

I N D I C E G E N E R A L

I. INTRODUCCIÓN	1
II. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA.....	5
2.1 TRATAMIENTOS DE AGUAS RESIDUALES URBANAS.....	5
2.1.1 Generalidades	5
2.1.2 Coagulación-floculación.....	7
2.1.3 Tratamiento biológico de las aguas residuales	8
2.1.4 Decantación secundaria	10
2.2 SEDIMENTACIÓN	12
2.2.1 Bases Teóricas de la Sedimentación	12
2.2.1.1 Sedimentación discreta (Tipo I)	14
2.2.1.2 Sedimentación floculada (Tipo II)	17
2.2.1.3 Sedimentación zonal o impedida (Tipo III)	19
2.2.1.4 Compresión (Tipo IV).....	22
2.2.2 Aplicaciones de la Sedimentación	23
2.2.3 Sedimentación de Fangos Activados.....	24
2.2.3.1 Morfología de los fangos activados.....	24
2.2.3.2 Factores que afectan a las características de los fangos	26
2.2.3.3 Sedimentabilidad de los fangos biológicos	27
2.2.4 Medidas de la Sedimentabilidad	29
2.2.4.1 Generalidades.....	29
2.2.4.2 Métodos empleados.....	30
2.3 COAGULACIÓN Y FLOCULACIÓN	40
2.3.1 Generalidades	40
2.3.2 Mecanismos Teóricos de la Coagulación y la Floculación.	41
2.3.3 Tipos de Coagulantes.....	42
2.3.3.1 Coagulantes inorgánicos.....	42
2.3.3.2 Coagulantes orgánicos.....	43
2.3.4 Factores que influyen en el proceso de coagulación.....	43
2.3.5 Coagulación con Sales de Hierro.....	46
2.3.5.1 Química de Coagulación con Sales de Hierro.....	46
2.3.5.2 Influencia en la Coagulación con Sales de Fe(III).....	55

2.3.5.2.1	Influencia de la dosificación de coagulante y pH	55
2.3.5.2.2	Influencia de la presencia de iones	56
2.3.6	Cloruro Férrico.....	58
2.3.6.1	Generalidades.....	58
2.3.6.2	Aplicaciones	58
2.3.7	Precipitación del Fosforo con Sales de Hierro	60
2.3.7.1	Química de las Sales de Hierro en la Precipitación del Fosforo.....	60
2.3.7.2	Efecto del pH en la precipitación del fósforo con sales de hierro.....	62
2.4	EFFECTO DE LAS SALES DE HIERRO EN LA SEDIMENTACIÓN DE LOS FANGOS ACTIVADOS.....	63
2.4.1	Precipitación de Fósforo con Sales de Hierro y efecto del coagulante en la Sedimentabilidad del Fango Activado.....	63
2.4.2	Densidad del Fango Activado y su efecto en la velocidad de sedimentación	67
2.4.3	Otros Materiales Utilizados para estudiar la Velocidad de Sedimentación de los Fangos Activados	73
III.	MATERIALES Y MÉTODOS.....	77
3.1	PARÁMETROS FÍSICO QUÍMICOS, PRINCIPIOS Y METODOLOGÍA.....	77
3.1.1	Sólidos suspendidos (SS).....	77
3.1.2	pH.....	77
3.1.3	Conductividad.....	78
3.1.4	Temperatura.....	78
3.1.5	Turbidez	78
3.1.5	Hierro y Fosfatos	78
3.1.5.1	Material necesario	79
3.1.5.2	Procedimiento operacional	79
3.2	METODOLOGÍA DE EXPERIMENTACIÓN: Detalle de los ensayos	80
3.2.1	Preparación del coagulante y solución de sosa	80
3.2.2	Ensayos de sedimentación	82
3.2.2.1	Material necesario	83
3.2.2.2	Planificación	83
3.2.2.3	Ensayos para determinar Velocidades de sedimentación zonal.....	83

3.2.2.4	Ensayos con Procesos de Coagulación y Floculación aplicando cloruro férrico a distintas dosis.....	86
3.2.2.5	Ensayos con Procesos de Coagulación y Floculación aplicando cloruro férrico y ajustando el pH del fango durante el proceso de coagulación.....	88
3.2.2.6	Ensayos con Procesos de Coagulación y Floculación aplicando cloruro férrico previamente neutralizado a Ph 7.....	89
3.2.3	Tratamiento de los Resultados y Programas Informáticos Asociados.....	89
IV.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	91
4.1	VELOCIDAD DE SEDIMENTACIÓN DE LOS FANGOS ACTIVADOS.....	91
4.2	MODELIZACIÓN DE LA VELOCIDAD DE SEDIMENTACIÓN.....	95
4.2.1	Modelización de la velocidad de sedimentación en función de la concentración de los sólidos suspendidos.....	95
4.2.2	Variación del comportamiento del fango activado original.....	114
4.3	ESTUDIO DE LA INFLUENCIA DE LA ADICIÓN DE CLORURO FÉRRICO EN LA VELOCIDAD DE SEDIMENTACIÓN DEL FANGO ACTIVADO Y EN LA CALIDAD DEL SOBRENADANTE.....	115
4.3.1	Adición de cloruro férrico sin ajustar el pH.....	116
4.3.1.1	Velocidad de sedimentación del fango activado sin ajustar el Ph.....	116
4.3.1.2	Análisis del Sobrenadante sin ajustar el pH.....	119
4.3.2	Adición de cloruro férrico ajustando el pH a 6, 7 y 8 durante el proceso de coagulación.....	122
4.3.2.1	Velocidad de sedimentación del fango activado, ajustando el pH a 7 después de la adición del coagulante.....	123
4.3.2.2	Velocidad de sedimentación del fango activado, ajustando el pH a 6 después de la adición del coagulante.....	125
4.3.2.3	Velocidad de sedimentación del fango activado, ajustando el pH a 8 después de la adición del coagulante.....	127
4.3.2.4	Análisis del sobrenadante ajustando el pH a 6, 7 y 8.....	129
4.3.3	Adición del cloruro férrico previamente neutralizado a pH 7.....	134
4.3.3.1	Velocidad de sedimentación del fango activado ajustado previamente el pH del FeCl ₃ a 7.....	134
4.3.3.2	Análisis del sobrenadante ajustado previamente el pH del FeCl ₃ a 7.....	136
4.3.4	Comparación de los resultados obtenidos.....	139
4.4	MODELIZACIÓN DE LA VELOCIDAD DE SEDIMENTACIÓN DEL FANGO ACTIVADO CON ADICIÓN DE CLORURO FÉRRICO	

NEUTRALIZADO A PH 7 Y RELACIÓN DE LOS PARÁMETROS CON LA DOSIS.....	142
4.4.1 Modelización de la Velocidad de Sedimentación del fango activado con adición de cloruro férrico neutralizado a ph 7	142
4.4.2 Relación de los parámetros de los modelos con la dosis de cloruro férrico añadida.....	158
4.4.2.1 Relación de los parámetros del modelo de Richardson et. al. con la dosis de cloruro férrico añadida	158
4.4.2.2 Relación de los parámetros del modelo exponencial con la dosis de cloruro férrico añadida.....	161
V. CONCLUSIONES	165
VI.RECOMENDACIONES	167
VII.BIBLIOGRAFÍA	169

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Esquema del proceso de fangos activados.....9

Figura 2. Clasificación de los distintos regímenes de sedimentación en función de la concentración de la suspensión y de la tendencia a flocular de sus partículas (adaptado de Ekama et al., 1997) 13

Figura 3. Variación del coeficiente de rozamiento (CD) con el número de Reynolds (Re) y la geometría de la partícula (Adaptada de WEF y ASCE, 1998)..... 15

Figura 4. Índices de Willcomb para determinar el tamaño del flóculo (Gordon, et. al. 1993)..... 18

Figura 5. Columna de sedimentación y curvas de igual porcentaje de eliminación de sólidos suspendidos en un ensayo de sedimentación floculada (Metcalf y Eddy, 2000). 19

Figura 6. Decantación por sedimentación interferida (Contreras, 2010).....20

Figura 7. Análisis de la curva de decantación interferida (Contreras, 2010).....21

Figura 8. Efecto de los organismos filamentosos en la estructura y formación de los flóculos (Ferrer et al., 2011).....25

Figura 9. Valores de IVF obtenidos en función de la concentración para cinco fangos activados diferentes (adaptada de Ekama et al., 1997)31

Figura 10. Obtención experimental de la velocidad de sedimentación zonal. a) Curvas de sedimentación discontinua a distintas concentraciones iniciales. b) Determinación de los parámetros de sedimentación zonal según el modelo exponencial (adaptado de Ekama et al., 1997)35

Figura 11. Las concentraciones de productos de hidrólisis monoméricas de Fe (III) y Al (III) en equilibrio con los hidróxidos amorfos, con cero fuerza iónica y 25°C (Duan, 2002).49

Figura 12. Proporciones (fracciones molares) de los productos de hidrólisis disuelto en equilibrio con hidróxidos amorfos (Duan, 2002).49

Figura 13. Solubilidad en el equilibrio de Fe(OH)₃ (Aguilar *et al.*, 2002)49

Figura 14. Curvas de turbidez residual observadas en los fenómenos de coagulación con sales de Al(III) y Fe(III) (Aguilar *et al.*, 2002).....51

Figura 15. Representación esquemática de los diferentes caminos seguidos por las especies hidroxometálicas en disolución o en la superficie de la partícula en contacto con la disolución (Aguilar *et al.*, 2002).....52

Figura 16. Representación de las interrelaciones entre la dosificación de coagulante y la concentración coloidal a pH constante (Aguilar *et al.*, 2002).53

Figura 17. Efecto de los iones fosfato en la zona de pH de coagulación.....57

Figura 18. Diagrama de bloque para el tratamiento de aguas residuales (OXY, 2006).59

Figura 19. Remoción total de fosfatos vs. Dosis de coagulante (OXY, 2006).....61

Figura 20. Relación entre la densidad del fango activado y dosis de sales metálicas de hierro y aluminio para dosis de fosforo de 50-100 mg/L (Jones, et al, 2009).64

Figura 21. Relación entre la sedimentabilidad (DSVI, calculado usando biomasa+sólidos suspendidos precipitantes) y dosis de hierro. Correlaciones polinomiales de segundo orden para cada uno de las tres dosis de fosforo (Jang, 2006).	65
Figura 22. Efecto de la dosis de coagulante en la floculación y la sedimentación de las partículas que contienen Fe-P (Gregorio, et al., 2010).	66
Figura 23. Influencia de la concentración de Fe^{3+} en la distribución del tamaño de los flóculos de los fangos activado: a) estadio I, b) estadio II (Jiuyi Li, 2005)	.69
Figura 24. Comparación del IVFA con el FA, para una planta de fangos activados a escala de laboratorio (Agridiotis, et. al., 2004).	70
Figura 25. Relación entre la velocidad de sedimentación zonal y la diferencia entre la densidad de los flóculos y la densidad del agua ($r_f - r$), para los fangos activados de la EDAR North Durham (Schuler y Jang, 2007)	.71
Figura 26. Relación entre el parámetro V_o y la diferencia entre la densidad de los flóculos y la densidad del agua ($r_f - r$), para los fangos activados de la EDAR de de North Cary (NC) y de North Durham (ND) (Schuler y Jang, 2007)72
Figura 27. Relación entre el parámetro n y la diferencia entre la densidad de los flóculos y la densidad del agua ($r_f - r$), para los fangos activados de la EDAR de de North Cary (NC) y de North Durham (ND) (Schuler y Jang, 2007)	.72
Figura 28. B) Evolución de la velocidad de sedimentación inicial de un fango activado de origen industrial. Las dosis de talco son acumulativas. I) La concentración inicial del fango fue de 6.7 g/L, para II) La concentración inicial del fango fue de 7.2 g/L. (Vanderhasselt y Verstraete, 1999).	74
Figura 29. A) Velocidad de sedimentación inicial, B) Velocidad de sedimentación zonal del fango activado (Choi y Chung, 2000).	75
Figura 30. Probetas de 1L utilizadas en los ensayos.	84
Figura 31. Esquema de las diluciones y concentraciones realizadas en los ensayos.	85
Figura 32. Jar Test utilizado en los ensayos.	87
Figura 33. Ajuste para determinar la velocidad de sedimentación zonal y representación de los residuos vs. tiempo, para los fangos del día 30/09/2011	94
Figura 34. Ajustes y residuos de la velocidad de sedimentación (21/09/2011)	99
Figura 35. Ajustes y residuos de la velocidad de sedimentación (28/09/2011)	101
Figura 36. Ajustes y residuos de la velocidad de sedimentación (30/09/2011)	103
Figura 37. Ajustes y residuos de la velocidad de sedimentación (11/11/2011)	105
Figura 38. Ajustes y residuos de la velocidad de sedimentación (22/12/2011)	107
Figura 39. Ajustes y residuos de la velocidad de sedimentación obtenidas para la dosis 0 mg Fe/L.	148
Figura 40. Ajustes y residuos de la velocidad de sedimentación obtenidas para la dosis 93 mg Fe/L.	149

Figura 41. Ajustes y residuos de la velocidad de sedimentación obtenidas para la dosis 185 mg Fe/L.	150
Figura 42. Ajustes y residuos de la velocidad de sedimentación obtenidas para la dosis 278 mg Fe/L.	151
Figura 43. Ajustes y residuos de la velocidad de sedimentación obtenidas para la dosis 370 mg Fe/L.	152
Figura 44. Ajustes y residuos de la velocidad de sedimentación obtenidas para la dosis 462,5 mg Fe/L.	153

INDICE DE TABLAS

Tabla 1.	Factores que afectan a la separación sólido – líquido en decantadores secundarios (Ekama et al, 1997).....	11
Tabla 2.	Diseño de decantadores en función del tipo de sedimentación (Ekama et al., 1997)	14
Tabla 3.	Valores de coeficiente de arrastre (Contreras, 2010).....	17
Tabla 4.	Factores que afectan a las características de los fangos (Ekama et al., 1997).	26
Tabla 5.	Correlaciones empíricas entre los parámetro de sedimentación zonal (V_o y r_h) y los parámetros de sedimentabilidad de los fango IVF o IVFA _{3.5} . (Tomado de: Ferrer <i>et al.</i> , 2011).....	33
Tabla 6.	Comparación de IVL según Von Sperlin, 1999.	34
Tabla 7.	Otros modelos utilizados para la velocidad de sedimentación en función de la concentración de sólidos suspendidos X	40
Tabla 8.	Dosis teórica de coagulante mg Fe^{3+} /L aplicado en los ensayos	80
Tabla 9.	Valores de la determinación de Hierro total (mg/L), en la solución de coagulante preparada.....	81
Tabla 10.	Valores reales de la dosis aplicada de coagulante.....	81
Tabla 11.	Ensayos y sus determinaciones, para evaluar velocidades de sedimentación.	86
Tabla 12.	Ensayos y sus determinaciones, para evaluar dosis óptima de coagulante a aplicarse en próximos ensayos.....	88
Tabla 13.	Ensayos y sus determinaciones, para evaluar el efecto de coagulante en las velocidades de sedimentación de los fangos activados.....	88
Tabla 14.	Ensayos y sus determinaciones, para evaluar el efecto de coagulante en las velocidades de sedimentación de los fangos activados.....	89
Tabla 15.	Modelos considerados para el ajuste de las velocidades de sedimentación zonal de los fangos activados de la depuradora.	95
Tabla 16.	Velocidades de sedimentación obtenidas para las distintas concentraciones de SS ensayadas el 21/09/2011	98
Tabla 17.	Velocidades de sedimentación obtenidas para las distintas concentraciones de SS ensayadas el 28/09/2011	100
Tabla 18.	Velocidades de sedimentación obtenidas para las distintas concentraciones de SS ensayadas el 30/09/2011	102
Tabla 19.	Velocidades de sedimentación obtenidas para las distintas concentraciones de SS ensayadas el 11/11/2011	104
Tabla 20.	Velocidades de sedimentación obtenidas para las distintas concentraciones de SS ensayadas el 07/12/2011	106
Tabla 21.	Resultados de la regresión de la velocidad de sedimentación al modelo exponencial.....	108
Tabla 22.	Resultados de la regresión de la velocidad de sedimentación al modelo potencial.	108

Tabla 23.	Resultados de la regresión de la velocidad de sedimentación al modelo de Cho et. al (1).	109
Tabla 24.	Resultados de la regresión de la velocidad de sedimentación al modelo de Cho et. al (2).	109
Tabla 25.	Resultados de la regresión de la velocidad de sedimentación al modelo de Richardson et. al.	109
Tabla 26.	Valores medios del R^2 y SCR/N (cm/min) ² , en los cinco ensayos.	110
Tabla 27.	Aplicación del coagulante Cl_3Fe en el fango activado.....	117
Tabla 28.	Fango activado y coagulante, neutralizado a pH 7 durante la coagulación	124
Tabla 29.	Fango activado y coagulante, neutralizado a pH 6 durante la coagulación	126
Tabla 30.	Fango activado y coagulante, neutralizado a pH 8 durante la coagulación	128
Tabla 31.	Aplicación del coagulante Cl_3Fe previamente neutralizado a pH 7.	135
Tabla 32.	Ensayos realizados para la modelización de la velocidad de sedimentación del fango activado con coagulante neutralizado a pH 7.	143
Tabla 33.	Resultados de los ensayos ajustados para plantear el modelo de la velocidad de sedimentación en función de la dosis y sólidos suspendidos.	147
Tabla 34.	Velocidades de sedimentación obtenidas para las distintas concentraciones de sólidos suspendidos ensayadas a dosis 0 mg Fe/L.	148
Tabla 35.	Velocidades de sedimentación obtenidas para las distintas concentraciones de sólidos suspendidos ensayadas a dosis 93 mg Fe/L.	149
Tabla 36.	Velocidades de sedimentación obtenidas para las distintas concentraciones de sólidos suspendidos ensayadas a dosis 185 mg Fe/L.	150
Tabla 37.	Velocidades de sedimentación obtenidas para las distintas concentraciones de Sólidos suspendidos ensayadas a dosis 278 mg Fe/L.	151
Tabla 38.	Velocidades de sedimentación obtenidas para las distintas concentraciones de Sólidos suspendidos ensayadas a dosis 370 mg Fe/L.	152
Tabla 39.	Velocidades de sedimentación obtenidas para las distintas concentraciones de Sólidos suspendidos ensayadas a dosis 462,5 mg Fe/L.	153
Tabla 40.	Resultados de la regresión de la velocidad de sedimentación al modelo exponencial.....	154
Tabla 41.	Resultados de la regresión de la velocidad de sedimentación al modelo de Richardson et. al.	154
Tabla 42.	Valores medios del R^2 y SCR/N (cm/min) ² , de los modelos de Richardson et. al. y Exponencial.....	155

Tabla 43.	Resultados de la Relación del parámetro V_0 del modelo de Richardson et. al. con la dosis de cloruro férrico añadida.	160
Tabla 44.	Resultados de la Relación del parámetro j del modelo de Richardson et. al. con la dosis de cloruro férrico añadida.	160
Tabla 45.	Resultados de la relación del parámetro k del modelo exponencial con la dosis de cloruro férrico añadida.....	160
Tabla 46.	Resultados de la relación del parámetro n del modelo exponencial con la dosis de cloruro férrico añadida.....	160

INDICE DE GRÁFICOS

Gráfico 1. Representación altura de la interfase fango-sobrenadante (cm) en función del tiempo (min) para distintas concentraciones de sólidos (g/L) en el ensayo realizado el 30/09/2011.92

Gráfico 2. Coeficiente de correlación (R^2) de los cinco ensayos de velocidad de sedimentación del fango activado representados en los cinco modelos..... 110

Gráfico 3. SCR/N (cm/min)² de los cinco ensayos de velocidad de sedimentación del fango activado representados en los cinco modelos..... 111

Gráfico 4. $\varepsilon n/n$ de los cinco ensayos de velocidad de sedimentación del fango activado representados en los cinco modelos..... 112

Gráfico 5. $\varepsilon k/k$ de los cinco ensayos de velocidad de sedimentación del fango activado representados en los cinco modelos..... 112

Gráfico 6. P-valor del parámetro k de los cinco ensayos de velocidad de sedimentación del fango activado representados en los cinco modelos..... 113

Gráfico 7. P-valor del parámetro n de los cinco ensayos de velocidad de sedimentación del fango activado representados en los cinco modelos..... 114

Gráfico 8. Ajuste a un modelo exponencial, de los cinco ensayos realizados con fango biológico de la depuradora del Carraixet..... 115

Gráfico 9. Velocidad de sedimentación del fango activado, tras aplicar distintas dosis de coagulante $FeCl_3 \cdot 6H_2O$ 116

Gráfico 10. Ajuste lineal de la velocidad de sedimentación en función de la dosis de coagulante. 119

Gráfico 11. pH en función de la dosis de coagulante aplicado 120

Gráfico 12. Conductividad del fango activado en función de la dosis aplicada..... 122

Gráfico 13. Velocidad de sedimentación del fango activado, tras aplicar distintas dosis de coagulante $FeCl_3 \cdot 6H_2O$ y corrigiendo el pH a 7 del fango activado tras la aplicación del coagulante, en 4 ensayos respectivamente. 123

Gráfico 14. Ajuste exponencial de la velocidad de sedimentación en función de la dosis de coagulante, cuando se corrigió el pH del fango activado a 7. 125

Gráfico 15. Velocidad de sedimentación del fango activado, tras aplicar distintas dosis de coagulante $FeCl_3 \cdot 6H_2O$ y corrigiendo el pH 6 del fango activado tras la aplicación del coagulante, en 2 ensayos respectivamente. 126

Gráfico 16. Velocidad de sedimentación/velocidad de sedimentación del fango inicial en función de la dosis de coagulante, cuando se corrigió el pH del fango activado a 6..... 127

Gráfico 17. Velocidad de sedimentación del fango activado, tras aplicar distintas dosis de coagulante $FeCl_3 \cdot 6H_2O$ y corrigiendo el pH 8 del fango activado tras la aplicación del coagulante..... 128

Gráfico 18. pH inicial y final del fango activado (tras la aplicación del coagulante y ajustando a 7), en función de la dosis aplicada.....	130
Gráfico 19. pH inicial y final del fango activado (tras la aplicación del coagulante y corriéndolo a 6), en función de la dosis aplicada.....	131
Gráfico 20. pH inicial y final del fango activado (tras la aplicación del coagulante y ajustando a 8), en función de la dosis aplicada.....	131
Gráfico 21. Turbidez del fango activado (tras la aplicación del coagulante y corriendo el pH a 6, 7 y 8 en tres ensayos).....	132
Gráfico 22. Fe ³⁺ (mg/L) del fango activado (tras la aplicación del coagulante y corriendo el pH a 6, 7 y 8 en tres ensayos).....	133
Gráfico 23. A) Fosfatos del fango activado (tras la aplicación del coagulante y corriendo el pH a 6, 7 y 8 en tres ensayos) B) Porcentaje de eliminación de fosfatos en función de la dosis y pH ajustado.....	134
Gráfico 24. Velocidad de sedimentación del fango activado, tras aplicar distintas dosis de coagulante FeCl ₃ .6H ₂ O previamente neutralizado con Na(OH).	135
Gráfico 25. Ajuste lineal de la velocidad de sedimentación en función de la dosis de coagulante previamente neutralizado a pH 7.	136
Gráfico 26. pH inicial y final del fango activado (tras la aplicación del coagulante neutralizado), en función de la dosis aplicada.....	137
Gráfico 27. Contenido de Fe ³⁺ en función de la dosis de coagulante (FeCl ₃ .6H ₂ O) neutralizado previamente.....	137
Gráfico 28. Turbidez del fango activado, inicial y final (tras la aplicación del coagulante previamente neutralizado).	138
Gráfico 29. Eliminación de fosfato (mg/L), en función de la dosis de coagulante FeCl ₃ .6H ₂ O añadida en los fangos activados.....	139
Gráfico 30. Comparación del comportamiento de la velocidad de sedimentación del fango activado. A) Coagulante aplicado sin corrección del pH, B) Coagulante aplicado corrigiendo el pH a 7 durante el proceso de coagulación, C) Coagulante aplicado corrigiendo el pH a 6 y 8 durante el proceso de coagulación D) Coagulante previamente neutralizado.	140
Gráfico 31. Zona de estudio para evaluar la velocidad de sedimentación del fango activado, mediante la aplicación del coagulante FeCl ₃ .6H ₂ O, previamente neutralizado.....	142
Gráfico 32. Tendencia de la variación de sólidos suspendidos de los fangos activados tras aplicar el coagulante; en función de la dosis.	144
Gráfico 33. Velocidad de sedimentación del fango activado en función de la dosis de Fe aplicando coagulante previamente neutralizado a Ph 7.	145
Gráfico 34. Velocidad de sedimentación del fango activado en el rango de dosis de 0 a 462.5 mg/L de Fe, aplicando coagulante previamente neutralizado.	146
Gráfico 35. SCR/N (cm/min) ² de los cinco ensayos de velocidad de sedimentación del fango activado representados en los modelos de Richardson et. al. y Exponencial.....	155

Gráfico 36. $\varepsilon k/k$ de los cinco ensayos de velocidad de sedimentación del fango activado representados en los modelos de Richardson et. al. y Exponencial.....	156
Gráfico 37. $\varepsilon n/n$ de los cinco ensayos de velocidad de sedimentación del fango activado representados en los modelos de Richardson et. al. y Exponencial.....	156
Gráfico 38. P-valor del parámetro “k” de velocidad de sedimentación del fango activado representados en los modelos de Richardson et. al. y Exponencial.....	157
Gráfico 39. P-valor del parámetro “n” de velocidad de sedimentación del fango activado representados en los modelos de Richardson et. al. y Exponencial.....	157
Gráfico 40. Ajuste a una parábola de los valores de V_0 frente a la dosis de Fe añadido, modelo de Richardson et. al.....	159
Gráfico 41. Ajuste a una ecuación lineal de los valores de V_0 frente a la dosis de Fe. Modelo de Richardson et. al.	159
Gráfico 42. Ajuste a una ecuación lineal de los valores de j frente a la dosis de Fe. Modelo de Richardson et. al.	161
Gráfico 43. Ajuste a una parábola de los valores de k frente a la dosis de Fe. Modelo exponencial.....	162
Gráfico 44. Ajuste a una ecuación lineal de los valores de n frente a la dosis de Fe. Modelo exponencial.....	162
Gráfico 41. Representación del volumen de la interfase fango-sobrenadante (ml) en función del tiempo (min) para distintas concentraciones de sólidos (g/L) en el ensayo realizado el 21/09/2011.	181
Gráfico 42. Representación altura de la interfase fango-sobrenadante (cm) en función del tiempo (min) para distintas concentraciones de sólidos (g/L) en el ensayo realizado el 28/09/2011.	181
Gráfico 43. Representación altura de la interfase fango-sobrenadante (cm) en función del tiempo (min) para distintas concentraciones de sólidos (g/L) en el ensayo realizado el 11/11/2011.	182
Gráfico 48. Representación altura de la interfase fango-sobrenadante (cm) en función del tiempo (min) para distintas dosis de $FeCl_3$ (ml de solución) en el ensayo realizado el 06/10/2011, con $SSo = 3,543$ g/L	182
Gráfico 49. Representación altura de la interfase fango-sobrenadante (cm) en función del tiempo (min) para distintas dosis de $FeCl_3$ (ml de solución) en el ensayo realizado el 06/10/2011, con $SSo = 1,69$ g/L.	183
Gráfico 50. Representación altura de la interfase fango-sobrenadante (cm) en función del tiempo (min) para distintas dosis de $FeCl_3$ (ml de solución) en el ensayo realizado el 14/10/2011, con $SSo = 3,507$ g/L	183
Gráfico 51. Representación altura de la interfase fango-sobrenadante (cm) en función del tiempo (min) para distintas dosis de $FeCl_3$ (ml de solución) en el ensayo realizado el 22/11/2011, con $SSo = 3.228$ g/L y ajustando el pH a 6.....	184
Gráfico 52. Representación altura de la interfase fango-sobrenadante (cm) en función del tiempo (min) para distintas dosis de $FeCl_3$ (ml de	

solución) en el ensayo realizado el 18/11/2011, con SSo = 3,09 g/L y ajustando el pH a 6.....	184
Gráfico 53. Representación altura de la interfase fango-sobrenadante (cm) en función del tiempo (min) para distintas dosis de FeCl ₃ (ml de solución) en el ensayo realizado el 18/11/2011, con SSo = 3,7 g/L y ajustando el pH a 7.....	185
Gráfico 54. Representación altura de la interfase fango-sobrenadante (cm) en función del tiempo (min) para distintas dosis de FeCl ₃ (ml de solución) en el ensayo realizado el 18/11/2011, con SSo = 2,2 g/L y ajustando el pH a 7.....	185
Gráfico 55. Representación altura de la interfase fango-sobrenadante (cm) en función del tiempo (min) para distintas dosis de FeCl ₃ (ml de solución) en el ensayo realizado el 14/11/2011, con SSo = 2,2 g/L y ajustando el pH a 7.....	186
Gráfico 56. Representación altura de la interfase fango-sobrenadante (cm) en función del tiempo (min) para distintas dosis de FeCl ₃ (ml de solución) en el ensayo realizado el 22/11/2011, con SSo = 3,228 g/L y ajustando el pH a 7.....	186
Gráfico 57. Representación altura de la interfase fango-sobrenadante (cm) en función del tiempo (min) para distintas dosis de FeCl ₃ (ml de solución) en el ensayo realizado el 24/11/2011, con SSo = 2,662 g/L y ajustando el pH a 8.....	187
Gráfico 58. Representación altura de la interfase fango-sobrenadante (cm) en función del tiempo (min) para distintas dosis de FeCl ₃ (ml de solución) previamente neutralizado en el ensayo realizado el 24/11/2011, con SSo = 2,662 g/L.....	187
Gráfico 59. Representación altura de la interfase fango-sobrenadante (cm) en función del tiempo (min) para distintas dosis de FeCl ₃ (ml de solución) previamente neutralizado en el ensayo realizado el 28/11/2011, con SSo = 4,88 g/L.....	188
Gráfico 60. Representación altura de la interfase fango-sobrenadante (cm) en función del tiempo (min) para distintas dosis de FeCl ₃ (ml de solución) previamente neutralizado en el ensayo realizado el 30/11/2011, con SSo = 3,840 g/L.....	188
Gráfico 61. Representación altura de la interfase fango-sobrenadante (cm) en función del tiempo (min) para distintas dosis de FeCl ₃ (ml de solución) previamente neutralizado en el ensayo realizado el 30/11/2011, con SSo = 3,256 g/L.....	189
Gráfico 62. Representación altura de la interfase fango-sobrenadante (cm) en función del tiempo (min) para distintas dosis de FeCl ₃ (ml de solución) previamente neutralizado en el ensayo realizado el 30/11/2011, con SSo = 2,284 g/L.....	189
Gráfico 63. Representación altura de la interfase fango-sobrenadante (cm) en función del tiempo (min) para distintas dosis de FeCl ₃ (ml de solución) previamente neutralizado en el ensayo realizado el 07/12/2011, con SSo = 1,770 g/L.....	190
Gráfico 64. Representación altura de la interfase fango-sobrenadante (cm) en función del tiempo (min) para distintas dosis de FeCl ₃ (ml de	

solución) previamente neutralizado en el ensayo realizado el 07/12/2011, con SSo = 5,180 g/L. 190

Gráfico 65. Representación altura de la interfase fango-sobrenadante (cm) en función del tiempo (min) para distintas dosis de FeCl₃ (ml de solución) previamente neutralizado en el ensayo realizado el 28/11/2011, con SSo = 4,888 g/L. 191

I. INTRODUCCIÓN

El agua residual contiene partículas en suspensión más densas que el agua, que tienden a sedimentar si se dan las condiciones de flujo adecuadas. En el proceso de fangos activados, es necesario separar las aguas residuales tratadas de la masa de fangos biológicos lo que produce un efluente final clarificado.

En los fango activados la separación de los sólidos se realiza en el decantador secundario, donde predomina principalmente la sedimentación zonal, aquí los floculos, independientemente de su tamaño, sedimentan todos a la misma velocidad, manteniendo la posición relativa entre ellos. La velocidad de sedimentación zonal es inversamente proporcional a la concentración de sólidos suspendidos del fango (Ekama, 2000).

En las últimas décadas se han realizado esfuerzos en la obtención de medidas de la sedimentabilidad del fango adecuadas para su aplicación a teorías y procedimientos de diseño de decantadores. Se han desarrollado tres procedimientos de diseño basados en sus correspondientes medidas de la sedimentabilidad del fango. La velocidad de sedimentación zonal agitada está asociada al procedimiento de diseño basado en la teoría de flujo (Vesilind, 1958; Dick, 1970), el índice volumétrico específico agitado a 3,5 g/L 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.

A partir de diversos estudios a lo largo de los años se han propuesto muchas expresiones matemáticas, tanto hiperbólicas, logarítmicas, potenciales y exponenciales, para establecer una relación entre la velocidad de sedimentación zonal (V_{sz}) y la concentración de sólidos suspendidos (X). De todas ellas una de las que más se ha venido utilizando ha sido el modelo exponencial de Vesilind (1968). Este modelo ha sido empleado por diversos autores, como Thomas (1963), Vesilind (1968), Smollen y Ekama (1984), etc.

Por otro lado, la Coagulación se refiere al proceso de desestabilización de las partículas suspendidas de modo que se reduzcan las fuerzas de separación entre ellas. Mientras que la Floculación es una etapa en la cual las partículas se aglutinan en pequeñas masas llamadas flóculos tal que su peso específico supere al del agua y puedan precipitar (Dick,1970).

Diferentes coagulantes químicos pueden llevar a cabo la desestabilización por distintos caminos. Sin embargo, según las condiciones de uso, algunos materiales pueden funcionar como coagulantes o ayuda para la coagulación.

El cloruro férrico es un producto químico altamente versátil con propiedades únicas. Posee un alto poder de formación de flóculos, característica que es utilizada para diversas aplicaciones. Por ejemplo, es un eficiente coagulante en el tratamiento de aguas residuales, aguas industriales y agua potable. Además, el cloruro férrico ha sido utilizado por muchos años como un acondicionador de lodos.

Existen pocos estudios que relacionan la aplicación de coagulantes para mejorar la velocidad de sedimentación de los fangos activados. Principalmente las investigaciones donde usan el cloruro férrico como coagulante, se centran en evaluar la sedimentabilidad del fango activado mediante los parámetros indirectos como IVF o IVFD. La mayoría evalúan la calidad del agua a la salida de la depuradora aplicando el coagulante en el tratamiento secundario, estudiando principalmente el uso de coagulantes en la precipitación química de fosfatos en los fangos activados (Yeoman S. *et. al.*,1988; Wuhrmann, 1968; Jenkins *et. al.*, 1971 y Wentzel, *et. al.* 2000.)

El presente trabajo analiza la influencia que tiene la aplicación del coagulante cloruro férrico, mediante procesos de coagulación y floculación previos, en las velocidades de sedimentación zonal de los fangos activados.

Se planteó como objetivo general de investigación: ***“Estudio de la influencia de la adición de cloruro férrico en la sedimentabilidad de los fangos activados”***.

OBJETIVOS

Para cumplir con dicho objetivo general se plantean los siguientes objetivos específicos:

- Estudiar la sedimentabilidad de los fangos activados al añadir cloruro férrico mediante procesos de coagulación y floculación.
- Estudiar la influencia del coagulante en la velocidad de sedimentación zonal de los fangos activados a distintas dosis.
- Caracterizar el fango y el sobrenadante antes y después del proceso.

II. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

El presente capítulo aborda los antecedentes bibliográficos que describen la problemática de la investigación, para ello se ha realizado una revisión teórica sobre los tipos de tratamientos de aguas residuales urbanas, poniendo énfasis en los tratamientos físico-químicos, siendo necesario analizar los dos tratamientos que son la base de la presente investigación.

El primero, la Sedimentación, de la cual se hará una introducción de las bases teóricas que la sustentan, los tipos de sedimentación y su aplicación, se abordará la sedimentación en los procesos de fangos activados, las medidas de la sedimentabilidad y los modelos teóricos de la misma.

Luego se abordará, los tratamientos de Coagulación y Floculación, sus modelos teóricos, factores que influyen en ambos procesos, la coagulación con Sales de Hierro y sus aplicaciones, para finalmente centrarnos en el cloruro férrico sus aplicaciones y experiencias previas, al respecto de la presente investigación.

2.1 TRATAMIENTOS DE AGUAS RESIDUALES URBANAS

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 determinarán el tipo y grado de tratamiento que se realizará.

2.1.1 Generalidades

Para la eliminación de los contaminantes presentes en las aguas residuales, una estación depuradora de aguas residuales (EDAR) dispone de un conjunto de operaciones unitarias. Estas operaciones unitarias se clasifican en operaciones unitarias físicas, procesos unitarios químicos y procesos unitarios biológicos:

- **Operaciones unitarias físicas:** son aquellos métodos de tratamiento en los cuales el cambio en la calidad del agua es llevado a cabo mediante la aplicación

de fuerzas físicas. Operaciones unitarias típicas son el enrejado, mezclado, sedimentación y filtración.

Los enrejados, se han venido utilizando como unidades de protección de las instalaciones de tratamiento de aguas de abastecimiento y residuales, aunque cada vez cobran mayor importancia como unidades de pretartratamiento, al ser capaces de retener sólidos cada vez de menor tamaño. Comprende las rejillas o tamices, los cuales tienen métodos de limpieza ya sea mecánica o manual.

La operación de mezclado de un líquido se puede realizar con distintos sistemas de mezclado, como son las turbinas o paletas, hélices de mezclado, mezcladores neumáticos, mezcladores hidráulicos y sistemas mixtos (hidráulicos y estáticos).

En la sedimentación; el fundamento físico, es la separación física por acción de la gravedad de partículas en suspensión ($\rho_{part} > \rho_{agua}$). Su objetivo, eliminar sólidos sedimentables del agua. Y sus aplicaciones, a través de desarenadores, decantadores en los tratamientos físico-químicos, decantadores primarios, decantadores secundarios y espesadores por gravedad (Ferrer y Seco, 2010).

- **Procesos unitarios químicos:** son aquellos procesos de tratamiento en los que la eliminación o tratamiento del contaminante se realiza por adición de productos químicos o a través de reacciones químicas. Dos ejemplos importantes son la precipitación química; las principales aplicaciones son ablandamiento, eliminación de hierro y la eliminación de iones solubles como el PO_4^{3-} y metales pesados y la desinfección que consiste en la destrucción selectiva de los organismos que causan enfermedades. (Ferrer y Seco, 2010).
- **Procesos unitarios biológicos:** son aquellos procesos en los que la eliminación de contaminantes se lleva a cabo por medios biológicos. El ejemplo más conocido es el proceso de fangos activados para el tratamiento de materia orgánica presente en las aguas residuales.

En general los distintos tratamientos de aguas residuales en una EDAR se dividen en pretratamientos, tratamientos primarios, tratamientos secundarios y tratamientos terciarios.

Los pretratamientos incluyen todas las operaciones unitarias cuyo objetivo es la eliminación de los sólidos de mayor tamaño que pueden atascar o dañar las instalaciones posteriores, así como las gravas, grasas y arenas. El pretratamiento consta de dos etapas: el desbaste y el desarenado-desengrasado.

Los tratamientos primarios engloban las operaciones unitarias destinadas a la eliminación de una parte importante de los sólidos suspendidos así como de la materia orgánica y nutrientes asociados a ellos. También se incluyen procesos físico-químicos para eliminar contaminantes específicos que pueden dificultar el posterior tratamiento secundario. El tratamiento primario está constituido principalmente por el tamizado y la sedimentación.

Los tratamientos secundarios tienen 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. Habitualmente los tratamientos secundarios constan de procesos biológicos seguidos de un proceso de sedimentación.

Los tratamientos terciarios consisten 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 mejora general de la calidad del agua procedente de los tratamientos biológicos.

De forma general, se describen las operaciones y procesos unitarios, que abarcan el tratamiento de aguas residuales urbanas. El tratamiento primario, comprende operaciones físicas principalmente, en las que se aplican fuerzas físicas. Mientras que en el tratamiento secundario, se realizan aquellos procesos químicos y biológicos unitarios, que se encargan de eliminar la mayoría de la materia orgánica presente. El tratamiento terciario, comprende combinaciones adicionales de los procesos y operaciones unitarias con el fin de eliminar otros componentes más específicos como nitrógeno o fósforo, que no se consigue con un tratamiento secundario.

2.1.2 Coagulación-floculación

El proceso de coagulación-floculación es un proceso físico-químico cuyo principal objetivo es la eliminación de partículas coloidales y precipitados en suspensión que no pueden ser eliminadas por medios físicos como la sedimentación. Los precipitados formados en un proceso previo de precipitación química y las partículas coloidales en suspensión, no

pueden eliminarse por sedimentación debido a que la repulsión eléctrica impide que las partículas se agreguen formando flóculos.

El proceso consta de tres etapas: coagulación, floculación y eliminación física de los flóculos formados por sedimentación/filtración.

La coagulación consiste en la desestabilización eléctrica de las partículas en suspensión cargadas electrostáticamente mediante la adición de un coagulante en un proceso de mezcla rápida. El principal objetivo del proceso de coagulación es permitir la formación de flóculos en el siguiente proceso de floculación. Los principales coagulantes utilizados son: sales de hierro FeCl_3 , $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$, sales de aluminio $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, $\text{Ca}(\text{OH})_2$ y polímeros orgánicos de viscosidad elevada (polielectrolitos).

La floculación consiste en la formación de flóculos por la colisión y adherencia entre partículas coaguladas. El principal objetivo del proceso de floculación es generar flóculos que se puedan eliminar en un proceso físico posterior de sedimentación.

2.1.3 Tratamiento biológico de las aguas residuales

El principal objetivo de los tratamientos biológicos es la eliminación de la materia orgánica presente en el agua residual. La materia orgánica es eliminada mediante microorganismos que la utilizan para producir materia celular y para obtener la energía necesaria para su metabolismo. También se pueden utilizar los tratamientos biológicos para eliminar nitrógeno y fósforo.

En función del medio de soporte sobre el que crecen los microorganismos, los tratamientos biológicos de aguas residuales se pueden dividir en procesos biológicos de cultivo en suspensión y procesos biológicos de soporte sólido. En los procesos biológicos de cultivo en suspensión los microorganismos se encuentran suspendidos en un medio líquido (fangos activados, lagunas aireadas, lagunaje y tratamiento de fangos). En los procesos biológicos de soporte sólido los microorganismos se encuentran fijos sobre un soporte inerte formando una película de pequeño espesor (filtros percoladores y contactores biológicos rotatorios).

En la actualidad el tratamiento biológico más utilizado para el tratamiento de aguas residuales urbanas e industriales es el de fangos activados. El sistema de fangos

activados se ensayó con éxito por primera vez en 1914 en Manchester (Inglaterra) por Arden y Lockett. La primera planta en funcionar de modo continuo con recirculación de fangos se construyó en Worcester (Inglaterra) en 1916. El nombre de fangos activados es debido a que en este proceso se produce una masa activa de microorganismos capaz de estabilizar el agua residual de forma aerobia.

Los fangos activados constan de un reactor biológico y de un decantador secundario. El esquema básico de este proceso se muestra en la Figura 1.

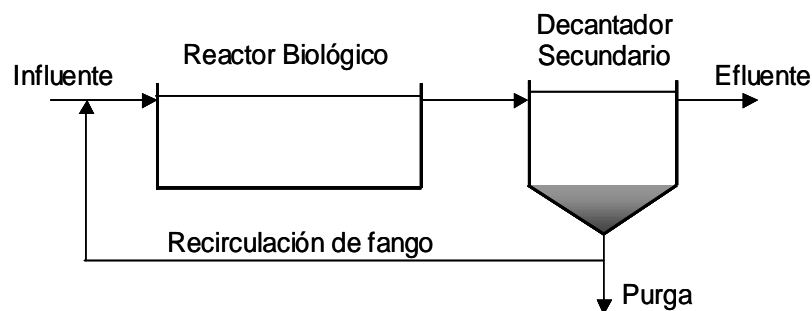


Figura 1. Esquema del proceso de fangos activados.

El agua residual se introduce en el reactor biológico manteniéndose en suspensión junto con los microorganismos (licor mezcla). En el reactor aerobio los microorganismos degradan la materia orgánica consumiendo el oxígeno proporcionado por los sistemas de aireación. El aporte de oxígeno se realiza por medios mecánicos, a través de agitadores de superficie o difusores. 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. De esta manera, se consigue mantener una cantidad constante de biomasa en el reactor biológico, y que el tiempo de permanencia de los microorganismos en el sistema sea mayor que el tiempo de retención hidráulico del agua residual.

El tiempo medio de residencia de los microorganismos en el reactor, también conocido como tiempo de retención celular (TRC) o edad del fango, es el parámetro de mayor importancia en el proceso de fangos activados, y se utiliza habitualmente para su diseño. El TRC determina tanto el rendimiento en la eliminación de materia orgánica como la cantidad de oxígeno requerida en el proceso. Este parámetro se puede controlar con la cantidad de fangos que se eliminan del sistema a través de la corriente de purga.

2.1.4 Decantación secundaria

En el proceso de fangos activados es necesario separar el agua residual tratada del fango biológico para obtener un efluente clarificado. Esta fase de separación del fango se ha realizado tradicionalmente mediante sedimentación en un decantador secundario.

Se pueden destacar tres funciones básicas de un decantador secundario (Ekama et al., 1997): clarificación para obtener el efluente final, espesado del fango para devolver el fango al reactor biológico y realizar la purga, 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 al tiempo de retención celular, y por lo tanto, a la capacidad de depuración del sistema.

La mayor parte del fango (más del 98%) que se introduce en el decantador, sedimenta, es espesado y almacenado, para ser devuelto al reactor biológico o ser eliminado del sistema mediante la purga de fango. La parte restante del fango (menos del 2%) está formada por pequeñas partículas que sedimentan lentamente y que afectan a la calidad del efluente del decantador secundario.

Las condiciones en el reactor biológico afectan a las características de sedimentabilidad, espesado y floculación de los fangos activados. Niveles bajos de oxígeno en el reactor biológico pueden disminuir la sedimentabilidad del fango debido a la proliferación de bacterias filamentosas que originan el denominado bulking filamentoso. Sin embargo el exceso de aireación del fango activado puede causar una pobre floculación y la formación de flóculos de punta de alfiler, que conducen a una pobre clarificación. Del mismo modo una excesiva agitación puede producir zonas de elevada turbulencia que causan la rotura de los flóculos originando una pobre clarificación en el decantador secundario. La flotación de fangos en el decantador secundario debido a procesos de desnitrificación cuando entran grandes cantidades de nitratos procedentes del reactor biológico, es otro problema que puede causar la salida de sólidos en suspensión junto con el efluente. Como se acaba de mostrar el reactor biológico y el decantador secundario interaccionan

uno con otro, de modo que su diseño y operación no puede considerarse de forma independiente.

Se pueden destacar cuatro grupos de factores que afectan al funcionamiento de un decantador secundario: características hidráulicas, características físicas, condiciones ambientales y características del fango. En la **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.** se muestran los factores más importantes de cada uno de estos grupos.

(1) Características hidráulicas y (2) Características físicas internas	
dimensiones externas del tanque	
Caudal de agua (medio, punta y pluvial)	Presencia de zona de floculación
Área superficial y carga superficial	Sistemas de recogida del fango
Profundidad y tiempo de retención	Características de la entrada
Relación de recirculación del fango	Tipos de vertedero, longitud y posición
	Configuración del tanque
	Patrones de flujo hidráulico y turbulencia
	Corrientes de convección y de densidad
(3) Condiciones locales	(4) Características del fango
Viento	Concentración en el reactor biológico
Cambios de temperatura en el aire y en el agua	Características de floculación, sedimentación y espesado
	Procesos biológicos (desnitrificación ...)

Tabla 1. Factores que afectan a la separación sólido – líquido en decantadores secundarios (Ekama et al, 1997).

El funcionamiento de los decantadores secundarios como espesadores de fangos viene determinado por la sedimentabilidad y compresibilidad del fango y por la concentración de sólidos en el reactor biológico. A pesar de esto los decantadores secundarios todavía 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.

En las últimas décadas se han realizado esfuerzos en la obtención de medidas de la sedimentabilidad del fango adecuadas para su aplicación a teorías y procedimientos de

diseño de decantadores. Se han desarrollado tres procedimientos de diseño basados en sus correspondientes medidas de la sedimentabilidad del fango. La velocidad de sedimentación zonal agitada está asociada al procedimiento de diseño basado en la teoría de flujo (Vesilind, 1958; Dick, 1970), el índice volumétrico específico agitado a 3,5 g/L 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.

2.2 SEDIMENTACIÓN

Puesto que el presente proyecto centra el estudio en este tipo de tratamiento físico de aguas residuales, a continuación se hace la introducción teórica al respecto.

2.2.1 Bases Teóricas de la Sedimentación

En función de la concentración, características, y de la tendencia a interacciones de las partículas, pueden considerarse cuatro tipos distintos de sedimentación:

1. sedimentación de partículas discretas
2. sedimentación floculada
3. sedimentación zonal o retardada
4. sedimentación por compresión

Durante un proceso de sedimentación las partículas pueden interactuar unas sobre otras, de modo que, atendiendo a las acciones que se ejercen entre partículas, pueden ocurrir cuatro tipos de interacciones:

1. que sedimenten como entidades individuales, sin ninguna interacción significativa con las partículas vecinas.
2. que se produzca una interacción entre ellas, tendiendo a agruparse y a formar unidades de mayor tamaño denominadas "flóculos", con una mayor velocidad de sedimentación.

3. que las partículas estén tan juntas que el flujo quede restringido y las partículas se mueven como un bloque, conservando sus posiciones relativas.
4. que las partículas se encuentren en una concentración tal que formen una estructura capaz de comprimirse por el peso de las partículas que son añadidas a dicha estructura, por sedimentación desde el líquido sobrenadante; esta compresión hace que se expulse el agua intersticial y que se alcancen mayores concentraciones (Ekama et al., 1997).

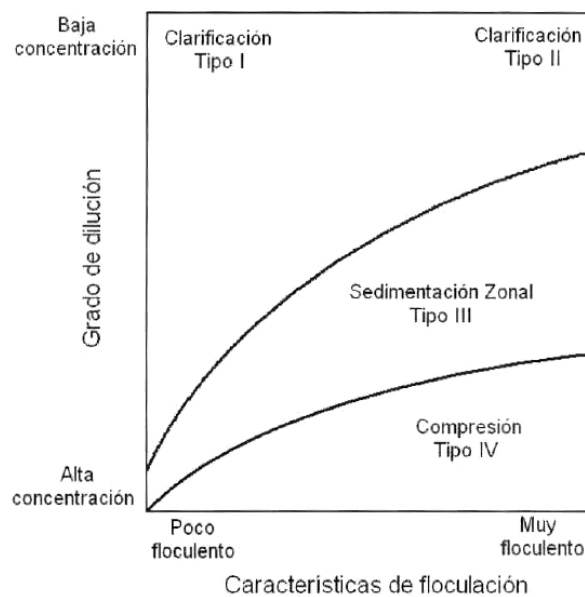


Figura 2. Clasificación de los distintos regímenes de sedimentación en función de la concentración de la suspensión y de la tendencia a flocular de sus partículas (adaptado de Ekama et al., 1997)

Dadas las diferencias existentes los cuatro tipos de sedimentación, el estudio del comportamiento de los sólidos en cada uno de los regímenes de sedimentación dará la información necesaria para el diseño de los decantadores, es decir, los criterios a seguir en el diseño vendrán dados por las condiciones en que operará el decantador y los tipos de sedimentación predominantes.

La siguiente tabla, muestra el parámetro de diseño más importante a tener en cuenta según el tipo de sedimentación.

Tipo de Sedimentación	Proceso	Parámetros de diseño
Tipo I	Clarificación	Carga superficial
Tipo II	Clarificación	Carga superficial y calado
Tipo III	Sedimentación zonal	Carga de sólidos
Tipo IV	Compresión	TRS y altura del manto de fango

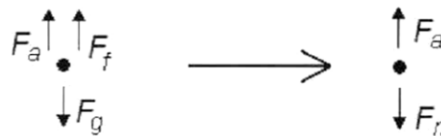
Tabla 2. Diseño de decantadores en función del tipo de sedimentación (Ekama et al., 1997)

2.2.1.1 Sedimentación discreta (Tipo I)

La sedimentación discreta consiste en un proceso en el cual, una única partícula individual sedimenta en el seno de un fluido. En este caso, las propiedades físicas de las partículas (tamaño, forma, peso específico) no cambian durante el proceso, sedimentan en un recipiente de dimensiones infinitas donde hay un fluido viscoso en reposo (Contreras, 2010).

Al caer libremente a través de un líquido en reposo, esta partícula se acelera hasta que la resistencia de fricción, o arrastre, del fluido equilibra a la fuerza impulsora que actúa sobre la partícula. De ahí en adelante, la partícula se asienta a una velocidad uniforme (terminal), esto constituye un atributo o característica hidráulica importante de la partícula (Gordon, et. al. 1993).

Las fuerzas que actúan sobre la partícula son: una fuerza gravitacional efectiva (F_n) y la fuerza de rozamiento (F_a).



La fuerza gravitacional efectiva (F_n) en sentido descendiente es la diferencia entre la fuerza de gravedad (F_g) y la fuerza de flotación (F_f), y se calcula según la ecuación siguiente:

$$F_n = F_g - F_f = (\rho_p - \rho) \cdot g \cdot V_p$$

donde:

ρ_p es la densidad de la partícula

ρ es la densidad del agua

V_p es el volumen de la partícula

La fuerza de rozamiento (F_a), causada por la resistencia del fluido se puede estimar a partir de un análisis dimensional como:

$$F_a = \frac{1}{2} \cdot \rho \cdot C_D \cdot A_p \cdot v^2$$

donde:

C_D es el coeficiente de rozamiento

A_p es el área de la sección de la partícula

v es la velocidad de la partícula

La velocidad de sedimentación de la partícula aumenta en poco tiempo desde 0 hasta su valor final, donde la fuerza de rozamiento se iguala a la fuerza gravitacional efectiva. Igualando las dos expresiones anteriores y despejando se obtiene la velocidad final de la partícula en el fluido:

$$v = \sqrt{\frac{2 \cdot g \cdot V_p}{C_D \cdot A_p} \cdot \left(\frac{\rho_p - \rho}{\rho}\right)}$$

El coeficiente de rozamiento (C_D) no es constante, sino que varía con el número de Reynolds (Re) y con la forma de la partícula. La Figura 3 muestra la variación de C_D con el Re para partículas de diversas formas.

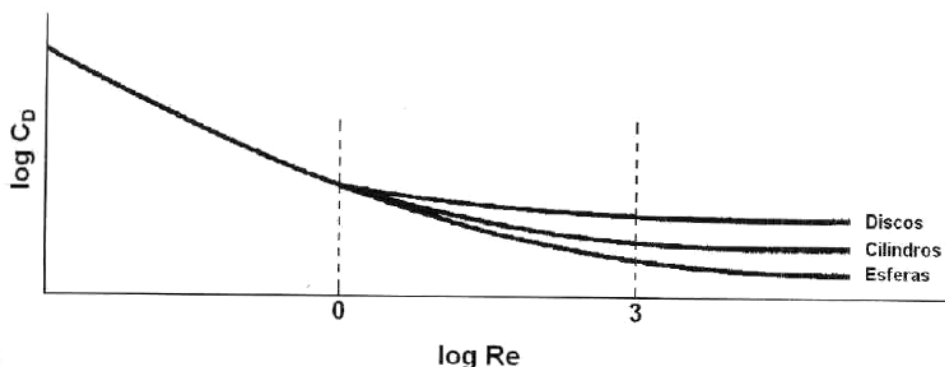


Figura 3. Variación del coeficiente de rozamiento (C_D) con el número de Reynolds (Re) y la geometría de la partícula (Adaptada de WEF y ASCE, 1998)

Para partículas esféricas se han obtenido las siguientes ecuaciones de C_D en función del régimen de circulación del fluido:

- Sedimentación en régimen laminar ($Re < 1$):

$$C_D = \frac{24}{Re}$$

- Sedimentación en régimen de transición ($1 < Re < 10^3$)

$$C_D = \frac{24}{Re} + \frac{3}{Re^{0.5}} + 0.34 \quad \text{o} \quad C_D = \frac{18.5}{Re^{0.6}}$$

- Sedimentación en régimen turbulento ($Re > 10^3$): el coeficiente de rozamiento se mantiene prácticamente constante en valores que oscilan entre 0.34 y 0.40 (WEF y ASCE, 1998a).

Para poder aplicar correctamente las ecuaciones anteriores se han de tener en cuenta las siguientes simplificaciones: la concentración de partículas en el líquido a tratar es suficientemente baja como para que las partículas sedimenten independientemente unas de otras la naturaleza de las partículas es tal que no tiene lugar la floculación, generalmente se asume que las partículas son de naturaleza inorgánica se asume que las partículas son de forma esférica la ley de Newton es de aplicación tanto en régimen de sedimentación laminar como turbulento la ley de Stokes es un caso especial de la ley de Newton, aplicable bajo flujo laminar, según lo indica el número de Reynolds (Contreras, 2010).

$$v = \frac{g}{18\mu} (\rho_s - \rho)d^2$$

Donde:

ρ_s = densidad de la partícula

ρ = densidad del flujo

d = diámetro de partícula

μ = la viscosidad del fluido

g =es la aceleración de la gravedad

Para los casos de diámetro de partículas comprendidas entre 0,85 y 1,0 mm y especialmente números de Reynolds de 1 a 1.000, se presenta flujo de transición para el cual los valores de C_D son variables y su determinación puede realizarse a través de cualquiera de las ecuaciones indicadas en la tabla 3.

Autor	Expresión
Rich	$C_D = \frac{18,5}{Re^{0,60}}$
Hatch	$C_D = \frac{14}{Re^{0,50}}$
Allen	$C_D = \frac{12,65}{Re^{0,50}}$
Fair-Geyer-Okun	$C_D = \frac{24}{Re} + \frac{3}{\sqrt{Re}} + 0,34$
Schiller-Newman	$C_D = \frac{12}{Re} (1 + 0,14 Re^{0,687})$
Goldstein	$C_D = \frac{12}{Re} + \frac{3}{16} Re - \frac{19}{1.280} Re^2 + \frac{71}{20.480} Re^3$

Tabla 3. Valores de coeficiente de arrastre (Contreras, 2010).

Para el correcto diseño de tanques de sedimentación se suele emplear el siguiente procedimiento para eliminar las partículas que sedimentan de forma discreta. Se ha de seleccionar una partícula con una velocidad de sedimentación V_e , y diseñar el tanque de forma que todas las partículas con una velocidad igual o mayor que V_e sean eliminadas. El proceso de sedimentación discreta no suele ocurrir nunca en condiciones ideales en ninguna de las etapas de tratamiento existentes en una EDAR. Sin embargo, esta teoría se suele utilizar en el diseño de desarenadores de flujo horizontal, dada su proximidad al caso ideal de sedimentación de partículas discretas. En los decantadores primarios y secundarios, en cambio, en la parte superior o de clarificación, donde la concentración de sólidos es baja, se produce sedimentación discreta. A mayor profundidad la concentración de sólidos es mayor aumentado la posibilidad de que las partículas colisionen y se cohesionen formando flóculos, en esta zona se produce la sedimentación floculada o de tipo II.

2.2.1.2 Sedimentación floculada (Tipo II)

En condiciones de reposo, las partículas suspendidas en el agua muestran una tendencia natural a aglomerarse formando partículas de mayor tamaño, a medida que van sedimentando. Este fenómeno se conoce también como sedimentación floculada o sedimentación de tipo II. En este tipo la densidad como el volumen de las partículas

cambian a medida que ellas se adhieren unas a otras mediante el mecanismo de la floculación y la precipitación química. Así, la velocidad de sedimentación en condiciones de floculación va aumentando con el tiempo (Ekama et al., 1997).

El diámetro de los flóculos es variable desde menos de 0,001 mm hasta más de 5 mm, dependiendo de las condiciones de mezcla y floculación (gradientes de velocidad y tiempo de retención). Willcomb clasifica los flóculos por su tamaño, tal como se indica en la figura 4.

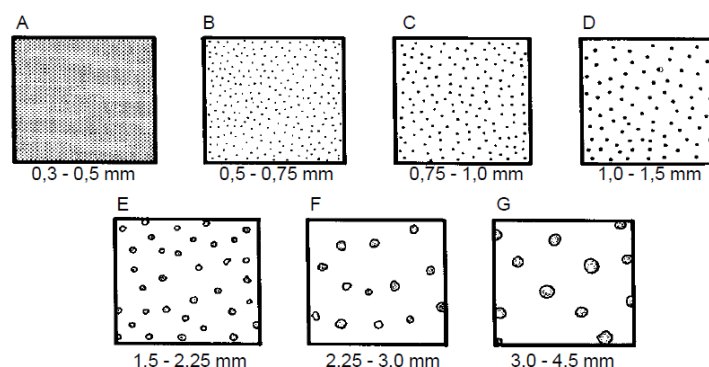


Figura 4. Índices de Willcomb para determinar el tamaño del flóculo (Gordon, et. al. 1993).

La velocidad de sedimentación de suspensiones floculentas depende de las características de las suspensiones, así como de las características hidráulicas de los sedimentadores y de la presentación de procesos concomitantes: floculación por diferencia de velocidades de sedimentación de los flóculos, influencia de turbulencia y variación de gradientes de velocidad, factores que imposibilitan la preparación de un modelo matemático general. Por este motivo se recurre a ensayos en laboratorio o plantas piloto con el propósito de predecir las eficiencias teóricas remocionales en función de cargas superficiales o velocidades de sedimentación preseleccionadas.

Para el diseño de un decantador secundario, se realizan ensayos en una columna de sedimentación con el mismo calado que el del decantador y con unos orificios de muestreo colocados cada 0,5 m. El agua residual se introduce en la columna de sedimentación de modo que se produzca una distribución uniforme de los sólidos suspendidos. Posteriormente se toman muestras a diferentes intervalos de tiempo para determinar el porcentaje de eliminación de sólidos suspendidos y se representan los valores obtenidos en una gráfica en función de la profundidad y del tiempo. Una vez dibujados los puntos se trazan las curvas que pasan por los puntos de idéntico porcentaje

de eliminación (Metcalf y Eddy, 2000). En la Figura 5 se muestran los resultados obtenidos en un ensayo de sedimentación.

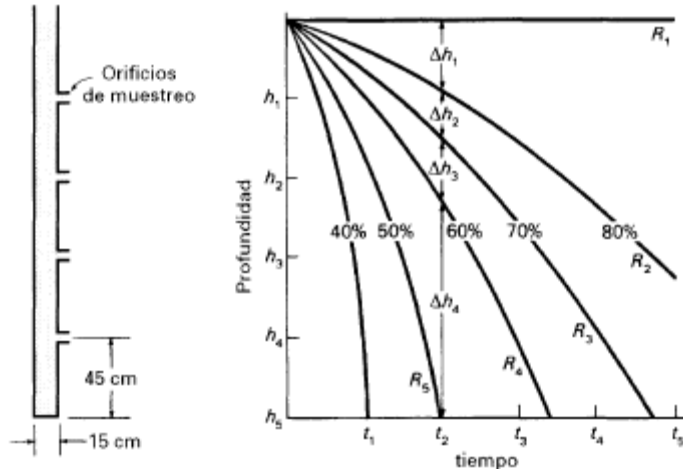


Figura 5. Columna de sedimentación y curvas de igual porcentaje de eliminación de sólidos suspendidos en un ensayo de sedimentación floculada (Metcalf y Eddy, 2000).

A partir de las curvas de igual porcentaje de eliminación de sólidos suspendidos, fijando un tiempo de retención hidráulico, se obtiene el porcentaje de eliminación de sólidos suspendidos en un decantador primario con el mismo calado que la columna de sedimentación y para la misma agua residual con la que se realizó el ensayo.

$$\% E \lim = \frac{\Delta h_1 (R_1 + R_2)}{h_5 \cdot 2} + \frac{\Delta h_2 (R_2 + R_3)}{h_5 \cdot 2} + \frac{\Delta h_3 (R_3 + R_4)}{h_5 \cdot 2} + \frac{\Delta h_4 (R_4 + R_5)}{h_5 \cdot 2}$$

Para tener en cuenta que las condiciones en el decantador primario no serán óptimas como en el ensayo realizado en el laboratorio, se corrige la carga superficial multiplicándola por un factor que oscila entre 0,65 y 0,85 y el tiempo de retención hidráulico por un factor que oscila entre 1,25 y 1,5.

2.2.1.3 Sedimentación zonal o impedida (Tipo III)

En los sistemas que contienen elevadas concentraciones de sólidos, además de la sedimentación discreta y de la sedimentación floculada, también suelen darse otras formas de sedimentación, como la sedimentación zonal y la sedimentación por compresión.

Cuando la concentración de los sólidos aumenta en el agua, las fuerzas de interacción entre las partículas se hacen más importantes y la sedimentación se ve impedida por la resistencia adicional al movimiento de una partícula causada por otras partículas. Este efecto hace que la suspensión sedimente en masa, manteniendo las posiciones relativas entre las partículas. La velocidad con que sedimenta una suspensión en estas condiciones es función únicamente de la concentración de sólidos existentes, de manera que esta disminuye a medida que aumenta la concentración (Ekama et al., 1997).

Este comportamiento se ha observado en suspensiones con alta capacidad de floculación para concentraciones de sólidos superiores a 1000 mg/L (Ekama et al., 1997).

Klinch establece las hipótesis fundamentales para la decantación interferida, en la cual la velocidad de sedimentación de una partícula depende principalmente de la concentración de las partículas.

Al llenar una columna de sedimentación de altura y diámetro adecuados con una suspensión floculenta de elevada concentración, se tiene inicialmente una concentración uniforme en toda la altura de la columna (h_0). En diferentes tiempos se mide la altura de la capa superior de los lodos y se obtiene una curva tal como la que aparece en la figura 6, que tiene los siguientes rasgos:

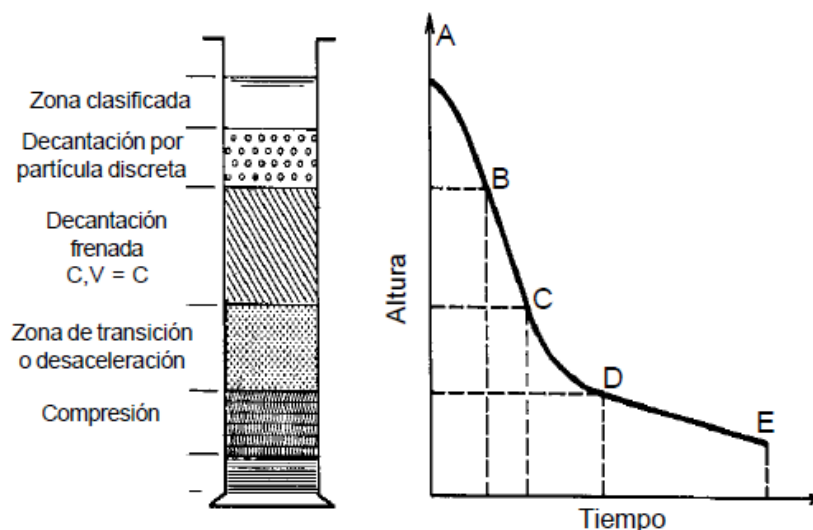


Figura 6. Decantación por sedimentación interferida (Contreras, 2010).

- **Zona A-B.** La superficie de separación es muy definida. Esta es una fase de coalescencia de los flóculos seguida de una zona muy pequeña de decantación libre (en la mayoría de casos, esta primera zona no se produce).

