesis, los doctores D<sup>a</sup> Aurora Seco Torrecillas y D. José Ferrer Polo, su dedicación y paciencia durante estos últimos años, así como la confianza que han depositado en mí para la realización de esta tesis doctoral.

También quiero hacer una mención especial a la doctora D<sup>a</sup> Elena Alemany Martínez por su colaboración en la realización del programa de análisis de imágenes utilizado en esta tesis, por sus consejos y aportaciones.

Del mismo modo quiero acordarme de Amparo y Daniel por haberme facilitado el trabajo experimental en el laboratorio, y del apoyo recibido en la depuradora de Ford España.

Gracias a todos mis compañeros de trabajo y amigos por estar a mi lado, y en especial a Mari, por su ayuda cuando más lo necesitaba.

También quiero expresar mi enorme gratitud a mis padres y abuelos por todo lo que me han dado, gran parte de lo que me han enseñado me ha permitido realizar este trabajo.

Finalmente quiero dar las gracias a mi esposa Elena y a mis dos hijas Carolina y Laura por todo el amor que he recibido y por lo que han tenido que renunciar para que yo pudiera finalizar esta tesis.



*A Elena, Carolina y Laura*





## **RESUMEN**

---

*“La brevedad es el alma del ingenio”*

*William Shakespeare*



## RESUMEN

---

Existen varios estudios sobre el efecto de la adición o presencia de sales de hierro, de aluminio o de polímeros en la sedimentabilidad de los fangos activados (Jang, 2006; Wilén et al., 2008; Al-Jasser, 2009; De Gregorio et al., 2010; Wen et al., 2015). En estos trabajos se ha investigado el efecto de un coagulante aislado en la velocidad de sedimentación zonal del fango o en el volumen que ocupa el fango después de sedimentar un tiempo determinado. Sin embargo, en una depuradora de aguas residuales industriales, la sedimentabilidad de los fangos activados puede verse afectada por el efecto conjunto de una gran variedad de coagulantes y polímeros procedentes de un proceso físico-químico previo.

Se ha comprobado que con cierta frecuencia en depuradoras de aguas residuales industriales o en depuradoras con un proceso de coagulación-floculación previo, los fangos no sedimentan de modo convencional debido a que no presentan una única etapa de sedimentación zonal. Chen et al. (1996) estudiaron la velocidad de sedimentación de los fangos activados de una depuradora de aguas residuales industriales de Taiwan. En los ensayos de sedimentación observaron una etapa inicial con velocidad de sedimentación zonal constante, una etapa intermedia donde se producía la aceleración de los fangos y una etapa final donde la velocidad de sedimentación zonal volvía a ser constante. Zhao (2004a, 2004b) también describió el mismo proceso de aceleración con fangos coagulados con sulfato de aluminio y con un polímero orgánico aniónico.

Este modo de sedimentación de los fangos activados no se ha estudiado con detalle. Chen et al. (1996) y Zhao (2004a, 2004b) estudiaron las etapas con velocidad de sedimentación zonal constante, pero no estudiaron ni modelizaron el proceso de aceleración del fango, ni le prestaron atención al tiempo a partir del cual se produce este proceso. Tampoco explicaron el mecanismo que desencadena el proceso de aceleración, ni la formación de grandes flóculos partiendo de un fango con una estructura inicial homogénea.

Los decantadores secundarios en los tratamientos biológicos de aguas residuales son mayoritariamente diseñados a partir de criterios empíricos basados en la experiencia adquirida en el diseño de depuradoras urbanas. El uso de estos criterios puede ser problemático en depuradoras de aguas residuales industriales donde la sedimentabilidad del fango biológico puede verse afectada por el tipo de agua residual y por el tratamiento físico-químico previo. Lo mismo ocurre cuando se utilizan programas de simulación donde se calcula la velocidad de sedimentación zonal de los fangos activados a partir de fórmulas empíricas obtenidas en depuradoras urbanas. La modelización de la velocidad de sedimentación zonal de los fangos activados en este tipo de depuradoras puede ayudar a mejorar los métodos utilizados para el diseño y simulación de decantadores secundarios.

El objetivo principal de la presente tesis es estudiar y desarrollar un modelo general de la velocidad de sedimentación zonal y del proceso de aceleración de los fangos activados en depuradoras de aguas residuales. Los fangos activados utilizados en los ensayos de sedimentación proceden de la depuradora de aguas residuales industriales de Ford España.

Inicialmente se caracterizan los fangos activados de la depuradora, determinando la densidad, tamaño y morfología de los flóculos. También se realizan ensayos de sedimentación para estudiar el efecto de la composición del sobrenadante y de la concentración de los sólidos suspendidos, en la velocidad de sedimentación y en el proceso de aceleración de los fangos. Posteriormente se modeliza la velocidad de sedimentación zonal en función de la concentración de los sólidos suspendidos de los fangos en las dos etapas donde la velocidad de sedimentación es constante.

Se ha utilizado el modelo de Richardson y Zaki, y se han propuesto algunas modificaciones del modelo, para estimar las características de los flóculos (diámetro, densidad, porosidad y dimensión fractal) en las etapas con velocidad de sedimentación constante inicial y final. También se utiliza dicho modelo para describir los cambios producidos en los flóculos después del proceso de aceleración de los fangos y para explicar la discontinuidad aparente, observada experimentalmente, en la velocidad de sedimentación zonal final.

Asimismo, se ha desarrollado un modelo logístico para describir la velocidad de sedimentación zonal y la aceleración de los fangos en función del tiempo y de la concentración de los sólidos suspendidos.

Finalmente se relaciona el modelo logístico de la velocidad de sedimentación con el modelo de Richardson y Zaki, y se propone una descripción del proceso de aceleración de los fangos a partir de la fragmentación y posterior agregación de los flóculos.



## RESUM

---

Hi ha diversos estudis sobre l'efecte de l'addició o presència de sals de ferro, d'alumini o de polímers en la sedimentabilitat dels fangs activats (Jang, 2006; Wilén et al., 2008; Al-Jasser, 2009; De Gregorio et al., 2010; Wen et al., 2015). En estos treballs s'ha investigat l'efecte d'un coagulant aïllat en la velocitat de sedimentació zonal del fang o en el volum que ocupa el fang després de sedimentar un temps determinat. No obstant això, en una depuradora d'aigües residuals industrials, la sedimentabilitat dels fangs activats es pot veure's afectada per l'efecte conjunt d'una gran varietat de coagulants i polímers procedents d'un procés físicoquímic previ.

S'ha comprovat que amb certa freqüència en depuradores d'aigües residuals industrials o en depuradores amb un procés de coagulació-floculació previ, els fangs no sedimenten de manera convencional pel fet de no presentar una única etapa de sedimentació zonal. Chen et al. (1996) van estudiar la velocitat de sedimentació dels fangs activats d'una depuradora d'aigües residuals industrials de Taiwan. En els assajos de sedimentació van observar una etapa inicial amb velocitat de sedimentació zonal constant, una etapa intermèdia on es produïa l'acceleració dels fangs i una etapa final on la velocitat de sedimentació zonal tornava a ser constant. Zhao (2004a, 2004b) també va descriure el mateix procés d'acceleració amb fangs coagulats amb sulfat d'alumini i amb un polímer orgànic aniònic.

Esta manera de sedimentació dels fangs activats no s'ha estudiat amb detall. Chen et al. (1996) i Zhao (2004a, 2004b) van estudiar les etapes amb velocitat de sedimentació zonal constant, però no van estudiar ni modelitzar el procés d'acceleració del fang, ni li van prestar atenció al temps a partir del qual es produeix este procés. Tampoc van explicar el mecanisme que desencadena el procés d'acceleració, ni la formació de grans flòculs partint d'un fang amb una estructura inicial homogènia.

Els decantadors secundaris en els tractaments biològics d'aigües residuals són majoritàriament dissenyats a partir de criteris empírics basats en l'experiència adquirida en el disseny de depuradores urbanes. L'ús d'estos criteris pot ser problemàtic en depuradores d'aigües

residuals industrials on la sedimentabilidad del fang biològic es pot veure's afectada pel tipus d'aigua residual i pel tractament fisicoquímic previ. El mateix passa quan s'utilitzen programes de simulació on es calcula la velocitat de sedimentació zonal dels fangs activats a partir de fórmules empíriques obtingudes en depuradores urbanes. La modelització de la velocitat de sedimentació zonal dels fangs activats en este tipus de depuradores pot ajudar a millorar els mètodes utilitzats per al disseny i simulació de decantadors secundaris.

L'objectiu principal de la present tesi és estudiar i desenvolupar un model general de la velocitat de sedimentació zonal i del procés d'acceleració dels fangs activats en depuradores d'aigües residuals. Els fangs activats utilitzats en els assajos de sedimentació procedeixen de la depuradora d'aigües residuals industrials de Ford Espanya.

Inicialment es caracteritzen els fangs activats de la depuradora, determinant la densitat, grandària i morfologia dels flòculs. També es realitzen assajos de sedimentació per estudiar l'efecte de la composició del sobrenedant i de la concentració dels sòlids suspesos, en la velocitat de sedimentació i en el procés d'acceleració dels fangs. Posteriorment es modelitza la velocitat de sedimentació zonal en funció de la concentració dels sòlids suspesos dels fangs en les dos etapes on la velocitat de sedimentació és constant.

S'ha utilitzat el model de Richardson i Zaki, i s'han proposat algunes modificacions del model, per estimar les característiques dels flòculs (diàmetre, densitat, porositat i dimensió fractal) en les etapes amb velocitat de sedimentació constant inicial i final. També s'utilitza este model per descriure els canvis produïts en els flòculs després del procés d'acceleració dels fangs i per explicar la discontinuïtat aparent, observada experimentalment, a la velocitat de sedimentació zonal final.

Així mateix, s'ha desenvolupat un model logístic per descriure la velocitat de sedimentació zonal i l'acceleració dels fangs en funció del temps i de la concentració dels sòlids suspesos.



Finalment es relaciona el model logístic de la velocitat de sedimentació amb el model de Richardson i Zaki, i es proposa una descripció del procés d'acceleració dels fangs a partir de la fragmentació i posterior agregació dels flòculs.



## SUMMARY

---

Several researchers have studied the effect of the addition or presence of some salts (iron or aluminium) and polymers in the activated sludge settleability (Jang, 2006; Wilén et al., 2008; Al-Jasser, 2009; De Gregorio et al., 2010; Wen et al., 2015). In these studies, it has been investigated the effect of an isolated coagulant on the hindered settling velocity of the sludge or on volume occupied by the sludge after settling for a certain time. However, in an industrial wastewater treatment plant, the settleability of the activated sludge might be affected by the combined effect of a large variety of coagulants and polymers from a previous physico-chemical process.

It has been found that in industrial wastewater treatment plants, or those with a previous process of coagulation-flocculation, sludge does not settle conventionally since there is not a unique hindered settling stage. Chen et al. (1996) studied the settling velocity of the activated sludge at an industrial wastewater treatment plant in Taiwan. During the settling tests, they observed an initial stage with constant hindered settling velocity, an intermediate stage of accelerating settling velocity and a final stage of constant settling velocity again. Zhao (2004a, 2004b) described the same accelerating process on sludge coagulated with aluminium sulphate and an organic anionic polymer.

This form of activated sludge settleability has not been studied in detail. Chen et al. (1996) and Zhao (2004a, 2004b) studied the stages with constant zone settling velocity, but they did not study or model the accelerating process of the sludge, nor paid attention to the moment at which this process starts taking place. They did not explain the mechanism that triggers the process of acceleration of settling rate, or the formation of large flocs with an initial homogeneous structure.

The secondary clarifiers in biological wastewater treatment plants are mostly designed from empirical criteria based on acquired experience in the design of urban treatment plants. The use of these criteria can be a problem in industrial plants where the biological sludge

settleability may be affected by the type of wastewater and the physico-chemical treatment. The same happens when simulation programs are used to estimate hindered settling velocity of activated sludge from empirical formula developed at urban treatment plants. Modelling hindered settling velocity for activated sludge in such treatment plants can help to improve the methods used for the design and simulation of secondary clarifiers.

The main objective of this thesis is the study and development of a general model for the hindered settling velocity and the accelerating process for the activated sludge in wastewater treatment plants. The activated sludge used for settling tests come from the industrial wastewater treatment plant of Ford Spain.

Initially, the activated sludge of the plant is characterized by determining the density, size and morphology of the flocs. Settling tests are also performed to study the effect of water composition and concentration of suspended solids in the settling velocity and accelerating process. Subsequently, hindered settling velocity is modelled depending on the concentration of suspended solids in the sludge during the two stages where the settling rate is constant.

The model used to do the analysis is Richardson and Zaki's. Some modifications of the model have been proposed so as to estimate the flocs characteristics (diameter, density, porosity and fractal dimension) during the stages of initial and final constant settling rates. This model is also used to describe the changes found in the flocs after the accelerating process of the sludge and to explain the apparent discontinuity, observed experimentally, in the final hindered settling velocity.

It has also been developed a logistic model to describe the hindered settling velocity and the accelerating process as a function of time and concentration of suspended solids.

Finally, a relation between the logistic model for the settling velocity and Richardson and Zaki's model is established, and a description for the accelerating process is proposed from fragmentation and succeeding aggregation of flocs.

## **ÍNDICE**

---

*“Y... si he escrito esta carta tan larga, ha sido porque no he tenido tiempo de hacerla más corta”*

*Blaise Pascal*



## ÍNDICE

---

<b>1 INTRODUCCIÓN</b> .....	<b>3</b>
1.1 La contaminación de las aguas.....	3
1.2 Tratamiento de las aguas residuales.....	5
1.3 Características de los fangos activados.....	8
1.3.1 Composición de los fangos activados.....	8
1.3.2 Biofloculación de los fangos activados.....	12
1.3.2.1 Modelo de la doble capa (DLVO).....	15
1.3.2.2 Teoría de formación de puentes con los cationes multivalentes.....	17
1.3.3 Densidad de los fangos activados.....	19
1.3.3.1 Densidad del fango.....	20
1.3.3.2 Densidad del fango seco.....	20
1.3.3.3 Densidad de los flóculos.....	21
1.3.4 Propiedades de los flóculos.....	23
1.3.4.1 Tamaño y distribución del tamaño de los flóculos.....	24
1.3.4.2 Forma de los flóculos.....	29
1.3.4.3 Estructura fractal de los flóculos.....	31
1.3.4.4 Porosidad y permeabilidad de los flóculos.....	38
1.3.4.5 Estabilidad y resistencia de los flóculos.....	42
1.4 Floculación de los fangos activados.....	45
1.4.1 Modelo de rotura y agregación.....	48
1.4.2 Modelo de balance de población.....	50
1.5 Sedimentación de los fangos activados.....	52
1.5.1 Tipos de sedimentación.....	52
1.5.2 Medida de la sedimentabilidad del fango.....	55
1.5.2.1 Velocidad de sedimentación zonal.....	55
1.5.2.2 Otras medidas de la sedimentabilidad del fango.....	64
1.5.3 Modelización de la velocidad de sedimentación.....	71
1.5.3.1 Velocidad de sedimentación discreta y modificaciones de la ley de Stokes.....	71
1.5.3.2 Velocidad de sedimentación zonal.....	80
1.5.3.3 Velocidad de sedimentación por compresión.....	90

1.5.4	Diseño, simulación y operación de decantadores secundarios.....	96
1.5.4.1	La teoría de flujo de sólidos .....	96
1.5.4.2	Diseño de decantadores secundarios .....	98
1.5.4.3	Simulación de decantadores secundarios.....	102
1.5.4.4	Operación de decantadores secundarios.....	104
1.6	Aceleración de los fangos en los ensayos de sedimentación .....	106
1.6.1	Periodos de inducción en los ensayos de sedimentación .....	106
1.6.2	Aumento de la velocidad de sedimentación y la formación de canales .....	109
1.6.3	Efecto de la coagulación-floculación en la sedimentación zonal .....	111
<b>2</b>	<b>OBJETIVOS .....</b>	<b>125</b>
<b>3</b>	<b>MATERIALES Y MÉTODOS.....</b>	<b>129</b>
3.1	La depuradora de aguas residuales industriales de Ford España.....	129
3.2	Ensayos de sedimentación .....	132
3.2.1	Descripción de las columnas de sedimentación.....	132
3.2.2	Diseño de los ensayos de sedimentación .....	136
3.3	Densidad de los fangos activados .....	144
3.3.1	Densidad del fango seco.....	144
3.3.2	Densidad de los flóculos .....	146
3.4	Morfología y tamaño de los flóculos .....	151
3.4.1	Adquisición de las imágenes de los flóculos.....	152
3.4.2	Análisis y procesamiento de las imágenes .....	153
<b>4</b>	<b>CARACTERIZACIÓN DEL FANGO Y MODELIZACIÓN DE LA VELOCIDAD DE SEDIMENTACIÓN ZONAL INICIAL Y FINAL.....</b>	<b>163</b>
4.1	Caracterización del fango.....	163
4.1.1	Densidad del fango .....	163
4.1.2	Tamaño y morfología de los flóculos.....	164
4.2	Velocidad de sedimentación zonal inicial y final del fango .....	172
4.2.1	Resultados experimentales.....	172
4.2.2	Cálculo de la velocidad de sedimentación zonal inicial y final .....	175
4.2.3	Modelización de la velocidad de sedimentación zonal inicial y final .....	194



---

4.3 Sedimentabilidad del fango .....	216
4.3.1 <i>IVF</i> e <i>IVFD</i> del fango.....	216
4.3.2 Velocidad de sedimentación zonal del fango .....	218
<b>5 APLICACIÓN DEL MODELO DE RICHARDSON Y ZAKI .....</b>	<b>223</b>
5.1 Aplicación del modelo de Richardson y Zaki en las etapas de sedimentación zonal inicial y final .....	223
5.1.1 Aplicación del modelo .....	223
5.1.2 Características de los flóculos.....	232
5.1.2.1 Diámetro equivalente de los flóculos.....	233
5.1.2.2 Índice volumétrico del agregado, porosidad y densidad de los flóculos.....	235
5.1.2.3 Velocidad de sedimentación terminal de los flóculos.....	240
5.1.3 Discontinuidad de la velocidad de sedimentación y concentración de sólidos suspendidos crítica ( $SS_c$ ).....	242
5.2 Modificaciones del modelo de Richardson y Zaki.....	245
5.2.1 Estructura fractal de los flóculos .....	245
5.2.2 Permeabilidad de los flóculos.....	249
5.2.3 Esfericidad de los flóculos.....	253
5.3 Aplicación del modelo de Richardson y Zaki en la etapa de sedimentación zonal final considerando la etapa de transición .....	258
5.3.1 Aplicación del modelo .....	258
5.3.2 Características de los flóculos en la etapa de sedimentación zonal final.....	265
5.3.2.1 Diámetro equivalente de los flóculos e índice volumétrico del agregado .....	265
5.3.2.2 Porosidad y densidad de los flóculos .....	272
5.3.3 Discontinuidad de la velocidad de sedimentación zonal final.....	276
<b>6 MODELIZACIÓN DE LA VELOCIDAD DE SEDIMENTACIÓN ZONAL Y DEL PROCESO DE ACELERACIÓN DE LOS FANGOS.....</b>	<b>285</b>
6.1 Introducción .....	285
6.2 Velocidad de sedimentación zonal en función del tiempo.....	287
6.2.1 Velocidad de sedimentación numérica .....	287
6.2.2 Modelo escalón .....	289
6.2.3 Modelos de crecimiento sigmoideo .....	290

6.2.4 Selección del modelo de crecimiento sigmoideo para la velocidad de sedimentación ....	295
6.3 Modelo logístico de la velocidad de sedimentación zonal .....	297
6.3.1 Descripción del modelo logístico.....	297
6.3.2 Ajuste del modelo logístico a los ensayos de sedimentación zonal .....	302
6.3.3 Validación del modelo logístico de sedimentación zonal.....	314
6.4 Efecto de la composición del sobrenadante en la velocidad de sedimentación zonal y en el proceso de aceleración de los fangos .....	325
6.4.1 Efecto de los productos químicos utilizados en el tratamiento físico-químico.....	326
6.4.2 Efecto de la dilución del sobrenadante .....	328
6.5 Relación entre el modelo logístico de la velocidad de sedimentación zonal y el modelo de Richardson y Zaki.....	332
<b>7 CONCLUSIONES Y DESARROLLOS FUTUROS.....</b>	<b>347</b>
7.1 Conclusiones .....	347
7.2 Desarrollos futuros.....	354
<b>8 APÉNDICES.....</b>	<b>359</b>
8.1 Cálculo de errores .....	359
8.1.1 Cálculo de errores aleatorios.....	360
8.1.2 Cálculo de errores de los parámetros de una regresión .....	362
8.1.3 Propagación de errores en una medida indirecta .....	362
8.2 Regresión no lineal.....	363
8.2.1 Introducción a la regresión no lineal .....	363
8.2.2 Regresión no lineal con Mathematica .....	369
<b>9 BIBLIOGRAFÍA .....</b>	<b>373</b>
<b>ÍNDICE DE FIGURAS.....</b>	<b>391</b>
<b>ÍNDICE DE TABLAS.....</b>	<b>401</b>
<b>ABREVIATURAS Y NOMENCLATURA.....</b>	<b>405</b>

## **INTRODUCCIÓN**

---

*“Si he logrado ver más lejos, ha sido porque he subido a hombros de gigantes”*

*Isaac Newton*



## 1 INTRODUCCIÓN

### 1.1 LA CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS

Con el desarrollo de la agricultura nacen las primeras comunidades sedentarias y se inicia una etapa de aumento constante de la población. Con el crecimiento de las ciudades aparecieron los primeros problemas relacionados con la captación y abastecimiento de agua potable y la eliminación de las aguas residuales generadas. En las ciudades del Valle del Indo de Mohenjodaro y Harappa (3000 a. de C.) ya se disponía de depósitos de agua para almacenar los suministros y baños centrales, así como desagües y retretes para intentar separar el suministro de agua de las aguas residuales (Ponting, 1992).

Las ciudades fueron creciendo alrededor de los ríos de donde podían obtener el suministro de agua necesario. Con el tiempo, aparecieron los primeros problemas de contaminación de las aguas provocados por los desechos producidos por el hombre. En el año 312 a. de C. los romanos advirtieron que el río Tíber estaba demasiado contaminado como para utilizarlo en el abastecimiento de agua potable y construyeron su primer acueducto. A principios del siglo XII el Támesis estaba contaminado y en 1236 se llevó por primera vez a Londres agua procedente del manantial de Tyburn. A mediados del siglo XIX París tuvo que dejar de abastecerse de agua del Sena, utilizando a partir de 1852 un gran pozo artesiano situado en Grenelle (Ponting, 1992).

Del mismo modo que ocurrió con las ciudades, la contaminación producida por las industrias y la minería, tuvo inicialmente una incidencia limitada y sus efectos fueron localizados mientras la producción industrial se mantuvo a pequeña escala. Entre las primeras actividades industriales contaminantes realizadas por el hombre podemos destacar la minería y el refinado de metales. Georgius Agricola publicó en 1556 un tratado sobre la minería en Alemania “De Re Metallica” en el que decía que *“cuando se lavan las zonas, el agua que se ha usado envenena los arroyos y los riachuelos y destruye el pescado o hace que se aleje de ellos”*.

Los productos de desecho de las industrias originaron numerosos contaminantes que eran vertidos en las corrientes de agua. El curtido de las pieles producía grandes cantidades de ácido, cal, alumbre y aceite, que junto con los restos de las pieles, normalmente se arrojaban al arroyo local. Otras industrias como el tinte del algodón y el refinado del azúcar también contaminaban el agua. Así por ejemplo, en 1582 las autoridades holandesas tuvieron que ordenar a los blanqueadores de hilo que no vertieran sus residuos en los canales, obligándoles a usar canales de vertido independientes conocidos como “strinkerds”. Veinte años después, Jacobo I de Inglaterra hizo diversas manifestaciones contra la contaminación causada por los fabricantes de almidón de Londres (Ponting, 1992).

La primera revolución industrial creó alrededor de las grandes ciudades industriales zonas de contaminación concentrada y de degradación medioambiental. Casi todos los ríos de las áreas industrializadas de Europa y Norteamérica se usaron durante el siglo XIX como prácticos vertederos para deshacerse de los residuos industriales.

No es hasta mediados del siglo pasado cuando se empieza a tomar conciencia de la necesidad de proteger los cauces naturales. Sin embargo, el desarrollo de la actividad industrial, sobre todo hasta mediados del siglo XX, ha llevado a la degradación de gran parte de los ríos y lagos situados en zonas de alta actividad industrial y de densidad de población.

El primer problema observable a gran escala que afectó a la vida presente en aguas interiores y estuarios fue el de la disminución de la concentración de oxígeno disuelto debido a la degradación bacteriana aerobia de la materia orgánica. La magnitud del problema promovió el desarrollo de investigaciones acerca de los mecanismos físicos, químicos y biológicos en los que participan el oxígeno disuelto en el agua y la materia orgánica biodegradable. Ello condujo al desarrollo de los primeros modelos matemáticos de calidad de aguas superficiales. Un hito en este campo fue el trabajo llevado a cabo en 1925 por Streeter y Phelps en el río Ohio.

El uso de detergentes aumentó sustancialmente la contaminación por fosfatos de las reservas de agua. Los niveles de fosfatos de las corrientes de agua de Estados Unidos se multiplicaron

por dos y medio entre 1910 y 1940, y se volvieron a multiplicar por siete treinta años después. En 1969, Vollenweider introdujo las primeras relaciones entre el fósforo total y el grado de eutrofización en lagos.

La eutrofización consiste en la proliferación de fitoplancton en un medio acuático debido al exceso de nutrientes (principalmente nitrógeno y fósforo) en el agua. El proceso de eutrofización natural es un proceso extremadamente lento, sin embargo, el vertido de aguas residuales urbanas e industriales y los lixiviados de fertilizantes agrícolas pueden acelerar el proceso. Algunas consecuencias de la eutrofización del medio natural son: aumento de la turbidez, variaciones entre el día y la noche del oxígeno disuelto y del pH, y disminución de la biodiversidad.

## **1.2 TRATAMIENTO DE LAS AGUAS RESIDUALES**

La depuración de las aguas residuales pretende conseguir un vertido libre de todos aquellos compuestos contaminantes que puedan provocar efectos negativos sobre el medio receptor. Las características del agua a tratar así como el punto en el que se vaya a realizar el vertido determinan el tipo y grado de tratamiento que se debe realizar.

Una estación depuradora de aguas residuales (EDAR) dispone de un conjunto de operaciones unitarias para eliminar los contaminantes presentes en el agua residual. En general en una EDAR se pueden distinguir las siguientes etapas: pretratamiento, tratamiento primario, tratamiento secundario, tratamiento terciario y tratamiento de los fangos (Ferrer y Seco, 2012a). A modo de ejemplo, se muestra en la Figura 1.1 el esquema típico de una EDAR urbana con eliminación biológica de nutrientes.

El **pretratamiento** incluye todas las operaciones unitarias cuyo objetivo es la eliminación de los sólidos de mayor tamaño que pueden atascar o dañar las instalaciones posteriores (desbaste), así como las gravas, grasas y arenas (desarenado-desengrasado). También forman parte del pretratamiento los procesos de homogeneización del agua residual.

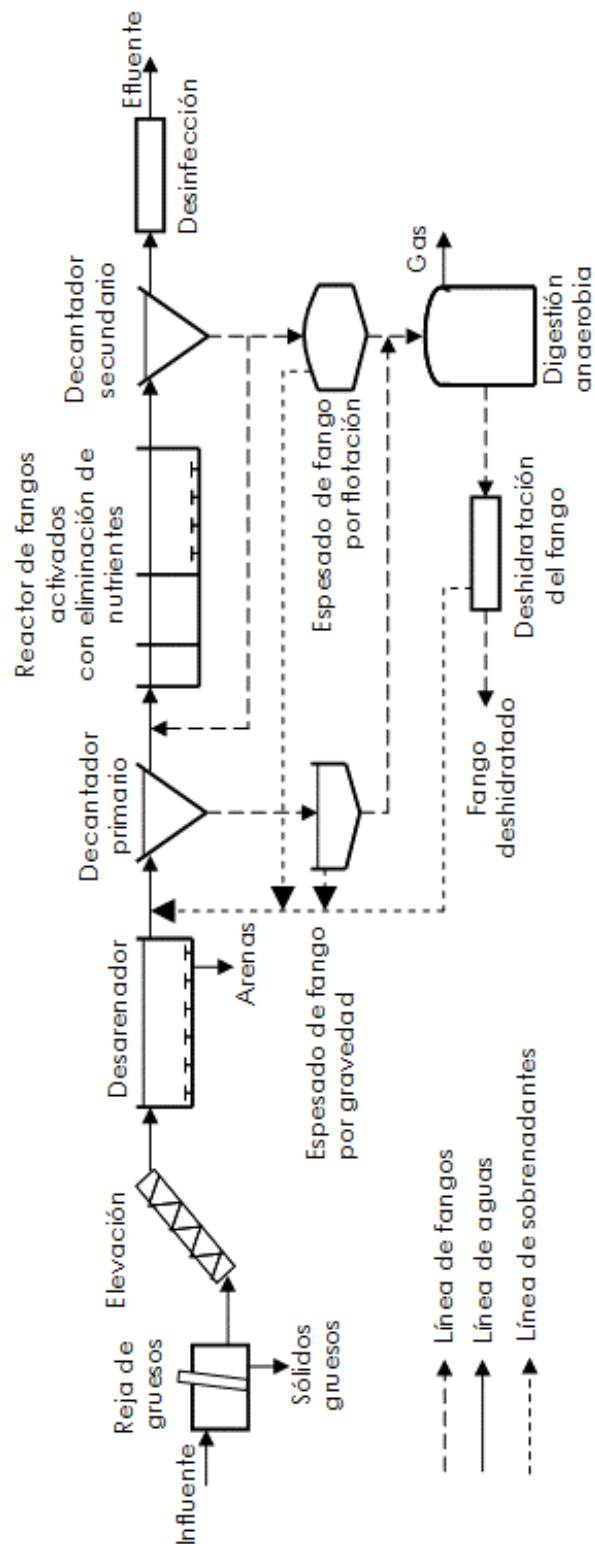


Figura 1.1. Esquema de una EDAR con eliminación biológica de nutrientes y digestión anaerobia de fangos (Barat, 2004).



El **tratamiento primario** engloba las operaciones unitarias destinadas a la eliminación de una parte importante de los sólidos suspendidos (SS) así como de la materia orgánica y nutrientes asociados a ellos. También incluye procesos físico-químicos (precipitación química, neutralización, coagulación-floculación) para eliminar contaminantes específicos que pueden dificultar el posterior tratamiento secundario.

En una EDAR urbana el tratamiento primario está constituido principalmente por el tamizado y la sedimentación. Sin embargo, en muchas depuradoras de aguas residuales industriales son típicos los tratamientos físico-químicos de coagulación-floculación, junto con los procesos de neutralización y precipitación química.

El **tratamiento secundario** tiene por finalidad la eliminación de la materia orgánica biodegradable, de los sólidos suspendidos no eliminados en el tratamiento primario y, en ciertos casos, de los nutrientes.

En la actualidad el tratamiento biológico más utilizado para el tratamiento de aguas residuales urbanas e industriales es el de fangos activados. El proceso más sencillo de fangos activados consta de un reactor biológico y de un decantador secundario. En el reactor aerobio los microorganismos degradan la materia orgánica consumiendo el oxígeno proporcionado por los sistemas de aireación. El licor mezcla se conduce al decantador secundario para separar la biomasa del agua tratada. Una parte de la biomasa sedimentada se elimina del proceso por medio de la corriente de purga, y la otra parte se recircula al reactor biológico.

Se pueden destacar tres funciones básicas de un decantador secundario (Ekama et al., 1997): clarificación para obtener el efluente final, espesado para recircular y purgar el fango, y almacenamiento del fango durante las puntas de caudal.

La función del decantador secundario como clarificador no sólo 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 la concentración de sólidos en el reactor, afectando a la capacidad de depuración del sistema.

El **tratamiento terciario** consiste en operaciones unitarias encaminadas a la obtención de un efluente de alta calidad generalmente con la finalidad de que pueda ser reutilizado. El tratamiento terciario suele consistir en la desinfección y en la mejora general de la calidad del agua procedente de los tratamientos biológicos.

El **tratamiento de fangos** tiene como objetivo estabilizar y deshidratar los fangos generados normalmente en el tratamiento primario y secundario. La estabilización del fango se puede realizar mediante procesos biológicos o utilizando procesos físico-químicos. También se utilizan en el tratamiento de los fangos procesos de espesado por gravedad o flotación y procesos de deshidratación mecánica.

### **1.3 CARACTERÍSTICAS DE LOS FANGOS ACTIVADOS**

#### **1.3.1 Composición de los fangos activados**

La estructura de los flóculos de los fangos activados es muy heterogénea y porosa (Ratkovich et al., 2013). Los flóculos están formados por una mezcla compleja de microorganismos, células muertas, materia orgánica e inorgánica y sustancias poliméricas extracelulares (SPE) (Figura 1.2).

Los flóculos de los fangos activados contienen aproximadamente un 30-40 % de materia inorgánica y un 60-70 % de materia orgánica (Wilén, 1999). En la estructura de los flóculos está presente una mezcla heterogénea de materia orgánica no biodegradable y de partículas coloidales. Muchas de estas partículas son transportadas con el influente y son atrapadas por la estructura del flóculo. La carga global del flóculo es negativa.

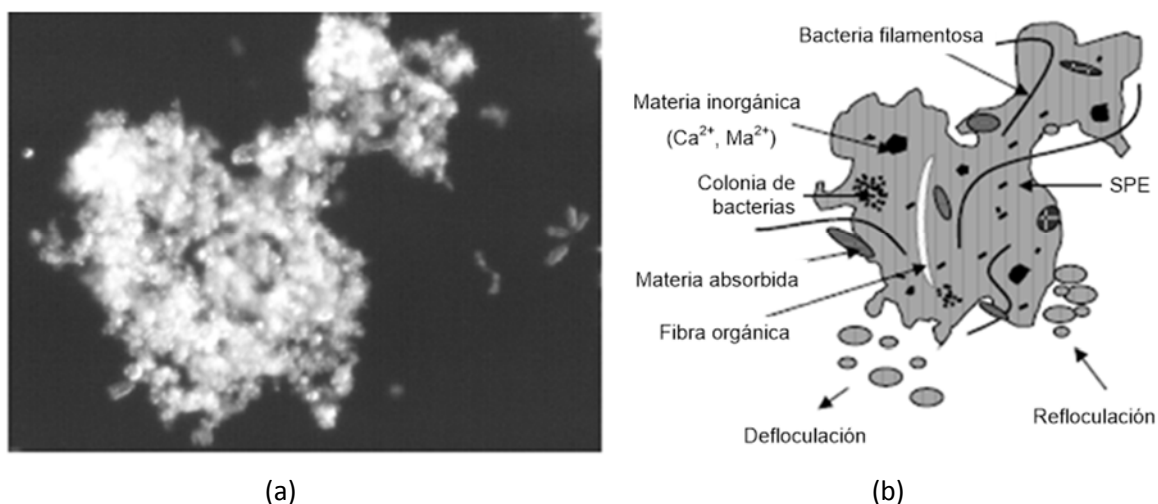


Figura 1.2. Imagen de un flóculo de fangos activados (a) y su composición (b) (Govoreanu, 2004).

En los fangos activados existe una gran variedad de microorganismos (bacterias, hongos, protozoos y metazoos), siendo las bacterias heterótrofas las que más predominan. Desde el punto de vista de la formación de los flóculos, en los fangos activados se pueden distinguir dos tipos de microorganismos: microorganismos formadores del flóculo y microorganismos filamentosos.

Parker et al. (1970 y 1971) propusieron la existencia de dos tipos de mecanismos en la formación de los flóculos en los fangos activados. El primer mecanismo consiste en la formación de puentes entre células vecinas mediante sustancias poliméricas extracelulares (SPE) segregadas por los microorganismos formadores de flóculos. El segundo mecanismo consiste en una red de filamentos formada por bacterias filamentosas de tal modo que las bacterias van formando el flóculo sobre esta estructura.

Sezgin et al. (1978) y Jenkins et al. (2003) describieron los dos mecanismos descritos anteriormente en términos de una microestructura y una macroestructura del flóculo. La microestructura del flóculo se forma a partir de los procesos de agregación y biofloculación potenciados por la formación de puentes de polímeros extracelulares. Esta microestructura por sí misma da lugar a flóculos muy pequeños, esféricos, compactos y relativamente débiles. La macroestructura viene dada por el crecimiento de bacterias filamentosas, estas bacterias

forman el esqueleto sobre el cual pueden crecer el resto de microorganismos (Sezgin et al., 1980). En la Figura 1.3 se muestra el efecto de la presencia de bacterias filamentosas y no filamentosas en la estructura y en la formación de flóculos.

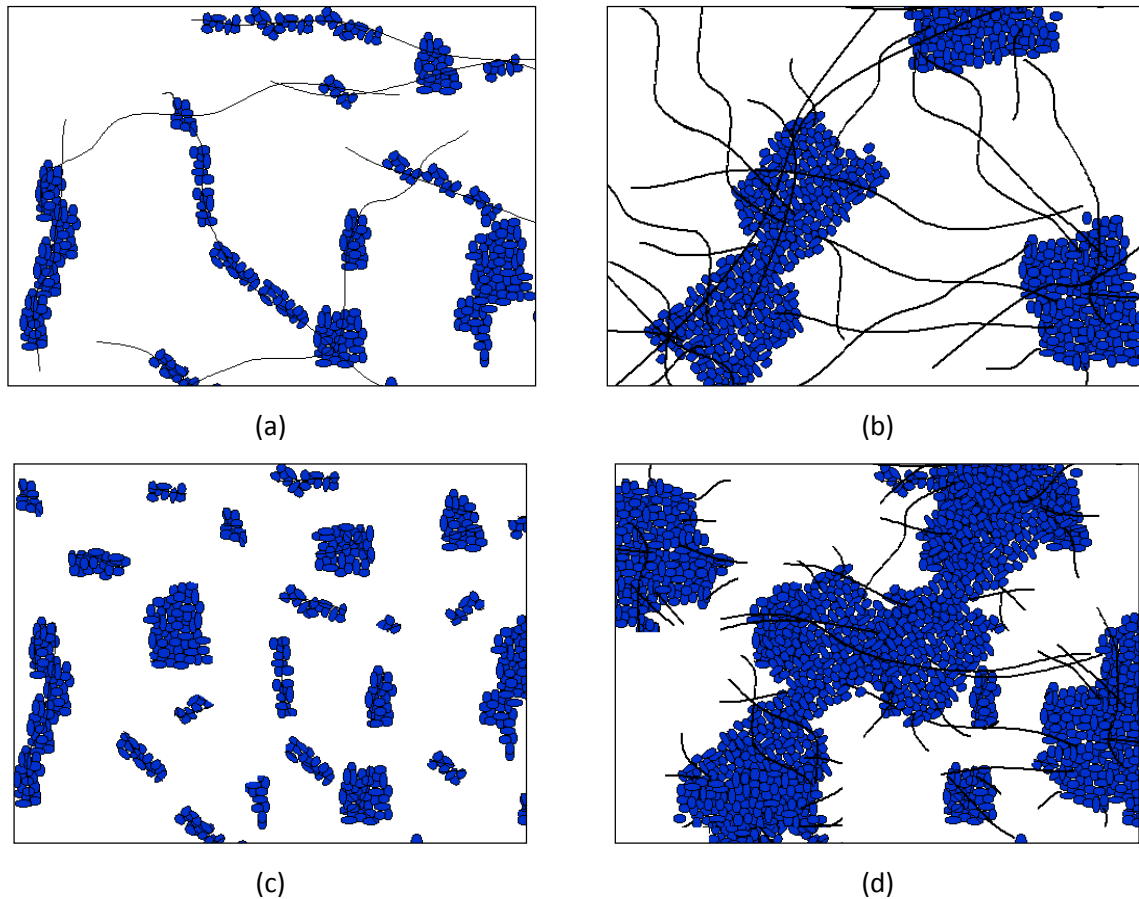


Figura 1.3. Efecto de las filamentosas en la estructura y formación de los flóculos. (a) Flóculos de estructura abierta. (b) Bulking filamentoso. (c) Flóculos de “punta de alfiler” (d) Flóculo ideal. (Ribes, 2004).

En un fango ideal los microorganismos filamentosos y no filamentosos se encuentran en una proporción equilibrada. Las bacterias filamentosas crecen dentro de los flóculos, proporcionando a los flóculos resistencia y estructura. Los flóculos son más grandes (100-2000  $\mu\text{m}$ ), tienen formas irregulares y son lo suficientemente fuertes para resistir la turbulencia existente (Figura 1.3d). El fango sedimenta bien, floclula bien y se obtienen concentraciones bajas de sólidos suspendidos en el efluente.

El bulking filamentoso (Figura 1.3b) está asociado a la excesiva presencia de bacterias filamentosas. Las bacterias filamentosas crecen en grandes cantidades y se extienden fuera y lejos de los flóculos. Esto origina que los flóculos sean muy difusos o que se produzcan puentes entre los flóculos. El bulking filamentoso origina un fango que sedimenta lentamente y que se compacta muy poco, pero el fango captura muchos sólidos dispersos dejando un efluente muy clarificado.

Los flóculos de “punta de alfiler” (Figura 1.3c) no tienen resistencia ni estructura debido a la insuficiencia de bacterias filamentosas. Los flóculos son pequeños y débiles y pueden ser rotos con relativa facilidad con una turbulencia baja. Los flóculos grandes sedimentan rápidamente dejando a los flóculos pequeños suspendidos en el sobrenadante. La mayor parte del fango sedimenta y compacta bien, pero los flóculos suspendidos (punta de alfiler) originan una elevada concentración de sólidos suspendidos en el efluente.

Los flóculos de estructura abierta (Figura 1.3a) son debidos a la escasa presencia de bacterias formadoras de flóculos, dando lugar a una biofloculación incompleta y a un crecimiento disperso de las bacterias.

Jenkins et al. (2003) concluyeron que la mayor parte de los problemas existentes en los decantadores secundarios son debidos a defectos en la microestructura o en la macroestructura de los flóculos. El bulking filamentoso y los flóculos de “punta de alfiler” son debidos a un fallo de la macroestructura, mientras que los flóculos de estructura abierta son debidos a un fallo en la microestructura.

Eikelboom (2000) clasificó los microorganismos filamentosos más comunes presentes en los fangos activados en función de su efecto en el *IVF* (Apdo. 1.5.2.2), para medir el impacto de los microorganismos filamentosos en las propiedades de sedimentación del fango (Tabla 1.1).

Microorganismos filamentosos	Efecto en el IVF	Características
S. natans	Alto	Sobresalen de los flocos o están presentes en la fase acuosa entre los flocos. Impiden la formación de los flocos
Thiothrix	Alto	
Tipo 021N	Alto	
Tipo 0803/0914	Medio	
Actinomycetes	Medio	Pueden formar flocos abiertos que sedimentan lentamente y se compactan poco
M.parvicella	Alto	
Tipo 0092/1701	Medio	
Tipo 1863	Bajo	Prácticamente nunca producen bulking en el fango. Forman pequeños filamentos flexibles o crecen como los flocos
N.limicola	Bajo	

Tabla 1.1. Efecto de los microorganismos filamentosos en el IVF (Eikelboom, 2000).

### 1.3.2 Biofloculación de los fangos activados

Las sustancias poliméricas extracelulares (SPE) mantienen a los microorganismos juntos en una matriz hidratada parecida a un gel debido a interacciones físico-químicas débiles (electrostáticas, hidrófobas, de Van der Waals y de hidrógeno) (Garnier et al., 2005). Además las SPE mantienen las enzimas cerca de la superficie de la célula para retener la materia orgánica. Las SPE ayudan a la agregación y formación de los flocos y afectan a la floculación, sedimentación y deshidratación de los fangos activados. Las SPE también ayudan a proteger a las células frente a condiciones ambientales duras como la turbulencia, deshidratación, presencia de antibióticos y de biocidas. Según Urbain et al. (1993) las SPE proceden del metabolismo o lisis de los microorganismos (proteínas, polisacáridos, ácidos nucleicos y lípidos) y de la propia agua residual (celulosa y ácidos húmicos). No todas las SPE producidas contribuyen a la formación de los flocos, ya que algunas SPE permanecen solubles en el agua residual.

Las SPE y los flóculos del fango están cargados negativamente (Sheng et al., 2010) debido a la presencia de grupos funcionales con carga negativa como los grupos carboxilo y fosfato. Las proteínas y los polisacáridos son los principales componentes de las SPE con un ratio de 4-5 proteínas/polisacáridos. Los polisacáridos son importantes en la floculación debido a que sus grupos cargados negativamente crean puentes con los cationes divalentes (Figura 1.4), mientras que la contribución de las proteínas es debida a interacciones hidrófobas y a la creación de puentes con los cationes (Garnier et al., 2005).

Las SPE pueden formar complejos con los metales pesados y adsorber una gran variedad de compuestos orgánicos como benceno, fenantreno, tolueno, m-xileno, ácidos húmicos, tintes, etc. (Sheng et al., 2010).

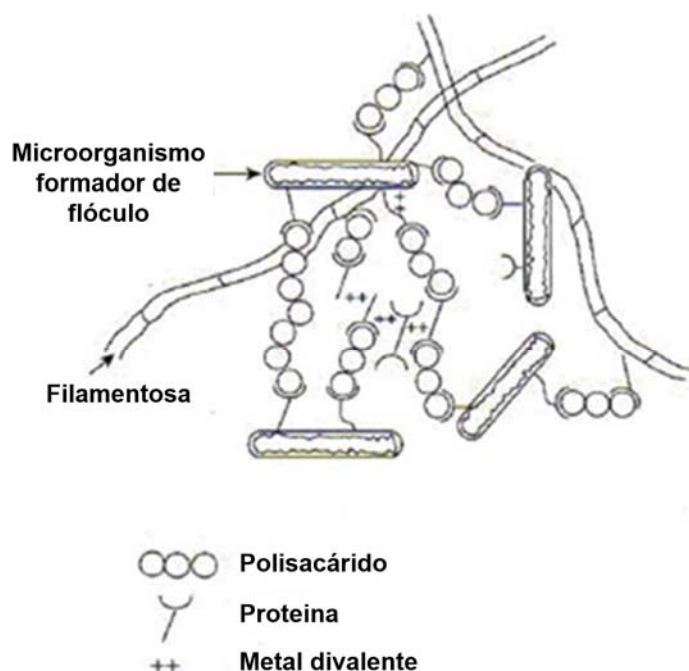


Figura 1.4. Biofloculación de los fangos activados (Nguyen et al., 2007).

El papel de las SPE no está claro en relación a la sedimentabilidad del fango. Urbain et al. (1993) y Liao et al. (2001) mostraron que un incremento de la cantidad de SPE suponía un incremento del *IVF*, sin embargo Yun et al. (2000) mostraron que un incremento de SPE suponía un

descenso en el *IVF*, mientras que Jorand et al. (1998) no encontraron ninguna correlación entre la cantidad de SPE y el *IVF*.

Urbain et al. (1993) mostraron que existía una correlación positiva entre el contenido de SPE y la biofloculación de los fangos activados, mientras que Liao et al. (2001) y Wilén et al. (2003) encontraron que la correlación era negativa. Otros autores han sugerido que la composición (Goodwin y Forster, 1985) y las propiedades (Liao et al., 2001) de las SPE son más importantes que la cantidad de SPE en la floculación del fango.

Li y Yang (2007) consideraron que las bacterias del fango activado y los flóculos tienen una doble capa dinámica de SPE que rodea las células, con una capa de SPE ligeramente ligada (LB-SPE) y difundida desde otra capa de SPE fuertemente ligada (TB-SPE) En los flóculos de los fangos activados, las LB-SPE realizan la función de una superficie primaria para la unión de las células y para la floculación. Las SPE son esenciales para la formación de los flóculos del fango, pero un exceso de SPE en forma de LB-SPE puede deteriorar la unión entre las células y debilitar la estructura de los flóculos, conduciendo a la aparición de problemas en la separación del fango del agua.

Li y Yang (2007) también observaron que las LB-SPE tienen un efecto significativo en la sedimentación y compresión del fango. Las LB-SPE contienen una gran cantidad de agua atrapada, por lo que un incremento en la cantidad de LB-SPE supone una mayor cantidad de agua atrapada dentro de los agregados, produciendo flóculos muy porosos con una densidad baja. De este modo el aumento de LB-SPE conduce a un empeoramiento en la sedimentación y compresión del fango.

Se pueden destacar dos mecanismos inducidos por la presencia de cationes que intervienen en la biofloculación de los fangos activados (Sheng et al., 2010): compresión de la doble capa eléctrica y enlace de puente entre cationes multivalentes y las SPE.



### 1.3.2.1 Modelo de la doble capa (DLVO)

El proceso de biofloculación se puede describir mediante el modelo clásico de interacción coloidal DLVO (Derjaguin-Landau-Verwey-Overbeek) o mediante modelos DLVO extendidos (Zita y Hermansson, 1994). La teoría DLVO explica que las partículas coloidales con carga negativa son rodeadas por iones de carga contraria formando una capa rígida de límites definidos. También se forma una capa difusa de iones de carga positiva que se dispersan en la solución de modo que su concentración decrece con la distancia a la partícula (Figura 1.5).

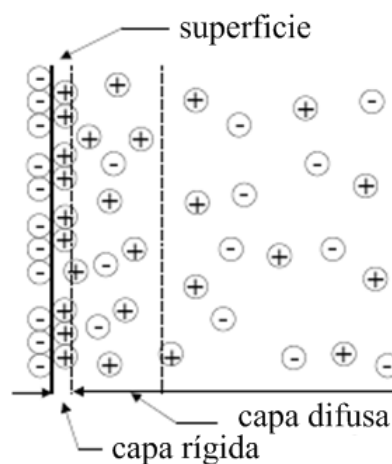


Figura 1.5. Formación de la doble capa eléctrica.

Cuando se acercan dos partículas con la misma carga experimentan una fuerza repulsiva electrostática que es función del espesor de la doble capa y de la distancia de separación entre las partículas. También aparecen fuerzas atractivas de Van der Waals que son función de la distancia de separación entre las partículas. La teoría DLVO define una energía total de interacción de Gibbs que es la suma de la energía potencial de la fuerza electrostática y de la energía potencial de la fuerza de Van der Waals. Esta energía total de interacción depende de la distancia de separación entre las partículas (Figura 1.6).

Cuando la repulsión supera a la atracción existe una barrera de energía potencial que impide el contacto entre las partículas. Para que dos partículas se puedan agregar la barrera de

energía potencial debe ser superada (por ejemplo mediante la transmisión de energía cinética a la partícula) o debe ser reducida (por ejemplo mediante la adición de un coagulante). Si la barrera de energía es superada, las partículas permanecen fuertemente unidas en el mínimo primario de energía (Figura 1.6).

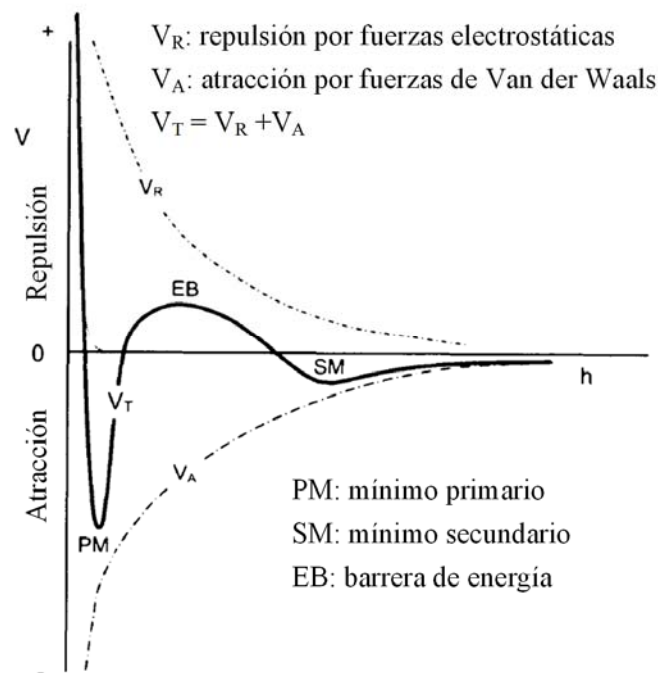


Figura 1.6. Interacción entre dos partículas en función de la distancia de separación (Bache y Gregory, 2007).

Se considera que la floculación de los fangos activados es debida a las fuerzas atractivas del mínimo secundario (Figura 1.6), ya que los agregados del fango tienden a deflocular bajo condiciones de turbulencia bajas (Nopens. 2005a).

Liu et al. (2010) utilizaron un modelo extendido de la teoría DLVO para estudiar el papel de las SPE en la agregación de los fangos activados. Observaron que la capacidad de floculación del fango decrecía al extraer del fango las LB-SPE y las TB-SPE. Además obtuvieron que la energía de interacción de las LB-SPE es siempre negativa (Figura 1.7), sugiriendo un efecto positivo en la agregación del fango. Por otro lado encontraron que la energía de interacción de las TB-SPE no era siempre negativa, dependiendo de la distancia de separación entre las bacterias del fango.

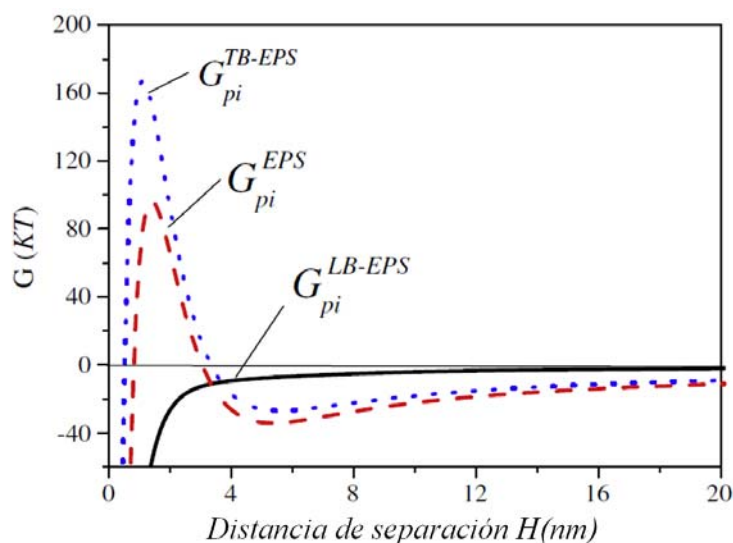


Figura 1.7. Energía de interacción de las SPE en función de la distancia (Liu et al., 2010).

La teoría DLVO predice que la adición de cationes en la solución debe producir una mejora en la biofloculación, debido a la disminución del espesor de la doble capa y a la reducción de las fuerzas repulsivas electrostáticas. Zita y Hermansson (1994), Cousin y Ganczarzyk (1998) obtuvieron que la adición de iones monovalentes produce una mejora en las propiedades del flóculo.

### 1.3.2.2 Teoría de formación de puentes con los cationes multivalentes

Los cationes divalentes forman puentes con los grupos funcionales negativamente cargados de las SPE, de modo que se facilita el proceso de agregación y estabilización de la matriz de biopolímeros y microorganismos promoviendo la biofloculación.

Sobeck y Higgins (2002) observaron una mejora en las propiedades de sedimentación y deshidratación de los fangos al aumentar la concentración de cationes divalentes ( $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$ ). Higgins y Novak (1997b) mostraron que los cationes divalentes pueden servir como puentes entre las SPE cargadas negativamente (Figura 1.8) y estabilizar de este modo la estructura en red de los flóculos. Encontraron que incrementando la concentración de  $\text{Ca}^{2+}$  y de  $\text{Mg}^{2+}$  en el

influyente aumentaba la cantidad de proteínas extracelulares y decrecía la concentración de sólidos suspendidos en el efluente. Sin embargo si aumentaba la concentración de  $\text{Na}^+$  se producía un aumento de la concentración de sólidos suspendidos en el efluente. Higgins y Novak (1997a) también mostraron que las propiedades del flóculo se deterioran cuando la suma de la concentración de los cationes monovalentes ( $\text{Na}^+$ ,  $\text{NH}_4^+$  y  $\text{k}^+$ ) dividido por la suma de las concentraciones de los cationes divalentes ( $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$ ) es mayor que 2.

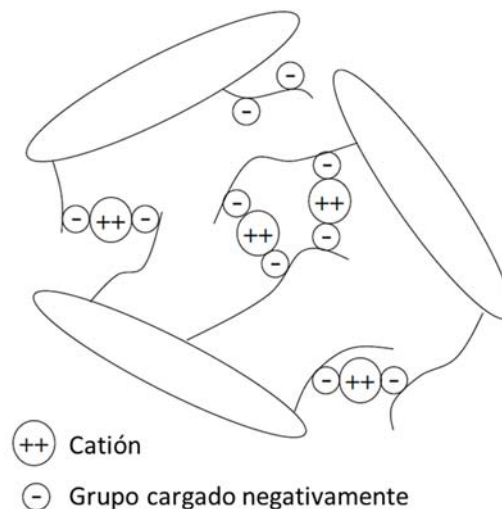


Figura 1.8. Formación de puentes entre cationes divalentes y las SPE (Nopens, 2005a).

Varios estudios han mostrado que las propiedades de sedimentación y deshidratación de los fangos se deterioran al recibir cantidades adicionales de  $\text{Na}^+$  (Sobeck y Higgins, 2002). Muthy et al. (1998) encontraron que en las depuradoras de aguas residuales industriales donde se utiliza  $\text{NaOH}$  para el control del pH se producen fangos con malas propiedades de sedimentación y deshidratación. En teoría este efecto se produce por el desplazamiento de los cationes divalentes por los monovalentes debido a mecanismos de intercambio iónico (Park C., 2002). Según Kara et al. (2008) un incremento en la concentración de cationes monovalentes en los fangos activados deteriora las características del fango y la estructura de los flóculos.

Las aguas residuales urbanas y algunas aguas residuales industriales contienen elevadas concentraciones de  $\text{Fe}^{3+}$ . Además, las sales de hierro se utilizan en los procesos de coagulación

como pretratamiento y en el reactor de fangos activados para la eliminación de fósforo. Nielsen y Keiding (1998) mostraron que los iones de hierro y especialmente el  $\text{Fe}^{3+}$  crean fuertes vínculos entre los flóculos. También se ha demostrado que existe una fuerte afinidad entre el  $\text{Fe}^{3+}$  y las proteínas, y entre el  $\text{Al}^{3+}$  y los polisacáridos (Park C., 2002).

Jiuyi (2005) estudió el efecto del  $\text{Fe}^{3+}$  en las características de los flóculos de los fangos activados. Obtuvieron que una concentración adecuada de  $\text{Fe}^{3+}$  facilita la formación de los flóculos y permite a los fangos activados retener materia particulada y coloidal en los flóculos, mientras que la sobresaturación de  $\text{Fe}^{3+}$  debilita el proceso de agregación produciendo flóculos dispersos. También mostraron que el  $\text{Fe}^{3+}$  mejora la sedimentabilidad de los fangos y que la adición de  $\text{Fe}^{3+}$  produce un desplazamiento de la distribución del tamaño de los flóculos, de flóculos grandes a flóculos pequeños.

Wilén et al. (2008) encontró que la presencia de elevadas concentraciones de hierro en el fango tenían un impacto negativo en las propiedades de sedimentación y compactación del fango y un impacto positivo en la estabilidad de los flóculos.

Li et al. (2012) observaron que mediante la adición de  $\text{Al}^{3+}$  a los fangos activados se producían flóculos de mayor tamaño que con el  $\text{Fe}^{3+}$ . Wen et al. (2015) estudiaron el efecto de la dosificación de  $\text{Al}^{3+}$  en un reactor SBR. Obtuvieron que mediante una dosificación única la floculación mejoraba con la dosis, mientras que la sedimentación de los fangos empeoraba. Sin embargo, realizando una dosificación múltiple, dosificando  $\text{Al}^{3+}$  en cada ciclo de operación del reactor, tanto la floculación como la sedimentación del fango mejoraban.

### **1.3.3 Densidad de los fangos activados**

Se pueden distinguir tres tipos de densidad: densidad del fango, densidad del fango seco y densidad de los flóculos.

### 1.3.3.1 Densidad del fango

Es la densidad de la dispersión formada por los flóculos del fango activado y el agua. Normalmente se asume que esta densidad es igual a la densidad del agua a la misma temperatura.

### 1.3.3.2 Densidad del fango seco

Representa la densidad media de los diferentes materiales sólidos que forman los flóculos del fango. Ekama et al. (1997) consideran un valor típico de la densidad del fango seco de 1,45 g/ml. Chung y Lee (2003) determinaron experimentalmente, utilizando un picnómetro, una densidad del fango seco de la EDAR de Taipei (Taiwán) de 1,45 g/ml.

Utilizando también como método de medida un picnómetro, Nopens (2005a) obtuvo valores más elevados de la densidad del fango seco para diferentes fangos activados procedentes de plantas piloto y de varias EDAR de Bélgica (Tabla 1.2).

<b>Fango</b>	<b>Densidad (g/ml)</b>
Planta piloto SBR 1	1.60
Planta piloto SBR 2	1.61
Planta piloto SBR 3	1.52
Planta piloto SBR 4	1.61
EDAR de Ossemeersen	1.59
EDAR de Heist	1.62
EDAR de Halen	1.78

Tabla 1.2. Densidades del fango seco para diferentes fangos activado (Nopens, 2005a).

Zambrano (2013) obtuvo valores de la densidad del fango seco entre 1.51-1.54 g/ml en la EDAR urbana del Carraixet (Valencia).

### 1.3.3.3 Densidad de los flóculos

La densidad de los flóculos del fango se calcula teniendo en cuenta el agua que forma parte del flóculo. Dammel y Schroeder (1991) encontraron que las densidades de los flóculos de los fangos activados permanecen relativamente constantes para una determinada planta de tratamiento. En la Tabla 1.3 se recopilan varios valores de la densidad de los flóculos de los fangos activados descritos en la bibliografía.

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. (2001)
1.022 – 1.056	Schuler et al. (2007b)

Tabla 1.3. Densidad de los flóculos del fango activado (Schuler et al., 2007b).

Zambrano (2013) obtuvo una densidad de los flóculos de los fangos activados de la EDAR del Carraixet (Valencia) entre 1.034 y 1.036 g/ml.

Schuler et al. (2001) estudiaron la relación entre la densidad de los flóculos y sus características de sedimentación en una planta piloto SBR de eliminación biológica de nutrientes. Encontraron que la densidad de los flóculos estaba negativamente correlacionada con el *IVF*, observando que el *IVF* aumentaba a bajas densidades de los flóculos. Encontraron también

que la densidad de los flóculos se encontraba entre 1.015 y 1.07 g/ml y que esta variabilidad de la densidad de los flóculos era debida al distinto contenido de polifosfatos en los mismos.

Sears et al. (2006) determinaron la densidad de los flóculos de los fangos activados de la EDAR de West Lafayette (Estados Unidos), antes y después de un proceso de digestión, junto con su velocidad de sedimentación (Tabla 1.4). Los resultados obtenidos mostraron que la densidad de los flóculos de los fangos activados se encontraba entre 1.038 y 1.065 g/ml, mientras que la densidad de los fangos digeridos estaba entre 1.11 y 1.12 g/ml.

<b>Muestra estudiada</b>	<b>Densidad (g/ml)</b>
Flóculos de fangos activados con $V_0 < 5$ m/h	1.038-1.041
Flóculos de fangos activados con $5 < V_0 < 10$ m/h	1.041-1.045
Flóculos de fangos activados con $10 < V_0 < 30$ m/h	1.043-1.049
Flóculos de fangos activados con $V_0 > 30$ m/h	1.060-1.065
Flóculos de fangos activados después de digestión aerobia de 60 d	1.11-1.12
Flóculos de fangos activados después de digestión anaerobia de 60 d	1.11-1.12

Tabla 1.4. Relación entre la densidad y la velocidad de sedimentación de los flóculos ( $V_0$ ) de la EDAR de West Lafayette (Sears et al., 2006).

Sears et al. (2006) indicaron que la diferencia entre la densidad de los flóculos que sedimentaban más lentamente y la densidad de los flóculos que sedimentaban más rápidamente no explicaba la diferencia entre las velocidades, por lo que concluyeron que debía tenerse en cuenta también la variación del tamaño y de la forma de los flóculos. El aumento de la densidad del fango después del proceso de digestión es debido a la reducción de la materia biodegradable del flóculo, ya que se pasa de una relación entre los sólidos suspendidos volátiles y los sólidos suspendidos totales (SSV/SS) del fango activado de 0.74 a 0.42 para la digestión aerobia y a 0.45 para la digestión anaerobia.



### 1.3.4 Propiedades de los flóculos

Las propiedades de los flóculos en un tratamiento de fangos activados, pueden variar bastante debido a las diferentes condiciones de operación y a la diferente composición del agua residual que puede tener una EDAR. Muchas características de los flóculos pueden afectar directa y/o indirectamente a algunas de las propiedades de los fangos activados, como por ejemplo la sedimentación, compactación o capacidad de deshidratación del fango. Las complicadas interrelaciones entre los factores físicos, químicos y biológicos que afectan a las características de los flóculos y a las propiedades de los fangos activados se muestran en la Figura 1.9.

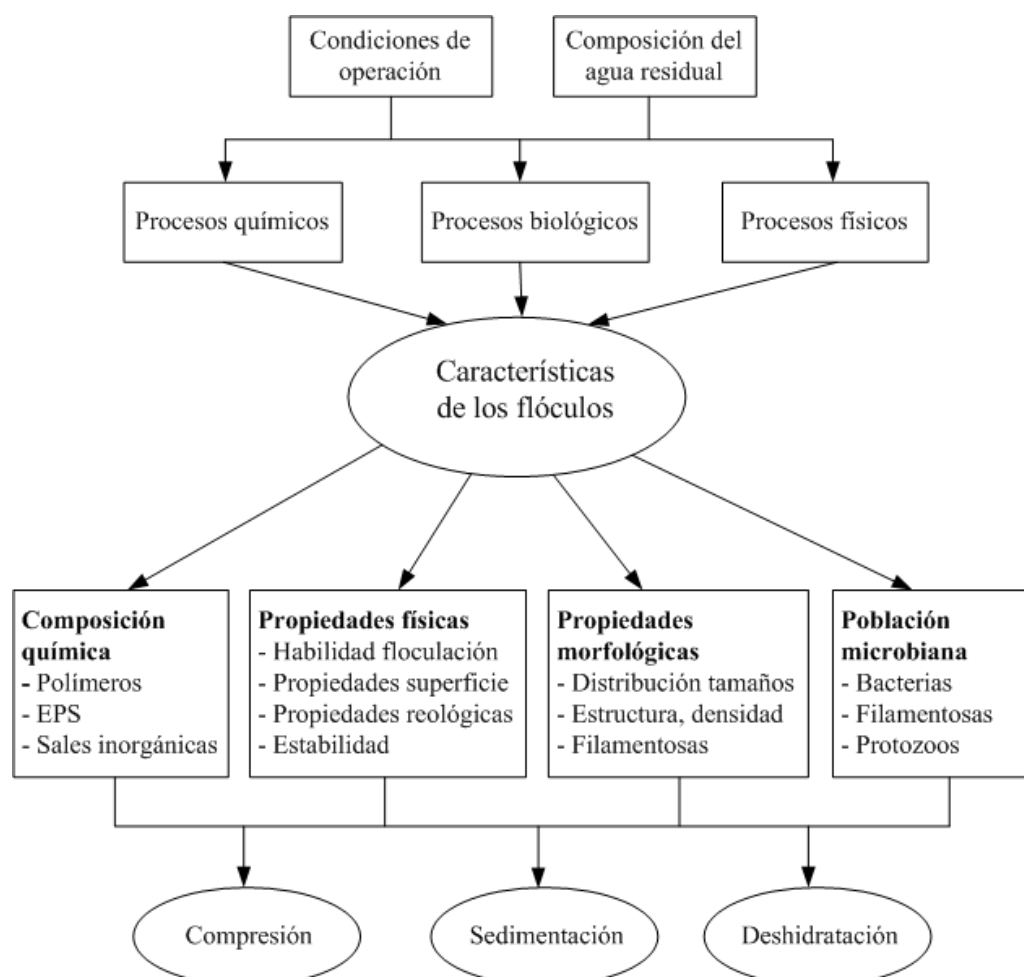


Figura 1.9. Diagrama de los factores físicos, químicos y biológicos que afectan a las características de los flóculos del fango y a las propiedades del fango activado (Jin et al., 2003).

Jim et al. (2003) analizaron el esquema propuesto en la Figura 1.9 para estudiar las características de los flóculos y su impacto en la sedimentabilidad y compresibilidad de los fangos activados. Encontraron que las propiedades morfológicas de los flóculos del fango (tamaño, dimensión fractal e Índice de Filamentosas) eran los factores que más influían en la sedimentabilidad y compresibilidad del fango. Wilén et al. (2003) concluyeron también que estos mismos parámetros eran los más importantes en relación con la estabilidad de los flóculos. Jim et al. (2003) demostraron que la facilidad para flocular y las propiedades superficiales de los flóculos también juegan un papel importante en la sedimentabilidad y compresibilidad del fango. Un fango con una gran facilidad para flocular se comprime mejor y un fango con elevados valores de hidrofobia y carga superficial negativa tiene un *IVF* elevado y una velocidad de sedimentación zonal baja.

#### 1.3.4.1 Tamaño y distribución del tamaño de los flóculos

Normalmente el tamaño de los flóculos se mide utilizando un diámetro equivalente. El uso de diámetros equivalentes permite que una partícula o flóculo se pueda comparar con una esfera que es de alguna manera equivalente a la partícula o flóculo que se pretende medir. La ventaja de utilizar un diámetro equivalente es que permite realizar comparaciones de tamaños de flóculos con formas muy irregulares. Se puede definir el diámetro equivalente de un flóculo o de una partícula de varias maneras (Tabla 1.5).

Otra forma de medir el tamaño de un flóculo es mediante el radio de giro  $r_G$  (m), el cual se calcula como la raíz cuadrada de la media del cuadrado de las distancias de las partículas que forman el flóculo a su centro de masas:

$$r_G = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N d_i^2} \quad \text{Ec. 1.1}$$

siendo  $d_i$  la distancia de la partícula  $i$  al centro de masas (m).

Símbolo	Diámetro	Definición	Fórmula
$d_V$	Volumen	Diámetro de una esfera con el mismo volumen que la partícula	$V = \frac{\pi}{6} d_V^3$
$d_S$	Superficie	Diámetro de una esfera con la misma área superficial que la partícula	$S = \pi d_S^2$
$d_{SV}$	Superficie-Volumen	Diámetro de una esfera con la misma relación entre el volumen y el área externa de la partícula	$d_{SV} = (d_V^2 / d_S^2)$
$d_R$	Resistencia	Diámetro de una esfera que tiene la misma resistencia al movimiento que una partícula en un fluido con la misma viscosidad ( $\mu$ ) y la misma velocidad ( $v$ )	$F_R = 3\pi d_R^2 \mu v$
$d_{St}$	Stokes	Diámetro de una esfera con la misma velocidad ( $V$ ) que una partícula de densidad $\rho$ en régimen laminar ( $Re < 2$ )	$d_{St} = \sqrt{\frac{18\mu V}{g \Delta\rho}}$
$d_P$	Perímetro	Diámetro de un círculo con el mismo perímetro que la proyección exterior de la partícula	$P = \pi d_P$
$d_{eq}$	Superficie proyectada	Diámetro de un círculo con la misma área proyectada que la partícula	$S_p = \frac{\pi}{4} d_{eq}^2$

Tabla 1.5. Definiciones del diámetro de un flóculo o de una partícula (Govoreanu, 2004).

Al medir experimentalmente el tamaño de los flóculos se observa que todos los flóculos no tienen un mismo tamaño y que existe una población de tamaños de los flóculos que se puede describir matemáticamente por medio de una distribución.

Se puede utilizar un diámetro equivalente medio para analizar y describir la población de flóculos con un solo número. Los diámetros medios se calculan a partir de la distribución de tamaños de los flóculos, de modo que tenemos una medida del diámetro que no se ve afectada por unos pocos valores relativamente extremos en las colas de la distribución. Los diámetros

medios se calculan utilizando la moda, la mediana y la media de la distribución. La media es el diámetro medio más utilizado y representa el centro de gravedad de la distribución.

Andreadakis (1993) obtuvo que el tamaño de los flóculos para un sistema de fangos activados bien mezclado se encuentra entre 10 y 70  $\mu\text{m}$ . Otros autores han determinado una distribución bimodal (Figura 1.10) en el tamaño de los flóculos de los fangos activados (Parker et al., 1970 y 1971; Li y Ganczarczyk, 1991), con flóculos cuyo tamaño se encuentra en el rango comprendido entre 25 y 300  $\mu\text{m}$ , y partículas primarias con un tamaño comprendido entre 0,5 y 5  $\mu\text{m}$  (Li y Ganczarczyk, 1991; Jorand et al., 1995). Jin et al. (2003) obtuvieron que el tamaño medio de los flóculos se encontraba entre 40 y 320  $\mu\text{m}$ , con la mayoría de las muestras estudiadas con un tamaño medio del flóculo por debajo de 150  $\mu\text{m}$ . Mikkelsen (2001) sugirió que el límite superior para el tamaño de los flóculos se encuentra alrededor de 1000  $\mu\text{m}$ . Eikelboom (2000) clasifica los flóculos en pequeños (< 25  $\mu\text{m}$ ), medianos (entre 25 y 250  $\mu\text{m}$ ) y grandes (> 250  $\mu\text{m}$ ).

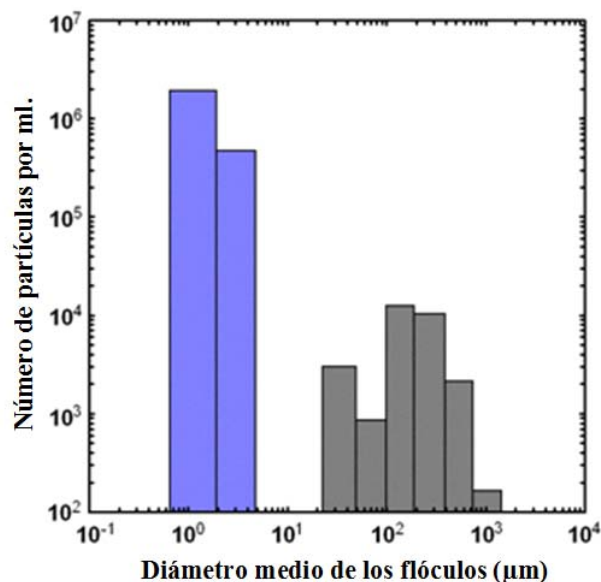


Figura 1.10. Distribución típica del diámetro de las partículas en fangos activados (Parker et al., 1971).

Las partículas primarias presentan propiedades físicas diferentes a los flóculos. La distribución bimodal de las partículas de los fangos activados, se puede explicar mediante los mecanismos de adhesión de las partículas primarias en la superficie de los flóculos y los mecanismos de

erosión de las partículas primarias de la superficie del flóculo debido a las fuerzas de corte (Parker et al., 1970). Se considera que el tamaño medio final de los flóculos es debido al equilibrio dinámico entre los mecanismos de rotura y de agregación (Mikkelsen, 2001). Los dos mecanismos dependen de las propiedades de los flóculos y de factores externos.

Se han investigado y utilizado varias funciones de distribución para ajustar y transformar la distribución de tamaños de los flóculos medidos experimentalmente. Li y Ganczarczyk (1991), y Barbusinski y Koscielniak (1995) encontraron que los datos medidos experimentalmente para la distribución de tamaños de los flóculos se ajustaban bien a una distribución log-normal:

$$f(x) = \frac{1}{x\sqrt{2\pi \ln \sigma_g}} \exp \left[ -\frac{\ln^2(x/x_g)}{2\ln^2(\sigma_g)} \right] \quad \text{Ec. 1.2}$$

donde:

$x$ : tamaño de la partícula (m).

$f(x)$ : función de densidad de probabilidad.

$x_g$ : media geométrica de la distribución (m).

$\sigma_g$ : desviación típica geométrica (m).

Jorand et al. (1995), Wilén y Balmér (1999), y Biggs (2000) han mostrado también buenos ajustes de la distribución de volumen de los flóculos a la distribución log-normal.

Otras funciones de distribución utilizadas para ajustar la distribución de tamaños de los flóculos medidos experimentalmente son la distribución potencial y la de Rosin-Rammler. El modelo potencial viene dado por:

$$\frac{\Delta N_i}{\Delta x_i} = C x_i^{-\beta} \quad \text{Ec. 1.3}$$

donde:

$\Delta N_i$ : número de flóculos dentro del intervalo de tamaño  $i$ .

$\Delta x_i$ : longitud del intervalo de tamaño  $i$  (m).

$x_i$ : longitud del flóculo (m).

$C$  y  $\beta$ : constantes.

El modelo de Rosin-Rammler viene dado por:

$$f(x) = 100 n b x^{n-1} \exp(-bx^n) \quad \text{Ec. 1.4}$$

donde:

$x$ : tamaño del flóculo (m).

$f(x)$ : función de densidad de probabilidad.

$n$  y  $b$ : parámetros de forma y de escala.

Hillgardt y Hoffmann (1997) ajustaron el tamaño de los flóculos dentro del intervalo comprendido entre 3 y 300  $\mu\text{m}$  a una función de distribución potencial (Ec. 1.3), mientras que Li y Ganczarczyk (1991) encontraron que la distribución de tamaños de los flóculos de los fangos activados para un intervalo amplio de tamaños (de 0,5  $\mu\text{m}$  hasta > 500  $\mu\text{m}$ ) ajustaban bien con el modelo potencial (Ec. 1.3) y con el modelo de Rosin-Rammler (Ec. 1.4).

En la literatura se han descrito y medido diferentes distribuciones del tamaño de los flóculos de los fangos activados, obteniéndose en muchos casos resultados contradictorios. Probablemente esto es debido a las diferentes técnicas de medida utilizadas o a los diferentes procedimientos de toma de muestras y de pretratamiento de los fangos utilizados (Govoreanu R., 2004). Así por ejemplo hay autores que han encontrado una distribución bimodal de los flóculos (Figura 1.10) mientras que otros han mostrado que el tamaño de los flóculos cubre todo el espectro de tamaños estudiado.

Zhang et al. (2014) estudiaron la evolución de las propiedades de los flóculos de los fangos activados de cuatro depuradoras durante 100 días. Encontraron que durante el periodo estudiado no se produjeron cambios significativos en el tamaño de los flóculos y que los fangos

con mayor tamaño de flóculos tenían mejores propiedades de floculación. También encontraron una fuerte correlación entre la sedimentabilidad del fango medida a partir del *IVF* con el tamaño de los flóculos y el ratio *SSV/SS* del fango.

#### 1.3.4.2 Forma de los flóculos

La forma de los flóculos se puede caracterizar mediante el uso de indicadores de forma: *factor de forma (FF)*, *redondez (RD)*, *relación de aspecto (RA)*, *Radio de giro reducido (RGR)*, etc. Estos indicadores suelen ser números adimensionales que se obtienen combinando distintas medidas del tamaño de los flóculos.

Los indicadores de forma pueden ser de utilidad para mostrar el cambio de la forma de los flóculos en diferentes condiciones. Así por ejemplo, Cousin y Ganczarzyk (1998) obtuvieron que el factor de forma de los flóculos de los fangos activados disminuía (los flóculos eran más alargados) con el aumento de la salinidad. Otros estudios han utilizado los indicadores de forma para estudiar la sedimentabilidad de los fangos activados. Grijspeerdt y Verstraete (1997) obtuvieron que el factor de forma y la relación de aspecto están correlacionados con el *IVFD* (Apdo. 1.5.2.2).

A continuación se describen algunos indicadores utilizados en la bibliografía para describir la forma de los flóculos:

- Factor de Forma (FF): se utiliza normalmente para definir la regularidad de un objeto. El factor de forma tiene un valor de 1 para un círculo, 0.785 para un cuadrado y valores más pequeños para partículas más irregulares. Se calcula como:

$$FF = \frac{4 \cdot \pi \cdot Area}{Perímetro^2} \quad \text{Ec. 1.5}$$

Si el factor de forma aumenta con el tamaño de los flóculos, los flóculos grandes son más redondos, mientras que los más pequeños son más irregulares. Según Russ (1990) esto

puede ser una indicación de que los flóculos más pequeños se han producido por la fragmentación de los más grandes. Por el contrario, si se observa que el factor de forma disminuye con el aumento del tamaño de los flóculos, esto puede ser una indicación de que los flóculos más grandes se han formado por la agregación de los flóculos más pequeños.

- Redondez (RD): está influenciada principalmente por la elongación de un objeto. Se parece mucho al factor de forma, pero en lugar del perímetro la redondez utiliza la longitud del objeto. Esto hace que sea más sensible a la forma alargada del objeto en lugar de a la forma irregular que puede presentar su contorno. La redondez varía entre 0 y 1, un círculo tiene una RD de uno. Se calcula como:

$$RD = \frac{4 \cdot Area}{\pi \cdot (Longitud)^2} \quad \text{Ec. 1.6}$$

- Relación de Aspecto (RA): es un indicador sensible a la extensión de un objeto, mientras más alargado sea, mayor será el valor de este parámetro. Un círculo tiene una RA de uno. Se calcula como:

$$RA = 1.0 + \frac{4}{\pi} \left( \frac{Longitud}{Ancho} - 1.0 \right) \quad \text{Ec. 1.7}$$

- Radio de Giro Reducido (RGR):

Para un objeto compuesto por  $N$  píxeles con coordenadas  $(x_i, y_i)$  el RGR se calcula como:

$$RGR = \frac{\sqrt{M_{2X} + M_{2Y}}}{\frac{D_{eq}}{2}} = \frac{r_G}{\frac{D_{eq}}{2}} \quad \text{Ec. 1.8}$$

donde  $M_{2X}$  y  $M_{2Y}$  son los momentos de segundo orden definidos como:



$$M_{2X} = \frac{1}{N} \sum_N (x_i - M_{1X})^2$$

Ec. 1.9

$$M_{2Y} = \frac{1}{N} \sum_N (y_i - M_{1Y})^2$$

siendo  $M_{1X}$  y  $M_{1Y}$  los momentos de primer orden:

$$M_{1X} = \frac{1}{N} \sum_N x_i$$

Ec. 1.10

$$M_{1Y} = \frac{1}{N} \sum_N y_i$$

Este parámetro sirve para realizar una discriminación entre objetos. Por ejemplo objetos con un RGR mayor a uno y un área proyectada mayor a un criterio establecido se pueden considerar como bacterias filamentosas (Da Motta, 2001).

#### 1.3.4.3 Estructura fractal de los flóculos

La teoría de fractales fue desarrollada por Mandelbrot (1987) para caracterizar sistemas que no tienen una forma definida o que no tienen regularidad, utilizando una dimensión no entera. El concepto más importante en esta teoría es el de dimensión fractal o dimensión de Hausdorff. La dimensión fractal es una extensión y generalización de la dimensión euclídea, que juega el mismo papel en las medidas que las dimensiones ordinarias.

Al estudiar los flóculos de los fangos activados se observa que los microorganismos, el agua y las SPE se encuentran distribuidos de forma irregular dentro de los flóculos (Li y Ganczarczyk, 1990; Jorand et al., 1995; Liss et al., 1996). Un modo conveniente de describir la forma irregular de los flóculos de los fangos activados es usar una dimensión fractal para relacionar el tamaño del flóculo con su masa o con su densidad. La masa ( $M$ ) de un flóculo fractal con dimensión fractal  $D_f$  y tamaño  $R$  se calcula como (Li y Ganczarczyk, 1989):

$$M \propto R^{D_f} \quad \text{Ec. 1.11}$$

donde  $1 \leq D_f \leq 3$ . Para objetos compactos de 1, 2 o 3 dimensiones,  $D_f$  vale 1, 2 y 3 respectivamente, mientras que para objetos porosos  $D_f$  es un número real. Cuanto más poroso y abierto es un flóculo, más pequeña es su dimensión fractal, mientras que cuanto más compacto y cerrado es el flóculo, más grande es su dimensión fractal.

Según Li y Ganczarzyk (1989) los flóculos generados en el agua y en los procesos de tratamiento del agua residual tienen una dimensión fractal entre 1.4 y 2.8.

La dimensión fractal se puede definir en términos lineales, superficiales o volumétricos, dando lugar a las correspondientes dimensiones fractales. Jiang y Logan (1991) utilizaron las siguientes ecuaciones para obtener la dimensión fractal de los flóculos en función de sus propiedades, tales como el perímetro, área, volumen o número de partículas del flóculo.

$$\begin{aligned} P &\propto l^{D_1} \\ A &\propto l^{D_2} \\ V &\propto l^{D_3} \text{ o } N \propto l^{D_3} \end{aligned} \quad \text{Ec. 1.12}$$

donde:

$l$ : longitud máxima del flóculo (m).

$P, A, V$ : perímetro (m), área proyectada (m<sup>2</sup>) y volumen del flóculo (m<sup>3</sup>).

$N$ : número de partículas en el flóculo.

$D_1, D_2, D_3$ : dimensiones fractales.

Una propiedad importante de los fractales es que son autosemejantes independientemente de la escala utilizada. Esto significa que si cortamos una parte del fractal y la aumentamos, el objeto resultante parece ser idéntico al objeto original. Li y Ganczarzyk (1989) descubrieron que los flóculos de los fangos activados pueden caracterizarse como un fractal poroso.

También mostraron que la morfología de la sección transversal de los flóculos es autosemejante, es decir, al observar los flóculos con distintos aumentos, se obtiene que las imágenes se parecen globalmente desde un punto de vista estadístico. En la Figura 1.11 se puede observar un ejemplo de una representación del flóculo con una estructura fractal autosemejante en dos dimensiones.

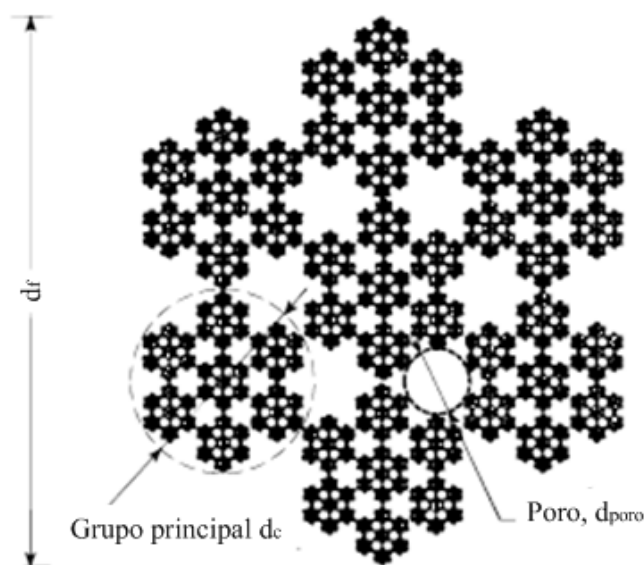


Figura 1.11. Representación esquemática de un flóculo con una estructura fractal autosemejante en dos dimensiones (Li y Logan, 1997).

Zartarian et al. (1997) desarrollaron un método de interpolación para obtener un modelo tridimensional de un flóculo de fango activado a partir de las imágenes digitalizadas de distintas secciones del flóculo (Figura 1.12). A partir del objeto 3D obtenido midieron el tamaño, contorno, área superficial y volumen del flóculo. Demostraron que el contorno y la superficie del flóculo eran fractales con dimensión fractal 1.4 y 2.4 respectivamente. Observaron que independientemente de la orientación de la sección del flóculo realizada, se cumplía la siguiente relación entre el perímetro de la sección  $P$  (m) y su área  $A$  (m<sup>2</sup>):

$$P \propto A^{D_p/2} \quad \text{Ec. 1.13}$$

siendo  $D_p$  la dimensión fractal del perímetro de la sección.

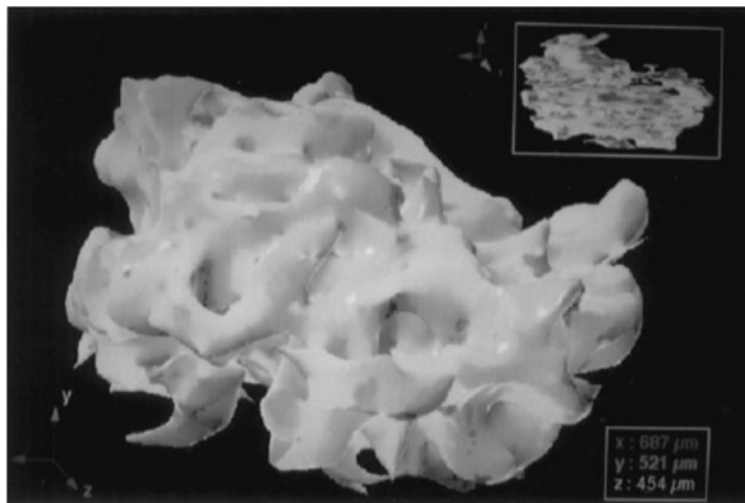


Figura 1.12. Vista de un flóculo de fango activado en tres dimensiones (Zartarian et al., 1997).

Se ha observado que la velocidad de agregación de los flóculos influye considerablemente en su dimensión fractal. Los flóculos se pueden formar bajo condiciones de agregación limitada por reacción (ALR) o bajo condiciones de agregación limitada por difusión (ALD). La ALR se produce cuando existe repulsión entre partículas y cuando la eficiencia de las colisiones es reducida. La ALD implica que no existe repulsión entre las partículas que colisionan y que cada colisión produce una unión. Los flóculos formados bajo condiciones de ALR suelen tener dimensiones fractales más grandes que los flóculos formados bajo condiciones de ALD (Gregory, 1997). Waite (1999) obtuvo dimensiones fractales entre 1.7 y 1.8 para flóculos formados bajo condiciones de ALD, y valores entre 2.2 y 2.3 para condiciones de ALR.

Gregory (1997) sugirió que la dimensión fractal de los flóculos depende del mecanismo de agregación involucrado en su formación. Cuando se produce la agregación entre una partícula y una agrupación de partículas (Figura 1.13a) se considera que la partícula puede fácilmente penetrar dentro de la agrupación antes de encontrar a otra partícula. Este mecanismo genera una estructura densa que se caracteriza por una dimensión fractal elevada entre 2.5 y 2.6. Cuando se produce la agregación entre dos agrupaciones de partículas (Figura 1.13b) se generan estructuras más abiertas con una dimensión fractal alrededor de 1.8 para el caso de la ALD y alrededor de 2.2 para la ALR. Vahedi y Gorczya (2014) han indicado que los flóculos presentan múltiples dimensiones fractales, de modo que estas dimensiones fractales pueden

dar información sobre los mecanismos de agregación involucrados en su formación, la estructura de los flóculos y la distribución de la masa dentro de los flóculos.

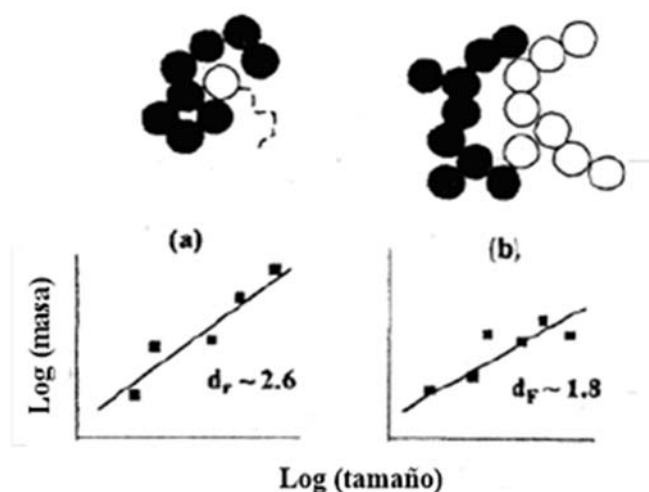


Figura 1.13. Dependencia de la dimensión fractal respecto del mecanismo de agregación (Gregory, 1997).

Además, se ha observado que la dimensión fractal de los flóculos aumenta con el tiempo. Clark y Flora (1991) sugirieron que la rotura y posterior formación de los flóculos en suspensiones agitadas podía explicar la producción de estructuras más compactas.

Si un flóculo tiene estructura fractal, su densidad se puede calcular como:

$$\rho_f \propto R^{D_f - 3} \quad \text{Ec. 1.14}$$

por lo que la densidad del flóculo  $\rho_f$  ( $\text{kg}/\text{m}^3$ ) decrece al aumentar el tamaño del flóculo  $R$  (m).

Un flóculo fractal grande y de baja densidad sedimenta más lento que una esfera densa y compacta debido a su baja densidad y a que se puede romper más fácilmente. También hay que tener en cuenta la permeabilidad del flóculo. Si el agua penetra en el flóculo, la velocidad de sedimentación aumenta debido a que el rozamiento es menor en comparación con un flóculo impermeable.

Se han correlacionado con la dimensión fractal de los flóculos cambios en la estructura de los flóculos debidos a modificaciones de los parámetros del proceso como la adición de cationes o polímeros (Cousin y Ganczarczyk, 1998) o por diferentes regímenes turbulentos (Li y Logan, 1997, Wilén et al., 2003).

Jorand et al. (1995) a partir de datos experimentales, describieron los flóculos del fango activado formados por tres niveles estructurales diferentes:

- Microflóculos formados por partículas primarias (bacterias) de un tamaño aproximado de  $2,5 \mu\text{m}$ .
- Partículas secundarias (microcolonias) de un tamaño aproximado de  $13 \mu\text{m}$ ., formadas por bacterias embebidas en una matriz de exopolímeros.
- Estructura terciaria de un tamaño aproximado de  $125 \mu\text{m}$  formada por la unión de las partículas secundarias a través de los exopolímeros.

Examinando fangos activados mediante microscopia de transmisión electrónica, los autores estimaron un valor de la dimensión fractal para las partículas secundarias (microcolonias) próximo a 3, mientras que para la estructura terciaria encontraron un valor entre 2,4 y 2,6. En la Figura 1.14 se muestra una ilustración de la estructura del flóculo según este modelo.

Wu y Lee (2002) estudiaron los flóculos del fango activado y obtuvieron en los ensayos de dispersión de luz realizados, una dimensión fractal ( $D_S$ ) distinta a la dimensión fractal ( $D_F$ ) obtenida en los ensayos de sedimentación. A partir de estos resultados concluyeron que los flóculos poseían una estructura con dos niveles:

- a) Flóculos primarios formados por partículas primarias (de dimensión fractal  $D_S$ ).
- b) Flóculos secundarios formados por flóculos primarios (de dimensión fractal  $D_F$ ).

Wu y Lee (2002) indicaron que al incrementar la dosis de polielectrolito por encima de 40 ppm en el fango activado se reduce la dimensión fractal del fango desde 2.14 hasta 1.85. También

observaron que la floculación con polielectrolito genera flóculos grandes con un interior muy permeable, y que cuando el fango se sobredosifica, el tamaño del flóculo tiende a crecer continuamente, aumentando  $D_s$  ligeramente. Los fangos activados acondicionados con polielectrolitos generan flóculos grandes con dimensiones fractales pequeñas, mientras que los acondicionados con sales metálicas generan flóculos pequeños y estructuras rígidas con dimensiones fractales grandes (Chen y Wang, 2015).

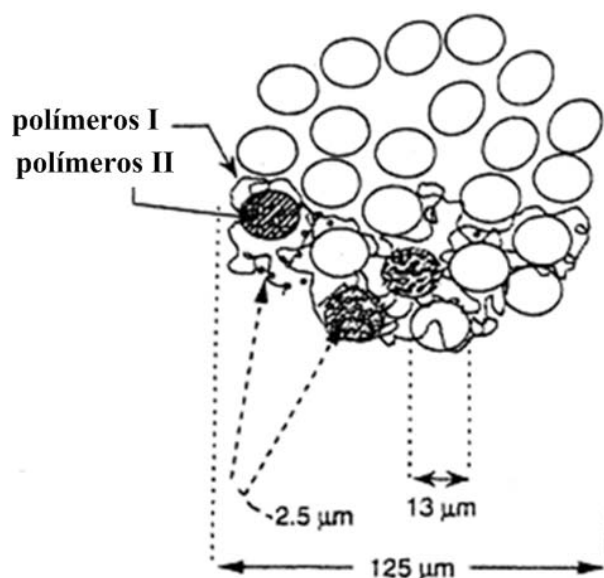


Figura 1.14. Modelo de tres niveles estructurales de los flóculos del fango activado (Jorand et al., 1995).

Chu y Lee (2004) obtuvieron imágenes en tres dimensiones de flóculos de fango activado antes y después de ser floculado y observaron que el interior de los flóculos es muy heterogéneo. También observaron que el interior de los flóculos consta de una estructura multiescala con dos niveles: una estructura global empaquetada débilmente y una estructura local empaquetada de forma compacta. Además determinaron que existe una escala de transición formada por poros de un tamaño aproximado de  $4 \mu\text{m}$  y que sólo existen unos pocos poros de gran tamaño ( $> 10 \mu\text{m}$ ) en los flóculos con un tamaño típico de 100 a 200  $\mu\text{m}$ .

Si comparamos los resultados obtenidos por Chu y Lee (2004) con el modelo de Jorand et al. (1995), las partículas secundarias formadas por partículas primarias (bacterias) constituyen el primer nivel de la estructura (estructura local), mientras que la unión de las partículas

secundarias (flóculos primarios) forman el segundo nivel (estructura global). El primer nivel consta de partículas primarias (bacterias del fango activado) que se agregan formando flóculos primarios fractales con una dimensión fractal  $D_1$ . Normalmente estos flóculos son compactos, fuertes y difíciles de romper. Los flóculos primarios se agregan formando una red en el flóculo después de procesos de rotura y refloculación, caracterizándose el flóculo por un segundo nivel de dimensión fractal  $D_2$ .

#### 1.3.4.4 Porosidad y permeabilidad de los flóculos

Se pueden distinguir tres tipos de agua atrapada en el flóculo en función de las fuerzas de enlace (Liao et al., 2000): agua intersticial (agua atrapada en la matriz del flóculo), agua vecinal (agua atrapada por las fuerzas superficiales) y agua de hidratación (agua retenida por enlaces químicos). Se ha encontrado que los flóculos que contienen una gran cantidad de agua presentan pobres propiedades de sedimentación y de deshidratación del fango. Liao et al. (2000) encontraron una correlación positiva entre el agua atrapada en el flóculo y el IVF. Probablemente también existe una relación entre el agua contenida en los flóculos y las SPE, ya que estas sustancias forman una matriz compleja con una gran área superficial que puede retener el agua (Liss et al., 1996).

La porosidad del flóculo ( $\varepsilon_f$ ) se define como:

$$\varepsilon_f = \frac{v_a}{v_f} \quad \text{Ec. 1.15}$$

donde:

$v_a$ : volumen del agua contenida dentro del flóculo ( $m^3$ ).

$v_f$ : volumen del flóculo ( $m^3$ ).

Si realizamos un balance de masas en el flóculo, la porosidad del flóculo se puede calcular como:



$$\varepsilon_f = 1 - \frac{\rho_f - \rho}{\rho_s - \rho} \quad \text{Ec. 1.16}$$

donde:

$\rho_f$ : densidad del flóculo ( $\text{kg/m}^3$ ).

$\rho_s$ : densidad de los sólidos ( $\text{kg/m}^3$ ).

$\rho$ : densidad del agua ( $\text{kg/m}^3$ ).

Si se estima la densidad del flóculo ( $\rho_f$ ) a partir de la velocidad de sedimentación de partículas individuales aplicando la ley de Stokes (Ec. 1.37) o sus modificaciones, la densidad obtenida suele ser inferior al valor real de la densidad del flóculo, por lo que al aplicar la Ec. 1.16 se obtiene una porosidad mayor que la porosidad real del flóculo (Gorczyca y Ganczarczyk, 1999).

Li y Ganczarczyk (1990) midieron la porosidad de los flóculos del fango activado realizando secciones de los flóculos y utilizando un microscopio óptico. Definieron la porosidad geométrica del flóculo (P) como el cociente entre el área ocupada por los poros en la sección del flóculo y el área total de la sección transversal del flóculo. Obtuvieron con este método porosidades (P) más pequeñas que las porosidades ( $\varepsilon_f$ ) obtenidas a partir de la ley de Stokes.

Gorczyca y Ganczarczyk (1999, 2001 y 2002) utilizaron el modelo fractal de la alfombra de Sierpinski para representar la estructura y los niveles de agregación de los flóculos del fango activado (Figura 1.15). Los flóculos están formados por la unión de partículas primarias que forman pequeños flóculos compactos, los cuales se juntan entre sí para formar microflóculos, que a su vez se unen para formar el flóculo final. Es de esperar que existan tres grupos diferentes de tamaños de poros asociados con los tres niveles de agregación existentes dentro de la estructura del flóculo. De este modo se formarán pequeños poros entre las partículas primarias dentro de los pequeños flóculos compactos, poros de tamaño medio dentro de los microflóculos y grandes poros entre los microflóculos dentro del flóculo (Figura 1.15). En la realidad se producen colisiones aleatorias entre todos los niveles de agregación, de modo que la estructura real de un flóculo es una unión aleatoria de partículas primarias, pequeños

flóculos compactos y microfloculos. Estos procesos aleatorios tienden a crear objetos fractales.

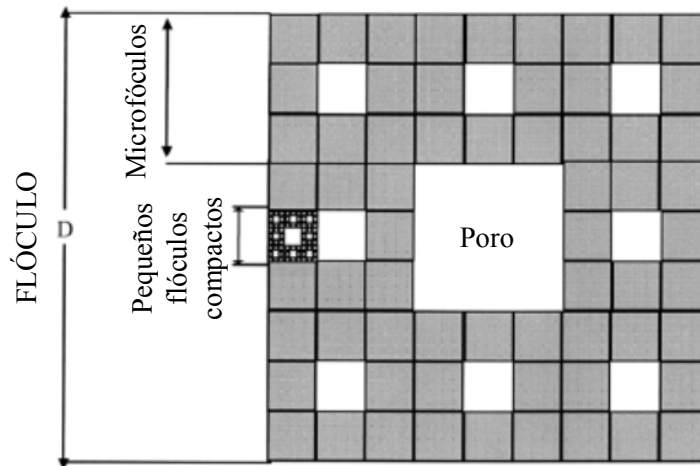


Figura 1.15. Modelo fractal de alfombra de Sierpinski utilizado para representar un flóculo de fango activado (Gorczyca y Ganczarzyk, 2002).

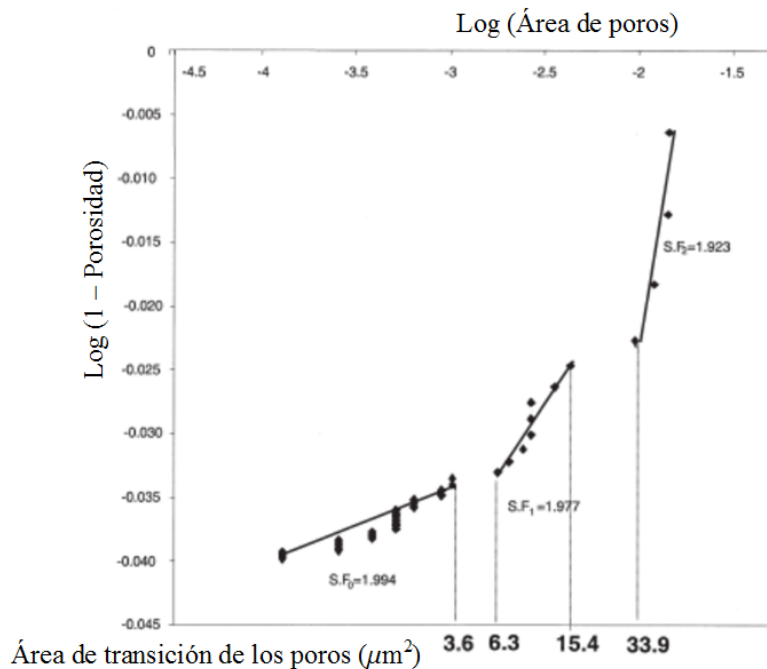


Figura 1.16. Caracterización de los poros de los flóculos de fangos activados (Gorczyca y Ganczarzyk, 2001).

Gorczyca y Ganczarzyk (2001) también utilizaron el modelo fractal de Sierpinski para caracterizar los poros de los flóculos del fango activado. Determinaron para distintos

aumentos de la imagen del flóculo, el área de los poros de una sección del flóculo, y representaron gráficamente el logaritmo del área residual ( $1 - \text{porosidad geométrica}$ ) frente al logaritmo del área de los poros. Posteriormente ajustaron los puntos de la gráfica a una recta, en los tres tramos rectos observados, obteniendo tres dimensiones fractales de Sierpinski (Figura 1.16). Los puntos de transición que dividen los datos de dos tramos rectos, representan el tamaño específico de poro que separa un sistema de poros de otro. Los resultados obtenidos muestran la existencia de tres poblaciones de poros en los flóculos de fango activado: poros pequeños de tamaño menor de  $3 \mu\text{m}^2$ , poros medianos de tamaño entre  $3$  y  $20 \mu\text{m}^2$  y poros grandes de tamaño superior a  $20 \mu\text{m}^2$ . Además obtuvieron una porosidad geométrica media para los flóculos de los fangos activados del 8%.

Los resultados obtenidos por Gorczyca y Ganczarczyk (2001) confirman la existencia de una estructura multinivel en el flóculo. Los poros pequeños están presentes dentro de los pequeños flóculos compactos, los poros medianos dentro de los microflóculos y los poros grandes dentro del flóculo.

Gorczyca y Ganczarczyk (2001 y 2002) observaron que la porosidad media de los flóculos de caolín coagulados con aluminio era similar a la porosidad de los flóculos de fango activado (entre el 8 % y 9 %), lo cual podía sugerir que los dos tipos de flóculos deberían tener una permeabilidad similar. Sin embargo, obtuvieron experimentalmente que la permeabilidad de los flóculos de fango activado era mayor. Gorczyca y Ganczarczyk (2001 y 2002) utilizaron el modelo fractal de Sierpinski (Figura 1.15) para estudiar la distribución del tamaño de los poros de los flóculos, y obtuvieron que los poros de los flóculos de fango activado eran dos veces más grandes que los poros de los flóculos coagulados con aluminio. De este modo concluyeron que es el tamaño característico de los poros el que determina la permeabilidad del flóculo en lugar de ser la porosidad media del flóculo.

Chung y Lee (2003) estudiaron la porosidad de los flóculos del fango activado de la EDAR de Taipei (Taiwán) y obtuvieron que el caudal que pasa a través del flóculo está entre el 15 y el 24% del total del caudal que se aproxima al flóculo. La Figura 1.17 representa de forma

esquemática el modelo propuesto por Chung y Lee (2003) del interior del flóculo donde se considera que el flujo de agua se realiza a través de los poros más grandes del flóculo.

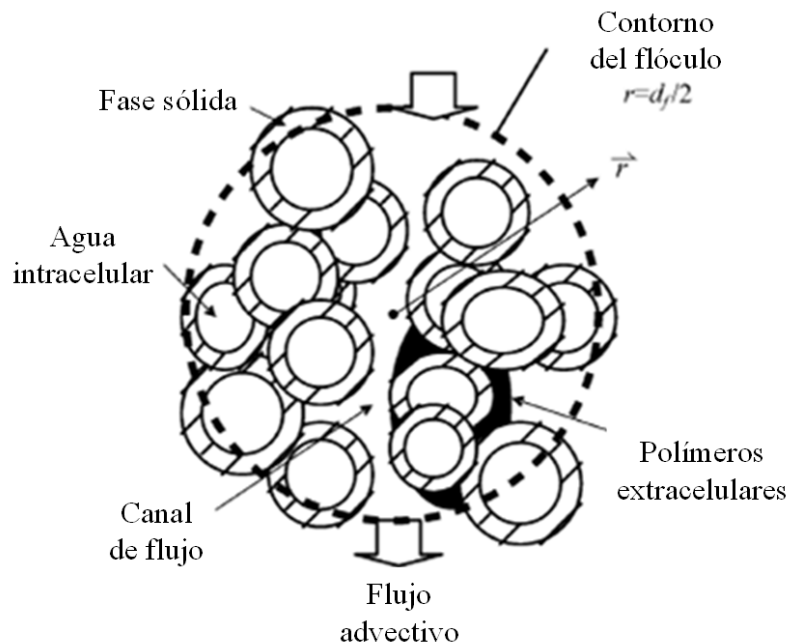


Figura 1.17. Modelo esquemático del interior del flóculo (Chung y Lee, 2003).

Chu y Lee (2004) indicaron que la floculación del fango produce flóculos con poros más grandes y con contornos más irregulares. Utilizando su modelo de estructura multiescala de los flóculos, demostraron que la mayoría del flujo de agua que pasa a través de un flóculo se concentra en los poros más grandes. Estos poros de mayor tamaño están relacionados con un primer nivel donde el flóculo tiene una estructura débilmente empaquetada, por lo que la resistencia al paso del agua es menor.

#### 1.3.4.5 Estabilidad y resistencia de los flóculos

Durante los procesos de tratamiento, los flóculos del fango pueden perder partículas primarias de su superficie o pueden fragmentarse en flóculos más pequeños debido a las fuerzas de corte que tienen lugar durante la aireación, bombeo, mezclado y deshidratación del fango. Como consecuencia de esto, a pesar de que se pueda producir una posterior refloculación parcial del fango, se generan una gran cantidad de pequeños flóculos (Yuan y Farnood, 2010)

originando una distribución bimodal en el tamaño de los flóculos (Figura 1.18). La concentración de sólidos suspendidos aumenta en el efluente debido a que disminuye el rendimiento en la separación de los flóculos del agua, bien sea por sedimentación o por flotación del fango.

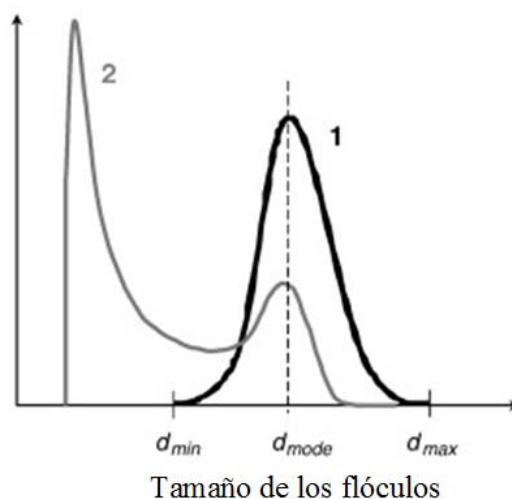


Figura 1.18. Distribución del tamaño de los flóculos antes (1) y después (2) de someter a los fangos activados a esfuerzos cortantes (Yuan y Farnood, 2010).

La resistencia del flóculo mide la resistencia a la fragmentación del flóculo. La resistencia de un flóculo se define en general como la energía necesaria para romper el flóculo bajo la acción de tensión, de compresión o de fuerzas cortantes. La resistencia del flóculo se puede medir mediante el factor de resistencia comparando el diámetro medio equivalente de los flóculos antes y después de ser sometidos a un aumento de las fuerzas cortantes (Jarvisa et al., 2005) (Ec. 1.17).

$$\text{Factor de resistencia} = \frac{D_{final}}{D_{inicial}} \quad \text{Ec. 1.17}$$

siendo  $D_{inicial}$  (m) el diámetro medio equivalente inicial de los flóculos y  $D_{final}$  (m) el diámetro medio equivalente final después de la rotura de los flóculos.

Otra forma de definir la resistencia del flóculo es a través del diámetro máximo  $d_{max}$  (m) para el cual el flóculo es estable (Parker et al., 1970).

$$d_{max} = C \cdot G^{-m} \quad \text{Ec. 1.18}$$

siendo  $C$  y  $m$  constantes, y  $G$  ( $s^{-1}$ ) el gradiente de velocidad medio calculado como:

$$G = \sqrt{\frac{W}{\mu}} \quad \text{Ec. 1.19}$$

donde  $W$  es la potencia disipada por unidad de volumen ( $W/m^3$ ) y  $\mu$  la viscosidad dinámica ( $N s/m^2$ ).

Si representamos gráficamente el  $\log d_{max}$  en función del  $\log G$  obtenemos una línea cuya pendiente  $m$  nos indica la resistencia del flóculo y el modo de rotura del flóculo (Figura 1.19). Cuanto mayor es el valor de  $m$  menos resistente es el flóculo y más propenso a romperse al aumentar las fuerzas de corte. Se considera que para valores de  $m = 0.5$  predominan los procesos de fragmentación de los flóculos, mientras que para valores de  $m = 1$  y  $m = 2$  predominan los procesos de erosión en la superficie del flóculo (Jarvisa et al., 2005).

Los valores de  $m$  suelen estar alrededor de 0,5 para todo tipo de flóculos. Biggs y Lant (2000) estudiaron la resistencia de los fangos activados sin coagular y obtuvieron los valores de  $\log C = 2.9$  y  $m = 0.35$ .

En general la resistencia de los flóculos aumenta al disminuir su tamaño. Los flóculos más grandes son más porosos e irregulares y por lo tanto son más frágiles (Wilén et al., 2003). La adición de polímeros disminuye la resistencia de los flóculos para flóculos biológicos e incrementa la resistencia para flóculos químicos (Jarvisa et al., 2005).

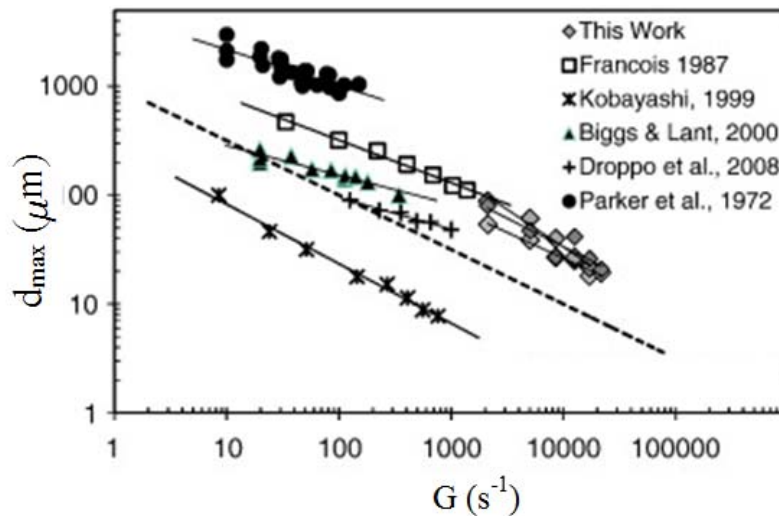


Figura 1.19. Efecto de  $G$  en el tamaño de los flóculos (Yuan y Farnood, 2010).

La sensibilidad a la rotura es grande para flóculos con una dimensión fractal ( $D_f$ ) baja, lo cual indica que los flóculos grandes son más abiertos y más propensos a romperse al ser expuestos a fuerzas cortantes. Del mismo modo la resistencia del flóculo es grande para flóculos con valores elevados de  $D_f$  indicando que los flóculos más densos se fragmentan menos al exponerse a fuerzas cortantes. La dimensión fractal de los flóculos que han sido sometidos a fuerzas cortantes aumenta ligeramente para algunos fangos, lo cual sugiere que el mezclado afecta a la estructura del flóculo.

La estabilidad del flóculo también está relacionada con su microestructura. Los flóculos fuertes contienen un número relativamente alto de colonias de microorganismos y agrupaciones de células más densas, mientras que los flóculos más débiles presentan bacterias que crecen individualmente y separadas. Otros factores como la cantidad y tipo de SPE también influyen en la estabilidad del flóculo.

#### 1.4 FLOCULACIÓN DE LOS FANGOS ACTIVADOS

La floculación consiste en la agregación de partículas suspendidas desestabilizadas. Este proceso consta de dos pasos: transporte y unión de las partículas. El transporte produce la

colisión de las partículas mediante variaciones locales en las velocidades del fluido y/o de las partículas (Figura 1.20), mediante:

- Movimiento térmico aleatorio (movimiento browniano) de las partículas (floculación pericinética).
- Introducción de gradientes de velocidad mediante el mezclado (floculación ortocinética).
- Diferencias de velocidad de sedimentación de las partículas (sedimentación diferencial).

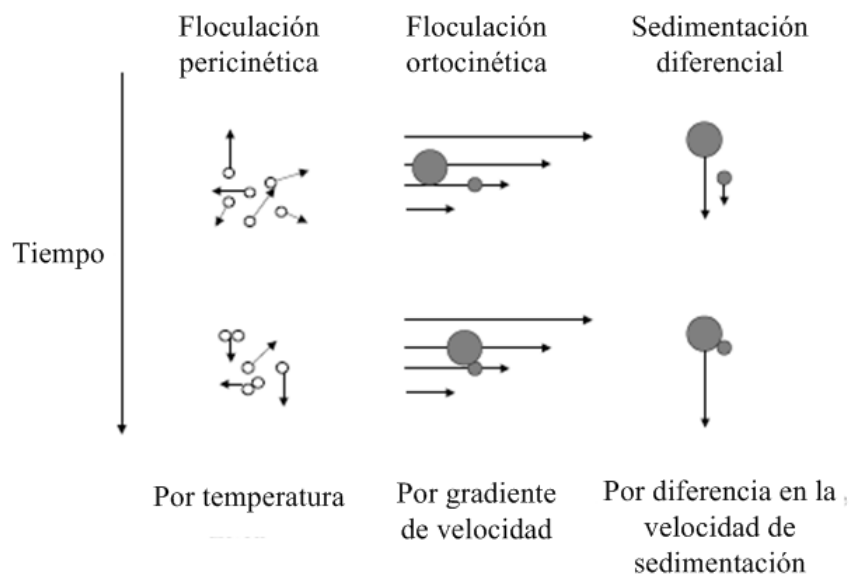


Figura 1.20. Mecanismos de floculación que inducen a la colisión entre partículas (Nopens, 2005a).

La unión de las partículas depende de las fuerzas de corto alcance que a su vez están relacionadas con la naturaleza de la superficie de las partículas. Estos dos conceptos se pueden expresar matemáticamente como una velocidad de floculación o de colisiones efectivas (Thomas et al., 1999):

$$\text{Velocidad de floculación} = \alpha \beta(i, j) n_i n_j \quad \text{Ec. 1.20}$$

donde:



$\alpha$ : factor de eficiencia de la colisión.

$\beta(i,j)$ : frecuencia de colisión entre partículas de tamaño  $i$  y  $j$  (l/s n° partículas).

$n_i, n_j$ : concentración de partículas de tamaño  $i$  y  $j$  (n° partículas/l).

La frecuencia de colisión  $\beta$  depende del modo de floculación y mide la eficiencia del transporte para producir colisiones. La eficiencia de la colisión  $\alpha$  es función del grado de desestabilización de las partículas ( $\alpha \in [0,1]$ ) y mide el porcentaje de las colisiones que producen una unión entre las partículas que colisionan. Si las condiciones son desfavorables debido a la presencia de fuerzas de repulsión muy fuertes, entonces  $\alpha \rightarrow 0$ . Sin embargo, si no existe una barrera de energía y predominan las fuerzas atractivas, entonces  $\alpha \rightarrow 1$ .

Smoluchowski desarrolló un modelo matemático para la floculación de partículas considerando las siguientes hipótesis:

- El factor de eficiencia de las colisiones vale 1 ( $\alpha = 1$ ).
- Se considera régimen laminar.
- Las partículas son monodispersivas, es decir, todas tienen el mismo tamaño.
- No se producen roturas de las partículas.
- Todas las partículas tienen forma esférica antes y después de la colisión (hipótesis de coalescencia).
- Las colisiones se realizan entre dos partículas.

En este modelo, la variación de la concentración de las partículas de tamaño  $k$  respecto del tiempo se calcula como:

$$\frac{dn_k}{dt} = \frac{1}{2} \sum_{i+j=k} \beta(i,j)n_i n_j - \sum_{i=1}^{\infty} \beta(i,k)n_i n_k \quad \text{Ec. 1.21}$$

El primer término de la ecuación anterior representa el incremento de partículas de tamaño  $k$  debido a la agregación de dos partículas, mientras que el segundo término representa la pérdida de partículas de tamaño  $k$  debido a que estas partículas se han agregado con otras.

### 1.4.1 Modelo de rotura y agregación

En los modelos desarrollados inicialmente sólo se consideraba el proceso de agregación. Argaman y Kaufman (1970) consideraron que el cambio en la concentración de partículas durante la floculación era debido a dos procesos opuestos: la agregación de partículas primarias y la rotura de los flóculos.

Parker et al. (1970) mostraron que la agregación y la rotura se producen simultáneamente. Consideraron la desaparición de partículas primarias por agregación en los flóculos y la aparición de partículas primarias por rotura de los flóculos. La rotura de los flóculos puede ser de dos tipos: erosión de pequeñas partículas primarias de la superficie del flóculo y rotura del flóculo en dos o más flóculos de menor tamaño. La erosión se produce cuando las fuerzas cortantes superan a la fuerza de unión entre las partículas primarias y el flóculo. Mikkelsen y Keiding (2002) indicaron que la erosión del flóculo es más común en las plantas de tratamiento de aguas residuales que la rotura del flóculo debido a que se requieren fuerzas mayores para romper las uniones con las SPE. Parker et al. (1970) desarrollaron un modelo para describir la variación respecto del tiempo de la concentración de partículas primarias en un reactor de flujo discontinuo.

$$\frac{dn}{dt} = k_B \cdot SS \cdot G^m - k_A \cdot SS \cdot n \cdot G \quad \text{Ec. 1.22}$$

donde:

$n$ : concentración del número de partículas primarias ( $n^\circ$  partículas/l).

$SS$ : concentración de sólidos suspendidos del fango (g/l).

$G$ : gradiente de velocidad medio ( $s^{-1}$ ).

$k_A$ : coeficiente de la velocidad de agregación del flóculo (l/g).

$k_B$ : coeficiente de la velocidad de rotura del flóculo ( $n^\circ$  partículas  $s^{m-1}/g$ ).

$m$ : exponente de la velocidad de rotura del flóculo.

El gradiente de velocidad medio ( $G$ ) se calcula a partir de la fórmula propuesta por Camp y Stein (1943) (Ec. 1.19).

Parker et al. (1970) realizaron varios ensayos de floculación utilizando fangos activados llegando a la conclusión de que el exponente de la velocidad de rotura era 2 ( $m = 2$ ). Si consideramos que  $k_A$ ,  $k_B$  y  $G$  son independientes del tiempo y  $m = 2$ , al integrar la Ec. 1.22 se obtiene la concentración del número de partículas primarias en función del tiempo (Wahlberg et al. 1994):

$$n_t = \frac{k_B \cdot G}{k_A} + \left( n_0 - \frac{k_B \cdot G}{k_A} \right) \cdot e^{-k_A \cdot X \cdot G \cdot t} \quad \text{Ec. 1.23}$$

donde:

$n_t$ : concentración del número de partículas primarias en el instante  $t$  (nº partíc./l).

$n_0$ : concentración del número de partículas primarias en el instante  $t=0$  (nº partíc./l).

Para un fango dado,  $n_0$  y  $SS$  son constantes, y como hemos supuesto que  $k_A$ ,  $k_B$  y  $G$  son independientes del tiempo, la Ec. 1.23 se puede escribir de la forma:

$$n_t = \alpha + \beta \cdot e^{-\lambda t} \quad \text{Ec. 1.24}$$

donde:

$\alpha$ : concentración del número de partículas primarias en el equilibrio (nº partículas/l).

$\beta$ : diferencia entre la concentración del número de partículas primarias inicial y en el equilibrio (nº partículas/l).

$\lambda$ : constante de la velocidad de eliminación de partículas primarias ( $s^{-1}$ ).

Parker et al. (1972) mostraron que el coeficiente de agregación  $k_A$  y de rotura  $k_B$  dependen de factores físico-químicos, los cuales pueden afectar a la desestabilización de las partículas y a la

resistencia del flóculo. También mostraron que los fenómenos de agregación y rotura se ven afectados por el valor de  $G$ . Para valores bajos de  $G$  la concentración del número de partículas primarias decrece, mientras que para valores altos de  $G$  la concentración del número de partículas primarias se incrementa. El parámetro  $\alpha$  indica que existe un límite por debajo del cual la floculación no puede ser utilizada para reducir la turbidez, mientras que el parámetro  $\beta$  cuantifica la mejora en la capacidad de eliminación de sólidos a través de la floculación. A una floculación pobre le corresponden valores grandes de  $\beta$ .

Wahlberg et al. (1994) investigaron el modelo propuesto por Parker et al. (1972) en 21 EDAR. Para validar el modelo evaluaron por separado los parámetros  $k_A$ ,  $k_B$ ,  $n_0$ ,  $\alpha$ ,  $\beta$  y  $\lambda$ . Obtuvieron que  $k_A$  y  $k_B$  pueden variar con el mecanismo de floculación y especialmente con el mezclador utilizado.

#### 1.4.2 Modelo de balance de población

Los modelos de balance de población (MBP) se utilizan para describir procesos incluyendo interacciones entre entidades individuales de una población. Estos modelos segregan la población en entidades individuales, de modo que todas las propiedades individuales son también segregadas para obtener una distribución de la propiedad, en lugar de obtener un único valor medio de esa propiedad.

