



UNIVERSITAT
POLITÈCNICA
DE VALÈNCIA

ESCUELA TÉCNICA SUPERIOR
DE INGENIEROS DE CAMINOS,
CANALES Y PUERTOS



DESARROLLO DE UN MODELO MATEMÁTICO PARA EL DISEÑO Y LA GESTIÓN DE HUMEDALES ARTIFICIALES SUBSUPERFICIALES.

APLICACIÓN AL HUMEDAL ARTIFICIAL SUBSUPERFICIAL DE FLUJO HORIZONTAL DE CARRÍCOLA (VALENCIA).

TRABAJO FINAL DE MÁSTER

Titulación: MÁSTER UNIVERSITARIO EN INGENIERÍA DE CAMINOS, CANALES Y PUERTOS

Especialidad: TRATAMIENTO DE AGUAS

Curso: 2016/2017

Autora: MIRIAM INMACULADA FERNÁNDEZ GONZALVO

Tutor: MIGUEL MARTÍN MONERRIS

Cotutora: CARMEN HERNÁNDEZ CRESPO

VALENCIA, JULIO DE 2017

ÍNDICE DE DOCUMENTOS

- DOCUMENTO N° 1. MEMORIA

- DOCUMENTO N° 2. ANEXO 1.
DEFINICIÓN DEL MODELO EN EL SOFTWARE AQUASIM

- DOCUMENTO N° 3. ANEXO 2.
REGISTRO FOTOGRÁFICO DE LA VEGETACIÓN EN EL TRATAMIENTO SECUNDARIO

DOCUMENTO N° 1. MEMORIA

DESARROLLO DE UN MODELO MATEMÁTICO PARA EL DISEÑO Y LA GESTIÓN DE HUMEDALES ARTIFICIALES SUBSUPERFICIALES.
APLICACIÓN AL HUMEDAL ARTIFICIAL SUBSUPERFICIAL DE FLUJO HORIZONTAL DE CARRÍCOLA (VALENCIA).

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN	1
1.1. DEPURACIÓN EN PEQUEÑAS POBLACIONES.....	1
1.2. HUMEDALES ARTIFICIALES. DEFINICIÓN, TIPOLOGÍAS Y ESQUEMAS DE FUNCIONAMIENTO HABITUALES.....	2
1.2.1. CONCEPTO DE HUMEDAL ARTIFICIAL	2
1.2.2. TIPOLOGÍAS DE HUMEDALES ARTIFICIALES	3
1.2.2.1. HUMEDALES ARTIFICIALES DE FLUJO SUPERFICIAL (HAFS).....	4
1.2.2.2. HUMEDALES ARTIFICIALES DE FLUJO SUBSUPERFICIAL (HAFSS).....	4
1.2.3. ESQUEMAS DE FUNCIONAMIENTO HABITUALES.....	6
1.2.3.1. ESQUEMA DE FUNCIONAMIENTO HABITUAL CON HAFS.....	6
1.2.3.2. ESQUEMA DE FUNCIONAMIENTO HABITUAL CON HAFSS.....	6
1.2.3.3. OTROS ESQUEMAS DE FUNCIONAMIENTO.....	8
1.3. MARCO NORMATIVO.....	10
1.4. NECESIDAD DE HERRAMIENTAS MATEMÁTICAS PARA EL DISEÑO Y LA GESTIÓN DE HUMEDALES ARTIFICIALES.....	12
2. OBJETIVOS Y ESTRUCTURA DEL TRABAJO	13
3. ESTADO DEL ARTE DE LA MODELACIÓN MATEMÁTICA PARA LA SIMULACIÓN DE HUMEDALES ARTIFICIALES.....	14
3.1. DEFINICIÓN Y TIPOS DE MODELOS	14
3.1.1. MODELOS DE TIPO “CAJA NEGRA” O EMPÍRICOS	14
3.1.2. MODELOS MECANICISTAS O BASADOS EN PROCESOS	15
3.2. MODELACIÓN DE HUMEDALES ARTIFICIALES SUBSUPERFICIALES.....	16
3.2.1. MODELACIÓN DE HUMEDALES ARTIFICIALES SUBSUPERFICIALES DE FLUJO HORIZONTAL	17
3.2.2. MODELACIÓN DE HUMEDALES ARTIFICIALES SUBSUPERFICIALES DE FLUJO VERTICAL .	19
3.3. MODELOS MECANICISTAS MÁS UTILIZADOS HISTÓRICAMENTE PARA LA MODELACIÓN DE HUMEDALES ARTIFICIALES DE FLUJO SUBSUPERFICIAL.....	19
3.3.1. CW2D.....	19
3.3.2. CWM1.....	20
3.4. MODELOS IMPLEMENTADOS NUMÉRICAMENTE PARA LA SIMULACIÓN DE HUMEDALES ARTIFICIALES.....	21
3.4.1. FITOVERT	21
3.4.2. PHWAT.....	22
3.4.3. BIO-PORE	22

3.4.4. HYDRUS-2D-CW2D.....	22
3.4.5. HYDRUS-2D-CWM1.....	23
3.4.6. AQUASIM-CWM1.....	23
3.4.7. CWM1-RETRASO.....	23
4. DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO: ESTACIÓN DEPURADORA DE AGUA RESIDUAL URBANA DE CARRÍCOLA (VALENCIA)	26
4.1. GENERALIDADES	26
4.1.1. MARCO GEOGRÁFICO	26
4.1.2. CLIMATOLOGÍA.....	26
4.1.3. USOS DEL SUELO Y ECONOMÍA.....	29
4.1.4. DEMOGRAFÍA.....	29
4.2. DESCRIPCIÓN DEL EMPLAZAMIENTO Y DEL ESQUEMA DE TRATAMIENTO DE LA ESTACIÓN DEPURADORA DE AGUAS RESIDUALES URBANAS DE CARRÍCOLA.	30
4.2.1. EMPLAZAMIENTO	30
4.2.2. SITUACIÓN PREVIA AL ACTUAL SISTEMA DE TRATAMIENTO	31
4.2.3. ESTACIÓN DEPURADORA DE AGUAS RESIDUALES URBANAS DE CARRÍCOLA (VALENCIA).....	32
4.2.3.1. PRETRATAMIENTO	33
4.2.3.2. TRATAMIENTO PRIMARIO.....	34
4.2.3.3. TRATAMIENTO SECUNDARIO.....	35
4.2.3.4. CONDUCCIONES, ARQUETAS Y VERTIDO	38
4.2.3.5. VALLADO EXTERIOR DE LAS PARCELAS Y OTROS.....	42
4.2.4. MANTENIMIENTO PERIÓDICO DE LA INSTALACIONES.....	43
5. TOMA DE DATOS EN CAMPO Y ANÁLISIS DE LABORATORIO	45
5.1. TOMA DE DATOS EN CAMPO.....	45
5.2. ANÁLISIS DE LABORATORIO	46
6. DIAGNÓSTICO DE CALIDAD DE LAS AGUAS A LO LARGO DEL SISTEMA DE DEPURACIÓN DE AGUA RESIDUAL URBANA DE CARRÍCOLA.....	48
6.1. MATERIALES Y MÉTODOS	48
6.1.1. ANÁLISIS ESTADÍSTICO DE LA INDEPENDENCIA DE DATOS	48
6.1.2. DETERMINACIÓN DE LAS CONSTANTES CINÉTICAS DE PRIMER ORDEN K_A	49
6.1.3. ESTIMACIÓN DE LA DENSIDAD DE LA BIOPELÍCULA.....	49
6.1.4. OBTENCIÓN DE LAS CARACTERÍSTICAS DE LAS MUESTRAS DE VEGETACIÓN TOMADAS.....	49
6.2. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	50
6.2.1. CONCENTRACIONES MEDIAS Y RENDIMIENTOS DE ELIMINACIÓN MEDIOS.....	50
6.2.2. ESTUDIO DE LA VARIABILIDAD DE LAS SERIES DE DATOS DE CONCENTRACIONES	51

6.2.3. CONSTANTES CINÉTICAS DE PRIMER ORDEN K_A EN LOS HA	53
6.2.4. CARGAS ELIMINADAS ACUMULADAS Y VELOCIDADES DE ELIMINACIÓN EN LOS HA	54
6.2.5. BIOPELÍCULA FORMADA EN EL HAFSSH	57
6.2.6. DESARROLLO DE LA VEGETACIÓN EN EL TRATAMIENTO SECUNDARIO	58
7. MODELACIÓN DEL HUMEDAL ARTIFICIAL SUBSUPERFICIAL DE FLUJO HORIZONTAL DE CARRÍCOLA. DESARROLLO, RESULTADOS Y DISCUSIÓN	59
7.1. MATERIALES Y MÉTODOS	59
7.1.1. MODELO ADOPTADO	59
7.1.2. HIPÓTESIS	68
7.1.3. DATOS DE ENTRADA	69
7.1.4. GENERALIDADES DEL SOFTWARE UTILIZADO (AQUASIM) E INTRODUCCIÓN DE DATOS	71
7.1.5. ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD	76
7.1.6. CALIBRACIÓN (CONCENTRACIONES DE SALIDA DEL SISTEMA)	77
7.1.7. OBTENCIÓN BIOPELÍCULA Y GRADO DE COLMATACIÓN	78
7.1.8. VALIDACIÓN	78
7.1.9. SIMULACIONES	78
7.1.9.1. SIMULACIÓN 1: MODELO FLUJO PISTÓN	78
7.1.9.2. SIMULACIÓN 2: AUMENTO DE LA POBLACIÓN	79
7.1.9.3. SIMULACIÓN 3: COLMATACIÓN DEL HUMEDAL	80
7.1.9.4. SIMULACIÓN 4: INCORPORACIÓN DE LA ET_0	80
7.2. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	81
7.2.1. ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD	81
7.2.2. CALIBRACIÓN (CONCENTRACIONES DE SALIDA DEL SISTEMA)	86
7.2.3. BIOPELÍCULA Y GRADO DE COLMATACIÓN	94
7.2.4. SIMULACIONES	99
7.2.4.1. SIMULACIÓN 1: MODELO FLUJO PISTÓN	99
7.2.4.2. SIMULACIÓN 2: AUMENTO DE LA POBLACIÓN	109
7.2.4.3. SIMULACIÓN 3: COLMATACIÓN DEL HUMEDAL	110
7.2.4.4. SIMULACIÓN 4: INCORPORACIÓN DE LA ET_0	112
8. CONCLUSIONES	113
9. REFERENCIAS	115