- **Zona B-C.** Tiene una pendiente rectilínea. Corresponde a una velocidad de sedimentación constante definida únicamente por el tipo de floculación y la concentración de las partículas. Al incrementarse la concentración inicial de las partículas disminuye la velocidad. A esta zona se la denomina decantación frenada o decantación zonal
- **Zona C-D.** En esta zona se produce la disminución progresiva de la velocidad de sedimentación. Se denomina zona de desaceleración o transición.
- **Zona D-E.** En esta zona los flóculos se tocan y ejercen presión sobre las capas inferiores, puesto que están soportados por estas. Se le llama zona de compresión.

Si consideramos, por simplicidad, que al decantarse una suspensión concentrada no se produce la primera zona, se obtienen las alturas de separación de interfase como se indica en la figura 7.

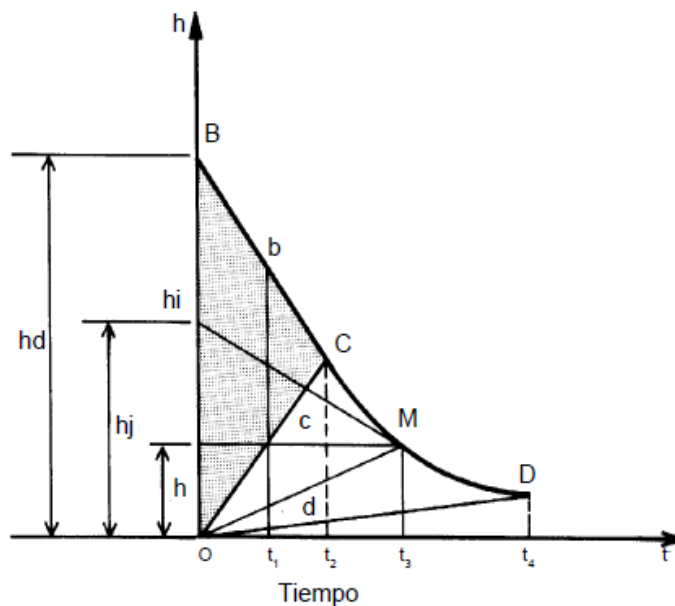


Figura 7. Análisis de la curva de decantación interferida (Contreras, 2010).

En el triángulo BOC, la concentración y la velocidad de sedimentación son constantes e iguales, respectivamente, a los valores iniciales en B.

2.2.1.4 Compresión (Tipo IV)

Se refiere a la sedimentación en la que las partículas están concentradas de tal manera que se forma una estructura, y la sedimentación sólo puede tener lugar como consecuencia de la compresión de esta estructura. La compresión se produce por el peso de las partículas, que se van añadiendo constantemente a la estructura por sedimentación desde el líquido sobrenadante.

Este tipo de sedimentación aparece siempre como fase final de un proceso de sedimentación zonal, a medida que empieza a observarse en el fondo del cilindro una capa de partículas comprimidas. Las partículas forman una estructura en la que existe contacto entre ellas. Se da en las capas inferiores de los decantadores secundarios y de los espesadores de fangos. En este proceso, los sólidos que van sedimentando transmiten la fuerza mecánica descendiente a los sólidos que se acumulan debajo de manera que el fango se comprime y el agua es exprimida fuera del fango. El proceso de compresión está gobernado por la presión intersticial, la compresibilidad y la permeabilidad del fango (Ferrer et al., 2011).

En el triángulo COD de la figura 7, las curvas de equiconcentración son rectas que pasan por el origen, lo que significa que, desde los primeros momentos de la sedimentación, las capas más próximas al fondo se tocan y pasan por todas las concentraciones comprendidas entre la concentración inicial y la concentración al punto D, principio de la compresión. Para calcular la concentración en un punto M de la parte CD, se traza la tangente en M, que corta al eje de ordenadas en h_i (Gordon, et. al. 1993).

La altura h_i permite calcular la concentración C_i , correspondiente al punto M:

$$C_i = C_0 \frac{h_0}{h_i}$$

A la cual corresponde una velocidad de sedimentación $V_1 = dh/dt$ (pendiente de Mh_i).

La concentración media del fango en toda la altura h será:

$$C = C_0 \frac{h_0}{h}$$

2.2.2 Aplicaciones de la Sedimentación

Dentro de las aplicaciones generales de la sedimentación, encontramos algunas que son comunes en el tratamiento de agua, como por ejemplo:

1. pretratamiento de aguas superficiales previo al tratamiento convencional
2. sedimentación de aguas coaguladas y floculadas previa a la filtración
3. sedimentación de aguas coaguladas-floculadas en el ablandecimiento de agua
4. sedimentación de aguas tratadas para la eliminación de hierro y manganeso

En el tratamiento de aguas residuales los principales usos de la sedimentación son para la eliminación de arena y otros sólidos gruesos, de los sólidos suspendidos antes del tratamiento biológico y de los sólidos biológicos producidos durante el tratamiento biológico.

Dentro de las aplicaciones de cada uno de los tipos de sedimentación, vemos que la decantación de partículas discretas es típica de los desarenadores, que se emplean para la eliminación de las arenas del agua residual, y en decantadores primarios de depuración, donde se separan aquellas partículas discretas que no han sido retenidas en los desarenadores.

La decantación floculada se da tanto en los decantadores primarios como en los secundarios. También se produce en los decantadores de los tratamientos físico químicos, donde se produce la eliminación de los flóculos químicos. En el primer caso, en los decantadores primarios, se produce la eliminación de una fracción de los sólidos en suspensión del agua residual bruta.

Otra aplicación de la decantación floculada es la que se da en los decantadores secundarios, que pueden funcionar como clarificadores del agua residual industrial bruta o como espesadores de fangos.

La sedimentación zonal tiene lugar en las capas altas de los sedimentadores secundarios y de los espesadores por gravedad de fangos biológicos, cuando la concentración de partículas en el líquido es relativamente elevada. Por último, la sedimentación por compresión se da en las capas inferiores tanto de sedimentadores secundarios como

de los espesadores de fangos, cuando se forma una masa de fango de gran espesor (Ekama et al., 1997).

2.2.3 Sedimentación de Fangos Activados

Para conocer mejor los procesos de sedimentación, además de describir las distintas etapas que se dan a lo largo de los mismos, se realiza a continuación una breve descripción de los fangos activados, centrándonos en su morfología, su sedimentabilidad, etc.

2.2.3.1 Morfología de los fangos activados

A la hora de estudiar la sedimentabilidad de los fangos activados se ha de tener en cuenta la distinta morfología que pueden presentar, ya que dependiendo de la forma que tomen los fangos al producirse la floculación, la sedimentabilidad de los mismos será mayor o menor. Por tanto; la morfología de los fangos activados determina su capacidad de floculación y de compresión en el fondo del decantador. Por ello es importante definir el proceso conocido como biofloculación que suele darse en los tratamientos biológicos de aguas residuales, al formarse flóculos de forma natural, por la acción de cierta clase de microorganismos que tienden a agregarse con otros microorganismos. La biofloculación ha sido estudiada durante los últimos años, con la aparición de muchas teorías que tratan de explicar este fenómeno.

Unz (1987) define la biofloculación como la tendencia natural que muestran algunos microorganismos, células dispersas o flóculos a unirse, bien por colisiones aleatorias o por divisiones celulares y posterior crecimiento formando colonias.

Hay algunos autores (Parker et al., 1970-1971) que han realizado sus estudios basándose en dos mecanismos distintos de formación de agregados entre flóculos en fangos activados. El primero de ellos se explica a través del fenómeno de formación de puentes mediante polímeros, es decir, explica el proceso por el cual polímeros extracelulares producidos por bacterias, forman puentes entre células cercanas entre sí. Estas bacterias productoras de polímeros son conocidas como "creadoras de flóculos". Estos polímeros extracelulares son producidos mayoritariamente por el metabolismo tanto de bacterias (Pavoni et al., 1972), como protozoos (Curds, 1963) y también por la lisis celular (Urbain et al., 1993). También se sabe que la presencia de cationes

divalentes favorece la formación de los flóculos por compensación de la carga negativa de las bacterias que se agrupan (Higgins y Novak, 1997).

El segundo mecanismo estudiado se basa en una red de filamentos que comprimen a un "espinazo" de bacterias filamentosas, hasta que un buen número de formadores de flóculos quedan atrapados por la red o por los polímeros formadores de puentes. Sin esta red de bacterias filamentosas, los flóculos formados son relativamente frágiles y pueden romperse fácilmente por las turbulencias generadas en el reactor.

En la Figura 8 se puede ver la formación de flóculos con presencia de filamentosas y sin filamentosas. Los flóculos formados con estos tipos de microorganismos (filamentosos y no filamentosos) son más grandes (100-2000 μm), con formas irregulares y suficientemente fuertes como para resistir la turbulencia existente (Figura 8d).

Jenkins et al. (1993) describieron este modelo de dos niveles en términos de microestructura y macroestructura del flóculo. La microestructura se forma a partir del proceso de agregación y biofloculación potenciada por la formación de puentes de polímeros extracelulares. Existen unas determinadas especies de microorganismos responsables de la biofloculación, denominados formadores de flóculos, que segregan estos polímeros extracelulares. Pese a que las bacterias formadoras de flóculos constituyen únicamente un porcentaje bajo respecto al total de microorganismos encontrados en los flóculos, su función es fundamental para el correcto funcionamiento de los sistemas de fangos activados.

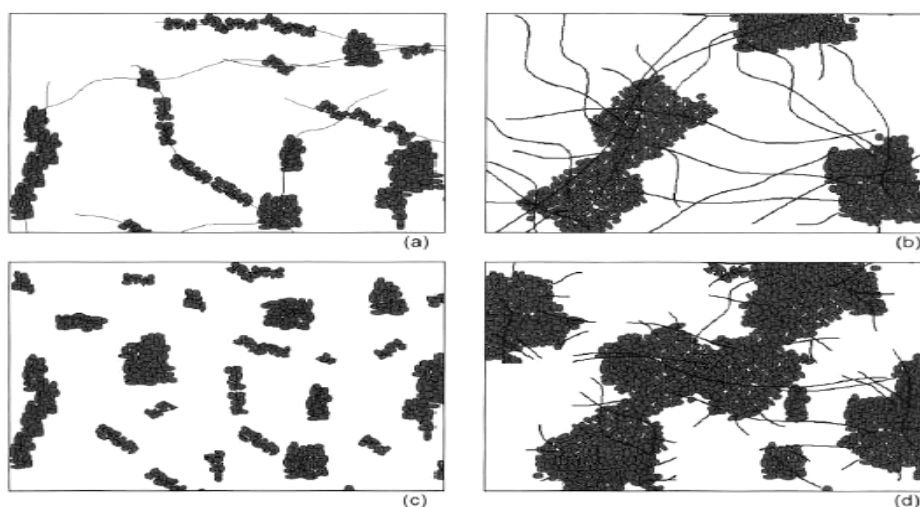


Figura 8. Efecto de los organismos filamentosos en la estructura y formación de los flóculos (Ferrer et al., 2011).

Un fango ideal se define como aquel en el que el contenido de organismos filamentosos y formadores de flóculos se encuentra más o menos en igual medida. En este caso, las filamentosas crecen dentro de los flóculos, produciendo flóculos fuertes y con una buena estructura. Estas filamentosas no interfieren en la sedimentación y espesado del fango. Este fango ideal tendrá unas buenas características de floculación, dejando una baja concentración de sólidos suspendidos en el sobrenadante.

2.2.3.2 Factores que afectan a las características de los fangos

Los factores que afectan a las características de floculación, sedimentabilidad, espesamiento y foaming de un fango son la composición del agua residual y las condiciones del reactor biológico. Los factores más importantes aparecen en la siguiente tabla.

COMPOSICIÓN DEL AGUA RESIDUAL	Aporte industrial
	Contenido orgánico soluble
	Nutrientes
	Temperatura
	pH
	Sólidos totales disueltos
	Septicidad
	Alcantarilla separada o combinadas
	Contenido en aceites y grasas
SISTEMA BIOLÓGICO	Configuración
	Temperatura
	Mezclado
	pH
	Aireación
	Presencia de zonas anóxicas y/o anaeróbicas
	Edad del fango
	Concentración de sólidos suspendidos y oxígeno disuelto de la mezcla presente en el reactor

Tabla 4. Factores que afectan a las características de los fangos (Ekama et al., 1997).

Todos estos factores se ven influenciados por el contenido de organismos filamentosos en el fango, de modo que si la presencia de los mismos sufre alguna variación, estos factores se verán afectados. A su vez, los organismos filamentosos también se ven influenciados por estos factores.

2.2.3.3 Sedimentabilidad de los fangos biológicos

Los fangos biológicos generalmente tienen gran tendencia a flocular, incluso cuando presentan baja concentración de sólidos. En la sedimentación zonal, las partículas, independientemente de su tamaño, sedimentan todas con la velocidad, siendo inversamente proporcional a la concentración de sólidos suspendidos del fango.

Los flóculos que alcanzan el fondo del tanque empiezan a formar la capa de compresión. La compresión resulta totalmente distinta a la sedimentación zonal. En esta zona, cada capa de compresión se apoya físicamente en las capas inferiores. El movimiento de las partículas, a diferencia de la sedimentación zonal, no depende solamente de las fuerzas de fricción y las uniones entre partículas, sino que la fuerza neta que empuja a cada flóculo se transmite a los inmediatamente inferiores mediante contacto mecánico. Esto hace que el agua vaya siendo expulsada de las partículas que se van comprimiendo, y la sedimentabilidad en esta zona depende de la presión intersticial, la compresibilidad y la permeabilidad del fango en cuestión.

Si se realiza un ensayo de sedimentabilidad de batch, tanto agitado como no agitado, se pueden distinguir cuatro regímenes de sedimentación distintos, cada uno de ellos aparece en un momento distinto a lo largo ensayo en la columna de sedimentación, por lo que se denominan etapas de sedimentación. Los nombres que se les dan y su orden de aparición son, en primer lugar la etapa de sedimentación retardada, en segundo lugar la etapa de sedimentación zonal, seguidamente la etapa de transición y por último la de compresión (Ekama et al., 1997).

a) Etapa de sedimentación retardada

A lo largo de esta etapa, las turbulencias que crea el hecho de rellenar la columna de sedimentación desaparecen lentamente. No se puede considerar esta fase como de refloculación, ya que su duración y la velocidad a la que se da, son demasiado cortas como para que se produzca. Aparece una interfase en la que, en la parte de arriba queda el sobrenadante, y en la parte de abajo la mezcla. La interfase empieza a desplazarse hacia abajo al ir aumentando la velocidad. Esta etapa de sedimentación suele tener una duración de 1 a 2 minutos desde el comienzo del ensayo (Ekama et al., 1997).

b) Etapa de sedimentación zonal

Una vez ha finalizado la etapa de sedimentación retardada, la interfase entre el líquido y los sólidos alcanza una tasa de sedimentación constante. En esta etapa, los sólidos sedimentan con velocidad uniforme, siendo la concentración de sólidos constante a lo largo de toda esta fase del proceso de sedimentación, y equivalente a la concentración de la mezcla con la que se ha rellenado la columna de sedimentación.

Se produce el equilibrio entre las fuerzas gravitatorias que provocan la sedimentación de las partículas y las fuerzas hidráulicas de fricción que contrarrestan este movimiento descendente, lo que explica que las partículas sedimenten todas a la misma velocidad. La anchura de la capa de partículas sedimentando no influye de forma significativa en el proceso de sedimentación, es decir, la interfase sigue bajando a velocidad constante. Si en el ensayo de sedimentación la columna está agitada, la velocidad con la que sedimenta la interfase sólido/líquido se denomina velocidad de sedimentación zonal agitada, a la concentración de fangos con la que se ha rellenado la columna.

A lo largo de esta etapa, la capa de fangos que ya entrado en la etapa de transición mantiene un espesor constante, y las partículas de fango que atraviesan esta fase de transición, provocan una reducción de la capa de sedimentación zonal a un aumento de la capa de compresión. Esta transición continúa hasta que toda la capa de sedimentación zonal pasa a formar parte de la etapa de transición (Ekama et al., 1997).

c) Etapa de transición

Se considera que las características existentes en la etapa de sedimentación zonal permanecen de igual modo en la esta etapa de transición, pero se ha de tener en cuenta, que en esta fase la concentración va incrementándose al tiempo que aumenta la profundidad del tanque de sedimentación. Con el paso del tiempo la concentración se va haciendo más densa, debido a que las capas de fango menos concentradas de la zona superior van hundiéndose y pasando a formar parte de las capas más concentradas, de la zona inferior. La capa de fangos se va contrayendo, y como resultado, la velocidad de sedimentación va disminuyendo gradualmente. Esta etapa finaliza cuando todas las capas de fango pasan a formar parte de la fase de compresión. Aunque se sabe que desde el inicio del los ensayos de

sedimentación en el fondo del tanque se está produciendo la compresión de los fangos, la etapa de compresión propiamente dicha no empieza hasta finaliza la fase de transición (Ekama et al., 1997).

d) Etapa de compresión

El grosor de esta capa va aumentando hasta el momento en que termina la fase de transición, a partir de la cual, el grosor va disminuyendo. A lo largo de esta etapa la interfase continúa bajando, pero la velocidad con la que lo hace, depende de la compresión del fango. Debido a que el grosor de la capa de compresión varía a lo largo del ensayo de sedimentación, resulta complicado concretar el momento en el que empieza esta etapa. La compresión no ha sido muy estudiada, por lo que la tasa de compresión de un fango solamente se puede estimar empíricamente (Ekama et al., 1997).

2.2.4 Medidas de la Sedimentabilidad

2.2.4.1 Generalidades

En todo proceso de sedimentación influyen una serie de condiciones que hacen que sea muy difícil de determinar, tanto teórica como empíricamente, una fórmula aplicable al proceso real de decantación de las aguas residuales. Algunas de estas condiciones son realmente importantes, como por ejemplo:

- Tamaño de las partículas: a mayor tamaño mayor es la velocidad de sedimentación.
- Peso específico de las partículas.
- Temperatura: a mayor temperatura la densidad del líquido es menor, y por lo tanto, la sedimentación es más rápida. Esto se traduce en un mayor rendimiento a igualdad de tiempo de retención.
- Tiempo de retención: a mayor tiempo de retención, mayor es la eficiencia que se consigue en la sedimentación.
- Velocidad ascensional: al aumentar esta velocidad la eficacia de la decantación disminuye.
- Velocidad de flujo: si se alcanza un valor superior a la velocidad crítica, se pueden volver a poner en suspensión los fangos ya sedimentados.

- Acción del viento sobre la superficie del líquido.
- Fuerzas biológicas y eléctricas.
- Corto-circuitos hidráulicos.

2.2.4.2 Métodos empleados

La sedimentabilidad de un fango biológico se puede cuantificar mediante dos aproximaciones basadas en distintos parámetros. La primera aproximación se basa en la medida del volumen ocupado por el fango después de un tiempo fijo de sedimentación, mientras que la segunda se basa en la medida de la velocidad de sedimentación zonal tal y como se ha explicado en el apartado 2.2.1.3. Estos dos métodos para determinar la sedimentabilidad del fango se basan en experimentos de sedimentación discontinua realizados en una probeta.

A continuación se describen los parámetros de medida de la sedimentabilidad más importantes desarrollados en los últimos años basados en la primera aproximación.

- **Índice Volumétrico del Fango (IVF) (Mohlman, 1934)**

El índice volumétrico del fango, también denominado índice de Mohlman, es el parámetro más utilizado para determinar la sedimentabilidad de un fango. Se define como el volumen (en ml) ocupado por un gramo de fango seco después de decantar 30 minutos en reposo en una probeta de un litro, es decir:

$$IVF = \frac{V_{30}}{X}$$

donde, X es la concentración de sólidos suspendidos (en g/L) y V_{30} es el volumen (en ml) ocupado por el fango después de 30 minutos de sedimentación.

Sin embargo, el IVF es una medida muy criticada por la bibliografía. Entre los argumentos en contra más importantes destacan:

1. El valor obtenido depende de la concentración inicial del fango (Figura 9), es decir, ensayos con el mismo fango pero con diferentes concentraciones, dan índices volumétricos de fangos también distintos.

2. El diámetro de la probeta y la profundidad afectan a la medida, Depende del diámetro y la profundidad del cilindro. Con bajas concentraciones de materias en suspensión, una dilución decanta más rápidamente en cilindros de pequeño diámetro, debido a una influencia variable de la pared. Con altas concentraciones ocurre lo contrario, ya que la formación de puentes entre las paredes disminuye la velocidad de sedimentación del flóculo.
 3. La agitación por pequeña que sea, también afecta al resultado obtenido.
 4. No tiene ninguna relación observable con las propiedades reológicas del fango.
 5. No tiene ninguna relación con la velocidad de sedimentación zonal.
-
6. No da ninguna medida del comportamiento de sedimentación del fango. Únicamente da el volumen ocupado por el fango después de 30 minutos de sedimentación.
 7. No da información sobre la posible existencia de flóculos en "punta de aguja".

De todos estos argumentos en contra, el más importante es el primero, ya que limita el intervalo de aplicabilidad del experimento a valores de concentración de sólidos semejantes. Además, para concentraciones muy elevadas, como por ejemplo 8 g/L, aún sin que el fango sedimente ($VF_{30} = 1000$ ml), el valor de IVF sería de 125 ml/g, que se puede considerar una buena sedimentabilidad.

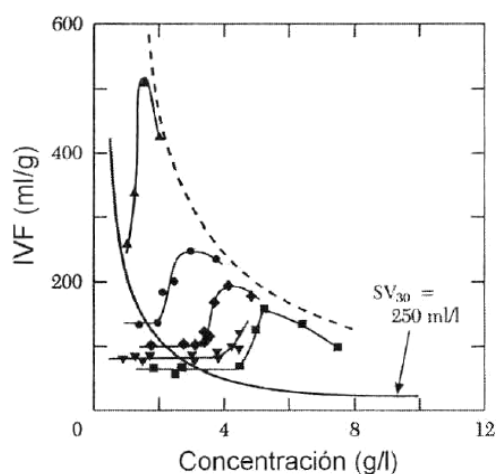


Figura 9. Valores de IVF obtenidos en función de la concentración para cinco fangos activados diferentes (adaptada de Ekama et al., 1997)

Como se puede ver en la Figura 9, cuando mejor sedimenta el fango, más elevado es el valor de concentración a partir del cual el IVF comienza a depender de la concentración.

A partir de estas conclusiones se observa que algunos de los problemas que presenta el IVF, como la dependencia de la concentración de fangos, se pueden reducir al realizar los ensayos bajo ciertas condiciones. Stobbe (1964) y White (1976) propusieron dos modificaciones diferentes al test del IVF para conseguir una medida más fiable de la sedimentabilidad de los fangos: el índice volumétrico el fango diluido y el índice volumétrico específico agitado a 3.5 g/L.

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

Se define como el volumen (en ml) ocupado por un gramo de fango después de decantar 30 minutos en una probeta de un litro, con la previsión de que este volumen esté siempre comprendido entre 150 y 250 ml/l. En caso de no estarlo, se tendrá que diluir el fango a la mitad de sólidos hasta conseguirlo. El valor del IVFD que nos da un fango con una buena sedimentabilidad se encuentra en el rango de 70-100 ml/g.

$$IVFD = \frac{VFD_{30}}{X_{dil}}$$

donde, X_{dil} es la concentración de sólidos suspendidos después de las diluciones necesarias (en g/L) y VFD_{30} es el volumen (en ml) ocupado por el fango diluido después de 30 minutos de sedimentación.

La principal ventaja de este método es su independencia respecto de la concentración del fango, lo cual permite comparar la sedimentabilidad de fangos procedentes de diferentes plantas, así como su uso en procedimientos de diseño de decantadores (ATV, 1976; STOWA, 1983). Koopman y Cadee (1983) aplicaron este parámetro en los Estados Unidos para el diseño de decantadores con el método de la teoría del flujo. Los parámetros de sedimentación zonal (V_0 y r_n) fueron obtenidos mediante el uso de correlaciones empíricas entre estos parámetros y el IVFD. En la Tabla 5 se pueden ver algunos ejemplos de estas correlaciones de entre las recopiladas por Ekama et al. (1997).

Referencia	Parámetro utilizado	Núm. de datos	Rango estudiado (ml/g)	Correlación para V_o (m/h)	Correlación para r_h (m^3/kg)
Hartel y Popel (1992)	IVF	----	----	$17.4e^{-0.0113IVF} + 3.931$	$1.043 - 0.9834e^{0.00581IVF}$
Daigger y Roper (1985)	IVF	236	36-402	7.8	$0.148+0.0021IVF$
Daigger (1995)	IVF	>1500	36-402	6.5	$0.165+0.001586IVF$
Pitman (1984)	IVF	697	45-360	$10.4-0.0148.IVF$	$0.29.e^{0.015IVF}$
Wahiberg y Keinath (1988a)	IVF	185	48-235	$18.2.e^{-0.00602.IVF}$	$0.351 + 0.00058.IVF$
Mines et al. (2001)	IVF	----	27-236	7.27	$0.0281+0.00229.IVF$
Wahiberg y Keinath (1988a)	IVFA _{3.5}	185	35-220	$24.3e^{-0.01073IVFA_{3.5}}$	$0.245 + 0.00296.IVFA_{3.5}$
Wahiberg y Keinath (1988b)	IVFA _{3.5}	185	35-220	$15.3-0.0615.IVFA_{3.5}$	$0.426-0.0038.IVFA_{3.5}+5.43.10^5(IVFA_{3.5})^3$

Tabla 5. Correlaciones empíricas entre los parámetro de sedimentación zonal (V_o y r_h) y los parámetros de sedimentabilidad de los fango IVF o IVFA_{3.5}. (Tomado de: Ferrer *et al.*, 2011).

- **Índice Volumétrico Específico Agitado a 3.5 g/L (IVEA_{3.5}) (White, 1976)**

Se define como el volumen (en ml) ocupado por un gramo de fango después de decantar 30 minutos en una probeta estándar, de 100 mm de diámetro y 500 mm de altura, agitada suavemente (1 rpm), partiendo de una concentración inicial estándar de 3.5 g/L. El valor del IVFA_{3.5} que nos da un fango con una buena sedimentabilidad se encuentra en el rango de 65-70 ml/g, dejando una baja concentración de sólidos suspendidos en el sobrenadante.

El método estándar propuesto por White consiste en realizar experimentos en el intervalo de concentraciones entre 2 y 6 g/L e interpolar el valor para 3.5 g/L. Trabajando con diferentes diámetros y, profundidades de la columna de sedimentación, otros autores han comprobado que la agitación suave del experimento hace que los resultados obtenidos sean independientes de las dimensiones de la columna (Rachwal *et al.*, 1982; Pitman, 1984).

El IVFA_{3.5}, pese a que es considerado el mejor parámetro de los tres (Ekama *et al.* 1997), no es tan fácil de obtener, ya que requiere un equipamiento específico para poder realizar los experimentos.

- **Comparación de los tres índices**

Si se realiza la comparación de los tres índices, se observa que el IVFA_{3.5} no resulta tan fácil de obtener como el IVFD, ya que se requiere un equipo de agitación específico, pero, como parámetro de la sedimentabilidad de los fangos resulta superior al IVF.

Actualmente, el IVFA_{3.5} es el mejor parámetro de la sedimentabilidad de los fangos para utilizar de forma conjunta con la teoría de flujo, por varias razones como por ejemplo, su mayor fiabilidad frente al IVF, es de mayor aplicación en los procedimientos de diseño de los tanques de decantación secundaria, y por último, existe mayor información para relacionar este índice con las constantes de flujo V_0 y n que con el IVFD.

Von Sperling (1999), propone una metodología para el cálculo del área del sedimentador secundario basándose en los datos de varias plantas en operación y a partir de ello generó una comparación entre los distintos índices y la calidad de la sedimentación (Tabla 6).

Sedimentabilidad	SVI [mg/l]	DSVI [ml/g]	SSVI [ml/g]	SSVI _{3,5} [ml/g]
Muy buena	0 – 50	0 – 45	0 – 50	0 – 40
Buena	50 – 100	45 – 95	50 – 80	40 – 80
Media	100 – 200	95 – 165	80 – 140	80 – 100
Pobre	200 – 300	165 – 215	140 – 200	100 – 120
Muy pobre	300 – 400	215 – 305	200 – 260	120 - 160

Tabla 6. Comparación de IVL según Von Sperlin, 1999.

De este modo, dadas las diferencias en los valores y su calificación del lodo, es importante identificar la forma en que el IVF ha sido medido.

- **Velocidad de sedimentación zonal**

Cuando en un proceso de sedimentación se alcanza la etapa de sedimentación zonal, al descenso de la interfase entre la masa de fango y el líquido sobrenadante, se le denomina velocidad de sedimentación zonal. Si la columna de sedimentación está agitada se le denomina velocidad de sedimentación zonal agitada (VSZA).

Debido a que la concentración del fango en la etapa de sedimentación zonal se mantiene constante en el tiempo, y es la misma que la concentración de la mezcla que se introduce en la columna de sedimentación al principio del proceso. Esta velocidad V_{sz} para un fango, se obtiene del gráfico que representa la interfase de profundidad entre sólido/líquido frente al tiempo, al obtener la pendiente de la recta que aparece al representarlo. Se observa que la velocidad V_{sz} disminuye a medida que la concentración X aumenta.

Dado que la V_{sz} para una misma suspensión, es función de la concentración de sólidos existente (X), esta relación entre V_{sz} y X se puede determinar mediante la representación de diversas curvas de sedimentación discontinua con distintas concentraciones iniciales de la suspensión (ver Figura 10a)

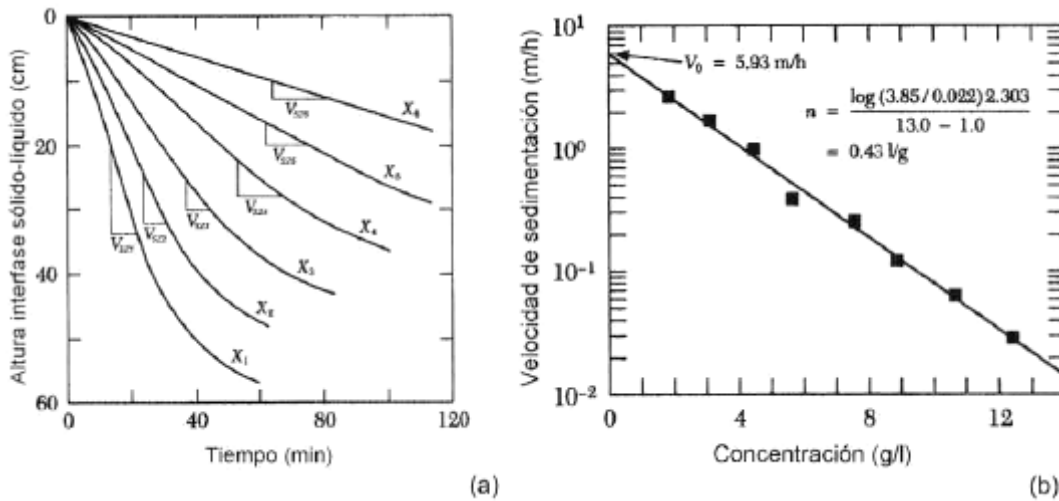


Figura 10. Obtención experimental de la velocidad de sedimentación zonal. a) Curvas de sedimentación discontinua a distintas concentraciones iniciales. b) Determinación de los parámetros de sedimentación zonal según el modelo exponencial (adaptado de Ekama et al., 1997)

La representación de las distintas velocidades de sedimentación zonal en función de la concentración inicial de la suspensión en escala semilogarítmica (Figura 10b) se puede ajustar con una línea recta de pendiente n y ordenada en origen V_0 . Los fangos con buenas características de sedimentabilidad tendrán valores elevados de V_0 y valores bajos de n , y viceversa. Por este motivo, la fracción V_0/n ha sido propuesta por diversos autores como una medida de la sedimentabilidad de los fangos (Pitman, 1984; Ekama et al., 1984). Una vez conocidos estos parámetros no se requiere ningún otro parámetro para aplicar la teoría del flujo al diseño de decantadores.

- **Modelo de flujo unidimensional**

Entre los modelos matemáticos que intentan definir los procesos de sedimentación encontramos el modelo de flujo unidimensional. Para la obtención de este modelo se han asumido ciertas condiciones de operación, como por ejemplo, que los gradientes horizontales de concentración de sólidos en el decantador son despreciables, y por tanto, a la hora de aplicar el modelo, sólo se van a tener en cuenta los procesos que ocurren en dirección vertical.

El modelo de decantación se basa en la teoría del flujo de sólidos propuesta por Kynch en 1952, según la cual, la velocidad de sedimentación de los sólidos en una suspensión sólo varía con la concentración inicial en la zona de sedimentación retardada.

Según el presente modelo, el flujo total de sólidos que se produce en el decantador se expresa con la siguiente ecuación:

$$J_T = J_b + J_s$$

es decir, como la suma del flujo debido a la sedimentación (j_s) y el flujo debido al arrastre de sólidos producido por los caudales de agua sobrenadante y de fango espesado (j_b).

El flujo debido al arrastre se expresa como:

$$j_b = V * X$$

donde V es la velocidad del agua o del fango y depende de la sección del decantador y la zona del decantador donde se evalúe.

- ✓ Si se realiza en la parte superior a la alimentación ($y \geq y_f$):

$$V_{OV} = \frac{Q_E}{A}$$

- ✓ Si por el contrario se realiza en la parte inferior a la alimentación ($y < y_f$):

$$V_{UN} = -\frac{Q_R}{A}$$

Por último, se obtiene que el flujo de sólidos debido a la sedimentación, será el producto de la velocidad de sedimentación de los sólidos por la concentración de sólidos existente, es decir, que la ecuación que define el modelo de flujo unidimensional es la siguiente:

$$j_s = V_s * X$$

- **Modelo exponencial**

Se han realizado muchos ensayos para establecer una relación entre la velocidad V_{sz} y la concentración de sólidos suspendidos X , y se han propuesto muchas expresiones matemáticas, tanto hiperbólicas, logarítmicas, potenciales y exponenciales. De todas ellas una de las que más se ha venido utilizando ha sido el modelo exponencial de Vesilind (1968), que se representa con la expresión:

$$V_{sz} = V_0 \cdot \exp(-n \cdot X)$$

Donde los parámetros V_0 (m/h) y n (l/g) están relacionados con las características de sedimentabilidad del fango.

Este modelo ha sido empleado por diversos autores, como Thomas (1963), Vesilind (1968), Smollen y Ekama (1984), etc. Los dos últimos mostraron que con este modelo se obtiene un buen ajuste con los datos experimentales, si lo comparamos con otros modelos, como por ejemplo el potencial. También concluyeron que con este modelo, la curva del flujo de sólidos parece razonable en el rango de disoluciones con una menor concentración de sólidos, frente a la curva del flujo de sólidos que se obtiene con el modelo potencial, que es infinita para el mismo rango de disoluciones de baja concentración de sólidos. Este modelo solamente resulta válido en el intervalo de concentraciones donde se produce una sedimentación zonal.

- **Modelo potencial**

Como se ha mencionado anteriormente, junto con el exponencial, el modelo potencial es uno de los más empleados, en el que se basan muchas de las funciones que intentan explicar la relación entre velocidad y concentración. La ecuación que lo define fue obtenida por Yoshioka (1957) y Dick y Young (1972), y es la siguiente:

$$V_s = k * X^{-n}$$

siendo X la concentración de sólidos suspendidos.

Más adelante, Smollen y Ekama (1984) y Wilson y Lee (1982), sugirieron el uso de unas curvas de sedimentación para el diseño de tanques de sedimentación, usando este modelo junto con la teoría de flujo. Por otra parte, Pitman (1980), a partir de ciertos estudios llegó a la conclusión de que el modelo no es aplicable para el rango de concentración de sólidos menor de 2 kg/m^3 , en fangos activados, y Riddell (1983) concluyó que no es válido cuando la concentración de sólidos es menor de 3 Kg/m^3 .

- **Modelo de Richardson y Zaki (1954)**

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:

$$V_s = V_o \varepsilon^n$$

donde

ε : porosidad de la suspensión

V_o : velocidad para $\varepsilon=1$

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

Para partículas esféricas V_o es la velocidad de sedimentación terminal de una partícula. 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.

$$V_s = V_o \varepsilon^{4.65}$$

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:

$$V_s = V_o (1 - \phi_a)^{4.65}$$

donde ϕ_a es la fracción de volumen del agregado.

Se define j (Índice Volumétrico del Agregado, AVI) como el volumen del floculo o agregado por unidad de volumen de sólidos que se encuentran dentro del agregado. De

modo que ϕ_a se puede expresar como $j \cdot \frac{X}{\rho_s}$, siendo $\frac{X}{\rho_s} = X/\rho_s$ la fracción de volumen de sólidos, X la concentración de sólidos y ρ_s la densidad de los sólidos.

$$V_s = V_o \left(1 - j \frac{X}{\rho_s}\right)^{4.65}$$

V_o se puede expresar en función de la ley de Stokes para un agregado esférico en condiciones de Re pequeño.

Varios autores han utilizado el modelo anteriormente descrito para suspensiones floculadas Stephenson et al (1986), Font et al. (1992) y para fangos activados Javaheri y Dick (1969), Knocke (1986), Kawasaki et al. (1990), Chen et al. (1996).

- **Modelos de Cho et. al.**

Además del modelo exponencial, potencial y de Richardson y Zaki, se han propuesto otros modelos. 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. A partir de esta consideración obtuvieron una expresión para la velocidad de sedimentación zonal en función de la concentración de sólidos y de la viscosidad del fango. Considerando distintas hipótesis para la viscosidad del fango en función de la concentración de sólidos propusieron varias expresiones para la velocidad de sedimentación zonal.

$$V_s = k \frac{e^{-nX}}{X}$$

$$V_s = k \frac{(1 - n_1 X)^4}{X} e^{-n_2 X}$$

$$V_s = k \frac{(1 - n_1 X)^4}{X}$$

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 primera ecuación.

- **Otros modelos utilizados**

En la Tabla 7 se muestran otros modelos menos utilizados propuestos en la bibliografía para la velocidad de sedimentación en función de la concentración de sólidos X.

$v = k \frac{(1 - nx)^3}{x}$	Scott (1966)
$e^{-4.19x} k(1 - nx)^2$	Steinour (1944)
$e^{-n2x} k(1 - n1x)^2$	Steinour (1944)
$kx(1 - x)$	Scott (1968)
$k \frac{(1 - n1x)^4}{x} e^{-n2x}$	Cho et al. (1993)
$k(1 - n_1x)^{n_2}$	Vaerenbergh (1980)
$k_1(1 - n_1x)^{n_2} + k_2$	Vaerenbergh (1980)
$k(1 - n_1x + n_2x^2 + n_3x^3 + n_4x^4)$	Shannon et al. (1963)

Tabla 7. Otros modelos utilizados para la velocidad de sedimentación en función de la concentración de sólidos suspendidos X.

2.3 COAGULACIÓN Y FLOCULACIÓN

2.3.1 Generalidades

La Coagulación y Floculación se pueden resumir como una etapa en la cual las partículas se aglutinan en pequeñas masas llamadas flóculos tal que su peso específico supere a la del agua y puedan precipitar. El proceso consta de tres etapas: coagulación, floculación y eliminación física de los flóculos formados por sedimentación o filtración.

La coagulación se refiere al proceso de desestabilización eléctrica de las partículas suspendidas de modo que se reduzcan las fuerzas de separación entre ellas mediante la adición de un coagulante en un proceso de mezcla rápida.

La floculación tiene relación con los fenómenos de transporte dentro del líquido para que las partículas hagan contacto. Esto implica la formación de puentes entre partículas de modo que se forme una malla de coágulos, la cual sería tridimensional y porosa. Así se formaría, mediante el crecimiento de partículas coaguladas, un flóculo suficientemente grande y pesado como para sedimentar.

2.3.2 Mecanismos Teóricos de la Coagulación y la Floculación.

Existen principalmente cuatro mecanismos de desestabilización (Weber, 1979; Hutchison y Healy, 1990):

- **Compresión de la doble capa.** Se produce al aumentar la concentración total de iones en la solución acuosa, de modo que el efecto de la carga superficial queda limitado a una capa fina alrededor de las partículas. Como resultado las fuerzas atractivas se hacen mayores.
- **Neutralización de la carga.** Se lleva a cabo controlando el pH o mediante la adición de cationes que se adsorben sobre la superficie de las partículas.
- **Inmersión en un precipitado.** Se utilizan concentraciones del coagulante suficientemente altas como para ocasionar la precipitación rápida de un hidróxido metálico que atrapa a las partículas coloidales.
- **Adsorción y enlace de puente entre partículas.** Una molécula polimérica se adsorbe sobre la superficie de una partícula coloidal debido a que contiene grupos químicos que interaccionan con los centros activos de la superficie, quedando el resto de la molécula prolongada hacia la solución. Si una segunda partícula con centros activos vacantes se pone en contacto con estos segmentos prolongados, se forma un complejo partícula-polímero-partícula en el cual el polímero sirve de puente.

Para la floculación existen tres mecanismos para que se produzca la aproximación entre las partículas:

- **Floculación pericinética:** debida a contactos por movimiento térmico.

- Floculación ortocinética: causada por los contactos resultantes del movimiento del fluido, como por ejemplo el transporte inducido por la agitación del agua.
- Sedimentación diferencial: los contactos son debidos a la sedimentación de las partículas, una partícula alcanza y colisiona con otra debido a que está sedimentando a una velocidad mayor.

Normalmente al hablar de floculación se hace referencia a la floculación ortocinética, ya que lo que se hace es favorecer la formación de flóculos mediante una agitación suave con paletas moviéndose lentamente.

En el proceso de floculación se pueden añadir floculantes, es decir, sustancias químicas que aumentan la velocidad de floculación o que fortalecen los flóculos formados durante la floculación.

2.3.3 Tipos de Coagulantes

Se pueden clasificar en dos grandes grupos: Inorgánicos y Orgánicos

2.3.3.1 Coagulantes inorgánicos

A) Sales de Aluminio

Se puede distinguir: Sales simples tales como sulfato de alumina (Sulfato de aluminio hidratado), aluminato sódico y cloruro de aluminio. Y sales prehidrolizadas o polimerizadas como: cloruro de polialuminio, sulfato de polialuminio y silicato-sulfato de polialuminio (Aguilar *et al.*, 2002)

B) Sales de Hierro

Sales simples como: sulfato ferroso, sulfato férrico y cloruro férrico. Y recientemente algunas sales polimerizadas como: sulfato poliférrico y cloruro poliférrico. (Aguilar *et al.*, 2002)

C) Cal

2.3.3.2 Coagulantes orgánicos

Los coagulantes que pertenecen a este grupo son polímeros de elevado peso molecular. Estos polímeros pueden ser de origen natural y sintéticos.

A) Naturales.

Dentro de este grupo se incluyen:

- Polímeros de origen microbiológico, segregados por algunos microorganismos.
- Polímeros de origen natural, extraídos de ciertos tipos de plantas, al gas o animales.

B) Sintéticos

Se conocen como polielectrolitos, son cadenas de unidades monoméricas:

- Polímeros aniónicos
- Polímeros catiónicos.
- Polímeros no iónicos.

2.3.4 Factores que influyen en el proceso de coagulación

Los factores que influyen en la coagulación se resume a continuación (Aguilar *et al.*, 2002):

A. Tipo de coagulante

Normalmente no todos los coagulantes producen el mismo efecto ni llevan a cabo la desestabilización por el mismo mecanismo. Hay muchos factores que influyen en el proceso de coagulación y que varían del tipo de coagulante, como por ejemplo el margen de pH óptimo y la solubilidad.

B. Contenido en materia en suspensión

Este factor está estrechamente relacionado con la cantidad de coagulante para llevar el agua al óptimo de coagulación. Aunque exista cierta relación entre la concentración de sólidos suspendidos y la dosis de coagulante apropiada, la cantidad exacta sólo puede determinarse mediante ensayos de Jar-test.

El tamaño de partícula también influye en la cantidad de coagulante necesaria para realizar la coagulación. Se puede hacer notar, por ejemplo, que las materias suspendidas muy finas son más difíciles de coagular que las partículas más grandes, y por ello, necesitan mayor cantidad de coagulante. Por otro lado, son más fáciles de coagular las suspensiones que contengan muchos tamaños de partícula que las que sólo tengan uno.

C. pH

El pH es uno de los factores más importantes ya que va a determinar para cada coagulante la naturaleza de las especies presentes en el agua y su solubilidad. Existe para cada coagulante una zona de pH, donde se produce una buena floculación en plazo corto y con una dosis dada de coagulante. La coagulación debe efectuarse dentro de esta zona óptima siempre que sea posible. Cuando se deja de operar en la zona óptima para cualquier agua, se produce un desperdicio de producto químico y descenso del rendimiento de la operación.

D. Salinidad

Las aguas residuales contienen sales en disolución. Estas sales afectan al proceso de coagulación modificando los siguientes factores:

- ✓ Margen del pH óptimo.
- ✓ Tiempo necesario para la floculación.
- ✓ Dosis óptima de coagulante.
- ✓ Coagulante residual en el efluente.

Cuando un agua no tiene iones SO_4^{2+} la zona óptima de pH es muy estrecha, ampliándose con el contenido de iones sulfato. El efecto de los iones PO_4^{3-} es totalmente distinto, el rango de pH óptimo se estrecha al aumentar el contenido de dichos iones. Su

actuación es desplazar la zona de coagulación óptima a valores de pH menores. Los iones divalentes comprimen las capas difusivas que rodean las partículas coloidales negativas y por tanto reducen las fuerzas repulsivas entre ellas.

E. Efecto de la temperatura del agua

La temperatura es un factor limitante para el proceso de coagulación floculación. Por debajo de un cierto valor, los rendimientos de clarificación son mediocres.

La temperatura influye sobre ciertas propiedades físicas como la viscosidad, la solubilidad, el pH y la cinética de algunas reacciones que intervienen en el proceso de coagulación. Generalmente una disminución de la temperatura retrasa las reacciones químicas, frena el movimiento browniano y disminuye la probabilidad de colisiones (Tardat-Henry, 1989).

Otra influencia de la temperatura en la coagulación es su efecto sobre el tiempo requerido para una buena formación de flóculos. Generalmente, cuanto más fría esté el agua más largo será el tiempo necesario para producir buenos flóculos con una cantidad determinada de coagulante (Aguilar *et al.*, 2002).

F. Tiempo de mezcla y floculación

El periodo de coagulación es un factor a controlar en cada proceso pues en algunas ocasiones períodos largos favorecerán el proceso mientras que en otras pueden provocar la ruptura de los flóculos formados. Es un factor que está muy relacionado con la fuerza de agitación que se aplique durante dicho período, por lo que será necesario combinar ambos factores de forma que se obtengan los mejores rendimientos a un coste aceptable (Aguilar *et al.*, 2002).

G. Presencia de núcleo

Las partículas sólidas en suspensión actúan como núcleos para la formación inicial de flóculos. La presencia de partículas en suspensión puede influir en la velocidad de floculación y contribuye al aumento de la densidad del flóculo, dando lugar a velocidades de sedimentación superiores (Aguilar *et al.*, 2002).

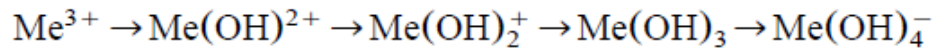
2.3.5 Coagulación con Sales de Hierro

2.3.5.1 Química de Coagulación con Sales de Hierro

Para comprender la capacidad del Fe^{3+} para desestabilizar las partículas coloidales presentes en el agua residual, es necesario considerar brevemente la química acuosa de este coagulante.

Todos los cationes metálicos se hidratan en cierta medida en el agua. Es razonable pensar en términos de una capa de hidratación primaria, donde las moléculas de agua están en contacto directo con el ion metálico central. En los casos del Fe^{3+} , se sabe que la capa de hidratación primaria consta de seis moléculas de agua en coordinación octaédrica. Debido a la alta carga de los iones metálicos, las moléculas de agua en la capa de hidratación primaria se polarizan y esto puede conducir a la pérdida de uno o más protones, dependiendo del pH de la solución (Duan, 2002).

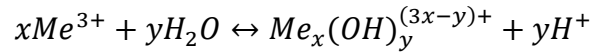
Efectivamente, esto significa que las moléculas de agua en la capa de hidratación son progresivamente reemplazados por iones hidroxilo, dando una menor carga positiva, de acuerdo con la secuencia:



Este es un esquema simplificado, ya que se sabe que pueden formarse productos polinucleares diméricos, y triméricos, de la hidrólisis de Fe. Sin embargo, estos pueden a menudo ser ignorados, especialmente en las soluciones diluidas, y puede que no afectan en gran medida la especiación general del metal (Duan, 2002).

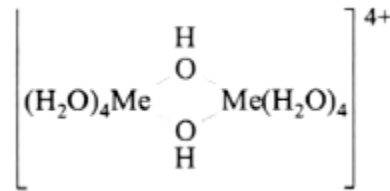
Así, en disolución acuosa los cationes metálicos Fe^{3+} , cuando las sales metálicas correspondientes se disuelven en agua, el ión metálico (Me) se hidrata coordinándose con 6 moléculas de agua $\text{Me}(\text{H}_2\text{O})_6^{3+}$. El ion acuometálico puede hidrolizarse y formar especies monoméricas y poliméricas cuya formación depende altamente del pH. Se puede describir la formación de especies cargadas positivamente: $\text{Me}(\text{OH})^{2+}$, $\text{Me}(\text{OH})_2^{4+}$, $\text{Me}(\text{OH})_3^+$, $\text{Me}(\text{OH})_4^{5+}$, neutras: $\text{Me}(\text{OH})_3$ y cargadas negativamente: $\text{Me}(\text{OH})_4^-$.

En general las reacciones de hidrólisis de los metales trivalentes se pueden representar como (Stephenson y Duff, 1996):

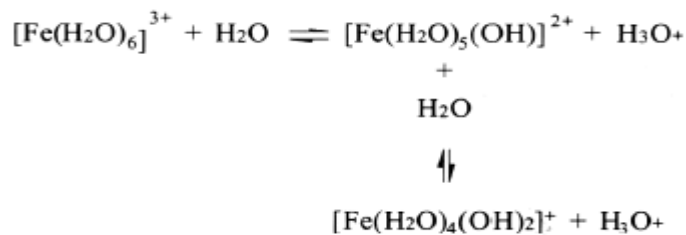


Además, el hierro tiene una fuerte tendencia a formar complejos insolubles con un gran número de ligandos especialmente con moléculas polares y con grupos funcionales como hidroxilo o carboxilo.

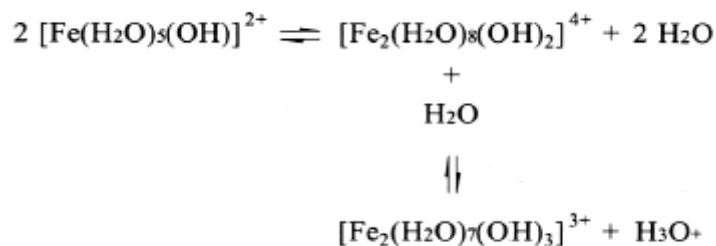
Los iones OH⁻ que forman parte de los complejo hidroxometálico son considerados ligandos. La capacidad donadora de estos ligandos (cuando se coordinan a un ion metálico), es utilizada generalmente para coordinarse con otros iones metálicos y actuarán como un puente. Este comportamiento lo muestran los complejos hidroxido del hierro en sus tendencias a formar complejos polinucleares, donde los OH⁻ actúan de puente entre los dos iones metálicos, presentando una estructura del tipo:



Las reacciones de hidrólisis que tienen lugar con el ión férrico hidratado son (Fair et al., 1971):



Los complejos hidroxoférricos tienen una enorme tendencia a polimerizarse produciendo la reacción más simple especies dímeras:



El pH y la concentración afectan a la razón de transformación de unas especies en otras y durante estas reacciones se forman un número de complejos polinucleares con un grado de polimerización mayor que la disminución de la carga por ion metálico en los complejos hidroxilo (Dentel y Gossett, 1987).

Así, el esquema de la hidrólisis procederá de izquierda a derecha cuando el pH es mayor, dando el primer doble y por separado con carga especies catiónicas y luego el hidróxido de metal sin carga, $Me(OH)_3$. En el caso de aluminio y hierro, el hidróxido es de muy baja solubilidad y se forma un precipitado amorfo a valores intermedios de pH. Esto es de gran importancia práctica en la acción de estos materiales como coagulantes. Con un mayor aumento en el pH, la forma aniónica soluble $Me(OH)$ se convierte en dominante, ver figuras 11 y 12.

La cantidad total de especies solubles en equilibrio con el sólido amorfo es efectivamente la solubilidad del metal y se puede ver que en cada caso hay un mínimo de solubilidad en un valor de pH determinado. Para Al este es de aproximadamente pH 6, en el que la solubilidad es del orden de 1 mM. Para el Fe, el mínimo de solubilidad es mucho más bajo-menos de 0,01 mM, y la región correspondiente es más amplia que la de Al (Duan, 2002).

Consideremos a continuación las solubilidades del $Fe(OH)_3$, la Figura 13 representa las solubilidades máximas de las especies de Fe(III) que pueden existir en el agua con el correspondiente hidróxido metálico precipitado a 25°C en función del pH. Las áreas rayadas corresponden a las dosificaciones aproximadas de coagulante y pH observado en el tratamiento del agua.

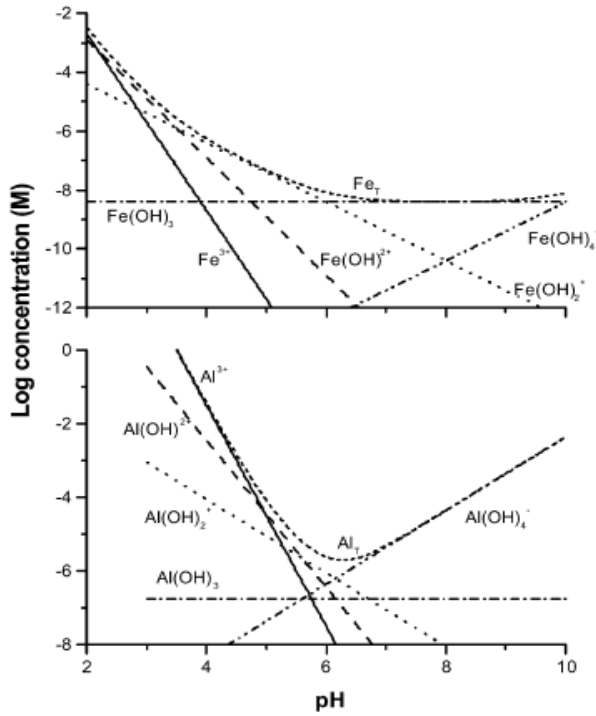


Figura 11. Las concentraciones de productos de hidrólisis monoméricas de Fe (III) y Al (III) en equilibrio con los hidróxidos amorfos, con cero fuerza iónica y 25°C (Duan, 2002).

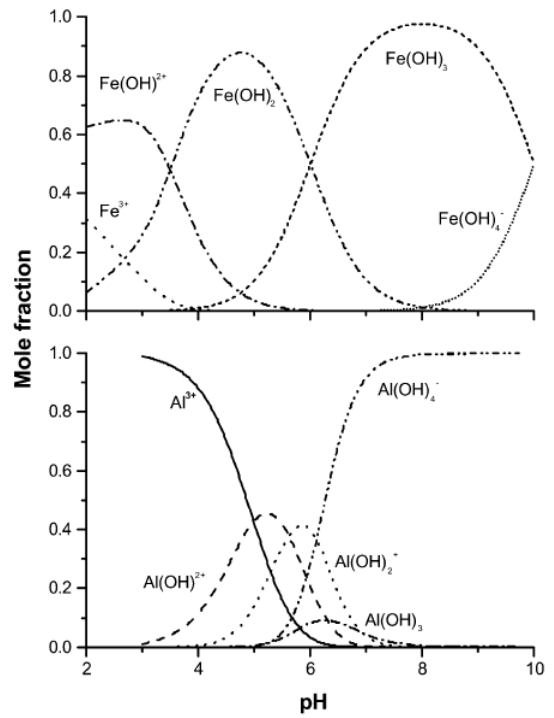


Figura 12. Proporciones (fracciones molares) de los productos de hidrólisis disueltos en equilibrio con hidróxidos amorfos (Duan, 2002).

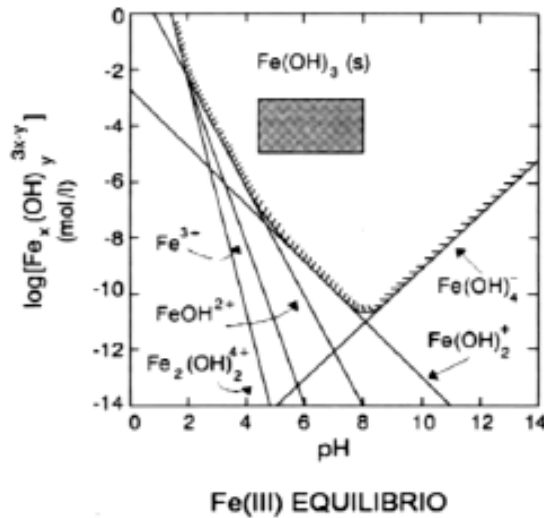


Figura 13. Solubilidad en el equilibrio de Fe(OH)₃(s) (Aguilar *et al.*, 2002)

Los procesos convencionales de coagulación utilizan cantidades de Fe(III) que exceden del límite de solubilidad de sus hidróxidos metálicos.

Cuando se añade al agua una cantidad de sal de Fe(III) en exceso del límite de solubilidad del hidróxido metálico, ocurren una serie de reacciones hidrolíticas, desde simples hidroxocomplejos, formación de polímeros hidroxometálicos, que se adsorben sobre las partículas, hasta la formación de un precipitado de hidróxido metálico (Weber, 1979; Licskó, 1997).

En el intervalo de pH por debajo del punto isoeléctrico (potencial z nulo) del hidróxido metálico prevalecerán los polímeros cargados positivamente (por ejemplo el punto isoeléctrico del hidróxido férrico amorfo está alrededor del pH 8). La adsorción de estos polímeros positivos puede desestabilizar los coloides cargados negativamente por neutralización de la carga (Aguilar *et al.*, 2002).

Por encima del punto isoeléctrico prevalecerán los polímeros aniónicos. Estos no pueden producir desestabilización por neutralización de carga sino que en el caso de que sean coagulantes efectivos actuarán por adsorción o formación de enlaces de puente.

Si la adsorción es importante, cabe esperar que la coagulación con polímeros de Fe(III) muestre la posibilidad de estequiometría (dependencia entre la dosificación de coagulante y la concentración de coloide) y de reestabilización por sobredosificación (Aguilar *et al.*, 2002).

La Figura 14 presenta las curvas esquemáticas de turbidez residual en función de la dosificación de coagulante a pH constante para aguas naturales tratadas con sales de Al(III) y Fe(III).

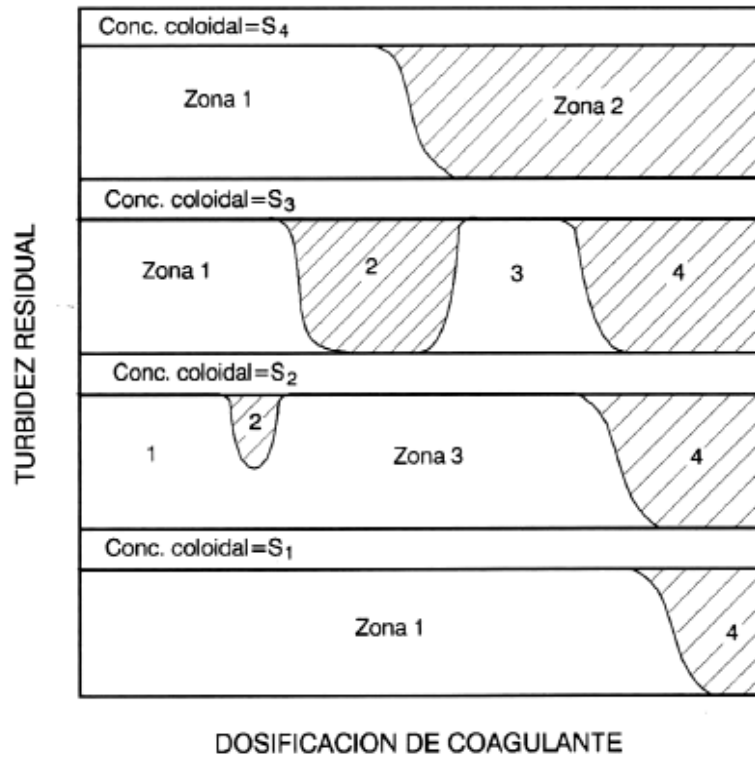


Figura 14. Curvas de turbidez residual observadas en los fenómenos de coagulación con sales de Al(III) y Fe(III) (Aguilar *et al.*, 2002).

Se presentan cuatro curvas, cada una de ellas corresponde a un agua con una concentración coloidal distinta ($S_1 < S_2 < S_3 < S_4$). La concentración coloidal se define por la concentración de superficie coloidal/unidad de volumen de suspensión y se representa por S (ej., como m^2/l).

Cada curva está subdividida en cuatro zonas de dosificación creciente. En la zona 1, que corresponde a dosificaciones bajas, se ha añadido insuficiente coagulante para realizar la desestabilización. El aumento de la dosificación de coagulante produce la desestabilización y permite la agregación rápida (zona 2). Un posterior incremento de la dosificación puede reestabilizar las dispersiones en algunos niveles de pH (zona 3). En la zona 4 existe un grado de sobresaturación suficiente como para producir una precipitación rápida de una gran cantidad de hidróxido de aluminio o férrico, dentro de la cual se sumergen las partículas coloidales constituyendo lo que se ha llamado un “flóculo de barrido” (Weber, 1979; Dentel y Gosset, 1987). Este mecanismo predomina en las aplicaciones del tratamiento del agua donde los valores de pH se mantienen entre 6- 8 y la cantidad de sales de Fe^{3+} y Al^{3+} adicionadas es suficiente para exceder el límite de solubilidad del hidróxido metálico amorfo $Me(OH)_3$. Los hidróxidos metálicos forman

flóculos más pesados que el agua y pueden sedimentar. Las partículas coloidales pueden quedar atrapadas en esos flóculos conforme se forman.

Se han sugerido modelos alternativos para explicar la coagulación por zonas, el más extendido es el de precipitación-neutralización de la carga (PNC) (Edzwald, 1983). Como los precipitados de hidróxido metálico están cargados positivamente en el rango de pH habitual en el tratamiento del agua, se ha sugerido que la neutralización de la carga se alcanza porque se depositan en la superficie de la partícula estos precipitados. Esto difiere del concepto de adsorción-flóculo de barrido en que la precipitación precede a la neutralización de la carga. El modelo de PNC se desarrolló y se validó originalmente usando Al^{3+} , pero se puede aplicar también a las sales de hierro y de polialuminio.

Esta forma de explicar la coagulación solo se diferencia en que las especies de hidróxido metálico cargadas se depositan como precipitado en lugar de adsorberse.

Se asume que los mecanismos con sales de hierro implican tres pasos:

1. La desestabilización comienza cuando se excede el límite de solubilidad para el hierro.
2. Las especies de hidróxido de hierro se adsorben o depositan en la superficie de las partículas coloidales como se representa en la Figura 15.
3. En las condiciones habituales el hidróxido metálico está cargado positivamente y las partículas coloidales negativamente. El proceso de depósito puede conducir a neutralización de la carga o a inversión de la carga a algunas dosis.

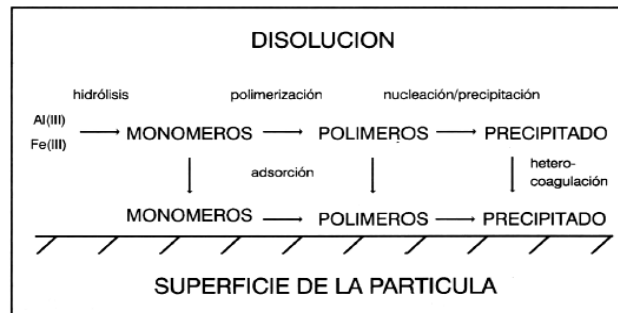


Figura 15. Representación esquemática de los diferentes caminos seguidos por las especies hidroximetálicas en disolución o en la superficie de la partícula en contacto con la disolución (Aguilar *et al.*, 2002).

La relación entre la dosificación de coagulante y la concentración coloidal a pH constante se puede observar en la Figura 16 (Aguilar *et al.*, 2002).

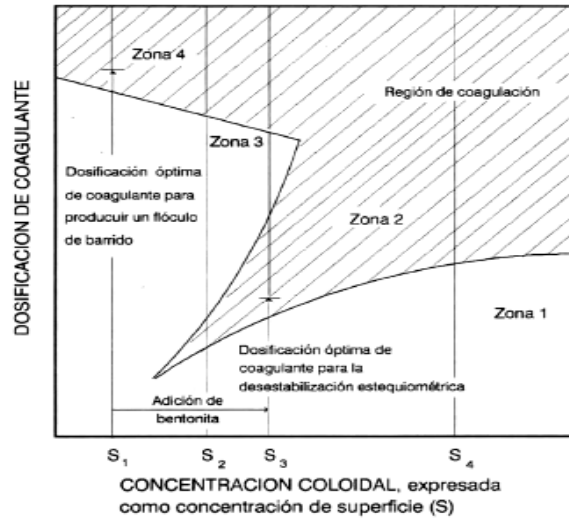


Figura 16. Representación de las interrelaciones entre la dosificación de coagulante y la concentración coloidal a pH constante (Aguilar *et al.*, 2002).

- ✓ Para concentraciones coloidales bajas (S₁), la coagulación requiere la producción de un exceso grande de precipitado de hidróxido amorfo. Para sistemas con baja concentración coloidal, existen insuficientes oportunidades de contacto para producir agregados o aun desestabilizar completamente las partículas en un tiempo de permanencia razonable.
- ✓ Si las concentraciones coloidales son mayores (S₂ y S₃), se requiere una dosificación de coagulante menor que para la coagulación que implica la precipitación del hidróxido metálico. En esta región se ha observado una coagulación estequiométrica (propia de la coagulación por adsorción y neutralización de la carga). La zona de desestabilización (zona 2) se observa que se extiende al aumentar la concentración coloidal (curva para S₂ y S₃ en Figura 14).
- ✓ Para concentraciones coloidales muy altas se requiere una dosificación de coagulante mayor para desestabilizar los coloides (S₄ en Figuras 14 y 16). En estas circunstancias la dosificación de coagulante que se requiere para la desestabilización puede igualar o superar al requerido para la coagulación de tipo “flóculo de barrido” en las suspensiones diluidas.

De esta forma se puede llegar a las siguientes conclusiones sobre la forma de actuar y la dosificación óptima de este tipo de coagulante:

A) Este coagulante pueden ser eficaz de dos maneras:

- ✓ Mediante depósito de las especies de hidróxido metálico sobre la superficie de la partícula (según el modelo PNC) para producir una neutralización de la carga.
- ✓ Por inmersión en un flóculo de barrido.

B) La dosificación química requerida depende de cómo se alcance la desestabilización:

Si la desestabilización se produce por inmersión en un flóculo de barrido se necesitan elevadas dosis para producir un precipitado voluminoso de hidróxido metálico. Esto ocurre cuando la concentración coloidal es baja y la dosificación tiende a disminuir a medida que aumenta la concentración de materia en suspensión.

La desestabilización por adsorción generalmente requiere una dosis menor de coagulante, aumentando al incrementarse la concentración coloidal.

La desestabilización por adsorción puede necesitar tiempos de reacción más largos para producir la agregación cuando la concentración coloidal es baja; esto puede contrarrestar la ventaja de una dosificación menor. Para estas y otras situaciones en que la materia suspendida está en pequeña concentración, puede resultar eficaz la dosificación alta de coagulante que produce un precipitado gelatinoso de hidróxido metálico.

Otro método adicional para llevar a cabo una coagulación eficaz en aguas de turbidez baja, consiste en la adición de un coadyuvante que aumenta la concentración de materia coloidal del agua a tratar. Este coadyuvante puede ser bentonita (arcilla finamente dividida) o algunas formas de sílice activada (Kuo et al., 1988).