Biggs (2000) aplicó el concepto MBP a la floculación de fangos activados. El MBP permite estudiar la distribución del tamaño de los flóculos durante todo el proceso de floculación. Se considera que la rotura y la agregación de los flóculos son los únicos procesos involucrados en la floculación, de modo que la variación de la concentración del número de flóculos ( $N_i$ ) de la clase de tamaños ( $i$ ) se puede calcular como:

$$\frac{dN_i}{dt} = \text{agregación} - \text{rotura} \quad \text{Ec. 1.25}$$

De acuerdo con Hounslow et al. (1988) los términos “nacimiento” y “muerte” pueden ser incluidos en un balance de población, por lo que la agregación y rotura de los flóculos conduce al “nacimiento” y a la “muerte” de flóculos de un cierto tamaño. La Ec. 1.25 se puede escribir de la forma:

$$\frac{dN_i}{dt} = \text{Nacimiento}_{\text{agregación}} - \text{Muerte}_{\text{agregación}} + \text{Nacimiento}_{\text{rotura}} - \text{Muerte}_{\text{rotura}} \quad \text{Ec. 1.26}$$

La dinámica de la agregación y rotura descrita por la ecuación anterior se muestra en la Figura 1.21.

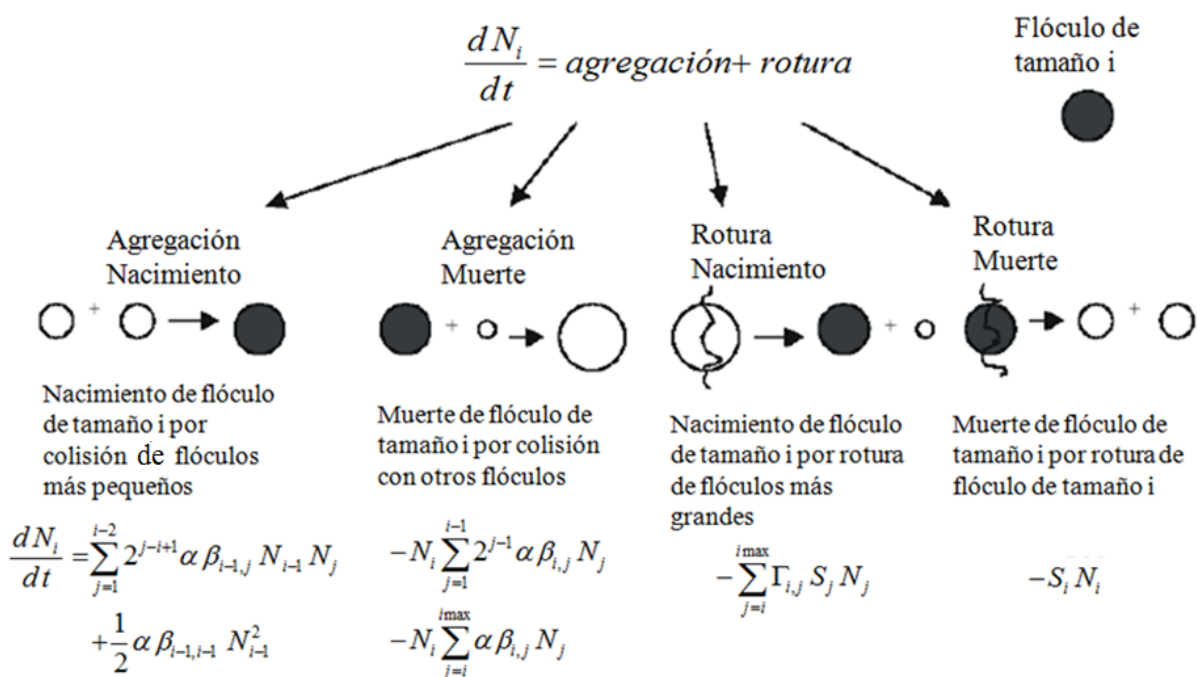


Figura 1.21. Dinámica de la agregación y rotura de un balance de población discretizado (Biggs, 2000).

Biggs (2000) utilizando una técnica para medir el tamaño de los flóculos en función del tiempo, concluyó que el MBP es un método adecuado para describir el proceso de floculación. Encontró que el modelo describía con precisión la variación con el tiempo del tamaño medio de los flóculos. Biggs y Lant (2000 y 2002) observaron una disminución en el tamaño medio de

los flóculos al aumentar el gradiente de velocidad medio ( $G$ ). También indicaron que la velocidad de rotura de los flóculos aumentaba al aumentar  $G$  según una relación potencial.

Nopens et al. (2002) evaluaron el modelo desarrollado por Biggs y aislaron los puntos más sensibles que se deberían considerar para mejorar el modelo. Nopens et al. (2005b) presentaron una nueva metodología para calibrar el modelo de balance de población, utilizando la distribución del tamaño de los flóculos obtenida experimentalmente (on-line) durante los ensayos de floculación.

## **1.5 SEDIMENTACIÓN DE LOS FANGOS ACTIVADOS**

En este apartado se describen los tipos de sedimentación que tienen lugar en un decantador secundario, los diferentes modos de medir la sedimentabilidad del fango y los modelos desarrollados para determinar la velocidad de sedimentación del fango activado. Finalmente se describe la aplicación práctica del estudio de la sedimentabilidad del fango en el diseño, simulación y operación de decantadores secundarios.

### **1.5.1 Tipos de sedimentación**

Los procesos de sedimentación se pueden clasificar en cuatro tipos en función de la dilución de los sólidos suspendidos (concentración) y de la tendencia relativa de las partículas en suspensión a agruparse (floculación). Se puede observar la relación entre la concentración y floculación y los cuatro tipos de sedimentación en la Figura 1.22 (Ekama et al., 1997). El eje vertical representa concentraciones decrecientes (incremento de la dilución) y el eje horizontal incremento de la tendencia a flocular.

Las partículas representadas en la esquina superior izquierda, partículas dispersas sin tendencia a flocular, sedimentan según el tipo de sedimentación discreta o tipo I. Las partículas representadas en la esquina superior derecha, discretas pero con fuerte tendencia a flocular, sedimentan según el tipo de sedimentación floculada o tipo II. Estos dos tipos de

sedimentación donde la concentración de sólidos es baja se conoce como clarificación, dado que la suspensión va clarificándose gradualmente a medida que las partículas van sedimentando. Una característica fundamental de este tipo de sedimentación es que las partículas más grandes o densas sedimentan a una velocidad mayor que las partículas más pequeñas o ligeras.

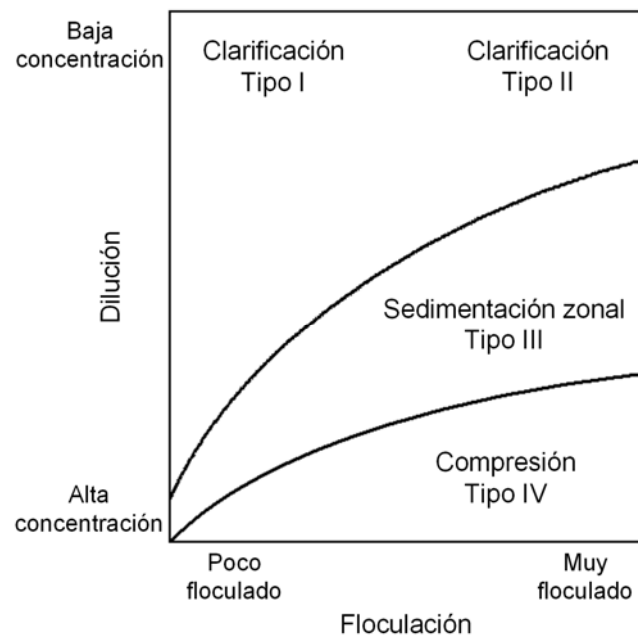


Figura 1.22. Tipos de sedimentación en función de la concentración de la suspensión y de la tendencia de las partículas a flocular (WEF, 2005).

En la sedimentación discreta las partículas sedimentan como entidades individuales sin que se produzca interacción entre ellas. La velocidad de sedimentación de las partículas depende de las características individuales de las partículas como son el tamaño de la partícula, la porosidad y la densidad (Li y Ganczarczyk, 1987).

Durante la sedimentación floculada, las partículas floculan durante la sedimentación aumentando su masa e incrementando su velocidad de sedimentación. Patry y Takács (1992) mostraron que la velocidad de sedimentación media de las partículas en la zona de sedimentación floculada de un decantador secundario depende de la concentración de sólidos suspendidos.

A medida que aumenta la concentración de las partículas la velocidad de sedimentación se ve afectada por las interacciones entre ellas. En la sedimentación zonal o de tipo III, las fuerzas de interacción son lo suficientemente intensas como para provocar el descenso de todas las partículas a la misma velocidad, guardando las posiciones relativas entre ellas independientemente de su tamaño y densidad. Como resultado de este tipo de sedimentación se forma una interfase claramente diferenciada entre las partículas que sedimentan y el líquido sobrenadante. La velocidad de sedimentación de la interfase entre la suspensión y el sobrenadante se denomina velocidad de sedimentación zonal. La velocidad de sedimentación zonal depende únicamente de la concentración de sólidos suspendidos y esta decrece al aumentar la concentración de sólidos suspendidos.

Mancell-egala et al. (2012) estudiando la sedimentabilidad de los fangos activados de una EDAR urbana, obtuvieron que la transición entre la sedimentación floculada y la zonal normalmente tenía lugar a concentraciones de sólidos suspendidos entre 600 y 700 mg/l. La transición se producía por encima de 700 mg/l cuando la sedimentabilidad del fango era buena y por debajo de 600 mg/l cuando era pobre. Van Haandel (2012) considera que La concentración mínima de sólidos suspendidos a partir de la cual los fangos activados sedimentan según el tipo III de sedimentación zonal se encuentra entre 500 y 1000 mg/l.

A mayores concentraciones las partículas se aproximan cada vez más hasta el punto de entrar en contacto directo unas con otras. En este momento el tipo de sedimentación se considera de tipo IV o de compresión. En estas condiciones el contacto mecánico entre las partículas provoca una tensión de compresión que expulsa el agua hacia arriba y compacta los sólidos produciéndose un mayor espesado del fango.

La compresión de los fangos comienza cuando se llega a una concentración crítica característica de cada suspensión, a partir de la cual los flóculos están en contacto. En esta región la velocidad de sedimentación depende de la concentración de los sólidos, del peso menos el empuje hidrostático transmitido por las capas superiores de sólidos y de la resistencia que se opone a la circulación del fluido hacia arriba (Pérez, 1993).



Como se puede observar en la Figura 1.23, en un decantador secundario tienen lugar los cuatro tipos de sedimentación descritos anteriormente. La sedimentación discreta de tipo I se produce en la parte superior del decantador secundario donde la concentración de partículas es tan reducida que la probabilidad de que las partículas colisionen y se agreguen es muy pequeña. A mayor profundidad la concentración de partículas es mayor aumentando la posibilidad de que las partículas colisionen y se cohesionen formando flóculos, en esta zona se produce la sedimentación floculada o de tipo II. En las zonas más profundas del decantador donde la concentración de partículas supera 1000 mg/l tiene lugar la sedimentación zonal o de tipo III, mientras que en el fondo del decantador se produce la sedimentación de tipo IV o de compresión.

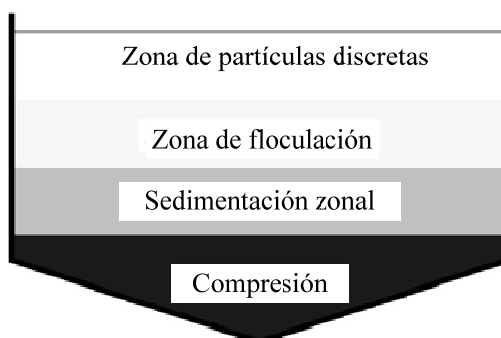


Figura 1.23. Zonas de sedimentación en un decantador secundario (Jeppsson, 1996).

Las diferencias existentes entre los cuatro tipos de sedimentación suponen distintos requisitos en el diseño de los tanques de sedimentación.

## 1.5.2 Medida de la sedimentabilidad del fango

### 1.5.2.1 Velocidad de sedimentación zonal

Si realizamos un ensayo de sedimentación en discontinuo con fangos activados, con una concentración de sólidos suspendidos en la que tiene lugar la sedimentación zonal, con o sin una agitación suave del fango, se observan cuatro zonas de sedimentación (Coe y Clevenger,

1916) (Figura 1.24a): zona de agua clarificada (A), zona de sedimentación zonal (B), zona de transición (C) y zona de compresión (D). La evolución con el tiempo de la interfase entre la zona clarificada (A) y los fangos se muestra en la Figura 1.24b. En la gráfica se pueden observar cuatro etapas que se suceden en el tiempo: etapa de inducción (1), etapa de sedimentación zonal (2), etapa de transición (3) y etapa de compresión (4).

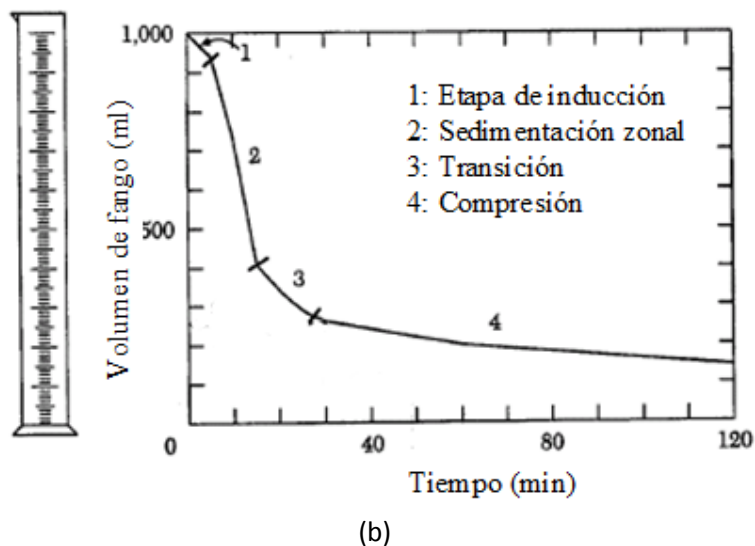
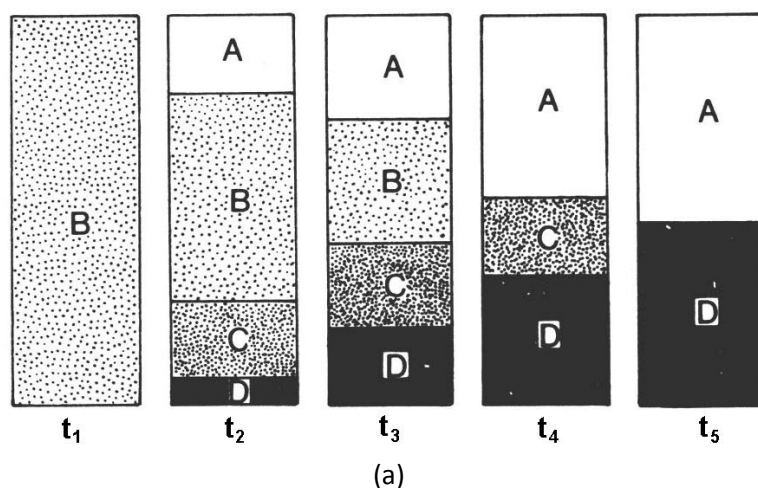


Figura 1.24. Ensayo de sedimentación en discontinuo. (a) Zonas de sedimentación en la columna de sedimentación. (b) Etapas de la interfase fango-sobrenadante en función del tiempo.

Durante la etapa de inducción (1), la elevada turbulencia generada por el llenado de la columna donde se realiza el ensayo de sedimentación, origina un movimiento del fango que se va disipando lentamente. En esta etapa se observa una clara interfase entre el sobrenadante y

los sólidos que se mueve en la dirección vertical a una velocidad cada vez mayor. Se considera que en esta etapa no se produce una refloculación del fango debido a que las velocidades son pequeñas y a la corta duración de esta etapa (entre 1-2 minutos).

Después de la etapa de inducción se inicia la etapa de sedimentación zonal (2), donde la interfase entre el sobrenadante y el fango alcanza una velocidad constante  $V_s$ . Durante esta etapa los sólidos de la zona (B) sedimentan a una velocidad uniforme y su concentración permanece constante. La concentración de los sólidos en la zona (B) es igual a la concentración inicial de los sólidos con la que la columna de sedimentación fue llenada. La velocidad de sedimentación zonal disminuye al aumentar la concentración de sólidos.

En la etapa de sedimentación zonal existe un equilibrio entre las fuerzas debidas a la gravedad causantes de la sedimentación de las partículas y las fuerzas de fricción que se oponen al movimiento. Se considera que durante todo el tiempo en el que transcurre la etapa de sedimentación zonal, la zona de transición (C) mantiene su espesor constante, de modo que el fango se transfiere a través de la zona de transición, de la zona decreciente de sedimentación zonal (B), a la zona creciente de compresión (D). Cuando la zona de sedimentación zonal (B) desaparece se inicia la etapa de transición (3).

Las características de la etapa de sedimentación zonal permanecen en la etapa de transición, pero la concentración de los sólidos aumenta a medida que transcurre esta etapa, por lo que la velocidad de la interfase entre el sobrenadante y el fango disminuye al aumentar la concentración. La altura de la zona de transición (C) va disminuyendo al mismo tiempo que aumenta la altura de la zona de compresión (D), hasta que desaparece la zona de transición y se inicia la etapa de compresión (4).

Durante la etapa de compresión la interfase entre el sobrenadante y el fango sigue descendiendo pero su velocidad viene gobernada por la compresión del fango. En esta etapa las partículas están en contacto mecánico unas con otras.

En algunos ensayos de sedimentación, para determinado tipo de suspensiones, se pueden distinguir dos tipos de discontinuidades (Figura 1.25). Una discontinuidad superior entre la zona A-B (interfase entre el fango y el sobrenadante) y otra entre la zona C-D (interfase entre la zona de transición y el sedimento). En los ensayos de sedimentación con fagos activados sólo se observa la discontinuidad superior.

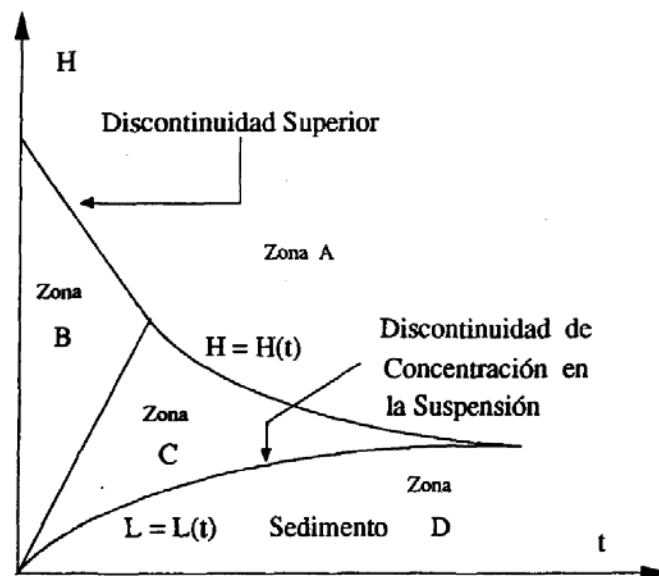


Figura 1.25. Ensayo de sedimentación con dos discontinuidades (Pérez, 1993).

La concentración de una suspensión en un ensayo de sedimentación se puede caracterizar en función de la concentración de sólidos suspendidos (SS) o en función de la fracción volumétrica de los sólidos ( $\phi_s$ ). La fracción volumétrica de los sólidos se define como la fracción de volumen ocupado por los sólidos de una suspensión respecto del volumen total que ocupa la suspensión (Ec. 1.27).

$$\phi_s = \frac{SS}{\rho_s} \quad \text{Ec. 1.27}$$

donde:

SS: concentración de sólidos suspendidos (g/l).

$\rho_s$ : densidad de los sólidos suspendidos (g/l).

### Teoría de Kynch

Kynch (1952) realizó un estudio teórico de la sedimentación de los sólidos incompresibles en un ensayo de sedimentación. Las hipótesis fundamentales de la teoría de Kynch son:

- Los efectos de la pared de la columna son despreciables.
- La concentración de partículas es constante en una capa horizontal.
- Todas las partículas tienen el mismo tamaño y forma.
- La velocidad de sedimentación de una partícula depende únicamente de la concentración local de las partículas que se encuentran a su alrededor.
- La concentración de sólidos es uniforme en toda la columna cuando se inicia el ensayo de sedimentación.
- En el fondo de la columna se forman capas de concentración intermedia entre la concentración inicial y la máxima concentración que se puede alcanzar cuando las partículas entran en contacto unas con otras.
- La velocidad de sedimentación tiende a cero cuando la concentración de las partículas se aproxima a su valor máximo.

A partir de estas hipótesis se puede calcular la velocidad de propagación de las discontinuidades (por ejemplo fango-sobrenadante) y la velocidad con la que se elevan las capas de diferente concentración que se forman en el fondo de la columna (Pérez, 1993).

En un ensayo de sedimentación en discontinuo se pueden distinguir tres zonas dentro de la zona de no compresión (Figura 1.26). En la zona “a” (sedimentación zonal de la Figura 1.24) la concentración de SS permanece constante y es igual a la inicial, mientras que en las zonas “b” y “c” (zona de transición de la Figura 1.24) la concentración de SS aumenta con el tiempo. En la zona “b” las líneas características (líneas que representan las capas de concentración de SS constante) ascienden con velocidad constante desde el fondo de la columna de

sedimentación. En la zona “c” las líneas características ascienden desde la superficie de la interfase del sedimento de forma tangencial a la curva L(t) (Font et al., 1999).

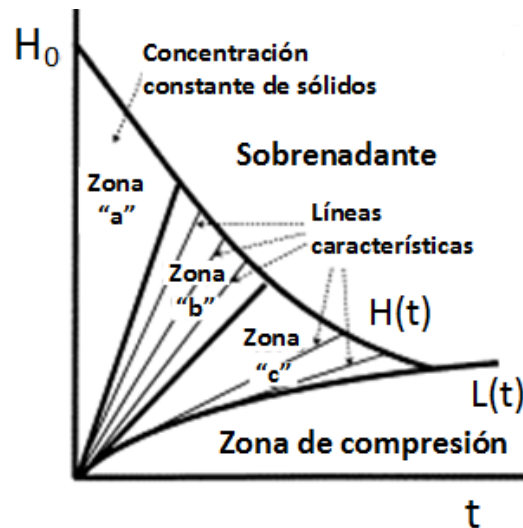


Figura 1.26. Zonas en un ensayo de sedimentación en discontinuo (Font et al., 1999).

La velocidad de sedimentación para la concentración de SS inicial del ensayo de sedimentación se obtiene calculando la pendiente en el tramo recto de H(t) correspondiente a la zona “a”. La velocidad de sedimentación zonal en las zonas “b” y “c” se obtiene calculando en cada punto la pendiente de H(t) ( $-dH/dt$ ). La concentración de SS en cada punto de la zona “b” se calcula mediante la Ec. 1.28a y en la zona “c” mediante la Ec. 1.28b (Font et al., 1999).

$$SS_i = \frac{SS_0 H_0}{H_i} \quad (a)$$

$$SS_2 = \frac{SS_0 H_0}{H_{12} - L_1} \text{Exp} \left( - \int_0^{t_1} \frac{dt_1}{t_2 - t_1} \right) \quad (b)$$

Ec. 1.28

donde:

$SS_0$ : concentración de SS inicial de la suspensión (g/l).

$SS_i, SS_2$ : concentración de SS en la zona “b” y “c” respectivamente (g/l).

$H_0$ : altura inicial de la suspensión (m).

$H_i$ : intersección de la tangente a la curva H(t) en  $t_i$  con el eje vertical (m) (Figura 1.27).

$H_{12}, L_1$ : alturas calculadas según se indica en la Figura 1.27 en el instante  $t_1$  (m).

$t_1, t_2$ : tiempos utilizados en el cálculo de  $H_{12}$  y  $L_1$  (s) (Figura 1.27).

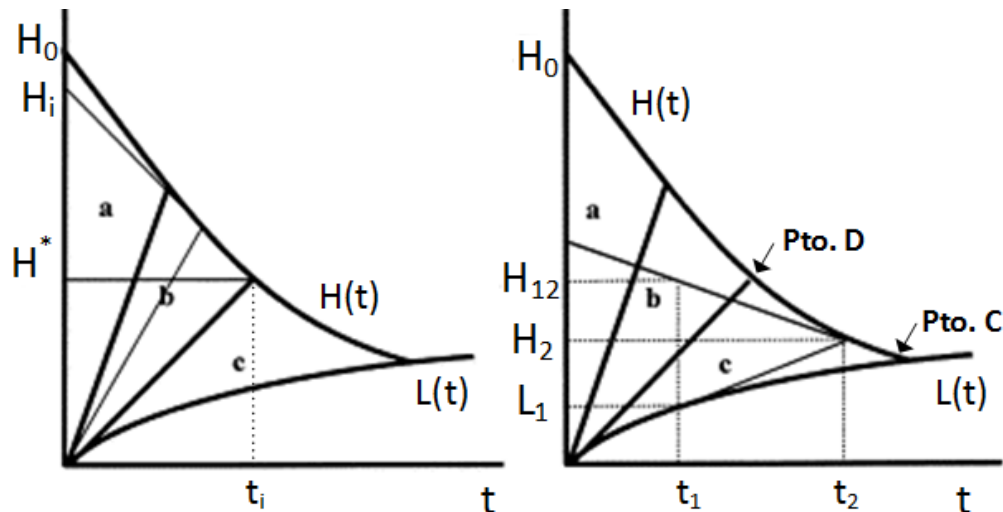


Figura 1.27. Metodología para calcular la concentración de SS en las zonas b y c de un ensayo de sedimentación en discontinuo (Font et al., 1999).

En un ensayo de sedimentación la concentración de SS aumenta en la etapa de transición, por lo que la porosidad del fango disminuye y la distancia entre los flóculos se reduce. Existe una concentración de SS ( $SS_{gel}$ ) a partir de la cual los flóculos están en contacto unos con otros formando una estructura en red como en un gel.  $SS_{gel}$  es la concentración de SS que separa el límite entre la sedimentación de tipo zonal y la sedimentación por compresión. La sedimentación por compresión se inicia cuando se une la interfase fango-sobrenadante (H) con la interfase del sedimento (L) en el punto "C" (Figura 1.27).

Experimentalmente  $SS_{gel}$  (g/l) se puede obtener como:

$$SS_{gel} = \frac{SS_0 H_0}{H^*} \quad \text{Ec. 1.29}$$

donde  $H^*$  es la altura de la interfase fango-sobrenadante (m) donde intersecta la línea característica que asciende desde el fondo de la columna de sedimentación tangente a la interfase del sedimento (punto D de la Figura 1.27).

Otro método para determinar el punto "C" consiste en utilizar un gráfico de Tory donde se representa  $-dH/dt$  en función de  $H$  o de  $H/H_0$  (Figura 1.28). Durante la fase de compresión cabe esperar que  $-dH/dt$  varíe linealmente con  $H$ , por lo que se puede determinar el punto "C" identificando el inicio de la tendencia lineal después de una variación brusca en  $-dH/dt$ . También se puede determinar el punto "D", donde se puede calcular  $SS_{gel}$ , identificando en el gráfico de Tory el final de la variación suave de  $-dH/dt$  correspondiente a la zona "b".

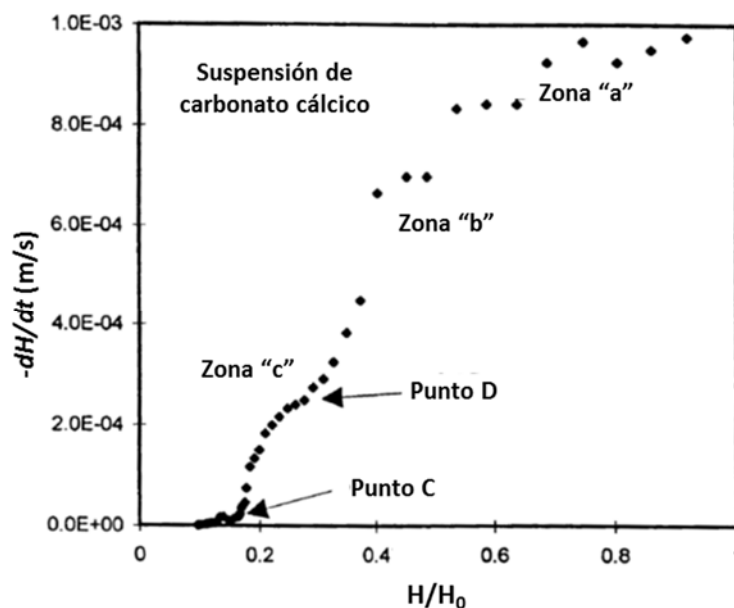


Figura 1.28. Gráfico de Tory de un ensayo de sedimentación con carbonato cálcico (Font et al., 1998).

Se puede estimar  $SS_{gel}$  considerando que la fracción volumétrica de los flóculos cuando se inicia el contacto entre ellos debe ser próxima a la fracción volumétrica que tienen las esferas en un lecho fijo de esferas. Experimentalmente se ha comprobado que un lecho fijo formado por esferas rígidas tiene una porosidad de 0.36, lo cual corresponde a una fracción volumétrica de las esferas en el lecho de 0.64 (Shannon et al., 1964). Font et al. (1999) comprobaron que esta aproximación es correcta en ensayos de sedimentación con suspensiones formadas por hidróxidos metálicos. Otros autores han utilizado una fracción volumétrica de los flóculos de 0.6 para calcular  $SS_{gel}$  (Usher et al., 2009 y Zhang et al., 2015), aunque no justifican la razón de esta elección.



### Determinación de la velocidad de sedimentación zonal

En un ensayo de sedimentación en discontinuo, se define la velocidad de sedimentación zonal ( $V_s$ ) como la velocidad de descenso de la interfase entre el sobrenadante y el fango. La velocidad de sedimentación zonal se obtiene de la representación gráfica de la altura de la interfase sobrenadante-fango respecto del tiempo, y viene dada por la pendiente de la parte recta correspondiente a la etapa de sedimentación zonal.

Experimentalmente se observa que la  $V_s$  es función de la concentración de sólidos suspendidos ( $SS$ ). La relación existente entre  $V_s$  y  $SS$  se puede determinar obteniendo  $V_s$  para distintas concentraciones de sólidos iniciales (Figura 1.29). En el apartado 1.5.3 se presentan varios modelos propuestos en la bibliografía para  $V_s$ .

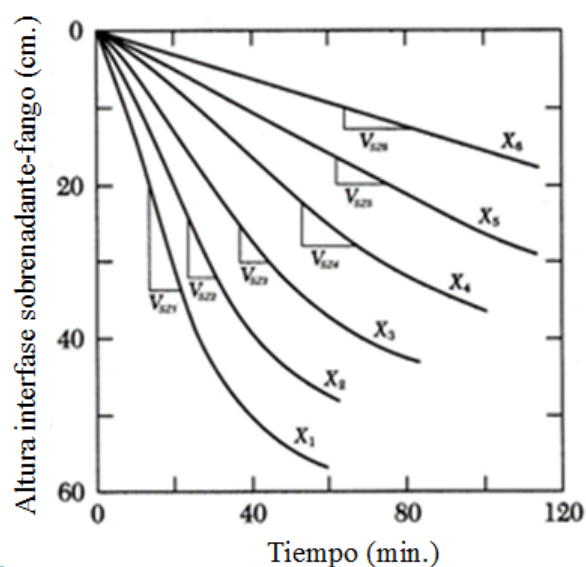


Figura 1.29. Curvas de sedimentación discontinua a distintas concentraciones de sólidos suspendidos ( $X$ ) para la obtención experimental de la velocidad de sedimentación zonal (Ekama et al., 1997).

También se pueden utilizar los datos experimentales de la altura de la interfase fango-sobrenadante para determinar la velocidad de sedimentación zonal  $V_s$  en cada punto de la zona de transición y obtener la concentración de  $SS$  correspondiente a cada punto donde se ha calculado la velocidad de sedimentación utilizando la Ec. 1.28.

### 1.5.2.2 Otras medidas de la sedimentabilidad del fango

Se han desarrollado un conjunto de parámetros para medir de forma cuantitativa la sedimentabilidad de los fangos activados. Los test que se van a describir están basados en determinar el volumen ocupado por el fango después de sedimentar un determinado periodo de tiempo bajo determinadas condiciones.

#### Índice Volumétrico de Fango

El índice volumétrico de fango (*IVF*) (Mohlman, 1934) es el test más utilizado para determinar la sedimentabilidad de los fangos activados. El *IVF* se define como el volumen (en ml) ocupado por 1 g de fango seco después de sedimentar durante 30 minutos, sin agitar, en un probeta graduada de 1 litro (APHA et al., 1998).

$$IVF = \frac{VF_{30}}{SS} \text{ (ml/g)} \quad \text{Ec. 1.30}$$

donde:

$VF_{30}$ : volumen de 1 litro de fango después de sedimentar 30 minutos (ml/l).

$SS$ : concentración de sólidos suspendidos del fango (g/l).

El *IVF* ha recibido muchas críticas como test para la medida de la sedimentabilidad del fango. El principal inconveniente es que depende de la concentración de  $SS$  del fango. En la Figura 1.30 se muestra el valor del *IVF* en función de la concentración de  $SS$  para los fangos activados de cinco depuradoras diferentes. Se puede observar que el *IVF* permanece inicialmente constante hasta una determinada concentración de sólidos, a partir de la cual, al aumentar la concentración de  $SS$  aumenta el *IVF* hasta alcanzar un valor máximo. El descenso posterior del *IVF* al aumentar la concentración de sólidos no es debido a una mejora en la sedimentabilidad del fango sino a la forma como se calcula el *IVF*.

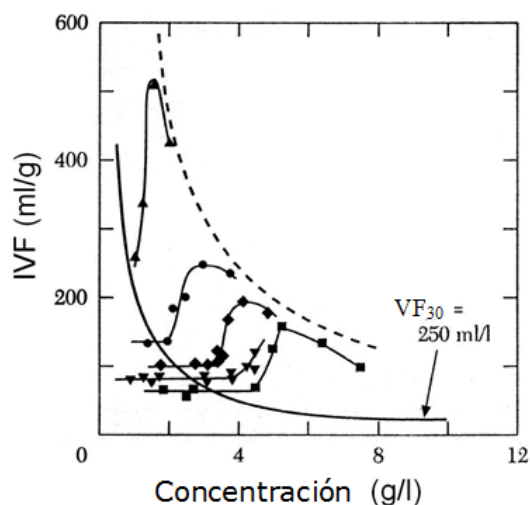


Figura 1.30. *IVF* en función de la concentración de sólidos suspendidos para los fangos activados de cinco depuradoras (Ekama et al., 1997). La línea discontinua representa el *IVF* máximo ( $VF_{30}$  de 1000 ml).

También podemos observar en la Figura 1.30 que para fangos que sedimentan bien (valores bajos del *IVF*), el *IVF* se ve influenciado por la concentración de sólidos suspendidos a partir de una concentración de aproximadamente 6 g/l. Para fangos que sedimentan mal (valores elevados del *IVF*), el *IVF* se ve influenciado por la concentración de sólidos suspendidos a partir de una concentración inferior a 2 g/l.

Se ha demostrado que el *IVF* no es un parámetro útil para comparar las características de la sedimentación del fango de diferentes EDAR. Sin embargo el *IVF* se determina de manera rutinaria en la mayoría de las plantas de tratamiento y ha sido utilizado por muchos investigadores para caracterizar la sedimentabilidad de los fangos debido a que es muy fácil de medir experimentalmente.

Para resolver alguno de los problemas que presenta el *IVF*, especialmente su dependencia respecto de la concentración de sólidos suspendidos se han propuesto otros test para determinar la sedimentabilidad del fango. Stobbe (1964) propuso obtener el *IVF* diluyendo el fango y denominó a este test índice volumétrico de fango diluido (*IVFD*). White (1976) propuso

agitar el fango durante la sedimentación y denominó a este test índice volumétrico específico agitado a 3.5 g/l ( $IVEA_{3.5}$ ).

Jassby et al. (2014) han determinado experimentalmente que el  $IVF$  está relacionado con la densidad de la biomasa y la longitud de las filamentosas en el fango activado (Figura 1.31).

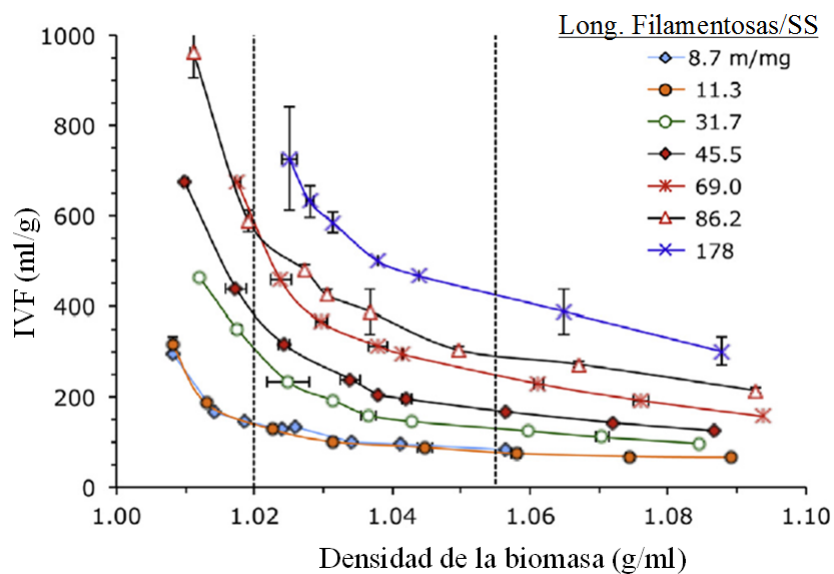


Figura 1.31. Relación del  $IVF$  con la densidad de la biomasa y la longitud de las filamentosas (Jassby et al., 2014).

### Índice Volumétrico de Fango Diluido

El índice volumétrico de fango diluido ( $IVFD$ ) se define como el volumen (ml) ocupado por 1g de fango seco después de sedimentar durante 30 minutos, sin agitar, en una probeta graduada de 1 litro, con la condición de que se cumpla  $150 \leq VFD_{30} \leq 250$  ml/l.

$$IVFD = \frac{VFD_{30}}{SS_{dil}} \text{ (ml/g)} \tag{Ec. 1.31}$$

donde:

$VFD_{30}$ : volumen sedimentado (ml/l) de fango después de 30 minutos de sedimentación y después de haber realizado el número necesario de diluciones a la mitad para conseguir que  $150 \leq VFD_{30} \leq 250$  ml/l.

$SS_{dil}$ : concentración de sólidos suspendidos (g/l) del fango después de haber realizado las diluciones necesarias.

La dilución del fango debe realizarse con el efluente del decantador del cual se ha obtenido el fango para evitar el posible efecto en la sedimentación del fango de sustancias externas. Para fangos que no sedimentan bien el producto del *IVFD* por la concentración de sólidos suspendidos del fango original sin diluir (*SS*) puede ser superior a 1000 ml/l.

Se elige un límite superior de 250 ml para el  $VFD_{30}$  debido a que el *IVFD* es insensible para concentraciones de fango que proporcionan un  $VFD_{30}$  por debajo de 250 ml (Figura 1.30). La ventaja de que el *IVFD* sea constante frente a la concentración de sólidos suspendidos del fango, es que permite comparar la sedimentabilidad de los fangos procedentes de diferentes depuradoras. El *IVFD* se utiliza directamente en el diseño de decantadores (ATV, 1976; STOWa, 1983) y de forma indirecta con el método de la teoría del flujo (Koopman y Cadee, 1983) obteniéndose los parámetros de la velocidad de sedimentación zonal a través de correlaciones empíricas de estos parámetros con el *IVFD*.

Lee et al. (1983) evaluaron la relación entre varios índices de sedimentabilidad del fango y la longitud total extendida de las filamentosas (*LTEF*), definida como el contenido de filamentosas en el fango activado expresado como una medida de la longitud por unidad de masa. Encontraron que el *IVFD* era el índice que tenía la mayor correlación y la menor dispersión con la *LTEF*. Tradicionalmente se ha considerado, como se observa en la Figura 1.32, que el *IVFD* aumenta bruscamente por encima de 150 ml/g para un *LTEF* por encima de 30 km/g. Según Lee et al. (1983) un fango con un *IVFD* por encima de 150 ml/g indicaría un contenido excesivo de filamentosas y la posibilidad de tener problemas de bulking filamentoso en el decantador secundario.

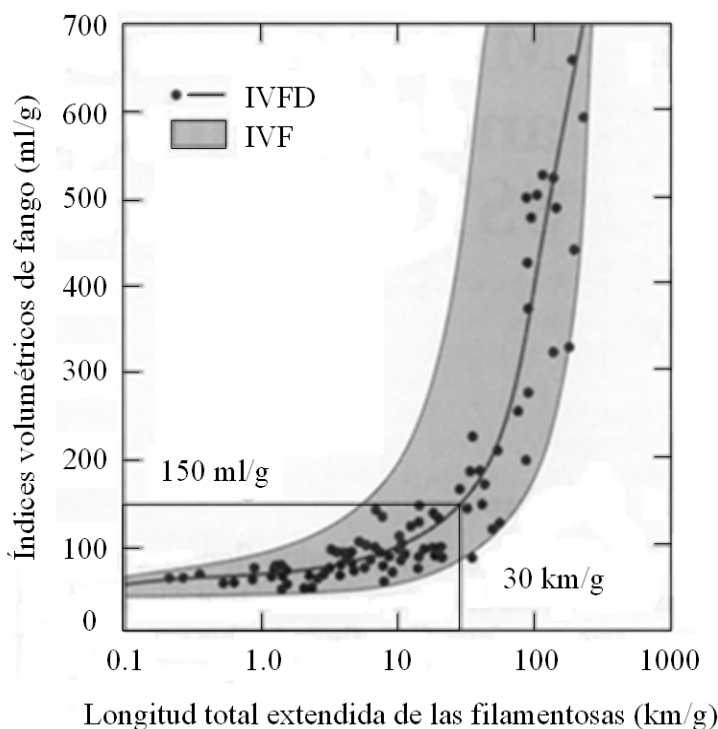


Figura 1.32. Relación entre la LTEF, el IVF y el IVFD en escala semilogarítmica (Lee et al., 1983).

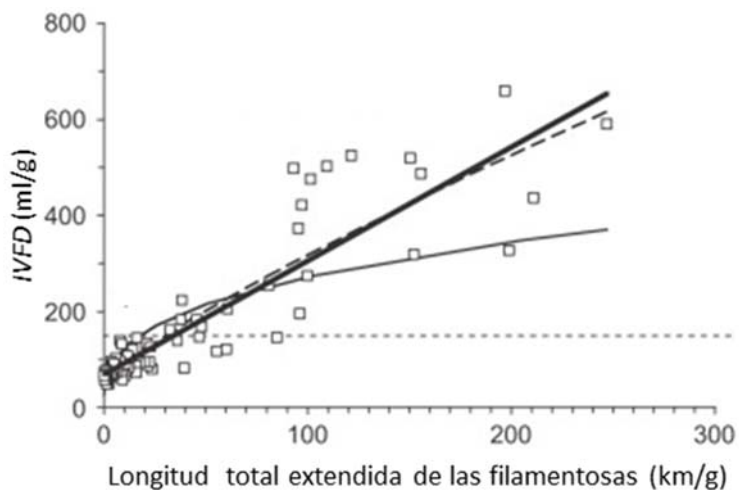


Figura 1.33. Relación entre la LTF y el IVF en escala lineal (Schuler y Jassby, 2007).

Sin embargo Schuler y Jassby (2007) demostraron que la existencia de un umbral a partir del cual se produce un aumento brusco en el contenido de filamentosas es un artificio visual, debido a la costumbre de presentar los datos de contenido de filamentosas frente a sedimentabilidad en una gráfica semilogarítmica (Figura 1.32). Schuler y Jassby (2007)

observaron que no existe evidencia de la existencia de un umbral cuando se utilizan escalas lineales (Figura 1.33).

### Índice Volumétrico Específico Agitado a 3.5 g/l

El índice volumétrico específico agitado a 3.5 g/l ( $IVEA_{3.5}$ ) se define como el volumen ocupado (ml) por 1 gramo de fango seco después de sedimentar durante 30 minutos en una columna de sedimentación (100 mm de diámetro, 500 mm de profundidad) suavemente agitada (1 rpm) para una concentración inicial estándar de 3.5 g/l de sólidos suspendidos.

El índice volumétrico específico agitado ( $IVEA$ ) para una concentración de sólidos suspendidos  $SS$  del fango se calcula como:

$$IVEA = \frac{VFA_{30}}{SS} \text{ (ml/g)} \quad \text{Ec. 1.32}$$

donde:

$VFA_{30}$ : volumen de fango sedimentado (ml/l) con una agitación suave (1 rpm) después de 30 minutos.

$SS$ : concentración de sólidos suspendidos del fango (g/l).

White (1976) encontró que en la mayoría de fangos estudiados el  $IVEA$  era independiente de la concentración de sólidos suspendidos inicial de los fangos. Sin embargo para fangos que sedimentaban mal esto no era cierto. Para poder comparar la sedimentabilidad de distintos fangos White (1976) propuso presentar el  $IVEA$  a una concentración estándar inicial de 3,5 g/l de sólidos suspendidos. El valor estándar del  $IVEA_{3.5}$  se obtiene realizando el test del  $IVEA$  para distintas concentraciones de sólidos suspendidos iniciales dentro del intervalo de 2 a 6 g/l e interpolando los valores del  $IVEA$  obtenidos para un valor de 3.5 g/l de sólidos suspendidos.

El  $IVEA_{3,5}$  depende poco de las dimensiones de la columna de sedimentación utilizada debido a la agitación suave realizada, lo cual minimiza los efectos de las paredes de la columna de sedimentación y los efectos de aparición de cortocircuitos y formación de puentes en el fango.

La desventaja del  $IVEA_{3,5}$  frente al resto de índices es la dificultad en su determinación experimental debido a que se precisa un equipo de agitación especializado. El  $IVEA_{3,5}$  se utiliza en el método WRC (White, 1976) y en la teoría de flujo para el diseño de decantadores. Existe una extensa base de datos de relaciones entre el  $IVEA_{3,5}$  y los parámetros de la velocidad de sedimentación zonal.

#### Relación entre los parámetros de sedimentabilidad del fango

Como se verá más adelante, los parámetros de la velocidad de sedimentación zonal  $k$  y  $n$  del modelo exponencial (Apdo. 1.5.3.2) se pueden correlacionar con los parámetros de sedimentabilidad del fango  $IVF$ ,  $IVFD$  o  $IVEA_{3,5}$  (Tabla 1.9).

En la Tabla 1.6 se muestran algunas relaciones empíricas propuestas en la bibliografía para relacionar entre sí los parámetros de sedimentabilidad del fango.

Relación	Condición	Autor
$IVFD = 1.5 IVEA_{3,5}$		Ekama y Marais (1986)
$IVFD = 8.9 + 1.286 IVEA_{3,5}$		Ekama et al. (1997)
$IVFD = IVF \left( \frac{300}{VF_{30}} \right)^{0.6}$	$300 < VF_{30} < 800 \text{ ml/l}$	Merkel (1971)

Tabla 1.6. Relaciones entre los parámetros de sedimentabilidad del fango.

Von Sperling (2007) propone la siguiente clasificación de la sedimentabilidad del fango en función del valor de los índices de sedimentabilidad definidos anteriormente (Tabla 1.7).



Sedimentabilidad	IVF (ml/g)		IVFD (ml/g)		IVEA <sub>3.5</sub> (ml/g)	
	Rango	Típico	Rango	Típico	Rango	Típico
Muy buena	0-50	45	0-45	40	0-40	35
Buena	50-100	75	45-95	70	40-80	60
Media	100-200	150	95-165	130	80-100	90
Pobre	200-300	250	165-215	190	100-120	110
Muy pobre	300-400	350	215-305	260	120-160	140

Tabla 1.7. Rango de variación y valores típicos del IVF, IVFD e IVEA<sub>3.5</sub> en función de la sedimentabilidad de los fangos activados (Von Sperling, 2007).

### 1.5.3 Modelización de la velocidad de sedimentación

La determinación de un modelo apropiado para la velocidad de sedimentación es indispensable para el diseño, simulación y operación de un decantador secundario utilizando la teoría de flujo de sólidos (Apdo. 1.5.4.1). En este apartado se describen los modelos teóricos y empíricos propuestos en la bibliografía para la velocidad de sedimentación y su aplicación a la sedimentación de los fangos activados.

#### 1.5.3.1 Velocidad de sedimentación discreta y modificaciones de la ley de Stokes

La sedimentación de una partícula discreta en una suspensión diluida puede describirse mediante las ecuaciones de la mecánica clásica. La sedimentación de estas partículas no se ve afectada por la presencia de otras partículas y es función sólo de las propiedades del fluido y de las características de la partícula.

Una partícula sedimentando libremente se ve afectada por tres fuerzas, la fuerza de la gravedad ( $F_g$ ), el empuje hidrostático ( $F_e$ ) y las fuerzas de fricción ( $F_r$ ). La partícula alcanza una velocidad de sedimentación constante cuando se anula la suma de las tres fuerzas:

$$0 = F_g + F_e + F_r = gV \rho_s - gV \rho - A_p C_D \rho \frac{V_s^2}{2} \quad \text{Ec. 1.33}$$

donde:

$V$ : volumen de la partícula ( $\text{m}^3$ ).

$\rho_s$ : densidad de la partícula ( $\text{kg}/\text{m}^3$ ).

$\rho$ : densidad del fluido ( $\text{kg}/\text{m}^3$ ).

$A_p$ : sección transversal de la partícula en la dirección del movimiento ( $\text{m}^2$ ).

$C_D$ : coeficiente de arrastre.

$V_s$ : velocidad de sedimentación de la partícula ( $\text{m}/\text{s}$ ).

Despejando  $V_s$  de esta expresión se obtiene:

$$V_s = \sqrt{\frac{2g}{C_D} \frac{V}{A} \frac{\rho_s - \rho}{\rho}} \quad \text{Ec. 1.34}$$

El coeficiente  $C_D$  es una función del número de Reynolds ( $Re$ ) y de la forma de la partícula.

$$Re = \frac{\rho V_s d}{\mu} \quad \text{Ec. 1.35}$$

donde  $d$  (m) es la dimensión característica de la partícula (en partículas esféricas  $d$  = diámetro) y  $\mu$  es la viscosidad dinámica del fluido ( $\text{N s}/\text{m}^2$ ).

El coeficiente  $C_D$  varía con el número de Reynolds según la forma dada en la Figura 1.34. Para  $Re < 0.5$  donde prevalece el régimen laminar, la relación entre  $C_D$  y  $Re$  puede aproximarse mediante:

$$C_D = \frac{24}{Re} \quad \text{Ec. 1.36}$$

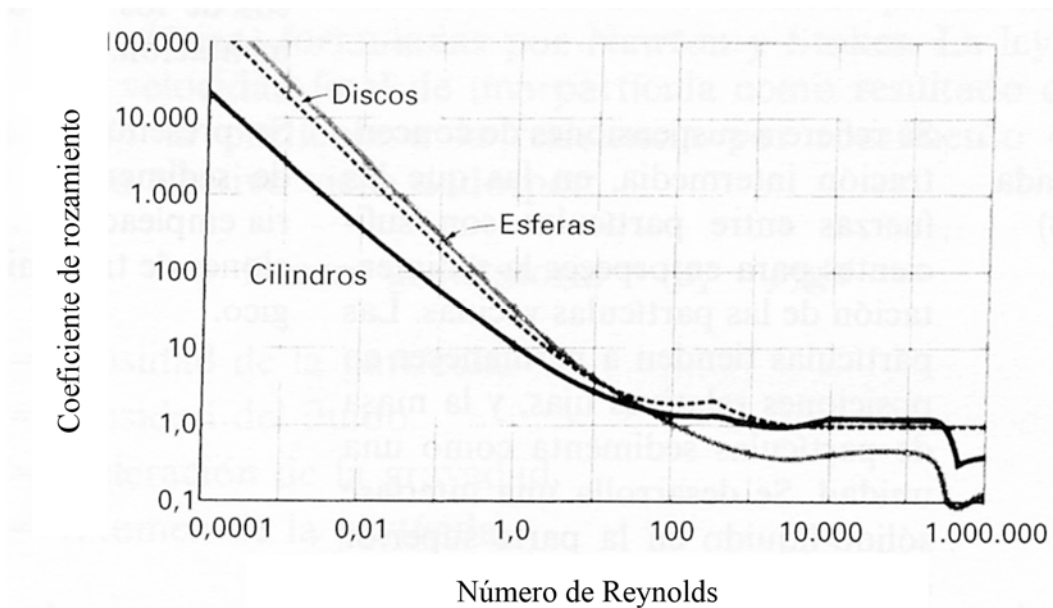


Figura 1.34. Variación del coeficiente de rozamiento ( $C_D$ ) en función del número de Reynolds ( $Re$ ) y de la geometría de la partícula (Metcalf y Eddy, 2000).

Si sustituimos  $C_D$  para régimen laminar en la expresión obtenida anteriormente para la velocidad de sedimentación (Ec. 1.34), obtenemos la ley de Stokes para partículas esféricas:

$$V_s = \frac{g}{18\mu} (\rho_s - \rho) d^2 \quad \text{Ec. 1.37}$$

Existe una gran variedad de fórmulas empíricas para calcular el coeficiente  $C_D$  para partículas esféricas e impermeables en función de  $Re$  (Horváth, 1994). La mayoría de estas fórmulas son válidas en un rango definido de  $Re$ . Cheng (2009) ha propuesto una nueva fórmula que es válida para calcular  $C_D$  hasta valores de  $Re$  por encima de  $2 \cdot 10^5$  (Ec. 1.38).

$$C_D = \frac{24}{Re} (1 + 0.27 Re)^{0.43} + 0.47 [1 - \exp(-0.04 Re^{0.38})] \quad \text{Ec. 1.38}$$

Cheng (2009) comparó la fórmula propuesta con 14 fórmulas previas ampliamente utilizadas en la bibliografía y concluyó en su estudio que su fórmula es la que mejor reproduce los datos experimentales que se pueden encontrar en la bibliografía (Figura 1.35).

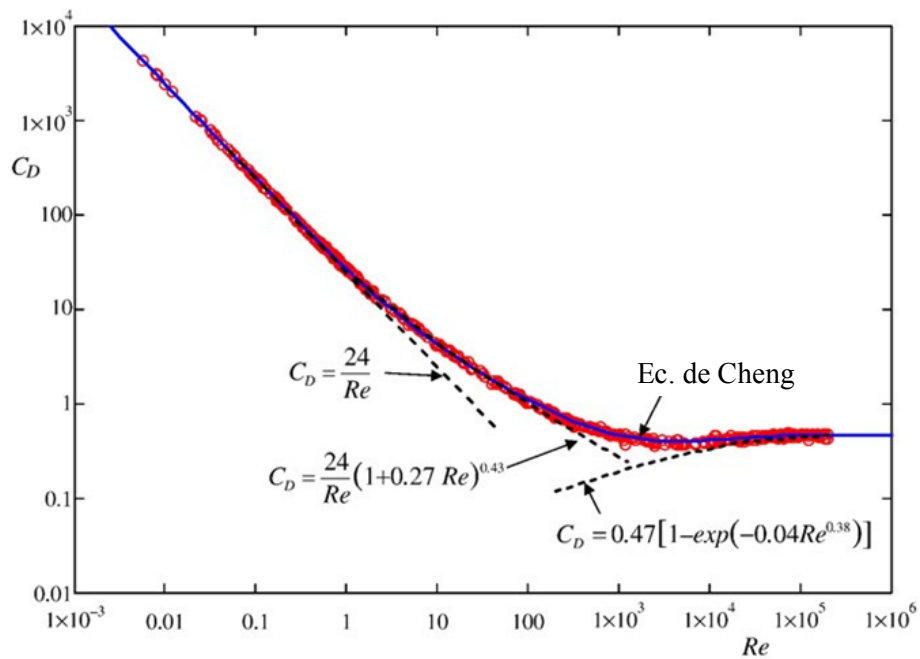


Figura 1.35. Comparación de los datos experimentales de  $C_D$  –  $Re$  con la fórmula de Cheng (2009).

Ro y Neethling (1990), estudiaron la influencia de la no esfericidad y de la rugosidad superficial de las partículas en el coeficiente  $C_D$ . Realizaron ensayos de sedimentación con partículas para obtener los valores de los parámetros  $a$  y  $b$  de la siguiente ecuación:

$$C_D = \frac{24\chi}{Re} + aS_F^2 Re^b$$

$$S_F = \frac{d_A}{d_E}$$

$$\chi = \frac{d_S}{d_E}$$

Ec. 1.39

donde:

$S_F$ : factor de forma.

$\chi$ : factor de piel.

$d_A$ : diámetro (m) del área proyectada equivalente (diámetro de una esfera que tenga la misma área proyectada que la partícula).

$d_E$ : diámetro (m) del volumen equivalente (diámetro de una esfera que tenga el mismo volumen que la partícula).

$d_S$ : diámetro (m) del área superficial equivalente (diámetro de una esfera que tenga la misma área superficial que la partícula).

Para régimen laminar obtuvieron los valores de  $a = 3.6$  y  $b = -0.313$ , y para números de Reynolds elevados ( $15 < Re < 87$ ) valores de  $a = 21.55$  y  $b = -0.518$ .

Haider y Levenspiel (1989) obtuvieron la siguiente expresión de  $C_D$  para partículas no esféricas con una esfericidad mayor que 0.026 y para  $Re < 25000$ :

$$C_D = \frac{24}{Re} \left[ 1 + e^{(2.3288 - 6.4581\Psi + 18.4222\Psi^2)} Re^{(0.0964 + 0.5565\Psi)} \right] + \frac{Re \left[ e^{(4.905 - 13.8944\Psi + 18.4222\Psi^2 - 10.2599\Psi^3)} \right]}{Re + e^{(1.4681 + 12.2584\Psi - 20.7322\Psi^2 + 15.8855\Psi^3)}} \quad \text{Ec. 1.40}$$

$$\Psi = \frac{A_S}{A_{nS}}$$

donde:

$\Psi$ : esfericidad de la partícula.

$A_{nS}$ : área superficial de la partícula no esférica ( $m^2$ ).

$A_S$ : área superficial de una esfera con el mismo volumen y densidad que la partícula ( $m^2$ ).

En la Figura 1.36 se representa gráficamente la ecuación de Haider y Levenspiel (1989) (Ec. 1.40) en función de la esfericidad de la partícula. Se puede observar que cuanto menos esférica es la partícula mayor es  $C_D$ , por lo tanto mayor será la fuerza de rozamiento debida al rozamiento con el líquido que rodea a la partícula y menor será la velocidad de sedimentación respecto de una partícula esférica con el mismo volumen y densidad.

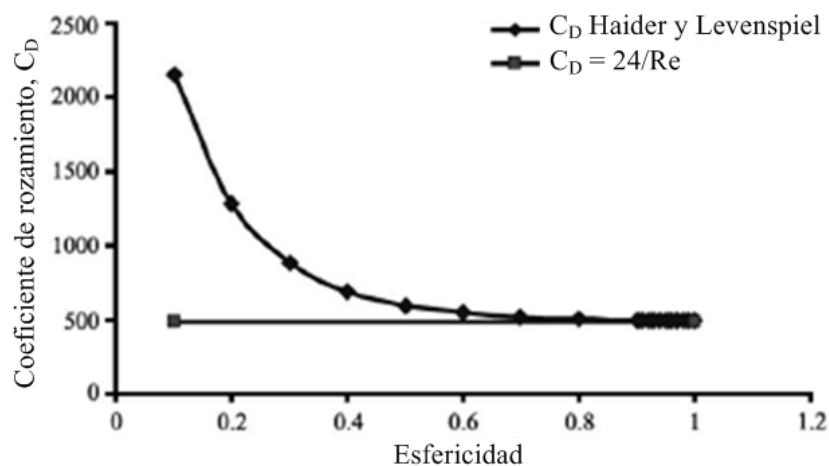


Figura 1.36. Relación entre el coeficiente de rozamiento ( $C_D$ ) y la esfericidad de la partícula (Tang y Raper, 2002).

Chien (1994) propuso una ecuación más sencilla para calcular el coeficiente  $C_D$  en función de la esfericidad de la partícula:

$$C_D = \frac{30}{Re} + 67.289 e^{-5.03\Psi} \quad \text{Ec. 1.41}$$

Esta expresión es válida para  $0.2 \leq \Psi \leq 1$  y  $Re < 5000$ .

Otro aspecto que limita la utilización de la ley de Stokes es que sólo es válida para partículas impermeables. Los flóculos presentan una estructura heterogénea y no pueden considerarse como partículas impermeables, por lo que la ley de Stokes no se puede utilizar para describir su velocidad de sedimentación (Jorand et al., 1995). Muchos autores han intentado obtener una expresión para la velocidad de sedimentación de una suspensión formada por flóculos a partir de la ecuación de Stokes.

Estudios experimentales con fangos activados sugieren que los flóculos son permeables (Li y Yuan 2002; Xiao et al., 2013). Debido a esto, el flujo de agua a través del interior del flóculo reduce significativamente la fuerza de rozamiento, por lo que el flóculo sedimenta a una velocidad  $V_S$  mayor que la velocidad  $V_0$  predicha por la ley de Stokes (Li y Logan, 1997, 2001). La velocidad  $V_S$  se puede relacionar con  $V_0$  por (Johnson et al. 1996):

$$V_s = \Gamma V_0$$

$$\Gamma = \frac{\xi}{\xi - \tanh \xi} + \frac{3}{2\xi^2} \quad \text{Ec. 1.42}$$

$$\xi = \frac{d_f}{2\sqrt{k}}$$

donde:

$V_0$ : velocidad de sedimentación del flóculo calculada mediante la ley de Stokes (Ec. 1.37).

$\xi$ : factor de permeabilidad adimensional del flóculo poroso.

$d_f$ : diámetro del flóculo (m).

$k$ : permeabilidad del flóculo ( $\text{m}^2$ ).

Existen varios modelos para determinar la permeabilidad de los flóculos, siendo los más utilizados el modelo de Carman-Kozeny, el de Brinkman y el de Happel (Lee et al. 1996; Li y Logan 2001).

Para tener en cuenta que las partículas y los flóculos son permeables, Li y Ganczarczyk (1992) modificaron la Ec. 1.34 introduciendo la porosidad ( $\varepsilon$ ) y un factor ( $\Omega = 1/\Gamma$ ) para tener en cuenta en la fuerza de rozamiento el efecto del flujo a través del flóculo (Ec. 1.43).

$$V_s = \sqrt{\frac{4gd(1-\varepsilon)(\rho_s - \rho)}{3\Omega C_D \rho}} \quad \text{Ec. 1.43}$$

Masliyah y Polikar (1980) desarrollaron una expresión de  $C_D$  para agregados porosos esféricos (Ec. 1.44).

$$C_D = \frac{24\Omega}{\text{Re}} \left[ 1 + 0.1315 \text{Re}^{(0.82 - 0.05 \log \text{Re})} \right] \quad \text{para } 0.1 < \text{Re} \leq 7$$

$$C_D = \frac{24\Omega}{\text{Re}} \left[ 1 + 0.0853 \text{Re}^{(1.093 - 0.105 \log \text{Re})} \right] \quad \text{para } 7 < \text{Re} \leq 120$$

Ec. 1.44

En los dos casos se debe cumplir que  $15 < \xi < 33$  y  $\Omega = 1/\Gamma$ , donde  $\xi$  y  $\Gamma$  se definen según la Ec. 1.42.

Otros autores considerando las características fractales de los flóculos (Apdo. 1.3.4.3) han extendido la ecuación de Stokes introduciendo una dimensión fractal característica del flóculo. Adachi y Kamiko (1993) propusieron la siguiente expresión para la velocidad de sedimentación de un flóculo poroso, fractal y con forma elipsoidal:

$$V_S = \frac{(\rho_f - \rho) g d_p^2}{14.4 \Omega \mu} \left( \frac{D_{max}}{d_p} \right)^{D_f - 1} \quad \text{Ec. 1.45}$$

donde:

$d_p$ : diámetro de las partículas primarias que forman el flóculo (m).

$D_{max}$ : longitud máxima del elipsoide (m).

$D_f$ : dimensión fractal del flóculo.

$\Omega$ :  $\Omega = 1/\Gamma$ , donde  $\Gamma$  se calcula según la Ec. 1.42.

$\rho_f$ : densidad del flóculo ( $\text{kg/m}^3$ ).

Johnson et al. (1996) desarrollaron varias relaciones de escala para relacionar la velocidad de sedimentación con el tamaño y la dimensión fractal:

$$\begin{aligned} V_S &\propto D_A^{D_f - 1} \\ V_S &\propto D_A^{D_f - D_{f2} + 1} \\ V_S &\propto D_A^{\frac{D_f - D_{f2} + 1}{2 - b}} \end{aligned} \quad \text{Ec. 1.46}$$

donde  $D_{f2}$  es la dimensión fractal bidimensional.  $D_{f2} = 2$  si  $D_f \geq 2$  y  $D_{f2} = D_f$  si  $D_f < 2$ . El valor de  $b$  depende del número de Reynolds:  $b = 1$  si  $Re \ll 1$ ,  $b = 0.871$  si  $0.1 < Re < 10$ . Se puede obtener un valor aproximado de  $b$  a partir de las Ec. 1.47.



$$C_D = \frac{24}{Re} + \frac{6}{1+Re^{0.5}} + 0.4 \quad \text{Ec. 1.47}$$

$$C_D = aRe^{-b}$$

Li y Ganczarczyk (1987) descubrieron que la velocidad de sedimentación de un flóculo individual se puede expresar en función del diámetro  $d$  (m) de la sección transversal del flóculo en la dirección de sedimentación.

$$V_s = \alpha + \beta d \quad \text{Ec. 1.48}$$

siendo  $\alpha$  (m/s) y  $\beta$  ( $s^{-1}$ ) parámetros del modelo.

También se ha intentado extender el uso de la ley de Stokes a suspensiones de partículas o flóculos teniendo en cuenta la densidad, viscosidad o porosidad de la suspensión.

Robinson (1926) propuso una ecuación para la velocidad de sedimentación de una suspensión sustituyendo en la ecuación de Stokes, la densidad  $\rho$  y la viscosidad  $\mu$  del agua por la densidad  $\rho_c$  y la viscosidad  $\mu_c$  de la suspensión, y multiplicando la ecuación de Stokes por una constante  $k$ .

$$V_s = k \frac{g}{18\mu_c} (\rho_s - \rho_c) d^2 \quad \text{Ec. 1.49}$$

Steinour (1944) estudió la sedimentación de suspensiones de partículas uniformes con  $Re < 1$ . Partiendo de la ecuación de Stokes, consideró que el efecto de la concentración de sólidos en la velocidad de sedimentación se tiene en cuenta considerando la densidad de la suspensión y la viscosidad del líquido. También introdujo una función de la porosidad de la suspensión ( $\epsilon$ ) para tener en cuenta la forma y el tamaño de los espacios por donde pasa el líquido.

$$V_s = \frac{g}{18\mu} (\rho_s - \rho_c) d^2 \phi(\epsilon) \quad \text{Ec. 1.50}$$

En particular Steinour (1944) propuso:

$$V_s = e^{-4.19SS} k(1-nSS)^2 \quad \text{Ec. 1.51}$$

siendo  $SS$  la concentración de sólidos suspendidos,  $n$  y  $k$  parámetros del modelo.

Scott (1966) dedujo una ecuación similar a la ecuación anterior a partir de la ecuación de Carman-Kozeny.

Para suspensiones caracterizadas por una fracción volumétrica de sólidos  $\phi_s = SS/\rho_s \ll 1$  (siendo  $SS$  (g/l) la concentración de sólidos y  $\rho_s$  (g/l) la densidad de los sólidos), la velocidad de sedimentación puede ser descrita por la ecuación de Einstein (Kynch, 1952).

$$V_s = V_o \left( 1 - a \frac{SS}{\rho_s} \right) \quad \text{Ec. 1.52}$$

donde  $V_o$  (m/s) es la velocidad de sedimentación de una partícula y  $a$  es un factor que incorpora la forma y otras características de la partícula. Batchelor (1972) continuó el trabajo de Einstein y obtuvo un valor de 6.55 para el parámetro  $a$ . Esta ecuación es válida para una suspensión homogénea de pequeñas partículas idénticas y esféricas, siendo el cociente entre el radio de la partícula y la distancia entre partículas mayor o igual que 8.

### 1.5.3.2 Velocidad de sedimentación zonal

En el ámbito del tratamiento de las aguas residuales, es importante conocer la velocidad de sedimentación zonal de los fangos activados debido a que habitualmente se utiliza la teoría de flujo de sólidos para el diseño de los decantadores secundarios. Para ello es necesario conocer el flujo de sólidos por sedimentación en el decantador calculado como  $V_s(SS) \cdot SS$ , siendo  $V_s(SS)$  la velocidad de sedimentación zonal (m/s) y  $SS$  la concentración de sólidos suspendidos (g/l).

A continuación se describen los modelos que han sido utilizados en la bibliografía para la velocidad de sedimentación zonal de los fangos activados.

A partir del análisis dimensional Richardson y Zaki (1954) desarrollaron una expresión para la velocidad de sedimentación zonal y de fluidización de partículas no floculadas de la forma:

$$V_S = V_o \varepsilon^n \quad \text{Ec. 1.53}$$

donde:

$\varepsilon$ : porosidad de la suspensión.

$V_o$ : velocidad de sedimentación para  $\varepsilon = 1$  (m/s).

$n$ : función del número de Reynolds de la partícula (Re).

Para partículas esféricas  $V_o$  es la velocidad de sedimentación terminal de una partícula (m/s). El valor del parámetro  $n$  vale 4.65, para condiciones de  $Re < 0.2$  y para una relación entre el diámetro de la partícula y el diámetro de la columna de sedimentación pequeña.

$$V_S = V_o \varepsilon^{4.65} \quad \text{Ec. 1.54}$$

Michaels y Bolger (1962) observaron que en una suspensión floculada de caolín las unidades que sedimentan son los flocos o agregados individuales, de modo que consideraron como porosidad de la suspensión la porosidad entre flocos. Haciendo estas consideraciones la ecuación de Richardson y Zaki se puede expresar de la forma:

$$V_S = V_o (1 - \phi_f)^{4.65} \quad \text{Ec. 1.55}$$

donde:

$\phi_f$ : es la fracción volumétrica de los flóculos definida como la fracción de volumen ocupado por los flóculos de una suspensión respecto del volumen total que ocupa la suspensión.

$V_0$ : velocidad de sedimentación terminal de los flóculos (m/s) calculada a partir de la ley de Stokes para un flóculo esférico en condiciones de Re pequeño ( $Re < 0.2$ ).

Se define  $j$  (Índice Volumétrico del Agregado, AVI) como el volumen del flóculo  $v_f$  (m<sup>3</sup>) por unidad de volumen de sólidos que se encuentran dentro del flóculo  $v_s$  (m<sup>3</sup>).

$$j = \frac{v_f}{v_s} \quad \text{Ec. 1.56}$$

De modo que la fracción volumétrica de los flóculos ( $\phi_f$ ) se puede expresar en función de  $j$  como:

$$\phi_f = j \phi_s = j \frac{SS}{\rho_s} \quad \text{Ec. 1.57}$$

siendo  $\phi_s = SS/\rho_s$  la fracción volumétrica de los sólidos,  $SS$  la concentración de sólidos suspendidos (g/l) y  $\rho_s$  la densidad de los sólidos (g/l).

Finalmente la velocidad de sedimentación se puede expresar en función de la concentración de los sólidos suspendidos:

$$V_s = V_0 \left( 1 - j \frac{SS}{\rho_s} \right)^{4.65} \quad \text{Ec. 1.58}$$

El uso de la ecuación anterior se puede extender para  $Re > 0.2$  calculando  $V_0$  y el exponente de la ecuación en función de  $Re$  (Font et al., 1999).

Varios autores han utilizado el modelo anteriormente descrito para suspensiones floculadas (Stephenson et al., 1986; Font et al., 1992, 1998 y 1999; Heath et al., 2006; Krishnamoorthy et al. 2007; Grabsch et al., 2013) y para fangos activados (Javaheri y Dick, 1969; Matsumoto et al., 1980; Knocke, 1986; Kawasaki et al., 1990; Chen et al., 1996).

Se han propuesto otros modelos para establecer la relación entre la velocidad de sedimentación zonal y la concentración de sólidos suspendidos. De todos ellos los más utilizados en la práctica para el diseño de decantadores utilizando la teoría de flujo son el modelo exponencial (Thomas 1963 y Vesilind 1968; Ec. 1.59) y el potencial (Yoshioka et al. 1957, Dick y Young 1972; Ec. 1.60).

$$V_s = k e^{-nSS} \quad \text{Ec. 1.59}$$

$$V_s = k SS^{-n} \quad \text{Ec. 1.60}$$

donde  $k$  y  $n$  son parámetros de los modelos.

El modelo exponencial ha tenido mayor aceptación que el potencial debido a las siguientes causas:

- El procedimiento de diseño de decantadores secundarios WRC (White, 1976) está basado en el modelo exponencial.
- Se ha comprobado que para 733 depuradoras reales estudiadas (Rachwal et al., 1982) el modelo que mejor se ajusta a los datos experimentales es el modelo exponencial. Smollen y Ekama (1984) también han demostrado que el modelo exponencial ajusta mejor a los datos experimentales que el modelo potencial.
- Pitman (1980) considera que el modelo potencial no es aplicable para concentraciones de sólidos de los fangos activados menores de 2 g/l, mientras que Riddell (1983) considera que el modelo potencial no es válido para concentraciones de sólidos menores de 3 g/l.

- Para concentraciones diluidas de sólidos, la curva de flujo de sólidos (Apdo. 1.5.4.1) para el modelo potencial tiende a infinito, pero para el modelo exponencial no.

Los valores típicos de los parámetros para el modelo exponencial son (Ekama et al., 1997):

- Valores elevados de  $k$  (alrededor de 13 m/h) para fangos que sedimentan bien y valores bajos (alrededor de 5 m/h) para fangos que sedimentan mal.
- Valores bajos de  $n$  (alrededor de 0.25 m<sup>3</sup>/kg) para fangos que sedimentan bien y valores altos (alrededor de 0.5 m<sup>3</sup>/kg) para fangos que sedimentan mal.

Von Sperling (2007) propone valores típicos para los parámetros  $k$  y  $n$  del modelo exponencial en función de la sedimentabilidad de los fangos activados (Tabla 1.8).

Sedimentabilidad	$V_s = k e^{-n SS} \text{ (m/h)}$	
	$k \text{ (m/h)}$	$n \text{ (l/g)}$
Muy buena	10.0	0.27
Buena	9.0	0.35
Media	8.6	0.50
Pobre	6.2	0.67
Muy pobre	5.6	0.73

Tabla 1.8. Valores típicos de los parámetros del modelo exponencial para la velocidad de sedimentación zonal en función de la sedimentabilidad de los fangos activados (Von Sperling, 2007).

Algunos autores utilizan el cociente  $k/n$  para definir la sedimentabilidad del fango en la teoría de flujo debido a que tiene las mismas unidades que el flujo de sólidos (kg/m<sup>2</sup>h). Los parámetros de la velocidad de sedimentación zonal  $k$  y  $n$  para el modelo exponencial se suelen correlacionar con los parámetros de sedimentabilidad del fango  $IVF$ ,  $IVFD$  o  $IVEA_{3,5}$  (Tabla 1.9).

Schuler y Jang (2007a) estudiaron el efecto de la densidad de los flóculos ( $\rho_f$ ) en la velocidad de sedimentación zonal ( $V_s$ ) de los fangos activados de las EDAR de North Cary y de North Durham (Estados Unidos). Encontraron que la velocidad de sedimentación dependía de la densidad de los flóculos, en particular de la diferencia entre la densidad de los flóculos y la densidad del agua ( $\rho_f - \rho$ ), y que esta relación en general no era lineal (Figura 1.37).

Referencia	Correlaciones $k$ (m/h), $n$ (l/g)
Koopman y Cadee (1983)	$\ln k = 2.605 - 0.00365 IVFD$ $n = 0.249 + 0.002191 IVFD$
Pitman (1980, 1984)	$k/n = 37.48 \exp(-0.00395 IVF)$ $k/n = 67.9 \exp(-0.0016 IVEA_{3.5})$ $n = 0.88 - 0.393 \log(k/n)$
Pitman (1984)	$k = 10.4 - 0.0148 IVF$ $n = 0.29 \exp(0.016 IVF)$
Daigger y Roper (1985)	$k = 7.8$ $n = 0.148 + 0.0021 IVF$
Ekama y Marais (1986)	$k/n = 39.32 \exp(-0.00518 IVF)$ $n = 0.88 - 0.393 \log(k/n)$
Wahlberg y Keinath (1988a)	$k = 18.2 \exp(-0.00602 IVF)$ $n = 0.351 + 0.00058 IVF$
Wahlberg y Keinath (1988a)	$k = 24.3 \exp(-0.01073 IVEA_{3.5})$ $n = 0.246 - 0.00296 IVEA_{3.5}$
Wahlberg y Keinath (1988b)	$k = 15.3 - 0.00615 IVEA_{3.5}$ $n = 0.426 - 0.00384 IVEA_{3.5} + 0.0000543 IVEA_{3.5}^2$
Härtel y Pöpel (1992)	$k = 17.4 \exp(-0.0113 IVF) + 3.931$ $n = -0.9834 \exp(-0.00581 IVF) + 1.043$
Daigger (1995)	$k = 6.5$ $n = 0.165 + 0.001586 IVF$
Mines et al. (2001)	$k = 7.27$ $n = 0.0281 + 0.00229 IVF$

Tabla 1.9. Correlaciones empíricas entre los parámetros de la velocidad de sedimentación zonal ( $k$  y  $n$ ) del modelo exponencial y los parámetros de sedimentabilidad.

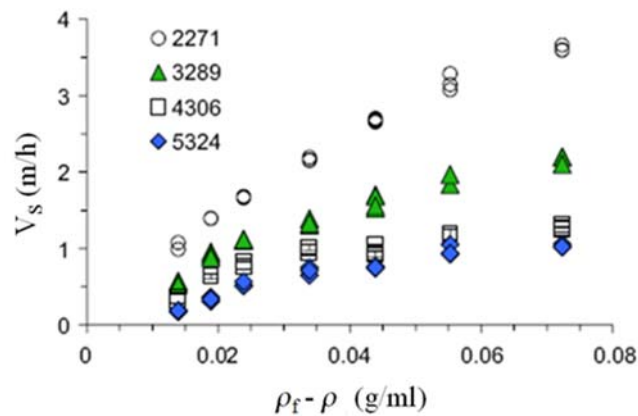


Figura 1.37. Relación entre  $V_s$  y  $(\rho_f - \rho)$  para los fangos activados de la EDAR North Durham (Schuler y Jang, 2007a).

Schuler y Jang (2007a) utilizaron el modelo exponencial de Vesilind y encontraron que para valores de  $(\rho_f - \rho)$  mayores que 0,02 g/ml, el parámetro  $n$  permanece aproximadamente constante. Los autores propusieron un modelo lineal y un modelo potencial para relacionar el parámetro  $k$  con  $(\rho_f - \rho)$  (Ec. 1.61).

$$V_s = \left( m (\rho_f - \rho) + V_0' \right) e^{-nSS} \tag{Ec. 1.61}$$

$$V_s = c (\rho_f - \rho)^k e^{-nSS}$$

Cho et al. (1993) partieron de la ecuación de Carman-Kozeny considerando que la velocidad de sedimentación en una columna era equivalente a la velocidad media en un medio poroso. Considerando distintas hipótesis para la viscosidad del fango en función de la concentración de sólidos, propusieron varias expresiones para la velocidad de sedimentación zonal.

$$V_s = k \frac{e^{-nSS}}{SS} \tag{Ec. 1.62}$$

$$V_s = k \frac{(1-n_1 SS)^4}{SS} e^{-n_2 SS} \tag{Ec. 1.63}$$

$$V_s = k \frac{(1-n SS)^4}{SS} \tag{Ec. 1.64}$$



siendo  $k$ ,  $n$ ,  $n_1$  y  $n_2$  los parámetros de los modelos.

Cho et al. (1993) ajustaron los modelos propuestos junto con el modelo potencial y exponencial a los datos experimentales obtenidos en ensayos de sedimentación en discontinuo usando fangos activados. Obtuvieron un buen ajuste para todos los modelos estudiados, siendo el mejor de todos ellos el modelo de la Ec. 1.62.

En la Tabla 1.10 se muestran otros modelos menos utilizados propuestos en la bibliografía para la velocidad de sedimentación en función de la concentración de sólidos  $SS$ .

$V_s = \frac{(1-nSS)^3}{SS}$	Scott
$V_s = k(1-SS)SS$	Scott
$V_s = k(1-n_1SS + n_2SS^2 + n_3SS^3 + n_4SS^4)$	Shannon
$V_s = k(1+n_1SS)^{n_2}$	Vaerenbergh
$V_s = k_1(1-n_1SS)^{n_2} + k_2$	Vaerenbergh
$V_s = \frac{k_1}{SS-k_2}$	Tracy

Tabla 1.10. Otras expresiones para la velocidad de sedimentación zonal propuestas en la bibliografía (Jeppsson, 1996).

Takács et al. (1991) propusieron un modelo de la velocidad de sedimentación de los fangos activados con una doble exponencial. Este modelo es válido tanto para la región de sedimentación zonal como para la de clarificación:

$$V_s = V_0 e^{-r_h (SS-SS_{\min})} - V_0' e^{-r_p (SS-SS_{\min})} \text{ con } 0 \leq V_s \leq V_0' \quad \text{Ec. 1.65}$$

donde:

$SS_{min}$ : concentración de sólidos no sedimentables (g/l).

$V_0$ : velocidad máxima teórica de sedimentación (m/s).

$V'_0$ : velocidad máxima práctica de sedimentación (m/s).

$r_h$ : parámetro característico de la sedimentación zonal (l/g).

$r_p$ : parámetro asociado al comportamiento de la velocidad de sedimentación a bajas concentraciones de sólidos (l/g).

La concentración de sólidos que sedimenta es  $SS - SS_{min}$ , es decir la concentración de SS totales menos la concentración de los no sedimentables. La ecuación anterior divide la velocidad de sedimentación en cuatro regiones representadas en la Figura 1.38.

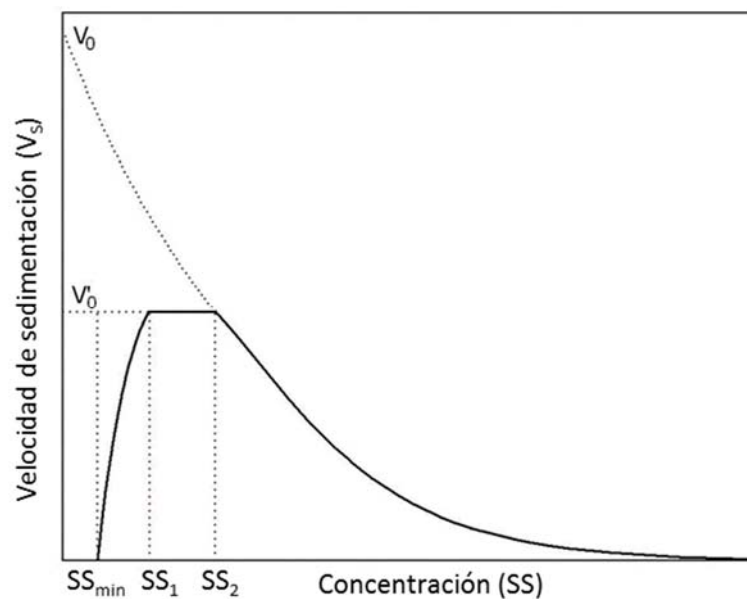


Figura 1.38. Descripción esquemática del modelo de doble exponencial de Takács et al. (1991).

Para  $SS < SS_{min}$  las partículas se mueven junto con el agua, siendo su velocidad de sedimentación cero. Cuando  $SS_{min} < SS < SS_1$ , la velocidad de sedimentación viene controlada por las partículas discretas lentamente sedimentables. En esta región de concentraciones, Patry y Takács (1992) mostraron que en un decantador el diámetro medio de las partículas aumenta a medida que aumenta la concentración de sólidos en la zona de sedimentación discreta del decantador. El aumento del diámetro implica el aumento de la velocidad de

sedimentación. Para concentraciones comprendidas entre  $SS_1$  y  $SS_2$ , la velocidad de sedimentación se considera que es independiente de la concentración debido a que los flóculos han conseguido su máximo diámetro. Finalmente para  $SS > SS_2$  predomina el primer término de la ecuación, obteniéndose la velocidad de sedimentación zonal del modelo exponencial de Vesilind (Ec. 1.59). Los valores concretos de  $SS_1$  y  $SS_2$  dependen de las características de sedimentabilidad del fango. Patry y Takács (1992) propusieron valores aproximados alrededor de 200 mg/l para  $SS_1$  y de 2000 mg/l para  $SS_2$ .

El modelo descrito es uno de los modelos actualmente más aceptados para describir la velocidad de sedimentación de los fangos activados. Takács et al. (1991) desarrollaron este modelo para simular decantadores secundarios y propusieron valores típicos para los parámetros del modelo (Tabla 1.11).

$V_0$ (m/h)	$V_0'$ (m/h)	$r_h$ (m <sup>3</sup> /kg)	$r_p$ (m <sup>3</sup> /kg)
29.7	14.2	0.426	5.0

Tabla 1.11. Valores típicos de los parámetros del modelo de Takács (Takács, et al., 1991).

Grijpspeerdt et al. (1995) realizaron un estudio comparativo con seis modelos de sedimentación unidimensional basados en la teoría de flujo de sólidos y llegaron a la conclusión de que el modelo de Takács et al. (1991) proporcionaba los mejores resultados en la simulación de diez series de datos experimentales tanto en estado estacionario como en transitorio.

Vanderhasselt y Vanrolleghem (2000) compararon el modelo exponencial de Cho et al. (1993) con el modelo exponencial de Vesilind y el modelo de Takács et al. (1991). Encontraron que el modelo de Cho era mejor para describir las curvas de sedimentación, mientras que el modelo de Vesilind describía mejor la relación entre la velocidad de sedimentación y la concentración de sólidos, ya que el modelo de Cho no funcionaba bien en los experimentos con concentraciones más diluidas.

Dupont y Dahl (1995) propusieron la siguiente expresión para la velocidad de sedimentación en decantadores:

$$V_s = k \cdot \text{Exp} \left( -0.5 \left( \frac{\ln(SS/n_1)}{n_2} \right)^2 \right) \quad \text{Ec. 1.66}$$

donde  $k$  es la velocidad máxima de sedimentación de los flóculos (m/s), y  $n_1$  (l/g) y  $n_2$  parámetros del modelo.

### 1.5.3.3 Velocidad de sedimentación por compresión

Los modelos descritos en los apartados anteriores permiten calcular la velocidad de sedimentación sin considerar la etapa de compresión. El efecto de la compresión hace que la velocidad de sedimentación en las capas más bajas de un decantador sea inferior a la que se tendría si la sedimentación fuera zonal con la misma concentración de sólidos. Por lo tanto, es necesario considerar el efecto de la compresión para tener en cuenta las concentraciones elevadas de sólidos que se tienen en el fondo de los decantadores y de los espesadores.

Experimentalmente se obtiene que en un proceso de sedimentación en discontinuo, en la etapa de compresión (apartado 1.5.2), la diferencia entre la altura de la capa de fango en el instante  $t$  y la altura del fango transcurrido un tiempo prolongado se puede expresar del siguiente modo (Metcalf y Eddy, 2000):

$$H_t - H_\infty = (H_2 - H_\infty) \cdot e^{-i(t-t_2)} \quad \text{Ec. 1.67}$$

donde:

$H_t$ : altura del fango en el instante  $t$  (m).

$H_\infty$ : altura del fango tras un prolongado periodo de tiempo (p.e. 24 h) (m).

$H_2$  altura del fango en el instante  $t_2$  (m).

$i$ : constante para una suspensión dada ( $s^{-1}$ ).

En la zona de compresión del fango de los decantadores y espesadores, no es cierta la hipótesis de que la velocidad de sedimentación es función únicamente de la concentración de sólidos suspendidos. Michaels y Bolger (1962) demostraron que en la compresión de los fangos, la velocidad de sedimentación depende de la concentración de sólidos y del gradiente de concentraciones existente.

Fitch (1993) mostró que la ecuación diferencial general que considera el balance de fuerzas que actúan sobre las partículas puede ser utilizada para la obtención de la mayor parte de las teorías de sedimentación existentes en la bibliografía. Las diferencias entre los distintos modelos consisten en los términos de la ecuación que se consideran y las hipótesis en las relaciones constitutivas utilizadas (Vaccari y Uchrin, 1989; Font, 1988). La mayoría de las hipótesis utilizadas hacen referencia al gradiente de presión del líquido y a la presión de los sólidos debida al contacto directo entre las partículas (Ribes, 2004).

Normalmente se desprecian los efectos de la compresión del fango en el diseño de decantadores secundarios o bien se utilizan aproximaciones empíricas para estimar la concentración de sólidos suspendidos en el fondo del decantador. La mayoría de modelos unidimensionales utilizados para simular el perfil de concentraciones de sólidos en el decantador secundario, realizan un balance de flujo de sólidos en el decantador, considerando expresiones empíricas para la velocidad de sedimentación en la zona de compresión del decantador.

Merkel (1971) propuso una función empírica que relacionaba la concentración del fango medida como fracción volumétrica, con el tiempo de compactación, basándose en datos de compactación de fangos (Figura 1.39) Esta función también fue validada con datos de compactación de fangos procedentes de plantas reales (Pflanz, 1969) y ha sido aceptada como la base de diseño según el método empírico propuesto por la ATV (ATV, 1976).

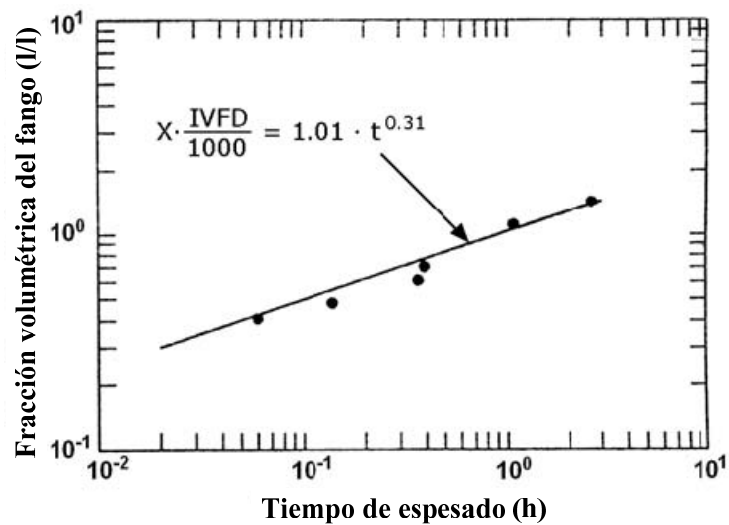


Figura 1.39. Función de compresión propuesta por Merkel (1971) (Ekama et al., 1997).

Cacossa y Vaccari (1994) obtuvieron una ecuación empírica para la velocidad de sedimentación en función de la concentración de sólidos y de su gradiente

$$V_s = V_{szonal}(SS) \left( 1 - \frac{\partial SS}{\partial z} \frac{1}{K} \right) \quad \text{Ec. 1.68}$$

siendo  $K$  (g/l m) una función de la compresibilidad. Cacossa y Vaccari (1994) consideraron la siguiente expresión para  $K$ :

$$K = K_m e^{-\frac{SS}{S}} \quad \text{Ec. 1.69}$$

siendo  $K_m$  (g/l m) y  $S$  (g/l) parámetros de  $K$ .

Para la velocidad de sedimentación zonal partieron de la ecuación empírica propuesta por Tracy (1973)

$$V_{szonal} = \frac{B_1}{SS - B_2} \quad \text{Ec. 1.70}$$

siendo  $B_1$  (m g/s l) y  $B_2$  (g/l) parámetros del modelo. Esta ecuación sólo es aplicable para concentraciones de sólidos mayores o iguales que  $SS_{gel}$  (g/l), siendo  $SS_{gel}$  la menor concentración de sólidos para la que aún existe la fuerza de compresión entre partículas.

Para concentraciones menores que  $SS_{gel}$  consideraron para  $V_{S\ zonal}$  una aproximación lineal de la ecuación de Tracy:

$$V_{S\ zonal} = \left( 2 - \frac{SS}{SS_{gel}} \right) \frac{B_1}{SS_{gel} - B_2} \quad \text{Ec. 1.71}$$

Se ha comprobado que este modelo no da buenos resultados en la fase de compresión. Cacossa y Vaccari (1994) sugirieron que esto era debido a que la expresión utilizada para la función de compresibilidad ( $K$ ) era demasiado sencilla, por lo que era necesario utilizar una expresión más elaborada.

Kinnear (2002) intentó mejorar el trabajo de Cacossa y Vaccari (1994) introduciendo propiedades fundamentales del fango como la densidad de los sólidos, la densidad de los flóculos, la permeabilidad y la resistencia a la compresión que presentan los fangos activados. Partiendo de las ecuaciones de continuidad y de conservación de la cantidad de movimiento obtuvo una expresión para la velocidad de sedimentación en función de la porosidad ( $\varepsilon$ ).

$$V_s(\varepsilon) = \frac{(\rho_f - \rho) g \varepsilon^3}{5S_0^2 (1-\varepsilon) \mu} \quad \text{para } SS < SS_{gel}$$

$$V_s(\varepsilon) = \frac{(\rho_f - \rho) g (1-\varepsilon) + P_0 \left( \frac{1-\varepsilon}{1-\varepsilon_c} \right)^m \frac{\partial \varepsilon}{\partial z}}{5S_0^2 (1-\varepsilon)^2 \mu} \quad \text{para } SS \geq SS_{gel} \quad \text{Ec. 1.72}$$

$$\varepsilon(SS) = 1 - \left( 1 + \frac{\rho_s - \rho_f}{\rho_f - \rho} \right) \frac{SS}{\rho_s}$$

donde:

$\rho$ : densidad del agua, de los sólidos y de los flóculos respectivamente ( $\text{kg/m}^3$ ).

$S_0$ : superficie específica de las partículas primarias ( $\text{m}^2/\text{m}^3$ ).

$SS_{gel}$ : menor SS para la que aún existe la fuerza de compresión entre partículas ( $\text{kg/m}^3$ ).

$\varepsilon_c$ : menor porosidad para la que aún existe la fuerza de compresión entre partículas.

$P_0$  y  $m$ : coeficientes empíricos del modelo.

La velocidad de sedimentación propuesta por Kinnear ajusta bien a los datos en la etapa de sedimentación zonal, pero no en la etapa de transición. Kinnear demostró que los resultados podían mejorarse si no se consideraba  $SS_{gel}$  constante en la simulación de los ensayos.

Se ha intentado también modelizar los procesos de compresión por medio de expresiones semiempíricas. Härtel y Pöpel (1992) introdujeron una función de corrección ( $\Omega$ ) para tener en cuenta el efecto de la reducción de la velocidad de sedimentación zonal debido a la compresión. Esta función ( $\Omega$ ) sólo se aplica en las zonas de transición y compresión de las capas inferiores de un decantador (Figura 1.40). De este modo la velocidad de sedimentación viene dada por:

$$V_s = \Omega(z) V_s(SS) \quad \text{Ec. 1.73}$$

donde la función  $\Omega$  depende de la altura en el decantador. Para valores de  $z$  superiores a la altura de transición ( $z_t$ ),  $\Omega = 1$ . A partir de  $z_t$  el valor de  $\Omega$  va disminuyendo hasta llegar a cero en el fondo del decantador (Figura 1.41). Este punto de transición depende de cómo se compacte el fango en el decantador.

Se puede utilizar como función de corrección una ecuación empírica propuesta por Otterpohl y Freund (1992) para corregir el flujo de sedimentación en función de la altura del decantador (Ec. 1.74).

$$\Omega(z) = \frac{1 - B z_t^{-n}}{1 - B [\min(z, z_t)]^n} \quad \text{Ec. 1.74}$$



donde:

$$B = - \left( \frac{100 + IVF}{IVF} + 1 \right) h_c^n$$

$$n = \left( 1 + \frac{2IVF}{100 + IVF} \right)$$

$$z_t = \min(2h_c, z_f)$$

Ec. 1.75

$$h_c = \left( 1 - \frac{1}{SS'_c r_h} \right) \left( \frac{SS_f z_f}{SS'_c} \right)$$

$$SS'_c = \frac{480}{IVF}$$

Estas ecuaciones fueron propuestas a partir de la observación del efecto de la transición y de la compresión en un gran número de decantadores secundarios. El factor de corrección  $\Omega$  depende de la altura en el decantador ( $z$ ), de las características de sedimentabilidad del fango ( $IVF$  y  $r_h$ ), de la concentración de sólidos a la entrada del decantador ( $SS_f$ ) y de la altura de alimentación ( $z_f$ ).

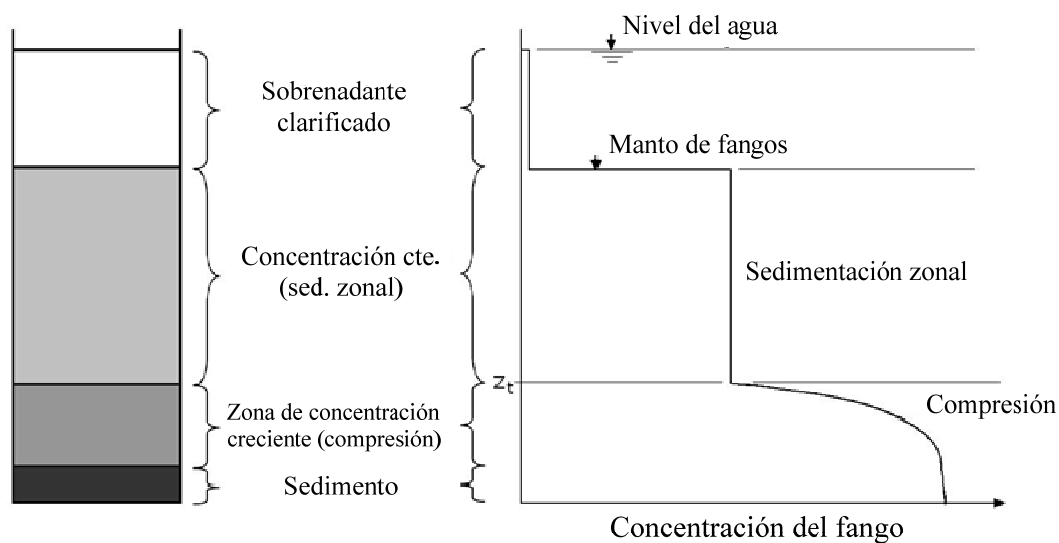


Figura 1.40. Zonas de sedimentación zonal y compresión en un proceso de sedimentación continua (Härtel y Pöpel, 1992; Ribes, 2004).

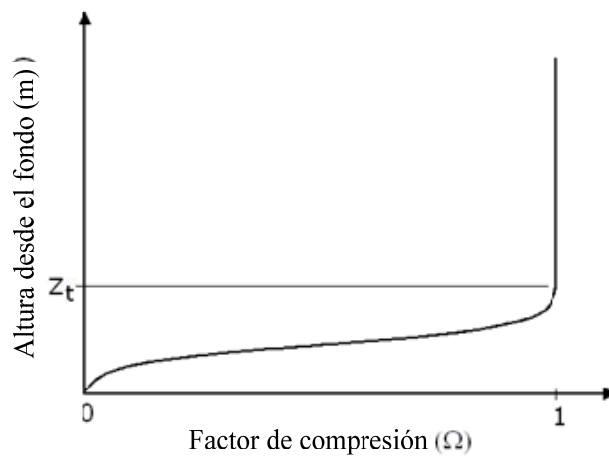


Figura 1.41. Factor de corrección de la sedimentación para una alimentación del decantador a 1.8 m desde el fondo del decantador (Härtel y Pöpel, 1992; Ribes, 2004).

Otros autores (De Clercq et al., 2008; Ramin et al., 2014) han utilizado para calcular la velocidad de sedimentación de los fangos activados incluyendo el proceso de compresión la siguiente expresión:

$$V_S = V_{S_{zonal}}(SS) \left( 1 - \frac{\rho_s}{(\rho_s - \rho)g SS} \frac{d\sigma}{dSS} \frac{dSS}{dz} \right) \quad \text{Ec. 1.76}$$

siendo  $\rho$  y  $\rho_s$  las densidades del agua y de los sólidos secos respectivamente y  $d\sigma/dSS$  el gradiente de la tensión efectiva soportada por los sólidos. De Clercq et al. (2008) y Ramin et al. (2014) propusieron distintas ecuaciones empíricas para calcular  $d\sigma/dSS$  y por consiguiente  $V_S(SS)$  incluyendo el rango de compresión.

#### 1.5.4 Diseño, simulación y operación de decantadores secundarios

##### 1.5.4.1 La teoría de flujo de sólidos

Este método se basa en el análisis del flujo de los sólidos a través de una superficie de control en el interior de un tanque de sedimentación. El flujo total de sólidos es la suma del flujo de sedimentación más el flujo de sólidos debido al arrastre de las partículas por el movimiento de

la suspensión que entra y sale continuamente del tanque de sedimentación. En la Figura 1.42 se muestra un esquema con los flujos de sólidos que se establecen en un proceso de sedimentación en continuo.

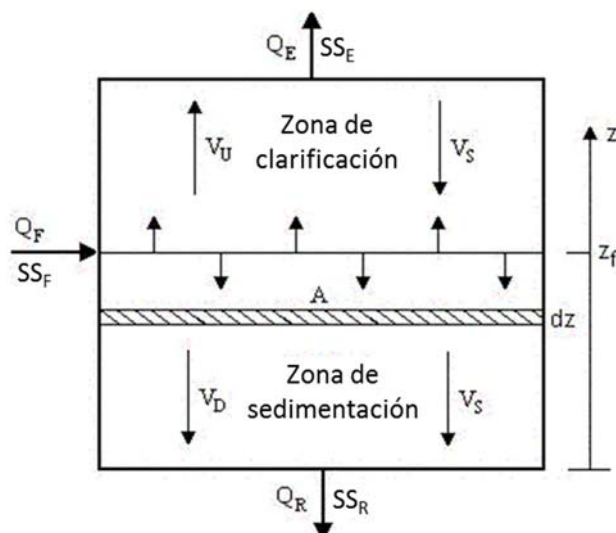


Figura 1.42. Representación esquemática de los flujos de sólidos en un sedimentador en continuo (Ribes, 2004).

Si se considera un modelo basado en la teoría de Kynch, el flujo de sedimentación de sólidos ( $J_s$ ) depende únicamente de la concentración local de sólidos ( $SS$ ) y de la velocidad de sedimentación de estos sólidos ( $V_s(SS)$ )

$$J_s(SS) = V_s(SS) SS \quad \text{Ec. 1.77}$$

El flujo total de sólidos ( $J_T$ ) se calcula como:

$$J_T = J_s + J_B \quad \text{Ec. 1.78}$$

donde  $J_B$  corresponde al flujo por el arrastre de sólidos, que tiene sentido contrario al flujo de sedimentación en la zona de clarificación (parte superior a la altura de la alimentación,  $z_f$ ) y el mismo sentido que el flujo de sedimentación en la zona de sedimentación (parte inferior a la altura de alimentación).

Considerando sólo la dirección vertical, el flujo de sólidos por arrastre se calcula como:

$$J_B = VSS \quad \text{Ec. 1.79}$$

donde  $V$  corresponde a la velocidad del fluido en el tanque. El valor de la velocidad  $V$  y su sentido dependen de la zona del decantador donde se evalúe. La velocidad es función de los caudales de extracción ( $Q_E$ ) y de purga ( $Q_R$ ) que se establezcan durante el funcionamiento del decantador y del área superficial ( $A$ ) donde se distribuyen estos caudales (Figura 1.42)

$$V = \begin{cases} V_U = \frac{Q_E}{A} & \text{si } z > z_f \\ V_D = \frac{Q_R}{A} & \text{si } z \leq z_f \end{cases} \quad \text{Ec. 1.80}$$

La teoría del flujo de sólidos se utiliza para el diseño y operación de decantadores secundarios planteando el flujo de sólidos en la zona de sedimentación. También se utiliza para simular la concentración en profundidad de los sólidos suspendidos en el decantador secundario planteando el flujo de sólidos de forma diferencial.

Para utilizar la teoría de flujo de sólidos es necesario conocer la relación entre la velocidad de sedimentación de los sólidos y la concentración de estos sólidos en el decantador. En el apartado 1.5.3 se realiza una revisión bibliográfica de las funciones más utilizadas para la velocidad de sedimentación de los fangos activados.

#### 1.5.4.2 Diseño de decantadores secundarios

En la actualidad se utilizan varios métodos para el diseño de decantadores secundarios. Además de los métodos basados en la teoría de flujo de sólidos, existen métodos empíricos que utilizan criterios de diseño basados en la experiencia y otros estándares de diseño

utilizados en algunos países europeos: WRC en Reino Unido, ATV en Alemania y STOWA en Holanda (Henze et al., 2011).

### Diseño utilizando criterios de diseño basados en la experiencia

Los decantadores secundarios son mayoritariamente 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 del fango serán parecidas a aquellas para las cuales han sido obtenidos en base a sistemas de fangos activados parecidos.

Los criterios básicos para el diseño de un decantador secundario son el tiempo de retención hidráulico ( $TRH$ ), la carga superficial ( $C_s$ ), la carga de sólidos ( $C_{sol}$ ) y la carga sobre vertedero ( $C_{sv}$ ).

El  $TRH$  representa el tiempo medio que permanece el agua en el decantador, se define como:

$$TRH = \frac{V}{Q} \quad \text{Ec. 1.81}$$

donde:

$Q$ : caudal de entrada al decantador sin considerar el caudal de recirculación ( $m^3/h$ ).

$V$ : volumen del decantador ( $m^3$ ), calculado como  $V = h \cdot A$ , siendo  $h$  el calado en el borde del decantador ( $m$ ) y  $A$  el área superficial del decantador ( $m^2$ ).

La carga superficial ( $C_s$ ) representa el caudal que entra al decantador por unidad de superficie ( $A$ ), se define como:

$$C_s = \frac{Q}{A} \quad \text{Ec. 1.82}$$

La carga de sólidos ( $C_{sol}$ ) representa la cantidad de sólidos que entran al decantador por unidad de superficie ( $A$ ), se define como:

$$C_{sol} = \frac{QC_0}{A} \quad \text{Ec. 1.83}$$

donde  $C_0$  es la concentración influente de SS procedentes del tratamiento biológico ( $\text{kg}/\text{m}^3$ ).

La carga sobre vertedero ( $C_{SV}$ ) representa el caudal de salida del decantador por unidad de longitud de vertedero  $l_{vert}$  (m), se define como:

$$C_{SV} = \frac{Q}{l_{vert}} \quad \text{Ec. 1.84}$$

En la Tabla 1.12 se muestran los valores típicos de los criterios de diseño utilizados para el diseño de decantadores secundarios.

Tipo de tratamiento	$C_s$ ( $\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ )		$C_{sol}$ ( $\text{kg}/\text{m}^2\cdot\text{h}$ ) <sup>b</sup>		$C_{SV}$ ( $\text{m}^3/\text{m}/\text{h}$ )		Calado (m)
	Media	Punta	Media	Punta	Media	Punta	
A continuación de filtros percoladores	16 - 24 (18)	40 - 48 (40)	3.0 - 5.0 (3)	$\leq 8.0$ (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)	$\leq 9.0$ (4.5)	12	20	3 - 5
A continuación de aireación prolongada	8 - 16 (12)	22 - 32 (22)	1.0 - 3.0 (1.8)	$\leq 7.0$ (3.2)	12	20	3 - 5

Tabla 1.12. Valores típicos de los criterios de diseño de un decantador secundario (Ferrer y Seco, 2012b).

<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.

Todos los criterios de diseño se utilizan teniendo en cuenta el caudal medio y punta de entrada al decantador secundario, sin considerar el caudal de recirculación. El decantador secundario se diseña calculando las dimensiones mínimas con las cuales se cumplen todos los criterios de diseño de la Tabla 1.12.

### Diseño utilizando la teoría de flujo de sólidos

Para utilizar la teoría de flujo de sólidos es necesario determinar primero la velocidad de sedimentación zonal en función de la concentración de los sólidos ( $V_s = k e^{-nSS}$ ). Posteriormente se representa gráficamente el flujo de sólidos por gravedad, el flujo de extracción en función de la concentración de sólidos suspendidos y se determina el flujo de sólidos limitante ( $SF_L$ ) como el mínimo de la curva de flujo total de sólidos (Figura 1.43).

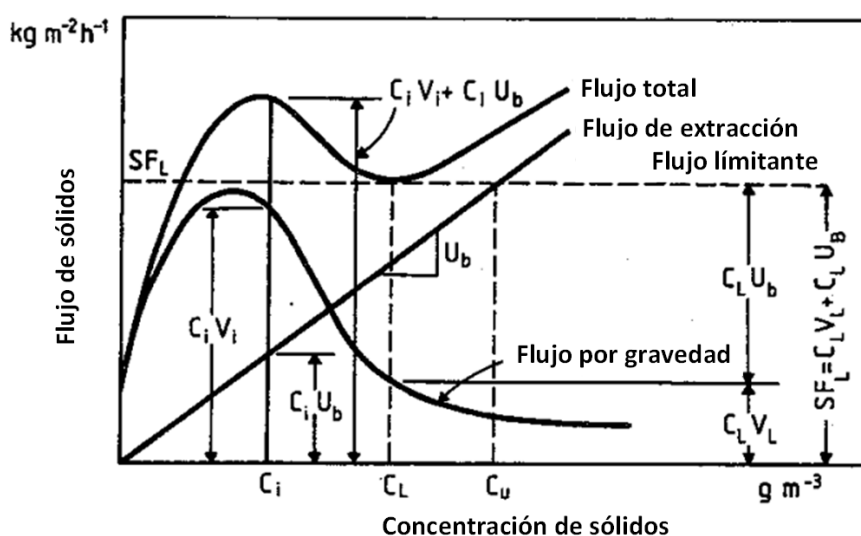


Figura 1.43. Flujo de sólidos en un decantador en función de la concentración de sólidos suspendidos (Metcalf y Eddy, 2000).

Para evitar la pérdida de sólidos por el efluente, el decantador no debe de estar sobrecargado en la zona de clarificación ni en la zona de espesado del fango (Von Sperling, 2007). Para ello se debe cumplir:

- La carga superficial del decantador debe ser menor que la velocidad de sedimentación del fango calculada con la concentración de sólidos suspendidos de entrada ( $C_0$ )

$$C_s = \frac{Q}{A} \leq V_0 e^{-nC_0} \quad \text{Ec. 1.85}$$

- El flujo de sólidos de entrada al decantador debe ser menor que el flujo de sólidos limitante.

$$\frac{(Q+Q_r)C_0}{A} \leq SF \quad \text{Ec. 1.86}$$

Siendo  $Q_r$  el caudal de fango de recirculación del decantador secundario al tratamiento biológico.

A partir de las ecuaciones anteriores se determina el área superficial (A) mínima que debe tener el decantador secundario. Al área calculada se le aplica un factor de seguridad que suele ser del 25% (Henze et al., 2011).

### Otros métodos de diseño

Se han desarrollado tres procedimientos de diseño basados en sus correspondientes medidas de la sedimentabilidad del fango (Apdo. 1.5.2.2). El índice volumétrico específico agitado a 3.5 g/l está asociado al procedimiento del Water Research Centre (White, 1976), y el índice volumétrico de fango diluido asociado al procedimiento de diseño alemán (ATV, 1976) y holandés (STOWa, 1983). Estos procedimientos permiten obtener el área superficial (y la profundidad en el caso del ATV) requerida para los decantadores secundarios en función de los parámetros de sedimentabilidad y de la concentración de sólidos en el reactor.

#### 1.5.4.3 Simulación de decantadores secundarios

Se han propuesto varios modelos de sedimentación unidimensionales basados en la teoría de flujo de sólidos para simular el proceso de sedimentación continua en un decantador



secundario (Laikari, 1989; Dupont y Henze, 1992; Hamilton et al., 1992; Otterpohl y Freund, 1992; Patry y Takács, 1992; Ribes, 2004).

Estos modelos están basados en plantear el flujo total de sólidos en un elemento diferencial de altura en el decantador ( $dz$ ) mediante una ecuación diferencial que se puede escribir como:

$$\frac{\partial SS}{\partial t} + \frac{\partial(V_s SS)}{\partial z} + \frac{\partial(V SS)}{\partial z} = 0 \quad \text{Ec. 1.87}$$

donde  $SS=SS(z,t)$  representa la concentración de sólidos en la posición  $z$  y en el tiempo  $t$ .

Para resolver la ecuación diferencial anterior es necesario conocer la velocidad de sedimentación  $V_s$  en función de la concentración de los sólidos suspendidos.

Los modelos dinámicos de una dimensión permiten simular las tres funciones principales de un decantador: clarificación, espesamiento y almacenamiento del fango. Los modelos permiten calcular las concentraciones de sólidos en el efluente y en la purga del fango, obtener el perfil de sólidos en el decantador (Figura 1.44) y determinar la altura del manto de fango en función de las condiciones de operación y de las características de sedimentabilidad del fango (Li y Stenstrom, 2014). También permiten introducir en los modelos los procesos biológicos que tienen lugar en el decantador secundario. Una ventaja adicional de la simplicidad de estos modelos es la reducida carga computacional en la resolución numérica de los modelos (Henze et al., 2011).

Aunque los modelos basados en la teoría de flujo de sólidos son los más utilizados para la simulación de decantadores secundarios, existen otro tipo de modelos más complejos que están basados en plantear y resolver las ecuaciones de conservación de la masa y de la cantidad de movimiento (Li y Stenstrom, 2014).

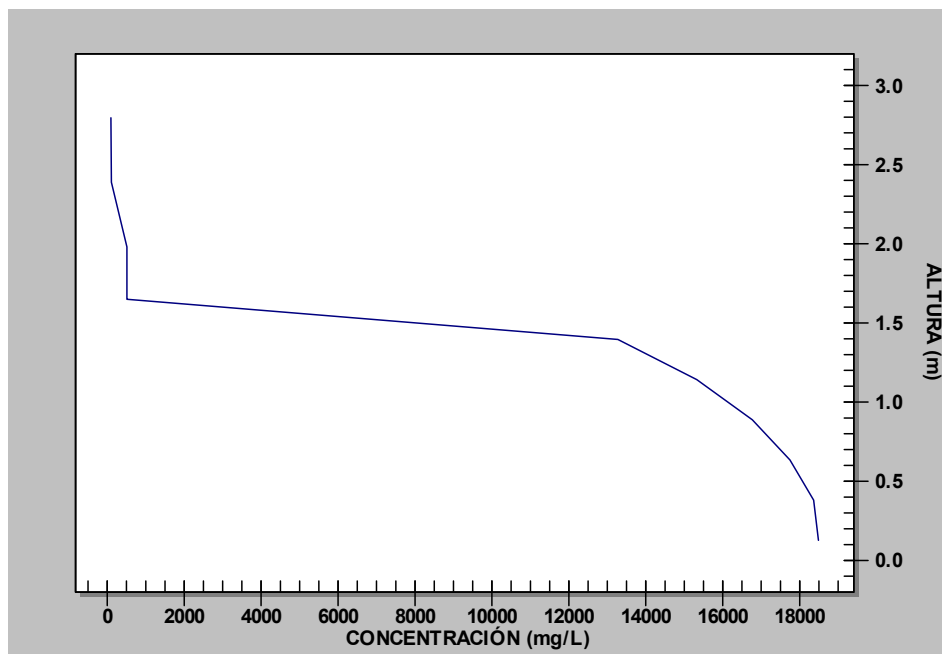


Figura 1.44. Perfil de sólidos suspendidos en un decantador secundario obtenido mediante el software DESASS (Ferrer et al., 2008).

#### 1.5.4.4 Operación de decantadores secundarios

También se puede utilizar la teoría de flujo de sólidos para determinar la situación en la que se encuentra un decantador y para ayudar a la toma de decisiones en la operación de los decantadores secundarios.

El Análisis del Punto de Estado es una metodología que permite determinar las condiciones de operación de un decantador de manera visual. Para ello se construye un gráfico con el flujo de sólidos por gravedad y dos rectas que se cortan en el llamado punto de estado (Figura 1.45). Se dibuja el punto de estado con coordenadas  $(C_0, Q \cdot C_0/A)$ , una recta con pendiente  $Q/A$  (carga superficial) partiendo del origen de coordenadas y otra recta que une el valor de la carga total de sólidos de entrada  $(Q + Q_r) \cdot C_0/A$  sobre el eje de ordenadas y que corta al punto de estado.

La posición del punto de estado en relación a la curva de flujo por gravedad determina el estado de operación del decantador. De este modo se puede determinar si el decantador se

encuentra sobrecargado, en situación crítica o poco cargado. Así por ejemplo en la Figura 1.46 en los casos 1a, 1b, 1c, 2a y 3a el decantador se encuentra sobrecargado; mientras que en los casos 2b, 2c y 3b está críticamente cargado; y en el caso 3c poco cargado. 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.

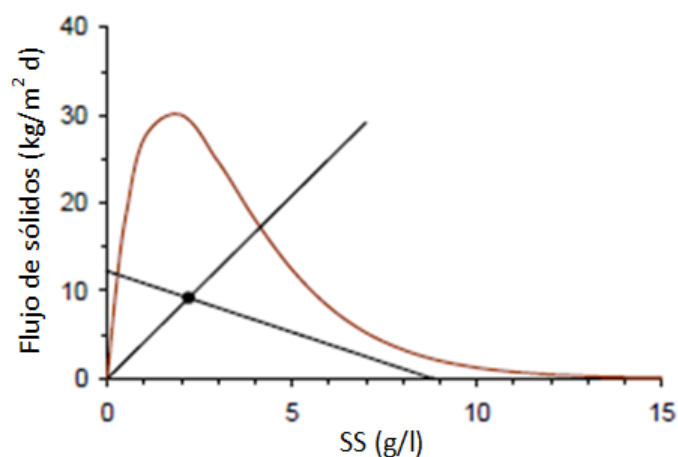


Figura 1.45. Diagrama del punto de estado.

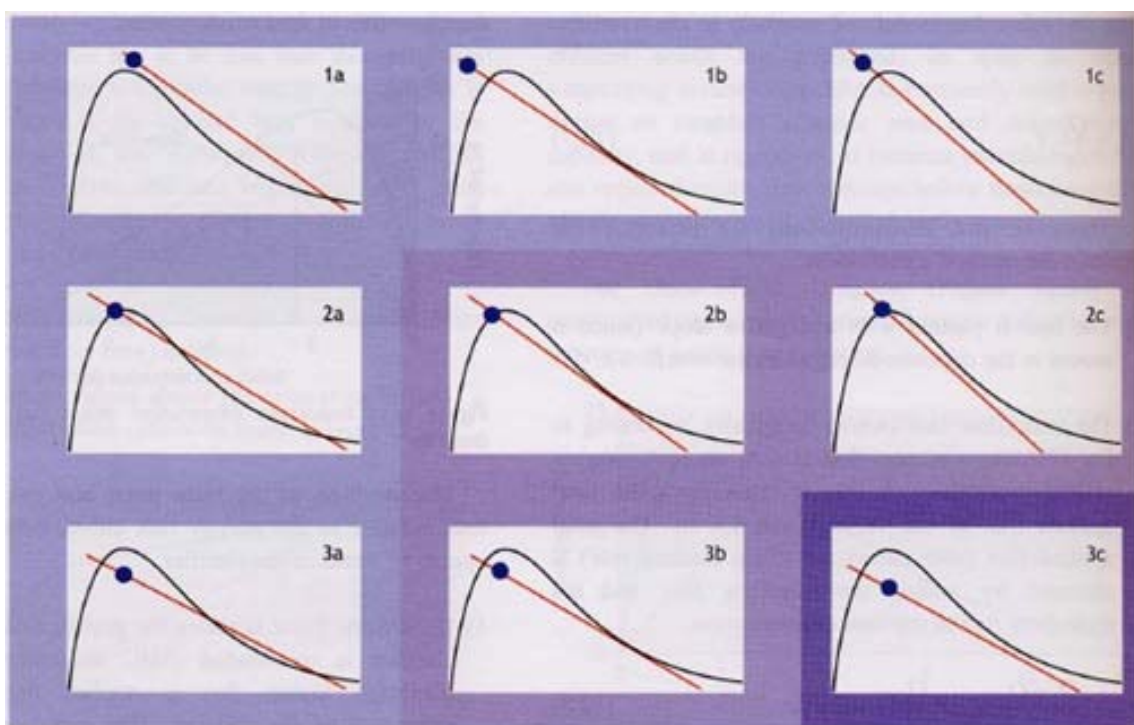


Figura 1.46. Diagramas del punto de estado para diferentes condiciones de carga (Henze et al., 2011).

## 1.6 ACCELERACIÓN DE LOS FANGOS EN LOS ENSAYOS DE SEDIMENTACIÓN

En este apartado se describen diferentes estudios en los que se han observado procesos de aceleración de los fangos activados o de otro tipo de suspensiones en ensayos de sedimentación en discontinuo.

### 1.6.1 Periodos de inducción en los ensayos de sedimentación

En un ensayo de sedimentación en discontinuo de fangos activados es habitual encontrar una primera etapa de inducción (Figura 1.24) donde se observa un aumento inicial de la velocidad de sedimentación. Si se parte de una concentración inicial de sólidos suspendidos fuera del rango de compresión, esta etapa inicial suele durar entre 1 y 2 minutos. Ekama et al. (1997) consideran que en esta etapa no se produce refloculación del fango debido a que las velocidades de sedimentación son pequeñas y a la corta duración de este periodo. Se considera que esta etapa es debida a la disipación de la elevada turbulencia generada en el llenado de la columna de sedimentación.

Normalmente esta etapa no se considera en los ensayos de sedimentación o bien se multiplica la velocidad de sedimentación obtenida por un término on-off (0 en el periodo de inducción y 1 en el resto) (Vanderhasselt y Vanrolleghem, 2000) o por una fórmula empírica que depende del tiempo (Ec. 1.88; Stricker et al., 2007).

$$h(t) = h_0 - V_s \left[ 1 - \text{Exp} \left( - \frac{t}{t_{turb}} \right) \right] t \quad \text{Ec. 1.88}$$

siendo:

$h(t)$ : altura de la interfase fango-sobrenadante en el ensayo de sedimentación y  
 $h_0 = h(t=0)$  (m).

$V_s$ : velocidad de sedimentación zonal en el tramo de velocidad constante posterior a la etapa de inducción (m/s).

$t_{turb}$ : parámetro empírico que depende del periodo en el que existe turbulencia (s).

Michaels y Bolger (1962) mostraron la existencia de un periodo de inducción en ensayos de sedimentación en discontinuo realizados con suspensiones floculadas de caolín en el rango de compresión (Figura 1.47b). Consideraron que para fracciones volumétricas lo suficientemente grandes, los flóculos forman una estructura en red que se extiende hasta las paredes de la columna de sedimentación (Figura 1.47a).

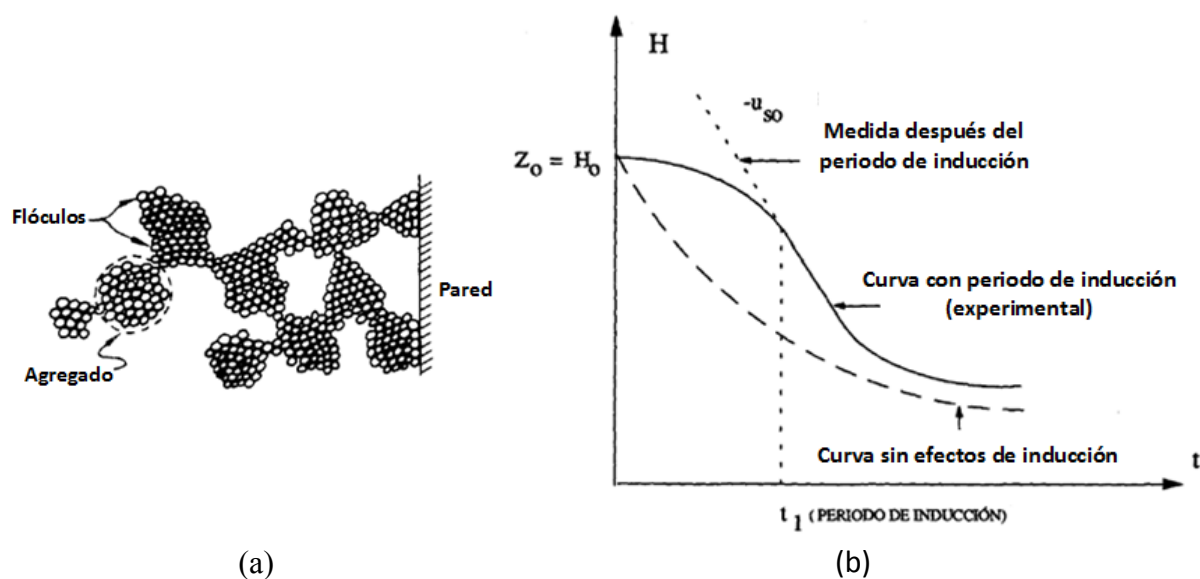


Figura 1.47. (a) Estructura en red de los flóculos en el rango de compresión (Michaels y Bolger, 1962). (b) periodo de inducción en un ensayo de sedimentación en el rango de compresión (Pérez, 1993).