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1. Cortes transversal y longitudinal de un Humedal artificial de flujo superficial. Fuente: Manual para la implantación de sistemas de depuración en pequeñas poblaciones. CEDEX (2010). 4	
Figura 1.2. Corte longitudinal de un Humedal artificial de flujo subsuperficial horizontal. Fuente: Manual para la implantación de sistemas de depuración en pequeñas poblaciones. CEDEX (2010). 5	
Figura 1.3. Corte longitudinal de un Humedal artificial de flujo subsuperficial vertical. Fuente: Manual para la implantación de sistemas de depuración en pequeñas poblaciones. CEDEX (2010). 5	
Figura 1.4. Sección transversal y planta de forma muy esquemática del canal de desbaste. Fuente: Manual de tecnologías no convencionales para la depuración de aguas residuales. Capítulo IV. Humedales Artificiales. Instituto del Agua de Andalucía. CENTA (2007). 6	
Figura 1.5. Esquema de una fosa séptica de dos cámaras. Fuente: Manual de tecnologías no convencionales para la depuración de aguas residuales. Capítulo IV. Humedales Artificiales. Instituto del Agua de Andalucía. CENTA (2007). 7	
Figura 1.6. Esquema de un tanque Imhoff. Fuente: Manual de tecnologías no convencionales para la depuración de aguas residuales. Capítulo IV. Humedales Artificiales. Instituto del Agua de Andalucía. CENTA (2007). 7	
Figura 1.7. Esquemas de funcionamiento más habituales para el tratamiento de aguas residuales mediante HAFSS. Fuente: Manual de tecnologías no convencionales para la depuración de aguas residuales. Capítulo IV. Humedales Artificiales. Instituto del Agua de Andalucía. CENTA (2007). 8	
Figura 1.8. Combinación de HAFSS de flujo vertical y horizontal en serie. Fuente: Manual de tecnologías no convencionales para la depuración de aguas residuales. Capítulo IV. Humedales Artificiales. Instituto del Agua de Andalucía. CENTA (2007). 9	
Figura 1.9. Combinación de HAFSS de flujo vertical sin tratamiento primario. Fuente: Manual de tecnologías no convencionales para la depuración de aguas residuales. Capítulo IV. Humedales Artificiales. Instituto del Agua de Andalucía. CENTA (2007). 9	
Figura 4.1. Localización del municipio de Carrícola en el Valle Albaida (Valencia). Fuente: Montxo Vicente i Sempere uploaded by Martorell vectorized by Chabacano (2004). 26	
Figura 4.2. Precipitación media mensual (enero 2014 - mayo 2017). Fuente: IVIA - Estación meteorológica de Bélgida (Valencia) (Consulta: junio de 2017). 27	
Figura 4.3. Temperatura media mensual (enero 2014 - mayo 2017). Fuente: IVIA - Estación meteorológica de Bélgida (Valencia) (Consulta: junio de 2017). 27	
Figura 4.4. Humedad relativa media mensual (enero 2014 - mayo 2017). Fuente: IVIA - Estación meteorológica de Bélgida (Valencia) (Consulta: junio de 2017). 28	
Figura 4.5. Vertedero específico para materia orgánico ubicado en el municipio de Carrícola. Fuente: Elaboración propia (marzo 2017). 29	
Figura 4.6. Cifras oficiales de población total del municipio de Carrícola de los veinte últimos años (1996-2016). No se tienen datos de 1997 porque no se llevó a cabo revisión del padrón dicho año. Fuente: Instituto Nacional de Estadística (Padrón municipal 1 de enero de 2017). 30	
Figura 4.7. Foto aérea, escala 1:3000, extraída de Google Maps en la que se pueden visualizar ambas parcelas de la actual estación depuradora de Carrícola, el centro del municipio y el punto de vertido (Barranco de Castellet). Fuente: Google Maps (5 de mayo de 2017) y elaboración propia. 31	
Figura 4.8. De izquierda a derecha, de arriba abajo: tanque Imhoff de la EDAR previa, lecho de gravas de la EDAR previa y vista conjunta de la EDAR previa. Fuente: Trabajo Final de Máster "Evaluación de los servicios ecosistémicos proporcionados por los humedales artificiales. Aplicación al humedal artificial de Carrícola (Valencia)". Blanca de la Cruz Vicente (2015). 32	

Figura 4.9. Esquema básico de la EDAR de Carrícola. En él se puede observar el vertido del sistema al Barranco del Castellet. El vertido por aliviadero que se da desde la parcela A es por seguridad en caso de lluvias importantes. Con la sigla A, acompañada de una cifra, se representan las arquetas de registro. Fuente: Elaboración propia.	33
Figura 4.10. Canal de desbaste. Fuente: Elaboración propia (noviembre de 2016).....	34
Figura 4.11. De arriba a abajo y de izquierda a derecha; tanque Imhoff 1, tanque Imhoff 2 y tratamiento primario en conjunto. Fuente: Elaboración propia (noviembre 2016 y mayo 2017)....	35
Figura 4.12. De izquierda a derecha, área de secado de los fangos extraídos de los tanques Imhoff y losa en el que se depositan los flotantes para su secado. Fuente: Elaboración propia (octubre 2016).	35
Figura 4.13. Imagen aclarativa de la sección adoptada para el HAFSSH. Las flechas indican el sentido del flujo. Todas las dimensiones se especifican en m. Fuente: Elaboración propia.....	36
Figura 4.14. Alimentación de las celdas del HAFSSH. Fuente: Elaboración propia (junio 2017).....	36
Figura 4.15. Celdas del HAFSSH, en el sentido contrario al flujo, tomada en diciembre de 2016. Fuente: Elaboración propia (diciembre 2016).	37
Figura 4.16. Sección de entrada del efluente a la celda del HAFSSV, en el sentido del flujo, tomada en diciembre de 2016. Fuente: Elaboración propia (diciembre 2016).	38
Figura 4.17. Pozo de registro y aliviadero. Fuente: Elaboración propia (noviembre 2016).....	39
Figura 4.18. Arqueta A1 de entrada al HAFSSH. Fuente: Elaboración propia (noviembre 2016).	39
Figura 4.19. Localización arquetas arqueta A2 y A3, a la salida de las celdas del HAFSSH. Fuente: Elaboración propia (junio 2017).	40
Figura 4.20. Arqueta A2, idéntica a A3, a la salida de las celdas del HAFSSH. Fuente: Elaboración propia (junio 2017).	40
Figura 4.21. Arqueta A4, entrada HAFSSV. Fuente: Elaboración propia (junio 2017).	41
Figura 4.22. Salida del HAFSSV (Arqueta A5). Fuente: Elaboración propia (junio 2017).	41
Figura 4.23. Salida del sistema de depuración. Arqueta fuera de la parcela B. Fuente: Elaboración propia (junio 2017).....	41
Figura 4.24. Vistas del Barranco del Castellet desde la arqueta A5. Fuente: Elaboración propia (junio 2017).	42
Figura 4.25. Vallado parcela A. Fuente: Elaboración propia (junio 2017).	42
Figura 4.26. Vallado parcela B. Fuente: Elaboración propia (junio 2017).	43
Figura 4.27. Escalera de acceso al nivel inferior de la parcela B. Fuente: Elaboración propia (junio 2017).	43
Figura 5.1. Esquema básico de la EDAR de Carrícola incluyendo la ubicación de los puntos de muestreo. Fuente: Elaboración propia.	45
Figura 6.1. Gráficos boxplot de las distintas variables estudiadas: DQO, DBO ₅ , SST, N _T y P _T . Con puntos aislados se muestran los datos anómalos de las series recogidas y con una línea punteada, para el caso de la DQO, DBO ₅ y SST, el límite de vertido establecido en Normativa.	53
Figura 6.2. Velocidades de eliminación del HAFSSH (del P4 al P5). Con líneas sólidas se representan las distintas pendientes de eliminación a lo largo del período de estudio, junto a su valor numérico. La línea punteada representa la recta de regresión de la totalidad de la serie de datos, cuya ecuación se muestra recuadrada a la derecha del gráfico y también el error cuadrático asociado.	56
Figura 6.3. Velocidades de eliminación del HAFSSV (del P5 al P6). Con líneas sólidas se representan las distintas pendientes de eliminación a lo largo del período de estudio, junto a su valor numérico. La línea punteada representa la recta de regresión de la totalidad de la serie de datos, cuya ecuación se muestra recuadrada a la derecha del gráfico y también el error cuadrático asociado.	57