La Figura 14 ilustra este proceso, donde la adición de bentonita al agua que contiene una concentración superficial baja (S_1) permite que la agregación tenga lugar en la región estequiométrica al aumentar la concentración coloidal a S_3 .

2.3.5.2 Influencia en la Coagulación con Sales de Fe(III)

De los factores mencionados anteriormente en el apartado 2.3.4, en los procesos de coagulación con estas sales cabe destacar principalmente: dosificación de coagulante, pH y presencia de iones (Aguilar *et al.*, 2002).

2.3.5.2.1 Influencia de la dosificación de coagulante y pH

Las dosificaciones prácticas de las sales de Fe^{3+} que se requieren para la desestabilización de coloides siempre exceden la solubilidad del hidróxido metálico, se puede considerar que la desestabilización se lleva a cabo por hidroxocomplejos polinucleares que son compuestos cinéticos intermedios en la precipitación del hidróxido metálico.

Las características de los polímeros que se forman están afectadas por el grado de sobresaturación (dosificación de coagulante y pH) en el sistema. La carga promedio de las especies metálicas tiende a aumentar, creciendo, por tanto la desestabilización por neutralización de la carga y la posibilidad de reestabilización por sobredosificación.

Las sales de Fe^{3+} son ácidas y, como resultado de su adición, el pH del sistema dependerá de la dosis de coagulante y la alcalinidad del agua (capacidad tampón). Se ha visto que la cantidad de coagulante necesaria para la desestabilización depende de la cantidad de coloide que está presente en el sistema. Las suspensiones concentradas son difíciles de reestabilizar por sobredosificación a cualquier pH (concentración superficial S_4 en las Figuras 14 y 16).

La región de desestabilización por inversión de la carga (zona 2, Figuras 14 y 16) se extiende al aumentar la concentración coloidal. La desestabilización eficaz de estas suspensiones por adsorción y neutralización de carga puede realizarse a valores bajos de pH, en donde los polímeros hidroxometálicos están altamente cargados, pero la concentración coloidal es suficientemente alta como para evitar la reestabilización por sobredosificación (Aguilar *et al.*, 2002). En estos sistemas es útil disminuir la capacidad tampón del agua residual para que un ácido como el Fe(III) pueda disminuir el pH.

Para suspensiones diluidas (concentración superficial S_1) es eficaz la coagulación tipo "flóculo de barrido". En estos casos, la velocidad de precipitación es máxima en el punto

isoeléctrico (pH 8 para el $\text{Fe}(\text{OH})_3$ (s)), en donde el grado de sobresaturación es mayor y la carga de las especies metálicas es mínima. Para estos casos es conveniente aumentar la alcalinidad con el fin de neutralizar la acidez del coagulante metálico y mantener un pH aproximadamente neutro.

Cuando se usa $\text{Fe}(\text{III})$ la reestabilización ocurre a pH superior a 6. Para aguas residuales que contengan concentraciones coloidales intermedias, la adición de alcalinidad puede frenar la reestabilización pero permitir la desestabilización por neutralización de la carga (Ratnaweera et al., 1992).

2.3.5.2.2 Influencia de la presencia de iones

La presencia de distintos iones en el agua residual tiene especial significación, aunque en el caso de las sales de hierro la influencia de los aniones es mayor que la de los cationes (Aguilar *et al.*, 2002).

a) Presencia de cationes

En general los cationes divalentes ensanchan el rango de pH efectivo para la eliminación y disminuyen la dosis de coagulante requerida para la eliminación de la materia orgánica. Esto se debe presumiblemente a la complejación de algunos grupos orgánicos funcionales.

En el tratamiento del agua residual en medio alcalino hay que tener en cuenta la presencia e influencia de los iones Ca^{2+} y Mg^{2+} . Según los niveles de Ca^{2+} , Mg^{2+} y HCO_3^- , pueden estar presentes cantidades considerable de Ca^{2+} , CaCO_3 , $\text{Mg}(\text{OH})_2$, que pueden influir sobre el proceso de coagulación-floculación de forma importante.

La estabilidad de las dispersiones coloidales se reduce efectivamente por la presencia de hidróxidos de magnesio cargados positivamente, formados a partir iones Mg^{2+} originalmente presentes o introducidos artificialmente en el sistema. Los hidróxidos magnésicos formados a $\text{pH} > 10$ producen una buena eliminación de materia orgánica.

b) Presencia de aniones

Si el anión se puede coordinar fuertemente con el ion metálico y no es desplazado fácilmente por iones OH^- , el pH óptimo para la desestabilización disminuye rápidamente con el aumento de la concentración del anión. Si el anión es fácilmente desplazado por el ion OH^- , el pH óptimo aumenta con un anión de tipo muy básico y disminuye con uno débilmente básico. Cuando el anión se coordina débilmente con el ion metálico, ejerce sólo ligeros efectos de disminución de los valores de pH óptimo.

El ion fosfato influye en la desestabilización coloidal producida por las sales de hierro y aluminio es el. El efecto de aumentar la concentración de ion fosfato es mover la zona de coagulación óptima a pH ácido como se ilustra en la Figura 17.

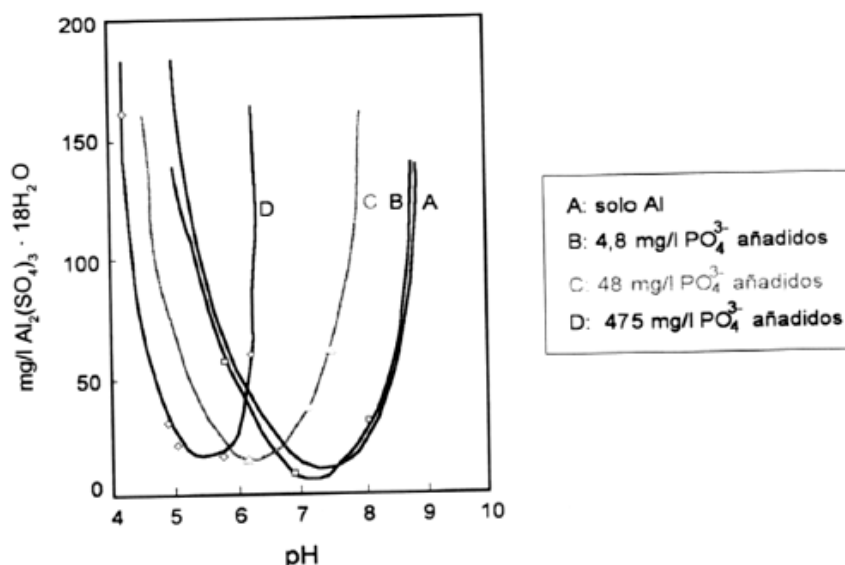


Figura 17. Efecto de los iones fosfato en la zona de pH de coagulación.

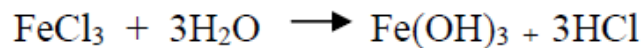
Los puntos sobre las curvas referidas al fosfato representan la dosis de aluminio necesaria para una reducción de la turbidez del 50%. A valores de pH altos (pH 7 y superior), las principales especies de fosfatos están multicargadas y se coordinan fuertemente con iones metálicos. Estas especies desplazan OH^- de la esfera de coordinación pero hacen los complejos menos positivos. A pH más bajo predominan especies de fosfato con carga simple y la capacidad de los iones OH^- se reduce. Por ello, para retener las mismas características de carga, que a valores de pH óptimo en ausencia de fosfato, el pH óptimo para la desestabilización es más bajo en presencia de dichas especies.

2.3.6 Cloruro Férrico

2.3.6.1 Generalidades

El cloruro férrico es un producto químico altamente versátil con propiedades únicas. Posee un alto poder de formación de flóculos, característica que es utilizada para diversas aplicaciones. Por ejemplo, es un eficiente coagulante en el tratamiento de aguas residuales, aguas industriales y agua potable. Además, el cloruro férrico ha sido utilizado por muchos años como un acondicionador de lodos, etapa previa a la filtración.

El FeCl_3 es una sal de base débil que hidroliza con agua, formando hidróxido férrico insoluble.



2.3.6.2 Aplicaciones

En el tratamiento de aguas residuales industriales y domiciliarias, sus aplicaciones se extienden a los siguientes campos.

- ✓ Eliminación de fosfatos.
- ✓ Reducción de sólidos en suspensión.
- ✓ Precipitación de metales pesados.
- ✓ Deshidratado de lodos.

Puesto, que la dosis dependerá de las características del agua residual y del punto en la depuradora en el que se realice la adición. La adición del coagulante se puede realizar en distintos puntos de la depuradora: antes del decantador primario, en el proceso biológico y antes o después del decantador secundario (Figura 18).

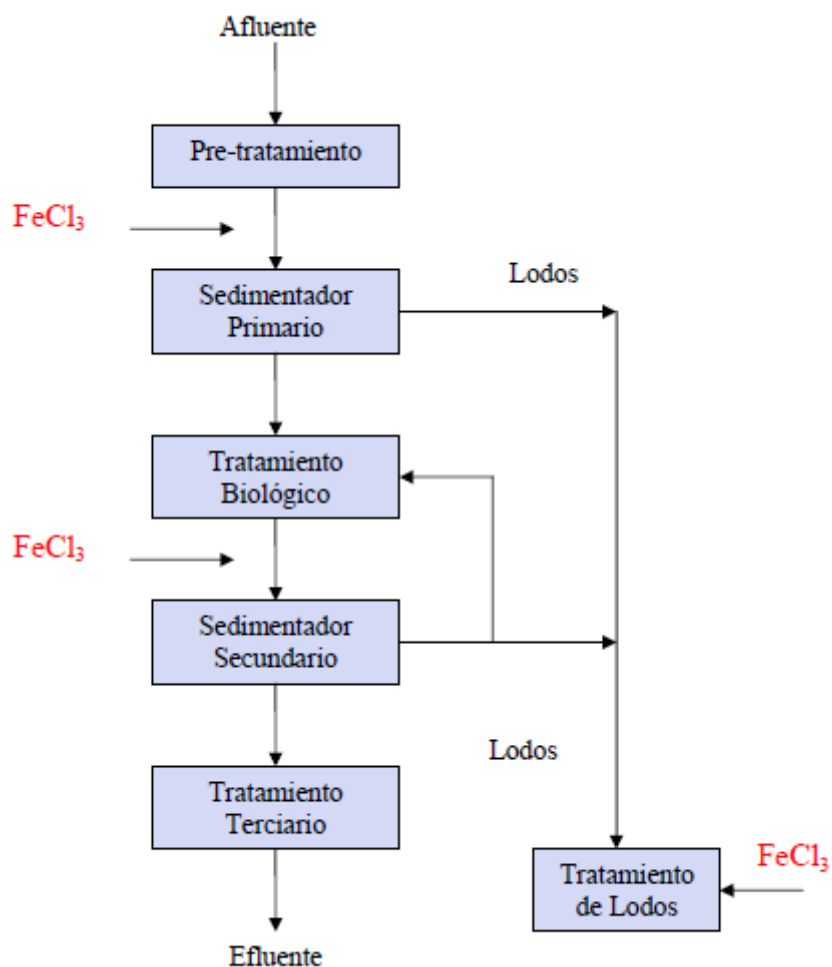


Figura 18. Diagrama de bloque para el tratamiento de aguas residuales (OXY, 2006).

Si el punto de dosificación del coagulante es la entrada al decantador primario se producirá un ahorro en costes de operación en el tratamiento secundario, pero a costa de sobrecargar el proceso de digestión. El coagulante precipitante sirve como coagulante para la materia orgánica particulada favoreciendo su eliminación en el sedimentador primario. Para realizar la dosificación deberá buscarse la zona del canal donde más turbulencia exista. De este modo se minimiza la dosis de coagulante. Uno de los inconvenientes de precipitar antes del biológico es la posibilidad de una sobredosificación de coagulante que podría provocar un déficit de fósforo en el reactor biológico y la correspondiente inhibición del proceso por falta de nutrientes.

En el caso más común, cuando el coagulante se dosifica en el reactor biológico, la mezcla será más efectiva y se podrá optimizar la dosis de coagulante, debido a la elevada turbulencia. La cantidad de sólidos suspendidos generados en el reactor aumentará y también, aunque en menor medida, podría darse el caso del empeoramiento

del proceso biológico debido a las bajas concentraciones de fósforo obtenidas por la precipitación. Puesto que al aplicar una sobre dosis de coagulante podríamos comprometer la cantidad de fósforo disponible para el crecimiento de los microorganismos y por ende la funcionalidad del reactor.

En cambio, si la adición se realiza a la entrada del decantador secundario, la concentración de fósforo en este punto será menor que a la entrada al primario y en el reactor debido a las necesidades nutricionales de los microorganismos, por lo que la dosis necesaria disminuye. Sin embargo, en este punto del sistema no existe ninguna zona donde la turbulencia sea lo suficientemente alta para mezclar el coagulante eficazmente, ya que se podría provocar la ruptura de los flóculos de microorganismos empeorando la calidad del efluente. Por tanto, para poder compensar esa falta de mezcla será necesario dosificar coagulante en exceso. En este caso se tiene el inconveniente de necesitar una serie de instalaciones de mezcla, reacción y separación, mientras que en los otros casos no son necesarias.

2.3.7 Precipitación del Fosforo con Sales de Hierro

A finales de 1960 y 1970 la preocupación por la eutrofización llevó a la aplicación generalizada de la dosificación simultanea de productos químicos (principalmente con sales de hierro) para la eliminación de P en los EE.UU., Canadá y partes de Europa (por ejemplo, Boyko y Rupke, 1973; Stepko y Shannon, 1974; Viitasaari, 1976; Sutton et al, 1978; Rensink et al, 1979; D'Elia y Isolati, 1992) (Tomado de Wentzel, et al, 2000).

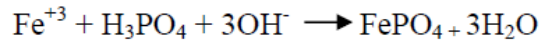
2.3.7.1 Química de las Sales de Hierro en la Precipitación del Fosforo

La eliminación química del fósforo P, o una combinación de químicos y la eliminación biológica, como sales de hierro se utilizan ampliamente. En la revisión de las directrices para la eliminación química del fosfato de las aguas residuales municipales, Wiechers (1987) afirmó que las dos formas de hierro (Fe^{2+} y Fe^{3+}) se combinan con OrthoP en las reacciones de precipitación, y con hidróxido en una reacción de competencia. El hidróxido de hierro también participa en la eliminación de fosfato, mediante una reacción de intercambio más lenta de los iones hidroxilo con iones ortofosfato (OrthoP) (Rabinowitz y Marais, 1980).

A partir de la estequiometría, férrico (Fe^{3+}) forman iones FePO_4 (strengite) en la reacción con ortofosfato, mientras que ferroso (Fe^{2+}) forman iones $\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$ (vivianita). Ambos Fe^{3+} y Fe^{2+} , también reaccionan con el hidróxido para formar flóculos de hidróxido de hierro amorfo. El hidróxido de hierro puede desestabilizar con carga negativa; fosfato de hierro-coloides y les proporcionan una capacidad de adsorción de (polyP) OrthoP y polifosfato de las moléculas (por ejemplo, pirofosfato y tripolifosfato) que normalmente se usan como suavizantes en los detergentes (Wiechers, 1987).

La proporción de la masa estequiométrica de Fe:P para FePO_4 (férrico) y $\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2$ (ferroso) es 1,8:1 y 2,7:1, respectivamente (Wiechers, 1987). La competencia entre los iones hidroxilo e iones fosfato para los iones de hierro en el punto de adición, la reacción de iones de bicarbonato formando hidróxidos de hierro, y la necesidad de desestabilizar coloides (por ejemplo, fosfato de hierro, dispersos microorganismos o sustancias orgánicas del afluente), probablemente representan el exceso estequiométrico de hierro férrico que a veces es necesario para la precipitación del fosfato (Jenkins et al., 1971, citado por Wentzel, et al, 2000).

El cloruro férrico reacciona con bicarbonatos alcalinos y con fosfatos solubles, éstos últimos son transformados en fosfato férrico insoluble los cuales precipitan, como muestra la siguiente reacción:



Se ha visto que el cloruro férrico es más eficiente en la remoción de fosfatos que otras sales como alúmina (Al_2O_3), ver Figura 19.

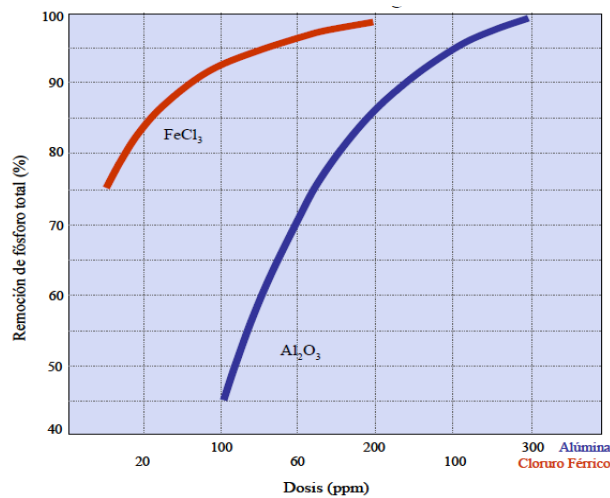


Figura 19. Remoción total de fosfatos vs. Dosis de coagulante (OXY, 2006).

2.3.7.2 Efecto del pH en la precipitación del fósforo con sales de hierro

El pH óptimo requerido para la remoción de fosfatos es de 5 aproximadamente, aunque se obtienen buenos resultados a pH 7, sin embargo se debe incrementar la dosis de FeCl_3 debido al incremento de la solubilidad del fosfato férrico.

Según Benedek et al. (1976) (Citado por Yeoman et al, 1988), en un sistema hierro-OrthoP, la eliminación de fosfato es independiente del pH por debajo de una Fe:P molar de 1,5:1. En porcentajes por encima de este valor, el pH tiene una influencia cada vez mayor. El pH óptimo para la precipitación de fosfato de hierro férrico es el rango de pH entre 4,0 y 5,0, mientras que la de hierro ferroso está cerca de pH 8,0 (Wiechers, 1987).

En la práctica los sistemas de tratamiento de aguas residuales por lo general dependen en gran medida en los procesos biológicos que tienen un pH óptimo en el rango de 6,8 a 8,0. Normas para las descargas de aguas residuales tratadas a los ríos, lagos o presas también la ley exige un rango de pH cercano a neutro. Por otra parte, se requiere una especial resistencia a la corrosión de materiales para los reactores, que toleren un pH tan bajo como 4,0, y la corrección del pH a un pH neutro incurriría en mayores costos de los químicos adicionales.

Por tanto, es poco práctico para operar un proceso de tratamiento de aguas residuales en el rango de pH óptimo para la precipitación de fosfato férrico. Afortunadamente, en la práctica los productos de baja solubilidad del fosfato de hierro hace que sea químicamente posible alcanzar concentraciones bajas de P del efluente (aprox. 0,1 a 1 mgP/L) a pH neutro con la administración simultánea de hierro (Luedecke et al., 1989, citado por Wentzel, et al, 2000).

Observaciones con la administración simultánea de hierro: Wührmann (1968) llevó a cabo una serie de experimentos piloto con la adición de cloruro férrico a la pileta de aireación de una planta convencional de lodos activados (revisado por Jenkins et al., 1971). Las concentraciones de P total, en el efluente rara vez eran menos de 0,5 mgP/L con una dosis de 30 mg/L como Fe^{3+} (Fe:P mol = 3.1:1). Wührmann (1968) también informó que la dosificación de cloruro férrico causó la desaparición de los protozoos de la diversidad de lodos activados. La eliminación pobre de fosfato se observó en gran parte por la falta del proceso de sedimentación secundaria para remover finos que contienen partículas de fosfato (Wentzel, et al, 2000).

2.4 EFECTO DE LAS SALES DE HIERRO EN LA SEDIMENTACIÓN DE LOS FANGOS ACTIVADOS

En este apartado se sistematizan aquellos estudios que utilizan sales de hierro para investigar las características de sedimentación de los fangos activados tanto directamente como a través del estudio de parámetros que estiman la velocidad de sedimentación indirectamente (como IVF, IVFA, etc., o través de la densidad del fango activado).

En primer lugar se describen las investigaciones referentes a la precipitación del fósforo con sales de hierro, y su relación con la sedimentación de los fangos activados, además de investigaciones concernientes a la aplicación de coagulantes para la precipitación del fósforo y su efecto en la densidad de los fangos activados.

Por otro lado, también se mencionan aquellas investigaciones que estudian la relación entre la densidad de los flóculos y sus características de sedimentación debido a la aplicación de sales de hierro.

Finalmente también se incluyen algunos estudios que evalúan el efecto de aplicar otros materiales, como alternativa para mejorar la sedimentación de fangos activados, por ejemplo; mediante la adición de partículas de talco o humus.

2.4.1 Precipitación de Fósforo con Sales de Hierro y efecto del coagulante en la Sedimentabilidad del Fango Activado.

Jones, et al, 2009; evaluaron los efectos de la precipitación química de fósforo de aguas residuales, en la sedimentación y la densidad de la biomasa. Mediante un proceso simultáneo o co-precipitación, donde se añadieron sales metálicas de hierro y aluminio a un reactor de tratamiento biológico para precipitar el fósforo soluble en simultáneo con el tratamiento biológico¹, en lugar de como un proceso separado. Se planteó la hipótesis de que la formación de metal-fosfato que precipita durante la co-precipitación podría afectar la densidad, y que esto a su vez afectaría la sedimentación de la biomasa.

¹ La Co-precipitación es útil para los sistemas de aguas residuales que no tienen la clarificación primaria y han limitado el espacio para la construcción de unidades de tratamiento terciario dedicado a la eliminación química de fósforo, sin embargo, el pH debe ser monitoreado de cerca para asegurarse que la precipitación no conduzca a que haya un pH tan bajo que se inhiba el rendimiento del tratamiento biológico (Bratby, 2006).

Los experimentos demostraron que además de la precipitación del fósforo por la adición de coagulantes con sales metálicas, también aumenta significativamente la densidad de la biomasa de acuerdo a una relación aproximadamente lineal, de acuerdo con Jang (2006). La figura 20 ilustra la regresión lineal de la densidad del fango y la dosis de metal, tanto para el alumbre como para el cloruro férrico.

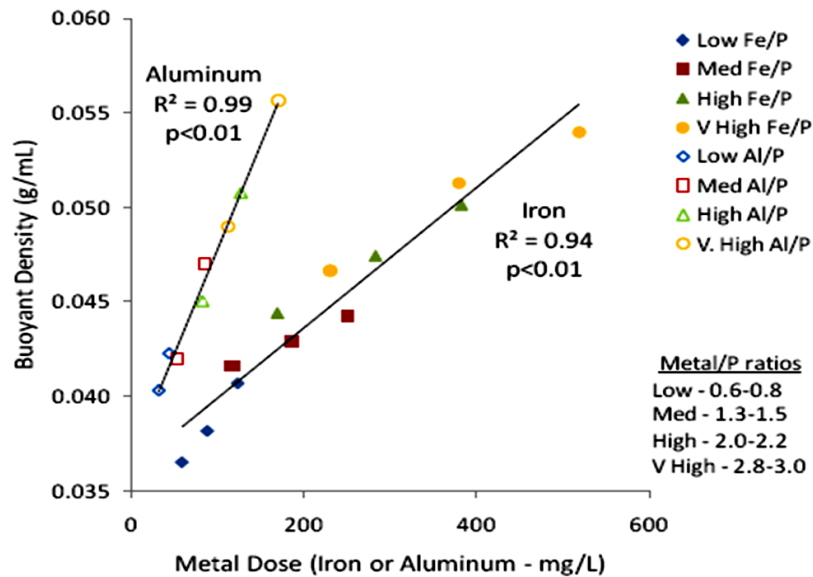


Figura 20. Relación entre la densidad del fango activado y dosis de sales metálicas de hierro y aluminio para dosis de fosforo de 50-100 mg/L (Jones, et al, 2009).

Otras investigaciones han demostrado que los precipitantes formados a partir de la adición de sal de hierro puede afectar negativamente a la sedimentación del fango activado (Jang, 2006, consistente con la Figura 21). Para ello se ha sugerido que en el mecanismo de formación de complejos de hierro con compuestos orgánicos se producen grandes estructuras amórficas del flóculo que sedimentan más lentamente y son más resistentes a la compresión de la capa del fango activado en comparación con los flóculos de biomasa y/o precipitantes de otros metales (Parsons y Berry , 2004).

La sedimentación del fango activado empeoró más rápidamente para los experimentos con sales de hierro de baja y media relación de Fe/P, que corresponden a aproximadamente al 65% y 95% de fósforo precipitado, para las tres concentraciones de fósforo estudiadas. Sin embargo, para las relaciones alta y muy alta de Fe/P, que corresponden a más del 95% de fósforo precipitado, no parece empeorar la sedimentación con (50 mg P/ L) o mejora la sedimentación con (75 y 100 mg P/ L) según la Figura 21, esta relación parabólica es también evidente en la relación entre la

sedimentación del fango y la densidad del mismo para los experimentos de hierro y es consistente con los experimentos de procesos en bach (Jang, 2006).

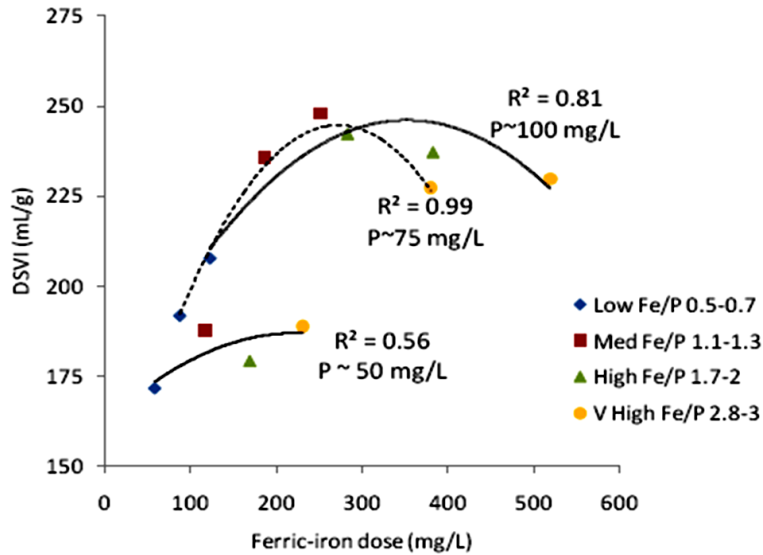


Figura 21. Relación entre la sedimentabilidad (DSVI, calculado usando biomasa+sólidos suspendidos precipitantes) y dosis de hierro. Correlaciones polinomiales de segundo orden para cada uno de las tres dosis de fósforo (Jang, 2006).

Li (1999), que demostró que para concentraciones adecuadas de Fe (III) mejora la capacidad del fango activado para retener partículas y materia coloidal en los flóculos, pero que el exceso de dosis de Fe (III) debilita el proceso de agregación en la formación de flóculos dispersos.

También, se ha demostrado (Oikonomidis, 1999), que con las sales de Fe se alteran las características biológicas del fango activado, es decir, la eficiencia en la eliminación de la materia orgánica, la actividad de la biomasa y la composición de la población microbiana, pero los resultados son contradictorios. De particular interés es el efecto de las sales de Fe en la nitrificación, el proceso más delicado en los fangos activados. Se ha señalado repetidamente que el Fe puede afectar negativamente a la nitrificación, aunque si el pH se vea afectado por causa de las reacciones de hidrólisis del Fe, esta puede ser controlada a niveles que no inhiban la nitrificación.

Existen investigaciones que afirman que las sales de Fe dosificadas en los fangos biológicos, mejoran las propiedades de los flóculos, por ejemplo controlando el bulking del fango, ya que los productos de hidrólisis de estas sales actúan como agentes floculantes. De Gregorio, et al., 2010; estudiaron la aplicación de diferentes dosis de

cloruro férrico (relación molar Fe:P = 1,5-2,3:1) en un reactor de fangos activados (a escala de laboratorio), alimentado con una carga de P alta, donde se logró la eliminación de P soluble entre el 96 y el 98%, y la eliminación de P total superior al 90%.

Entre las conclusiones de este estudio se puede destacar, que las propiedades de sedimentación de los fangos mejoraron en aproximadamente una semana después de la adición de coagulante. Esto se asoció a dos factores, primero debido al éxito en el control del bulking filamentoso y segundo a un aumento en la densidad de los flóculos microbianos por la incorporación de Fe (III) y las partículas que contienen Fe-P en el fango activado. La incorporación de los sólidos inorgánicos con los flóculos de la biomasa mejoran significativamente la separación sólido-líquido en el clarificador final, mejorando la calidad del efluente después de un tiempo de respuesta de al menos con altas concentraciones de dosis Fe:P

También se observó una notable mejora de las propiedades de sedimentación del fango activado después de 4-5 días con una dosis continua de Fe (III) (altas concentraciones de Fe: P = 1.9-2.3:1), reflejándose en la determinación del DSVI por debajo de 150 ml/g. Se alcanzaron valores del DSVI entre 59 y 64 ml /g después de aproximadamente 8-9 días de la aplicación de las dosis de coagulante (Figura 22). La mejora de las propiedades de sedimentación coincidió con el descenso pronunciado de la abundancia de microorganismos filamentosos.

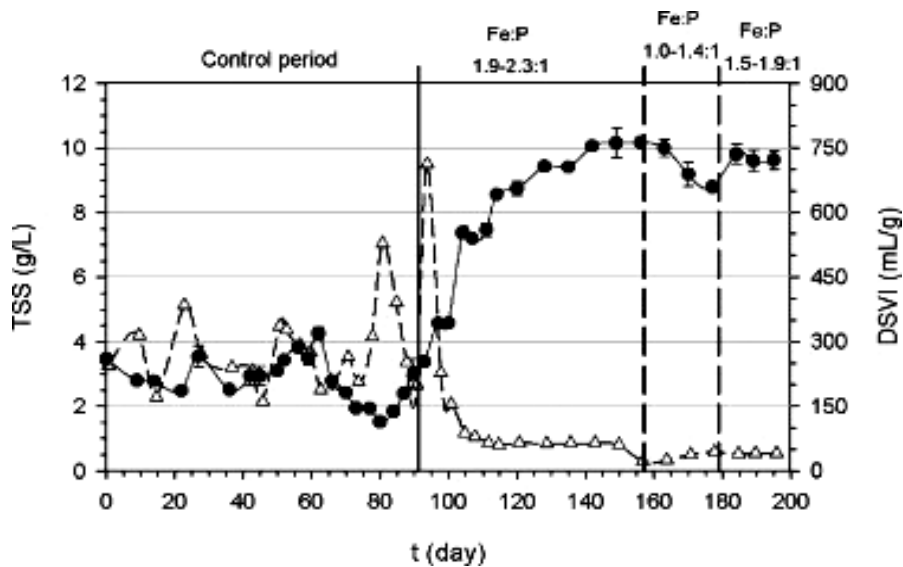


Figura 22. Efecto de la dosis de coagulante en la floculación y la sedimentación de las partículas que contienen Fe-P (Gregorio, et al., 2010).

Wilena et. al, 2008, estudiaron durante un período de dos años, la variación en la composición de los flóculos de los fangos activados, la floculación y las propiedades de sedimentación. Analizaron un amplio conjunto de parámetros del proceso y su relación con las propiedades de los flóculos para incrementar la comprensión de los factores que afectan la formación de los mismos.

Se encontró que las altas concentraciones de hierro en el fango activado debidas a la dosificación de la sal de hierro para precipitar el fósforo, tenían un impacto negativo en las características de sedimentación y compactación de los fangos, mientras que el impacto fue positivo en la estabilidad de los flóculos. El hierro tuvo una influencia positiva sobre la calidad del efluente, con una correlación negativa con los sólidos suspendidos, el parámetro k , concentración y la turbidez del efluente.

2.4.2 Densidad del Fango Activado y su efecto en la velocidad de sedimentación

La propiedad física más significativa en las características de sedimentación del fango es la densidad del fango activado, cuanto mayor sea la diferencia de la densidad del fango activado y el agua, mayor es la velocidad de sedimentación.

Se han realizado un gran número de estudios para evaluar los factores que afectan a la velocidad de sedimentación zonal de los fangos activados (carga orgánica, contenido de filamentosas, temperatura y pH). Tradicionalmente no se ha considerado el efecto de la densidad de los flóculos debido a que se asumía que era constante², sin embargo la densidad de los flóculos puede variar entre distintos tratamientos. Determinar el efecto de la densidad de los flóculos en la velocidad de sedimentación zonal es fundamental para conocer los procesos de sedimentación (Schuler y Jang, 2007).

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 bruscamente a bajas densidades de los flóculos. Además determinaron que la densidad de los flóculos se

² Dammel y Schroeder (1991) encontraron que las densidades de los flóculos de los fangos activados permanecen relativamente constantes para una determinada planta de tratamiento y que para distintas plantas de tratamiento las densidades variaban entre 1,02 y 1,06 g/ml.

encontraba entre 1.015 y 1.07 g/L y que esta variabilidad era debida al distinto contenido de polifosfatos en los flóculos.

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. 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 mg/L.

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 la forma de los flóculos.

Jiuyi Li, 2005, analizó los efectos del Fe (III) sobre las características de los flóculos de fangos activados. Se investigaron en nueve de reactores (SBR) dispuestos en paralelo³. Los resultados mostraron que el Fe (III) mejora la calidad de la materia orgánica en el efluente de los reactores. Las concentraciones de Fe (III) hasta $23.8\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ disminuyeron los sólidos en suspensión y la turbidez en el efluente, mientras que la sobredosis dio como resultado el deterioro de estos parámetros. Las mediciones del tamaño de los flóculos de los fangos activados indicaron que el Fe (III) produce un cambio en la distribución del tamaño de grandes a pequeños flóculos.

Las concentraciones de Fe (III) a menos de $23.8\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ no modificaron significativamente la proporción de flóculos de mayor tamaño, pero la sobredosis de Fe (III) dio una marcada disminución de la fracción de los flóculos más grandes y produjo un gran número de pequeños flóculos, que podían ser responsables del deterioro del efluente en cuanto a sólidos suspendidos y turbidez. La observación en el Microscopio electrónico de barrido (SEM) sugirió que a altas concentraciones de Fe (III) se produce cambios significativos en la morfología del flóculo así como la reducción de microorganismos filamentosos disponibles para la formación de grandes agregados.

En la Figura 23, se muestra como la adición de cloruro férrico produce un cambio de la distribución del tamaño de flóculos grandes a pequeños. En el estadio I, el Fe (III)

³ En cada etapa, un SBR fue operado como unidad de control sin adición de FeCl_3 , y en el resto de reactores, las concentraciones de Fe (III) se añadieron en distintas dosis (Jiuyi Li, 2005).

además un visible cambio en la distribución del tamaño de los flóculos en comparación el reactor de control. Con una dosis de 10mgdm^{-3} de Fe (III) el valor máximo de la distribución del tamaño pasó de 120 a 83 micras, y el valor de d_{50} (el tamaño de las partículas por debajo del cual se encuentra el 50% del volumen de la muestra) se redujo de 97,7 a 74,2 micras. En el estadio II, un mayor incremento en la concentración de Fe (III) llevó a una disminución significativa en el tamaño del flóculo de los fangos activados. Cuando el Fe (III) aumentó de la concentración de 23.8mgdm^{-3} , el d_{50} de fangos activados disminuyó de 94,7 a 71,8 micras. Para el reactor con 142.8mgdm^{-3} Fe (III), el valor de d_{50} fue inferior a 30 micras.

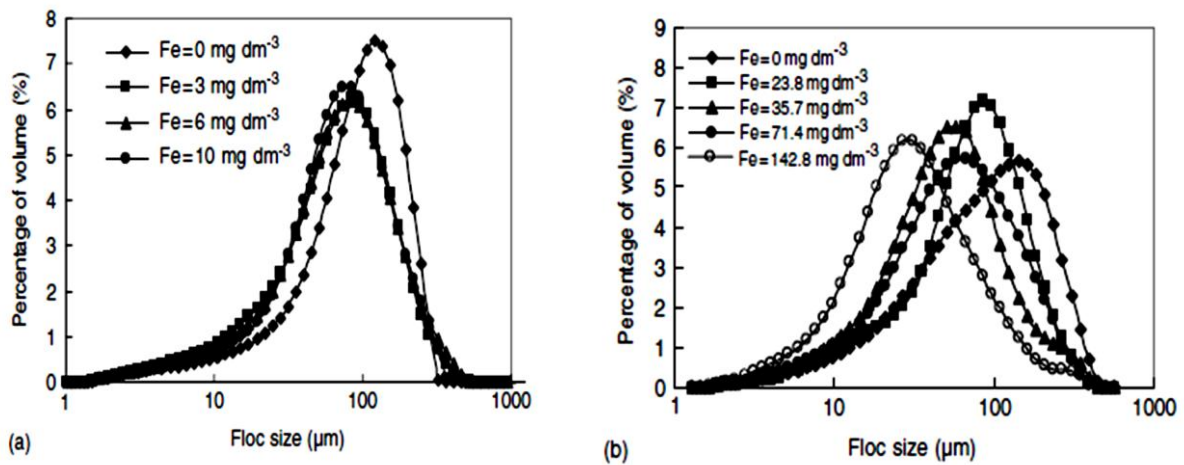


Figura 23. Influencia de la concentración de Fe^{3+} en la distribución del tamaño de los flóculos de los fangos activado: a) estadio I, b) estadio II (Jiuyi Li, 2005) .

Por otra parte, la investigación, predice que el Fe (III) mejora la sedimentabilidad del fango activado, expresado como IVF, y disminuye las partículas y materia coloidal en el efluente de los reactores, lo cual indica que concentraciones adecuadas de Fe (III) puede promover la biofloculación. Por el contrario, se observó que el mantenimiento de una alta concentración de Fe (III) da lugar a una importante producción de pequeños flóculos de fangos activados, que puede estar presente en el efluente y contribuir a los sólidos suspendidos y la turbidez. Altas concentraciones de Fe (III) disminuye considerablemente la proporción de flóculos mayores de 50 micras. Por lo tanto, la sobredosis de Fe (III) redujo la fracción de flóculos grandes y deterioró la biofloculación de fangos activados.

Agridiotis, et. al., 2004, utilizaron sulfato ferroso y cloruro de aluminio, en una planta a escala de laboratorio que trataba el efluente de una fábrica de papel mediante fangos activados, para investigar las características de sedimentación de los fangos. Antes del tratamiento de los fangos con sulfato ferroso había una gran cantidad de filamentosas, y

el índice volumétrico del fango agitado (IVFA) tenía valores superiores a 300 ml/g (Figura 24).

La adición de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}^4$ en la semana 4, por un período de 7 semanas, aumentó la sedimentabilidad del fango considerablemente. El IVFA disminuyó de valores superiores a 300 ml/g hasta 50 ml/g. Cuando la dosis de hierro se detuvo, el fango volvió a su estado inicial (IVFA > 120 ml / g) en 4 semanas. Sin embargo, el fango no tuvo filamentosas.

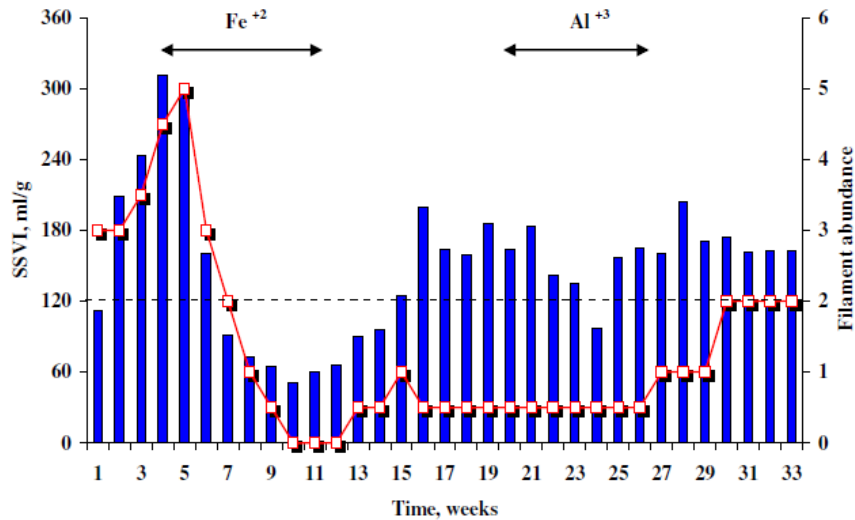


Fig. 1. A comparison of the SSVI (■) with the FA (■) for the laboratory-scale activated sludge plant.

Figura 24. Comparación del IVFA con el FA, para una planta de fangos activados a escala de laboratorio (Agridiotis, et. al., 2004).

El examen microscópico reveló que el Fe había convertido el flóculo filamentosos en una estructura compacta. Cuando se dejó de aplicar la dosis de hierro, el fango volvió a su estado de volumen inicial dentro de cuatro semanas.

Se examinó la relación entre la FA5 y el IVFA, durante todo el proceso de análisis, obteniéndose una regresión lineal entre ambas variables.

4 El Sulfato ferroso ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) se añadió directamente a el tanque de aireación de los fangos activados, en una concentración diaria de 30 mg Fe^{2+} /L. Del mismo modo, la tasa de dosificación de cloruro de aluminio (AlCl_3) fue de aproximadamente 11 mg Al^{3+} /L por día (Agridiotis, et. al., 2004).

5 La identificación de bacterias filamentosas en el estudio, se basó en la tinción por método morfológico descrito por Eikelboom y van Buisen (1983). La abundancia de filamentosas (FA) se mide con una escala arbitraria recomendado por Jenkins et al. (1993). Un lodo con pocas o ninguna filamentosas se calificó como 1, mientras que un lodo muy dominado por especies filamentosas recibió una puntuación de 5 (Agridiotis, V.; et. al., 2004).

Schuler y Jang (2007) estudiaron el efecto de la densidad de los flóculos en la velocidad de sedimentación zonal de los fangos activados de las EDAR de North Cary y de North Durham (Estados Unidos). Para ello determinaron la velocidad de sedimentación zonal para varias concentraciones de sólidos suspendidos y para distintas densidades de los flóculos del fango añadiendo microesferas de distintos materiales. 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 ($r_f - r_a$), y que esta relación en general no era lineal (Figura 25).

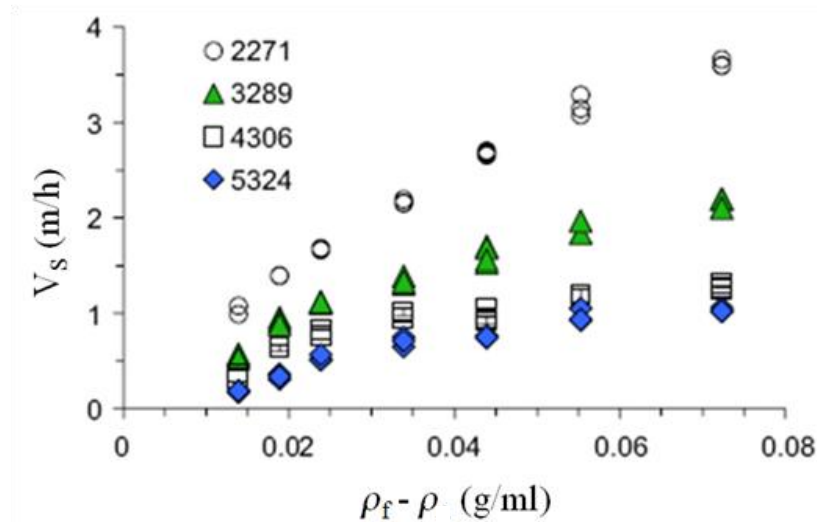


Figura 25. Relación entre la velocidad de sedimentación zonal y la diferencia entre la densidad de los flóculos y la densidad del agua ($r_f - r$), para los fangos activados de la EDAR North Durham (Schuler y Jang, 2007)

Schuler y Jang (2007) utilizaron el modelo exponencial de Vesilind, para modelizar la velocidad de sedimentación zonal en función de la concentración de sólidos suspendidos del fango. Encontraron que los parámetros V_0 y n del modelo estaban correlacionados con $(r_f - r)$ (Figura 26 y 27). Para valores de $(r_f - r)$ mayores que 0,02 g/ml se puede observar que al aumentar $(r_f - r)$ el parámetro V_0 crece (Figura 27), mientras que el parámetro n permanece aproximadamente constante.

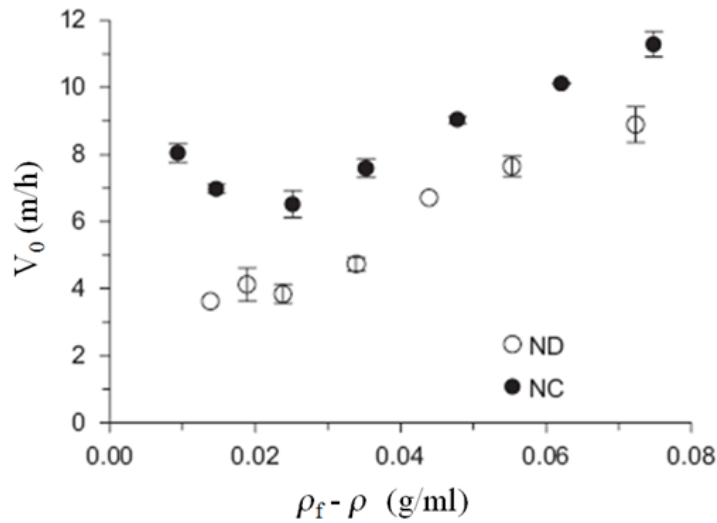


Figura 26. Relación entre el parámetro V_0 y la diferencia entre la densidad de los floculos y la densidad del agua ($r_f - r$), para los fangos activados de la EDAR de de North Cary (NC) y de North Durham (ND) (Schuler y Jang, 2007).

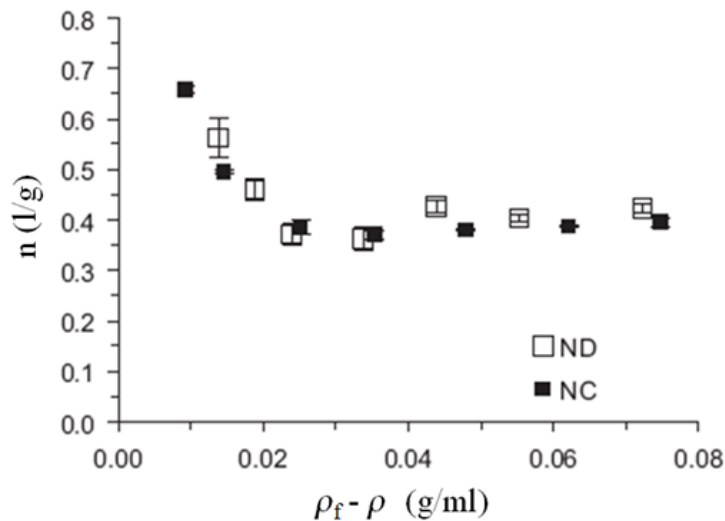


Figura 27. Relación entre el parámetro n y la diferencia entre la densidad de los floculos y la densidad del agua ($r_f - r$), para los fangos activados de la EDAR de de North Cary (NC) y de North Durham (ND) (Schuler y Jang, 2007).

Los autores propusieron un modelo lineal y un modelo potencial para relacionar el parámetro V_0 con $(r_f - r)$.

$$V_s = (m(\rho_f - \rho) + V_0') e^{-nX}$$

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

2.4.3 Otros Materiales Utilizados para estudiar la Velocidad de Sedimentación de los Fangos Activados

La densidad de los fangos depende principalmente de la proporción de materia orgánica e inorgánica en el fango activado. A medida que la fracción inorgánica aumenta la densidad del fango aumenta.

Existen estudios que evalúan el efecto de aplicar materiales minerales como talco en polvo u otros, como una alternativa para mejorar la sedimentación de los fangos activados. Rasmussen et. al. (1996) informó que el material denso inorgánico, añadido a los fangos biológicos produce un incremento de la densidad de los agregados del fango activado y por lo tanto un aumento en la velocidad de sedimentación.

El material mineral con gran superficie y carga superficial atrae las cargas eléctricas opuestas. Debido a la sustitución isomórfica de cationes en redes de minerales, los materiales minerales a menudo tienen carga negativa, por lo que retienen cationes en sus superficies. Además, los fangos activados tienen cargas negativas en su superficie.

Un estudio realizado por Vanderhasselt y Verstraete (1999) ha demostrado que la adición de partículas de talco muy fino pero denso, en el tanque de aireación mejora inmediatamente la formación de flóculos aumentando el peso de la floculación. El diámetro promedio del flóculo aumenta con el aumento de la dosis de talco. El diámetro del flóculo se duplicó y el índice volumétrico del fango activado (IVF) se redujo desde 140 hasta 90 ml/g cuando el cociente del peso entre el talco y la biomasa se elevó a 0,9. Clauss et al. (1998) encontraron que la actividad de la superficie del flóculo se modifica sin duda por la propiedad hidrofóbica del polvo del talco mineral.

Piirtola y Vesilind, 1999; investigaron en ensayos discontinuos de sedimentación el lastrado de los fangos activados con bentonita, clinoptilolita, montmorillonita, silicato de magnesio modificado, y una mezcla de talco y clorito. Concluyeron que el material mineral mencionado, con excepción de la prueba con arena y bentonita, mejora la sedimentación de fangos activados. El mayor incremento correspondió con una dosis de 3 g/L con la mezcla de talco y clorito. No fue posible lograr la misma mejora mediante la adición de cantidades equivalentes de cationes en forma de sales como cationes solubles

añadidos en conjunto con material mineral. Clinoptilolita, talco y montmorillonita dieron la más alta mejora de la sedimentación de fangos activados⁶.

Vanderhasselt y Verstraete, 1999, evaluaron el efecto de diferentes concentraciones de aditivos en las propiedades de sedimentación de dos tipos de fangos activados.

En primer lugar, se estudiaron un fango activado de origen industrial con talco y con un polímero. Posteriormente, se puso a prueba un fango activado de origen doméstico. Ambos aditivos tuvieron éxito en la mejora de las características de sedimentación de los fangos. El efecto del talco se mantuvo estable durante un período de al menos 14 h. Sin embargo, la respuesta con el polímero fue transitoria, porque después de 4 horas desapareció el efecto beneficioso en la sedimentación del fango activado.

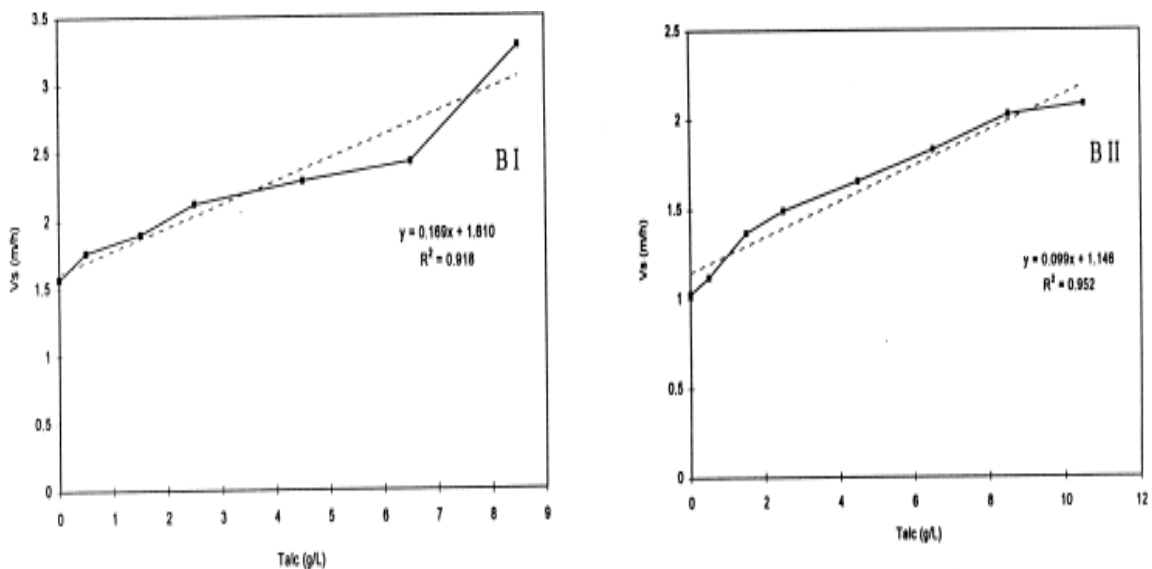


Figura 28. B) Evolución de la velocidad de sedimentación inicial de un fango activado de origen industrial. Las dosis de talco son acumulativas. I) La concentración inicial del fango fue de 6.7 g/L, para II) La concentración inicial del fango fue de 7.2 g/L. (Vanderhasselt y Verstraete, 1999).

El resultado de las velocidades iniciales del fango activado en función de la concentración de talco se resumen en la figura 28 (B II). La prueba indica claramente un aumento lineal de la velocidad de sedimentación frente a la adición de polvo de talco. Se obtuvo que el

⁶ Por lo menos 0,4 g de este material mineral tuvo que ser utilizado por gramo de peso de fango activado seco para aumentar la sedimentación de fangos en un $45 \pm 47\%$ en función del volumen de fangos.

efecto positivo observado era menor que el esperado teóricamente basado en el aumento de la densidad del fango.

Por otro lado, Choi y Chung, 2000, estudiaron el efecto de la dosificación de humus en la velocidad de sedimentación del fango activado. Encontraron que existía una mejora notable de las características de sedimentación. La fase de retardo inicial (fase I de la sedimentación de los fangos activados) fue menor y la velocidad de sedimentación zonal aumentó a medida que se aumentó la dosis de humus añadida.

En este estudio se estimó el efecto químico y físico del humus en la sedimentación. Para evaluar el efecto químico del humus en la sedimentación del fango activado, se añadieron una mezcla de cationes equivalente a la lixiviación de los cationes del humus. El efecto físico fue aislado al restar el efecto químico al efecto global. El efecto químico sobre la sedimentación del fango activado fue de un 30 ~ 50% de la dosis equivalente en polvo de humus del suelo. El efecto físico fue más importante en la mejora de la sedimentación de los fangos. La velocidad de sedimentación inicial y la velocidad de sedimentación zonal se incrementaron, mientras que el IVF disminuyó notablemente por la adición de humus (Figura 29).

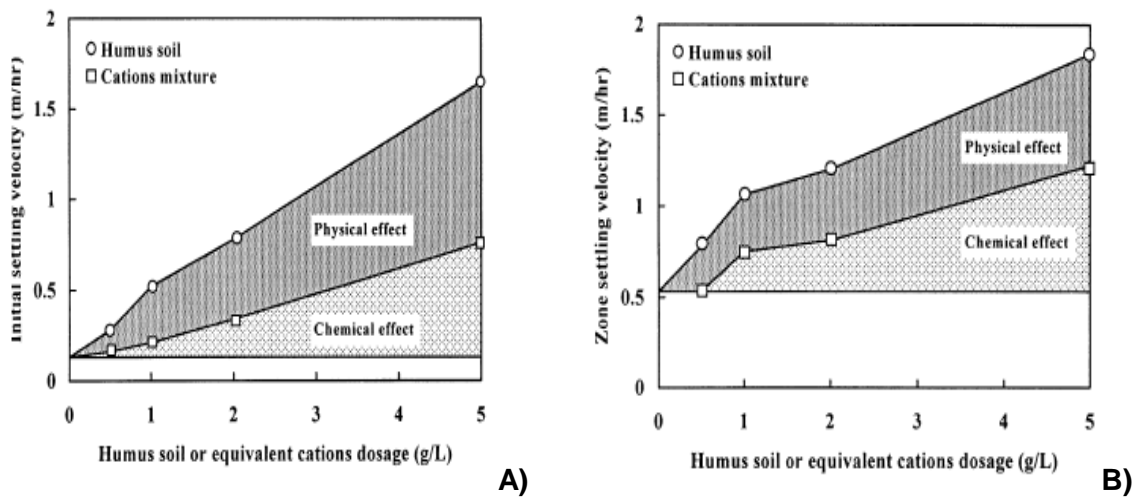


Figura 29. A) Velocidad de sedimentación inicial, B) Velocidad de sedimentación zonal del fango activado (Choi y Chung, 2000).

La velocidad inicial del fango activado aumentó linealmente con el aumento de la dosis de polvo de humus o cationes equivalentes. El aumento de la velocidad de sedimentación

inicial fue de 0,31 y 0,12 m/h con respecto a 1 g de humus o dosis de cationes equivalente, respectivamente.

El humus mostró un efecto similar en la velocidad inicial de sedimentación, producido por la adicción de talco. Clauss et al. (1998) indicaron que el aumento de la velocidad de sedimentación inicial fue de 0,6 m/h cuando la relación de talco-sólidos biológicos fue de 0,43. La proporción de humus/sólidos biológicos fue de 0,38, cuando se añadió 1 g de humus de suelo.

III. MATERIALES Y MÉTODOS

La metodología de experimentación, se desarrolla a continuación:

3.1 PARÁMETROS FÍSICO QUÍMICOS, PRINCIPIOS Y METODOLOGÍA

En el presente apartado, se exponen los parámetros estudiados durante las fases experimentales de caracterización de los fangos activados en los ensayos de sedimentación, así como la metodología de su análisis.

3.1.1 Sólidos suspendidos (SS)

Sólidos separados por filtración o centrifugación bajo unas condiciones específicas (4.24.3 de ISO 6107:1989). Se definen como la fracción de los sólidos totales que quedaría retenida por un filtro de membrana con un tamaño de poro de 1,2 micras.

La determinación de sólidos suspendidos se realizó, conforme a la norma NORMA UNE-EN-872-1996. La muestra se filtra utilizando un aparato de vacío o a baja presión a través de un filtro de 1,2 μm . Posteriormente se seca el filtro a 105°C y se determina la masa del residuo retenido en el filtro mediante pesada (Ver anexo 1).

Se cálculo el error experimental de los sólidos suspendidos (ϵ), siguiendo la información del anexo 2. Apartado 1.4 Propagación de errores en una medida indirecta. Y se obtuvo un valor de $\pm 0,2$.

3.1.2 pH

El pH, es una medida de la acidez o alcalinidad de una solución. El pH indica la concentración de iones hidronio $[\text{H}_3\text{O}^+]$ presentes en determinadas sustancias. Las muestras se midieron con un pH-metro portátil WTW pH/Oxi 340i. Antes de realizar las medidas, el equipo se calibró con dos patrones de pH 7 y 4.1 respectivamente, mediante una calibración automática de punto doble especialmente adaptada a las soluciones tamponadas técnicas de la WTW.

Para el error en la determinación del pH, se tomó el valor de la exactitud del pH-metro, que es igual a $\pm 0,01$ unidades de pH.

3.1.3 Conductividad

La conductividad eléctrica es una medida de la corriente conducida por los iones presentes en el agua y depende de su concentración, su naturaleza, la temperatura de la solución y su viscosidad. La muestra se midió directamente en un multip (Instrumento de medición del pH/del oxígeno/de la conductibilidad) WTW Multi 340i. Antes de realizar la medida, el equipo se calibró con dos patrones de 1413 mS/cm y 12,88 mS/cm respectivamente. El resultado se expresa en mS/cm.

Para el error (ε) en la determinación de la conductividad, se tomó el valor de la exactitud del multip, que es igual a $\pm 0,5\%$.

3.1.4 Temperatura

La temperatura, se midió con una sonda-termómetro del pH-metro portátil WTW pH/Oxi 340i.

El error (ε) en la determinación de la temperatura, viene definido por la exactitud del pH-metro, igual a $\pm 0,01$ °C.

3.1.5 Turbidez

La turbidez es la expresión de la propiedad óptica que origina que la luz se disperse y absorba en lugar de transmitirse en línea recta a través de la muestra. Para su determinación se utilizó el turbidímetro de Hach, que se utiliza para medir turbiedades bajas (nefelometría). Para su calibración se utilizó formacina. Los resultados se expresan como unidades nefelométricas de turbidez (UNT).

3.1.5 Hierro y Fosfatos

Estos dos parámetros se midieron en el sobrenadante.

3.1.5.1 Material necesario

- Espectrofotómetro
- Termorreactor
- Kits de reactivos
- Cubetas vacías de 16mm con tapa.
- Pipetas
- Pro pipeta
- Guantes de seguridad

3.1.5.2 Procedimiento operacional

Para la determinación de Fe^{3+} , Fe^{2+} y Fe total; se usó, el Test Hierro, de la casa comercial Merck KGaA; Método fotométrico 0,005 – 5,00 mg/L Fe Spectroquant. Que tiene como principio reducir los iones con ácidos ascórbico a iones Fe^{2+} . En medio amortiguado éstos forman con 1,10-fenantrolina un complejo rojo que se determina fotométricamente. Sin adición de ácido ascórbico (reactivo Fe-3) se determina solamente Fe^{2+} .

Además para la determinación de hierro total; sobre todo para la solución de coagulante a usar en los ensayos y saber el valor real de Fe aplicado (mg/L), además de los iones libres de hierro, se determinó el conjunto de iones libre y sus complejos; en óxidos de hierro, de hidróxido de hierro envejecido y de hierro unido en forma de complejo, para lo cual se realizó una disgregación de la muestra, con ayuda del conjunto; Spectroquant Crack Set 10C. El método, mediante disgregación con ácido sulfúrico y peroxodisulfato, destruye los complejos de metales pesados, para luego proceder con el conjunto de kits, respectivo determinar el hierro total.

La prueba del contenido de fosfatos que se le hizo a las muestras recolectadas se llevó a cabo por espectrofotometría mediante el método del cloruro estannoso-digestión con persulfato, antes y después de la prueba de jarras, con el fin de observar la acción del coagulante utilizado sobre la muestra. El error experimental de la concentraciones de fosfatos es la exactitud de un valor de medición que nos da la casa comercial de los test-fosfatos igual a $\pm 0,1 \text{ mg PO}_4^{3-}/\text{L}$.

3.2 METODOLOGÍA DE EXPERIMENTACIÓN: DETALLE DE LOS ENSAYOS

El siguiente apartado, aborda la descripción de los ensayos, que se desarrollaron para cumplir los objetivos del proyecto.

3.2.1 Preparación del coagulante y solución de sosa

Se preparó una solución típica de coagulante (cloruro férrico), para todos los ensayos, la solución consistió en disolver una cantidad determinada de 29,044 g FeCl_3 /100ml.

Se usó cloruro férrico hexahidrato ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) que tiene una concentración 97.0 – 102,0%, peso molecular de 270,30, de apariencia, cristales color amarillo a pardo, higroscópicos.

La siguiente es una tabla indicativa de la cantidad de Fe^{3+} teórica (mg/L), que se estaría añadiendo por litro de fango activado a ensayar.

Puntos	Volumen añadir (ml)	mg Fe^{3+} /l teórico
1	0	0,00
7	1	60,0
8	2	120,1
9	5	300,2
10	10	600,3
11	20	1200,6
12	30	1800,9
13	40	2401,2
14	50	3001,5

Tabla 8. Dosis teórica de coagulante mg Fe^{3+} /L aplicado en los ensayos

Luego se comprobará, que este valor añadido por dosis, determinado mediante fotometría (hierro total), difiere del teórico. Por tanto las gráficas se construyeron y analizaron con el valor real de Fe presente en la solución.

En la tabla siguiente muestra el resultado del análisis fotométrico realizado al coagulante, en la determinación de Fe total (mg/L), previamente con un proceso de digestión de la muestra.

De la solución (Fe ³⁺) mg/L (teórico)	Dilución	Fe total medido (mg/L)	Fe total mg/L	εFe total(mg/L)	Fe total (mg/L)
60030,00 del coagulante sin neutralizar	0,00005	2,86	57500,00	1200,00	56347,22
	0,00005	2,47	49375,00	1200,00	
	0,00001	0,62	62166,67	6000,00	
46384,615 del coagulante neutralizado (pH 7)	0,0001	4,20	42000,00	600,00	46250,0
	0,0001	4,79	47900,00	600,00	
	0,0001	4,34	43400,00	600,00	
	0,0001	5,17	51700,00	600,00	

Tabla 9. Valores de la determinación de Hierro total (mg/L), en la solución de coagulante preparada.

El coagulante sin neutralizar, es la solución típica de coagulante, según se mencionó al inicio, mientras el coagulante neutralizado (pH7), es la solución de coagulante mas la adición de NaOH para corregir el pH, que sea próximo a 7.

El error experimental (ε), para la determinación del Fe total (mg/L), es la exactitud de un valor de medición que nos da la casa comercial de los test-hierro, en este caso es de 0,06 mg/L de Fe para el intervalo de medida de 0,05 a 5 mg/L de Fe, en las diluciones el error experimental (ε) vendrá dado por este valor 0,06 mg/L de Fe multiplicado por el numero de diluciones realizadas.

De esta forma, los valores reales de la cantidad de Fe total (mg/L) que se añadirán por dosis, serán los siguientes, obtenidos a partir de los datos analíticos de la tabla anterior.

Dosis FeCl ₃ (ml)	Dosis Fe total (mg/L) neutralizado	Dosis Fe total (mg/L) sin neutralizar
0	0,0	0,00
2	92,5	112,7
5	231,3	281,7
7	323,8	394,4
10	462,5	563,5
20	925	1126,9
30	1387,5	1690,4
40	1850	2253,9
50	2312,5	2817,4

Tabla 10. Valores reales de la dosis aplicada de coagulante.

- **Solución de NaOH**

Se prepararon dos soluciones, la primera con una concentración 1N y la segunda con una concentración 10 N, fue esta la que se utilizó en la mayoría de los casos, ya que en los ensayos cuyo objetivo, es la neutralización previa del coagulante o durante el proceso de coagulación del volumen de fango activado a ensayar, se necesitó ajustar el pH, con esta solución de NaOH altamente concentrada.

- **Solución de HCl**

Se usó una solución de HCl 1 N, en los ensayos de ajuste de pH, del fango activado, como se verá más adelante.

3.2.2 Ensayos de sedimentación

Los ensayos para la obtención de las velocidades de sedimentación de los fangos centran la mayor parte del interés de este proyecto.

Para cada ensayo se realizó una planificación previa desde la elección del día en el que se realiza la recogida de los fangos en la depuradora del Carraixet, pasando por la caracterización de los fangos, la obtención de parámetros de medida de la sedimentabilidad, hasta obtener finalmente la expresión de la velocidad de sedimentación de los fangos y demás análisis.

La mayoría de ensayos realizaron en probetas de pyrex de 1000 ml de volumen. Aunque se hicieron también algún ensayo en columnas de sedimentación. Posteriormente se evaluó que era más factible trabajar en las probetas que en las columnas, puesto que permitían obtener más puntos de análisis, en menos tiempo, y requerían menor cantidad de volumen de fangos.

El método de trabajo empleado en cada uno de los distintos experimentos se describe en los siguientes apartados.

3.2.2.1 Material necesario

El material, que se usó en todos los ensayos se describe a continuación:

- Probetas de pyrex de 1000 ml y 100 ml
- Equipo de agitación
- Varillas de vidrio
- Vaso de precipitados para realizar las diluciones
- Cronómetro
- Jar test
- Pipetas
- Garrafas

3.2.2.2 Planificación

Cada uno de los ensayos de sedimentación constó de varios ensayos en sí mismo, es decir, cuando se planificó un ensayo de sedimentación, se planificó la realización de diluciones o concentraciones a partir de los fangos originales extraídos del decantador secundario de la depuradora de aguas residuales urbanas del Carraixet, así como conjuntamente los procesos de coagulación-floculación en los ensayos posteriores donde se ensayó en sí, el efecto que tiene el coagulante en las velocidades de sedimentación.

Con anterioridad a la realización de cualquier ensayo en el laboratorio se efectuó una planificación de los mismos, además de comprobar que se dispone de todo el material necesario (cápsulas, filtros, probetas...).

3.2.2.3 Ensayos para determinar Velocidades de sedimentación zonal.

Los ensayos en probetas de 1L se realizaron, acoplado a la probeta una cinta métrica que permitió tomar la medida en longitud (altura en cm) siendo más precisa que la graduación en volumen que refleja la probeta.