En esta situación realizaron un balance de fuerzas sobre el volumen de sólidos que sedimenta con una concentración igual a la inicial, teniendo en cuenta la presión transmitida a las paredes y al fondo, las fuerzas de fricción con las paredes y con el fluido que se mueve hacia arriba, y el peso neto hacia abajo. Finalmente, utilizando las ecuaciones de Carman-Kozeny y de Poiseuille para calcular la fuerza de fricción con el fluido obtuvieron:

$$V_s = V_s' \left( 1 - \frac{Z_y}{Z_0} - \frac{D_y}{D_0} \right) \quad \text{Ec. 1.89}$$

siendo:

$Z_0, D_0$ : altura inicial de la suspensión y diámetro de la columna de sedimentación (m).

$Z_y, D_y$ : altura y diámetro característicos (parámetros) (m).

$V_s$ : velocidad de sedimentación del ensayo en el tramo recto después del periodo de inducción (m/s).

$V'_s$ : velocidad de sedimentación en una columna de altura y diámetros infinitos (m/s).

$$V'_s = \frac{g(\rho_s - \rho)\phi_s \varepsilon^3}{k_0 \mu L_p^2 S^2} \quad \text{Ec. 1.90}$$

donde:

$\rho_s, \phi_s$ : densidad ( $\text{kg/m}^3$ ) y fracción volumétrica de los sólidos.

$\rho, \mu$ : densidad ( $\text{kg/m}^3$ ) y viscosidad ( $\text{N s/m}^2$ ) del agua.

$\varepsilon$ : porosidad de la suspensión.

$L_p, S, k_0$ : tortuosidad, superficie específica ( $\text{m}^2/\text{m}^3$ ) y factor de forma de los poros.

La curva de sedimentación para suspensiones floculadas con concentración inicial de sólidos en el intervalo de compresión no debería presentar un periodo de inducción. Michaels y Bolger explican de forma cualitativa la aparición del periodo de inducción a partir de la Ec. 1.90. Inicialmente la velocidad de sedimentación es pequeña porque los sólidos están interconectados a través de caminos irregulares, por lo que las fuerzas de fricción con el fluido son grandes. A medida que la sedimentación avanza los sólidos tienden a unirse y los caminos preferenciales tienden a ser más cortos, por lo que la tortuosidad ( $L_p$ ) y el factor de forma ( $k_0$ ) disminuyen aumentando  $V'_s$ .

Font y Pérez (2000) consideran que al inicio de un ensayo de sedimentación en el rango de compresión, los canales por los que el líquido asciende hacia arriba aún no se han formado, por lo que proponen una función empírica que depende del tiempo para tener en cuenta el aumento de la permeabilidad del fango en el periodo de inducción.

### 1.6.2 Aumento de la velocidad de sedimentación y la formación de canales

Durante el proceso de sedimentación de una suspensión floculada pueden formarse canales de flujo de un tamaño mucho mayor que las partículas que están sedimentando. Los canales proporcionan una vía para que el líquido ascienda hacia arriba, por lo que muchos autores consideran que la formación de canales está relacionada con un aumento de la velocidad de sedimentación.

Vesilind y Jones (1990) realizaron ensayos de sedimentación en discontinuo con suspensiones de carbonato cálcico para estudiar la velocidad de sedimentación de la interfase fango-sobrenadante en función del tiempo. Obtuvieron que las curvas de sedimentación (Figura 1.48), además del periodo inicial de inducción, presentaban otro periodo de aumento de la velocidad de sedimentación (C-D). Las tres primeras fases de la Figura 1.48 se corresponden con la curva típica de sedimentación (Figura 1.24), con una fase de inducción (O-A), seguida de una fase de velocidad constante (A-B) y una tercera fase de descenso de la velocidad correspondiente a la fase de transición (B-C).

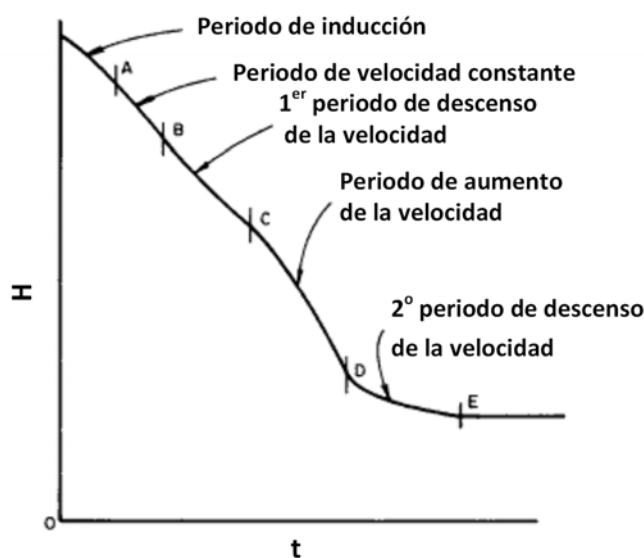


Figura 1.48. Ensayo de sedimentación con un periodo de aumento de la velocidad (Vesilind y Jones, 1990).

El primer periodo de descenso de la velocidad (B-C) se puede explicar según la teoría de Kynch por el ascenso de las capas de mayor concentración de sólidos hasta la superficie, de este modo el aumento de la concentración del fango origina un descenso en su velocidad de sedimentación. Del mismo modo, Vesilind y Jones (1990) explican el periodo de incremento de la velocidad de sedimentación posterior (C-D) por el ascenso de capas de menor concentración de sólidos hasta la superficie. Estas capas de menor concentración situadas por encima de la zona de compresión se originan por la dilución del fango por el agua expulsada de la zona de compresión hacia las capas superiores.

Vesilind y Jones (1993) también estudiaron en estos ensayos la formación de canales en los ensayos de sedimentación. Observaron que los canales sólo se forman en un intervalo determinado de concentraciones iniciales de sólidos y después de producirse el descenso de la concentración de los sólidos en las capas situadas por encima de la capa de compresión. También comprobaron que el ascenso de los canales hacia la superficie se realizaba a una velocidad constante y que la concentración de sólidos por encima de los canales era constante.

Holdich y Butt (1996) obtuvieron resultados similares estudiando la formación de canales en ensayos de sedimentación con suspensiones de calcita, talco y aragonita. Encontraron como Vesilind y Jones (1993) un incremento de la velocidad de sedimentación (Figura 1.49) debido al efecto de dilución de la región que se encuentra por encima de la zona de formación de los canales, cuando no se realizaba una agitación suave del fango durante el proceso de sedimentación. También observaron que se producía una rápida aceleración de los fangos cuando los canales alcanzaban la superficie antes del periodo de compresión.

Sin embargo Papanicolaou y Maxwell (2006) no encontraron en ensayos de sedimentación con suspensiones de caolinita un aumento de la velocidad de sedimentación, a pesar de observar canales que se propagaban hacia la superficie.



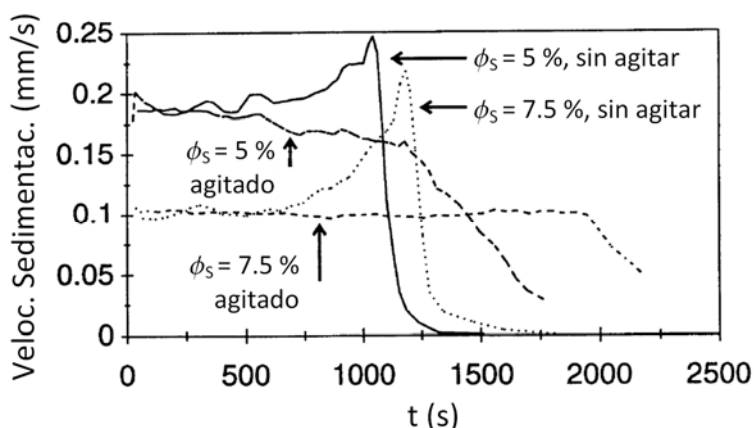


Figura 1.49. Aumento de la velocidad de sedimentación en ensayos de sedimentación con calcita (Holdich y Butt, 1996).

### 1.6.3 Efecto de la coagulación-floculación en la sedimentación zonal

Se ha encontrado también que la adición de coagulantes y polímeros a los fangos activados o a otro tipo de suspensiones afecta a la velocidad de sedimentación zonal.

Se ha estudiado el efecto de la adición de polímeros catiónicos en la sedimentabilidad de los fangos activados (Vanderhasselt y Verstraete, 1999; Al-Jasser, 2009) obteniéndose una reducción en la duración del periodo de inducción y un aumento de la velocidad de sedimentación zonal.

Chen et al. (1996) realizaron ensayos de sedimentación en discontinuo de los fangos activados de la depuradora de aguas residuales industriales de Neili Bread Plant de Taiwan. Realizaron ensayos para dos fangos distintos denominados N y O.

Para concentraciones volumétricas de sólidos suspendidos elevadas ( $\phi_s > 0.6\%$  para el fango N y  $\phi_s > 0.4\%$  para el fango N) encontraron que las curvas de sedimentación tenían la forma típica descrita en el apartado 1.5.2, presentando un periodo de inducción de pocos minutos, una etapa de sedimentación zonal, una etapa de transición y otra de compresión.

Para concentraciones de sólidos intermedias ( $\phi_s < 0.5 - 0.6$  % para el fango N y  $\phi_s < 0.35 - 0.4$  % para el fango O) las curvas de sedimentación tenían una forma más complicada (Figura 1.50), presentando un corto periodo de inducción (entre 1 y 2 minutos), una etapa de sedimentación zonal con velocidad constante, una fase de aumento de la velocidad de sedimentación, una etapa posterior de velocidad de sedimentación también constante y finalmente las típicas etapas de transición y de compresión. De este modo para determinadas concentraciones de sólidos aparecía una fase de aumento de la velocidad de sedimentación, o sea de aceleración, y dos etapas de sedimentación zonal con velocidad constante.

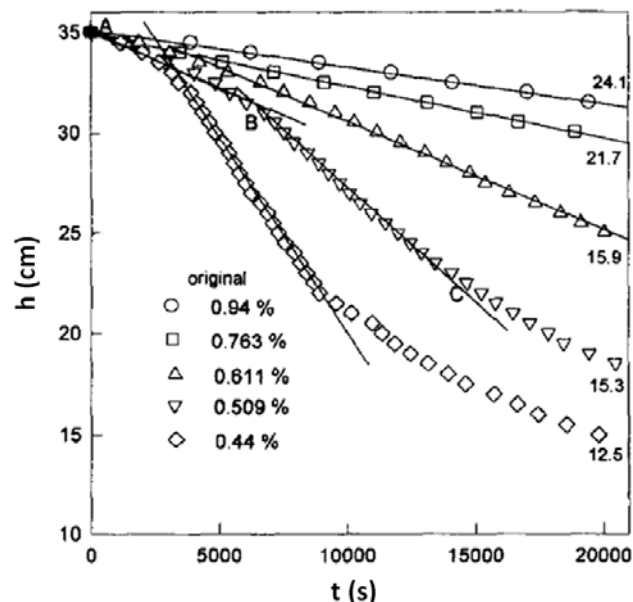


Figura 1.50. Ensayos de sedimentación para el fango N (Chen et al., 1996).

Durante el periodo inicial de velocidad constante (línea AB de la Figura 1.50) Chen et al. (1996) observaron que el fango era homogéneo, el sobrenadante claro y que la interfase entre el fango y el sobrenadante se distinguía fácilmente con una superficie de separación suave. Durante el periodo de aumento de velocidad (línea BC de la Figura 1.50), aparecieron flóculos grandes en el fango, con flóculos que tendían a aglomerarse en agregados con tamaños por encima de varios centímetros, entre los cuales existían grandes poros que aumentaban en número y en fracción de volumen. La superficie de la interfase de separación entre el sobrenadante y el fango no era en ese momento tan suave, siendo irregular y arrugada. También mostraron que estos flóculos eran poco resistentes ya que se rompían con facilidad

al entrar en la zona de compresión. La estructura del fango en la segunda etapa de velocidad de sedimentación constante no era homogénea.

Chen et al. (1996) utilizaron el modelo de Michaels y Bolger (Ec. 1.58) para modelizar la velocidad de sedimentación zonal en función de la fracción volumétrica de los sólidos suspendidos. A partir de la Ec. 1.58 se obtiene:

$$V_s^{1/4.65} = V_o^{1/4.65} - V_o^{1/4.65} j \phi_s \quad \text{Ec. 1.91}$$

donde  $\phi_s = SS/\rho_s$ , siendo  $SS$  la concentración de sólidos suspendidos y  $\rho_s$  la densidad de los sólidos. En la Figura 1.51 se representa  $V_s^{1/4.65}$  en función de  $\phi_s$  para el fango N.

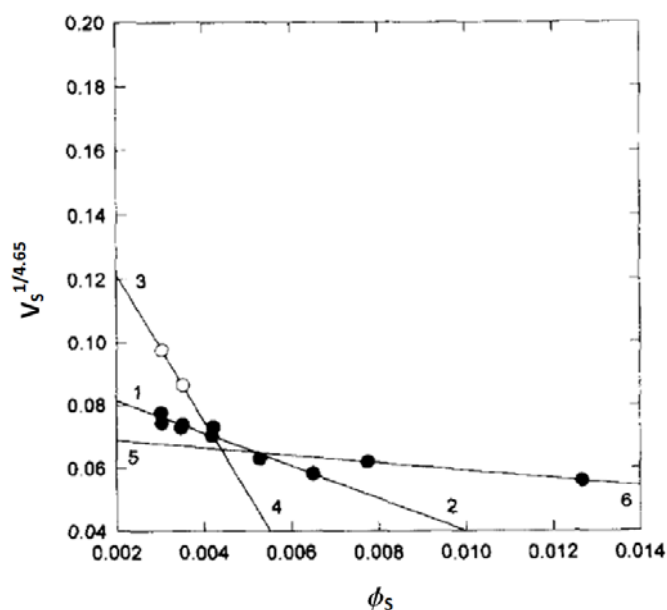


Figura 1.51.  $V_s^{1/4.65}$  en función de la fracción volumétrica de los sólidos  $\phi_s$  para el fango N (Chen et al., 1996).

En la Figura 1.51 se pueden distinguir tres regiones lineales obtenidas en el ajuste de  $V_s^{1/4.65}$  frente a  $\phi_s$  (líneas 1-2, 3-4 y 5-6). Chen et al. (1996) consideraron los ensayos correspondientes a las concentraciones de sólidos intermedias y bajas en su fase inicial de velocidad constante y su correspondiente línea de ajuste (1-2) como referencia para comparar con el resto de ensayos. Los ensayos para concentraciones de sólidos más altas (línea 5-6) presentan una

velocidad de sedimentación más alta que la que se podría esperar según la línea de referencia 1-2. Lo mismo ocurre si se consideran los ensayos en los que se produce el aumento de la velocidad de sedimentación (puntos blancos de la Figura 1.51) para concentraciones de sólidos bajas (línea 3-4).

A partir de los ajustes lineales realizados en la Figura 1.51 se puede obtener  $V_0$  y  $j$ . De este modo se puede estimar la densidad de los flóculos ( $\rho_f$ ) realizando un balance de masas:

$$\rho_f = \frac{\rho_s + (j-1)\rho}{j} \quad \text{Ec. 1.92}$$

También se puede estimar el diámetro de los flóculos ( $d_f$ ) a partir de la ecuación de Stokes aplicada a un flóculo (Ec. 1.37):

$$d_f = \sqrt{\frac{18\mu V_0}{g(\rho_f - \rho)}} \quad \text{Ec. 1.93}$$

En la Tabla 1.13 se muestran los resultados obtenidos por Chen et al. (1996)

Línea	Fango N				Fango O			
	$V_0$ ( $\mu\text{m/s}$ )	$j$	$d_f$ ( $\mu\text{m}$ )	$\rho_f$ ( $\text{kg/m}^3$ )	$V_0$ ( $\mu\text{m/s}$ )	$j$	$d_f$ ( $\mu\text{m}$ )	$\rho_f$ ( $\text{kg/m}^3$ )
1-2	140	56,57	59	1007,9	490,0	154,4	560,0	1002,9
3-4	4,0	16,97	17	1026,5	95,0	134,4	230,0	1003,3
5-6	6,0	15,55	21	1028,9	-	-	-	-

Tabla 1.13. Características del fango O y N (Chen et al., 1996).

A partir de los datos de la Tabla 1.13 se puede concluir: que la estructura del fango en el periodo inicial de velocidad de sedimentación zonal constante es la misma para

concentraciones bajas e intermedias de sólidos, y distinta a la estructura del fango correspondiente a concentraciones altas de sólidos y a concentraciones bajas e intermedias en el periodo de aumento de la velocidad de sedimentación.

Chen et al. (1996) consideraron que la mayor velocidad de sedimentación de los ensayos realizados a elevadas concentraciones de sólidos, respecto de la velocidad prevista por la línea 1-2, era debida a la formación de canales en el fango. Sin embargo, no propusieron una explicación de por qué se forman grandes flóculos de manera espontánea partiendo de un fango con una estructura inicial homogénea en el proceso de aceleración de los fangos. Los autores de este estudio descartaron que el proceso de aceleración fuera debido a un periodo de inducción como el descrito por Michaels y Bolger (1962).

Chen et al. (1996) consideran que existe cierta similitud entre la sedimentación floculada y el proceso de aumento de la velocidad de sedimentación zonal observado en sus ensayos, pero también destacan que existen diferencias debido a los siguientes hechos:

- a) Existe una clara interfase entre el sobrenadante y el fango como ocurre en la sedimentación zonal.
- b) La velocidad de sedimentación zonal es constante en los periodos inicial y final de velocidad constante, mientras que en la sedimentación floculada la velocidad de sedimentación es variable.
- c) La transición entre el periodo inicial y final de velocidad constante es rápida y muy acusada, mientras que en la sedimentación floculada es más suave.

Este tipo de floculación es iniciada espontáneamente a partir de un fango macroscópicamente uniforme (después de 2 a 4 horas de sedimentación en algunos casos). Además, la floculación se produce durante un corto periodo de transición. La aparición del periodo de aumento de la velocidad no puede ser explicado por un mecanismo convencional de sedimentación floculada, por lo que debe de existir un mecanismo desencadenante que origine el proceso de floculación durante un corto periodo de tiempo.

Zhao (2004a, 2004b) estudió la sedimentabilidad y estructura de los fangos de un decantador primario coagulados con sulfato de aluminio, a los que posteriormente les añadió un polímero orgánico aniónico. En su trabajo se centró en estudiar el efecto de la dosis añadida de polímero en la sedimentación zonal de los fangos, para una concentración constante de sólidos suspendidos (4.4 – 4.6 g/l). Observó que se producía un proceso de aceleración de los fangos (Figura 1.52) como el descrito por Chen et al. (1996) y que esta aceleración era mayor a dosis bajas de polímero (< 10 mg/l). Zhao (2004a) indicó que este aumento de la velocidad de sedimentación zonal podía ser debido a la floculación de los fangos durante su sedimentación.

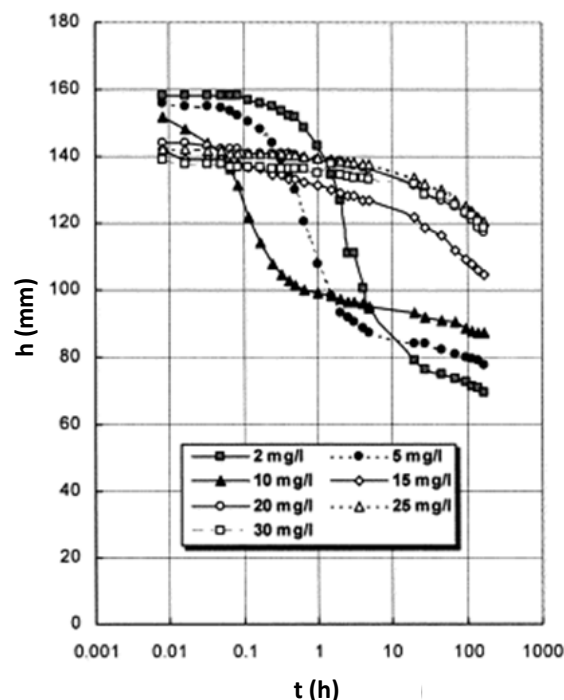


Figura 1.52. Incremento de la velocidad de sedimentación durante el proceso de sedimentación (Zhao, 2004).

Según Zhao (2004a), para concentraciones bajas de polímero (< 10 mg/l) la sedimentabilidad del fango está controlada por el crecimiento de flóculos de gran tamaño y por el descenso progresivo de la viscosidad. Para concentraciones elevadas de polímero (>10 mg/l) la sedimentabilidad del fango está controlada por la formación de una estructura en red envuelta por un exceso de polímero. La elevada concentración de polímero conduce a una elevada viscosidad del líquido, lo cual incrementa la fuerza de rozamiento en la sedimentación del

fango. En este estudio también se considera que las paredes de la probeta probablemente interaccionan con la estructura interna en red de los fangos para dosis elevadas de polímero, sobre todo si se utilizan en los ensayos de sedimentación probetas con un diámetro pequeño.

Zhao (2004b) obtuvo, a partir de medidas realizadas con técnicas de análisis de imagen, que la fracción volumétrica de los flóculos ( $\phi_f$ ) disminuía al aumentar la dosis de polímero, mientras que las observaciones realizadas en los ensayos de sedimentación en la fase de aceleración de los fangos indicaban que  $\phi_f$  aumentaba para dosis altas de polímero (Figura 1.53). Esta discrepancia en las observaciones se explica de nuevo mediante la formación de una estructura en red generada con el exceso de polímero, el cual conduce al enlace entre los flóculos generando un empaquetamiento de los mismos.

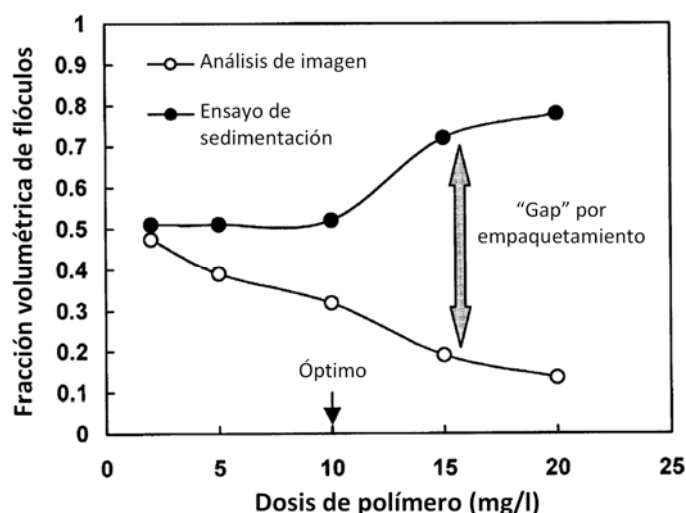


Figura 1.53. Fracción volumétrica de los flóculos y empaquetamiento de los flóculos (Zhao, 2004b).

Zhao (2004a) también estudió el efecto de la dosis de polímero en la turbidez y viscosidad del sobrenadante del fango. En la Figura 1.54 se observa que la turbidez del sobrenadante desciende rápidamente con la dosis añadida de polímero, siendo prácticamente constante para dosis mayores de 5 mg/l. El descenso de la viscosidad del sobrenadante a dosis bajas de polímero es debido al descenso de la concentración de pequeñas partículas en el sobrenadante, mientras que el aumento de la viscosidad con la dosis de polímero es debido al exceso de polímero residual en el agua.

Zhao (2004a y 2004b) no explica el mecanismo que desencadena el proceso de aceleración y no le presta atención al tiempo a partir del cual se produce este proceso. Ni Chen et al. (1996), ni Zhao (2004a, 2004b) estudiaron los estados transitorios del proceso de aceleración y posterior frenado del fango.

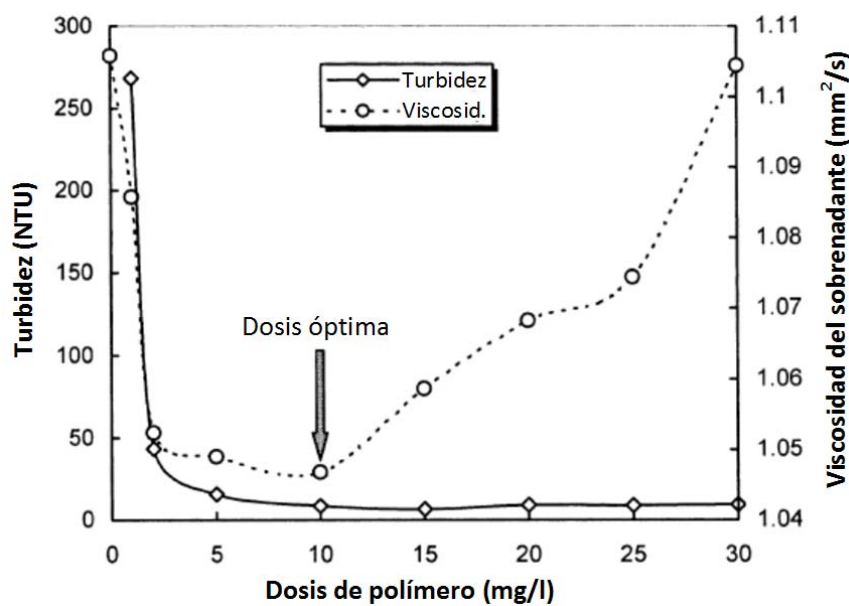


Figura 1.54. Turbidez y viscosidad del sobrenadante del fango en función de la dosis añadida de polímero (Zhao, 2004a).

Se han observado también procesos de aumento de la velocidad de sedimentación zonal estudiando la sedimentación de suspensiones coloidales con estructura de gel. Una suspensión coloidal forma un gel cuando las partículas coloidales generan agregados fractales que se extienden en forma de red hasta alcanzar las paredes del recipiente que contiene la suspensión (Figura 1.55). Se obtiene un gel fuerte cuando la suspensión se desestabiliza añadiendo un coagulante. En este caso las uniones entre las partículas coloidales son fuertes y son debidas a las fuerzas de Van der Waals. Sin embargo, se obtiene un gel débil cuando se añade en exceso un polímero que no es absorbido por las partículas coloidales, de este modo se generan uniones débiles entre las partículas coloidales debidas a fuerzas atractivas inducidas por el mecanismo de depleción.



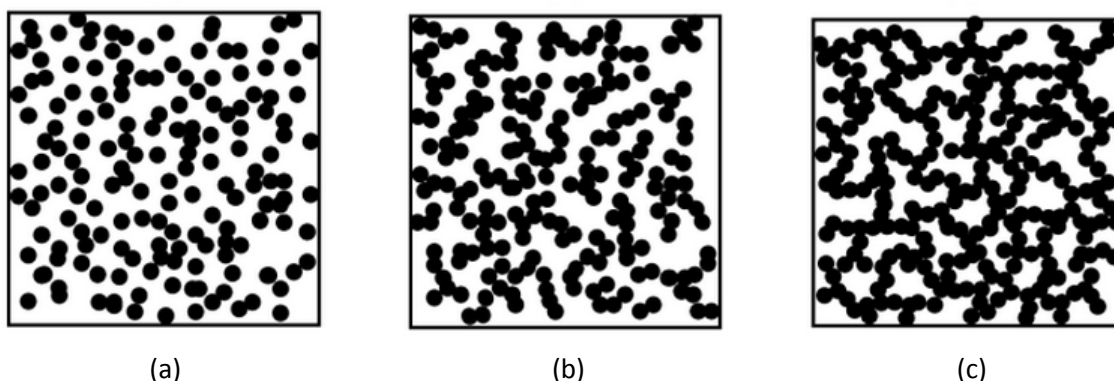


Figura 1.55. Formación de una estructura de gel en una suspensión coloidal. (a) Estado inicial. (b) Estado intermedio con muchos flóculos conectados. (c) Estado de gel (Bache y Gregory, 2007).

En un ensayo de sedimentación con geles formados a partir de suspensiones coloidales se observa, como en la sedimentación zonal, una clara interfase entre el sobrenadante y la suspensión. Los geles fuertes sedimentan de forma suave y con una velocidad de sedimentación que decrece progresivamente con el tiempo. Por otro lado, los geles débiles presentan un periodo inicial en el que no sedimentan o bien lo hacen con una velocidad constante y una etapa posterior de colapso del gel donde se produce un aumento repentino de la velocidad de sedimentación (Teece, 2014). En la Figura 1.56 se muestran las etapas típicas en el proceso de sedimentación de un gel débil.

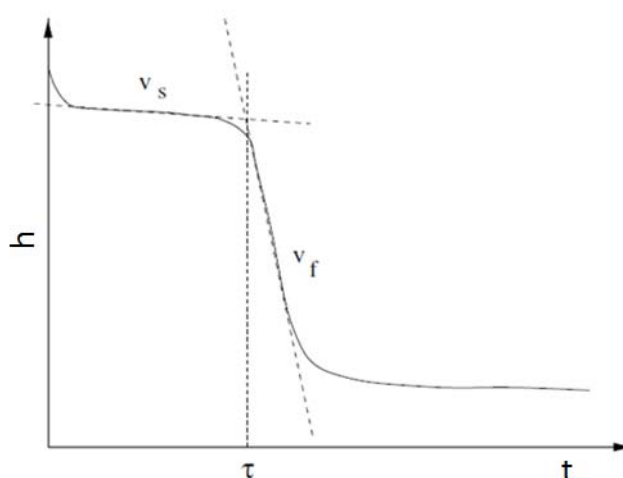


Figura 1.56. Etapas en la sedimentación de una suspensión coloidal con estructura de gel débil (Starrs et al., 2002).

Un gel de partículas coloidales está formado por una red de cadenas de partículas interconectadas. Las observaciones realizadas mediante microscopía confocal han mostrado que la red se va reestructurando con el paso del tiempo debido a la rotura y reajuste de los enlaces entre las cadenas, produciéndose un progresivo debilitamiento de la red (Bartlett et al., 2012). Durante el proceso de sedimentación los cambios en la red no son homogéneos por lo que aparecen grandes espacios vacíos que aumentan la permeabilidad del gel. Esto conduce al aumento del flujo ascendente de líquido a través de la red, que a su vez genera un aumento de la velocidad de rotura de los enlaces, acelerándose de este modo el proceso de rotura del gel, hasta que llega un momento en el que se produce el colapso del gel debido a que no puede soportar su propio peso (Gopalakrishnam et al., 2006).

Varios estudios muestran que el tiempo de retardo ( $\tau$ ) a partir del cual se produce el aumento de la velocidad de sedimentación y el colapso de la estructura del gel aumenta exponencialmente con la concentración de polímero no absorbido (Figura 1.57). Kilfoil et al. (2003) consideran que esto es debido a que el aumento de la concentración de polímero aumenta la fuerza de los enlaces debido al mecanismo de depleción. Kilfoil et al. (2003) también han mostrado que un aumento de la fracción volumétrica de los sólidos produce un aumento del tiempo de retardo debido a la disminución de la permeabilidad de la suspensión y a la reducción del volumen libre en el que se encuentra el polímero no absorbido.

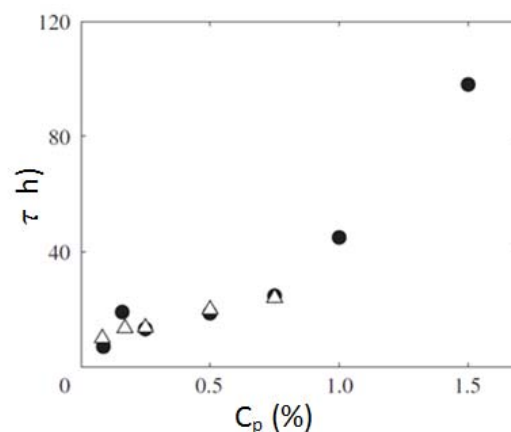


Figura 1.57. Relación entre el periodo de retardo y la concentración de polímero no absorbido en un gel coloidal (Kilfoil et al., 2003).

En algunos estudios también se ha relacionado la aparición de fracturas y la formación de canales en el proceso de sedimentación de un gel de partículas coloidales con la fase de aumento de la velocidad de sedimentación y el colapso de la estructura del gel (Derec et al., 2003).



## **OBJETIVOS**

---

*“No hay ningún viento favorable para el que no sabe a qué puerto se dirige”*

*Arthur Schopenhauer*



## 2 OBJETIVOS

El objetivo principal de la presente tesis es estudiar y desarrollar un modelo general de la velocidad de sedimentación zonal y del proceso de aceleración de los fangos activados en depuradoras de aguas residuales industriales.

Se ha comprobado que con cierta frecuencia en depuradoras de aguas residuales industriales o en depuradoras con un proceso de coagulación-floculación previo, los fangos no sedimentan de modo convencional debido a que no presentan una única etapa de sedimentación zonal. En los ensayos de sedimentación se observa una etapa inicial con velocidad de sedimentación zonal constante, una etapa intermedia donde se produce la aceleración de los fangos y una etapa final donde la velocidad de sedimentación zonal vuelve a ser constante.

Este modo de sedimentación de los fangos activados no se ha estudiado con detalle. Chen et al. (1996) y Zhao (2004a, 2004b) estudiaron las etapas con velocidad de sedimentación zonal constante, pero no estudiaron ni modelizaron el proceso de aceleración del fango, ni le prestaron atención al tiempo a partir del cual se produce este proceso. Tampoco explicaron el mecanismo que desencadena el proceso de aceleración, ni la formación de grandes flóculos partiendo de un fango con una estructura inicial homogénea.

Para llevar a cabo el objetivo principal planteado se han realizado ensayos de sedimentación utilizando los fangos activados de la depuradora de aguas residuales industriales de Ford España. Se consideran los siguientes objetivos específicos:

- Caracterizar las propiedades de los flóculos de los fangos activados y la sedimentabilidad del fango.
- Estudiar el efecto de la composición del sobrenadante y de la concentración de los sólidos suspendidos en la velocidad de sedimentación y en el proceso de aceleración de los fangos.

- Modelizar la velocidad de sedimentación zonal en función de la concentración de sólidos suspendidos en las dos etapas con velocidad de sedimentación zonal constante.
- Aplicar el modelo de Richardson y Zaki en las etapas de sedimentación zonal inicial y final para obtener las características de los flóculos, y describir los cambios producidos en los flóculos al finalizar la aceleración de los fangos.
- Estudiar la discontinuidad aparente observada experimentalmente en la velocidad de sedimentación zonal final y el instante en el que se desencadena la aceleración de los fangos.
- Obtener un modelo que describa la velocidad de sedimentación zonal y el proceso de aceleración en función de la concentración de los sólidos suspendidos y del tiempo.
- Describir a partir de los modelos estudiados las causas que originan el proceso de aceleración de los fangos.

El estudio y la modelización de la velocidad de sedimentación zonal de los fangos activados en este tipo de depuradoras pueden ayudar a mejorar los métodos utilizados para el diseño y simulación de decantadores secundarios. También permitirán entender mejor los mecanismos que originan el proceso de aceleración de los fangos.



## ***MATERIALES Y MÉTODOS***

---

*“Mide lo que sea medible y haz medible lo que no lo sea”*

*Galileo Galilei*



### 3 MATERIALES Y MÉTODOS

#### 3.1 LA DEPURADORA DE AGUAS RESIDUALES INDUSTRIALES DE FORD ESPAÑA

En esta tesis se ha estudiado la sedimentabilidad de los fangos biológicos de la depuradora de aguas residuales industriales de la factoría de Ford España, situada en la localidad de Almussafes, en la provincia de Valencia. En esta empresa del sector automovilístico se realiza la producción y montaje de diversos modelos de automóviles.

La factoría dispone de una red separativa de aguas residuales formada por:

- Red de aguas pluviales: recoge las aguas pluviales y los sobrantes de las torres de refrigeración. Estas aguas se utilizan para el riego de zonas ajardinadas. Los excedentes de agua se vierten en la Albufera de Valencia.
- Red de aguas fecales: recoge las aguas residuales asimilables a urbanas generadas en los servicios, cocinas e instalaciones auxiliares. Se vierten en la red de alcantarillado para ser tratadas en la EDAR urbana de la Albufera Sur.
- Red de aguas residuales industriales: recoge las aguas residuales industriales procedentes de los procesos productivos. Se tratan en la depuradora de aguas residuales industriales de la empresa. El efluente de la depuradora se utiliza para el riego de una superficie de 100.000 m<sup>2</sup> de eucaliptos situados en los terrenos de la factoría.

Debido a la complejidad y a la variedad de materias primas utilizadas en los procesos productivos las aguas residuales industriales generadas contienen una gran variedad de contaminantes: sólidos en suspensión, aceites, metales pesados, fluoruros, fosfatos, compuestos orgánicos sintéticos, etc. Las aguas residuales industriales se separan para ser tratadas en la depuradora en tres corrientes residuales:

- Aguas Aceitosas: contienen aceites procedentes de las plantas de motores, carrocerías y prensas; baños de desengrase y aguas de los fosos separadores de aceite que se encuentran por toda la factoría.
- Aguas ácidas: contienen elevadas concentraciones de fluoruros y níquel procedentes de los baños de fosfatado y pasivado de la planta de pinturas.
- Aguas alcalinas: procedentes del resto de procesos productivos: desmineralización, cataforesis de la planta de pinturas, deslacados, montaje, etc.

La depuradora de aguas residuales industriales está formada por un tratamiento físico-químico, seguido de un tratamiento biológico y de una laguna (Figura 3.1).

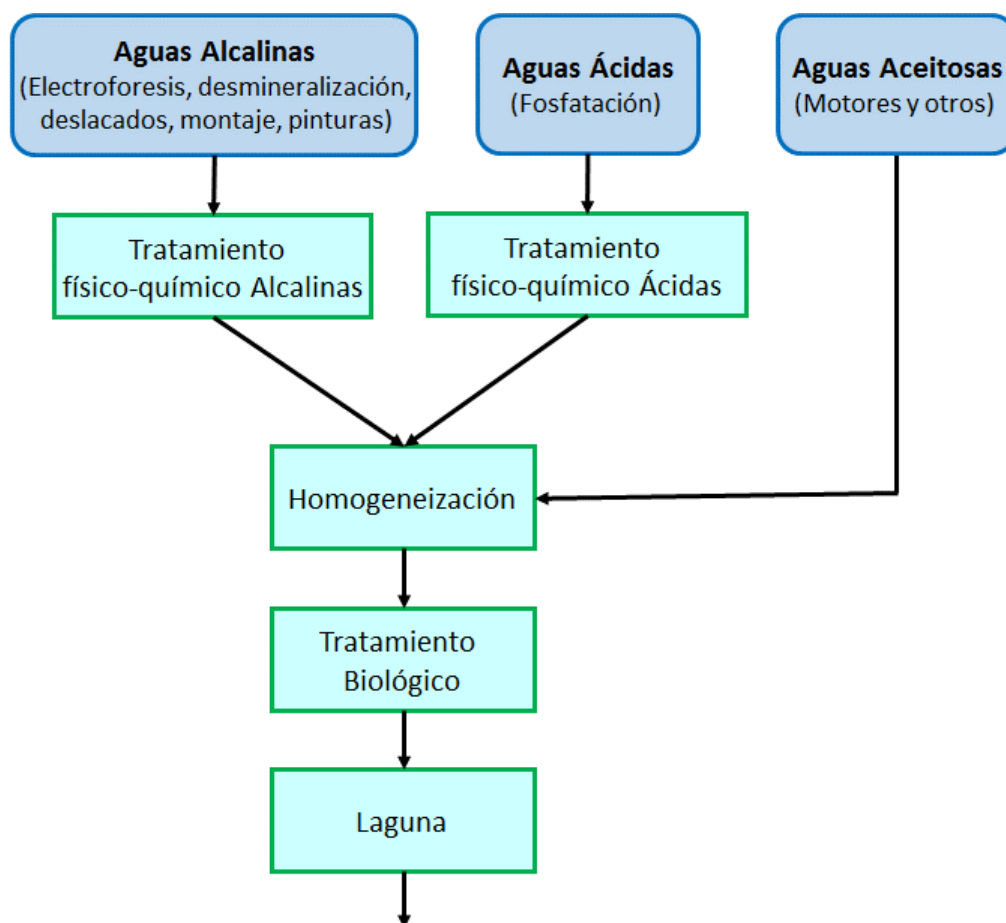


Figura 3.1. Esquema general de la depuradora de aguas residuales industriales de Ford.

Las aguas aceitosas se tratan mediante un proceso de ultrafiltración para eliminar los aceites. Las aguas ácidas que contienen níquel y fluoruros se tratan por separado en la planta de aguas ácidas, mientras que el resto de aguas alcalinas se tratan en la planta de aguas alcalinas. En las dos depuradoras físico-químicas se realizan procesos de coagulación, floculación y precipitación química para precipitar químicamente fosfatos, fluoruros y metales pesados, y eliminar partículas en suspensión junto con los precipitados formados en un proceso posterior de sedimentación y filtración. Los fangos obtenidos en los decantadores son espesados y posteriormente deshidratados en filtros prensa.

Actualmente, en los tratamientos físico-químicos se utilizan una gran variedad de reactivos químicos (Tabla 3.1):  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  para ajustar el pH, sales de hierro y aluminio ( $\text{ClSO}_4\text{Fe}$ , Gardo Waste IC-635, ECOMIX LD) y polielectrolitos (ECOPOL AS-575). Cuando se realizaron los ensayos de sedimentación de la presente tesis se utilizaba en la depuradora el polímero Gardo TP 55 en lugar de los polímeros que se utilizan ahora.

<b>Reactivo</b>	<b>Composición</b>	<b>Tratamiento Aguas ácidas</b>	<b>Tratamiento Aguas alcalinas</b>
$\text{Ca}(\text{OH})_2$		Sí	Sí
$\text{ClSO}_4\text{Fe}$		Sí	No
Gardo Waste IC-635	Sal de aluminio	Sí	No
ECOMIX LD	Sal de aluminio + polímero catiónico	No	Sí
ECOPOL AS-575	Polímero aniónico	Sí	Sí

Tabla 3.1. Reactivos químicos utilizados en el tratamiento físico-químico de la EDAR de Ford.

Los efluentes de las tres corrientes residuales tratadas en los procesos físico-químicos se mezclan en un tanque de homogeneización previo al tratamiento biológico para homogeneizar y laminar el caudal de entrada a dicho tratamiento.

El tratamiento biológico está basado en un canal de oxidación (Figura 3.2) donde se combinan zonas aerobias con zonas anóxicas para eliminar biológicamente la materia orgánica y el nitrógeno. El canal dispone de aireadores superficiales de eje horizontal para airear los fangos y conseguir la velocidad adecuada para que no sedimenten los sólidos en el canal.



Figura 3.2. Tratamiento biológico de la depuradora de aguas residuales industriales de Ford.

El efluente obtenido en la decantación secundaria es conducido a una laguna de donde se toma el agua para el riego de las zonas verdes de la factoría. Los fangos de la purga del tratamiento biológico son espesados en un espesador por gravedad y deshidratados en una centrífuga.

### **3.2 ENSAYOS DE SEDIMENTACIÓN**

#### **3.2.1 Descripción de las columnas de sedimentación**

Como ya se ha comentado en el apartado 1.5.2, los fangos activados con concentraciones de sólidos suspendidos totales superiores a 600-700 mg/l sedimentan según el tipo III de sedimentación zonal (Mancell-egala et al., 2012). En este tipo de sedimentación aparece una interfase entre el sobrenadante clarificado y el fango, de modo que para determinar la

velocidad de sedimentación zonal se debe determinar la altura de la interfase fango-sobrenadante respecto del tiempo.

Para reducir las discrepancias entre los resultados obtenidos en el laboratorio y los obtenidos en un decantador industrial, el método estándar para la determinación de la velocidad de sedimentación zonal (APHA et al., 1998), establece que se debe utilizar una columna de sedimentación cilíndrica, transparente, con una altura mínima de 1 metro y un diámetro mínimo de 10 cm.

Los ensayos de sedimentación en discontinuo se han realizado en el laboratorio utilizando dos columnas cilíndricas de metacrilato transparente de una altura de 1,1 m y 12 cm de diámetro (Figura 3.3).

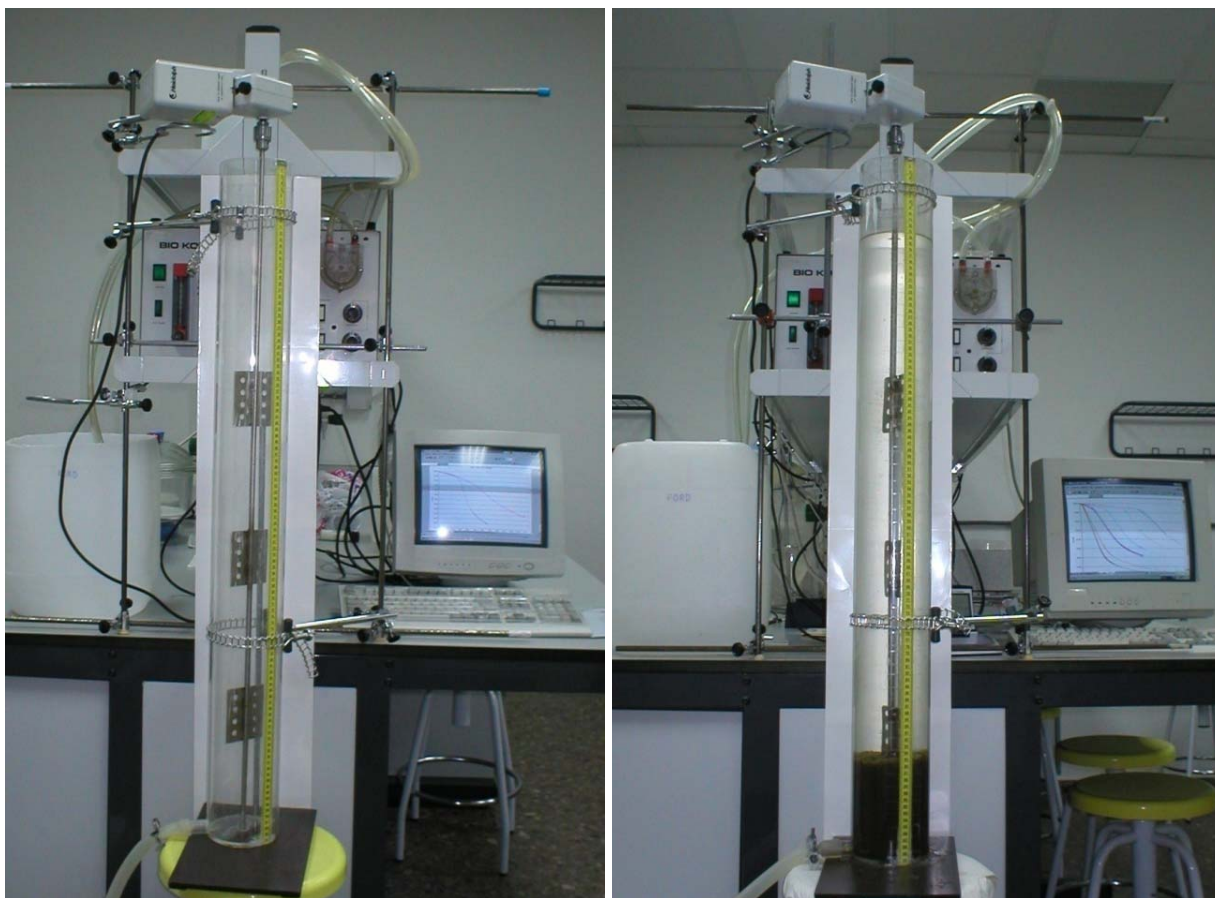


Figura 3.3. Columnas de sedimentación utilizadas en los ensayos de sedimentación en discontinuo.

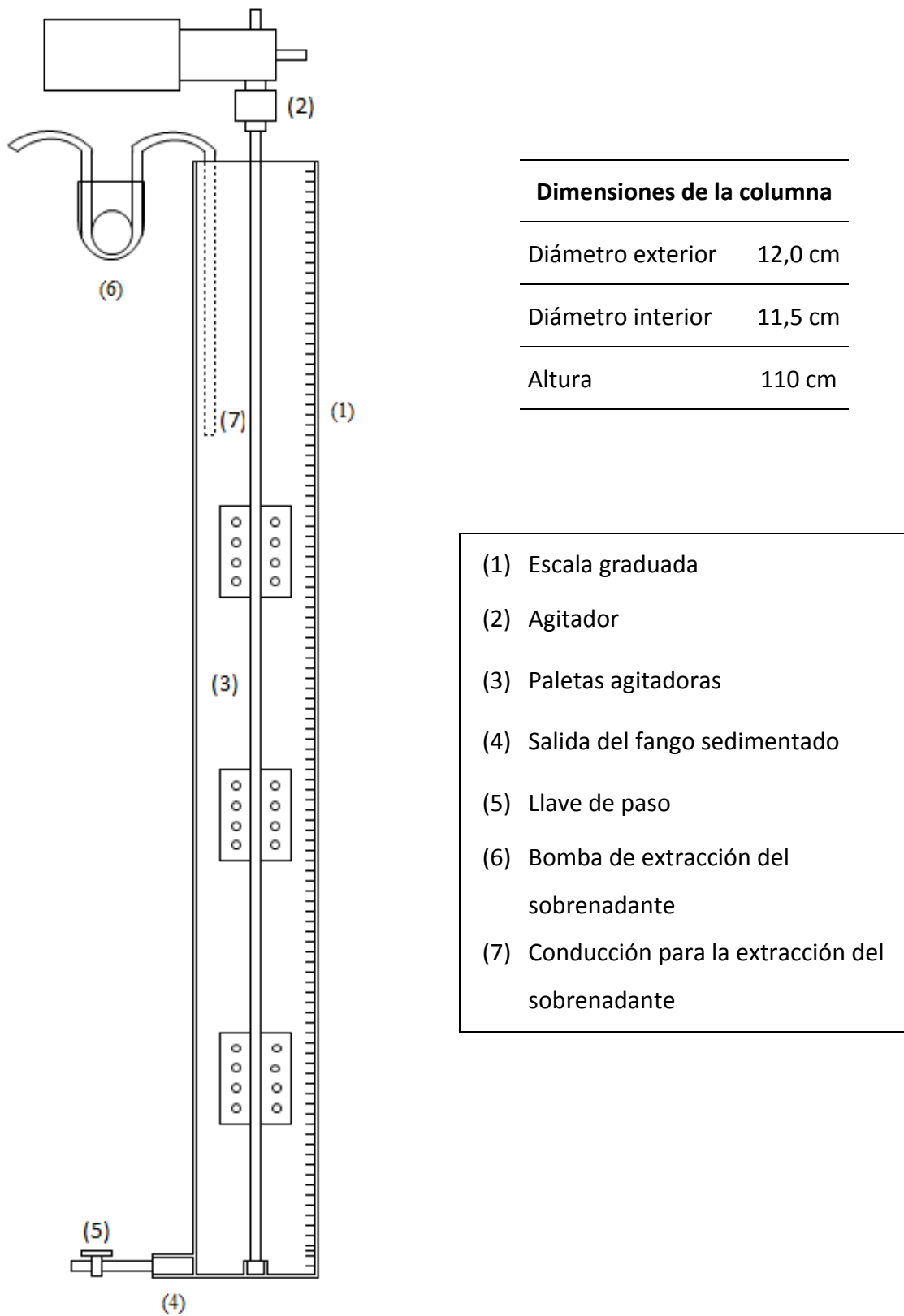


Figura 3.4. Esquema de las columnas de sedimentación.



En la Figura 3.4 se representa el esquema de las columnas de sedimentación. El llenado de la columna de sedimentación se realiza introduciendo los fangos por la parte superior, manteniendo cerrada la llave inferior (5) y agitando los fangos para homogeneizar el fango durante el llenado de la columna. El sistema de agitación consta de un agitador con velocidad de rotación variable (2) y de una varilla con tres paletas perforadas uniformemente distribuidas a lo largo de la columna (3). Para poder determinar la altura de la interfase fango-sobrenadante la columna de sedimentación dispone de una escala graduada situada en la parte exterior (1). Una vez ha finalizado un ensayo de sedimentación, si se desea realizar un nuevo ensayo diluyendo el sobrenadante, se extrae el sobrenadante necesario introduciendo la conducción (7) dentro de la columna y bombeando el sobrenadante por medio de una bomba (6). El vaciado de la columna se realiza por la parte inferior (4) abriendo la llave de paso (5).

Para minimizar el efecto de las paredes se han seguido las indicaciones del método estándar. El efecto de las paredes en un ensayo de sedimentación consiste en la disminución de la velocidad de sedimentación al reducirse el diámetro de la columna de sedimentación. Se utiliza el ratio calculado como el cociente entre el tamaño medio de los flóculos y el diámetro de la columna de sedimentación para determinar si el efecto de las paredes es importante. En el apartado 5.1.1 se estima el tamaño de los flóculos y se comprueba que el efecto de las paredes de la columna de sedimentación en los ensayos realizados es despreciable.

El método estándar (APHA et al., 1998) establece que la columna de sedimentación debe disponer de un mecanismo de agitación con una o más varillas finas situadas entre dos varillas transversales a la columna de sedimentación (Figura 3.5). La agitación de la suspensión cerca de las paredes y en toda la columna de sedimentación debe ser con una velocidad periférica menor de 1 cm/s. La agitación del fango se realiza durante el llenado de la columna y durante el proceso de sedimentación.

Chen et al. (1996) proponen realizar el ensayo de sedimentación sin agitación para no interferir en la posible agregación espontánea de los flóculos y realizando una agitación

vigorosa de los fangos después del llenado de la columna de sedimentación para eliminar el posible efecto de memoria del fango. Al igual que Chen et al. (1996), las experiencias de sedimentación que se han realizado tienen como objetivo estudiar la aceleración de los fangos activados, por lo que se han seguido las indicaciones realizadas por estos autores para diseñar el sistema de agitación (Figura 3.4) en lugar de considerar el mecanismo de agitación descrito en el método estándar.

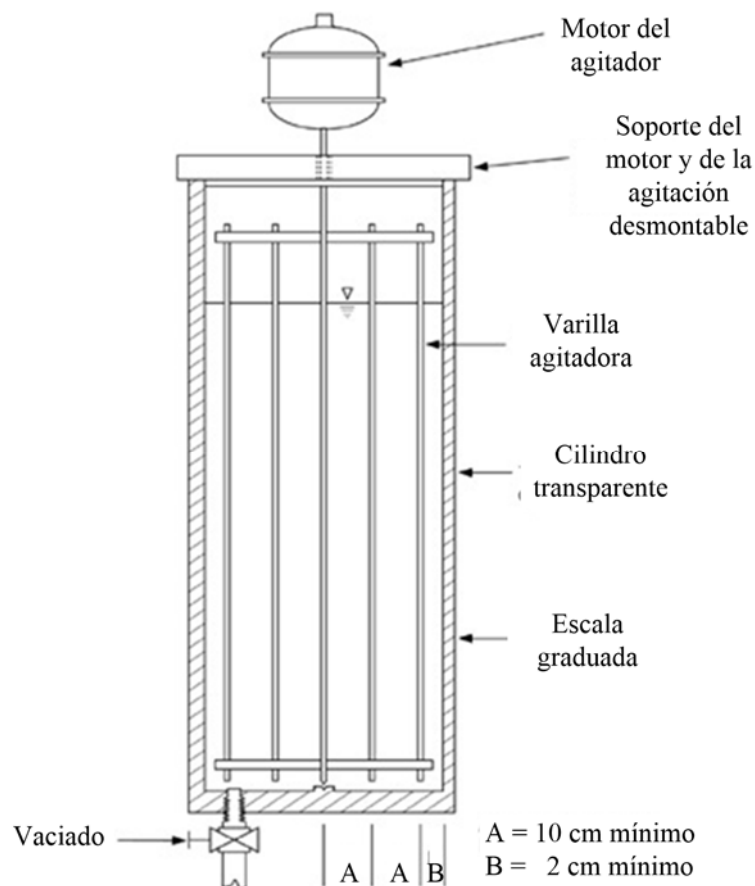


Figura 3.5. Columna de sedimentación propuesta por el método estándar para la determinación de la velocidad de sedimentación zonal (APHA et al., 1998).

### 3.2.2 Diseño de los ensayos de sedimentación

Se realizaron ensayos de sedimentación preliminares para observar las características de las curvas de sedimentación de los fangos activados de la depuradora de Ford. De estos ensayos se obtienen las siguientes observaciones:

1. La velocidad de sedimentación zonal de los fangos activados originales es muy pequeña debido a su elevada concentración de sólidos suspendidos ( $SS = 6,1 \text{ g/l}$ , Figura 3.7) y a las características del fango.
2. En los ensayos se observa una fase inicial de inducción que suele durar entre uno y dos minutos.
3. Las curvas de sedimentación presentan dos fases de sedimentación con velocidad de sedimentación constante (Figura 3.6). Una fase inicial donde la velocidad de sedimentación es constante (1), una etapa posterior de aumento progresivo de la velocidad de sedimentación hasta alcanzar una velocidad final, seguida de una fase con velocidad de sedimentación constante (2), una etapa de transición y otra final de compresión.

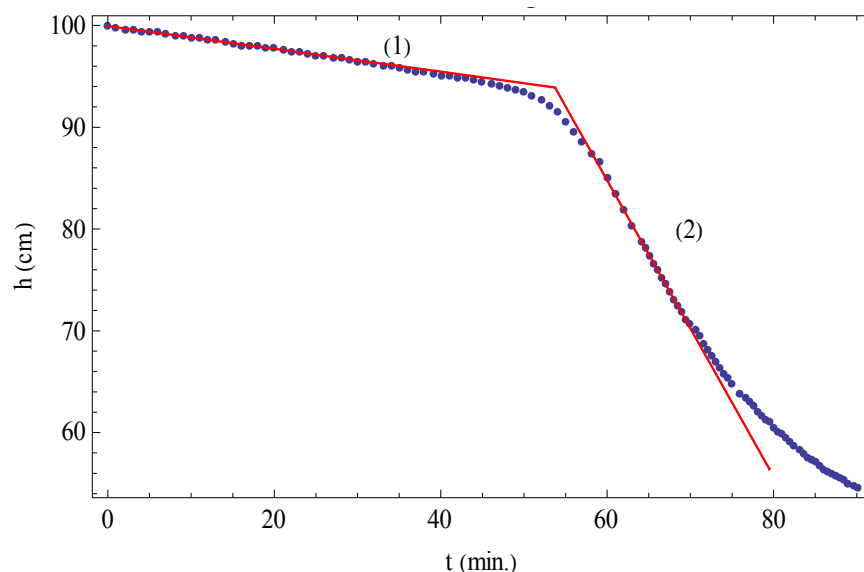


Figura 3.6. Fases con velocidad de sedimentación zonal constante en las curvas de sedimentación.

4. Durante todo el ensayo de sedimentación existe una interfase clara entre el fango y el sobrenadante, quedando claro que tanto en las dos fases de velocidad constante como en la transición predomina la sedimentación de tipo zonal.
5. La aparición de las dos fases de sedimentación zonal con una fase de aceleración de los fangos intermedia, aparece a concentraciones altas y bajas de sólidos

suspendidos (Figura 3.7) e independientemente de que se agiten o no los fangos después de ser introducidos en la columna de sedimentación (Figura 3.8).

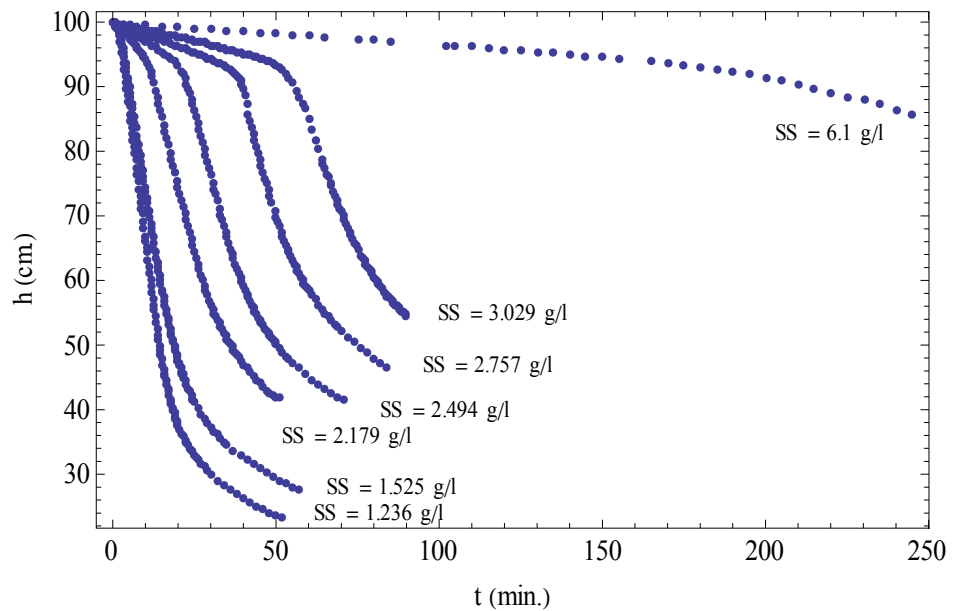


Figura 3.7. Curvas de sedimentación para distintas concentraciones de SS con agitación de los fangos previa al ensayo de sedimentación.

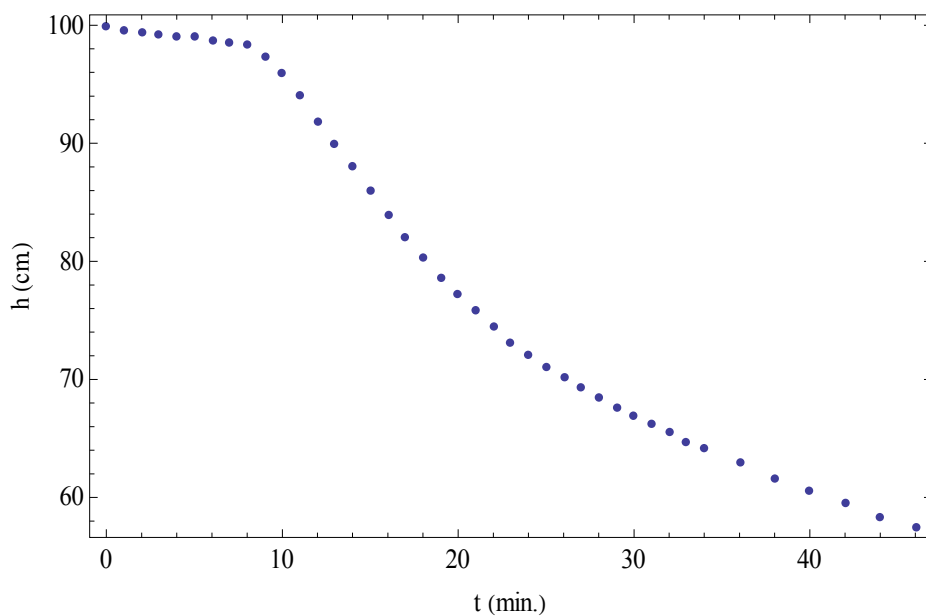


Figura 3.8. Curva de sedimentación sin agitación previa al ensayo de sedimentación.

- No se reproducen las mismas curvas de sedimentación para distintos ensayos realizados sin agitación previa de los fangos. En la Figura 3.9 se muestran tres

experiencias realizadas con una concentración de sólidos suspendidos aproximadamente constante ( $SS \in [2,43 - 2,49 \text{ g/l}]$ ). Las diluciones se realizaron en todos los casos utilizando el mismo sobrenadante para no considerar la posible influencia de la concentración del coagulante y del polielectrolito. En la figura se observa que sobre todo aparecen discrepancias en el momento en que se inicia la fase de aceleración del fango.

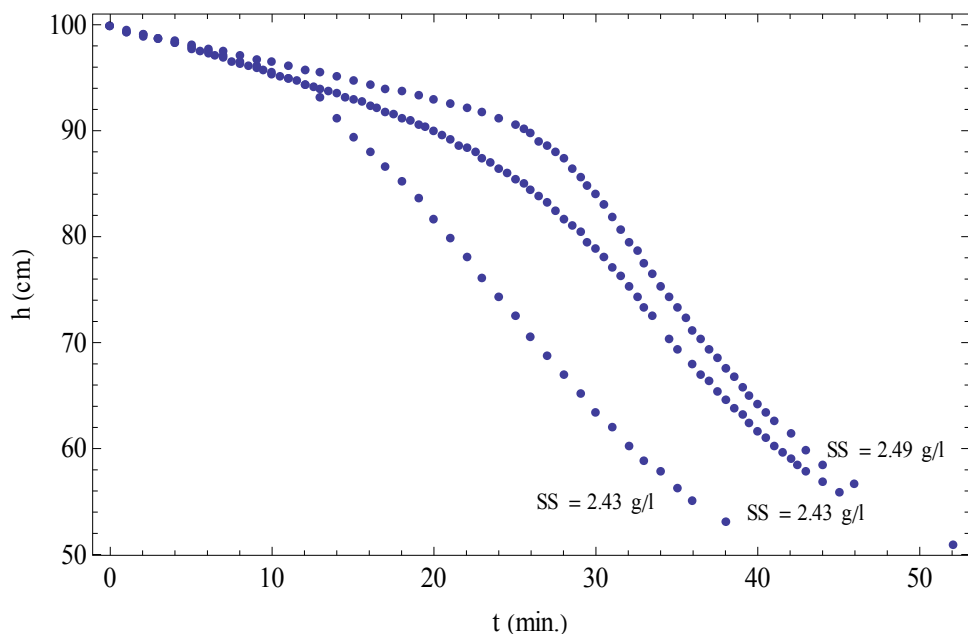


Figura 3.9. Curvas de sedimentación para una misma concentración de SS diluyendo con el mismo sobrenadante y sin agitación previa al ensayo de sedimentación.

7. Chen et al. (1996) proponen realizar una agitación vigorosa de los fangos después del llenado de la columna de sedimentación para eliminar el posible efecto de memoria del fango. En los estudios preliminares se realizaron ensayos de sedimentación agitando los fangos después del llenado de la columna de sedimentación a una velocidad alta de las paletas, y con distintos tiempos de agitación. Se obtuvo como resultado que una agitación rápida del fango durante diez minutos era suficiente para reproducir las curvas de sedimentación para una misma concentración de sólidos (Figura 3.10).

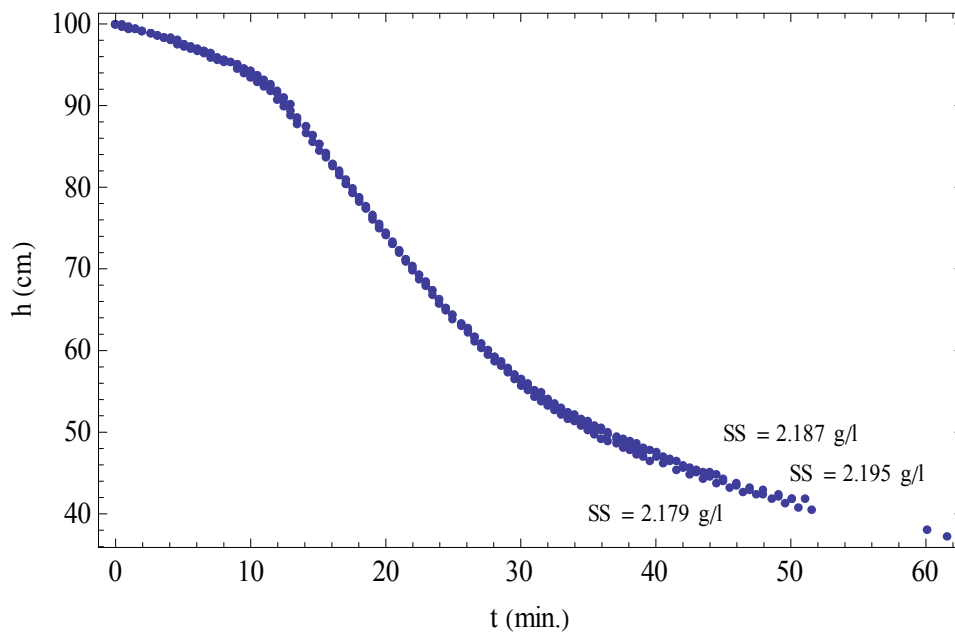


Figura 3.10 Curvas de sedimentación con agitación previa de 10 minutos al ensayo de sedimentación.

8. Las curvas de sedimentación obtenidas para una misma concentración de sólidos suspendidos y distintas concentraciones de sobrenadante (de coagulantes y polielectrolito) presentan características distintas. En la Figura 3.11 se pueden observar las curvas de sedimentación, para una concentración de  $SS = 1.603 \text{ g/l}$ , con un sobrenadante diluido al 30 % (1) y al 58% (2) respecto del sobrenadante original.
9. El efecto de la presencia de las paletas durante el proceso de sedimentación se puede considerar despreciable. Para una misma concentración de SS, se realizaron ensayos de sedimentación con agitación vigorosa inicial de los fangos durante diez minutos, manteniendo las paletas y retirándolas durante el ensayo de sedimentación, obteniéndose en los dos casos los mismos resultados.
10. El método estándar no establece la temperatura a la que se debe realizar el ensayo, pero sí exige que se mantenga el fango que se va a utilizar en los ensayos en suspensión, manteniéndose la temperatura constante. Para evaluar la posible influencia de la temperatura del fango en los ensayos de sedimentación, se mantuvo constante la temperatura ambiente del laboratorio donde se realizaron

los ensayos y se midió la temperatura al inicio y al final de los ensayos. En todos los casos se observó que las diferencias de temperatura no eran significativas.

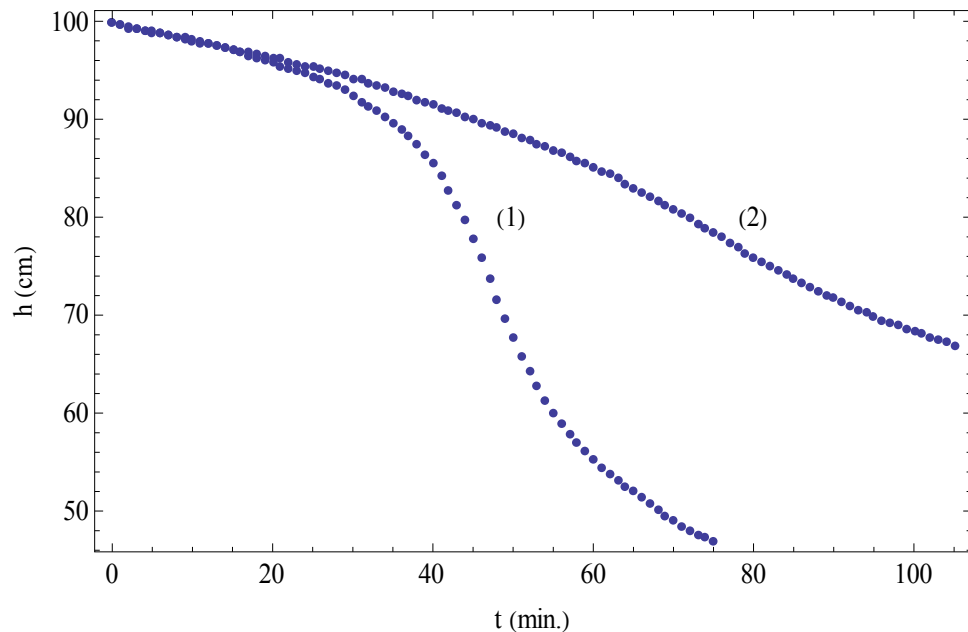


Figura 3.11. Curvas de sedimentación para una misma concentración de SS y diferentes concentraciones de sobrenadante.

Las curvas de sedimentación típicas que se obtienen en un ensayo de sedimentación en discontinuo con fangos activados presentan cuatro fases: fase de inducción, fase de sedimentación zonal, fase de transición y fase de compresión (Apdo. 1.5.2). Los fangos estudiados presentan además de una fase inicial de inducción y unas fases finales de transición y compresión, dos fases de sedimentación zonal y una fase de transición entre las dos fases de sedimentación zonal con aceleración de los fangos. A partir de las observaciones 2, 3 y 4 se puede concluir que la aparición de las dos fases de sedimentación zonal es una característica de los fangos estudiados. Además, como se ha comentado en el apartado 1.6.3, existen antecedentes en la literatura científica (Chen et al. 1996 y Zhao, 2004a) donde se describe este mismo comportamiento de los fangos activados en un ensayo de sedimentación.

La fase de sedimentación zonal inicial no puede considerarse como una etapa típica de inducción originada por la disipación de la turbulencia inicial debido a su larga duración. Ekama

et al. (1997) indican que la fase de inducción suele durar entre 1 y 2 minutos, mientras que en las experiencias realizadas la fase inicial de sedimentación zonal puede llegar a durar más de 2 horas a concentraciones elevadas de sólidos (Figura 3.7).

Debido a que la concentración inicial de los fangos era elevada (observación 1) y a que se pretende estudiar la sedimentabilidad del fango en el régimen de sedimentación zonal, se realizaron ensayos de sedimentación a distintas concentraciones de sólidos suspendidos diluyendo los fangos del tratamiento biológico.

Los ensayos de sedimentación se realizaron determinando la altura de la interfase fango-sobrenadante en función del tiempo (Figura 3.12) para distintas concentraciones de sólidos suspendidos y para una misma concentración del sobrenadante, utilizando los fangos activados de la depuradora de aguas residuales de Ford España.

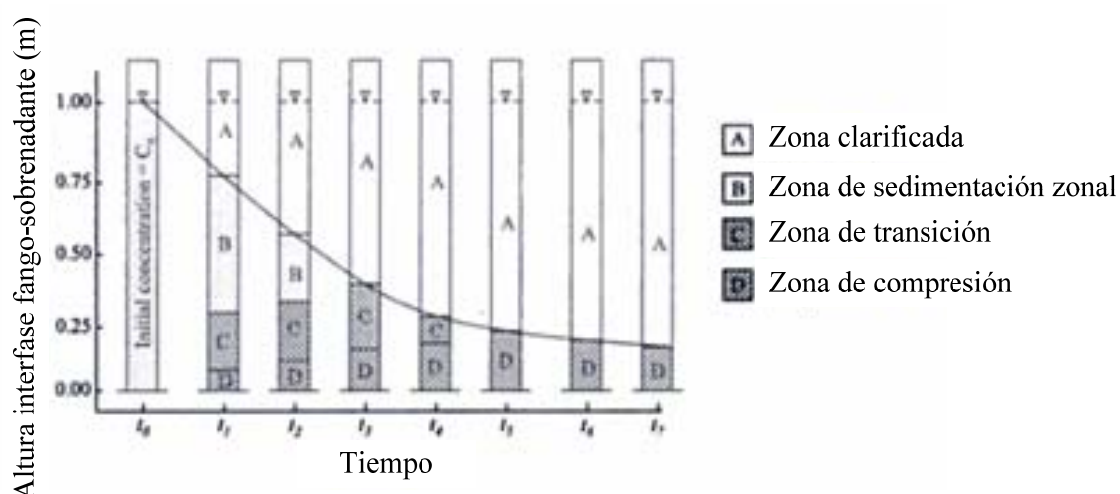


Figura 3.12. Determinación experimental de la curva de sedimentación zonal (Quasim, 1998).

En cada experiencia se determinó la concentración de sólidos suspendidos totales utilizando el método estándar descrito en el “Standard methods for the examination of water and wastewater” (APHA et al., 1998). Los sólidos suspendidos se definen como los sólidos que quedan retenidos en un filtro estándar después de filtrar la muestra y ser eliminada la humedad en una estufa a 105 °C. La concentración de SS se determina experimentalmente



calculando la diferencia entre el peso de la cápsula que contiene el filtro con los sólidos suspendidos y el peso de la cápsula con el filtro original, y dividiendo esta diferencia por el volumen de muestra filtrado. La determinación de los SS se realizó por duplicado para asegurar que la determinación realizada era correcta y para reducir el error experimental.

$$SS = \frac{(A-B) 1000}{V} \text{ (mg/l)} \quad \text{Ec. 3.1}$$

donde:

A: peso de la cápsula + peso del filtro + peso de los SS retenidos en el filtro (mg).

B: peso de la cápsula + peso del filtro (mg).

V: volumen de muestra filtrado (ml).

Para la realización de los ensayos de sedimentación se recogieron las muestras de fango en el canal de oxidación de la EDAR de Ford después de ponerse en marcha los aireadores superficiales para obtener una muestra homogénea del fango. Las muestras de sobrenadante utilizadas para realizar las diluciones del fango se recogieron del efluente de salida del decantador secundario. Posteriormente se trasladaron las muestras de fango y sobrenadante al laboratorio, utilizándose en todos los casos muestras de fango y sobrenadante recogidos el mismo día del ensayo.

Podemos resumir la metodología experimental utilizada del siguiente modo:

1. Los ensayos se realizan en una columna de sedimentación de 1,1 m de profundidad y 12 cm de diámetro.
2. Se prepara la muestra de fangos con la concentración de SS y de sobrenadante deseada.
3. Después de llenar con fango la columna de sedimentación se realiza una agitación vigorosa del fango durante 10 minutos.

4. Finalizada la fase inicial de agitación se inicia el ensayo de sedimentación sin agitar los fangos.
5. En cada ensayo se determina la altura de la interfase fango-sobrenadante en función del tiempo y la concentración de sólidos suspendidos de los fangos.
6. Para cada ensayo se determina la concentración de sólidos suspendidos por duplicado.

Para caracterizar y comparar la sedimentabilidad del fango biológico de la EDAR de Ford con otras depuradoras también se ha determinado el *IVF* y el *IVFD* de los fangos activados. En el apartado 1.5.2.2 se indica el procedimiento experimental para determinar estos índices.

### **3.3 DENSIDAD DE LOS FANGOS ACTIVADOS**

#### **3.3.1 Densidad del fango seco**

El método experimental utilizado para medir la densidad del fango seco ( $\rho_s$ ) del tratamiento biológico de la EDAR de Ford está basado en el uso de un picnómetro (Nopens, 2005a; Figura 3.13) calibrado con un volumen de 50.411 ml.



Figura 3.13. Picnómetro utilizado para la determinación experimental de la densidad del fango seco (Nopens, 2005a).

El procedimiento consiste en la realización de cuatro mediciones gravimétricas: dos de ellas determinan la masa de la muestra, mientras que las otras dos son necesarias para determinar su volumen. Los pasos a seguir para determinar la densidad de fango seco usando picnometría son los siguientes:

1. Se seca una cierta cantidad de fango activado a 105 °C con el fin de obtener aproximadamente 2 g de fango deshidratado (dependiendo de la concentración de biomasa). El espesado del fango antes del secado disminuirá significativamente la duración de este paso.
2. Los sólidos secos se pulverizan haciendo uso de un mortero y se pasan por un tamiz de 2 mm. Siempre deben ser almacenados en un desecador para evitar su rehidratación.
3. Se determina con precisión la masa del picnómetro seco y cerrado. La llamaremos masa seca, vacía ( $m_{d,e}$ ).
4. Se añade la muestra de fango seco al picnómetro seco y se determina de nuevo su masa con precisión. Esta masa se denomina masa seca, llena ( $m_{d,f}$ ).
5. Se llena la tercera parte del picnómetro con agua desionizada (libre de aire) y se deja en reposo un tiempo de 20 minutos con el fin de humedecer completamente los sólidos.
6. Se llena el picnómetro por completo con agua desionizada (hasta la línea de aforo). Después de cerrar el picnómetro, se vuelve a determinar su masa. Esta masa se denomina masa húmeda, sólida llena ( $m_{w,sf}$ ). Además, también se determina la temperatura del agua destilada.
7. Después de limpiar completamente el picnómetro y llenarlo con agua desionizada libre de aire, se determina de nuevo su masa. La masa determinada se denomina masa húmeda, agua llena ( $m_{w,wf}$ ).

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

$$\rho_s = \frac{m_s}{V_s} = \rho \frac{m_{d,f} - m_{d,e}}{(m_{d,f} - m_{d,e}) - (m_{w,sf} - m_{w,wf})} \quad \text{Ec. 3.2}$$

donde  $\rho$  es la densidad del agua (g/ml) a la temperatura medida en el paso 6,  $m_s$  es el volumen de los sólidos secos (g),  $V_s$  es el volumen de los sólidos secos (ml), y  $m_{d,f}$ ,  $m_{d,e}$ ,  $m_{w,sf}$  y  $m_{w,wf}$  son las masas descritas en el procedimiento experimental (g).

Por lo tanto, la masa de los sólidos se determina gravimétricamente, mientras que el volumen se calcula como el volumen de agua desplazada por los sólidos.

### 3.3.2 Densidad de los flóculos

Se han propuesto varios métodos para medir la densidad de los flóculos de los fangos activados basados en el uso de soluciones de Percoll: gradientes de densidad (Dammel y Schroeder, 1991), capas homogéneas (Schuler et al., 2001), soluciones de densidad homogéneas (Schuler y Yang, 2007a) y sedimentación gravitacional (Schuler y Yang, 2007b).

El método de gradientes de densidad requiere de centrifugación a alta velocidad y la calibración de gradientes de densidad no lineales utilizando perlas indicadoras de densidad conocida, lo cual dificulta su aplicación. Además, la cuantificación de la densidad de los flóculos es difícil de obtener debido a que los fangos activados contienen flóculos con un rango de densidades, por lo que las muestras de biomasa se extienden a lo largo del gradiente de densidades. Por otra parte el método de capas homogéneas requiere de un procedimiento cuidadoso en la formación del gradiente de densidad. Este gradiente se forma preparando soluciones de densidad conocida y colocando cada capa sucesivamente en un tubo de ensayo. Para este trabajo se ha buscado un método rápido y fácil de aplicar por lo cual estos dos métodos no se han considerado.

Se han realizado pruebas para comparar el método de soluciones homogéneas con el método de sedimentación gravitacional utilizando fangos activados de la EDAR de Ford y de una EDAR urbana. Con el método de sedimentación gravitacional no se han obtenido buenos resultados, debido a que después de transcurrida 1 hora de sedimentación no se observó la separación de capas de diferente densidad. Finalmente se ha optado por utilizar el método de soluciones de densidad homogéneas.

### **Método de soluciones de densidad homogéneas**

Es un método sencillo y directo que no requiere de un equipo de laboratorio especializado para la medición de las densidades medias de los fangos activados y además permite obtener una cuantificación de distribuciones de densidad.

El método se basa en la centrifugación de los fangos activados en soluciones de densidad homogénea de Percoll. Cuando los fangos activados se mezclan y luego se centrifugan en una solución de densidad homogénea conocida, los flóculos se elevan a la parte superior si su densidad es menor que la densidad de la solución, se depositan en el fondo si su densidad es mayor que la densidad de la solución, o se mantienen uniformemente distribuidos en la solución si su densidad es la misma que la densidad de la solución.

El fango activado es una mezcla heterogénea de flóculos que se distribuyen dentro de un rango de densidades. La centrifugación de la biomasa en soluciones de densidad constante separa la biomasa en fracciones con densidades más altas y más bajas que la solución de Percoll diluida.

En la Figura 3.14 se muestra un ejemplo donde una muestra de fango ha sido centrifugada en cinco soluciones con diferentes densidades ( $\rho_1 < \rho_2 < \rho_3 < \rho_4 < \rho_5$ ). Las fracciones de la biomasa de esta figura se muestran como porcentajes. En este ejemplo, el 0% de los flóculos tienen una densidad menor que  $\rho_1$  y el 20% tiene una densidad entre  $\rho_1$  y  $\rho_2$ .

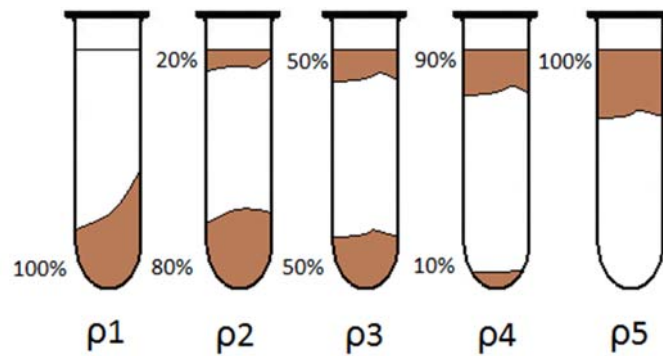


Figura 3.14. Ejemplo de medición de la densidad de los flóculos mediante el método de soluciones homogéneas.

Para la determinación de la densidad de los flóculos se ha utilizado una centrífuga (Nahita modelo 2652), tubos graduados para la centrifuga de 15 ml, Percoll ( $\rho_p=1.13$  g/ml), y micropipetas para la preparación de las muestras (Figura 3.15).



Figura 3.15. Material de laboratorio utilizado para la medición de la densidad de los flóculos.

El procedimiento experimental utilizado para medir la densidad de los flóculos ha sido el siguiente:

1. Se preparan una serie de tubos graduados para centrifuga de 15 ml con un rango de densidades a partir de la mezcla de volúmenes de Percoll, fango activado y efluente del decantador secundario. La densidad de cada solución se calcula como:

$$\rho_L = \frac{(V_{AS} + V_{ef})\rho_W + V_{PC}\rho_{PC}}{V_{AS} + V_{ef} + V_{PC}} \quad \text{Ec. 3.3}$$

donde:

$\rho_L$ : densidad de la solución (g/ml).

$\rho_W$ : densidad del agua (g/ml), para el fango activado se considera la densidad igual a la del agua.

$\rho_{PC}$ : densidad del Percoll (1.13 g/ml).

$V_{AS}$ : volumen de la muestra de fango activado (ml).

$V_{ef}$ : volumen de efluente del decantador secundario (ml).

$V_{PC}$ : volumen de Percoll (ml).

Las densidades de las soluciones deben seleccionarse para abarcar el rango de densidades de los flóculos, a partir de un valor aproximado de la densidad media de los flóculos, o pueden ser seleccionadas para cubrir un amplio rango de densidades con grandes incrementos (por ejemplo, 1.02 a 1.06 g/ml) para determinar inicialmente una densidad aproximada de la muestra, y luego aplicar soluciones con una escala más refinada. En la Tabla 3.2 se muestra un ejemplo de la preparación de las muestras.

Dens. Solución (g/ml)	Percoll (ml)	Sobrenadante (ml)	Fango Activado (ml)	Volumen total (ml)
1.0300	0.923	2.077	1	4
1.0325	1.000	2.000	1	4
1.0350	1.077	1.923	1	4
1.0375	1.154	1.846	1	4
1.0400	1.231	1.769	1	4

Tabla 3.2. Ejemplo de composición de soluciones utilizadas para medir la densidad de los flóculos mediante el método de soluciones homogéneas.

2. Las muestras se centrifugan a 1.500 rpm, durante un minuto y a 20 °C.

Este método es ventajoso con respecto al de velocidades más altas, ya que evita la formación de una masa compacta en la parte inferior del tubo, y en su lugar produce una capa más difusa que es fácilmente comparable con la capa de biomasa difusa en la parte superior de cada tubo.

3. Se determina visualmente la fracción de fango en la parte superior e inferior del tubo de ensayo en cada una de las muestras preparadas.

Schuler y Yang (2007b) han demostrado que el error cometido usando este método es despreciable respecto de otros métodos más sofisticados que determinan la fracción de fango realizando medidas de la absorbancia a 600 nm.

4. Se construye el histograma de distribución de la densidad de los flóculos y se determina la densidad media.

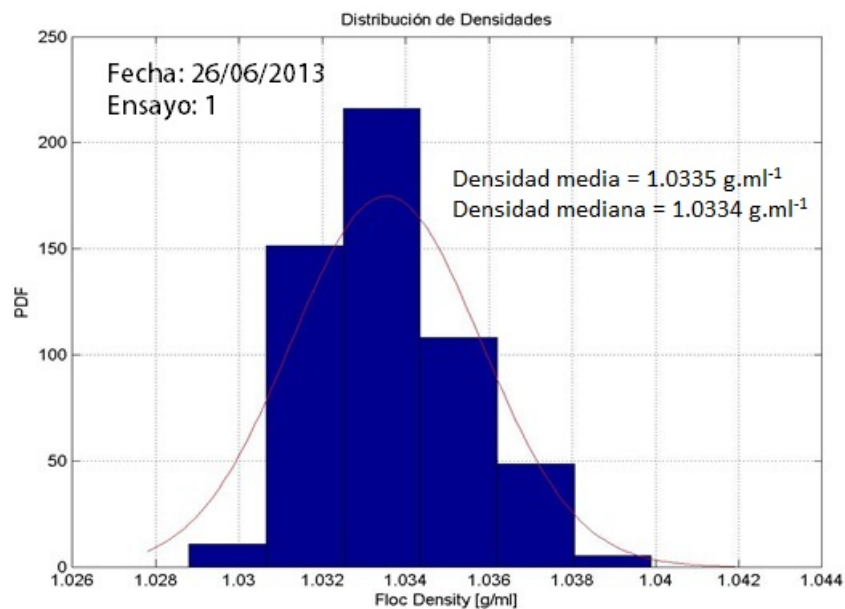


Figura 3.16. Ejemplo de histograma de distribución de densidades de los flóculos y su ajuste a una distribución normal.



La densidad de cada fracción se calcula como el punto medio entre los límites superior e inferior de cada intervalo de densidad  $((\rho_i + \rho_{i+1})/2)$ . El uso de diluciones de Percoll con menores densidades diferenciales aumenta la resolución de la distribución de la densidad. En la Figura 3.16 se muestra un ejemplo de un histograma construido en la determinación de la densidad de los flóculos.

A partir del histograma se puede obtener la densidad media, su desviación típica, la mediana de la densidad y ajustar el histograma a una distribución normal. Para la obtención de la densidad media a partir del histograma se utiliza la siguiente ecuación

$$\rho_{fm} = \sum_{i=1}^n \rho_i F_i \quad \text{Ec. 3.4}$$

donde:

$\rho_{fm}$ : densidad media de los flóculos (g/ml).

$\rho_i$ : punto medio para cada intervalo de densidad considerado (g/ml).

$F_i$ : fracción de flóculos que se encuentran en la parte superior o inferior del tubo de ensayo en cada intervalo de densidad.

$n$ : número de intervalos utilizados para la obtención del histograma.

También se puede determinar experimentalmente la densidad mediana para lo cual solamente son necesarias dos mediciones que encierren el valor del 50%, sin tener que obtener todo el histograma. La densidad mediana se obtiene por interpolación.

### **3.4 MORFOLOGÍA Y TAMAÑO DE LOS FLÓCULOS**

En este apartado se describe la metodología utilizada para caracterizar la morfología y el tamaño de los flóculos del fango biológico de la EDAR de Ford. Se han utilizado técnicas de análisis de imagen para determinar la distribución del tamaño de los flóculos (diámetro

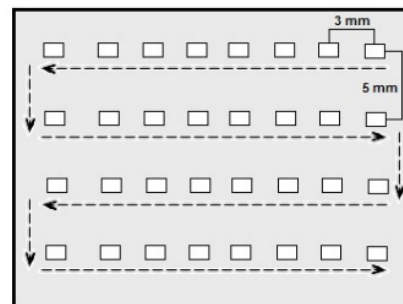
equivalente, perímetro, radio de giro, etc.), dimensiones fractales y parámetros morfológicos (factor de forma, redondez, relación de aspecto, RGR, etc.).

### 3.4.1 Adquisición de las imágenes de los flóculos

La adquisición de las imágenes se ha realizado mediante microscopia de campo claro utilizando un microscopio óptico (Hund Wetzlar H500) y una cámara digital (Visicam) con una resolución de 10 megapíxeles (Figura 3.17a). La cámara digital se conecta a un ordenador a través de un puerto USB, de modo que las imágenes capturadas por la cámara se procesan en formato digital con el software proporcionado por la cámara (Visicam Image Analyser7) y se guardan en el ordenador en formato JPEG.



(a)



(b)

Figura 3.17. Adquisición de las imágenes de los flóculos. (a) Microscopio y cámara digital utilizados para la adquisición de las imágenes. (b) Metodología para la adquisición de las imágenes con el microscopio.

Para cada ensayo se tomaron un mínimo de 121 imágenes con el objetivo de tener una población de flóculos lo suficientemente grande para poder realizar posteriormente el análisis estadístico. Para cada muestra depositada en el portaobjetos se realizaron 40 fotografías (Figura 3.17b), más una imagen de fondo que se utiliza para realizar las correcciones de iluminación en el tratamiento de las imágenes. Se utilizó una escala micrométrica para obtener la relación  $\text{pixel}/\mu\text{m}$  y poder de este modo calcular las dimensiones de los flóculos (área, perímetro, diámetro,...).

### 3.4.2 Análisis y procesamiento de las imágenes

El análisis y procesamiento de las imágenes se realiza con un programa desarrollado con Matlab (versión 2012b). A continuación se describen los pasos que realiza el programa (Figura 3.18).

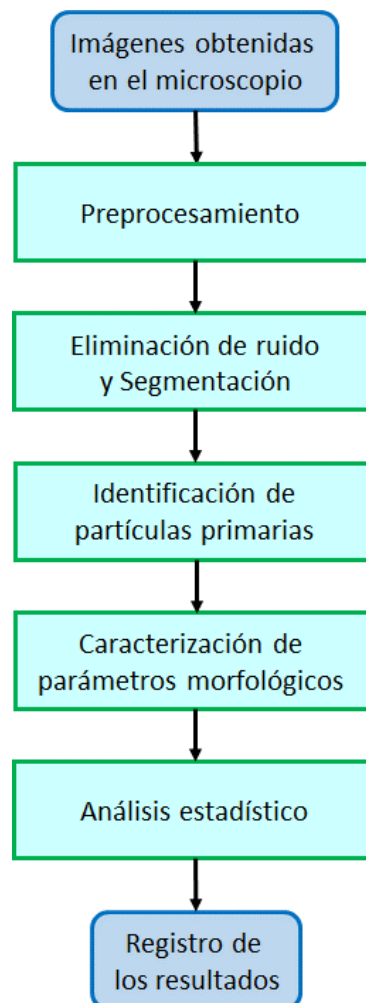


Figura 3.18. Pasos del análisis y procesamiento de las imágenes obtenidas con el microscopio.

#### ***Preprocesamiento***

En el preprocesamiento se realizan un conjunto de operaciones a la imagen original para que la imagen llegue en las mejores condiciones posibles a la etapa de segmentación:

- Corrección de fondo: se realiza para minimizar en la imagen las diferencias de luz sustrayendo a la imagen original la imagen de fondo. Posteriormente la imagen resultante se convierte a escala de grises.
- Ajuste de intensidad: con el fin de reducir el brillo general de la imagen y aumentar el contraste en las zonas más brillantes. Esta operación comprime los valores más bajos de la escala de grises y expande los valores más altos de la misma.
- Determinación del nivel óptimo de threshold: con el fin de eliminar ruido y llevar a cabo de manera eficiente el proceso de segmentación. En una imagen a escala de grises el threshold es el valor de intensidad de grises que separa píxeles de fondo de imagen de píxeles constituyentes de objetos.

### ***Eliminación de ruido y segmentación***

Los métodos clásicos de suavizado y de eliminación de ruido no han dado buenos resultados debido a la gran cantidad de ruido que contienen las imágenes obtenidas en el laboratorio y a la necesidad de procesar muchas imágenes simultáneamente detectando los objetos de interés con gran precisión.

Las imágenes generadas por los equipos electrónicos muestran una banda de alta frecuencia de intensidades en la región del histograma más próxima al nivel de intensidad de fondo. Esta banda surge de las variaciones de luz y las interferencias introducidas por el microscopio en el fondo de imagen (objetos oscuros sobre fondo iluminado) e interfiere en la determinación del threshold óptimo para la segmentación de la imagen. Hay que tener en cuenta que una vez seleccionado un valor de threshold aquellos píxeles con intensidad de gris asociada menor que dicho valor formarán parte del fondo de imagen (se les asignará un valor de 0). El resto de píxeles formarán parte de algún objeto de la imagen (se les asignará un valor de 1). Este proceso recibe el nombre de segmentación. Para verificar la validez de los resultados obtenidos se puede superponer una imagen con los contornos de la segmentación obtenida a la imagen inicial.

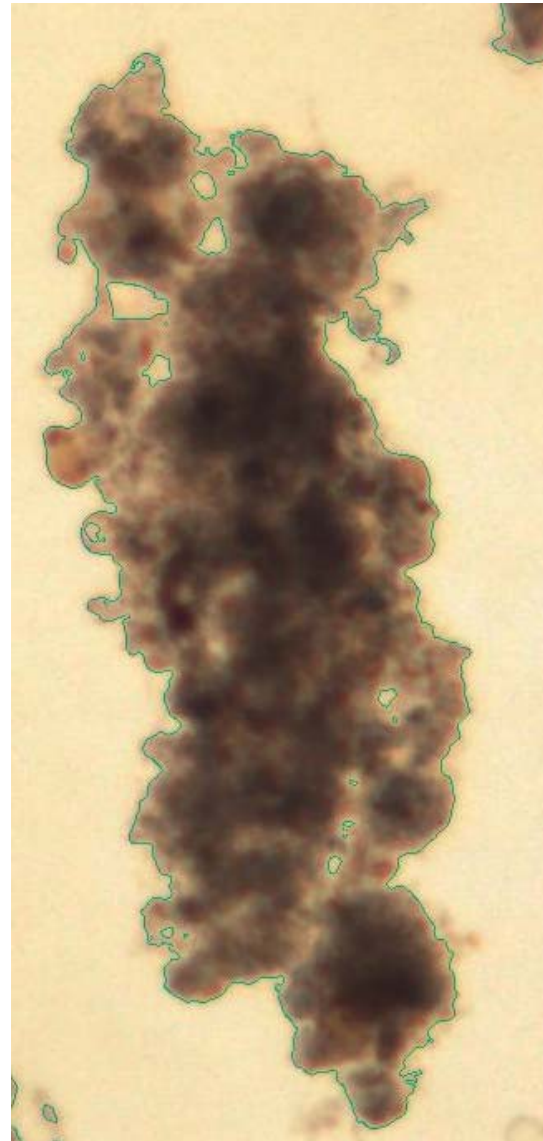
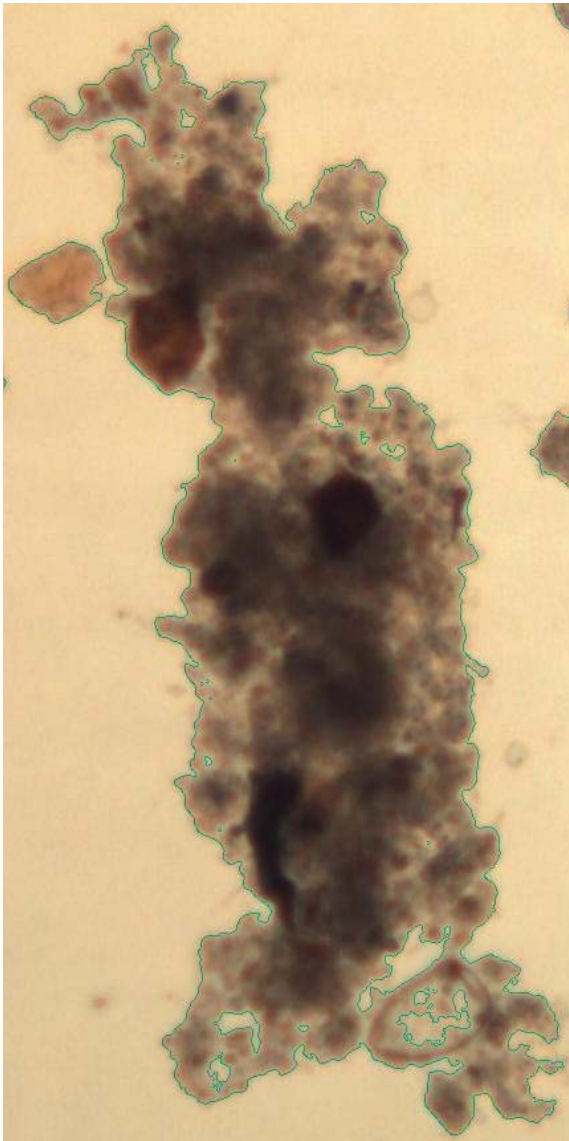


Figura 3.19. Comprobación del correcto funcionamiento del algoritmo de segmentación.

Mediante el proceso de segmentación se detectan los bordes externos e internos (poros) de los flóculos y se identifican los flóculos de cada imagen como objetos independientes del fondo. En la Figura 3.19 se muestra un ejemplo del resultado del proceso de segmentación realizado sobre una imagen.

Para que el estudio estadístico posterior de la morfología y del tamaño de los flóculos sea correcto se eliminan aquellos flóculos que han sido cortados por los bordes de la imagen.

### ***Identificación de las partículas primarias y de los objetos anómalos***

Se pueden eliminar los objetos con área menor a un valor preestablecido por el usuario. La determinación del valor óptimo del área de los objetos a eliminar requiere de un análisis preliminar para poder distinguir las partículas primarias de los flóculos.

El análisis morfológico de los objetos identificados en las imágenes permite separar la población de los flóculos de la población de partículas primarias y de otros microorganismos que no forman parte de los flóculos.

### ***Caracterización de los parámetros morfológicos***

Después de la etapa de procesamiento de las imágenes se determinan para cada uno de los flóculos identificados los siguientes parámetros morfológicos:

- Medidas de tamaño
  - *Área* ( $\mu\text{m}^2$ ): se calcula como la superficie proyectada y se obtiene a partir del número de píxeles que pertenecen al flóculo.
  - *Diámetro equivalente*  $d_{eq}$  ( $\mu\text{m}$ ): se calcula como el diámetro de un círculo con la misma área proyectada que el flóculo (Tabla 1.5).

- *Perímetro  $P$*  ( $\mu\text{m}$ ): se obtiene calculando la distancia entre cada par de píxeles adyacentes alrededor del borde del flóculo.
  - *Radio de giro  $r_G$*  ( $\mu\text{m}$ ): se calcula mediante la Ec. 1.1. para calcular posteriormente el radio de giro reducido de los flóculos (RGR).
  - *Longitud  $L$*  ( $\mu\text{m}$ ): tamaño del eje mayor de la elipse con el mismo segundo momento central normalizado (Ec. 1.9) que el flóculo.
  - *Ancho  $W$*  ( $\mu\text{m}$ ): tamaño del eje menor de la elipse con el mismo segundo momento central normalizado que el flóculo.
- Indicadores de forma: el programa calcula el factor de forma, la redondez, la relación de aspecto y el radio de giro reducido de los flóculos (Ec. 1.5 a Ec. 1.10)
- Dimensiones fractales: se calculan las dimensiones fractales que relacionan el área, el perímetro y el tamaño de los flóculos (Ec. 1.12 y Ec. 1.13).
- Porosidades geométricas
- *Porosidad interna  $PI$*  (%): relación entre el área hueca del flóculo y el área total ocupada por el flóculo.
  - *Porosidad externa  $PE$*  (%): relación entre el área total ocupada por los flóculos y el área total de la imagen.

### **Análisis estadístico**

El programa realiza un análisis estadístico de los tamaños y parámetros morfológicos calculados para la muestra de flóculos estudiada. La Tabla 3.3 nos muestra la estadística descriptiva obtenida por el programa para cada parámetro estudiado, además nos indica datos importantes como el número de imágenes procesadas y el número de flóculos detectados y analizados.

Imágenes Procesadas:	126
Número de Fóculos Analizados:	18678
Número de Fóculos Totales (sin eliminar bordes):	20766
Número de Fóculos tras filtrar debris:	12819

**ESTADISTICA DESCRIPTIVA**

	Área [ $\mu\text{m}^2$ ]	$D_{eq}$ [ $\mu\text{m}$ ]	P [ $\mu\text{m}$ ]	R [ ]	FF [ ]	AR [ ]	RGR [ ]	PI [%]	PE [%]	L [ $\mu\text{m}$ ]	W [ $\mu\text{m}$ ]
<b>MEDIA</b>	5.22E+03	49.58	379.11	0.51	0.46	2.07	0.86	0.71	88.40	78.42	43.20
<b>MEDIANA</b>	5.13E+02	25.56	117.13	0.50	0.45	1.86	0.82	0.00	88.78	36.71	20.98
<b>MODA</b>	7.95E+01	10.06	46.40	0.27	0.74	1.14	0.71	0.00	73.09	12.25	10.51
<b>MINIMO</b>	7.89E+01	10.02	31.18	0.04	0.02	1.00	0.71	0.00	73.09	10.63	4.93
<b>MAXIMO</b>	5.91E+05	867.70	17284.08	0.98	1.04	10.61	2.58	57.84	96.81	1911.58	934.94
<b>IQR</b>	2.13E+03	39.21	242.25	0.27	0.36	0.94	0.16	0.41	5.14	61.27	33.96
<b>RANGO</b>	5.91E+05	857.68	17252.90	0.94	1.02	9.61	1.87	57.84	23.72	1900.95	930.00
<b>STD</b>	1.94E+04	64.68	848.82	0.18	0.23	0.84	0.13	1.98	4.40	115.44	61.54
<b>VARIANZA</b>	3.75E+08	4183.21	720503.70	0.03	0.05	0.71	0.02	3.90	19.39	13325.49	3787.18
<b>SIMETRIA</b>	1.74E+02	22.22	83.68	2.30	2.16	10.65	12.15	99.06	3.64	32.25	30.76
<b>CURTOSIS</b>	1.05E+01	3.65	7.13	0.17	0.18	2.02	1.96	6.81	-0.63	4.31	4.28

Tabla 3.3. Ejemplo de los datos obtenidos en el análisis estadístico de los flóculos.

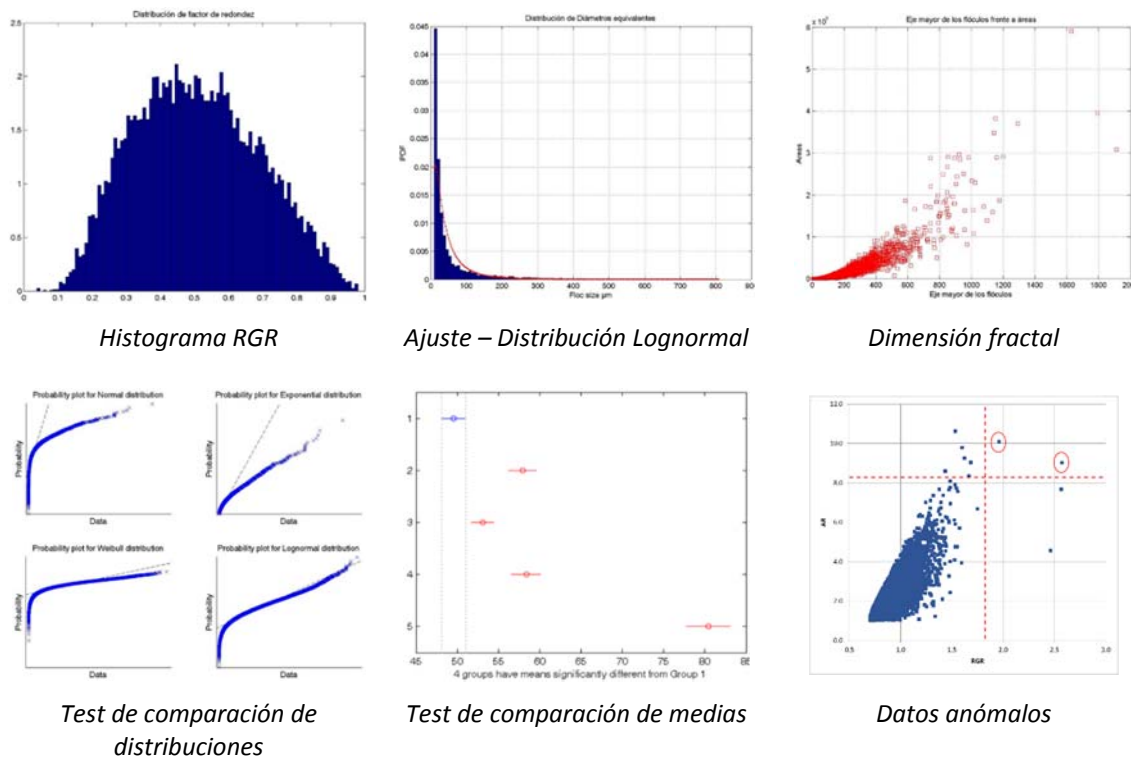


Figura 3.20. Ejemplo de los gráficos obtenidos en el análisis estadístico de los flóculos.



Además el programa genera varios gráficos para estudiar la morfología y el tamaño de los flóculos (Figura 3.20):

- Para cada ensayo y cada parámetro morfológico y de tamaño de los flóculos el programa genera un gráfico con su histograma y otro gráfico con el test de distribución en papel probabilístico de los datos para las distribuciones normal, lognormal, exponencial y Weibull. Este test permite determinar la distribución más adecuada para describir el parámetro estudiado.
- Gráficos utilizados para el cálculo de las dimensiones fractales
- El programa permite analizar diferentes ensayos para realizar un test ANOVA o KRUSTAL-WALLIS de comparación de medias de las poblaciones.

### ***Registro de los resultados***

Finalmente se crea una carpeta de trabajo donde se guardan todos los resultados numéricos obtenidos y los gráficos generados por el programa.



**CARACTERIZACIÓN DEL FANGO Y MODELIZACIÓN DE LA  
VELOCIDAD DE SEDIMENTACIÓN ZONAL INICIAL Y FINAL**

---

*“Un viaje de mil millas comienza con el primer paso”*

*Lao-Tse*



## 4 CARACTERIZACIÓN DEL FANGO Y MODELIZACIÓN DE LA VELOCIDAD DE SEDIMENTACIÓN ZONAL INICIAL Y FINAL

En este capítulo se van a describir los resultados experimentales obtenidos con el objetivo de determinar las densidades, morfología y sedimentabilidad de los fangos activados de una EDAR industrial (Ford España). También se va a modelizar la velocidad de sedimentación zonal de los fangos en las dos etapas donde la velocidad de sedimentación es constante en función de la concentración de los SS.

### 4.1 CARACTERIZACIÓN DEL FANGO

#### 4.1.1 Densidad del fango

Denominamos  $\rho_{fp}$  a la densidad de los flóculos primarios obtenidos durante el proceso de agitación rápida inicial que se realiza en los ensayos de sedimentación. Posteriormente se estimará a partir de los ensayos de sedimentación realizados, cómo cambia la densidad de los flóculos al finalizar el proceso de agitación inicial y durante el proceso de sedimentación.

Se ha utilizado la metodología descrita en el apartado 3.3 para determinar la densidad del fango seco ( $\rho_s$ ) y la densidad de los flóculos primarios ( $\rho_{fp}$ ) de los fangos activados (Tabla 4.1).

$\rho_s$ (g/ml)	$\epsilon_{ps}$ (g/ml)	$\rho_{fp}$ media (g/ml)	$\epsilon_{pfp}$ media (g/ml)	$\rho_{fp}$ mediana (g/ml)	$\epsilon_{pfp}$ mediana (g/ml)
1.71	0.04	1.046	0.004	1.046	0.004

Tabla 4.1. Densidad del fango seco ( $\rho_s$ ) y densidad de los flóculos ( $\rho_{fp}$ ) de los fangos.

La media y la mediana de  $\rho_{fp}$  se han calculado a partir del histograma de densidades de los flóculos (Figura 4.1). Se han obtenido los mismos resultados a partir del ajuste de los datos experimentales de la densidad de los flóculos a una distribución normal.

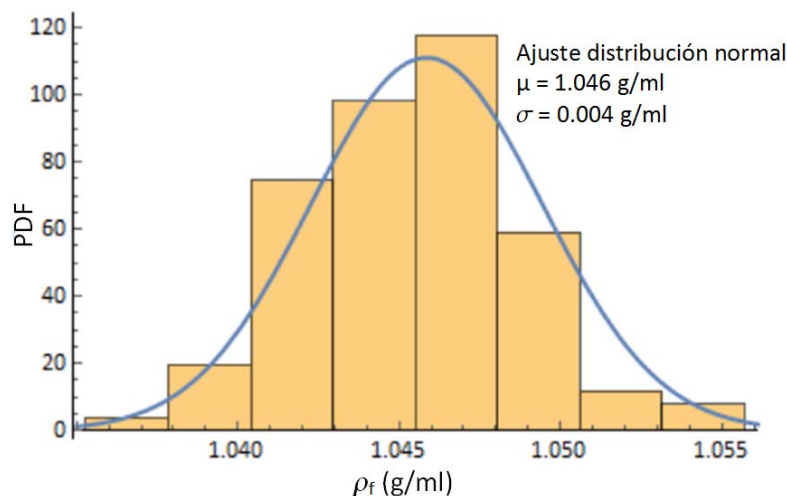


Figura 4.1. Histograma de densidades de los flóculos y ajuste a una distribución normal.

El valor de la densidad del fango seco es superior a los valores típicos descritos en la bibliografía para depuradoras de aguas residuales urbanas, aunque Nopens (2005a) obtuvo una densidad de 1.78 g/ml en la EDAR de Halen y densidades del orden de 1.6 g/ml en otras depuradoras. Del mismo modo, la densidad obtenida para los flóculos es superior a los valores típicos descritos en la bibliografía, aunque se han medido densidades superiores en depuradoras de aguas residuales con eliminación biológica de fósforo (Schuler et al., 2007b).

Hay que tener en cuenta que la depuradora de Ford dispone de un tratamiento de coagulación-floculación, previo al tratamiento biológico, donde se realizan procesos de precipitación química de fósforo, fluoruros y metales pesados. La mayor densidad del fango seco y de los flóculos se puede explicar por la adsorción por parte de los flóculos del proceso de fangos activados de los precipitados, partículas coloidales inertes, restos de coagulante y polímeros que escapan del proceso físico-químico.

#### 4.1.2 Tamaño y morfología de los flóculos

Para caracterizar el tamaño y la morfología de los flóculos, se han tomado muestras de los fangos durante el proceso de agitación rápida inicial en la columna de sedimentación y se ha

aplicado la metodología descrita en el apartado 3.4 para la adquisición y procesamiento de las imágenes de los flóculos.

En la Figura 4.2 se muestra el histograma del diámetro equivalente de los flóculos calculado como el diámetro de un círculo con la misma área proyectada de los flóculos. Se puede observar que no existe una distribución bimodal con una distribución para las partículas primarias y otra distinta para los flóculos. El máximo del histograma corresponde a diámetros equivalentes muy pequeños, del orden de 4  $\mu\text{m}$ , lo cual es debido a la gran cantidad de partículas primarias que se encuentran mezcladas junto con los flóculos.

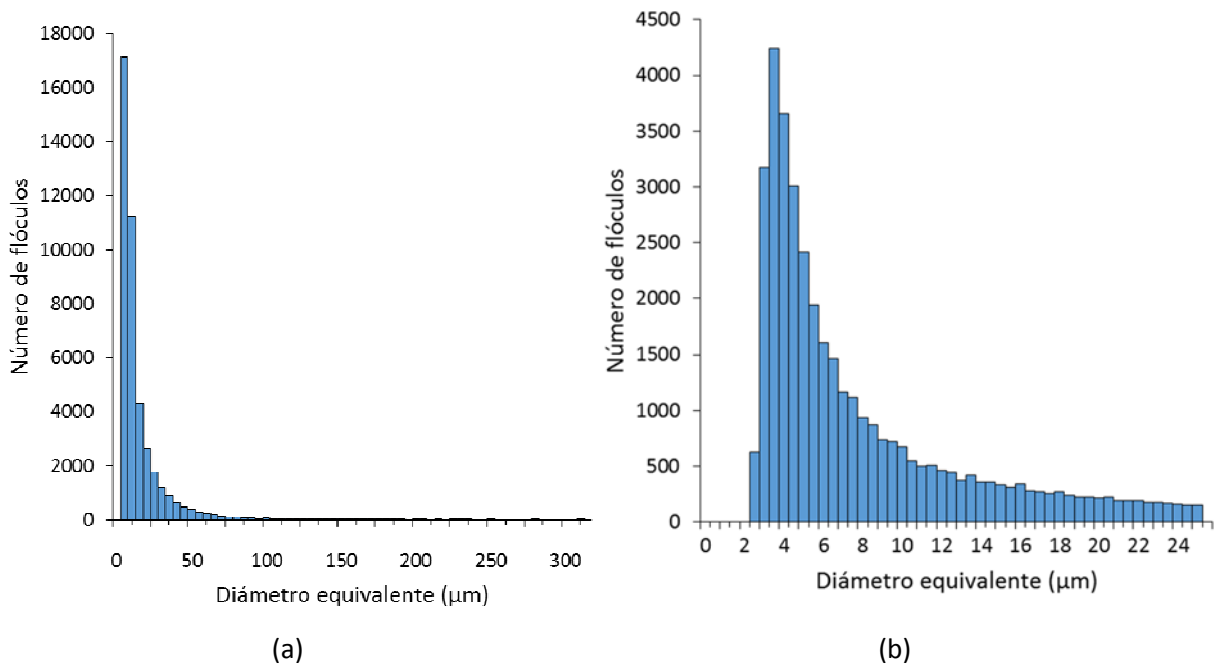


Figura 4.2. Histograma del diámetro equivalente de los flóculos sin eliminar las partículas primarias. (a) Distribución de todos los flóculos (b) Distribución de los flóculos con  $d_{eq} < 25 \mu\text{m}$ .

Mesquita et al. (2010) consideran al realizar el análisis de imágenes de fangos activados que los objetos con un diámetro equivalente menor de 3.5  $\mu\text{m}$  corresponden a partículas primarias o a residuos de agregados. Para comprobar si este criterio también es aplicable a los fangos de la depuradora de Ford se ha estudiado la morfología de los flóculos.

En la Figura 4.3 se muestra la redondez (Ec. 1.6) para los objetos de diámetro equivalente menor de 10  $\mu\text{m}$ . Se puede observar que los objetos de menor tamaño tienen una redondez cercana a 1 y que al aumentar el tamaño de estos objetos el valor mínimo de la redondez disminuye rápidamente hasta estabilizarse alrededor de los 3.5 - 4  $\mu\text{m}$ . La misma tendencia se observa si se analiza el factor de forma. Teniendo en cuenta que cabe esperar que las partículas primarias tengan una forma más regular y redondeada, y siguiendo las recomendaciones realizadas en la bibliografía, consideramos como partículas primarias a todos los objetos identificados en el análisis de las imágenes con un diámetro equivalente menor de 3.5  $\mu\text{m}$ .

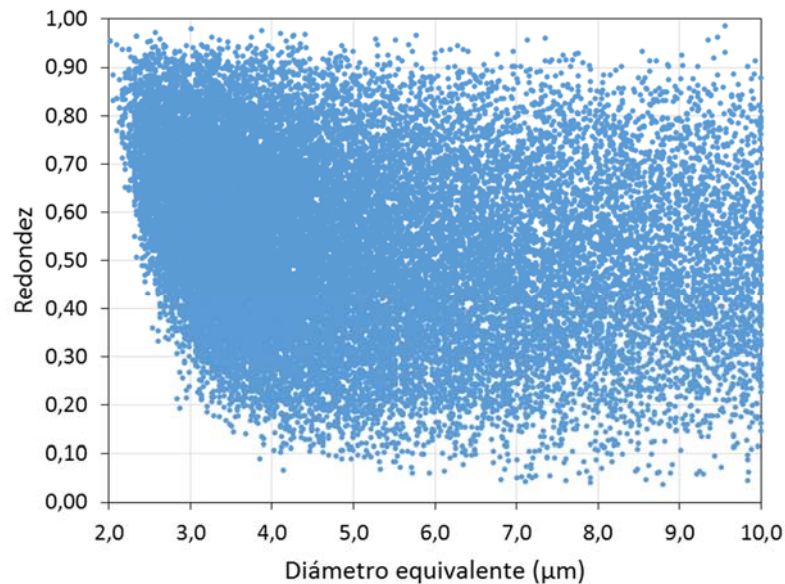


Figura 4.3. Redondez en función del diámetro equivalente.

En la Tabla 4.2 se muestran los resultados obtenidos para el tamaño y la morfología de los flóculos eliminando las partículas primarias. Como medida del tamaño de los flóculos, además del diámetro equivalente, se ha calculado también la longitud del flóculo como la longitud del semieje mayor de la elipse de menor tamaño que contiene al flóculo.

Los flóculos tienen un valor medio del diámetro equivalente ( $d_{eq}$ ) de 14.7  $\mu\text{m}$ , una mediana de 7.9  $\mu\text{m}$  y una desviación típica muy alta debido a que la cola del histograma es muy grande ( $3.5 \mu\text{m} < d_{eq} < 307 \mu\text{m}$ , Figura 4.2a).



	$d_{eq}$ ( $\mu\text{m}$ )	Longitud ( $\mu\text{m}$ )	Redondez
<b>Media</b>	14.7	24.2	0.48
<b>Mediana</b>	7.9	11.9	0.47
<b>Desviación típica</b>	18.1	35.4	0.18
<b>Mínimo</b>	3.5	3.7	0.03
<b>Máximo</b>	307	670	0.99

Tabla 4.2. Tamaño y redondez de los flóculos de la EDAR de Ford.

Según la clasificación del tamaño de los flóculos realizada por Eikelboom (2000), el 84.8 % de los flóculos son pequeños ( $d_{eq} < 25 \mu\text{m}$ ), el 15,1 % medianos ( $25 \mu\text{m} < d_{eq} < 250 \mu\text{m}$ ) y el 0.1 % grandes ( $d_{eq} > 250 \mu\text{m}$ ).

Para aquellos datos experimentales que siguen una distribución normal se ha calculado su valor medio y se ha estimado su error como la desviación típica (Apdo. 8.1). Esto supone que se estima el error a partir del intervalo de confianza del 68%. Los datos experimentales del diámetro equivalente de los flóculos no se distribuyen de forma normal, pero se ajustan bien a una distribución lognormal. Como la distribución lognormal no es una distribución simétrica, se ha utilizado la mediana del diámetro equivalente como medida del tamaño de los flóculos ( $d_{fp}$ ) y el intervalo de confianza del 68% alrededor de la mediana como la medida de su error. Los resultados obtenidos del ajuste de los datos experimentales del diámetro equivalente a una distribución lognormal se muestran en la Tabla 4.3.

$d_{fp}$ ( $\mu\text{m}$ )	$\epsilon_{d_{fp}}$ ( $\mu\text{m}$ )
9.7	4.2 – 22.2

Tabla 4.3. Mediana e intervalo de error del diámetro equivalente de los flóculos primarios de la EDAR de Ford, obtenidos a partir de la distribución lognormal del diámetro equivalente de los flóculos.

Los flóculos tienen una redondez media de 0.48, pero la variabilidad de la redondez de los flóculos es muy grande ( $0.03 < \text{redondez} < 0.99$ ).

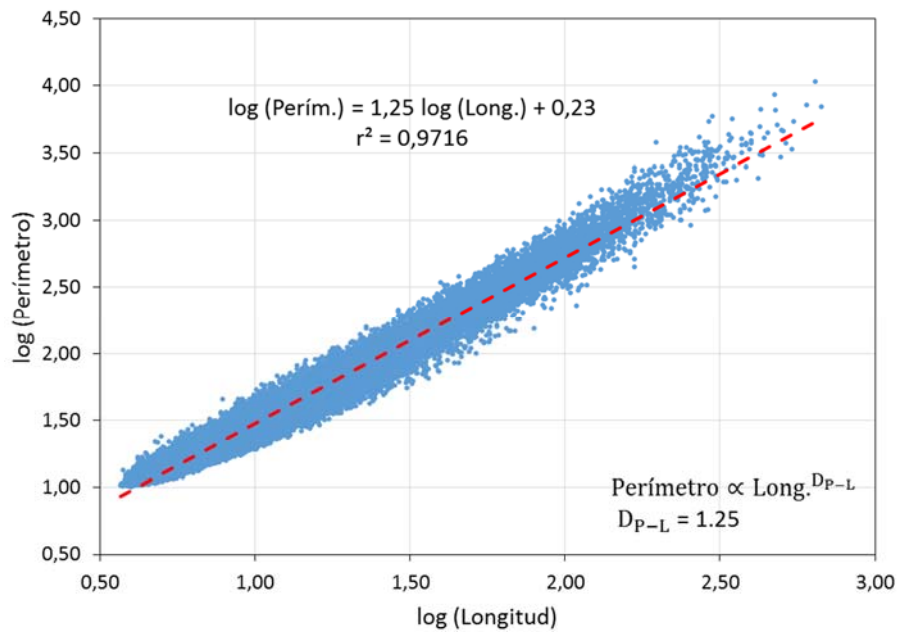


Figura 4.4. Cálculo de la dimensión fractal perímetro-longitud ( $D_{p-L}$ : dimensión fractal perímetro-longitud).

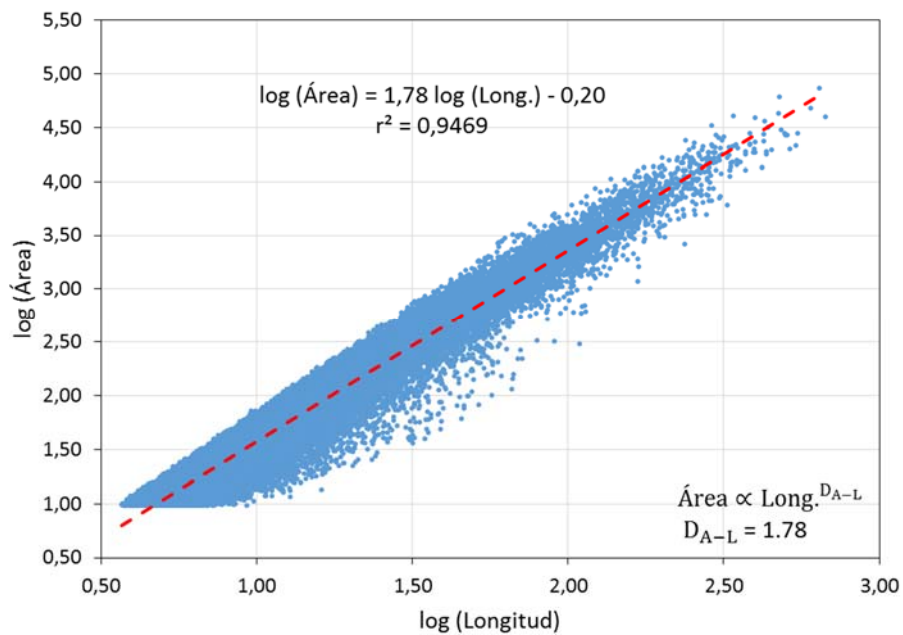


Figura 4.5. Cálculo de la dimensión fractal área-longitud ( $D_{A-L}$ : dimensión fractal área-longitud).