Figura 7.1. Esquema compartimento tipo biofilm. Fuente: Elaboración propia.	60
Figura 7.2. Representación gráfica del caudal en el punto de muestreo 5, la precipitación, la evapotranspiración potencial y el caudal del punto 4 estimado.	70
Figura 7.3. Concepto inicial entrada de datos en el programa AQUASIM.	72
Figura 7.4. Esquema conceptual del modelo definido para la simulación 1, modelo flujo pistón. ...	79
Figura 7.5. Esquema conceptual del modelo definido para la simulación 5, incorporación ET ₀	80
Figura 7.6. Salidas simuladas, salidas observadas, entradas del modelo y requisito de vertido para la variable DQO.	86
Figura 7.7. Salidas simuladas, salidas observadas, entradas del modelo y requisito de vertido para la variable DBO.	87
Figura 7.8. Salidas simuladas, salidas observadas, entradas del modelo y requisito de vertido para la variable SST.	87
Figura 7.9. Espesor de la biopelícula biodegradable activa.	94
Figura 7.10. Perfiles de S _F en la biopelícula y adicionalmente su valor en el volumen útil.	94
Figura 7.11. Perfiles de S _A en la biopelícula y adicionalmente su valor en el volumen útil.	95
Figura 7.12. Perfiles de S _I en la biopelícula y adicionalmente su valor en el volumen útil.	95
Figura 7.13. Perfiles de X _S en la biopelícula y adicionalmente su valor en el volumen útil.	96
Figura 7.14. Perfiles de X _H en la biopelícula y adicionalmente su valor en el volumen útil.	96
Figura 7.15. Perfiles de X _A en la biopelícula y adicionalmente su valor en el volumen útil.	96
Figura 7.16. Perfiles de X _{FB} en la biopelícula y adicionalmente su valor en el volumen útil.	97
Figura 7.17. Perfiles de X _{AMB} en la biopelícula y adicionalmente su valor en el volumen útil.	97
Figura 7.18. Zoom perfiles de X _S en la biopelícula.	97
Figura 7.19. Zoom perfil tiempo de simulación 100 de X _H en la biopelícula.	98
Figura 7.20. Zoom perfil tiempo de simulación 400 de X _H en la biopelícula.	98
Figura 7.21. Zoom perfil tiempo de simulación 700 de X _H en la biopelícula.	98
Figura 7.22. Perfiles de S _{O2} en la biopelícula y adicionalmente su valor en el volumen útil.	99
Figura 7.23. Composición de la película formada a tiempo de simulación 973 días.	99
Figura 7.24. Salidas simuladas, salidas observadas, entradas del modelo y requisito de vertido para la variable DQO. Simulación 1. Marcado el pico observado en las salidas de la simulación entre los tiempos de simulación 800 y 900 d.	100
Figura 7.25. Salidas simuladas, salidas observadas, entradas del modelo y requisito de vertido para la variable DBO. Simulación 1. Marcado el pico observado en las salidas de la simulación entre los tiempos de simulación 800 y 900 d.	100
Figura 7.26. Salidas simuladas, salidas observadas, entradas del modelo y requisito de vertido para la variable SST. Simulación 1.	101
Figura 7.27. Espesor de la biopelícula biodegradable activa para los reactores W ₁ , W ₂ y W ₃ . Simulación 1.	101
Figura 7.28. Perfiles de concentración de X _{FB} en la biopelícula del reactor W ₁ . Simulación 1.	102
Figura 7.29. Perfiles de concentración de X _{FB} en la biopelícula del reactor W ₂ . Simulación 1.	102
Figura 7.30. Perfiles de concentración de X _{FB} en la biopelícula del reactor W ₃ . Simulación 1.	103
Figura 7.31. Perfiles de concentración de X _{AMB} en la biopelícula del reactor W ₁ . Simulación 1.	103
Figura 7.32. Perfiles de concentración de X _{AMB} en la biopelícula del reactor W ₂ . Simulación 1.	103
Figura 7.33. Perfiles de concentración de X _{AMB} en la biopelícula del reactor W ₃ . Simulación 1.	104
Figura 7.34. Perfiles de concentración de X _H en la biopelícula del reactor W ₁ . Simulación 1.	105
Figura 7.35. Perfiles de concentración de X _H en la biopelícula del reactor W ₂ . Simulación 1.	105
Figura 7.36. Perfiles de concentración de X _H en la biopelícula del reactor W ₃ . Simulación 1.	105

Figura 7.37. Perfiles de concentración de X_A en la biopelícula del reactor W_1 . Simulación 1.	106
Figura 7.38. Perfiles de concentración de X_A en la biopelícula del reactor W_2 . Simulación 1.	107
Figura 7.39. Perfiles de concentración de X_A en la biopelícula del reactor W_3 . Simulación 1.	107
Figura 7.40. Perfiles de concentración de S_{O_2} en la biopelícula del reactor W_1 . Simulación 1.	107
Figura 7.41. Perfiles de concentración de S_{O_2} en la biopelícula del reactor W_2 . Simulación 1.	108
Figura 7.42. Perfiles de concentración de S_{O_2} en la biopelícula del reactor W_3 . Simulación 1.	108
Figura 7.43. Composición de la película formada a tiempo de simulación 973 días en el reactor W_1 . Simulación 1.	109
Figura 7.44. Composición de la película formada a tiempo de simulación 973 días en el reactor W_2 . Simulación 1.	109
Figura 7.45. Composición de la película formada a tiempo de simulación 973 días en el reactor W_3 . Simulación 1.	109
Figura 7.46. Composición de la película formada a tiempo de simulación 1903 días. Simulación 2.	110
Figura 7.47. Composición de la película formada a tiempo de simulación 3386 días. Simulación 3 - 1 reactor.	111
Figura 7.48. Composición de la película formada a tiempo de simulación 1575 días en el reactor W_1 . Simulación 3 - 3 reactor.	111
Figura 7.49. Composición de la película formada a tiempo de simulación 1575 días en el reactor W_2 . Simulación 3 - 3 reactor.	111
Figura 7.50. Composición de la película formada a tiempo de simulación 1575 días en el reactor W_3 . Simulación 3 - 3 reactor.	112
Figura 7.6.a. Datos observados frente a datos simulados - DQO.....	88
Figura 7.7.a. Datos observados frente a datos simulados - DBO.....	89
Figura 7.8.a. Datos observados frente a datos simulados - SST.....	89

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1.1. Clasificación de los sistemas naturales de tratamiento de aguas residuales. Fuente: Depuración con humedales artificiales. Guía práctica de diseño, construcción y explotación de sistemas de humedales de flujo subsuperficial (2008).	1
Tabla 1.2. Mecanismos de depuración de los humedales artificiales. Fuente: Elaboración propia, basado en Sanz et al. (2009).	3
Tabla 1.3. Cuadro 1 del anexo I del R.D. 509/1996 que recoge los requisitos para los vertidos procedentes de instalaciones de depuración de aguas residuales. Fuente: Anexo I R.D. 509/1996. 10	10
Tabla 1.4. Valores límite de emisión (VLE) del efluente procedente de la estación depuradora de aguas residuales urbanas de Carrícola (Valencia). Fuente: Autorización de vertido de aguas residuales a Barranco de Atzeneta en el término municipal de Carrícola (Valencia), procedentes del saneamiento de la población.	11
Tabla 3.1. Matriz estequiométrica y cinética en la que se representan los componentes, los procesos y las cinéticas incluidas en el modelo.	18
Tabla 3.2. Componentes del modelo CW2D.	20
Tabla 3.3. Componentes del modelo CWM1.	21
Tabla 3.4. Descripción general de los principales modelos numéricos desarrollados para la simulación de HA. Fuente: Basado en Samsó et al. (2014) y Gargallo (2016).	25
Tabla 4.1. Precipitación total media por meses. Fuente: IVIA - Estación meteorológica de Bélgida (Valencia) (Consulta: junio de 2017).	28
Tabla 4.2. Cifras oficiales de población total del municipio de Carrícola de los veinte últimos años (1996-2016). No se tienen datos de 1997 porque no se llevó a cabo revisión del padrón dicho año. Fuente: Instituto Nacional de Estadística (Padrón municipal 1 de enero de 2017).	30
Tabla 5.1. Parámetros analizados en laboratorio del agua residual urbana de Carrícola, junto a su método de análisis, instrumento de medida, intervalo de medición y unidades.	46
Tabla 6.1. Concentraciones medias en los distintos puntos de muestreo.	50
Tabla 6.2. Rendimientos de eliminación medios en los distintos elementos del sistema.	50
Tabla 6.3. Constantes cinéticas de primer orden K_A según el dimensionamiento biológico del HAFSSH.	53
Tabla 6.4. Constantes cinéticas de primer orden K_A según el dimensionamiento biológico del HAFSSV.	53
Tabla 7.1. Componentes utilizados en la modelación.	63
Tabla 7.2. Matriz estequiométrica del modelo.	65
Tabla 7.3. Coeficientes estequiométricos de S_{NH} para los procesos biológicos del modelo.	66
Tabla 7.4. Coeficientes estequiométricos de S_{PO} para los procesos biológicos del modelo.	66
Tabla 7.5. Ecuaciones cinéticas de las velocidades de reacción de los procesos.	67
Tabla 7.6. Valores medios de las variables de entrada al modelo.	70
Tabla 7.7. Parámetros incluidos en el análisis de sensibilidad del modelo.	81
Tabla 7.8. Valores de sensibilidad relativa de cada parámetro y para cada variable. Incrementos del 10%. Adicionalmente σ_k para cada parámetro considerando todas las variables de salida y considerando todas excepto X_A . Parámetros asociados a procesos biológicos.	84
Tabla 7.9. Valores de sensibilidad relativa de cada parámetro y para cada variable. Incrementos del -10%. Adicionalmente σ_k para cada parámetro considerando todas las variables de salida y considerando todas excepto X_A . Parámetros asociados a procesos biológicos.	84

Tabla 7.10. Valores de sensibilidad relativa de cada parámetro y para cada variable. Incrementos del 10%. Adicionalmente σ_k para cada parámetro considerando todas las variables de salida y considerando todas excepto X_A . Parámetros asociados a procesos físicos.	85
Tabla 7.11. Valores de sensibilidad relativa de cada parámetro y para cada variable. Incrementos del -10%. Adicionalmente σ_k para cada parámetro considerando todas las variables de salida y considerando todas excepto X_A . Parámetros asociados a procesos físicos.	85
Tabla 7.12. Índices bondad del ajuste (RMSE y $RMSE/Y_i^{obs}$) para las variables DQO, DBO y SST.	86
Tabla 7.13. Índices bondad del ajuste (RMSE y $RMSE/Y_i^{obs}$) para las variables DQO, DBO y SST.	88
Tabla 7.14. Valores de los parámetros y coeficientes obtenidos en la calibración del modelo.	90
Tabla 7.15. Desarrollo de las bacterias X_{AMB} a lo largo del espesor de la biopelícula activa en el reactor W_1 , para los instantes de tiempo 100, 400, 700 y 973 días. Simulación 1.	104
Tabla 7.16. Desarrollo de las bacterias X_H a lo largo del espesor de la biopelícula activa en el reactor W_3 , para los instantes de tiempo 100, 400, 700 y 973 días. Simulación 1.	106

1. INTRODUCCIÓN

1.1. DEPURACIÓN EN PEQUEÑAS POBLACIONES

En la actualidad son de sobra conocidas las ventajas e inconvenientes de los sistemas clásicos, basados en fangos activados, de tratamiento de aguas residuales urbanas. Son muchos los años de investigación en dicha materia y prácticamente el total de la depuración urbana mundial se ha cubierto con estas técnicas. Pero, cabe destacar que en ocasiones debido a los costes económicos excesivos que supone la implantación, la explotación y el mantenimiento de estos sistemas tradicionales, muchas pequeñas poblaciones se han visto incapaces de adoptar un sistema de depuración adecuado.