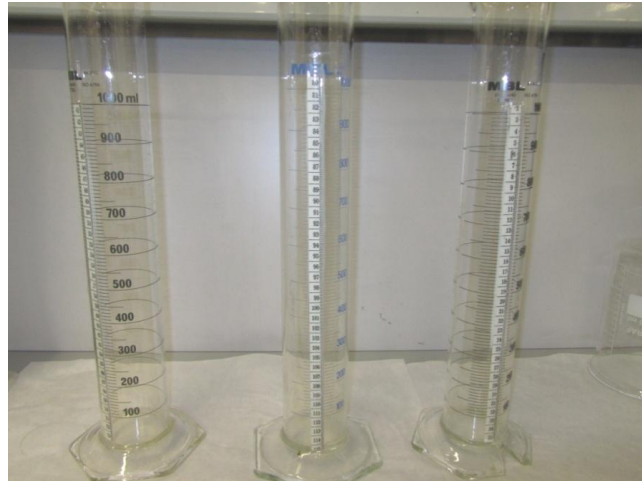


Figura 30. Probetas de 1L utilizadas en los ensayos.

Se realizaron tres ensayos iniciales para determinar las curvas de velocidades de sedimentación de los fangos activados.

- **Procedimiento Operacional**

En función de la estimación de la concentración de sólidos suspendidos presente en los fangos originales, se planificaron diluciones o concentraciones de los fangos con sobrenadante del decantador secundario. Se realizaron de 8 a 10 puntos para determinar la velocidad de sedimentación a distintas concentraciones de sólidos (concentraciones o diluciones) por cada ensayo de sedimentación, para poder obtener posteriormente un gráfico con suficientes puntos de velocidades de sedimentación en función de los sólidos suspendidos, que estén adecuadamente distribuidos.

Las diluciones se realizaron a partir del fango original, con adición en función de la proporción correspondiente, con sobrenadante del decantador secundario de la EDAR del Carraixet. Mientras que para las concentraciones se dejó el fango original en una probeta de 2L, dejándolo concentrar hasta un volumen de 1L para luego extraer el sobrenadante restante mediante vasos comunicantes.

Un esquema que ayuda a visualizar las diluciones y concentraciones se muestra a continuación:

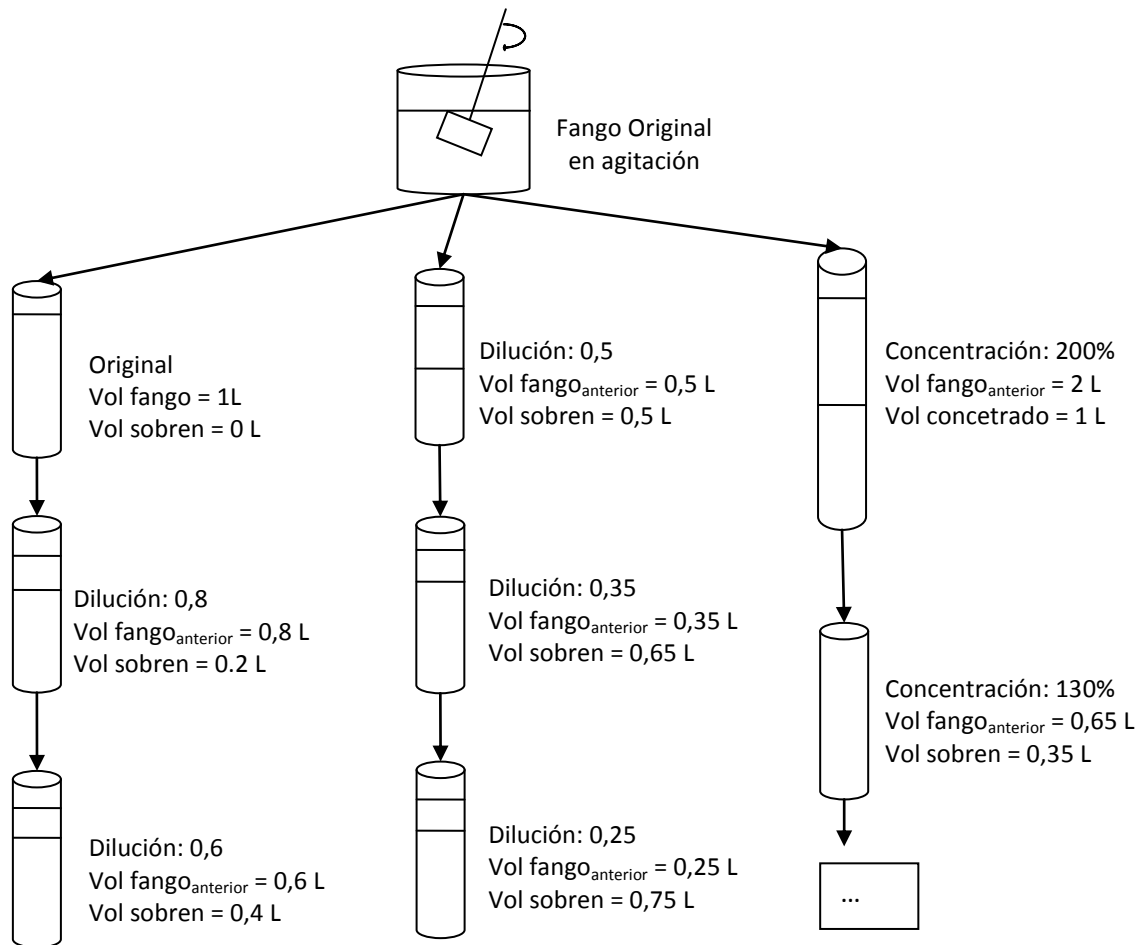


Figura 31. Esquema de las diluciones y concentraciones realizadas en los ensayos.

Una vez realizadas las diluciones y/o concentraciones del fango, después de agitarlas de modo que haya la misma concentración en todos los puntos, se retiraron 100 ml para filtrarlos y obtener los SS.

El resto se pasa a una probeta de un litro y se enrasa, tomando la precaución de que estos deben estar totalmente agitados en el momento de comenzar a realizar las mediciones.

Una vez comenzado el ensayo de sedimentación, se fue anotando la altura de la interface entre el fango y el sobrenadante en función del ajustando a una recta la parte inicial de la curva de sedimentación con pendiente constante.

Finalmente se representan analíticamente los datos de la velocidad de sedimentación de cada una de las diluciones y/o concentraciones del fango en función de la concentración de los sólidos suspendidos.

La determinación del IVF, se determina con el valor ocupado por el fango después decantar 30 minutos (en ml) dividido para la concentración de sólidos suspendidos del fango (g/L).

La tabla siguiente muestra la información de los tres ensayos iniciales.

Ensayo	Fecha	Diluciones y concentraciones
ensayo 1	21/09/2011	Original, 0,8, 0,6, 0,5, 0,35, 0,25, 160%, 130%
ensayo 2	28/09/2011	160%, 150%, 110%, original, 0,8, 0,6, 0,5, 0,4, 0,25
ensayo 3	30/09/2011	200%, original, 0,8, 0,5, 0,6, 0,3

Tabla 11. Ensayos y sus determinaciones, para evaluar velocidades de sedimentación.

El error estándar de la estimación de las velocidades de sedimentación, vendrá dada por la desviación típica de los residuos, que lo muestra el programa Statgraphics para cada ajuste lineal.

3.2.2.4 Ensayos con Procesos de Coagulación y Floculación aplicando cloruro férrico a distintas dosis.

El siguiente conjunto de ensayos, tuvo por objetivo, evaluar el efecto del coagulante (Cl₃Fe), en las velocidades de sedimentación.

Este grupo de ensayos, sobre todo ayudaron a definir las dosis con las cuales trabajar posteriormente de forma sistemática. Se realizaron cuatro ensayos de coagulación-floculación con un proceso posterior de sedimentación en una probeta de 1 litro.

- **Procedimiento Operacional**

Se coloca 1L de fango agitado, medido con probeta, en vasos de precipitación de 2L. Al inicio se mide el pH, temperatura y conductividad.

A continuación se dosificó el coagulante seleccionado a los primeros seis vasos, en volúmenes crecientes y simultáneamente (la cantidad de coagulante planificada). Utilizando el séptimo vaso como blanco.

En el jar-test, se mantuvo la agitación de las aspas a 120 rpm durante un minuto (mezcla rápida o coagulación) y luego se disminuyó la velocidad de agitación a 25 rpm durante 20 minutos más (mezcla lenta o floculación). Durante este tiempo se midió el pH y conductividad finales, a los seis vasos.

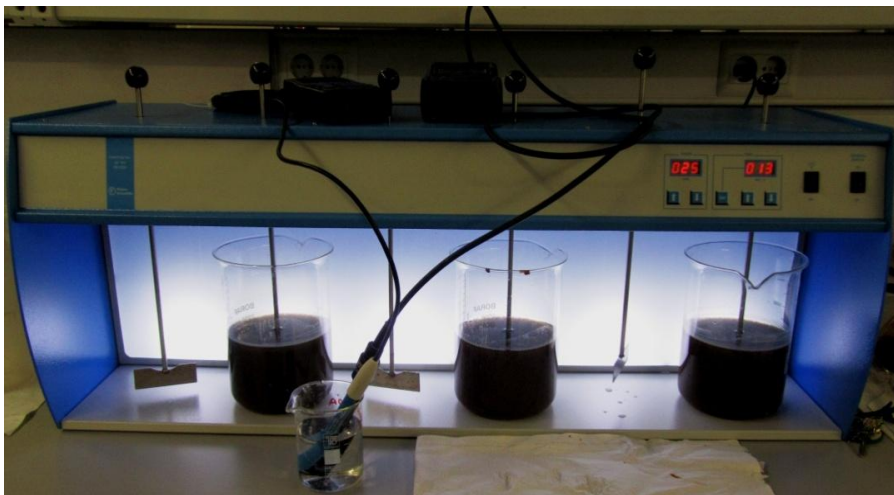


Figura 32. Jar Test utilizado en los ensayos.

Una vez transcurrido el tiempo, se suspende la agitación y se retira los agitadores de los vasos. Transfiriendo su contenido a las probetas de 1L, para proceder nuevamente a determinar las velocidades de sedimentación en función del tiempo, según lo descrito en **3.2.2.3.**

La tabla siguiente, muestra la información recolectada en este conjunto de ensayos.

Ensayo	Fecha	Diluciones y concentraciones	Dosis Fe (ml de solución)
ensayo 5	06/10/2011	Original y 50%	0, 0,5, 1, 2, 5, 7, 10, 20
ensayo 6	07/10/2011	Original y 50%	0, 2, 5, 7, 10
ensayo 7	11/10/2011	Original	0, 5, 7, 10
ensayo 8	14/10/2011	Original	0, 2, 5, 10, 20, 20, 30, 40, 50

Tabla 12. Ensayos y sus determinaciones, para evaluar dosis óptima de coagulante a aplicarse en próximos ensayos.

3.2.2.5 Ensayos con Procesos de Coagulación y Floculación aplicando cloruro férrico y ajustando el pH del fango durante el proceso de coagulación

Cómo es lógico del grupo de ensayos anteriores, un efecto principal será la bajada brusca de pH en el fango, sobre todo cuando se trabaja con altas dosis de coagulante. Por tanto otro conjunto de ensayos, fue analizar el efecto de regular el pH en todos los vasos de ensayo durante la coagulación, a un valor determinado, se ajustaron a valores de pH 6, 7 y 8.

Así la variante de este grupo de ensayos con respecto al anterior, es la aplicación de NaOH durante la coagulación y después de aplicar el coagulante, para luego de la floculación proceder como en el apartado 3.2.2.3 para determinar velocidades de sedimentación.

En este sentido se realizaron cuatro ensayos, todos hechos de forma sistemática y recolectando la siguiente información:

Fecha	Diluciones y Concentraciones	Dosis Fe (ml de solución)	pH ajustado
14-18 nov/2011	Original, 60%, 80%	0, 1, 2, 5, 10, 20, 30, 40, 50	6, 7 y 8

Tabla 13. Ensayos y sus determinaciones, para evaluar el efecto de coagulante en las velocidades de sedimentación de los fangos activados.

Para conocer la cantidad aproximada de NaOH a aplicarse en este grupo de ensayos, se realizó un ensayo específico con el sobrenadante, el cual consistió, en aplicar las mismas dosis de coagulante, con mezcla rápida en el jar-test y luego se determinó la variación del Ph en función de la cantidad de sosa añadida (Ver anexo 5).

3.2.2.6 Ensayos con Procesos de Coagulación y Floculación aplicando cloruro férrico previamente neutralizado a Ph 7

Una tercera variante fue la aplicación del coagulante previamente neutralizado. Para neutralizar el coagulante, se procedió de la misma manera que lo descrito para el sobrenadante en el párrafo anterior. Es decir se fue añadiendo al coagulante progresivamente un volumen de NaOH 10N al mismo tiempo que se media el pH, hasta llegar al valor de 7. Esta solución fue preparada el día anterior a realizar los ensayos de sedimentación.

El procedimiento de los ensayos fue de manera similar que en los apartados anteriores, en estos se realizó una caracterización del sobrenadante completa en cuanto a turbidez, hierro y fosfatos.

El conjunto de ensayos se resumen a continuación, en la tabla 14.

Fecha	Diluciones y Concentraciones	Dosis Fe (ml de solución)	Caract. Sobrenandante			
			Ph y tem	Cond.	Turbi	Hierro y Fosfatos
21 Nov-9 Dic/2011	Originales, diluidas y concentradas	0, 2, 4, 6, 8, 10	X	X	X	X

Tabla 14. Ensayos y sus determinaciones, para evaluar el efecto de coagulante en las velocidades de sedimentación de los fangos activados.

3.2.3 Tratamiento de los Resultados y Programas Informáticos Asociados

Como base de datos, así como para las representaciones gráficas, y ajustes lineales simples, se utilizó el programa informático Microsoft Excel, además con este se hizo las primeras aproximaciones a los modelos matemáticos de las velocidades de sedimentación.

Mientras que para los ajustes no lineales de las velocidades de sedimentación y su modelización se utilizó el programa Mathematica 7.0 de Wolfram Research. La elección de este programa frente a otras aplicaciones de manejo más simples como el Excel, se debe a que el programa es capaz de realizar regresiones no lineales, de modo que las posibilidades de obtener ajustes a distintos modelos es mucho mayor.

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En primer lugar se presentan los resultados de las velocidades de sedimentación de los fangos activados y su modelización, para en un segundo apartado mostrar los resultados de la aplicación del coagulante y su efecto en la velocidad de sedimentación del fango activado y finalmente mostrar la modelización propuestas para la velocidad de sedimentación del fango activado con coagulante neutralizado con rango de dosis de 0 a 462,5 mg/L de Fe.

4.1 VELOCIDAD DE SEDIMENTACIÓN DE LOS FANGOS ACTIVADOS

En este apartado se analiza los resultados del primer grupo de ensayos descritos en el punto **3.2.2.3**.

Se realizaron 5 ensayos, con los fangos activados originales de la depuradora, se presentan los resultados obtenidos, para el ensayo realizado el día 30/09/2011, así como los ajustes lineales realizados, para obtener las velocidades de sedimentación. Se ha creído conveniente incluir la información del resto de ensayos en anexos (Anexo 3.1), de modo que se utiliza el ensayo del día 30/09/2011 para describir la metodología utilizada.

En el gráfico 1 se muestra, la altura de la interfase fango-sobrenadante en función del tiempo para los ensayos realizados el día 30/09/2011 a distintas concentraciones de sólidos suspendidos.

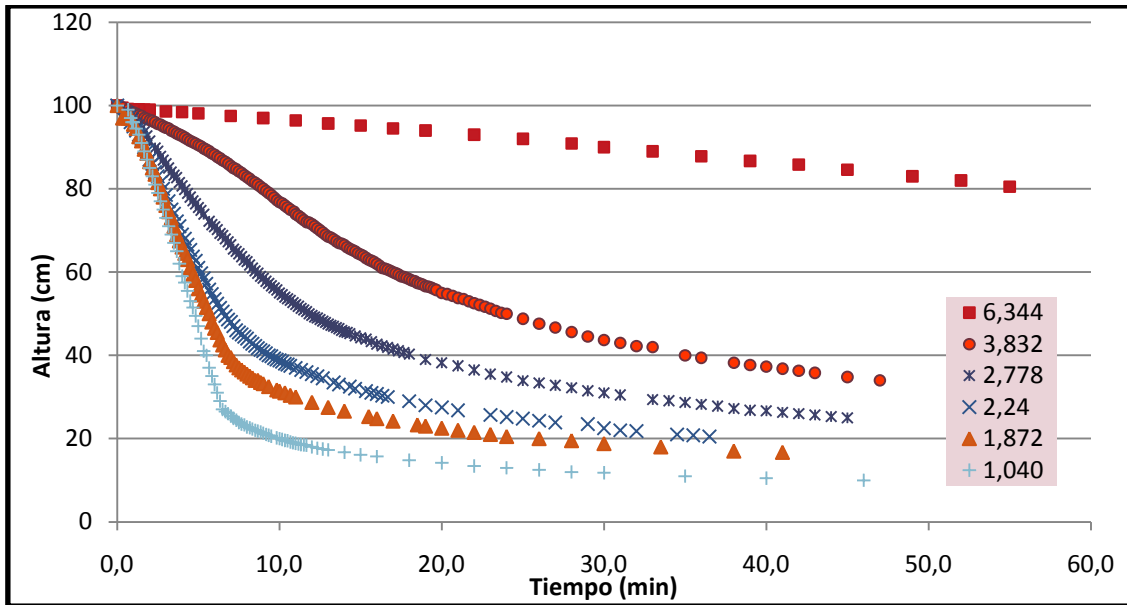


Gráfico 1. Representación altura de la interfase fango-sobrenadante (cm) en función del tiempo (min) para distintas concentraciones de sólidos (g/L) en el ensayo realizado el 30/09/2011.

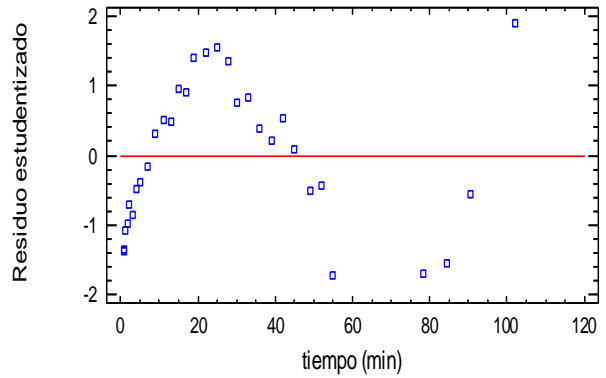
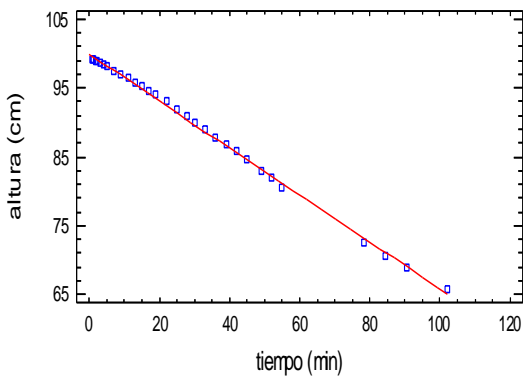
El comportamiento del fango activado en los ensayos de sedimentación, se manifiesta a través de cuatro regímenes de sedimentación. En el tramo inicial denominado sedimentación retardada, se observa que la duración de esta etapa es mayor sobre todo a altas concentraciones de sólidos suspendidos. Esta etapa que dura unos pocos minutos, obedece al tiempo necesario para que desaparezcan las turbulencias generada al rellenar la probeta de fango. A partir de este momento aparece una interfase en la que en la parte de arriba queda el sobrenadante y en la parte de abajo el fango. En la etapa de sedimentación zonal, el fango activado alcanza una velocidad de sedimentación, siendo la concentración de sólidos también constante a lo largo de toda esta fase del proceso de sedimentación. Por ende para determinarla cuantitativamente será igual a la pendiente de la ecuación de ajuste que represente al volumen sedimentado de fangos (ml) en función del tiempo (min).

Finalmente aparecen las etapas de transición y compresión. Donde la concentración de sólidos suspendidos va a medida que los fangos se van contrayendo, y como resultado, la velocidad de sedimentación va disminuyendo gradualmente.

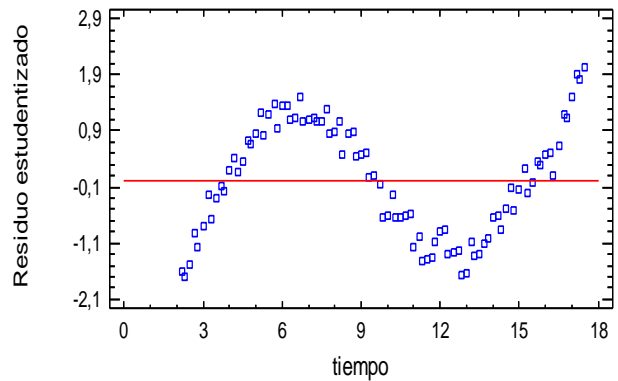
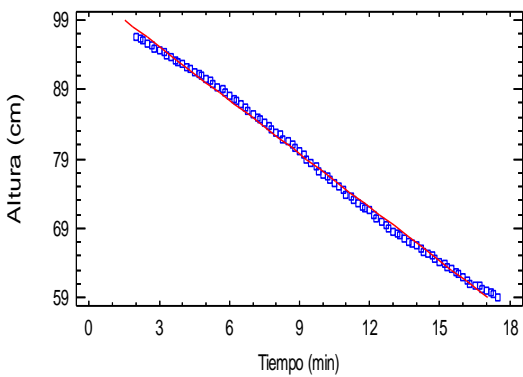
En la figura 33, se muestran los ajustes lineales, para el ensayo del día 30/09/2011, con el objeto de determinar la velocidad de sedimentación que vendrá dada por la pendiente de la recta obtenida mediante el Programa Statgraphics, procediendo de igual manera para el resto de ensayos. Cada ensayo tuvo una duración superior o

igual a los 30 minutos, por cada concentración de sólidos suspendidos, con el objetivo de obtener el V_{30} y con este IVF e IVFD.

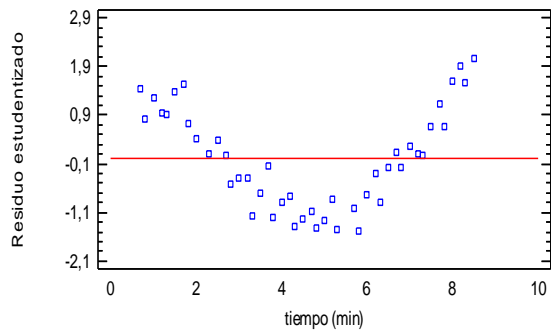
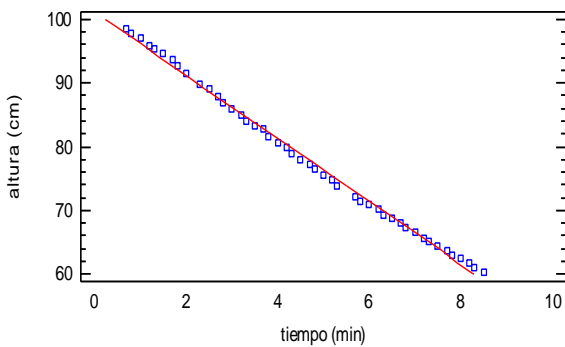
Para cada uno de los gráficos se ha representado la recta que se obtiene al realizar un ajuste por mínimos cuadrados de los puntos que corresponden a la zona de sedimentación zonal, de modo que la pendiente que se obtiene representa la velocidad de sedimentación zonal del fango en cada uno de los casos. Para cada ajuste se muestra la ecuación lineal, el coeficiente r^2 y la distribución de los residuos.



$altura = 99,957 - ,3420 * tiempo$
 $r^2 = 0,998$



$altura = 102,868 - 2,571 * tiempo$
 $r^2 = 0,997$



$altura = 101,137 - 4,958 * tiempo$
 $r^2 = 0,996$

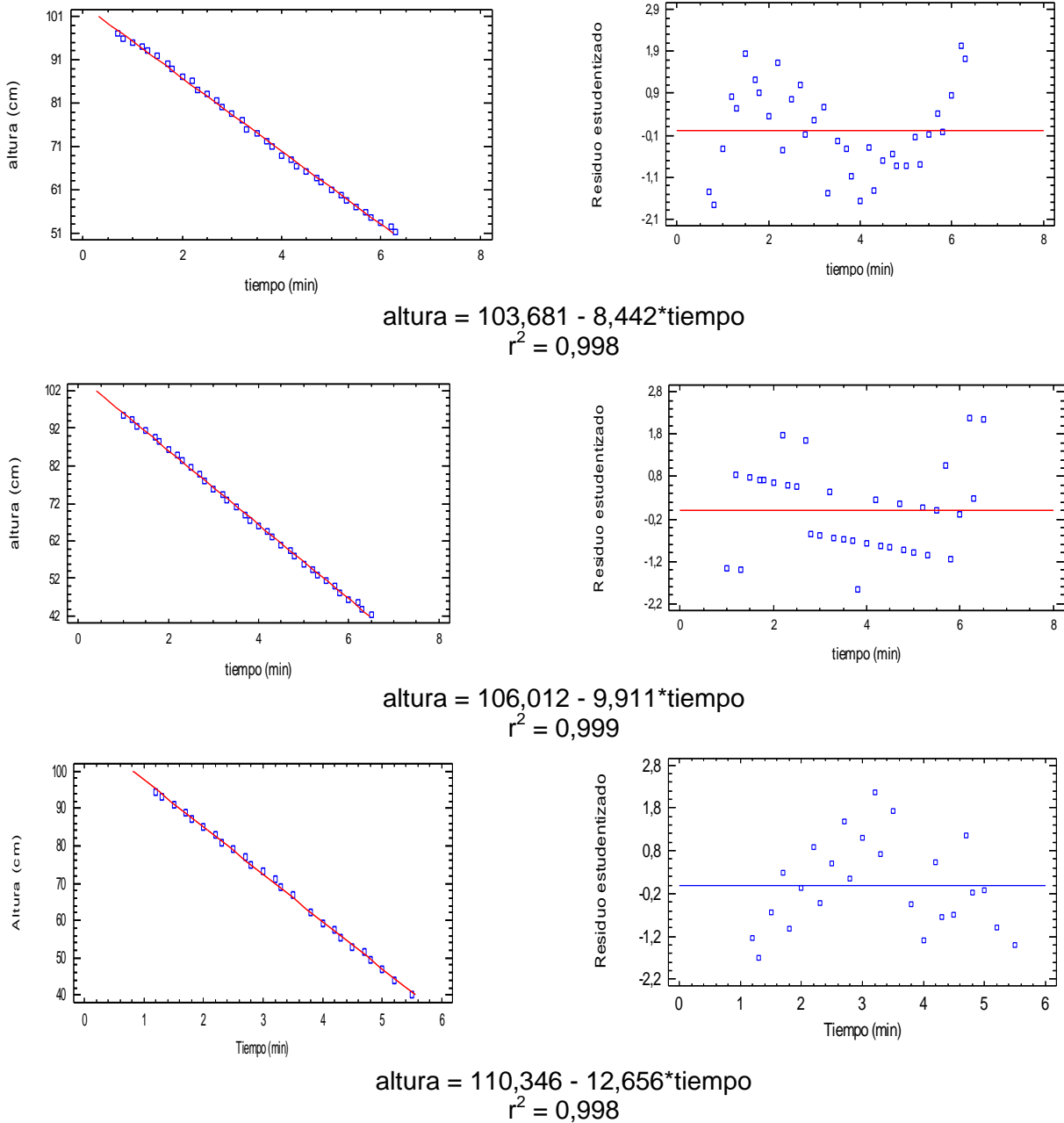


Figura 33. Ajuste para determinar la velocidad de sedimentación zonal y representación de los residuos vs. tiempo, para los fangos del día 30/09/2011

Los ajustes realizados por mínimos cuadrados para obtener la velocidad de sedimentación zonal han sido muy buenos, ya que los coeficientes de correlación (r^2) obtenidos son en todos los casos mayores o iguales que 0,98 en todos los casos. Se representan también los residuos en función del tiempo para estudiar si presentan una determinada tendencia, poder decidir si los puntos tomados para el ajuste son correctos. Se procuró que estos puntos tuvieran una distribución aleatoria por encima o por debajo de cero.

Una situación similar se observa para el resto de ensayos, se obtienen buenos ajustes con valores de r^2 altos, lo cual nos da seguridad respecto a los datos experimentales obtenidos para determinar la velocidad de sedimentación zonal.

4.2 MODELIZACIÓN DE LA VELOCIDAD DE SEDIMENTACIÓN

4.2.1 Modelización de la velocidad de sedimentación en función de la concentración de los sólidos suspendidos

Para cumplir el primer objetivo del presente proyecto, en este apartado se presentan los resultados de modelizar la velocidad de sedimentación de los fangos activados de la depuradora del Carraixet, con los cinco ensayos iniciales.

Así, una vez han sido obtenidas las velocidades de sedimentación zonal, se procede a modelizar estas velocidades en función de la concentración de sólidos suspendidos. Para ello se han considerado los modelos más utilizados en la bibliografía para modelizar la velocidad de sedimentación zonal descritos en el apartado 2.2.4.2.

$V_s = k e^{-nSS}$	Potencial-Thomas (1963), Vesilind (1968)
$V_s = k * SS^{-n}$	Exponencial-Yoshioka et al. (1957), Dick y Young (1972)
$V_s = k \frac{e^{-nSS}}{SS}$	Cho et al. (1) (1993)
$V_s = \frac{(k - nSS)^4}{SS}$	Cho et al. (2) (1993)
$V_s = k(1 - nSS)^{4.65}$	Richardson et al. (1954)

Tabla 15. Modelos considerados para el ajuste de las velocidades de sedimentación zonal de los fangos activados de la depuradora.

Se han reparametrizado las ecuaciones descritas en el apartado Tabla 15 para obtener buenos resultados en los cálculos de regresión no lineal. Así por ejemplo el algoritmo de regresión no lineal utilizado por Mathematica falla con la ecuación $V_s = k(1 - nSS)^{4.65}$ y proporciona buenos resultados con la ecuación $V_s = (k - nSS)^{4.65}$.

Los criterios utilizados para medir la bondad de la regresión no lineal, para poder comparar los modelos y determinar cual explica mejor el comportamiento de los datos, 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.
- Error relativo y P-valor de los parámetros de los modelos ajustados.

Se puede generalizar el coeficiente r^2 utilizado en regresión lineal, definiendo el coeficiente R^2 para regresión no lineal del siguiente modo (Motulsky H. J., 2003):

$$R^2 = 1 - \frac{SCR}{SCT} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N (y_i - f(x_i))^2}{\sum_{i=1}^N (y_i - \bar{y})^2}$$

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 H. J., 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.

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:

$$\frac{SCR}{N} = \frac{1}{N} \sum_i (y_i - f(x_i))^2$$

Se han representado los residuos en función del tiempo para estudiar si presentan una determinada tendencia a estar sistemáticamente por encima o por debajo de cero, lo cual supondría que sistemáticamente los datos experimentales estarían por encima o por debajo del modelo estudiado. Sólo se han representado los residuos de los puntos utilizados en el ajuste a cada modelo. Desde el punto de vista estadístico, los residuos se deberían distribuir aleatoriamente por encima y por debajo de cero, es decir deberían tener una distribución normal con media cero. Desde el punto de vista de los residuos; el mejor modelo será aquel que presente la menor media del cuadrado de los residuos y la distribución más aleatoria de los residuos.

El P-valor de un contraste es el nivel de significación α para el cual el estadístico de contraste se encuentra en la frontera de la región crítica. Si el P-valor de un contraste es muy pequeño, entonces para que el estadístico quede dentro del intervalo de confianza IC_α , hace falta que éste comprenda prácticamente todos los valores de la distribución. Esto significa que hay una diferencia muy significativa entre el valor esperado de la distribución del estadístico y su valor observado, por lo que se rechazará la hipótesis nula. Como criterio general, se acepta la hipótesis alternativa si el P-valor es menor que 0.01 con un 99% de confianza o menor que 0.05 con un 95% de confianza.

El p-valor es una medida directa de lo verosímil que resulta obtener una muestra como la actual si es cierta H_0 . Los valores pequeños indican que es muy infrecuente obtener una muestra como la actual, en cambio, los valores altos que es frecuente. El p-valor se emplea para indicar cuánto (o cuán poco) contradice la muestra actual la hipótesis alternativa. Informar sobre cuál es el p-valor tiene la ventaja de permitir que cualquiera decida qué hipótesis acepta basándose en su propio nivel de riesgo α . Esto no es posible cuando se informa, como ha sido tradicional, indicando sólo el resultado de la decisión, es decir, si se acepta o se rechaza H_0 con un α fijo.

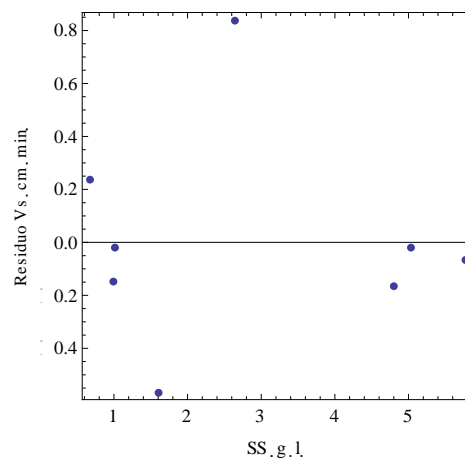
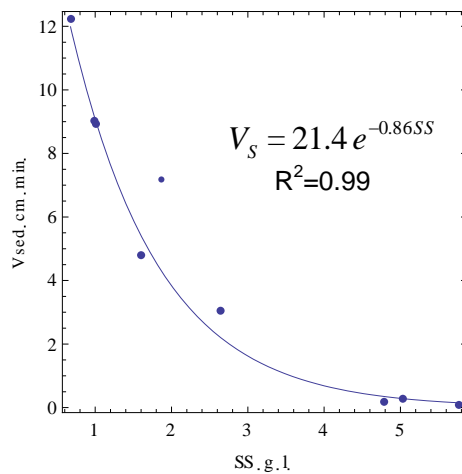
A continuación se muestran los ajustes de la velocidad de sedimentación zonal de los cinco grupos de ensayos a los cinco modelos descritos en las figuras siguientes.

- **Ensayo V1: 21/09/2011**

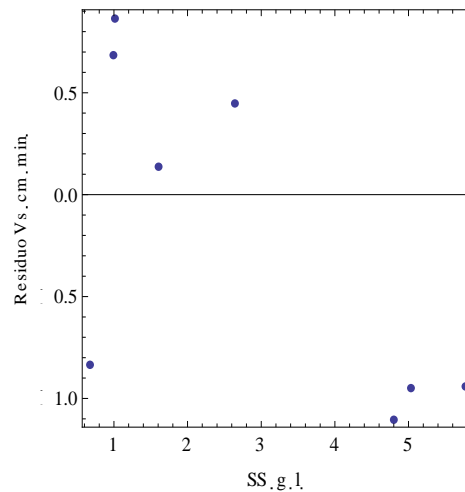
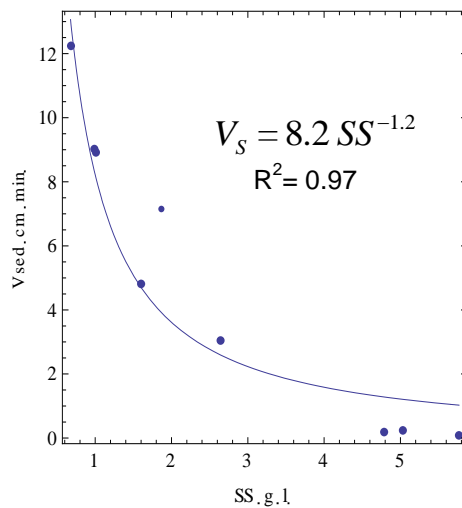
SS (g/L)	Vs (cm/min)
0,676	12,221
0,988	9,012
1,016	8,924
1,608	4,808
2,644	3,043
4,796	0,178
5,028	0,263
5,768	0,084

Tabla 16. Velocidades de sedimentación obtenidas para las distintas concentraciones de SS ensayadas el 21/09/2011

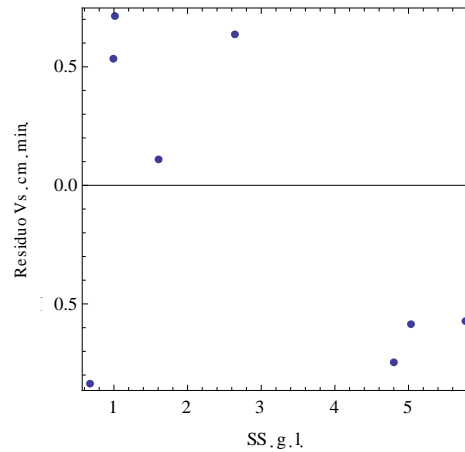
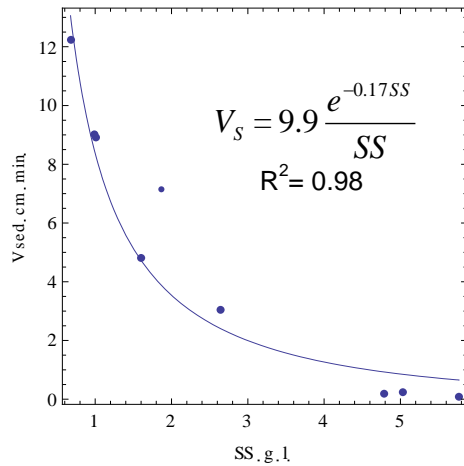
Modelo 1: Exponencial



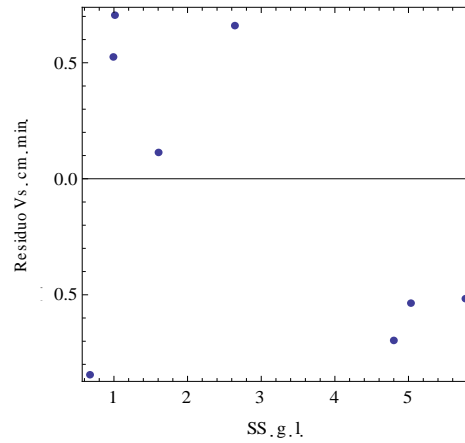
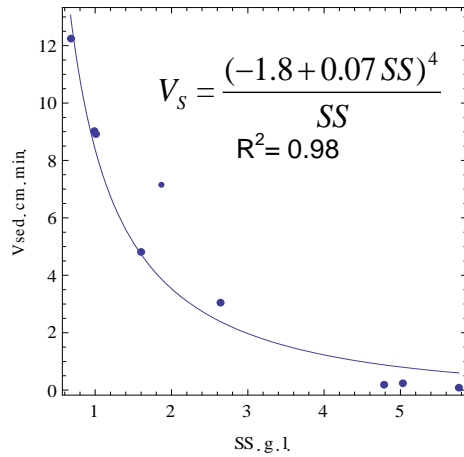
Modelo 2: Potencial



Modelo 3: Cho et. al (1)



Modelo 4: Cho et. al (2)



Modelo 5: Richardson et. al.

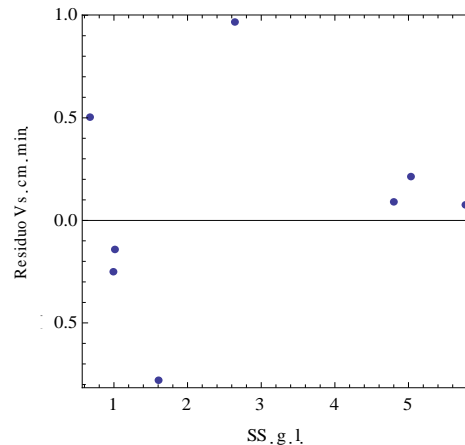
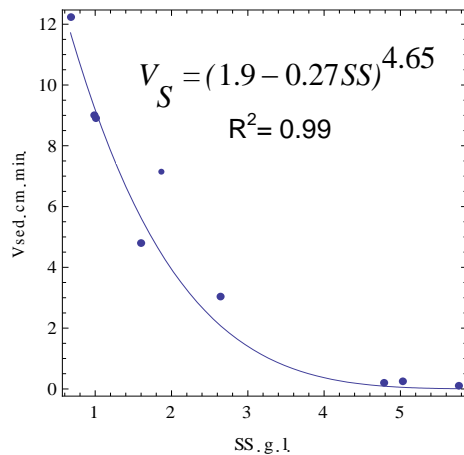


Figura 34. Ajustes y residuos de la velocidad de sedimentación (21/09/2011)

Para este ensayo se obtuvieron inicialmente 9 puntos para el ajuste, sin embargo, se puede apreciar que uno de los datos experimentales se desvía de la tendencia del resto. Esto puede ser debido a un error en la determinación de los sólidos

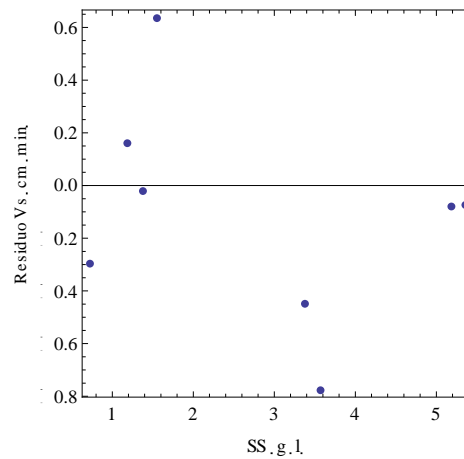
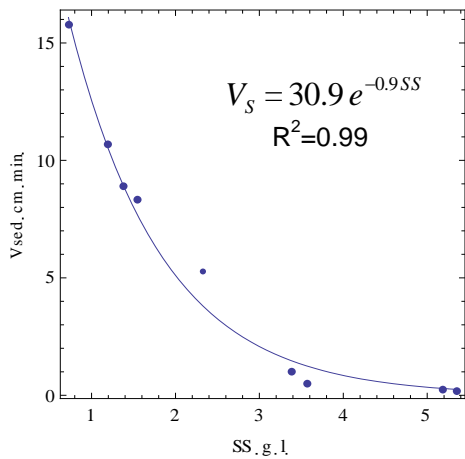
suspendidos, por ello, se eliminó este punto anómalo para realizar el ajuste con los ocho puntos obteniendo mejores resultados de ajuste en todos los modelos.

- **Ensayo V2: 28/09/2011**

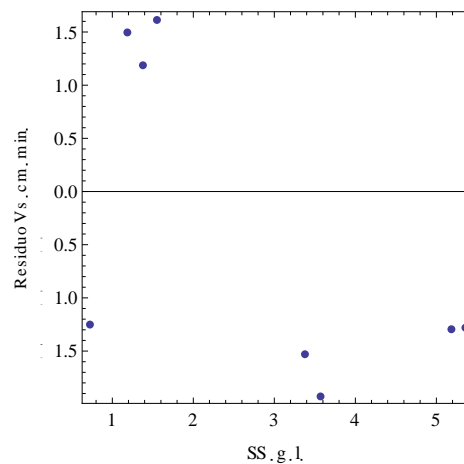
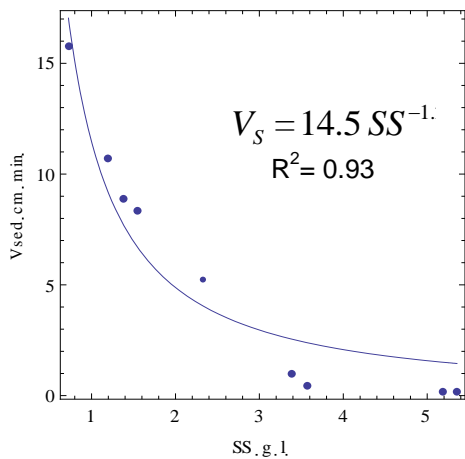
SS (g/L)	Vs (cm/min)
5,354	0,177
5,178	0,211
3,562	0,476
3,386	1,016
1,542	8,345
1,380	8,895
1,195	10,696
0,725	15,783

Tabla 17. Velocidades de sedimentación obtenidas para las distintas concentraciones de SS ensayadas el 28/09/2011

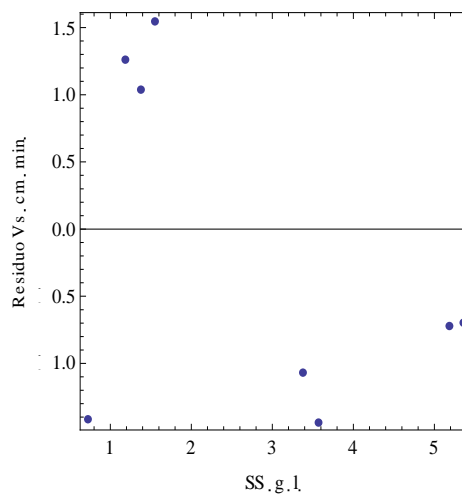
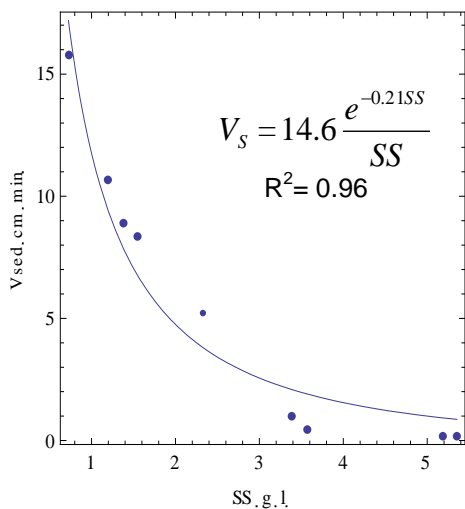
Modelo 1: Exponencial



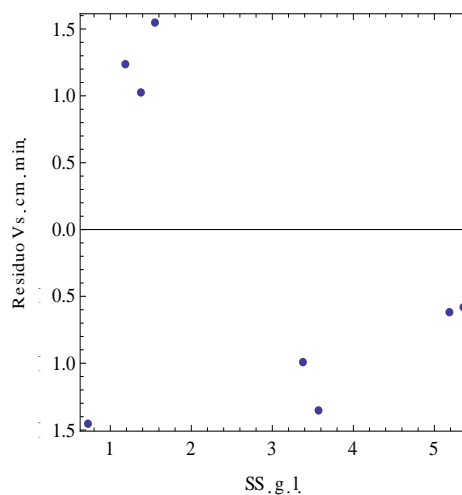
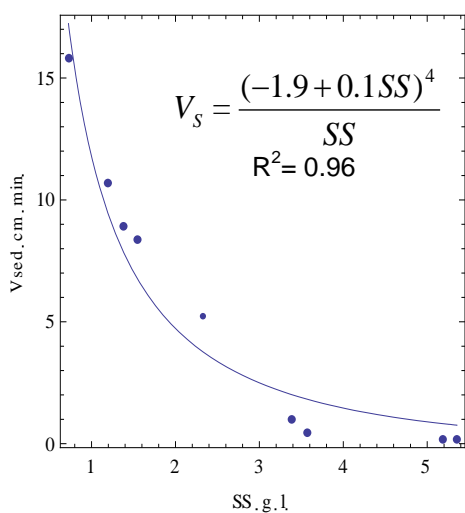
Modelo 2: Potencial



Modelo 3: Cho et. al (1)



Modelo 4: Cho et. al (2)



Modelo 5: Richardson et. al.

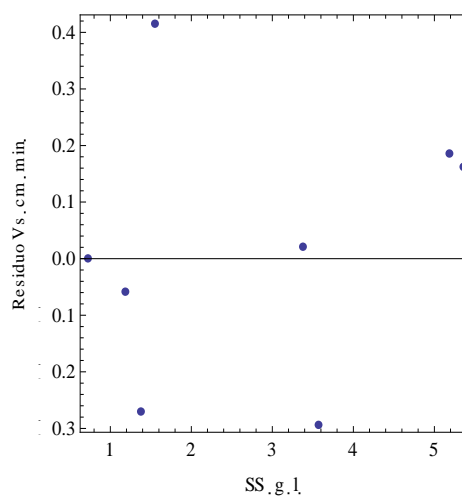
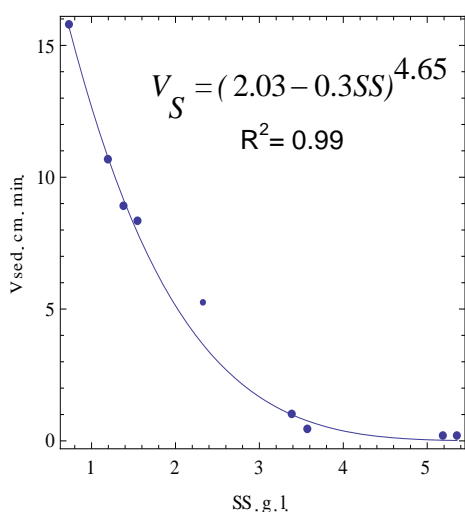


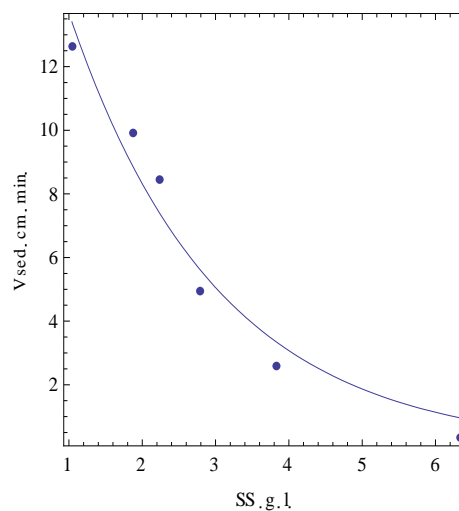
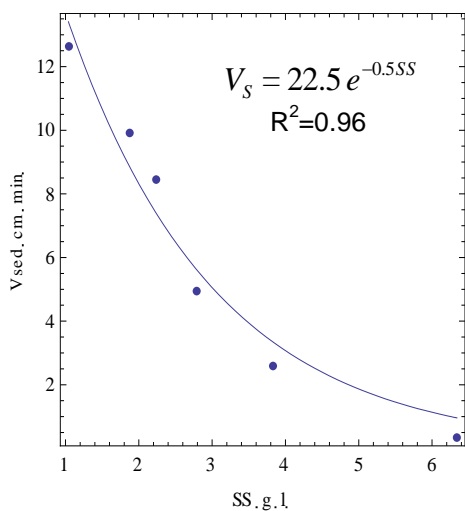
Figura 35. Ajustes y residuos de la velocidad de sedimentación (28/09/2011)

• Ensayo V3: 30/09/2011

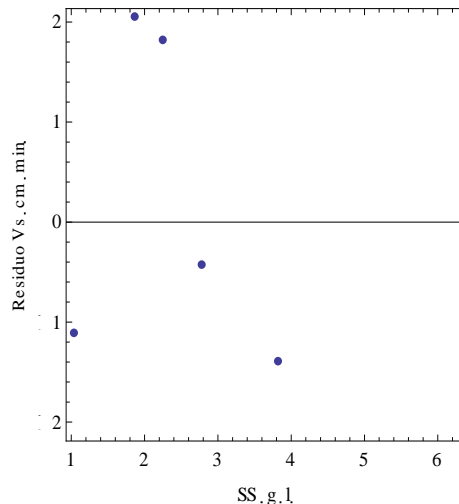
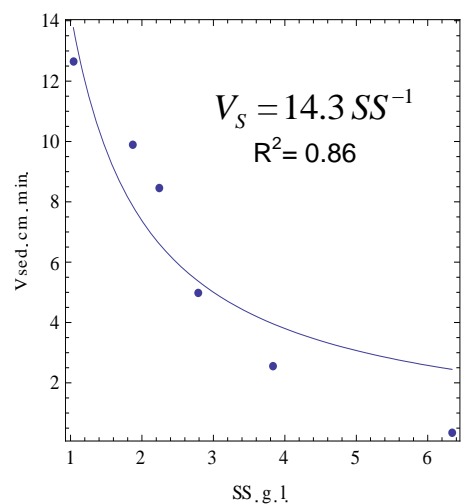
SS (g/L)	Vs (cm/min)
6,34	0,34
3,83	2,57
2,78	4,96
2,24	8,44
1,87	9,91
1,04	12,66

Tabla 18. Velocidades de sedimentación obtenidas para las distintas concentraciones de SS ensayadas el 30/09/2011

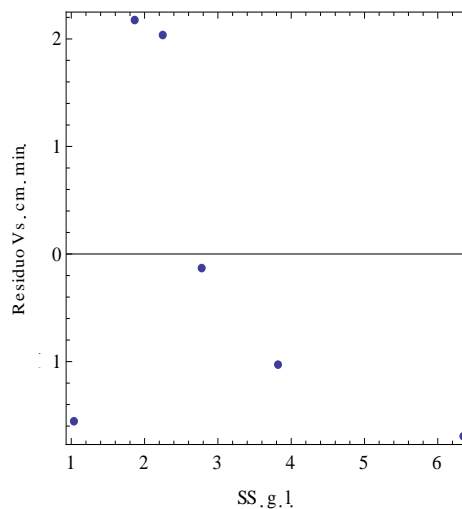
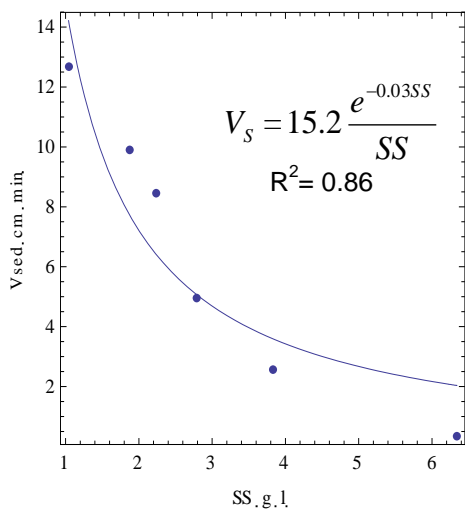
Modelo 1: Exponencial



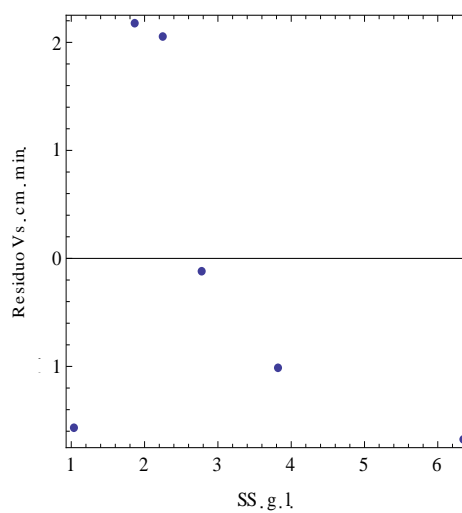
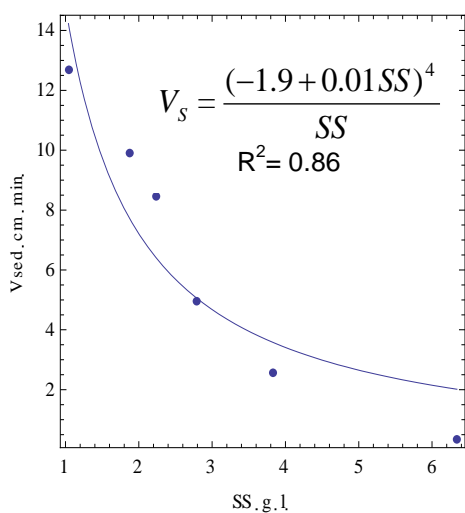
Modelo 2: Potencial



Modelo 3: Cho et. al (1)



Modelo 4: Cho et. al (2)



Modelo 5: Richardson et. al.

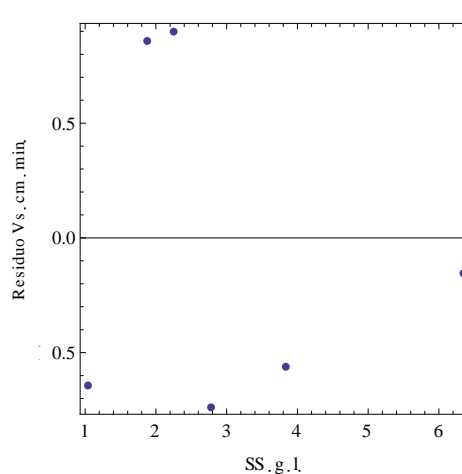
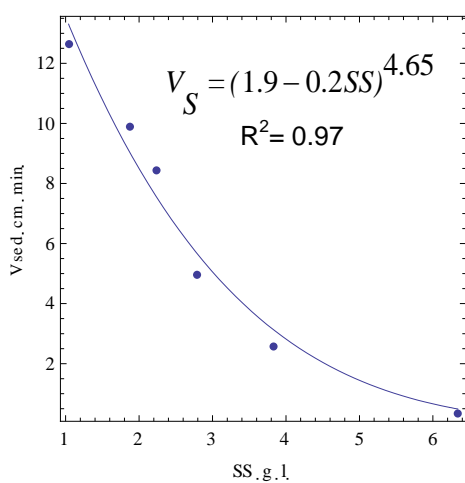


Figura 36. Ajustes y residuos de la velocidad de sedimentación (30/09/2011)

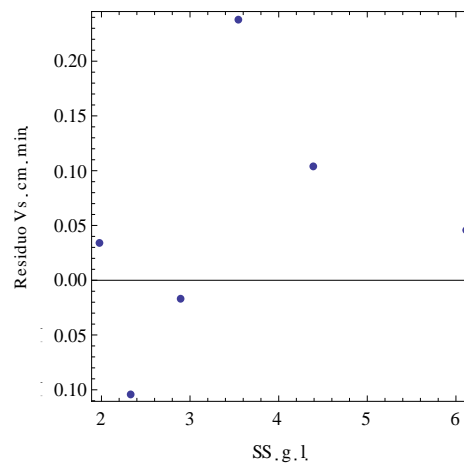
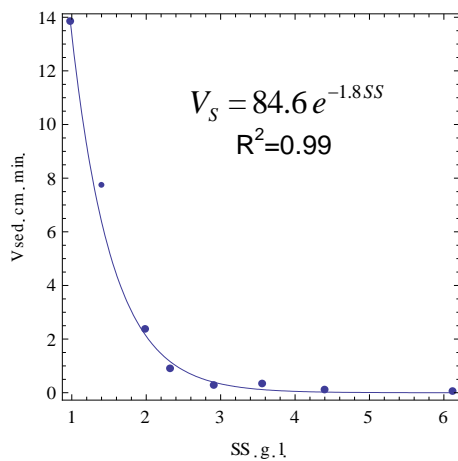
En este ensayo para concentraciones altas de sólidos suspendidos, y tiempos de sedimentación superiores a los 30 min, aparecieron problemas de flotabilidad del fango haciendo imposible continuar con la toma de datos (Ver las fotografías, en anexo 5).

- **Ensayo V4: 11/11/2011**

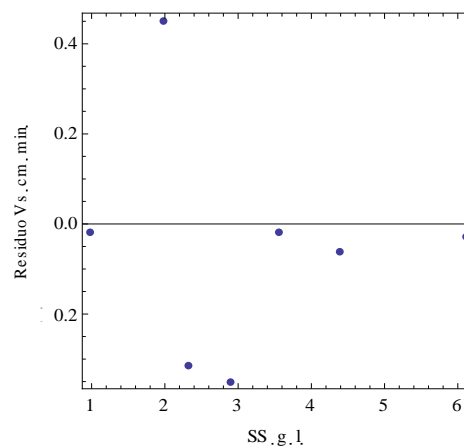
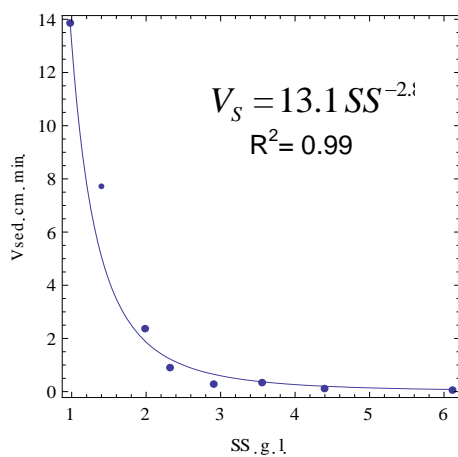
SS (g/L)	Vs (cm/min)
6,1096	0,0521
4,396	0,1401
3,552	0,35
2,900	0,3033
2,324	0,9053
1,976	2,3762
0,98	13,844

Tabla 19. Velocidades de sedimentación obtenidas para las distintas concentraciones de SS ensayadas el 11/11/2011

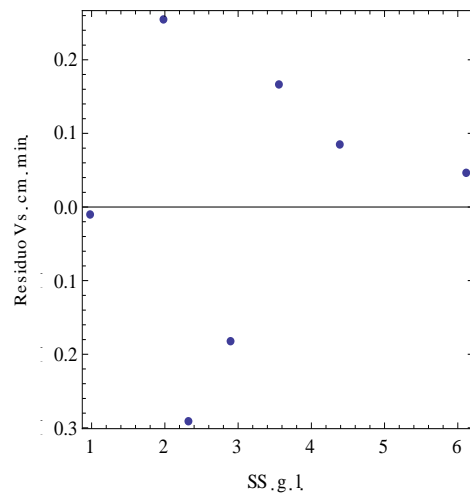
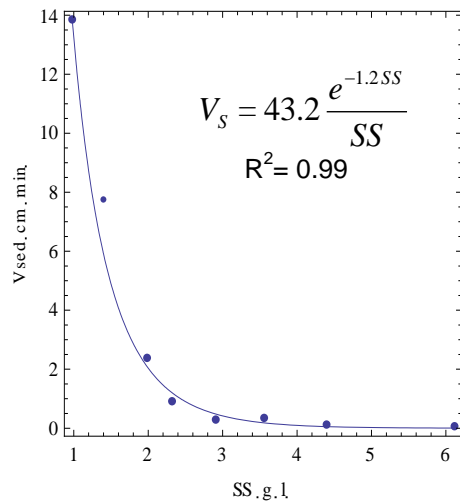
Modelo 1: Exponencial



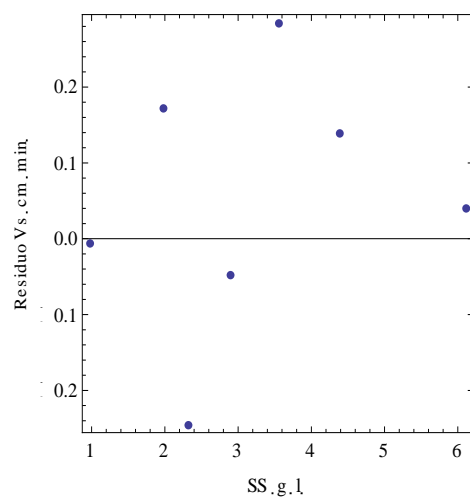
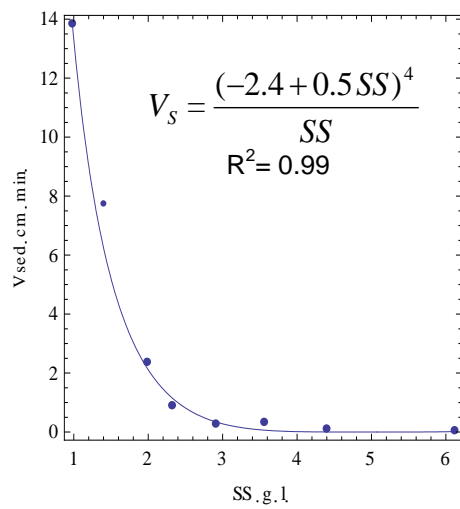
Modelo 2: Potencial



Modelo 3: Cho et. al (1)



Modelo 4: Cho et. al (2)



Modelo 5: Richardson et. al.

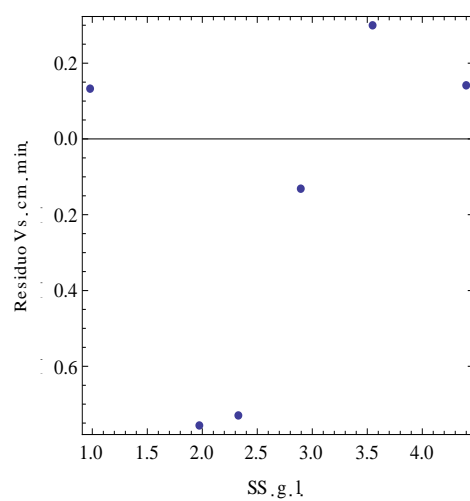
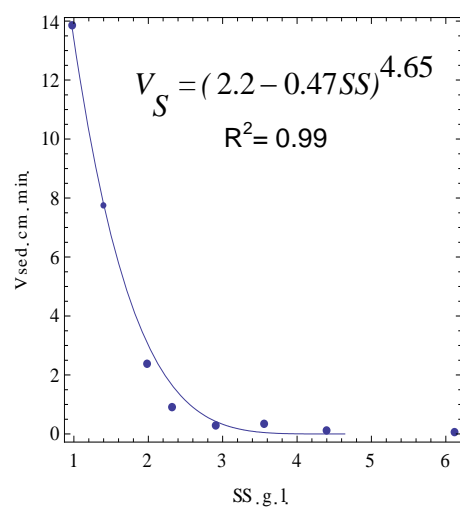


Figura 37. Ajustes y residuos de la velocidad de sedimentación (11/11/2011)

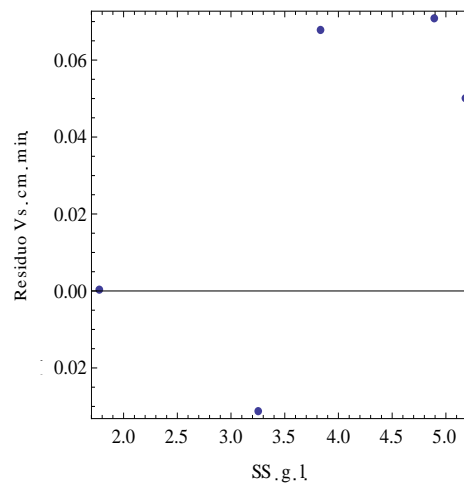
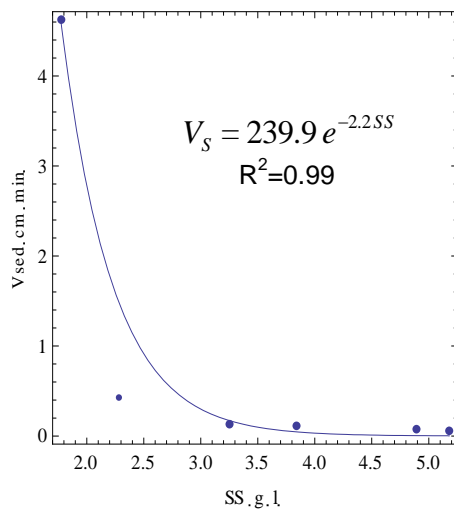
Se realizó un primer ajuste con los 8 datos experimentales totales y luego con 7 datos, siendo mejor los ajustes en este último grupo.