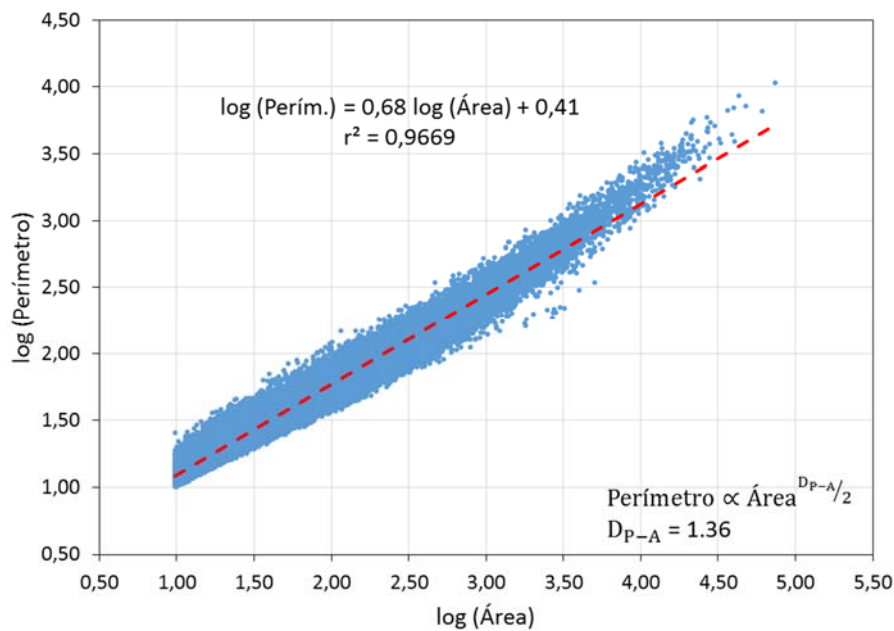
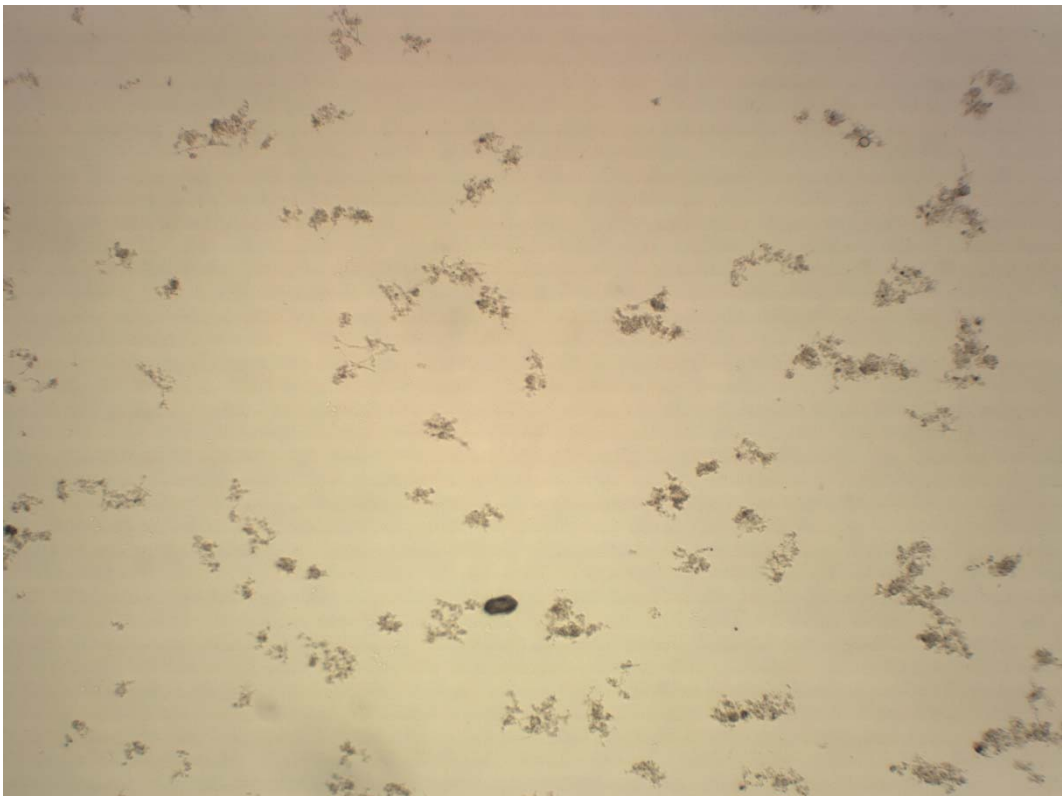


Figura 4.6. Cálculo de la dimensión fractal área-perímetro ( $D_{P-A}$ : dimensión fractal área-perímetro).

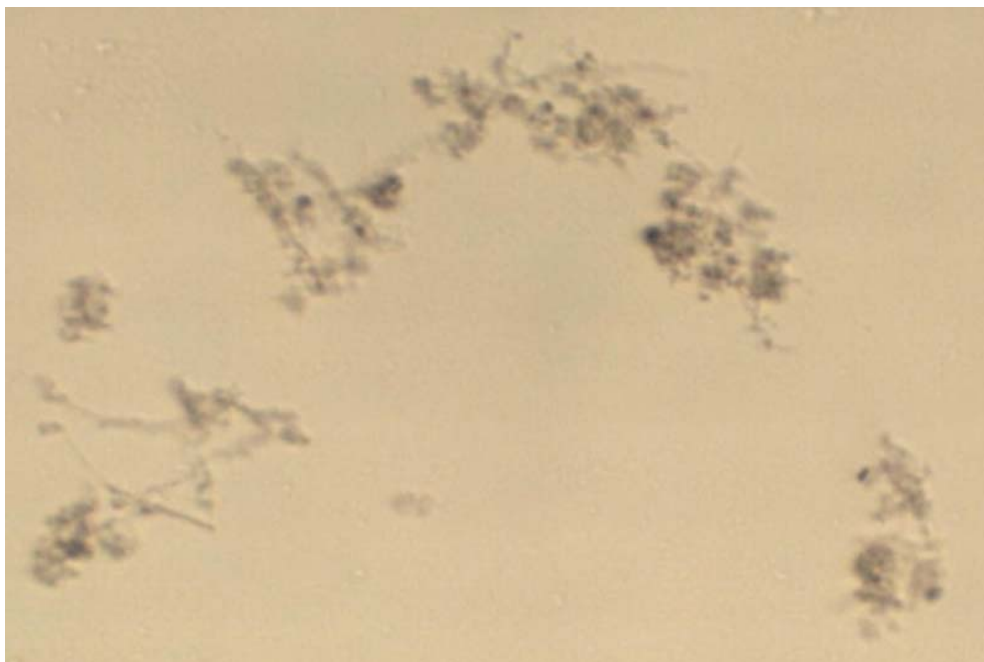
En la Figura 4.4, Figura 4.5 y Figura 4.6 se muestra el cálculo de las dimensiones fractales que relacionan el área, perímetro y longitud de los flóculos (Ec. 1.12 y Ec. 1.13). Como era de esperar los flóculos de los fangos tienen estructura fractal. Los resultados obtenidos para las dimensiones fractales han sido las siguientes:  $D_{P-L} = 1.25 > 1$ ,  $D_{A-L} = 1.78 < 2$  y  $D_{P-A} = 1.36 > 1$ .

En la Figura 4.7a se muestra una de las imágenes obtenidas para analizar el tamaño y la morfología de los flóculos. En la imagen se observa una gran cantidad de flóculos de pequeño tamaño junto con flóculos más grandes. Los flóculos más pequeños tienen una estructura compacta, mientras que los flóculos de mayor tamaño tienen una estructura interna muy irregular y porosa, formada por pequeños agregados unidos débilmente entre sí y con muy pocas bacterias filamentosas para formar la macroestructura del flóculo (Figura 4.7b).

Esta estructura de los flóculos es típica de los flóculos de “punta de alfiler”, los cuales se caracterizan por ser flóculos pequeños y con una deficiente macroestructura de los flóculos por la escasa presencia de filamentosas. Además, los flóculos de “punta de alfiler” son flóculos débiles que se rompen con facilidad con una turbulencia baja. Este tipo de flóculos suele ser típico en procesos biológicos de oxidación total como el de la depuradora de Ford.



(a)



(b)

Figura 4.7. Fangos activados de la depuradora de Ford observados al microscopio (10X). (a) Flóculos de los fangos activados (b) Detalle de los flóculos.

Esta misma estructura de los flóculos se observa en los controles periódicos que se realizan en la depuradora con el microscopio. En estos controles se toma la muestra de los fangos del reactor biológico y se realiza la observación de los fangos sin realizar una agitación rápida previa.

Hay que recordar que la agitación rápida de los fangos antes de iniciar los ensayos de sedimentación se realiza para eliminar el efecto de memoria de los fangos (Chen et al., 1996). Este efecto de memoria conduce a que no se reproduzcan los resultados en los ensayos de sedimentación si previamente el fango se ha compactado en un proceso de sedimentación (Apdo. 3.2.2).

A los fangos de la depuradora de Ford se le aplican elevadas turbulencias en la recirculación de los fangos y en el reactor biológico donde se utilizan aireadores mecánicos de eje horizontal. Konicek y Burdych (1988) obtuvieron que en los fangos aireados mecánicamente el número de partículas con diámetro menor de  $3.33 \mu\text{m}$  era alrededor de 20 veces superior al de los fangos activados aireados con difusores. También se ha comprobado que los fangos aireados mecánicamente originan una mayor cantidad de flóculos de pequeño tamaño (Tandoi et al., 2006). Por otra parte, las turbulencias existentes en el transporte del fango del reactor biológico al decantador secundario también provocan la disgregación de los flóculos (Das et al., 1993).

Realizar la agitación rápida de los fangos antes de los ensayos de sedimentación reproduce las condiciones reales a las que son sometidos los fangos activados antes de llegar al decantador secundario. Por lo tanto podemos concluir que la presencia de gran cantidad de flóculos de pequeño tamaño y la estructura descrita de los flóculos se corresponde con la observada en el reactor biológico y no es debida a la agitación rápida de los fangos.

## **4.2 VELOCIDAD DE SEDIMENTACIÓN ZONAL INICIAL Y FINAL DEL FANGO**

El objetivo de este apartado es estudiar la relación entre la concentración de los sólidos suspendidos y la velocidad de sedimentación zonal, así como el efecto del proceso de coagulación-floculación previo en la sedimentación de los fangos. No se considera la etapa de compresión de los fangos.

### **4.2.1 Resultados experimentales**

Para tener en cuenta el posible efecto en la sedimentabilidad de los fangos de los reactivos utilizados en el proceso de coagulación-floculación previo, se han realizado dos conjuntos de ensayos de sedimentación (experiencia A y experiencia B) donde la dilución de los fangos se ha realizado de forma distinta:

- Experiencia A: la dilución del fango se realiza con el sobrenadante original del fango de la depuradora obtenido del efluente del decantador secundario.
- Experiencia B: la dilución del fango se realiza con el 75% del sobrenadante del fango original y el 25% de agua.

De este modo se realizan ensayos con distintas concentraciones residuales de las sales de Fe, sales de Al y polímeros utilizados en el proceso físico-químico, así como, de otros compuestos químicos sintéticos procedentes del proceso productivo no eliminados en el proceso biológico.

Los ensayos de sedimentación de las dos experiencias se realizaron durante el mes de julio (Tabla 4.6). Para caracterizar la velocidad de sedimentación zonal de los fangos se ha utilizado la metodología descrita en el apartado 3.2.

En la Figura 4.8 y en la Figura 4.9 se muestran las curvas de sedimentación obtenidas en la experiencia A. En la Figura 4.10 y en la Figura 4.11 se muestran las curvas de sedimentación obtenidas en la experiencia B.

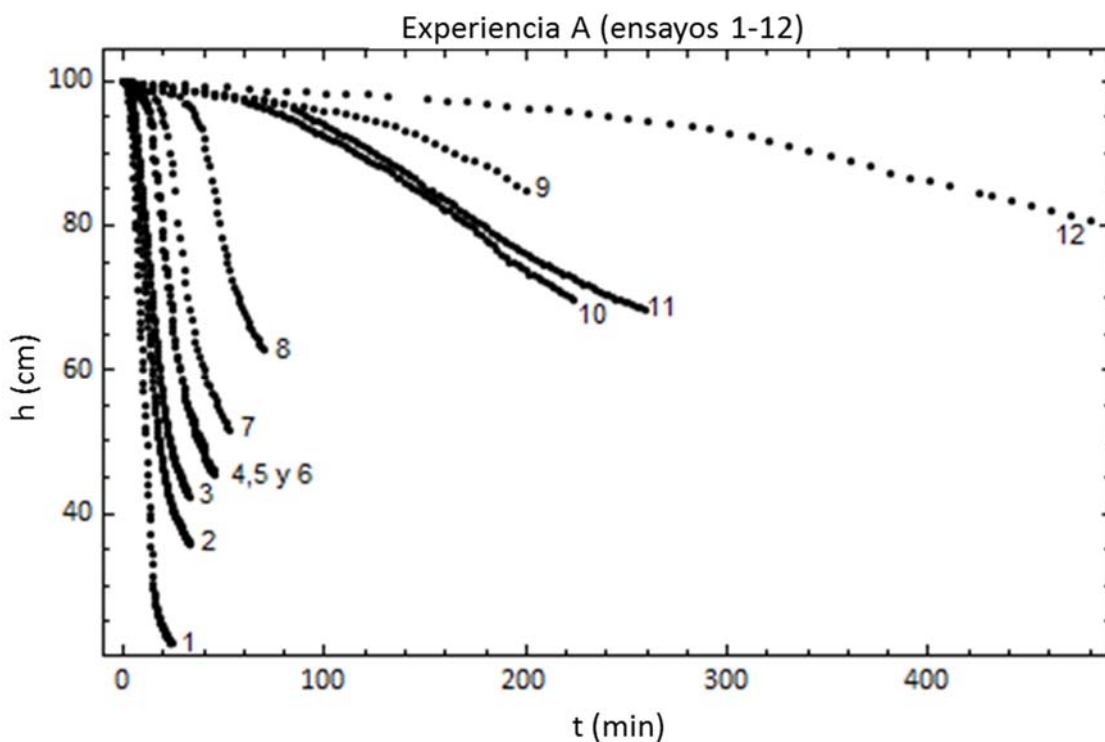


Figura 4.8. Curvas de sedimentación de los 12 ensayos realizados en la experiencia A.

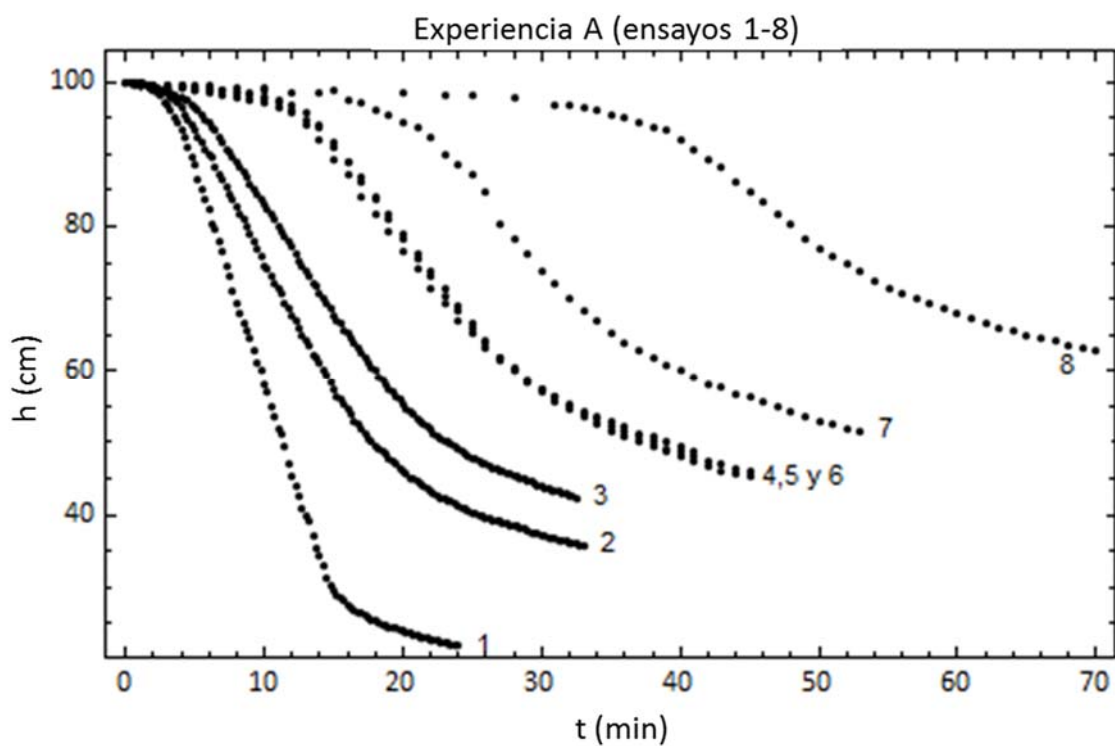


Figura 4.9. Curvas de sedimentación de los 8 primeros ensayos realizados en la experiencia A.

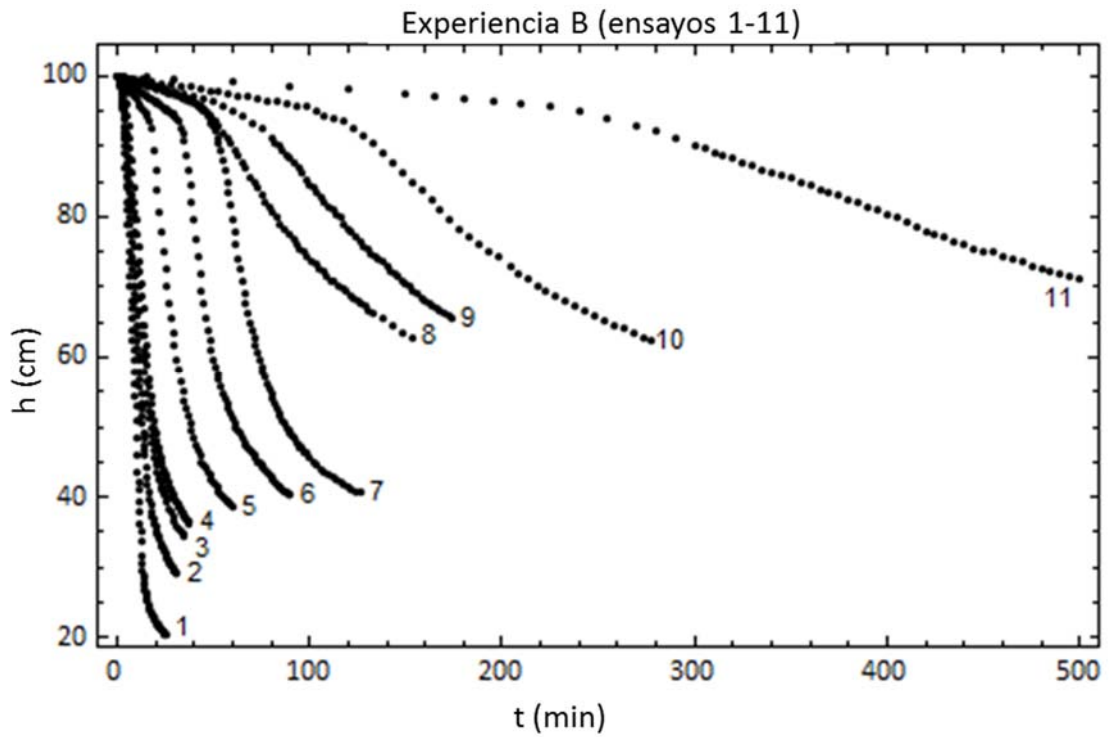


Figura 4.10. Curvas de sedimentación de los 11 ensayos realizados en la experiencia B.

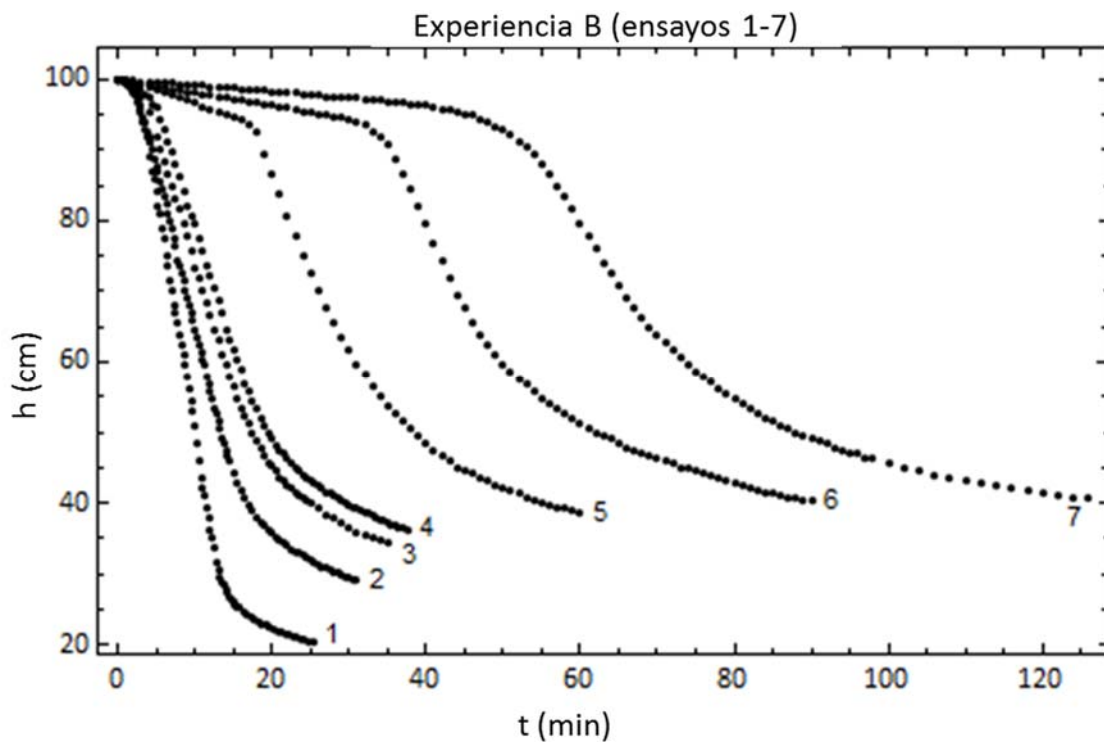


Figura 4.11. Curvas de sedimentación de los 7 primeros ensayos realizados en la experiencia B.



#### 4.2.2 Cálculo de la velocidad de sedimentación zonal inicial y final

En los ensayos de sedimentación realizados se observan dos fases de sedimentación zonal con velocidad de sedimentación constante. En la Figura 4.12 se muestra con más detalle la curva de sedimentación del ensayo 6A. Se puede observar que existe una fase inicial donde la velocidad de sedimentación es constante (1), una etapa posterior de aumento progresivo de la velocidad de sedimentación hasta alcanzarse una segunda fase de velocidad de sedimentación constante (2), una etapa de transición y otra final de compresión. En esta apartado se van a estudiar las dos etapas de sedimentación zonal con velocidad constante, no se considera la fase de aceleración de los fangos ni la fase de compresión.

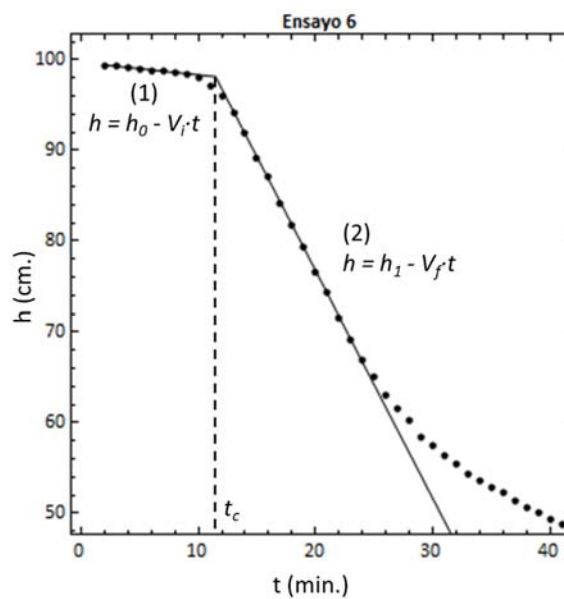


Figura 4.12. Curva de sedimentación típica con las fases de sedimentación zonal inicial y final.

Para los ensayos de sedimentación realizados, se obtiene la velocidad de sedimentación zonal en el tramo de velocidad constante inicial ( $V_i$ ) y en el tramo de velocidad constante final ( $V_f$ ), ajustando a una recta los datos de la altura de la interfase fango-sobrenadante ( $h$ ) en función del tiempo ( $t$ ) (Ec. 4.1, Figura 4.12).

$$h = h_0 - V_i t$$

$$h = h_1 - V_f t$$

Ec. 4.1

Los errores de las alturas del fango iniciales  $h_0$  y  $h_1$  ( $\epsilon_{h0}$  y  $\epsilon_{h1}$ ) y de las velocidades de sedimentación zonal inicial  $V_i$  y final  $V_f$  ( $\epsilon_{V_i}$ ,  $\epsilon_{V_f}$ ), se obtienen a partir de su desviación típica estimada en los ajustes por mínimos cuadrados realizados (Apdo. 8.1.2).

Definimos el tiempo de corte ( $t_c$ ) como el instante en el que se cortan las dos rectas (Ec. 4.2, Figura 4.12). Este tiempo se calcula para estimar el tiempo a partir del cual se produce la transición entre las dos fases con velocidad de sedimentación constante. El error del tiempo de corte ( $\epsilon_{t_c}$ ) se obtiene aplicando la Ec. 8.9 utilizada para calcular el error de una medida indirecta (Apdo. 8.1.3) a la definición de  $t_c$ .

$$t_c = \frac{h_1 - h_0}{V_f - V_i} \quad \text{Ec. 4.2}$$

Se ha desarrollado un programa con Mathematica 10.0 para determinar automáticamente los tramos de la curva de sedimentación con velocidad constante y para calcular de manera objetiva las velocidades de sedimentación inicial ( $V_i$ ) y final ( $V_f$ ). Los pasos que se realizan son los siguientes:

- Se ajusta la curva  $h(t)$  mediante un spline (Figura 4.13a). Se calcula numéricamente la velocidad (Figura 4.16b) y la aceleración (Figura 4.13b) de sedimentación a partir de la primera y segunda derivada del spline respectivamente. Se utiliza un spline de orden alto para obtener unas funciones suaves de la velocidad y de la aceleración que no reproduzcan las fluctuaciones puntuales de la curva de sedimentación.
- Se estiman los intervalos de tiempo dentro de los cuales tienen lugar las etapas con velocidad de sedimentación constante inicial ( $0 \leq t \leq t_c$ ) y final ( $t_c \leq t \leq t_f$ ).
  1. Se estima el valor del tiempo que separa las dos zonas de sedimentación con velocidad constante ( $t_c$ ) como el instante en el que se alcanza el máximo de la aceleración (Figura 4.13).

2. Se obtiene un instante  $t_f$  posterior a la etapa de sedimentación con velocidad final constante, estimando el instante en el que se alcanza el mínimo de la aceleración (Figura 4.13).

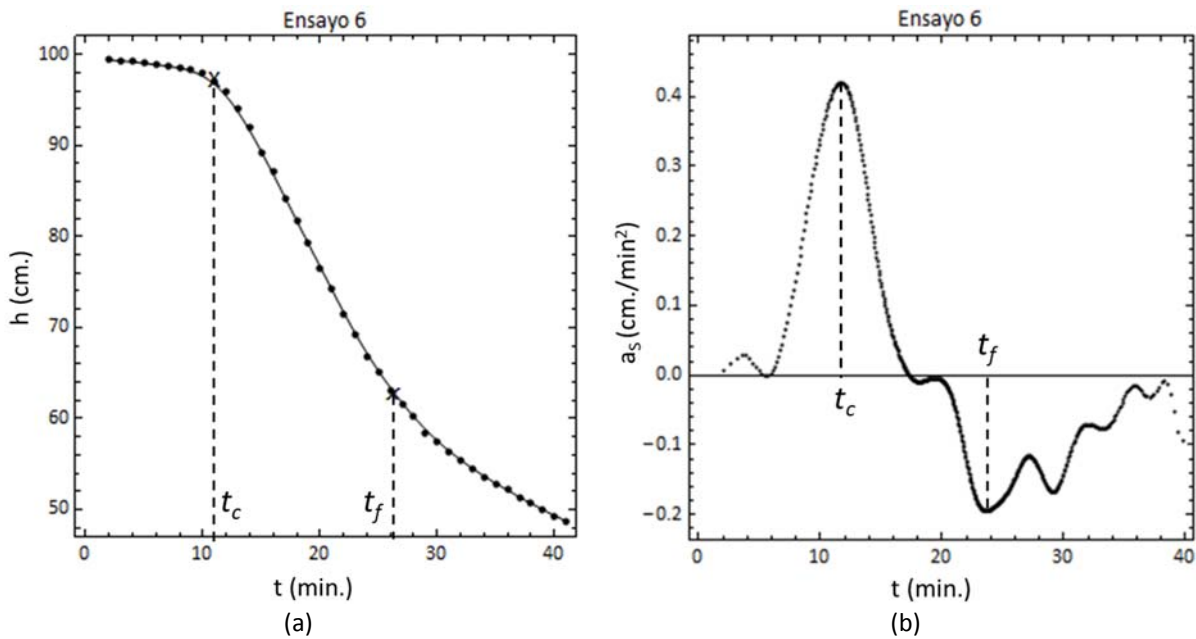


Figura 4.13. Determinación de los tramos de sedimentación con velocidad de sedimentación constante inicial y final. (a) Curva de sedimentación. (b) Aceleración de los fangos.

- Para cada uno de los tramos se determinan los puntos que forman parte del tramo recto del siguiente modo:
  1. Se ajustan los datos experimentales del tramo considerado  $h(t)$  a una recta y se calculan los residuos normalizados del ajuste.
  2. Se consideran los residuos de los puntos situados en los extremos de la recta y se comparan con los residuos del resto del ajuste.
  3. Si alguno de los puntos de los extremos tiene un residuo significativamente mayor al resto de los puntos de la recta, se elimina del ajuste el punto de los extremos con mayor residuo y se vuelve al paso 1 (Figura 4.14).
  4. Si los residuos de los extremos no son significativamente mayores al resto de puntos de la recta se finaliza el proceso. Se obtienen los puntos que forman

parte del tramo recto y se calcula la velocidad de sedimentación a partir del ajuste realizado (Figura 4.15).

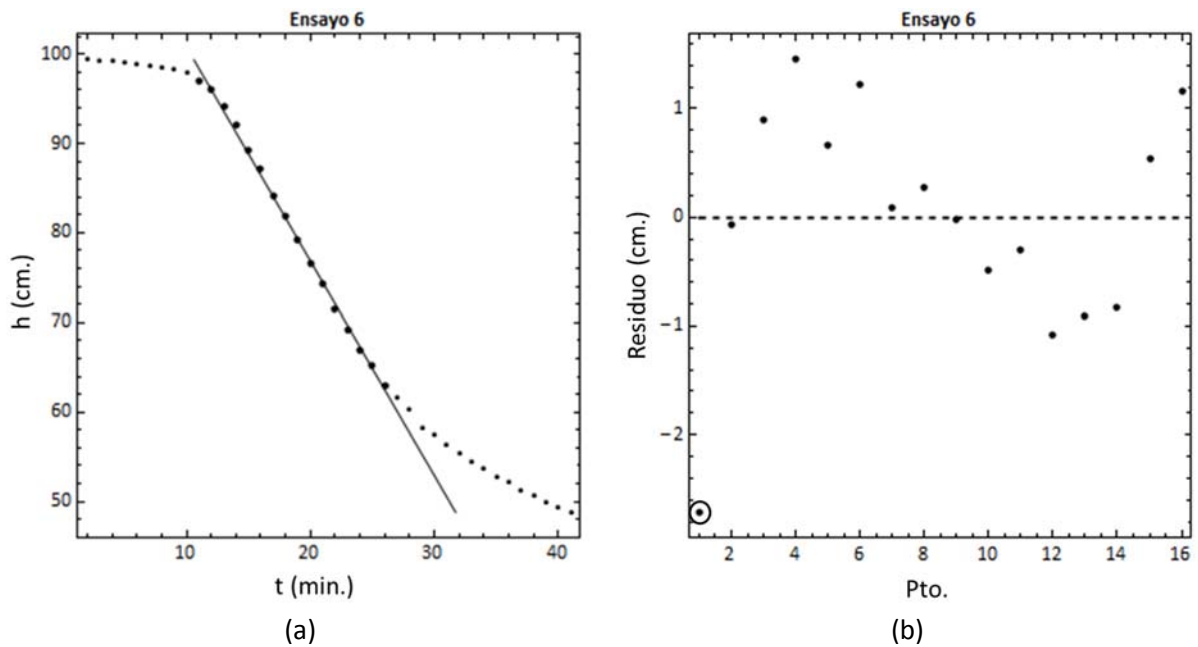


Figura 4.14. Análisis de los residuos para determinar el tramo de velocidad de sedimentación final constante. (a) Ajuste del tramo recto. (b) Residuos del ajuste.

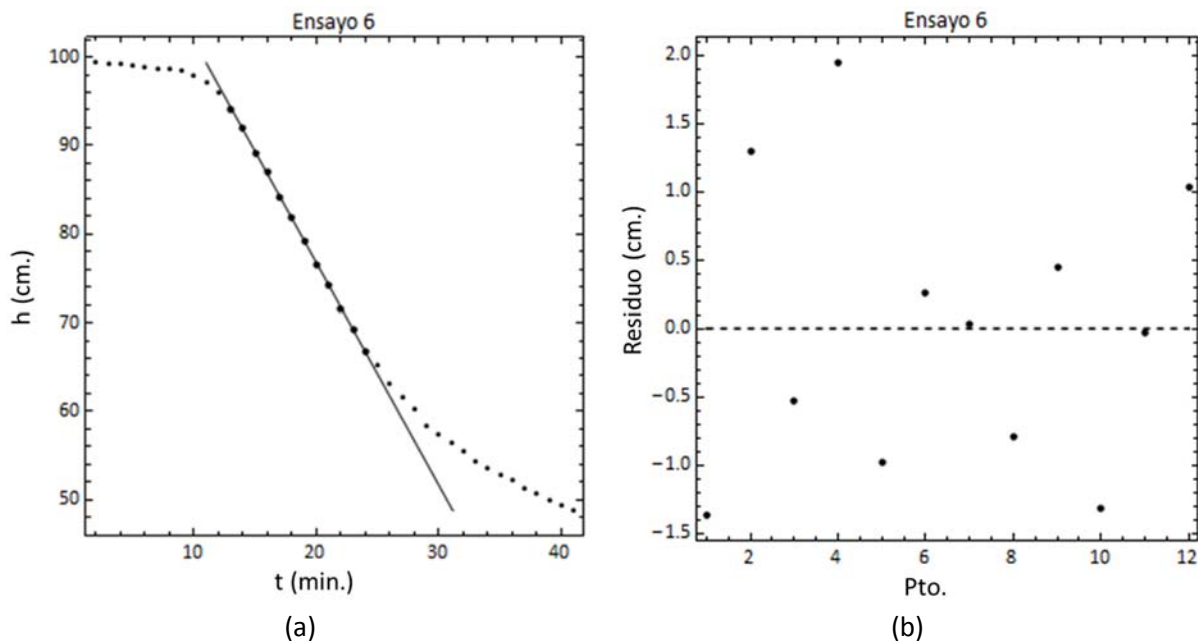


Figura 4.15. Ajuste final del tramo de velocidad de sedimentación final constante. (a) Ajuste del tramo recto. (b) Residuos del ajuste.

- Para comprobar que el ajuste realizado es correcto, se compara la velocidad calculada con el gráfico de la velocidad de sedimentación numérica en función del tiempo. En la Figura 4.16 se muestra como ejemplo los resultados finales obtenidos para los dos tramos rectos en el ensayo 6A.

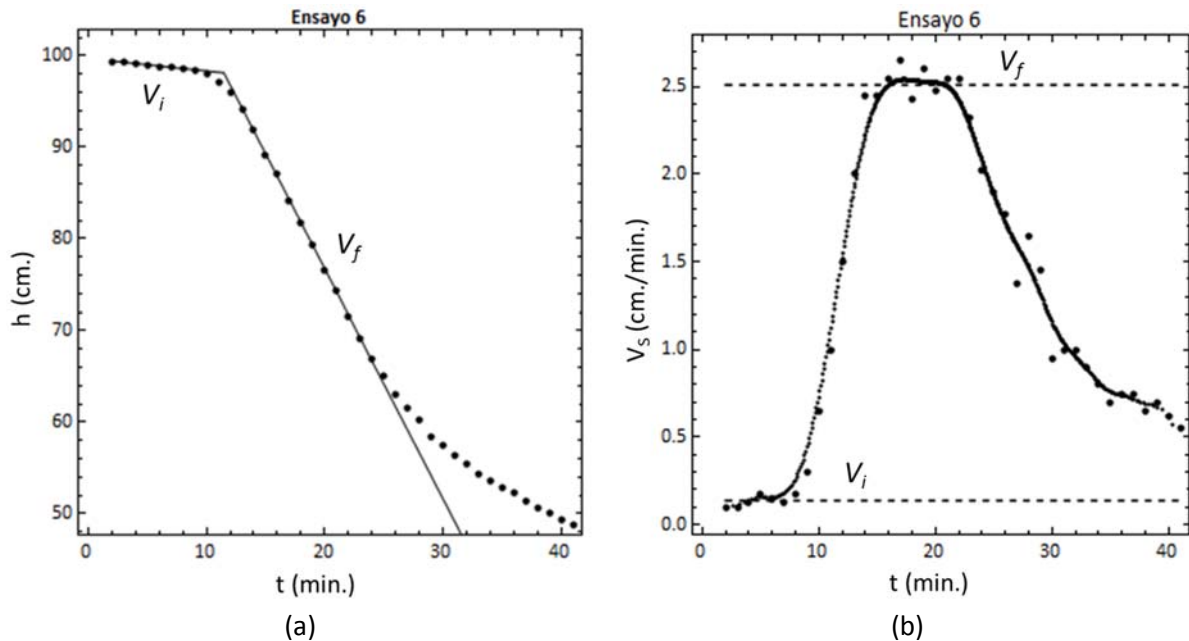
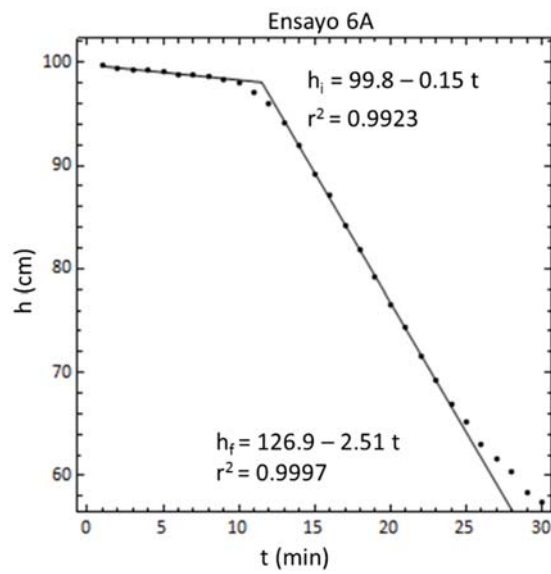
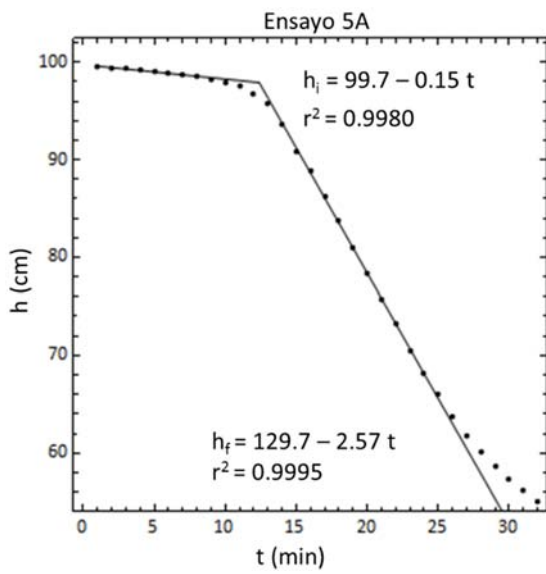
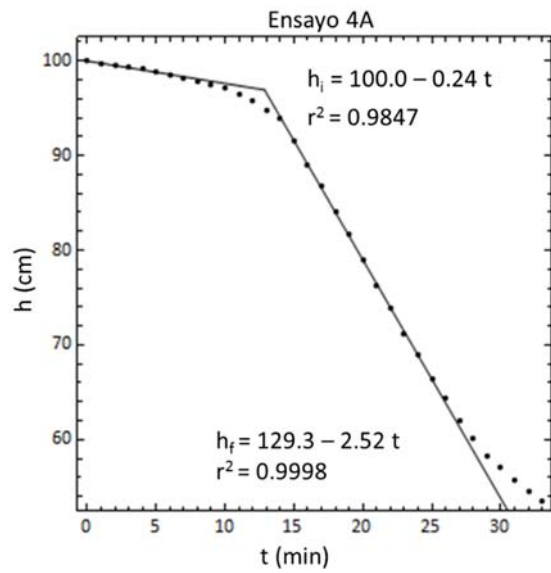
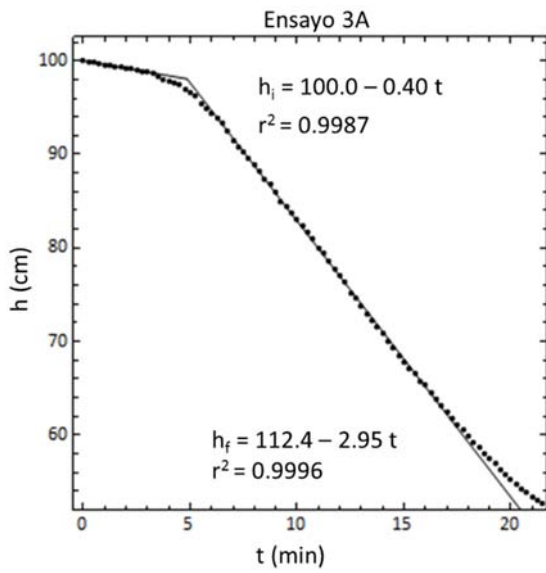
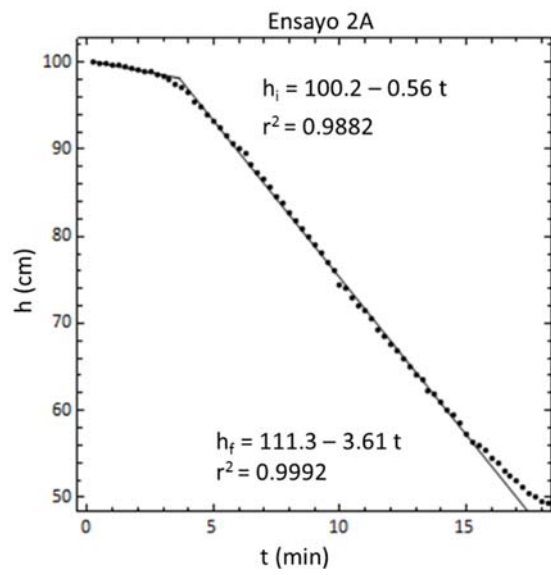
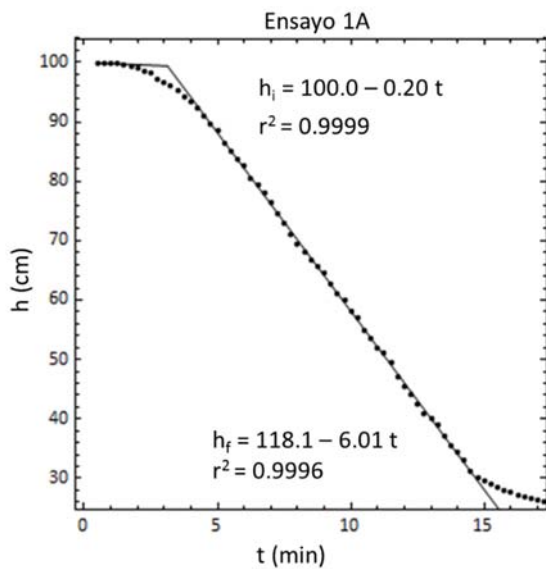


Figura 4.16. Velocidad de sedimentación inicial y final para el ensayo 6A.

Los ajustes realizados para las experiencias A y B se muestran gráficamente en la Figura 4.17 y en la Figura 4.18 respectivamente. Para cada experiencia y para todos los ensayos realizados, se representa junto a los puntos experimentales las rectas inicial y final ajustadas. También se muestra la ecuación de las rectas ajustadas y su coeficiente de correlación  $r^2$ .

En la Tabla 4.4 se muestra para la experiencia A los resultados de los ajustes por mínimos cuadrados realizados. Se presenta para cada ensayo, la concentración de sólidos suspendidos (SS) junto con su error ( $\epsilon_{SS}$ ), la velocidad de sedimentación zonal inicial y final ( $V_i$  y  $V_f$ ) con sus errores ( $\epsilon_{V_i}$  y  $\epsilon_{V_f}$ ) y el coeficiente de correlación ( $r^2$ ) de los ajustes por mínimos cuadrados realizados. En la Tabla 4.5 se muestran los mismos resultados para la experiencia B. Los errores se han calculado siguiendo el procedimiento descrito en el apéndice 8.1 y los valores de las tablas se han redondeado en función del error obtenido para cada uno de ellos.



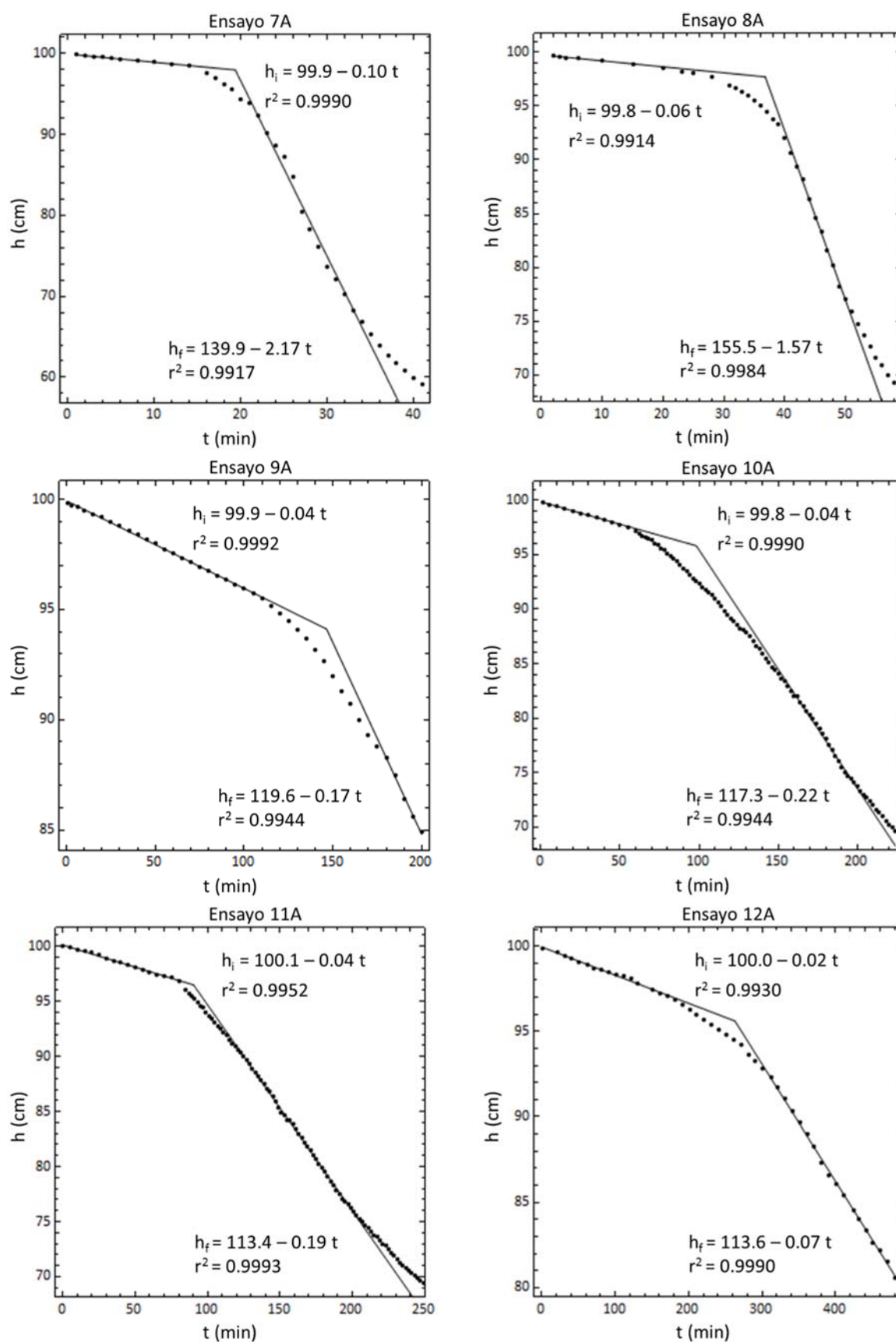
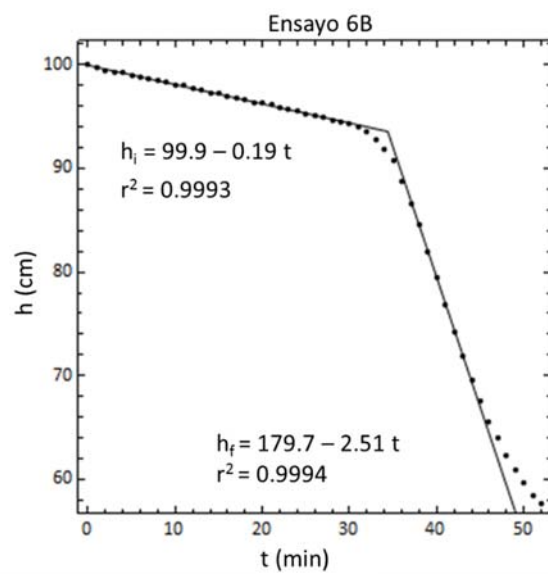
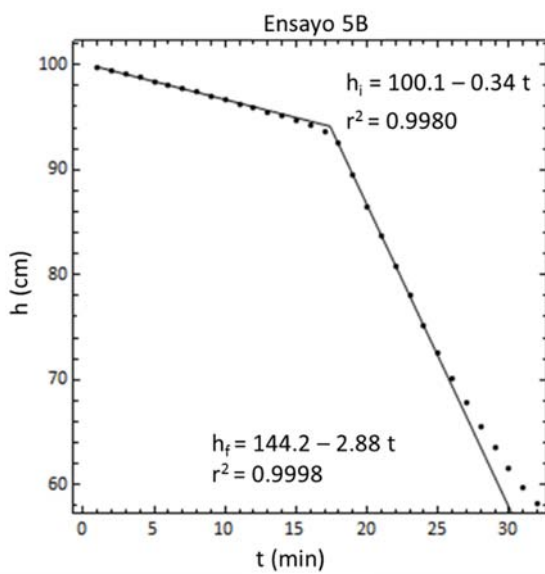
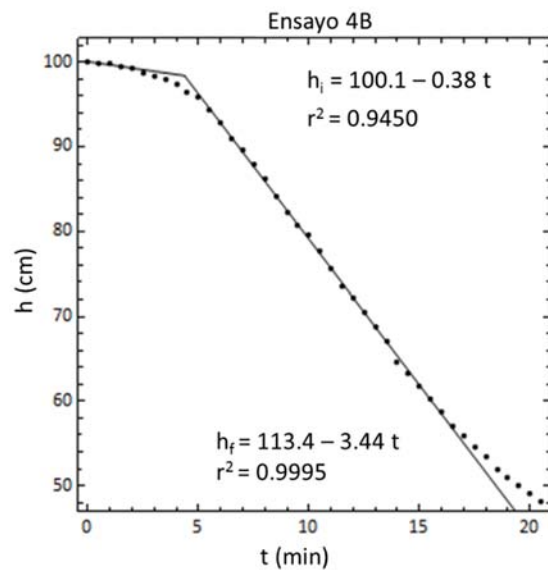
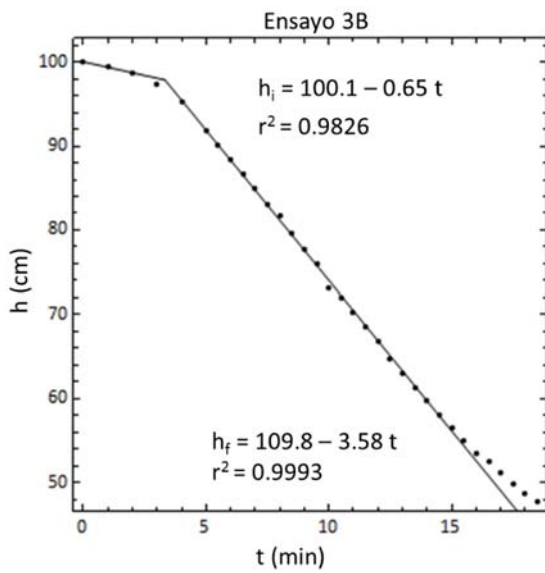
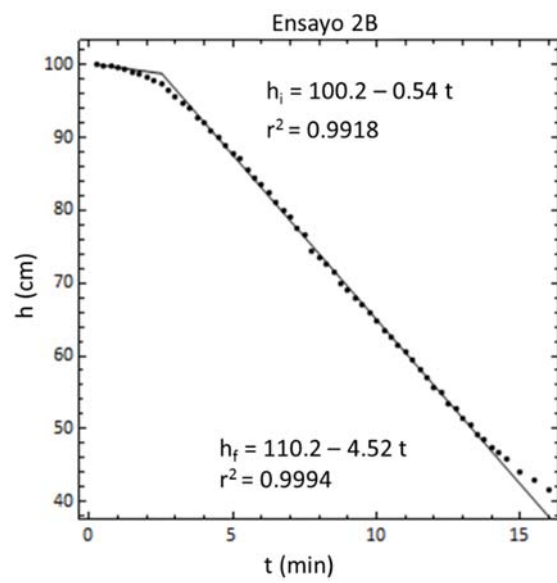
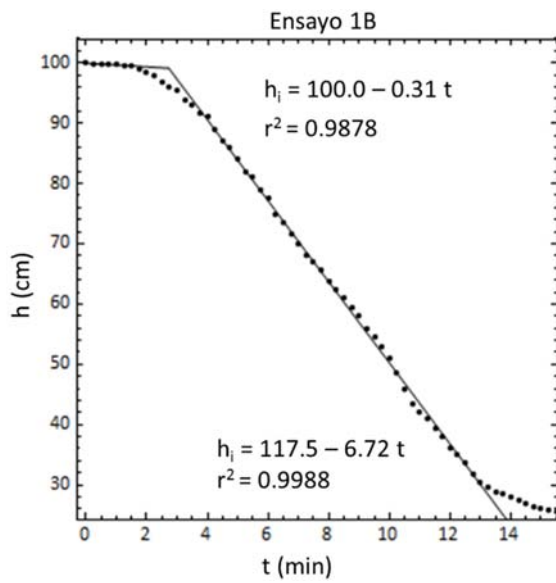


Figura 4.17. Ajuste de la velocidad de sedimentación zonal inicial y final para la experiencia A.





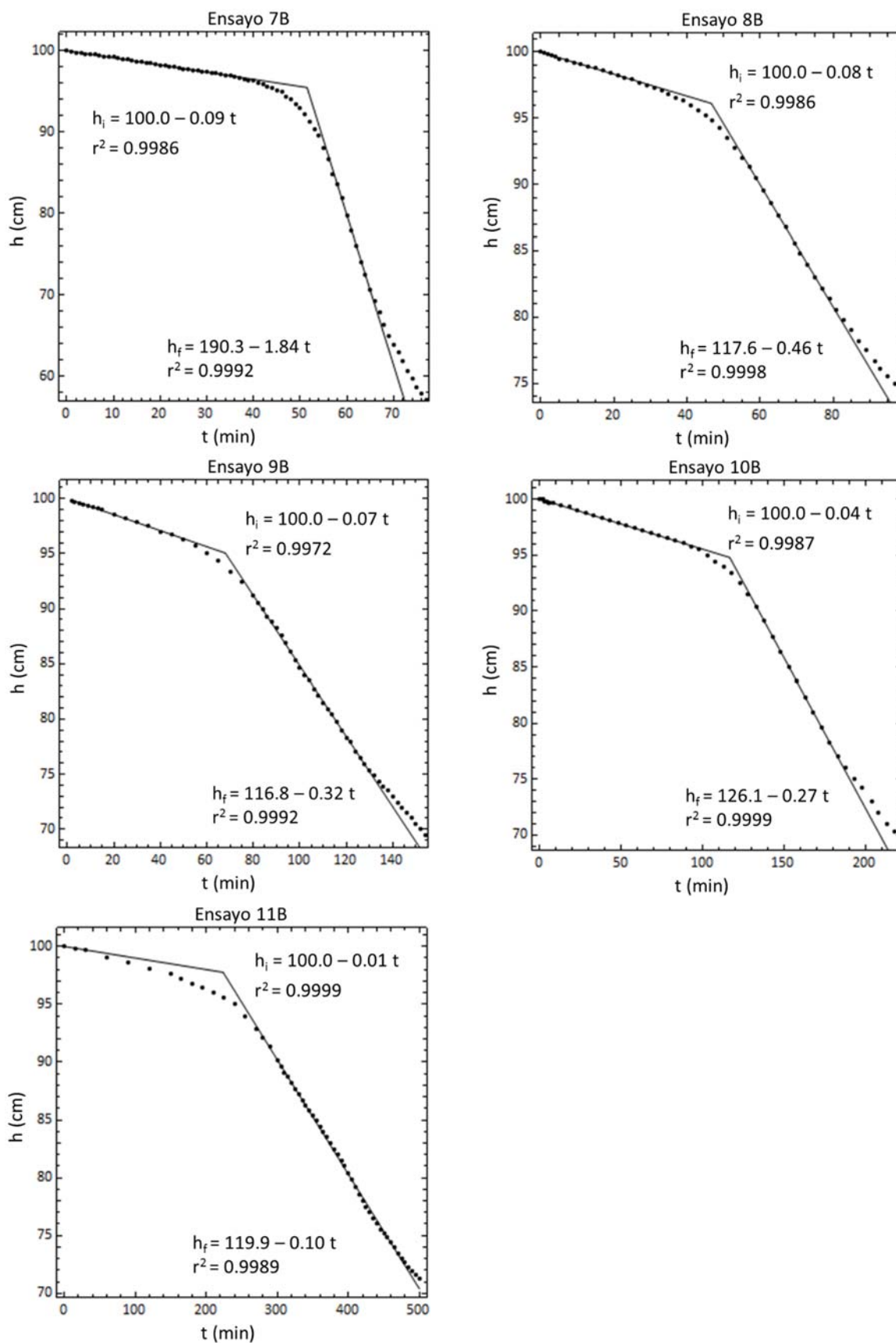


Figura 4.18. Ajuste de la velocidad de sedimentación zonal inicial y final para la experiencia B.

Ensayo	SS (g/l)	$\epsilon_{SS}$ (g/l)	$V_i$ (cm/min)	$\epsilon_{Vi}$ (cm/min)	$r^2$	$V_f$ (cm/min)	$\epsilon_{Vf}$ (cm/min)	$r^2$
1	0.484	0.008	0.2000	0.0002	0.9999	6.007	0.019	0.9996
2	0.947	0.013	0.56	0.02	0.9882	3,607	0.015	0.9992
3	1.190	0.015	0.399	0.004	0.9987	2.953	0.009	0.9996
4	1.424	0.017	0.237	0.012	0.9847	2.517	0.012	0.9998
5	1.573	0.019	0.147	0.003	0.9980	2.57	0.02	0.9995
6	1.593	0.019	0.148	0.005	0.9923	2.510	0.015	0.9997
7	1.83	0.02	0.1016	0.0012	0.9990	2.17	0.06	0.9917
8	2.20	0.03	0.056	0.003	0.9914	1.57	0.02	0.9984
9	2.37	0.03	0.0398	0.0003	0.9992	0.174	0.008	0.9944
10	2.44	0.03	0.0410	0.0005	0.9990	0.219	0.004	0.9944
11	2.91	0.03	0.0401	0.0008	0.9952	0.1870	0.0008	0.9993
12	4.08	0.04	0.0165	0.0004	0.9930	0.0686	0.0006	0.9990

Tabla 4.4. Velocidades de sedimentación zonal inicial y final en función de los SS en la experiencia A.

Ensayo	SS (g/l)	$\epsilon_{SS}$ (g/l)	$V_i$ (cm/min)	$\epsilon_{Vi}$ (cm/min)	$r^2$	$V_f$ (cm/min)	$\epsilon_{Vf}$ (cm/min)	$r^2$
1	0.535	0.008	0.314	0.016	0.9878	6.72	0.04	0.9988
2	0.735	0.010	0.54	0.04	0.9918	4.519	0.017	0.9994
3	0.954	0.013	0.65	0.09	0.9826	3.58	0.02	0.9993
4	1.155	0.015	0.38	0.05	0.9450	3.435	0.016	0.9995
5	1.284	0.016	0.344	0.005	0.9980	2.879	0.018	0.9998
6	1.442	0.017	0.1857	0.0009	0.9993	2.51	0.03	0.9994
7	1.71	0.02	0.0881	0.0006	0.9986	1.84	0.02	0.9992
8	1.95	0.02	0.0826	0.0008	0.9986	0.460	0.002	0.9998
9	2.01	0.02	0.0729	0.0011	0.9972	0.3195	0.0018	0.9992
10	2.55	0.03	0.0448	0.0003	0.9987	0.2685	0.0011	0.9999
11	3.82	0.04	0.0100	0.0002	0.9999	0.0990	0.0005	0.9989

Tabla 4.5. Velocidades de sedimentación zonal inicial y final en función de los SS en la experiencia B.

En la Tabla 4.6 se muestra la fecha en la que se realizó cada ensayo y el tiempo de corte ( $t_c$ ) para las experiencias A y B.

Experiencia A				Experiencia B			
Ensayo	Fecha (d/m)	$t_c$ (min)	$\epsilon_{t_c}$ (min)	Ensayo	Fecha (d/m)	$t_c$ (min)	$\epsilon_{t_c}$ (min)
1	28/07	3.12	0.04	1	25/07	2.73	0.08
2	28/07	3.64	0.10	2	24/07	2.52	0.08
3	29/07	4.86	0.07	3	24/07	3.3	0.2
4	29/07	12.9	0.3	4	25/07	4.37	0.18
5	01/08	12.4	0.3	5	24/07	17.4	0.3
6	30/07	11.5	0.2	6	24/07	34.4	0.9
7	30/07	19.4	1.3	7	24/07	51.5	1.4
8	31/07	36.8	1.4	8	25/07	46.7	0.9
9	30/07	146	19	9	23/07	68.0	1.7
10	31/07	98	6	10	23/07	116.6	1.6
11	31/07	90	2	11	22/07	224	4
12	01/08	263	10	(b)			

Tabla 4.6. Fecha de realización de cada ensayo y tiempo de corte para las experiencias A y B.

Para estudiar con más detalle el proceso de sedimentación podemos representar gráficamente la velocidad de sedimentación zonal inicial ( $V_i$ ), la velocidad de sedimentación zonal final ( $V_f$ ) y el tiempo de corte ( $t_c$ ) en función de la concentración de sólidos suspendidos para las experiencias A y B (Figura 4.19 a Figura 4.24).

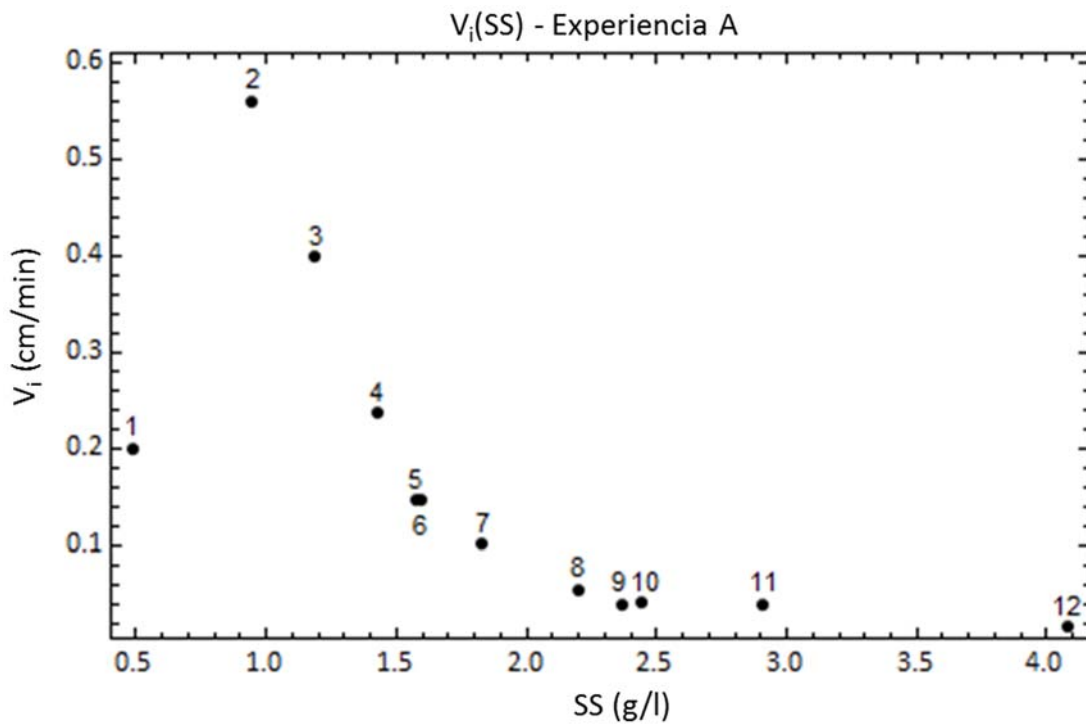


Figura 4.19. Velocidad de sedimentación zonal inicial en función de la concentración de SS para la experiencia A.

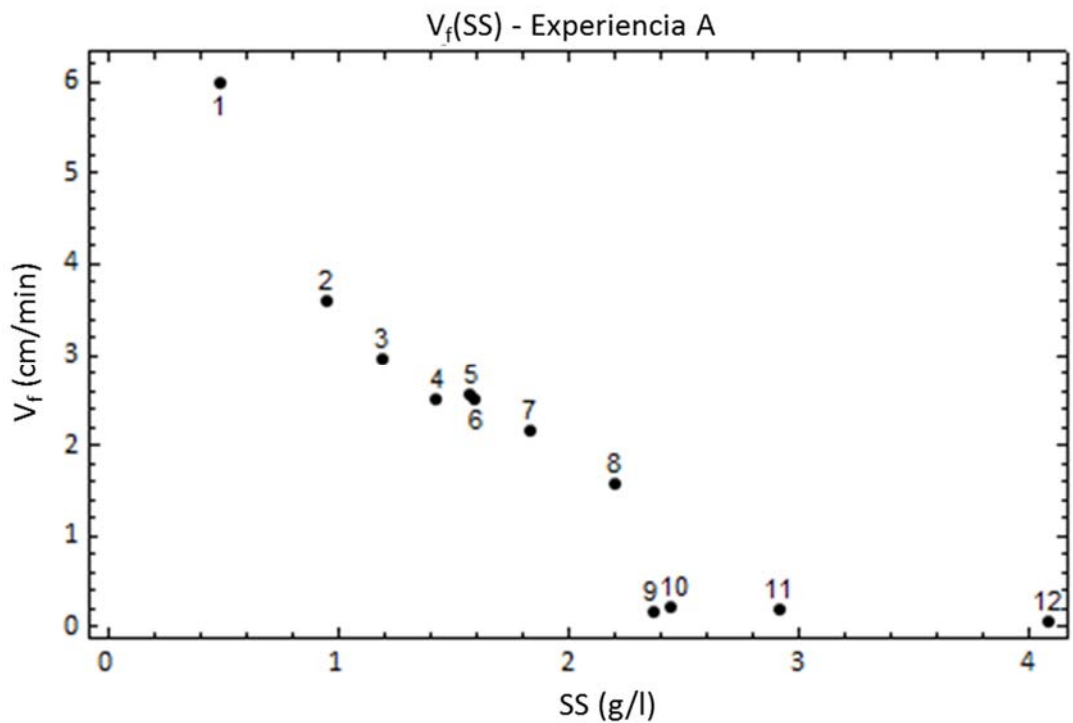


Figura 4.20. Velocidad de sedimentación zonal final en función de la concentración de SS para la experiencia A.

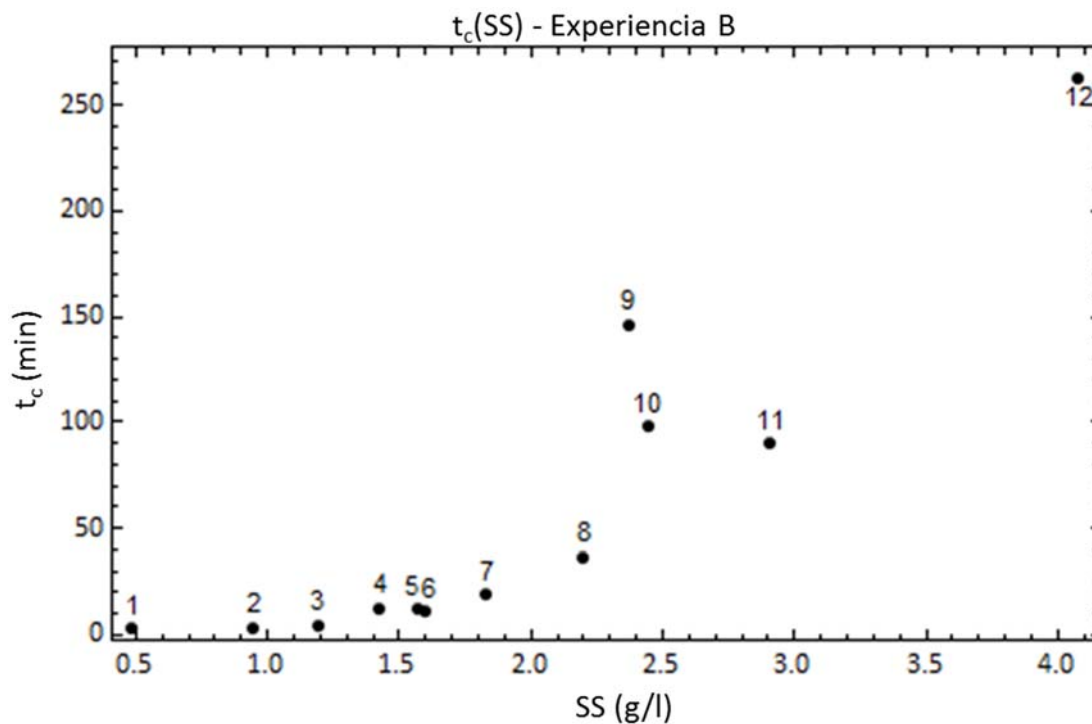


Figura 4.21. Tiempo de corte en función de la concentración de SS para la experiencia A.

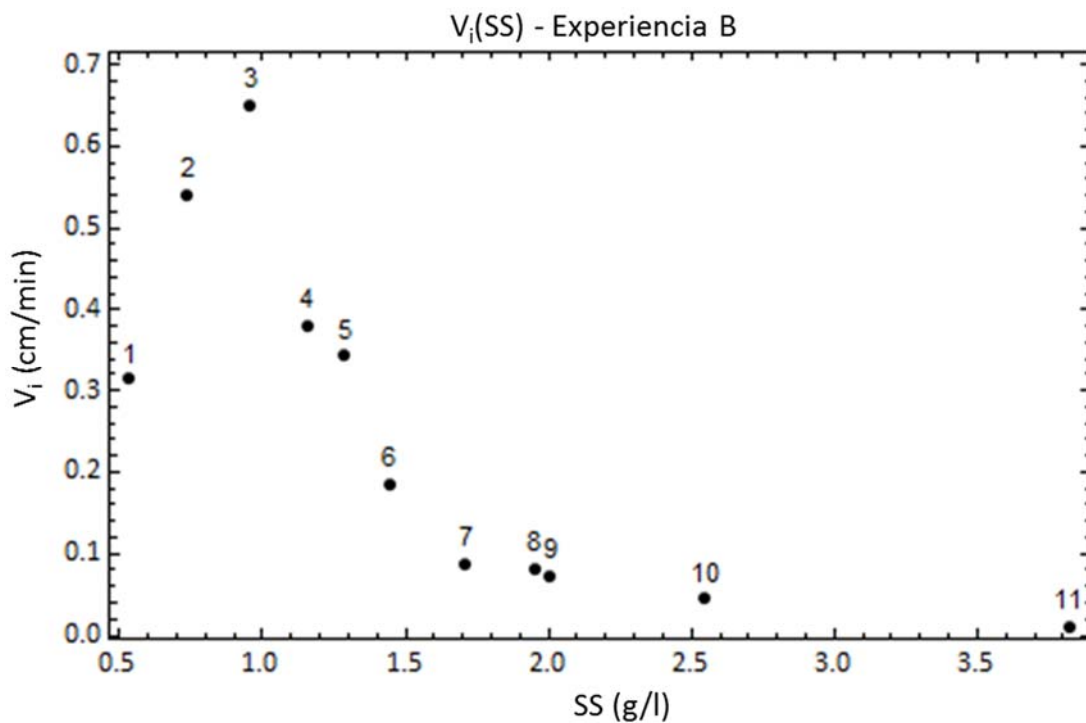


Figura 4.22. Velocidad de sedimentación zonal inicial en función de la concentración de SS para la experiencia B.

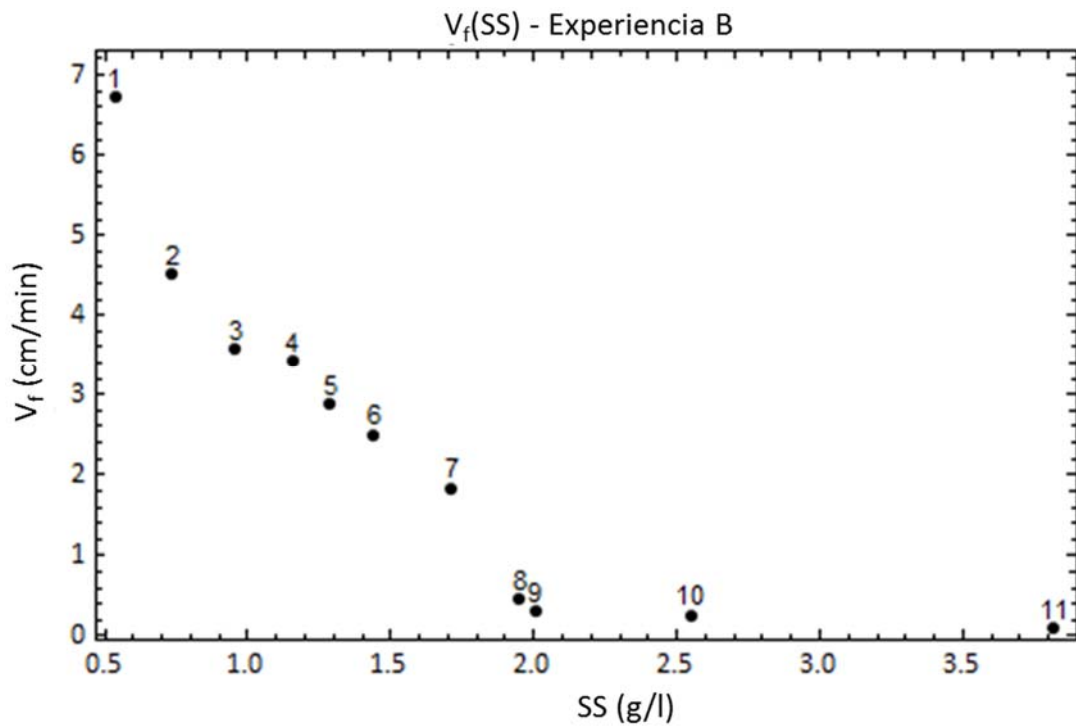


Figura 4.23. Velocidad de sedimentación zonal final en función de la concentración de SS para la experiencia B.

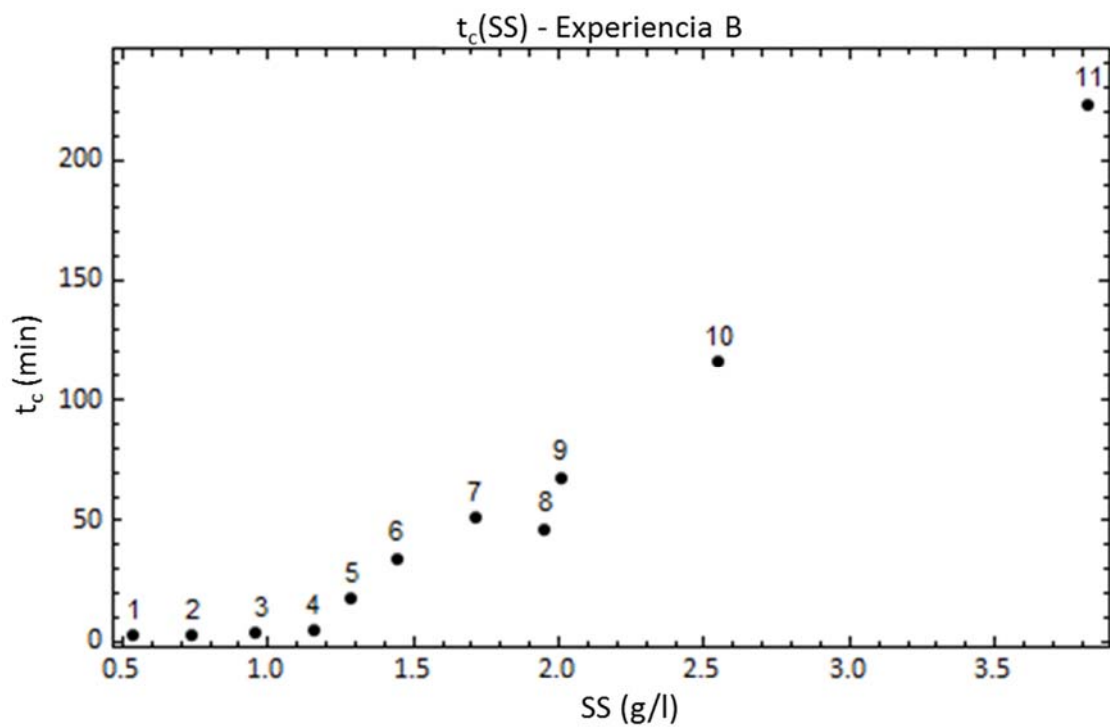


Figura 4.24. Tiempo de corte en función de la concentración de SS para la experiencia B.

El tiempo de corte ( $t_c$ ) nos da una medida del momento en el cual se produce la transición de la fase de sedimentación zonal con velocidad constante inicial  $V_i$ , a la fase de sedimentación zonal con velocidad constante final  $V_f$ . Este tiempo varía entre los tres minutos para los ensayos realizados con menor concentración de SS y las cuatro horas para los ensayos de mayor concentración.

Tanto en la experiencia A como en la B se observa que el instante en el que se produce el proceso de aceleración de los fangos ( $t_c$ ) aumenta de forma exponencial al aumentar la concentración de los sólidos suspendidos (Figura 4.21 y Figura 4.24). Si comparamos los resultados de las dos experiencias (Figura 4.25), se observa que para una misma concentración de SS el proceso de aceleración se produce más tarde en los fangos de la experiencia B.

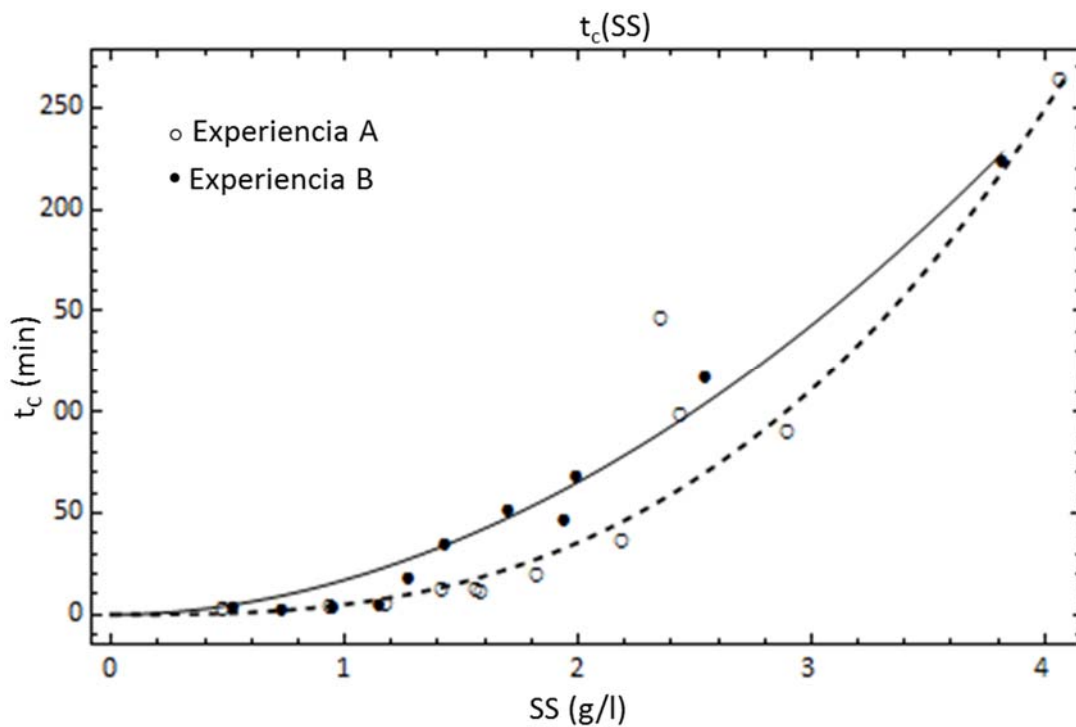


Figura 4.25. Tiempo de corte en función de la concentración de SS para las experiencias A y B.

Como era de esperar, la velocidad de sedimentación zonal inicial  $V_i$  y la final  $V_f$  decrecen al aumentar la concentración de sólidos suspendidos (Figura 4.19 y Figura 4.20 para la experiencia A, Figura 4.22 y Figura 4.23 para la experiencia B). La relación entre la velocidad de sedimentación y la concentración de SS se estudiará en el siguiente apartado.

Para bajas concentraciones de sólidos suspendidos la velocidad de sedimentación inicial ( $V_i$ ) es menor que la esperada (punto 1A de la Figura 4.19 y puntos 1B y 2B de la Figura 4.22). Esta observación es típica en los ensayos de sedimentación con fangos activados y se suele corresponder con una situación donde la sedimentación se encuentra entre la fase de sedimentación zonal y floculada. Debido a la corta duración de la etapa inicial de velocidad constante en estos puntos, esta etapa también puede interpretarse como una fase inicial de inducción.

Si observamos con detalle la Figura 4.20 y la Figura 4.23, podemos ver que tanto en la experiencia A como en la B se produce un descenso brusco en la velocidad de sedimentación zonal final para una concentración determinada de sólidos suspendidos. El cambio en la velocidad se produce entre los ensayos 8A y 9A para la experiencia A y entre los ensayos 7B y 8B para la experiencia B. Este salto no se aprecia en la velocidad de sedimentación zonal inicial.

Como las curvas de sedimentación de cada experiencia se obtuvieron durante varios días consecutivos, podríamos pensar que el cambio brusco en  $V_f$  fue causado por un cambio en las propiedades de sedimentación de los fangos debido a un cambio introducido en la depuradora. Si observamos la Tabla 4.6a junto con la Figura 4.20 podemos descartar esta causa, ya que se realizaron ensayos de sedimentación a la izquierda y a la derecha del punto donde se produce la variación brusca de  $V_f$  durante los días 30 y 31 de julio. Además, la variación brusca observada en  $V_f$  aparece en las experiencias A y B y en otros estudios realizados con los fangos de la depuradora, por lo que podemos concluir que esta discontinuidad es una característica de los fangos estudiados.

En la Figura 4.26 y en la Figura 4.27 se representa gráficamente la velocidad de sedimentación zonal final ( $V_f$ ) en función de la velocidad de sedimentación zonal inicial ( $V_i$ ) para las experiencias A y B respectivamente. En las dos gráficas se observa claramente dos zonas separadas por un salto donde  $V_i$  y  $V_f$  están relacionadas linealmente. Se han ajustado los puntos ( $V_i, V_f$ ) de las dos zonas a una recta, los resultados se muestran en la Tabla 4.7.



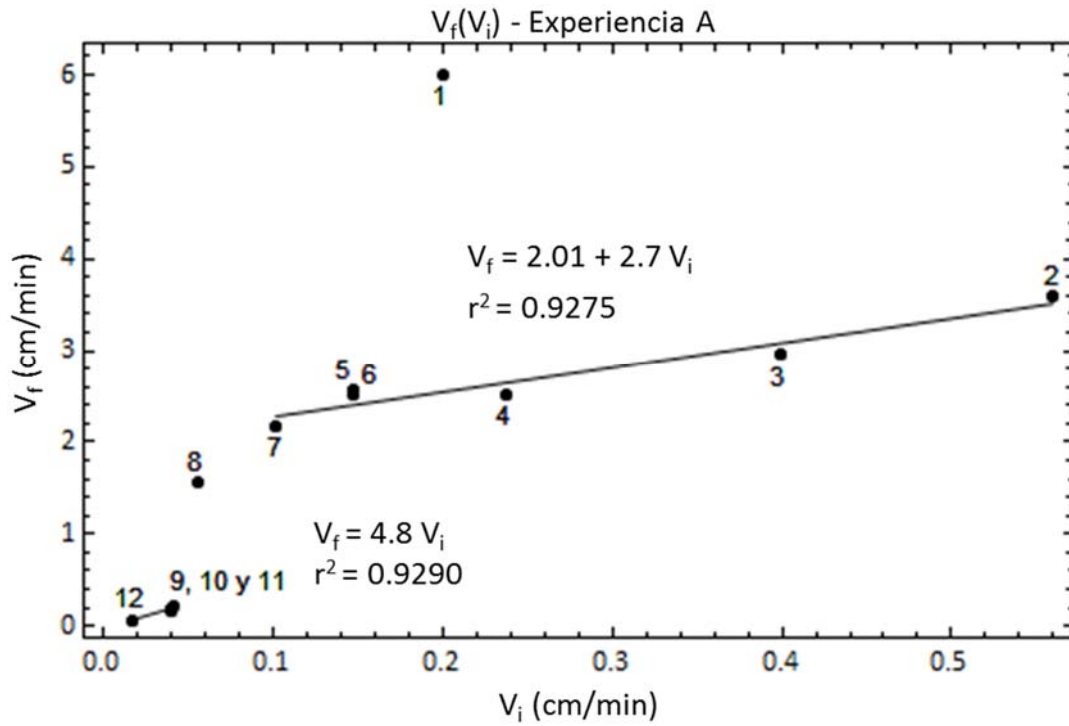


Figura 4.26. Relación entre la velocidad de sedimentación zonal final e inicial para la experiencia A.

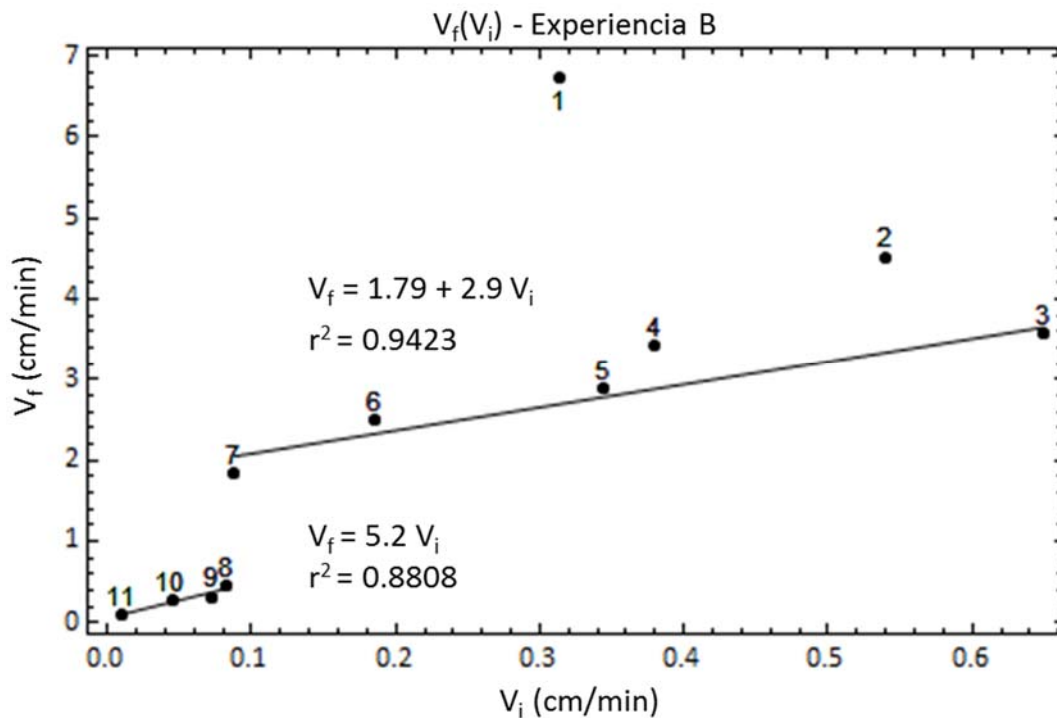


Figura 4.27. Relación entre la velocidad de sedimentación zonal final e inicial para la experiencia B.

Exper.	Puntos	$a$ (cm/min)	$\epsilon_a$ (cm/min)	$p$ -valor de $a$	$b$	$\epsilon_b$	$p$ -valor de $b$	$r^2$
	2A-7A	2.01	0.12	$7 \cdot 10^{-5}$	2.7	0.4	$7 \cdot 10^{-3}$	0.9275
A	9A-12A (1)	-0.02	0.03	0.6	5	1	$3 \cdot 10^{-2}$	0.9396
	9A-12A (2)	0	-	-	4.8	0.2	$2 \cdot 10^{-4}$	0.9290
	3B-7B	1.79	0.19	$1 \cdot 10^{-2}$	2.9	0.5	$3 \cdot 10^{-2}$	0.9423
B	8B-11B (1)	0.06	0.05	0.4	4.4	0.9	$4 \cdot 10^{-2}$	0.9227
	8B-11B (2)	0	-	-	5.2	0.4	$1 \cdot 10^{-3}$	0.8808

Tabla 4.7. Resultados del ajuste  $V_f = a + b \cdot V_i$  para las experiencias A y B.

En los ajustes lineales realizados en el primer tramo recto (puntos 9A-12A (1) de la experiencia A y 8B-11B (1) de la experiencia B), las desviaciones típicas son muy altas comparadas con los valores de los parámetros. Además, se obtiene que el  $p$ -valor de la ordenada en el origen es mucho mayor que 0.05, por lo que el valor del parámetro “ $a$ ” puede no ser significativo. Desde el punto de vista estadístico se acepta la hipótesis nula que consiste en considerar que el parámetro “ $a$ ” vale cero. Por otro lado, no tiene sentido que la velocidad final en la experiencia A sea negativa (velocidad ascendente) cuando la velocidad inicial de los fangos es cero. Finalmente se considera un modelo del tipo  $V_f = b V_i$  para el primer tramo recto (9A-12A (2) y 8B-11B (2)).

Denominamos  $SS_c$  a la concentración de SS en la que se produce el salto en la velocidad de sedimentación  $V_f$ . Podemos destacar que en los dos ensayos realizados, el incremento relativo de velocidad producido es mayor para concentraciones de SS mayores que  $SS_c$  ( $b = 4.8$  para la experiencia A y  $b = 5.2$  para la experiencia B) que para concentraciones de SS menores que  $SS_c$  ( $b = 2.7$  para la experiencia A y  $b = 2.9$  para la experiencia B).

Si comparamos los resultados de las dos experiencias, el incremento relativo en  $V_f$  es mayor para la experiencia B que para la experiencia A. Además, si estimamos el salto producido en  $V_f$  mediante el parámetro “ $a$ ” del segundo tramo recto, el aumento producido en la velocidad

después del proceso de aceleración es mayor en la experiencia A que en la experiencia B ( $a = 2.01$  cm/min para la experiencia A y  $a = 1.79$  cm/min para la experiencia B).

Sin embargo, si tenemos en cuenta los errores calculados para los parámetros  $a$  y  $b$  en las dos experiencias, desde el punto de vista estadístico las diferencias en los valores de los parámetros no son significativas.

También podemos estudiar la relación entre el tiempo de corte ( $t_c$ ) y la velocidad de sedimentación zonal inicial ( $V_i$ ). En la Figura 4.28 se observa que existe una relación lineal entre  $t_c$  y  $V_i$ , de modo que el proceso de aceleración y el colapso de los fangos se inicia antes cuanto mayor es la velocidad de sedimentación inicial de los fangos. La relación entre  $t_c$  y  $V_i$  es distinta según sea la concentración de SS mayor o menor que  $SS_c$ . El tiempo de corte también depende de la composición del sobrenadante ya que los resultados obtenidos son distintos para las experiencias A y B.

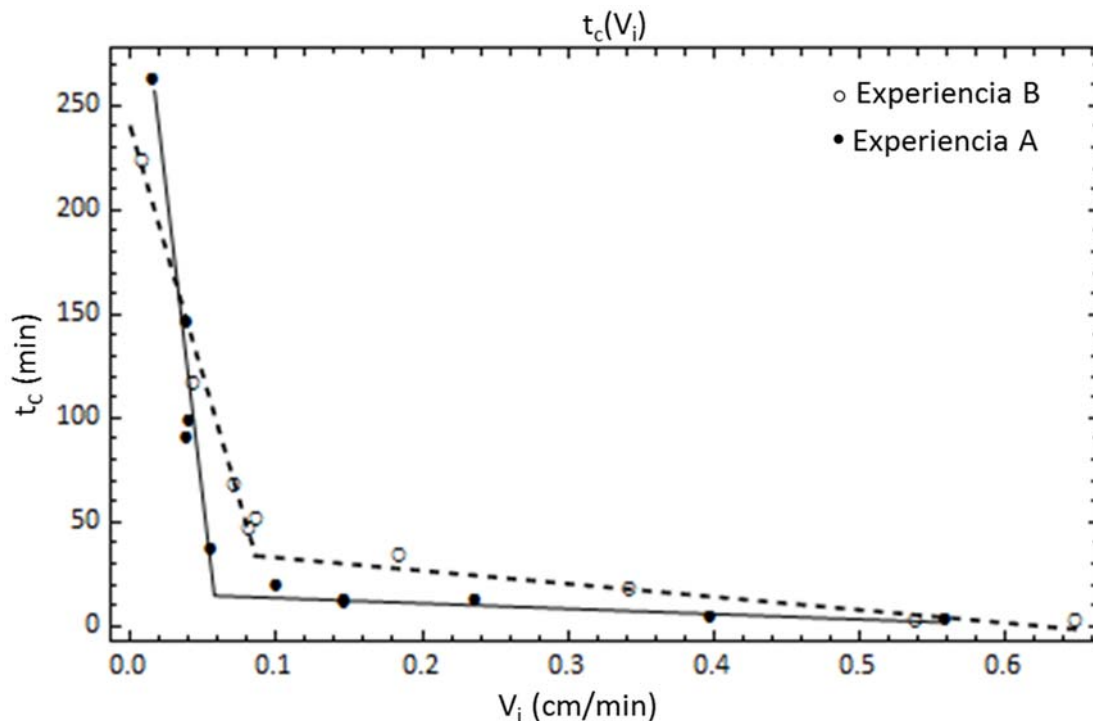


Figura 4.28. Relación entre el tiempo de corte y la velocidad de sedimentación inicial para las experiencias A y B.

Otro aspecto interesante a destacar es que, según la relación empírica obtenida, el proceso de aceleración se produce aunque la velocidad de sedimentación inicial sea nula. Esto implica que aunque la velocidad de sedimentación inicial juega un papel importante existen otros procesos que originan el proceso de aceleración de los fangos.

En los apartados siguientes se modelizará la velocidad de sedimentación zonal inicial y final en función de la concentración de SS. También se estudiará más adelante las características de los fangos en estas etapas y los procesos que originan la aceleración de los fangos.

#### **4.2.3 Modelización de la velocidad de sedimentación zonal inicial y final**

En este apartado se pretende modelizar la velocidad de sedimentación zonal inicial y final en función de la concentración de los sólidos suspendidos para los fangos estudiados. Para ello se va a contrastar la validez de los modelos más utilizados en la bibliografía para describir la sedimentación zonal de los fangos activados (Apdo.1.5.3.2). El objetivo es determinar los modelos que mejor describen la sedimentabilidad del fango y en particular comprobar la validez del modelo de Richardson y Zaki para ser utilizado posteriormente.

Los modelos más sencillos que han dado buenos resultados en las regresiones realizadas se muestran en la Tabla 4.8. El algoritmo de regresión no lineal utilizado por Mathematica falla con la ecuación original propuesta por Richardson y Zaki ( $V_s = k(1 - nSS)^{nRZ}$ ), por lo que se ha reescrito de la forma  $V_s = (k - nSS)^{nRZ}$  para realizar las regresiones.

Si se utiliza el modelo de Richardson y Zaki como un modelo empírico se puede considerar por defecto el valor del exponente para régimen laminar ( $nRZ = 4.65$ ) y utilizar las Ec. 4.3(a, b y c). El modelo de Richardson y Zaki tiene la ventaja de poder estimar a partir de sus parámetros el diámetro, la porosidad y la densidad de los flóculos. Para poder realizar estos cálculos se debe calcular  $V_0$  y  $nRZ$  en función del número de Reynolds con las Ec. 4.3(a, d y e) (Font et al., 1999).

Nº	Modelo	Autores
1	$V_s = k e^{-nSS}$	Thomas (1963), Vesilind (1968)
2	$V_s = k SS^{-n}$	Yoshioka et al. (1957), Dick y Young (1972)
3	$V_s = (k - nSS)^{nRZ}$	Richardson y Zaki (1954), Michaels y Bolger (1962)
4	$V_s = k \frac{e^{-nSS}}{SS}$	Cho et al. (1993)
5	$V_s = \frac{(k - nSS)^4}{SS}$	Cho et al. (1993)

Tabla 4.8. Modelos considerados para el ajuste de la velocidad de sedimentación zonal inicial y final (SS: concentración de sólidos suspendidos,  $k$ ,  $n$  y  $nRZ$  parámetros de los modelos).

$$\begin{aligned}
 V_s &= V_0 \left(1 - \frac{j}{\rho_s} SS\right)^{nRZ} = (k - nSS)^{nRZ} \quad (a) \\
 \left\{ \begin{array}{l} nRZ = 4.65 \quad (b) \\ V_0 = \frac{g(\rho_f - \rho)d_f^2}{18\mu} \quad (c) \end{array} \right. & \quad Si \text{ Re} < 0.2 \\
 \left\{ \begin{array}{l} \frac{5.09 - nRZ}{nRZ - 2.73} = 0.104 \text{Re}^{0.877} \quad (d) \\ V_0 = \frac{g(\rho_f - \rho)d_f^2}{18\mu} \frac{1}{1 + 0.15 \text{Re}^{0.687}} \quad (e) \end{array} \right. & \quad Si \text{ Re} < 500
 \end{aligned}$$

Ec. 4.3

donde:

SS: concentración de sólidos suspendidos (kg/m<sup>3</sup>).

V<sub>0</sub>: velocidad de sedimentación terminal de los flóculos (m/s).

$j$ : Índice Volumétrico del Agregado (AVI), definido como el volumen del flóculo o agregado por unidad de volumen de sólidos que se encuentran dentro del flóculo (Ec. 1.56).

$nRZ$ : parámetro del modelo.

$\rho_s$ : densidad de los sólidos (densidad del fango seco) (kg/m<sup>3</sup>).

$\rho_f$ : densidad de los flóculos ( $\text{kg/m}^3$ ).

$d_f$ : diámetro equivalente del flóculo, definido como el diámetro de una esfera con el mismo volumen que el flóculo (m).

$\rho$ : densidad del agua ( $\text{kg/m}^3$ ).

$\mu$ : viscosidad del agua ( $\text{N s/m}^2$ ).

$g$ : aceleración de la gravedad ( $9.81 \text{ m/s}^2$ ).

Re: número de Reynolds.

El número de Reynolds (Re) se calcula a partir de la Ec. 1.35 con  $V_0$  y  $d_f$ , mientras que la densidad de los flóculos  $\rho_f$  se obtiene utilizando la Ec. 1.92.

Richardson y Zaki (1964) propusieron varias fórmulas para calcular en distintos intervalos de Re el exponente  $nRZ$  en función de Re y del cociente  $d/D$  (diámetro de las partículas que sedimentan/diámetro de la columna de sedimentación). Para calcular  $nRZ$  en función de Re se ha utilizado la expresión propuesta por Garside y Al-Dibouni (1977) (Ec. 4.3d) debido a que permite calcular  $nRZ$  con una única ecuación para un amplio rango de Re ( $\text{Re} < 500$ ). Además, Garside y Al-Dibouni (1977) demostraron que utilizando su fórmula para el cálculo del exponente  $nRZ$ , se obtiene un mayor grado de precisión en el cálculo de la velocidad de sedimentación que con las fórmulas propuestas por Richardson y Zaki.

Los datos experimentales se han ajustado a todos los modelos de la Tabla 4.8 mediante regresiones no lineales con el programa Mathematica 10.0. Para el modelo de Richardson y Zaki se han utilizado las Ec. 4.3(a, d y e) realizando el siguiente proceso iterativo:

1. Se parte de un valor inicial del exponente del modelo, por ejemplo  $nRZ_0 = 4.65$ .
2. Se realiza la regresión no lineal de los datos experimentales a la segunda igualdad de la Ec. 4.3a fijando el valor del exponente ( $nRZ_{i-1}$  valor de  $nRZ$  de la iteración anterior o  $nRZ_0$  si es la primera iteración) y se obtienen los parámetros  $k$  y  $n$  del modelo.
3. Se calcula  $V_0$  y  $j$  a partir de los parámetros del modelo ajustado (Ec. 4.3a):

$$V_0 = k^{nRZ} \quad (a)$$

$$j = \frac{n}{k} \rho_s \quad (b) \quad \text{Ec. 4.4}$$

4. Sustituyendo Re por la Ec. 1.35 y  $\rho_f$  por la Ec. 1.92 en la Ec. 4.3e, utilizada para calcular  $V_0$ , se obtiene la Ec. 4.5. Resolviendo numéricamente la ecuación se calcula  $d_f$ .

$$k^{nRZ_i} + 0.15 \left( \frac{\rho}{\mu} \right)^{0.687} k^{1.687nRZ_i} d_f^{0.687} - \frac{g(\rho_s - \rho) k}{18\mu \rho_s} \frac{k}{n} d_f^2 = 0 \quad \text{Ec. 4.5}$$

5. Se calcula Re y se recalcula el exponente del modelo ( $nRZ_i$ ) mediante la Ec. 4.3d utilizada para calcular  $nRZ$  en función de Re.
6. Fijado un criterio de convergencia ( $\epsilon$ ), se compara el valor de  $nRZ_i$  calculado con el valor de la iteración anterior  $nRZ_{i-1}$ . Si  $|nRZ_i - nRZ_{i-1}| < \epsilon$  se finaliza el proceso de cálculo y se comprueban las restricciones de las Ec. 4.3(d y e), en caso contrario se vuelve al paso 2 con el nuevo exponente calculado ( $nRZ_i$ ). Aunque el criterio de convergencia utilizado es mucho menor, el resultado final de  $nRZ$  se redondea con dos cifras decimales debido a que el modelo es poco sensible a pequeñas variaciones de  $nRZ$  (Apdo. 5.1).

Debido a la discontinuidad que presenta la velocidad de sedimentación zonal final ( $V_f$ ), se han considerado dos intervalos en el ajuste de los modelos de  $V_f$  respecto de la concentración de SS ( $V_{f,1}$  y  $V_{f,2}$ ). En el ajuste de la velocidad de sedimentación inicial se ha considerado la opción de realizar el ajuste en un único intervalo con todos los valores de SS ( $V_i$ ), y también la opción de realizar el ajuste en dos intervalos distintos como en el caso de  $V_f$  ( $V_{i,1}$  y  $V_{i,2}$ ).

En las figuras siguientes (de la Figura 4.29 a la Figura 4.33) se muestran para la experiencia A, los ajustes de los datos experimentales de la velocidad de sedimentación inicial ( $V_i$ ,  $V_{i,1}$  y  $V_{i,2}$ ) y final ( $V_{f,1}$  y  $V_{f,2}$ ) a los modelos descritos en la Tabla 4.8. También se muestran los residuos de cada ajuste para estudiar si los datos presentan alguna tendencia a estar sistemáticamente distribuidos por encima o por debajo del modelo estudiado.

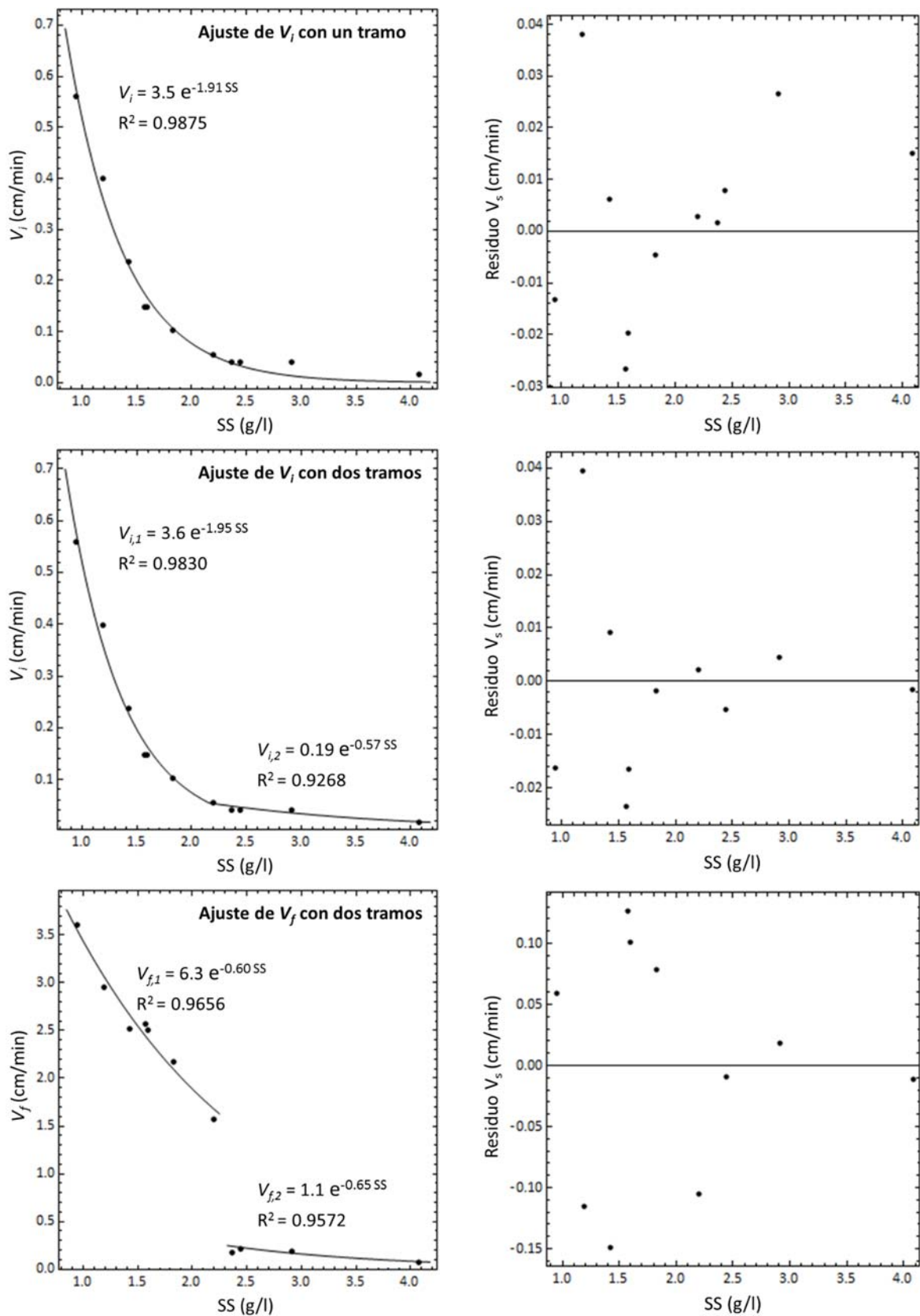


Figura 4.29. Ajuste al modelo 1 y residuos de la velocidad de sedimentación para la experiencia A.



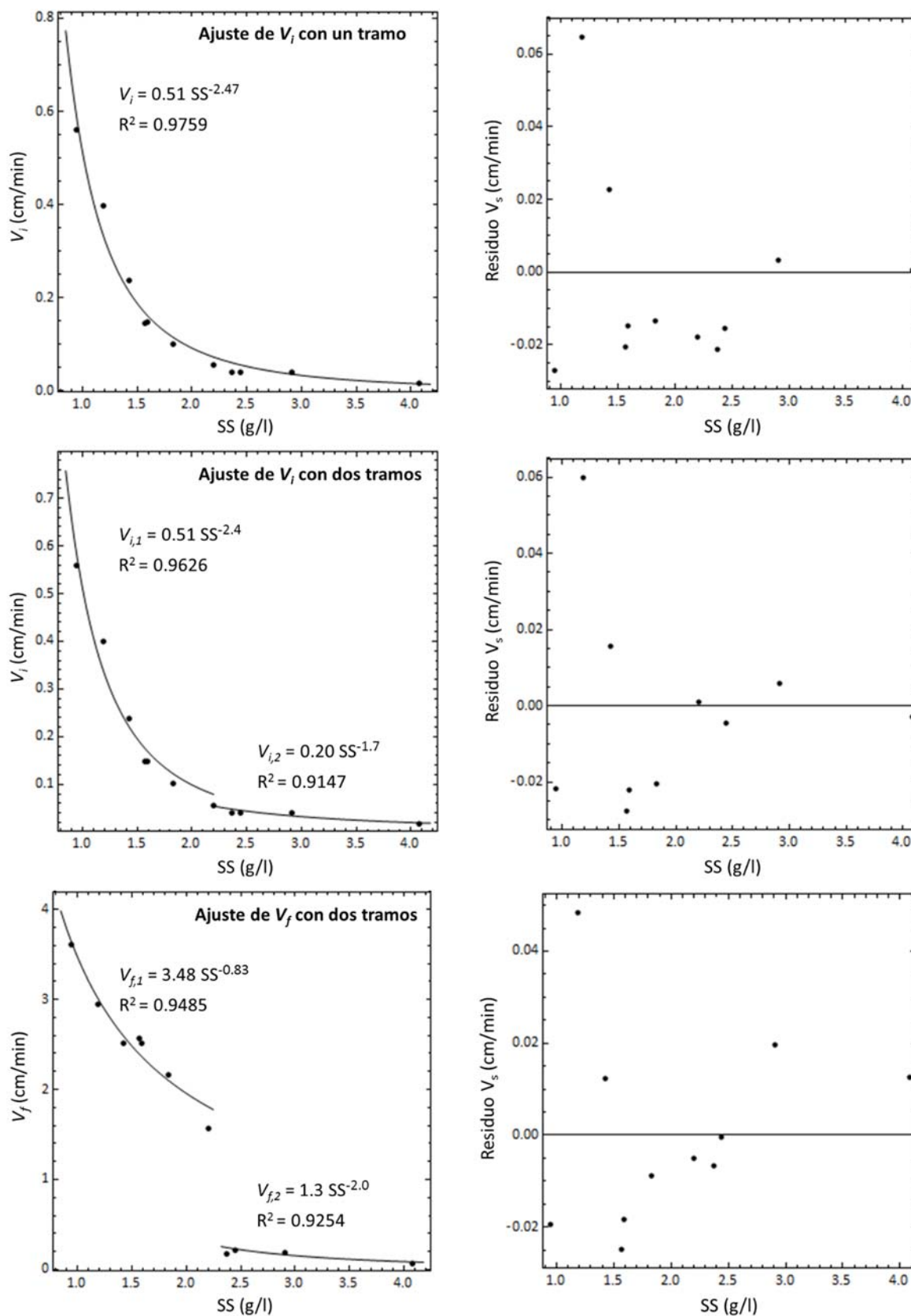


Figura 4.30. Ajuste al modelo 2 y residuos de la velocidad de sedimentación para la experiencia A.

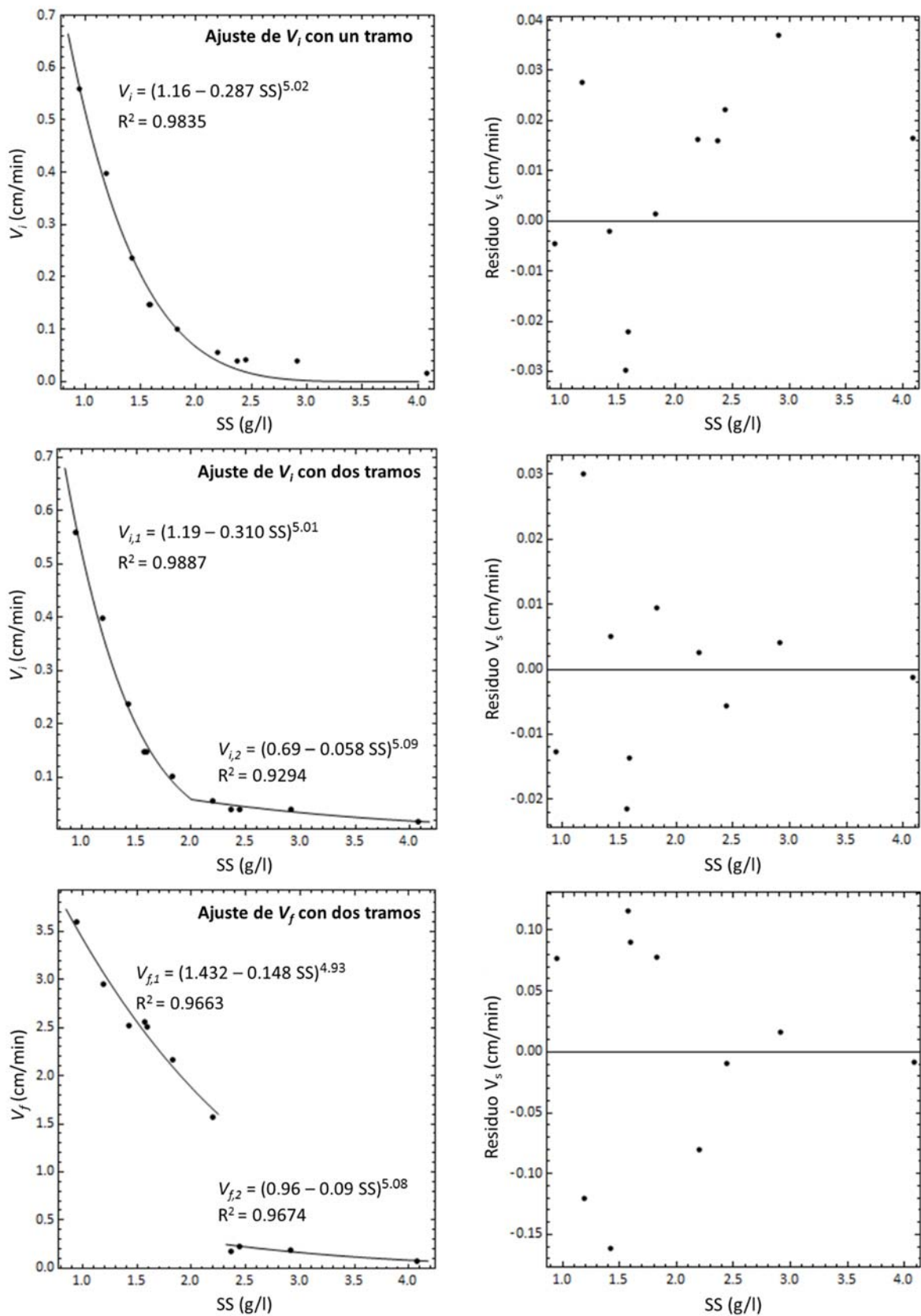


Figura 4.31. Ajuste al modelo 3 y residuos de la velocidad de sedimentación para la experiencia A.

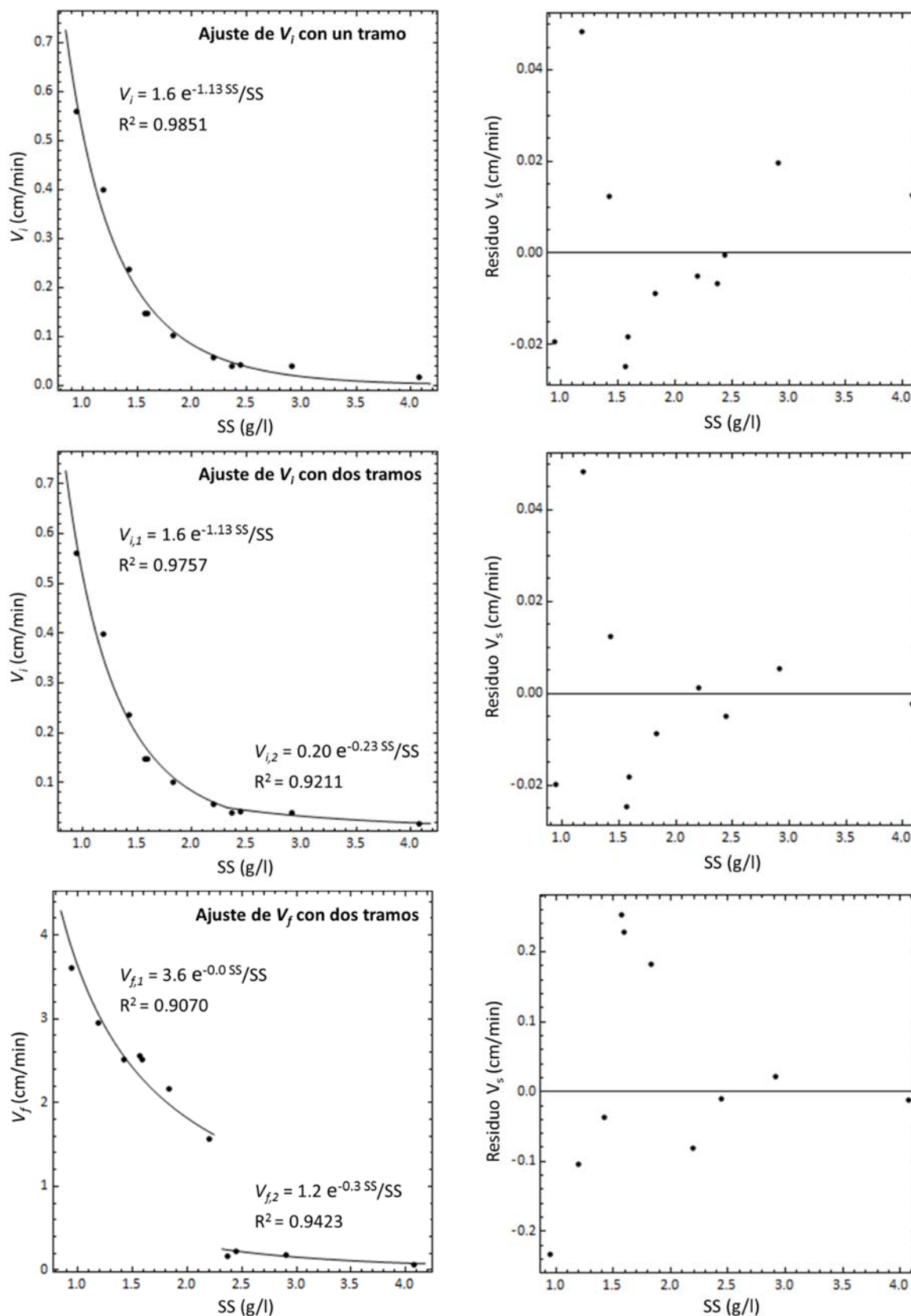


Figura 4.32. Ajuste al modelo 4 y residuos de la velocidad de sedimentación para la experiencia A.

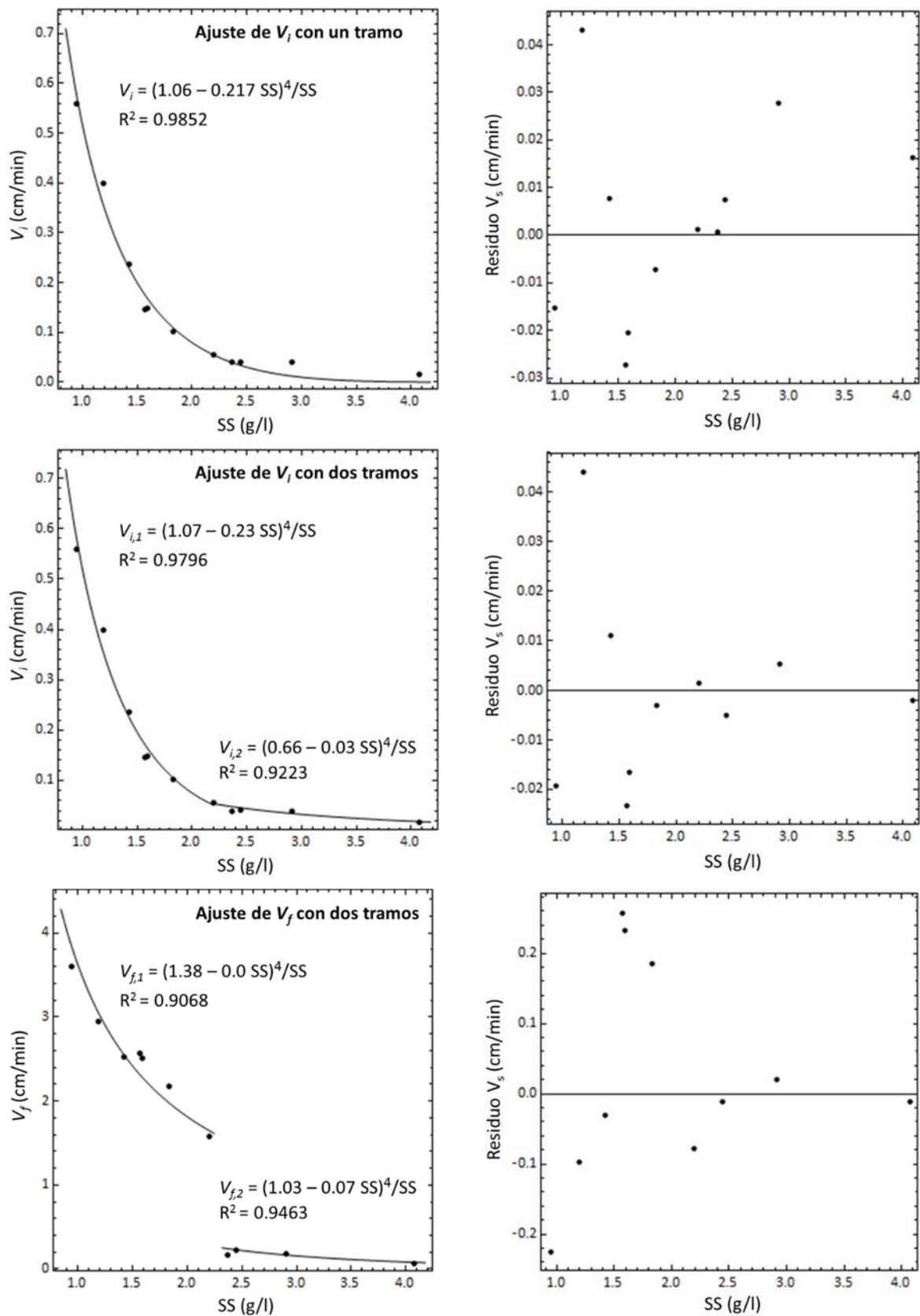


Figura 4.33. Ajuste al modelo 5 y residuos de la velocidad de sedimentación para la experiencia A.

En las siguientes tablas (de la Tabla 4.9 a la Tabla 4.13) se muestran los resultados de los ajustes realizados para la experiencia A. Se presenta el valor de los parámetros de los modelos y sus errores calculados como la desviación típica de cada parámetro obtenida de la regresión realizada (Apdo. 8.1.2). Los valores de los parámetros se han redondeado en función del error obtenido para cada uno de ellos. También se muestra para las regresiones realizadas, el coeficiente de correlación ( $R^2$ ) y la media de la suma del cuadrado de los residuos (SCR/N) para cada tramo. Para poder comparar los modelos en el caso en el que el ajuste se realiza en dos tramos, se ha obtenido la suma del cuadrado de los residuos total de los ajustes realizados en los dos tramos y se ha promediado con el número total de puntos utilizados en los dos ajustes.