Según la Directiva 91/271/CEE, una pequeña aglomeración urbana es aquella que presenta una población inferior a 2.000 habitantes equivalentes (h-e). Por otro lado, en el congreso sobre depuración en pequeñas poblaciones que se celebró en abril de 2010, la International Water Association (IWA), empleó este mismo límite para referirse a estas poblaciones. En España, entre tres y cuatro millones de h-e (el 30% de la población española) viven en pequeñas poblaciones (Ortega et al., 2010); las cuales representan un 74% de los municipios españoles y un 50% de los municipios de la Comunidad Valenciana (Instituto Nacional de Estadística (INE), 2016). Por ello, España ha sido uno de los países que más se ha centrado en la búsqueda de nuevos métodos alternativos para el tratamiento de aguas residuales, como son los sistemas naturales. Además, su utilización creciente también se debe a sus características de construcción y funcionamiento: su coste de inversión suele ser competitivo, requieren de poco personal para su mantenimiento, no presentan consumo energético o se reduce al necesario para bombeos de cabecera y no generan grandes cantidades de residuos (p.e: lodos) de forma continuada (García y Corzo, 2008).

En la **Tabla 1.1** se muestra una clasificación sencilla para estos sistemas naturales para la depuración de aguas según García y Corzo (2008), pioneros en el estudio del comportamiento, construcción, gestión y mantenimiento de este tipo de sistemas.

Tabla 1.1. Clasificación de los sistemas naturales de tratamiento de aguas residuales. Fuente: Depuración con humedales artificiales. Guía práctica de diseño, construcción y explotación de sistemas de humedales de flujo subsuperficial (2008).

SISTEMAS NATURALES DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES				
Basados en la aplicación del agua en el terreno		Basados en los procesos que suceden en la masa de agua		
Aplicación subsuperficial	Aplicación superficial			
Zanjas y lechos filtrantes	Filtros verdes	Sistemas con plantas flotantes	Lagunaje natural	Humedales construidos de flujo superficial
Humedales construidos de flujo subsuperficial	Sistemas Infiltración-Percolación Filtros de arena			

Entre todos los tipos de sistemas anteriormente recogidos, uno de los más implementados en España son los humedales artificiales (HA). Se han construido un gran número de HA en España. Algunos ejemplos se encuentran en Andalucía (La Muela (Algodonales), Albondón, Carrión de los Céspedes, Algeciras, Cortés de la Frontera, Mojácar y Los Gallardos), en Aragón (Monegros y Sariñena), en Castilla-León Bustillo de Cea y Cubilla de los Oteros), en Cataluña (Cobirns, Almatret, Alfés, El Masroig, Verdú, La Fatarella, Gualba, St. Martí de Sesgueioles, Vilajuïga, Arnes, Pobra de

Massaluga, Vilaplana; Cervià de Ter, Illa de Mary Mas Mercé), en Galicia (Beariz), en las Islas Baleares (Son Lladó y Sant Lluís) y en las Islas Canarias (Vallesco, Las Palmas de Gran Canaria, Villa de Santa Brígida, Agüimes, Valsequillo, Santa Lucía, Buena Vista del Norte y el Rosario) (Puigagut et al., 2007). Con posterioridad, en la última década se han construido más ejemplos en la Comunidad Valenciana como el Tancat de l'Illa (Valencia), el Tancat de la Pipa (Valencia), en Pinedo (Valencia), en Carrícola (Valencia), en los Botijos (Alicante), en Mas de Noguera (Alicante), en Villamalefa (Castellón), en Fuente la Reina (Castellón), en Villanueva de Viver (Castellón) y en La Foia (Castellón).

A la vista del anterior inventario, se puede deducir que se está apostando por la implantación de estos nuevos sistemas de tratamiento. A pesar de que muchos de ellos comenzaran como plantas piloto para el estudio de su funcionamiento, los resultados gratificantes obtenidos han hecho que su aplicación se extienda por todo el país, y de manera análoga en otros países de Europa y el mundo, siendo pioneros en este ámbito países como Colombia.

A pesar del desarrollo en la investigación, construcción y gestión de estos sistemas en las últimas décadas, aún queda bastante trabajo por realizar para conseguir que se conviertan en una elección de depuración igualmente conocida que los sistemas de depuración tradicional.

1.2. HUMEDALES ARTIFICIALES. DEFINICIÓN, TIPOLOGÍAS Y ESQUEMAS DE FUNCIONAMIENTO HABITUALES

1.2.1. CONCEPTO DE HUMEDAL ARTIFICIAL

Los humedales son ecosistemas que presentan unas características que los hacen particularmente adecuados para el tratamiento de aguas residuales (Arroyo et al., 2013). Son sistemas semiacuáticos que normalmente contienen cantidades importantes de agua, tienen partes aerobias, anaerobias y anóxicas en su terreno donde la biodegradación de la materia orgánica tiene lugar mediante diversas bacterias y procesos y la vegetación puede desarrollarse de manera importante en ellos ya que dispone de nutrientes (Verhoeven and Meuleman, 1999). Además, los humedales presentan muchos más servicios ecosistémicos, a parte de la mejora de la calidad de las aguas, como es la regulación hidrológica, la creación de hábitats para fauna y flora y por tanto la protección de diversas especies, etc.

Los humedales artificiales (HA) son sistemas construidos por el hombre que simulan las características de los humedales naturales, pero manteniendo un ambiente más controlado. Este tipo de sistemas son eficientes tanto en la eliminación de la materia orgánica como de los sólidos en suspensión, pero sin embargo, presentan limitaciones para eliminar nutrientes (Vymazal, 2007). Destacar que los humedales, incluso los artificiales, son sistemas complejos ya que no son sistemas homogéneos (están constituidos por tres elementos fundamentales: sustrato, vegetación y agua) y sus características dependen directamente del tipo de suelo, la topografía, el clima, la hidrología, la vegetación y otros factores que en ocasiones no son fácilmente cuantificables.

Como ya se ha indicado, y según el Centro de Estudios de Nuevas Tecnologías de Andalucía (CENTA), las diferentes fases de un humedal son:

- **Sustrato o material granular:** Constituye el soporte de la vegetación, posibilita la fijación de la biopelícula (microorganismos) que participa en la mayoría de procesos de eliminación de materia

orgánica, nutrientes y otros contaminantes de las aguas residuales. Por lo tanto, la biopelícula juega un rol fundamental en el funcionamiento de los HA.

- **Vegetación:** Generalmente de tipo macrófitas emergentes, aunque pueden ser de diferentes especies y hábitats de enraizamiento. Tiene la función de oxigenar el sustrato, eliminar los nutrientes y en ella también tiene lugar el desarrollo de la biopelícula.
- **Agua:** circula a través del sustrato y de la vegetación para ser tratada y representa la fase móvil del sistema.

En la **Tabla 1.2**, se recogen de manera muy simplificada los mecanismos de depuración de los humedales artificiales frente a los distintos contaminantes. Se trata de un resumen de los contaminantes y los procesos de eliminación que se dan más comúnmente en los humedales artificiales. Otros contaminantes y procesos pueden darse en este tipo de sistemas, pero con menor probabilidad y por ello no se han incluido en la **Tabla 1.2** como por ejemplo la presencia de sulfatos cuyo mecanismo de eliminación sea la degradación por parte de bacterias sulfatorreductoras. Cada humedal artificial es un ecosistema distinto y tendrá que estudiarse a fondo cada una de sus fases para conocer sus características físicas, químicas y biológicas.

Tabla 1.2. Mecanismos de depuración de los humedales artificiales. *Fuente: Elaboración propia, basado en Sanz et al. (2009).*

CONTAMINANTE	MECANISMO DE ELIMINACIÓN
Sólidos Suspendidos	- Sedimentación - Filtración
Materia Orgánica	- Degradación microbiana aerobia - Degradación microbiana anaerobia
Nitrógeno	- Amonificación seguida por nitrificación microbiana y desnitrificación - Asimilación por parte de las plantas - Volatilización del amoníaco
Fósforo	- Adsorción por el lecho. - Asimilación por parte de las plantas.
Metales	- Asimilación por parte de las plantas. - Intercambio iónico.
Patógenos	- Sedimentación. - Filtración. - Muerte natural. - Irradiación ultravioleta.

1.2.2. TIPOLOGÍAS DE HUMEDALES ARTIFICIALES

El presente apartado 1.2.2. TIPOLOGÍAS DE HUMEDALES ARTIFICIALES y el siguiente 1.2.3. ESQUEMAS DE FUNCIONAMIENTO HABITUALES están basados fundamentalmente en lo expuesto en el *capítulo IV. Humedales Artificiales* del texto del CENTA:

- *Manual de tecnologías no convencionales para la depuración de aguas residuales*. Instituto del Agua de Andalucía (2007).

Los humedales artificiales se clasifican en humedales de flujo superficial y humedales de flujo subsuperficial, y estos últimos en función del sentido de circulación del agua en horizontales y verticales.

1.2.2.1. HUMEDALES ARTIFICIALES DE FLUJO SUPERFICIAL (HAFS)

En los humedales de flujo superficial el agua se encuentra expuesta directamente a la atmósfera y circula, preferentemente, a través de los tallos de las plantas. Este tipo de humedales pueden considerarse como una variedad de los lagunajes clásicos, con la diferencia de que se operan a menores profundidades de lámina de agua (calados inferiores a 0,4 m en general) y de que los humedales se encuentran colonizadas por otro tipo de vegetación (plantas acuáticas emergentes).

Suelen ser sistemas extensivos, con instalaciones de varias hectáreas. Principalmente funcionan como tratamientos terciarios y también se utilizan para crear y restaurar ecosistemas acuáticos.