- **Ensayo V5: 07/12/2011**

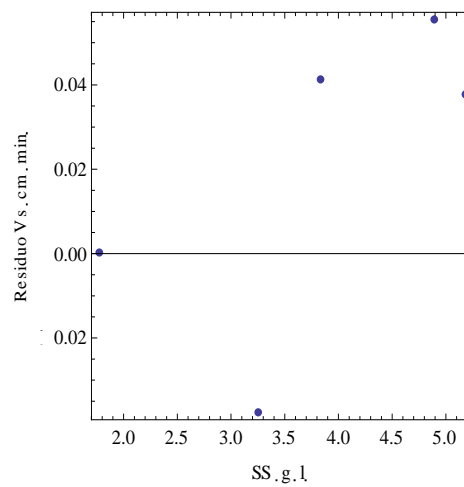
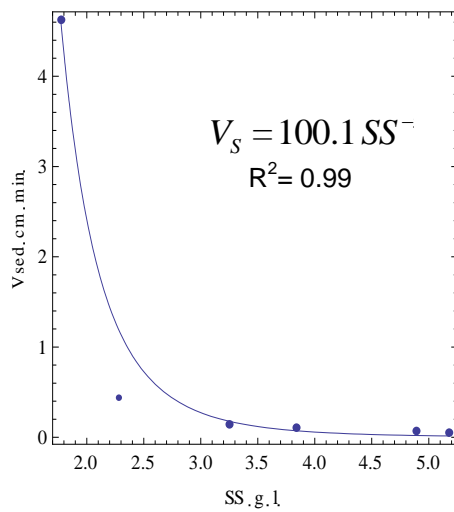
SS (g/L)	V _s (cm/min)
3,840	0,1137
2,284	0,4331
1,772	4,6215
5,180	0,0522
4,888	0,0751

Tabla 20. Velocidades de sedimentación obtenidas para las distintas concentraciones de SS ensayadas el 07/12/2011

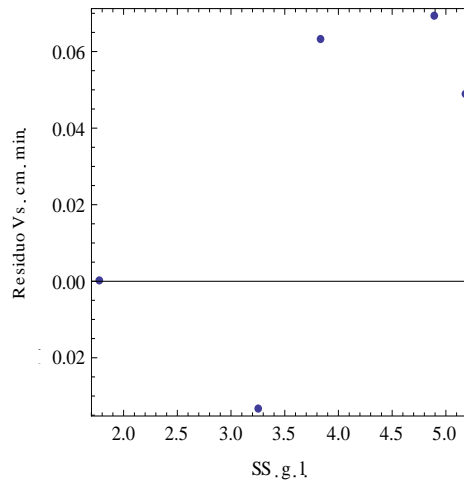
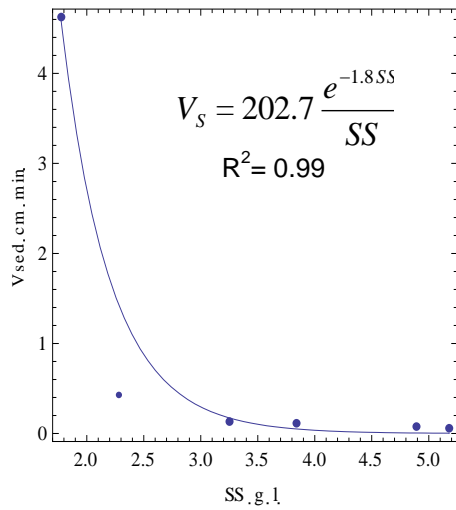
Modelo 1: Exponencial



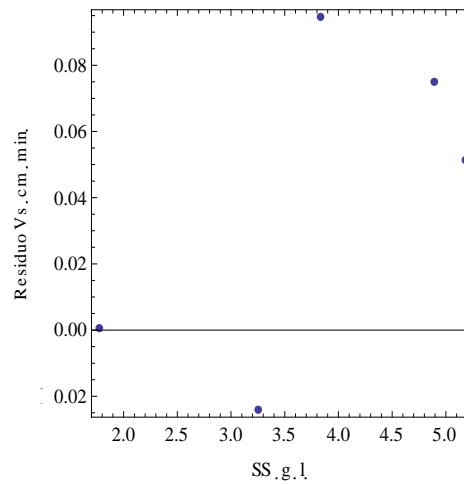
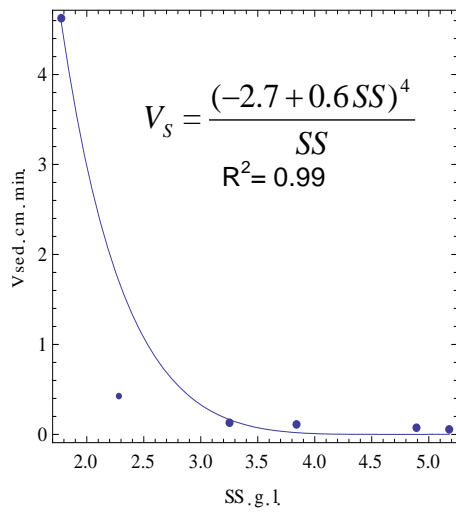
Modelo 2: Potencial



Modelo 3: Cho et. al (1)



Modelo 4: Cho et. al (2)



Modelo 5: Richardson et. al.

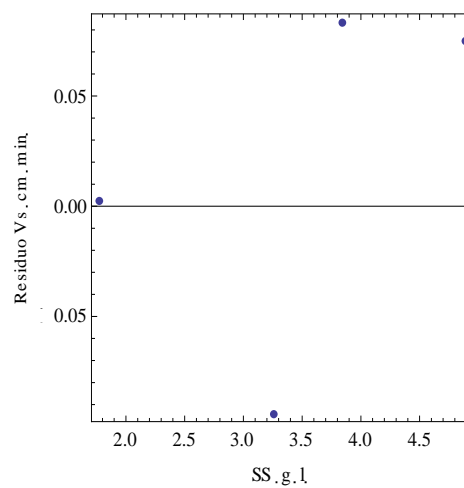
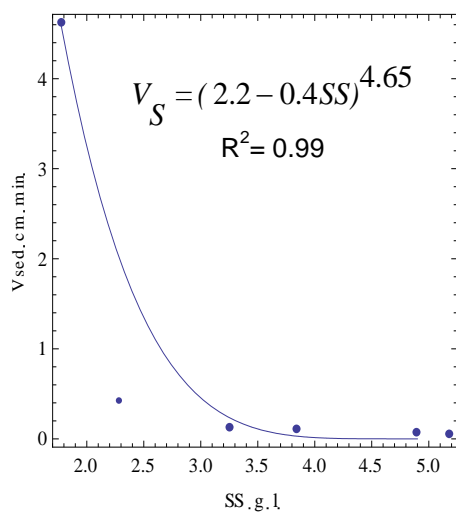


Figura 38. Ajustes y residuos de la velocidad de sedimentación (22/12/2011).

Cabe destacar que los datos del ajuste mostrados arriba, es el resultado de varios ensayos donde se aplicó coagulante en varias dosis, partiendo de un primer punto sin aplicar coagulante, que son los datos que se muestran en la tabla 20.

En las siguientes tablas se muestran los resultados de los ajustes de las velocidades de sedimentación a los modelos de la Tabla 15. Se presenta el valor de los parámetros k y n y los errores de estos parámetros (ϵk y ϵn) calculados como la desviación típica de cada parámetro obtenida de la regresión realizada (Ver anexo 2).

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) promediada con el número de puntos utilizados en el ajuste (N). Además se muestra el P-valor de los parámetros.

Modelo 1: Exponencial $\rightarrow V_s = k e^{-nSS}$

Ensayos	k (cm/min)	ϵk (cm/min)	n (l/g)	ϵn (l/g)	R^2	SCR/N (cm/min) ²	P-valor de k	P-valor de n
V1	21,4	1,5	0,86	0,07	0,9928	0,1421	6,22E-06	1,46E-05
V2	30,9	1,9	0,90	0,05	0,9947	0,1671	2,97E-06	2,92E-06
V3	22,50	2,95	0,50	0,07	0,9614	0,7067	1,59E-03	2,29E-03
V4	84,6	5,9	1,85	0,07	0,9989	0,0246	1,19E-03	2,94E-06
V5	239,9	104,4	2,2	0,2	0,9992	0,0026	1,05E-01	2,81E-03

Tabla 21. Resultados de la regresión de la velocidad de sedimentación al modelo exponencial.

Modelo 2: Potencial $\rightarrow V_s = k SS^{-n}$

Ensayos	k (cm/min (g/L) ⁿ)	ϵk (cm/min (g/L) ⁿ)	n	ϵn	R^2	SCR/N (cm/min) ²	P-valor de k	P-valor de n
V1	8,2	0,4	1,2	0,1	0,9672	0,6433	2,51E+06	1,55E-04
V2	11,5	0,9	1,2	0,2	0,9322	2,1491	1,21E+05	6,74E-04
V3	14,3	2,0	1,0	0,2	0,8596	2,5536	2,13E-03	1,41E-02
V4	13,09	0,3	2,8	0,2	0,9972	0,0615	7,46E-08	8,79E-06
V5	100,1	23,5	5,4	0,4	0,9995	0,0015	2,37E-02	9,52E-04

Tabla 22. Resultados de la regresión de la velocidad de sedimentación al modelo potencial.

Modelo 3: Cho et. al (1) $\rightarrow V_s = k \frac{e^{-nSS}}{SS}$

Ensayos	k (cm/min .g/L)	εk (cm/min .g/L)	n (l/g)	εn (l/g)	R ²	SCR/N (cm/min) ²	P-valor de k	P-valor de n
V1	9,9	0,9	0,17	0,08	0,9800	0,3927	2,71E-05	9,49E-02
V2	14,55	2,02	0,2	0,1	0,9556	1,4092	3,63E-04	1,31E-01
V3	15,2	3,3	0,03	0,12	0,8604	2,5385	1,00E-02	8,37E-01
V4	43,2	3,3	1,18	0,07	0,9986	0,0314	4,86E-05	1,83E-05
V5	202,7	83,6	1,8	0,2	0,9925	0,0025	9,39E-02	4,40E-03

Tabla 23. Resultados de la regresión de la velocidad de sedimentación al modelo de Cho et. al (1).

Modelo 4: Cho et. al (2) $\rightarrow V_s = \frac{(k - nSS)^4}{SS}$

Ensayos	k (cm/min .g/L) ^{1/4}	εk (cm/min .g/L) ^{1/4}	n (cm/min (.g/L) ^{-3,1/4})	εn (cm/min (.g/L) ^{-3,1/4})	R ²	SCR/N (cm/min) ²	P-valor de k	P-valor de n
V1	1,77	0,03	0,07	0,03	0,9811	0,3715	3,72E-09	7,05E-02
V2	1,95	0,05	0,10	0,06	0,9579	1,3337	5,63E-08	9,98E-02
V3	1,98	0,06	0,01	0,11	0,8606	2,5356	4,80E-05	8,25E-01
V4	2,39	0,02	0,48	0,03	0,9987	0,0277	3,16E-09	6,56E-06
V5	2,69	0,07	0,6	0,1	0,9989	0,0036	1,82E-04	3,34E-03

Tabla 24. Resultados de la regresión de la velocidad de sedimentación al modelo de Cho et. al (2).

Modelo 5: Richardson et. al. $\rightarrow V_s = (k - nSS)^{4.65}$

Ensayos	k (cm/min) ^{1/4.65}	εk (cm/min) ^{1/4.65}	n (cm/min) ^{1/4.65} .l/g	εn (cm/min) ^{1/4.65} .l/g	R ²	SCR/N (cm/min) ²	P-valor de k	P-valor de n
V1	1,88	0,03	0,27	0,03	0,9876	0,2426	1,01E-09	6,97E-05
V2	2,03	0,01	0,30	0,01	0,9984	0,0496	3,22E-02	1,09E-07
V3	1,92	0,04	0,17	0,02	0,9739	0,4749	9,64E-07	1,06E-03
V4	2,23	0,04	0,48	0,03	0,9918	0,1775	2,61E-08	2,23E-05
V5	2,18	0,07	0,44	0,04	0,9985	0,0048	7,63E-05	1,52E-03

Tabla 25. Resultados de la regresión de la velocidad de sedimentación al modelo de Richardson et. al.

En general se han obtenido buenos resultados en los ajustes realizados a los cinco modelos estudiados. Los valores de los coeficientes de correlación (R²) obtenidos en

los ajustes realizados son superiores a 0,95, excepto en el caso de los ajustes del grupo de ensayo V3: 30/09/2011, que como se comentó el fango activado presentó problemas de flotabilidad.

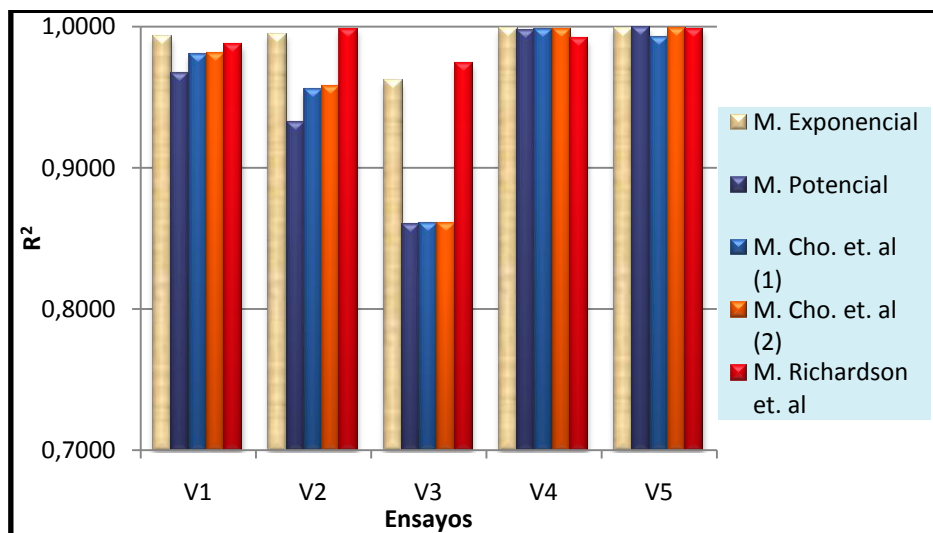


Gráfico 2. Coeficiente de correlación (R^2) de los cinco ensayos de velocidad de sedimentación del fango activado representados en los cinco modelos.

En la tabla 26 se presenta la media del coeficiente (R^2) de cada uno de los modelos, obteniendo un mayor valor el modelo de Richardson et. al., seguido por el modelo exponencial, ambos presentan los valores más altos respecto al coeficiente de correlación. Los otros tres modelos tienen un valor medio de R^2 próximo a 0,95, por tanto a partir del coeficiente de correlación, los mejores modelos serían el modelo de Richardson et. al. y el modelo exponencial.

MODELOS	media R^2	media SCR/N (cm/min) ²
M. Exponencial	0,9894	0,2086
M. Potencial	0,9511	1,0818
M. Cho et. al (1)	0,9574	0,8749
M. Cho et. al (2)	0,9594	0,8544
M. Richardson et. al.	0,9901	0,1899

Tabla 26. Valores medios del R^2 y SCR/N (cm/min)², en los cinco ensayos.

En cuando a la distribución de los residuos observamos que los datos obtenidos experimentalmente se ajustan bastante bien al modelo exponencial y al modelo de Richardson et. al., mientras que la desviación respecto al resto de modelos es mayor, principalmente para concentraciones altas de SS, para las que los modelos potencial,

Cho et.al (1) y Cho et.al (2) predice valores de velocidad mucho más elevados de lo observado.

Cuando se compara SCR/N $(cm/min)^2$, en el gráfico 3, los modelos de Richardson et. al. y exponencial destacan sobre el resto de los modelos, al tener valores inferiores al resto. Para el modelo de Richardson et. al. los valores de la SCR/N , están dentro de un rango comprendido entre 0,0025 y 2,5385 $(cm/min)^2$, mientras que para el modelo exponencial, el rango es menor, con valores de 0,0026 a 1,2806 $(cm/min)^2$.

Para poder comparar los modelos se ha calculado también la media del cuadrado de los residuos de cada uno de los modelos. Si se observa en la tabla 26, el valor medio más pequeño de la SCR/N es de 0,1899 $(cm/min)^2$ para el modelo de Richardson et. al., seguido por el modelo exponencial con un valor de 0,2086 $(cm/min)^2$. Si además se tiene en cuenta que la distribución de los residuos es más aleatoria en estos dos modelos, se concluye hasta aquí, que es mejor realizar el ajuste para la velocidad de sedimentación con el modelo exponencial o con el modelo de Richardson et. al.

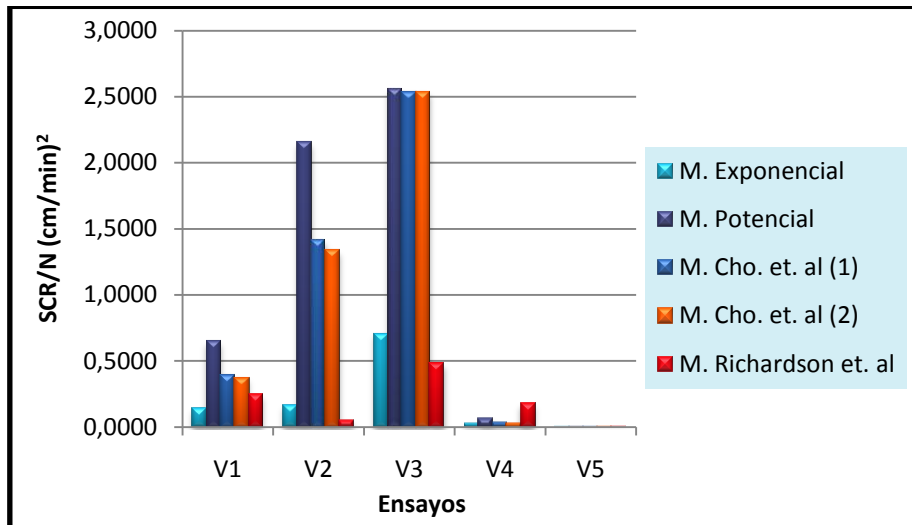


Gráfico 3. SCR/N $(cm/min)^2$ de los cinco ensayos de velocidad de sedimentación del fango activado representados en los cinco modelos.

Sin embargo, otros parámetros que ayudan a tomar la decisión respecto al comportamiento de los datos, son la desviación típica de cada parámetro obtenida de la regresión realizada.

En los Gráficos 4 y 5, se representa el error relativo en la estimación de los parámetros k y n (resultado de dividir la desviación típica del parámetro por el valor de la

estimación de dicho parámetro) en cada uno de los ensayos, agrupados en los cinco modelos.

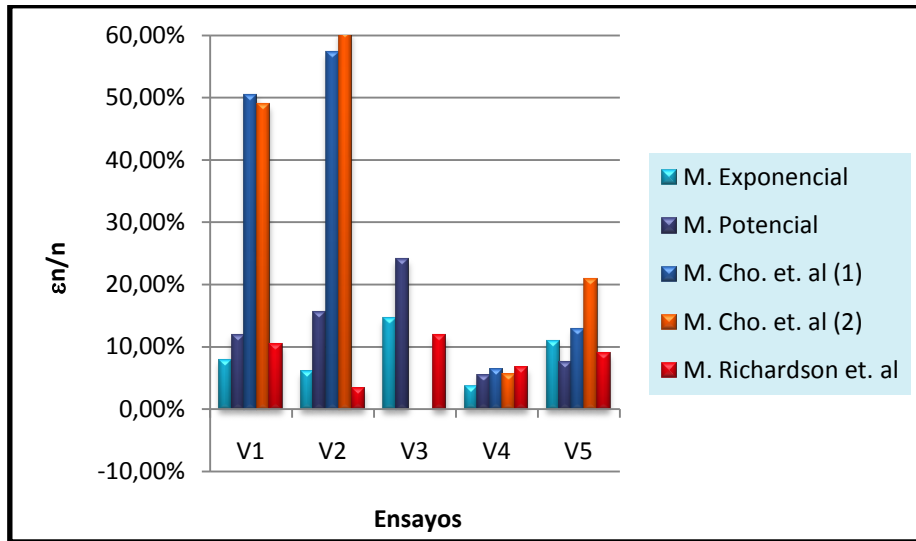


Gráfico 4. ϵ_n/n de los cinco ensayos de velocidad de sedimentación del fango activado representados en los cinco modelos.

Destacan por tener los menores errores relativos del parámetro n los modelos exponencial, potencial y de Richardson et. al., aunque en el ensayo 4(V4) el valor de ϵ_n/n es similar para todos los modelos.

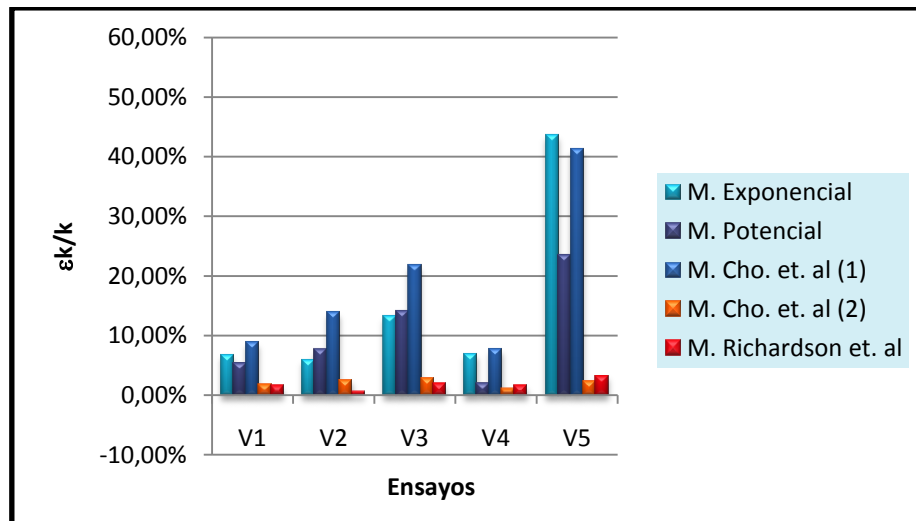


Gráfico 5. ϵ_k/k de los cinco ensayos de velocidad de sedimentación del fango activado representados en los cinco modelos.

Mientras que para los valores de ϵ_k/k , destacan los modelos de Cho et. al (2) y de Richardson et. al. Sin embargo el modelo 4 anteriormente no destacó en el análisis.

Por tanto, se observa que los valores más bajos de error relativo se corresponden con con el modelo de Richardson et. al., en el caso de n y con los modelos de Cho et. al (2) y Richardson et. al. en el caso de k . Desde este punto de vista el modelo de Richardson et. al. es el que presenta una mejor respuesta estadística para el grupo de ensayos.

Finalmente queda analizar el resultado del P-valor de los parámetros, se rechaza la hipótesis nula si el valor p asociado al resultado observado es igual o menor que el nivel de significación establecido, convencionalmente 0,05 ó 0,01, punto que se llama potencia del contraste. Es decir, el valor p nos muestra la probabilidad de haber obtenido el resultado que hemos obtenido si suponemos que la hipótesis nula es cierta. Si el valor p es inferior a la potencia del contraste nos indica que lo más probable es que la hipótesis de partida sea nula, es decir el valor del parámetro es distinto de cero y por lo tanto es significativo.

En el gráfico 6, se observa que existen valores del p -valor en los modelos exponencial, potencial y de Cho et. al (1) mayores al nivel de significación, primero 0,01 y luego 0,05. Aceptando la hipótesis nula para estos casos.

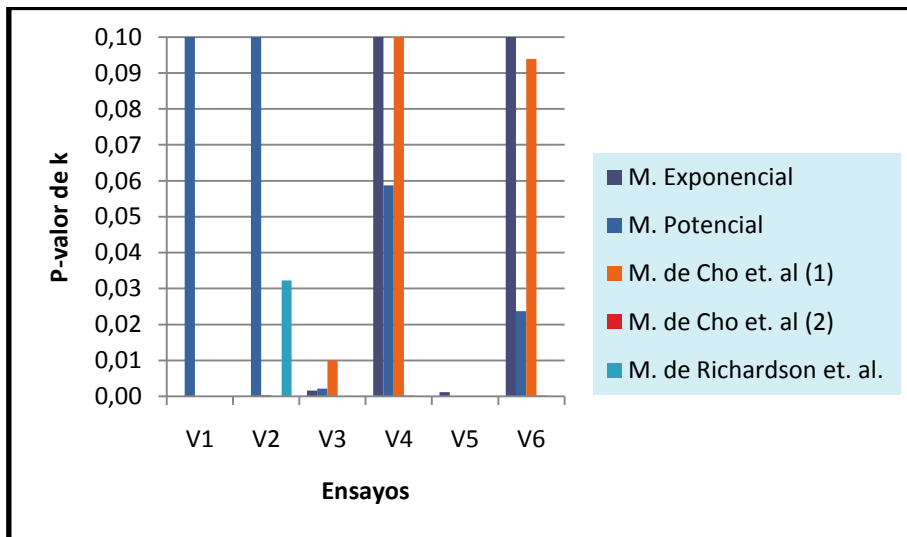


Gráfico 6. P-valor del parámetro k de los cinco ensayos de velocidad de sedimentación del fango activado representados en los cinco modelos.

Sucede lo mismo para el p -valor de n , en los modelos de Cho et. al (1) y Cho et. al (2). Mientras que para los modelos exponencial, potencial y de Richardson et. al. se rechaza la hipótesis nula, puesto que el valor p asociado al resultado observado es

igual o menor que el nivel de significación establecido, por lo que es probable que la hipótesis de partida sea falsa.

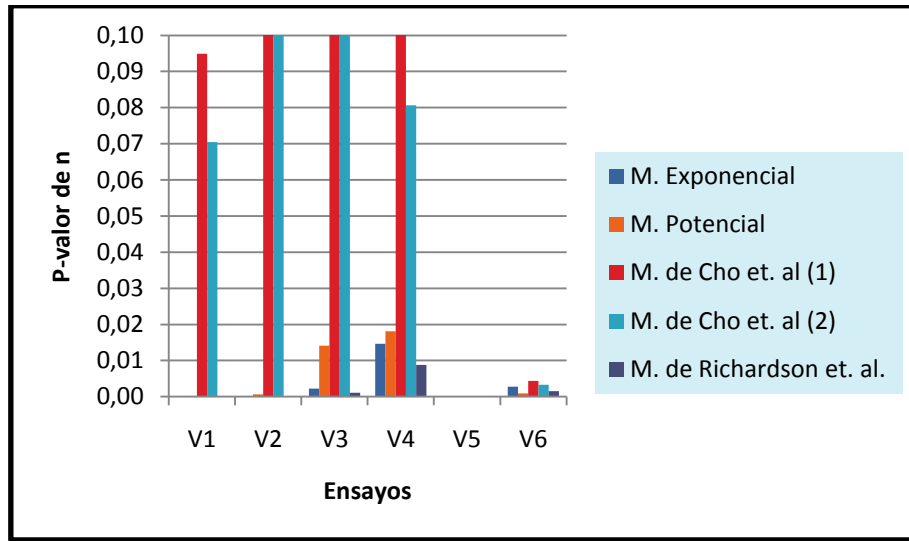


Gráfico 7. P-valor del parámetro n de los cinco ensayos de velocidad de sedimentación del fango activado representados en los cinco modelos.

Por tanto desde el punto de vista estadístico el mejor modelo es el modelo de Richardson et al., seguido por el modelo exponencial. Los dos modelos presentan los valores más altos del coeficiente R^2 y los menores valores de la SCR/N, siendo correcta la distribución de los residuos. Además los parámetros obtenidos en los ajustes realizados para el modelo de Richardson et. al. tienen errores relativos pequeños y superar el contraste con el p-valor de la hipótesis nula, es decir, en todos los casos los valores de los parámetros son significativos.

El modelo de Richardson et. al., tiene la ventaja de poder relacionar sus parámetros con las características de los flóculos (tamaño y porosidad del flóculo). El modelo exponencial tiene la ventaja de ser el modelo más utilizado en tratamiento de aguas residuales para describir la velocidad de sedimentación zonal.

4.2.2 Variación del comportamiento del fango activado original

En el gráfico 8 se muestran las velocidades de sedimentación en función de la concentración de sólidos suspendido y su ajuste para el modelo exponencial de seis ensayos realizados entre el 21 de septiembre al 22 de diciembre. Se puede observar en un corto periodo de tiempo se ha producido una gran variabilidad en las características de sedimentabilidad del fango activado de la depuradora del Carraixet.

Este aspecto es importante tenerlo en cuenta a la hora de estudiar el efecto de la adición de cloruro férrico en la velocidad de sedimentación de los fangos.

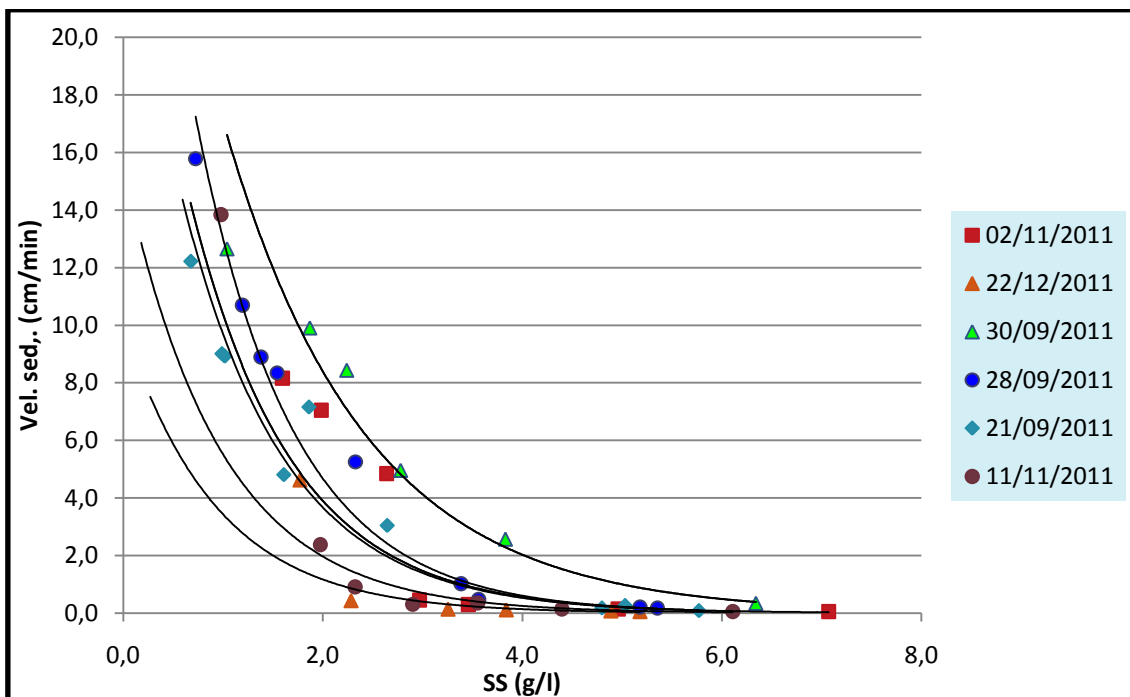


Gráfico 8. Ajuste a un modelo exponencial, de los cinco ensayos realizados con fango biológico de la depuradora del Carraixet.

4.3 ESTUDIO DE LA INFLUENCIA DE LA ADICIÓN DE CLORURO FÉRRICO EN LA VELOCIDAD DE SEDIMENTACIÓN DEL FANGO ACTIVADO Y EN LA CALIDAD DEL SOBRENADANTE

En este apartado se estudia la influencia de la adición de cloruro férrico en la velocidad de sedimentación zonal del fango activado considerando tres posibilidades:

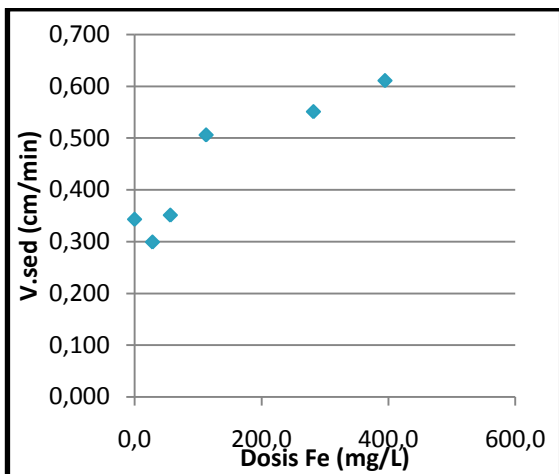
- Adición del cloruro férrico sin ajustar el pH.
- Adición del cloruro férrico ajustando el pH a 6, 7 y 8 durante el proceso de coagulación.
- Adición del cloruro férrico previamente neutralizado a pH 7

También se estudia el efecto producido por la adición del cloruro férrico en el pH, concentración de Fe^{3+} , concentración de fosfatos y turbidez final en el sobrenadante.

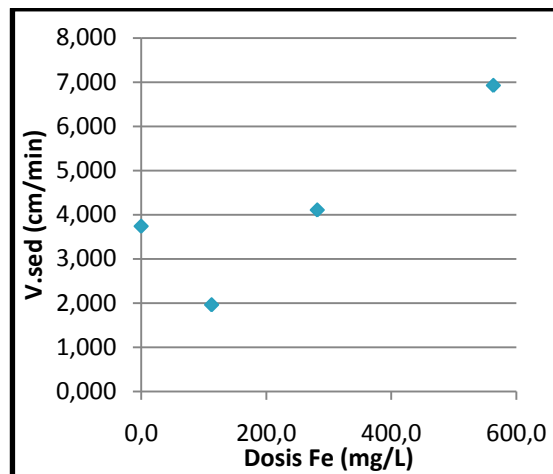
4.3.1 Adicción de cloruro férrico sin ajustar el pH

4.3.1.1 Velocidad de sedimentación del fango activado sin ajustar el Ph.

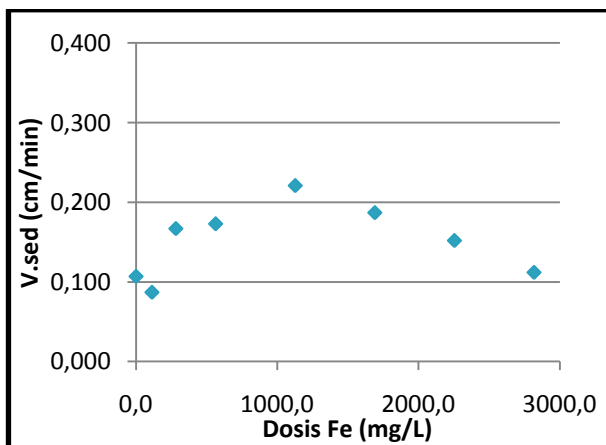
Las gráficas siguientes muestran los resultados obtenidos al aplicar la solución de $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ al fango activado, en tres ensayos según la tabla 27 y las curvas de sedimentación del Anexo 3.2.



A) 06/10/2011 ($\text{SS}_0 = 3,5 \text{ g/L}$)



B) 06/10/2011 ($\text{SS}_0 = 1,69 \text{ g/L}$)



C) 14/10/2011 ($\text{SS}_0 = 3,5 \text{ g/L}$)

Gráfico 9. Velocidad de sedimentación del fango activado, tras aplicar distintas dosis de coagulante $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$.

FECHA	Dosis Fe (ml)	Dosis Fe (mg/L)	SS (g/L)	Vel. Sed. (cm/min)	V ₃₀ (ml)
06/10/2011 (A)	0	0,0	3,5	0,343	698,5
	0,5	28,2	-----	0,299	737,3
	1	56,3	-----	0,351	698,5
	2	112,7	-----	0,506	608,9
	5	281,7	-----	0,551	605,9
	7	394,4	-----	0,611	549,2
06/10/2011 (B)	0	0,0	1,69	3,739	205,8
	2	112,7	-----	1,962	271,6
	5	281,7	-----	4,106	247,7
	10	563,5	-----	6,923	211,9
14/10/2011 (C)	0	0,0	3,5	0,107	910,4
	2	112,7	-----	0,087	934,3
	5	281,7	-----	0,167	850,7
	10	563,5	-----	0,173	853,7
	20	1126,9	-----	0,221	874,6
	30	1690,4	-----	0,187	859,7
	40	2253,9	-----	0,152	865,6
	50	2817,4	-----	0,112	910,4

Tabla 27. Aplicación del coagulante Cl₃Fe en el fango activado

Se observa un ligero descenso desde el punto inicial sin coagulante hasta el segundo punto (la primera dosificación de coagulante), esto sucede en los tres ensayos, pero este descenso es más marcado para en el ensayo que tiene menor concentración de sólidos suspendidos. Puesto que las velocidades de sedimentación son más altas a concentraciones de sólidos más bajas, cualquier modificación físico-química del fango activado que afecte a la velocidad de sedimentación será más notoria.

Luego se observa un ascenso de los valores de velocidad de sedimentación, para luego obtener una tendencia a disminuir la velocidad, a dosis altas de hierro (Caso C, del gráfico).

Por tanto a concentraciones adecuadas de Fe^{3+} , se mejora la velocidad de sedimentación del fango activado, y esto estaría explicado porque se estaría aumentando la capacidad del fango activado para retener partículas y materia coloidal en los flóculos, debido a que el mecanismo de la formación de complejos de hierro con compuestos orgánicos resultan en grandes estructuras amórficas del flóculo que tienen mayor densidad y por ende sedimentan más, pero el exceso de dosis de Fe^{3+} estaría debilitando el proceso de agregación de la formación de flóculos, repercutiendo en la velocidad de sedimentación del fango activado.

En el gráfico 10 se muestra la velocidad de sedimentación relativa (velocidad de sedimentación para una dosis de Cl_3Fe /velocidad de sedimentación sin adición de coagulante) en función de la dosis de Fe para las dosis en las que mejora la sedimentación del fango añadida.

Se puede observar que para los ensayos realizados con 3,5 g/L de sólidos suspendidos iniciales, se produce un incremento relativo en la velocidad de sedimentación entre 0,001 y 0,002 veces por miligramo de Fe/L añadido. Mientras que para una concentración de sólidos de 1.69 g/L se obtiene un valor de pendiente de 0.0015. Para una misma dosis de hierro añadido, el incremento relativo de la velocidad de sedimentación aumenta al disminuir la concentración de sólidos suspendidos.

No se ha estudiado con más detalle este caso debido a que el incremento en la velocidad de sedimentación se produce junto con un descenso brusco en el pH (ver apartado de análisis del sobrenadante), lo cual haría inviable los procesos biológicos en el reactor de fangos activados.

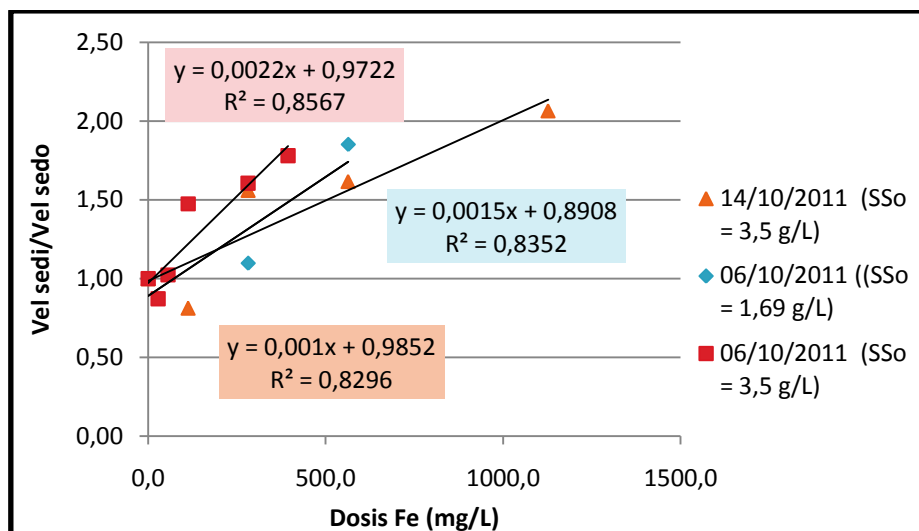


Gráfico 10. Ajuste lineal de la velocidad de sedimentación en función de la dosis de coagulante.

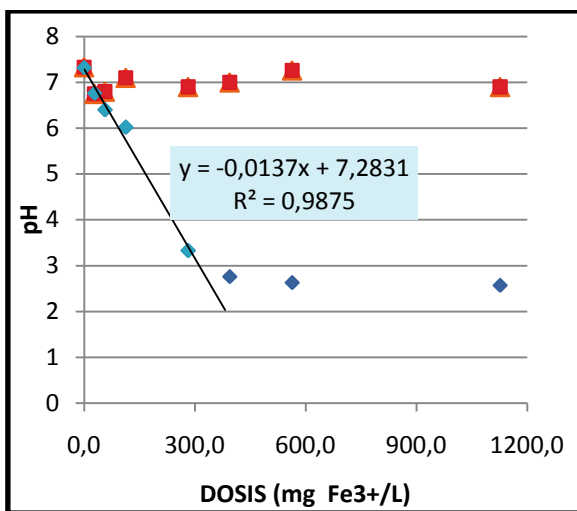
4.3.1.2 Análisis del Sobrenadante sin ajustar el pH

Para este grupo de ensayos se determinaron los parámetros de pH, temperatura y conductividad.

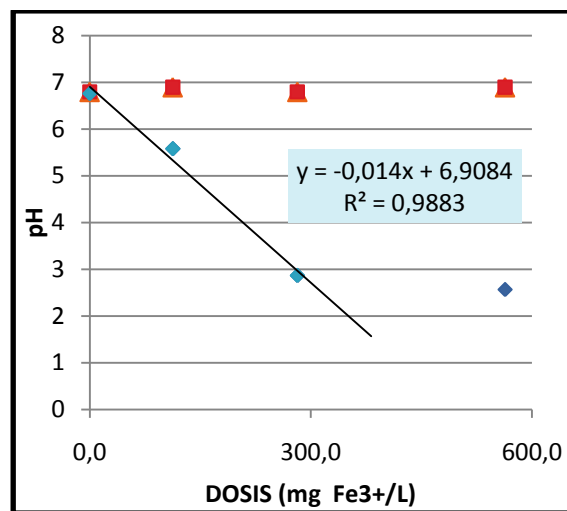
- pH

Las sales de Fe^{3+} son ácidas y como resultado de su dosificación en el fango activado, el pH del sistema dependerá de la dosis de coagulante y la alcalinidad del agua (capacidad tampón). El descenso del pH, cuando no hay alcalinidad, es todavía más pronunciado debido a la formación de ácidos fuertes (H_3O^+) que cuando ésta se halla presente (formación de ácidos débiles).

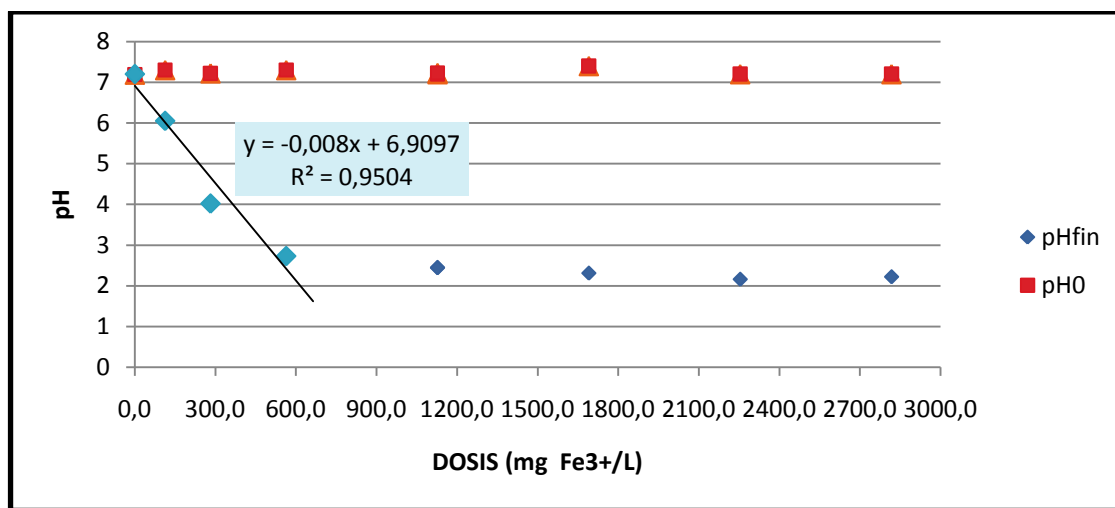
Con las dosis de coagulante ensayadas (en cantidades de 0 a 50ml/l, que corresponden a contenidos en Fe de 0 a 2817,4 mg Fe/L) el pH varió aproximadamente de 7 hasta 2. En el gráfico 11, se observa que hay dos regiones de comportamiento, en la primera el pH desciende linealmente (con un coeficiente de correlación r^2 superior a 0,95) al aumentar la dosis de coagulante, para luego pasar a una región donde el pH se mantiene estable alrededor de un valor de pH=2,5 para dosis superiores a 281 mg Fe /L de la solución.



06/10/2011 (SS₀ = 3,5 g/L)



06/10/2011 ((SS₀ = 1,69 g/L)



14/10/2011 (SS₀ = 3,5 g/L)

Gráfico 11. pH en función de la dosis de coagulante aplicado

Al aplicar la solución de coagulante directamente a concentraciones superiores a 281 mg Fe/L (equivalente a 5 ml de la solución) el pH disminuye considerablemente, esto puede conllevar a comprometer el proceso biológico, ya que la actividad biológica es óptima a pH entre 6 y 8.

El pH final afecta a la razón de transformaciones de unas especies en otras, durante estas reacciones se forman un número de complejos polinucleares, así el efecto de los iones metálicos trivalentes (Fe³⁺) sobre la coagulación no se produce por los iones mismos, sino por sus productos de hidrólisis.

Para pH tan bajos como los obtenidos a altas dosis de coagulante, prevalecerá el Fe en forma de ión. Puesto que las solubilidades de los hidróxidos de hierro disminuye

para pH bajos, disminuyendo las reacciones hidrolíticas (formación de hidroxocomplejos y polímeros hidroxometálicos), que se absorban sobre las sustancias poliméricas extracelulares del fango activado, hasta la formación de un precipitado de hidróxido metálico, es decir estaría existiendo un efecto no favorable para la coagulación y esto explica la razón del empeoramiento de la velocidad de sedimentación de los fangos activados, con estas dosis altas de coagulante.

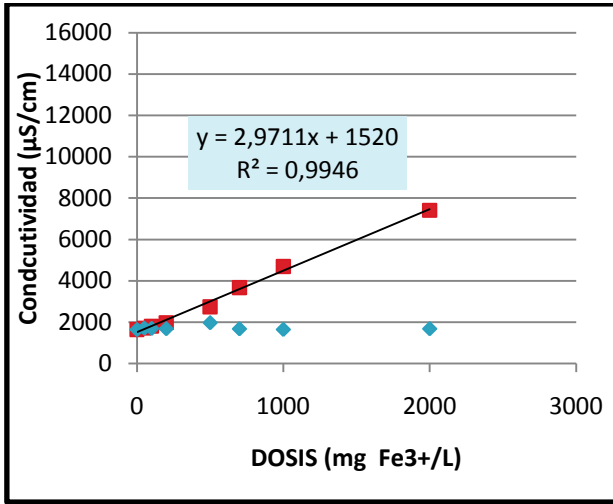
Aplicar el coagulante sin un proceso de corrección del pH tanto antes como después de la dosificación, además comprometerá el funcionamiento del tratamiento biológico, por tanto dicha forma de aplicarlo deberá ser muy cauta para no comprometer el pH óptimo del tratamiento biológico, ya que dosis pequeñas de coagulante ya varían rápidamente el pH de la solución según las expresiones lineales obtenidas en la gráfica 11.

Respecto a la temperatura, se registró valores con un promedio en los tres ensayos aproximadamente de 24,1 °C, siendo similares a la temperatura inicial del fango activado previa a los ensayos.

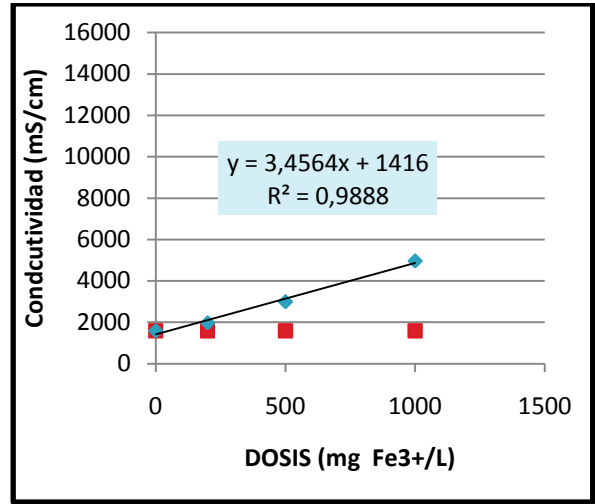
- **Conductividad**

La conductividad del fango activado antes del proceso de coagulación-floculación, rondó en valores próximos a 1450 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

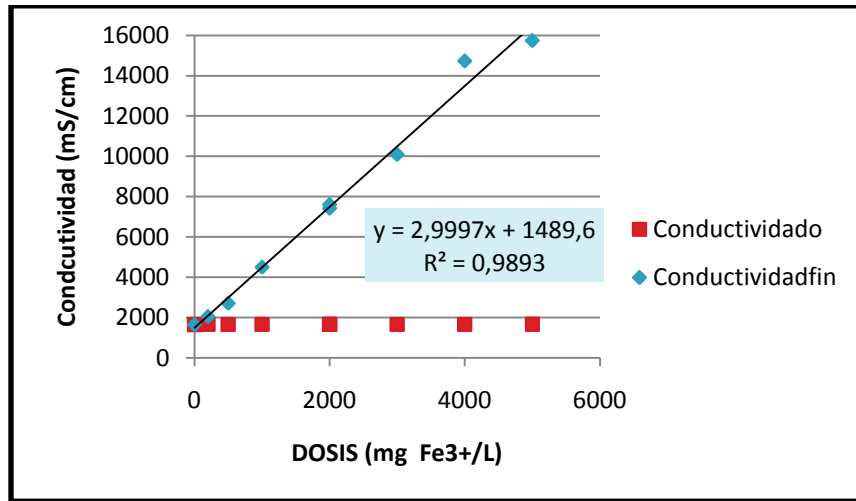
Debido a que la corriente eléctrica se transporta por medio de iones en solución, la conductividad del fango activado después de la aplicación del coagulante, aumenta conforme aumenta la concentración de iones debido a una mayor dosificación de coagulante (Gráfico 12). La conductividad final, que mide el contenido total de sales en el fango activado tras la dosificación de coagulante, responde en este caso a un comportamiento lineal ($r^2=0.98$), en función de la dosis de hierro añadida.



06/10/2011 (SS₀ = 3,5 g/L)



06/10/2011 ((SS₀ = 1,69 g/L)



14/10/2011 (SS₀ = 3,5 g/L)

Gráfico 12. Conductividad del fango activado en función de la dosis aplicada

4.3.2 Adición de cloruro férrico ajustando el pH a 6, 7 y 8 durante el proceso de coagulación

Los resultados de la aplicación de cloruro férrico en el fango activado y el ajuste posterior del pH con la adición de NaOH durante la coagulación, descritos en el apartado 3.2.2.5., se muestran a continuación.

4.3.2.1 Velocidad de sedimentación del fango activado, ajustando el pH a 7 después de la adición del coagulante

El resultado de los ensayos donde se corrigió el pH a 7 del fango activado tras la aplicación del coagulante se presenta en el gráfico 13, según la tabla 28 y el anexo 3.3.

Según las gráficas, se observa un resultado negativo en la velocidad de sedimentación, puesto que esta velocidad empeora conforme crece la dosis aplicada, y sobre todo este efecto es más notorio cuando se trabajó con una menor concentración de sólidos suspendidos en el fango activado (caso A y C) del gráfico 13.

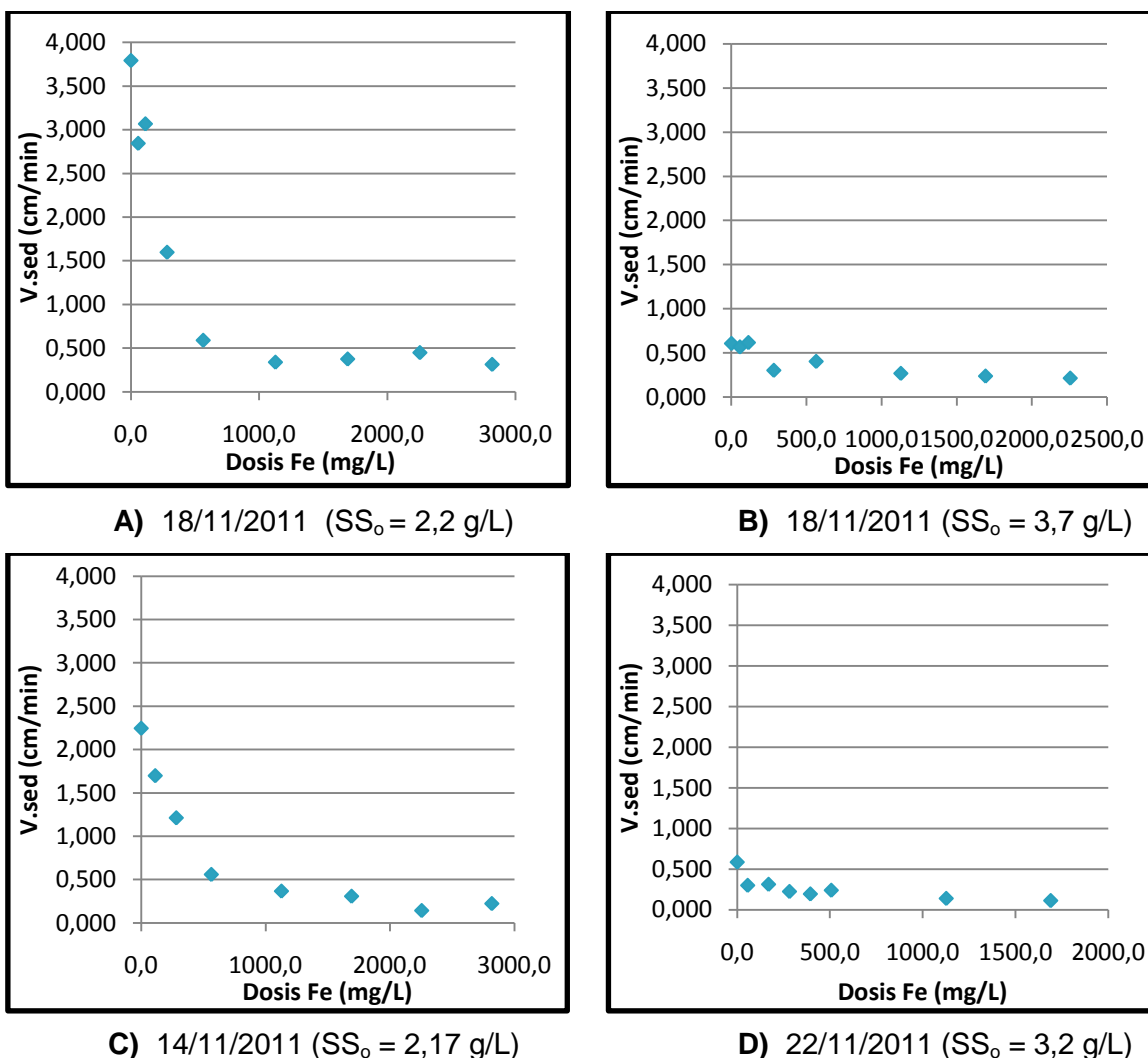


Gráfico 13. Velocidad de sedimentación del fango activado, tras aplicar distintas dosis de coagulante $FeCl_3 \cdot 6H_2O$ y corrigiendo el pH a 7 del fango activado tras la aplicación del coagulante, en 4 ensayos respectivamente.

FECHA	Dosis Fe (ml)	Dosis Fe (mg/L)	SS (g/L)	V.sed (cm/min)	V ₃₀ (ml)
18/11/2011 (SSo = 2,2 g/L)	0	0,0	2,2	3,793	289,5
	1	56,4	2,2	2,845	292,5
	2	112,7	2,3	3,068	301,4
	5	281,7	2,5	1,598	340,2
	10	563,5	2,6	0,591	537,3
	20	1126,9	3,5	0,340	695,5
	30	1690,4	4,3	0,376	665,6
	40	2253,9	5,5	0,450	614,9
	50	2817,4	6,5	0,315	755,2
18/11/2011 (SSo = 3,7 g/L)	0	0,0	3,7	0,607	546,2
	1	56,4	-----	0,568	582,1
	2	112,7	-----	0,618	537,3
	5	281,7	-----	0,304	725,4
	10	563,5	-----	0,405	668,7
	20	1126,9	-----	0,270	761,2
	30	1690,4	-----	0,239	716,4
	40	2253,9	-----	0,216	805,9
14/11/2011 (SSo = 2,17 g/L)	0	0,0	2,2	2,244	510,4
	1	56,4	2,3	0,114	892,5
	2	112,7	3,2	1,697	623,8
	5	281,7	2,5	1,211	394,0
	10	563,5	3,7	0,559	525,3
	20	1126,9	4,2	0,367	555,2
	30	1690,4	5,5	0,308	716,4
	40	2253,9	6,1	0,143	874,6
	50	2817,4	6,3	0,223	797,0
22/11/2011 (SSo = 3,2 g/L)	0	0,0	3,2	0,584	794,0
	1	56,4	3,3	0,299	740,3
	3	169,0	3,6	0,312	850,8
	5	281,7	4,4	0,224	850,7
	7	394,4	4,6	0,194	865,7
	9	507,1	5,3	0,239	835,8
	20	1126,9	6,0	0,139	889,5
	30	1690,4	7,0	0,112	755,2

Tabla 28. Fango activado y coagulante, neutralizado a pH 7 durante la coagulación

Representando la velocidad de sedimentación obtenida en cada dosis aplicada, respecto a la velocidad inicial (sin dosis de coagulante) en función de la dosis de coagulante, el comportamiento del fango responde a una expresión exponencial (Gráfico 14).

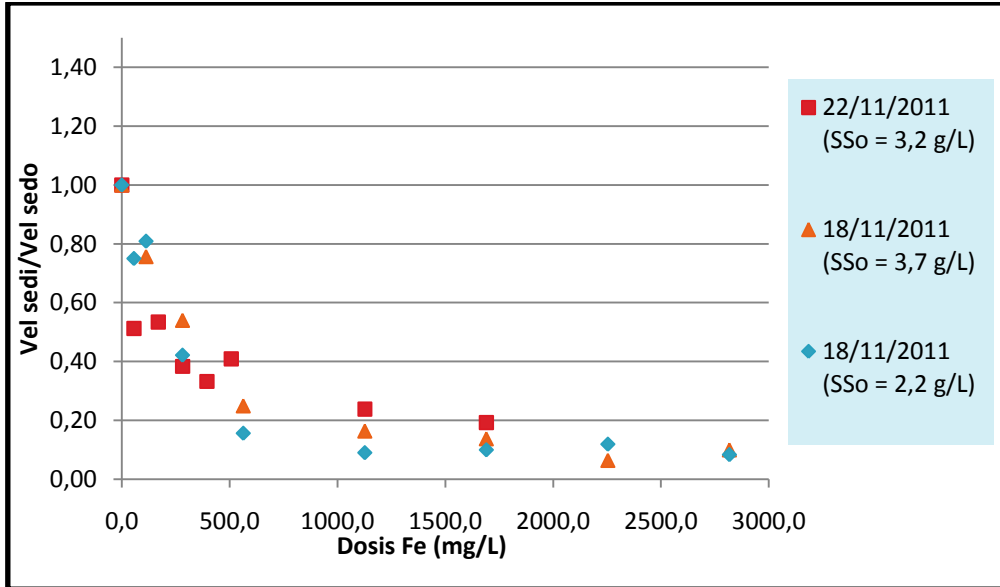


Gráfico 14. Ajuste exponencial de la velocidad de sedimentación en función de la dosis de coagulante, cuando se corrigió el pH del fango activado a 7.

Por lo tanto no se mejoró la velocidad de sedimentación, más bien la empeora hasta rangos de velocidad similares a los obtenidos a pH 6 y 8, como se verá a continuación.

4.3.2.2 Velocidad de sedimentación del fango activado, ajustando el pH a 6 después de la adición del coagulante

El resultado de los ensayos donde se corrigió el pH a 6 del fango activado tras la aplicación del coagulante se presenta en el gráfico 15, según la tabla 29 y el Anexo 3.3

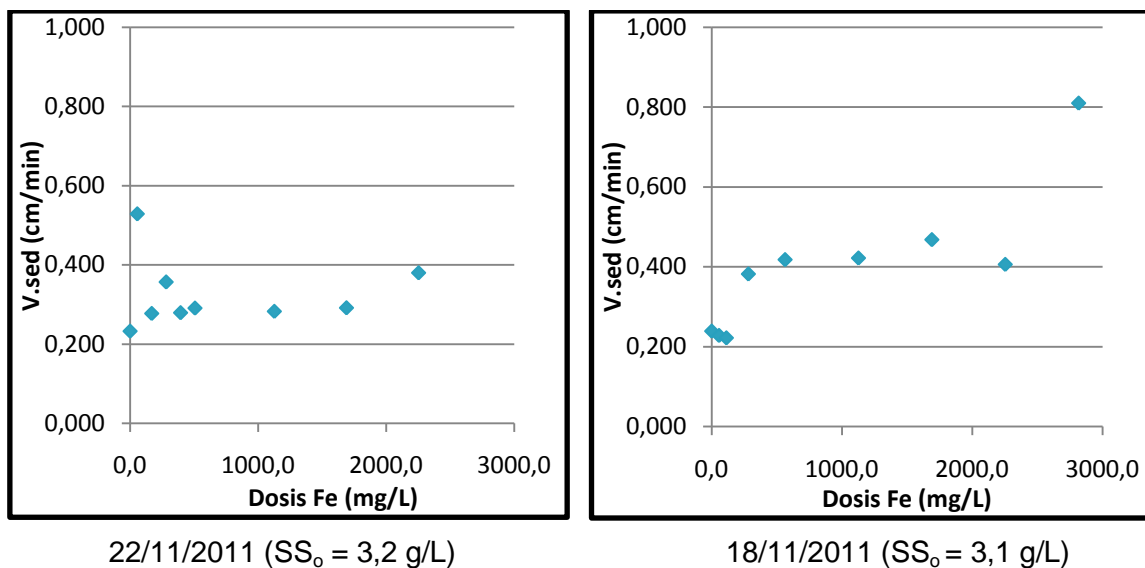


Gráfico 15. Velocidad de sedimentación del fango activado, tras aplicar distintas dosis de coagulante FeCl₃.6H₂O y corrigiendo el pH 6 del fango activado tras la aplicación del coagulante, en 2 ensayos respectivamente.

FECHA	Dosis Fe (ml)	Dosis Fe (mg/L)	SS (g/L)	V.sed (cm/min)	V30 (ml)
22/11/2011 (SS ₀ = 3,2 g/L)	0	0,0	3,2	0,233	794,0
	1	56,3	3,1	0,529	582,1
	3	169,0	3,5	0,278	761,2
	5	281,7	3,4	0,357	698,5
	7	394,4	4,7	0,279	761,2
	9	507,1	5,0	0,291	755,2
	20	1126,9	6,2	0,283	844,8
	30	1690,4	6,7	0,292	865,7
	40	2253,9	7,0	0,380	731,3
18/11/2011 (SS ₀ = 3,1 g/L)	0	0,0	3,1	0,239	800,0
	1	56,4	3,5	0,228	850,7
	2	112,7	3,9	0,222	826,8
	5	281,7	3,6	0,382	597,0
	10	563,5	3,8	0,418	659,7
	20	1126,9	4,9	0,422	650,7
	30	1690,4	6,1	0,468	597,0
	40	2253,9	6,4	0,406	661,1
	50	2817,4	7,4	0,810	561,2

Tabla 29. Fango activado y coagulante, neutralizado a pH 6 durante la coagulación

Cuando se ensayo corrigiendo el pH del fango activado a 6, se evidencia una mejora de la velocidad de sedimentación del fango, según el gráfico 16, la mejora de la velocidad llega hacer del orden de hasta dos veces la velocidad de sedimentación del fango original.

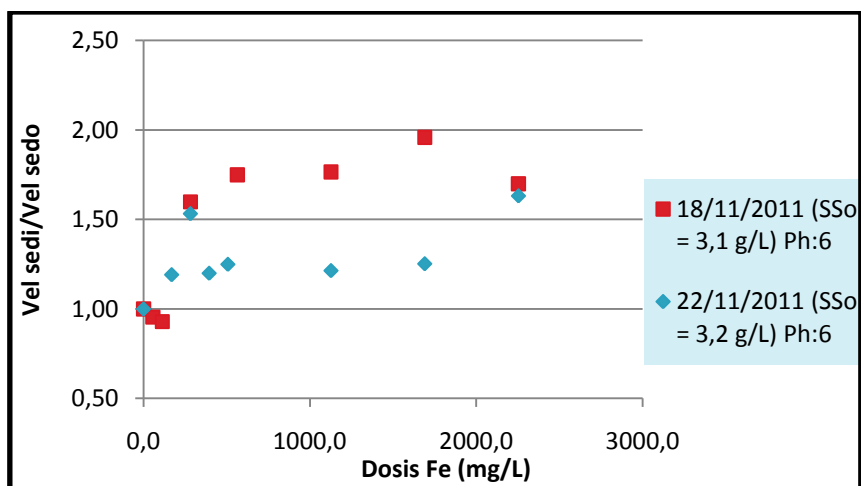


Gráfico 16. Velocidad de sedimentación/velocidad de sedimentación del fango inicial en función de la dosis de coagulante, cuando se corrigió el pH del fango activado a 6.

Puesto que el mínimo de solubilidad del Fe^{3+} para un valor de pH 6, decrece hasta casi valores nulos de concentración de iones Fe^{3+} , según se mencionó con las figuras 11 y 12 de la Revisión Bibliográfica, donde se relaciona la cantidad total de especies solubles en equilibrio con los sólidos suspendidos del fango activado. Por tanto los resultados de ensayar con valores de pH 6 en el fango activado, no estaría existiendo la formación de los hidróxidos metálicos y por ende no habrían precipitados que puedan ser adsorbidos en el fango activado y que puede desestabilizar los coloides cargados negativamente por neutralización de la carga, afectando negativamente a la velocidad de sedimentación del fango activado.

Los datos obtenidos, no responden a una tendencia lineal u otra. Se considera por tanto que ajustando el pH a 6, la velocidad de sedimentación responde arbitrariamente en función de la dosis de coagulante.

4.3.2.3 Velocidad de sedimentación del fango activado, ajustando el pH a 8 después de la adición del coagulante

El resultado del ensayo donde se corrigió el pH a 8 del fango activado tras la aplicación del coagulante se presenta en el gráfico 17 según la tabla 30 y el Anexo 3.3.

Los resultados no fueron significativos corrigiendo el pH del fango activado a 8, se realizó solamente un ensayo (gráfico 16). Donde se observa que no hay una respuesta de la velocidad de sedimentación del fango activado tras la aplicación del coagulante.

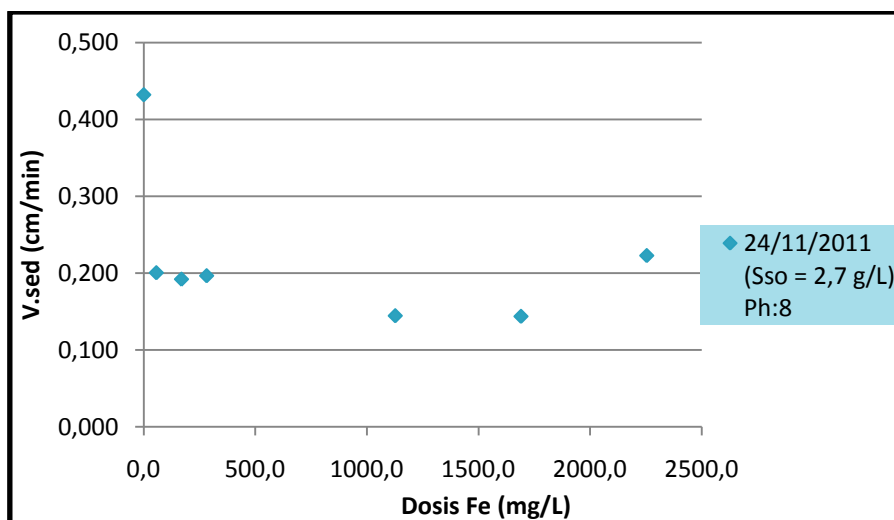


Gráfico 17. Velocidad de sedimentación del fango activado, tras aplicar distintas dosis de coagulante $FeCl_3 \cdot 6H_2O$ y corrigiendo el pH 8 del fango activado tras la aplicación del coagulante.