Modelo 1:  $V_s = k e^{-nSS}$

	$k$ (cm/min)	$\epsilon_k$ (cm/min)	$n$ (l/g)	$\epsilon_n$ (l/g)	$R^2$	SCR/N (cm/min) <sup>2</sup>	
						Tramo	Total
$V_i$	3.5	0.4	1.91	0.10	0.9875	-	$3.4 \cdot 10^{-4}$
$V_{i,1}$	3.6	0.6	1.95	0.14	0.9830	$4.5 \cdot 10^{-4}$	$2.8 \cdot 10^{-4}$
$V_{i,2}$	0.19	0.07	0.57	0.15	0.9268	$1.4 \cdot 10^{-5}$	
$V_{f,1}$	6.3	0.5	0.60	0.05	0.9656	$1.2 \cdot 10^{-2}$	$8.3 \cdot 10^{-3}$
$V_{f,2}$	1.1	0.6	0.65	0.18	0.9572	$1.8 \cdot 10^{-4}$	

Tabla 4.9. Resultados de la regresión de la velocidad de sedimentación al modelo 1 (experiencia A).

Modelo 2:  $V_s = k SS^{-n}$

	$k$ (cm/min $\cdot$ (g/l) <sup>n</sup> )	$\epsilon_k$ (cm/min $\cdot$ (g/l) <sup>n</sup> )	$n$	$\epsilon_n$	$R^2$	SCR/N (cm/min) <sup>2</sup>	
						Tramo	Total
$V_i$	0.51	0.02	2.47	0.16	0.9759	-	$6.6 \cdot 10^{-4}$
$V_{i,1}$	0.51	0.03	2.4	0.3	0.9626	$1.0 \cdot 10^{-3}$	$6.1 \cdot 10^{-4}$
$V_{i,2}$	0.20	0.08	1.7	0.5	0.9147	$1.7 \cdot 10^{-5}$	
$V_{f,1}$	3.48	0.12	0.83	0.09	0.9485	$1.8 \cdot 10^{-2}$	$1.2 \cdot 10^{-2}$
$V_{f,2}$	1.3	0.9	2.0	0.7	0.9254	$3.1 \cdot 10^{-4}$	

Tabla 4.10. Resultados de la regresión de la velocidad de sedimentación al modelo 2 (experiencia A).

Modelo 3:  $V_s = (k - nSS)^{nRZ}$

	$k$ (cm/min) <sup>1/nRZ</sup>	$\epsilon_k$ (cm/min) <sup>1/nRZ</sup>	$n$ (cm/min) <sup>1/nRZ</sup> ·l/g	$\epsilon_n$ (cm/min) <sup>1/nRZ</sup> ·l/g	$nRZ$	$R^2$	SCR/N (cm/min) <sup>2</sup>	
							Tramo	Total
$V_i$	1.16	0.02	0.287	0.017	5.02	0.9835	-	4.5·10 <sup>-4</sup>
$V_{i,1}$	1.19	0.02	0.310	0.018	5.01	0.9887	3.0·10 <sup>-4</sup>	1.9·10 <sup>-4</sup>
$V_{i,2}$	0.69	0.04	0.058	0.014	5.09	0.9294	1.4·10 <sup>-5</sup>	
$V_{f,1}$	1.432	0.018	0.148	0.013	4.93	0.9663	1.1·10 <sup>-2</sup>	8.1·10 <sup>-3</sup>
$V_{f,2}$	0.96	0.06	0.09	0.02	5.08	0.9674	1.4·10 <sup>-4</sup>	

Tabla 4.11. Resultados de la regresión de la velocidad de sedimentación al modelo 3 (experiencia A).

Modelo 4:  $V_s = k \frac{e^{-nSS}}{SS}$

	$k$ (cm g/min l)	$\epsilon_k$ (cm g/min l)	$n$ (l/g)	$\epsilon_n$ (l/g)	$R^2$	SCR/N (cm/min) <sup>2</sup>	
						Tramo	Total
$V_i$	1.6	0.2	1.13	0.11	0.9851	-	4.1·10 <sup>-4</sup>
$V_{i,1}$	1.6	0.3	1.13	0.17	0.9757	6.5·10 <sup>-4</sup>	3.9·10 <sup>-4</sup>
$V_{i,2}$	0.20	0.08	0.23	0.15	0.9211	1.5·10 <sup>-5</sup>	
$V_{f,1}$	3.6	0.4	5·10 <sup>-9</sup>	0.3	0.9070	3.2·10 <sup>-2</sup>	2.2·10 <sup>-2</sup>
$V_{f,2}$	1.2	0.7	0.3	0.2	0.9423	2.4·10 <sup>-4</sup>	

Tabla 4.12. Resultados de la regresión de la velocidad de sedimentación al modelo 4 (experiencia A).

Modelo 5:  $V_s = \frac{(k - nSS)^4}{SS}$

	$k$ (cm/min · g/l) <sup>1/4</sup>	$\epsilon_k$ (cm/min · g/l) <sup>1/4</sup>	$n$ (cm/min · (g/l) <sup>-3</sup> ) <sup>1/4</sup>	$\epsilon_n$ (cm/min · (g/l) <sup>-3</sup> ) <sup>1/4</sup>	$R^2$	SCR/N (cm/min) <sup>2</sup>	
						Tramo	Total
$V_i$	1.06	0.02	0.217	0.019	0.9852	-	4.0·10 <sup>-4</sup>
$V_{i,1}$	1.07	0.04	0.23	0.03	0.9796	5.5·10 <sup>-4</sup>	3.3·10 <sup>-4</sup>
$V_{i,2}$	0.66	0.05	0.03	0.02	0.9223	1.5·10 <sup>-5</sup>	
$V_{f,1}$	1.38	0.04	1·10 <sup>-9</sup>	0.04	0.9068	3.2·10 <sup>-2</sup>	2.2·10 <sup>-2</sup>
$V_{f,2}$	1.03	0.11	0.07	0.04	0.9463	2.2·10 <sup>-4</sup>	

Tabla 4.13. Resultados de la regresión de la velocidad de sedimentación al modelo 5 (experiencia A).

A continuación se muestran los resultados para la experiencia B (Figura 4.34 a Figura 4.38).

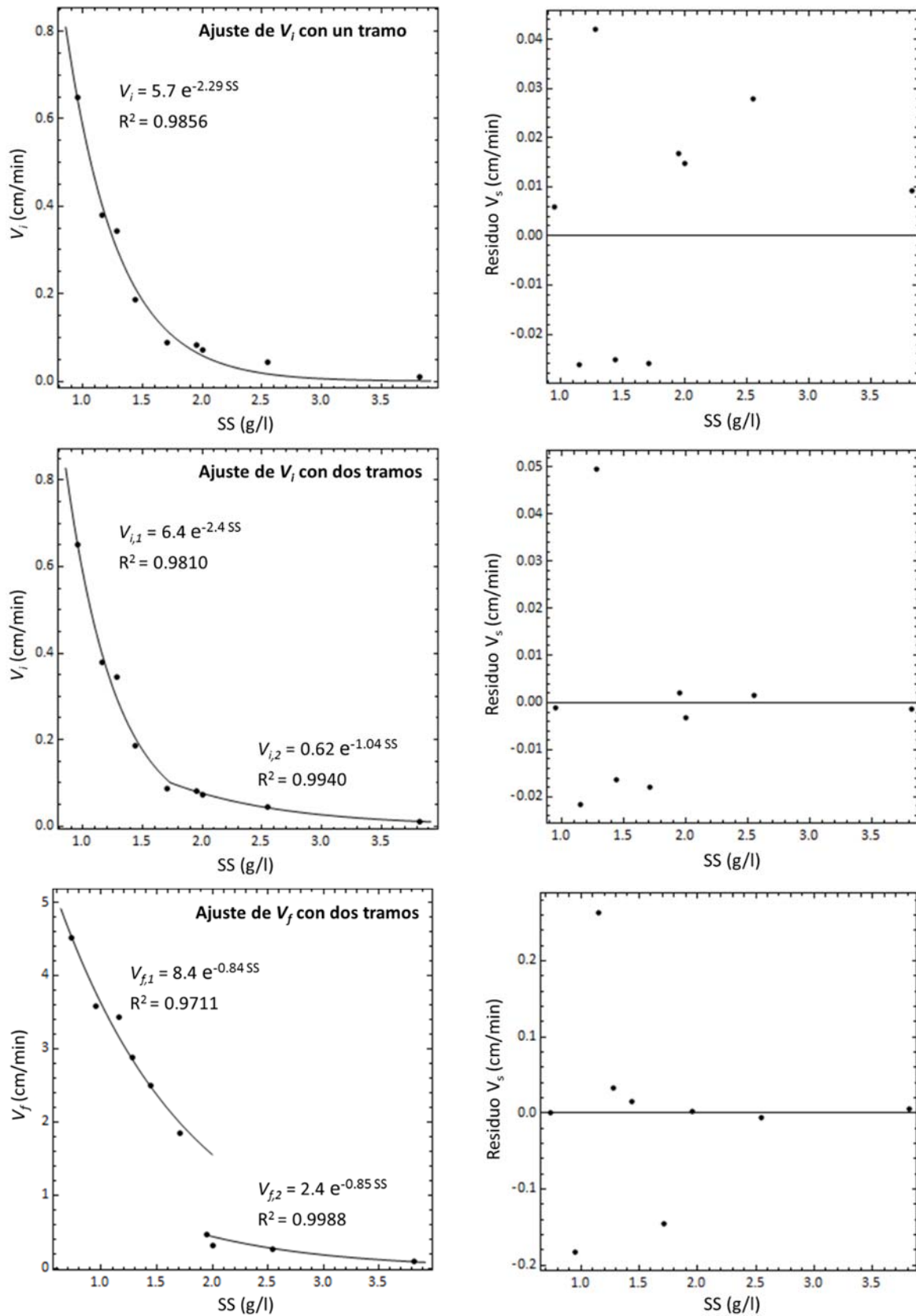


Figura 4.34. Ajuste al modelo 1 y residuos de la velocidad de sedimentación para la experiencia B.

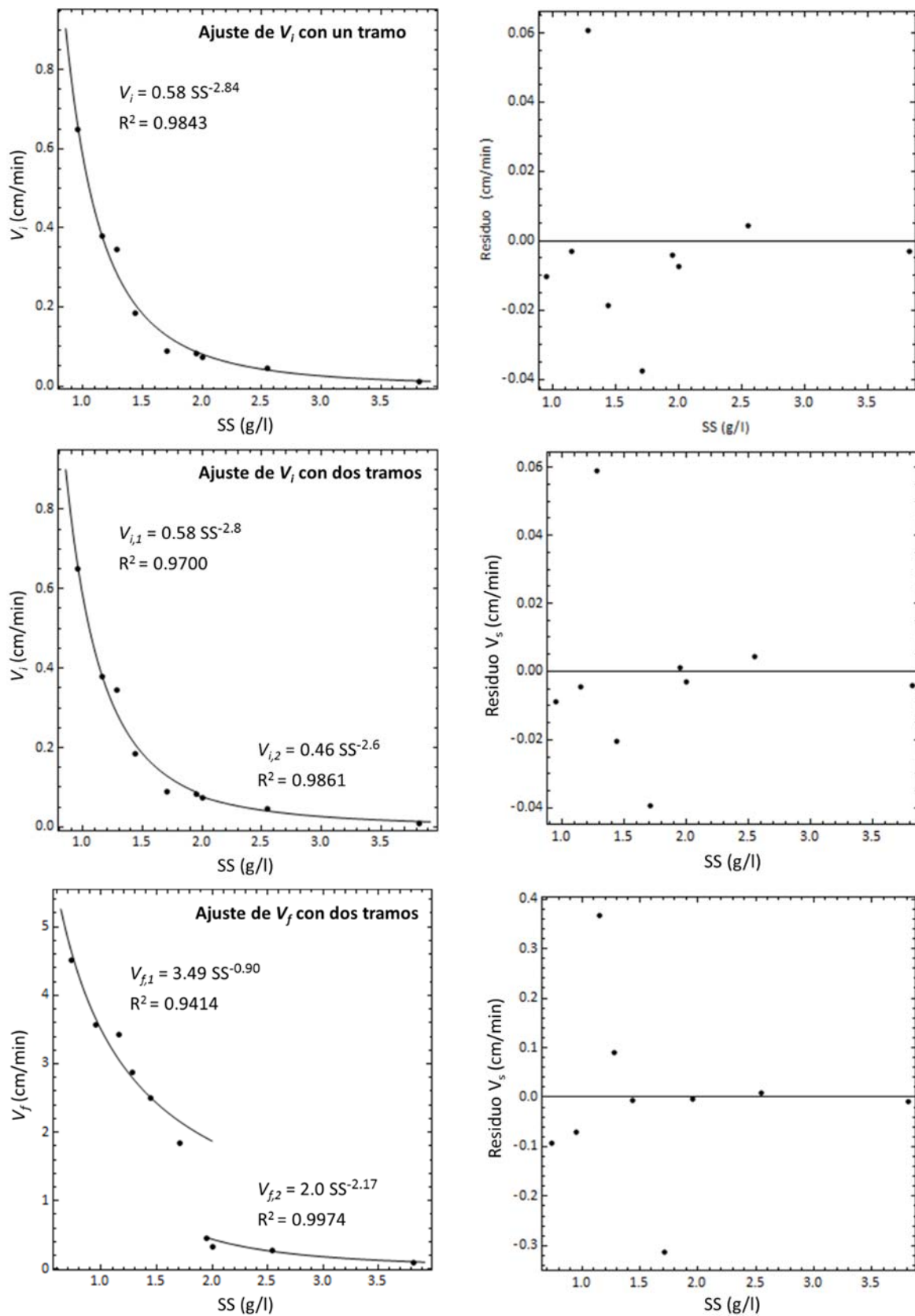


Figura 4.35. Ajuste al modelo 2 y residuos de la velocidad de sedimentación para la experiencia B.



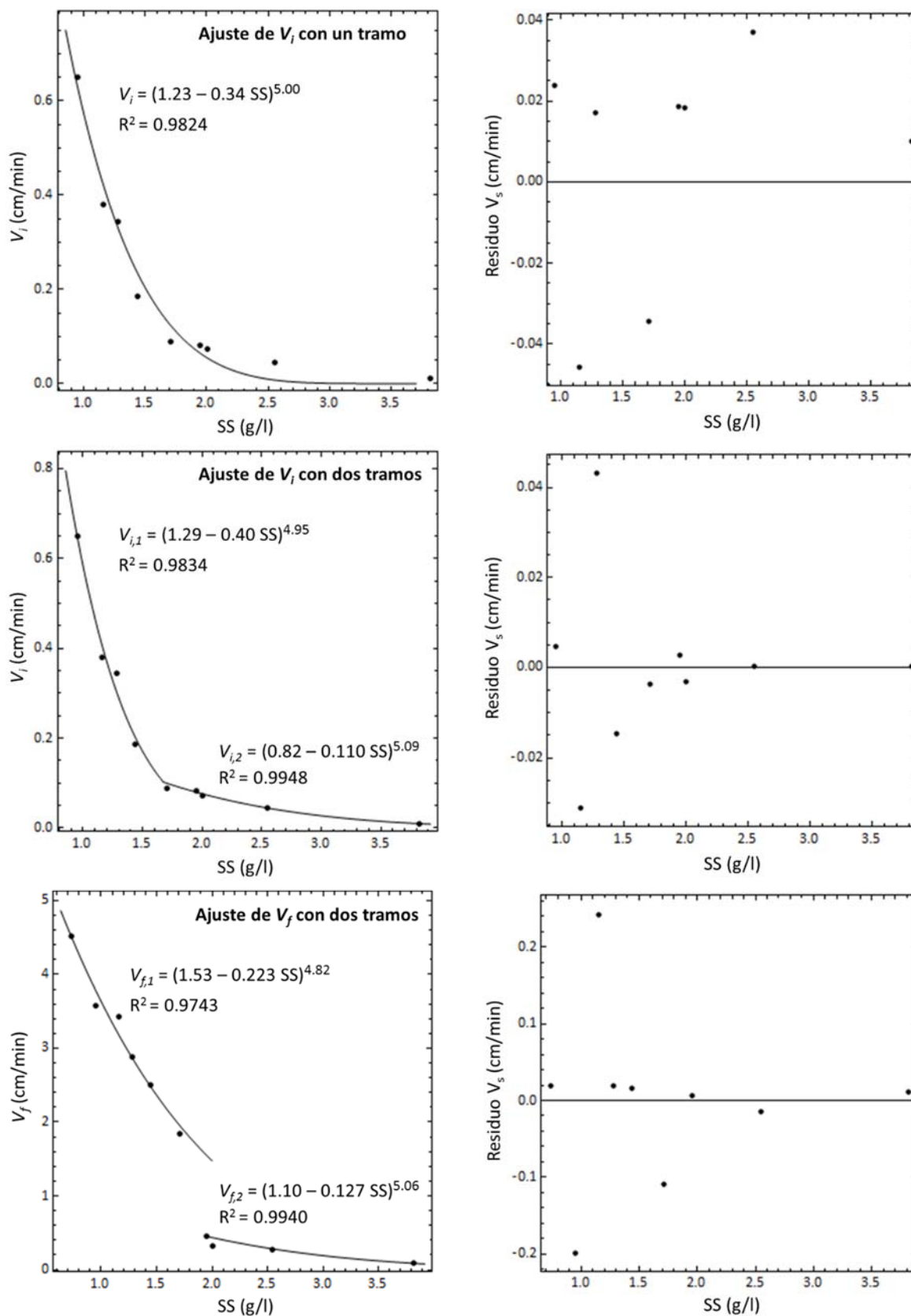


Figura 4.36. Ajuste al modelo 3 y residuos de la velocidad de sedimentación para la experiencia B.

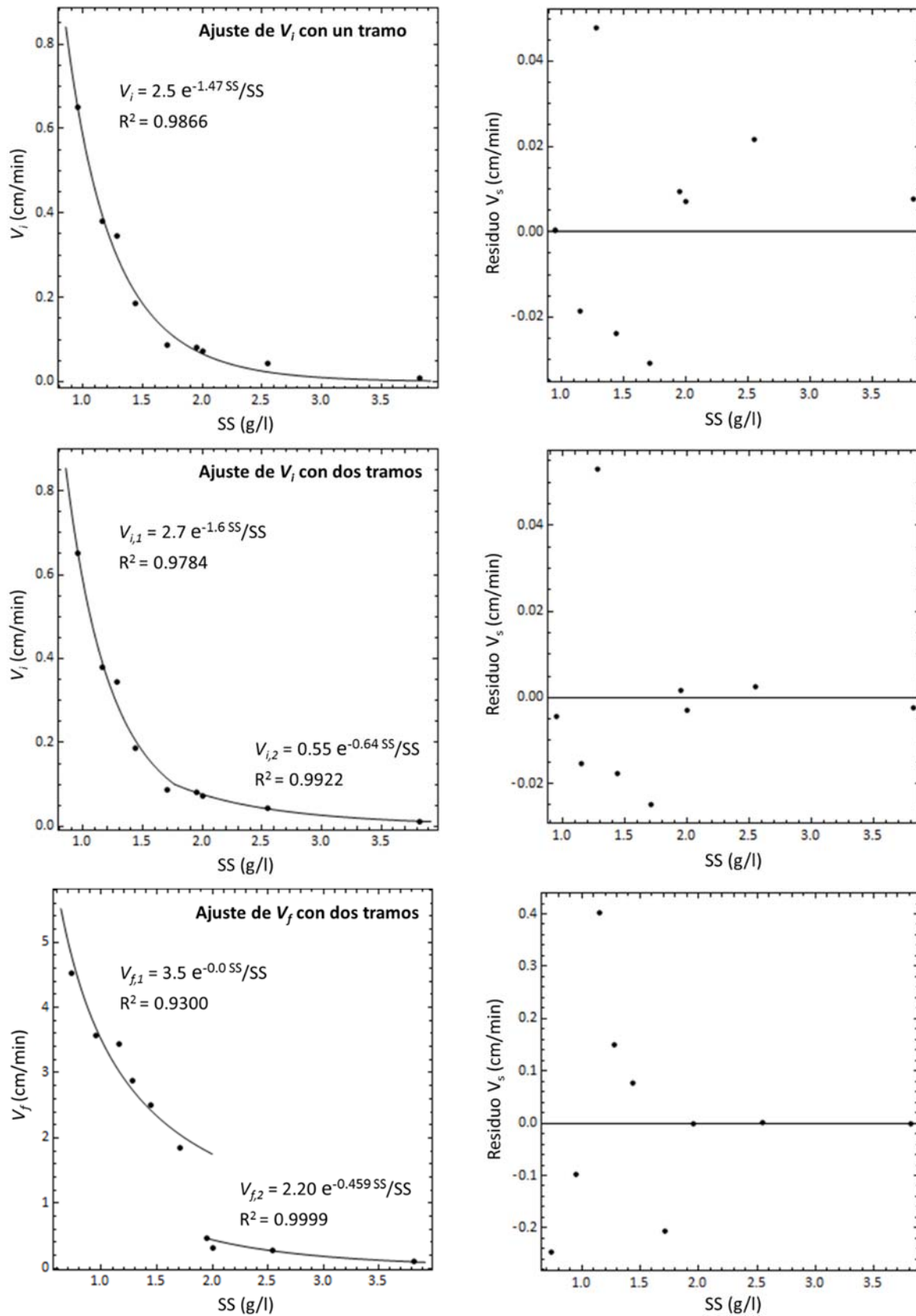


Figura 4.37. Ajuste al modelo 4 y residuos de la velocidad de sedimentación para la experiencia B.

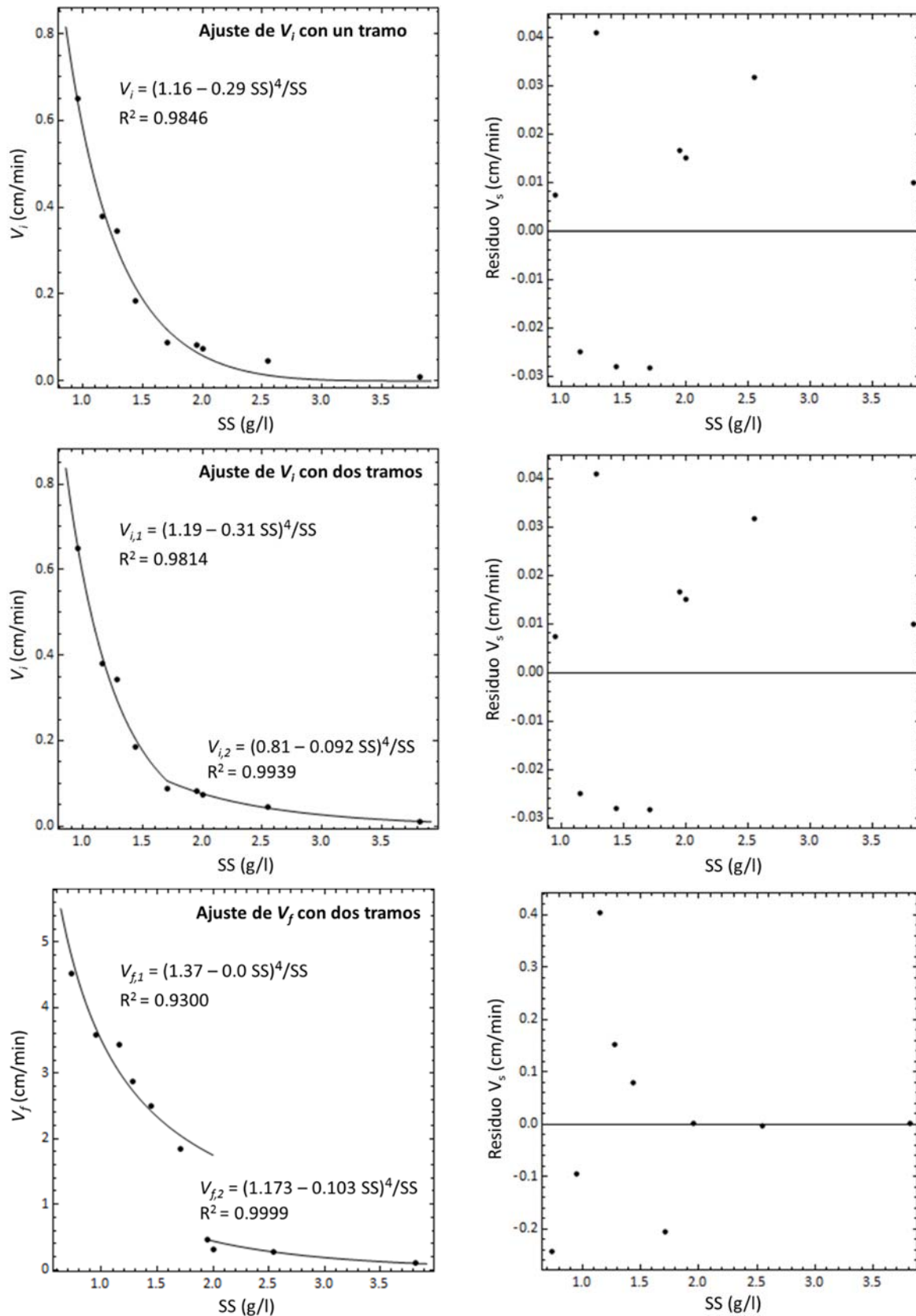


Figura 4.38. Ajuste al modelo 5 y residuos de la velocidad de sedimentación para la experiencia B.

En las siguientes tablas (de la Tabla 4.14 a la Tabla 4.18) se muestran los resultados numéricos de los ajustes realizados para la experiencia B.

Modelo 1:  $V_s = k e^{-nSS}$

	$k$ (cm/min)	$\epsilon_k$ (cm/min)	$n$ (l/g)	$\epsilon_n$ (l/g)	$R^2$	SCR/N (cm/min) <sup>2</sup>	
						Tramo	Total
$V_i$	5.7	1.0	2.29	0.16	0.9856	-	$5.7 \cdot 10^{-4}$
$V_{i,1}$	6.4	1.6	2.4	0.2	0.9810	$7.0 \cdot 10^{-4}$	$3.9 \cdot 10^{-4}$
$V_{i,2}$	0.62	0.13	1.04	0.10	0.9940	$4.8 \cdot 10^{-6}$	
$V_{f,1}$	8.4	0.7	0.84	0.08	0.9711	$2.1 \cdot 10^{-2}$	$1.4 \cdot 10^{-2}$
$V_{f,2}$	2.4	0.2	0.85	0.04	0.9988	$2.7 \cdot 10^{-5}$	

Tabla 4.14. Resultados de la regresión de la velocidad de sedimentación al modelo 1 (experiencia B).

Modelo 2:  $V_s = k SS^{-n}$

	$k$ (cm/min · (g/l) <sup>n</sup> )	$\epsilon_k$ (cm/min · (g/l) <sup>n</sup> )	$n$	$\epsilon_n$	$R^2$	SCR/N (cm/min) <sup>2</sup>	
						Tramo	Total
$V_i$	0.58	0.02	2.84	0.19	0.9843	-	$6.3 \cdot 10^{-4}$
$V_{i,1}$	0.58	0.03	2.8	0.3	0.9700	$1.1 \cdot 10^{-3}$	$6.2 \cdot 10^{-4}$
$V_{i,2}$	0.46	0.12	2.6	0.4	0.9861	$1.1 \cdot 10^{-5}$	
$V_{f,1}$	3.49	0.11	0.90	0.11	0.9414	$4.2 \cdot 10^{-2}$	$2.8 \cdot 10^{-2}$
$V_{f,2}$	2.0	0.2	2.17	0.15	0.9974	$5.8 \cdot 10^{-5}$	

Tabla 4.15. Resultados de la regresión de la velocidad de sedimentación al modelo 2 (experiencia B).

Modelo 3:  $V_s = (k - nSS)^{nRZ}$

	$k$ (cm/min) <sup>1/nRZ</sup>	$\epsilon_k$ (cm/min) <sup>1/nRZ</sup>	$n$ (cm/min) <sup>1/nRZ</sup> · l/g	$\epsilon_n$ (cm/min) <sup>1/nRZ</sup> · l/g	$nRZ$	$R^2$	SCR/N (cm/min) <sup>2</sup>	
							Tramo	Total
$V_i$	1.23	0.03	0.34	0.03	5.00	0.9824	-	$7.9 \cdot 10^{-4}$
$V_{i,1}$	1.29	0.04	0.40	0.04	4.95	0.9834	$6.1 \cdot 10^{-4}$	$3.4 \cdot 10^{-4}$
$V_{i,2}$	0.82	0.02	0.110	0.010	5.09	0.9948	$4.2 \cdot 10^{-6}$	
$V_{f,1}$	1.53	0.02	0.223	0.019	4.82	0.9745	$1.9 \cdot 10^{-2}$	$1.2 \cdot 10^{-2}$
$V_{f,2}$	1.10	0.03	0.127	0.013	5.06	0.9940	$1.3 \cdot 10^{-4}$	

Tabla 4.16. Resultados de la regresión de la velocidad de sedimentación al modelo 3 (experiencia B).

Modelo 4:  $V_s = k \frac{e^{-nSS}}{SS}$

	<b>k</b> (cm/min · g/l)	<b>ε<sub>k</sub></b> (cm/min · g/l)	<b>n</b> (l/g)	<b>ε<sub>n</sub></b> (l/g)	<b>R<sup>2</sup></b>	<b>SCR/N</b> (cm/min)	
						<b>Tramo</b>	<b>Total</b>
<b>V<sub>i</sub></b>	2.5	0.4	1.47	0.15	0.9866	-	5.3·10 <sup>-4</sup>
<b>V<sub>i,1</sub></b>	2.7	0.7	1.6	0.3	0.9784	8.0·10 <sup>-4</sup>	4.5·10 <sup>-4</sup>
<b>V<sub>i,2</sub></b>	0.55	0.13	0.64	0.11	0.9922	6.3·10 <sup>-6</sup>	
<b>V<sub>f,1</sub></b>	3.5	0.4	3·10 <sup>-9</sup>	0.2	0.9300	5.1·10 <sup>-2</sup>	3.4·10 <sup>-2</sup>
<b>V<sub>f,2</sub></b>	2.20	0.02	0.459	0.005	0.9999	3.9·10 <sup>-7</sup>	

Tabla 4.17. Resultados de la regresión de la velocidad de sedimentación al modelo 4 (experiencia B).

Modelo 5:  $V_s = \frac{(k - nSS)^4}{SS}$

	<b>k</b> (cm/min · g/l) <sup>1/4</sup>	<b>ε<sub>k</sub></b> (cm/min · g/l) <sup>1/4</sup>	<b>n</b> (cm/min · (g/l) <sup>-3</sup> ) <sup>1/4</sup>	<b>ε<sub>n</sub></b> (cm/min · (g/l) <sup>-3</sup> ) <sup>1/4</sup>	<b>R<sup>2</sup></b>	<b>SCR/N</b> (cm/min) <sup>2</sup>	
						<b>Tramo</b>	<b>Total</b>
<b>V<sub>i</sub></b>	1.16	0.03	0.29	0.03	0.9846	-	6.1·10 <sup>-4</sup>
<b>V<sub>i,1</sub></b>	1.19	0.05	0.31	0.05	0.9814	6.9·10 <sup>-4</sup>	3.8·10 <sup>-4</sup>
<b>V<sub>i,2</sub></b>	0.81	0.03	0.092	0.013	0.9939	4.8·10 <sup>-6</sup>	
<b>V<sub>f,1</sub></b>	1.37	0.04	6·10 <sup>-9</sup>	0.18	0.9300	5.1·10 <sup>-2</sup>	3.4·10 <sup>-2</sup>
<b>V<sub>f,2</sub></b>	1.173	0.006	0.103	0.003	0.9999	2.8·10 <sup>-6</sup>	

Tabla 4.18. Resultados de la regresión de la velocidad de sedimentación al modelo 5 (experiencia B).

En todos los ajustes se ha comprobado si los residuos siguen una distribución normal utilizando el contraste de Kolmogoroff-Smirnof. También se ha comprobado si los residuos están aleatoriamente distribuidos mediante un contraste de rachas (Apdo. 8.2).

En todos los ajustes realizados los valores de los coeficientes de correlación (R<sup>2</sup>) son superiores a 0.9. Como todos los modelos son no lineales se recomienda no utilizar como único criterio para comparar los modelos el coeficiente R<sup>2</sup>. Para ello se ha calculado la media del cuadrado de los residuos, tanto para los ajustes realizados en un intervalo de los sólidos suspendidos, como para los ajustes realizados en dos intervalos. Desde el punto de vista estadístico, el mejor

modelo será aquel que presente el menor valor de SCR/N y una distribución normal y aleatoria de los residuos.

Para todos los modelos estudiados, excepto para el modelo potencial, los residuos de los ajustes de la velocidad de sedimentación inicial ( $V_i$ ) considerando todos los puntos, se encuentran sistemáticamente por encima de cero para concentraciones elevadas de SS. Esto supone que estos modelos no son adecuados porque predicen una velocidad de sedimentación menor que la observada experimentalmente para concentraciones altas de sólidos suspendidos.

El modelo potencial describe correctamente la velocidad de sedimentación inicial, pero este modelo presenta problemas desde el punto de vista estadístico (Tabla 4.19). En las dos experiencias el p-valor del contraste de Kolmogoroff-Smirnof es menor que 0.05, lo cual indica que la distribución de los residuos no es normal con un nivel de confianza del 95%. Además, para la experiencia B el número de rachas de los residuos indica una distribución no aleatoria de los mismos. Para una distribución de residuos con 2 residuos positivos ( $n_1$ ) y 7 negativos ( $n_2$ ), el número de rachas de los residuos ( $R$ ) debe estar comprendido entre 2 y 4 (región de aceptación) para considerarse una distribución aleatoria de los mismos.

Experiencia	Test de Kolmogoroff-Smirnof		Test de rachas				
	p-valor	$n_1$	$n_2$	R	Región de aceptación	Aleatorio	
A	0.040	6	4	4	4 - 7	Sí	
B	0.016	2	7	5	2 - 4	No	

Tabla 4.19. Análisis de los residuos de la regresión de la velocidad de sedimentación  $V_i$  al modelo potencial.

Si comparamos la media de la suma del cuadrado de los residuos (SCR/N) para la velocidad de sedimentación inicial  $V_i$  con el valor obtenido para  $V_{i,1}$  y  $V_{i,2}$  (Figura 4.39 y Figura 4.40), obtenemos que para las dos experiencias y para todos los modelos, la SCR/N de  $V_{i,1}$  y  $V_{i,2}$  es menor o igual que la SCR/N para  $V_i$ . Si además tenemos en cuenta que la distribución de los

residuos es más aleatoria para concentraciones altas de SS para  $V_{i,2}$ , concluimos que es mejor realizar el ajuste para la velocidad de sedimentación inicial en dos intervalos de SS. Además, la velocidad de sedimentación final también debe ajustarse considerando dos intervalos ( $V_{f,1}$  y  $V_{f,2}$ ) debido a la discontinuidad que se observa en los datos experimentales.

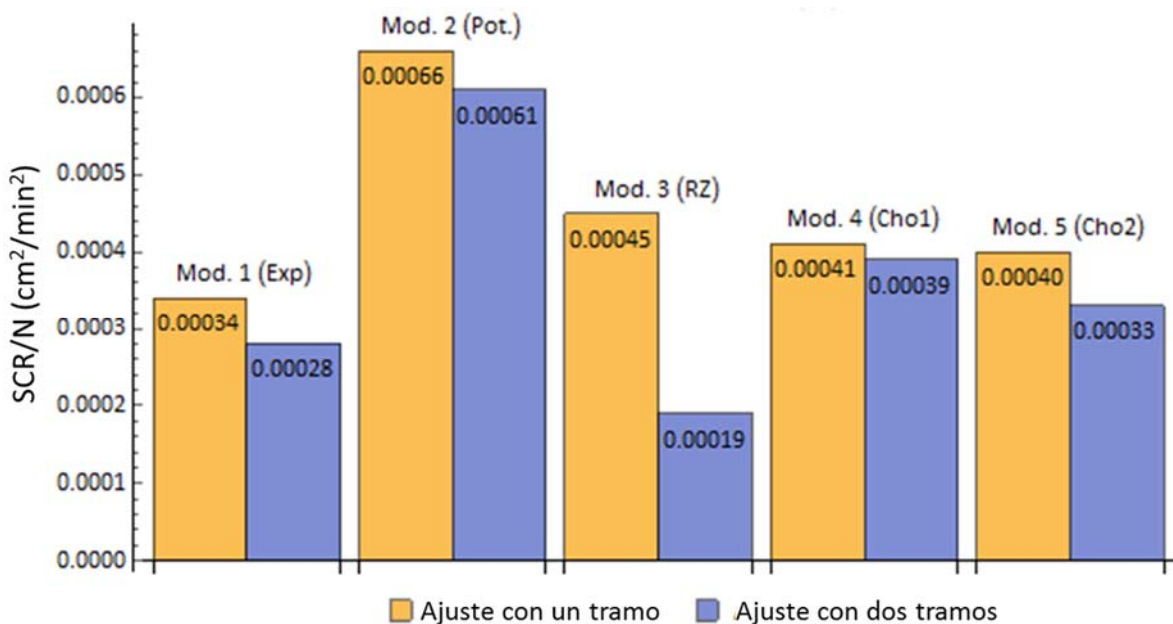


Figura 4.39. SCR/N de los ajustes de la velocidad de sedimentación inicial para la experiencia A.

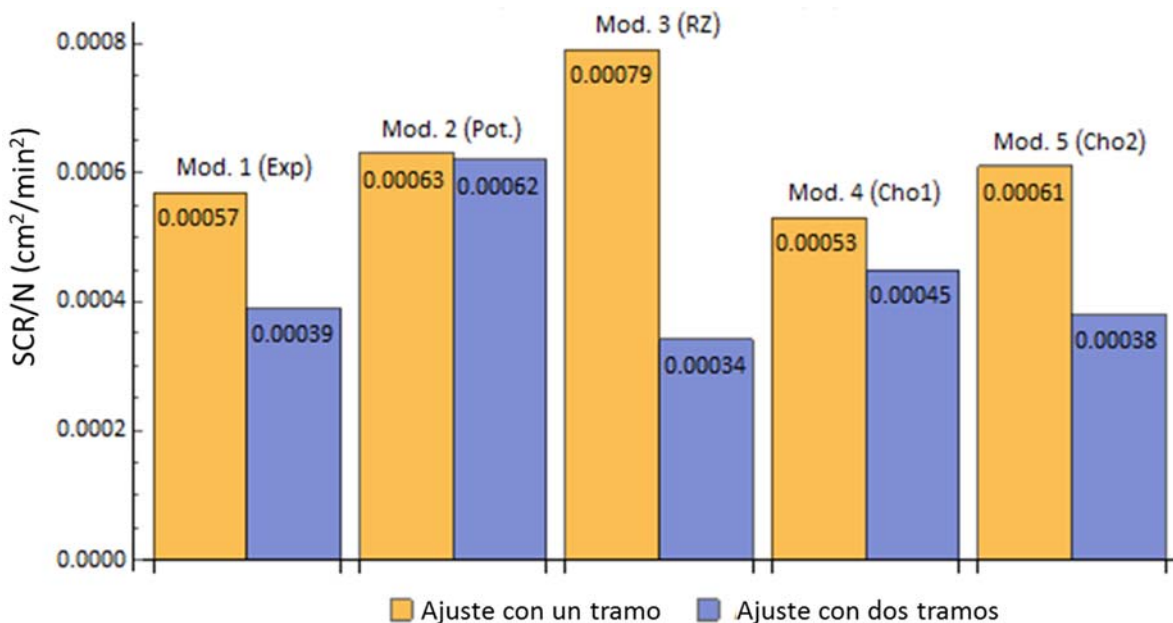


Figura 4.40. SCR/N de los ajustes de la velocidad de sedimentación inicial para la experiencia B.

Si comparamos la SCR/N para la velocidad de sedimentación inicial ( $V_{i,1}$  y  $V_{i,2}$ ) obtenemos que para la experiencia A y para la experiencia B el mejor modelo es el modelo 3 de Richardson y Zaki, seguido por el modelo 1 exponencial y por el modelo 5 de Cho.

Si observamos con más detalle los resultados obtenidos en la regresión de  $V_{f,1}$  a los modelos de Cho (modelos 4 y 5) obtenemos que el valor del parámetro  $n$  vale cero (del orden de  $10^{-9}$  en los ajustes realizados). También se ha obtenido para estos modelos que el p-valor del parámetro vale 1, lo cual indica que desde el punto de vista estadístico el valor del parámetro puede ser cero. Los modelos de Cho se reducen en este caso a un modelo potencial del tipo  $V_S = k/SS$ . Descartamos por lo tanto los modelos 4 y 5 dado que no funcionan bien para describir la velocidad de sedimentación final  $V_{f,1}$ .

Para la velocidad de sedimentación final todos los modelos funcionan bien respecto a la distribución aleatoria de los residuos en  $V_{f,1}$  y  $V_{f,2}$ . Si comparamos la SCR/N para la velocidad de sedimentación final ( $V_{f,1}$  y  $V_{f,2}$ ) obtenemos de nuevo que el mejor modelo es el de Richardson y Zaki seguido por el modelo exponencial (Figura 4.41).

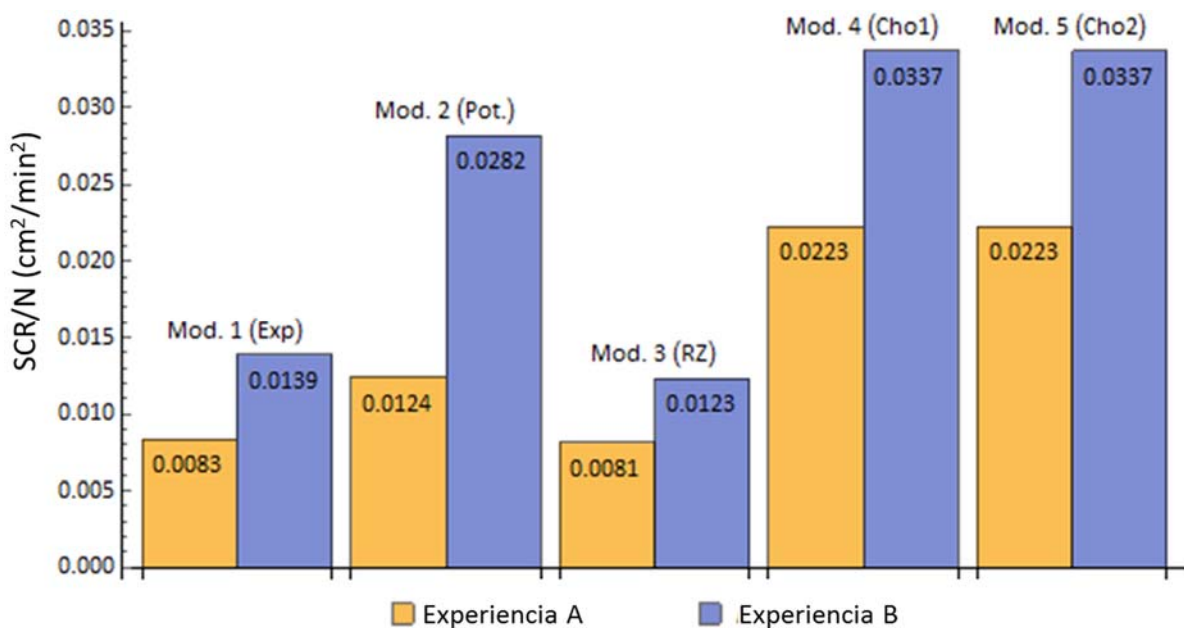


Figura 4.41. SCR/N de los ajustes de la velocidad de sedimentación final para las experiencias A y B.



Si tenemos en cuenta los resultados globales obtenidos de la SCR/N para  $V_{i,1}$ ,  $V_{i,2}$ ,  $V_{f,1}$  y  $V_{f,2}$  en las dos experiencias, los mejores modelos han sido el modelo de Richardson y Zaki y el modelo exponencial.

Como conclusión final podemos destacar:

1. Es mejor describir la velocidad de sedimentación inicial considerando dos intervalos de SS ( $V_{i,1}$  y  $V_{i,2}$ ) debido a:
  - a. Para un único intervalo la distribución de los residuos no es aleatoria para concentraciones altas de SS.
  - b. El valor de la SCR/N utilizando dos intervalos de SS es menor.
2. Se descartan los modelos 4 y 5 (Cho et al.) debido a que no funcionan bien en la descripción de la velocidad de sedimentación final  $V_{f,1}$ .
3. Desde el punto de vista estadístico el mejor modelo para describir la velocidad de sedimentación inicial y final es el modelo 3 (Richardson y Zaki), seguido por el modelo 1 (exponencial).
4. El modelo 3 tiene la ventaja adicional de poder relacionar sus parámetros con las características de los flóculos (tamaño, densidad y porosidad del flóculo). Varios autores (Javaheri y Dick, 1969; Matsumoto et al., 1980; Knocke, 1986; Kawasaki et al., 1990; Chen et al., 1996) han utilizado este modelo para modelizar la velocidad de sedimentación zonal de los fangos activados.
5. El modelo 1 (modelo exponencial) tiene la ventaja de ser el modelo más utilizado para describir la velocidad de sedimentación zonal de los fangos activados.
6. El modelo 2 (potencial) funciona bien a concentraciones bajas de sólidos suspendidos, a pesar de que en la bibliografía se indica que el modelo potencial no es adecuado para concentraciones por debajo de 2-3 g/l de sólidos suspendidos.

### 4.3 SEDIMENTABILIDAD DEL FANGO

En este apartado se va a caracterizar la sedimentabilidad del fango a partir de los resultados experimentales obtenidos del *IVF* y del *IVFD*. También se analizará la velocidad de sedimentación zonal en función de los parámetros del modelo exponencial.

#### 4.3.1 *IVF* e *IVFD* del fango

En la depuradora se realiza un control diario de la sedimentabilidad del fango mediante el *IVF*. En la Tabla 4.20 se muestran los valores del *IVF* e *IVFD* medidos en distintas épocas del año.

Fecha	<i>IVF</i> (g/ml)	$\epsilon_{IVF}$ (g/ml)	<i>IVFD</i> (g/ml)	$\epsilon_{IVFD}$ (g/ml)	<i>SS</i> (g/l)	$\epsilon_{SS}$ (g/l)
29 de enero	169	2	138	3	5.66	0.06
8 de abril	144	1	197	4	6.82	0.07
22 de abril	168	2	202	5	5.86	0.06
3 de julio	183	2	311	9	5.42	0.06
22 de julio	186	3	370	9	5.37	0.06
30 de julio	212	3	353	9	4.70	0.05

Tabla 4.20. *IVF*, *IVFD* y *SS* de los fangos activados de la EDAR de Ford en distintas épocas del año.

En el periodo estudiado, el *IVF* ha variado entre 144 y 212 ml/g. La norma alemana ATV-DVWK-A 131E (ATV-DVWK, 2000) considera como normal un valor del *IVF* entre 100 y 150 ml/g para un proceso biológico de oxidación total que trata aguas residuales industriales. A partir de la clasificación de la sedimentabilidad del fango realizada por Von Sperling (2007) (Tabla 1.7), los fangos tendrían una sedimentabilidad media entre enero y julio, llegando a alcanzar la clasificación de pobre a finales del mes de julio.

El *IVF* es un índice que está muy influenciado por la concentración de los SS del tratamiento biológico. En la Figura 4.42 se muestra el  $VF_{30}$  (volumen ocupado por 1 litro de fango después de sedimentar durante media hora) para distintas concentraciones de SS obtenidas diluyendo el fango original. Se puede observar que la sedimentabilidad del fango no es buena debido a que el  $VF_{30}$  para el fango original se encuentra en todos los casos muy próxima a 1000 ml. Sin embargo, se obtienen valores bajos del *IVF* debido a la elevada concentración de SS del fango (entre 4.70 y 6.82 g/l, Tabla 4.20).

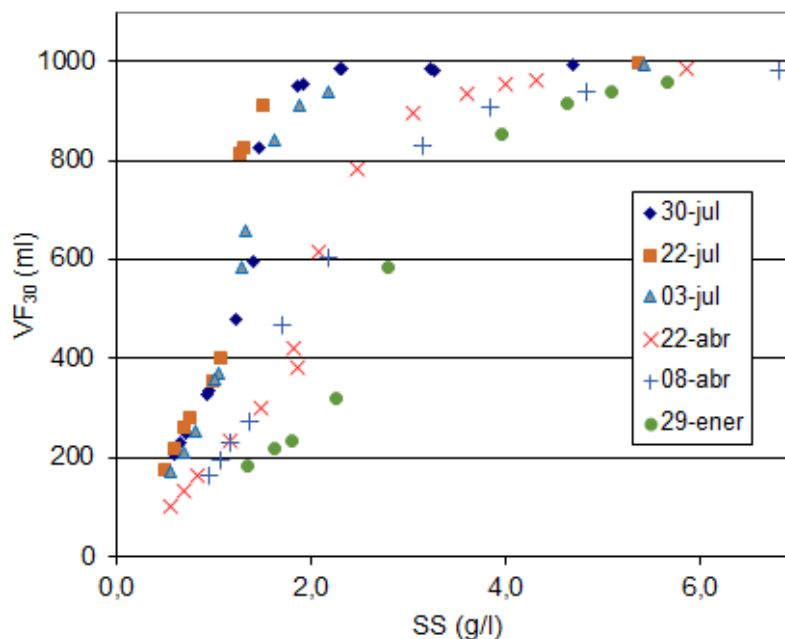


Figura 4.42.  $VF_{30}$  en función de los SS para distintas diluciones del fango activado de la EDAR de Ford.

En la Figura 4.43 se muestra el *IVF* calculado a partir del  $VF_{30}$  obtenido para cada concentración de SS. En el gráfico se muestra el efecto de la concentración de los SS en el cálculo del *IVF* y cómo el aumento de la concentración de SS produce una disminución del *IVF*. También se observa que existe una zona en la que el índice permanece constante y no se ve afectado por la concentración de SS. El valor del índice en esta zona se corresponde con el *IVFD*.

Parece claro que el mejor índice para describir la sedimentabilidad de los fangos de la depuradora de Ford es el *IVFD*. Durante el periodo estudiado el *IVFD* ha variado entre 138 y 370 ml/g. A partir de la clasificación de Von Sperling (2007) (Tabla 1.7), se puede concluir que

la sedimentabilidad del fango ha ido empeorando con el tiempo, pasando de una sedimentabilidad media en el mes de enero, a pobre en abril y muy pobre en julio.

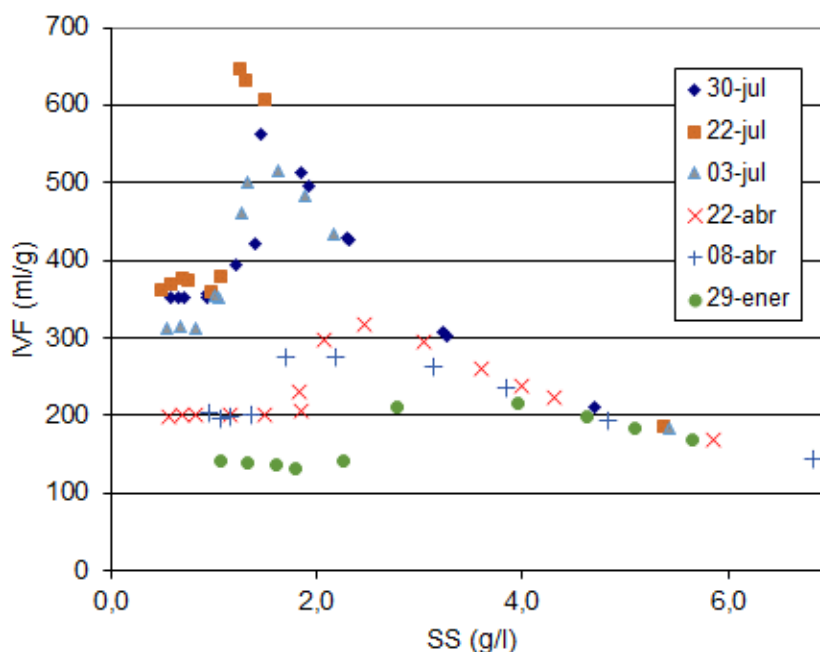


Figura 4.43. IVF en función de los SS para distintas diluciones del fango activado de la EDAR de Ford.

#### 4.3.2 Velocidad de sedimentación zonal del fango

En la bibliografía podemos encontrar valores típicos de los parámetros  $k$  y  $n$  del modelo exponencial para la velocidad de sedimentación zonal de los fangos activados en depuradoras urbanas. Estos valores típicos permiten clasificar la sedimentabilidad del fango como buena o mala (Ekama et al., 1997) o distinguir cinco grados de sedimentabilidad comprendidos entre sedimentabilidad muy buena y muy pobre (Von Sperling, 2007; Tabla 1.8).

Para estudiar la sedimentabilidad del fango a partir de la velocidad de sedimentación zonal vamos a comparar los resultados obtenidos para el modelo exponencial en la experiencia A donde se ha utilizado el sobrenadante original de la depuradora.

Según la clasificación propuesta por Ekama et al. (1997) la sedimentabilidad de los fangos es mala porque en todos los casos  $k < 5$  m/h y  $n > 0.5$ . Según la clasificación de Von Sperling

(2007) la sedimentabilidad sería muy pobre si consideramos el valor de  $k$  y entre pobre y muy pobre si consideramos los valores obtenidos para  $n$ .

En la Tabla 4.21 se han calculado para la EDAR de Ford los valores de los parámetros utilizados en el diseño de decantadores secundarios (Ferrer et al., 2012b). En la tabla también se muestran los valores de cada criterio de diseño exigido para un proceso biológico de oxidación total a caudal medio. No se consideran los valores a caudal punta debido a que el caudal de tratamiento en la depuradora es constante al ser regulado el caudal por un tanque de homogeneización.

$C_s$ ( $m^3/m^2 \cdot d$ )		$C_{sol}$ ( $kg/m^2 \cdot h$ )		$C_v$ ( $m^3/m/h$ )		$TRH$ (h)	
Valor	Criterio	Valor	Criterio	Valor	Criterio	Valor	Criterio
4.1	$\leq 12$	0.9	$\leq 1.8$	0.64	$\leq 12$	17.7	$\geq 3$

Tabla 4.21. Cumplimiento de los criterios de diseño del decantador secundario de la EDAR de Ford ( $C_s$ : carga superficial,  $C_{sol}$ : carga de sólidos,  $C_v$ : carga sobre vertedero,  $TRH$ : tiempo de retención hidráulico).

Se puede comprobar que se cumplen con un amplio margen de seguridad todos los criterios de diseño, por lo que se podría considerar que en las condiciones actuales el decantador secundario de la EDAR de Ford está sobredimensionado. Sin embargo, durante la época en la que se recogieron los fangos de la depuradora para realizar los ensayos de sedimentación, se observó que el manto de fangos en el decantador secundario se encontraba muy cerca de la superficie. A pesar de cumplir los criterios de diseño el decantador se encontraba en el límite de poder perder una gran cantidad de sólidos junto con el efluente.

Normalmente los valores de los criterios de diseño recomendados están basados en la experiencia en el diseño de decantadores de depuradoras urbanas. El uso de estos criterios puede ser problemático en depuradoras de aguas residuales industriales donde la sedimentabilidad del fango biológico puede verse afectada por el tipo de agua residual y por el tratamiento físico-químico previo. Lo mismo ocurrirá si se utilizan programas de simulación

(Ferrer et al., 2005) donde se calcula la velocidad de sedimentación de los fangos a partir de fórmulas empíricas obtenidas en depuradoras urbanas.

La sedimentabilidad de los fangos activados en las depuradoras de aguas residuales industriales ha sido un tema tradicionalmente poco estudiado. La caracterización y modelización de la velocidad de sedimentación zonal en estos casos puede ampliar y mejorar los métodos habitualmente utilizados para el diseño y simulación de decantadores secundarios.

## ***APLICACIÓN DEL MODELO DE RICHARDSON Y ZAKI***

---

*“La verdad es demasiado complicada como para permitir nada más allá de meras aproximaciones”*

*John Von Neumann*





## 5 APLICACIÓN DEL MODELO DE RICHARDSON Y ZAKI

Una vez se ha demostrado la validez del modelo de Richardson y Zaki para describir el proceso de sedimentación de los fangos activados de la depuradora de Ford, se va a utilizar el modelo para estimar algunas propiedades de los flóculos que permiten explicar los procesos que tienen lugar durante la sedimentación y aceleración de los fangos.

### 5.1 APLICACIÓN DEL MODELO DE RICHARDSON Y ZAKI EN LAS ETAPAS DE SEDIMENTACIÓN ZONAL INICIAL Y FINAL

#### 5.1.1 Aplicación del modelo

En el apartado anterior se ha justificado la conveniencia de modelizar la velocidad de sedimentación zonal considerando dos intervalos distintos en la concentración de SS. Definimos  $SS_c$  (concentración de sólidos suspendidos crítica) como la concentración de SS en la que se produce el salto en la velocidad de sedimentación final. Si suponemos que la concentración de SS que separa los dos intervalos es la misma para la velocidad de sedimentación inicial y final, podemos calcular  $SS_c$  como la concentración de SS en la que se cortan las dos curvas de la velocidad de sedimentación inicial ( $V_{i,1}$  y  $V_{i,2}$ ) (Figura 5.1 y Ec. 5.1c).

$$V_i(SS) = \begin{cases} V_{i,1}(SS) = (k_{i,1} - n_{i,1} SS)^{n_{RZ_{i,1}}} & \text{Si } SS < SS_c \\ V_{i,2}(SS) = (k_{i,2} - n_{i,2} SS)^{n_{RZ_{i,2}}} & \text{Si } SS \geq SS_c \end{cases} \quad (a)$$

$$V_f(SS) = \begin{cases} V_{f,1}(SS) = (k_{f,1} - n_{f,1} SS)^{n_{RZ_{f,1}}} & \text{Si } SS < SS_c \\ V_{f,2}(SS) = (k_{f,2} - n_{f,2} SS)^{n_{RZ_{f,2}}} & \text{Si } SS \geq SS_c \end{cases} \quad (b)$$

Ec. 5.1

$$SS_c = \frac{k_{i,1} - k_{i,2}}{n_{i,1} - n_{i,2}} \quad (c)$$

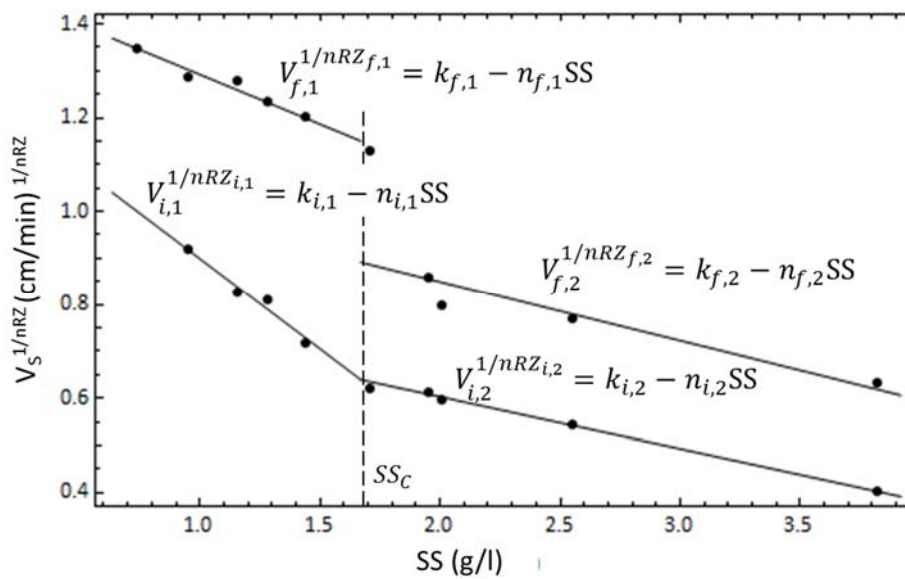


Figura 5.1. Determinación de  $SS_c$  a partir del modelo de Richardson y Zaki para la experiencia B.

En la Tabla 5.1 se muestra el valor experimental obtenido de  $SS_c$  (Ec. 5.1c) para las experiencias A y B y su error calculado como se indica en el apéndice 8.1. Se observa que la concentración de SS donde se produce el salto en la velocidad de sedimentación final de los fangos ( $SS_c$ ) es menor en los fangos de la experiencia A que en los de la experiencia B.

Exp.	$SS_c$ (g/l)	$\epsilon_{SSc}$ (g/l)
A	2,0	0,3
B	1,7	0,2

Tabla 5.1. Valores experimentales de  $SS_c$  para las experiencias A y B.

Si representamos gráficamente  $V_s^{1/n_{RZ}}$  en función de la concentración de SS (Figura 5.2), podemos distinguir cuatro zonas rectas (i1, i2, f1 y f2) que podemos clasificar según sea la concentración de SS mayor o menor que  $SS_c$  (intervalo 1 o 2), o según nos encontremos en la etapa de velocidad de sedimentación constante inicial o final.

- Zona i1: etapa de velocidad inicial constante en el intervalo 1 ( $SS < SS_c$ ).
- Zona f1: etapa de velocidad final constante en el intervalo 1 ( $SS < SS_c$ ).
- Zona i2: etapa de velocidad inicial constante en el intervalo 2 ( $SS > SS_c$ ).

- Zona f2: etapa de velocidad final constante en el intervalo 2 ( $SS > SS_c$ ).

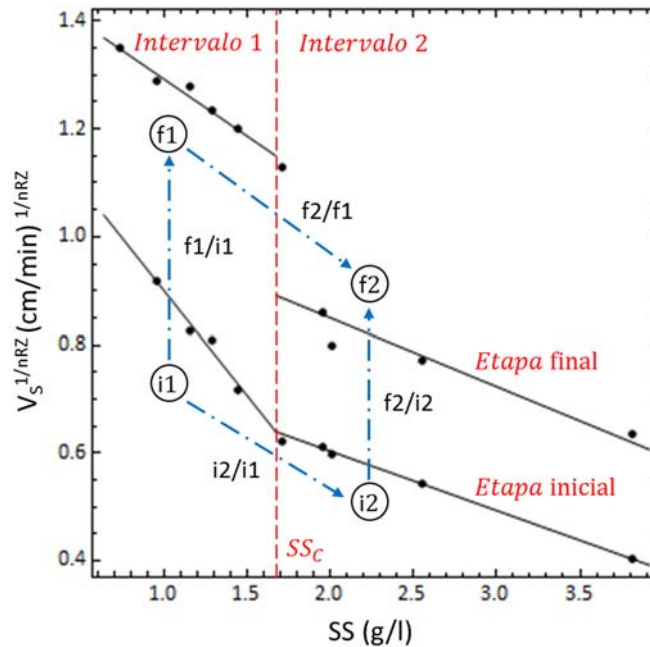


Figura 5.2. Clasificación de las zonas existentes en el proceso de sedimentación de los fangos activados de la EDAR de Ford.

A partir de los valores de los parámetros del modelo de Richardson y Zaki ( $k$ ,  $n$ ,  $nRZ$ ) obtenidos en los ajustes realizados en el apartado 4.2.3 se realizan los siguientes cálculos:

- El índice volumétrico del agregado ( $j$ ) y la velocidad de sedimentación terminal de los flóculos ( $V_0$ ) se calculan con la Ec. 4.4.
- La densidad de los flóculos ( $\rho_f$ ) se calcula utilizando la Ec. 1.92.
- El número de Reynolds ( $Re$ ) se calcula a partir de la Ec. 4.3d como:

$$Re = \left( \frac{5.09 - nRZ}{0.104(nRZ - 2.73)} \right)^{1/0.877} \quad \text{Ec. 5.2}$$

- El diámetro de los flóculos ( $d_f$ ), medido como el diámetro equivalente de una esfera con el mismo volumen que los flóculos, se calcula a partir de la Ec. 4.3e y de la Ec. 1.92 como:

$$d_f = \sqrt{\frac{18\mu\rho_s}{g(\rho_s - \rho)} (1 + 0.15\text{Re}^{0.687}) k^{nRZ-1} n} \quad \text{Ec. 5.3}$$

En la Tabla 5.2 se muestran los resultados obtenidos para las dos experiencias en función de la zona en la que se ha aplicado el modelo. Los errores de cada variable se han determinado aplicando la Ec. 8.9 del apéndice 8.1 a las ecuaciones con las que se ha calculado cada variable (Ec. 1.35, Ec. 1.92, Ec. 4.4b, Ec. 5.2 y Ec. 5.3).

Exp.	Zona	$d_f$ (mm)	$\epsilon_{df}$ (mm)	$\rho_f$ (g/l)	$\epsilon_{\rho f}$ (g/l)	$j$	$\epsilon_j$	$V_0$ (mm/s)	$\epsilon_{V_0}$ (mm/s)	Re	$\epsilon_{Re}$
A	i1	0.70	0.04	999.8	0.1	450	30	0.40	0.04	0.27	0.03
	f1	0.70	0.04	1002.3	0.4	176	16	0.98	0.06	0.68	0.06
	i2	0.097	0.016	1003.2	1.3	140	40	0.025	0.007	0.0024	0.0008
	f2	0.24	0.04	1002.8	1.1	160	40	0.14	0.04	0.032	0.011
B	i1	0.94	0.07	999.6	0.2	520	50	0.59	0.09	0.55	0.10
	f1	0.99	0.05	1001.1	0.3	250	20	1.30	0.09	1.28	0.12
	i2	0.192	0.013	1001.3	0.3	230	20	0.062	0.008	0.012	0.002
	f2	0.38	0.03	1001.8	0.5	200	20	0.27	0.04	0.104	0.017

Tabla 5.2. Características de los flóculos según del modelo de Richardson y Zaki con  $nRZ(\text{Re})$ .

Antes de estudiar los resultados obtenidos con el modelo de Richardson y Zaki vamos a comprobar que el modelo se ha aplicado correctamente teniendo en cuenta que:

- El modelo de Richardson y Zaki se puede utilizar para modelizar la sedimentación de tipo zonal pero no es aplicable para la sedimentación por compresión.
- La Ec. 4.3d establece como requisito que  $\text{Re} < 500$ . Por otra parte, Garside y Al-Dibouni indican que su expresión no es válida para porosidades mayores que 0.9, lo cual supone que la fracción volumétrica de los flóculos debe ser mayor que 0.1.
- Se debe comprobar que el efecto de las paredes es despreciable debido a que en los cálculos realizados no se ha considerado el posible efecto del diámetro de la columna de sedimentación.

Es importante conocer la concentración de SS donde se inicia la sedimentación por compresión para comprobar que el modelo de Richardson y Zaki se ha utilizado correctamente. La sedimentación por compresión tiene lugar a partir de una concentración de SS ( $SS_{gel}$ ) en la que los flóculos empiezan a estar en contacto unos con otros formando una red o una estructura de gel.

Los ajustes de las velocidades de sedimentación inicial y final se han realizado en un intervalo de concentraciones de SS entre 1 y 4 g/l. En principio es de esperar que los fangos activados con estas concentraciones de SS sedimenten fuera del rango de compresión. De Clercq et al. (2008) obtuvieron en ensayos de sedimentación realizados con fangos activados que la concentración de  $SS_{gel}$  se encontraba entre 7 y 10 g/l, mientras que Torfs et al. (2015) consideran un valor de  $SS_{gel} = 5$  g/l en un modelo unidimensional para simular la decantación secundaria de la EDAR de Eindhoven.

En el apartado 1.5.2.1 se describen tres posibles métodos para obtener el valor de  $SS_{gel}$ . El primer método consiste en calcular  $SS_{gel}$  mediante la Ec. 1.29 a partir de los datos de la interfase fango-sobrenadante y de la interfase del sedimento. Este método no se puede aplicar debido a que en los ensayos de sedimentación con fangos activados no se aprecia la interfase del sedimento.

El segundo método consiste en utilizar un gráfico de Tory para identificar el punto de la curva de sedimentación donde finaliza la variación suave de la velocidad de sedimentación ( $-dH/dt$ ) seguido por un salto en  $-dH/dt$  (punto "D" de la Figura 1.28). El problema de este método es que el salto en la velocidad de sedimentación ( $-dH/dt$ ) no siempre se observa en los fangos activados. François et al. (2014) utilizaron técnicas doppler con ultrasonidos para medir en un ensayo de sedimentación con fangos activados la velocidad de sedimentación en toda la columna de sedimentación y en función del tiempo. Encontraron que no se producía ningún salto en la velocidad de sedimentación al pasar de la etapa de sedimentación zonal a la etapa de transición, ni al pasar a la etapa de compresión.

Este método no se puede utilizar para calcular  $SS_{gel}$  en la etapa de sedimentación constante inicial debido a que después de esta fase se aceleran los fangos y no existe una etapa de transición y compresión con la que construir el gráfico de Tory. Se han intentado analizar los gráficos de Tory correspondientes a la etapa final de transición y de compresión de los ensayos de sedimentación. Debido a las fluctuaciones en la velocidad de sedimentación, en varios ensayos no se pudo determinar con claridad el punto “D” para calcular  $SS_{gel}$ , por lo que también se ha descartado este método.

Finalmente se ha utilizado la Ec. 5.4 para calcular  $SS_{gel}$ . En esta ecuación se considera que la concentración de SS a partir de la cual los flóculos empiezan a estar en contacto unos con otros corresponde a una fracción volumétrica de los flóculos de 0.64 (Font et al., 1999).

$$SS_{gel} = 0.64 \frac{\rho_s}{j} \quad \text{Ec. 5.4}$$

En la Tabla 5.3 se muestra el intervalo de concentraciones de SS, la concentración de  $SS_{gel}$ , los intervalos de las fracciones volumétricas de los sólidos ( $\phi_s$ ) y los intervalos de las fracciones volumétricas de los flóculos ( $\phi_f$ ) en las distintas zonas de estudio para las experiencias A y B.

Exp.	Zona	Intervalo SS (g/l)	Intervalo $\phi_s \cdot 10^3$	Intervalo $\phi_f$	$SS_{gel}$ (g/l)
A	i1	0.947 - 1.83	0.6 - 1.1	0.25 - 0.48	2.46
	f1			0.10 - 0.19	6.21
	i2	2.20 - 4.08	1.3 - 2.4	0.19 - 0.34	7.60
	f2			0.21 - 0.37	7.60
B	i1	0.954 - 1.442	0.6 - 0.8	0.29 - 0.44	2.10
	f1			0.14 - 0.21	4.39
	i2	1.71 - 3.82	1.0 - 2.2	0.23 - 0.51	4.78
	f2			0.20 - 0.44	5.55

Tabla 5.3.  $SS_{gel}$  e intervalos de SS,  $\phi_s$  y  $\phi_f$  en las zonas de estudio de las experiencias A y B.

En la Tabla 5.3 se puede comprobar que en todas las zonas estudiadas la concentración de SS es menor que  $SS_{gel}$ , por lo que en todos los casos tendremos sedimentación zonal y estaremos fuera del rango de compresión. También se cumple el requisito exigido para utilizar la fórmula de Garside y Al-Dibouni, ya que en todos los casos  $\phi_f > 0.1$ .

En todos los ajustes realizados (Tabla 5.2) se cumple la condición exigida por la Ec. 4.3d para el numero de Reynolds ( $Re < 500$ ). Los resultados obtenidos confirman la necesidad de corregir  $V_0$  y  $nRZ$  en función de  $Re$ , ya que excepto en la zona i2, en las demás zonas  $Re > 0.2$ .

El valor del exponente del modelo de Richardson y Zaki obtenido en las regresiones realizadas (Tabla 4.11 y Tabla 4.16) es distinto en las cuatro zonas estudiadas, pero se encuentra en todos los casos muy próximo a 5. Se han ajustado los datos experimentales de los ensayos de sedimentación al modelo de Richardson y Zaki fijando  $nRZ=5.0$  para simplificar el modelo. Los resultados obtenidos se muestran en la Tabla 5.4.

Exp.	Zona	$d_f$ (mm)	$\epsilon_{df}$ (mm)	$\rho_f$ (g/l)	$\epsilon_{\rho f}$ (g/l)	$j$	$\epsilon_j$	$V_0$ (mm/s)	$\epsilon_{V_0}$ (mm/s)	Re	$\epsilon_{Re}$
A	i1	0.70	0.03	999.8	0.1	450	30	0.40	0.04	0.27	0.03
	f1	0.70	0.04	1002.3	0.4	174	16	0.98	0.06	0.68	0.06
	i2	0.097	0.016	1003.1	1.3	150	40	0.025	0.007	0.0024	0.0008
	f2	0.24	0.04	1002.7	1.1	160	40	0.14	0.04	0.032	0.011
B	i1	0.94	0.07	999.6	0.2	520	50	0.59	0.09	0.55	0.10
	f1	0.98	0.05	1001.2	0.3	240	20	1.30	0.09	1.26	0.11
	i2	0.192	0.013	1001.3	0.3	230	20	0.062	0.008	0.012	0.002
	f2	0.38	0.03	1001.8	0.5	200	20	0.27	0.04	0.104	0.017

Tabla 5.4. Características de los flóculos según el modelo de Richardson y Zaki con  $nRZ=5.0$ .

Los resultados obtenidos simplificando el modelo con el mismo exponente han sido prácticamente los mismos. La mayor diferencia ha sido para el valor de  $j$  en la zona i2 de la experiencia A y en la zona f1 de la experiencia B. Estas diferencias han sido debidas a los redondeos. Así por ejemplo, en la zona i2 de la experiencia A,  $j$  vale 145.8 para  $nRZ=5$  y 143.9

sin fijar el exponente, de modo que al redondear  $j$  se obtiene un valor de 150 y 140 respectivamente. El modelo es poco sensible a pequeñas variaciones en el valor del exponente, por lo tanto podemos considerar como válida la simplificación propuesta fijando  $nRZ=5.0$ .

Los resultados del modelo de Richardson y Zaki pueden depender del diámetro de la columna de sedimentación. Garside y Al-Dibouni (1977) y Richardson y Zaki (1954) propusieron las siguientes expresiones para calcular el efecto de las paredes de la columna de sedimentación en la velocidad de sedimentación:

$$\frac{V_{0\infty}}{V_0} = 1 + 2.35 \frac{d}{D} \quad \text{Garside y Al-Dibouni} \quad \text{Ec. 5.5}$$

$$\log\left(\frac{V_{0\infty}}{V_0}\right) = \frac{d}{D} \quad \text{Richardson y Zaki} \quad \text{Ec. 5.6}$$

donde:

$d/D$ : ratio entre el diámetro de las partículas que sedimentan (m) y el diámetro de la columna de sedimentación (m).

$V_{0\infty}/V_0$ : ratio entre la velocidad de sedimentación terminal en una columna de diámetro infinito (m/s) y la velocidad de sedimentación terminal en la columna de sedimentación con diámetro  $D$  (m/s).

Si tenemos en cuenta el rango de variación del diámetro de los flóculos, el error relativo cometido en la determinación de la velocidad de sedimentación  $(V_{0\infty} - V_0)/V_0$  varía entre el 0.2 y el 2%. Podemos considerar por lo tanto, que el efecto de las paredes de la columna de sedimentación es despreciable en la determinación de la velocidad de sedimentación. Se han obtenido los mismos resultados utilizando las dos ecuaciones.



Podemos calcular el volumen de los flóculos ( $v_f$ ) a partir de la definición del diámetro equivalente de los flóculos ( $v_f = \pi d_f^3/6$ ) y el volumen de los sólidos contenidos dentro de los flóculos ( $v_s$ ) a partir de la definición de  $j$  ( $j = v_f/v_s$ ). Si suponemos que todos los sólidos se encuentran contenidos dentro de los flóculos, podemos estimar el número medio de flóculos que tenemos en cada zona por unidad de volumen ( $n_f$ ) como:

$$n_f = \frac{\phi_s}{v_s} = \frac{6j}{\pi d_f^3} \frac{SS}{\rho_s} \quad \text{Ec. 5.7}$$

Vamos a suponer que para una concentración de SS determinada, la fracción volumétrica de los sólidos es la misma en la zona de velocidad constante inicial que en la zona de velocidad constante final. Esto será cierto si durante el proceso de aceleración de los fangos cambian las características de los flóculos pero se mantiene la misma concentración de SS. Si consideramos esta hipótesis, podemos calcular la relación entre el número medio de flóculos por unidad de volumen ( $rn_f$ ) entre las zonas inicial y final.

$$rn_f = \frac{n_f}{n_i} = \frac{v_{Si}}{v_{Sf}} = \frac{j_f d_{fi}^3}{j_i d_{ff}^3} \quad \text{Ec. 5.8}$$

donde el subíndice i se refiere a la etapa de velocidad de sedimentación constante inicial (zona i1 o i2) y el subíndice f a la etapa de velocidad de sedimentación constante final (zona f1 o f2).

En la Tabla 5.5 se muestran para las experiencias A y B los ratios calculados entre las distintas zonas de estudio (Figura 5.2) para  $d_f$ ,  $j$ ,  $V_0$ ,  $v_f$ ,  $v_s$  y  $n_f$ . Los ratios calculados entre la etapa final e inicial del intervalo 1 (f1/i1) y del intervalo 2 (f2/i2) permiten estudiar para cada intervalo los cambios producidos en los flóculos después del proceso de aceleración de los fangos. Los ratios calculados entre el intervalo 2 y 1 de la etapa de velocidad inicial (i2/i1) y de la etapa final (f2/f1) permiten estudiar las diferencias entre las características iniciales y finales de los flóculos en función de la concentración de SS.

Exp.	ratio	$rd_f$	$rj$	$rV_0$	$rv_f$	$rv_s$	$rn_f$
A	f1/i1	1.01	0.40	2.47	1.04	2.63	0.38
	f2/i2	2.45	1.08	5.46	14.65	13.51	0.07
	i2/i1	0.14	0.32	0.06	0.003	0.008	-
	f2/f1	0.34	0.89	0.14	0.04	0.04	-
B	f1/i1	1.06	0.48	2.19	1.20	2.48	0.40
	f2/i2	1.98	0.86	4.42	7.71	8.95	0.11
	i2/i1	0.21	0.44	0.11	0.009	0.02	-
	f2/f1	0.38	0.79	0.21	0.06	0.07	-

Tabla 5.5. Ratios de las características de los flóculos entre las distintas zonas del modelo de Richardson y Zaki para las experiencias A y B.

### 5.1.2 Características de los flóculos

En este apartado vamos a estudiar las características de los flóculos obtenidas a partir de la aplicación del modelo de Richardson y Zaki en las etapas de sedimentación zonal inicial y final. También compararemos sus características para entender mejor los procesos que tienen lugar durante la fase de aceleración de los fangos y las diferencias existentes en función de la concentración de SS.

Hay que recordar que los ensayos de sedimentación se realizan después de un periodo de mezcla rápida de diez minutos. Al detener la agitación en los ensayos se observa que el fango inicialmente es homogéneo, pero a medida que se disipa la turbulencia inicial se perciben los flóculos y aparecen poros en el fango. Este proceso suele durar entre 30 y 45 segundos. Esto es debido a que durante un breve periodo de inducción los flóculos de los fangos activados se agregan generando flóculos de mayor tamaño formados a partir de los flóculos primarios iniciales.

Las características de los flóculos primarios iniciales se han obtenido durante el periodo de agitación de los fangos (Tabla 5.6). El diámetro de los flóculos primarios ( $d_{fp}$ ) se calcula experimentalmente en el apartado 4.1.2. El valor de  $j_p$  se obtiene utilizando la Ec. 1.92 junto

con las mediciones experimentales de la densidad del fango seco ( $\rho_s$ ) y de la densidad de los flóculos primarios ( $\rho_{fp}$ ) (Apdo. 4.1.1). El error de  $j_p$  se ha calculado como se indica en el apéndice 8.1.

$d_{fp}$ ( $\mu\text{m}$ )	$\epsilon_{dfp}$ ( $\mu\text{m}$ )	$\rho_{fp}$ (g/ml)	$\epsilon_{pfp}$ (g/ml)	$j_p$	$\epsilon_{jp}$
9.7	4.2 – 22.2	1.046	0.004	14.9	1.5

Tabla 5.6. Características de los flóculos primarios durante el proceso de mezcla rápida inicial de 10 minutos.

Antes de comentar los resultados obtenidos, conviene recordar las limitaciones del modelo de Richardson y Zaki. El modelo fue inicialmente concebido para suspensiones de partículas esféricas e impermeables. Michaels y Bolger (1962) ampliaron la aplicación del modelo a suspensiones formadas por flóculos considerando la porosidad externa de los flóculos en lugar de la porosidad de la suspensión. A pesar de que en general los flóculos no son esféricos ni impermeables, el modelo ha sido utilizado con éxito para varios tipos de suspensiones y para los fangos activados.

Debido a las limitaciones del modelo de Richardson y Zaki no se pretende utilizar este modelo para obtener una medida precisa de las características de los flóculos. El objetivo es describir de forma cualitativa y cuantificar el orden de magnitud de los cambios producidos en las características de los flóculos después del proceso de aceleración de los fangos y estudiar la transición que se produce entre el tramo 1 y el tramo 2. De este modo, se pretende explicar los procesos que tienen lugar, con el objetivo de plantear posteriormente un modelo que describa el proceso de aceleración de los fangos. A continuación se analizan con más detalle los resultados obtenidos con el modelo de Richardson y Zaki.

#### 5.1.2.1 Diámetro equivalente de los flóculos.

Las características iniciales de los flóculos en la zona i1 son muy distintas a las de la zona i2. Los flóculos que se obtienen después del proceso de agregación inicial de los flóculos primarios

son mucho más pequeños en la zona i2 que en la zona i1 (0.14 veces en la experiencia A y 0.2 veces en la B). El diámetro equivalente medio de los flóculos en la zona i1 es de 0.70 mm en la experiencia A y de 0.94 mm en la B, mientras que en la zona i2 es de 0.097 mm en la experiencia A y de 0.192 mm en la B.

Para concentraciones de SS menores que  $SS_c$  (tramo1), los flóculos mantienen su tamaño después del proceso de aceleración de los fangos. Sin embargo, en el tramo 2 los flóculos aumentan considerablemente su tamaño (2.5 veces en la experiencia A y 2 veces en la B).

Los flóculos que se obtienen después del proceso de aceleración en la fase de velocidad constante final son mucho más pequeños en la zona f2 que en la zona f1 (0.3 veces en la experiencia A y 0.4 veces en la B).

Chen et al. (1996) estudiaron dos tipos de fangos activados de una EDAR industrial (Apdo. 1.6.3). Obtuvieron que  $d_f$  variaba entre 0.017 y 0.059 mm para uno de los fangos, y entre 0.23 y 0.56 mm para el otro fango estudiado (Tabla 1.13). Estos resultados son compatibles con los obtenidos en las experiencias A y B.

En los ensayos de sedimentación realizados para concentraciones de SS menores que  $SS_c$ , después del proceso de aceleración de los fangos (zona f1) se pueden distinguir visualmente en varios casos flóculos de gran tamaño ( $d_f$  de varios milímetros) y un fango con una elevada porosidad. Esta misma observación fue realizada por Chen et al. (1996).

En las zonas i1 y f1 el tamaño de los flóculos es muy parecido y del orden de 0.7 mm en la experiencia A y de 1 mm en la B. Los flóculos en la zona i1 son mucho más porosos, de modo que después del proceso de agregación que tiene lugar en la fase de aceleración de los fangos se obtienen flóculos del mismo tamaño pero con una menor porosidad. Esto significa que la porosidad externa de los flóculos  $(1 - j \cdot SS / \rho_s)$  para el intervalo de concentraciones de SS en el tramo 1 varía entre 0.63 y 0.76 en la zona i1, y entre 0.82 y 0.9 en la zona f1.

El número medio de flóculos por unidad de volumen en la zona i1 es 2.7 veces mayor que en la zona f1. Si realizamos el mismo cálculo en el tramo 2, el número medio de flóculos por unidad de volumen en i2 es 13.3 veces mayor que en la zona f2. Lo mismo ocurre si consideramos los datos de la experiencia B.

Después del proceso de aceleración, los flóculos en la zona f1 siguen teniendo un gran tamaño pero el número de flóculos es menor y la porosidad mayor. Tenemos por lo tanto un menor número de flóculos con una mayor separación entre ellos, lo cual conduce junto con su gran tamaño a que se puedan distinguir visualmente unos flóculos de otros.

El modelo de Richardson y Zaki utilizado subestima el tamaño de los flóculos y no puede explicar que después del proceso de aceleración de los fangos se observen flóculos de varios milímetros de tamaño en la zona f1. En el apartado 5.2 se consideran posibles modificaciones del modelo de Richardson y Zaki, y en el apartado 5.3 una aplicación alternativa del modelo en la fase de sedimentación constante final para resolver este problema.

#### 5.1.2.2 Índice volumétrico del agregado, porosidad y densidad de los flóculos.

Los valores del índice volumétrico del agregado ( $j$ ) son muy parecidos en las zonas f1, i2 y f2 (entre 150 y 190 para la experiencia A, y entre 210 y 260 para la B), mientras que  $j$  es mucho mayor en la zona i1 (470 en la experiencia A y 540 en la B). El valor de  $j$  correspondiente a los flóculos primarios durante el proceso de agitación inicial (14.9) es mucho menor que el de los flóculos en las zonas i1 e i2 cuando se inicia el proceso de sedimentación.

Los resultados obtenidos para  $j$  en las zonas f1, i2 y f2 y para los flóculos primarios son compatibles con los recogidos en la bibliografía para fangos activados. Knocke (1986) estudió la variación de  $j$  en una planta piloto en función del tiempo de retención celular. Obtuvo que  $j$  variaba entre 95 y 112 operando la planta piloto con agua residual sintética y entre 120 y 205 con agua residual urbana obtenida del influente de una EDAR. También obtuvo estudiando la EDAR urbana durante 18 meses que  $j$  variaba entre 120 y 280. Chen et al. (1996) estudiaron

dos tipos de fangos activados de una EDAR industrial. Obtuvieron que  $j$  variaba entre 15 y 57 para el fango N, y entre 134 y 156 para el fango O (Tabla 1.13).

El valor de  $j$  representa la fracción entre el volumen del flóculo y el volumen de sólidos contenidos en el flóculo ( $v_f/v_s$ ). Podemos calcular la porosidad interna del flóculo ( $\varepsilon_f$ ) como la fracción entre el volumen de agua contenido en el flóculo ( $v_a$ ) y el volumen del flóculo, mediante la ecuación:

$$\varepsilon_f = \frac{v_a}{v_f} = 1 - \frac{1}{j} \quad \text{Ec. 5.9}$$

Cuanto mayor es el valor de  $j$ , menor es el contenido de sólidos del flóculo, mayor es su contenido en agua y por lo tanto mayor es su porosidad.

A partir de los resultados experimentales podemos deducir que en la zona i1 los flóculos tienen una mayor porosidad interna que en las demás zonas. Además, los flóculos primarios iniciales son menos porosos y generan después del proceso inicial de inducción unos flóculos mucho más porosos en las zonas i1 e i2 como resultado de la agregación de los mismos.

Si nos fijamos en los cambios producidos en  $j$  entre las distintas zonas y el contenido en sólidos de los flóculos (Figura 5.2) podemos destacar:

- Después del proceso de aceleración de los fangos en el tramo 1 los flóculos son menos porosos, tienen un tamaño parecido y un mayor contenido en sólidos (2.7 veces en la experiencia A y 2.4 en la B). Como consecuencia del proceso de agregación el número de flóculos por unidad de volumen es mucho menor ( $n_{f1} \approx 0.4 n_{i1}$ ).
- El aumento en la concentración de los SS supone que al pasar del tramo 1 al tramo 2 se pasa de una estructura inicial de los flóculos con una elevada porosidad a una estructura inicial con una porosidad menor.

- En el tramo 2 el proceso de aceleración de los fangos conduce a una situación final de los flóculos con una porosidad parecida a la inicial. El tamaño de los flóculos aumenta y como consecuencia del proceso de agregación el número de flóculos por unidad de volumen disminuye ( $n_{f2} \approx 0.1 n_{i2}$ ).
- Tanto en el tramo 1 como en el tramo 2 el estado final de los flóculos después del proceso de aceleración conduce a una situación similar en el valor de  $j$  y por lo tanto a una porosidad interna parecida.

Los cambios de la porosidad interna de los flóculos afectan a la densidad de los mismos, observándose que la densidad de los flóculos es menor cuanto mayor es el contenido de agua de los flóculos. Chen et al. (1996) estudiaron dos tipos de fangos activados de una EDAR industrial. Obtuvieron que para uno de los fangos donde  $j$  variaba entre 134 y 156 la densidad de los flóculos era de 1003 g/l, mientras que para el otro fango estudiado con unas características más parecidas a los flóculos primarios ( $j$  entre 15 y 17) la densidad de los flóculos era del orden de 1030 g/l (Apdo. 1.6.3, Tabla 1.13).

Knocke (1986) y Chen et al. (1996) no realizaron ninguna medida experimental de  $j$  para confirmar los valores obtenidos mediante el método de Richardson y Zaki. Font et al. (1999) obtuvieron en ensayos de sedimentación con suspensiones de hidróxidos metálicos, el mismo valor de  $j$  utilizando dos métodos de cálculo independientes. Obtuvieron que los valores de  $j$  calculados a partir del modelo de Richardson y Zaki se encontraban muy próximos a los calculados utilizando la Ec. 5.4 a partir de la determinación experimental de  $SS_{gel}$ .

Font et al. (1992) consideran que el valor de  $j$  puede variar con la fracción volumétrica de sólidos debido a que los flóculos arrastran una capa de agua a su alrededor. Esta capa de agua decrece al aumentar la concentración de SS, por lo que para suspensiones con un valor pequeño de  $j$ , un pequeño descenso en la capa exterior de agua produce un gran descenso en el valor de  $j$ . El descenso de  $j$  con  $\phi_s$  se produce en suspensiones de carbonato cálcico pero no se observa en suspensiones de hidróxidos metálicos donde el valor de  $j$  es grande (Font et al.,

1998). Este efecto no se observa en los ensayos realizados con los fangos activados si tenemos en cuenta los resultados obtenidos.

Cabe recordar que los ensayos de sedimentación se realizan tras un periodo de mezcla rápida de diez minutos. Al parar la agitación y después de un breve periodo de inducción los flóculos de los fangos activados se agregan generando los flóculos de la zona i1 e i2 a partir de los flóculos primarios iniciales. Podemos suponer también, que después del proceso de aceleración de los fangos los flóculos se agregan conteniendo los flóculos primarios iniciales.

En lugar de considerar la porosidad del flóculo con toda el agua que contiene el flóculo, vamos a calcular la porosidad producida por el agua externa a los flóculos primarios. Esta porosidad será una medida más próxima de la porosidad debida a los poros más grandes que se encuentran entre los flóculos primarios. Para calcular la porosidad del flóculo que es externa a los flóculos primarios ( $\epsilon_{ext fp}$ , Ec. 5.10), se considera la hipótesis de que todos los sólidos del flóculo se encuentran contenidos dentro de los flóculos primarios.

$$\epsilon_{ext fp} = \frac{v_f - v_p}{v_f} = \frac{j - j_p}{j} \quad \text{Ec. 5.10}$$

donde  $v_f$  es el volumen del flóculo y  $v_p$  el volumen de los flóculos primarios contenidos dentro del flóculo.

En la Tabla 5.7 se muestran las porosidades ( $\epsilon_f$  y  $\epsilon_{ext fp}$ ) calculadas en las distintas zonas estudiadas para las experiencias A y B y para los flóculos primarios. Los errores se calculan aplicando la Ec. 8.9 a las definiciones de las porosidades.

Los valores obtenidos de  $j$  predicen porosidades internas de los flóculos ( $\epsilon_f$ ) muy elevadas para todas las zonas de estudio ( $\epsilon_f > 0.99$ ). Estos valores están de acuerdo con los resultados encontrados en la bibliografía, ya que la porosidad de los flóculos de los fangos activados calculada mediante un balance de masas es muy elevada. Chung y Lee (2003) obtuvieron



porosidades para los fangos activados entre 0.98 y 0.99, mientras que Chu y Lee (2004) consideran que la porosidad puede ser incluso superior 0.99.

Exp.	Zona	$\epsilon_f$	$\epsilon_{ef}$	$\epsilon_{ext fp}$	$\epsilon_{\epsilon_{ext fp}}$
A	i1	0.9977	0.0002	0.966	0.004
	f1	0.9941	0.0006	0.912	0.012
	i2	0.993	0.002	0.89	0.03
	f2	0.9938	0.0016	0.91	0.03
B	i1	0.9981	0.0002	0.971	0.004
	f1	0.9958	0.0004	0.938	0.008
	i2	0.9957	0.0004	0.935	0.009
	f2	0.9950	0.0005	0.926	0.011
Flóc. primarios		0.933	0.007	-	-

Tabla 5.7. Porosidades de los flóculos primarios y porosidades de los flóculos según el modelo de Richardson y Zaki para las experiencias A y B.

Li and Yuan (2002) estudiaron los flóculos de los fangos activados de una planta piloto y de una EDAR urbana. Obtuvieron que los poros de los flóculos tenían una estructura fractal y que la porosidad de los flóculos aumentaba con el tamaño de los flóculos. Obtuvieron porosidades para la planta piloto entre 0.87 y 0.98 y porosidades para la depuradora urbana entre 0.96 y 0.99. Xiao et al. (2013) estudiaron el flujo de agua a través de los flóculos de fangos activados obtenidos después de un proceso de floculación. Midieron el tamaño de los flóculos y los poros internos de los flóculos obteniendo que las porosidades de estos flóculos se encontraban entre 0.91 y 0.98.

Si se considera la porosidad de los flóculos sin tener en cuenta el agua contenida dentro de los flóculos primarios ( $\epsilon_{ext fp}$ ), se obtienen porosidades dentro de los intervalos obtenidos por Li y Yuan (2002) y Xiao et al. (2013).

### 5.1.2.3 Velocidad de sedimentación terminal de los flóculos.

Los valores obtenidos para la velocidad de sedimentación terminal de los flóculos están en consonancia con los resultados descritos para las velocidades de sedimentación inicial y final en el apartado 4.2.2.

Tanto en el tramo 1 como en el 2 se produce un aumento en la velocidad de sedimentación de los flóculos después del proceso de aceleración. Este aumento de la velocidad es mucho mayor en el tramo 2 que en el tramo 1. La velocidad de sedimentación final es el doble de la inicial en el tramo 1 (2.5 veces en la experiencia A y 2.2 en la B) y unas 5 veces en el tramo 2 (5.3 en la experiencia A y 4.6 en la B). El aumento de  $V_0$  en el tramo 1 es debido a que los flóculos que se obtienen después del proceso de agregación que tiene lugar en la fase de aceleración son más densos. Sin embargo, el aumento de  $V_0$  en el tramo 2 es debido sobre todo a que los flóculos son mucho más grandes en la etapa final de sedimentación. Esto explica que el aumento de la velocidad de los flóculos sea mayor en el tramo 2 que en el 1, ya que  $V_0$  es proporcional a  $(\rho_f - \rho) \cdot d_f^2$ .

El salto brusco que se produce en la velocidad de sedimentación zonal final se observa también en la velocidad de sedimentación terminal de los flóculos. La velocidad  $V_0$  en la etapa de sedimentación final disminuye a la décima parte al pasar del tramo 1 al 2 (0.14 en la experiencia A y 0.22 en la B), produciéndose un salto en  $V_0$  de 0.8 mm/s para la experiencia A y de 1 mm/s para la B. Los flóculos en la zona f2 tienen una densidad parecida a los flóculos de la zona f1, pero sedimentan con una velocidad menor porque son más pequeños.

El cambio en las características de los flóculos en la etapa de sedimentación inicial se traduce en un descenso de  $V_0$  a la décima parte. Esto es debido a que los flóculos en la zona i2, a pesar de ser más densos, son mucho más pequeños que en la zona i1.

En la Tabla 5.8 se muestran los valores experimentales de la velocidad de sedimentación terminal de los flóculos de los fangos activados ( $V_0$ ) recogidos en la bibliografía, junto con el

intervalo del tamaño de flóculos en el que se ha realizado el estudio. Los valores bibliográficos de  $V_0$  y de  $d_f$  no se refieren a valores medios obtenidos para un determinado tipo de fango, son mediciones individuales realizadas a los flóculos en un intervalo determinado de tamaño de flóculos. Además, la relación entre  $V_0$  y  $d_f$  no es lineal sino de la forma  $V_0 \propto d_f^D$ , con  $D < 2$ .

<b><i>Autores</i></b>	<b><math>d_f</math> (mm)</b>	<b><math>V_0</math> (mm/s)</b>
Li y Ganczarczyk (1987)	0.06 - 1.0	0.3 - 2.0
Lee et al. (1996)	0.03 - 12	0.2 - 20
Li and Yuan (2002)	1.3 - 2.4	1.7 - 4.2
Hribersek et al. (2011)	0.15 - 1.7	0.2 - 2.1
Xiao et al. (2013)	1.3 - 3.7	1.9 - 7.0

Tabla 5.8. Velocidades de sedimentación terminal de los flóculos de los fangos activados.

Podemos comparar los valores de la Tabla 5.8 con los datos de  $V_0$  obtenidos con el modelo de Richardson y Zaki (Tabla 5.2). La velocidad terminal de los flóculos ( $V_0$ ) en la etapa de sedimentación constante inicial (zonas i1 e i2) es menor que el valor típico de  $V_0$  para los fangos activados con un tamaño similar de los flóculos, es decir, en estas zonas los flóculos sedimentan más lentos. Sin embargo, después del proceso de aceleración de los fangos, en la etapa de sedimentación constante final (zonas f1 y f2),  $V_0$  tiene el mismo orden de magnitud que el valor esperado para los fangos activados. Así por ejemplo, para la experiencia B, en la zona i1 y f1 el diámetro de los flóculos es de 0.9 mm, con  $V_{0i1} = 0.6$  mm/s y  $V_{0f1} = 1.3$  mm/s. Para este diámetro el valor típico de  $V_0$  para los fangos activados debe ser del orden de 1.5 mm/s. En la zona i2,  $V_{0i2} = 0.06$  mm/s para  $d_{fi2} = 0.2$  mm, pero según la bibliografía  $V_0$  debería tener un valor de 0.2 mm/s como mínimo. Mientras que en la zona f2,  $V_{0f2} = 0.3$  mm/s para  $d_{fi2} = 0.4$  mm. En la zona f2,  $V_0$  debe ser un poco mayor pero el orden de magnitud es el mismo que el obtenido experimentalmente.

### 5.1.3 Discontinuidad de la velocidad de sedimentación y concentración de sólidos suspendidos crítica ( $SS_c$ )

En este apartado vamos a estudiar con más detalle las características de los flóculos en la etapa de velocidad de sedimentación constante inicial en el intervalo 1 de SS (zona i1 de la Figura 5.2), para entender la razón por la que cambian las propiedades de sedimentación del fango para concentraciones de SS mayores que  $SS_c$ . También vamos a proponer una fórmula para calcular el valor de  $SS_c$  en función de las características de los flóculos.

Como se ha comentado anteriormente, los ensayos de sedimentación se realizan después de un periodo de mezcla rápida de diez minutos para eliminar el efecto de memoria de los fangos (Chen et al., 1996). Podemos suponer que al parar la agitación y después de un breve periodo de inducción, los flóculos primarios de los fangos activados se agregan generando flóculos de mayor tamaño. Según el modelo de Richardson y Zaki utilizado para describir los resultados experimentales, las características de los flóculos formados no cambian significativamente a medida que aumenta la concentración de SS, manteniéndose el diámetro equivalente y la porosidad de los flóculos ( $d_{fi1}, j_{i1}$ ).

La porosidad externa de los flóculos ( $\varepsilon'_{ext f}$ ) representa la porosidad debida al agua que se encuentra fuera de los flóculos y se calcula como:

$$\varepsilon'_{ext f} = 1 - \phi_f = 1 - j \frac{SS}{\rho_s} \quad \text{Ec. 5.11}$$

Esta porosidad está calculada respecto del volumen total de la suspensión.

Los flóculos en la zona i1 proceden de la agregación de los flóculos primarios obtenidos después de la mezcla rápida realizada antes del ensayo de sedimentación. De este modo, la porosidad interna de los flóculos se calcula como la suma de la porosidad interna de los flóculos primarios ( $\varepsilon'_{int fp}$ ) que forman los propios flóculos, más la porosidad externa de estos

mismos flóculos ( $\varepsilon'_{ext fp}$ ). En el cálculo de la  $\varepsilon'_{ext fp}$  sólo se considera el volumen de agua externa a los flóculos primarios que se encuentra contenida dentro de los flóculos respecto del volumen total de la suspensión. Se supone como hipótesis que todos los sólidos contenidos en los flóculos se encuentran dentro de los flóculos primarios.

$$\varepsilon'_{int f} = \varepsilon'_{ext fp} + \varepsilon'_{int fp}$$

Ec. 5.12

$$\varepsilon'_{ext fp} = \frac{V_f - V_p}{V} = (j - j_p) \frac{SS}{\rho_s}$$

donde  $V$  es el volumen total de la suspensión ( $m^3$ ),  $V_f$  el volumen total de los flóculos ( $m^3$ ) y  $V_p$  el volumen total de los flóculos primarios ( $m^3$ ).

La porosidad  $\varepsilon'_{ext fp}$  también está calculada respecto del volumen total de la suspensión y está relacionada con  $\varepsilon_{ext fp}$  calculada respecto del volumen del flóculo:

$$\varepsilon'_{ext fp} = \varepsilon_{ext fp} \phi_f$$

Ec. 5.13

Al aumentar la concentración de SS en los ensayos de sedimentación, la porosidad externa de los flóculos disminuye debido a que cada vez es menor el espacio libre entre los flóculos. Sin embargo, la porosidad interna de los flóculos teniendo en cuenta sólo los espacios entre los flóculos primarios aumenta debido a que cada vez hay más flóculos. Mientras que la porosidad externa ( $\varepsilon'_{ext f}$ ) sea mayor que la interna ( $\varepsilon'_{ext fp}$ ), el flujo de agua fuera de los flóculos es mayor que el flujo interno y la velocidad de sedimentación vendrá determinada en la ecuación de Richardson y Zaki por la porosidad externa de los flóculos. Si se diera el caso en el que la porosidad externa fuera menor que la interna, el flujo externo de agua sería menor que el interno y la sedimentabilidad vendría determinada por la mayor porosidad interna de los flóculos. Esto supondría que los flóculos se reagruparían de forma distinta formando una estructura de flóculos inicial distinta de la anterior. La concentración de SS que separa estas dos situaciones corresponde al caso donde  $\varepsilon'_{ext f} = \varepsilon'_{ext fp}$ .

Denominamos  $SS'_c$  a la concentración de SS para la cual se cumple la condición de que la porosidad externa de los flóculos es igual a la porosidad externa de los flóculos primarios en la zona i1.

$$Si \ \varepsilon'_{ext f} = \varepsilon'_{ext fp} \Rightarrow SS'_c = \frac{\rho_s}{2j_{i1} - j_p} \quad \text{Ec. 5.14}$$

donde  $j_{i1}$  es el valor de  $j$  de los flóculos en la zona i1.

En la Tabla 5.9 se muestra el valor experimental de  $SS_c$  junto con el valor de  $SS'_c$  predicho por el modelo.

Exp.	$SS_c$ (g/l)	$\varepsilon_{SSc}$ (g/l)	$SS'_c$ (g/l)	$\varepsilon_{SS'_c}$ (g/l)
A	2,0	0.3	1,97	0.10
B	1.7	0.2	1.68	0.09

Tabla 5.9. Concentración de SS crítica experimental ( $SS_c$ ) y teórica ( $SS'_c$ ) para las experiencias A y B.

Si comparamos los datos experimentales de  $SS_c$  con los calculados con la Ec. 5.14 podemos concluir que la hipótesis propuesta es correcta. Hay que destacar que  $SS_c$  y  $SS'_c$  se calculan utilizando datos experimentales distintos.  $SS_c$  se obtiene como el punto de corte de la recta de la zona i1 con la recta de la zona i2 (Figura 5.2) a partir de los datos de los ensayos de sedimentación de las zonas i1 e i2. Mientras que el valor calculado de  $SS'_c$  se calcula a partir del valor de  $j_{i1}$  obtenido de los ensayos de sedimentación en la zona i1, y de las mediciones experimentales de  $\rho_s$  y  $\rho_{fp}$  que son independientes de los ensayos de sedimentación.

El cambio en las características iniciales de los flóculos se produce para una concentración de SS en la que se cumple la condición  $\varepsilon'_{ext f} = \varepsilon'_{ext fp}$ , antes de que empiecen a estar en contacto unos flóculos con otros ( $SS_c < SS_{gel}$ ).

La diferencia en las características iniciales de los flóculos en las zonas  $i_1$  e  $i_2$ , explica que después del proceso de agregación producido durante la aceleración de los fangos se obtengan flóculos en las zonas  $f_1$  y  $f_2$  con características distintas. De este modo, el modelo de Richardson y Zaki explica que el fango sedimente de forma diferente en las zonas  $f_1$  y  $f_2$  debido a las diferencias existentes entre los flóculos de las zonas  $i_1$  e  $i_2$ .

## **5.2 MODIFICACIONES DEL MODELO DE RICHARDSON Y ZAKI**

El modelo de Richardson y Zaki indica que en el tramo 1 los flóculos tienen un gran tamaño (1 mm en la experiencia A y 0.7 mm en la B) pero no predice el tamaño de varios milímetros que se observa en algunos ensayos. Este mismo problema ha sido observado en otros estudios realizados con fangos activados (Chen et al., 1996; Matsumoto et al., 1980). Chen et al. (1996) indican que en algunos ensayos se observan flóculos con un tamaño del orden de centímetros, pero al aplicar el modelo de Richardson y Zaki obtienen un tamaño máximo de medio milímetro. Matsumoto et al. (1980) estudiaron la velocidad de sedimentación zonal de fangos activados floculados con un polímero catiónico utilizando el modelo de Richardson y Zaki. Obtuvieron que el diámetro de los flóculos medido experimentalmente era entre dos y cinco veces mayor que el diámetro estimado mediante la ecuación de Richardson y Zaki.

Para estudiar las posibles causas por las que el modelo subestima el tamaño de los flóculos ( $d_f$ ) vamos a considerar las siguientes modificaciones del modelo de Richardson y Zaki:

- Los flóculos tienen estructura fractal.
- Los flóculos no son impermeables.
- Los flóculos no son esféricos.

### **5.2.1 Estructura fractal de los flóculos**

Como se ha comentado en el apartado 1.3.4.3 los flóculos de los fangos activados tienen una estructura fractal. Una consecuencia de la estructura fractal de los flóculos es que su densidad

disminuye al aumentar su diámetro, reduciéndose su velocidad terminal de sedimentación. La Ec. 5.15 permite calcular la densidad de los flóculos en función de su diámetro y de las características de las partículas primarias que forman los flóculos (Grabsch et al., 2013; Vahedi y Gorczyca, 2014).

$$\rho_f - \rho = (\rho_p - \rho) \left( \frac{d_f}{d_p} \right)^{D_f - 3} \quad \text{Ec. 5.15}$$

donde:

$d_p$ : diámetro de las partículas primarias que forman los flóculos (m).

$\rho_p$ : densidad de las partículas primarias que forman los flóculos ( $\text{kg/m}^3$ ).

$D_f$ : dimensión fractal de los flóculos.

Teniendo en cuenta la definición de  $j$  y el cálculo de la densidad efectiva según la Ec. 5.15, se puede modificar el modelo de Richardson y Zaki para flóculos con estructura fractal como:

$$\left\{ \begin{array}{l} V_s = \frac{g(\rho_p - \rho)d_f^2}{18\mu} \left( \frac{d_f}{d_p} \right)^{D_f - 3} \frac{1}{1 + 0.15\text{Re}^{0.687}} \left( 1 - \left( \frac{d_f}{d_p} \right)^{3 - D_f} j_p \frac{SS}{\rho_s} \right)^{nRZ} \quad (a) \\ \frac{5.09 - nRZ}{nRZ - 2.73} = 0.104\text{Re}^{0.877} \quad (b) \end{array} \right. \quad \text{Ec. 5.16}$$

Debido a las restricciones de la Ec. 5.16, debe cumplirse que  $\text{Re} < 500$ .

Si las partículas primarias son los sólidos de densidad  $\rho_s$ , entonces  $j_p = 1$  y  $\rho_p = \rho_s$ . Si los flóculos tienen un estructura fractal originada a partir de la agregación de los flóculos primarios obtenidos en la agitación rápida inicial, entonces  $j_p$  y  $\rho_p$  corresponden a los valores de los flóculos primarios (Tabla 5.6).



Heath et al. (2006) utilizaron una ecuación similar ( $nRZ = 4.65$ ,  $Re < 0.2$  y  $j_p = 1$ ) para calcular la dimensión fractal de los flóculos de calcita después de un proceso de coagulación-floculación utilizando un polímero aniónico. Grabsch et al. (2013) estudiaron los procesos de floculación de suspensiones de calcita y de fangos obtenidos de una industria de procesamiento de zinc utilizando distintos tipos de polímeros. También utilizaron el modelo usado por Health et al. (2006) para estimar la dimensión fractal de estas suspensiones.

Podemos calcular  $j$ , el diámetro de los flóculos ( $d_f$ ) y su dimensión fractal ( $D_f$ ) a partir de los parámetros  $k$ ,  $n$  y  $nRZ$  obtenidos al ajustar el modelo de Richardson y Zaki ( $V = (k - n SS)^{nRZ}$ ) a los datos experimentales.

$$d_f = \sqrt{\frac{18\mu\rho_s}{g(\rho_s - \rho)} (1 + 0.15Re^{0.687}) k^{nRZ-1} n} \quad (a)$$

$$j = \frac{n\rho_s}{k} \quad (b)$$

$$D_f = 3 - \frac{\ln\left(\frac{j}{j_p}\right)}{\ln\left(\frac{d_f}{d_p}\right)} \quad (c)$$

Ec. 5.17

La Ec. 5.17a y la Ec. 5.17b utilizadas para calcular  $j$  y el diámetro de los flóculos con estructura fractal son idénticas a las ecuaciones utilizadas en el modelo de Richardson y Zaki original (Ec. 4.4b y Ec. 5.3). Esto significa que al aplicar este modelo obtendremos las mismas características para los flóculos que en el modelo original. La información adicional que nos proporciona la modificación del modelo es la relación entre la densidad de los flóculos y su diámetro mediante la dimensión fractal (Ec. 5.17c).

Si consideramos que los flóculos están formados a partir de los flóculos primarios, podemos estimar la dimensión fractal de los flóculos en las distintas zonas de estudio (Tabla 5.10) mediante la Ec. 5.17c y teniendo en cuenta que  $d_p = d_{fp}$ . Para calcular el error de la dimensión

fractal se ha considerado un error para  $d_{fp}$  del mismo orden de magnitud que el error del diámetro de los flóculos ( $d_f$ ).

<b>Exp.</b>	<b>Zona</b>	<b><math>D_f</math></b>	<b><math>\epsilon_{Df}</math></b>
A	i1	2.21	0.03
	f1	2.42	0.03
	i2	2.01	0.14
	f2	2.26	0.09
B	i1	2.22	0.03
	f1	2.39	0.03
	i2	2.09	0.05
	f2	2.30	0.04
Flóc. primarios		2.78	0.02

Tabla 5.10. Dimensión fractal de los flóculos en las zonas de estudio para las experiencias A y B.

La dimensión fractal de los flóculos primarios ( $D_{fp}$ ) se ha estimado a partir de la dimensión fractal que relaciona el área con la longitud de los flóculos ( $D_{A-L}$ ) obtenida mediante el análisis de imágenes de los flóculos (Chen y Wang, 2015).

$$D_{fp} = D_{A-L} + 1 \quad \text{Ec. 5.18}$$

La dimensión fractal de los flóculos primarios es elevada y es mucho mayor que la de los flóculos en las distintas zonas estudiadas (Tabla 5.10). El proceso de agregación inicial de los flóculos primarios después de la mezcla rápida genera nuevos flóculos con una dimensión fractal menor (entre 2.01 y 2.22). Esto implica que los flóculos formados son más porosos y tienen una estructura más abierta. Por otro lado, la dimensión fractal de los flóculos aumenta después del proceso de aceleración de los fangos generando flóculos más compactos con una dimensión fractal mayor.

En la Tabla 5.11 se muestran los valores experimentales de la dimensión fractal de los flóculos de los fangos activados ( $D_f$ ) recopilados de la bibliografía.

<b><i>Autores</i></b>	<b><i>D<sub>f</sub></i></b>	<b><i>ε<sub>Df</sub></i></b>
Li y Ganczarczyk (1990)	2.3 – 2.5	-
Da Motta (2001)	2.34	0.04
Li y Yuan. (2002)	2.26	0.47
Chu et al. (2004)	2.18	0.02
Govoreanu (2004)	2.15	0.05
Guibaud et al. (2004)	1.96 – 2.44	-
Chen y Wang (2015)	2.33 – 2.52	-

Tabla 5.11. Dimensión fractal de los flóculos de los fangos activados.

Podemos observar que las dimensiones fractales obtenidas en las distintas zonas de estudio son compatibles con las mediciones experimentales realizadas en la bibliografía. Sin embargo, la dimensión fractal de los flóculos primarios es superior a los valores recogidos en la Tabla 5.11. Esto es debido a las características de los flóculos de “punta de alfiler” descritas en el apartado 4.1.2 y al método utilizado para su cálculo. Chen y Wang (2015) obtuvieron una dimensión fractal de 2.63 utilizando el mismo método para los fangos activados y un valor inferior utilizando otros métodos experimentales.

Hay que tener en cuenta que la dimensión fractal de los flóculos depende del mecanismo de agregación involucrado en su formación (Gregory, 1997) y de la presencia de polielectrolitos y sales metálicas en el sobrenadante. Los fangos activados acondicionados con polielectrolitos generan flóculos grandes con dimensiones fractales pequeñas, mientras que los acondicionados con sales metálicas generan flóculos pequeños y estructuras rígidas con dimensiones fractales grandes (Chen y Wang, 2015). Chu et al. (2004) obtuvieron que la dimensión fractal de los fangos activados disminuía de 2.18 a 1.94 utilizando un polímero catiónico.

### 5.2.2 Permeabilidad de los flóculos

Los flóculos de los fangos activados son permeables. El flujo de agua a través del interior del flóculo reduce la fuerza de rozamiento, de modo que la velocidad de sedimentación terminal

del flóculo  $V_0$  es mayor que la velocidad predicha para un flóculo impermeable. La velocidad de sedimentación de un flóculo permeable se puede calcular a partir de la velocidad  $V_0$  para un flóculo con las mismas características pero impermeable mediante la Ec. 1.42.

Podemos modificar el modelo de Richardson y Zaki para considerar el efecto de la permeabilidad del flóculo en el cálculo de  $V_0$  (Ec. 5.19).

$$\left\{ \begin{array}{l} V_s = \Gamma \frac{g(\rho_f - \rho)d_f^2}{18\mu} \frac{1}{1 + 0.15\text{Re}^{0.687}} \left(1 - j \frac{SS}{\rho_s}\right)^{nRZ} \quad (a) \\ \frac{5.09 - nRZ}{nRZ - 2.73} = 0.104\text{Re}^{0.877} \quad (b) \end{array} \right. \quad \text{Si } \text{Re} < 500$$

Ec. 5.19

$$\Gamma = \frac{\xi}{\xi - \tanh \xi} + \frac{3}{2\xi^2} \quad (c)$$

$$\xi = \frac{d_f}{2\sqrt{k}} \quad (d)$$

donde:

$\xi$ : factor de permeabilidad adimensional del flóculo poroso.

$d_f$ : diámetro del flóculo.

$k$ : permeabilidad del flóculo.

Existen varios modelos que permiten calcular la permeabilidad de los flóculos en función de su porosidad interna: modelo de Carman-Kozeny, del límite diluido, de Brinkman y de Happel (Lee et al. 1996; Li y Logan 2001). Los modelos de Carman-Kozeny y del límite diluido son válidos para porosidades bajas, mientras que para flóculos con porosidades elevadas como los fangos activados se recomienda utilizar los modelos de Brinkman y de Happel (Tang y Raper, 2002). Varios autores han utilizado los modelos de Brinkman y de Happel (Ec. 5.20) para calcular la permeabilidad de los fangos activados (Mu et al., 2008; Hribersek et al., 2011).

$$\text{Modelo de Brinkman: } k = \frac{d_p^2}{72} \left( 3 + \frac{4}{1 - \varepsilon_f} - 3 \sqrt{\frac{8}{1 - \varepsilon_f} - 3} \right) \quad (a)$$

Ec. 5.20

$$\text{Modelo de Happel: } k = \frac{d_p^2 (3 - 4.5 (1 - \varepsilon_f)^{1/3} + 4.5 (1 - \varepsilon_f)^{5/3} - 3 (1 - \varepsilon_f)^2)}{18 (1 - \varepsilon_f) (3 + 2(1 - \varepsilon_f)^{5/3})} \quad (b)$$

donde:

$k$ : permeabilidad del flóculo ( $\text{m}^2$ ).

$\varepsilon_f$ : porosidad del flóculo.

$d_p$ : diámetro de las partículas primarias que forman el flóculo (m).

La dificultad de utilizar el modelo de Richardson y Zaki considerando la permeabilidad de los flóculos, consiste en conocer la porosidad interna de los flóculos por donde realmente circula el agua por su interior, ya que esta porosidad es menor que la calculada mediante el modelo de Richardson y Zaki. Para calcular el efecto de la permeabilidad de los flóculos en la velocidad de sedimentación, se ha utilizado la modificación del modelo de Richardson y Zaki propuesta en la Ec. 5.19 y se ha calculado la permeabilidad de los flóculos mediante los modelos de Brinkman y de Happel utilizando la Ec. 5.20(a y b). Para calcular la permeabilidad se ha considerado que las partículas primarias que forman los flóculos son los flóculos primarios iniciales ( $d_p = d_{fp}$ ) y que la porosidad interna de los flóculos corresponde a la porosidad externa de los flóculos primarios ( $\varepsilon_{ext\,fp}$ ) calculada en la Tabla 5.7.

El proceso iterativo utilizado para ajustar los datos experimentales de los ensayos de sedimentación al modelo propuesto ha sido el siguiente:

1. Se fija el valor de  $\Gamma$  y  $nRZ$ :  $\Gamma_0 = 1$  y  $nRZ_0 = 4.65$  en la primera iteración y el valor de  $\Gamma$  y  $nRZ$  de la iteración anterior durante el proceso iterativo ( $\Gamma_i = \Gamma_{i-1}$  y  $nRZ_i = nRZ_{i-1}$ ).
2. Se resuelve iterativamente el modelo tal y como se ha descrito en el apartado 4.2.3, pero calculando al final de cada iteración el valor de  $k$  mediante la Ec. 5.20(a o b) y recalculando  $\Gamma$  con la Ec. 5.19(c y d).

3. Fijado un criterio de convergencia ( $\epsilon$ ), si  $|\Gamma_i - \Gamma_{i-1}| < \epsilon$  y  $|nRZ_i - nRZ_{i-1}| < \epsilon$  se finaliza el proceso de cálculo, en caso contrario se vuelve al paso 1 con los valores calculados de  $\Gamma_i$  y  $nRZ_i$ .

Los resultados obtenidos utilizando el modelo de Brinkman y el modelo de Happel se muestran en la Tabla 5.12. Se han obtenido los mismos resultados simplificando el modelo fijando el valor del exponente  $nRZ = 5.0$ .

Exp.	Zona	Modelo de Brinkman				Modelo de Happel			
		$\Gamma$	$\epsilon$	$k \times 10^{11}$ (m <sup>2</sup> )	$\epsilon_k \times 10^{11}$ (m <sup>2</sup> )	$\Gamma$	$\epsilon$	$k \times 10^{11}$ (m <sup>2</sup> )	$\epsilon_k \times 10^{11}$ (m <sup>2</sup> )
A	i1	1.0314	$2 \cdot 10^{-4}$	10.0	1.5	1.0281	$2 \cdot 10^{-4}$	8.1	1.3
	f1	1.0158	$1 \cdot 10^{-4}$	2.8	0.6	1.0139	$1 \cdot 10^{-4}$	2.2	0.5
	i2	1.126	0.010	2.1	0.9	1.106	0.007	1.6	0.7
	f2	1.046	0.002	2.3	0.9	1.040	0.002	1.8	0.8
B	i1	1.0253	$2 \cdot 10^{-4}$	12	2	1.0227	$2 \cdot 10^{-4}$	10.0	1.8
	f1	1.0144	$1 \cdot 10^{-4}$	4.7	0.9	1.0127	$1 \cdot 10^{-4}$	3.7	0.7
	i2	1.082	0.002	4.1	0.8	1.071	0.002	3.3	0.7
	f2	1.0334	$4 \cdot 10^{-4}$	3.3	0.7	1.0292	$3 \cdot 10^{-4}$	2.6	0.6

Tabla 5.12. Permeabilidad de los flóculos y valor de  $\Gamma$  calculados con los modelos de Brinkman y de Happel para las experiencias A y B.

Con el modelo de Brinkman se obtienen permeabilidades de los flóculos mayores que con el modelo de Happel, lo cual conduce a valores ligeramente superiores de  $\Gamma$ . Se han obtenido permeabilidades entre  $2.1 \cdot 10^{-11}$  y  $1.2 \cdot 10^{-10}$  m<sup>2</sup> con el modelo de Brinkman y permeabilidades entre  $1.6 \cdot 10^{-11}$  y  $1.0 \cdot 10^{-10}$  m<sup>2</sup> con el modelo de Happel. Los valores obtenidos son compatibles con los encontrados para los fangos activados en la bibliografía. Hribersek et al. (2011) compararon las mediciones experimentales de la velocidad terminal de los flóculos de los fangos activados ( $V_0$ ) con los valores calculados a partir de la ley de Stokes corregida por la esfericidad de los flóculos y por el factor  $\Gamma$  calculado mediante el modelo de Brinkman. Obtuvieron que la permeabilidad de los flóculos era muy baja, entre  $10^{-13}$  y  $10^{-11}$  m<sup>2</sup>. Chu et al. (2005) obtuvieron imágenes en tres dimensiones del interior de los flóculos de los fangos

activados y observaron que la permeabilidad de los flóculos se encontraba entre  $10^{-12}$  y  $10^{-10}$  m<sup>2</sup>. Li y Yuan (2002) consideran que la baja permeabilidad de los flóculos de los fangos activados es debida a que las sustancias poliméricas extracelulares producidas por las bacterias forman un gel que obstruye los poros interiores de los flóculos.

Los resultados obtenidos para  $d_f$ ,  $j$ ,  $\rho_f$ ,  $V_0$  y  $Re$  son los mismos que los obtenidos con el modelo de Richardson y Zaki original debido a que  $\Gamma$  se encuentra muy próximo a 1. Así por ejemplo, la mayor diferencia en el diámetro de los flóculos es de 0.02 mm en la zona i1 cuando se corrige la velocidad de sedimentación con el modelo de Brinkman.

Los valores obtenidos para  $\Gamma$  se encuentran entre 1.01 y 1.11. Varios estudios experimentales han mostrado que el valor de  $\Gamma$  para los flóculos de los fangos activados se encuentra próximo a 1. Li y Yuan (2002) estimaron el valor de  $\Gamma$  como el cociente entre la velocidad  $V_0$  medida experimentalmente y el valor teórico calculado mediante la ley de Stokes. Obtuvieron que para los fangos activados de una planta piloto el valor medio de  $\Gamma$  era de  $1.07 \pm 0.17$ , mientras que para los fangos activados de una EDAR urbana era de  $1.31 \pm 0.20$ . Xiao et al. (2013) obtuvieron que el valor medio del cociente entre el valor medido de  $V_0$  y el calculado considerando a los flóculos impermeables era de  $0.99 \pm 0.04$ .

### 5.2.3 Esfericidad de los flóculos

Una de las hipótesis consideradas para el cálculo de la velocidad de sedimentación terminal  $V_0$  es que los flóculos son esféricos. En general se considera que los flóculos tienen la forma de un elipsoide alargado con una esfericidad de 0.8, pero existen pocos datos experimentales sobre la esfericidad de los fangos activados. Zajdela et al. (2008) obtuvieron una esfericidad de 0.798 para los flóculos de los fangos activados de una EDAR de Eslovenia.

La esfericidad de las partículas afecta a su velocidad de sedimentación. Cuanto menos esférica es una partícula mayor es la fuerza de rozamiento de la partícula y menor es su velocidad de sedimentación. Existen varias fórmulas empíricas que permiten calcular el coeficiente  $C_D$  en

función de la esfericidad de una partícula (Chhabra et al., 1999). Zajdela et al. (2007) estudiaron la velocidad de sedimentación terminal de los flóculos de los fangos activados en función de su esfericidad. Obtuvieron que las mejores fórmulas para calcular el coeficiente  $C_D$  para los flóculos de los fangos activados eran las propuestas por Chien (1994) (Ec. 1.41) y por Haider y Levenspiel (1989) (Ec. 1.40).

Podemos incluir el efecto de la esfericidad de los flóculos ( $\Psi$ ) en el modelo de Richardson y Zaki cambiando la velocidad terminal de los flóculos  $V_0$  de la Ec. 4.3(c y e) por la Ec. 1.34, considerando la esfericidad de los flóculos y calculando  $C_D$  mediante la Ec. 1.40.

$$V_s = V_0 \left(1 - \frac{j}{\rho_s} SS\right)^{nRZ} = (k - nSS)^{nRZ} \quad (a)$$

$$V_0 = \sqrt{\frac{4g(\rho_f - \rho)d_f}{3C_D\rho}} \quad (b)$$

$$C_D = \frac{24}{Re} (1 + e^A Re^B) + \frac{Re \cdot e^C}{Re + e^D} \quad (c)$$

$$A = 2.3288 - 64581\Psi + 18.4222\Psi^2 \quad \text{Ec. 5.21}$$

$$B = 0.0964 + 0.5565\Psi$$

$$C = 4.905 - 13.8944\Psi + 18.4222\Psi^2 - 10.2599\Psi^3$$

$$D = 1.4681 + 12.2584\Psi - 20.7322\Psi^2 + 15.8855\Psi^3$$

$$\frac{5.09 - nRZ}{nRZ - 2.73} = 0.104Re^{0.877} \quad (d)$$

Se ha elegido la fórmula propuesta por Haider y Levenspiel (1989) para calcular  $C_D$  debido a que la fórmula de Chien (1994), a pesar de ser más sencilla, sobreestima el valor de  $C_D$  para números de Reynolds bajos y para partículas esféricas (Chhabra et al., 1999). Existe una fórmula más sencilla propuesta también por Haider y Levenspiel (1989) pero tiene menos precisión y sólo es recomendable para esfericidades mayores de 0.67.