La alimentación de este tipo de humedales se efectúa de forma continua y la depuración tiene lugar en el tránsito de las aguas a través de los tallos y raíces de la vegetación emergente implantada. Tallos, raíces y hojas caídas sirven de soporte para la fijación de la película bacteriana (biopelícula) responsable de los procesos de biodegradación.

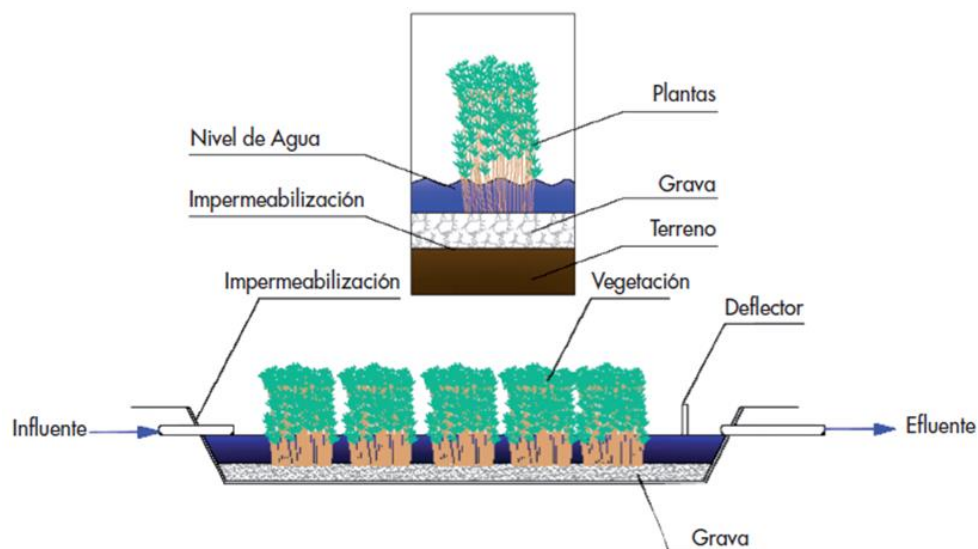


Figura 1.1. Cortes transversal y longitudinal de un Humedal artificial de flujo superficial. Fuente: *Manual para la implantación de sistemas de depuración en pequeñas poblaciones*. CEDEX (2010).

1.2.2.2. HUMEDALES ARTIFICIALES DE FLUJO SUBSUPERFICIAL (HAFSS)

En esta tipología de humedal el agua a tratar circula exclusivamente a través de un material granular (arena, grava, etc), de permeabilidad suficiente, confinado en un recinto impermeabilizado, y que sirve de soporte para el enraizamiento de la vegetación que habitualmente suele ser *Phragmites australis* (más comúnmente conocido como carrizo).

Los HAFSS son generalmente instalaciones de menor tamaño que los HAFS, y que en la mayoría de los casos se emplean para el tratamiento de las aguas residuales generadas en núcleos de población de menos de 2.000 habitantes.

Estos humedales presentan ciertas ventajas con respecto a los de flujo superficial: necesitan menos superficie de terreno para su construcción, al no estar en agua en contacto con la atmósfera en general no se dan problemas de olores ni insectos y son menos sensibles a cambios en las condiciones externas del sistema, como por ejemplo amortiguan mejor los cambios de temperatura. Como desventajas cabe citar su mayor coste de construcción (asociado fundamentalmente al coste de adquisición y colocación del material granular utilizado como sustrato filtrante) y presenta mayor riesgo de colmatación.

Como ya se ha indicado según la dirección en la que circule el agua a través del sustrato existen dos tipologías de este tipo de humedales: humedales artificiales subsuperficiales de flujo horizontal (HAFSSH) y humedales artificiales subsuperficiales de flujo vertical (HAFSSV).

En los HAFSSH (**Figura 1.2**) la alimentación se efectúa de forma continua, atravesando las aguas horizontalmente el sustrato filtrante de espesores entre 0.4 – 0.7 m habitualmente. A la salida una tubería flexible permite controlar el calado útil del sistema, que como mínimo debe mantenerse unos 5 cm por debajo del nivel de la superficie del sustrato, impidiendo de este modo que el agua sea visible.

Por otro lado, en los HAFSSV (**Figura 1.3**) la alimentación se efectúa de forma discontinua, para lo que se recurre al empleo de sifones de descarga controlada. El agua circula verticalmente por el sustrato, con espesores similares a los de los humedales de flujo horizontal. En el fondo del humedal una red de drenaje permite la recogida de los efluentes depurados. A esta red de drenaje se conectan un conjunto de chimeneas, que sobresalen del material granular, con el fin de incrementar la oxigenación.

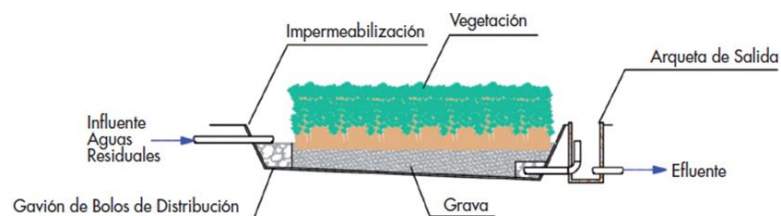


Figura 1.2. Corte longitudinal de un Humedal artificial de flujo subsuperficial horizontal. Fuente: Manual para la implantación de sistemas de depuración en pequeñas poblaciones. CEDEX (2010).

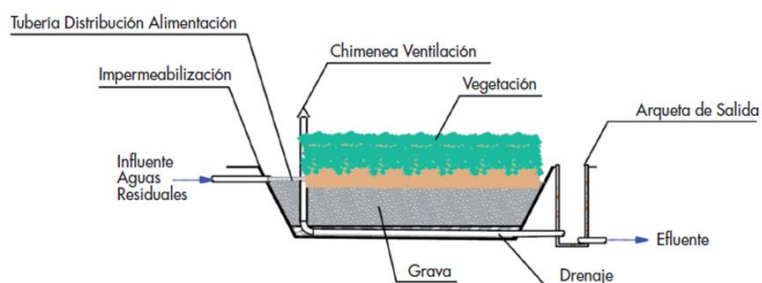


Figura 1.3. Corte longitudinal de un Humedal artificial de flujo subsuperficial vertical. Fuente: Manual para la implantación de sistemas de depuración en pequeñas poblaciones. CEDEX (2010).

1.2.3. ESQUEMAS DE FUNCIONAMIENTO HABITUALES

1.2.3.1. ESQUEMA DE FUNCIONAMIENTO HABITUAL CON HAFS

Los humedales artificiales de flujo superficial suelen ubicarse a continuación de estaciones de depuración que alcanzan niveles de tratamiento secundario.

1.2.3.2. ESQUEMA DE FUNCIONAMIENTO HABITUAL CON HAFSS

El esquema habitualmente de una planta de tratamiento que hace uso de humedales artificiales de flujo subsuperficial es semejante al de un tratamiento convencional de depuración. Consta de pretratamiento, tratamiento primario, tratamiento secundario (constituido por los humedales artificiales) y, opcionalmente, tratamiento terciario.

- **Pretratamiento:** Tiene como objetivo la eliminación de los gruesos que se encuentren en las aguas residuales a tratar, dado que su presencia en el resto del sistema de tratamiento podría probar problemas de obturaciones en las conducciones y la rápida colmatación de los humedales. Normalmente en este tipo de esquemas está compuesto por un desbaste de gruesos, que consiste en unas rejillas de desbaste con una cierta inclinación con respecto a la vertical de 2-3 cm de separación entre barrote y cuya limpieza se lleva a cabo manualmente.

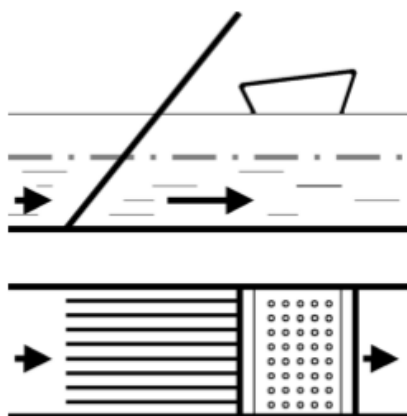


Figura 1.4. Sección transversal y planta de forma muy esquemática del canal de desbaste. *Fuente: Manual de tecnologías no convencionales para la depuración de aguas residuales. Capítulo IV. Humedales Artificiales. Instituto del Agua de Andalucía. CENTA (2007).*

- **Tratamiento primario:** Para conseguir una mayor eliminación de sólidos en suspensión presentes en las aguas residuales a tratar, y minimizando más por tanto la probabilidad de colmatación de los humedales, se recurre a la implantación de fosas sépticas o tanques Imhoff como paso previo a la alimentación de los humedales.

Las fosas sépticas son dispositivos enterrados en los que decanta la materia sedimentable presente en las aguas residuales. La fracción orgánica de esta materia sedimentada experimenta reacciones de degradación anaerobia. Estos dispositivos se encuentran compartimentados, siendo la disposición más común en serie. Al llegar el agua a tratar al primer compartimento, la materia más densa sedimenta y se deposita en el fondo en forma de lodo, mientras que la materia particulada más ligera forma una costra en la superficie. El agua clarificada pasa al segundo compartimento a través de un orificio practicado en la pared de separación y situado por debajo del nivel líquido. En este segundo compartimento tiene lugar también una sedimentación de

sólidos y formación de costra, como consecuencia de los materiales que escapan del elemento anterior, pero de menor cuantía (Figura 1.5).