FECHA	Dosis Fe (ml)	Dosis Fe (mg/L)	SS (g/L)	V.sed (cm/min)	IV30 (ml)
24/11/2011 (Sso = 2,7 g/L)	0	0,0	2,7	0,432	656,7
	1	56,3	3,6	0,201	847,7
	3	169,0	3,7	0,192	841,7
	5	281,7	3,8	0,197	725,3
	20	1126,9	5,7	0,145	886,5
	30	1690,4	7,7	0,144	889,5
	40	2253,9	8,2	0,223	817,9

Tabla 30. Fango activado y coagulante, neutralizado a pH 8 durante la coagulación

Con un mayor aumento del pH, la forma aniónica soluble $Me(OH)$ se convierte en dominante. A pH 8 no se puede producir desestabilización por neutralización de carga como sucedería cuando se trabaja con pH menores, sino que la coagulación se produce por adsorción o formación de enlaces de puente.

Sin embargo este proceso de adsorción no conduce a una mejora de la velocidad de sedimentación del fango en función de la dosificación de coagulante, por tanto tampoco es positivo el resultado encontrado.

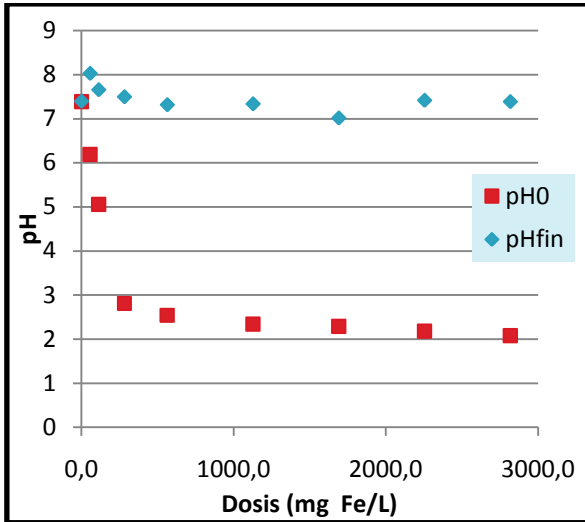
4.3.2.4 Análisis del sobrenadante ajustando el pH a 6, 7 y 8

La caracterización de los fangos activados para el conjunto de ensayos, en cuanto a pH, conductividad, turbidez, Fe^{3+} y fosfatos, se presenta a continuación.

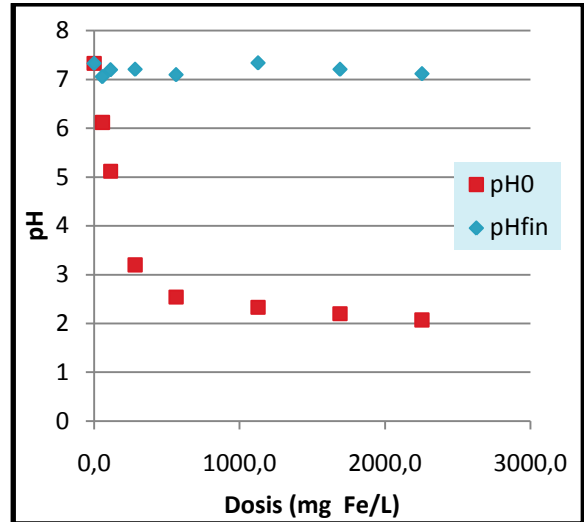
- **pH**

Se midió el pH al inicio del proceso de coagulación en cada vaso de precipitados que contenía el volumen a ensayar, después de añadir la dosis de coagulante, y se corrigió el pH con NaOH, en este caso a 7, 6 u 8.

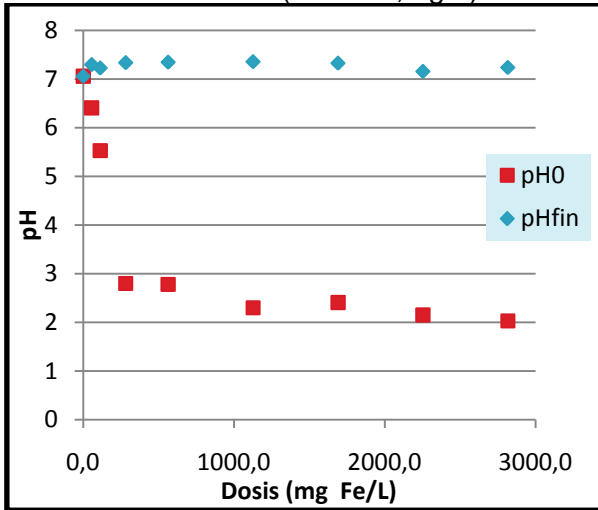
La gráfica 18, muestra los resultados obtenidos de la corrección del pH, obteniéndose una desviación típica menor a 0,09 para el pH final ajustado a 7.



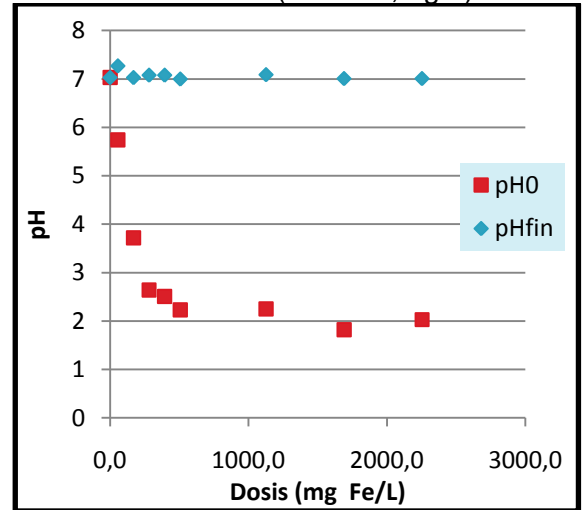
Media 7,16
Desv Típica 0,08
18/11/2011 (SSo = 2,2 g/L)



Media 7,18
Desv Típica 0,09
18/11/2011 (SSo = 3,7 g/L)



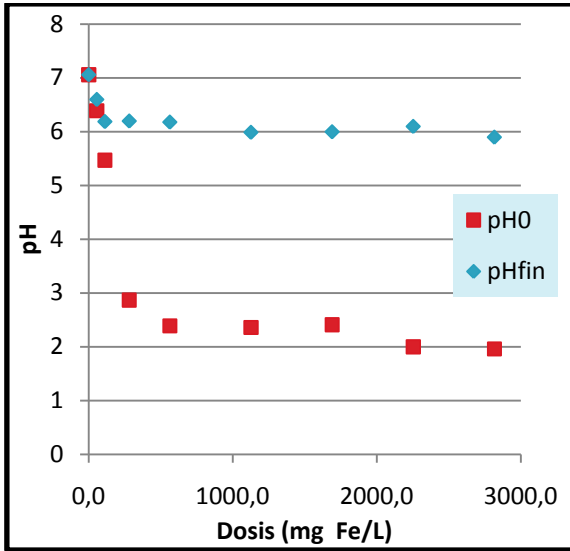
Media 7,29
Desv Típica 0,07
14/11/2011 (SSo = 2,2 g/L)



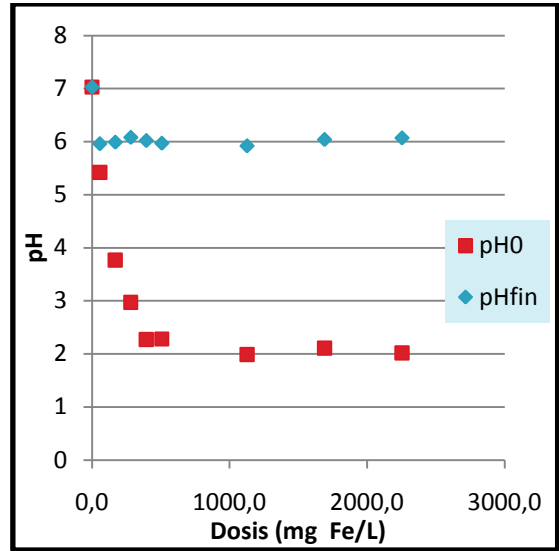
Media 7,07
Desv Típica 0,08
22/11/2011 (SSo = 3,2 g/L)

Gráfico 18. pH inicial y final del fango activado (tras la aplicación del coagulante y ajustando a 7), en función de la dosis aplicada

La gráfica 19, muestra los resultados obtenidos de la corrección del pH a 6, obteniéndose una desviación típica promedio de 0,28.



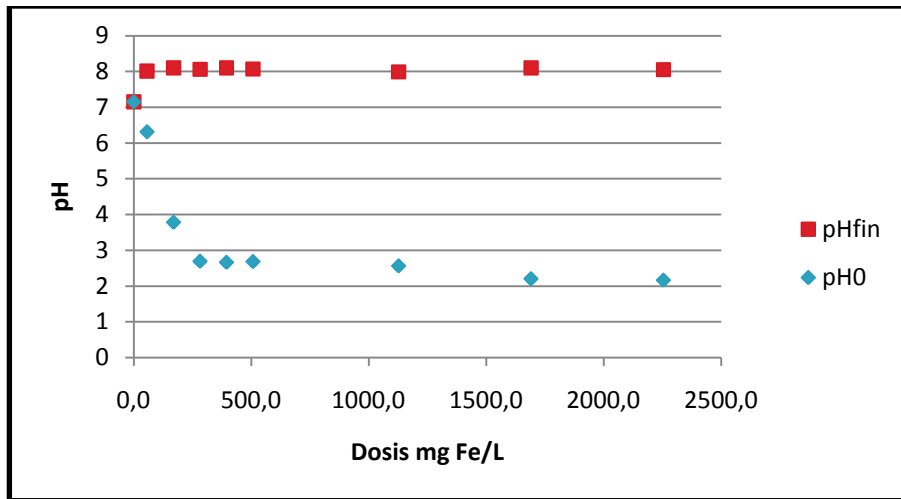
Media 6,15
 Desv Típica 0,21
 22/11/2011 (SSo = 3,2 g/L)



Media 6,12
 Desv Típica 0,35
 18/11/2011 (SSo = 3,1 g/L)

Gráfico 19. pH inicial y final del fango activado (tras la aplicación del coagulante y corriéndolo a 6), en función de la dosis aplicada.

La gráfica 20, muestra la corrección del pH a 8, obteniéndose una desviación típica promedio de 0,04.



24/11/2011 (SSo=2,7 g/L)
 Media 8,06
 Desv Típica 0,04

Gráfico 20. pH inicial y final del fango activado (tras la aplicación del coagulante y ajustando a 8), en función de la dosis aplicada

• **Turbidez**

En la gráfica 21, se observa el resultado de la medición de la turbidez inicial (la que tiene el fango activado antes de la aplicación del coagulante) y la final (una vez aplicado el coagulante y realizado el ensayo de sedimentación) en los tres ensayos a pH 6, 7 y 8 respectivamente. Se observa que la turbidez final en el sobrenadante aumenta al aumentar la dosis de coagulante aplicada.

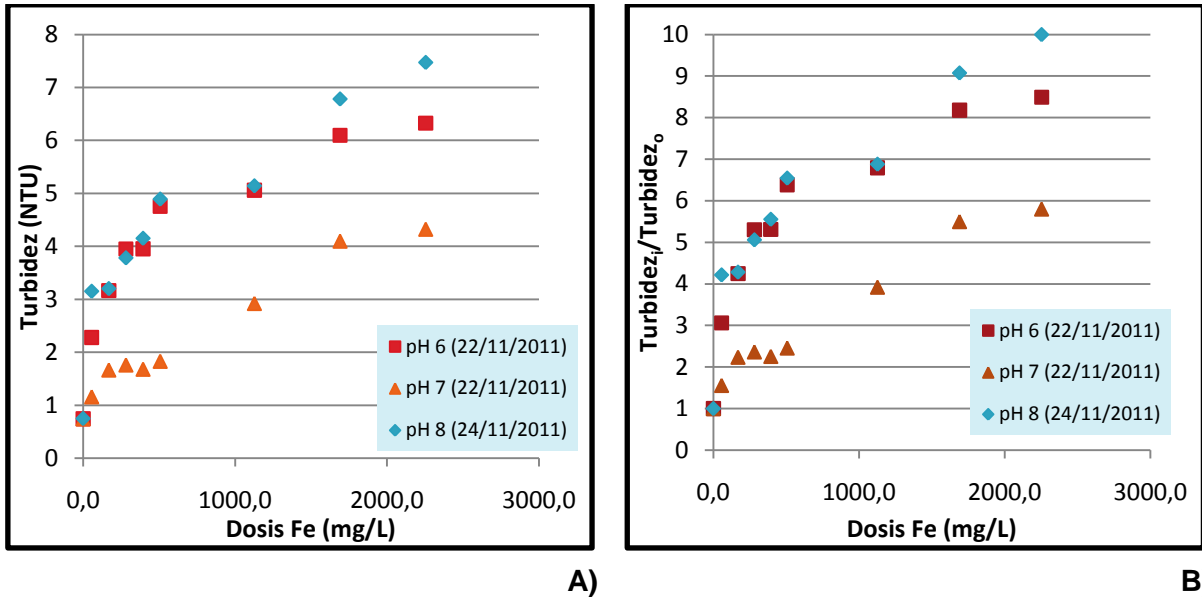


Gráfico 21. Turbidez del fango activado (tras la aplicación del coagulante y corriendo el pH a 6, 7 y 8 en tres ensayos).

La turbidez inicial para los tres ensayos mostrados arriba, tenía un valor promedio de 0,74 NTU. El resultado de la aplicación del coagulante y su corrección a los tres valores de pH, dan evidencia de que la turbidez final, una vez concluido el ensayo de sedimentación, aumenta conforme aumenta la dosis aplicada. Como se observa en el gráfico 20-B, este aumento es mayor con pH 8, aumentando el valor de la turbidez hasta 10 veces el valor inicial (la turbidez del fango original) con la mayor cantidad de dosis aplicada (40ml/L que equivalen a 2253,9 mg Fe/L). El efecto de la turbidez en el ensayo regulado a pH 6 es parecido al ensayo con pH 8. Mientras que para el ensayo corrigiendo el pH a 7, el empeoramiento de la turbidez es menor, se observa un aumento de la turbidez inicial de hasta seis veces su valor con dosis de 40ml/L de fango activado.

El aumento de la turbidez se puede explicar en parte por el aumento de la concentración de Fe en el sobrenadante debido a la coloración que aporta al agua el coagulante.

- **Determinación de Fe³⁺**

Los resultados de la determinación de Fe³⁺ se muestra en el gráfico 22.

A medida que aumenta la dosis de coagulante, el contenido de Fe³⁺ en el sobrenadante aumenta, puesto que el hierro tiene una fuerte tendencia a formar complejos insolubles con un gran número de ligandos especialmente con moléculas polares y con grupos funcionales como hidroxilo o carboxilo, esta formación de complejos, depende de la cantidad de iones Fe³⁺ pero también la cantidad de iones (OH) presente en el fango activado, que está en función del pH del mismo.

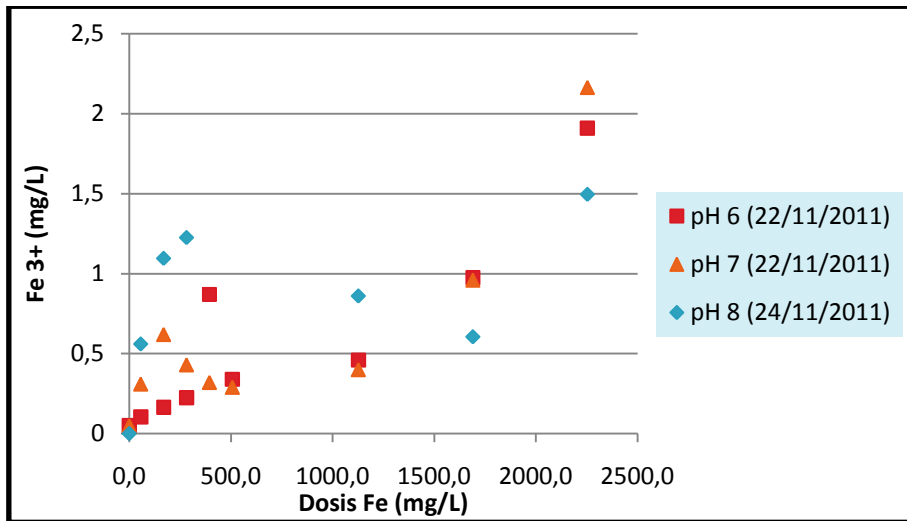


Gráfico 22. Fe³⁺ (mg/L) del fango activado (tras la aplicación del coagulante y corriendo el pH a 6, 7 y 8 en tres ensayos).

- **Determinación de Fosfatos**

En la gráfica 23, se observa el resultado de la medición de los fosfatos al inicio y al final (una vez aplicado el coagulante y realizado el ensayo de sedimentación) en tres ensayos a pH 6, 7 y 8 respectivamente. Se observa que hay una respuesta favorable en la eliminación de fosfatos en función de la dosis y en los tres rangos de pH.

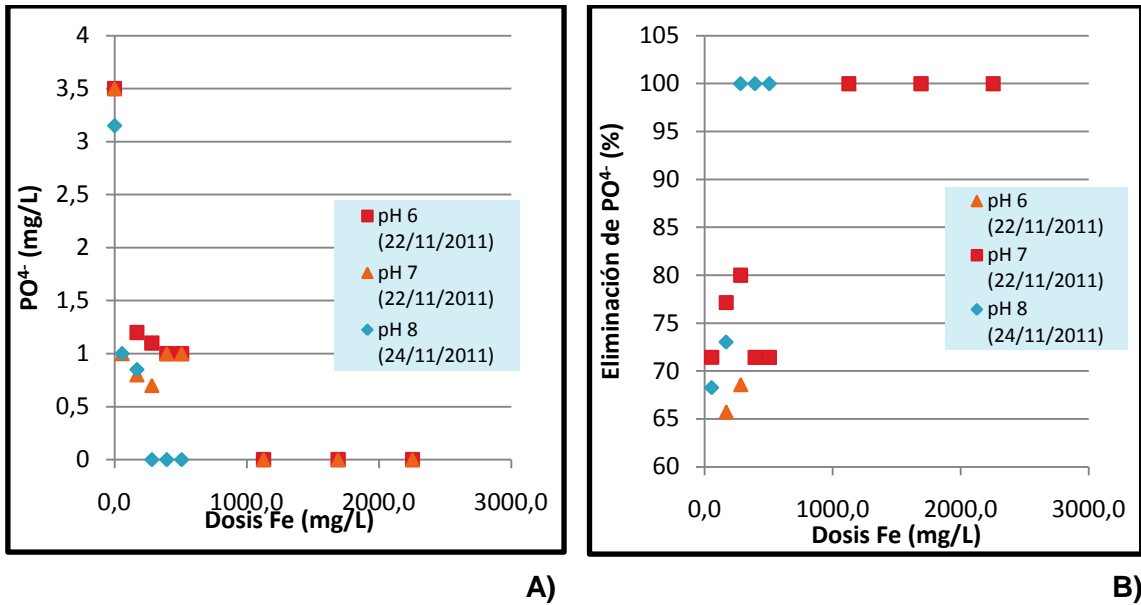


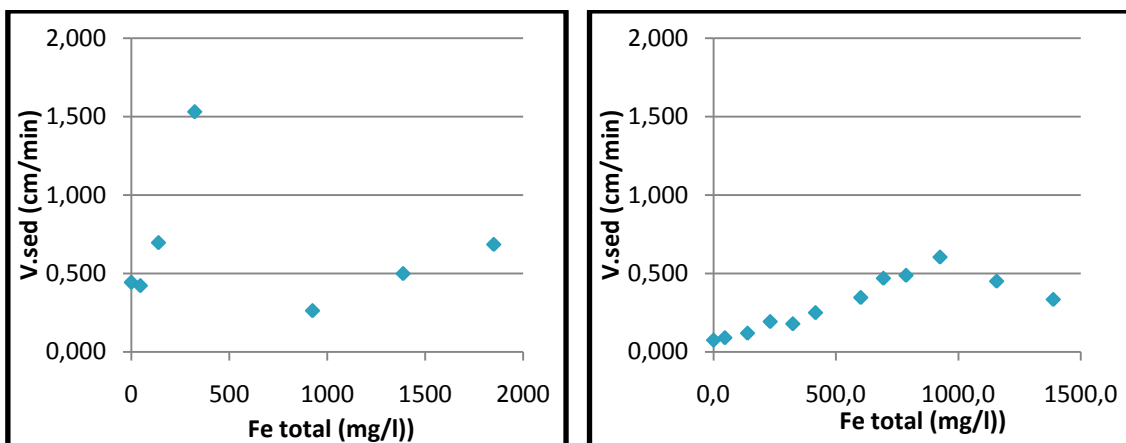
Gráfico 23. A) Fosfatos del fango activado (tras la aplicación del coagulante y corriendo el pH a 6, 7 y 8 en tres ensayos) B) Porcentaje de eliminación de fosfatos en función de la dosis y pH ajustado.

Con la dosis de 56.3 mg de Fe (1ml/L de la solución de coagulante) ya se elimina el fósforo a cantidades inferiores a 1 mg PO₄⁻/L, es decir se elimina el 75% de los fosfatos presentes. A partir de aquí a dosis mayores se eliminan todos los fosfatos presentes en el fango activado.

4.3.3 Adición del cloruro férrico previamente neutralizado a pH 7.

4.3.3.1 Velocidad de sedimentación del fango activado ajustado previamente el pH del FeCl₃ a 7.

El resultado de los ensayos donde se aplicó el coagulante previamente neutralizado a pH 7 se presenta en el gráfico 24 según la tabla 31 y el Anexo 3.4.



24/11/2011 (SSo = 2,66 g/L)

28/11/2011 (SSo=4,88 g/L)

Gráfico 24. Velocidad de sedimentación del fango activado, tras aplicar distintas dosis de coagulante $FeCl_3 \cdot 6H_2O$ previamente neutralizado con $Na(OH)$.

En el gráfico 24 se observa que inicialmente se incrementa la velocidad de sedimentación al aumentar la dosis de coagulante. La velocidad de sedimentación desciende posteriormente a partir de una determinada dosis de coagulante añadido, esta dosis depende de la concentración de sólidos suspendidos iniciales.

FECHA	Dosis Fe (ml)	Dosis Fe (mg/L)	SS (g/L)	V.sed (cm/min)	V ₃₀ (ml)
24/11/2011 (SSo = 2,66 g/L)	0	0	2,66	0,445	656,7
	1	46,3	2,75	0,423	695,5
	3	138,8	2,62	0,697	507,4
	5	231,3	2,97	1,935	370,1
	7	323,8	3,14	1,530	355,2
	20	925	6,15	0,264	762,1
	30	1387,5	7,25	0,500	631,9
	40	1850	7,96	0,686	522,4
28/11/2011 (SSo=4,88 g/L)	0	0,0	4,89	0,075	931,3
	1	46,3	4,74	0,090	916,4
	3	138,8	5,08	0,119	892,5
	5	231,3	5,11	0,193	844,7
	7	323,8	5,17	0,179	847,7
	9	416,3	5,50	0,250	820,8
	13	601,3	5,46	0,347	782,1
	15	693,8	5,83	0,469	611,9
	17	786,3	6,14	0,488	602,9
	20	925,0	6,71	0,604	555,2
	25	1156,3	6,73	0,450	629,8
	30	1387,5	6,84	0,334	710,4

Tabla 31. Aplicación del coagulante Cl_3Fe previamente neutralizado a pH 7.

En el gráfico 25 se representa la velocidad de sedimentación obtenida en cada dosis aplicada, respecto de la velocidad inicial (sin dosis de coagulante) en función de la dosis de coagulante, para el rango de dosis donde aumenta la velocidad.

Se puede observar que la velocidad de sedimentación crece linealmente para datos con ajuste del día 24/11/2011.

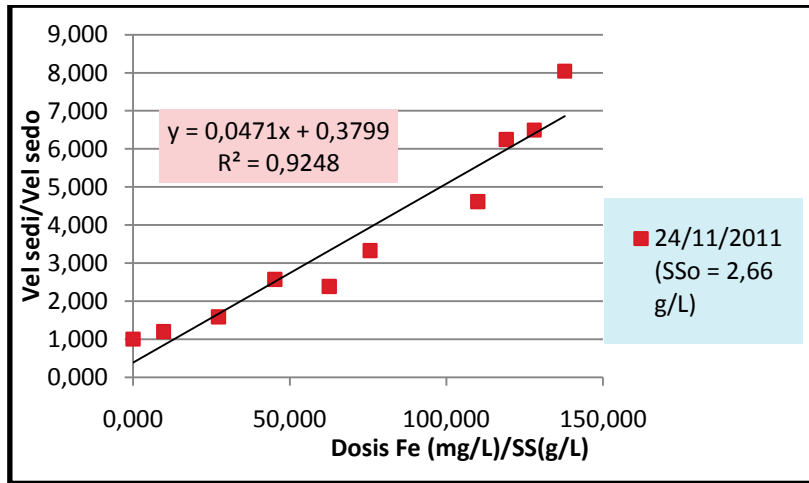


Gráfico 25. Ajuste lineal de la velocidad de sedimentación en función de la dosis de coagulante previamente neutralizado a pH 7.

4.3.3.2 Análisis del sobrenadante ajustado previamente el pH del FeCl₃ a 7.

Se presenta a continuación la caracterización de los fangos activados para el conjunto de ensayos con coagulante previamente neutralizado, en cuanto a pH, conductividad, turbidez, Fe³⁺ y fosfatos.

- **pH**

Los gráficos siguientes muestran el comportamiento del pH durante los ensayos, aplicando el coagulante previamente neutralizado, en cuatro ensayos realizados en distintos días.

Como se observa no hay un comportamiento definido del pH y más bien este se conserva al aplicarse el coagulante, se mantiene similar al pH inicial, por lo tanto no variará el comportamiento del fango activado original.

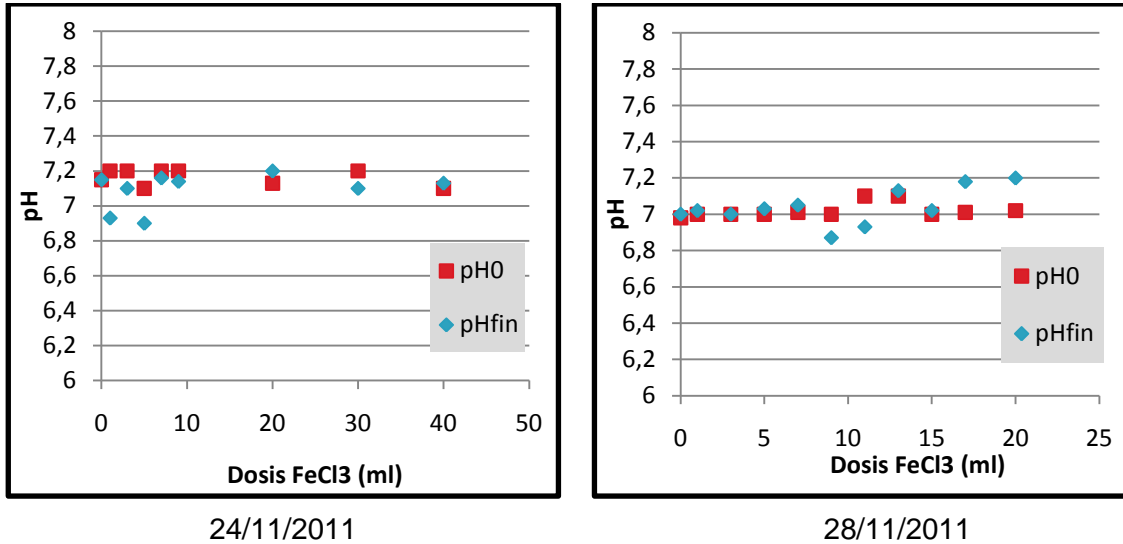


Gráfico 26. pH inicial y final del fango activado (tras la aplicación del coagulante neutralizado), en función de la dosis aplicada.

- **Fe³⁺ en el sobrenadante**

El gráfico 27, muestra el contenido de Fe³⁺ en función de la dosis de coagulante neutralizado previamente. Como puede observarse hay un bajo contenido de Fe³⁺ en el sobrenadante entre 0,03 y 0,3 mg de Fe³⁺/L, esto es debido a que se produce una formación de precipitados importante durante el proceso de neutralización del coagulante y durante el proceso de coagulación y floculación de los fangos activados, de tal manera que queda poco Fe³⁺ libre en el sobrenadante.

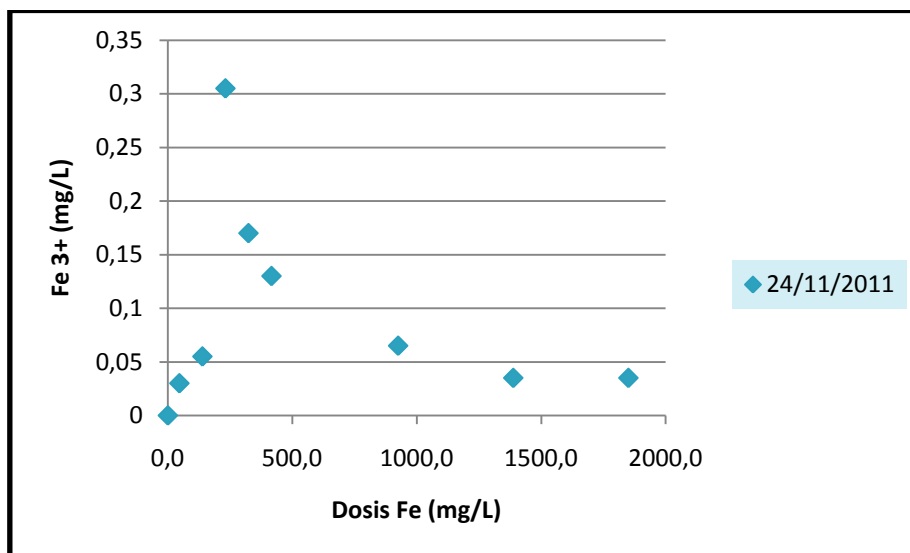


Gráfico 27. Contenido de Fe³⁺ en función de la dosis de coagulante (FeCl₃.6H₂O) neutralizado previamente

- **Turbidez residual en el sobrenadante**

La tendencia general, es que la turbidez en el sobrenadante disminuye conforme aumenta la dosis de coagulante aplicada a los fangos activados, este comportamiento se observa hasta dosis de aproximadamente 925,0 mg Fe/L, mientras que para dosis superiores como fue el caso del ensayo 24/11/2011, donde se trabajó con dosis de hasta 1850 mg Fe/L (equivalente a 40 ml de la solución del coagulante neutralizado previamente); se observa un ligero aumento de la turbidez en el sobrenadante (gráfico 28).

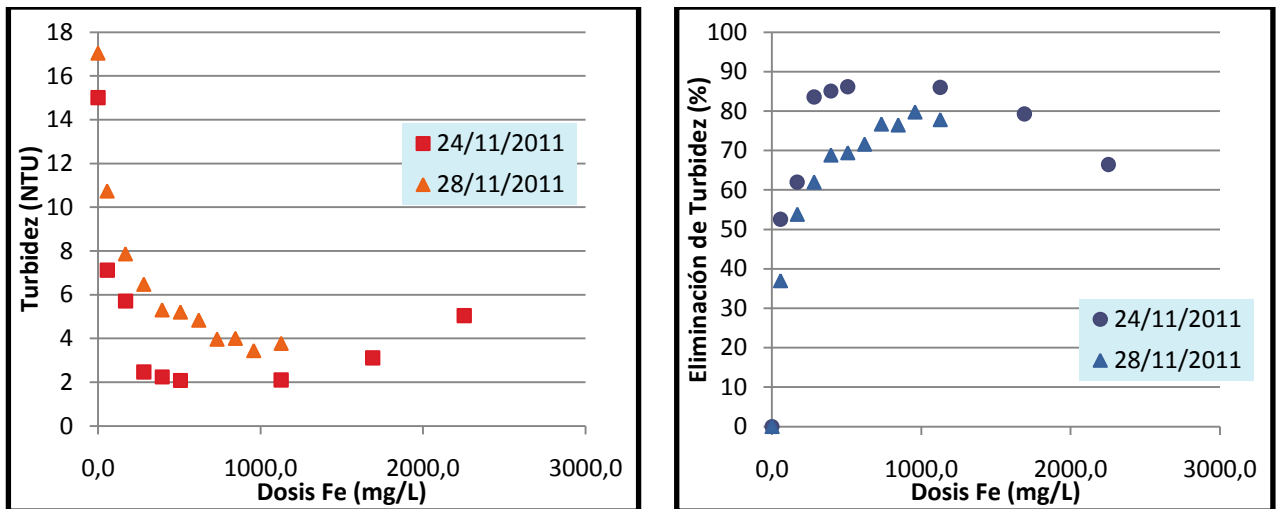


Gráfico 28. Turbidez del fango activado, inicial y final (tras la aplicación del coagulante previamente neutralizado).

- **Eliminación de fósforo en los fangos activados**

En la caracterización del sobrenadante, se determinó el contenido de fósforo original; entre un rango de 3,5 y 4,45 mg PO₄/L del conjunto de ensayos.

En el gráfico 29 se observa el comportamiento de la eliminación de fósforo en función de la dosis de FeCl₃.6H₂O, expresadas las dosis como el Fe total de la solución del coagulante, medido en laboratorio. Por tanto se puede observar que se necesitan cantidades considerables de coagulante neutralizado aproximadamente partir de una concentración de 200 mg Fe/L, para disminuir el valor inicial entre un rango de 0,7 a 1,8 mg PO₄/L, es decir para remover entre un 80-50% de los fosfatos presentes.

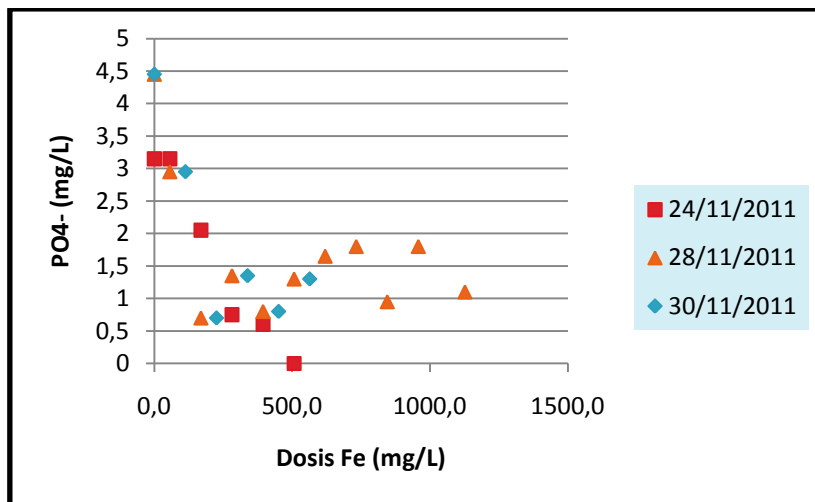
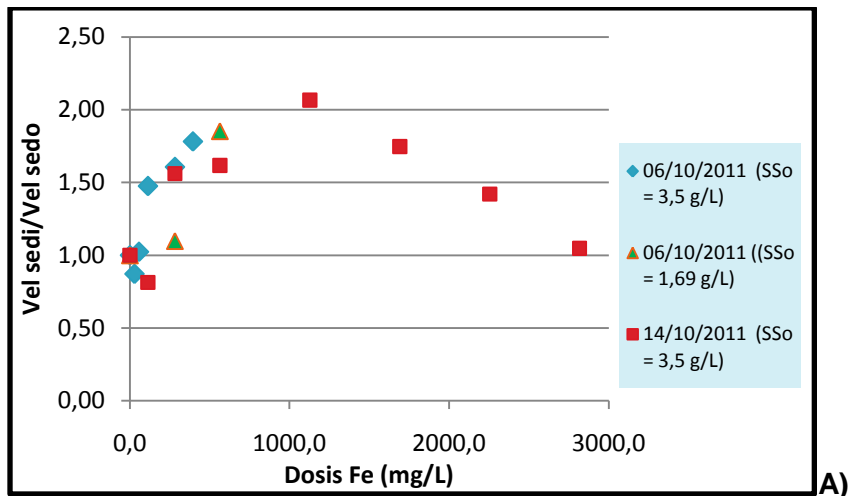


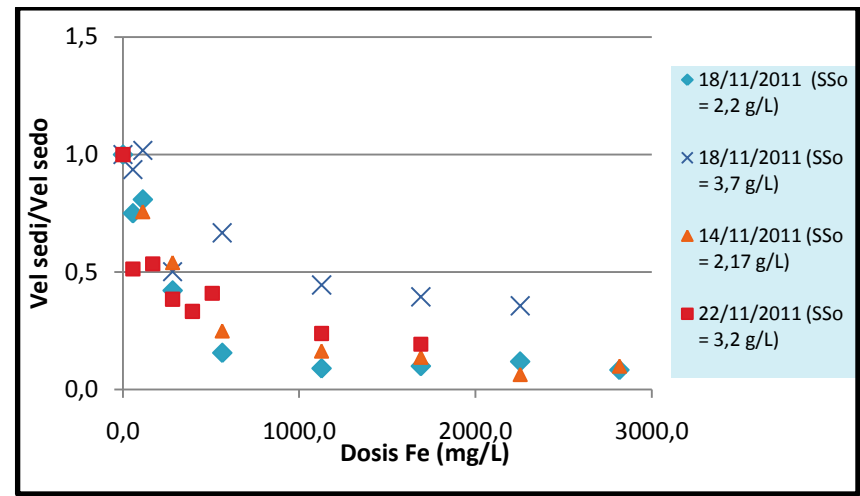
Gráfico 29. Eliminación de fosfato (mg/L), en función de la dosis de coagulante FeCl₃.6H₂O añadida en los fangos activados.

4.3.4 Comparación de los resultados obtenidos

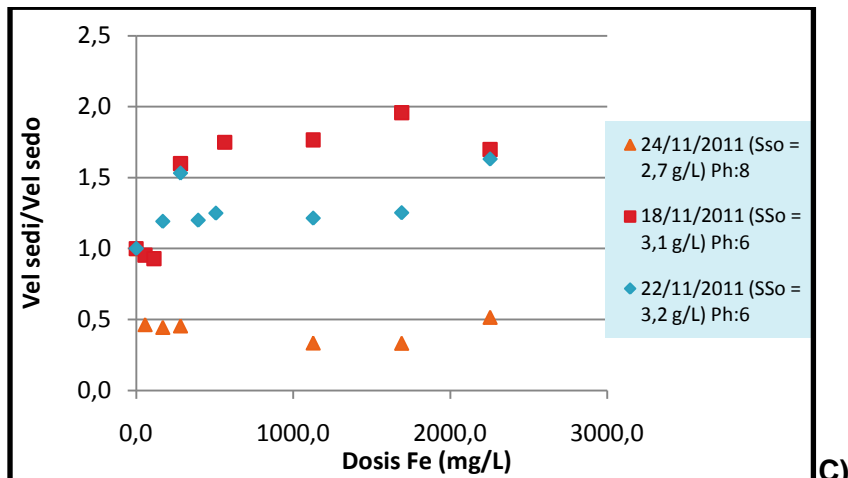
Finalmente se presenta las curvas de respuesta de la velocidad de sedimentación del fango activado a las distintas formas de aplicar el coagulante, en los siguientes gráficos:



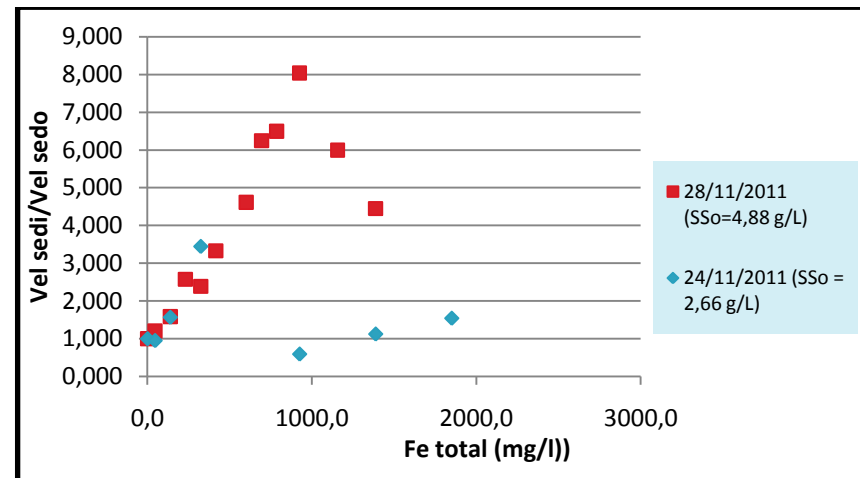
A)



B)



C)



D)

Gráfico 30. Comparación del comportamiento de la velocidad de sedimentación del fango activado. A) Coagulante aplicado sin corrección del pH, B) Coagulante aplicado corrigiendo el pH a 7 durante el proceso de coagulación, C) Coagulante aplicado corrigiendo el pH a 6 y 8 durante el proceso de coagulación D) Coagulante previamente neutralizado.

Los mecanismos de coagulación de las sales de Fe^{3+} son muy complejos y dependen de un número importante de variables, entre las cuales cabe destacar la concentración del catión y el pH de actuación del coagulante.

El pH óptimo encontrado para el Fe^{3+} está situado en 7, cuando se neutraliza previamente el coagulante con NaOH (gráfico 30, D), mientras que si se corrige a este valor durante el proceso de coagulación en el fango activado, los resultados de las velocidades de sedimentación son negativos (Gráfico 30, B). En el resto de ensayos (Gráfico 30 A y C) la mejora en la velocidad de sedimentación del fango activado no fue tan favorable como en los ensayos con el coagulante previamente neutralizado. Además en los ensayos realizados sin ajustar el pH, el pH desciende a niveles tan bajos que no serían viables los procesos biológicos en el fango activado.

El punto isoelectrico del hidróxido férrico amorfo está alrededor del pH 8. En el intervalo de pH por debajo de éste prevalecerán los polímeros cargados positivamente, que pueden causar la desestabilización de coloides y del fango activado. Según la concentración de Fe^{3+} considerada óptima (rango de dosis de 0 hasta 250 mg Fe/L) y el pH a 7, la acción del coagulante podría ser por el mecanismo conocido como “flóculo de barrido” o bien por el modelo de “precipitación y neutralización de la carga” (PNC), ver apartado **2.3.5.1**.

El mecanismo “flóculo de barrido” predomina cuando bajo las condiciones óptimas de pH la cantidad de sal de hierro añadida es suficiente para exceder el límite de solubilidad del hidróxido metálico amorfo y entonces precipita dicho hidróxido. El $\text{Fe}(\text{OH})_3$ forma unos flóculos gelatinosos que son más pesados que el agua y pueden sedimentar. Los hidróxidos pueden quedar atrapados en los flóculos del fango activado durante su formación o ser adsorbidos durante la sedimentación.

El incremento de la densidad de los flóculos del fango activado junto con el proceso de desestabilización explicaría el incremento de la velocidad de sedimentación de los fangos activados.

El modelo de PNC solo se diferencia en que las especies de hidróxido metálico cargadas se depositan como precipitado en lugar de adsorberse.

Una vez realizados estos ensayos previos se realizaron ensayos para dosis bajas de coagulante previamente neutralizado (gráfico 31) con el fin de obtener un modelo empírico de las velocidad de sedimentación en función del coagulante aplicado y de la concentración de sólidos suspendidos.

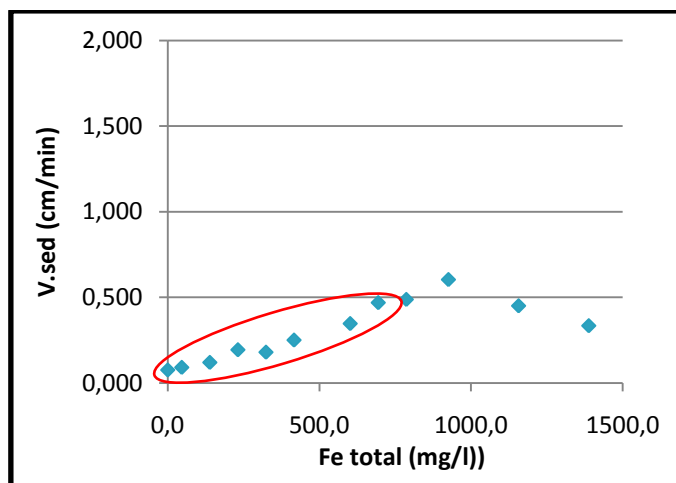


Gráfico 31. Zona de estudio para evaluar la velocidad de sedimentación del fango activado, mediante la aplicación del coagulante $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, previamente neutralizado.

4.4 MODELIZACIÓN DE LA VELOCIDAD DE SEDIMENTACIÓN DEL FANGO ACTIVADO CON ADICIÓN DE CLORURO FÉRRICO NEUTRALIZADO A PH 7 Y RELACIÓN DE LOS PARÁMETROS CON LA DOSIS.

4.4.1 Modelización de la Velocidad de Sedimentación del fango activado con adición de cloruro férrico neutralizado a ph 7

Se realizaron 6 grupos de ensayos, con el objeto de estudiar la velocidad de sedimentación zonal del fango activado, aplicando el coagulante previamente neutralizado a Ph 7, en el rango de dosis de Fe en el que crece la velocidad de sedimentación Fe. La tabla 32 recoge la información al respecto y en el Anexo 3.5 se muestran las curvas de la velocidad de sedimentación de los ensayos.

Para cada dosis aplicada se determinó los sólidos suspendidos resultantes tras la adición del coagulante. En el gráfico 32 se puede observar que los sólidos suspendidos del fango aumentan linealmente con la dosis de FeCl_3 añadido. Al aumentar la dosis de FeCl_3 añadido aumenta la cantidad de precipitado que queda atrapado por los flóculos del fango activado, produciéndose un aumento de la concentración de sólidos suspendidos y de la densidad de los flóculos.

FECHA	Dosis Fe (mg/L)	SS (g/L)	V.sed (cm/min)
30/11/2011 (A)	0,0	3,8	0,114
	92,5	3,9	0,162
	185,0	4,2	0,252
	277,5	4,2	0,272
	370,0	4,3	0,346
	462,5	4,3	0,378
30/11/2011 (B)	0,0	3,3	0,138
	92,5	3,4	0,215
	185,0	3,5	0,337
	277,5	3,6	0,410
	370,0	3,8	0,482
	462,5	3,8	0,639
30/11/2011 (C)	0,0	2,3	0,433
	92,5	2,6	1,027
	185,0	2,3	2,145
	277,5	2,6	2,234
	370,0	2,6	3,772
	462,5	2,8	5,235
07/12/2011 (D)	0,0	1,8	4,622
	92,5	2,0	4,477
	185,0	2,1	4,771
	277,5	2,0	6,655
	370,0	2,4	6,880
	462,5	2,6	8,134
07/12/2011 (E)	0,0	5,2	0,052
	92,5	5,6	0,067
	185,0	5,8	0,078
	277,5	5,8	0,115
	370,0	6,1	0,150
	462,5	6,1	0,151
28/11/2011 (F)	0,0	4,9	0,075
	46,3	4,7	0,090
	138,8	5,1	0,119
	231,3	5,1	0,193
	323,8	5,2	0,179
	416,3	5,5	0,203
	508,8	5,3	0,224

Tabla 32. Ensayos realizados para la modelización de la velocidad de sedimentación del fango activado con coagulante neutralizado a pH 7.

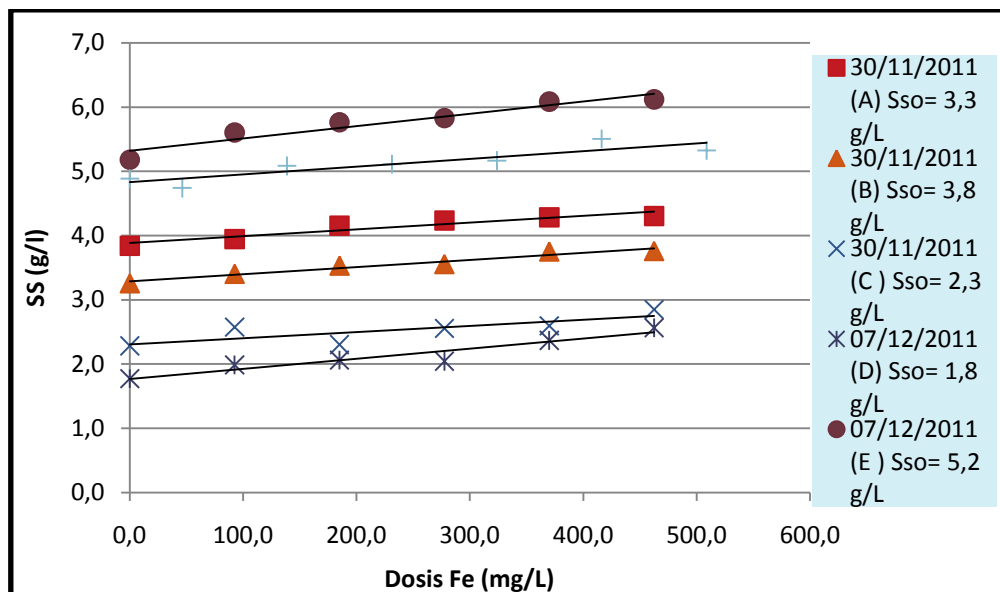
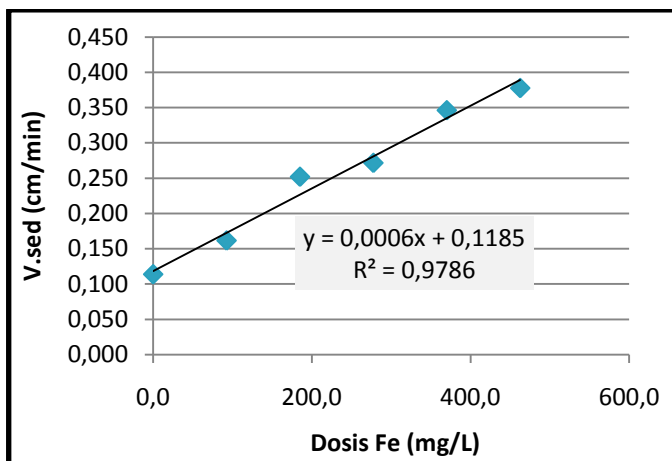
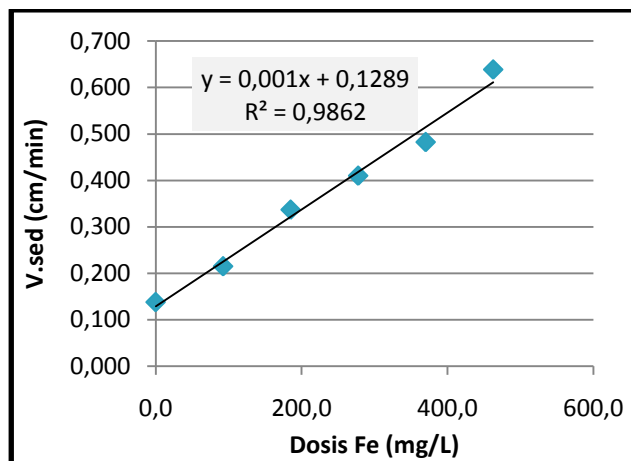


Gráfico 32. Tendencia de la variación de sólidos suspendidos de los fangos activados tras aplicar el coagulante; en función de la dosis.

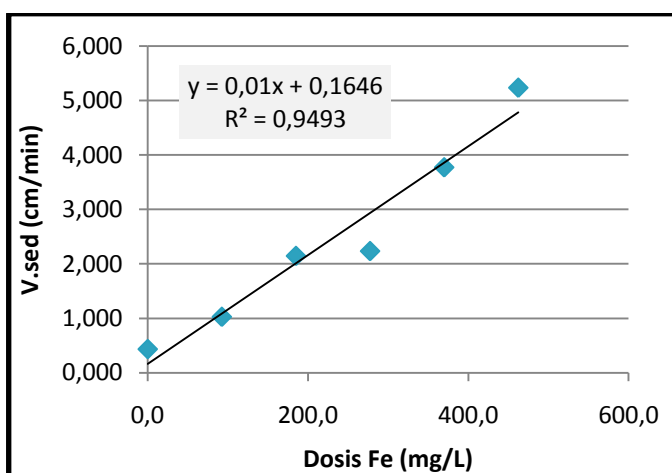
En el gráfico 33 se representa la velocidad de sedimentación en función de las dosis de Fe añadido, para distintas concentraciones iniciales de los sólidos suspendidos. Se puede observar que la velocidad de sedimentación crece linealmente con la dosis de Fe, los coeficientes de correlación (r^2) obtenidos son superiores a 0,95 en todos los ensayos realizados, excepto en el ensayo D que fue de 0,88.



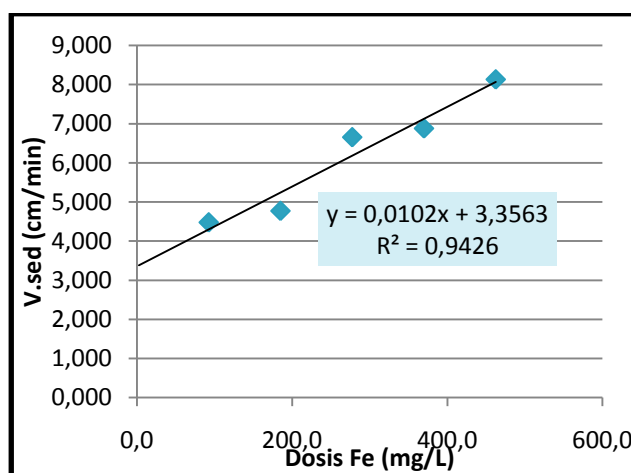
SS₀= 3,8 g/L



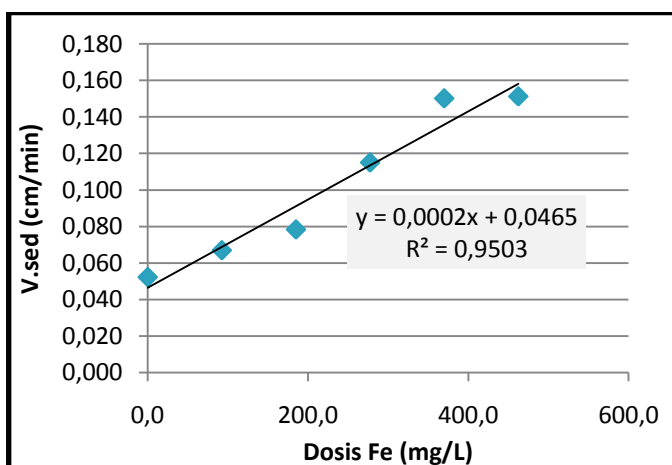
SS₀= 3,3 g/L



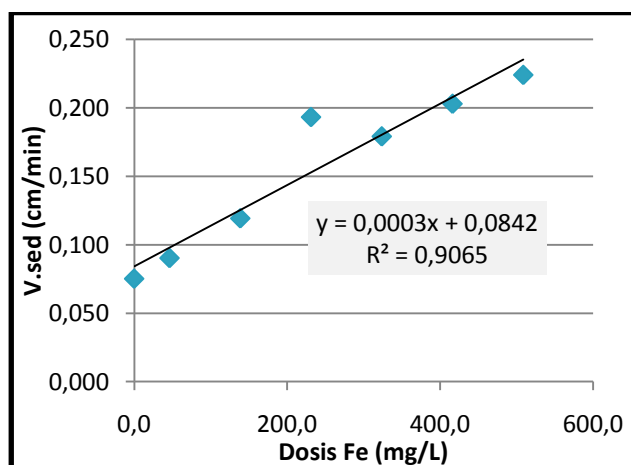
SS₀= 2,3 g/L



SS₀= 1,8 g/L



SS₀= 5,2 g/L



SS₀= 4,9 g/L

Gráfico 33. Velocidad de sedimentación del fango activado en función de la dosis de Fe aplicando coagulante previamente neutralizado a Ph 7.

En el gráfico 34 se representa conjuntamente la velocidad de sedimentación en función de la dosis de Fe para distintas concentraciones de sólidos suspendidos. Se puede observar que para una misma dosis de coagulante, el efecto en el incremento de la

velocidad de sedimentación es mayor cuanto menor es la concentración de sólidos suspendidos.

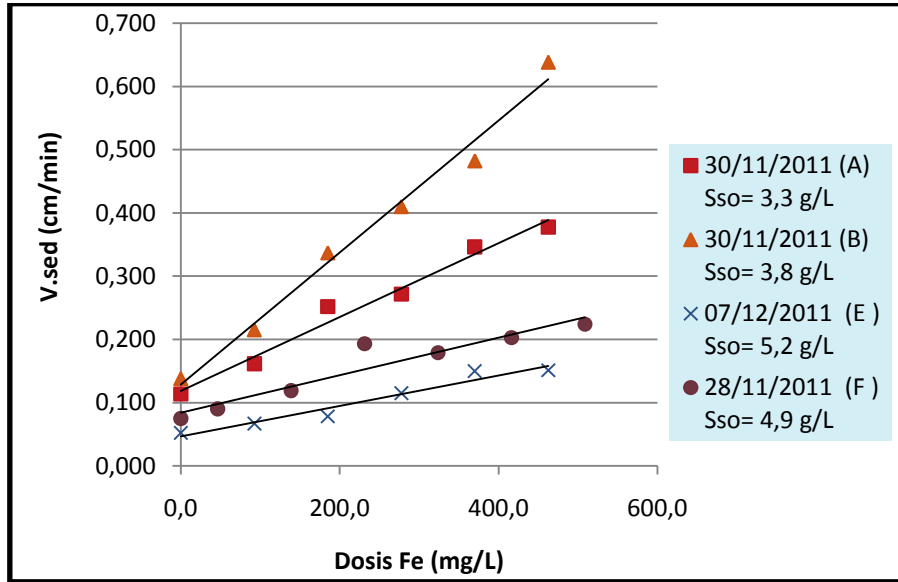


Gráfico 34. Velocidad de sedimentación del fango activado en el rango de dosis de 0 a 462.5 mg/L de Fe, aplicando coagulante previamente neutralizado.

Para modelizar la velocidad de sedimentación zonal en función de la concentración de sólidos suspendidos del fango y de la dosis de coagulante añadido, se ha representado para cada una de las dosis ensayadas la velocidad de sedimentación en función de los sólidos suspendidos.

A continuación se muestran los resultados de las regresiones no lineales realizados de la velocidad de sedimentación en función de la concentración de sólidos suspendidos para distintas dosis de Fe añadido (de la tabla 32 se reordena los datos a la tabla 33). Se han utilizado los dos modelos que mejor describen la velocidad de sedimentación zonal de los fango de la EDAR del Carraixet, es decir, el modelo de Richardson et. al. y el modelo exponencial (apartado 4.2.1).

FECHA	Dosis FeCl ₃ (mg/L)	SS (g/L)	V.sed (cm/min)	V ₃₀ (ml)	IVF (mg/L)
30/11/2011 (A)	0,0	3,840	0,1137	931,3	242,5
30/11/2011 (B)		3,256	0,138	876,1	269,1
30/11/2011 (C)		2,284	0,4331	637,3	279,0
07/12/2011 (D)		1,772	4,6215	310,4	175,2
07/12/2011 (E)		5,180	0,0522	946,3	182,7
28/11/2011 (F)		4,888	0,0751	931,3	190,5
30/11/2011 (A)	92,5	3,945	0,1615	916,4	239,4
30/11/2011 (B)		3,404	0,2151	817,9	240,3
30/11/2011 (C)		2,576	1,0267	414,9	161,1
07/12/2011 (D)		1,988	4,4768	247,8	124,6
07/12/2011 (E)		5,605	0,0669	931,3	166,2
30/11/2011 (A)		185,0	4,156	0,2519	892,5
30/11/2011 (B)	3,532		0,3369	686,6	194,4
30/11/2011 (C)	2,304		2,145	346,3	150,3
07/12/2011 (D)	2,060		4,7705	217,9	105,8
07/12/2011 (E)	5,765		0,0783	922,4	160,0
30/11/2011 (A)	277,5		4,235	0,2716	844,8
30/11/2011 (B)		3,556	0,41	662,7	186,4
30/11/2011 (C)		2,556	2,2337	320,9	125,6
07/12/2011 (D)		2,044	6,6552	268,7	131,4
07/12/2011 (E)		5,830	0,115	907,5	155,7
30/11/2011 (A)		370,0	4,285	0,3462	847,8
30/11/2011 (B)	3,752		0,4824	614,9	163,9
30/11/2011 (C)	2,596		3,7722	295,5	113,8
07/12/2011 (D)	2,368		6,88	298,5	126,1
07/12/2011 (E)	6,085		0,1501	877,6	144,2
30/11/2011 (A)	462,5		4,305	0,3777	820,9
30/11/2011 (B)		3,760	0,6385	525,4	139,7
30/11/2011 (C)		2,848	5,2351	261,2	91,7
07/12/2011 (D)		2,564	8,1335	197,0	76,8
07/12/2011 (E)		6,120	0,1512	862,7	140,9

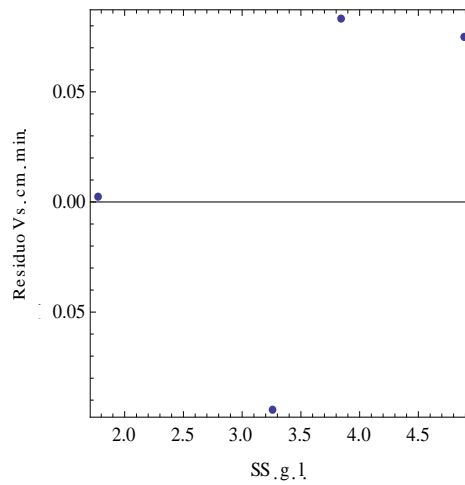
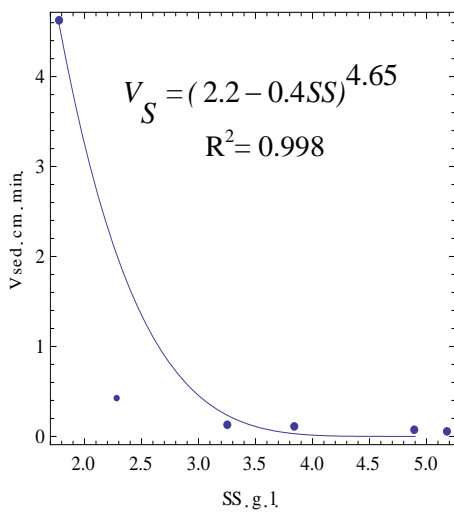
Tabla 33. Resultados de los ensayos ajustados para plantear el modelo de la velocidad de sedimentación en función de la dosis y sólidos suspendidos.

- Dosis: 0 mg Fe/L.

SS (g/L)	Vs (cm/min)
1,8	4,622
3,3	0,138
3,8	0,114
4,9	0,075
5,2	0,052

Tabla 34. Velocidades de sedimentación obtenidas para las distintas concentraciones de sólidos suspendidos ensayadas a dosis 0 mg Fe/L.

Modelo de Richardson et. al.



Modelo Exponencial

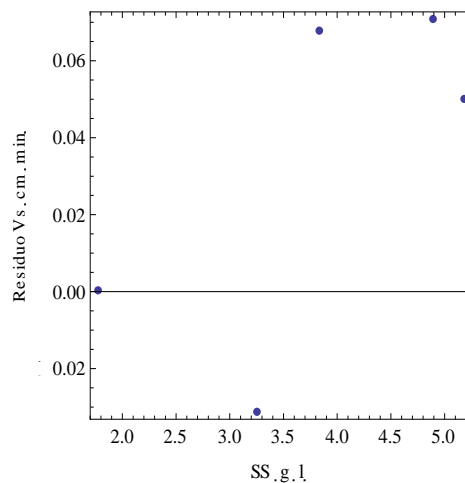
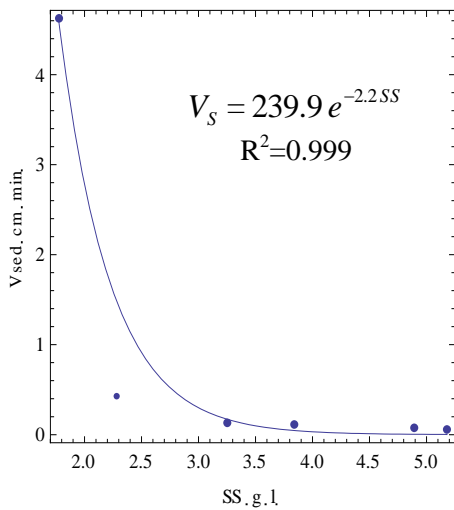


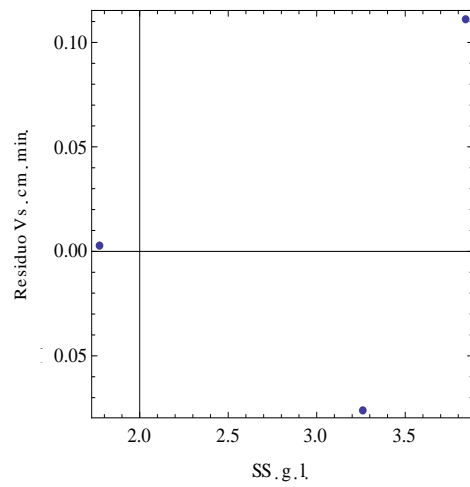
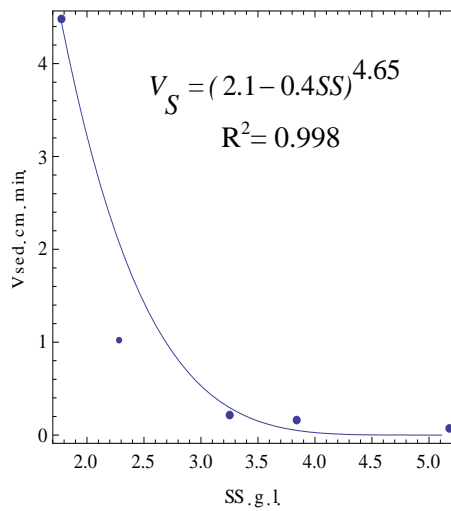
Figura 39. Ajustes y residuos de la velocidad de sedimentación obtenidas para la dosis 0 mg Fe/L.

- Dosis: 93 mg Fe/L

SS (g/L)	Vs (cm/min)
1,8	4,477
3,3	0,215
3,8	0,162
5,2	0,067

Tabla 35. Velocidades de sedimentación obtenidas para las distintas concentraciones de sólidos suspendidos ensayadas a dosis 93 mg Fe/L.

Modelo de Richardson et. al.