Se han ajustado los datos experimentales de los ensayos de sedimentación para tener en cuenta la esfericidad de los flóculos utilizando la Ec. 5.21. El proceso de cálculo utilizado es similar al descrito en el apartado 4.2.3, pero sustituyendo la Ec. 4.5 por la resolución numérica de las Ec. 5.21(b y c) para calcular el diámetro de los flóculos.

Los resultados obtenidos para  $j$  y  $d_f$  en función de la esfericidad de los flóculos se muestran en la Figura 5.3 para la experiencia A y en la Figura 5.4 para la experiencia B.

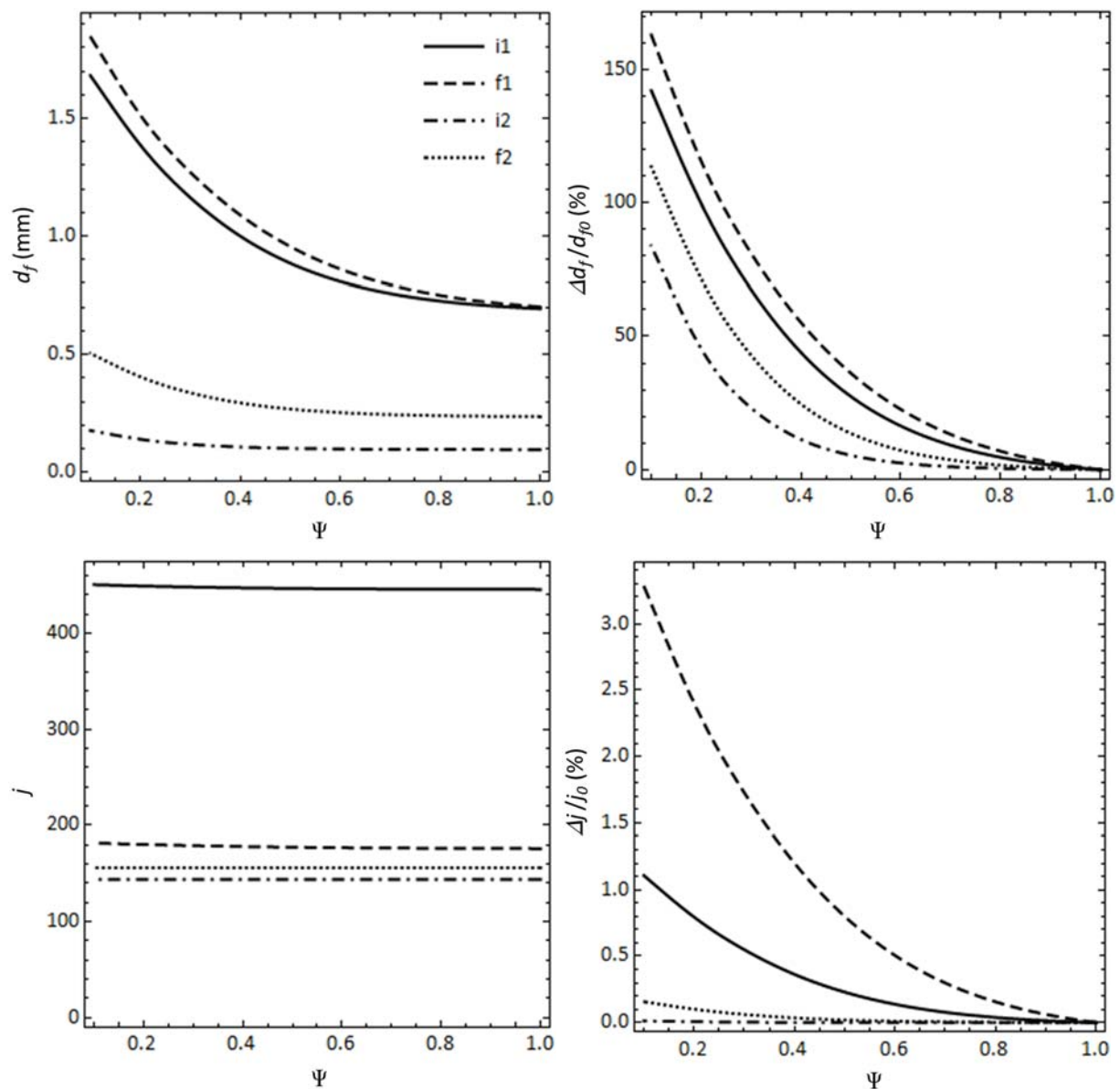


Figura 5.3. Variación de  $d_f$  y  $j$  en función de la esfericidad de los flóculos para la experiencia A.

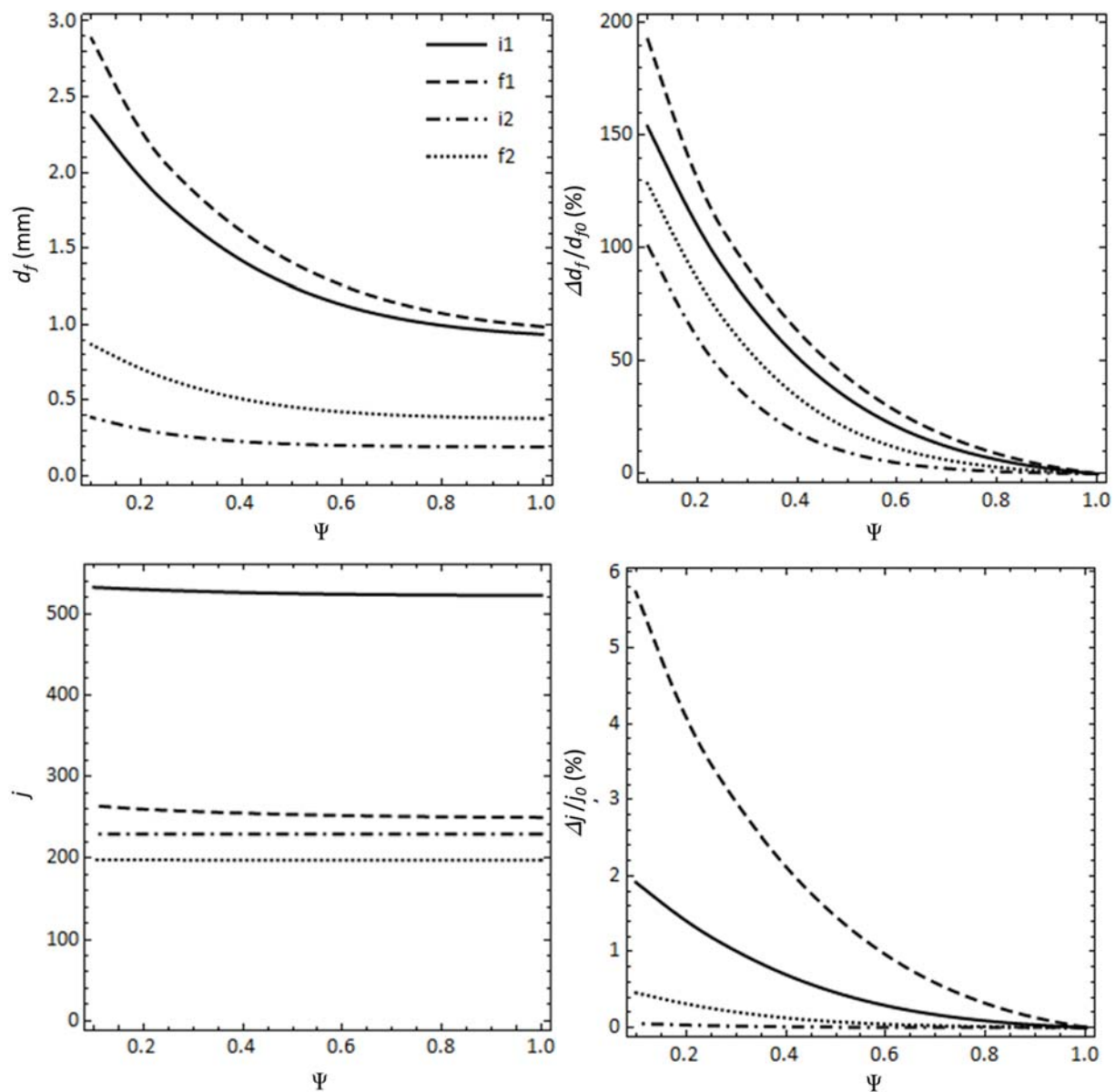


Figura 5.4. Variación de  $d_f$  y  $j$  en función de la esfericidad de los flóculos para la experiencia B.

No se muestran los resultados obtenidos para la densidad y la porosidad de los flóculos porque son prácticamente constantes. La máxima variación obtenida para la densidad y la porosidad de los flóculos ha sido del 0.01 %. Esto es debido a que el valor de  $j$  a partir del cual se calcula la densidad y la porosidad, varía muy poco con la esfericidad. La variación máxima de  $j$  es del 5.7% para la experiencia A en la etapa de sedimentación final del tramo 1, con una esfericidad de 0.1. Mientras que para una esfericidad típica de los flóculos de 0.8, la variación máxima de  $j$  es del 0.3 %.

A partir de los resultados obtenidos se puede comprobar que la esfericidad de los flóculos afecta sobre todo al cálculo de su tamaño. El diámetro de los flóculos aumenta considerablemente con esfericidades bajas de los flóculos. El mayor efecto de la esfericidad se produce en la etapa con velocidad de sedimentación constante final del tramo 1 ( $SS < SS_c$ ). En este caso, el diámetro de los flóculos aumenta hasta el 163 % en la experiencia A y hasta el 193 % en la experiencia B para esfericidades de 0.1. Sin embargo, para una esfericidad típica de los fangos activados de 0.8, el efecto máximo de la misma es del 7 % en la experiencia A y del 9 % en la B.

No se dispone de mediciones de la esfericidad de los flóculos en los ensayos de sedimentación en las etapas de velocidad de sedimentación constante inicial y final. En aquellos ensayos en los que se han podido distinguir visualmente los flóculos se han observado flóculos de forma irregular y en algunos casos flóculos alargados.

La esfericidad de los flóculos también puede afectar al valor del exponente  $nRZ$  del modelo de Richardson y Zaki. Chong et al. (1979) encontraron que el valor de  $nRZ$  es aproximadamente 4.8 para partículas esféricas, 5.4 para formas cúbicas y 5.8 para partículas angulares. Cleasby y Fan (1981) obtuvieron una expresión que relaciona el exponente del modelo de Richardson y Zaki con la esfericidad de las partículas.

$$nRZ = nRZ_{esf} \Psi^\beta$$

Ec. 5.22

$$\beta = -2.9237\Psi^{0.884} Re^{-0.363}$$

donde:

$nRZ$ : exponente del modelo de Richardson y Zaki corregido por la esfericidad ( $\Psi$ ) de las partículas.

$nRZ_{esf}$ : exponente del modelo de Richardson y Zaki para una esfera.

No se ha encontrado ningún estudio experimental donde se haya comprobado la validez de la fórmula propuesta por Cleary y Fan (1981) para los fangos activados. Además, esta expresión no es válida para números de Reynolds bajos (Tomkins et al., 2005).

Se ha intentado estudiar el efecto de la esfericidad de los flóculos en el exponente del modelo de Richardson y Zaki corrigiendo el valor de  $nRZ$  obtenido a partir de la Ec. 5.21d mediante la Ec. 5.22. Los resultados obtenidos carecen de sentido porque proporcionan valores del exponente muy altos, entre 9.6 y 52 para una esfericidad típica de los flóculos de 0.8. Teniendo en cuenta los resultados obtenidos, finalmente se ha considerado no corregir el exponente del modelo de Richardson y Zaki por la esfericidad de los flóculos.

### **5.3 APLICACIÓN DEL MODELO DE RICHARDSON Y ZAKI EN LA ETAPA DE SEDIMENTACIÓN ZONAL FINAL CONSIDERANDO LA ETAPA DE TRANSICIÓN**

#### **5.3.1 Aplicación del modelo**

Hasta este punto, la metodología utilizada para obtener la relación entre la velocidad de sedimentación zonal de los fangos activados en función de la concentración de SS es la recomendada en la bibliografía de tratamiento de aguas residuales:

- Se han realizado ensayos de sedimentación con distintas concentraciones de SS.
- Para cada ensayo se ha calculado la velocidad de sedimentación zonal determinando la pendiente de los dos tramos rectos de la curva  $h(t)$ .
- Se han ajustado las velocidades de sedimentación obtenidas en función de la concentración de SS utilizando el modelo de Richardson y Zaki.

Sin embargo, como se ha descrito en el apartado 1.5.2.1, en un ensayo de sedimentación se pueden obtener más datos experimentales de la velocidad de sedimentación zonal en función de los SS calculando las pendientes de la curva de sedimentación ( $-dh/dt$ ) en la zona de transición y su correspondiente concentración de SS mediante la Ec. 1.28.

En los ensayos de sedimentación con fangos activados no se aprecia la interfase del sedimento. Por lo tanto, esta metodología sólo se puede aplicar en la zona “b” de la Figura 1.27 donde se puede calcular la concentración de SS sin necesidad de conocer la posición del sedimento. Para saber hasta qué punto de la zona de transición podemos obtener datos experimentales de  $V_s(SS)$  es necesario determinar el punto “D” que separa las zonas “b” y “c” (Figura 1.27). Font et al. (1999) describen cómo determinar el punto “D” a partir de un gráfico de Tory sin tener datos de la posición de la interfase del sedimento (Figura 1.28).

La metodología descrita no se puede aplicar en el cálculo de la velocidad de sedimentación inicial ( $V_i$ ) debido a que después de la fase de sedimentación constante inicial se produce un proceso de aceleración de los fangos. Se ha intentado aplicar este procedimiento en la fase de sedimentación final a partir de los datos de la etapa de transición obteniendo los gráficos de Tory para cada ensayo de sedimentación. En varios ensayos no se ha podido determinar con claridad el punto “D” en el gráfico de Tory debido a las fluctuaciones en la velocidad de sedimentación. Para salvar esta dificultad, se ha propuesto realizar los siguientes pasos:

1. Se calcula numéricamente la velocidad de sedimentación  $(-dh/dt)_i$  en cada punto  $\{t_i, h_i\}$  de la zona de transición, como la pendiente de la recta que se obtiene al ajustar el punto considerado, con el punto anterior  $\{t_{i-1}, h_{i-1}\}$  y el posterior  $\{t_{i+1}, h_{i+1}\}$ .
2. Para cada punto se determina la concentración de SS mediante la Ec. 1.28a.
3. Se representa gráficamente  $(-dh/dt)^{1/nRZ}$  en función de la concentración de SS, considerando los datos obtenidos en la zona de transición y el dato obtenido en el tramo recto con velocidad de sedimentación zonal final  $(SS, V_f)$ . Se fija  $nRZ = 5$ .
4. Se consideran como válidos los puntos del gráfico que están relacionados linealmente con el punto determinado en el tramo recto con velocidad final constante  $(SS, V_f)$  y se comprueba, si es posible, que el resultado es compatible con el gráfico de Tory.

El procedimiento descrito anteriormente está basado en suponer que los puntos obtenidos en la zona de transición  $\{SS_i, (-dh/dt)_i^{1/nRZ}\}$  tienen un mismo valor de  $j$ . Por lo tanto, aquellos

puntos que pertenezcan a la zona “b” (Figura 1.27) se ajustarán a una recta junto con el punto perteneciente a la zona “a”  $\{SS, V_f^{1/nRZ}\}$ . El resto de puntos se desviarán de la recta debido a que en la zona “c” el cálculo de  $SS_i$  no es correcto utilizando la Ec. 1.28a o porque los puntos se encuentran en la zona de compresión.

Se ha utilizado un valor para  $nRZ$  de 5 porque en todos los ajustes realizados en los apartados anteriores el exponente es muy próximo a 5. También se ha realizado el proceso descrito anteriormente de forma iterativa. Primero se fija  $nRZ=5$  y se ajustan los puntos seleccionados de la zona de transición al modelo de Richardson y Zaki para obtener  $nRZ$ . Con el nuevo  $nRZ$  se vuelve al paso 3 y se vuelven a seleccionar los puntos de la zona de transición. Este proceso se repite hasta tener un valor de  $nRZ$  constante. Los resultados obtenidos con este procedimiento para seleccionar los puntos de la zona de transición han sido los mismos que fijando  $nRZ$  a 5.0.

En el paso 4, para determinar el tramo recto del gráfico se ajustan los puntos  $\{SS, V_s^{1/nRZ}\}$  a una recta y se analiza la aleatoriedad de los residuos. En la Figura 5.5 se muestra como ejemplo el ajuste inicial obtenido en el ensayo 6A. Se puede observar que a pesar de que el coeficiente de correlación es muy alto los residuos se desvían sistemáticamente por la derecha.

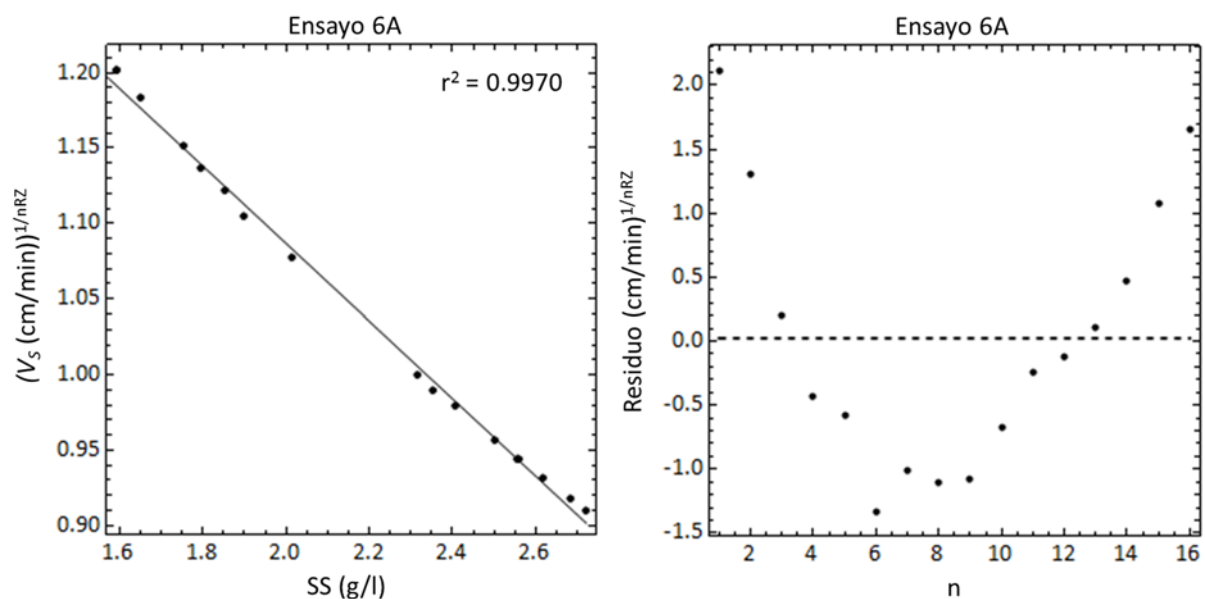


Figura 5.5. Ajuste inicial de la velocidad de sedimentación en la zona de transición para el ensayo 6A.

Eliminando sucesivamente los puntos de la derecha que tienen un residuo elevado se llega finalmente a una situación donde la distribución de los residuos es aleatoria (Figura 5.6). A partir de los puntos seleccionados se obtienen nuevos valores experimentales de la velocidad de sedimentación zonal en función de la concentración de los SS.

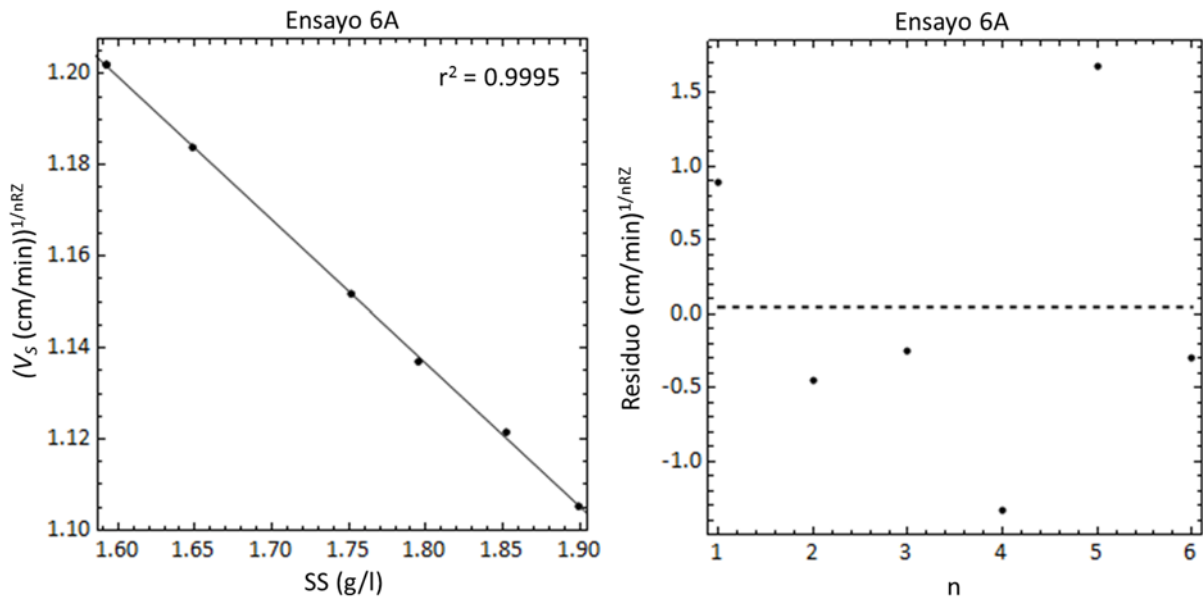


Figura 5.6. Ajuste final de la velocidad de sedimentación en la zona de transición para el ensayo 6A.

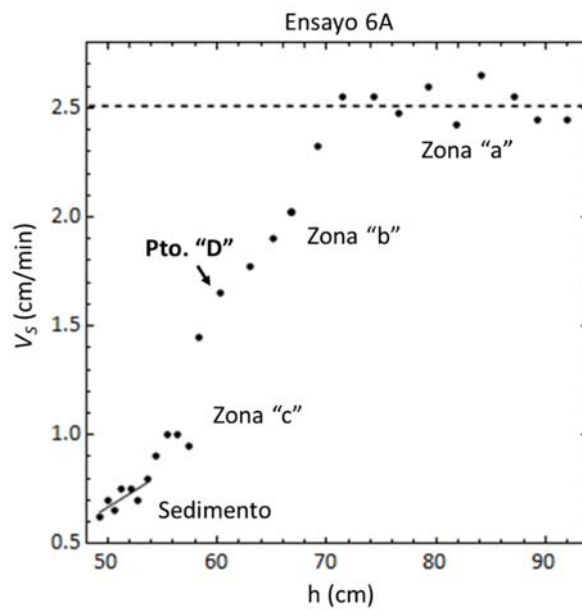


Figura 5.7. Gráfico de Tory para el ensayo 6A.

En la Figura 5.7 se muestra el gráfico de Tory para el ensayo 6A. La posición del punto “D” obtenido a partir del gráfico de Tory coincide con el último punto considerado en el ajuste final de la Figura 5.6. Como en todos los ensayos no se ha podido determinar el punto “D” a partir del gráfico de Tory, se ha utilizado el procedimiento descrito anteriormente para obtener los datos experimentales de la velocidad de sedimentación zonal frente a la concentración de SS en la zona de transición. En todos los casos se ha obtenido en el ajuste lineal realizado para seleccionar los puntos de la zona de transición, un coeficiente de correlación por encima de 0.99.

En la Figura 5.8 se muestra para la experiencia A, las velocidades de sedimentación obtenidas para cada ensayo en el tramo de velocidad constante final en función de la concentración de SS inicial del ensayo (ptos. “o”), junto con los puntos obtenidos en las zonas de transición (ptos. “•”). Los resultados obtenidos para la experiencia B se muestran en la Figura 5.9.

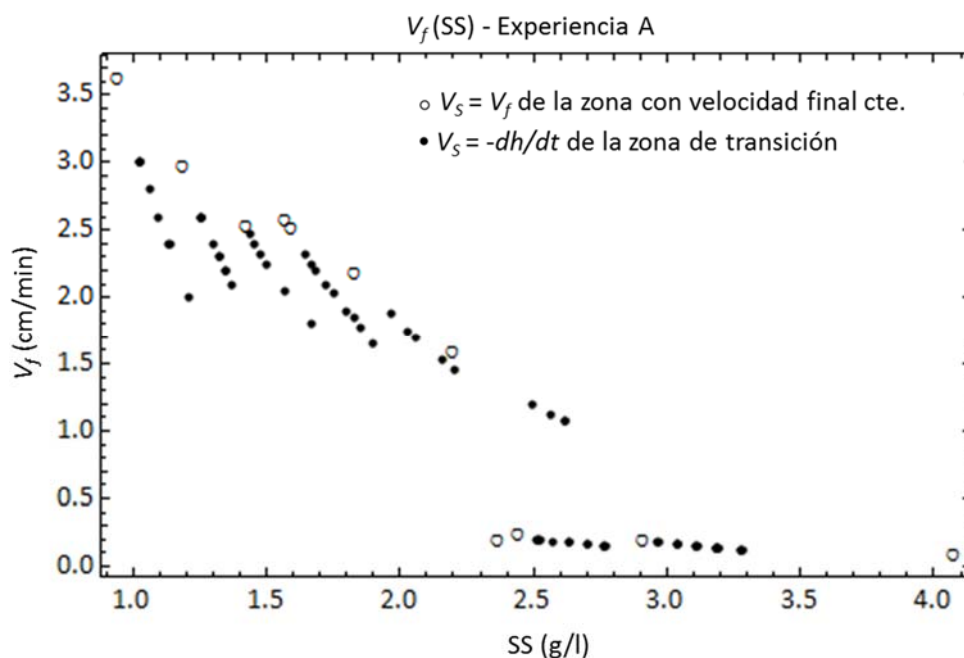


Figura 5.8. Velocidad de sedimentación zonal en función de la concentración de SS para el ensayo A, incluyendo los resultados experimentales obtenidos en la zona de transición.

En los ensayos 9 y 12 de la experiencia A no se ha obtenido ningún punto adicional porque los ensayos de sedimentación finalizaron antes de iniciarse la fase de transición (Figura 4.17).



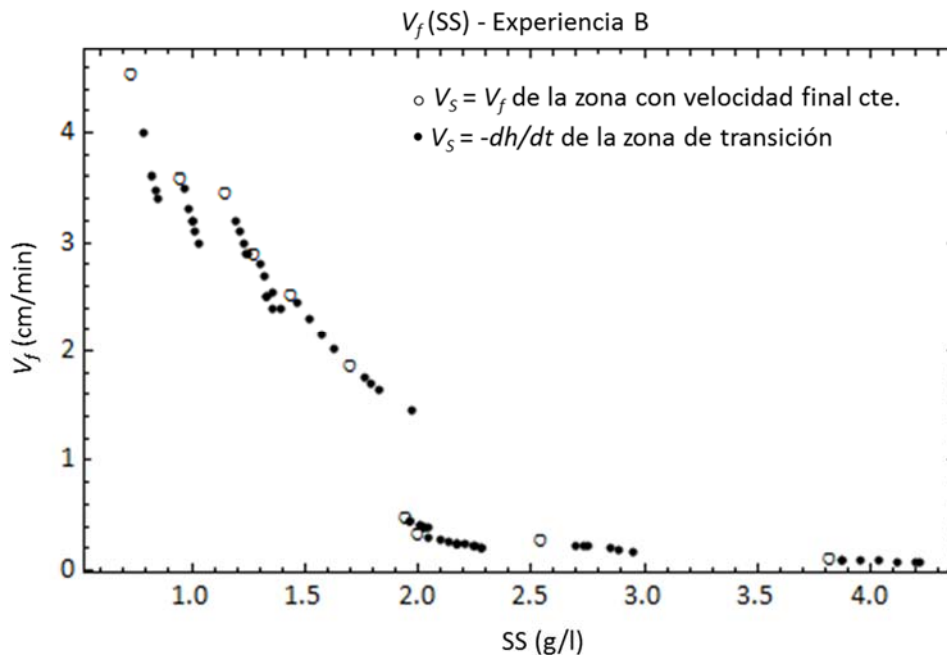


Figura 5.9. Velocidad de sedimentación zonal en función de la concentración de SS para el ensayo B, incluyendo los resultados experimentales obtenidos en la zona de transición.

Si nos fijamos en los gráficos anteriores, los datos obtenidos en la zona de transición no siguen la tendencia de los datos obtenidos en la etapa con velocidad de sedimentación final constante. Este resultado es sorprendente porque lo habitual es que los datos de  $V_s(SS)$  calculados en la zona de transición sigan la tendencia de los datos determinados en la zona con velocidad de sedimentación constante para distintas concentraciones de SS. Esto puede ser debido a que la metodología utilizada no es correcta o a que las características de los flóculos obtenidos después del proceso de aceleración dependen de la concentración de SS inicial de los fangos.

La metodología utilizada está basada en la teoría de Kynch y en suponer que los puntos que se han seleccionado de la zona de transición pertenecen a la zona “b” de la Figura 1.27. En principio no hay motivos para pensar que después del proceso de aceleración del fango y tras la fase con velocidad de sedimentación constante final no se cumplan las hipótesis de la teoría de Kynch. Por otro lado, en la mayoría de los ensayos se ha podido comprobar que la elección de los puntos de la zona “b” de transición, mediante el análisis de los residuos del ajuste lineal realizado, es compatible con la posición del punto “D” en el gráfico de Tory. Sin embargo, esta

metodología, ampliamente utilizada en otros ámbitos de la ingeniería, no se suele utilizar en los ensayos de sedimentación con fangos activados.

Si consideramos que la metodología utilizada es correcta, las diferencias observadas en los ensayos de sedimentación serán debidas a que los flóculos tienen características distintas como consecuencia del proceso de floculación que tiene lugar durante la fase de aceleración de los fangos.

Podemos utilizar la metodología descrita en el apartado 4.2.3 para ajustar el modelo de Richardson y Zaki a los puntos obtenidos en cada ensayo de  $V_s(SS)$ . En la Figura 5.10 se muestran los resultados de los ajustes para los ensayos de las experiencias A y B.

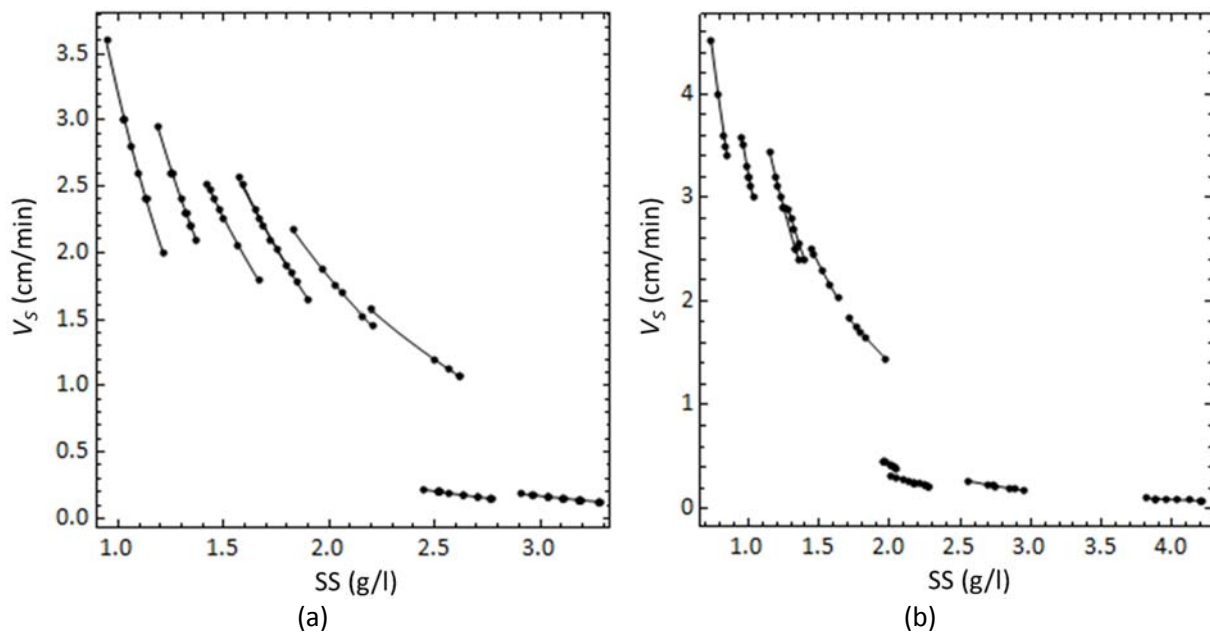


Figura 5.10. Ajustes del modelo de Richardson y Zaki para cada ensayo de sedimentación considerando los datos de  $V_s(SS)$  obtenidos en la zona de transición. (a) Experiencia A. (b) Experiencia B.

En la Figura 5.10 se puede observar con claridad que el modelo de Richardson y Zaki describe correctamente la velocidad de sedimentación de los fangos activados después del proceso de aceleración, considerando la información proporcionada por la zona de transición de cada ensayo de sedimentación. En todos los ajustes se han obtenido valores de  $R^2$  mayores de 0.99.

### 5.3.2 Características de los flóculos en la etapa de sedimentación zonal final

En este apartado se estudian las características de los flóculos en la etapa de sedimentación zonal final en función de la concentración de SS. Se calcula el diámetro, el índice volumétrico del agregado, la porosidad y la densidad de los flóculos después del proceso de aceleración.

#### 5.3.2.1 Diámetro equivalente de los flóculos e índice volumétrico del agregado

A partir de los ajustes realizados utilizando el modelo de Richardson y Zaki en el apartado anterior, se pueden obtener las características de los flóculos después del proceso de aceleración de los fangos aplicando el mismo procedimiento utilizado en el apartado 5.1.

En la Figura 5.11 se muestran los valores del diámetro de los flóculos ( $d_f$ ) después del proceso de aceleración de los fangos en función de la concentración de SS para las experiencias A y B.

En la Figura 5.12 se muestran los resultados para el índice volumétrico del agregado ( $j$ ).

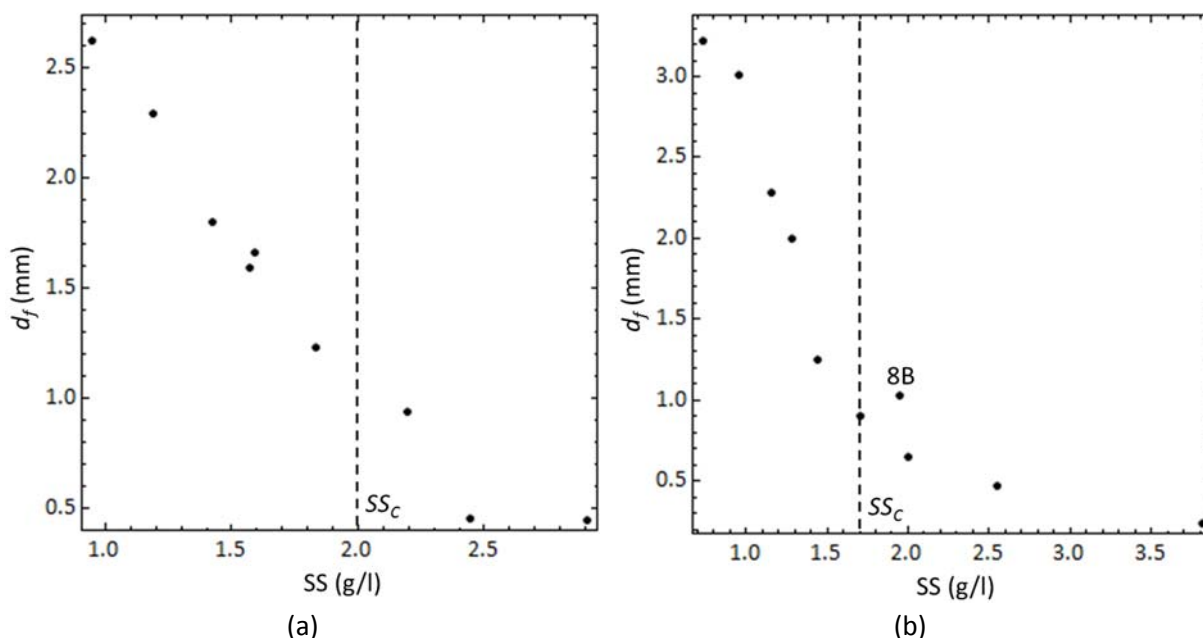


Figura 5.11. Diámetro de los flóculos en función de la concentración de SS después del proceso de aceleración de los fangos. (a) Experiencia A. (b) Experiencia B.

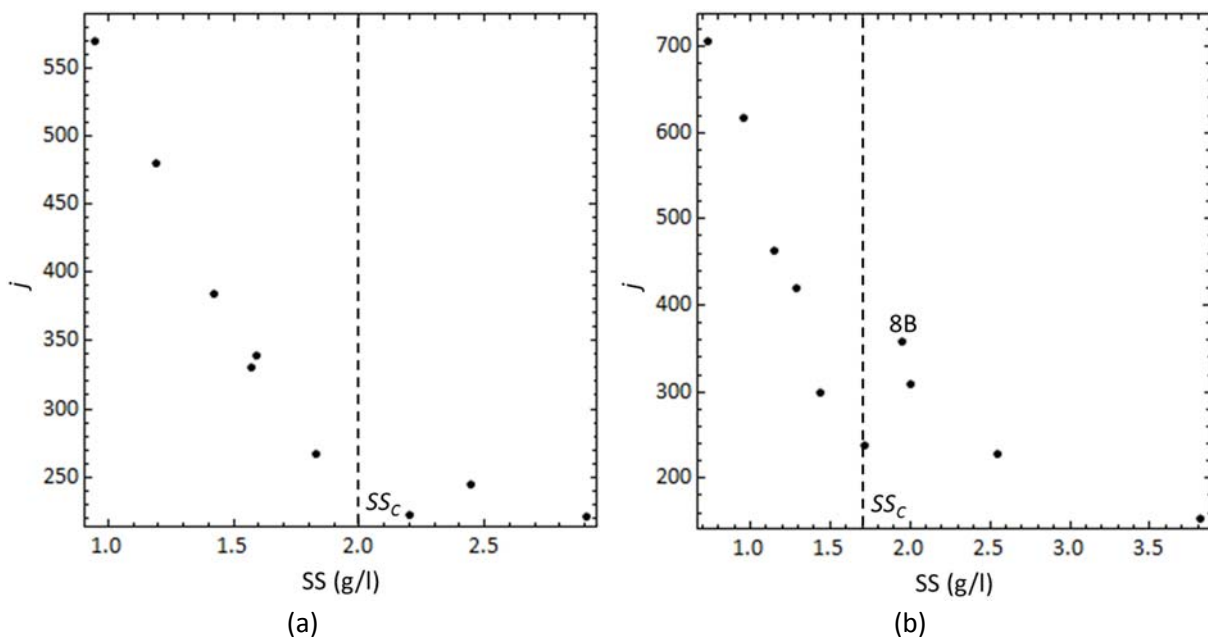


Figura 5.12. Índice volumétrico del agregado en función de la concentración de SS después del proceso de aceleración de los fangos. (a) Experiencia A. (b) Experiencia B.

Tanto el diámetro de los flóculos ( $d_f$ ) como el índice volumétrico del agregado ( $j$ ) decrecen con la concentración de SS en las experiencias A y B. En la experiencia B se puede observar con claridad que existe una discontinuidad en el valor de  $j$  en  $SS = SS_c$  (Figura 5.12b). En este punto se produce un incremento brusco de  $j$  al pasar de la zona f1 con  $SS < SS_c$  a la zona f2 con  $SS > SS_c$ . Sin embargo, si tenemos en cuenta que posteriormente se justificará que el punto del ensayo 8B es anómalo, la evolución de  $d_f$  es suave al pasar de la zona f1 a la f2 (Figura 5.11b).

Se han ajustado los valores de  $d_f$  y  $j$  en función de la concentración de SS considerando un modelo lineal y un modelo exponencial, teniendo en cuenta la existencia de dos zonas (f1 y f2) separadas por la concentración de sólidos suspendidos  $SS_c$ . Para la experiencia A sólo se han considerado los valores de  $d_f$  y  $j$  para concentraciones de  $SS < SS_c$  debido a que sólo se dispone de tres puntos con  $SS > SS_c$  y no se observa una tendencia clara entre ellos.

Los resultados obtenidos en los ajustes para  $d_f$  se muestran en la Tabla 5.13 y en la Tabla 5.14, mientras que los resultados obtenidos para  $j$  se muestran en la Tabla 5.15 y en la Tabla 5.16. En las tablas se presentan los valores de los parámetros de los modelos ajustados junto con su

error (Apéndice 8.1), el coeficiente de correlación y la media de la suma del cuadrado de los residuos (SCR/N) calculada para cada uno de los tramos de la zona de sedimentación zonal final (f1 y f2) y para el conjunto de todos los puntos ajustados.

$d_f = d_{fo} - k_d SS$								
Exp.	Zona	$d_{fo}$ (mm)	$\epsilon_{dfo}$ (mm)	$k_d$ (mm/g/l)	$\epsilon_{kd}$ (mm/g/l)	$r^2$	SCR/N	
							Tramo	Total
A	f1	3.96	0.10	1.46	0.06	0.9911	0.0038	-
	f2	-	-	-	-	-	-	
B	f1	5.3	0.3	2.6	0.3	0.9647	0.0252	0.0170
	f2	1.08	0.10	0.22	0.04	0.9763	0.0007	

Tabla 5.13. Resultados del ajuste lineal del diámetro de los flóculos ( $d_f$ ) en función de la concentración de SS para las experiencias A y B.

$d_f = d_{fo} \text{Exp}(-k_d SS)$								
Exp.	Zona	$d_{fo}$ (mm)	$\epsilon_{dfo}$ (mm)	$k_d$ (l/g)	$\epsilon_{kd}$ (l/g)	$R^2$	SCR/N	
							Tramo	Total
A	f1	6.6	0.8	0.92	0.09	0.9647	0.0151	-
	f2	-	-	-	-	-	-	
B	f1	8.2	1.6	1.17	0.19	0.9212	0.0562	0.0375
	f2	2.04	0.09	0.57	0.02	0.9993	$2 \cdot 10^{-5}$	

Tabla 5.14. Resultados del ajuste exponencial del diámetro de los flóculos ( $d_f$ ) en función de la concentración de SS para las experiencias A y B.

$j = j_0 - k_j SS$								
Exp.	Zona	$j_0$	$\epsilon_{j_0}$	$k_j$ (l/g)	$\epsilon_{kj}$ (l/g)	$r^2$	SCR/N	
							Tramo	Total
A	f1	890	30	349	17	0.9907	95.28	-
	f2	-	-	-	-	-	-	
B	f1	1080	50	510	40	0.9740	705.6	552.3
	f2	460	60	80	20	0.9392	245.7	

Tabla 5.15. Resultados del ajuste lineal del índice volumétrico del agregado ( $j$ ) en función de la concentración de SS para las experiencias A y B.

$j = j_0 \text{Exp}(-k_j SS)$								
Exp.	Zona	$j_0$	$\epsilon_{j_0}$	$k_j$ (l/g)	$\epsilon_{k_j}$ (l/g)	$R^2$	SCR/N	
							Tramo	Total
A	f1	1290	50	0.85	0.03	0.9955	46.44	-
	f2	-	-	-	-	-	-	
B	f1	1660	170	1.11	0.10	0.9734	720.6	515.6
	f2	670	120	0.40	0.07	0.9739	105.6	

Tabla 5.16. Resultados del ajuste exponencial del índice volumétrico del agregado ( $j$ ) en función de la concentración de SS para las experiencias A y B.

El punto del ensayo 8B se ha considerado como un dato anómalo y se ha excluido de las regresiones debido a que no sigue la tendencia del resto de ensayos (Figura 5.13 y Figura 5.14). En todos los ajustes realizados se ha comprobado que los residuos son aleatorios y que se distribuyen de forma normal (Apéndice. 8.2).

Desde el punto de vista estadístico, el mejor modelo para describir el diámetro de los flóculos en función de la concentración de SS es el modelo lineal. Esto es debido a que es el modelo con la menor media de la suma del cuadrado de los residuos (SCR/N) en las experiencias A y B. Por la misma razón, el mejor modelo para el índice volumétrico del agregado es el modelo exponencial (Ec. 5.23).

$$d_f = d_{f0} - k_f SS$$

Ec. 5.23

$$j = j_0 e^{-k_j SS}$$

En la Figura 5.13 y en la Figura 5.14 se muestran los ajustes de los modelos finalmente considerados para el diámetro de los flóculos y para el índice volumétrico del agregado respectivamente (Ec. 5.23). En los gráficos también se muestran los resultados obtenidos en el apartado 5.1 ajustando el modelo de Richardson y Zaki con los datos de la velocidad de sedimentación final constante de cada ensayo de sedimentación ( $d_{ff1}$ ,  $d_{ff2}$ ,  $j_{f1}$  y  $j_{ff1}$ ).

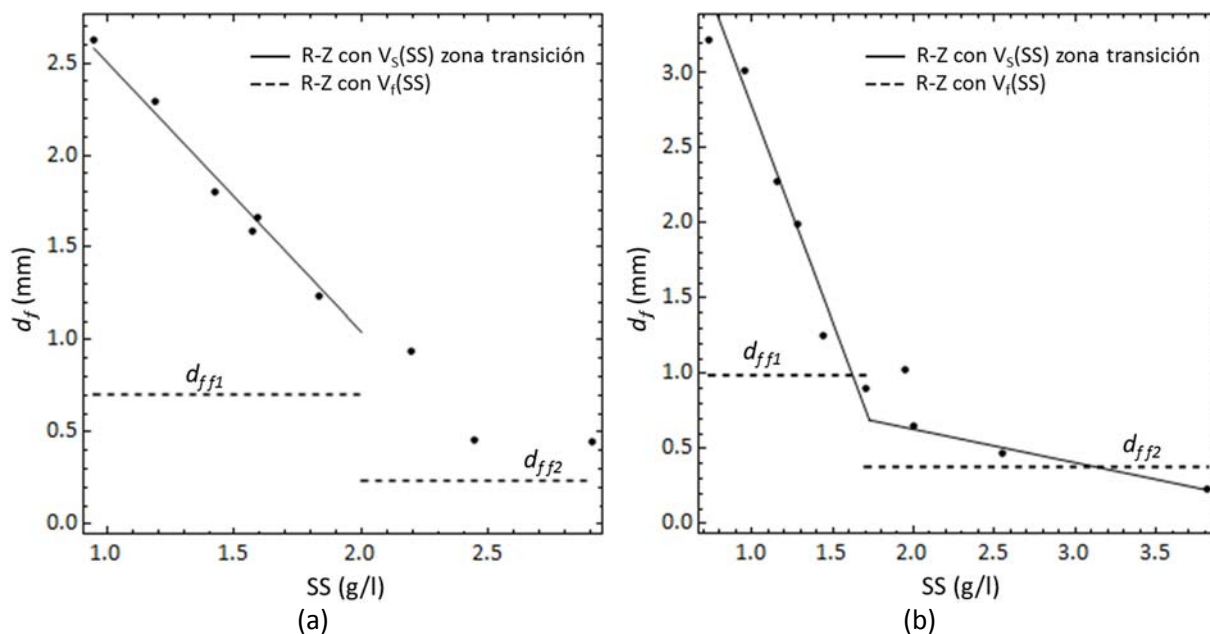


Figura 5.13. Modelo lineal del diámetro de los flóculos en función de la concentración de SS después del proceso de aceleración de los fangos. (a) Experiencia A. (b) Experiencia B.

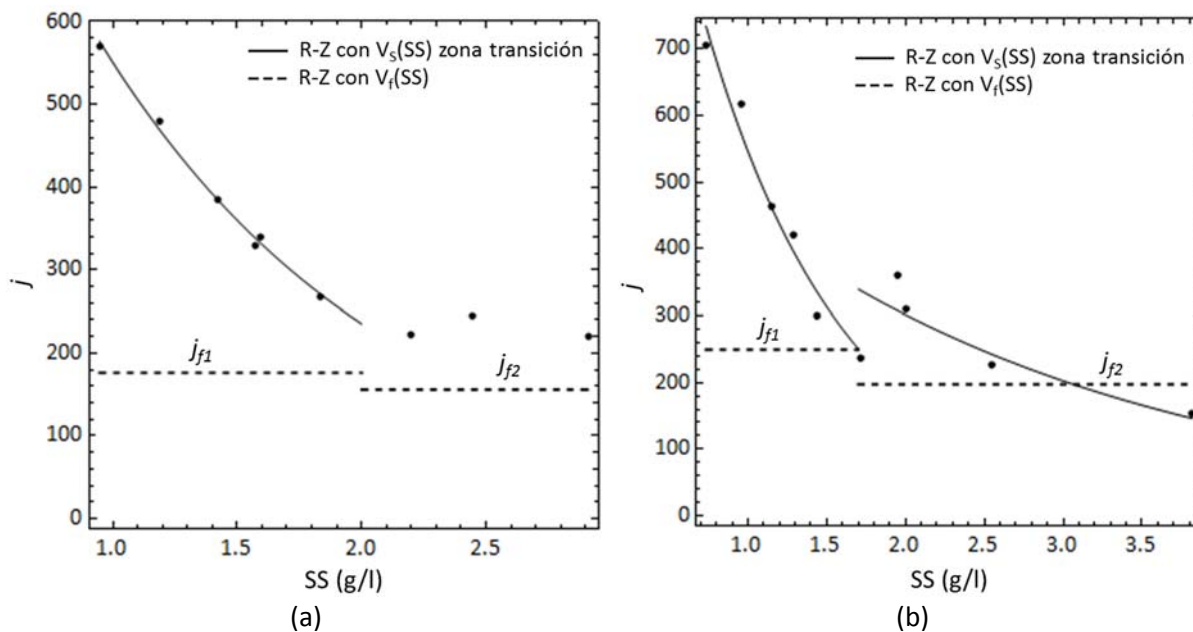


Figura 5.14. Modelo exponencial del índice volumétrico del agregado en función de la concentración de SS después del proceso de aceleración de los fangos. (a) Experiencia A. (b) Experiencia B.

El diámetro de los flóculos en las etapas f1 y f2 disminuye al aumentar la concentración de los SS (Figura 5.13b), produciéndose una transición suave al pasar del intervalo 1 ( $SS < SS_c$ ) al intervalo 2 ( $SS > SS_c$ ). En los ensayos de la zona f1 se obtienen flóculos con un tamaño entre

2.6 y 1.2 mm para la experiencia A y entre 3.2 y 0.9 mm para la experiencia B, mientras que en la zona f2 el tamaño de los flóculos es menor de 0.65 mm en la experiencia B. Estos resultados son compatibles con las observaciones realizadas, ya que en algunos ensayos se apreciaban a simple vista flóculos de varios milímetros para concentraciones de SS menores que  $SS_c$ .

El índice volumétrico del agregado ( $j$ ) también disminuye al aumentar la concentración de SS, lo cual supone que aumenta el contenido en sólidos de los flóculos al aumentar la concentración de SS. Además, podemos destacar que el valor de  $j$  aumenta bruscamente al pasar de la zona f1 a la zona f2 (Figura 5.14b). Al igual que se comentó en el apartado 5.1.2.2, los valores obtenidos para  $j$  son compatibles con los valores descritos en la bibliografía.

Podemos comparar los resultados obtenidos para  $d_f$  y  $j$  en las experiencias A y B en la zona f1 y estudiar el efecto que tiene la composición del sobrenadante en las propiedades de los flóculos obtenidos después del proceso de aceleración. En la experiencia B donde se diluye el sobrenadante, se obtienen inicialmente flóculos más grandes y con mayor contenido en sólidos ( $d_{f0} = 3.96$  mm y  $j_0 = 1290$  para la experiencia A;  $d_{f0} = 5.3$  mm y  $j_0 = 1660$  para la B). Sin embargo, el descenso de  $d_f$  y  $j$  es mayor al aumentar la concentración de los SS en la experiencia B, ya que los valores de  $k_d$  y  $k_j$  son mayores (Tabla 5.13 y Tabla 5.16).

En el apartado 5.1, el modelo de Richardson y Zaki se aplicó utilizando las velocidades de sedimentación calculadas en los tramos con velocidad de sedimentación constante inicial y final. En este caso, el modelo nos permite calcular  $d_f$  y  $j$  suponiendo que los flóculos tienen unas características similares independientemente de la concentración de SS. Los resultados se muestran mediante una línea discontinua en la Figura 5.13 y en la Figura 5.14.

Se puede observar, que para la zona f1 los resultados de  $d_f$  y  $j$  ( $d_{ff1}$  y  $j_{f1}$ ) corresponden a los valores mínimos que se alcanzan cuando nos acercamos a una concentración de sólidos suspendidos de  $SS_c$ . Mientras que en la zona f2, el modelo nos proporciona un valor medio de  $j$  y del tamaño de los flóculos ( $d_{ff2}$  y  $j_{f2}$ ). En los dos modelos estudiados se obtiene que las propiedades de los flóculos cambian al pasar de la zona f1 a la f2, disminuyendo en los dos



casos el diámetro de los flóculos y el valor de  $j$ . La ventaja que tenemos ahora es que se pueden describir con más detalle las propiedades de los flóculos en función de la concentración de SS.

Hay que tener en cuenta que estos resultados se han obtenido con una esfericidad de los flóculos de 1 y sin considerar la permeabilidad de los flóculos. Como se estudió en el apartado 5.2.3, el diámetro calculado de los flóculos puede ser mayor si tenemos en cuenta que los flóculos típicos de los fangos activados tienen una esfericidad de 0.8. Además, en las observaciones realizadas en los ensayos se apreciaban flóculos irregulares e incluso en algunos casos flóculos alargados. Por otro lado, cabe esperar que la permeabilidad de los flóculos no afecte al cálculo de su diámetro como se estudió en el apartado. 5.2.2.

Se ha calculado el efecto de la esfericidad de los flóculos siguiendo el procedimiento descrito en el apartado 5.2.3 y el efecto de la permeabilidad a partir de las indicaciones descritas en el apartado 5.2.2. En la Figura 5.15 se muestran los resultados obtenidos para  $d_f$  y  $j$  considerando esfericidades de los flóculos entre 0.4 y 1.0.

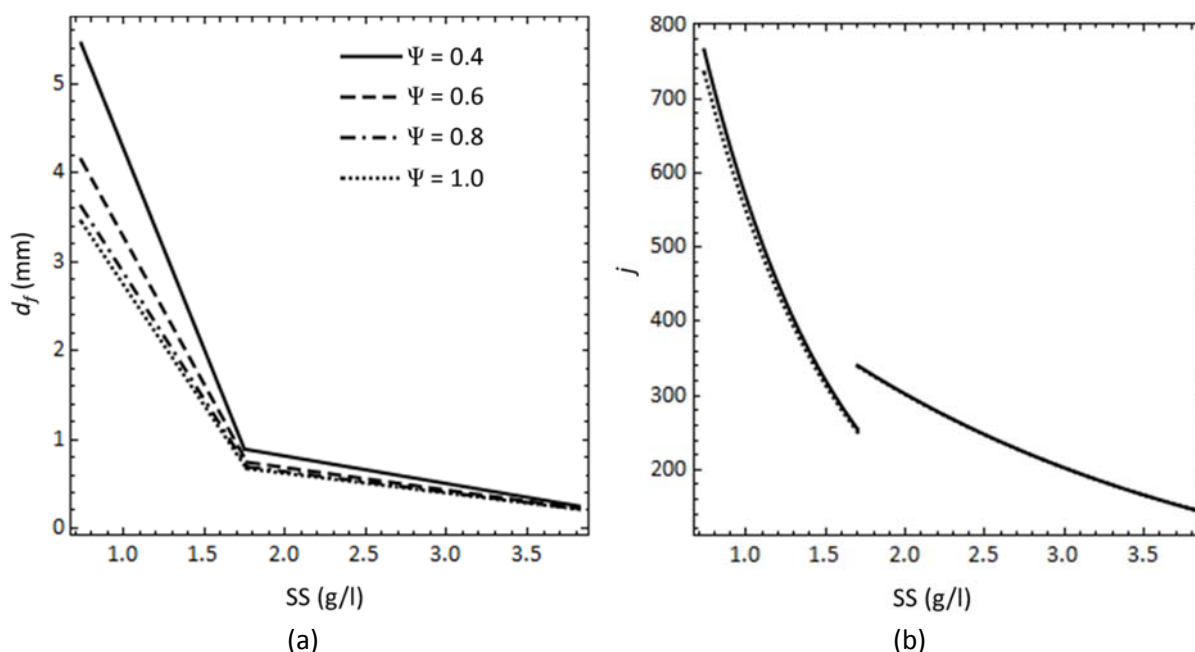


Figura 5.15. Efecto de la esfericidad y de la permeabilidad de los flóculos en el cálculo de  $d_f$  y  $j$  después del proceso de aceleración de los fangos para la experiencia B.

En la Figura 5.15 se puede observar que la esfericidad de los flóculos afecta sobre todo al diámetro para concentraciones bajas de SS. Así por ejemplo, en el ensayo 2 el diámetro de los flóculos es de 3.2 mm para una esfericidad de 1 y de 5.3 mm para una esfericidad de 0.4. Sin embargo, la esfericidad afecta muy poco al cálculo del índice volumétrico del agregado.

### 5.3.2.2 Porosidad y densidad de los flóculos

A partir de la Ec. 5.9 podemos calcular para cada ensayo la porosidad interna de los flóculos ( $\varepsilon_f$ ) en función de la concentración de los SS. También podemos obtener un modelo para la porosidad considerando el descenso exponencial de  $j$  con los SS (Ec. 5.24a). Del mismo modo, podemos determinar la porosidad interna de los flóculos generada por los flóculos primarios ( $\varepsilon_{extfp}$ ) para determinar la porosidad debida a los poros de mayor tamaño (Ec. 5.24b).

$$\varepsilon_f = 1 - \frac{1}{j} = 1 - \frac{e^{k_j SS}}{j_0} \quad (a)$$

Ec. 5.24

$$\varepsilon_{extfp} = \frac{j - j_p}{j} = 1 - \frac{j_p}{j_0} e^{k_j SS} \quad (b)$$

Por otro lado, se puede calcular para cada ensayo la densidad de los flóculos en la etapa final de sedimentación zonal en función de la concentración de SS mediante la Ec. 1.92. En la Ec. 5.25 se muestra el modelo resultante para la densidad de los flóculos al considerar la variación exponencial de  $j$  respecto de los SS. En el cálculo de la densidad de los flóculos se ha considerado la densidad del agua ( $\rho$ ) a 20 °C.

$$\rho_f = \rho + \frac{\rho_s - \rho}{j_0} e^{k_j SS} = \rho + (\rho_{f0} - \rho) e^{k_j SS} \quad \text{Ec. 5.25}$$

En la Figura 5.16 se presentan los valores calculados para las porosidades  $\varepsilon_f$  y  $\varepsilon_{extfp}$  en función de la concentración de los SS para la experiencia B. Sólo se considera esta experiencia porque

en la experiencia A no se dispone de datos suficientes para estudiar la zona f2. Los resultados para la densidad de los flóculos se muestran en la Figura 5.17.

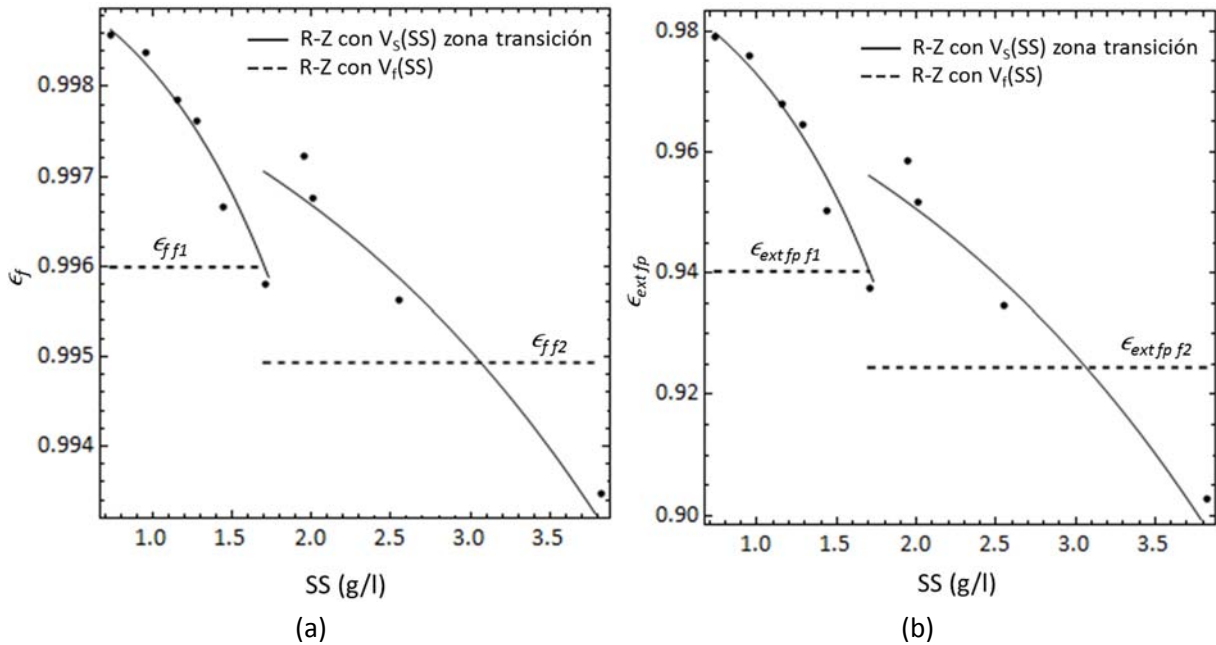


Figura 5.16. Porosidad de los flóculos después del proceso de aceleración de los fangos para la experiencia B (a) Porosidad del flóculo,  $\epsilon_f$  (b) Porosidad debida a los flóculos primarios,  $\epsilon_{ext fp}$ .

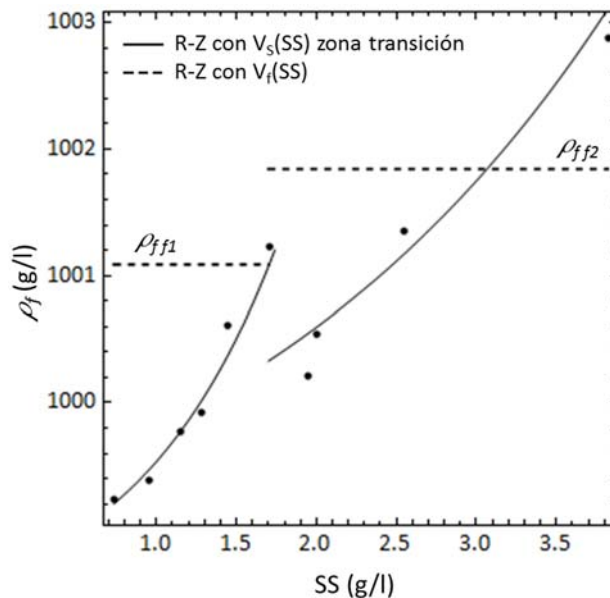


Figura 5.17. Densidad de los flóculos después del proceso de aceleración de los fangos para la experiencia B.

En los gráficos anteriores, junto con los datos calculados se representan gráficamente los modelos obtenidos mediante la Ec. 5.24 y la Ec. 5.25 sustituyendo los parámetros de la Tabla 5.16 en las zonas f1 y f2. Para comparar los resultados, también se muestran los valores calculados para la porosidad y la densidad de los flóculos con el modelo del apartado 5.1.

Los valores obtenidos para las porosidades  $\varepsilon_f$  y  $\varepsilon_{ext fp}$  y para la densidad de los flóculos son compatibles con los resultados encontrados en la bibliografía (Apdo. 5.1.2.2).

A partir de los resultados obtenidos, se puede concluir que los flóculos generados después del proceso de aceleración tienen una menor porosidad y una mayor densidad al aumentar la concentración de los SS. El aumento del volumen de sólidos por unidad de volumen de flóculo debido al descenso de  $j$ , conduce a una disminución del contenido de agua en el interior del flóculo, lo cual origina el descenso de la porosidad y el aumento de la densidad de los flóculos. Por otro lado, al pasar de la zona f1 a la zona f2, se produce un descenso brusco en la porosidad y un aumento brusco en la densidad de los flóculos. Esta variación repentina de  $\varepsilon_f$  y  $\rho_f$  se corresponde con el salto producido en el índice volumétrico del agregado en  $SS_c$ .

Es interesante destacar que el modelo utilizado en el apartado 5.1 describe correctamente el comportamiento medio de los flóculos en la zona f1 y f2, con unos flóculos que en término medio son más porosos ( $\varepsilon_{ff2} > \varepsilon_{ff1}$ ) y menos densos ( $\rho_{ff1} < \rho_{ff2}$ ) en la zona f2. Sin embargo, al aplicar el modelo de Richardson y Zaki en la etapa de sedimentación final considerando la zona de transición, además de describir con más detalle la evolución de  $\varepsilon_f$  y  $\rho_f$  se obtiene el cambio producido en las propiedades de los flóculos en  $SS_c$ .

Los resultados obtenidos para el índice volumétrico del agregado nos indican que el contenido en sólidos de los flóculos aumenta con la concentración de SS. Para entender mejor el proceso de agregación que tiene lugar durante la fase de aceleración de los fangos y su dependencia con la concentración de SS, podemos calcular el número medio de flóculos por unidad de masa de SS, dividiendo la Ec. 5.7 por SS. Si tenemos en cuenta los modelos establecidos para  $d_f$  y  $j$  en función de la concentración de SS obtenemos:

$$\frac{n_f}{SS} = \frac{6}{\pi \rho_s} \frac{j}{d_f^3} = \frac{6}{\pi \rho_s} \frac{j_0 e^{-k_f SS}}{(d_{f0} - k_f SS)^3} \quad \text{Ec. 5.26}$$

En la Figura 5.18 se representa gráficamente el número medio de flóculos por unidad de masa ( $n_f/SS$ ) calculado para cada ensayo y su valor calculado según la Ec. 5.26 para la experiencia B.

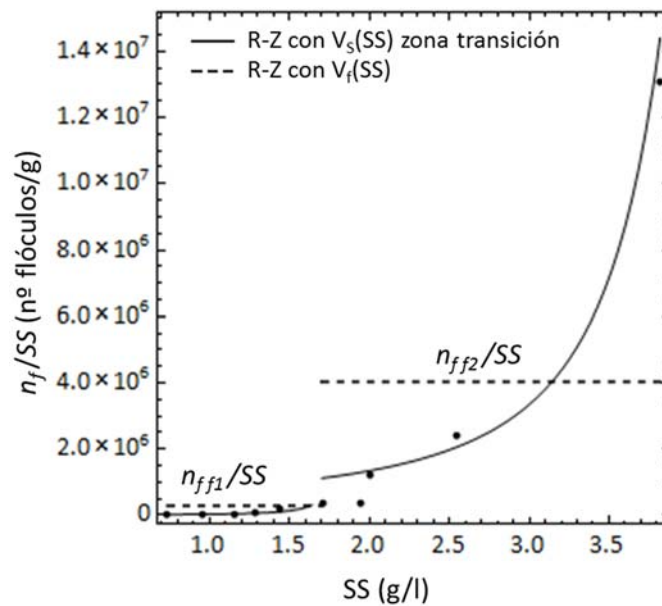


Figura 5.18. Número medio de flóculos por unidad de masa en función de la concentración de SS después del proceso de aceleración de los fangos para la experiencia B.

El cálculo del número medio de flóculos por unidad de masa se ha realizado para eliminar el efecto del aumento del número de flóculos debido al aumento de la concentración de SS. En la Figura 5.18 se observa que el número medio de flóculos que se forman por unidad de masa después de la fase de aceleración de los fangos aumenta con la concentración de SS.

Si consideramos todos los resultados obtenidos hasta el momento, concluimos que después del proceso de aceleración de los fangos, al aumentar la concentración de los SS aumenta el número de flóculos, generándose flóculos cada vez más pequeños, más densos y con menor porosidad.

### 5.3.3 Discontinuidad de la velocidad de sedimentación zonal final

En este apartado se estudian las causas que originan el descenso brusco en la velocidad de sedimentación zonal final al pasar de la zona f1 ( $SS < SS_c$ ) a la zona f2 ( $SS > SS_c$ ) (Figura 5.2). También se estudian y justifican las variaciones bruscas descritas en el índice volumétrico del agregado, en la densidad y la porosidad de los flóculos.

Podemos calcular la velocidad de sedimentación terminal de los flóculos ( $V_0$ ), sustituyendo en la Ec. 4.3e los modelos obtenidos para  $d_f$  y  $j$  en función de la concentración de los SS (Ec. 5.23) y teniendo en cuenta la definición de Re.

$$V_{0f} = \frac{g(\rho_s - \rho)}{18\mu} \frac{(d_{f0} - k_f SS)^2 e^{k_f SS}}{j_0(1 + 0.15Re^{0.687})}, \text{ Re} < 500 \quad (a)$$

Ec. 5.27

$$\text{Re} = \frac{\rho V_{0f} (d_{f0} - k_f SS)}{\mu} \quad (b)$$

En la Figura 5.19b se muestra el número de Re calculado en cada ensayo de sedimentación. Los resultados obtenidos confirman la necesidad de corregir  $V_0$  en función de Re debido a que sólo existe régimen laminar en los ensayos de sedimentación con mayor concentración de SS. El cálculo de Re mediante la Ec. 5.27b muestra que la variación del número de Reynolds con la concentración de los sólidos es aproximadamente lineal.

En la Figura 5.19a se muestra la velocidad de sedimentación terminal de los flóculos determinada experimentalmente en cada ensayo de sedimentación y el valor calculado mediante la Ec. 5.27. Se puede observar, que la velocidad terminal de los flóculos ( $V_0$ ) desciende rápidamente al aproximarnos a la región de transición entre la zona f1 y la zona f2. Este descenso brusco de  $V_0$  producirá una reducción significativa de la velocidad de sedimentación zonal final de los fangos.

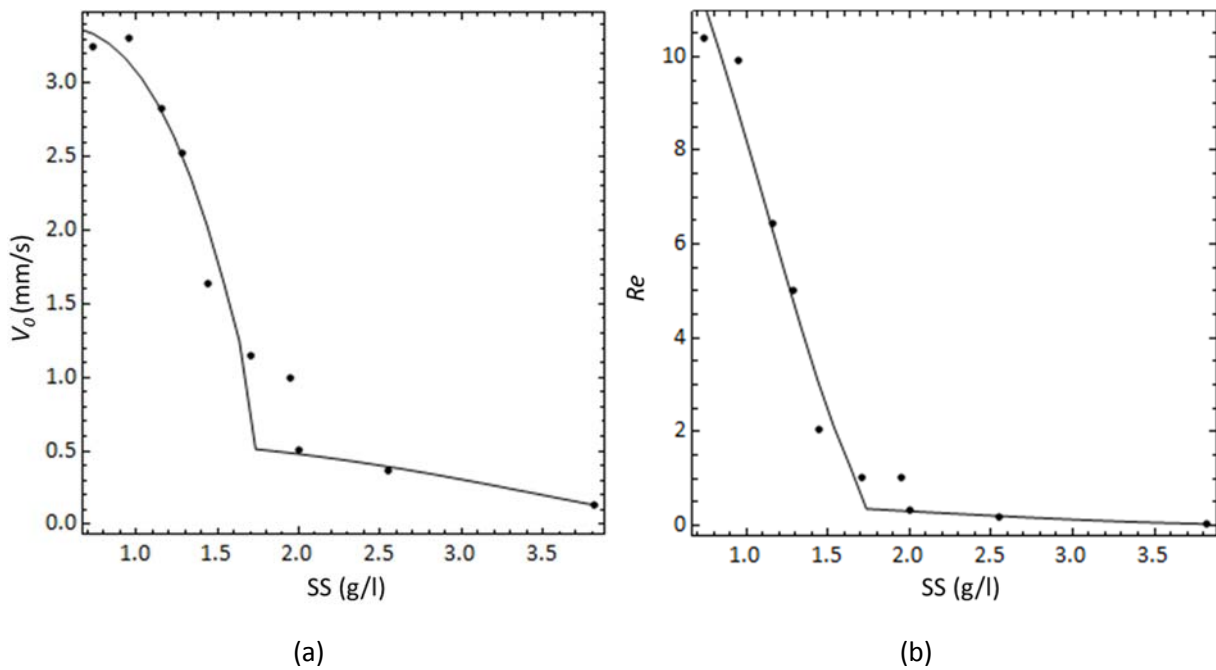


Figura 5.19. Velocidad de sedimentación terminal de los flóculos ( $V_0$ ) y número de Reynolds ( $Re$ ) en función de la concentración de SS después del proceso de aceleración de los fangos para la experiencia B.

También podemos obtener la velocidad de sedimentación zonal final ( $V_f$ ), sustituyendo en la Ec. 4.3(a, d y e) los modelos obtenidos para  $d_f$  y  $j$  mediante la Ec. 5.23, y teniendo en cuenta el cálculo de  $Re$  mediante la Ec. 5.27b.

$$V_f = V_{0f} \left( 1 - \frac{j_0}{\rho_s} SS e^{-k_f SS} \right)^{nRZ} \quad (a)$$

$$\begin{cases} \frac{5.09 - nRZ}{nRZ - 2.73} = 0.104 Re^{0.877} & (b) \\ V_{0f} = \frac{g(\rho_s - \rho)}{18\mu} \frac{(d_{f0} - k_f SS)^2 e^{k_f SS}}{j_0(1 + 0.15 Re^{0.687})} & (c) \end{cases} \quad \text{Si } Re < 500 \quad \text{Ec. 5.28}$$

$$Re = \frac{\rho V_{0f} (d_{f0} - k_f SS)}{\mu} \quad (d)$$

En la Figura 5.20a se muestran los valores experimentales de la velocidad de sedimentación zonal final ( $V_f$ ) junto con los valores calculados mediante el modelo de Richardson y Zaki (Ec. 5.28). Se puede observar que el modelo describe correctamente la velocidad de sedimentación zonal final en función de la concentración de los SS. Además, el modelo elimina la necesidad de considerar una discontinuidad en  $V_f$ , ya que describe el descenso brusco de la velocidad de sedimentación en la región de transición de la zona f1 a la zona f2.

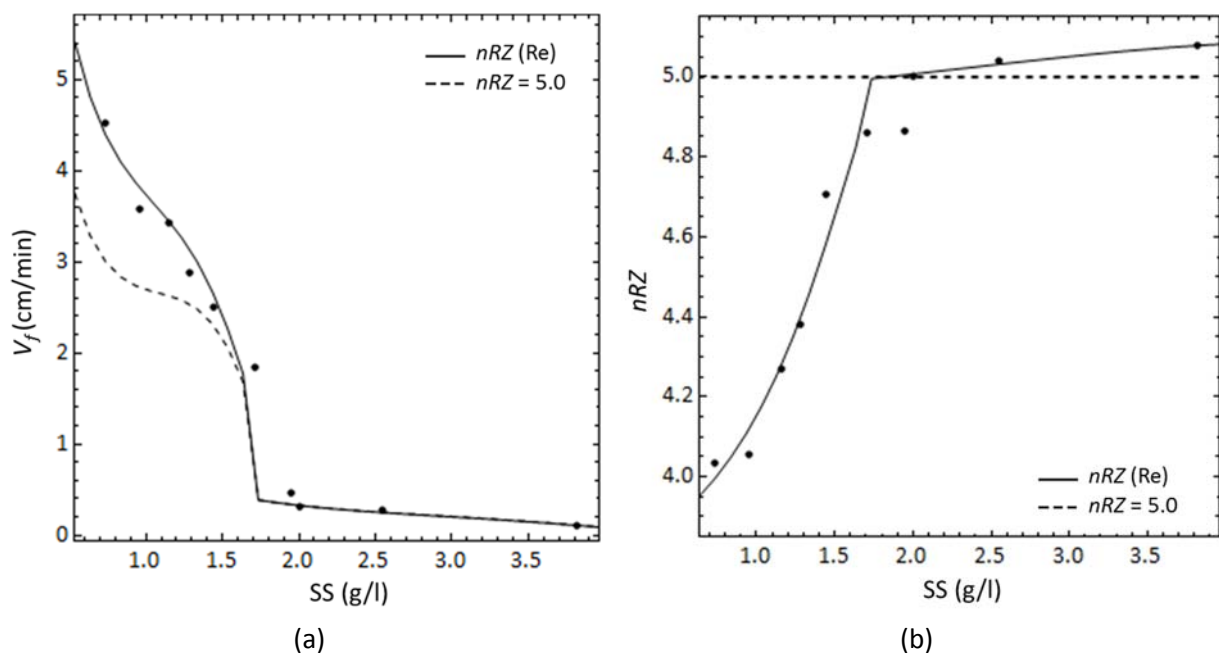


Figura 5.20. Velocidad de sedimentación zonal final ( $V_f$ ) y exponente del modelo de Richardson y Zaki en la etapa de sedimentación zonal final ( $nRZ$ ) para la experiencia B.

El valor del exponente del modelo de Richardson y Zaki ( $nRZ$ ) aumenta de 4.0 a 5.0 al aumentar la concentración de SS en la zona f1 (Figura 5.20b) debido al descenso producido en el número de Reynolds. Se ha calculado  $V_f$  simplificando el modelo de Richardson y Zaki fijando el exponente a 5.0. En la Figura 5.20a se puede comprobar que esta simplificación no es válida en la zona f1, por lo que es necesario calcular  $nRZ$  en función del número de Reynolds.

El modelo de Richardson y Zaki es capaz de predecir el descenso brusco de la velocidad de sedimentación zonal final para concentraciones de SS próximas a  $SS_c$ , a partir de los resultados



experimentales obtenidos en la zona f1. Podemos estudiar si el cambio en  $V_f$  es compatible también con los cambios producidos al pasar de la zona f1 a la f2.

Como  $j$  aumenta bruscamente al pasar de la zona f1 a la zona f2 (Figura 5.14b), se produce un aumento brusco de la fracción volumétrica de los flóculos ( $j SS/\rho_s$ ), originando un descenso en la velocidad de sedimentación final debido a que la porosidad externa de los flóculos ( $1 - j SS/\rho_s$ ) disminuye.

Por lo tanto, en la región de transición entre la zona f1 y f2 se produce el descenso repentino de la velocidad de sedimentación terminal de los flóculos ( $V_0$ ) y de la porosidad externa de los flóculos ( $1 - j SS/\rho_s$ ), lo cual conduce al descenso brusco de la velocidad de sedimentación zonal final calculada como  $V_s = V_0(1 - j SS/\rho_s)^{nRZ}$ .

Para entender mejor el cambio producido en las características de los flóculos, vamos a calcular la dimensión fractal de los flóculos en la etapa con velocidad de sedimentación final constante. Si sustituimos los modelos que se han obtenido para  $d_f$  y  $j$  en función de la concentración de SS en la ecuación utilizada para calcular la dimensión fractal de los flóculos (Ec. 5.17) y tenemos en cuenta que  $d_p = d_{fp}$ , obtenemos:

$$D_f = 3 - \frac{\ln\left(\frac{j_0}{j_p}\right) - k_j SS}{\ln\left(\frac{d_{f0} - k_f SS}{d_{fp}}\right)} \quad \text{Ec. 5.29}$$

En la Figura 5.21 se muestra la dimensión fractal calculada para cada uno de los ensayos de la experiencia B junto con la predicción de la dimensión fractal según la Ec. 5.29.

Tanto en la zona f1 como en la zona f2, se observa que la dimensión fractal de los flóculos aumenta con la concentración de SS hasta alcanzarse un valor máximo. Los resultados obtenidos son compatibles con los resultados previos. Al aumentar la concentración de SS, la

agregación de los flóculos durante el proceso de aceleración de los fangos produce flóculos con mayor dimensión fractal, es decir, flóculos menos porosos, más cerrados, densos y compactos.

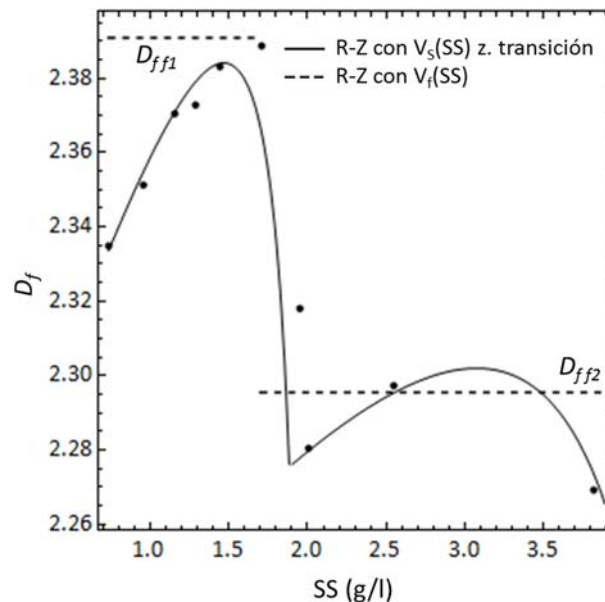


Figura 5.21. Dimensión fractal de los flóculos después del proceso de aceleración de los fangos para la experiencia B.

Un aspecto importante a destacar es que la Ec. 5.29 predice la disminución brusca de la dimensión fractal de los flóculos al pasar de la zona f1 a la zona f2. Si tenemos en cuenta la relación de la dimensión fractal con el diámetro y la densidad efectiva de los flóculos mediante la Ec. 5.15 con  $d_p = d_{fp}$ , y que  $(\rho_f - \rho) = (\rho_s - \rho)/j$ , obtenemos que  $j \propto d_f^{3-D_f}$  (Ec. 5.30). Esta relación implica que si  $d_f$  varía suavemente al pasar de la zona f1 a la zona f2 (Figura 5.13b), el descenso brusco producido por la dimensión fractal de los flóculos, origina el aumento brusco de  $j$ .

$$j = j_p \left( \frac{d_f}{d_{fp}} \right)^{3-D_f} \quad \text{Ec. 5.30}$$

La Ec. 5.30 nos permite estudiar la transición de  $j$  de la zona f1 a la zona f2. En la Figura 5.22 se muestra el índice volumétrico del agregado calculado a partir de la Ec. 5.30 considerando el

modelo obtenido para  $d_f(SS)$  y extendiendo el cálculo de la dimensión fractal de la zona f1 a la zona de transición entre las zonas f1 y f2 (Figura 5.21).

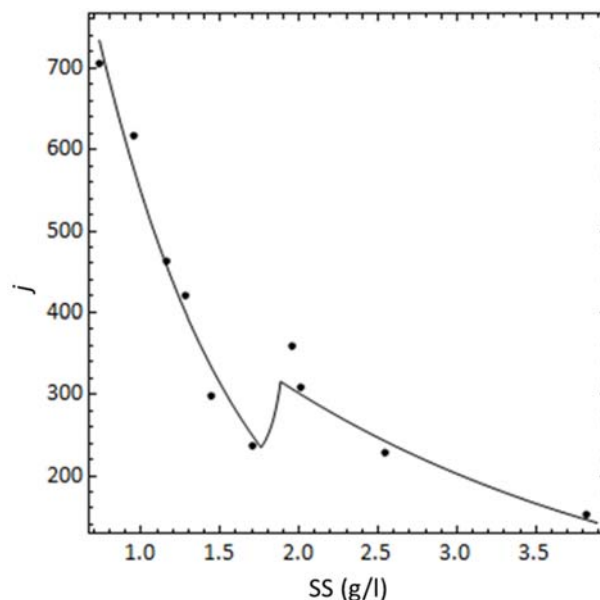


Figura 5.22. Índice volumétrico del agregado considerando la evolución de la dimensión fractal de los flóculos después del proceso de aceleración de los fangos en la experiencia B.

A partir de la Figura 5.22 se puede justificar que no existirá una discontinuidad en el índice volumétrico del agregado, produciéndose en realidad una variación brusca en su valor como consecuencia del rápido descenso de la dimensión fractal de los flóculos. Del mismo modo, podemos explicar las variaciones bruscas producidas al pasar de la zona f1 a la zona f2 en la densidad y porosidad de los flóculos (Figura 5.16 y Figura 5.17).

El estudio de las características de los flóculos después de la fase de aceleración de los fangos, nos ha permitido determinar que el diámetro de los flóculos decrece linealmente con la concentración de los SS, mientras que el índice volumétrico del agregado disminuye de forma exponencial. Esta dinámica en la formación de los flóculos, conduce a que la dimensión fractal de los flóculos después de una etapa de crecimiento disminuya bruscamente y que se produzca también el descenso brusco de la velocidad de sedimentación zonal final. Sin embargo, este proceso no puede explicar que posteriormente la dimensión fractal vuelva a crecer,

conduciendo al descenso de  $j$  y a una situación en la que la velocidad de sedimentación zonal final decrece suavemente con la concentración de SS.

El modelo de Richardson y Zaki aplicado en la etapa de sedimentación zonal inicial (Apdo. 5.1), es capaz de predecir el valor de  $SS_c$  donde se produce la discontinuidad en la velocidad de sedimentación final. Por lo tanto, es razonable suponer que los flóculos en esta etapa tienen unas características similares a las calculadas aplicando el modelo de Richardson y Zaki.

Como se describió en el apartado 5.3.3, los flóculos en la etapa de sedimentación zonal inicial cambian de características cuando al aumentar la concentración de SS la porosidad externa de los flóculos se aproxima a la porosidad interna generada por los poros de mayor tamaño. Inicialmente la velocidad de sedimentación viene determinada por el flujo de agua a través de los poros externos que son de mayor tamaño, pero cuando las dos porosidades son muy próximas, durante la fase inicial de inducción, el flujo de agua por dentro y por fuera de los flóculos es equivalente, provocando que los flóculos se agreguen formando flóculos con características diferentes.

El cambio producido en las propiedades iniciales de los flóculos en la zona  $i_2$ , explica que se generen flóculos con distintas características en la zona  $f_2$  después del proceso de aceleración de los fangos y que se rompa la tendencia de disminuir la dimensión fractal de la zona  $f_1$ .

El modelo de Richardson y Zaki sólo nos puede indicar las diferencias existentes entre los flóculos en las etapas de sedimentación zonal inicial y final, pero no nos puede explicar las causas que originan la desestabilización del fango. En el capítulo siguiente se estudia el proceso de aceleración de los fangos con el objetivo de explicar las causas que pueden desencadenar el proceso de agregación de los flóculos.

## **MODELIZACIÓN DE LA VELOCIDAD DE SEDIMENTACIÓN ZONAL Y DEL PROCESO DE ACCELERACIÓN DE LOS FANGOS**

---

*“Soy un positivista que cree que las teorías físicas son sólo modelos matemáticos que construimos, y que no tiene sentido preguntarse si se corresponden con la realidad; sólo si predicen observaciones”*

*Stephen Hawking*



## **6 MODELIZACIÓN DE LA VELOCIDAD DE SEDIMENTACIÓN ZONAL Y DEL PROCESO DE ACELERACIÓN DE LOS FANGOS.**

### **6.1 INTRODUCCIÓN**

En el capítulo anterior se ha estudiado la velocidad de sedimentación zonal en función de la concentración de SS en las dos etapas donde la velocidad de sedimentación es constante. Se han considerado los modelos más utilizados en la bibliografía para modelizar la velocidad de sedimentación zonal de los fangos activados y en particular se ha profundizado en la aplicación del modelo de Richardson y Zaki.

El modelo de Richardson y Zaki nos ha permitido estudiar las diferencias existentes entre los fangos de la etapa con velocidad de sedimentación constante inicial y los fangos de la etapa con velocidad constante final. También nos ha proporcionado una explicación de cuándo y cómo se produce el descenso brusco de la velocidad de sedimentación zonal final en relación con la concentración de SS. Además, nos ha abierto la posibilidad de poder explicar los procesos que pueden tener lugar durante el proceso de aceleración de los fangos.

Como ya se ha comentado anteriormente, en los ensayos de sedimentación con los fangos de la EDAR de Ford se observa una etapa inicial de sedimentación zonal con velocidad constante, un proceso posterior de aceleración del fango, una etapa final de sedimentación con velocidad constante, y las etapas finales de transición y compresión de los fangos. En el apartado 1.6 se ha realizado una revisión bibliográfica sobre los procesos de aceleración de los fangos en los ensayos de sedimentación.

Suele ser habitual la aparición de un periodo inicial de inducción en los ensayos de sedimentación con fangos activados que suele durar unos pocos minutos (Ekama et al., 1997; Stricker et al., 2007). Esto es debido a la disipación de la elevada turbulencia que se genera durante el llenado de la columna de sedimentación o durante la agitación previa del fango. El

proceso de aceleración observado no es debido a un periodo de inducción, ya que en algunos ensayos de sedimentación el proceso de aceleración de los fangos se inicia después de varias horas de estar sedimentando con velocidad constante. Además, en los ensayos de sedimentación realizados también se observa un periodo de inducción inicial que dura como mucho entre uno y dos minutos.

También se han descrito procesos de aceleración en ensayos de sedimentación de suspensiones floculadas en el rango de compresión, donde inicialmente los flóculos están en contacto unos con otros formando una estructura en red (Michaels y Bolger, 1962; Font y Pérez, 2000). Del mismo modo, se han observado procesos donde aumenta la velocidad de sedimentación zonal en suspensiones coloidales con estructura de gel (Bartlett et al., 2012; Teece, 2014). En todos los ensayos de sedimentación realizados se ha comprobado que la concentración de SS es menor que  $SS_{gel}$ . Aunque puedan existir algunas similitudes, cabe esperar que los procesos que originan la aceleración del fango sean distintos a los casos anteriores, ya que los flóculos no están en contacto unos con otros formando un gel o una estructura en red.

Otra causa que se indica en la bibliografía que puede originar el aumento de la velocidad de sedimentación zonal es la aparición de canales durante el ensayo de sedimentación (Vesilind y Jones, 1990 y 1993; Holdich y Butt, 1996). En general, en este trabajo no se ha observado la aparición de canales en los ensayos de sedimentación ni su relación con la aceleración de los fangos. Sólo ha aparecido algún canal en algún ensayo con mayor concentración de SS, pero no se ha apreciado ninguna relación entre el momento de aceleración de los fangos y la aparición del canal. Sí que se ha observado un incremento de la porosidad del fango durante la fase de aceleración del fango y la aparición de pequeños canales uniendo los poros.

Algunos estudios han descrito procesos de aceleración del fango similares a los observados (Chen et al., 1996 y Zhao, 2004a, 2004b). En estos estudios se ha descrito de forma cualitativa el proceso de aceleración pero no se ha estudiado cómo evoluciona la velocidad y la aceleración de sedimentación en función del tiempo.



El modelo de Richardson y Zaki sólo nos permite describir las etapas inicial y final con velocidad de sedimentación zonal constante, pero no nos proporciona información durante el proceso de aceleración de los fangos. El modelo tiene la ventaja de poder describir las diferencias existentes entre los flóculos en las etapas de sedimentación zonal inicial y final, y la relación entre las características de los flóculos en la etapa final y la concentración de los SS.

En este capítulo se plantea un modelo empírico para modelizar la velocidad de sedimentación y la aceleración de los fangos en función de la concentración de los SS y del tiempo. Finalmente, se describe el proceso de aceleración de los fangos activados combinando la información proporcionada por el modelo empírico y por el modelo de Richardson y Zaki.

## **6.2 VELOCIDAD DE SEDIMENTACIÓN ZONAL EN FUNCIÓN DEL TIEMPO**

El objetivo de este apartado es obtener un modelo empírico que describa la velocidad de sedimentación en todo el intervalo de sedimentación zonal, desde la etapa de velocidad constante inicial hasta la etapa de velocidad constante final. No se considerará por lo tanto las fases de transición y de compresión de los fangos.

### **6.2.1 Velocidad de sedimentación numérica**

Podemos obtener numéricamente la velocidad de sedimentación zonal en cada instante de tiempo, calculando la pendiente de la curva obtenida experimentalmente de la altura de la interfase fango-sobrenadante  $h(t)$ . Se ha calculado la velocidad de sedimentación utilizando dos métodos distintos:

- Calculando para cada punto experimental  $\{t_i, h_i\}$ ,  $-dh/dt$  como la pendiente de la recta que se obtiene al ajustar el punto considerado, junto con el punto anterior  $\{t_{i-1}, h_{i-1}\}$  y el posterior  $\{t_{i+1}, h_{i+1}\}$ .
- Ajustando los puntos experimentales  $\{t_i, h_i\}$  a un spline y obteniendo  $-dh/dt$  como la derivada del spline ajustado.

A modo de ejemplo, en la Figura 6.1 se muestra la altura de la interfase fango-sobrenadante y la velocidad de sedimentación en función del tiempo para el ensayo 6 de la experiencia A. Las líneas de la Figura 6.1(a y b) representan los resultados obtenidos mediante el ajuste de los datos  $h(t)$  a un spline.

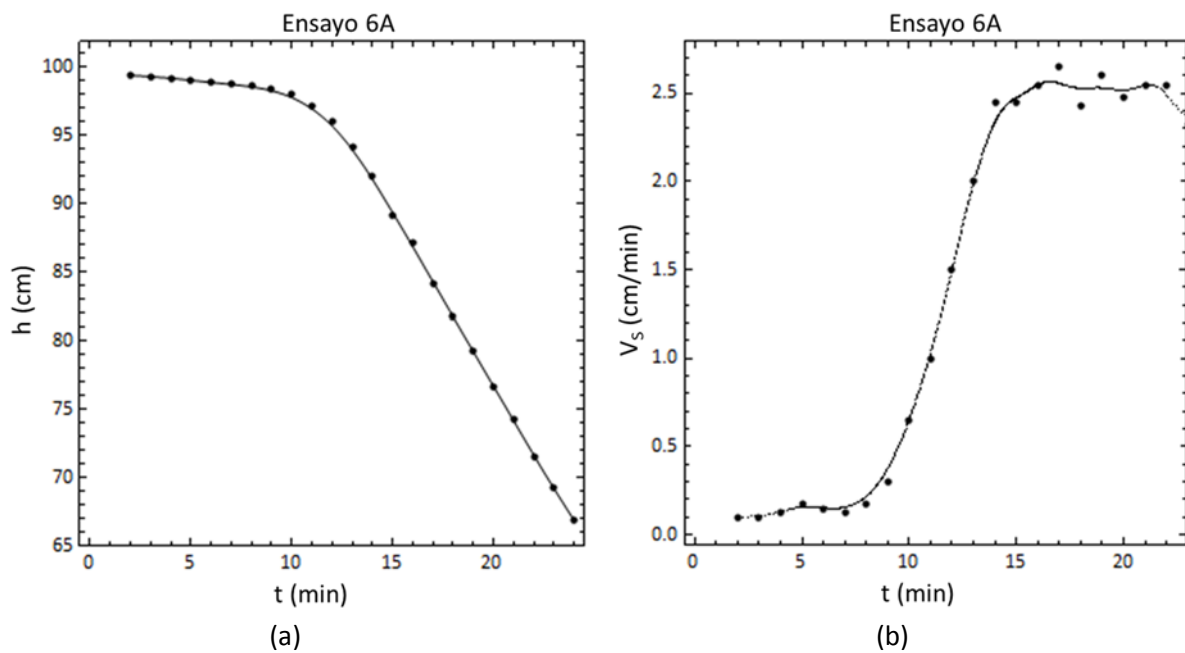


Figura 6.1. Resultados para el ensayo 6 de la experiencia A. (a) Altura de la interfase fango-sobrenadante. (b) Velocidad de sedimentación calculada numéricamente.

Como se puede observar en la Figura 6.1b, la velocidad de sedimentación zonal tiene una forma sigmoidea en función del tiempo. La velocidad de sedimentación se mantiene inicialmente con un valor constante  $V_i$  durante un tiempo, posteriormente se produce un incremento de la velocidad de sedimentación hasta que finalmente se alcanza de nuevo una velocidad constante de sedimentación  $V_f$ .

Los resultados obtenidos para el resto de ensayos de la experiencia A y para todos los ensayos de la experiencia B, muestran el mismo comportamiento sigmoideo de la velocidad de sedimentación zonal respecto del tiempo.

### 6.2.2 Modelo escalón

El modelo más sencillo para describir la velocidad de sedimentación zonal ( $V_s$ ) en función del tiempo es mediante un modelo escalón (Ec. 6.1).

$$V_s(t) = \begin{cases} V_i & t < t_c \\ V_f & t \geq t_c \end{cases} \quad \text{Ec. 6.1}$$

donde:

$V_i$ : velocidad de sedimentación zonal ( $-dh/dt$ ) constante inicial (m/s).

$V_f$ : velocidad de sedimentación zonal ( $-dh/dt$ ) constante final (m/s).

$t_c$ : tiempo de corte (s).

Experimentalmente  $V_i$ ,  $V_f$  y  $t_c$  se determinan como se indica en el apartado 4.2.2.

El modelo escalón supone que existe una discontinuidad en la velocidad de sedimentación en el instante  $t_c$  donde se produce un cambio instantáneo en la velocidad de sedimentación de  $V_i$  a  $V_f$  (Figura 6.2b). Podemos obtener la altura de la interfase fango-sobrenadante integrando el modelo respecto del tiempo (Ec. 6.2).

$$h(t) = \begin{cases} h_o - V_i t & t < t_c \\ h_1 - V_f t & t \geq t_c \end{cases} \quad \text{Ec. 6.2}$$

También podemos calcular la aceleración de los fangos derivando el modelo escalón respecto del tiempo (Ec. 6.3).

$$a_s(t) = \delta(t - t_c) \quad \text{Ec. 6.3}$$

donde  $\delta(t)$  es la función delta de Dirac.

La delta de Dirac implica que se produce una aceleración infinita y puntual en el instante  $t_c$  originando el cambio instantáneo en la velocidad de sedimentación.

En la Figura 6.2 se muestra el ajuste al modelo escalón del ensayo 6 de la experiencia A. Se observa que el modelo puede ser útil para describir cómo evoluciona la altura de la interfase fango-sobrenadante con el tiempo. Sin embargo, el modelo carece de sentido desde el punto de vista físico, ya que realmente se produce una transición suave entre  $V_i$  y  $V_f$  debido a un proceso de aceleración y posterior frenado de los fangos.

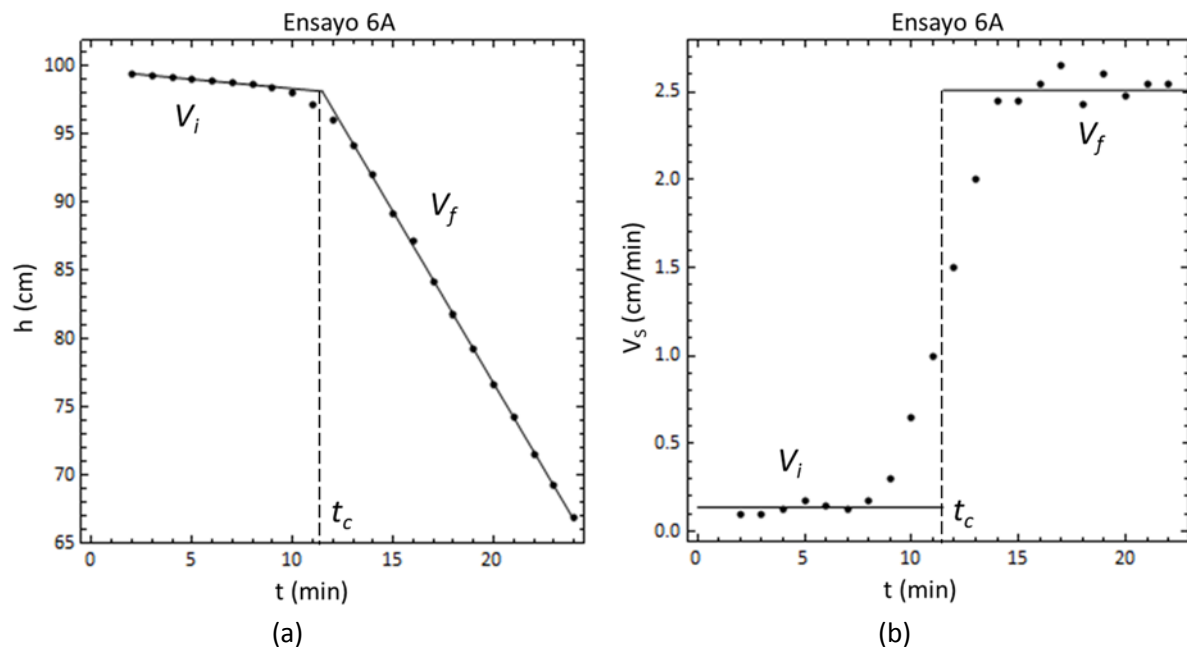


Figura 6.2. Ajuste del modelo escalón para el ensayo 6 de la experiencia A. (a) Altura de la interfase fango-sobrenadante. (b) Velocidad de sedimentación zonal.

### 6.2.3 Modelos de crecimiento sigmoideo

Dentro de los modelos de crecimiento, tienen especial interés debido a su aplicación práctica en varios ámbitos de la ciencia y de la ingeniería, los modelos de crecimiento sigmoideo o modelos de crecimiento en forma de S. En la Figura 6.3 se muestra la forma típica de una curva de crecimiento sigmoidea y su correspondiente curva de velocidad de crecimiento.

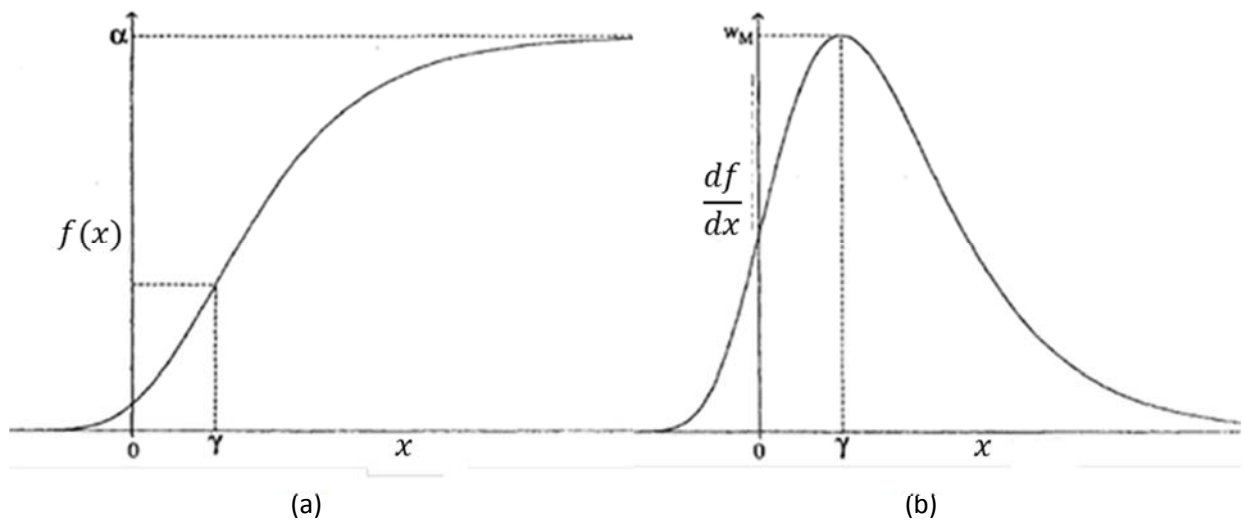


Figura 6.3. Modelo de crecimiento sigmoideo (Seber y Wild, 2003). (a) Curva de crecimiento. (b) Curva de velocidad de crecimiento.

Se observa que partiendo de un valor constante,  $f(x)$  crece hasta alcanzar un valor  $\alpha$  cuando  $x$  tiende a infinito, además,  $f(x)$  tiene un punto de inflexión en  $x = \gamma$ . La curva de velocidad de crecimiento ( $df/dx$ ) vale 0 en más infinito y menos infinito, y alcanza un valor máximo en  $x = \gamma$ .

A continuación se describen los modelos de crecimiento sigmoideo más importantes con aplicación práctica encontrados en la bibliografía (Seber y Wild, 2003).

### Modelo logístico o autocatalítico

El modelo logístico se caracteriza por la siguiente expresión:

$$\frac{df}{dx} = \frac{k}{\alpha} f(\alpha - f) \quad \text{Ec. 6.4}$$

donde  $k > 0$  y  $0 < f < \alpha$ .

De la ecuación anterior podemos ver que la velocidad de crecimiento relativa de  $f$  decrece linealmente con  $f$  hasta que  $f$  alcanza el valor de  $\alpha$ .

$$\frac{1}{f} \frac{df}{dx} = k - \frac{k}{\alpha} f \quad \text{Ec. 6.5}$$

La solución del modelo logístico (Ec. 6.4) se denomina función logística y se puede escribir de la forma:

$$f(x) = \frac{\alpha}{1 + e^{-k(x-\gamma)}} \quad -\infty < x < +\infty \quad \text{Ec. 6.6}$$

La función logística tiene dos asíntotas en  $f = 0$  y  $f = \alpha$ :  $\lim_{x \rightarrow \infty} f(x) = \alpha$ ,  $\lim_{x \rightarrow -\infty} f(x) = 0$ .

Se puede ver que  $f$  tiene un punto de inflexión en  $x = \gamma$ , con  $f(\gamma) = \alpha/2$ . Además, la velocidad de crecimiento de  $f$  (derivada de  $f$  respecto de  $x$ ) tiene su valor máximo en  $x = \gamma$ , con un valor de  $k = \alpha/4$  y es simétrica respecto de este punto.

### Modelo logístico generalizado

El modelo se obtiene a partir de la función logística por medio de una transformación, sustituyendo  $x$  por  $g(x)$ :

$$f(x) = \frac{\alpha}{1 + e^{\gamma + k g(x)}} \quad \text{Ec. 6.7}$$

En la práctica la transformación utilizada es  $g(x) = \beta_1 x + \beta_2 x^2 + \beta_3 x^3$ . Los parámetros  $\beta_1$ ,  $\beta_2$  y  $\beta_3$  suelen ser difíciles de interpretar. Otra posibilidad es utilizar la transformación potencial de Box-Cox  $g(x) = (x^\lambda - 1)/\lambda$ .

### Curva de crecimiento de Gompertz

La velocidad de crecimiento de la curva de Gompertz viene dada por:

$$\frac{df}{dx} = k f (\log(\alpha) - \log(f)) \quad \text{Ec. 6.8}$$

donde  $k > 0$  y  $\alpha > 0$ .

En este caso la velocidad de crecimiento relativa decrece con el logaritmo de  $f$ . La solución de la ecuación anterior viene dada por:

$$f(x) = \alpha \exp[-e^{-k(x-\gamma)}] \quad \text{Ec. 6.9}$$

Existe un punto de inflexión en  $x = \gamma$ , con  $f(\gamma) = \alpha/e$ . Además, para este punto se alcanza la velocidad máxima de crecimiento ( $k \alpha/e$ ). La curva de Gompertz es asimétrica respecto del punto de inflexión.

La función de Gompertz tiene la propiedad de que cualquier potencia suya es también una función de Gompertz.

### Modelo de Von Bertalanfly

El modelo viene definido por la siguiente ecuación:

$$\frac{df}{dx} = \eta f^\delta - \xi f \quad \text{Ec. 6.10}$$

El modelo de Von Bertalanfly es similar al modelo de Gompertz pero con su punto de inflexión situado en un lugar distinto.

Curva de Richard

El modelo de Von Bertalanfly se puede generalizar para obtener una familia flexible de curvas con un punto de inflexión localizado arbitrariamente:

$$\frac{df}{dx} = \frac{k}{1-\delta} f \left[ \left( \frac{f}{\alpha} \right)^{\delta-1} - 1 \right] \quad \delta \neq 1 \quad \text{Ec. 6.11}$$

El modelo de Richard incluye el modelo de Von Bertalanfly, el modelo logístico ( $\delta = 2$ ) y el modelo de Gompertz (límite cuando  $\delta \rightarrow 1$ ).

La solución de la ecuación anterior se puede expresar como:

$$f(x) = \alpha \left[ 1 + (\delta - 1) e^{-k(x-\gamma)} \right]^{\frac{1}{1-\delta}} \quad \delta \neq 1 \quad \text{Ec. 6.12}$$

Si  $\delta < 1$  se debe cumplir la restricción  $(1 - \delta) e^{k\gamma} \leq 1$  para que  $0 \leq f \leq \alpha$ . Para  $\delta \leq 0$  no existe punto de inflexión, para  $\delta > 0$  el punto de inflexión se encuentra en  $x = \gamma$  con  $f(\gamma) = \alpha / \delta^{1/(\delta-1)}$ .

La Ec. 6.11 se puede escribir de la forma:

$$\frac{df}{dx} = \frac{k}{\delta-1} f - \frac{k}{\delta-1} \frac{f^\delta}{\alpha^{\delta-1}} \quad \delta \neq 1 \quad \text{Ec. 6.13}$$

A partir de la ecuación anterior se obtiene que la familia de curvas de Richard con  $\delta > 1$  tienen un crecimiento inicial exponencial, ya que:

$$\lim_{f \rightarrow 0} \frac{1}{f} \frac{df}{dx} = \frac{k}{\delta-1} \quad \text{Ec. 6.14}$$

con  $f(x) \approx f(0) \cdot \exp[kx / (\delta-1)]$ . Sin embargo si  $\delta < 1$  el crecimiento inicial es infinito cuando  $f \rightarrow 0$ .



### Modelo de Weibull

La familia de curvas de Weibull se expresa de la forma:

$$f(x) = \alpha(1 - \exp[-(k(x-\gamma))^\delta]) \quad \text{Ec. 6.15}$$

o bien como:

$$f(x) = \alpha - (\alpha - \beta) \exp[-(kx)^\delta] \quad \text{Ec. 6.16}$$

Las familias de curvas que se obtienen con la Ec. 6.15 y la Ec. 6.16 son diferentes.

### Familia de Morgan-Mercer-Flodin (MMF)

La familia de curvas de MMF se puede expresar de la forma:

$$f(x) = \alpha - \frac{\alpha - \beta}{1 + (kx)^\delta} \quad \text{Ec. 6.17}$$

El parámetro  $\delta$  determina la forma de la curva, mientras que  $k$  es un parámetro de escala. Los parámetros  $\alpha$  y  $\beta$  cumplen:  $\lim_{x \rightarrow \infty} f(x) = \alpha, f(0) = \beta$ . Para  $\delta \geq 1$  existe un punto de inflexión en

$x = [(\delta-1) / (\delta+1)]^{1/\delta}$ , no existe punto de inflexión para  $\delta < 1$ .

#### **6.2.4 Selección del modelo de crecimiento sigmoideo para la velocidad de sedimentación**

Para elegir el modelo sigmoideo que describa empíricamente la velocidad de sedimentación zonal en función del tiempo, se han realizado regresiones no lineales con Mathematica de los datos experimentales utilizando los modelos sigmoideos descritos anteriormente. Se ha procedido del siguiente modo:

1. Para los modelos de  $V_S(t)$  que se pueden integrar de forma analítica se ha obtenido la función de la altura de la interfase fango-sobrenadante  $h(t)$ . Posteriormente se ha ajustado por medio de una regresión no lineal la función  $h(t)$  a los datos experimentales de la altura de la interfase fango-sobrenadante.
2. Para los modelos de  $V_S(t)$  que no se pueden integrar de forma analítica o cuya expresión matemática es compleja, se han obteniendo numéricamente los datos de la velocidad de sedimentación a partir de los datos experimentales de la altura de la interfase fango-sobrenadante. Posteriormente se ha ajustado por medio de una regresión no lineal la función  $V_S(t)$  a los datos numéricos de la velocidad de sedimentación.

Es preferible utilizar el primer método, ya que el ajuste de los parámetros del modelo se realiza utilizando directamente los datos experimentales obtenidos. En el segundo método hay que obtener numéricamente los datos de la velocidad de sedimentación, por lo que el error cometido en la determinación numérica de la velocidad de sedimentación influirá en el ajuste posterior de los parámetros del modelo.

Uno de los modelos que ha dado buenos resultados en el ajuste de los datos experimentales de los ensayos de sedimentación ha sido el modelo de Morgan-Mercer-Flodin. La función analítica obtenida para describir  $h(t)$  es compleja, por lo que en la práctica se ha tenido que trabajar con los datos numéricos de la velocidad de sedimentación para ajustar el modelo. Este modelo se ha descartado porque los parámetros del modelo obtenidos para cada ensayo no se han podido correlacionar con la concentración de SS.

De todos los modelos sigmoideos descritos en el apartado anterior, se ha elegido finalmente el modelo logístico debido a que es el modelo que proporciona la solución más sencilla al integrar la velocidad de sedimentación respecto del tiempo (Ec. 6.21). Los algoritmos de regresión no lineal utilizados en el ajuste de los parámetros funcionan correctamente con este modelo. Además, se han podido correlacionar los parámetros del modelo con la concentración de SS.

### 6.3 MODELO LOGÍSTICO DE LA VELOCIDAD DE SEDIMENTACIÓN ZONAL

#### 6.3.1 Descripción del modelo logístico

La función logística (Ec. 6.6) se puede reparametrizar para tener en cuenta la existencia de una velocidad de sedimentación inicial y una velocidad de sedimentación final del siguiente modo:

$$V_S(t) = V_i + \frac{V_f - V_i}{1 + e^{-k(t-t_{50})}} \quad \text{Ec. 6.18}$$

donde:

$V_i$ : velocidad de sedimentación zonal inicial (m/s).  $V_i = \lim_{t \rightarrow -\infty} V_S(t)$ .

$V_f$ : velocidad de sedimentación zonal final (m/s).  $V_f = \lim_{t \rightarrow +\infty} V_S(t)$ .

$t_{50}$ : tiempo de retardo. Punto de inflexión en  $V_S$ .  $V_S(t_{50}) = (V_f + V_i) / 2$ .

El modelo tiene el inconveniente de que la velocidad de sedimentación cuando se inicia el ensayo de sedimentación ( $V_S(0)$ ) no viene representada por el parámetro  $V_i$  del modelo ( $V_S(0) \neq V_i$ ). Para que  $V_i$  coincida con la velocidad de sedimentación inicial se debe cumplir:

$$V_i \approx V_S(0) = V_i + \frac{V_f - V_i}{1 + e^{kt_{50}}} \Rightarrow \frac{1}{1 + e^{kt_{50}}} \approx 0 \Rightarrow 1 + e^{kt_{50}} \gg 1 \quad \text{Ec. 6.19}$$

En todos los ajustes realizados del modelo logístico a los datos experimentales de los ensayos de sedimentación se ha comprobado que se cumple esta hipótesis. De este modo, el parámetro  $V_i$  representa la velocidad de sedimentación constante inicial y  $V_f$  la velocidad de sedimentación constante final.

Derivando la velocidad de sedimentación zonal (Ec. 6.18) respecto del tiempo se obtiene la aceleración de sedimentación zonal, es decir, la aceleración de la interfase fango-sobrenadante:

$$a_s(t) = \frac{dV_s}{dt} = \frac{k(V_f - V_i) e^{-k(t-t_{50})}}{(1 + e^{-k(t-t_{50})})^2} \quad \text{Ec. 6.20}$$

Si derivamos la ecuación anterior y la igualamos a cero, obtenemos que la aceleración de sedimentación zonal tiene un máximo en  $t = t_{50}$ , con  $a_{s \text{ max}} = k (V_f - V_i)/4$ .

En la Figura 6.4 se representa como ejemplo, la altura de la interfase fango-sobrenadante y la velocidad de sedimentación zonal para el ensayo 6 de la experiencia A al aplicar el modelo logístico.

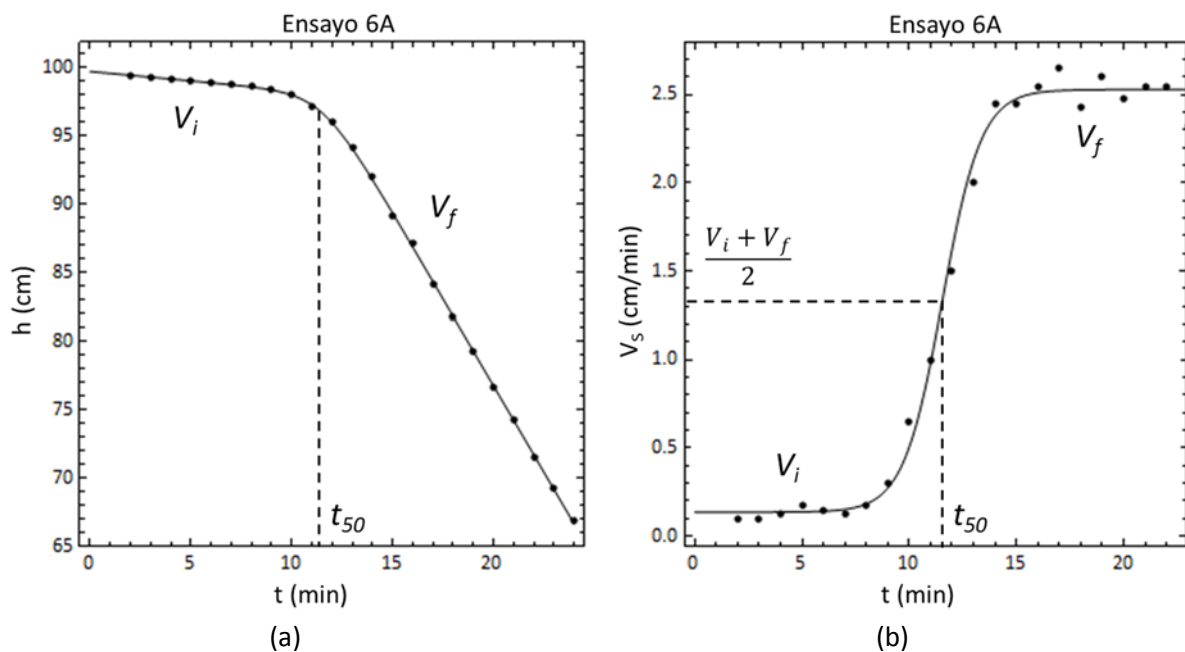


Figura 6.4. Ajuste del modelo logístico para el ensayo 6 de la experiencia A. (a) Altura de la interfase fango-sobrenadante. (b) Velocidad de sedimentación zonal.

Para entender mejor el modelo logístico se ha representado gráficamente la velocidad de sedimentación junto con la aceleración en función del tiempo (Figura 6.5). Como se puede observar, la interfase fango-sobrenadante se mueve inicialmente a una velocidad constante mientras la aceleración es cero. A medida que pasa el tiempo se inicia lentamente la aceleración del fango y se produce un aumento progresivo de la velocidad de sedimentación,

hasta que en el tiempo  $t_{50}$  se alcanza la aceleración máxima, momento en el cual la velocidad de sedimentación se encuentra a mitad del camino entre  $V_i$  y  $V_f$ . A partir de este momento los fangos empiezan a frenarse, produciéndose un descenso progresivo de la aceleración hasta llegar a ser cero, momento en el cual la velocidad de sedimentación alcanza un valor final  $V_f$  constante.

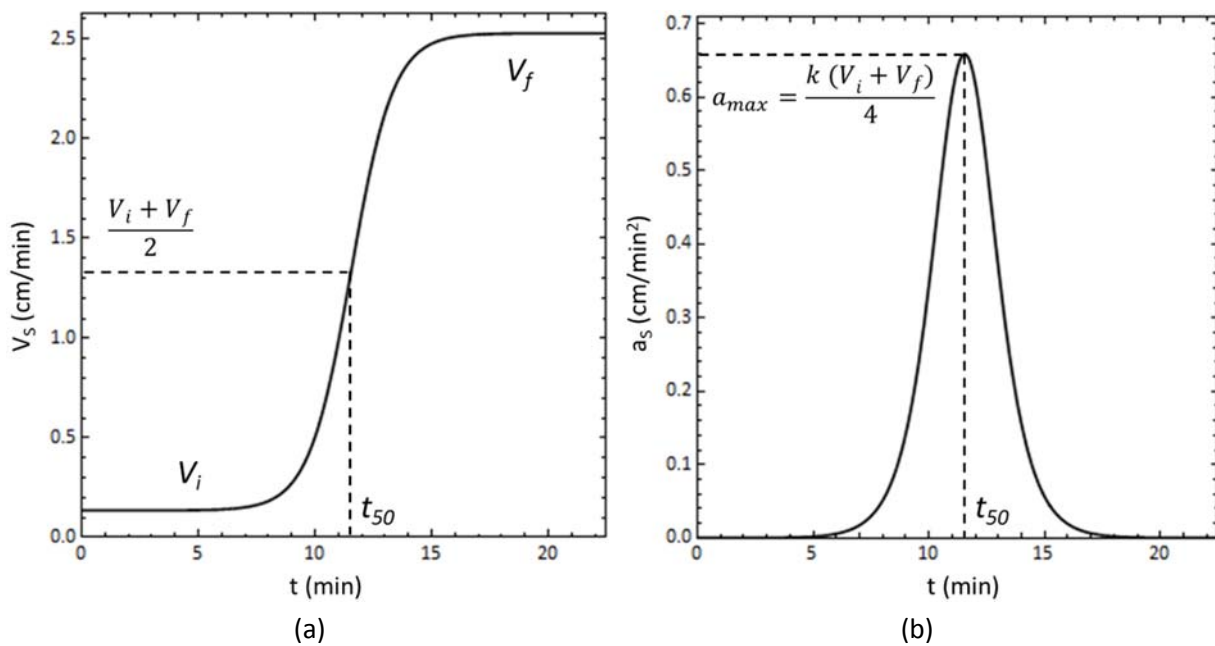


Figura 6.5. Modelo logístico de la velocidad de sedimentación. (a) Velocidad de sedimentación. (b) Aceleración de sedimentación.

El tiempo de retardo ( $t_{50}$ ) es el instante en el que se produce el punto de inflexión en la velocidad de sedimentación y el máximo en la aceleración de sedimentación. Este parámetro nos da una medida del momento en el que se produce la transición de  $V_i$  a  $V_f$  y nos indica cuando se produce el colapso de los fangos con el incremento rápido de la aceleración y posterior frenado de los fangos.

En la Figura 6.6 se muestra la velocidad y la aceleración de sedimentación en función del parámetro  $t_{50}$ . Se observa que el aumento de  $t_{50}$  supone una traslación en el tiempo de las curvas que representan la velocidad de sedimentación y de aceleración de los fangos.

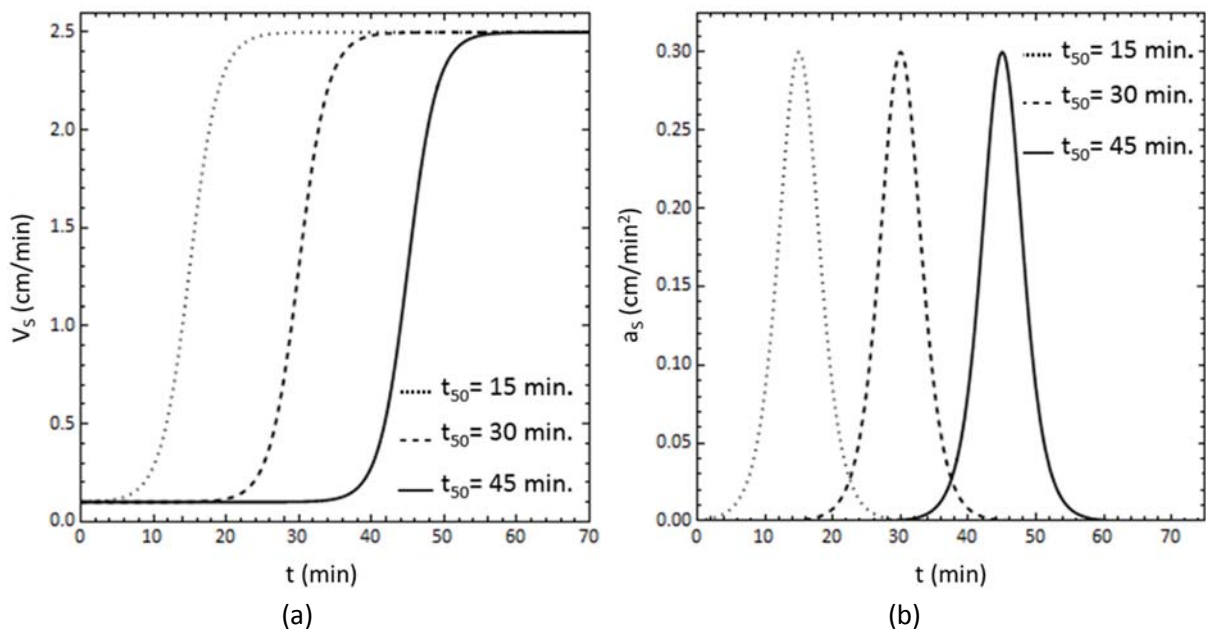


Figura 6.6. Modelo logístico en función de  $t_{50}$ . ( $V_i = 0.1$  cm/min,  $V_f = 2.5$  cm/min,  $k = 0.5$  min<sup>-1</sup>,  $t_{50} = 15, 30$  y  $45$  min). (a) Velocidad de sedimentación. (b) Aceleración de sedimentación.