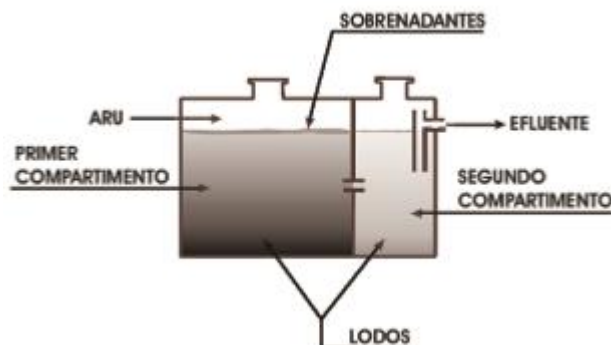


Figura 1.5. Esquema de una fosa séptica de dos cámaras. Fuente: *Manual de tecnologías no convencionales para la depuración de aguas residuales. Capítulo IV. Humedales Artificiales. Instituto del Agua de Andalucía. CENTA (2007).*

Los lodos retenidos en el fondo de los distintos compartimentos de las fosas sépticas experimentan reacciones de degradación anaerobia reduciendo su volumen, lo que permite que las fosas funcionen durante largos períodos de tiempo sin necesidad de purgar el excedente de lodos. Las burbujas de gas que se producen por la degradación anaerobia de los lodos decantados obstaculizan la normal sedimentación de los sólidos presentes en las aguas residuales influentes. Es por esto, por lo que se dispone de un segundo compartimento, en el que las partículas más ligeras encuentran condiciones de sedimentación más favorables.

Por otro lado, los tanques Imhoff son elementos que constan de un único depósito, en el que se separan la zona de sedimentación, situada en la parte superior, y la zona de digestión de los sólidos decantados, que se ubica en la zona inferior del depósito. La configuración de la apertura que comunica ambas zonas impide el paso de gases y partículas de fango de la zona de digestión a la zona de decantación, y de esta manera se evita que los gases que se generan en la digestión afecten a la decantación de los sólidos en suspensión sedimentables (Figura 1.6).

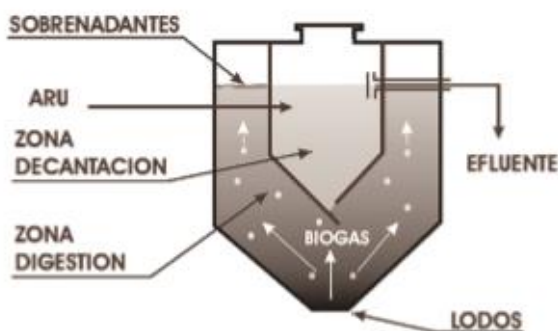


Figura 1.6. Esquema de un tanque Imhoff. Fuente: *Manual de tecnologías no convencionales para la depuración de aguas residuales. Capítulo IV. Humedales Artificiales. Instituto del Agua de Andalucía. CENTA (2007).*

- **Tratamiento secundario:** Está constituido por los propios humedales artificiales de flujo subsuperficial, que se alimentan de los efluentes procedentes de las fosas sépticas o los tanques

Imhoff. La **Figura 1.7** muestra los esquemas de funcionamiento más habituales para el tratamiento de aguas residuales mediante HAFSs.

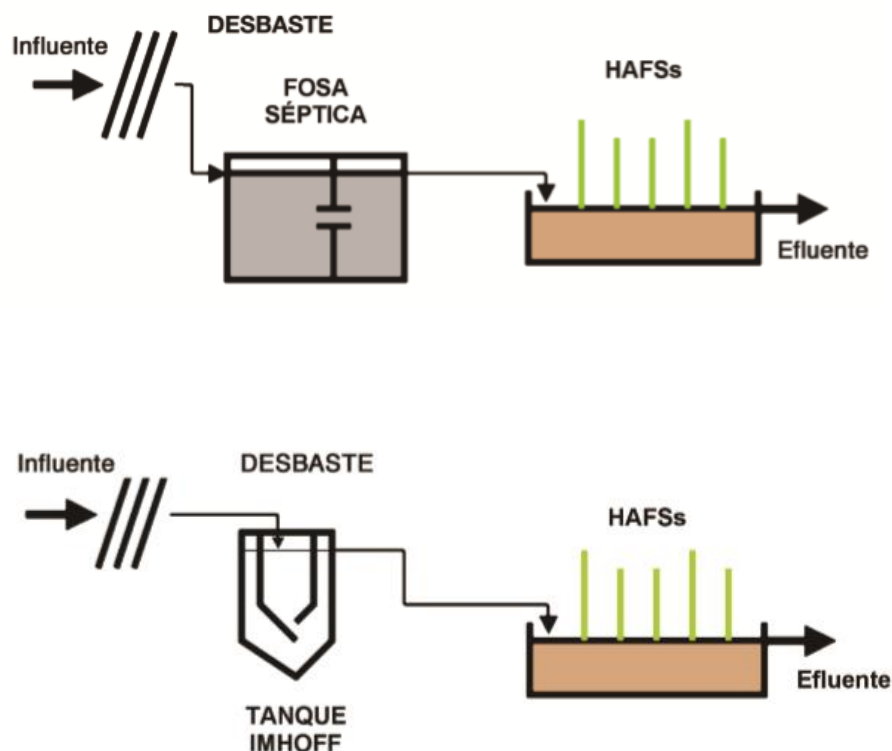


Figura 1.7. Esquemas de funcionamiento más habituales para el tratamiento de aguas residuales mediante HAFSs. Fuente: *Manual de tecnologías no convencionales para la depuración de aguas residuales. Capítulo IV. Humedales Artificiales. Instituto del Agua de Andalucía. CENTA (2007).*

- **Tratamiento terciario:** En ocasiones, los efluentes de los HAFSs se someten a una etapa de “afino” en lagunas de maduración para mejorar, principalmente, el grado de abatimiento de los organismos patógenos. La eliminación de este contaminante se produce fundamentalmente, por la acción de la radiación ultravioleta de la luz solar.

1.2.3.3. OTROS ESQUEMAS DE FUNCIONAMIENTO

Dos ejemplos de otros esquemas de funcionamiento menos habituales en sistemas con humedales artificiales son: combinación de HAFSs de flujo vertical y de flujo horizontal en serie y combinación de HAFSs de flujo vertical sin tratamiento primario.

- **Combinación de HAFSs de flujo vertical y de flujo horizontal en serie:** El objetivo básico de este tipo de combinación de humedales artificiales es la mejora de los rendimientos de eliminación del nitrógeno. En los humedales de flujo vertical, colocados en la cabecera del esquema, se producen los procesos de nitrificación, mientras que en los de flujo horizontal, situados a continuación, se dan los fenómenos de desnitrificación, escapando el nitrógeno en forma gaseosa a la atmósfera (**Figura 1.8**).

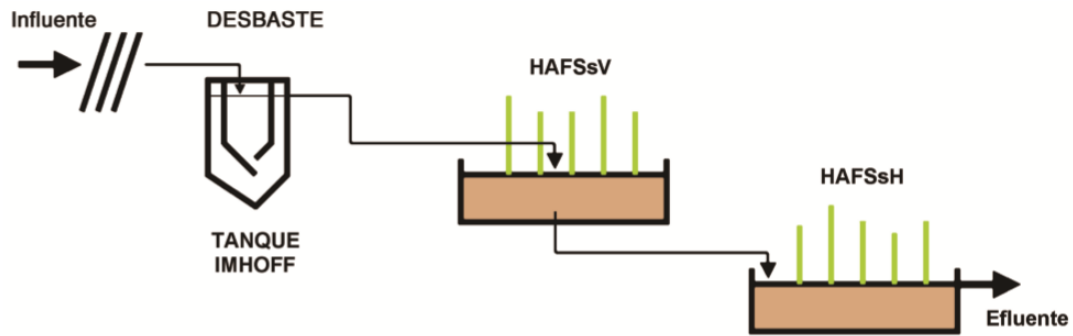


Figura 1.8. Combinación de HAFSs de flujo vertical y horizontal en serie. Fuente: *Manual de tecnologías no convencionales para la depuración de aguas residuales. Capítulo IV. Humedales Artificiales. Instituto del Agua de Andalucía. CENTA (2007).*

- **Combinación de HAFSs de flujo vertical sin tratamiento primario:** Este esquema consta de dos conjuntos de HAFSs de flujo vertical dispuestos en serie. Las aguas residuales, tras su paso por una reja de desbaste, alimentan de forma intermitente al primer sistema de humedales. Los efluentes de esta primera fase se reúnen y se alimenta de forma también discontinua la segunda etapa de humedales (**Figura 1.9**). Cada humedal que integra el primer sistema de tratamiento se somete alternativamente a dos fases operativas: una fase de alimentación (durante 3-4 días se alimenta un único filtro de esta etapa) y una fase de reposo (con una duración de al menos dos veces superior a la fase de alimentación; es decir 6-8 días). Esta alternancia es fundamental para regular el crecimiento de la biomasa adherida al sustrato, mantener las condiciones aerobias y degradar los depósitos orgánicos procedentes de las materias en suspensión presentes en las aguas residuales retenidas en los filtros de la primera etapa.

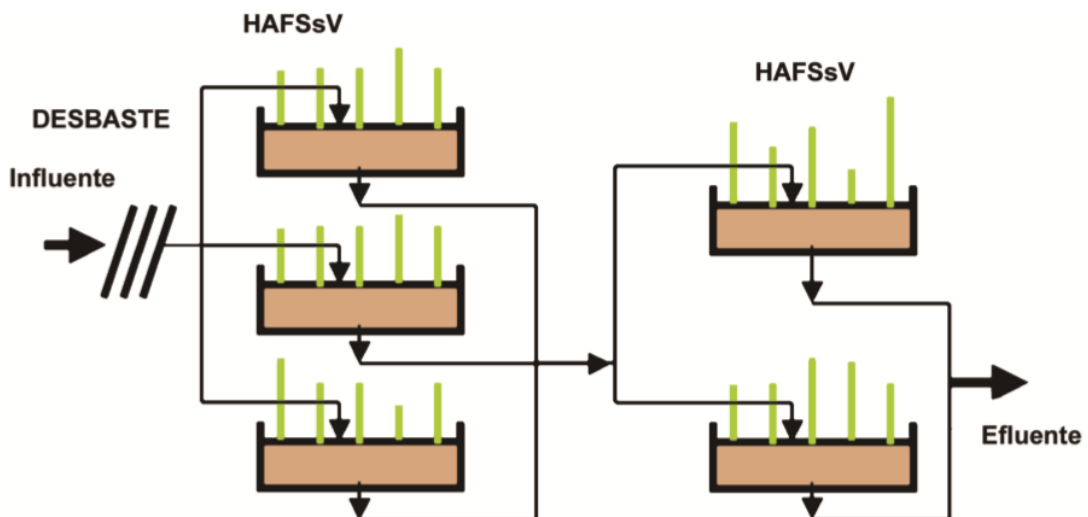


Figura 1.9. Combinación de HAFSs de flujo vertical sin tratamiento primario. Fuente: *Manual de tecnologías no convencionales para la depuración de aguas residuales. Capítulo IV. Humedales Artificiales. Instituto del Agua de Andalucía. CENTA (2007).*

Destacar que el esquema de funcionamiento instalado en la estación depuradora de aguas residuales urbanas de Carrícola es una combinación de los anteriores: consta de un pretratamiento con un canal de desbaste, un tratamiento primario constituido por dos tanques Imhoff en serie y dos humedales de flujo horizontal como tratamiento secundario; aunque inicialmente se concibió un sistema de humedales formado por un HAFSSH seguido de un HASSV.