Modelo Exponencial

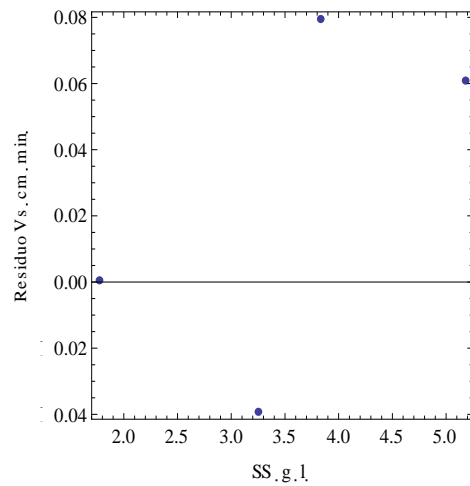
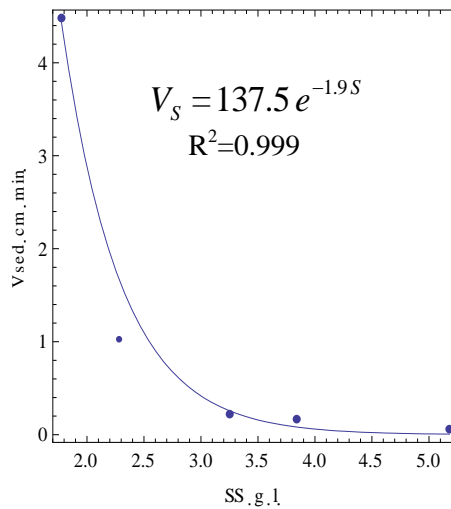


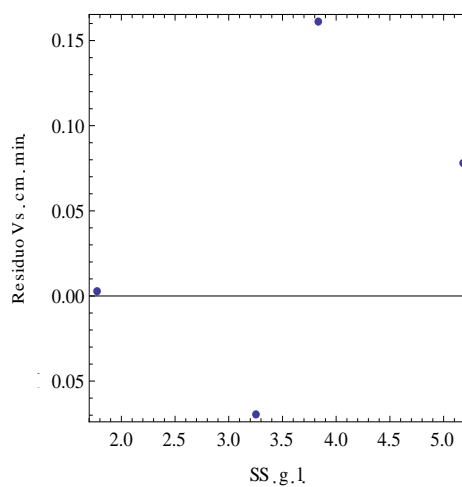
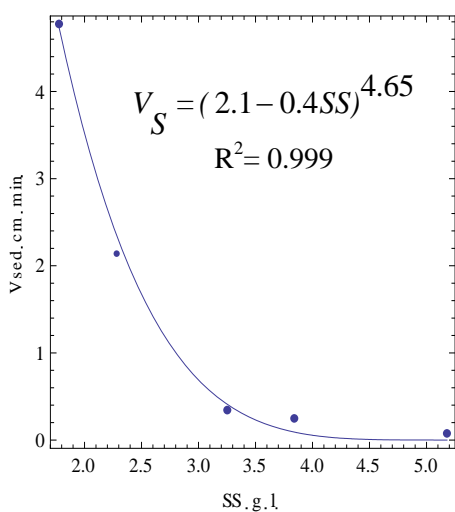
Figura 40. Ajustes y residuos de la velocidad de sedimentación obtenidas para la dosis 93 mg Fe/L.

- Dosis: 185 mg Fe/L.

SS (g/L)	Vs (cm/min)
1,8	4,771
3,3	0,337
3,8	0,252
5,2	0,078

Tabla 36. Velocidades de sedimentación obtenidas para las distintas concentraciones de sólidos suspendidos ensayadas a dosis 185 mg Fe/L.

Modelo de Richardson et. al.



Modelo Exponencial

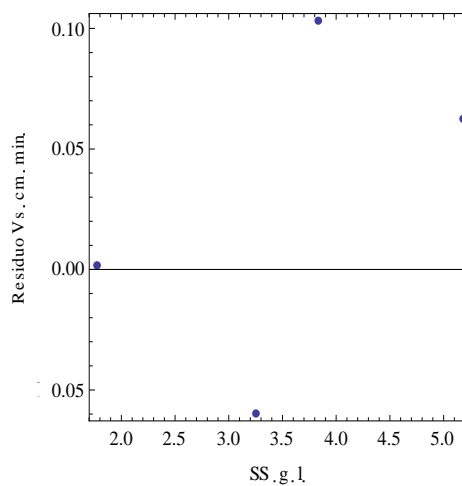
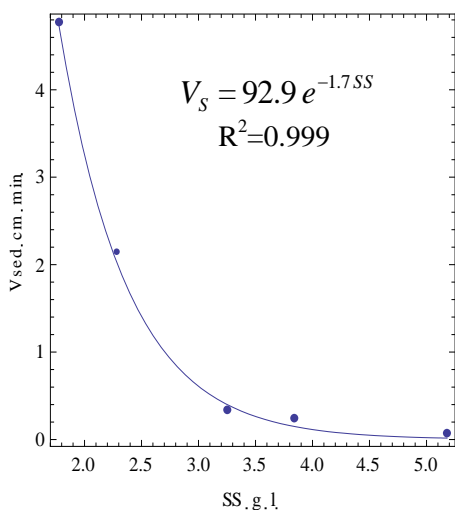


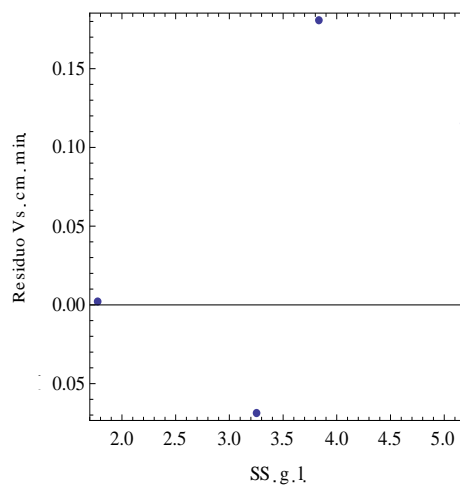
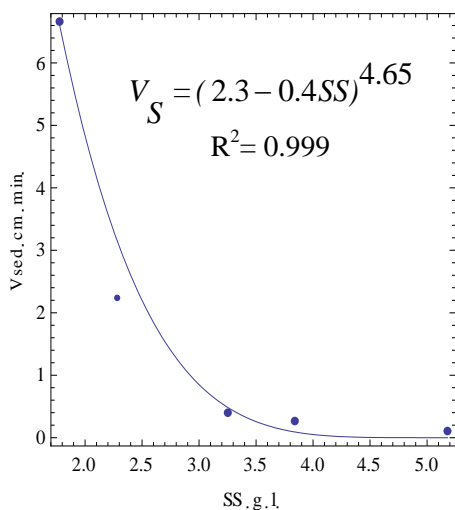
Figura 41. Ajustes y residuos de la velocidad de sedimentación obtenidas para la dosis 185 mg Fe/L.

- Dosis: 278 mg Fe/L.

SS (g/L)	Vs (cm/min)
1,8	6,655
3,3	0,410
3,8	0,272
5,2	0,115

Tabla 37. Velocidades de sedimentación obtenidas para las distintas concentraciones de Sólidos suspendidos ensayadas a dosis 278 mg Fe/L.

Modelo de Richardson et. al.



Modelo Exponencial

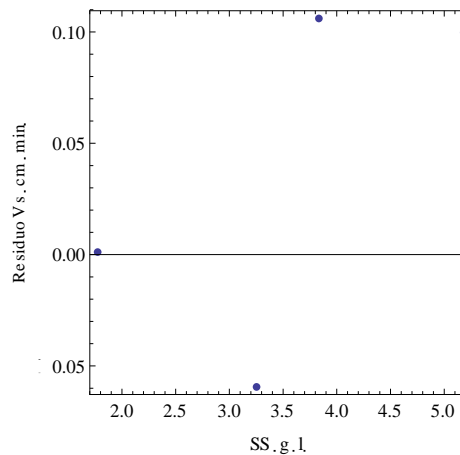
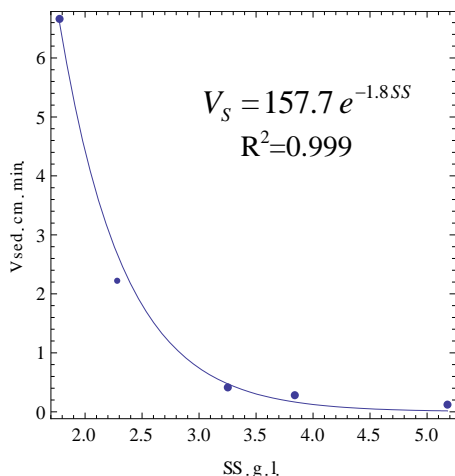


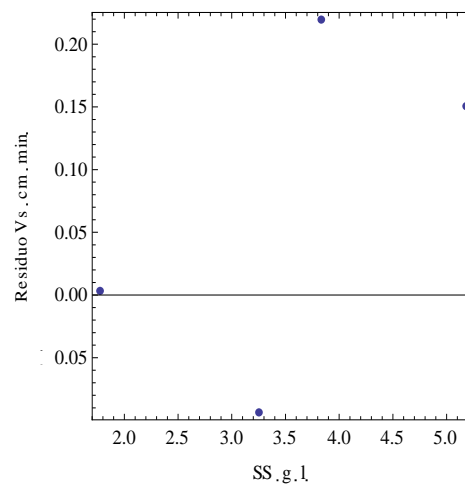
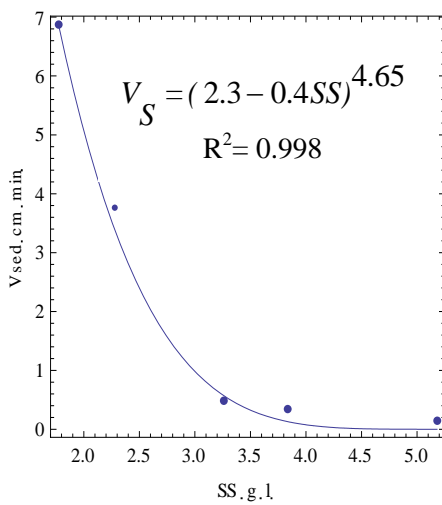
Figura 42. Ajustes y residuos de la velocidad de sedimentación obtenidas para la dosis 278 mg Fe/L.

- Dosis: 370 mg Fe/L.

SS (g/L)	Vs (cm/min)
1,8	6,880
3,3	0,482
3,8	0,346
5,2	0,150

Tabla 38. Velocidades de sedimentación obtenidas para las distintas concentraciones de Sólidos suspendidos ensayadas a dosis 370 mg Fe/L.

Modelo de Richardson et. al.



Modelo Exponencial

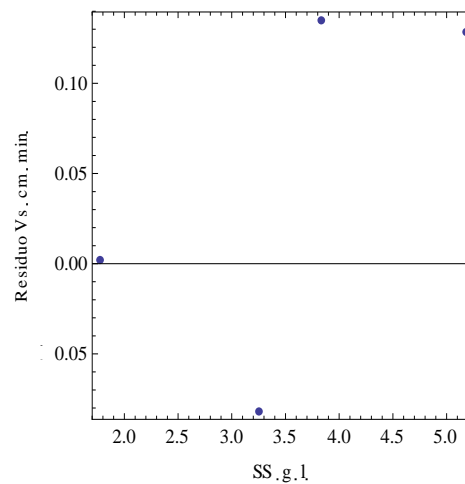
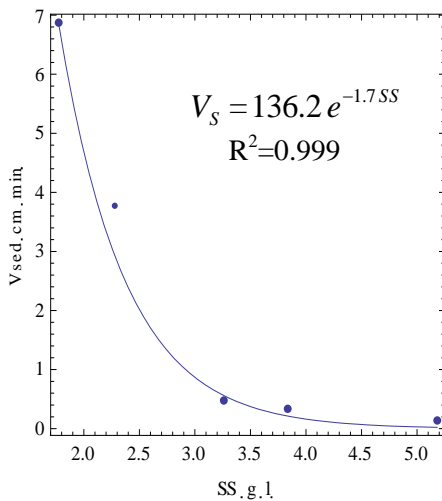


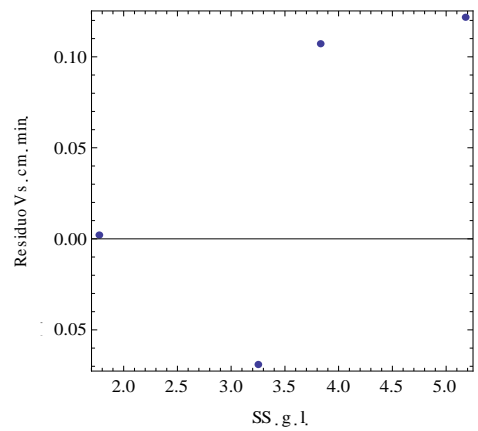
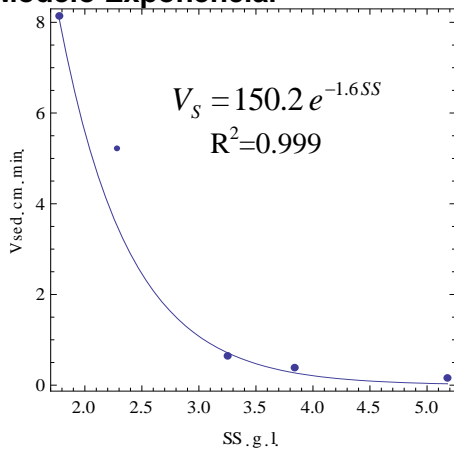
Figura 43. Ajustes y residuos de la velocidad de sedimentación obtenidas para la dosis 370 mg Fe/L.

- Dosis: 462,5 mg Fe/L.

SS (g/L)	Vs (cm/min)
1,8	8,134
3,3	0,639
3,8	0,378
5,2	0,151

Tabla 39. Velocidades de sedimentación obtenidas para las distintas concentraciones de Sólidos suspendidos ensayadas a dosis 462,5 mg Fe/L.

Modelo Exponencial



Modelo de Richardson et. al.

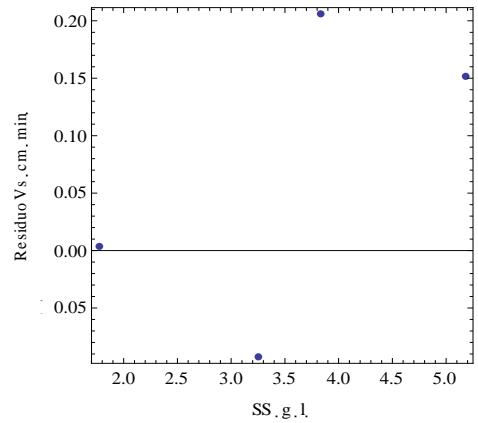
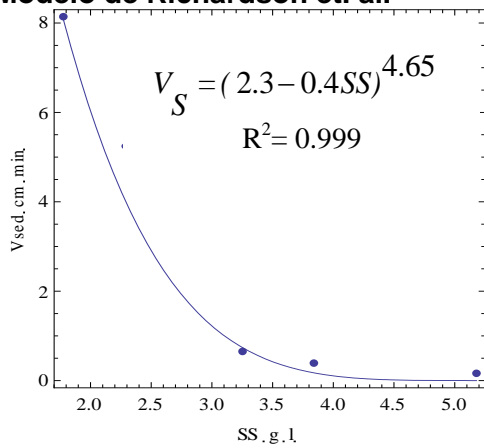


Figura 44. Ajustes y residuos de la velocidad de sedimentación obtenidas para la dosis 462,5 mg Fe/L.

En las siguientes tablas se muestran los resultados de los ajustes de las velocidades de sedimentación a los modelos de Richardson et. al. y exponencial. Se presenta el valor de los parámetros k y n y los errores de estos parámetros (ε_k y ε_n), el coeficiente de correlación (R^2) y la media de la suma del cuadrado de los residuos (SCR/N) promediada con el número de puntos utilizados en el ajuste (N). Además se muestra el P-valor de los parámetros.

Modelo Exponencial $\rightarrow V_s = k e^{-nSS}$

Ensayos	Dosis Fe (mg/L)	k (cm/min)	εk (cm/min)	n (l/g)	εn (l/g)	R ²	SCR/N (cm/min) ²	P-valor de k	P-valor de n
V1	0,0	239,9	104,4	2,2	0,2	0,9992	0,0026	1,05E-01	2,81E-03
V2	92,5	137,5	44,9	1,9	0,2	0,9992	0,0029	9,20E-02	8,88E-03
V3	185,0	92,9	23,8	1,7	0,1	0,9988	0,0045	5,98E-02	7,21E-03
V4	277,5	157,7	40,4	1,8	0,1	0,9992	0,0062	1,19E-02	1,86E-02
V5	370,0	136,2	37,1	1,7	0,2	0,9987	0,0104	6,70E-02	8,09E-03
V6	462,5	150,1	28,1	1,6	0,1	0,9993	0,0077	3,34E-02	4,02E-03

Tabla 40. Resultados de la regresión de la velocidad de sedimentación al modelo exponencial.

Modelo de Richardson et. al. $\rightarrow V_s = (k - nSS)^{4.65}$

Ensayos	Dosis Fe (mg/L)	k (cm/min) ^{1/4.65}	εk (cm/min) ^{1/4.65}	n (cm/min) ^{1/4.65} .l/g	εn (cm/min) ^{1/4.65} .l/g	R ²	SCR/N (cm/min) ²	P-valor de k	P-valor de n
V1	0,0	2,18	0,07	0,44	0,04	0,9985	0,0048	7,63E-05	1,52E-03
V2	92,5	2,11	0,07	0,41	0,04	0,9984	0,0057	1,08E-03	8,62E-03
V3	185,0	2,09	0,07	0,39	0,04	0,9976	0,0092	1,04E-03	8,99E-03
V4	277,5	2,28	0,07	0,44	0,04	0,9984	0,0126	9,41E-04	7,72E-03
V5	370,0	2,26	0,08	0,42	0,04	0,9975	0,0198	1,11E-03	9,49E-03
V6	462,5	2,33	0,06	0,43	0,03	0,9984	0,0184	6,63E-04	5,85E-03

Tabla 41. Resultados de la regresión de la velocidad de sedimentación al modelo de Richardson et. al.

Respecto al coeficiente de correlación (R^2), hay buenos resultados para los dos modelos, con valores superiores a 0,99 (tabla 42) para el valor medio de R^2 .

MODELOS	R^2	SCR/N (cm/min) ²
M. Exponencial	0,9991	0,0057
M. Richardson et. al.	0,9981	0,0117

Tabla 42. Valores medios del R^2 y SCR/N (cm/min)², de los modelos de Richardson et. al. y Exponencial.

Observando la distribución de los residuos, no hay una diferencia marcada respecto a su distribución al comparar entre los dos modelos, sin embargo el rango de variación de los residuos resulta ser menor en el modelo exponencial y además el valor medio de la SCR/N es menor para el modelo exponencial (Tabla 42 y Gráfico 35).

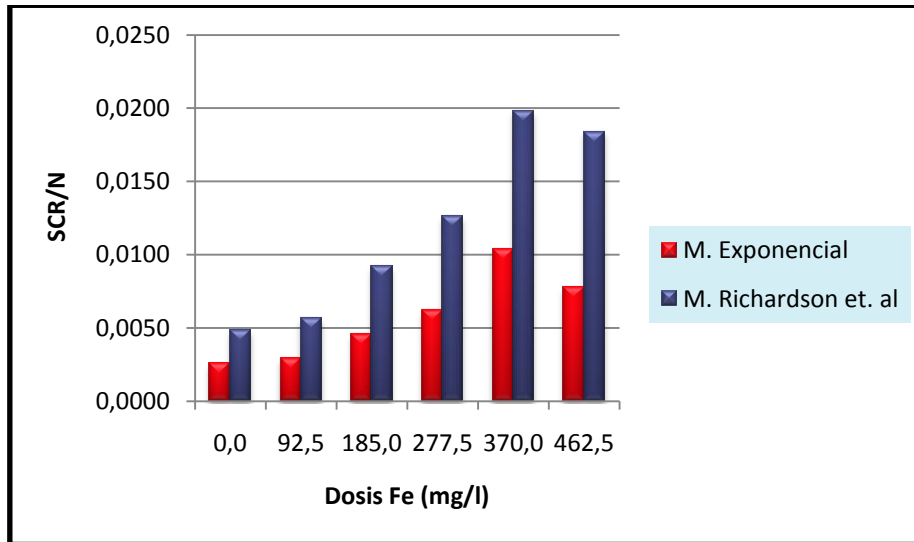


Gráfico 35. SCR/N (cm/min)² de los cinco ensayos de velocidad de sedimentación del fango activado representados en los modelos de Richardson et. al. y Exponencial.

Sin embargo, al observar los errores estándar del parámetro “k”, se observa que se obtiene valores más bajos con el modelo de Richardson et. al (Gráfico 36).

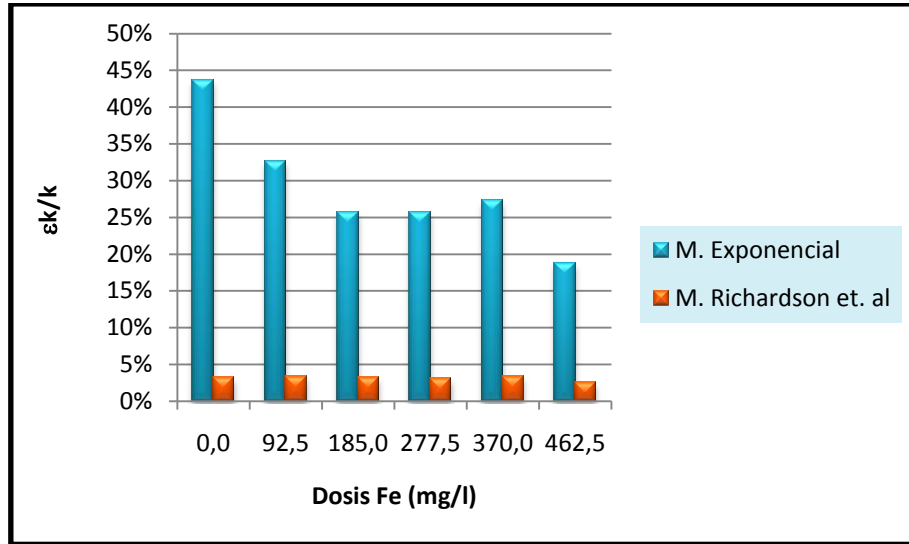


Gráfico 36. ϵ_k/k de los cinco ensayos de velocidad de sedimentación del fango activado representados en los modelos de Richardson et. al. y Exponencial.

Mientras que para el parámetro n, los dos modelos ajustados, tienen valores similares de ϵ_n/n , con valores que no superan el 10% del valor del parámetro (gráfico 37).

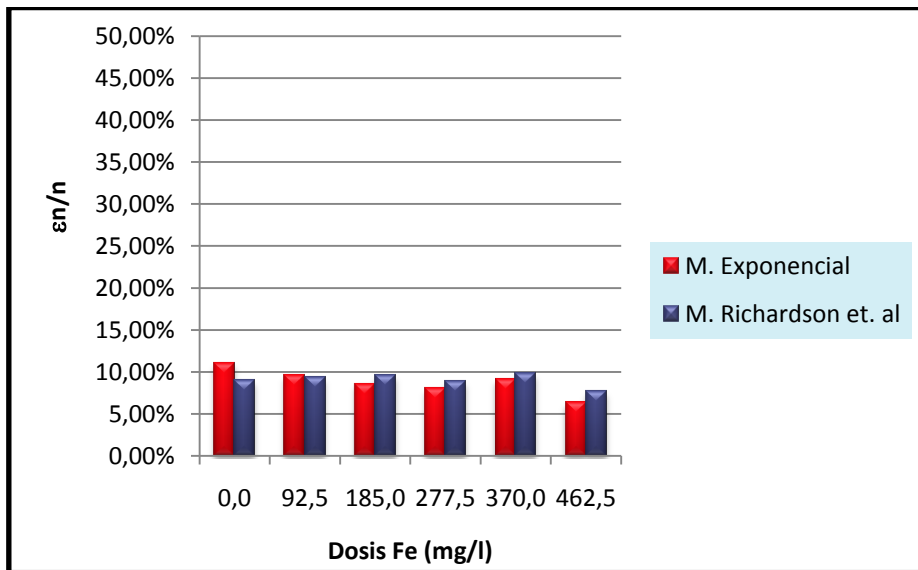


Gráfico 37. ϵ_n/n de los cinco ensayos de velocidad de sedimentación del fango activado representados en los modelos de Richardson et. al. y Exponencial.

Los resultados del P-valor indican que hay una diferencia marcada comparando los dos modelos. Los P-valores son menores en el modelo de Richardson et. al., siendo inferiores a 0,01 y a 0,05 en todos los casos, de modo que se considera que los parámetros son significativos, puesto que el valor p asociado al resultado observado es igual o menor que el nivel de significación establecido (se rechaza la hipótesis nula). Mientras que para el modelo exponencial los P-valores del parámetro k son

superiores a los dos niveles de significancia (0,01 y 0,05) en todos los casos, por tanto este modelo falla en la determinación del parámetro k, al tener valores altos de su desviación típica (gráfico 38).

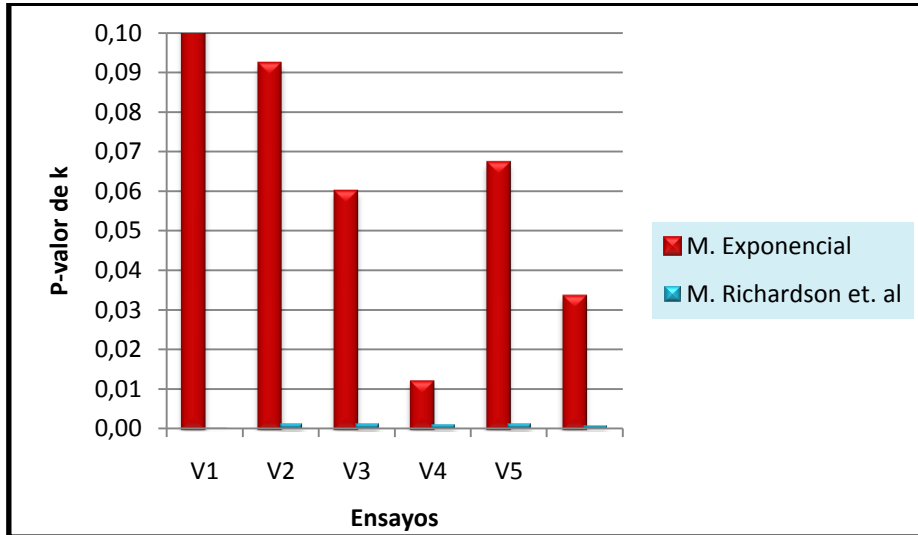


Gráfico 38. P-valor del parámetro “k” de velocidad de sedimentación del fango activado representados en los modelos de Richardson et. al. y Exponencial.

El p-valor de n, cumple con un 95% de confianza en ambos modelos, mientras que si se establece un nivel de significación de 0,01 (99% de confianza), cumple con esta condición solamente el modelo de Richardson et. al. (Gráfico 39).

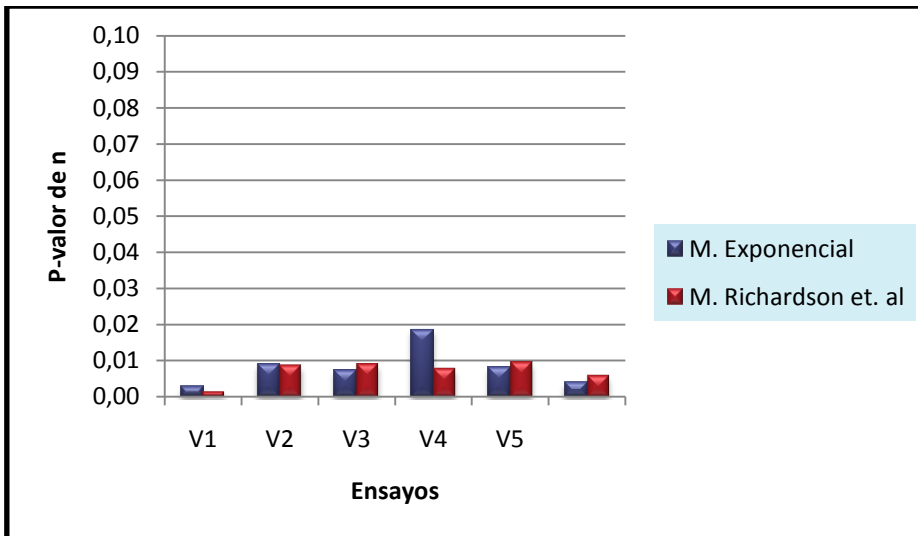


Gráfico 39. P-valor del parámetro “n” de velocidad de sedimentación del fango activado representados en los modelos de Richardson et. al. y Exponencial.

Por tanto tomando en cuenta los 4 puntos de ajuste se demuestra que son válidos los modelos de Richardson et. al. y Exponencial, determinados como adecuados desde el punto de vista estadístico en el apartado **4.2.1**.

Con el modelo exponencial se obtienen resultados ligeramente mejores respecto del coeficiente R2 y la SCR/N que con el modelo de Richardson et. al., aunque en los dos modelos los ajustes son buenos.

Sin embargo en el modelo de Richardson et. al. los parámetros k y n tienen errores estándar pequeños y un nivel de confianza del 99%.

4.4.2 Relación de los parámetros de los modelos con la dosis de cloruro férrico añadida

Como se puede observar en las tablas 40 y 41, los parámetros k y n de los modelos de Richardson et. al. y exponencial dependen de la concentración de dosis de Fe añadida. A continuación se estudia la correlación que existe entre estos parámetros y la dosis de Fe añadida.

4.4.2.1 Relación de los parámetros del modelo de Richardson et. al. con la dosis de cloruro férrico añadida

Se ha reparametrizado la ecuación del modelo de Richardson et. al., $V_s = k(1 - n SS)^{4.65}$ por la ecuación $V_s = V_o(1 - j.SS)^{4.65}$. El parámetro V_o representa la velocidad de sedimentación de los flóculos en condiciones de Re pequeño, por medio de la ley de Stokes. Mientras que el parámetro j, está relacionado con la densidad y la porosidad de los flóculos del fango activado.

La representación gráfica realizada de V_o frente a la dosis, se ha ajustado a una ecuación de tipo polinomial de orden dos (gráfico 40) con los resultados estadísticos mostrados en la tabla 43.

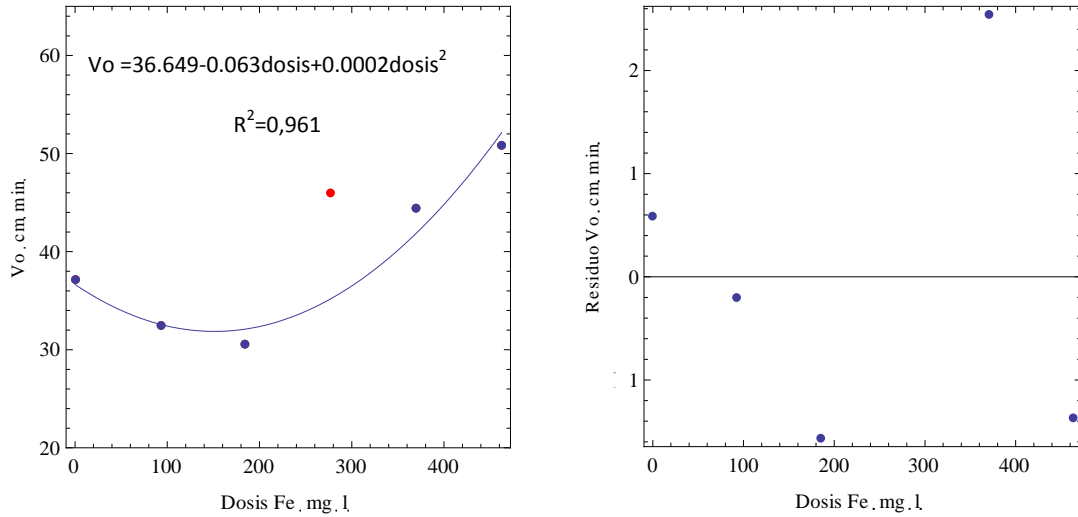


Gráfico 40. Ajuste a una parábola de los valores de V_o frente a la dosis de Fe añadido, modelo de Richardson et. al.

Se observa que existe un coeficiente de correlación alto ($R^2 = 0,961$) y un bajo valor para la SCR/N, sin embargo el p-valor del parámetro c es superior a 0,05, por lo que podría no ser significativo. Por ello se ha estudiado una relación lineal entre el parámetro V_o y la dosis. Los resultados obtenidos se muestran en el gráfico 41 y en la tabla 43.

Se puede observar que el coeficiente de correlación es mucho más bajo ($R^2 = 0,787$) y que se obtiene un mayor valor de la SCR/N que para el modelo cuadrático. Por todo ello se concluye que el modelo cuadrático se ajusta mejor a los datos.

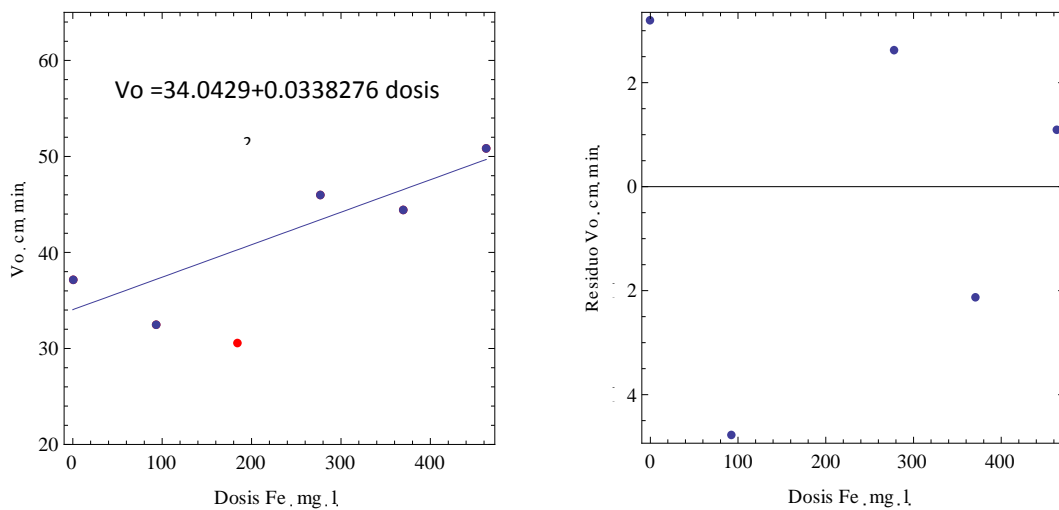


Gráfico 41. Ajuste a una ecuación lineal de los valores de V_o frente a la dosis de Fe. Modelo de Richardson et. al.

TIPO ECUACIÓN	a (cm/min)	ϵa (cm/min)	b ((cm/min).(L/ mg Fe))	ϵb ((cm/min).(L/ mg Fe))	c (cm/min).(L /mg Fe) ²	ϵc (cm/min)(L /mg Fe) ²	R ²	SCR/N (cm/min) ²	P-valor de a	P-valor de b	P-valor de c
V _o - dosis (polinomial)	36,6	2,2	0,06	0,03	2,09E-04	5,15E-05	0,961	111,464	3,52E-03	1,28E-01	5,57E-02
V _o - dosis (lineal)	34,0	3,0	0,03	0,01			0,787	457,079	1,48E-03	4,49E-02	

Tabla 43. Resultados de la Relación del parámetro V_o del modelo de Richardson et. al. con la dosis de cloruro férrico añadida.

TIPO ECUACIÓN	a' (cm/min) ^{1/4,65}	$\epsilon a'$ (cm/min) ^{1/4,65}	b' (cm/min) ^{1/4,65} (L/mg Fe)	$\epsilon b'$ (cm/min) ^{1/4,65} (L/mg Fe)	R ²	SCR/N (cm/min) ²	P-valor de a'	P-valor de b'
j - dosis (lineal)	0,202	0,002	4,07E-05	5,53E-06	0,947	1,35E-05	1,16E-06	5,19E-03

Tabla 44. Resultados de la Relación del parámetro j del modelo de Richardson et. al. con la dosis de cloruro férrico añadida.

TIPO ECUACIÓN	a (cm/min)	ϵa (cm/min)	b ((cm/min).(L /mg Fe))	ϵb ((cm/min).(L /mg Fe))	c (cm/min)(L /mg Fe) ²	ϵc (cm/min)(L /mg Fe) ²	R ²	SCR/N (cm/min) ²	P-valor de a	P-valor de b	P-valor de c
k - dosis (polinomio)	230,0	22,8	1,1	0,3	1,98E-03	5,39E-04	0,896	1217,330	9,68E-03	5,64E-02	6,69E-02

Tabla 45. Resultados de la relación del parámetro k del modelo exponencial con la dosis de cloruro férrico añadida.

TIPO ECUACIÓN	a' (L ² /(g SS.mg Fe))	$\epsilon a'$ (L ² /(g SS.mg Fe))	b' (L ³ /(g SS. mg Fe))	$\epsilon b'$ (L ³ /(g SS. mg Fe))	R ²	SCR/N (cm/min) ²	P-valor de a'	P-valor de b'
n - dosis (lineal)	2,1	0,1	1,17E-03	2,19E-04	0,905	2,115E-02	6,08E-05	1,27E-02

Tabla 46. Resultados de la relación del parámetro n del modelo exponencial con la dosis de cloruro férrico añadida.

Se ha considerado una relación lineal del parámetro j respecto de la dosis de cloruro férrico (gráfico 42), los resultados estadísticos se muestran en la tabla 44.

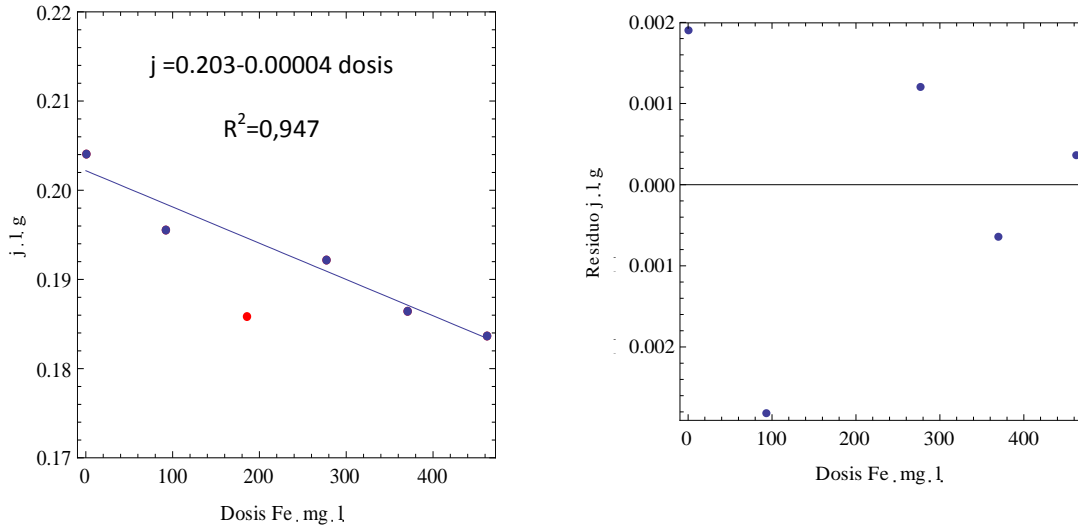


Gráfico 42. Ajuste a una ecuación lineal de los valores de j frente a la dosis de Fe. Modelo de Richardson et. al.

Existe una buena correlación lineal entre el parámetro j con la dosis de coagulante ensayadas, ya que se obtiene un valor de R^2 igual a 0,94 y un bajo valor de la SCR/N. Además los p-valores de a y b son significativos, puesto que el resultado es menor que el nivel de significación establecido (se rechaza la hipótesis nula).

4.4.2.2 Relación de los parámetros del modelo exponencial con la dosis de cloruro férrico añadida

Para el modelo exponencial se ha ajustado el parámetro k a una ecuación de tipo polinomial de orden dos (gráfico 43) con los resultados estadísticos mostrados en la tabla 45.

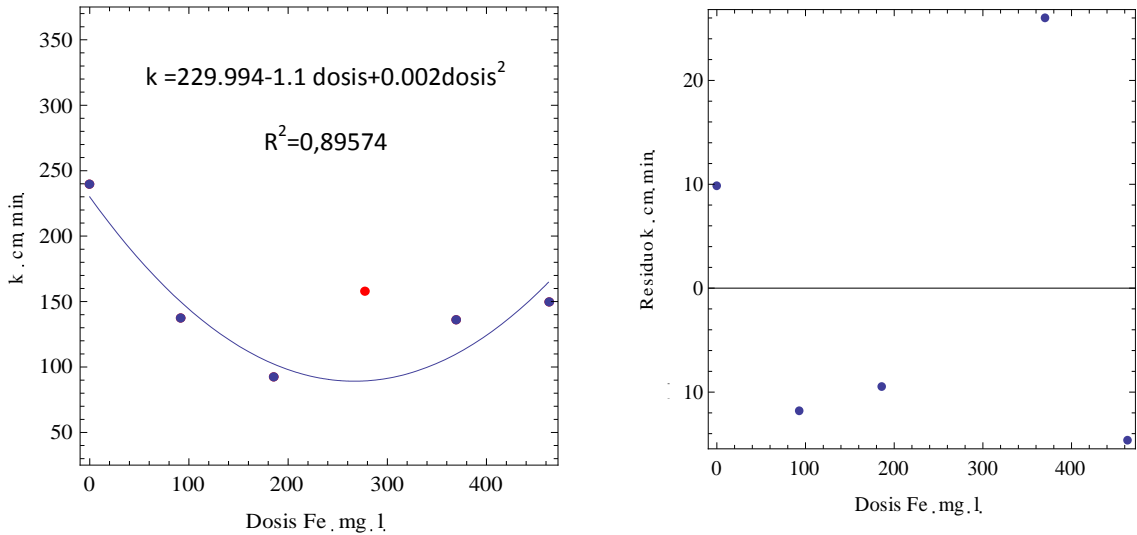


Gráfico 43. Ajuste a una parábola de los valores de k frente a la dosis de Fe. Modelo exponencial.

Se observa que existe un coeficiente de correlación alto ($R^2=0.896$), sin embargo el p-valor del parámetro c es superior a 0,05, por lo que podría no ser significativo. Se ha estudiado una relación lineal entre el parámetro k y la dosis, pero se ha obtenido un coeficiente de correlación mucho más pequeño. Por todo ello se considera que el modelo cuadrático ajusta mejor a los datos.

Se ha considerado una relación lineal de n frente a la dosis de cloruro férrico (gráfico 44) con los resultados estadísticos mostrados en la tabla 46.

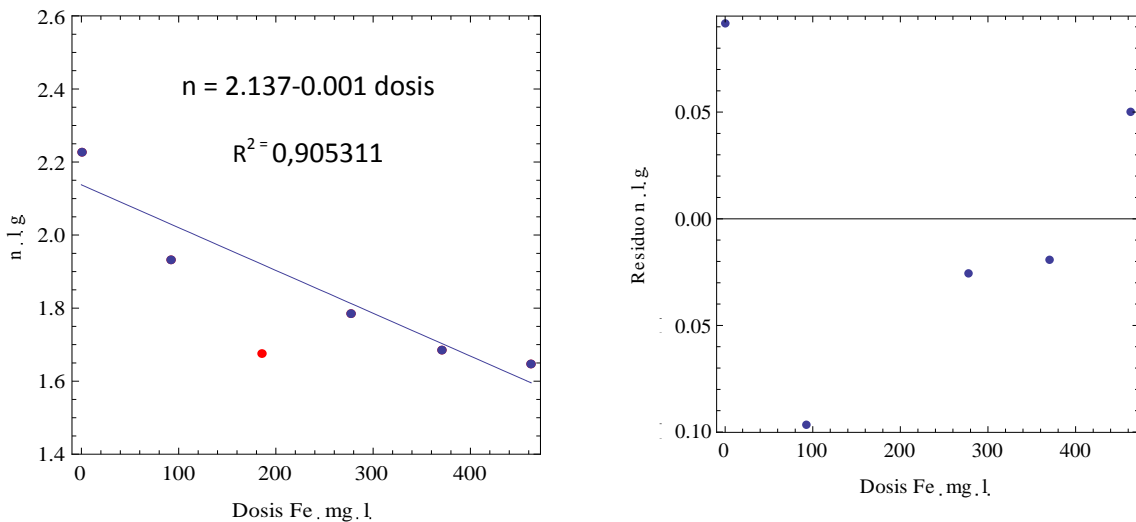


Gráfico 44. Ajuste a una ecuación lineal de los valores de n frente a la dosis de Fe. Modelo exponencial.

Existe una buena correlación lineal entre el parámetro n y la dosis de coagulante ya que se obtiene un valor R^2 superior al 0,9 y un bajo valor de la SCR/N. Además los p-valores de a y b son significativos.

Por tanto el presente trabajo de fin de máster, propone los modelos de Richardson et. al. y exponencial, como los más adecuados para describir la velocidad de sedimentación zonal del fango activado en función de la concentración de sólidos suspendidos y de la dosis de Fe añadida cuando se utiliza FeCl_3 previamente neutralizado.

- **Modelo de Richardson et. al. propuesto:**

$$V_S = (a + b \cdot \text{dosis} + c \cdot \text{dosis}^2)[1 - (a' - b' \cdot \text{dosis})SS]^{4.65}$$

- **Modelo Exponencial propuesto:**

$$V_S = (a + b \cdot \text{dosis} + c \cdot \text{dosis}^2)e^{-(a'+b' \cdot \text{dosis})SS}$$

En los dos modelos, al aumentar la dosis de coagulante, disminuye los valores de los parámetros n y j , al aumentar la dosis de coagulante aumenta la velocidad de sedimentación del fango activado.

El parámetro V_0 descrito por la ley de Stokes depende de la densidad y del diámetro de los flocos. Al aumentar la dosis de coagulante aumenta la densidad de los flocos y por tanto aumenta la velocidad de sedimentación. No se ha estudiado el efecto de la adición del coagulante en el tamaño de los flocos y por lo tanto su efecto en la velocidad de sedimentación.

Para la depuradora de aguas residuales del Carraixet, se propone los dos modelos mencionados con los parámetros determinados en el laboratorio:

- **Modelo de Richardson et. al**

$$V_S = (36.6 + 0.06 \cdot \text{dosis} + 0.00021 \cdot \text{dosis}^2)[1 - (0.202 - 0.0000407 \cdot \text{dosis})SS]^{4.65}$$

- **Modelo Exponencial**

$$V_s = (230 + 1.1 \cdot dosis + 0.00198 \cdot dosis^2) e^{-(2.1 + 0.00117 \cdot dosis)SS}$$

Cabe destacar que el modelo exponencial tiene la ventaja de ser el modelo más utilizado en tratamiento de aguas residuales para describir la velocidad de sedimentación zonal en un decantador secundario, por lo que ha sido ampliamente usado en el diseño y simulación de decantadores secundarios.

Sin embargo la ventaja de usar el Modelo de Richardson et. al., es que puede relacionar sus parámetros V_o y j con las características de los flóculos (tamaño, densidad y porosidad del flóculo) es decir, permitiría explicar físicamente el efecto de la adición del coagulante en la velocidad de sedimentación. Mientras que el modelo exponencial es un modelo totalmente empírico.

Los modelos desarrollados pueden ser muy útiles para el diseño y simulación de decantadores secundarios donde sea necesario mejorar la sedimentabilidad del fango añadiendo cloruro férrico previamente neutralizado.

V. CONCLUSIONES

Tras la realización del presente trabajo de fin de máster, se ha llegado a las siguientes conclusiones:

- Desde el punto de vista estadístico, el modelo que mejor describe la velocidad de sedimentación de los fangos activado de la EDAR del Carraixet es el de Richardson et al., seguido por el modelo exponencial. Estos modelos presentan los valores más altos del coeficiente R^2 y los menores valores de la SCR/N, siendo correcta la distribución de los residuos. Los parámetros obtenidos en los ajustes realizados para el modelo de Richardson et. al. tienen errores relativos pequeños y superan el contraste con el p-valor de la hipótesis nula, es decir, en todos los casos los valores de los parámetros son significativos.
- La adición de FeCl_3 sin ajustar el pH, permite mejorar la velocidad de sedimentación zonal. Sin embargo la adición del coagulante necesario produce un descenso brusco en el pH, que hace inviable el proceso biológico de fangos activados.
- La adición de FeCl_3 ajustando el pH a 7 y 8 durante el proceso de coagulación empeora el proceso la sedimentabilidad del fango, de modo que la velocidad de sedimentación disminuye al aumentar la dosis de coagulante. Si se ajusta el pH a 6 se produce una mejora de la velocidad de sedimentación zonal.
- Se pueden destacar las siguiente conclusiones cuando se añade FeCl_3 previamente neutralizado al fango activado en el rango de dosis estudiadas (de 0 a 500 mgFe/L):
 - La adición de FeCl_3 previamente neutralizado supone una notable mejoría en la velocidad de sedimentación del fango sobre todo comparado con las otras formas ensayadas de aplicar el coagulante.
 - Para una concentración constante de sólidos suspendidos la velocidad de sedimentación aumenta linealmente con la dosis de Fe añadida.

- Para una misma dosis de Fe añadida el efecto en el incremento de la velocidad de sedimentación es mayor cuanto menor es la concentración de sólidos suspendidos.
- El incremento de la velocidad de sedimentación con la adición del FeCl_3 neutralizado es debido al incremento de la densidad de los flóculos que atrapan los precipitados formados, junto con la desestabilización del fango producida por la adición del coagulante.
- La calidad del sobrenadante después del proceso de sedimentación mejora con la adición del coagulante, ya que disminuye su turbidez, se consigue precipitar químicamente los fosfatos y se obtiene una concentración baja de Fe.
- Se han obtenido dos modelos matemáticos que permiten describir la velocidad de sedimentación zonal en función de la concentración de sólidos suspendidos de los fangos y de la dosis de FeCl_3 añadida.
- El modelo exponencial tiene la ventaja de ser el modelo más utilizado para el diseño y simulación de decantadores secundario. Mientras que el modelo de Richardson et. al. tiene la ventaja de poder relacionar sus parámetros con el tamaño, densidad y porosidad de los flóculos.
- Los modelos desarrollados pueden ser utilizados para el diseño y simulación de decantadores secundarios cuando sea necesario mejorar la sedimentabilidad del fango.

VI. RECOMENDACIONES

Tras el desarrollo de este trabajo, se plantean algunas cuestiones abiertas, que podrán encontrar respuesta sólo gracias a posteriores actividades de investigación. Las líneas de investigación futuras que se plantean son las siguientes:

- Los parámetros del modelo de Richardson et. al., V_0 y j , están relacionados con las características de los flóculos del fango activado. Una línea de investigación futura consistiría en medir experimentalmente el tamaño, la densidad y la porosidad de los flóculos para incluir estas variables en el modelo. De este modo se podría entender mejor cómo afecta la adición de cloruro férrico neutralizado a estas variables y su efecto en la velocidad de sedimentación.
- Otro aspecto importante que se debería de investigar en un futuro, es estudiar además del efecto físico que supone el incremento en la densidad de los flóculos, el efecto químico en el incremento de la velocidad de sedimentación. Es decir, se debería estudiar en profundidad los procesos de desestabilización que tienen lugar entre las sustancias poliméricas extracelulares del fango activado, y el Fe^{3+} y los complejos hidroxometálicos formados.
- También sería interesante estudiar la mejora en la velocidad de sedimentación de los fangos activados debido a la adición de cloruro férrico neutralizado en una planta piloto con un proceso de fangos activado. De este modo se debería estudiar cómo afectaría a la dosis de coagulante necesario, la recirculación de los fangos del decantador secundario al proceso biológico. También se debería comprobar que la adicción del coagulante no afecta al proceso biológico.
- Finalmente se podría extender el estudio realizado al uso de otros coagulantes y/o polielectrolitos. En la bibliografía consultada se estudia la mejora de la sedimentabilidad del fango en términos de índices como el IVF o el IVFA. Sería muy útil disponer de modelos matemáticos que permitieran diseñar y simular decantadores secundarios teniendo en cuenta la adición de coagulantes y/o polielectrolitos

VII. BIBLIOGRAFÍA

- Agridiotis, V.; *et al.* 2004. Addition of Al and Fe salts during treatment of paper mill effluents to improve activated sludge settlement characteristics. Department of Civil Engineering, University of Birmingham, Edgbaston, Birmingham B15 2TT, UK. *Bioresource Technology* 98 (2007) 2926–2934.
- APHA .1989. Standard Methods for the examination of Water and Wastewater, 17 th ed, APHA, AWWA y WPCF.
- Caravelli, A.; Contreras, E.; Zaritzky, N. 2010. Phosphorous removal in batch systems using ferric chloride in the presence of activated sludge. *Journal of Hazardous Materials* 177, 199–208.
- Cheikh Fall; Loaiza Navía., Jimmy, Esparza S., Mario, et. al. 2009. Evaluación de un clarificador secundario en una planta de tratamiento de aguas residuales. Centro Interamericano de Recursos del Agua, UAEMex. Toluca, Mex.
- Cho, S. H.; Colin, F.; Sardin, M.; Prost, C. 1993. Settling velocity model of activated sludge. *Water Research*, Volume 27, Number 7, pp. 1237-1242.
- Choi, Y.G.; Chung, T.H. 2000. Effects of humus soil on the settling and dewatering characteristics of activated sludge. *Water Science and Technology* Vol 42 No 9 pp 127–134 © IWA Publishing .
- Contreras Barrera, Javier; 2010. Modelación del sedimentador secundario en planta de lodos activados. Memoria para optar al Título de Ingeniero Civil; Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas. Departamento de Ingeniería Civil.
- De Gregorio, C.; Caravelli, A.; Zaritzky, N. 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, 607–616.
- Dick, R. I. 1970. Role of activated sludge final settling tanks, *Journal Sun. Div. ASCE*, No. SA 2:423-436.
- Duan, Jinming; Gregory John. 2002. Coagulation by hydrolysing metal salts. Ian Wark Research Institute, University of South Australia, Adelaide, SA 5095, Australia. Received.
- Ekama G. P. and Maris P. 2004. Comparison of the 1D flux theory with a 2D hydrodynamic secondary settling tank model. *Water Sci. Technol.* 50(7), 195-204.
- Ekama, G. P.; Barnard, J. L.; Gunther, F. W.; *et. al.* Secondary settling tanks: theory, modeling, design and operation. Scientific and Technical Report nº6, IAWQ.
- Ferrer Polo, José, et.al. 2011. Diseño y simulación de EDAR mediante el software DESASS. Primera edición. Editorial Universitat Politècnica de València.

- Ferrer Polo, José; Seco Torrecillas, Aurora. Tratamientos físicos y químicos de aguas residuales. Ed. Universidad Politécnica de Valencia, 2010. Ref.:2010.197.
- Javaheri A. R. and Dick R. I. 1969. Aggregate size variations during thickening of activated sludge. *Journal of Water Pollution and Control Federation*, 41 R197.
- Jiuyi Li. 2005. Effects of Fe(III) on floc characteristics of activated sludge. Department of Civil and Environmental Engineering, School of Civil Engineering and Architecture, Beijing Jiaotong University, Beijing, China. *J Chem Technol Biotechnol* 80:313–319.
- Jones, Patricia. 2009. Temporal biomass density and filamentous bacteria effects on secondary settling. Thesis submitted in partial fulfillment of the requirements for the degree of Master of science civil engineering. The University of New Mexico.
- Kinnear D. J. 2002. Biological solids sedimentation: a model incorporating fundamental settling parameters. PhD Thesis. University of Utah.
- Kynch G.J. 1952. A theory of sedimentation. *Transactions of the Faraday Society*, 48, 166-176.
- Maskew Fair, Gordon, et.al. 1993. Purificación de aguas y tratamiento y remoción de aguas residuales. *Ingeniería sanitaria y de aguas residuales. LIMUSA-Mex.* 153-216 p.
- Metcalf y Eddy, Inc. 1995. *Ingeniería de aguas residuales. Tratamiento, vertido y reutilización.* 3ª Edició. McGraw-Hill, New York, USA.
- Metclaf & Eddy. 2003. *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal & Reuse.* Mc Graw Hill, 4rd edition.
- 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.
- Moreno Almerich, Amparo. 2006. Estudio de la sedimentabilidad de los fangos secundarios de la depuradora de aguas residuales industriales de Ford España en Almussafes (Valencia). Licenciado en Ciencias Ambientales. Universidad Politécnica de Valencia. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos de Valencia.
- Motulsky H.J. y Christopoulos A. 2003. Fitting models to biological data using linear and nonlinear regression. A practical guide to curve fitting. GraphPad Software Inc., San Diego CA.
- Nerlove M. 2005. On the numerical accuracy of Mathematica 5.0 for doing linear and nonlinear regression. *The Mathematica Journal*, 9,4 824-851.
- Occidental Chemical Chile Limitada. Manual Cloruro Férrico (FeCl₃). Santiago, Chile. Recurso en línea (PDF).
- Oikonomidis, I.; Burrowsb, L.; Carliell-Marquetb, C. 2010. Mode of action of ferric and ferrous iron salts in activated sludge, *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 85, 8.

- Patry G.G. y Takács I. 1992. Settling of Flocculent Suspensions in Secondary Clarifiers. *Water Research*, 26(4), 473-479.
- Piirtola, L.; Hultman, B.; Andersson, M. 1999. Activated Sludge Ballasting in Batch Tests. *Wat. Res. Vol. 33, No. 8*, pp. 1799±1804.
- Piirtola, R.; Vesilind A. 1999. Effect of Mineral Materials and Cations on Activated and Alum Sludge Settling. *Wat. Res. Vol. 34, No. 1*, pp. 191±195.
- Pitman A. R. 1980. Settling properties of extended aeration sludge. *Journal of Water Pollution and Control Federation*, 52, 524-536.
- Richardson J. F. y Zaki W. N. 1954. Sedimentation and fluidisation: Part I. *Trans. Inst. Chem. Eng.*, 32, 35-53.
- Ridell M. D. R., Lee J. s. y Wilson T. E. 1983. Method for estimating the capacities of an activated sludge plant. *Journal of Water Pollution and Control Federation*, 55, 360-368.
- Smolen M. y Ekama G. A. 1984. Comparison of empirical settling velocity equations in flux theory for secondary settling tanks. *Water SA*, 10, 175-184.
- Taylor J. R. 1997. An introduction to error analysis. The study of uncertainties in physical measurements. University Science Books. Sausalito.
- Thomas D. G. 1963. Transport characteristics of suspensions. Relation of hindered settling floc characteristics to rheological parameters. *AIChE Journal*, 9, 310-316.
- Vanderhasselt, A., Verstraete W. 1999. Short-Term Effects of Additives on Sludge Sedimentation Characteristics. *Wat. Res. Vol. 33, No. 2*, pp. 381±390.
- Wentzel, et al. 2000. The use of simultaneous chemical precipitation in modified activated sludge systems exhibiting biological excess phosphate removal. Part 1: Literature review. Department of Civil Engineering, University of Cape Town, Rondebosch 7700, South Africa.
- Wilena, Britt-Marie; Lumleyb Doug; Mattssonb, Ann. 2008. Relationship between floc composition and flocculation and settling properties studied at a full scale activated sludge plant. *Water search* 42.
- Wilena, Britt-Marie; Lumleyb, Doug; Mattssonb, Ann. 2008. Relationship between floc composition and flocculation and settling properties studied at a full scale activated sludge plant. *Water Research* 42, 4404 – 4418.
- Wuhmann, K. 1968. Objective, technology and results of nitrogen and phosphorus removal processes. *Adv. Water Quality Improvement*, Univ. of Texas Press. 21 pp.
- Yeoman S, Steohenson T, Lester Jn. and Perry R. (1988). The removal of phosphorus during waste-water treatment: A review. *Environ. Pollut.* 49 (1988) 183-233.

A N E X O S

ANEXO 1
DETERMINACIÓN DE SÓLIDOS SUSPENDIDOS

Sólidos separados por filtración o centrifugación bajo unas condiciones específicas (4.24.3 de ISO 6107:1989).

- ***Material necesario***

- Equipo de filtración
- Matraz Kitasato de 1 L de capacidad.
- Cápsulas de porcelana 50 ml
- Estufa de desecación
- Balanza de precisión
- Bomba de vacío.
- Papel de filtro de 1,2 μm .
- Probeta de 100 ml.
- Embudo de vidrio.
- Pinzas
- Agua destilada.

- ***Procedimiento operacional***

1. En primer lugar se han de desecar en la estufa tanto las cápsulas como los filtros que vayan a emplearse, durante un tiempo mínimo de 2 horas. La estufa de desecación ha de estar a una temperatura de 105 °C. Una vez transcurrido el tiempo necesario, se sacan los filtros y las cápsulas de la estufa y se enfrían en el desecador. Una vez fríos se pesa una cápsula y un filtro y se anotan los pesos.
2. Se coloca el filtro con la cara lisa hacia abajo en el embudo del sistema de filtración y conectar el sistema de una línea de vacío (o a presión). Para ello se acopla el filtro en el equipo de filtración, se monta sobre el matraz Kitasatos y éste se conecta a la bomba de vacío.
3. Se agitaran energéticamente las botellas con las muestras y rápidamente, de un solo paso, se transfiere un volumen adecuado de muestra a un probeta graduada. Se realiza el filtrado del volumen de muestra, manteniendo el vacío hasta que el filtro comience a secarse. Una vez finalizado el filtrado de la muestra, se retira el

filtro, se coloca en una cápsula de porcelana, para colocarlo en la estufa de desecación a 105 °C.

El volumen de la muestra se elegirá de tal modo que el residuo seco en el filtro, se encuentre dentro del intervalo óptimo de la determinación, es decir, entre 5 mg y 50 mg. Para que sea válido el resultado de la medida, debe obtenerse a partir de un residuo seco que sea como mínimo de 2 mg. Se determinará el volumen de la muestra con una exactitud mínima del 2%.

La diferencia entre el valor que obtenemos en esta pesada y el peso inicial de la cápsula con el filtro seco, representa la cantidad de sólidos suspendidos presentes en la muestra problema.

4. Una vez transcurrido el tiempo necesario para que se haya secado, se saca la cápsula con el filtro de la estufa, se enfría en el desecador y se pesan en una balanza de precisión.
5. Los resultados se expresan en mg de sólidos suspendidos por litro de muestra, mediante la siguiente expresión:

$$\rho = \frac{1000 * (b - a)}{V}$$

ρ : es el contenido de los sólidos en suspensión, en mg/L

b: es la masa del filtro después de la filtración, en mg

a: es la masa del filtro antes de la filtración, en mg

V: es el volumen de la muestras en mililitros. Si la muestra se ha pesado, considerar que 1 g es equivalente a 1 ml.

ANEXO 2

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.

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.

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.

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

$$\text{valor de } X = x \pm \Delta x \quad \text{Ec. 0.1}$$

donde x es el mejor valor estimado de X , y Δx su error definido como positivo. Se considera que es razonable confiar que el valor de X se encuentra entre $x - \Delta x$ y $x + \Delta x$.

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.

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 $x_{verd} + \sigma_x$

$$\sigma_x = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^N (x_i - \bar{x})^2}{N - 1}} \tag{Ec. 0.2}$$

$$\bar{x} = \frac{\sum_{i=1}^N x_i}{N}$$

siendo σ_x la desviación típica y \bar{x} la media de las medidas realizadas.

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:

$$\sigma_{\bar{x}} = \frac{\sigma_x}{\sqrt{N}} \tag{Ec. 0.3}$$

La desviación típica de la media es una buena medida del error (Taylor 1997), de modo que podemos decir:

$$valor\ de\ x = \bar{x} \pm \sigma_{\bar{x}} = \bar{x} \pm \Delta x \tag{Ec. 0.4}$$

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:

$$\text{valor de } x = \bar{x} \pm 2\sigma_x = \bar{x} \pm \Delta x \tag{Ec. 0.5}$$

En este caso esperamos que el 95% de cualquier medida de x se encuentre en el rango $\bar{x} \pm 2\sigma_x$. La elección más común 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.

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 (Δy) y los errores de los parámetros a y b estimados (Δa y Δb) como (Taylor 1997):

$$\Delta y = \sigma_y = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^N (y_i - a - b x_i)^2}{N - 2}}$$

$$\Delta a = \sigma_a = \sigma_y \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^N x_i^2}{N \sum_{i=1}^N x_i^2 - \left(\sum_{i=1}^N x_i\right)^2}} \tag{Ec. 0.6}$$

$$\Delta b = \sigma_b = \sigma_y \sqrt{\frac{N}{N \sum_{i=1}^N x_i^2 - \left(\sum_{i=1}^N x_i\right)^2}}$$

Del mismo modo se pueden calcular las desviaciones típicas de los parámetros en una regresión no lineal y por lo tanto sus errores.

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

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

, podemos obtener el error de q (Δq) en función de los errores de las variables ($\Delta x, \Delta y, \dots, \Delta z$) del siguiente modo (Rabinovich 2005, Taylor 1997):

$$\Delta q = \left| \frac{\partial f}{\partial x} \right| \Delta x + \dots + \left| \frac{\partial f}{\partial y} \right| \Delta y + \left| \frac{\partial f}{\partial z} \right| \Delta z$$

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

ANEXO 3

REPRESENTACIÓN DE LA ALTURA DE LA INTERFASE FANGO SOBRENADANTE DEL FANGO EN FUNCIÓN DEL TIEMPO PARA LOS ENSAYOS REALIZADOS

Anexo 3.1 Determinación de la velocidad de sedimentación de los fangos activados originales (Apartado 4.2.1)

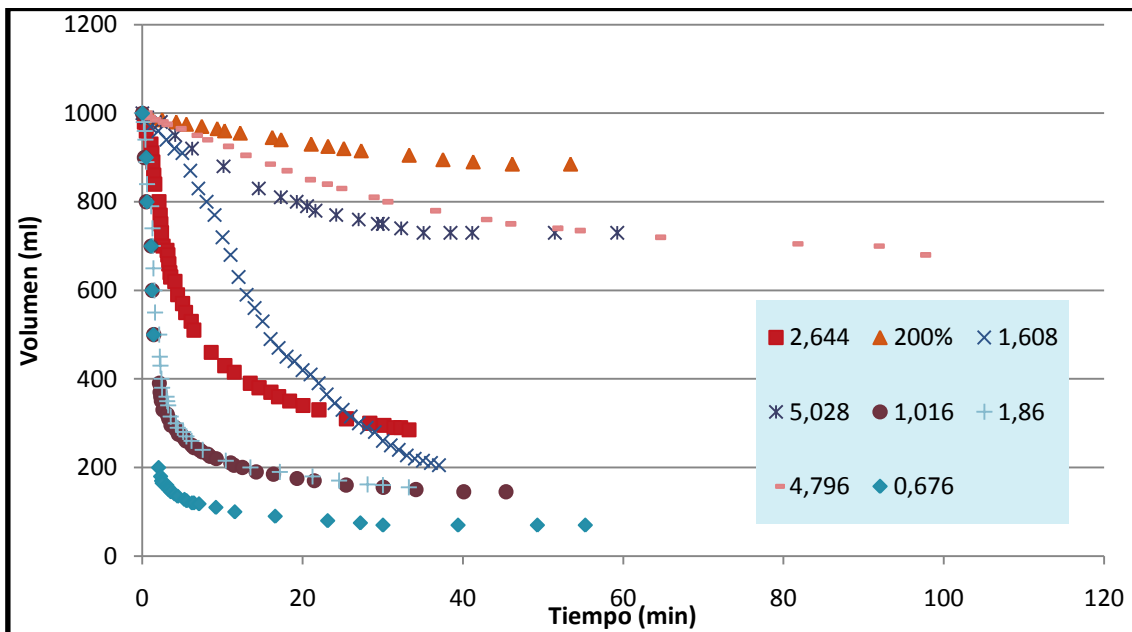


Gráfico 45. Representación del volumen de la interfase fango-sobrenadante (ml) en función del tiempo (min) para distintas concentraciones de sólidos (g/L) en el ensayo realizado el 21/09/2011.

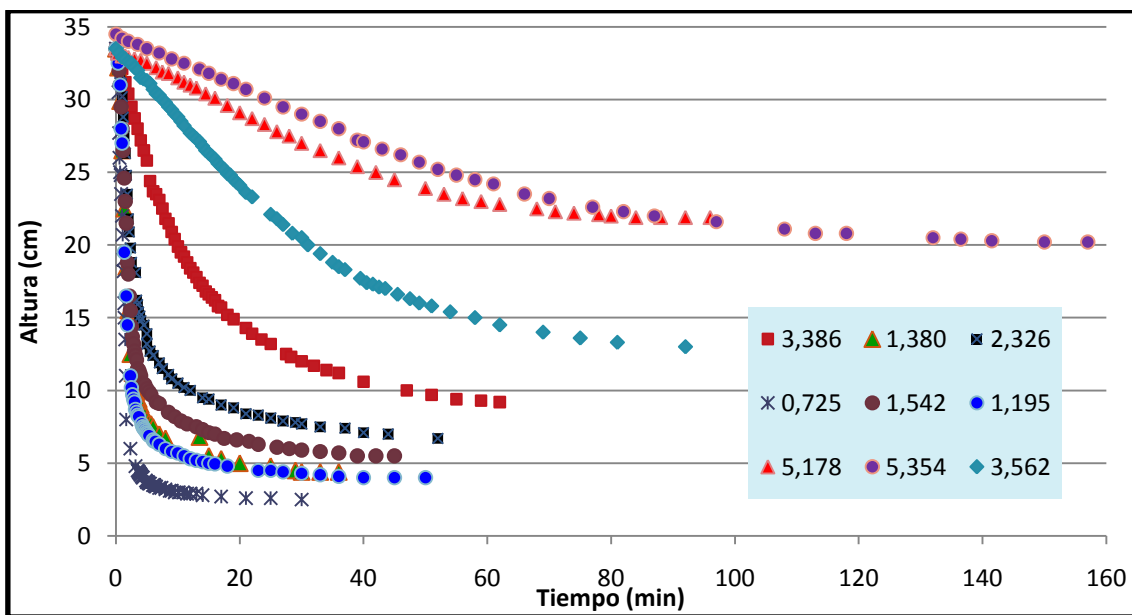


Gráfico 46. Representación altura de la interfase fango-sobrenadante (cm) en función del tiempo (min) para distintas concentraciones de sólidos (g/L) en el ensayo realizado el 28/09/2011.