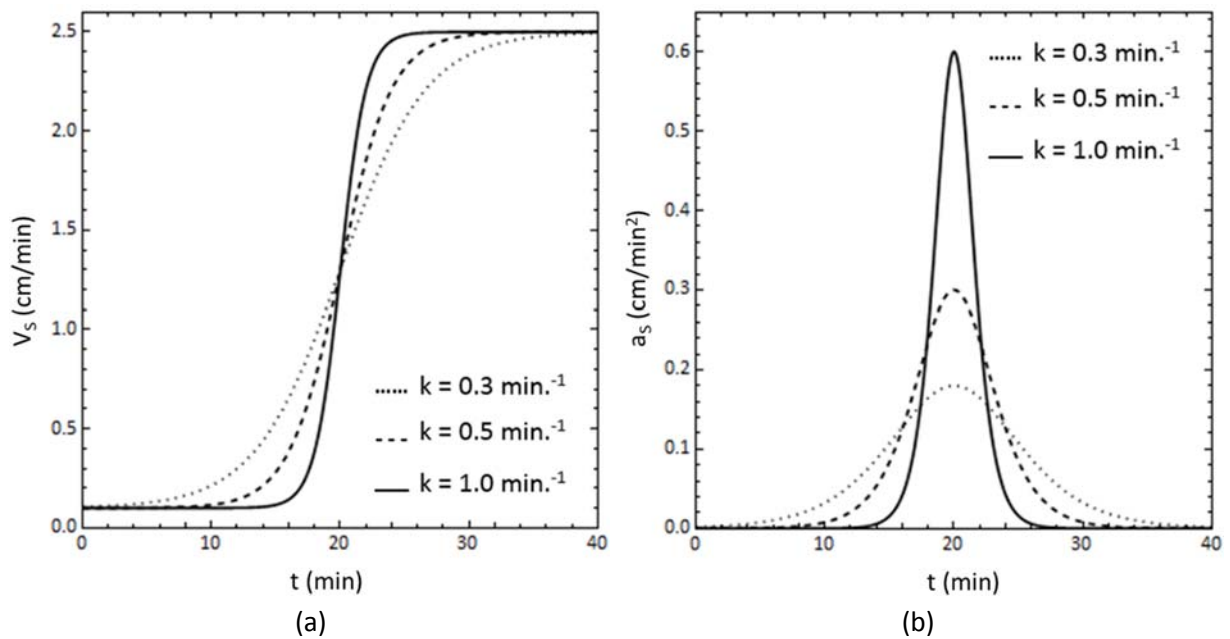


Figura 6.7. Modelo logístico en función de  $k$ . ( $V_i = 0.1$  cm/min,  $V_f = 2.5$  cm/min,  $t_{50} = 20$  min,  $k = 0.3, 0.5$  y  $1$  min<sup>-1</sup>). (a) Velocidad de sedimentación. (b) Aceleración de sedimentación.

En la Figura 6.7 se muestra la velocidad y la aceleración de sedimentación en función del parámetro  $k$ . El parámetro  $k$  está relacionado con la aceleración máxima de los fangos ( $a_{smax} =$

$k (V_f - V_i)/4$ ). Como se puede ver en la Figura 6.7, cuanto mayor es el valor de  $k$ , mayor es la pendiente de la curva de sedimentación en  $t = t_{50}$ , y más alta y estrecha es la curva de la aceleración.

El aumento del parámetro  $k$  supone que el proceso de aceleración se inicia más tarde y es más próximo al instante  $t_{50}$ . El proceso de aceleración y posterior frenado de los fangos dura menos tiempo, pero de forma más intensa, ya que se alcanzan valores de la aceleración máxima cada vez más grandes.

El modelo escalón es un caso particular del modelo logístico cuando  $k$  tiende a infinito. En la Figura 6.8 se representa la velocidad y la aceleración de los fangos descritas por el modelo logístico con un valor del parámetro  $k$  elevado ( $k = 100 \text{ min}^{-1}$ ). Se puede observar que el modelo se comporta como un modelo escalón, produciéndose una variación brusca de la velocidad de sedimentación en el instante  $t_{50}$ , y una aceleración y posterior frenado de los fangos puntual.

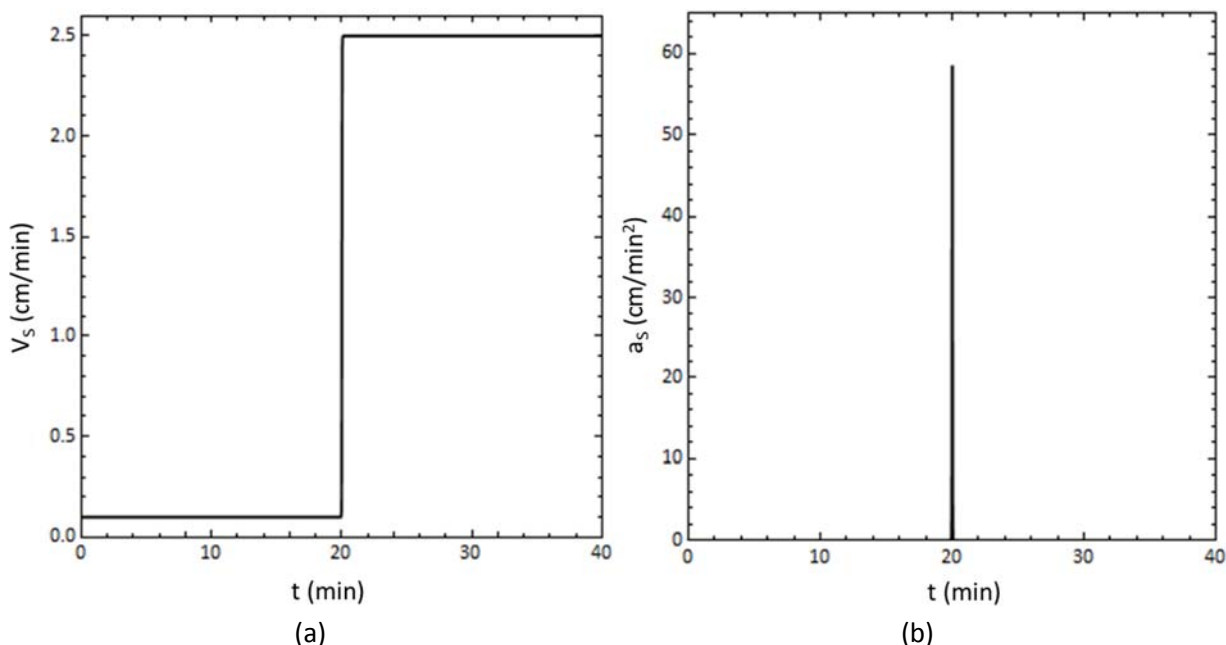


Figura 6.8. Relación entre el modelo logístico y el modelo escalón. ( $V_i = 0.1 \text{ cm/min}$ ,  $V_f = 1 \text{ cm/min}$ ,  $t_{50} = 20 \text{ min}$ ,  $k = 100 \text{ min}^{-1}$ ). (a) Velocidad de sedimentación. (b) Aceleración de sedimentación.

### 6.3.2 Ajuste del modelo logístico a los ensayos de sedimentación zonal

Podemos integrar la velocidad de sedimentación zonal del modelo logístico (Ec. 6.18) respecto del tiempo para obtener la altura de la interfase fango-sobrenadante en función del tiempo.

$$h(t) = \int V_S(t) dt = h_0 - V_i t - \frac{V_f - V_i}{k} \ln \left[ \frac{1 + e^{k(t-t_{50})}}{1 + e^{-k t_{50}}} \right] \quad \text{Ec. 6.21}$$

donde  $h_0 = h(0)$  es la altura inicial de la interfase fango-sobrenadante.

Los parámetros del modelo son:  $V_i$ ,  $V_f$ ,  $t_{50}$  y  $k$ . La altura inicial de la interfase fango-sobrenadante ( $h_0$ ) es conocida en cada ensayo, dado que es la altura inicial que se fija antes de iniciar el ensayo. Como se ha visto en el apartado 4.2.3,  $V_i$  y  $V_f$  son función de la concentración de SS, por lo que la velocidad de sedimentación, la aceleración y la altura de la interfase fango-sobrenadante son función de la concentración de SS y del tiempo ( $V_S(t, SS)$ ,  $a_s(t, SS)$  y  $h(t, SS)$ ).

Para obtener los parámetros  $t_{50}$  y  $k$  del modelo logístico y estudiar su dependencia con la concentración de SS, se han realizado regresiones no lineales de los datos experimentales de la altura de la interfase fango-sobrenadante utilizando la función  $h(t)$  (Ec. 6.21) para cada uno de los ensayos de las experiencias A y B.

Las regresiones no lineales se han realizado utilizando el programa Mathematica 10.0. Los algoritmos numéricos utilizados por el programa precisan que se proporcione un valor inicial de los parámetros del modelo. Estos valores iniciales deben encontrarse próximos a la solución real para evitar que la solución encontrada corresponda a un mínimo local. Se han utilizado los siguientes valores iniciales de los parámetros para iniciar el proceso de iteración en las regresiones no lineales realizadas del modelo logístico:

1.  $V_i$  se obtiene del ajuste a una recta ( $h = h_0 - V_i t$ ) del tramo de velocidad de sedimentación zonal constante inicial.



2.  $V_f$  se obtiene del ajuste a una recta ( $h = h_1 - V_f t$ ) del tramo de velocidad de sedimentación zonal constante final.
3. Se considera como aproximación inicial del parámetro  $t_{50}$  el tiempo donde se cortan las dos rectas anteriores:

$$t_{50} \approx \frac{V_f - V_i}{h_1 - h_0} \quad \text{Ec. 6.22}$$

4. Para obtener un valor inicial aproximado del parámetro  $k$ , calculamos  $h(t_{50})$  (Ec. 6.21)

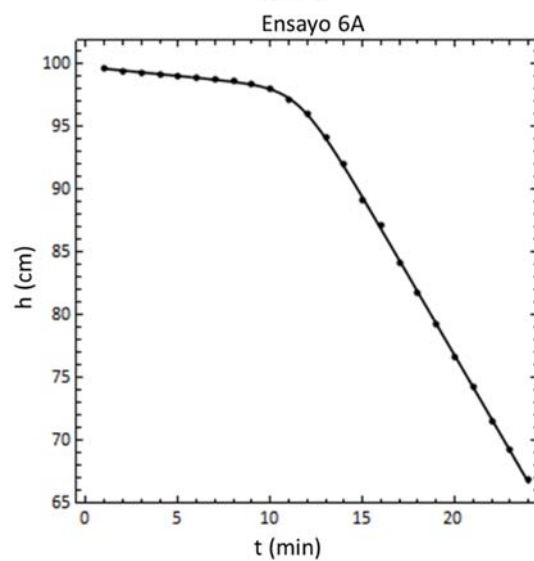
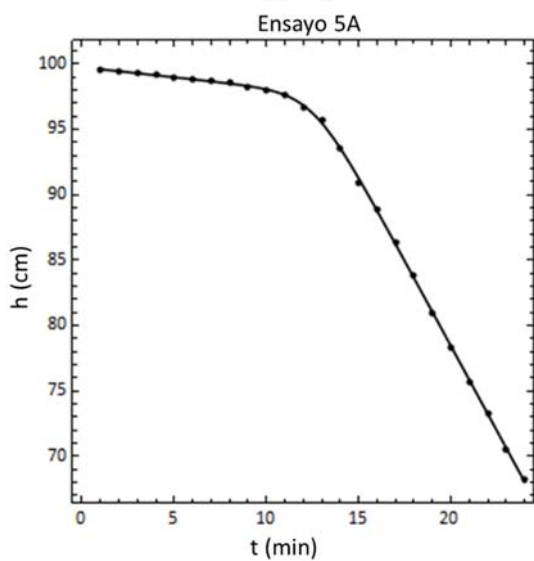
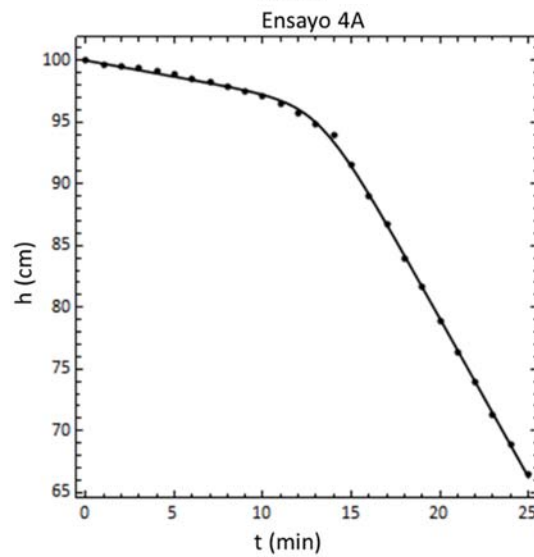
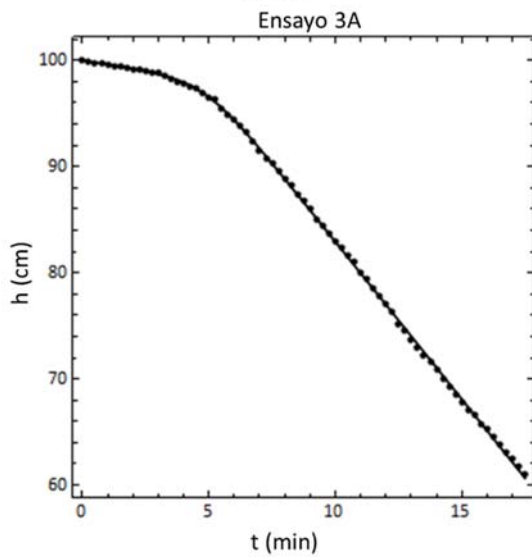
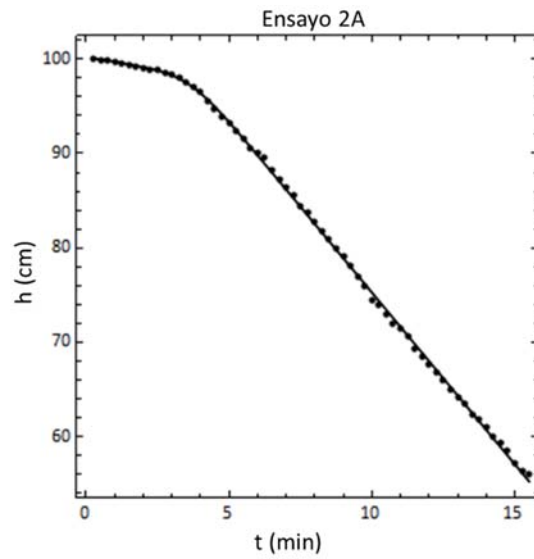
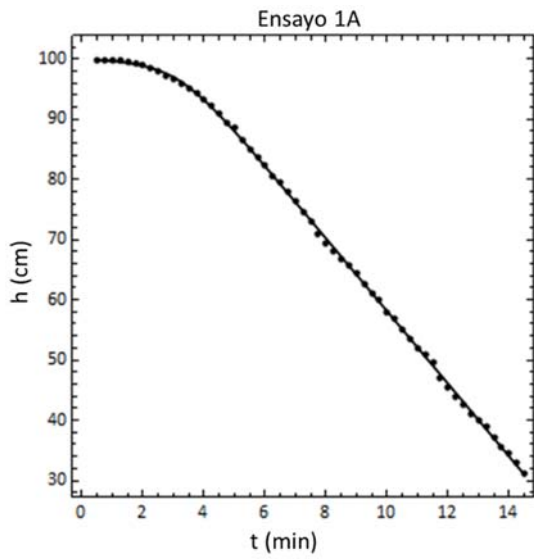
$$h(t_{50}) = h_0 - V_i t_{50} - \frac{V_f - V_i}{k} \ln \left[ \frac{2}{1 + e^{-k t_{50}}} \right] \quad \text{Ec. 6.23}$$

Si se cumple la condición para que  $V_i \approx V(0)$  (Ec. 6.19), entonces se cumple que  $1 + e^{-k t_{50}} \approx 1$  y despejando de la ecuación anterior  $k$ , obtenemos:

$$k \approx \frac{V_f - V_i}{h_0 - h(t_{50}) - V_i t_{50}} \ln[2] \quad \text{Ec. 6.24}$$

donde  $h(t_{50})$  se puede obtener por interpolación a partir de los datos experimentales de  $h$  en función del tiempo.

En la Figura 6.9 y en la Figura 6.10 se muestran las gráficas con los resultados de las regresiones realizadas para los ensayos de la experiencia A y de la experiencia B respectivamente. En la Tabla 6.1 se muestra para cada ensayo de la experiencia A, los valores obtenidos en la regresión de los parámetros  $k$  y  $t_{50}$ , y sus errores ( $\epsilon_k$  y  $\epsilon_{t_{50}}$ ) calculados a partir de la desviación típica estimada (Apéndice 8.1). También se indica para cada ensayo el valor del coeficiente de correlación  $R^2$  y el de la media de la suma del cuadrado de los residuos (SCR/N). En la Tabla 6.2 se muestran los mismos resultados para la experiencia B. No se incluyen los resultados de  $V_i$  y  $V_f$  porque ya se han estudiado con detalle en el apartado 4.2.



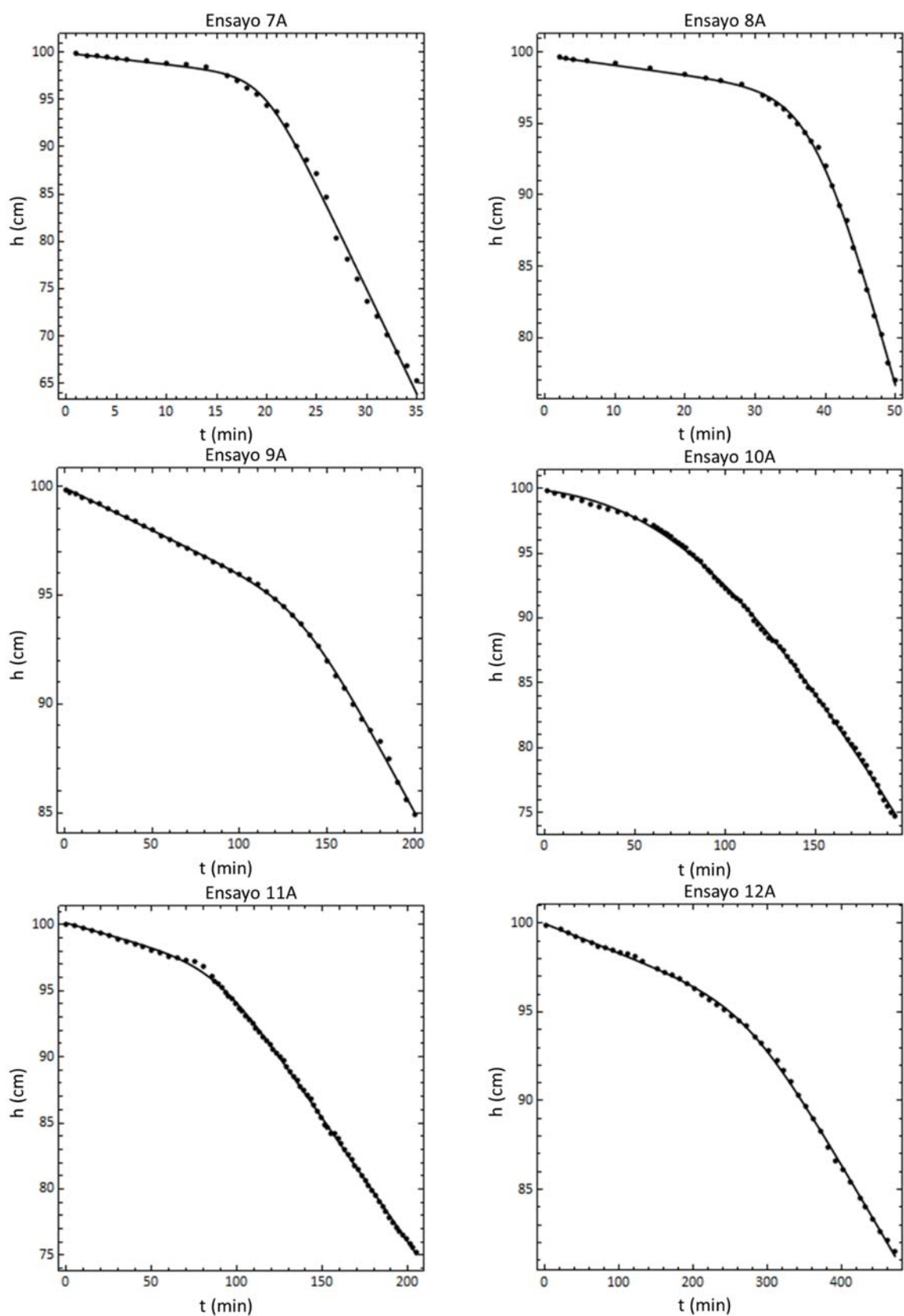
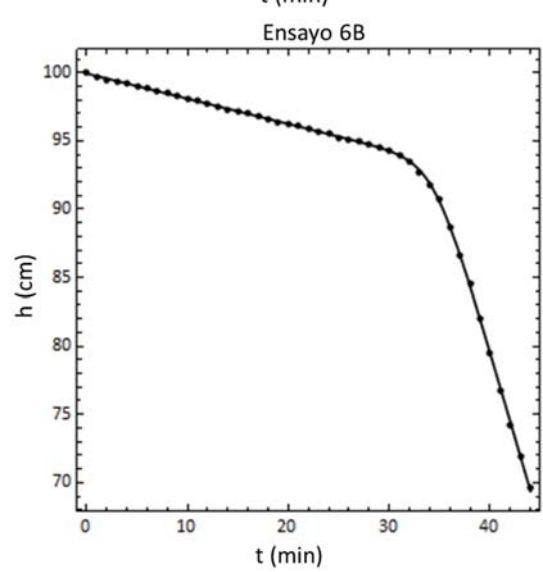
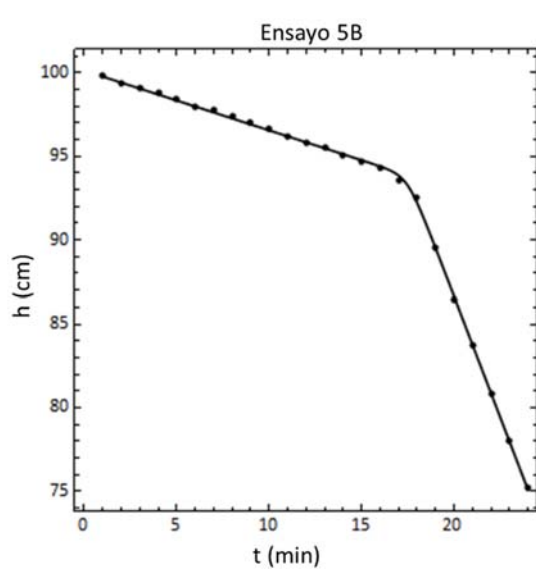
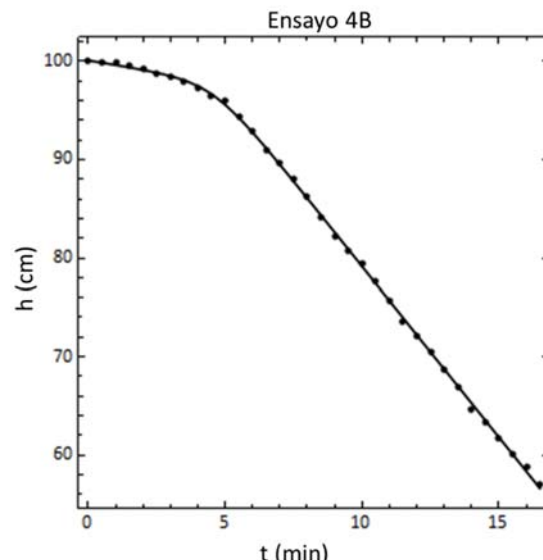
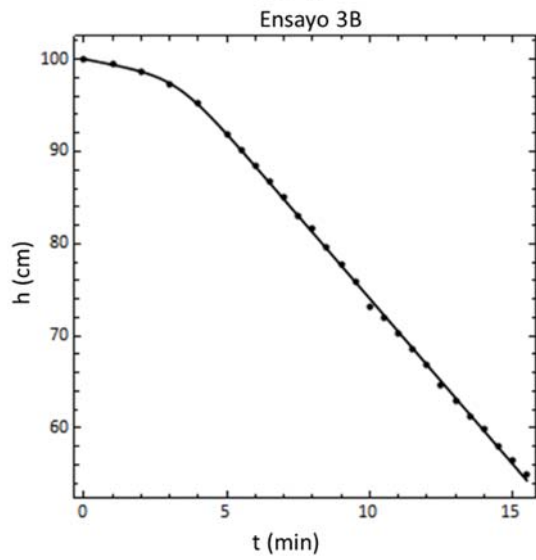
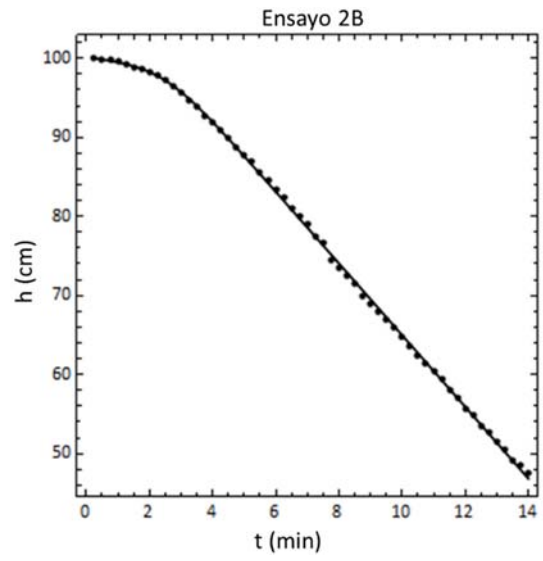
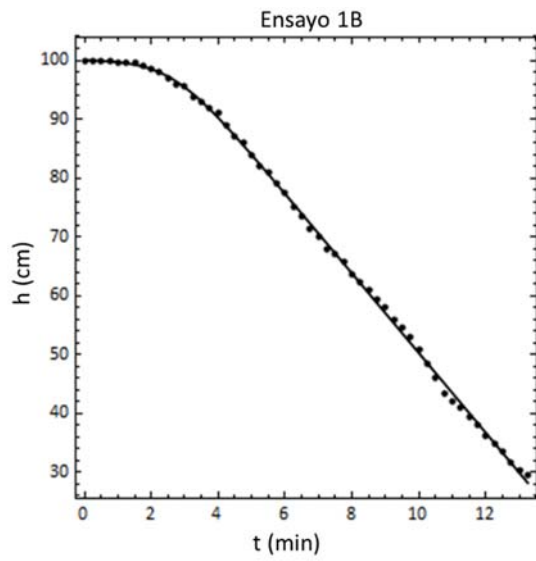


Figura 6.9. Ajuste de las curvas de sedimentación al modelo logístico para la experiencia A.



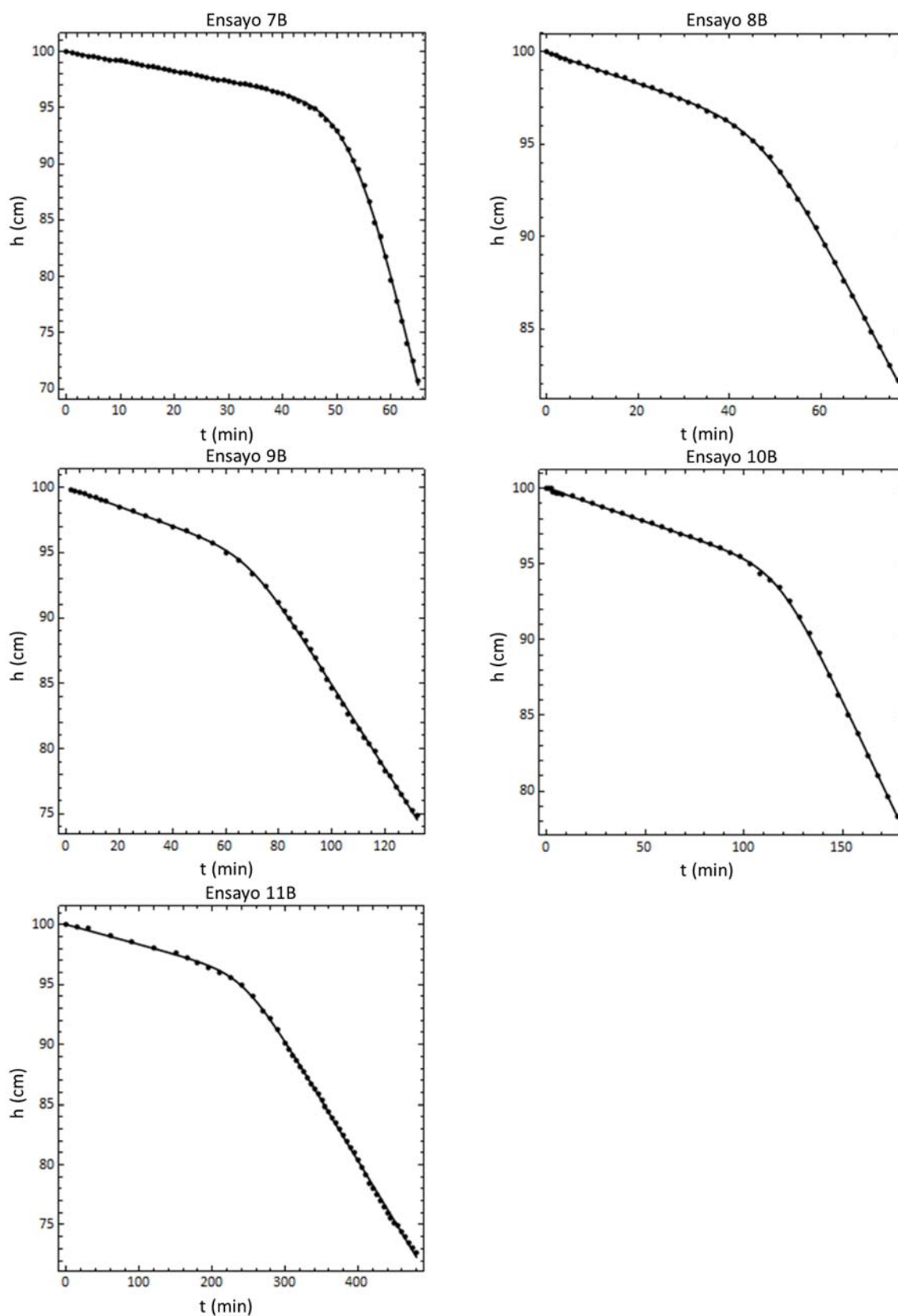


Figura 6.10. Ajuste de las curvas de sedimentación al modelo logístico para la experiencia B.

Ensayo	SS (g/l)	$\epsilon_{SS}$ (g/l)	$k$ (min <sup>-1</sup> )	$\epsilon_k$ (min <sup>-1</sup> )	$t_{50}$ (min)	$\epsilon_{t50}$ (min)	R <sup>2</sup>	SCR/N (cm) <sup>2</sup>
1	0.484	0.008	6.03	0.02	3.17	0.09	0.9998	0.1082
2	0.947	0.013	3.635	0.015	3.63	0.09	0.9996	0.0774
3	1.190	0.015	2.967	0.009	4.87	0.06	0.9998	0.0304
4	1.424	0.017	2.57	0.02	13.20	0.09	0.9997	0.0296
5	1.573	0.019	2.599	0.017	12.54	0.06	0.9999	0.0153
6	1.593	0.019	2.529	0.014	11.56	0.06	0.9999	0.0142
7	1.83	0.02	2.21	0.07	19.8	0.4	0.9969	0.4237
8	2.20	0.03	1.79	0.07	38.7	0.4	0.9993	0.0322
9	2.37	0.03	0.150	0.004	136.2	1.7	0.9996	0.0080
10	2.44	0.03	0.243	0.015	75	7	0.9994	0.0306
11	2.91	0.03	0.1871	0.0011	88	1	0.9997	0.0194
12	4.08	0.04	0.0718	0.0013	273	3	0.9995	0.0147

Tabla 6.1. Resultados de la regresión de h(t) al modelo logístico para la experiencia A.

Ensayo	SS (g/l)	$\epsilon_{SS}$ (g/l)	$k$ (min <sup>-1</sup> )	$\epsilon_k$ (min <sup>-1</sup> )	$t_{50}$ (min)	$\epsilon_{t50}$ (min)	R <sup>2</sup>	SCR/N (cm) <sup>2</sup>
1	0.535	0.008	6.77	0.04	2.6	0.2	0.9994	0.3347
2	0.735	0.010	4.536	0.018	2.48	0.16	0.9997	0.0812
3	0.954	0.013	3.59	0.02	3.3	0.3	0.9996	0.0784
4	1.155	0.015	3.463	0.019	4.6	0.1	0.9998	0.0498
5	1.284	0.016	2.89	0.03	17.50	0.05	0.9998	0.0116
6	1.442	0.017	2.538	0.018	34.47	0.05	0.9999	0.0063
7	1.71	0.02	2.06	0.03	53.03	0.19	0.9998	0.0122
8	1.95	0.02	0.473	0.004	47.7	0.2	0.9999	0.0025
9	2.01	0.02	0.322	0.002	68.7	0.5	0.9998	0.0153
10	2.55	0.03	0.276	0.002	118.0	0.5	0.9999	0.0050
11	3.82	0.04	0.1001	0.0006	243.8	1.7	0.9996	0.0278

Tabla 6.2. Resultados de la regresión de h(t) al modelo logístico para la experiencia B.

En la Figura 6.9 y en la Figura 6.10 se puede observar que el modelo logístico utilizado para describir la velocidad de sedimentación zonal reproduce muy bien la evolución de la interfase fango-sobrenadante en función del tiempo. En la Tabla 6.1 y en la Tabla 6.2 se puede comprobar que tanto en la experiencia A como en la experiencia B, los coeficientes de correlación ( $R^2$ ) son muy próximos a uno y que la media de la suma del cuadrado de los residuos (SCR/N) es muy pequeña, lo cual indica un buen ajuste de los datos experimentales al modelo logístico de la velocidad de sedimentación.

También se ha comprobado que para todas las regresiones realizadas, todos los parámetros del modelo son significativos y distintos de cero, obteniéndose en todos los casos p-valores por debajo de  $10^{-20}$ .

Como se ha comentado anteriormente, una vez obtenidos los resultados de las regresiones se ha comprobado que se cumple la aproximación  $V_i \approx V(0)$  (Ec. 6.19) para todos los ensayos realizados de las experiencias A y B.

Si se cumple la aproximación  $1 + \text{Exp}[k t_{50}] \gg 1$  (Ec. 6.19), se debe cumplir que  $1 + \text{Exp}[-k t_{50}] \approx 1$ , por lo que se puede aproximar  $h(t)$  como:

$$h(t) = h_0 - V_i t - \frac{V_f - V_i}{k} \ln \left[ \frac{1 + e^{k(t-t_{50})}}{1 + e^{-k t_{50}}} \right] \approx h_0 - V_i t - \frac{V_f - V_i}{k} \ln [1 + e^{k(t-t_{50})}] \quad \text{Ec. 6.25}$$

Se han realizado también las regresiones utilizando esta aproximación y se han obtenido los mismos resultados.

En la Figura 6.11 se representan gráficamente, para las experiencias A y B, los parámetros  $k$  y  $t_{50}$  obtenidos en cada ensayo en función de la concentración de SS. Se puede observar que en las dos experiencias realizadas, el parámetro  $k$  disminuye al aumentar la concentración de sólidos suspendidos, mientras que el parámetro  $t_{50}$  aumenta al aumentar la concentración de sólidos suspendidos.

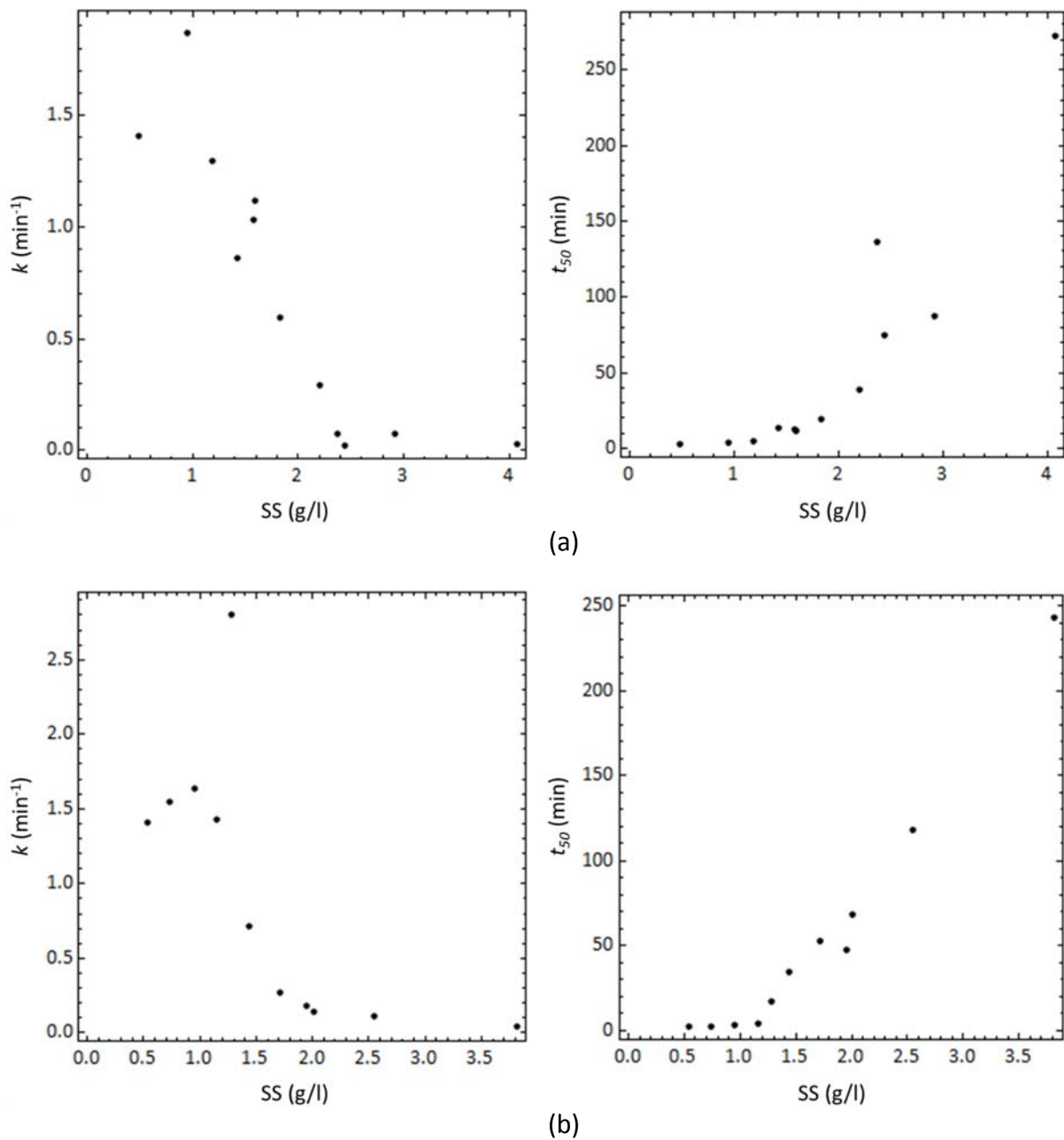


Figura 6.11. Parámetros  $k$  y  $t_{50}$  del modelo logístico de la velocidad de sedimentación en función de la concentración de SS. (a) Experiencia A. (b) Experiencia B.

Podemos ajustar el parámetro  $k$  a una recta en función de la concentración de SS (Ec. 6.26) considerando dos tramos como en los ajustes realizados para la velocidad de sedimentación zonal inicial y final ( $V_i$  y  $V_f$ ) (Figura 6.12). Los resultados de la regresión del parámetro  $k$  obtenidos para las experiencias A y B se muestran en la Tabla 6.3.



$$k = k_0 - k_1 SS$$

Ec. 6.26

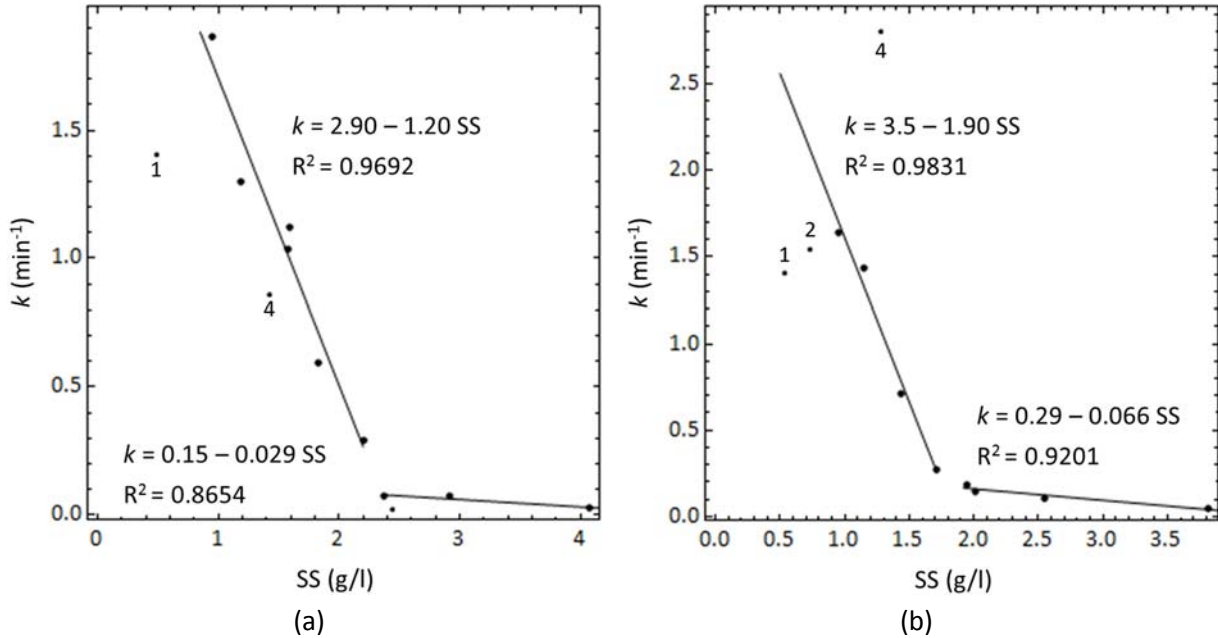


Figura 6.12. Ajuste del parámetro  $k$  del modelo de velocidad de sedimentación logístico a un modelo lineal respecto de los SS en dos tramos. (a) Experiencia A. (b) Experiencia B.

Exp.	SS	$k_0$ ( $\text{min}^{-1}$ )	$\epsilon_{k0}$ ( $\text{min}^{-1}$ )	$k_1$ ( $\text{min}^{-1} \text{ l/g}$ )	$\epsilon_{k1}$ ( $\text{min}^{-1} \text{ l/g}$ )	$r^2$	SCR/N ( $\text{min}^{-2}$ )
A	$SS < SS_c$	2.90	0.17	1.20	0.10	0.9692	0.0710
	$SS > SS_c$	0.15	0.04	0.029	0.011	0.8654	0.0002
B	$SS < SS_c$	3.5	0.2	1.90	0.18	0.9831	0.0204
	$SS > SS_c$	0.29	0.04	0.066	0.014	0.9201	0.0009

Tabla 6.3. Resultados del ajuste del parámetro  $k$  del modelo de velocidad de sedimentación logístico a un modelo lineal respecto de los SS en dos tramos, para las experiencias A y B.

El parámetro  $t_{50}$  se puede ajustar mediante una función potencial de la concentración de SS (Ec. 6.27, Figura 6.13) considerando también dos tramos ( $SS < SS_c$  y  $SS > SS_c$ ):

$$t_{50} = a SS^b$$

Ec. 6.27

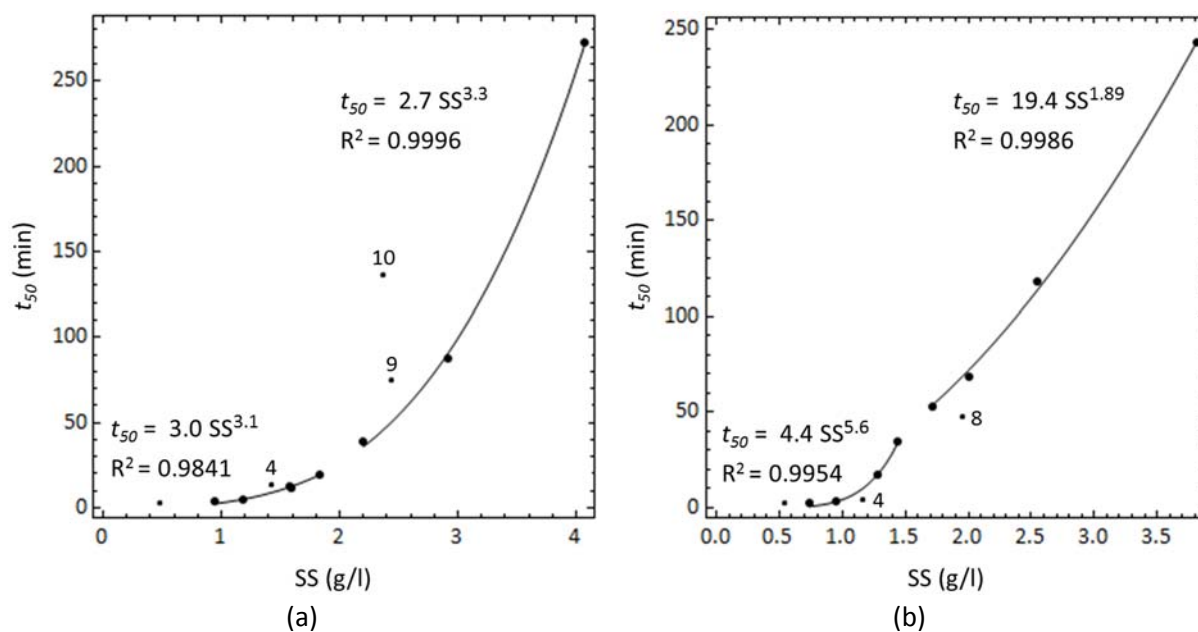


Figura 6.13. Ajuste del parámetro  $t_{50}$  del modelo de velocidad de sedimentación logístico a un modelo potencial respecto de los SS en dos tramos. (a) Experiencia A. (b) Experiencia B.

Los resultados de la regresión del parámetro  $t_{50}$  obtenidos para las experiencias A y B se muestran en la Tabla 6.4.

Exper.	SS	$a$ ( $\text{min l}^b/\text{g}^b$ )	$\epsilon_a$ ( $\text{min l}^b/\text{g}^b$ )	$b$	$\epsilon_b$	$R^2$	SCR/N ( $\text{min}^2$ )
A	$SS < SS_c$	3.0	0.5	3.1	0.3	0.9841	2.6977
	$SS > SS_c$	2.7	0.4	3.3	0.1	0.9996	12.846
B	$SS < SS_c$	4.4	0.8	5.6	0.5	0.9954	3.1064
	$SS > SS_c$	19.4	1.4	1.89	0.06	0.9986	31.209

Tabla 6.4. Resultados del ajuste del parámetro  $t_{50}$  del modelo de velocidad de sedimentación logístico a un modelo potencial respecto de los SS en dos tramos, para las experiencias A y B.

Sustituyendo en el modelo logístico de la velocidad de sedimentación (Ec. 6.18) los parámetros  $k$  y  $t_{50}$  en función de la concentración de los sólidos suspendidos obtenemos:

$$V_S(t, SS) = V_i(SS) + \frac{V_f(SS) - V_i(SS)}{1 + e^{-(k_0 - k_1 SS)(t - aSS^b)}} \quad \text{Ec. 6.28}$$

Del mismo modo podemos considerar las velocidades de sedimentación zonal  $V_i$  y  $V_f$  en función de la concentración de SS utilizando los modelos estudiados en el apartado 4.2. Desde el punto de vista estadístico el modelo que mejor describe la velocidad de sedimentación inicial y final es el modelo de Richardson y Zaki, seguido por el modelo exponencial. Si consideramos el modelo de Richardson y Zaki simplificado con  $n_{RZ} = 5.0$  estudiado en el apartado 5.1 tenemos:

$$V_s(t, SS) = V_{0i} \left( 1 - \frac{j_i}{\rho_s} SS \right)^{5.0} + \frac{V_{0f} \left( 1 - \frac{j_f}{\rho_s} SS \right)^{5.0} - V_{0i} \left( 1 - \frac{j_i}{\rho_s} SS \right)^{5.0}}{1 + e^{-(k_0 - k_1 SS)(t - aSS^b)}} \quad \text{Ec. 6.29}$$

Si consideramos el modelo exponencial para la velocidad de sedimentación zonal inicial y final en función de la concentración de SS (Apdo. 4.2), obtenemos:

$$V_s(t, SS) = k_i e^{-n_i SS} + \frac{k_f e^{-n_f SS} - k_i e^{-n_i SS}}{1 + e^{-(k_0 - k_1 SS)(t - aSS^b)}} \quad \text{Ec. 6.30}$$

El modelo logístico de la velocidad de sedimentación zonal combinado con el modelo de Richardson y Zaki (Ec. 6.29) tiene la ventaja adicional de poder describir las características medias de los flóculos en las etapas de sedimentación zonal inicial y final. También permite calcular la concentración de SS ( $SS_c$ ) donde se produce la variación brusca de la velocidad de sedimentación zonal final ( $V_f$ ).

También podemos combinar el modelo logístico de la velocidad de sedimentación zonal con el modelo de Richardson y Zaki del apartado 5.1 para describir la velocidad de sedimentación inicial ( $V_i$ ) en función de la concentración de SS, y con el modelo de Richardson y Zaki del apartado 5.3 para describir la velocidad de sedimentación final ( $V_f$ ) (Ec. 6.31).

Los modelos de la Ec. 6.29 y de la Ec. 6.30 son más sencillos y permiten simplificar el cálculo de la velocidad de sedimentación zonal en función de la concentración de SS y del tiempo. Sin

embargo, el modelo de la Ec. 6.31 tiene la ventaja de poder describir la variación brusca de la velocidad de sedimentación zonal final para concentraciones de SS próximas a  $SS_c$ . Además, permite obtener las características medias de los flóculos en las etapas de sedimentación zonal inicial y las características de los flóculos en la etapa de sedimentación zonal final en función de la concentración de SS.

$$V_s(t, SS) = V_i(SS) + \frac{V_f(SS) - V_i(SS)}{1 + e^{-(k_0 - k_1 SS)(t - a SS^b)}}$$

$$\left\{ \begin{array}{l} V_i(SS) = V_{0i} \left( 1 - \frac{j_i SS}{\rho_s} \right)^{5.0} \\ V_{0i} = \frac{g(\rho_s - \rho)}{18\mu} \frac{d_{fi}^2}{j_i (1 + 0.15 \text{Re}^{0.687})} \\ \text{Re} = \frac{\rho V_{0i} d_{fi}}{\mu} \end{array} \right.$$

Ec. 6.31

$$\left\{ \begin{array}{l} V_f(SS) = V_{0f} \left( 1 - \frac{j_0 SS e^{-k_j SS}}{\rho_s} \right)^{nRZ} \\ V_{0f} = \frac{g(\rho_s - \rho)}{18\mu} \frac{(d_{f0} - k_f SS)^2 e^{k_f SS}}{j_0 (1 + 0.15 \text{Re}^{0.687})} \\ \frac{5.09 - nRZ}{nRZ - 2.73} = 0.104 \text{Re}^{0.877} \\ \text{Re} = \frac{\rho V_{0f} (d_{f0} - k_f SS)}{\mu} \end{array} \right. \quad \text{Si } \text{Re} < 500$$

Todos los parámetros de las ecuaciones anteriores (Ec. 6.29, Ec. 6.30 y Ec. 6.31) tienen valores distintos según consideremos  $SS < SS_c$  o  $SS > SS_c$ .

### 6.3.3 Validación del modelo logístico de sedimentación zonal

Una vez tenemos el modelo de la velocidad de sedimentación zonal en función de la concentración de los sólidos suspendidos y del tiempo ( $V_s(SS, t)$ ), podemos comparar las

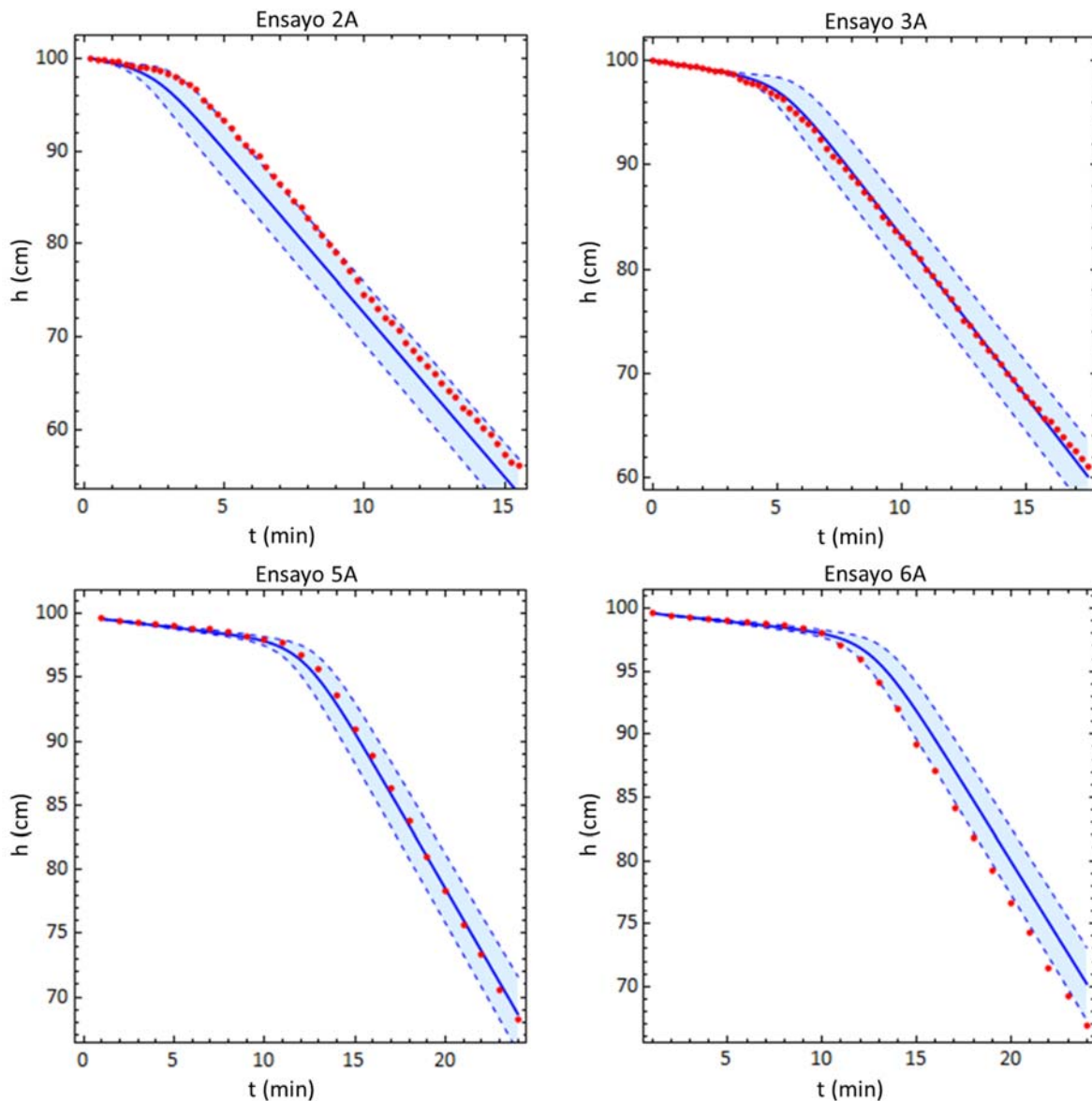
predicciones del modelo con los datos experimentales de la altura de la interfase fango-sobrenadante, para cada ensayo y para las experiencias A y B. Al realizar esta comparación vamos a descartar los ensayos que se excluyeron en la determinación de los parámetros del modelo.

En la experiencia A se ha excluido del ajuste de la velocidad de sedimentación zonal inicial el ensayo 1 y en la experiencia B los ensayos 1 y 2 (Figura 4.19 y Figura 4.22). En estos ensayos la velocidad de sedimentación inicial es mucho más baja que la calculada por los modelos. Estos resultados son típicos en los ensayos de sedimentación con fangos activados, donde se observa un cambio de tendencia en la velocidad de sedimentación para concentraciones bajas de SS debido a que empieza a ser importante la sedimentación floculada (Figura 1.38). Para modelizar este comportamiento se puede utilizar el modelo propuesto por Takács et al. (1991), pero esto tiene el inconveniente de tener que añadir dos parámetros adicionales para modelizar la velocidad de sedimentación (Ec. 1.65).

También se han excluido aquellos ensayos que se han identificado como puntos anómalos por no seguir la tendencia del resto de ensayos en el ajuste del parámetro  $t_{50}$ . Los ensayos 4, 9 y 10 de la experiencia A tienen un valor excesivamente alto comparado con el modelo potencial utilizado (Figura 6.13a). Los ensayos 4 y 8 de la experiencia B también se desvían excesivamente del modelo potencial utilizado para  $t_{50}$  (Figura 6.13b). Además, el ensayo 4 de la experiencia A tiene un valor muy alto de  $k$  que no se corresponde con la tendencia lineal observada con el resto de ensayos (Figura 6.12b).

En la Figura 6.14 y en la Figura 6.15 se realiza la comparación entre los datos experimentales de la altura de la interfase fango-sobrenadante y las predicciones del modelo logístico (Ec. 6.29) para las experiencias A y B respectivamente. Se ha utilizado el modelo de Richardson y Zaki ajustado a los datos experimentales en el apartado 4.2.3, para determinar la velocidad de sedimentación inicial y final ( $V_i$  y  $V_f$ ).

Junto con la predicción del modelo (línea continua) se presenta también una banda de error (zona sombreada). Esta banda de error representa la incertidumbre en la predicción del modelo debida al efecto que tienen los errores experimentales en la determinación de los parámetros del modelo ( $V_i$ ,  $V_f$ ,  $k$  y  $t_{50}$ ). Para calcular este error se ha aplicado la Ec. 8.9 utilizada para calcular la propagación de errores (Apéndice 8.1), sobre la Ec. 6.21 utilizada para calcular  $h(t)$  mediante el modelo logístico. Los errores de los parámetros  $V_i$ ,  $V_f$ ,  $k$  y  $t_{50}$  se obtienen para cada ensayo, como la desviación típica calculada en los ajustes realizados de estos parámetros en función de la concentración de los SS (Ec. 4.3, Ec. 6.26 y Ec. 6.27).



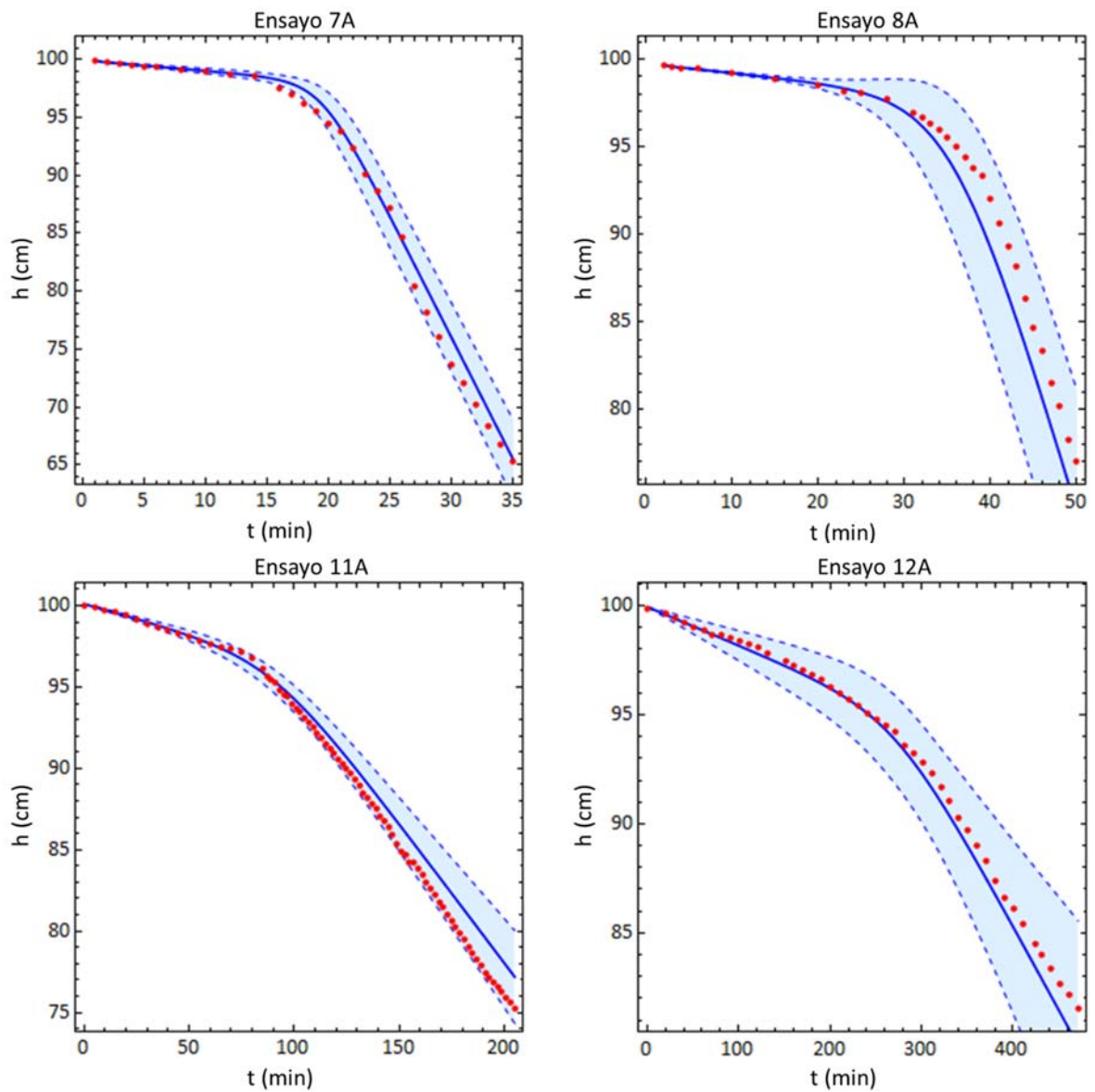
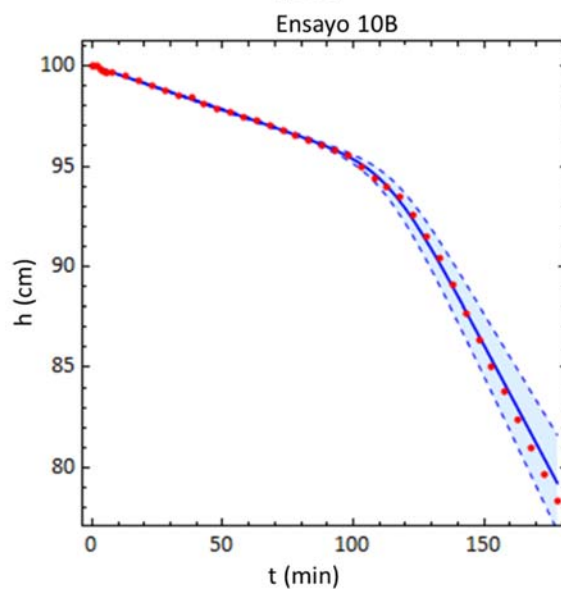
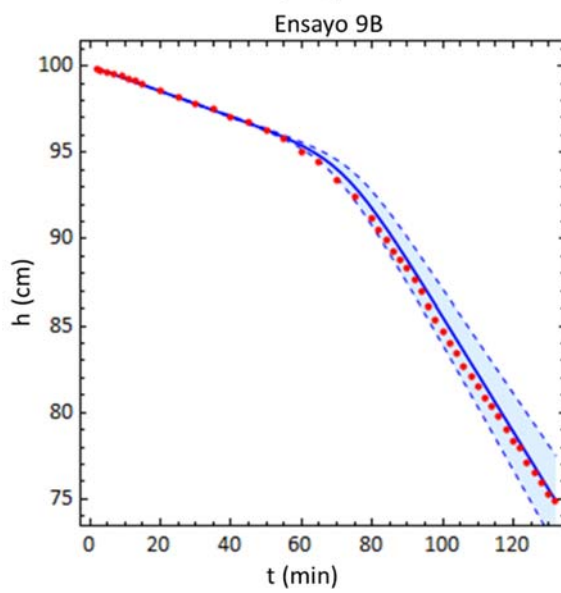
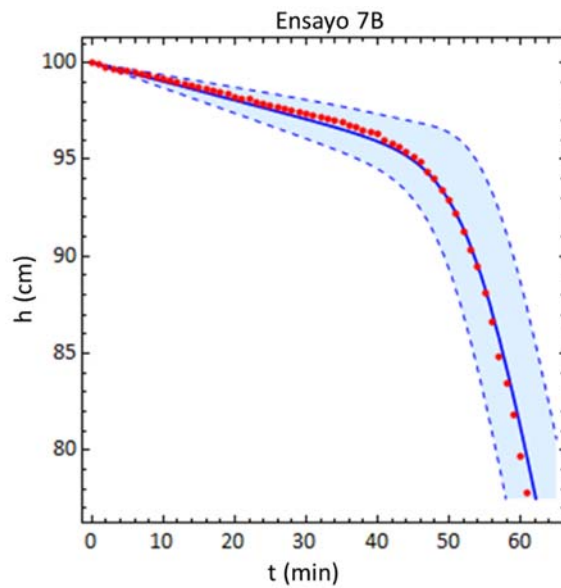
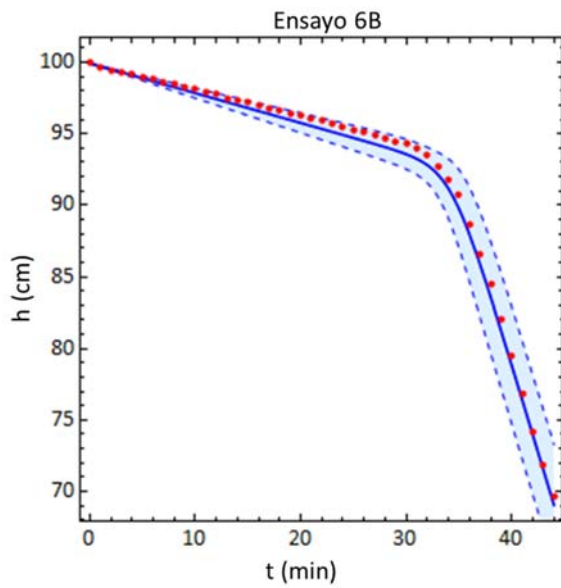
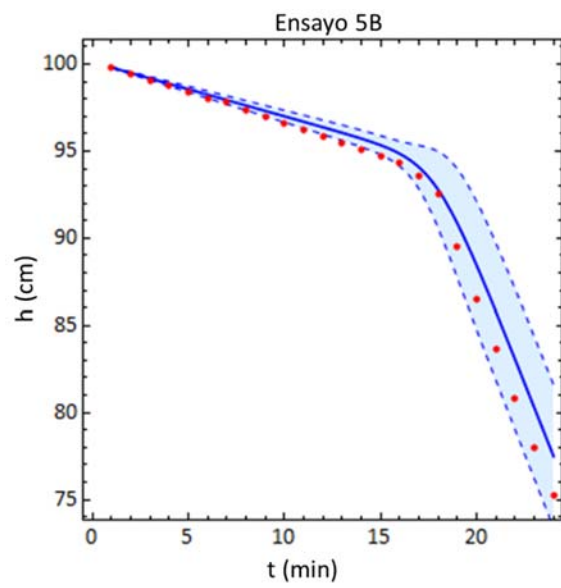
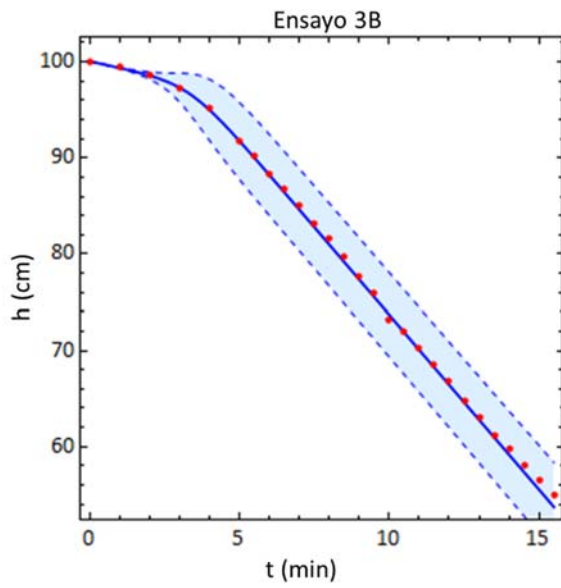


Figura 6.14. Comparación entre las predicciones del modelo logístico de la velocidad de sedimentación y los datos experimentales de la altura de la interfase fango-sobrenadante para la experiencia A.





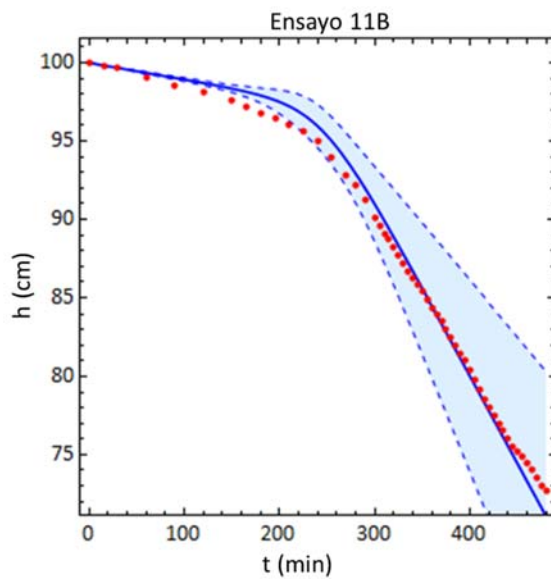


Figura 6.15. Comparación entre las predicciones del modelo logístico de la velocidad de sedimentación y los datos experimentales de la altura de la interfase fango-sobrenadante para la experiencia B.

Para medir la bondad de las predicciones del modelo se ha calculado el error relativo máximo de la altura de la interfase fango-sobrenadante ( $h$ ) y se han comparado las predicciones de la interfase fango-sobrenadante frente a los datos experimentales.

Para cada ensayo, podemos calcular en cada instante el error relativo de la predicción del modelo respecto del valor experimental de la interfase fango-sobrenadante como:

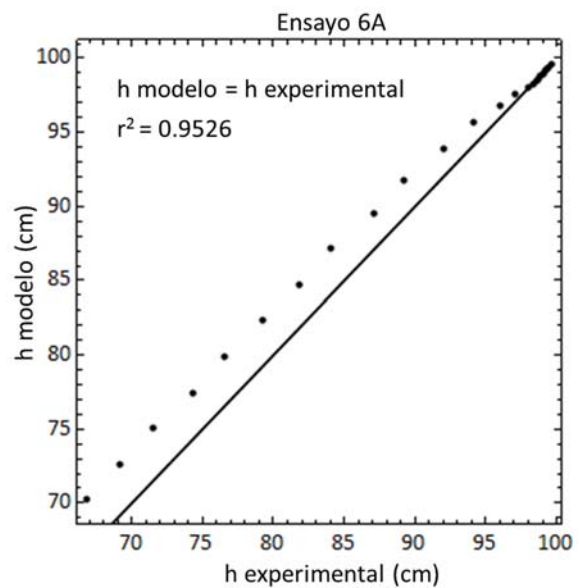
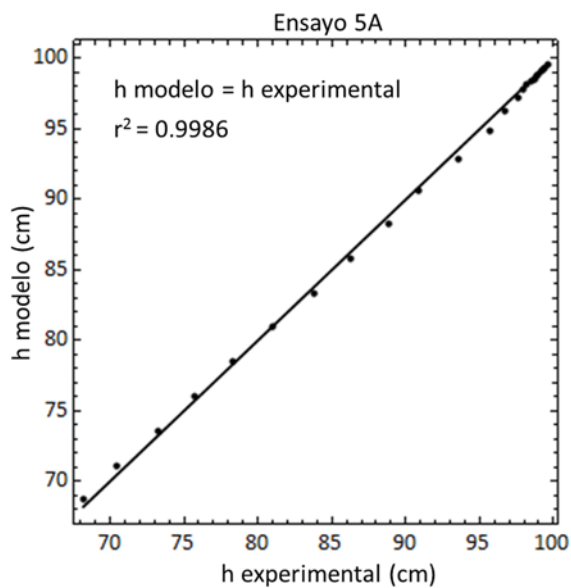
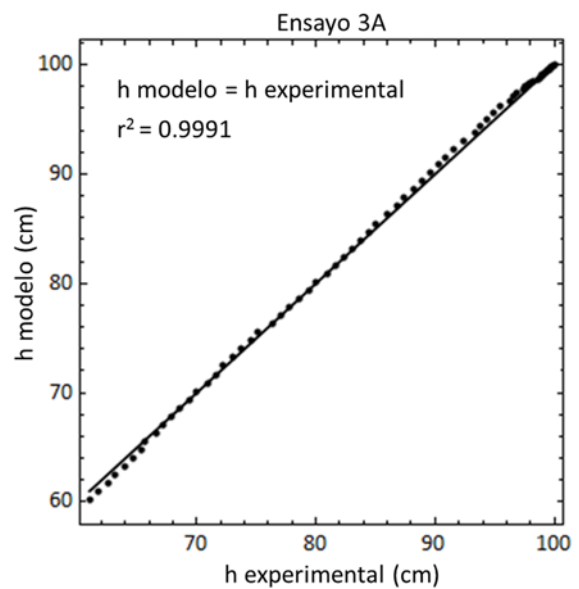
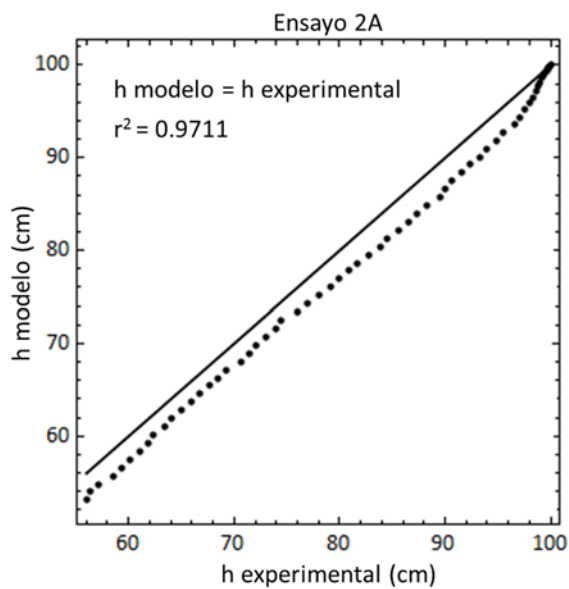
$$\epsilon_r(t) = \frac{\Delta h}{h} = \frac{|h(t) - h_s(t, SS)|}{h(t)} \quad \text{Ec. 6.32}$$

siendo  $h(t)$  el valor experimental de la altura de la interfase fango-sobrenadante en el instante  $t$  para el ensayo con concentración de sólidos suspendidos  $SS$ , y  $h_s(t, SS)$  la predicción del modelo en el instante  $t$  para una concentración de sólidos suspendidos  $SS$ .

Se puede obtener una medida de cómo se desvían las predicciones del modelo respecto de los resultados experimentales calculando el error relativo máximo (Ec. 6.33).

$$\epsilon_{r \max} = \max(\epsilon_r(t)) \quad \forall t \text{ del ensayo} \quad \text{Ec. 6.33}$$

También podemos representar gráficamente (Figura 6.16 y Figura 6.17) las predicciones del modelo de la altura de la interfase fango-sobrenadante ( $h$  modelo) frente a los resultados experimentales ( $h$  experimental). Para medir la bondad del modelo se puede calcular el coeficiente de correlación ( $r^2$ ) de los puntos obtenidos respecto de una recta de pendiente 1. Si las predicciones del modelo coinciden exactamente con los datos experimentales  $r^2$  vale 1. Cuanto más se desvíen las predicciones del modelo respecto de los resultados experimentales menor será el valor de  $r^2$ .



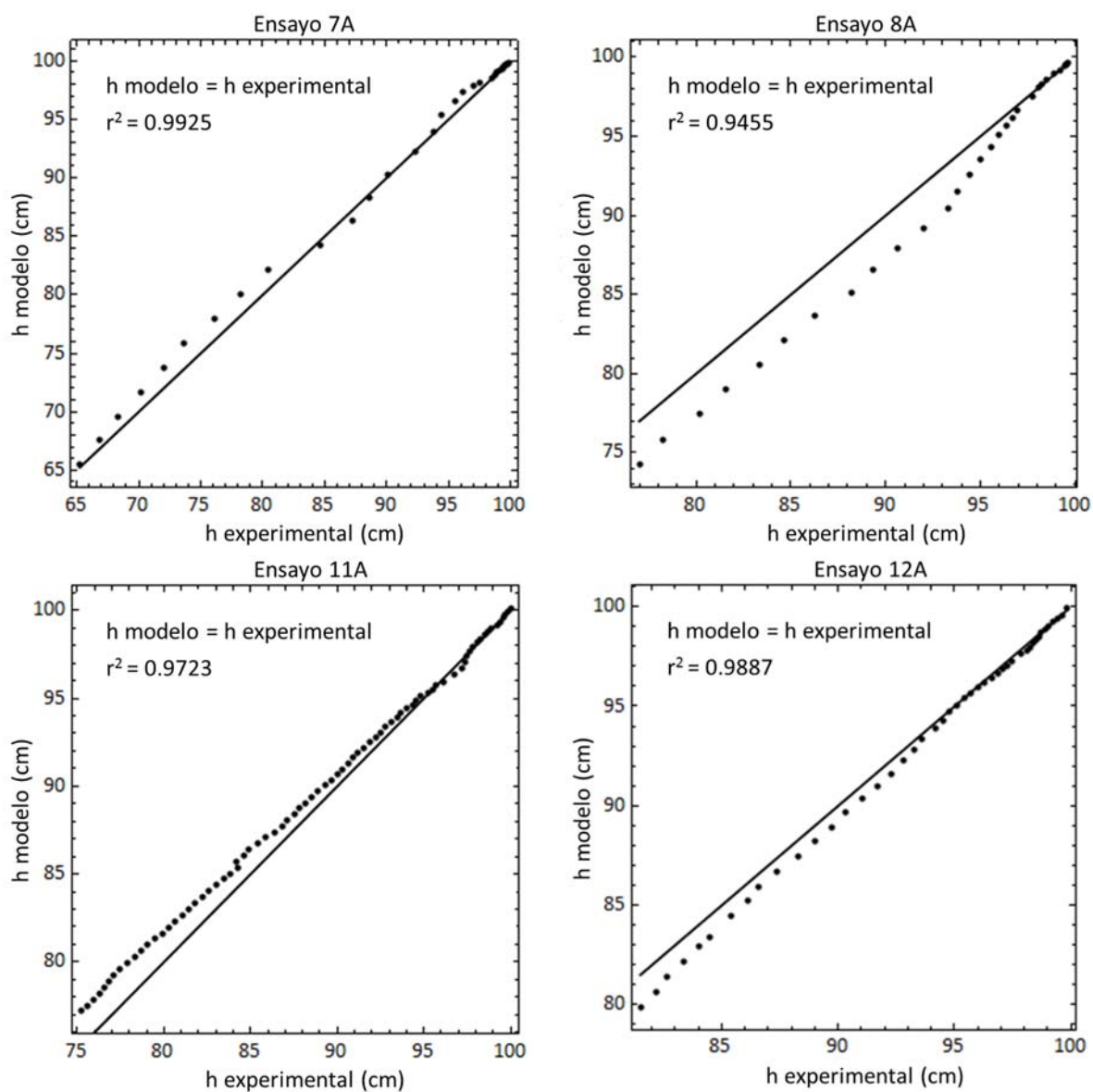
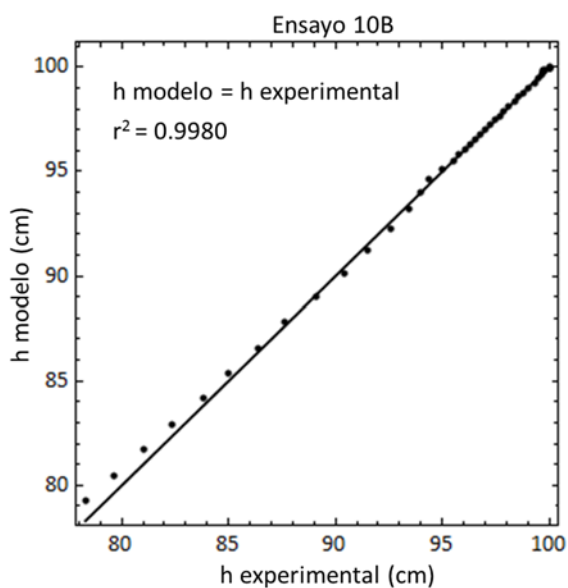
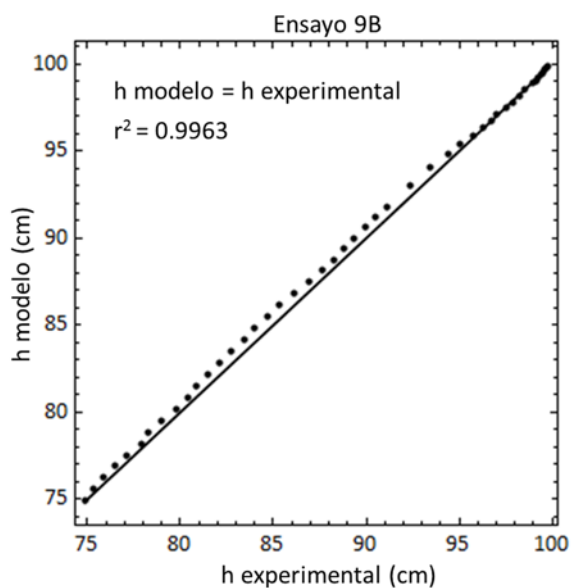
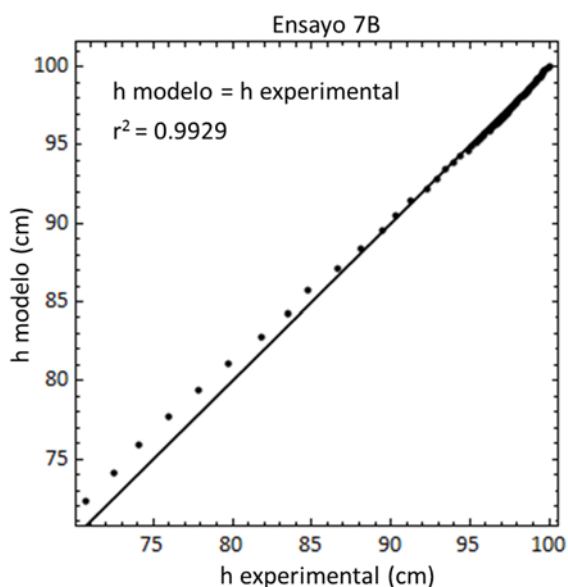
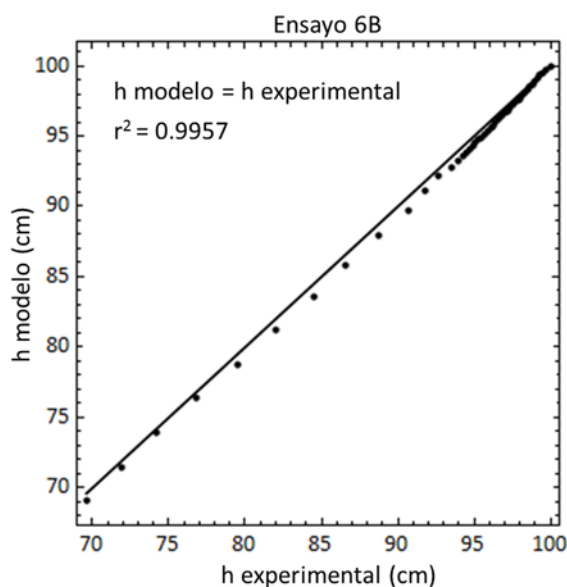
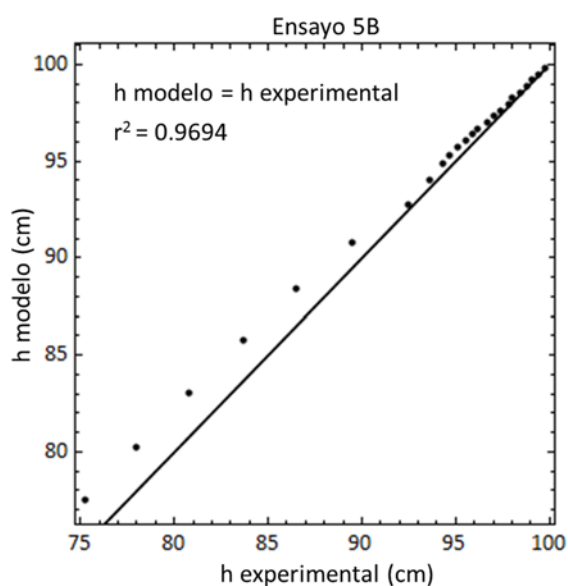
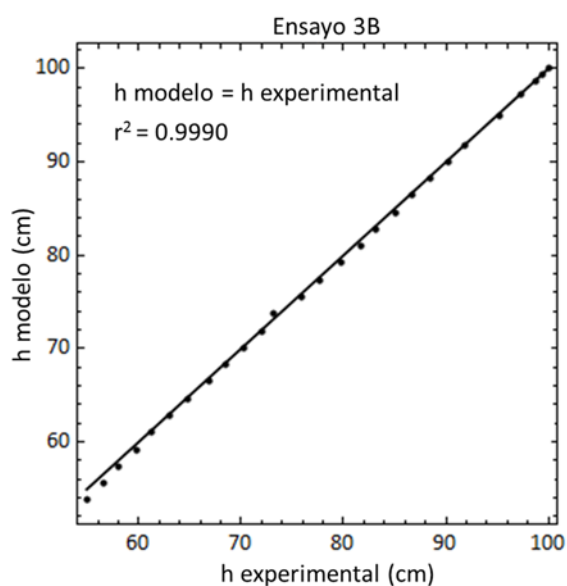


Figura 6.16. Altura de la interfase fango-sobrenadante experimental frente a la calculada con el modelo logístico para la experiencia A.



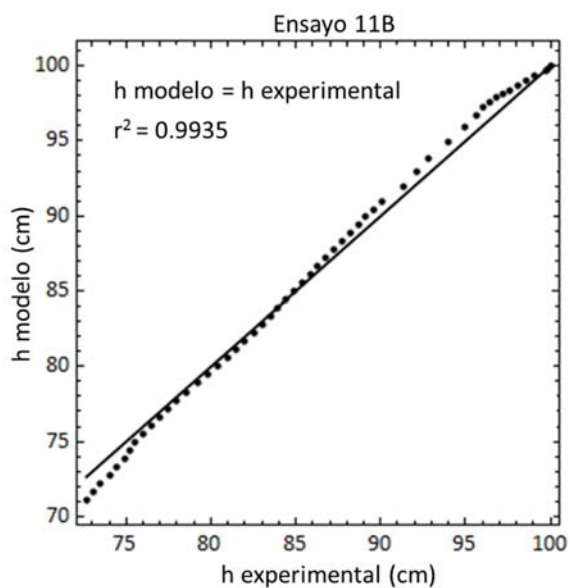


Figura 6.17. Altura de la interfase fango-sobrenadante experimental frente a la calculada con el modelo logístico para la experiencia B.

En la Tabla 6.5 se muestran para cada ensayo de las experiencias A y B, los coeficientes de correlación  $r^2$  y los errores relativos máximos obtenidos para validar el modelo.

Experiencia A			Experiencia B		
Ensayo	$r^2$	$\epsilon_{r \max}$ (%)	Ensayo	$r^2$	$\epsilon_{r \max}$ (%)
2	0.9711	5.2	3	0.9990	2.2
3	0.9991	1.4	5	0.9694	3.1
5	0.9986	0.9	6	0.9957	1.1
6	0.9526	5.0	7	0.9929	2.5
7	0.9925	3.0	9	0.9963	1.0
8	0.9455	3.6	10	0.9980	1.2
11	0.9723	2.8	11	0.9935	2.2
12	0.9887	2.0			

Tabla 6.5. Coeficientes  $r^2$  para  $h \text{ modelo} = h \text{ experimental}$  y errores relativos máximos de  $h(t)$  en la validación del modelo logístico, para las experiencias A y B.

Podemos observar que el modelo describe correctamente la evolución de la interfase fango-sobrenadante (Figura 6.14) para la experiencia A. En varios ensayos (3, 5, 7 y 12) el modelo reproduce con precisión los resultados experimentales, mientras que en los ensayos (2, 6, 8 y 11) en los que el modelo se desvía ligeramente de los resultados experimentales, los datos experimentales se encuentran siempre dentro de la banda de error calculada para las predicciones del modelo.

Las desviaciones observadas en las predicciones del modelo para la experiencia A son pequeñas, ya que los errores relativos máximos de  $h(t)$  en todos los ensayos se encuentran entre el 0,9 y el 5.2%. Por otro lado, en todos los ensayos considerados el coeficiente de correlación  $r^2$  se encuentra por encima de 0.94, lo cual indica una buena aproximación del modelo a los resultados experimentales (Figura 6.16).

Los resultados obtenidos en las predicciones del modelo para la experiencia B han sido muy buenos. En la mayoría de los ensayos el modelo reproduce fielmente los resultados experimentales, observándose una ligera desviación en los ensayos 5 y 12 (Figura 6.15).

Las desviaciones observadas en las predicciones del modelo son muy pequeñas (Figura 6.17). Los errores relativos máximos de  $h(t)$  son menores que en la experiencia A y se encuentran en todos los casos entre el 1,0 y el 3.1%. Además, el coeficiente  $r^2$  que representa la proximidad entre las predicciones del modelo y los resultados experimentales, se encuentra en todos los casos por encima de 0.99, excepto en el ensayo 5 donde  $r^2$  vale 0.96.

Si realizamos las simulaciones utilizando el modelo exponencial (Ec. 6.30) para la velocidad inicial y final ( $V_i$  y  $V_f$ ) se obtienen resultados muy parecidos.

Finalmente podemos concluir que el modelo logístico propuesto para la velocidad de sedimentación zonal describe de forma adecuada las etapas con velocidad constante inicial y final, y el estado transitorio de las curvas de sedimentación.

#### **6.4 EFECTO DE LA COMPOSICIÓN DEL SOBRENADANTE EN LA VELOCIDAD DE SEDIMENTACIÓN ZONAL Y EN EL PROCESO DE ACELERACIÓN DE LOS FANGOS**

En los apartados anteriores se ha desarrollado y validado el modelo logístico para la velocidad de sedimentación zonal en función de la concentración de SS y del tiempo, y se ha aplicado el modelo de Richardson y Zaki en las etapas con velocidad de sedimentación zonal constante. En este apartado se va a estudiar con más detalle el efecto de la composición del sobrenadante en la velocidad de sedimentación zonal y en el proceso de aceleración de los fangos.

Los fangos activados utilizados en los ensayos de sedimentación proceden de la depuradora de aguas residuales industriales de Ford España. Las aguas residuales reciben un tratamiento físico-químico previo al tratamiento biológico donde se realizan procesos de coagulación-floculación y precipitación química de P, fluoruros y metales.

El agua residual que llega al tratamiento biológico y el sobrenadante que se obtiene después del proceso de decantación secundario, contienen concentraciones residuales de las sales de Fe, sales de Al, y polímeros aniónicos y catiónicos utilizados en el proceso físico-químico. Además, cabe esperar que el proceso biológico también reciba concentraciones residuales de metales no eliminados en el proceso físico-químico y una gran variedad de compuestos químicos sintéticos procedentes del proceso productivo no eliminados previamente.

En esta tesis no se aborda la modelización de la velocidad de sedimentación en función de la composición del sobrenadante. Esta tarea puede ser compleja debido a la dificultad de determinar la concentración de la gran variedad de compuestos presentes en el sobrenadante que pueden afectar a la sedimentabilidad del fango. Por otra parte, estos compuestos proceden del proceso productivo o del tratamiento físico-químico previo, por lo que es difícil plantear ensayos de sedimentación controlando su concentración. Así por ejemplo, la sedimentabilidad del fango de la depuradora empeoró notablemente durante un periodo festivo, aumentando el tiempo en el que se iniciaba la aceleración de los fangos y reduciéndose la velocidad de sedimentación inicial. Esto fue debido probablemente, a un cambio en la

composición del agua residual relacionado con las tareas de limpieza en el proceso productivo y al aumento de la dosificación de los coagulantes utilizados en el proceso físico-químico.

#### **6.4.1 Efecto de los productos químicos utilizados en el tratamiento físico-químico**

En la bibliografía existen varios estudios sobre el efecto de las sales de hierro y aluminio en la sedimentabilidad de los fangos activados, pero los resultados encontrados dependen de muchos factores (dosis, tipo de dosificación, precipitados formados, características del fango, etc.) y en algunos casos los resultados son incluso contradictorios. Jang (2006) obtuvo que la adición de sales de hierro para precipitar químicamente el fósforo en un reactor de fangos activados afectaba negativamente a la sedimentabilidad del fango, aumentando el *IVFD*. Wilén et al. (2008) mostraron que elevadas concentraciones de hierro tenían un impacto negativo en la sedimentación del fango. Sin embargo, Jiuyi (2005), De Gregorio et al. (2010) y Duque et al. (2012) mostraron que el  $\text{Fe}^{3+}$  mejora la sedimentabilidad de los fangos activados. Por otra parte, Wen et al. (2015) encontraron que la dosificación de  $\text{Al}^{3+}$  en los fangos activados podía afectar positiva o negativamente dependiendo del tipo de dosificación realizada. También se ha investigado sobre el efecto de la adición de polímeros en los fangos activados, pero los resultados obtenidos dependen del tipo de polímero utilizado.

Se han realizado ensayos de sedimentación para identificar el posible efecto en la sedimentabilidad del fango de los coagulantes y polímeros utilizados en el tratamiento físico-químico. En la Figura 6.18 se muestra el efecto de la adición de  $\text{ClSO}_4\text{Fe}$  y del polímero Gardo TP 55 en la sedimentabilidad del fango manteniendo la concentración de los SS constante.

Se puede observar, que la adición de la sal de hierro aumenta la velocidad de sedimentación inicial ( $V_i$ ), disminuye la velocidad de sedimentación en la etapa con velocidad constante final ( $V_f$ ) y reduce el instante ( $t_{50}$ ) en el que tiene lugar el proceso de aceleración de los fangos (Figura 6.18a). El efecto global supone un empeoramiento en la sedimentabilidad del fango debido a que después de la fase de aceleración de los fangos, cuanto mayor es la dosis de la sal de Fe, mayor es la altura de la interfase fango-sobrenadante.



El efecto de la sal de Fe en la sedimentabilidad del fango está influenciado por la presencia del resto de compuestos presentes en el sobrenadante. Así por ejemplo, en otra serie de ensayos realizados añadiendo  $\text{ClSO}_4\text{Fe}$  se observó el mismo efecto descrito anteriormente para  $V_i$  y  $V_f$ , pero con un aumento del valor de  $t_{50}$ . En estos ensayos el aumento de la concentración de la sal de hierro también supuso un empeoramiento en la sedimentabilidad del fango.

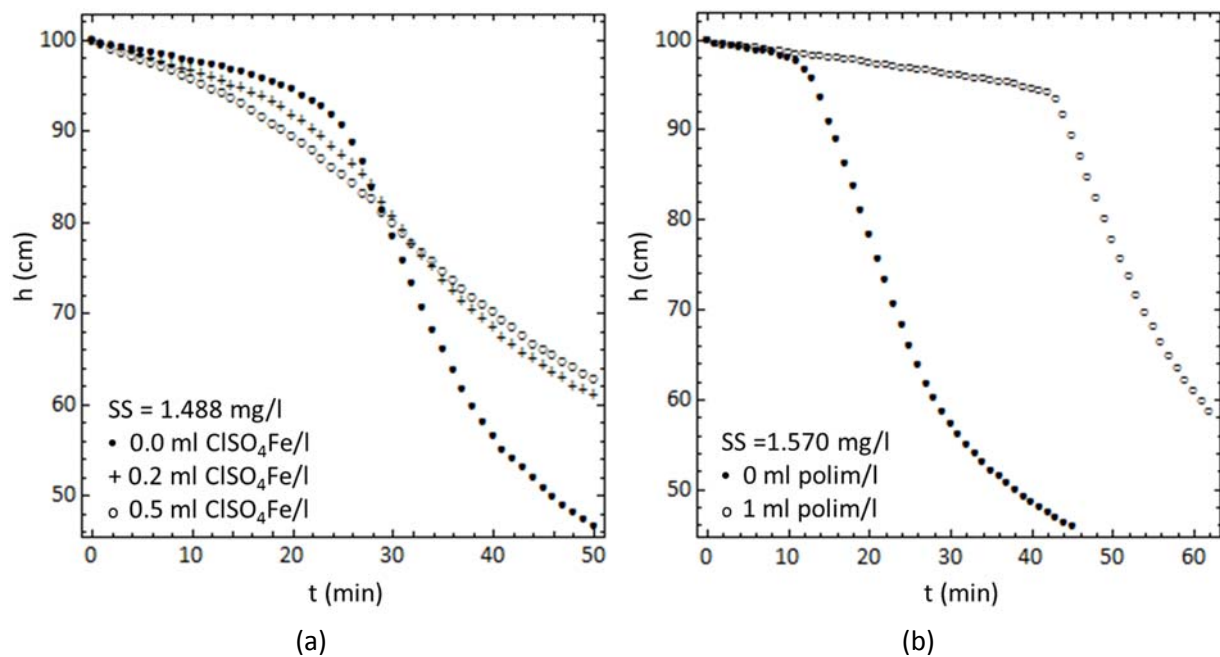


Figura 6.18. Efecto de los coagulantes y polímeros utilizados en el tratamiento físico-químico en la sedimentabilidad del fango. (a) Adición de  $\text{ClSO}_4\text{Fe}$ . (b) Adición del polímero Gardo TP 55.

En la Figura 6.18b se puede observar el efecto en la sedimentabilidad de los fangos activados de la adición del polímero Gardo TP 55 utilizado en el proceso físico-químico. El aumento de la dosis de polímero supone el aumento del instante ( $t_{50}$ ) en el que se produce la aceleración de los fangos, manteniendo la velocidad en las etapas con velocidad de sedimentación constante inicial y final ( $V_i$  y  $V_f$ ). La adición del polímero también empeora la sedimentabilidad del fango.

Aunque el polímero Gardo TP 55 afecta al instante en el que se produce el proceso de aceleración, no es el único compuesto causante del retardo existente entre las dos fases con

velocidad de sedimentación constante. Actualmente no se utiliza este polímero en el proceso físico-químico de la EDAR, pero en los ensayos de sedimentación realizados se sigue observando la existencia de las dos etapas con velocidad de sedimentación constante y un tiempo de retardo en el que se produce la aceleración de los fangos. También se ha podido comprobar que la relación entre el aumento del parámetro  $t_{50}$  y la dosificación del nuevo polímero no es evidente.

En los ensayos realizados se observa el efecto aislado de variar la dosis de uno de los productos químicos utilizados en el proceso físico-químico, manteniendo la concentración de los SS y del resto de compuestos procedentes del proceso productivo y del tratamiento físico-químico. Con estos ensayos se ha mostrado que el proceso físico-químico previo afecta a la sedimentabilidad de los fangos del proceso biológico, pero también se ha constatado que el efecto combinado de los coagulantes y polímeros utilizados en el tratamiento físico-químico junto con otros compuestos procedentes del proceso productivo es complejo.

#### **6.4.2 Efecto de la dilución del sobrenadante**

Se han realizado ensayos de sedimentación diluyendo el sobrenadante y manteniendo la concentración de los SS constante, para estudiar el efecto conjunto en la sedimentabilidad del fango de los productos químicos procedentes del proceso productivo y del tratamiento físico-químico. Hay que tener en cuenta que parte de estos productos químicos pueden ser adsorbidos por los flóculos en el proceso biológico, por lo que la dilución del sobrenadante reducirá la concentración de los compuestos que están diluidos en el sobrenadante. Esta variación en la composición del sobrenadante puede afectar a los procesos de agregación de los flóculos que tienen lugar durante el periodo de inducción, y a la desestabilización y posterior aceleración de los fangos.

En la Figura 6.19 se muestran los resultados obtenidos en los ensayos de sedimentación realizando diluciones del sobrenadante para una concentración de SS de 1.6 g/l. Se observa que la velocidad de sedimentación zonal de la etapa final ( $V_f$ ) disminuye ligeramente al diluir

el sobrenadante hasta el 64 %, y que a partir de este punto,  $V_f$  aumenta rápidamente con la dilución del sobrenadante. Sin embargo, la velocidad de sedimentación de la etapa inicial ( $V_i$ ) se ve menos afectada por la composición del sobrenadante. Por otro lado, el instante en el que se alcanza la aceleración máxima del fango ( $t_{50}$ ), aumenta con la dilución del sobrenadante hasta alcanzarse un valor máximo situado alrededor de una dilución del 48%. A partir de este punto se produce un descenso rápido en el valor de  $t_{50}$ . El ensayo con la dilución del sobrenadante al 30% se realizó por duplicado para confirmar el descenso en el valor de  $t_{50}$  y la existencia de un máximo.

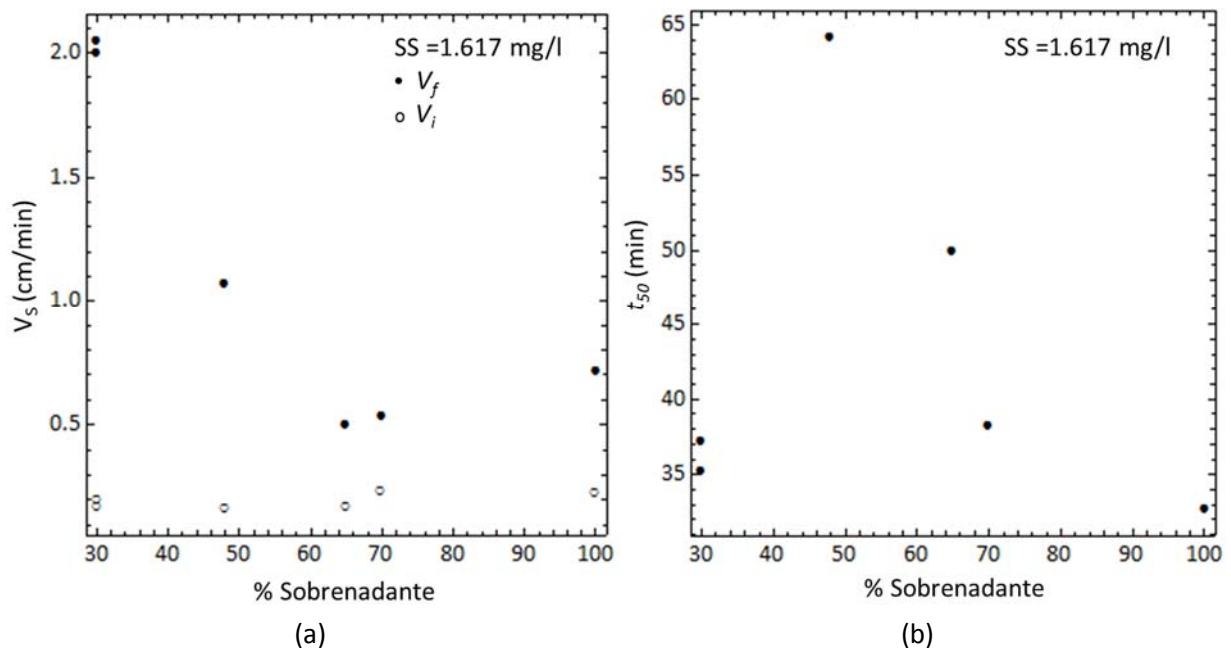


Figura 6.19. Efecto de la dilución del sobrenadante en la sedimentabilidad del fango para una concentración de SS = 1.6 g/l. (a)  $V_i$  y  $V_f$ . (b)  $t_{50}$ .

Los resultados obtenidos para  $V_f$  son compatibles con los ensayos donde se ha añadido la sal de hierro, ya que el aumento de la concentración de Fe disminuye  $V_f$ . Sin embargo, los resultados pueden parecer contradictorios para el parámetro  $t_{50}$ , ya que el aumento de la concentración del polímero Gardo TP 55 aumenta  $t_{50}$ , mientras que se obtiene un aumento de  $t_{50}$  diluyendo el sobrenadante. Esto puede ser debido a que todo el polímero está adsorbido por los flóculos y/o a que el efecto combinado del polímero con otros compuestos presentes en el sobrenadante conduce a un aumento de  $t_{50}$  con la dilución del sobrenadante.

Con estos ensayos se confirma la complejidad de estudiar el efecto de la composición del sobrenadante en la sedimentabilidad del fango, y la dificultad de poder explicar el efecto conjunto de todos los compuestos presentes en el sobrenadante a partir del efecto aislado de cada uno de ellos.

En los ensayos de sedimentación realizados en la experiencia A, la dilución del fango se realiza con el sobrenadante obtenido del efluente del decantador secundario. Mientras que en los ensayos de la experiencia B, la dilución del fango se realiza con el sobrenadante original diluido al 75%. Estos ensayos se han realizado para estudiar el efecto conjunto de la dilución del sobrenadante y de la concentración de los SS.

Podemos comparar los resultados de los parámetros del modelo logístico de la velocidad de sedimentación ( $V_i$ ,  $V_f$ ,  $k$  y  $t_{50}$ ) para las experiencias A y B, representando conjuntamente cada parámetro en función de la concentración de los sólidos suspendidos.

Si observamos la Figura 6.20a y la Figura 6.20b podemos ver que las velocidades de sedimentación inicial ( $V_i$ ) y final ( $V_f$ ) son muy parecidas en las dos experiencias. La mayor diferencia se encuentra en la velocidad de sedimentación final del primer tramo ( $V_{f,1}$ ) y en el punto donde se produce la discontinuidad ( $SS_c$ ).

La Figura 6.20 nos confirma que el efecto de la dilución del sobrenadante sobre la velocidad de sedimentación inicial y final depende de la concentración de los SS del fango. Para concentraciones de SS menores que 1.1 g/l,  $V_{f,1}$  aumenta al diluir el sobrenadante al 75%, mientras que para concentraciones mayores  $V_{f,1}$  disminuye. Esta misma tendencia se reproduce con  $V_{f,2}$  en el tramo 2 ( $SS > SS_c$ ) y con  $V_i$  en los tramos 1 y 2. Los resultados de las experiencias A y B son compatibles con los obtenidos en la Figura 6.19a, donde se puede determinar que para una concentración de SS de 1.6 g/l,  $V_{f,1}$  disminuye con una dilución del sobrenadante del 75%.

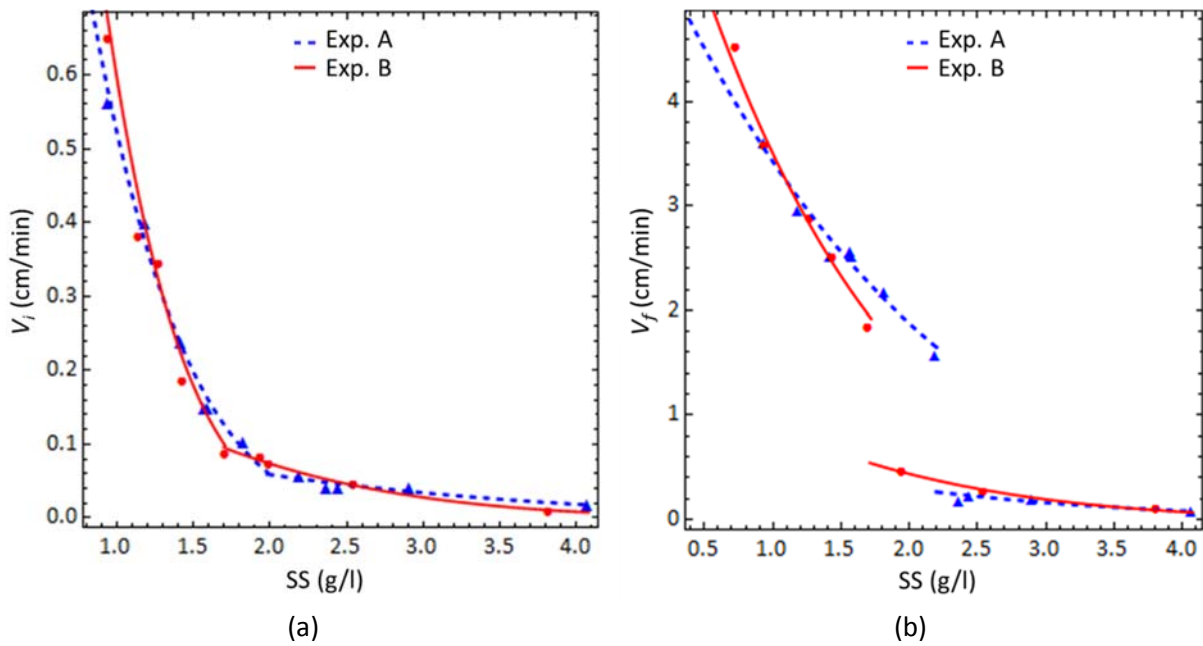


Figura 6.20. Comparación de los parámetros  $V_i$  y  $V_f$  del modelo de velocidad de sedimentación logístico para las experiencias A y B. (a)  $V_i(SS)$  (b)  $V_f(SS)$ .

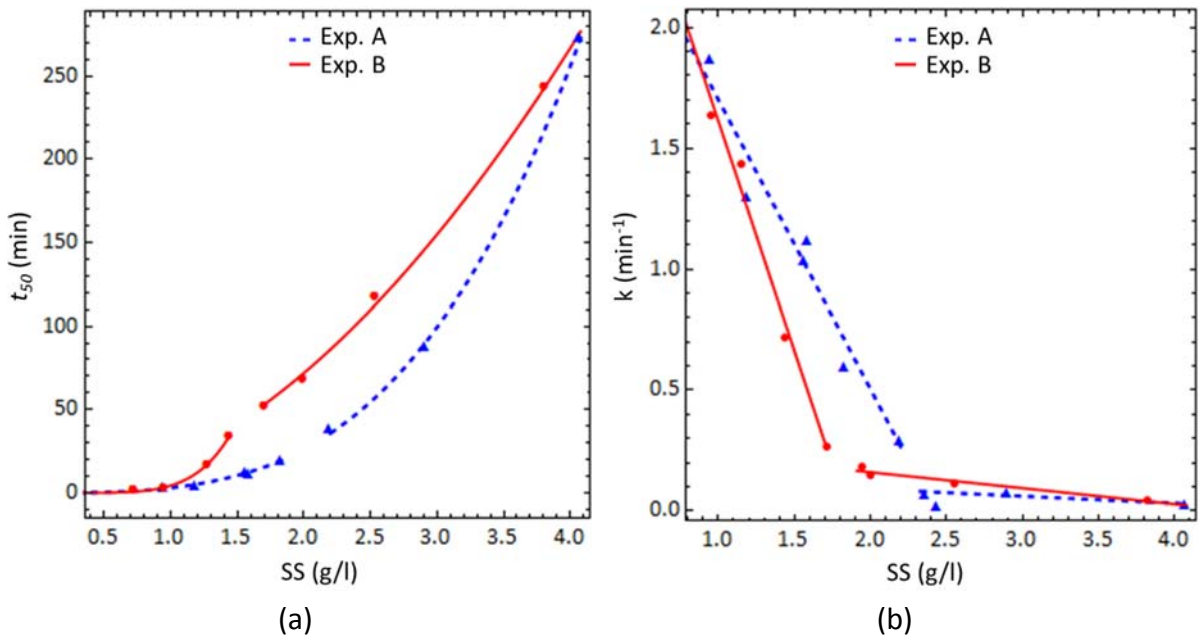


Figura 6.21. Comparación de los parámetros  $k$  y  $t_{50}$  del modelo de velocidad de sedimentación logístico para las experiencias A y B. (a)  $t_{50}(SS)$ . (b)  $k(SS)$ .

En la Figura 6.21a se muestra que para todo el rango estudiado de SS, la dilución al 75% del sobrenadante conduce a un aumento del tiempo de retardo ( $t_{50}$ ), lo cual supone que el proceso

de aceleración de los fangos se produce más tarde. Este resultado es compatible con los resultados obtenidos en la Figura 6.19b.

En la Figura 6.21b se representa el parámetro  $k$  en función de la concentración de los SS para las experiencias A y B. Si calculamos la aceleración máxima que alcanzan los fangos ( $a_{max}$ ) como  $k \cdot (V_f - V_i)/4$ , se obtiene que  $a_{max}$  sigue la misma tendencia que  $k$  respecto de los SS. Por lo tanto,  $k$  y  $a_{max}$  son menores en la experiencia B que en la experiencia A en el tramo 1 y mayores en la experiencia B en el tramo 2.

El parámetro  $k$  está relacionado con la fase de aceleración de los fangos. Cuanto mayor es el valor de  $k$ , mayor es la aceleración máxima que alcanzan los fangos y menor es el tiempo durante el cual se están acelerando y posteriormente frenando los fangos. En el tramo 1, el fango con la dilución al 75% se acelera más tarde que el fango con el sobrenadante original. Además, el proceso de aceleración y frenado de los fangos dura más tiempo y se alcanza una aceleración máxima menor que en la experiencia A. En el tramo 2 los fangos siguen acelerándose más tarde en la experiencia B, pero en este caso la aceleración es más intensa que en la experiencia A, ya que dura menos tiempo y se alcanza una aceleración máxima mayor.

Finalmente podemos destacar que en todos los parámetros del modelo logístico se observa una discontinuidad en  $SS_c$ . El valor de  $SS_c$  también depende de la composición del sobrenadante, siendo  $SS_c$  mayor para el fango con el sobrenadante original de la depuradora (experiencia A).

## **6.5 RELACIÓN ENTRE EL MODELO LOGÍSTICO DE LA VELOCIDAD DE SEDIMENTACIÓN ZONAL Y EL MODELO DE RICHARDSON Y ZAKI**

En este apartado se relaciona el modelo logístico de la velocidad de sedimentación zonal con el modelo de Richardson y Zaki, y se propone una posible explicación para describir el proceso de aceleración de los fangos.

El modelo logístico de la velocidad de sedimentación zonal es un modelo empírico que nos ha permitido describir el proceso de aceleración de los fangos, y su relación con la composición del sobrenadante y la concentración de los SS del fango.

Se ha aplicado el modelo de Richardson y Zaki utilizando las velocidades de sedimentación obtenidas en los ensayos de sedimentación en las etapas de sedimentación zonal inicial y final (Apdo. 5.1). El modelo, además de describir la relación entre la velocidad de sedimentación y los SS, nos ha proporcionado las características medias de los flóculos después del periodo de mezcla rápida inicial y después del proceso de aceleración de los fangos. También nos ha permitido calcular el valor de  $SS_c$  y nos ha sugerido una explicación razonable del cambio producido en las propiedades de los flóculos en la etapa inicial para concentraciones de SS superiores a  $SS_c$ .

Los parámetros  $V_i$  y  $V_f$  del modelo logístico representan la velocidad de sedimentación zonal en las etapas con velocidad constante inicial y final respectivamente. Aplicando el modelo de Richardson y Zaki considerando la velocidad de sedimentación zonal inicial y final de cada ensayo (Apdo. 4.2.3) obtenemos  $V_i(SS)$  y  $V_f(SS)$  como:

$$V_i = \begin{cases} V_{0i1} \left(1 - \frac{j_{i1} SS}{\rho_s}\right)^{5.0} & SS < SS_c \\ V_{0i2} \left(1 - \frac{j_{i2} SS}{\rho_s}\right)^{5.0} & SS \geq SS_c \end{cases} \quad (a)$$

$$V_f = \begin{cases} V_{0f1} \left(1 - \frac{j_{f1} SS}{\rho_s}\right)^{5.0} & SS < SS_c \\ V_{0f2} \left(1 - \frac{j_{f2} SS}{\rho_s}\right)^{5.0} & SS \geq SS_c \end{cases} \quad (b)$$

Ec. 6.34

$$V_0 = \frac{g}{18\mu} \frac{(\rho_s - \rho) d_f^2}{j(1 + 0.15Re^{0.687})} \quad (c)$$

$$SS_c = \frac{\rho_s}{2j_{i1} - j_p} \quad (d)$$

En la Ec. 6.34 los subíndices  $i1$ ,  $i2$ ,  $f1$ , y  $f2$  se refieren a las zonas descritas en la Figura 5.2. Las velocidades  $V_{0i1}$ ,  $V_{0i2}$ ,  $V_{0f1}$ ,  $V_{0f2}$  se calculan para cada zona mediante la Ec. 6.34c y utilizando la definición de  $Re$  (Ec. 1.35).

El modelo de Richardson y Zaki utilizado de este modo tiene la ventaja de poder calcular el valor de  $SS_c$  donde se produce la variación brusca de  $V_f$ . Además, permite describir la velocidad de sedimentación zonal en función de la concentración de  $SS$  en las cuatro zonas de sedimentación utilizando 8 parámetros. Todos los modelos empíricos estudiados en el apartado 4.2.3 precisan del mismo número de parámetros.

Por otro lado, la aplicación independiente del modelo de Richardson y Zaki en cada ensayo de sedimentación utilizando la información proporcionada por la zona de transición, nos ha proporcionado información más detallada sobre las características de los flóculos en función de la concentración de los  $SS$  en la etapa de sedimentación zonal final (Apdo. 5.3).

Podemos utilizar la Ec. 5.28 para calcular la velocidad de sedimentación zonal final ( $V_f$ ) en función de la concentración de  $SS$  en las zonas  $f1$  y  $f2$  (Ec. 6.35).

$$V_f = \begin{cases} V_{0f1} \left( 1 - \frac{j_{01}}{\rho_s} SS e^{-k_{j1} SS} \right)^{nRZ} & SS < SS_c \\ V_{0f2} \left( 1 - \frac{j_{02}}{\rho_s} SS e^{-k_{j2} SS} \right)^{nRZ} & SS \geq SS_c \end{cases} \quad (a)$$

$$\begin{cases} V_{0f} = \frac{g(\rho_s - \rho)}{18\mu} \frac{(d_{f0} - k_f SS)^2 e^{k_f SS}}{j_1 (1 + 0.15 Re^{0.687})} & (b) \\ \frac{5.09 - nRZ}{nRZ - 2.73} = 0.104 Re^{0.877} & (c) \end{cases} \quad \text{Si } Re < 500 \quad \text{Ec. 6.35}$$

$$Re = \frac{\rho V_{0f} (d_{f0} - k_f SS)}{\mu} \quad (d)$$



Los subíndices 1 y 2 de los parámetros corresponden a las zonas f1 y f2 respectivamente. Las velocidades  $V_{of1}$  y  $V_{of2}$  se calculan para cada zona mediante las Ec. 6.35(b, c y d).

El modelo se puede combinar con la Ec. 6.34(a y c) para describir la velocidad de sedimentación zonal inicial ( $V_i$ ) y con la Ec. 6.34d para calcular  $SS_c$ .

El modelo anterior tiene la ventaja de poder describir la transición de  $V_f$  de la zona f1 a la zona f2 sin tener que recurrir a una discontinuidad con un salto brusco de  $V_f$  en  $SS_c$ . Además, el modelo permite describir las características de los flóculos que se obtienen después del proceso de aceleración de los fangos. Sin embargo, el modelo es más complejo al tener que calcular  $nRZ$  en función del número de Reynolds y precisar de dos parámetros adicionales.

En la Figura 6.22 se muestran los resultados de los modelos de Richardson y Zaki utilizados para calcular los parámetros  $V_i$  y  $V_f$  en función de la concentración de los SS.

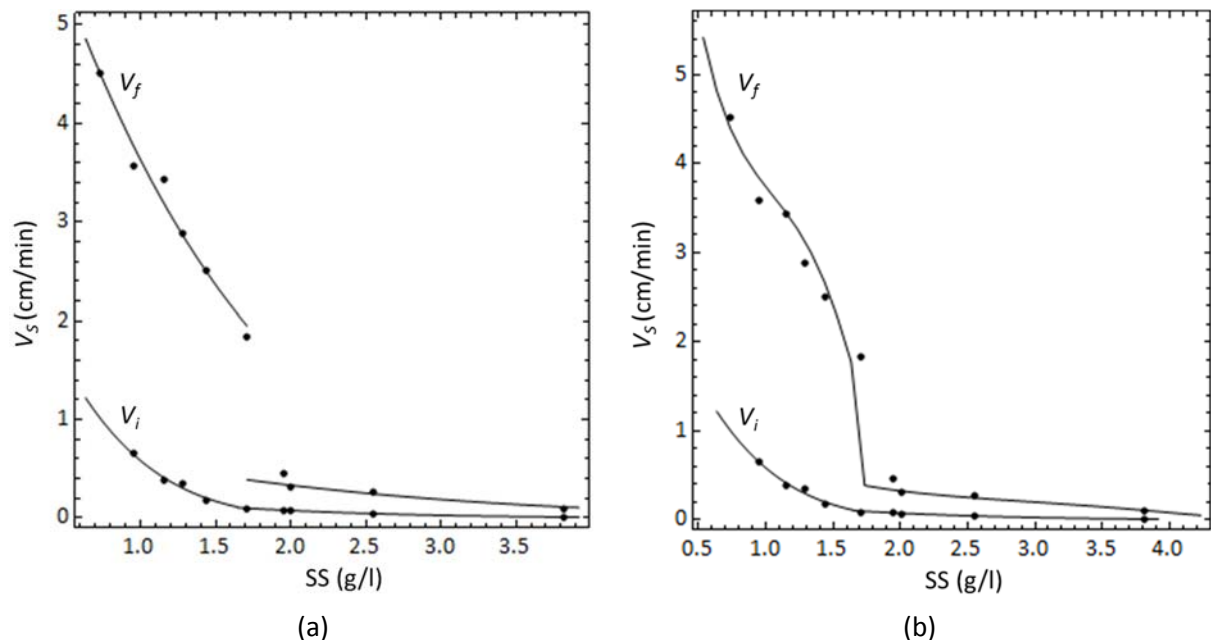


Figura 6.22. Velocidad de sedimentación zonal inicial y final según el modelo de Richardson y Zaki para la experiencia B (a) Aplicación del modelo con los datos de  $V_f(SS)$  obtenidos en la etapa de sedimentación zonal final de cada ensayo (b)  $V_f(SS)$  aplicando el modelo en la etapa de transición de cada ensayo de sedimentación.

El parámetro  $k$  del modelo logístico está relacionado con la fase de aceleración de los fangos. Cuanto mayor es el valor de  $k$ , mayor es la aceleración máxima que alcanzan los fangos y menor es el tiempo de aceleración y frenado de los fangos.

En la Figura 6.23 se muestra que existe una relación lineal entre el parámetro  $k$  y la velocidad de sedimentación terminal de los flóculos ( $V_0$ ) en la etapa con velocidad de sedimentación zonal final para la experiencia B (Ec. 6.36).  $V_0$  se ha calculado aplicando el modelo de Richardson y Zaki en cada ensayo de sedimentación, utilizando los datos de  $V_s(SS)$  obtenidos en la zona de transición (Apdo. 5.3).

$$V_0 = V_{00} + b_k k$$

Ec. 6.36

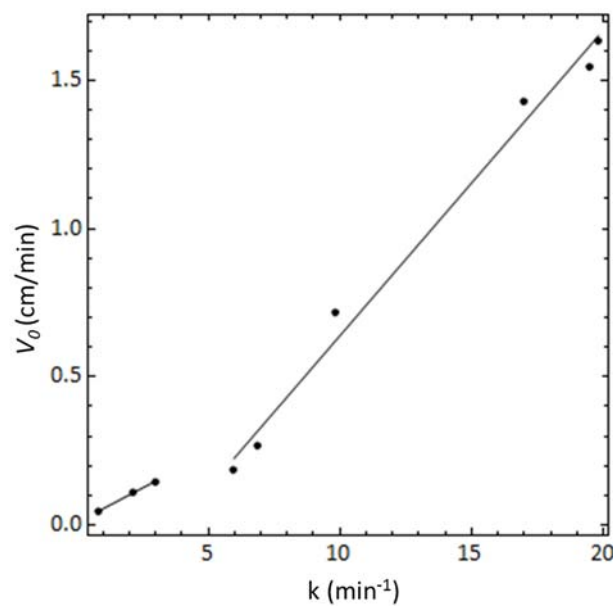


Figura 6.23. Relación entre la velocidad de sedimentación terminal de los flóculos ( $V_0$ ) y el parámetro  $k$  del modelo logístico en la etapa de sedimentación zonal final para la experiencia B.

En la Tabla 6.6 se muestran los resultados obtenidos en el ajuste lineal realizado de la velocidad de sedimentación terminal final de los flóculos ( $V_0$ ) en función del parámetro  $k$  del modelo logístico.