1.3. MARCO NORMATIVO

En 1991, dada la situación de contaminación de las aguas en los diferentes Estados miembros, la Unión Europea promulga la Directiva 91/271/CEE sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas, manual de interpretación y elaboración de informes. Esta directiva estipula que a partir del 31 de diciembre de 2005 es obligatorio depurar, mediante tratamiento adecuado, los vertidos de poblaciones equivalentes inferiores a 2.000 habitantes equivalentes (h-e) cuando el vertido es en aguas continentales o estuarios. Fue transpuesta al Estado español mediante el Real Decreto Ley 11/1995 donde se establecen las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas, el cual se desarrolla mediante el Real Decreto 509/1996.

En 1998, la Unión Europea promulga la Directiva 98/15/CE que modifica ciertos requisitos establecidos en el anexo I de la Directiva 91/271/CEE, concretamente referentes a vertidos de instalaciones de aguas residuales urbanas realizados en zonas sensibles. Dicha directiva se transpone en España mediante el Real Decreto 2116/1998.

En el anexo I del Real Decreto 509/1996 se definen los requisitos que deben de cumplir los vertidos de instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas. El cuadro 1 recoge los requisitos generales mientras que el cuadro 2 los requisitos de los vertidos realizados a zonas sensibles; zonas cuyas aguas sean eutróficas o tengan tendencia a serlo en un futuro próximo.

Tabla 1.3. Cuadro 1 del anexo I del R.D. 509/1996 que recoge los requisitos para los vertidos procedentes de instalaciones de depuración de aguas residuales. Fuente: Anexo I R.D. 509/1996.

REQUISITOS PARA LOS VERTIDOS PROCEDENTES DE INSTALACIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES URBANAS. Se aplicará el valor de concentración o el porcentaje de reducción.			
Parámetros	Concentración	Porcentaje mínimo de reducción (1)	Método de medida de referencia
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅ a 20°C) sin nitrificación (2)	25 mg/lO₂	70-90 40 de conformidad con el apartado 3 del artículo 5 del R.D. Ley. (3)	Muestra homogeneizada sin filtrar ni decantar. Determinación del oxígeno disuelto antes y después de cinco días de incubación a 20°C en completa oscuridad. Aplicación de un inhibidor de la nitrificación.
Demanda química de oxígeno (DQO)	125 mg/lO₂	75	Muestra homogeneizada, sin filtrar ni decantar. Dicromato potásico.

Total de sólidos en suspensión (SS)	35 mg/l (4) 35 mg/l de conformidad con el apartado 3 del art. 5 del R.D. Ley (más de 10.000 h-e). (3)	90 (4) 90 de conformidad con el apartado 3 del art. 5 R.D. Ley (más de 10.000 h-e). (3)	Filtración de una muestra representativa a través de una membrana de filtración de 0,45 micras. Secado a 105°C y pesaje. Centrifugación de una muestra representativa (durante cinco minutos como mínimo, con una aceleración media de 2.800 a 3.200 g), secado a 105°C y pesaje.
	60 mg/l de conformidad con el apartado 3 del art.5 del R.D.Ley (de 2.000 a 1.0000 h-e). (3)	70 de conformidad con el apartado 3 del art. 5 del R.D. Ley (de 2.000 a 10.000 h-e). (3)	

(1) Reducción relacionada con la carga del caudal de entrada.

(2) Este parámetro puede sustituirse por otro: carbono total (COT) o demanda total de oxígeno (DTO), si puede establecerse una correlación entre DBO5 y el parámetro sustitutivo.

(3) Se refiere a los supuestos en regiones consideradas de alta montaña contemplada en el apartado 3 del artículo 5 del Real Decreto Ley 11/1995, del 28 de diciembre.

(4) Este requisito es optativo.

De manera paralela cada una de las confederaciones hidrográficas establece sus propios requisitos de vertido para las estaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas localizadas en su territorio, mediante las llamadas autorizaciones de vertido. Estos requisitos deben estar en consonancia con los definidos en el Real Decreto 509/1996. En 2015, la Confederación Hidrográfica del Júcar estableció los requisitos de vertido al Barranco de Atzeneta, ubicado en el término municipal de Carrícola (Valencia), procedentes del saneamiento de la población. Dichos valores límite de emisión (VLE) se muestran en la **Tabla 1.4**.

Tabla 1.4. Valores límite de emisión (VLE) del efluente procedente de la estación depuradora de aguas residuales urbanas de Carrícola (Valencia). *Fuente: Autorización de vertido de aguas residuales a Barranco de Atzeneta en el término municipal de Carrícola (Valencia), procedentes del saneamiento de la población.*

PARÁMETRO	UNIDAD	VLE
Sólidos en suspensión	mgSS/L	60
DBO ₅	mgO ₂ /L	25
DQO	mgO ₂ /L	125

Como se puede deducir, el Barranco de Atzeneta no se trata de una zona sensible ya que la Confederación Hidrográfica del Júcar no define límites de emisión para el caso de nutrientes, formas del nitrógeno y el fósforo.

1.4. NECESIDAD DE HERRAMIENTAS MATEMÁTICAS PARA EL DISEÑO Y LA GESTIÓN DE HUMEDALES ARTIFICIALES

Como ya se ha indicado con anterioridad, la depuración de aguas mediante la aplicación de humedales artificiales es debida a la acción de los procesos físicos, químicos y biológicos que tienen lugar en estos sistemas. El estudio de estos procesos permite, por una parte, aumentar el conocimiento sobre el funcionamiento de estas tecnologías y por otra, optimizar su diseño y gestión (Samsó et al., 2014) con el objetivo de maximizar la eliminación de los componentes deseados. Pero, dado que estos mecanismos ocurren a la vez, influyen unos sobre otros y están afectados por diferentes factores, dicho estudio no resulta tarea fácil. Ante esta situación, la modelación matemática es una herramienta útil para la identificación de los procesos principales que ocurren en un humedal artificial, la determinación de los factores más influyentes sobre dichos procesos y el cálculo de la repercusión de todos ellos sobre los componentes que se pretenden eliminar (Gargallo, 2016).

A finales del siglo XX y principios del XXI tiene su origen la implantación de humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales. En un principio los estudios se basaban únicamente en la construcción de plantas piloto que permitían obtener conocimiento empírico de este tipo de sistemas. El primer sistema de este tipo desarrollado fue en Bélgica por Radoux y Kemp en 1982. Este proyecto se denominó Hierarchical Mosaic of Artificial Ecosystems (HMAE) y consistía en estudiar la adaptación de plantas edáficas a un recinto artificial con unas condiciones de flujo y contaminantes determinadas (Ansola et al. 2003). A lo largo de la primera década del siglo XXI fueron apareciendo los primeros modelos matemáticos desarrollados para simular el funcionamiento de estos sistemas, desarrollando los procesos biogeoquímicos que ocurren en ellos. Pero el mayor desarrollo se alcanzó entre los años 2011-2013, período en el que se publicaron el 38% de los modelos disponibles hasta el momento (Meyer et al., 2014).

Cabe destacar que a pesar de que en las últimas décadas haya habido un importante desarrollo en este ámbito, no se ha conseguido conocer completamente el comportamiento de estos sistemas de depuración y aún no se han alcanzado niveles de conocimiento iguales a los de los del tratamiento de aguas mediante métodos de depuración tradicional. Por lo tanto, aún queda mucho camino por recorrer para conocer a fondo el funcionamiento de los humedales artificiales como sistemas de depuración de aguas residuales.

En el apartado 3 del presente trabajo se lleva a cabo un inventario de los modelos más destacables desarrollados hasta la actualidad en este ámbito.

2. OBJETIVOS Y ESTRUCTURA DEL TRABAJO

El objetivo fundamental del presente trabajo es el desarrollo de un modelo matemático que sirva para el diseño y la gestión de humedales artificiales de flujo subsuperficial con el fin de cubrir la falta de conocimiento que se tiene sobre la definición, la operación y el mantenimiento de este tipo de sistemas “verdes” adecuados para la depuración de aguas.

Para ello, se analiza el sistema de depuración de aguas residuales urbanas de Carrícola (Valencia), en especial el humedal artificial subsuperficial de flujo horizontal, que se toma como ejemplo práctico para la definición del modelo.

Las tareas llevadas a cabo a lo largo del trabajo, para alcanzar dicho objetivo principal, y que conforman básicamente la estructura de la memoria, son:

- Recopilación de los distintos modelos definidos hasta el momento para el diseño y la gestión de humedales artificiales.
- Estudio general del municipio de Carrícola y del esquema del sistema de depuración de aguas residuales urbanas.
- Toma de muestras en campo, de los distintos puntos de muestreo definidos a lo largo de la estación depuradora de Carrícola, y realización de análisis experimentales en laboratorio para la obtención de las variables fundamentales en la caracterización de la calidad de aguas.
- Realización de un diagnóstico de calidad de las aguas residuales a lo largo de la instalación depuradora de Carrícola, con el fin de conocer el funcionamiento del sistema. El estudio se centra fundamentalmente en el tratamiento secundario, los humedales artificiales de flujo subsuperficial.
- Definición y calibración del modelo matemático, utilizando los datos del humedal artificial subsuperficial de flujo horizontal de la estación depuradora de Carrícola.
- Estudio de diferentes escenarios de funcionamiento del humedal como son: aumento de la población y alcance de la colmatación del primer tercio del humedal y de la totalidad del mismo.