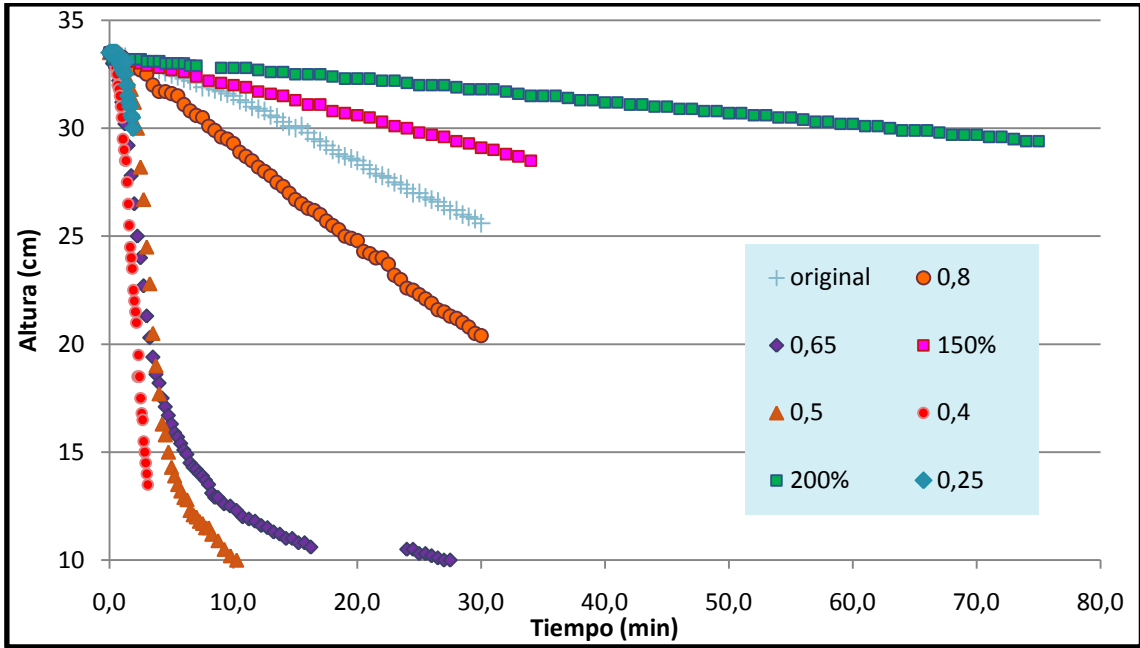


Gráfico 47. . Representación altura de la interfase fango-sobrenadante (cm) en función del tiempo (min) para distintas concentraciones de sólidos (g/L) en el ensayo realizado el 11/11/2011.

Anexo 3.2 Adición de cloruro férrico sin ajustar el pH (Apartado 4.3.1)

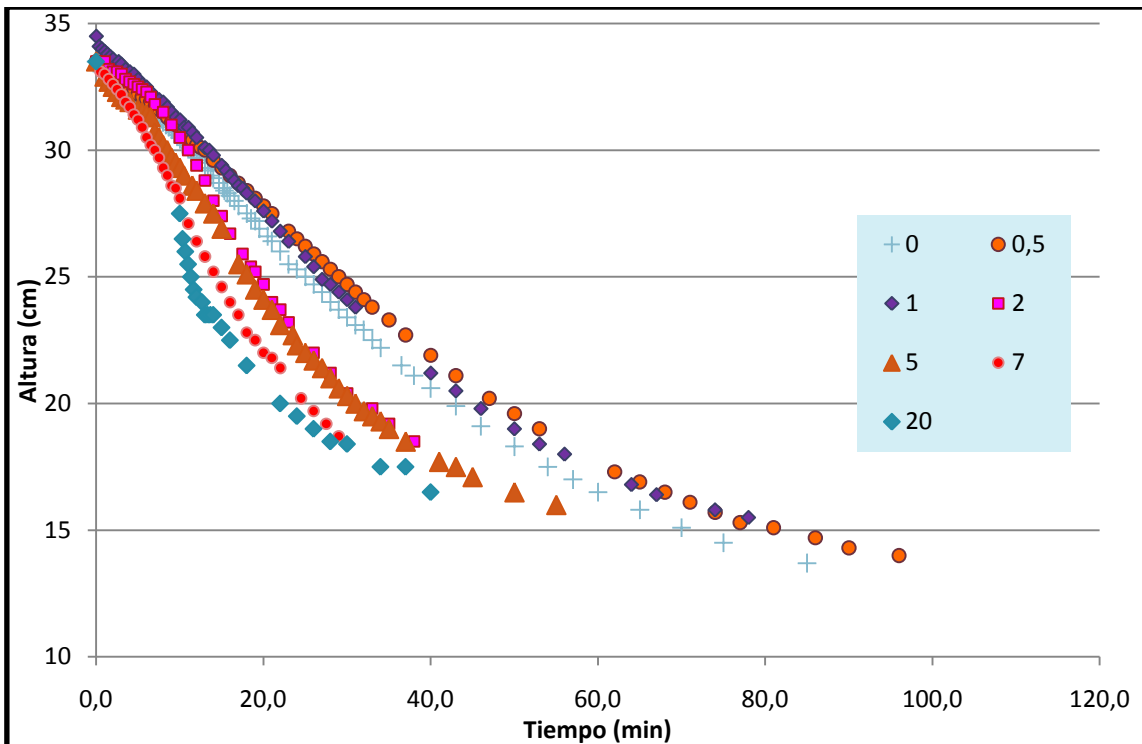


Gráfico 48. Representación altura de la interfase fango-sobrenadante (cm) en función del tiempo (min) para distintas dosis de FeCl₃ (ml de solución) en el ensayo realizado el 06/10/2011, con SSo = 3,543 g/L

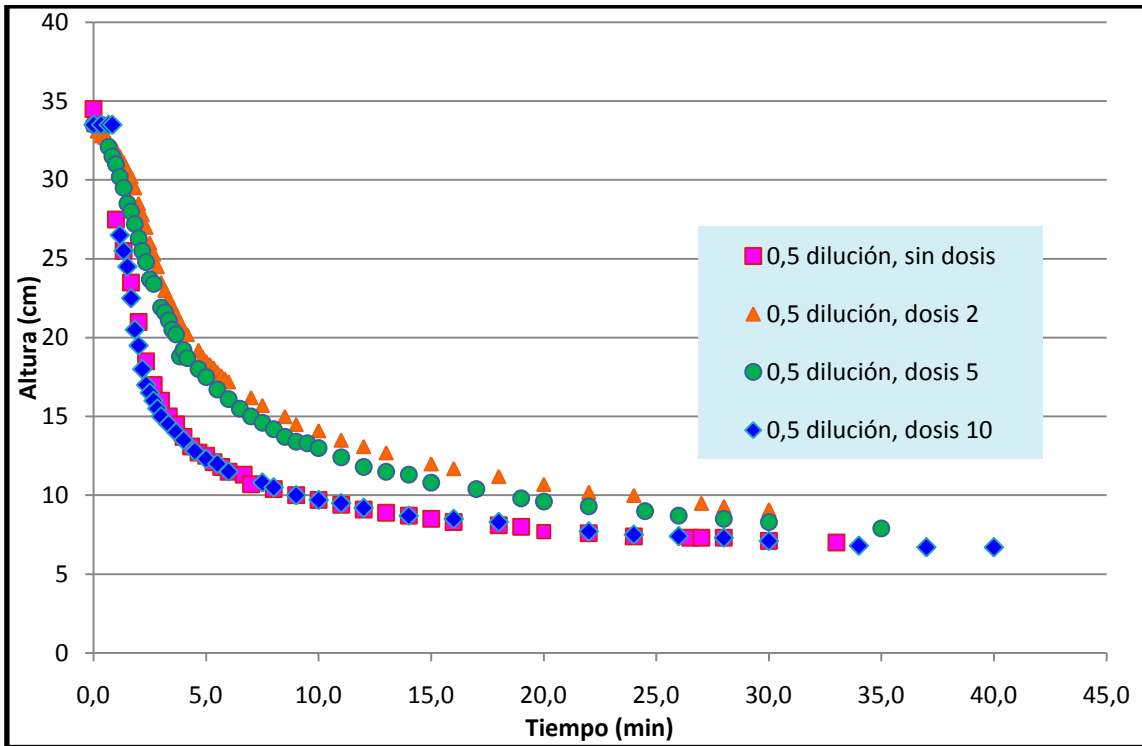


Gráfico 49. Representación altura de la interfase fango-sobrenadante (cm) en función del tiempo (min) para distintas dosis de FeCl₃ (ml de solución) en el ensayo realizado el 06/10/2011, con SSo = 1,69 g/L.

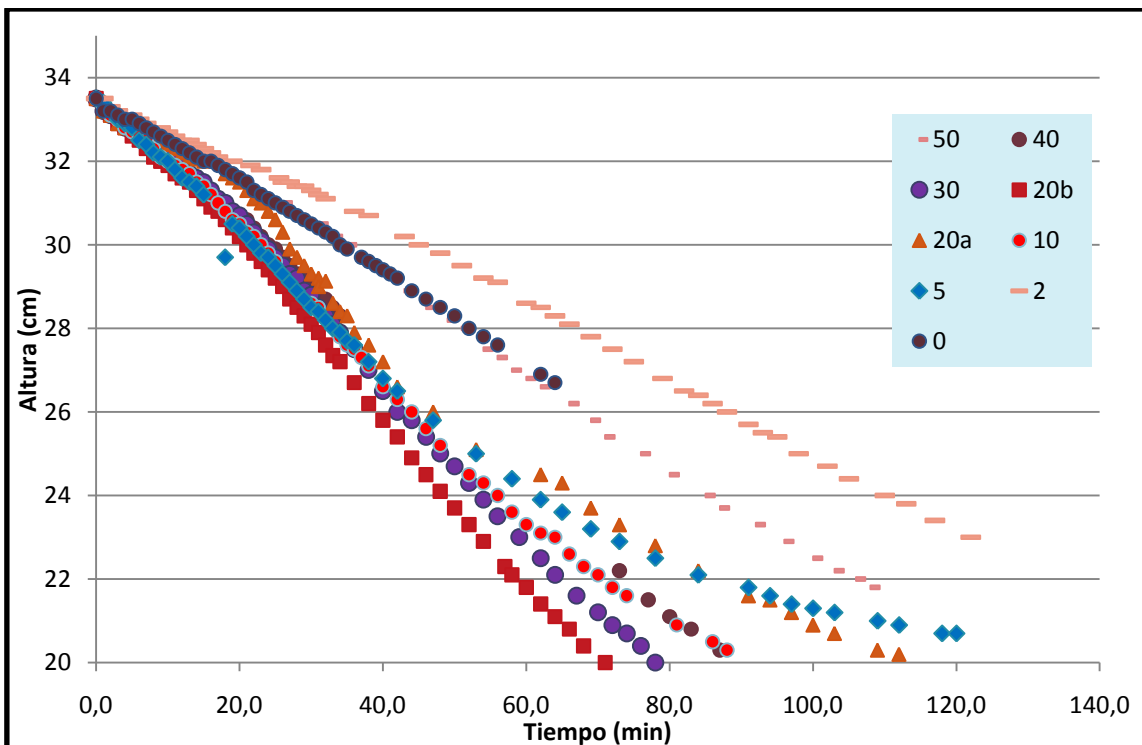


Gráfico 50. Representación altura de la interfase fango-sobrenadante (cm) en función del tiempo (min) para distintas dosis de FeCl₃ (ml de solución) en el ensayo realizado el 14/10/2011, con SSo = 3,507 g/L

Anexo 3.3 Adición de cloruro férrico ajustando el pH a 6, 7 y 8 durante el proceso de coagulación (Apartado 4.3.2)

- Adición de cloruro férrico ajustando el pH a 6.

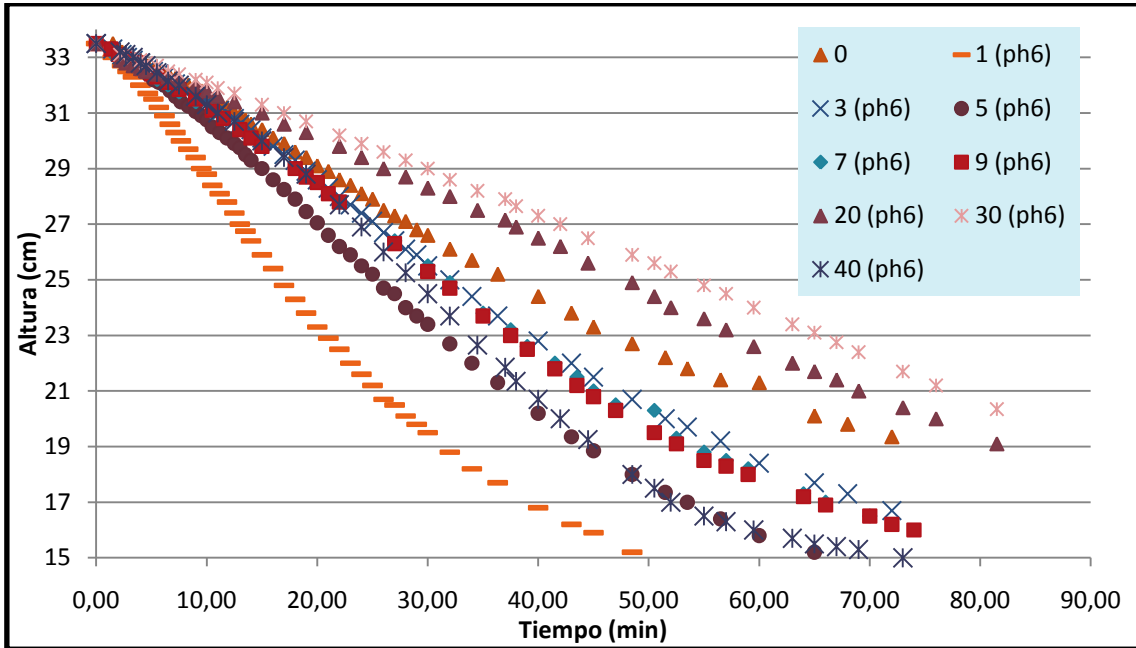


Gráfico 51. Representación altura de la interfase fango-sobrenadante (cm) en función del tiempo (min) para distintas dosis de FeCl₃ (ml de solución) en el ensayo realizado el 22/11/2011, con SSo = 3.228 g/L y ajustando el pH a 6.

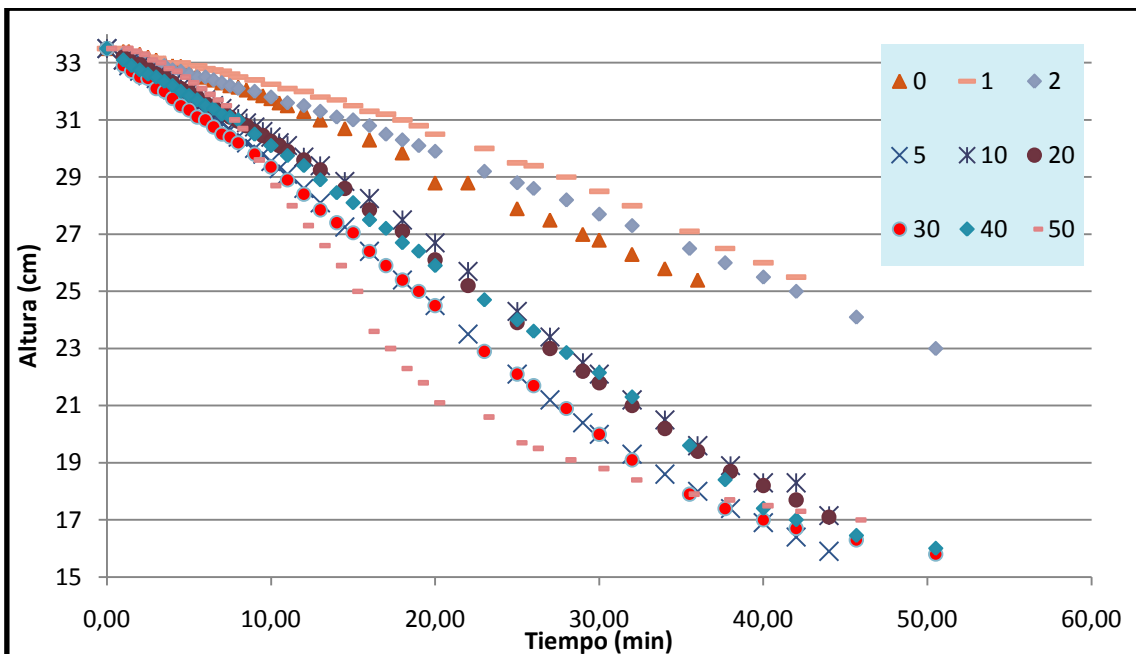


Gráfico 52. Representación altura de la interfase fango-sobrenadante (cm) en función del tiempo (min) para distintas dosis de FeCl₃ (ml de solución) en el ensayo realizado el 18/11/2011, con SSo = 3,09 g/L y ajustando el pH a 6.

- Adición de cloruro férrico ajustando el pH a 7

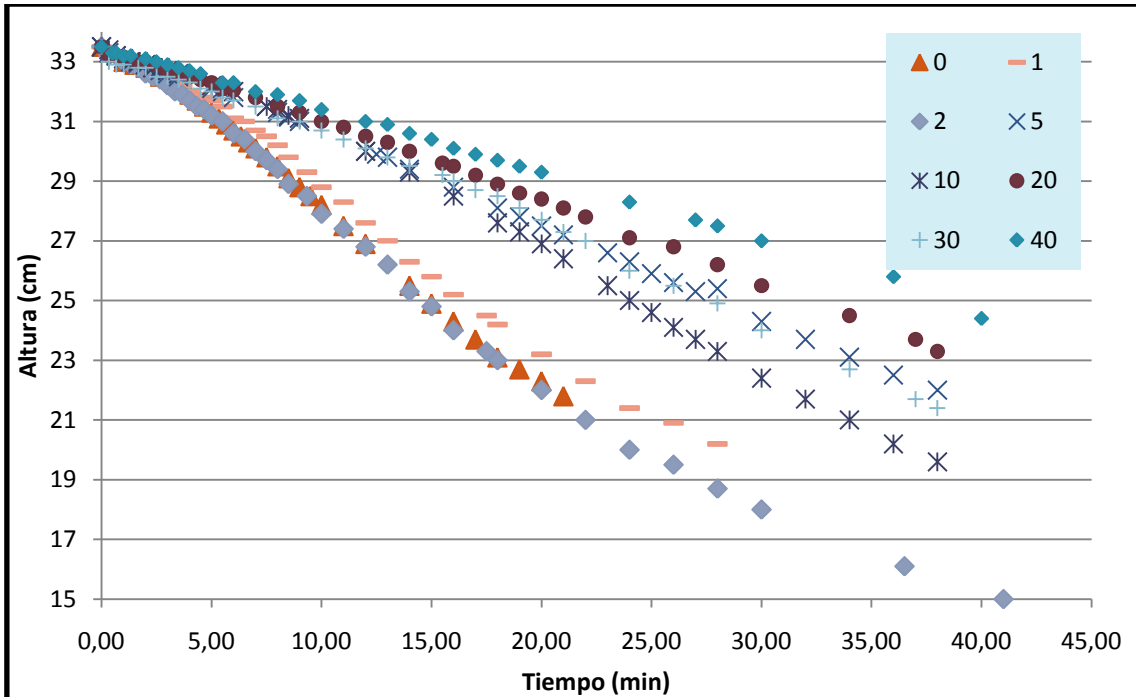


Gráfico 53. Representación altura de la interfase fango-sobrenadante (cm) en función del tiempo (min) para distintas dosis de FeCl₃ (ml de solución) en el ensayo realizado el 18/11/2011, con SSo = 3,7 g/L y ajustando el pH a 7.

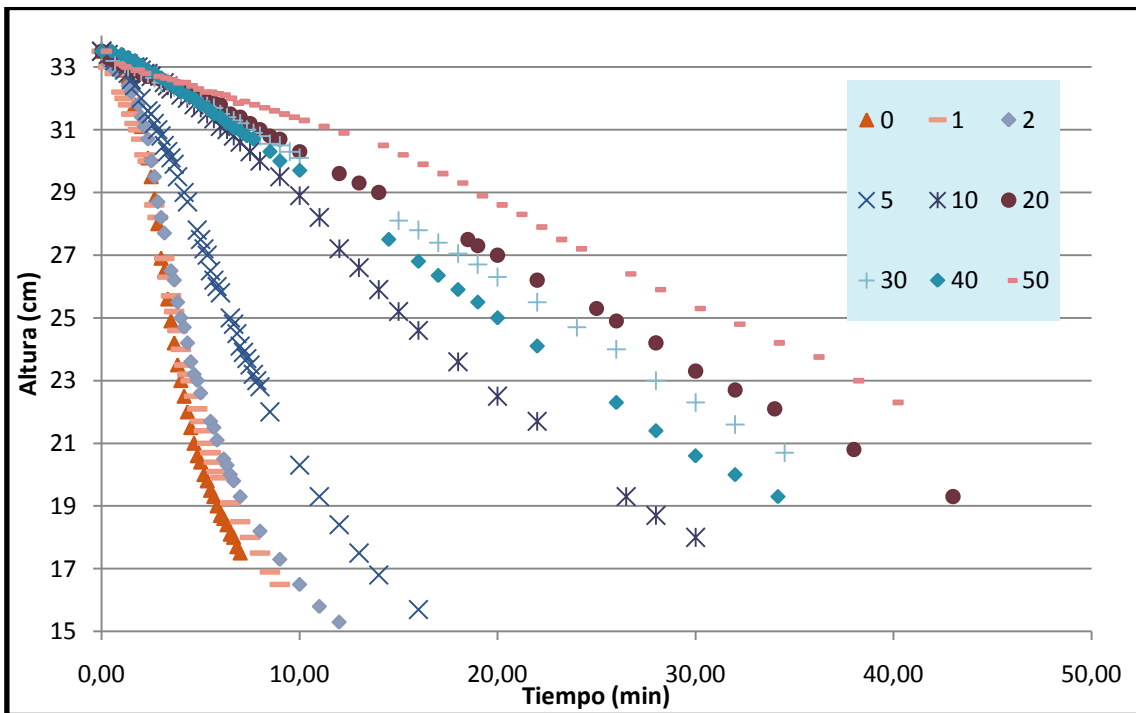


Gráfico 54. Representación altura de la interfase fango-sobrenadante (cm) en función del tiempo (min) para distintas dosis de FeCl₃ (ml de solución) en el ensayo realizado el 18/11/2011, con SSo = 2,2 g/L y ajustando el pH a 7.

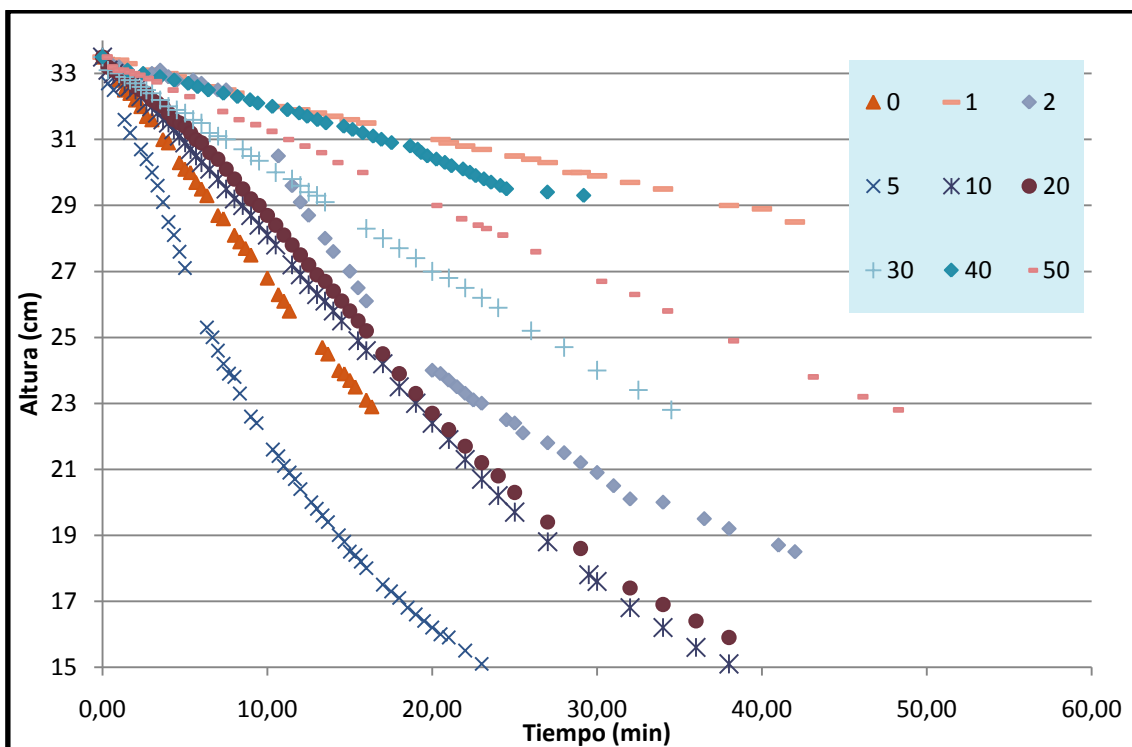


Gráfico 55. Representación altura de la interfase fango-sobrenadante (cm) en función del tiempo (min) para distintas dosis de FeCl₃ (ml de solución) en el ensayo realizado el 14/11/2011, con SSo = 2,2 g/L y ajustando el pH a 7.

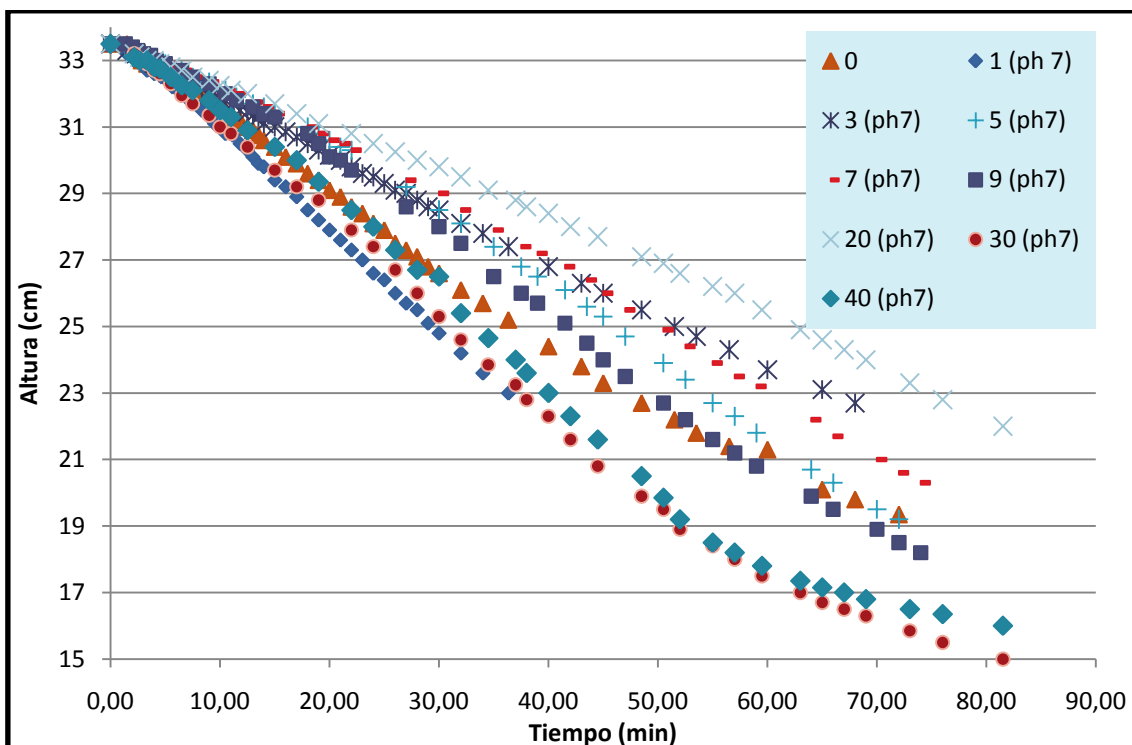


Gráfico 56. Representación altura de la interfase fango-sobrenadante (cm) en función del tiempo (min) para distintas dosis de FeCl₃ (ml de solución) en el ensayo realizado el 22/11/2011, con SSo = 3,228 g/L y ajustando el pH a 7.

- Adición de cloruro férrico ajustando el pH a 8.

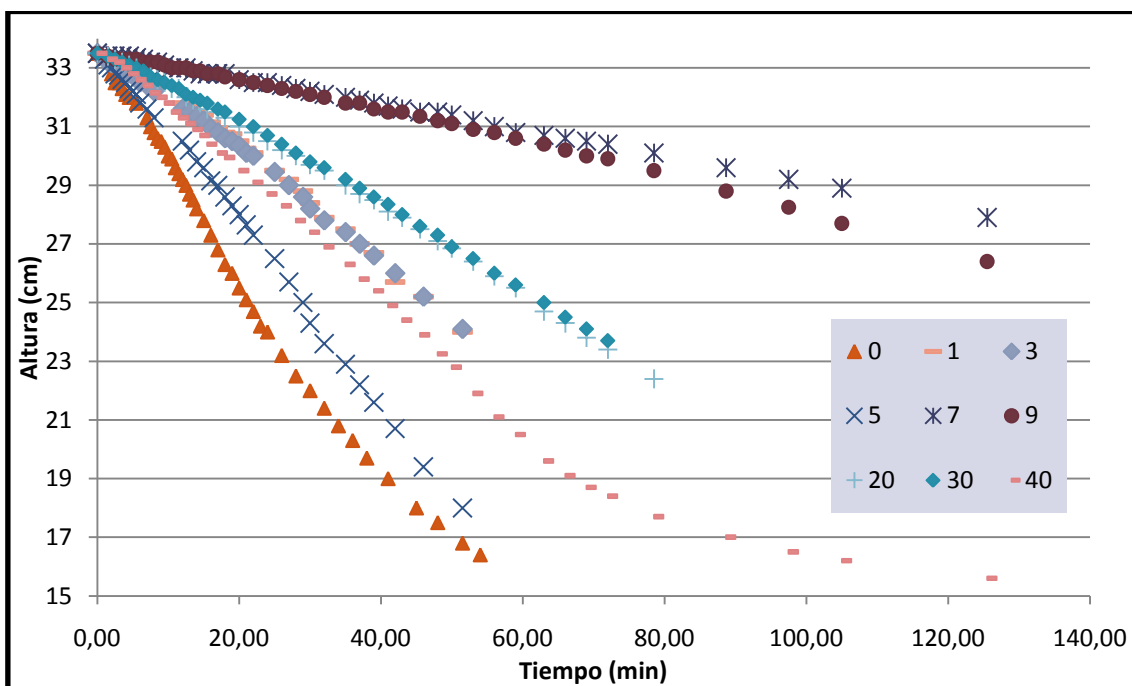


Gráfico 57. Representación altura de la interfase fango-sobrenadante (cm) en función del tiempo (min) para distintas dosis de FeCl₃ (ml de solución) en el ensayo realizado el 24/11/2011, con SSo = 2,662 g/L y ajustando el pH a 8.

Anexo 3.4 Adición del cloruro férrico previamente neutralizado a pH 7 (Apartado 4.3.3)

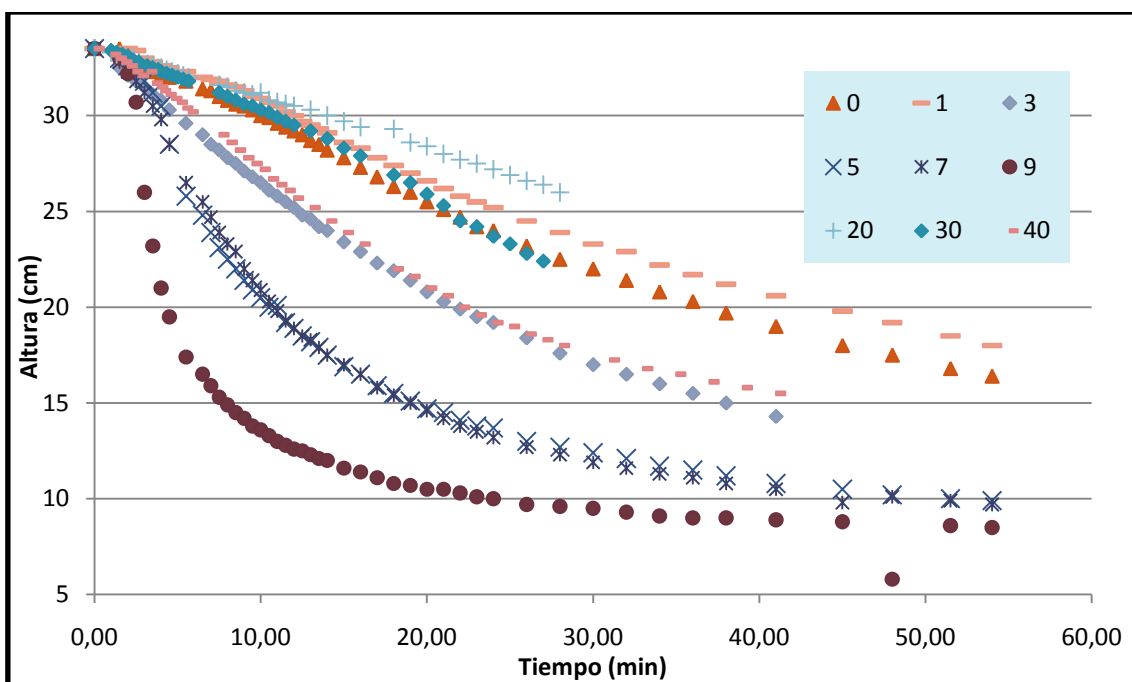


Gráfico 58. Representación altura de la interfase fango-sobrenadante (cm) en función del tiempo (min) para distintas dosis de FeCl₃ (ml de solución) previamente neutralizado en el ensayo realizado el 24/11/2011, con SSo = 2,662 g/L.

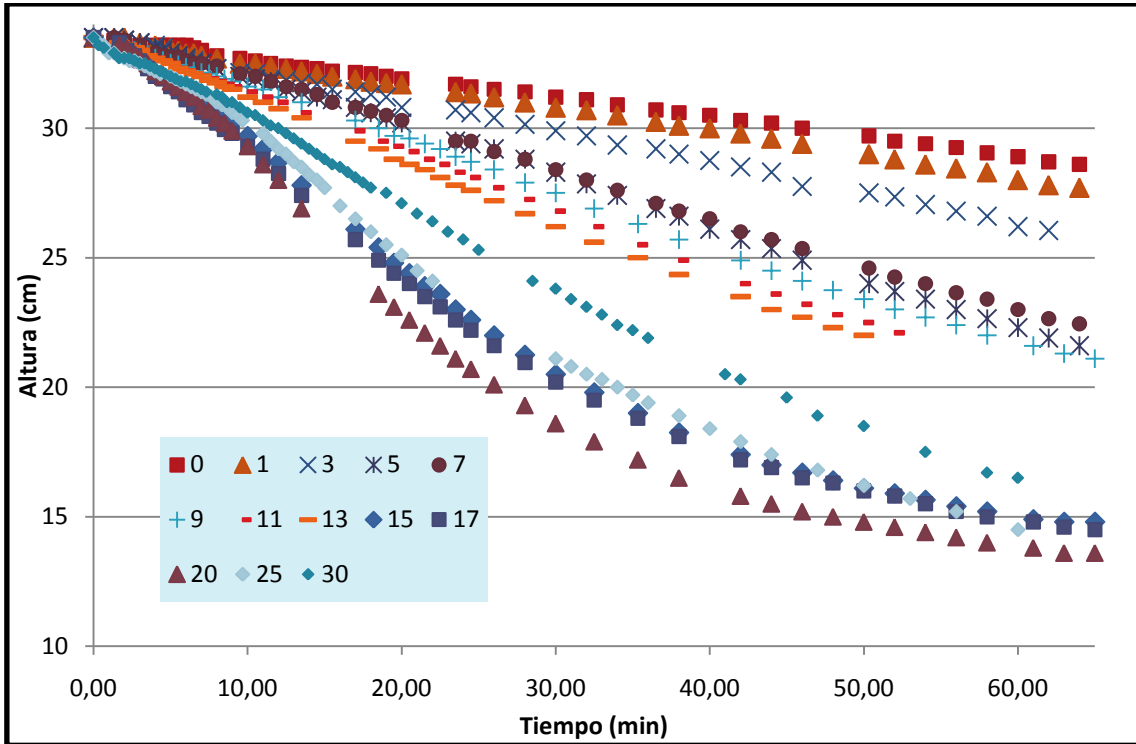


Gráfico 59. Representación altura de la interfase fango-sobrenadante (cm) en función del tiempo (min) para distintas dosis de FeCl₃ (ml de solución) previamente neutralizado en el ensayo realizado el 28/11/2011, con SSo = 4,88 g/L.

Anexo 3.5 Modelización de la velocidad de sedimentación del fango activado con adición de cloruro férrico neutralizado a pH 7 (Apartado 4.4)

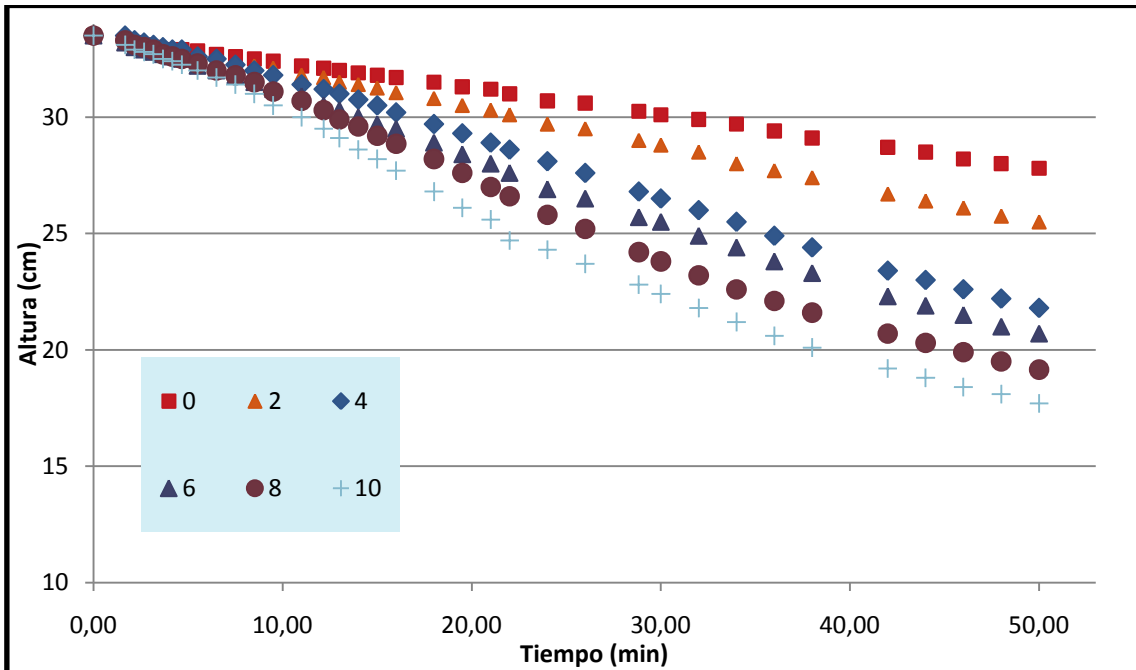


Gráfico 60. Representación altura de la interfase fango-sobrenadante (cm) en función del tiempo (min) para distintas dosis de FeCl₃ (ml de solución) previamente neutralizado en el ensayo realizado el 30/11/2011, con SSo = 3,840 g/L.

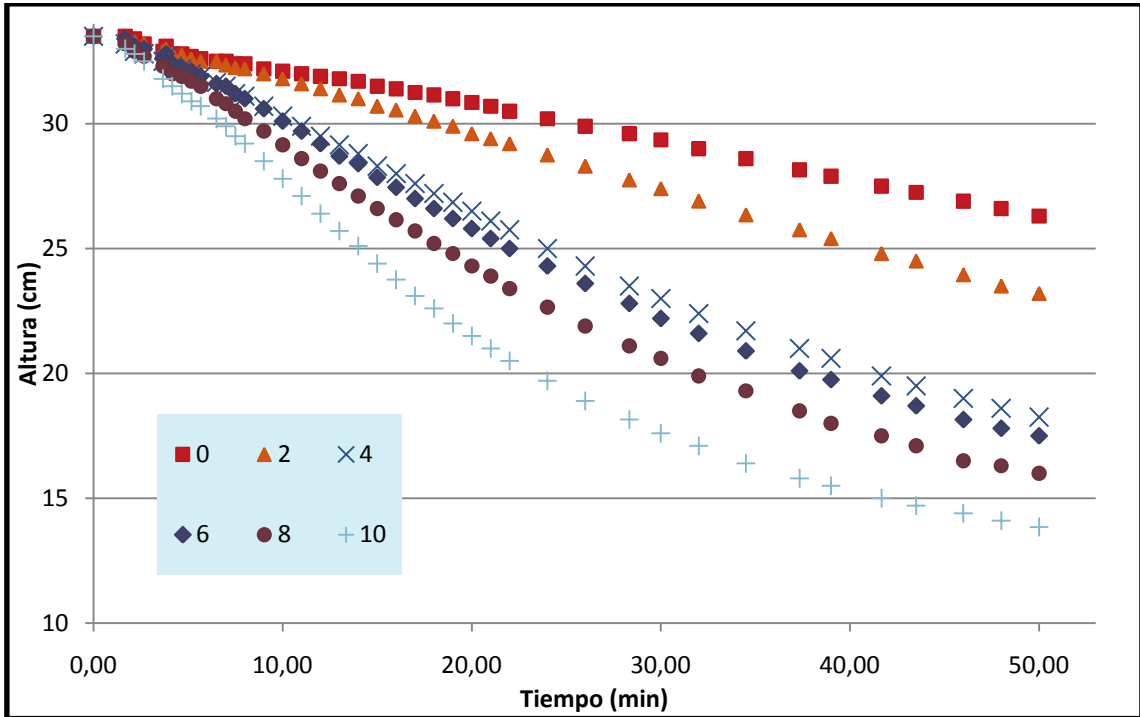


Gráfico 61. Representación altura de la interfase fango-sobrenadante (cm) en función del tiempo (min) para distintas dosis de FeCl₃ (ml de solución) previamente neutralizado en el ensayo realizado el 30/11/2011, con SSo = 3,256 g/L.

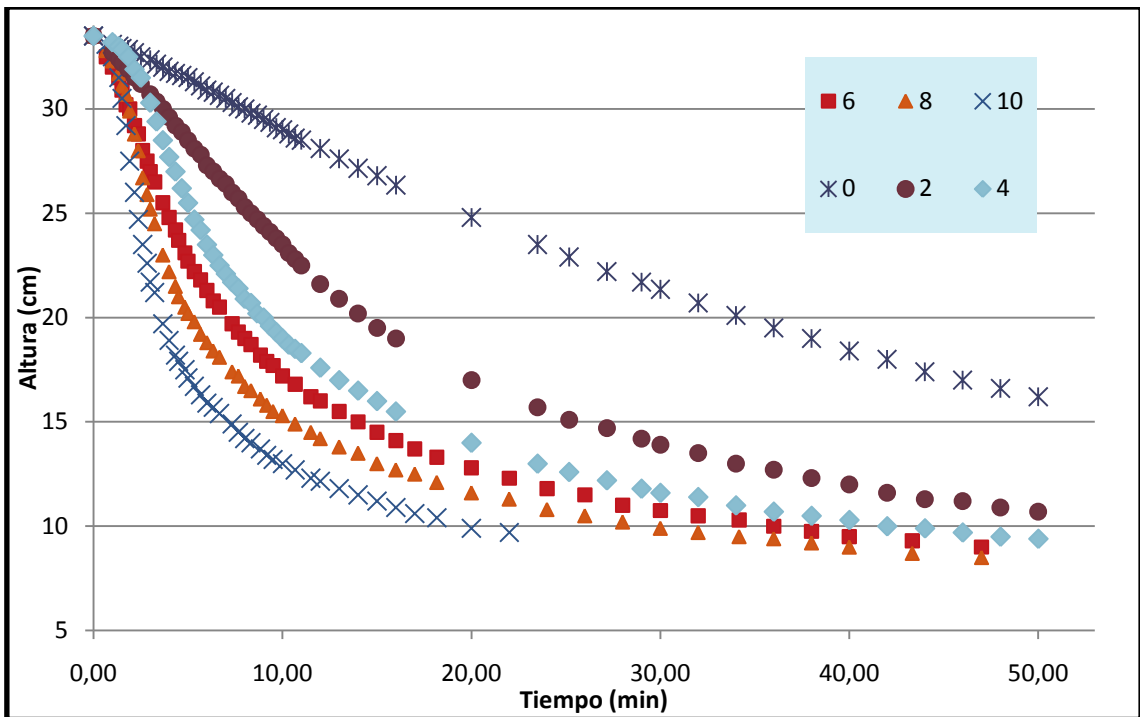


Gráfico 62. Representación altura de la interfase fango-sobrenadante (cm) en función del tiempo (min) para distintas dosis de FeCl₃ (ml de solución) previamente neutralizado en el ensayo realizado el 30/11/2011, con SSo = 2,284 g/L.

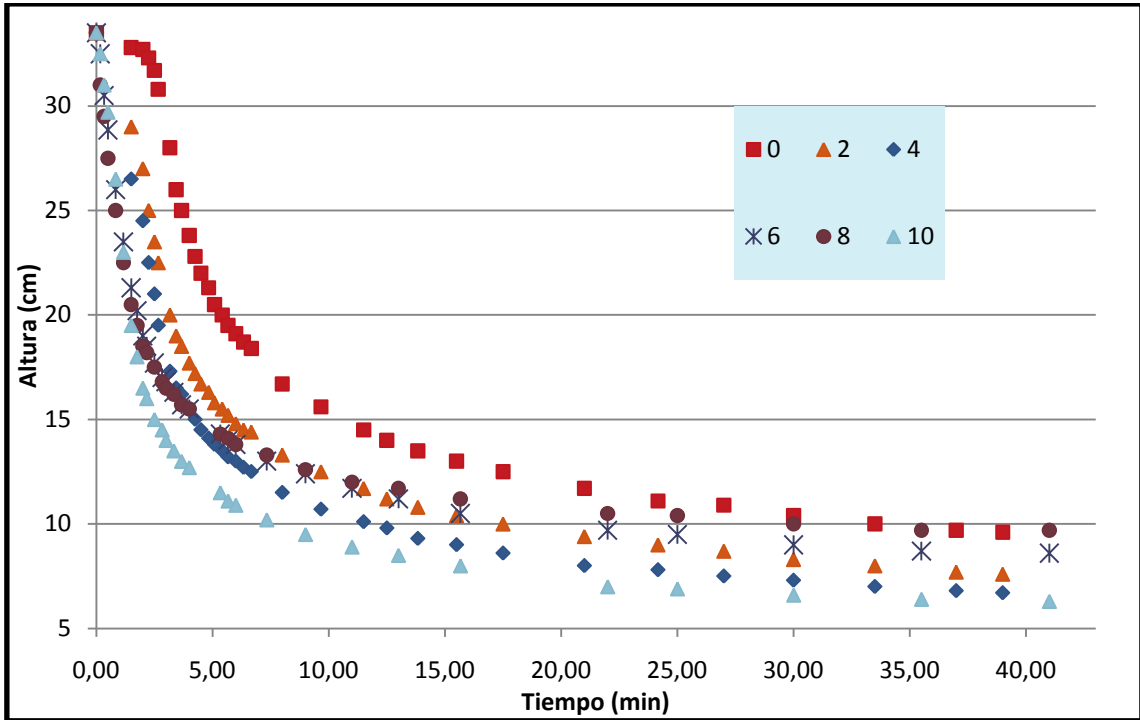


Gráfico 63. Representación altura de la interfase fango-sobrenadante (cm) en función del tiempo (min) para distintas dosis de FeCl₃ (ml de solución) previamente neutralizado en el ensayo realizado el 07/12/2011, con SSo = 1,770 g/L.

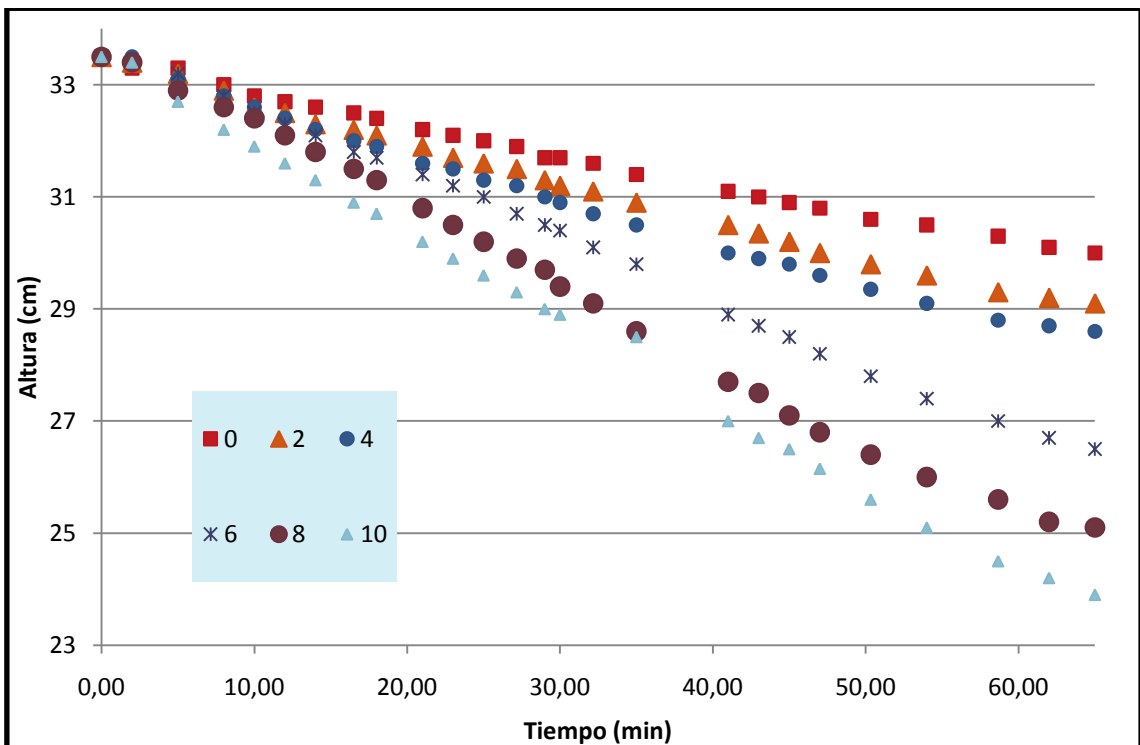


Gráfico 64. Representación altura de la interfase fango-sobrenadante (cm) en función del tiempo (min) para distintas dosis de FeCl₃ (ml de solución) previamente neutralizado en el ensayo realizado el 07/12/2011, con SSo = 5,180 g/L.

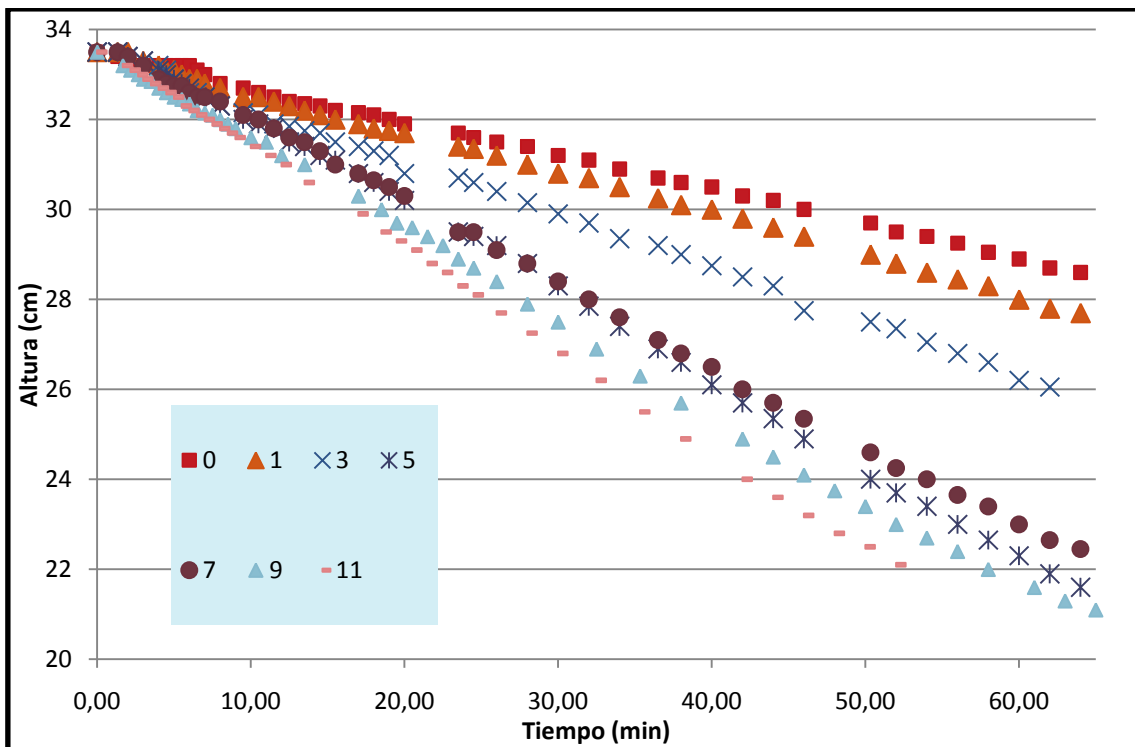
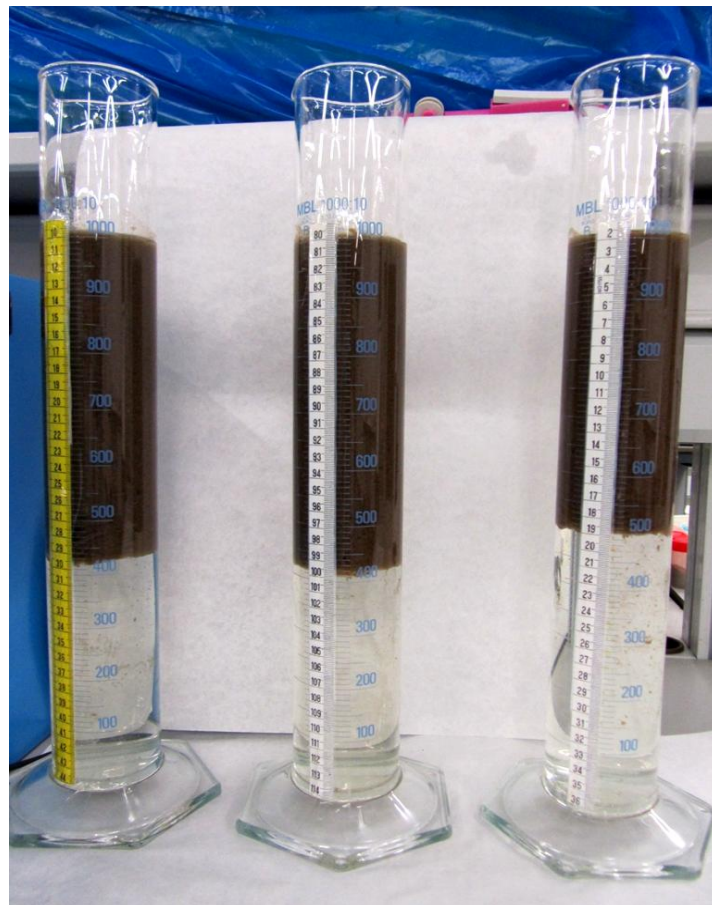
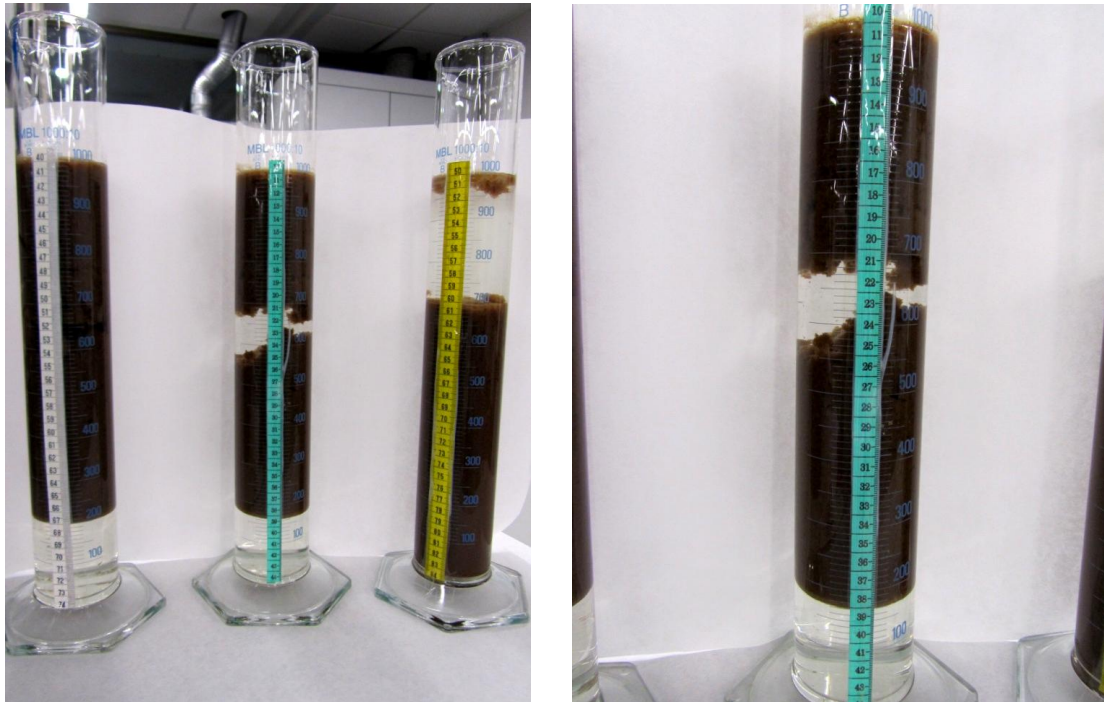


Gráfico 65. Representación altura de la interfase fango-sobrenadante (cm) en función del tiempo (min) para distintas dosis de FeCl₃ (ml de solución) previamente neutralizado en el ensayo realizado el 28/11/2011, con SSo = 4,888 g/L.

ANEXO 4

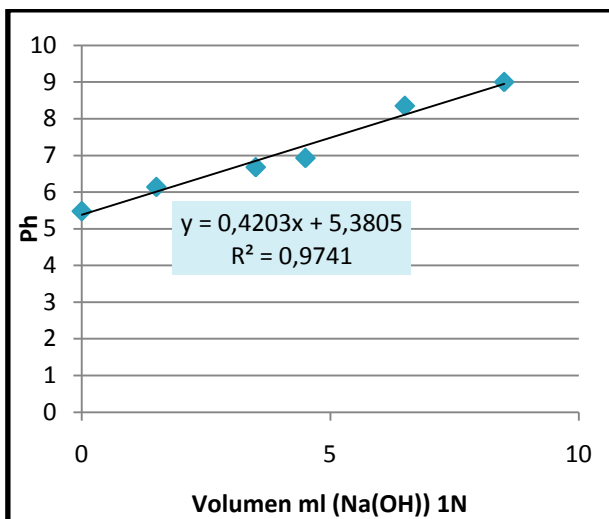
FLOTACIÓN DE FANGOS



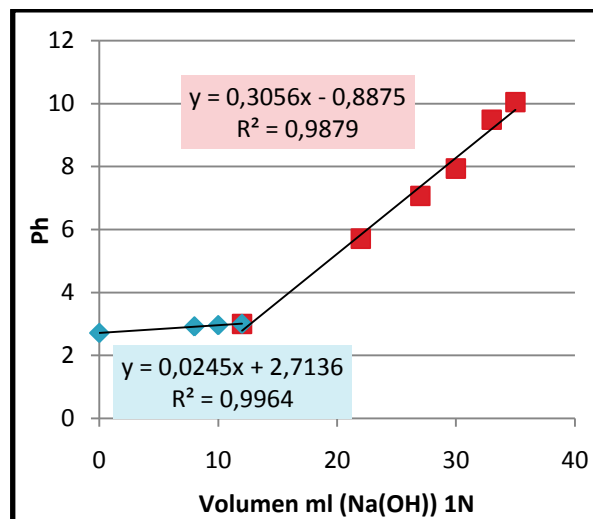
Fotografías del ensayo realizado el día 30/09/2011, para el apartado 4.2.1.

ANEXO 5

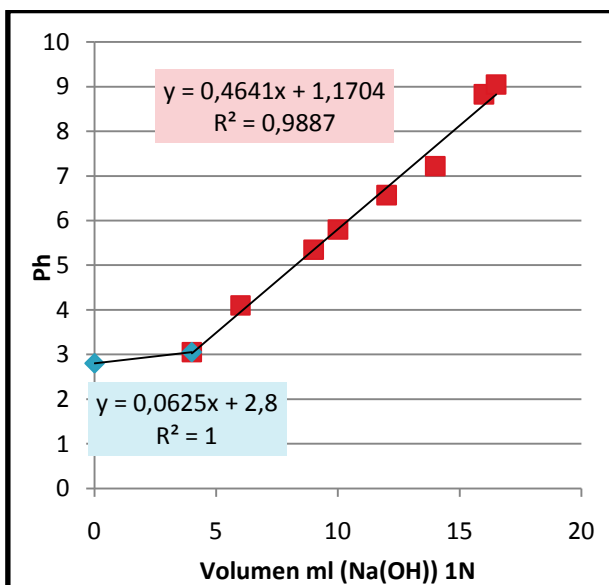
RESULTADOS DEL AJUSTE DEL PH EN EL SOBRENADANTE



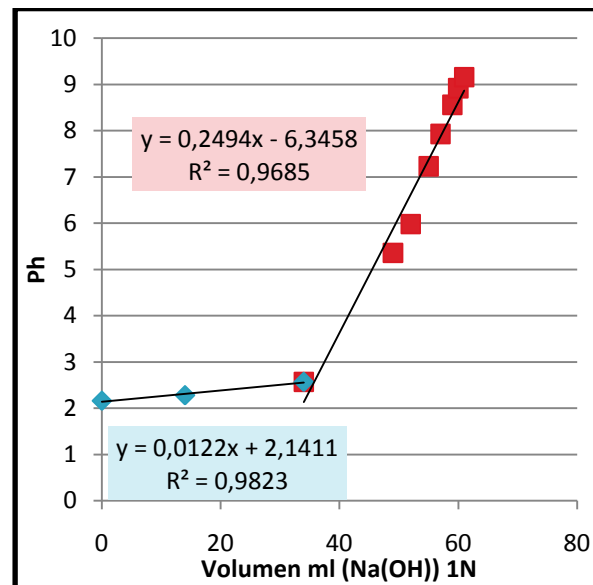
1	Dosis = 2 ml
p _{ho}	7,32
p _{hf}	5,48



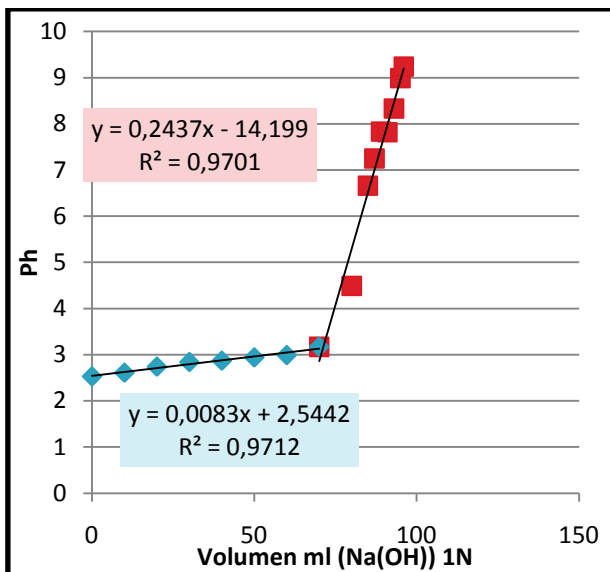
3	Dosis = 10 ml
p _{ho}	7,3
p _{hf}	2,71



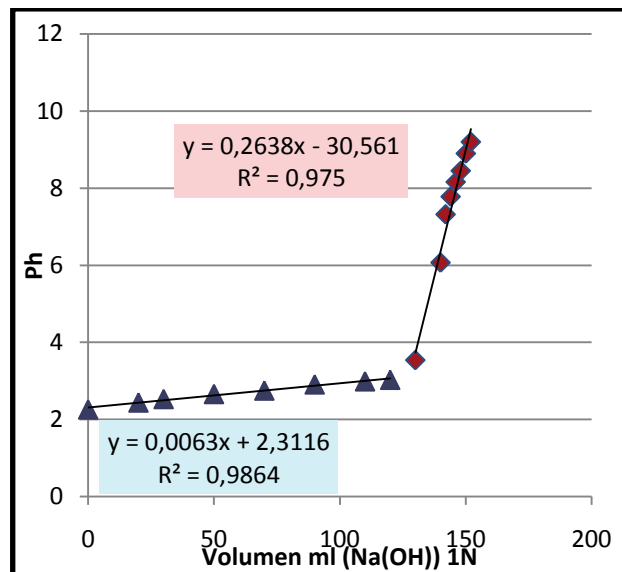
2	Dosis = 5ml
p _{ho}	7,38
p _{hf}	2,8



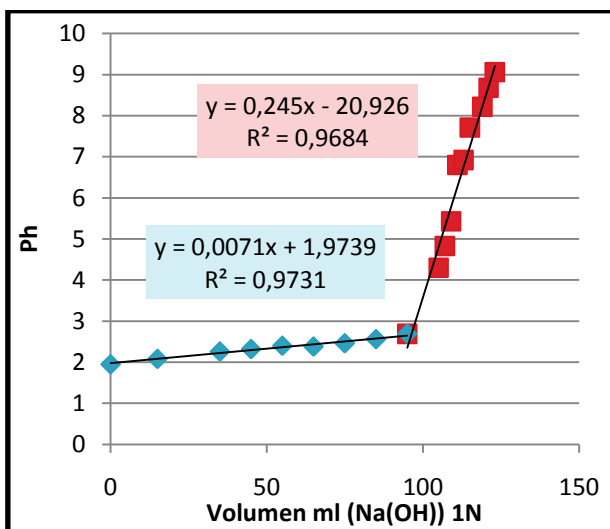
4	Dosis = 20 ml
p _{ho}	7,28
p _{hf}	2,16



5	Dosis= 30 ml
p _{ho}	7,29
p _{hf}	2,53



7	Dosis = 50 ml
p _{ho}	7,3
p _{hf}	2,26



6	Dosis = 40 ml
p _{ho}	7,3
p _{hf}	1,95