$V_0 = V_{00} + b_k k$							
Exp.	SS	$V_{00}$ (cm/min)	$\epsilon_{V00}$ (cm/min)	$b_k$ (cm)	$\epsilon_{bk}$ (cm)	$r^2$	SCR/N
B	$SS < SS_c$	-0.39	0.08	0.103	0.005	0.9891	0.0039
	$SS > SS_c$	0.008	0.004	0.047	0.002	0.9986	$2.5 \cdot 10^{-6}$

Tabla 6.6. Resultados del ajuste lineal de la velocidad de sedimentación terminal de los flóculos en la etapa de sedimentación zonal final ( $V_0$ ) en función del parámetro  $k$  para la experiencia B.

El p-valor obtenido para el parámetro  $V_{00}$  en el ajuste lineal realizado en el tramo 2 ( $SS > SS_c$ ) es de 0.3. Esto significa que estadísticamente este parámetro puede valer cero, por lo que en el tramo 2 la relación entre  $V_0$  y  $k$  sería de la forma  $V_0 = b_k k$ .

Los resultados obtenidos en los ajustes indican que existe una relación lineal entre  $V_0$  y  $k$ , ya que se ha obtenido un coeficiente de correlación elevado ( $r^2 > 0.98$ ). Esto supone que cuanto más intenso es el proceso de aceleración, mayor es la velocidad de sedimentación terminal de los flóculos en la etapa con velocidad de sedimentación zonal final. Esta relación nos establece un nexo entre el proceso de aceleración de los fangos descrito por el modelo logístico y las características de los flóculos después del proceso de aceleración obtenidas mediante el modelo de Richardson y Zaki. Posteriormente se justificará esta relación a partir de la descripción del proceso de fragmentación y aceleración de los flóculos.

El tiempo de retardo ( $t_{50}$ ) del modelo logístico de la velocidad de sedimentación es el instante en el que se alcanza la aceleración máxima de los fangos. Al aumentar la concentración de SS de los fangos aumenta el valor de  $t_{50}$ , lo cual supone que el proceso de desestabilización y aceleración de los fangos se produce más tarde.

El parámetro  $t_{50}$  está relacionado con el modelo de Richardson y Zaki mediante la velocidad de sedimentación zonal inicial ( $V_i$ ). En la Figura 6.24 se muestra la relación lineal entre el parámetro  $t_{50}$  y  $V_i$  (Ec. 6.37), y en la Tabla 6.7 se presentan los resultados obtenidos en los ajustes lineales realizados.

$$t_{50} = t_{500} - b_{t50} V_i$$

Ec. 6.37

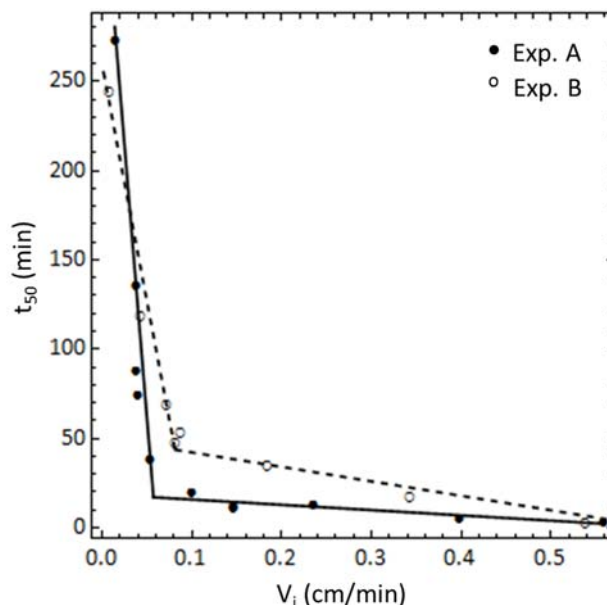


Figura 6.24. Relación entre el parámetro  $t_{50}$  del modelo logístico y la velocidad de sedimentación zonal inicial ( $V_i$ ) para las experiencias A y B.

$t_{50} = t_{500} - b_{t50} V_i$							
Exp.	SS	$t_{500}$ (min)	$\epsilon_{t500}$ (min)	$b_{t50}$ (min <sup>2</sup> /cm)	$\epsilon_{bt50}$ (min <sup>2</sup> /cm)	$r^2$	SCR/N
A	$SS < SS_c$	20	3	32	8	0.8563	5.047
	$SS > SS_c$	370	40	6100	900	0.9513	1489
B	$SS < SS_c$	50	5	81	12	0.9426	89.65
	$SS > SS_c$	260	20	2700	300	0.9700	694.5

Tabla 6.7. Resultados del ajuste lineal del parámetro  $t_{50}$  en función de la velocidad de sedimentación zonal inicial ( $V_i$ ) para las experiencias A y B.

Los resultados obtenidos en los ajustes nos confirman que existe una relación lineal entre el parámetro  $t_{50}$  y  $V_i$ , ya que se han obtenido coeficientes de correlación elevados ( $r^2 > 0.86$ ). La relación lineal entre el parámetro  $t_{50}$  y  $V_i$ , nos indica que el instante en el que se alcanza la aceleración máxima de los fangos aumenta al disminuir la velocidad de sedimentación zonal inicial. Además, la relación empírica obtenida nos sugiere que el proceso de aceleración de los

fangos se produce aunque la velocidad de sedimentación inicial sea nula. Esto implica, que aunque la velocidad de sedimentación inicial juega un papel importante en el proceso de aceleración, existen otros procesos que originan el proceso de aceleración de los fangos.

Podemos interpretar la relación entre el parámetro  $t_{50}$  y la velocidad de sedimentación zonal inicial, considerando que la fase de aceleración de los fangos se origina por la fragmentación de los flóculos generados tras la fase de agitación rápida inicial. Vamos a describir con más detalle las causas que pueden originar este proceso de fragmentación del fango.

Tras la fase de agitación rápida inicial, se produce un breve periodo de inducción donde el efecto combinado de la disipación de la turbulencia y el inicio de la sedimentación de los fangos provoca la agregación de los flóculos. El proceso de floculación inicial se ve favorecido por el aumento de las colisiones efectivas entre los flóculos al disiparse la velocidad de agitación de los fangos, y por la composición del sobrenadante, donde están presentes sales de Fe, Al y polímeros.

Como consecuencia de este proceso de floculación se generan flóculos porosos y de gran tamaño formados a partir de los flóculos primarios del proceso biológico. Experimentalmente se observa en algunos ensayos de sedimentación que después del proceso de inducción inicial aparecen flóculos de gran tamaño y que aumenta la porosidad del fango.

Podemos suponer que los flóculos formados son poco resistentes debido a que las uniones formadas entre los flóculos primarios son débiles e inestables. Prueba de esto, es el efecto de memoria descrito por Chen et al. (1996) que se observa en los ensayos de sedimentación. Debido a este efecto de memoria, no se pueden reproducir los resultados de los ensayos de sedimentación realizados con un mismo fango, si los fangos se han compactado en un proceso de sedimentación previo. De este modo, el resultado de los ensayos viene condicionado por los flóculos generados al compactarse los fangos. Sin embargo, un proceso de agitación inicial rompe con facilidad los enlaces generados entre los flóculos, volviendo a la estructura inicial de los flóculos y eliminando de este modo el efecto de memoria de los fangos.

Podemos suponer que existen dos procesos que originan la rotura de los enlaces entre los flóculos primarios durante la etapa de sedimentación zonal inicial. Existirá un proceso físico debido al flujo de agua a través de los flóculos y un proceso químico debido a la inestabilidad de los enlaces entre los flóculos primarios.

Una vez finalizado el periodo de inducción, los fangos activados inician el proceso de sedimentación con una velocidad de sedimentación zonal inicial constante  $V_i$  que depende de la concentración de los SS de los fangos.

Durante el proceso de sedimentación, existe un flujo de agua a través de los poros de los flóculos que puede ir provocando la rotura de los enlaces entre los flóculos primarios. Si tenemos en cuenta que los enlaces entre los flóculos primarios son débiles, las roturas de los enlaces se iniciarán en las zonas donde la porosidad es mayor, ya que en estas zonas el flujo de agua es más grande. La rotura de los enlaces en las zonas más porosas incrementa la porosidad de estas zonas, aumentando el flujo de agua e incrementando el proceso de fragmentación del flóculo. El proceso físico de rotura de los flóculos será más importante cuanto mayor sea la velocidad de sedimentación inicial de los fangos y será el mecanismo dominante para concentraciones bajas de SS. Este proceso físico de rotura viene descrito por la relación lineal entre  $t_{50}$  y  $V_i$ .

También podemos suponer que se puede producir la fragmentación de los flóculos debido a la inestabilidad de los enlaces entre los flóculos primarios. Esta hipótesis es compatible con la relación lineal entre  $t_{50}$  y  $V_i$ , la cual nos sugiere que se sigue produciendo la fragmentación del fango ( $t_{50} > 0$ ) cuando la velocidad de sedimentación inicial de los fangos es cero. El proceso químico de rotura de los enlaces predominará sobre todo en los ensayos con mayor concentración de SS donde la velocidad de sedimentación inicial de los fangos es muy baja.

Otro aspecto que respalda la hipótesis de la existencia de un mecanismo químico de rotura de los enlaces entre los flóculos primarios, es la dependencia con la composición del

sobrenadante de los parámetros  $t_{500}$  y  $b_{t50}$  que relacionan linealmente  $t_{50}$  con  $V_i$ . (Tabla 6.7). El parámetro  $t_{500}$  está directamente relacionado con la fragmentación del flóculo por la rotura química de los enlaces, mientras que el parámetro  $b_{t50}$  relaciona la rotura de los enlaces con el flujo de agua a través del flóculo originado por  $V_i$ .

Es complicado conocer con exactitud los mecanismos físico-químicos que pueden originar la rotura de los enlaces con el tiempo, debido a que se desconoce la composición química del sobrenadante. La presencia en el sobrenadante de gran variedad de compuestos sintéticos, polímeros aniónicos y catiónicos, sales de Fe y Al, y de gran variedad de iones, puede conducir a la formación de enlaces débiles entre los flóculos.

En la bibliografía se han descrito algunos mecanismos que podrían ser importantes en los fangos de la depuradora de Ford. En el apartado 1.6.3 se ha comentado la importancia de los mecanismos de depleción originados por polímeros no adsorbidos en la formación y colapso de geles débiles en suspensiones coloidales. Estos mecanismos de depleción podrían ser importantes si tenemos en cuenta la existencia de gran cantidad de partículas primarias y de flóculos de pequeño tamaño en el fango, junto con los polímeros no adsorbidos procedentes del tratamiento físico-químico y del proceso productivo.

También pueden existir procesos de sinéresis en los flóculos primarios, de modo que la contracción de los flóculos originada al expulsar el agua de su interior, favorezca la rotura de los enlaces entre los flóculos. Estos mecanismos de sinéresis son acelerados mediante la aplicación de fuerzas cortantes. Usher et al. (2009) consideran que los mecanismos de sinéresis pueden ser inducidos por las fuerzas cortantes originadas por el flujo de agua a través de los flóculos.

Los procesos de rotura de los enlaces entre los flóculos primarios debido a la combinación de los mecanismos físicos y químicos descritos anteriormente, originarán la fragmentación y rotura de los flóculos. A medida que se vayan fragmentando los flóculos se producirá un proceso de floculación que originará la aceleración de los fangos. Llegará un momento en el

que se alcanzará de nuevo un equilibrio en la estructura de los flóculos, originando la etapa con velocidad de sedimentación zonal constante final.

Los resultados obtenidos de las características de los flóculos en la etapa de sedimentación final después del proceso de aceleración y frenado de los fangos, son compatibles con los mecanismos de fragmentación y formación de los flóculos descritos anteriormente. El modelo de Richardson y Zaki nos indica que el tamaño y la porosidad de los flóculos disminuyen al aumentar la concentración de los SS.

Para concentraciones bajas de SS predominará el proceso físico de rotura de los flóculos debido a que la velocidad de sedimentación inicial es elevada. La fragmentación del flóculo se producirá en unos pocos puntos donde inicialmente se encuentran los poros de mayor tamaño del flóculo, generando fragmentos grandes de los flóculos. Además, al ser mayor la velocidad de sedimentación inicial se producirá un mayor número de colisiones y uniones entre los flóculos. La agregación de los flóculos generará finalmente flóculos porosos y de gran tamaño. El proceso de fragmentación y floculación será rápido, lo cual conducirá a que la aceleración de los fangos se inicie pronto ( $t_{50}$  bajo) y a que el periodo de aceleración y frenado de los fangos sea corto e intenso ( $k$  alto). La formación de grandes flóculos conducirá a que su velocidad de sedimentación terminal sea elevada ( $V_0$  alto).

A medida que aumenta la concentración de los SS cada vez será menor la velocidad de sedimentación de los fangos, por lo que será cada vez menos importante el proceso físico de rotura de los flóculos y más importante el proceso más lento de rotura química de los enlaces entre los flóculos primarios. El proceso de rotura de los enlaces entre los flóculos primarios será más homogéneo. Para concentraciones elevadas de SS, la fragmentación del flóculo se producirá por muchos puntos, originando fragmentos de pequeño tamaño. Además, el proceso de floculación será más lento y se generarán menos colisiones entre los flóculos debido a la menor velocidad de sedimentación de los fangos. La agregación de los flóculos generará finalmente flóculos de pequeño tamaño y flóculos más compactos. El proceso de fragmentación y floculación será lento, lo cual conducirá a que la aceleración de los fangos se



inicie cada vez más tarde ( $t_{50}$  alto) y a que el proceso sea más largo, alcanzándose una aceleración máxima cada vez más reducida ( $k$  bajo). La formación de pequeños flóculos conducirá a que su velocidad de sedimentación terminal sea pequeña ( $V_0$  bajo).

Los procesos de fragmentación de los flóculos y posterior floculación durante el proceso de aceleración y frenado de los fangos también dependen de la composición del sobrenadante. En la experiencia B donde se diluye el sobrenadante, se obtienen para concentraciones bajas de SS, flóculos más grandes y con mayor contenido en sólidos. Sin embargo, el descenso de  $d_f$  y  $j$  al aumentar la concentración de los SS es mayor en la experiencia B.



## ***CONCLUSIONES Y DESARROLLOS FUTUROS***

---

*“Todo concluye, pero nada perece”*

*Séneca*



## 7 CONCLUSIONES Y DESARROLLOS FUTUROS

### 7.1 CONCLUSIONES

En este apartado vamos a destacar las principales conclusiones que se derivan del trabajo de investigación realizado.

A partir de los ensayos de sedimentación realizados se pueden destacar las siguientes observaciones experimentales:

- En los ensayos de sedimentación existen dos etapas de sedimentación zonal con velocidad de sedimentación constante ( $V_i$ ,  $V_f$ ) y una etapa intermedia donde se aceleran los fangos. Existen antecedentes de fangos con un proceso previo de coagulación-floculación que presentan el mismo comportamiento.
- La etapa de sedimentación zonal inicial no es debida a un periodo de inducción originado por la disipación de la elevada turbulencia que se genera durante la agitación previa del fango.
  - En los ensayos de sedimentación se observa un periodo de inducción inicial que dura como mucho entre uno y dos minutos.
  - El proceso de inducción suele durar poco tiempo y en algunos ensayos el proceso de aceleración se inicia después de varias horas de estar sedimentando los fangos con velocidad constante.
- Al representar gráficamente la velocidad de sedimentación zonal final en función de la concentración de SS, se observa que existe una concentración de SS denominada concentración de SS crítica ( $SS_c$ ), donde se produce un descenso brusco de la velocidad de sedimentación final. El incremento relativo de velocidad ( $V_f/V_i$ ) es mucho mayor para  $SS < SS_c$  que para  $SS > SS_c$ .
- El momento en el que se produce la aceleración de los fangos aumenta con la concentración de los SS de los fangos.

En relación con las características y la sedimentabilidad de los fangos estudiados, podemos destacar los siguientes resultados experimentales:

- La densidad del fango seco y de los flóculos es superior a los valores típicos descritos en la bibliografía para fangos activados de depuradoras urbanas. Esto es debido a que los flóculos del proceso biológico adsorben los precipitados, partículas coloidales inertes, restos de coagulante y polímeros que escapan del proceso físico-químico previo.
- La aplicación de técnicas de análisis de imágenes de los fangos, obtenidas con el microscopio, permiten determinar las características morfológicas y el tamaño de las partículas primarias y de los flóculos.
- Los flóculos de los fangos activados estudiados tienen una estructura típica de “punta de alfiler”. Se caracterizan por ser flóculos de pequeño tamaño y con una deficiente macroestructura por la escasa presencia de filamentosas. También son flóculos débiles que se rompen con facilidad con una baja turbulencia.
- La sedimentabilidad del fango se puede clasificar entre pobre y muy pobre. El mejor índice para describir la sedimentabilidad del fango de la depuradora es el *IVFD*.

Para modelizar la velocidad de sedimentación zonal inicial ( $V_i$ ) y final ( $V_f$ ) en función de la concentración de SS:

- Se deben considerar dos intervalos en el ajuste de los modelos de  $V_i$  y  $V_f$  respecto de la concentración de SS debido a la discontinuidad aparente que presenta la velocidad de sedimentación zonal final.
- Desde el punto de vista estadístico, el mejor modelo para describir la velocidad de sedimentación zonal inicial y final en función de la concentración de los SS es el modelo de Richardson y Zaki, seguido por el modelo exponencial.

El modelo de Richardson y Zaki se puede aplicar para modelizar la velocidad de sedimentación zonal inicial y final, considerando las velocidades de sedimentación obtenidas

experimentalmente en los ensayos de sedimentación en estas etapas. Aplicando el modelo de este modo se pueden destacar las siguientes conclusiones:

- El modelo permite clasificar cuatro zonas para estudiar la velocidad de sedimentación zonal en función de la concentración de SS, según sea la concentración de SS mayor o menor que  $SS_c$  (intervalo 1 o 2), o según nos encontremos en la etapa de velocidad de sedimentación constante inicial o final.
- Se puede simplificar el modelo considerando un valor del exponente  $n_{RZ}$  igual a 5.0 en las cuatro zonas de estudio.
- El modelo proporciona las características medias de los flóculos (diámetro equivalente, densidad y porosidad de los flóculos) en las cuatro zonas estudiadas. También permite describir y cuantificar los cambios producidos en las características de los flóculos después del proceso de aceleración de los fangos. Las características estimadas para los flóculos son compatibles con los valores determinados experimentalmente encontrados en la bibliografía.
- El modelo no puede explicar que en los ensayos con concentraciones de SS menores que  $SS_c$  y después del proceso de aceleración, se observen experimentalmente flóculos de varios milímetros de tamaño.
- El modelo permite calcular el valor de  $SS_c$  y sugiere una explicación del cambio producido en las propiedades de los flóculos en la etapa inicial para concentraciones de SS superiores a  $SS_c$ .
  - $SS_c$  corresponde a la concentración de SS donde los flóculos en la etapa de sedimentación zonal inicial, tienen una porosidad externa igual a la porosidad interna generada por los poros de mayor tamaño.
  - En esta situación, el flujo de agua por dentro y por fuera de los flóculos es equivalente, por lo que los flóculos se agregan después del proceso de mezcla rápida inicial formando flóculos con características diferentes.

Se pueden introducir modificaciones en el modelo de Richardson y Zaki para tener en cuenta que los flóculos son permeables, tienen estructura fractal y no son esféricos. Los resultados obtenidos al aplicar estas modificaciones han sido los siguientes:

- El modelo permite estimar la dimensión fractal de los flóculos a partir de los ensayos de sedimentación y de las características de los flóculos primarios de la EDAR.
  - Los flóculos obtenidos después del proceso de mezcla rápida inicial tienen una dimensión fractal menor que los flóculos primarios.
  - Se obtienen flóculos más compactos y con mayor dimensión fractal después del proceso de aceleración de los fangos.
- Los modelos de Brinkman y de Happel permiten obtener la permeabilidad de los flóculos para calcular junto con el modelo de Richardson y Zaki, el efecto del flujo de agua a través de los flóculos.
  - El efecto calculado de la permeabilidad de los flóculos en la velocidad de sedimentación es pequeño.
  - Los resultados obtenidos para la permeabilidad de los flóculos y para el factor  $\Gamma$ , son compatibles con los resultados experimentales encontrados en la bibliografía.
- Se puede calcular el efecto de la esfericidad de los flóculos utilizando la fórmula propuesta por Haider y Levenspiel (1989) para obtener  $C_D$  en el cálculo de  $V_0$  del modelo de Richardson y Zaki.
  - Los resultados obtenidos muestran que la esfericidad de los flóculos afecta sobre todo al cálculo de su diámetro.
  - El diámetro de los flóculos aumenta considerablemente para esfericidades bajas de los flóculos.
  - Para una esfericidad típica de los fangos activados de 0.8 el efecto en el cálculo del diámetro es poco importante.



La aplicación independiente del modelo de Richardson y Zaki en cada ensayo de sedimentación utilizando la información proporcionada por la zona de transición, aporta información más detallada sobre las características de los flóculos en la etapa de sedimentación zonal final.

Aplicando el modelo de este modo se pueden destacar los siguientes resultados:

- Las características de los flóculos dependen de la concentración de los SS como consecuencia del proceso de fragmentación y floculación que tiene lugar durante la fase de aceleración de los fangos.
- El diámetro de los flóculos decrece linealmente con la concentración de los SS, mientras que el índice volumétrico del agregado disminuye de forma exponencial.
- El modelo predice la existencia de flóculos con un diámetro equivalente de varios milímetros. Estos resultados son compatibles con las observaciones realizadas en algunos ensayos, donde se aprecian flóculos de gran tamaño para concentraciones de SS menores que  $SS_c$ .
- El número medio de flóculos que se forman por unidad de masa después de la fase de aceleración de los fangos aumenta con la concentración de SS. Además, los flóculos formados son cada vez más pequeños, más densos y menos porosos.
- El modelo describe el descenso brusco de la velocidad de sedimentación zonal final en función de la concentración de los SS, sin tener que recurrir a una discontinuidad con un salto brusco de la velocidad en  $SS_c$ .
- La dimensión fractal de los flóculos aumenta con la concentración de SS hasta alcanzarse un valor máximo, produciéndose posteriormente un descenso brusco para concentraciones de SS próximas a  $SS_c$ .
- La evolución de la dimensión fractal permite eliminar las discontinuidades en el cálculo de la densidad y de la porosidad de los flóculos. El descenso rápido de la dimensión fractal conduce a una variación brusca en la densidad y porosidad de los flóculos.

Se puede describir la velocidad de sedimentación zonal y el proceso de aceleración de los fangos en función de la concentración de los SS y del tiempo mediante un modelo logístico. Se pueden destacar las siguientes conclusiones relacionadas con el modelo logístico:

- El modelo logístico de la velocidad de sedimentación zonal describe correctamente tanto las etapas con velocidad constante inicial y final, como el estado transitorio donde se aceleran los fangos en los ensayos de sedimentación.
- Los parámetros del modelo de sedimentación logístico ( $V_i$ ,  $V_f$ ,  $t_{50}$  y  $k$ ) dependen de la concentración de sólidos suspendidos y presentan una discontinuidad cuando  $SS = SS_c$ .
  - El tiempo de retardo ( $t_{50}$ ) es el instante en el que se produce el punto de inflexión en la velocidad de sedimentación y el máximo en la aceleración de sedimentación. Este parámetro nos da una medida de cuándo se produce la transición de  $V_i$  a  $V_f$ . El parámetro  $t_{50}$  crece de forma potencial con la concentración de sólidos suspendidos.
  - El parámetro  $k$  está relacionado con la aceleración máxima que alcanzan los fangos y con el tiempo que dura el proceso de aceleración. El parámetro  $k$  decrece linealmente con la concentración de los sólidos suspendidos.
- Al aumentar la concentración de SS la aceleración máxima de los fangos se alcanza en un tiempo cada vez mayor, es más pequeña y actúa durante un periodo de tiempo más largo. Del mismo modo, al aumentar la concentración de SS aumenta el tiempo en el que se produce la transición del estado inicial con velocidad de sedimentación constante  $V_i$  al estado final con velocidad constante  $V_f$ .

La composición del sobrenadante afecta a la velocidad de sedimentación zonal y al proceso de aceleración de los fangos. Para concentraciones de SS comprendidas entre 1.5 y 1.6 g/l podemos destacar los siguientes resultados experimentales:

- La adición de  $ClSO_4Fe$  aumenta la velocidad de sedimentación inicial ( $V_i$ ) y disminuye la velocidad de sedimentación final ( $V_f$ ). El efecto global supone un empeoramiento en la sedimentabilidad del fango.

- La adición del polímero Gardo TP 55 utilizado en el proceso físico-químico aumenta el instante ( $t_{50}$ ) en el que se produce la aceleración de los fangos y mantiene la velocidad de sedimentación inicial y final ( $V_i$  y  $V_f$ ). La adición del polímero también empeora la sedimentabilidad del fango.
- La velocidad de sedimentación final ( $V_f$ ) disminuye ligeramente al diluir el sobrenadante hasta el 64 % y aumenta rápidamente para diluciones superiores del sobrenadante. La velocidad de sedimentación inicial ( $V_i$ ) se ve poco afectada por la dilución del sobrenadante.
- El instante en el que se alcanza la aceleración máxima del fango ( $t_{50}$ ), aumenta con la dilución del sobrenadante hasta alcanzarse un valor máximo situado alrededor de una dilución del 48 %. A partir de este punto se produce un descenso rápido en el valor de  $t_{50}$ .

Los ensayos de sedimentación realizados en la experiencia A donde se utiliza el sobrenadante original y en la experiencia B donde se diluye el sobrenadante al 75 %, permiten estudiar el efecto conjunto de la composición del sobrenadante y de la concentración de SS en la velocidad de sedimentación de los fangos.

- Para concentraciones de SS menores que  $SS_c$ , el fango con la dilución al 75% se acelera más tarde que el fango con el sobrenadante original. Además, el proceso de aceleración de los fangos dura más tiempo y se alcanza una aceleración máxima menor. Para concentraciones de SS mayores que  $SS_c$ , los fangos siguen acelerándose más tarde en la experiencia B, pero en este caso la aceleración es más intensa, ya que dura menos tiempo y se alcanza una aceleración máxima mayor.
- El valor de  $SS_c$  depende de la composición del sobrenadante, siendo  $SS_c$  mayor para el fango con el sobrenadante original de la depuradora.

El modelo logístico de la velocidad de sedimentación está relacionado con el modelo de Richardson y Zaki, pudiéndose concluir que:

- La velocidad de sedimentación terminal de los flóculos calculada mediante el modelo de Richardson y Zaki está relacionada linealmente con el parámetro  $k$  del modelo logístico.
- El modelo de Richardson y Zaki permite calcular la velocidad de sedimentación inicial y final en función de la concentración de SS y elimina la discontinuidad aparente en  $V_f$ .
- El modelo de Richardson y Zaki permite calcular la concentración de SS ( $SS_c$ ) donde se produce la discontinuidad en los parámetros del modelo logístico.
- El parámetro  $t_{50}$  está relacionado linealmente con la velocidad de sedimentación zonal inicial  $V_i$ . Esta relación empírica sugiere la existencia de un mecanismo físico-químico que origina la aceleración de los fangos como consecuencia de la fragmentación de los flóculos.
- El uso combinado del modelo de sedimentación logístico y del modelo de Richardson y Zaki permite explicar el proceso de aceleración de los fangos a partir de la fragmentación y posterior agregación de los flóculos.

## **7.2 DESARROLLOS FUTUROS**

El desarrollo de la presente tesis deja abiertas algunas cuestiones que pueden ser abordadas en nuevos trabajos de investigación. A continuación se describen los desarrollos futuros que se consideran más interesantes:

- Estudiar experimentalmente las características de los flóculos durante el proceso de sedimentación de los fangos. Para ello sería necesario estudiar el modo de obtener muestras de los flóculos de los fangos activados en los ensayos de sedimentación, sin modificar sus propiedades. Una vez realizado este paso, será posible medir experimentalmente la densidad de los flóculos, determinar su tamaño y porosidad mediante ensayos de sedimentación discreta y utilizando técnicas de análisis de imágenes.

- Profundizar en el estudio del efecto de la composición del sobrenadante en la sedimentabilidad de los fangos activados para poder realizar recomendaciones sobre el tipo de sales y polímeros que se deben utilizar en el proceso físico-químico previo. De este modo, se buscaría hacer compatible el buen funcionamiento del proceso físico-químico sin afectar negativamente a la sedimentabilidad de los fangos del proceso biológico.
- Plantear y contrastar experimentalmente un modelo teórico que describa la aceleración de los fangos activados a partir de los procesos de fragmentación y agregación de los flóculos. Para ello sería necesario combinar la ecuación de conservación de la cantidad de movimiento de los flóculos que están sedimentando, con un modelo que describa los mecanismos físico-químicos de fragmentación de los flóculos y el proceso de floculación de los mismos. Este modelo nos permitiría profundizar en el conocimiento de los mecanismos que tienen lugar en la sedimentación de los fangos activados en depuradoras de aguas residuales con un tratamiento físico - químico previo.



## **APÉNDICES**

---

*“Los ordenadores son inútiles. Sólo pueden darte respuestas”*

*Pablo Ruiz Picasso*





## 8 APÉNDICES

### 8.1 CÁLCULO DE ERRORES

En este apartado se describen las reglas básicas que se han utilizado para calcular los errores de las medidas obtenidas experimentalmente y de los parámetros estimados en las regresiones lineales y no lineales realizadas.

El error en una medida 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 podemos hacer es asegurarnos que el error es lo más pequeño posible y estimar su valor.

Cuando se repite una misma medida varias veces la diferencia entre el valor de las medidas obtenidas nos indica 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. El error aleatorio de una variable se puede estimar a partir de la desviación típica de las medidas realizadas (Apdo. 8.1.1).

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 del 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 (Apdo. 8.1.3).

Se ha calculado el error experimental de una variable  $X$  como el valor máximo del error aleatorio y del error calculado a partir de la precisión de las medidas. La forma correcta de proporcionar el valor de una medida  $X$  es indicando el mejor valor estimado junto con su error:

$$\text{valor de } X = x \pm \epsilon_x \quad \text{Ec. 8.1}$$

donde  $x$  es el mejor valor estimado de  $X$ , y  $\epsilon_x$  su error definido como positivo. Se considera que es razonable confiar que el valor de  $X$  se encuentra entre  $x - \epsilon_x$  y  $x + \epsilon_x$ .

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

### 8.1.1 Cálculo de errores aleatorios

Si medimos  $N$  veces una variable  $X$  ( $x_1, x_2, \dots, x_n$ ), utilizando siempre el mismo método, y si nuestras 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  $x_{verd} + \sigma_x$ .

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

Ec. 8.2

$$\bar{x} = \frac{\sum_{i=1}^N x_i}{N}$$

siendo  $\sigma_x$  la desviación típica y  $\bar{x}$  la media de las medidas realizadas ( $x_i$ ).

La mejor estimación del valor verdadero de  $X$  es la media de las  $N$  medidas realizadas. La desviación típica de la media de  $X$  se calcula como:

$$\sigma_{\bar{x}} = \frac{\sigma_x}{\sqrt{N}} \quad \text{Ec. 8.3}$$

La desviación típica de la media es una buena medida del error (Taylor 1997), de modo que podemos decir:

$$\text{valor de } X = \bar{x} \pm \sigma_{\bar{x}} = \bar{x} \pm \epsilon_x \quad \text{Ec. 8.4}$$

Lo cual significa que esperamos que el 68% de cualquier medida de  $X$  se encuentre en el rango  $\bar{x} \pm \sigma_{\bar{x}}$ .

Podríamos caracterizar el error de forma diferente como:

$$\text{valor de } X = \bar{x} \pm 2\sigma_{\bar{x}} = \bar{x} \pm \epsilon_x \quad \text{Ec. 8.5}$$

En este caso esperamos que el 95% de cualquier medida de  $x$  se encuentre en el rango  $\bar{x} \pm 2\sigma_{\bar{x}}$ . La elección más común y la utilizada en este trabajo es considerar el error como la desviación típica considerando el intervalo de confianza del 68%.

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

### 8.1.2 Cálculo de errores de los parámetros de una regresión

Si realizamos una regresión lineal ( $y = a + b x$ ) a un conjunto de puntos medidos experimentalmente  $\{(x_1, y_1), (x_2, y_2), \dots, (x_n, y_n)\}$ , podemos determinar el error en las medidas de  $y$  ( $\epsilon_y$ ) y los errores de los parámetros  $a$  y  $b$  estimados ( $\epsilon_a$  y  $\epsilon_b$ ) como (Taylor 1997):

$$\epsilon_y = \sigma_y = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^N (y_i - a - b x_i)^2}{N - 2}}$$

$$\epsilon_a = \sigma_a = \sigma_y \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^N x_i^2}{N \sum_{i=1}^N x_i^2 - \left(\sum_{i=1}^N x_i\right)^2}}$$

Ec. 8.6

$$\epsilon_b = \sigma_b = \sigma_y \sqrt{\frac{N}{N \sum_{i=1}^N x_i^2 - \left(\sum_{i=1}^N x_i\right)^2}}$$

Del mismo modo se pueden calcular las desviaciones típicas de los parámetros en una regresión no lineal y por lo tanto sus errores.

### 8.1.3 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

$$q = f(x, \dots, y, z) \quad \text{Ec. 8.7}$$

, podemos obtener el error de  $q$  ( $\epsilon_q$ ) en función de los errores de las variables ( $\epsilon_x, \epsilon_y, \dots, \epsilon_z$ ) del siguiente modo (Rabinovich, 2005; Taylor, 1997):

$$\epsilon_q = \left| \frac{\partial f}{\partial x} \right| \epsilon_x + \dots + \left| \frac{\partial f}{\partial y} \right| \epsilon_y + \left| \frac{\partial f}{\partial z} \right| \epsilon_z \quad \text{Ec. 8.8}$$

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

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

$$\begin{aligned} \epsilon_q &= \sqrt{\left( \frac{\partial f}{\partial x} \epsilon_x \right)^2 + \dots + \left( \frac{\partial f}{\partial y} \epsilon_y \right)^2 + \left( \frac{\partial f}{\partial z} \epsilon_z \right)^2} \leq \\ &\leq \left| \frac{\partial f}{\partial x} \right| \epsilon_x + \dots + \left| \frac{\partial f}{\partial y} \right| \epsilon_y + \left| \frac{\partial f}{\partial z} \right| \epsilon_z \end{aligned} \quad \text{Ec. 8.9}$$

En este trabajo se ha utilizado la Ec. 8.9 para el cálculo de los errores de una medida indirecta.

## 8.2 REGRESIÓN NO LINEAL

### 8.2.1 Introducción a la regresión no lineal

Un modelo de regresión no lineal se puede escribir de la forma:

$$y_i = f(x_i, \beta) + e_i \quad \text{Ec. 8.10}$$

donde  $\beta$  es un vector formado por los parámetros del modelo y  $e$  es el vector de residuos con media 0 y varianza  $\sigma^2$ .

La regresión no lineal es más complicada que la regresión lineal dado que requiere un cálculo aproximado iterativo. Todos los métodos de regresión no lineal realizan los siguientes pasos (Motulsky y Christopoulos, 2003):

1. El método empieza con un valor inicial estimado para cada uno de los parámetros.
2. Se genera la curva definida por los valores iniciales de los parámetros.
3. Se calcula la suma del cuadrado de los residuos, o sea, la suma del cuadrado de las distancias verticales de los puntos a la curva  $f$ .
4. Se ajustan los parámetros para conseguir que la curva pase más cerca de los puntos, para ello existen diversos algoritmos.
5. Los cálculos finalizan cuando los ajustes no producen diferencias significativas en el valor de la suma del cuadrado de los residuos.
6. Se presentan los resultados del mejor ajuste obtenido. Los resultados obtenidos dependen de los valores iniciales obtenidos y del criterio utilizado para finalizar el cálculo iterativo.

El paso 4 es el más complejo de todos. Existen varios métodos para realizar el ajuste de los datos a un modelo no lineal: método del descenso de gradiente, Gauss-Newton, Levenberg-Marquardt, etc. El método del descenso de gradiente es un algoritmo que busca el mínimo de la suma del cuadrado de los residuos en la dirección del gradiente. El algoritmo de Gauss-Newton está basado en la minimización de la suma del cuadrado de los residuos, considerando un desarrollo de Taylor de primer orden de la función  $f$  alrededor del punto inicial  $\beta$ . El método de Levenberg-Marquardt incorpora al método de Gauss-Newton una técnica para resolver el problema asociado con la singularidad de la matriz  $J^T J$ , siendo  $J$  la matriz jacobiana.

En una regresión a un modelo no lineal se pueden obtener valores de los parámetros que son incorrectos cuando el algoritmo converge a un mínimo local, debido a esto se debe comprobar que los parámetros estimados tienen sentido. Si el valor de los parámetros no tiene sentido, se deben revisar los valores iniciales de los parámetros y el proceso de iteración del algoritmo.

Una vez se han obtenido valores de los parámetros razonables, se deben estudiar las desviaciones típicas aproximadas calculadas y los p-valores calculados para cada parámetro.

Fijado un nivel de significación  $\alpha$ , si el p-valor de un parámetro es mayor o igual que  $\alpha$ , se acepta la hipótesis de que el valor del parámetro es cero. Si se da este caso, el parámetro no es significativo y se puede simplificar el modelo eliminando el parámetro.

También se debe estudiar la matriz aproximada de correlaciones entre parámetros para ver si los parámetros están correlacionados. Una fuerte correlación entre parámetros indica que el modelo está sobreparametrizado, es decir, el modelo es demasiado complicado para el conjunto de datos que tenemos. En este caso debemos simplificar el modelo o transformar las variables y parámetros para reducir las correlaciones. En general, correlaciones en valor absoluto por encima de 0.99 deben ser estudiadas.

Se deben representar gráficamente los residuos frente a las variables del modelo para comprobar el comportamiento aleatorio de los residuos. También se debe verificar que los residuos siguen una distribución normal con media cero.

Los criterios utilizados para medir la bondad de la regresión no lineal y para poder comparar los modelos han sido:

- El coeficiente de correlación  $R^2$  generalizado para regresiones no lineales.
- La media del cuadrado de los residuos junto con la distribución de los residuos.

Se puede generalizar el coeficiente  $r^2$  utilizado en regresión lineal, definiendo el coeficiente  $R^2$  para regresión no lineal del siguiente modo (Motulsky y Christopoulos, 2003):

$$R^2 = 1 - \frac{SCR}{SCT} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N (y_i - f(x_i))^2}{\sum_{i=1}^N (y_i - \bar{y})^2} \quad \text{Ec. 8.11}$$

siendo  $N$  el número de puntos con coordenadas  $(x_i, y_i)$  y  $f(x)$  la función a la que ajustamos dichos puntos.

SCR es la suma del cuadrado de los residuos (distancias verticales de los puntos a la curva determinada por la regresión no lineal  $f(x)$ ) y SCT es la suma del cuadrado de las distancias verticales de los puntos a una línea horizontal que pasa por el valor medio de los  $y_i$ . Si la curva ajusta bien a los datos, SCR será más pequeño que SCT y  $R^2$  tendrá un valor entre 0 y 1. Si la curva se ajusta a los datos peor que una línea horizontal que pasa por el valor medio de los  $y_i$ , entonces SCR será mayor que SCT y  $R^2$  tendrá un valor negativo. Cuando  $R^2 = 1$  la curva pasa exactamente por todos los puntos.

No se puede utilizar el valor de  $R^2$  como único criterio para indicar cuando un ajuste no lineal es razonable (Motulsky y Christopoulos, 2003). Un valor elevado de  $R^2$  indica que la curva pasa cerca de los puntos, pero no nos da información sobre otros aspectos del ajuste. Así por ejemplo los parámetros obtenidos en el ajuste pueden tener un valor sin sentido o los intervalos de confianza pueden ser muy anchos.

Cuando se comparan modelos con diferente número de parámetros, el valor de  $R^2$  tiende a crecer al aumentar el número de parámetros del modelo. Para evitar este inconveniente se puede definir un coeficiente de determinación ajustado para penalizar los modelos con un mayor número de parámetros.

Para comparar varios modelos no lineales y determinar cuál de ellos es el que mejor se ajusta a los datos, hay que distinguir entre modelos anidados y modelos no anidados, (Douglas y Donald, 1988). Dos modelos están anidados si uno de ellos se puede obtener a partir de una simplificación del otro. Los modelos anidados no lineales se pueden comparar realizando el análisis de la varianza (ANOVA) como en la regresión lineal. Para modelos no anidados lo primero que hay que hacer es ver si existen razones científicas para decidir si un modelo es mejor que otro, ya que el objetivo es describir el comportamiento de los datos y no buscar el mejor ajuste a los datos. Si no existen razones de peso para decantarnos por un modelo, se pueden analizar los residuos de los modelos comparados. En general, el mejor modelo será



aquel que presente la menor media del cuadrado de los residuos y la distribución más aleatoria de los residuos.

La media de la suma del cuadrado de los residuos se puede calcular como:

$$\frac{SCR}{N} = \frac{1}{N} \sum_i (y_i - f(x_i))^2 \quad \text{Ec. 8.12}$$

siendo N el número de puntos con coordenadas  $(x_i, y_i)$  y  $f(x)$  la función a la que ajustamos dichos puntos.

Para estudiar la normalidad de los residuos en las regresiones no lineales se ha realizado el test de Kolmogoroff-Smirnoff y se ha utilizado un gráfico de probabilidad normal.

El test de Kolmogoroff-Smirnoff se utiliza para contrastar si un conjunto de datos siguen una distribución determinada. El programa Mathematica permite realizar directamente este test proporcionando como resultado un p-valor. Fijado un nivel de significación  $\alpha$ , por ejemplo 0.05, la regla de decisión para este contraste es la siguiente:

- Si el p-valor  $\geq \alpha \Rightarrow$  se acepta la hipótesis nula, es decir, los datos analizados siguen una distribución normal.
- Si el p-valor  $< \alpha \Rightarrow$  se rechaza la hipótesis nula, por lo tanto se acepta que los datos analizados no siguen una distribución normal.

El gráfico de probabilidad normal es una técnica gráfica que permite contrastar la normalidad de los residuos. En el gráfico se compara la frecuencia acumulada de los residuos con una recta que representa la frecuencia acumulada que deberían tener los residuos si tuvieran una distribución normal. Si la distribución de los residuos es normal los puntos deben encontrarse cerca de la línea recta representada en el gráfico. En la Figura 8.1 se muestra un ejemplo de una de las regresiones realizadas.

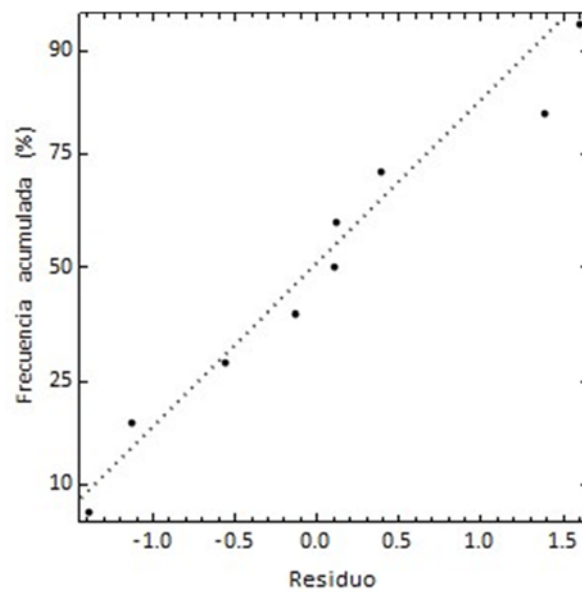


Figura 8.1. Ejemplo de gráfico de probabilidad normal de los residuos.

Para estudiar la aleatoriedad de los residuos se ha realizado un test de rachas. El contraste del número total de rachas, también denominado contraste de Wald-Wolfowitz, se utiliza para estudiar si una secuencia de valores que pueden tomar uno de dos resultados posibles es aleatoria.

Este contraste se puede utilizar para estudiar si los residuos de una regresión son aleatorios. Para ello se codifican los residuos con los valores + o – según sean positivos o negativos, se determina el número de residuos positivos ( $n_1$ ) y el número de residuos negativos ( $n_2$ ). También se determina el número total de rachas de los residuos ( $R$ ), siendo una racha una secuencia de residuos con el mismo signo. Así por ejemplo la secuencia + + - + - - + -, tendría 6 rachas.

El contraste de rachas permite determinar si el número observado de rachas de los  $n$  residuos ( $R$ ) es lo suficientemente grande o lo suficientemente pequeño como para poder rechazar la hipótesis de que los residuos son aleatorios e independientes. Cuando  $n_1$  y  $n_2$  son pequeños la región de aceptación, es decir el rango en el que debe de encontrarse  $R$  para considerarse que los residuos son aleatorios con un nivel de significación  $\alpha$  determinado, se obtiene en función del valor de  $n_1$  y  $n_2$  a partir de tablas (Wackerly et al., 2010).

## 8.2.2 Regresión no lineal con Mathematica

La herramienta utilizada para realizar las regresiones no lineales y otros cálculos matemáticos ha sido el programa Mathematica 10.0 de Wolfram Research.

Mathematica es una herramienta especializada en análisis numérico y cálculo simbólico que incorpora un potente lenguaje de programación. El programa dispone de una extensa colección de algoritmos aplicables al ámbito numérico, simbólico y gráfico. Mathematica permite trabajar con funciones matemáticas, manipular fórmulas, resolver ecuaciones, utilizar matrices, trabajar en algebra lineal, optimización, cálculo, estadística, matemática discreta, teoría de números, lógica, etc.

Mathematica dispone de otras ventajas: permite importar y exportar la información en múltiples formatos, selecciona y aplica automáticamente el algoritmo más adecuado para una determinada tarea y elimina los errores numéricos debidos a los redondeos.

Mathematica incluye todas las herramientas estadísticas necesarias para trabajar en regresión lineal y no lineal. El programa utiliza por defecto el algoritmo de Levenberg-Marquardt para realizar regresiones no lineales, aunque se le puede indicar al programa que utilice otro método como el de Gauss-Newton, el método del gradiente, el del gradiente conjugado o el de CuasiNewton.

El programa Mathematica es una herramienta adecuada para realizar regresiones no lineales, Nerlove (2005) ha demostrado la fiabilidad y precisión de Mathematica para realizar este tipo de cálculos. En su estudio obtuvo unos excelentes resultados al comparar 27 problemas de regresión no lineal de solución conocida con los resultados proporcionados por Mathematica.



## ***BIBLIOGRAFÍA***

---

*“Y así, del mucho leer y del poco dormir, se le secó el cerebro de manera que vino a perder el juicio”*

*Miguel de Cervantes*



## 9 BIBLIOGRAFÍA

- A**dachi, Y., y Kamiko, M. (1993). Sedimentation of a polystyrene latex floc. *Powder Technology*, 78(2), 129-135.
- Al-Jasser, A. O. (2009). Enhancement of sludge settling with chemical additives. *Water Environment Research*, 81(9), 849-857.
- 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.
- Andreadakis, A. D. (1993). Physical and chemical properties of activated sludge floc. *Water Research*, 27(12), 1707-1714.
- Argaman, Y., y Kaufman, W. J. (1970). Turbulence and flocculation. *Journal of the Sanitary Engineering Division*, 96(2), 223-231.
- ATV (Abwasser Technische Vereinigung) (1976). Erläuterungen und Ergänzungen zum Arbeitsbericht des ATV-Fachausschusses 2.5 Absetzverfahren. Die Bemessung der Nachklärbecken von Belebungsanlagen. *Korrespondenz Abwasser*, 23(8), 231-235.
- ATV-DVWK (2000). *Standard ATV-DVWK-A 131E. Dimensioning of Single-Stage Activated Sludge Plants*. Hefen, Alemania: GFA Publishing.
- B**ache, D. H., y Gregory, R. (2007). *Flocs in Water Treatment*. Londres, Reino Unido: IWA Publishing.
- Barat, R. (2004). *Estudio de la precipitación del fósforo inducida biológicamente en el tratamiento de aguas residuales*. Tesis doctoral, Universidad Politécnica de Valencia, España.
- Barbusinski, K., y Koscielniak, H. (1995). Influence of substrate loading intensity on floc size in the activated sludge process. *Water Research* 29(7), 1703-1710.
- Bartlett, P., Teece, L. J., y Faers, M. A. (2012). Sudden collapse of a colloidal gel. *Physical Review E*, 85(2), 021404.
- Batchelor, G. K. (1972). Sedimentation in a dilute dispersion of spheres. *Journal of fluid mechanics*, 52(2), 245-268.
- Biggs, C. A. (2000). *Activated sludge flocculation: investigating the effect of shear rate and cation concentration on flocculation dynamics*. Tesis doctoral, University of Queensland, Australia.
- Biggs, C. A., y Lant, P. A. (2000). Activated sludge flocculation: on-line determination of floc size and the effect of shear. *Water Research*, 34(9), 2542-2550.

- Biggs, C. A., y Lant, P. A. (2002). Modelling activated sludge flocculation using population balances. *Powder Technology*, 124(3), 201-211.
- C**acossa, K. F., y Vaccari D. A. (1994). Calibration of a compressive gravity thickening model from a single batch settling curve. *Water Science and Technology*, 30(8), 107-116.
- Camp, T. R., y Stein, P. C. (1943). Velocity gradients and internal work in fluid motion. *Journal of the Boston Society of Civil Engineers*, 30(4), 219-237.
- Clark, M., y Flora, J. (1991). Floc restructuring in varied turbulent mixing. *Journal of Colloid and Interface Science*, 147(2), 407-421.
- Cleasby, J. L., y Fan, K. S. (1981). Predicting fluidization and expansion of filter media. *Journal of the Environmental Engineering Division*, 107(3), 455-471.
- Coe, H. S., y Clevenger, G. H. (1916). Methods for determining the capacity of slime settling tanks. *AIME Transactions*, 55, 356-385.
- Cousin, C. P., y Ganczarczyk, J. J. (1998). Effects of salinity on physical characteristics of activated sludge flocs. *Water Quality Research Journal Canada*, 33(4), 565-587.
- C**hen, G. W., Chang, I. L., Hung, W.T., y Lee D. J. (1996). Regimes for zone settling of waste activated sludges. *Water Research*, 30(8), 1844-1850.
- Chen, Q., y Wang, Y. (2015). Influence of single- and dual-flocculant conditioning on the geometric morphology and internal structure of activated sludge. *Powder Technology*, 270, Part A, 1-9.
- Cheng, N. Sh. (2009). Comparison of formulas for drag coefficient and settling velocity of spherical particles. *Powder Thechnology*, 189(3), 395-398.
- Chhabra, R. P., Agarwal, L., y Sinha, N. K. (1999). Drag on non-spherical particles: an evaluation of available methods. *Powder Technology*, 101(3), 288-295.
- Chien, S. F. (1994). Settling velocity of irregularly shaped particles. *SPE Drilling and Completion*, 9(04), 281-289.
- Cho, S. H., Colin, F., Sardin, M., y Prost, C. (1993). Settling velocity model of activated sludge. *Water Research*, 27(7), 1237-1242.
- Chong, Y. S., Ratkowsky, D. A., y Epstein, N. (1979). Effect of particle shape on hindered settling in creeping flow. *Powder Technology*, 23(1), 55-66.
- Chu, C. P., y Lee, D. J. (2004). Multiscale structures of biological flocs. *Chemical Engineering Science*, 59(8), 1875-1883.
- Chu, C. P., Lee, D.J., y Peng, X. F. (2004). Structure of conditioned sludge flocs. *Water Research*, 38(8), 2125-2134.



- Chu, C. P., Lee, D. J., y Tay, J. H. (2005). Floc model and intrafloc flow. *Chemical Engineering Science*, 60(2), 565-575.
- Chung, H. Y., y Lee, D. J. (2003). Porosity and interior structure of flocculated activated sludge floc. *Journal of Colloid and Interface Science*, 267(1), 136-143.
- Da Motta, M. (2001). Characterisation of activated sludge by automated image analysis. *Biochemical Engineering Journal*, 9(3), 165-173.
- Daigger, G. T. (1995). Development of refined clarifier operating diagrams using an updated settling characteristics database. *Water Environment Research*, 67(1), 95-100.
- Daigger, G. T., y Roper, R. E. (1985). The relationship between SVI and activated sludge settling characteristics. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 57(8), 859-866.
- Dammel, E., y Schroeder, E. (1991). Density of activated sludge flocs. *Water Research* 25(7), 841-846.
- Das, D., Keinath, T. M., Parker, D. S., y Wahlberg, E. J. (1993). Floc breakup in activated sludge plants. *Water Environment Research*, 65(2), 138-145.
- De Clercq, J., Nopens, I., Defrancq, J., y Vanrolleghem, P. A. (2008). Extending and calibrating a mechanistic hindered and compression settling model for activated sludge using indepth batch experiments. *Water Research*, 42(3), 781-791.
- De Gregorio, C., Caravelli, A. H., y Zaritzky, N. E. (2010). Performance and biological indicators of a laboratory-scale activated sludge reactor with phosphate simultaneous precipitation as affected by ferric chloride addition. *Chemical Engineering Journal*, 165(2), 607-616.
- Derec, C., Senis, D., Talini, L., y Allain, C. (2003). Rapid settling of a colloidal gel. *Physical Review E*, 67, 62401.
- Dick, R. I., y Young, K. W. (1972). Analysis of thickening performance of final settling tanks. *Proceedings of the 27<sup>th</sup> Industrial Waste Conference*. Purdue University, Lafayette, Indiana, Estados Unidos.
- Douglas, M., y Donald, G. (1988). *Nonlinear regression analysis and its applications*. Nueva York, Estados Unidos: John Wiley and Sons.
- Dupont, R., y Dahl, C. (1995). A one-dimensional model for a secondary settling tank including density current and short-circuiting. *Water Science and Technology*, 31(2), 215-224.
- Dupont, R., y Henze, M. (1992). Modelling of the secondary clarifier combined with the activated aludge model no. 1. *Water Science and Technology*, 25(6), 285-300.
- Duque, P., Ferrer, J. y Asensi, E. (2012). Estudio de la sedimentabilidad de los fangos activados con cloruro férrico: modelización y calidad del sobrenadante. *Actas del IV Congreso Internacional sobre Gestión y Tratamiento Integral del Agua*, 22. Córdoba, Argentina.

- Eikelboom, D. H.** (2000). *Process control of activated sludge plants by microscopic investigation*. Londres, Reino Unido: IWA Publishing.
- Ekama, G. A., Barnard, J. L., Günthert, F. W., Krebs, P., McCorquodale, J. A., Parker, D. S., y Wahlberg, E. J. (1997). *Secondary settling tanks: theory, modelling, design and operation. IAWQ Scientific and technical report No. 6*. Londres, Reino Unido: IAWQ.
- Ekama, G. A., y Marais, G. R. (1986). Sludge Settleability and secondary settling tank desing procedures. *Water Pollution Control, 85*(1), 101-113.
- Ferrer, J., y 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., y Seco, A. (2012b). *Tratamientos físicos y químicos de aguas residuales*. Valencia, España: Servicio de publicaciones de la Universidad Politécnica de Valencia.
- Ferrer, J., Seco, A., Serralta, J., Ribes, J., Manga, J., Asensi, E., Morenilla, J. J., y Llavador, F. (2005). DESASS: una herramienta informática para el diseño, simulación y optimización de EDARs. *Tecnología del agua, 25* (258), 66-73.
- Ferrer, J., Seco, A., Serralta, J., Ribes, J., Manga, J., Asensi, E., Morenilla, J. J., y Llavador, F. (2008). DESASS: A software tool for designing, simulating and optimising WWTPs. *Environmental Modelling and Software, 23*(1), 19-26.
- Fitch, B. (1993). Thickening Theories – an Analysis. *AIChE Journal, 39*(1), 27-36.
- Font, R. (1988). Compression zone effect in batch sedimentation. *AIChE Journal, 34*(2), 229-238.
- Font, R., García, P., y Pérez, M. (1998). Analysis of the variation of the upper discontinuity in sedimentation batch test. *Separation Science And Technology, 33*(10), 1487-1510.
- Font, R., García, P., y Rodríguez, M. (1999). Sedimentation test of metal hydroxides: hydrodynamics and influence of pH. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects, 157*(1), 73-84.
- Font, R., Marcilla, A. F., y Zoffmann, C. (1992). Sedimentation batch test: application to deduce some parameters of aggregates in metal hydroxides suspensions. *Powder Technology, 71*(3), 217-227.
- Font, R., y Pérez, M. (2000). Hydrodynamic parameters from the Michaels and Bolger method. *Chemical Engineering Journal, 80*(1), 167-175.
- François, P., Locatelli, F., Laurent, J., y Bekkour, K. (2014). Experimental study of activated sludge batch settling velocity profile. *9th International Symposium on Ultrasonic Doppler Methods for Fluid Mechanics and Fluid Engineering*. University of Strasbourg, Francia.

- Garnier, Ch., Görner, T., Lartiges, Br. S., Abdelouhab, S., y De Donato, Ph. (2005). Characterization of activated sludge exopolymers from various origins: A combined size-exclusion chromatography and infrared microscopy study. *Water Research*, 39(13), 3044-3054.
- Garside, J., y Al-Dibouni, M. R. (1977). Velocity-voidage relationships for fluidization and sedimentation in solid-liquid systems. *Industrial and Engineering Chemistry Process Design and Development*, 16(2), 206-214.
- GLUMRB (1968). *Recommended standards for sewage works. Great-Lakes-Upper Mississippi River Board of State Sanitary Engineers*. Albany, Nueva York, Estados Unidos: Health Education Services Inc.
- Goodwin, J. A. S., y Forster, C. F. (1985). A further examination into the composition of activated sludge surfaces in relation to their settlement characteristics. *Water Research*, 19(4), 527-533.
- Gopalakrishnam, V., Schweizer, K., y Zukoski, C. (2006). Linking single particle rearrangements to delayed collapse times in transient depletion gels. *Journal of Physics: Condensed matter*, 18(50), 11531-11550.
- Gorczyca, B., y Ganczarczyk, J. (1999). Structure and porosity of alum coagulation flocs. *Water Quality Research Journal Canada*, 34(4), 653-666.
- Gorczyca, B., y Ganczarczyk, J. (2001). Fractal analysis of pore distributions in alum coagulation and activated sludge flocs. *Water Quality Research Journal Canada*, 36(4), 687-700.
- Gorczyca, B., y Ganczarczyk, J. (2002). Flow rates through alum coagulation and activated sludge flocs. *Water Quality Research Journal Canada*, 37(2), 389-398.
- Govoreanu, R. (2004). *Activated sludge flocculation dynamics: on-line measurement methodology and modelling*. Tesis doctoral, University of Gent, Bélgica.
- Grabsch, A. F., Fawell, P. D., Adkins, S. J., y Beveridge, A. (2013). The impact of achieving a higher aggregate density on polymer-bridging flocculation. *International Journal of Mineral Processing*, 124, 83-94.
- Gregory, J. (1997). The density of particles aggregates. *Water Science and Technology*, 36(4), 1-13.
- Grijpspeerdt, K., Vanrolleghem, P., y Verstraete, W. (1995). Selection of one-dimensional sedimentation: models for on-line use. *Water Science and Technology*, 31(2), 193-204.
- Grijpspeerdt, K., y Verstraete, W. (1997). Image analysis to estimate the settleability and concentration of activated sludge. *Water Research*, 31(5), 1126-1134.
- Guibaud, G., Dollet, P., Tixier, N., Dagot, C., y Baudu M. (2004). Characterisation of the evolution of activated sludges using rheological measurements. *Process Biochemistry*, 39(11), 1803-1810.

- Haider, A., y Levenspiel, O. (1989). Drag coefficient and terminal velocity of spherical and non-spherical particles. *Powder Technology*, 58(1), 63-70.
- Hamilton, J., Jain, R., Antoniou, P., Svoronos, S. A., Koopman, B., y Lyberatos, G. (1992). Modelling and pilot-scale experimental verification for predenitrification process. *Journal of Environmental Engineering*, 118(1), 38-55.
- Härtel, L., y Pöpel, H. J. (1992). A dynamic secondary clarifier model including processes of sludge thickening. *Water Science and Technology*, 25(6), 267-284.
- Heath, A. R., Bahri P. A., Fawell, P. D., y Farrow, J. B. (2006). Polymer flocculation of calcite: Relating the aggregate size to the settling rate. *AIChE journal*, 52(6), 1987-1994.
- Henze, M., Van Loosdrecht, M. C. M., Ekama, G. A., y Brdjanovic, D. (2011). *Biological Wastewater Treatment, Principles, Modelling and Design*. Londres, Reino Unido: IWA Publishing.
- Higgins, M. J., y Novak, J. T. (1997a). Dewatering and settling of activated sludges: The case for using cation analysis. *Water Environmental Research*, 69(2), 225-232.
- Higgins, M. J., y Novak, J. T. (1997b). Characterization of exocellular protein and its role in bioflocculation. *Journal Environmental Engineering*, 123(5), 479-485.
- Hillgardt, M., y Hoffmann, E. (1997). Particle size analysis and sedimentation properties of the activated sludge flocs. *Water Science and Technology*, 36(4), 167-175.
- Holdich, R. G., y Butt, G. (1996). Compression and channelling in gravity sedimenting systems. *Minerals Engineering*, 9(1), 115-131.
- Horváth, I. (1994). *Hydraulics in water and waste-water treatment technology*. Budapest, Hungría: Akadémiai Kiadó y John Wiley & Sons.
- Hounslow, M. J., Ryall, R. L., y Marshall, V. R. (1988). A discretized population balance for nucleation, growth and aggregation. *AIChE Journal*, 34(11), 1821-1832.
- Hribersek, M., Zajdela, B., Hribernik, A., y Zadavec, M. (2011). Experimental and numerical investigations of sedimentation of porous wastewater sludge flocs. *Water Research*, 45(4), 1729-1735.
- IWPC (1973). *A guide to the design of sewage purification works*. Sudáfrica: Water Institute of Southern Africa.
- Jang, H. (2006). *Density effects on sedimentation of biological solids for improved wastewater treatment*. Tesis doctoral, Duke University, Estados Unidos.
- Jarvisa, P., Jefferson, B., Gregory, J., y Parsons, S. A. (2005). A review of floc strength and breakage. *Water Research*, 39(14), 3121-3137.

- Jassby, D., Xiao, Y., y Schuler, A. J. (2014). Biomass density and filament length synergistically affect activated sludge settling: Systematic quantification and modeling. *Water Research*, 48(1), 457-465.
- Javaheri, A. R., y Dick, R. I. (1969). Aggregate size variations during thickening of activated sludge. *Journal of Water Pollution and Control Federation*, 41(5), 197-214.
- Jenkins, D., Richards, M. G., y Daigger, G. T. (2003). Manual on *the Causes and Control of Activated Sludge Bulking and Foaming, and Other Solids Separation (3<sup>rd</sup> ed)*. Michigan, Estados Unidos: Lewis Publishers.
- Jeppsson, U. (1996). *Modelling Aspects of Wastewater Treatment Processes*. Tesis doctoral, Lund University, Suecia.
- Jiang, Q., y Logan, B. E. (1991). Fractal dimensions of aggregates determined from steady-state size distributions. *Environmental Science and Technology*, 25(12), 2031-2038.
- Jin, B., Wilén, B. M., y Lant, P. (2003). A comprehensive insight into floc characteristics and their impact on compressibility and settleability of activated sludge. *Chemical Engineering Journal*, 95(1), 221-234.
- Jiuyi, L. (2005). Effects of Fe(III) on floc characteristics of activated sludge. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 80(3), 313-319.
- Johnson, C. P., Li, X. Y., y Logan, B. E. (1996). Settling velocities of fractal aggregates. *Environmental Science and Technology*, 30(6), 1911-1918.
- Jorand, F., Boué-Bigne, F., Block, J. C., y Urbain, V. (1998). Hydrophobic/hydrophilic properties of activated sludge exopolymeric substances. *Water Science and Technology*, 37(4), 307-316.
- Jorand, F., Zartarian, F., Thomas, F., Block, J., Bottero, J., Villemin, G., Urbain, V., y Manem, J. (1995). Chemical and structural (2d) linkage between bacteria within activated sludge flocs. *Water Research* 29(7), 1639-1647.
- K**ara, F., Gurakan, G. C., y Sanin, F. D. (2008). Monovalent cations and their influence on activated sludge floc chemistry, structure, and physical characteristics. *Biotechnology and Bioengineering*, 100(2), 231-239.
- Kawasaki, K., Matsuda, A., y Ide, M. (1990). Conditioning of excess activated sludge by freezing and thawing process-the change of settling characteristics of sludge floc. *Kagaku Kogaku Ronbunshu*, 16, 16-22.

- Kilfoil, M. L., Pashkovski, E. E., Masters, J. A., y Weitz, D. A. (2003). Dynamics of weakly aggregated colloidal particles. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 361(1805), 753-766.
- Kinnear, D. J. (2002). *Biological solids sedimentation: a model incorporating fundamental settling parameters*. Tesis doctoral, University of Utah, Estados Unidos.
- Knocke, W. R. (1986). Effects of floc volume variations on activated sludge thickening characteristics. *Journal of Water Pollution and Control Federation*, 58(7), 784-791.
- Konicek, Z., y Burdych, J. (1988). Effects of activated sludge processes on secondary settling tank efficiencies. *Water Science and Technology*, 20(4-5), 153-163.
- Koopman, B., y Cadee, K. (1983). Prediction of thickening capacity using diluted sludge volume index. *Water Research*, 17(10), 1427-1431.
- Krishnamoorthy, P., Reghupathi, I., y Murugesan, T. (2007). An experimental study and correlation for differential settling of bidisperse suspensions. *Chemical and Biochemical Engineering Quarterly*, 21(3), 241-250.
- Kynch, G. J. (1952). A theory of sedimentation. *Transactions of the Faraday Society*, 48, 166-176.
- 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, D. J., Chen, G. W., Liao, Y. C., y Hsieh, C. C. (1996). On the free-settling test for estimating activated sludge floc density. *Water Research*, 30(3), 541-550.
- Lee, S. E., koopman, B., Bode, H. y Jenkins, D. (1983). Evaluation of alternative sludge settleability indices. *Water Research*, 17(10), 1421-1426.
- Li, B., y Stenstrom, M. K. (2014). Research advances and challenges in one-dimensional modeling of secondary settling Tanks - A critical review. *Water Research*, 65, 40-63.
- Li, D., y Ganczarczyk, J. J. (1987). Stroboscopic determination of settling velocity, size and porosity of activated sludge flocs. *Water Research*, 21(3), 257-262.
- Li, D., y Ganczarczyk, J. J. (1989). Fractal geometry of particle aggregates generated in water and wastewater treatment processes. *Environmental Science and Technology*, 23(11), 1385-1389.
- Li, D., y Ganczarczyk, J. J. (1990). Structure of activated sludge flocs. *Biotechnology and Bioengineering*, 35(1), 57-65.
- Li, D., y Ganczarczyk, J. J. (1991). Size distribution of activated sludge flocs. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 63(5), 806-814.

- Li, D., y Ganczarczyk, J. J. (1992). Advective transport in activated sludge flocs. *Water Environmental Research*, 64(3), 236-240.
- Li, H., Wen, Y., Cao, A., Huang, J., Zhou, Q., y Somasundaran, P. (2012). The influence of additives ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Al}^{3+}$ , and  $\text{Fe}^{3+}$ ) on the interaction energy and loosely bound extracellular polymeric substances (EPS) of activated sludge and their flocculation mechanisms. *Bioresource Technology*, 114, 188-194.
- Li, X. Y., y Logan, B. E. (1997). Collision frequencies of fractal aggregates with small particles by differential sedimentation. *Environmental Science and Technology*, 31(4), 1229-1236.
- Li, X. Y., y Logan, B. E. (2001). Permeability of fractal aggregates. *Water Research*, 35(14), 3373-3380.
- Li, X. Y., y Yang, S. F. (2007). Influence of loosely bound extracellular polymeric substances (EPS) on the flocculation, sedimentation and dewaterability of activated sludge. *Water Research*, 41(5), 1022-1030.
- Li, X. Y., y Yuan, Y. (2002). Settling velocities and permeabilities of microbial aggregates. *Water Research*, 36(12), 3110-3120.
- Liao, B. Q., Allen, D. G., Droppo, I. G., Leppard, G. G., y Liss, S. N. (2000). Bound water content of activated sludge and its relationship to solids retention time, floc structure and surface properties. *Water Environmental Research*, 72(6), 722-730.
- Liao, B. Q., Allen, D. G., Droppo, I. G., Leppard, G. G., y Liss, S. N. (2001). Surface properties of sludge and their role in bioflocculation and settleability. *Water Research*, 35(2), 339-350.
- Liss, S., Droppo, I. G., Flannigan, D., y Leppard, G. G. (1996). Floc architecture in wastewater and natural riverine systems. *Environmental Science and Technology*, 30(2), 680-686.
- Liu, X. M., Sheng, G. P., Luo, H. W., Zhang, F., Yuan, S. J., Xu, J., Zeng, R. J., Wu, J. G., y Yu, H. Q. (2010). Contribution of extracellular polymeric substances (EPS) to the sludge aggregation. *Environmental Science and Technology*, 44(11), 4355-4360.
- M**ancell-egala, A., Kinnear, D., Murthy, S., y Jones, K. (2012). Settling transition concentration measurement to quantify sludge settling behavior. *Proceedings of the Water Environment Federation*, 2012(10), 5735-5746.
- Mandelbrot, B. (1987). *The fractal geometry of nature*. Nueva York, Estados Unidos: Freeman.
- Masliyah, J. H., y Polikar, M. (1980). Terminal velocity of porous spheres. *The Canadian Journal of Chemical Engineering*, 58(3), 299-302.
- Matsumoto, K., Suganuma, A., y Kunui, D. (1980). The effect of cationic polymer on the settling characteristics of activated sludge. *Powder Technology*, 25(1), 1-10.

- Merkel, W. (1971). *Untersuchungen über das Verhalten des belebten Schlammes im System Belebungsbecken-Nachklärbecken*. Gewässerschutz, Wasser-Abwasser. (Ed. B. Böhnke) Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Technischen Hochschule Aachen, Aachen.
- Mesquita, D. P., Dias, O., Amaral, A. L., y Ferreira, E. C. (2010). A Comparison between bright field and phase-contrast image analysis techniques in activated sludge morphological characterization. *Microscopy and Microanalysis*, 16(02), 166-174.
- Metcalf y Eddy, Inc. (2000). *Ingeniería de aguas residuales. Tratamiento, vertido y reutilización (3ª Ed)*. Nueva York, Estados Unidos: McGraw-Hill.
- Michaels, A. S., y Bolger, J. C. (1962). Settling rates and sediment volumes of flocculated kaolin suspensions. *Industrial and Engineering Chemical Foundation*, 1(1), 24-33.
- Mikkelsen, L. H. (2001). The shear sensitivity of activated sludge. Relations to filterability, rheology and surface chemistry. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 182(1), 1-14.
- Mikkelsen, L. H., y Keiding, K. (2002). The shear sensitivity of activated sludge: an evaluation of the possibility for a standardised floc strength test. *Water Research*, 36(12), 2931-2940.
- Mines Jr., R. O., Vilagos, J. L., Echelberger Jr., W. F., y Murphy, R. J. (2001). Conventional and AWT mixed-liquor settling characteristics. *ASCE Journal of Environmental Engineering*, 127(3), 249-258.
- Mohlman, F. W. (1934). The sludge index. *Sewage Works Journal*, 6, 119-122.
- Motulsky, H. J., y Christopoulos, A. (2003). *Fitting models to biological data using linear and nonlinear regression. A practical guide to curve fitting*. San Diego, Estados Unidos: GraphPad Software Inc.
- Mu, Y., Ren, T. T., y Yu, H. Q. (2008). Drag coefficient of porous and permeable microbial granules. *Environmental Science and Technology*, 42(5), 1718-1723.
- Murthy, S. N., Novak, J. T., y De Haas, R. D. (1998). Monitoring cations to predict and improve activated sludge settling and dewatering properties of industrial wastewaters. *Water Science and Technology*, 38(3), 119-126.
- Nerlove, M. (2005). On the numerical accuracy of Mathematica 5.0 for doing linear and nonlinear regression. *The Mathematica Journal*, 9(4), 824-851.
- Nguyen, T. P., Hankins, N. P., y Hilal, N. (2007). A comparative study of the flocculation behaviour and final properties of synthetic and activated sludge in wastewater treatment. *Desalination*, 204(1), 277-295.



- Nielsen, P. H., y Keiding, K. (1998). Disintegration of activated sludge flocs in the presence of sulfide. *Water Research*, 32(2), 313-320.
- Nopens, I. (2005). *Modelling the activated sludge flocculation process: a population balance approach*. Tesis doctoral, University of Gent, Bélgica.
- Nopens, I., Biggs, C. A., De Clercq, B., Govoreanu, R., Wilén, B. M., Lant, P., y Vanrolleghem, P. A. (2002). Modelling the activated sludge flocculation process combining laser diffraction particle sizing and population balance modelling (PBM). *Water Science and Technology*, 45(6), 41-49.
- Nopens, I., Koegst, T., Mahieu, K., y Vanrolleghem, P. A. (2005). PBM and activated sludge flocculation: from experimental data to calibrated model. *Environmental and Energy Engineering*, 51(5), 1548-1557.
- Otterpohl, R., y Freund, M. (1992). Dynamic models for clarifiers of activated sludge plants with dry and wet weather flows. *Water Science and Technology*, 26(5-6), 1391-1400.
- Papanicolaou, A. N., y Maxwell, A. R. (2006). Methodological considerations for studying self-weight fluidization in a sedimentation column. *International Journal of Mineral Processing*, 78(3), 140-152.
- Park, C. (2002). *Cations and activated sludge floc structure*. Tesis doctoral, Virginia Polytechnic Institute, Estados Unidos.
- Parker, D. S., Kaufman, W. J., y Jenkins, D. (1970). *Characteristics of biological flocs in turbulent flows*. SERL Report No. 70-5. Berkeley, Estados Unidos: University of California.
- Parker, D. S., Kaufman, W. J., y Jenkins, D. (1971). Physical conditioning of activated sludge. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 43(9), 1817-1833.
- Parker, D. S., Kaufman, W. J., y Jenkins, D. (1972). Floc breakup in turbulent flocculation processes. *Journal of the Sanitary Engineering Division*, 98(1), 79-99.
- Patry, G. G., y 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 compresibles*. Tesis doctoral, Universidad de Alicante, España.
- Pflanz, P. (1969). Performance of (activated sludge) secondary sedimentation basins. En S.H. Jenkins. *Advances in water pollution research* (pp. 569-581). Londres, Reino Unido: Pergamon Press.
- Pitman, A. R. (1980). Settling properties of extended aeration sludge. *Journal of Water Pollution and Control Federation*, 52(3), 524-536.

- Pitman, A. R. (1984). Settling of nutrient removal activated sludges. *Water Science and Technology*, 17(4-5), 493-503.
- Ponting, Cl. (1992). *Historia verde del mundo*. Barcelona, España: Paidós.
- Q**uasim, S. R. (1998). *Wastewater Treatment Plants. Planning, Design, and Operation*. Nueva York, Estados Unidos: CRC Press.
- R**abinovich, S. G. (2005). *Measurement Errors and Uncertainties. Theory and Practice*. Nueva York, Estados Unidos: Springer.
- Rachwal, A. J., Johnstone, D. W. M., Hanbury, M. J., y Critchard, D. J. (1982). The application of settleability tests for control of activated sludge plants. En B. Chambers y E. J. Tomlinson. *Bulking of activated sludge - preventive and remedial methods* (pp. 224-242). Chichester, Reino Unido: Ellis Horwood.
- Ramin, E., Wágner, D. S., Yde, L., Binning, J. P., Rasmussen, M. R., Mikkelsen, P. S., y Plósz B. G. (2014). A new settling velocity model to describe secondary sedimentation. *Water Research*, 66, 447-458.
- Ratkovich, N., Horn, W., Helmus, F. P., Rosenberger, S., Naessens, W., Nopens, I., y Bentzen, T.R. (2013). Activated sludge rheology: A critical review on data collection and modelling. *Water Research*, 47(2), 463-482.
- 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.
- Richardson, J. F., y Zaki, W. N. (1954). Sedimentation and fluidisation: Part I. *Trans. Inst. Chem. Eng.*, 32, 35-53.
- Riddell, M. D. R., Lee, J. S., y Wilson, T. E. (1983). Method for estimating the capacity of an activated sludge plant. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 55(4), 360-368.
- Ro, K. S., y Neethling, J. B. (1990). Terminal settling characteristics of bioparticles. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 62(7), 901-906.
- Robinson, C. D. (1926). Some factors influencing sedimentation. *Industrial and Engineering Chemistry*, 18(8), 869-871.
- Russ, J. C. (1990). *Computer-Assisted Microscopy. The measurement and analysis of images*. Nueva York, Estados Unidos: Springer US.
- S**cott, K. J. (1966). Mathematical models of mechanism of Thickening. *Industrial and Engineering Chemistry Fundamentals*, 5(1), 109-113.

- Schuler, A. J., y Jang, H. (2007a). Density effects on activated sludge zone settling velocities. *Water Research*, 41(8), 1814-1822.
- Schuler, A. J., y Jang, H. (2007b). Causes of variable biomass density and its effects on settleability in full-scale biological wastewater treatment systems. *Environmental Science and Technology*, 41(5), 1675-1681.
- Schuler, A. J., y Jassby, D. (2007). Filament content threshold for activated sludge bulking: Artifact or reality?. *Water Research*, 41(19), 4349-4356.
- Schuler, A. J., Jenkins, D., Ronen, P. (2001). Microbial storage products, biomass density, and settling properties of enhanced biological phosphorus removal activated sludge. *Water Science and Technology*, 43(1), 173-180.
- Sears, K., Alleman, J. E., Barnard, J. L., y Oleszkiewicz, J. A. (2006). Density and Activity Characterization of Activated Sludge Flocs. *Journal of Environmental Engineering*, 132(10), 1235-1242.
- Seber, G. A. F., y Wild, C. J. (2003). *Nonlinear Regression*. New Jersey, Estados Unidos: John Wiley & Sons.
- Sezgin, M., Jenkins, D., y Parker, D. S. (1978). A unified theory of filamentous activated sludge bulking. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 50(2), 362-381.
- Sezgin, M., Jenkins, D., y Palm J. C. (1980). Floc size, filament length and settling properties of prototype activated sludge plants. *Progress in Water Technology*, 12(3), 171-182.
- Shannon, P. T., DeHaas, R. D., Stroupe, E. P., y Tory, E. M. (1964). Batch and Continuous Thickening. Prediction of Batch Settling Behavior from Initial Rate Data with Results for Rigid Spheres. *Industrial and Engineering Chemistry Fundamentals*, 3(3), 250-260.
- Sheng, G. P., Yu, H. Q., y Li, X. Y. (2010). Extracellular polymeric substances (EPS) of microbial aggregates in biological wastewater treatment systems: A review. *Biotechnology Advances*, 28(6), 882-894.
- Smollen, M. A., y Ekama, G. A. (1984). Comparison of empirical settling-velocity equations in flux theory for secondary settling tanks. *Water S. A.*, 10(4), 175-184.
- Sobeck, D., y Higgins, M. (2002). Examination of three theories for mechanisms of cation-induced bioflocculation. *Water Research*, 36(3), 527-538.
- Starrs, L., Poon, W., Hibberd, D., y Robins, M. (2002). Collapse of transient gels in colloid polymer mixtures. *Journal of Physics: Condensed Matter*, 14(10), 2485-2505.
- Steinour, H. H. (1944). Rate of sedimentation, nonflocculated suspensions of uniform spheres. *Industrial and Engineering Chemistry*, 36(7), 618-624.

- Stephenson, R. V., Montgomery, J. M., y Baumann, E. R. (1986). Aggregate formation during batch thickening of flocculent suspensions. *Particulate Science and Technology*, 4(2), 237-250.
- Stobbe, C. T. (1964). *Über das Verhalten des belebten Schlammes in aufsteigender Wasserbewegung*. Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Hochschule Hannover, vol. 18, Hannover, Alemania.
- STOWa (1983). *Hydraulische en technologische aspecten van het nabezinkproces. Rapport 3 - Rechthoekige nabezinktanks (Inventarisatie en praktijkonderzoek)*. Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Utrecht, Holanda.
- Stricker, A. E., Takács, I., y Marquot, A. (2007). Hindered and compression settling: parameter measurement and modelling. *Water Science and Technology*, 56(12), 101-110.
- Takács, I., Patry, G. G., y Nolasco, D. (1991). A dynamic model of the clarification-thickening process. *Water Research*, 25(10), 1263-1271.
- Tandoi, V., Jenkins, D., y Wanner, J. (2006). *Activated sludge separation problems: theory, control measures, practical experiences (No. 16)*. Londres, Reino Unido: IWA Publishing.
- Tang, P., y Raper, J. A. (2002). Modelling the settling behaviour of fractal aggregates-a review. *Powder Technology*, 123(2), 114-125.
- Taylor, J. R. (1997). *An introduction to error analysis. The study of uncertainties in physical measurements*. Mill Valley, California, Estados Unidos: University Science Books.
- Teece, L. J., Hart, J. M., Ni Hsu, K. Y., Gilligan, S., Faers, M. A., y Bartlett, P. (2014). Gels under stress: The origins of delayed collapse. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 458(20), 126-133.
- Thomas, D. G. (1963). Transport characteristics of suspensions. Relation of hindered settling floc characteristics to rheological parameters. *AIChE Journal*, 9(3), 310-316.
- Thomas, D. N., Judd, S. J., y Fawcett, N. (1999). Flocculation modelling: a review. *Water Research*, 33(7), 1579-1592.
- Tomkins, M. R., Baldock, T. E., y Nielsen, P. (2005). Hindered settling of sand grains. *Sedimentology*, 52(6), 1425-1432.
- Torfs, E., Maere, T., Bürger, R., Diehl, S., y Nopens, I. (2015). Impact on sludge inventory and control strategies using the benchmark simulation model no. 1 with the Bürger-Diehl settler model. *Water Science and Technology*, 71(10), 1524-1535.
- Tracy, K. D. (1973). *Mathematical modelling of unsteady-state thickening*. Tesis doctoral, Clemson University, Estados Unidos.

- Urbain, V., Bloc, J. C., y Manem, J. (1993).** Biofloculation in activated sludge: an analytical approach. *Water Research*, 27(5), 829-838.
- US EPA (1975). *Process design manual for suspended solids removal. EPA 625/1-75-003a.* Washington, D.C., Estados Unidos: Office of Technology Transfer, United States Environmental Protections Agency.
- Usher, S. P., Spehar, R., y Scales, P. J. (2009). Theoretical analysis of aggregate densification: Impact on thickener performance. *Chemical Engineering Journal*, 151(1), 202-208.
- Vaccari, D. A., y Uchrin, C. G. (1989).** Modeling and simulation of compressive gravity thickening of activated sludge. *Journal of Environmental Science and Health Part A*, 24(6), 645-674.
- Vahedi, A., y Gorczyca, B. (2014). Settling velocities of multifractal flocs formed in chemical coagulation process. *Water Research*, 53, 322-328.
- Van Haandel, A. C., y Van der Lubbe, J. G. M. (2012). *Handbook of Biological Wastewater Treatment. Design and Optimisation of Activated Sludge Systems.* Londres, Reino Unido: IWA Publishing.
- Vanderhasselt, A., y Vanrolleghem, P. A. (2000). Estimation of sludge sedimentation parameters from single batch settling curves. *Water Research*, 34(2), 395-406.
- Vanderhasselt, A., y Verstraete, W. (1999). Short-term effects of additives on sludge sedimentation characteristics. *Water Research*, 33(2), 381-390.
- Vesilind, P. A. (1968). Design of prototype thickeners from batch settling tests. *Water Sewage Works*, 115, 302-307.
- Vesilind, P. A., y Jones, G. N. (1990). A Reexamination of the Batch-Thickening Curve. *Research Journal of the Water Pollution Control Federation*, 62(7), 887-893.
- Vesilind, P. A., y Jones, G. N. (1993). Channelling in Batch Thickening. *Water Science and Technology*, 28(1), 59-65.
- Von Sperling, M. (2007). *Activated Sludge and Aerobic Biofilm Reactors: Biological Wastewater Treatment Volume 5.* Londres, Reino Unido: IWA Publishing.
- Wackerly, D. D., Mendenhall, W., Scheaffer, R. L., Muñoz, J. H. R., y Hernández, A. E. G. (2010).** *Estadística matemática con aplicaciones.* Méjico: Cengage Learning Editores.
- Wahlberg, E. J., y Keinath, T. M. (1988a). Development of settling flux curves using SVI. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 60(12), 2095-100.
- Wahlberg, E. J., y Keinath, T. M. (1988b). Development of settling flux curves using SVI: an addendum. *Water Environment Research*, 67(5), 872-4.

- Wahlberg, E. J., Keinath, T. M., y Parker, D. S. (1994). Influence of activated sludge flocculation time on secondary clarification. *Water Environment Research*, 66(6), 779-786.
- Waite, T. D. (1999). Measurement and implications of floc structure in water and wastewater treatment. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 151(1), 27-41.
- WEF (2005). *Clarifier Design (2a ed.). Manual of Practice nº FD-8*. Nueva York, Estados Unidos: McCraw-Hill.
- Wen, Y., Zheng, W., Yang, Y., Cao, A., y Zhou, Q. (2015). Influence of Al<sup>3+</sup> addition on the flocculation and sedimentation of activated sludge: Comparison of single and multiple dosing patterns. *Water Research*, 75(15), 201-209.
- White, M. J. D. (1976). Design and control of secondary settling tanks. *Water Pollution Control*, 75(4), 459-467.
- Wilén, B. M. (1999). *Properties of activated sludge flocs*. Tesis doctoral, Chalmers University of Technology, Suecia.
- Wilén, B.M., y Balmér, P. (1999). The effect of dissolved oxygen concentration on the structure, size and size distribution of activated sludge flocs. *Water Research*, 33(2), 391-400.
- Wilén, B. M., Jin, B., y Lant, P. (2003). Impacts of structural characteristics on activated sludge floc stability. *Water Research*, 37(15), 3632-3645.
- Wilén, B. M., Lumley, D., Mattsson, A., y Mino, T. (2008). Relationship between floc composition and flocculation and settling properties studied at a full scale activated sludge plant. *Water Research*, 42(16), 4404-4418.
- Wu, R. M., Lee, D. J., Waite, T. D., y Guan, J. (2002). Multilevel structure of sludge flocs. *Journal of Colloid and Interface Science*, 252(2), 383-392.
- Xiao, F., Lam, K. M., y Li, X. Y. (2013). Investigation and visualization of internal flow through particle aggregates and microbial flocs using particle image velocimetry. *Journal of Colloid and Interface Science*, 397, 163-168.
- Yoshioka, N., Hotta, Y., Tanaka, S., Naito, S., y Tsugami, S. (1957). Continuous thickening of homogeneous flocculated slurries. *Chemical Engineering in Japan*, 21(2), 66-74.
- Yuan, Y., y Farnood, R. R. (2010). Strength and breakage of activated sludge flocs. *Powder Technology*, 99(2), 111-119.
- Yun, Z., Jo, W., Yi, Y., Choi, S., Choi, E., y Min, K. (2000). Effects of sludge settling characteristics in BNR system. *Water Science and Technology* 42(3-4), 283-288.

- Zajdela, B., Hribernik, A., y Hribersek, M. (2007). Experimental investigations of sedimentation of flocs in suspensions of biological water treatment plants. *Computational Methods in Multiphase Flow IV*, 293-302.
- Zajdela, B., Hribersek, M., y Hribemik, A. (2008). Experimental investigations of porosity and permeability of flocs in the suspensions of biological water treatment plants. *Journal of Mechanical Engineering*, 54(7-8), 547-556.
- Zambrano, D. (2013). *Caracterización de las propiedades morfológicas de los flóculos en fangos activados mediante técnicas de análisis de imagen*. Proyecto final de Máster, Máster interuniversitario en Ingeniería Ambiental, Universidad de Valencia y Universidad Politécnica de Valencia, España.
- Zartarian, F., Mustin, C., Villemin, G., Ait-Ettager, T., Thill, A., Bottero, J. Y., Mallet, J. L., y Snidaro, D. (1997). Three-Dimensional Modeling of an Activated Sludge Floc. *Langmuir*, 13(1), 35-40.
- Zhang, B., Yamamoto, K., Ohgaki, S., y Kamiko, N. (1997). Floc size distribution and bacterial activities in membrane separation activated sludge processes for small-scale wastewater treatment/reclamation. *Water Science and Technology*, 35(6), 37-44.
- Zhang, W., Yang, P., Xiao, P., Xu, S., Liu, Y., Liu, F., y Wang, D. (2014). Dynamic variation in physicochemical properties of activated sludge floc from different WWTPs and its influence on sludge dewaterability and settleability. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 467(20), 124-134.
- Zhang, Y., Grassia, P., Martin, A., Usher, S. P., y Scales, P. J. (2015). Mathematical modelling of batch sedimentation subject to slow aggregate densification. *Chemical Engineering Science*, 128, 54-63.
- Zhao, Y. Q. (2004a). Settling behaviour of polymer flocculated water-treatment sludge I: analyses of settling curves. *Separation and Purification Technology*, 35(1), 71-80.
- Zhao, Y. Q. (2004b). Settling behaviour of polymer flocculated water-treatment sludge II: effects of floc structure and floc packing. *Separation and Purification Technology*, 35(3), 175-183.
- Zita, A., y Hermansson, M. (1994). Effects of ionic strength on bacterial adhesion and stability of flocs in a wastewater activated sludge system. *Applied and Environmental Microbiology*, 60(9), 3041-3048.





## ÍNDICE DE FIGURAS

---

Figura 1.1. Esquema de una EDAR con eliminación biológica de nutrientes y digestión anaerobia de fangos (Barat, 2004). .....	6
Figura 1.2. Imagen de un flóculo de fangos activados (a) y su composición (b) (Govoreanu, 2004). .....	9
Figura 1.3. Efecto de las filamentosas en la estructura y formación de los flóculos. (a) Flóculos de estructura abierta. (b) Bulking filamentoso. (c) Flóculos de “punta de alfiler” (d) Flóculo ideal. (Ribes, 2004). .....	10
Figura 1.4. Biofloculación de los fangos activados (Nguyen et al., 2007). .....	13
Figura 1.5. Formación de la doble capa eléctrica. ....	15
Figura 1.6. Interacción entre dos partículas en función de la distancia de separación (Bache y Gregory, 2007). .....	16
Figura 1.7. Energía de interacción de las SPE en función de la distancia (Liu et al., 2010). .....	17
Figura 1.8. Formación de puentes entre cationes divalentes y las SPE (Nopens, 2005a). .....	18
Figura 1.9. Diagrama de los factores físicos, químicos y biológicos que afectan a las características de los flóculos del fango y a las propiedades del fango activado (Jin et al., 2003). .....	23
Figura 1.10. Distribución típica del diámetro de las partículas en fangos activados (Parker et al., 1971). .....	26
Figura 1.11. Representación esquemática de un flóculo con una estructura fractal autosemejante en dos dimensiones (Li y Logan, 1997). .....	33
Figura 1.12. Vista de un flóculo de fango activado en tres dimensiones (Zartarian et al., 1997). .....	34
Figura 1.13. Dependencia de la dimensión fractal respecto del mecanismo de agregación (Gregory, 1997). .....	35
Figura 1.14. Modelo de tres niveles estructurales de los flóculos del fango activado (Jorand et al., 1995). .....	37
Figura 1.15. Modelo fractal de alfombra de Sierpinski utilizado para representar un flóculo de fango activado (Gorczyca y Ganczarzyk, 2002). .....	40
Figura 1.16. Caracterización de los poros de los flóculos de fangos activados (Gorczyca y Ganczarzyk, 2001). .....	40
Figura 1.17. Modelo esquemático del interior del flóculo (Chung y Lee, 2003). .....	42
Figura 1.18. Distribución del tamaño de los flóculos antes (1) y después (2) de someter a los fangos activados a esfuerzos cortantes (Yuan y Farnood, 2010). .....	43

Figura 1.19. Efecto de $G$ en el tamaño de los flóculos (Yuan y Farnood, 2010). .....	45
Figura 1.20. Mecanismos de floculación que inducen a la colisión entre partículas (Nopens, 2005a)..	46
Figura 1.21. Dinámica de la agregación y rotura de un balance de población discretizado (Biggs, 2000). .....	51
Figura 1.22. Tipos de sedimentación en función de la concentración de la suspensión y de la tendencia de las partículas a flocular (WEF, 2005). .....	53
Figura 1.23. Zonas de sedimentación en un decantador secundario (Jeppsson, 1996).....	55
Figura 1.24. Ensayo de sedimentación en discontinuo. (a) Zonas de sedimentación en la columna de sedimentación. (b) Etapas de la interfase fango-sobrenadante en función del tiempo.....	56
Figura 1.25. Ensayo de sedimentación con dos discontinuidades (Pérez, 1993). .....	58
Figura 1.26. Zonas en un ensayo de sedimentación en discontinuo (Font et al., 1999). .....	60
Figura 1.27. Metodología para calcular la concentración de SS en las zonas b y c de un ensayo de sedimentación en discontinuo (Font et al., 1999).....	61
Figura 1.28. Gráfico de Tory de un ensayo de sedimentación con carbonato cálcico (Font et al., 1998). .....	62
Figura 1.29. Curvas de sedimentación discontinua a distintas concentraciones de sólidos suspendidos (X) para la obtención experimental de la velocidad de sedimentación zonal (Ekama et al., 1997). .....	63
Figura 1.30. $IVF$ en función de la concentración de sólidos suspendidos para los fangos activados de cinco depuradoras (Ekama et al., 1997). La línea discontinua representa el $IVF$ máximo ( $VF_{30}$ de 1000 ml).....	65
Figura 1.31. Relación del $IVF$ con la densidad de la biomasa y la longitud de las filamentosas (Jassby et al., 2014).....	66
Figura 1.32. Relación entre la $LTEF$ , el $IVF$ y el $IVFD$ en escala semilogarítmica (Lee et al., 1983).....	68
Figura 1.33. Relación entre la $LETF$ y el $IVF$ en escala lineal (Schuler y Jassby, 2007).....	68
Figura 1.34. Variación del coeficiente de rozamiento ( $C_D$ ) en función del número de Reynolds ( $Re$ ) y de la geometría de la partícula (Metcalf y Eddy, 2000). .....	73
Figura 1.35. Comparación de los datos experimentales de $C_D - Re$ con la fórmula de Cheng (2009). ..	74
Figura 1.36. Relación entre el coeficiente de rozamiento ( $C_D$ ) y la esfericidad de la partícula (Tang y Raper, 2002). .....	76
Figura 1.37. Relación entre $V_s$ y $(\rho_f - \rho)$ para los fangos activados de la EDAR North Durham (Schuler y Jang, 2007a).....	86

Figura 1.38. Descripción esquemática del modelo de doble exponencial de Takács et al. (1991). .....	88
Figura 1.39. Función de compresión propuesta por Merkel (1971) (Ekama et al., 1997).....	92
Figura 1.40. Zonas de sedimentación zonal y compresión en un proceso de sedimentación continua (Härtel y Pöpel, 1992; Ribes, 2004). .....	95
Figura 1.41. Factor de corrección de la sedimentación para una alimentación del decantador a 1.8 m desde el fondo del decantador (Härtel y Pöpel, 1992; Ribes, 2004).....	96
Figura 1.42. Representación esquemática de los flujos de sólidos en un sedimentador en continuo (Ribes, 2004).....	97
Figura 1.43. Flujo de sólidos en un decantador en función de la concentración de sólidos suspendidos (Metcalf y Eddy, 2000). .....	101
Figura 1.44. Perfil de sólidos suspendidos en un decantador secundario obtenido mediante el software DESASS (Ferrer et al., 2008). .....	104
Figura 1.45. Diagrama del punto de estado. ....	105
Figura 1.46. Diagramas del punto de estado para diferentes condiciones de carga (Henze et al., 2011). .....	105
Figura 1.47. (a) Estructura en red de los flóculos en el rango de compresión (Michaels y Bolger, 1962). (b) periodo de inducción en un ensayo de sedimentación en el rango de compresión (Pérez, 1993).....	107
Figura 1.48. Ensayo de sedimentación con un periodo de aumento de la velocidad (Vesilind y Jones, 1990).....	109
Figura 1.49. Aumento de la velocidad de sedimentación en ensayos de sedimentación con calcita (Holdich y Butt, 1996).....	111
Figura 1.50. Ensayos de sedimentación para el fango N (Chen et al., 1996). ....	112
Figura 1.51. $V_s^{1/4.65}$ en función de la fracción volumétrica de los sólidos $\phi_s$ para el fango N (Chen et al., 1996).....	113
Figura 1.52. Incremento de la velocidad de sedimentación durante el proceso de sedimentación (Zhao, 2004).....	116
Figura 1.53. Fracción volumétrica de los flóculos y empaquetamiento de los flóculos (Zhao, 2004b). .....	117
Figura 1.54. Turbidez y viscosidad del sobrenadante del fango en función de la dosis añadida de polímero (Zhao, 2004a). .....	118

Figura 1.55. Formación de una estructura de gel en una suspensión coloidal. (a) Estado inicial. (b) Estado intermedio con muchos flóculos conectados. (c) Estado de gel (Bache y Gregory, 2007). .....	119
Figura 1.56. Etapas en la sedimentación de una suspensión coloidal con estructura de gel débil (Starrs et al., 2002).....	119
Figura 1.57. Relación entre el periodo de retardo y la concentración de polímero no absorbido en un gel coloidal (Kilfoil et al., 2003). .....	120
Figura 3.1. Esquema general de la depuradora de aguas residuales industriales de Ford. ....	130
Figura 3.2. Tratamiento biológico de la depuradora de aguas residuales industriales de Ford. ....	132
Figura 3.3. Columnas de sedimentación utilizadas en los ensayos de sedimentación en discontinuo. ....	133
Figura 3.4. Esquema de las columnas de sedimentación. ....	134
Figura 3.5. Columna de sedimentación propuesta por el método estándar para la determinación de la velocidad de sedimentación zonal (APHA et al., 1998).....	136
Figura 3.6. Fases con velocidad de sedimentación zonal constante en las curvas de sedimentación.	137
Figura 3.7. Curvas de sedimentación para distintas concentraciones de SS con agitación de los fangos previa al ensayo de sedimentación. ....	138
Figura 3.8. Curva de sedimentación sin agitación previa al ensayo de sedimentación. ....	138
Figura 3.9. Curvas de sedimentación para una misma concentración de SS diluyendo con el mismo sobrenadante y sin agitación previa al ensayo de sedimentación.....	139
Figura 3.10 Curvas de sedimentación con agitación previa de 10 minutos al ensayo de sedimentación. ....	140
Figura 3.11. Curvas de sedimentación para una misma concentración de SS y diferentes concentraciones de sobrenadante.....	141
Figura 3.12. Determinación experimental de la curva de sedimentación zonal (Quasim, 1998). ....	142
Figura 3.13. Picnómetro utilizado para la determinación experimental de la densidad del fango seco (Nopens, 2005a). ....	144
Figura 3.14. Ejemplo de medición de la densidad de los flóculos mediante el método de soluciones homogéneas.....	148
Figura 3.15. Material de laboratorio utilizado para la medición de la densidad de los flóculos.....	148
Figura 3.16. Ejemplo de histograma de distribución de densidades de los flóculos y su ajuste a una distribución normal. ....	150

Figura 3.17. Adquisición de las imágenes de los flóculos. (a) Microscopio y cámara digital utilizados para la adquisición de las imágenes. (b) Metodología para la adquisición de las imágenes con el microscopio. ....	152
Figura 3.18. Pasos del análisis y procesamiento de las imágenes obtenidas con el microscopio.....	153
Figura 3.19. Comprobación del correcto funcionamiento del algoritmo de segmentación. ....	155
Figura 3.20. Ejemplo de los gráficos obtenidos en el análisis estadístico de los flóculos. ....	158
Figura 4.1. Histograma de densidades de los flóculos y ajuste a una distribución normal.....	164
Figura 4.2. Histograma del diámetro equivalente de los flóculos sin eliminar las partículas primarias. (a) Distribución de todos los flóculos (b) Distribución de los flóculos con $d_{eq} < 25 \mu\text{m}$ . ....	165
Figura 4.3. Redondez en función del diámetro equivalente. ....	166
Figura 4.4. Cálculo de la dimensión fractal perímetro-longitud ( $D_{P-L}$ : dimensión fractal perímetro-longitud). ....	168
Figura 4.5. Cálculo de la dimensión fractal área-longitud ( $D_{A-L}$ : dimensión fractal área-longitud). ....	168
Figura 4.6. Cálculo de la dimensión fractal área-perímetro ( $D_{P-A}$ : dimensión fractal área-perímetro). ....	169
Figura 4.7. Fangos activados de la depuradora de Ford observados al microscopio (10X). (a) Flóculos de los fangos activados (b) Detalle de los flóculos.....	170
Figura 4.8. Curvas de sedimentación de los 12 ensayos realizados en la experiencia A.....	173
Figura 4.9. Curvas de sedimentación de los 8 primeros ensayos realizados en la experiencia A. ....	173
Figura 4.10. Curvas de sedimentación de los 11 ensayos realizados en la experiencia B.....	174
Figura 4.11. Curvas de sedimentación de los 7 primeros ensayos realizados en la experiencia B. ....	174
Figura 4.12. Curva de sedimentación típica con las fases de sedimentación zonal inicial y final. ....	175
Figura 4.13. Determinación de los tramos de sedimentación con velocidad de sedimentación constante inicial y final. (a) Curva de sedimentación. (b) Aceleración de los fangos. ....	177
Figura 4.14. Análisis de los residuos para determinar el tramo de velocidad de sedimentación final constante. (a) Ajuste del tramo recto. (b) Residuos del ajuste.....	178
Figura 4.15. Ajuste final del tramo de velocidad de sedimentación final constante. (a) Ajuste del tramo recto. (b) Residuos del ajuste.....	178
Figura 4.16. Velocidad de sedimentación inicial y final para el ensayo 6A. ....	179
Figura 4.17. Ajuste de la velocidad de sedimentación zonal inicial y final para la experiencia A. ....	181
Figura 4.18. Ajuste de la velocidad de sedimentación zonal inicial y final para la experiencia B. ....	183

Figura 4.19. Velocidad de sedimentación zonal inicial en función de la concentración de SS para la experiencia A. ....	186
Figura 4.20. Velocidad de sedimentación zonal final en función de la concentración de SS para la experiencia A. ....	186
Figura 4.21. Tiempo de corte en función de la concentración de SS para la experiencia A. ....	187
Figura 4.22. Velocidad de sedimentación zonal inicial en función de la concentración de SS para la experiencia B. ....	187
Figura 4.23. Velocidad de sedimentación zonal final en función de la concentración de SS para la experiencia B. ....	188
Figura 4.24. Tiempo de corte en función de la concentración de SS para la experiencia B. ....	188
Figura 4.25. Tiempo de corte en función de la concentración de SS para las experiencias A y B. ....	189
Figura 4.26. Relación entre la velocidad de sedimentación zonal final e inicial para la experiencia A. ....	191
Figura 4.27. Relación entre la velocidad de sedimentación zonal final e inicial para la experiencia B. ....	191
Figura 4.28. Relación entre el tiempo de corte y la velocidad de sedimentación inicial para las experiencias A y B. ....	193
Figura 4.29. Ajuste al modelo 1 y residuos de la velocidad de sedimentación para la experiencia A. ....	198
Figura 4.30. Ajuste al modelo 2 y residuos de la velocidad de sedimentación para la experiencia A. ....	199
Figura 4.31. Ajuste al modelo 3 y residuos de la velocidad de sedimentación para la experiencia A. ....	200
Figura 4.32. Ajuste al modelo 4 y residuos de la velocidad de sedimentación para la experiencia A. ....	201
Figura 4.33. Ajuste al modelo 5 y residuos de la velocidad de sedimentación para la experiencia A. ....	202
Figura 4.34. Ajuste al modelo 1 y residuos de la velocidad de sedimentación para la experiencia B. ....	205
Figura 4.35. Ajuste al modelo 2 y residuos de la velocidad de sedimentación para la experiencia B. ....	206
Figura 4.36. Ajuste al modelo 3 y residuos de la velocidad de sedimentación para la experiencia B. ....	207
Figura 4.37. Ajuste al modelo 4 y residuos de la velocidad de sedimentación para la experiencia B. ....	208
Figura 4.38. Ajuste al modelo 5 y residuos de la velocidad de sedimentación para la experiencia B. ....	209
Figura 4.39. SCR/N de los ajustes de la velocidad de sedimentación inicial para la experiencia A. ....	213
Figura 4.40. SCR/N de los ajustes de la velocidad de sedimentación inicial para la experiencia B. ....	213
Figura 4.41. SCR/N de los ajustes de la velocidad de sedimentación final para las experiencias A y B. ....	214

Figura 4.42. $VF_{30}$ en función de los SS para distintas diluciones del fango activado de la EDAR de Ford. .....	217
Figura 4.43. $IVF$ en función de los SS para distintas diluciones del fango activado de la EDAR de Ford. .....	218
Figura 5.1. Determinación de $SS_c$ a partir del modelo de Richardson y Zaki para la experiencia B. ....	224
Figura 5.2. Clasificación de las zonas existentes en el proceso de sedimentación de los fangos activados de la EDAR de Ford. ....	225
Figura 5.3. Variación de $d_f$ y $j$ en función de la esfericidad de los flóculos para la experiencia A. ....	255
Figura 5.4. Variación de $d_f$ y $j$ en función de la esfericidad de los flóculos para la experiencia B. ....	256
Figura 5.5. Ajuste inicial de la velocidad de sedimentación en la zona de transición para el ensayo 6A. .....	260
Figura 5.6. Ajuste final de la velocidad de sedimentación en la zona de transición para el ensayo 6A. .....	261
Figura 5.7. Gráfico de Tory para el ensayo 6A. ....	261
Figura 5.8. Velocidad de sedimentación zonal en función de la concentración de SS para el ensayo A, incluyendo los resultados experimentales obtenidos en la zona de transición. ....	262
Figura 5.9. Velocidad de sedimentación zonal en función de la concentración de SS para el ensayo B, incluyendo los resultados experimentales obtenidos en la zona de transición. ....	263
Figura 5.10. Ajustes del modelo de Richardson y Zaki para cada ensayo de sedimentación considerando los datos de $V_s(SS)$ obtenidos en la zona de transición. (a) Experiencia A. (b) Experiencia B. ....	264
Figura 5.11. Diámetro de los flóculos en función de la concentración de SS después del proceso de aceleración de los fangos. (a) Experiencia A. (b) Experiencia B. ....	265
Figura 5.12. Índice volumétrico del agregado en función de la concentración de SS después del proceso de aceleración de los fangos. (a) Experiencia A. (b) Experiencia B. ....	266
Figura 5.13. Modelo lineal del diámetro de los flóculos en función de la concentración de SS después del proceso de aceleración de los fangos. (a) Experiencia A. (b) Experiencia B. ....	269
Figura 5.14. Modelo exponencial del índice volumétrico del agregado en función de la concentración de SS después del proceso de aceleración de los fangos. (a) Experiencia A. (b) Experiencia B. ....	269
Figura 5.15. Efecto de la esfericidad y de la permeabilidad de los flóculos en el cálculo de $d_f$ y $j$ después del proceso de aceleración de los fangos para la experiencia B. ....	271

Figura 5.16. Porosidad de los flóculos después del proceso de aceleración de los fangos para la experiencia B (a) Porosidad del flóculo, $\epsilon_f$ (b) Porosidad debida a los flóculos primarios, $\epsilon_{ext fp}$ . .....	273
Figura 5.17. Densidad de los flóculos después del proceso de aceleración de los fangos para la experiencia B. ....	273
Figura 5.18. Número medio de flóculos por unidad de masa en función de la concentración de SS después del proceso de aceleración de los fangos para la experiencia B.....	275
Figura 5.19. Velocidad de sedimentación terminal de los flóculos ( $V_0$ ) y número de Reynolds (Re) en función de la concentración de SS después del proceso de aceleración de los fangos para la experiencia B. ....	277
Figura 5.20. Velocidad de sedimentación zonal final ( $V_f$ ) y exponente del modelo de Richardson y Zaki en la etapa de sedimentación zonal final ( $nRZ$ ) para la experiencia B.....	278
Figura 5.21. Dimensión fractal de los flóculos después del proceso de aceleración de los fangos para la experiencia B. ....	280
Figura 5.22. Índice volumétrico del agregado considerando la evolución de la dimensión fractal de los flóculos después del proceso de aceleración de los fangos en la experiencia B. ....	281
Figura 6.1. Resultados para el ensayo 6 de la experiencia A. (a) Altura de la interfase fango-sobrenadante. (b) Velocidad de sedimentación calculada numéricamente.....	288
Figura 6.2. Ajuste del modelo escalón para el ensayo 6 de la experiencia A. (a) Altura de la interfase fango-sobrenadante. (b) Velocidad de sedimentación zonal. ....	290
Figura 6.3. Modelo de crecimiento sigmoideo (Seber y Wild, 2003). (a) Curva de crecimiento. (b) Curva de velocidad de crecimiento. ....	291
Figura 6.4. Ajuste del modelo logístico para el ensayo 6 de la experiencia A. (a) Altura de la interfase fango-sobrenadante. (b) Velocidad de sedimentación zonal. ....	298
Figura 6.5. Modelo logístico de la velocidad de sedimentación. (a) Velocidad de sedimentación. (b) Aceleración de sedimentación. ....	299
Figura 6.6. Modelo logístico en función de $t_{50}$ . ( $V_i = 0.1$ cm/min, $V_f = 2.5$ cm/min, $k = 0.5$ min <sup>-1</sup> , $t_{50} = 15, 30$ y $45$ min). (a) Velocidad de sedimentación. (b) Aceleración de sedimentación. ....	300
Figura 6.7. Modelo logístico en función de $k$ . ( $V_i = 0.1$ cm/min, $V_f = 2.5$ cm/min, $t_{50} = 20$ min, $k = 0.3, 0.5$ y $1$ min <sup>-1</sup> ). (a) Velocidad de sedimentación. (b) Aceleración de sedimentación. ....	300



Figura 6.8. Relación entre el modelo logístico y el modelo escalón. ( $V_i = 0.1$ cm/min, $V_f = 1$ cm/min, $t_{50} = 20$ min, $k = 100$ min <sup>-1</sup> ). (a) Velocidad de sedimentación. (b) Aceleración de sedimentación. ...	301
Figura 6.9. Ajuste de las curvas de sedimentación al modelo logístico para la experiencia A.....	305
Figura 6.10. Ajuste de las curvas de sedimentación al modelo logístico para la experiencia B.....	307
Figura 6.11. Parámetros $k$ y $t_{50}$ del modelo logístico de la velocidad de sedimentación en función de la concentración de SS. (a) Experiencia A. (b) Experiencia B. ....	310
Figura 6.12. Ajuste del parámetro $k$ del modelo de velocidad de sedimentación logístico a un modelo lineal respecto de los SS en dos tramos. (a) Experiencia A. (b) Experiencia B. ....	311
Figura 6.13. Ajuste del parámetro $t_{50}$ del modelo de velocidad de sedimentación logístico a un modelo potencial respecto de los SS en dos tramos. (a) Experiencia A. (b) Experiencia B.....	312
Figura 6.14. Comparación entre las predicciones del modelo logístico de la velocidad de sedimentación y los datos experimentales de la altura de la interfase fango-sobrenadante para la experiencia A. ....	317
Figura 6.15. Comparación entre las predicciones del modelo logístico de la velocidad de sedimentación y los datos experimentales de la altura de la interfase fango-sobrenadante para la experiencia B. ....	319
Figura 6.16. Altura de la interfase fango-sobrenadante experimental frente a la calculada con el modelo logístico para la experiencia A.....	321
Figura 6.17. Altura de la interfase fango-sobrenadante experimental frente a la calculada con el modelo logístico para la experiencia B.....	323
Figura 6.18. Efecto de los coagulantes y polímeros utilizados en el tratamiento físico-químico en la sedimentabilidad del fango. (a) Adición de $ClSO_4Fe$ . (b) Adición del polímero Gardo TP 55. ...	327
Figura 6.19. Efecto de la dilución del sobrenadante en la sedimentabilidad del fango para una concentración de $SS = 1.6$ g/l. (a) $V_i$ y $V_f$ . (b) $t_{50}$ . ....	329
Figura 6.20. Comparación de los parámetros $V_i$ y $V_f$ del modelo de velocidad de sedimentación logístico para las experiencias A y B. (a) $V_i(SS)$ (b) $V_f(SS)$ .....	331
Figura 6.21. Comparación de los parámetros $k$ y $t_{50}$ del modelo de velocidad de sedimentación logístico para las experiencias A y B. (a) $t_{50}(SS)$ . (b) $k(SS)$ .....	331
Figura 6.22. Velocidad de sedimentación zonal inicial y final según el modelo de Richardson y Zaki para la experiencia B (a) Aplicación del modelo con los datos de $V_f(SS)$ obtenidos en la etapa de sedimentación zonal final de cada ensayo se sedimentación (b) $V_f(SS)$ aplicando el modelo en la etapa de transición de cada ensayo de sedimentación. ....	335

Figura 6.23. Relación entre la velocidad de sedimentación terminal de los flóculos ( $V_0$ ) y el parámetro $k$ del modelo logístico en la etapa de sedimentación zonal final para la experiencia B. ....	336
Figura 6.24. Relación entre el parámetro $t_{50}$ del modelo logístico y la velocidad de sedimentación zonal inicial ( $V_i$ ) para las experiencias A y B.....	338
Figura 8.1. Ejemplo de gráfico de probabilidad normal de los residuos. ....	368

## ÍNDICE DE TABLAS

---

Tabla 1.1. Efecto de los microorganismos filamentosos en el <i>IVF</i> (Eikelboom, 2000). .....	12
Tabla 1.2. Densidades del fango seco para diferentes fangos activado (Nopens, 2005a). .....	20
Tabla 1.3. Densidad de los flóculos del fango activado (Schuler et al., 2007b). .....	21
Tabla 1.4. Relación entre la densidad y la velocidad de sedimentación de los flóculos ( $V_0$ ) de la EDAR de West Lafayette (Sears et al., 2006). .....	22
Tabla 1.5. Definiciones del diámetro de un flóculo o de una partícula (Govoreanu, 2004). .....	25
Tabla 1.6. Relaciones entre los parámetros de sedimentabilidad del fango. ....	70
Tabla 1.7. Rango de variación y valores típicos del <i>IVF</i> , <i>IVFD</i> e <i>IVEA<sub>3.5</sub></i> en función de la sedimentabilidad de los fangos activados (Von Sperling, 2007). .....	71
Tabla 1.8. Valores típicos de los parámetros del modelo exponencial para la velocidad de sedimentación zonal en función de la sedimentabilidad de los fangos activados (Von Sperling, 2007). .....	84
Tabla 1.9. Correlaciones empíricas entre los parámetros de la velocidad de sedimentación zonal ( $k$ y $n$ ) del modelo exponencial y los parámetros de sedimentabilidad. ....	85
Tabla 1.10. Otras expresiones para la velocidad de sedimentación zonal propuestas en la bibliografía (Jeppsson, 1996). .....	87
Tabla 1.11. Valores típicos de los parámetros del modelo de Takács (Takács, et al., 1991). .....	89
Tabla 1.12. Valores típicos de los criterios de diseño de un decantador secundario (Ferrer y Seco, 2012b). ....	100
Tabla 1.13. Características del fango O y N (Chen et al., 1996). .....	114
Tabla 3.1. Reactivos químicos utilizados en el tratamiento físico-químico de la EDAR de Ford. ....	131
Tabla 3.2. Ejemplo de composición de soluciones utilizadas para medir la densidad de los flóculos mediante el método de soluciones homogéneas. ....	149
Tabla 3.3. Ejemplo de los datos obtenidos en el análisis estadístico de los flóculos. ....	158
Tabla 4.1. Densidad del fango seco ( $\rho_s$ ) y densidad de los flóculos ( $\rho_{fp}$ ) de los fangos. ....	163
Tabla 4.2. Tamaño y redondez de los flóculos de la EDAR de Ford. ....	167
Tabla 4.3. Mediana e intervalo de error del diámetro equivalente de los flóculos primarios de la EDAR de Ford, obtenidos a partir de la distribución lognormal del diámetro equivalente de los flóculos. ....	167

Tabla 4.4. Velocidades de sedimentación zonal inicial y final en función de los SS en la experiencia A. .....	184
Tabla 4.5. Velocidades de sedimentación zonal inicial y final en función de los SS en la experiencia B. .....	184
Tabla 4.6. Fecha de realización de cada ensayo y tiempo de corte para las experiencias A y B.....	185
Tabla 4.7. Resultados del ajuste $V_f = a + b \cdot V_i$ para las experiencias A y B. ....	192
Tabla 4.8. Modelos considerados para el ajuste de la velocidad de sedimentación zonal inicial y final (SS: concentración de sólidos suspendidos, $k$ , $n$ y $nRZ$ parámetros de los modelos). ....	195
Tabla 4.9. Resultados de la regresión de la velocidad de sedimentación al modelo 1 (experiencia A). .....	203
Tabla 4.10. Resultados de la regresión de la velocidad de sedimentación al modelo 2 (experiencia A). .....	203
Tabla 4.11. Resultados de la regresión de la velocidad de sedimentación al modelo 3 (experiencia A). .....	204
Tabla 4.12. Resultados de la regresión de la velocidad de sedimentación al modelo 4 (experiencia A). .....	204
Tabla 4.13. Resultados de la regresión de la velocidad de sedimentación al modelo 5 (experiencia A). .....	204
Tabla 4.14. Resultados de la regresión de la velocidad de sedimentación al modelo 1 (experiencia B). .....	210
Tabla 4.15. Resultados de la regresión de la velocidad de sedimentación al modelo 2 (experiencia B). .....	210
Tabla 4.16. Resultados de la regresión de la velocidad de sedimentación al modelo 3 (experiencia B). .....	210
Tabla 4.17. Resultados de la regresión de la velocidad de sedimentación al modelo 4 (experiencia B). .....	211
Tabla 4.18. Resultados de la regresión de la velocidad de sedimentación al modelo 5 (experiencia B). .....	211
Tabla 4.19. Análisis de los residuos de la regresión de la velocidad de sedimentación $V_i$ al modelo potencial.....	212
Tabla 4.20. $IVF$ , $IVFD$ y $SS$ de los fangos activados de la EDAR de Ford en distintas épocas del año...216	216

Tabla 4.21. Cumplimiento de los criterios de diseño del decantador secundario de la EDAR de Ford ( $C_s$ : carga superficial, $C_{sol}$ : carga de sólidos, $C_v$ : carga sobre vertedero, $TRH$ : tiempo de retención hidráulico).....	219
Tabla 5.1. Valores experimentales de $SS_c$ para las experiencias A y B. ....	224
Tabla 5.2. Características de los flóculos según del modelo de Richardson y Zaki con $nRZ(Re)$ . ....	226
Tabla 5.3. $SS_{gel}$ e intervalos de $SS$ , $\phi_s$ y $\phi_f$ en las zonas de estudio de las experiencias A y B. ....	228
Tabla 5.4. Características de los flóculos según el modelo de Richardson y Zaki con $nRZ=5.0$ . ....	229
Tabla 5.5. Ratios de las características de los flóculos entre las distintas zonas del modelo de Richardson y Zaki para las experiencias A y B. ....	232
Tabla 5.6. Características de los flóculos primarios durante el proceso de mezcla rápida inicial de 10 minutos.....	233
Tabla 5.7. Porosidades de los flóculos primarios y porosidades de los flóculos según el modelo de Richardson y Zaki para las experiencias A y B. ....	239
Tabla 5.8. Velocidades de sedimentación terminal de los flóculos de los fangos activados. ....	241
Tabla 5.9. Concentración de $SS$ crítica experimental ( $SS_c$ ) y teórica ( $SS'_c$ ) para las experiencias A y B. ....	244
Tabla 5.10. Dimensión fractal de los flóculos en las zonas de estudio para las experiencias A y B. ....	248
Tabla 5.11. Dimensión fractal de los flóculos de los fangos activados.....	249
Tabla 5.12. Permeabilidad de los flóculos y valor de $\Gamma$ calculados con los modelos de Brinkman y de Happel para las experiencias A y B. ....	252
Tabla 5.13. Resultados del ajuste lineal del diámetro de los flóculos ( $d_f$ ) en función de la concentración de $SS$ para las experiencias A y B.....	267
Tabla 5.14. Resultados del ajuste exponencial del diámetro de los flóculos ( $d_f$ ) en función de la concentración de $SS$ para las experiencias A y B.....	267
Tabla 5.15. Resultados del ajuste lineal del índice volumétrico del agregado ( $j$ ) en función de la concentración de $SS$ para las experiencias A y B.....	267
Tabla 5.16. Resultados del ajuste exponencial del índice volumétrico del agregado ( $j$ ) en función de la concentración de $SS$ para las experiencias A y B.....	268
Tabla 6.1. Resultados de la regresión de $h(t)$ al modelo logístico para la experiencia A. ....	308
Tabla 6.2. Resultados de la regresión de $h(t)$ al modelo logístico para la experiencia B. ....	308

Tabla 6.3. Resultados del ajuste del parámetro $k$ del modelo de velocidad de sedimentación logístico a un modelo lineal respecto de los SS en dos tramos, para las experiencias A y B. ....	311
Tabla 6.4. Resultados del ajuste del parámetro $t_{50}$ del modelo de velocidad de sedimentación logístico a un modelo potencial respecto de los SS en dos tramos, para las experiencias A y B. ....	312
Tabla 6.5. Coeficientes $r^2$ para $h$ modelo = $h$ experimental y errores relativos máximos de $h(t)$ en la validación del modelo logístico, para las experiencias A y B. ....	323
Tabla 6.6. Resultados del ajuste lineal de la velocidad de sedimentación terminal de los flóculos en la etapa de sedimentación zonal final ( $V_0$ ) en función del parámetro $k$ para la experiencia B. ....	337
Tabla 6.7. Resultados del ajuste lineal del parámetro $t_{50}$ en función de la velocidad de sedimentación zonal inicial ( $V_i$ ) para las experiencias A y B. ....	338

## ABREVIATURAS Y NOMENCLATURA

---

$C_D$	Coeficiente de arrastre.
$D_f$	Dimensión fractal del flóculo.
$d_f$	Diámetro del flóculo.
$d_{fp}$	Diámetro de los flóculos primarios.
EDAR	Estación depuradora de aguas residuales.
$h$	Altura de la interfase fango-sobrenadante en un ensayo de sedimentación.
$IVEA_{3,5}$	Índice volumétrico específico agitado a 3.5 g/l.
$IVF$	Índice volumétrico del fango.
$IVFD$	Índice volumétrico del fango diluido.
$j$	Índice volumétrico del agregado.
$j_p$	Índice volumétrico del agregado de los flóculos primarios.
$k$	Permeabilidad del flóculo. Parámetro del modelo logístico de $V_s(SS, t)$ . Parámetro de los modelos empíricos de $V_s(SS)$ .
$n$	Parámetro de los modelos empíricos de $V_s(SS)$ .
$n_f$	Número medio de flóculos por unidad de volumen.
$n_{RZ}$	Exponente del modelo de Richardson y Zaki
$r^2$	Coeficiente de correlación de una regresión lineal.
$R^2$	Coeficiente de correlación generalizado de una regresión no lineal.
Re	Número de Reynolds.
SCR/N	Media de la suma del cuadrado de los residuos de una regresión.
SPE	Sustancias poliméricas extracelulares.
SS, $SS$	Sólidos suspendidos, concentración de sólidos suspendidos.
$SS_c$	Concentración de sólidos suspendidos crítica.
$SS_{gel}$	Concentración de SS en la que los flóculos forman una estructura de gel.
$t_{50}$	Tiempo de retardo. Parámetro del modelo logístico de $V_s(SS, t)$ .
$t_c$	Tiempo de corte.
$V_i$	Velocidad de sedimentación zonal inicial.
$V_f$	Velocidad de sedimentación zonal final.
$v_f$	Volumen del flóculo.
$V_s$	Velocidad de sedimentación.

$v_s$	Volumen de sólidos contenidos en el flóculo.
$V_0$	Velocidad de sedimentación terminal de una partícula o de un flóculo.
$VF_{30}$	Volumen del fango después de sedimentar 30 min en una probeta de 1 litro.
$\Gamma$	Factor multiplicativo de $V_s$ para un flóculo permeable.
$\varepsilon$	Porosidad del fango o de la suspensión.
$\varepsilon_f$	Porosidad del flóculo.
$\varepsilon_{ext fp}$	Porosidad externa de los flóculos primarios.
$\epsilon_x$	Error de la variable x.
$\mu$	Viscosidad dinámica del agua.
$\rho$	Densidad del agua.
$\rho_f$	Densidad de los flóculos.
$\rho_{fp}$	Densidad de los flóculos primarios.
$\rho_s$	Densidad del fango seco o densidad de una partícula.
$\phi_s$	Fracción volumétrica de los sólidos.
$\phi_f$	Fracción volumétrica de los flóculos.
$\Psi$	Esfericidad de una partícula o de un flóculo.

*Subíndices:*

i	Etapa con velocidad de sedimentación zonal inicial
f	Etapa con velocidad de sedimentación zonal final.
1	Intervalo de concentraciones de SS menores que $SS_c$ .
2	Intervalo de concentraciones de SS mayores que $SS_c$ .
i1	Etapa con velocidad de sedimentación zonal inicial y $SS < SS_c$ .
i2	Etapa con velocidad de sedimentación zonal inicial y $SS > SS_c$ .
f1	Etapa con velocidad de sedimentación zonal final y $SS < SS_c$ .
f2	Etapa con velocidad de sedimentación zonal final y $SS > SS_c$ .