Otros objetivos del presente trabajo, de carácter formativo, son que el alumno amplíe su conocimiento sobre el diseño de sistemas de tratamiento de aguas residuales urbanas (conceptos básicos para la definición de los procesos físicos, químicos y biológicos que tienen lugar en ellos), ya que es una de las competencias reconocidas legalmente para un ingeniero de caminos, canales y puertos, y también que aprenda a llevar a cabo muestreos en campo y análisis de laboratorio para conocer los parámetros básicos para la definición de la calidad de las aguas. Además, otro objetivo es aprender a utilizar y comprender el funcionamiento del programa informático AQUASIM, concretamente el compartimento biofilm. Son muy escasos los trabajos desarrollados con anterioridad en este ámbito que hagan uso de esta herramienta y por ello, se ha buscado conocer su potencial y limitaciones para la modelación de este tipo de sistemas, humedales artificiales de flujo subsuperficial.

3. ESTADO DEL ARTE DE LA MODELACIÓN MATEMÁTICA PARA LA SIMULACIÓN DE HUMEDALES ARTIFICIALES

El actual apartado está basado en los inventarios realizados en las tesis doctorales de Samsó (2014) y Gargallo (2017).

3.1. DEFINICIÓN Y TIPOS DE MODELOS

La Real Academia Española de la Lengua define el concepto *modelo* como un esquema teórico, generalmente en forma matemática, de un sistema o de una realidad compleja que se elabora para facilitar su comprensión y el estudio de su comportamiento. El National Research Council (1990) lo define como un intento sistemático de traducir la comprensión conceptual de un sistema real en términos matemáticos e indica que la bondad del modelo matemático será mayor cuanto mayor sea su capacidad conceptual para reproducir los fenómenos más relevantes de la realidad.

Al igual que en el caso de la nomenclatura utilizada para hacer referencia a las tipologías de humedales artificiales que existen, conviene aclarar algunos conceptos sobre la terminología a emplear en el ámbito de la modelación. En primer lugar, se utiliza el término *modelo conceptual* para referirse a la hipótesis formulada sobre el funcionamiento de un sistema, la cual siempre es una simplificación de la realidad. El concepto *modelo matemático* es la traducción de este modelo conceptual al lenguaje matemático. Y por último, se utiliza *modelo numérico* para hacer referencia a la implementación del modelo matemático en un algoritmo numérico, el cual utiliza un software de simulación para encontrar una solución aproximada del modelo. Esta clasificación se basa en lo expuesto por Gargallo (2016).

De este modo, una posible clasificación de los modelos matemáticos, muy utilizada en el ámbito de la ingeniería, es: modelos de tipo “caja negra”, o empíricos, y modelos mecanicistas, o basados en procesos.

3.1.1. MODELOS DE TIPO “CAJA NEGRA” O EMPÍRICOS

Son modelos empíricos basados en medidas directas realizadas en sistemas reales. Estos modelos permiten simular la calidad del efluente de un HA a partir de las características de la corriente de entrada, considerando el sistema como una “caja negra”, es decir, sin prestar atención a los procesos internos que tienen lugar en él. Se basan en relaciones empíricas y por lo tanto sólo son aplicables a sistemas con características similares a aquellos donde se obtuvieron dichas correlaciones y en un rango de concentraciones parecido.

La modelación de sistemas complejos mediante este tipo de modelos supone una representación muy simplificada de la realidad.

Dentro de los modelos de caja negra se engloban diferentes tipologías: regresiones lineales, redes neuronales, etc.

Las regresiones lineales (**Ecuación 3.1**) permiten estimar por ejemplo la concentración de un componente determinado en el efluente de un sistema (C_{out} en mg/L) a partir de la concentración de entrada (C_{in} en mg/L):

$$C_{out} = m \cdot C_{in} + n \quad (3.1)$$

Siendo m y n los parámetros calibrados empíricamente para cada modelo. Los componentes generalmente estudiados mediante este tipo de modelos son la materia orgánica, el nitrógeno total y el fósforo total.

Otro tipo de modelos de “caja negra” son los modelos basados en redes neuronales artificiales. Estos modelos establecen relaciones entre las observaciones experimentales realizadas sobre un número determinado de componentes de entrada y salida mediante la asignación de pesos a cada uno de los componentes de entrada. Se tratan de modelos deterministas y por lo tanto existe una solución única para unas condiciones de entrada determinadas. Ejemplos de este tipo de modelos son los desarrollados en los trabajos por Akratos et al. (2008) y Akratos et al. (2009); para predecir las concentraciones de materia orgánica, amonio, nitrógeno total, fosfato y fósforo total en humedales artificiales subsuperficiales de flujo horizontal.

3.1.2. MODELOS MECANICISTAS O BASADOS EN PROCESOS

Los modelos mecanicistas describen el comportamiento de los sistemas representando los procesos físicos, químicos y biológicos que ocurren dentro de los humedales artificiales y los factores que influyen sobre ellos. Son estos procesos, que habitualmente se representan mediante ecuaciones diferenciales, y sus interacciones los que determinan las características del efluente. Por lo tanto, los modelos mecanicistas permiten aumentar el conocimiento sobre los procesos que ocurren en este tipo de sistemas.

Dado que muchos procesos que tienen lugar en humedales artificiales son procesos cuyas velocidades de transformación pueden ser representadas mediante cinéticas físicas, químicas y/o biológicas de primer orden (Kadlec & Wallace, 2009), se han utilizado modelos de primer orden históricamente para el diseño de este tipo de sistemas. Estos modelos marcan una relación exponencial entre las concentraciones del influente y del efluente asumiendo para ello condiciones de caudal y concentraciones de entrada constantes. Una forma habitual de expresar los modelos de primer orden es la que se presenta en la **Ecuación 3.2**, donde K_A (m/d) es la constante superficial de degradación del componente estudiado y q (m/d) es la carga hidráulica. Esta expresión anterior también se puede representar en función del tiempo de retención hidráulico (TRH) en d (**Ecuación 3.3**), siendo K_v (m/d) la constante volumétrica de degradación.

$$\frac{C_{out}}{C_{in}} = e^{\left(\frac{-K_A}{q}\right)} \quad (3.2)$$

$$\frac{C_{out}}{C_{in}} = e^{(K_v \cdot TRH)} \quad (3.3)$$

Los modelos de primer orden pueden incluir el efecto de la temperatura mediante la ecuación de Arrhenius (**Ecuación 3.4**), siendo $K_{A,T}$ (m/d) la constante de transformación K_A a la temperatura T (°C) y θ el coeficiente de modificación de la temperatura. La misma expresión se aplica para calcular la constante K_v a la temperatura T .

$$K_{A,T} = K_{A,20} \cdot \theta^{(T-20)} \quad (3.4)$$

Una modificación de los modelos de primer orden es incluir la existencia de una concentración de fondo (C^*), conocidos como modelos $k-C^*$ (Kadlec & Knight, 1996). Se entiende por C^* la mínima concentración de un componente determinado que se puede alcanzar en el efluente de un humedal artificial, y está asociada en general a la liberación del componente en cuestión desde el sistema. La **Ecuación 3.5** muestra la expresión habitual para representar estos modelos.

$$\frac{C_{\text{out}} - C^*}{C_{\text{in}} - C^*} = e^{\left(\frac{-K_A}{q}\right)} \quad (3.5)$$

De entre los procesos que tienen lugar en el interior de un HA, aquellos relacionados con el metabolismo microbiano son claves para describir el funcionamiento de los humedales, siendo los modelos biocinéticos aquellos que representan las velocidades a las que ocurren los procesos biológicos. Destacar, que la eliminación biológica de cada contaminante se asocia con un grupo específico de microorganismos.

Los modelos mecanicistas suelen estar divididos en varias partes, dos de ellas imprescindibles: el submodelo hidrodinámico y el submodelo reactivo. El submodelo hidrodinámico representa el movimiento del agua y el transporte de los componentes a través del sistema, mientras que el submodelo reactivo simula los procesos biogeoquímicos que ocurren en el humedal. Además, pueden incluirse otros modelos como el submodelo de la biopelícula (biofilm) o las plantas.

Estos modelos simulan una amplia variedad de componentes entre los que además de materia orgánica, nitrógeno y fósforo; también se incluye azufre, metales pesados, pesticidas y contaminantes emergentes.

La resolución de las ecuaciones diferenciales planteadas en este tipo de modelos matemáticos implica algún tipo de discretización temporal y/o espacial para la obtención de soluciones aproximadas. Así la modelación matemática de los humedales artificiales se puede clasificar según el tipo de modelo (“caja negra” o mecanicista), de la discretización temporal (estacionario o transitorio) y de la discretización espacial (agregada o distribuida).

3.2. MODELACIÓN DE HUMEDALES ARTIFICIALES SUBSUPERFICIALES

La modelación resulta radicalmente distinta para el caso de humedales de flujo superficial o humedales de flujo subsuperficial. Los HAFSS acoplan modelos hidrodinámicos para flujo saturado o variablemente saturado con modelos reactivos. En ellos el agua puede fluir horizontal o vertical a través del medio poroso, lo cual también supone diferencias en la modelación. Como ya se ha dicho con anterioridad, pueden considerarse una serie de submodelos, necesarios, para simular de una forma completa el funcionamiento de los HAFSS. Estos submodelos son:

- **Submodelo hidráulico:** describe el flujo de agua a través del medio poroso, lo cual es de gran importancia para la simulación global.
- **Submodelo de transporte:** describe el transporte de los componentes (solubles y particulados), así como los procesos de adsorción y desorción.

El conjunto de los anteriores dos submodelos sería el **submodelo hidrodinámico**.

- **Submodelo biocinético:** describe los procesos bioquímicos de transformación y degradación de los componentes.
- **Submodelo de la vegetación:** describe los procesos relativos a las plantas macrófitas, tales como su crecimiento, decadencia, descomposición, toma de nutrientes y liberación de oxígeno a través de las raíces.
- **Submodelo de colmatación:** describe el transporte y la descomposición de la materia particulada en suspensión, así como el crecimiento de bacterias (**submodelo biofilm**) y raíces de plantas en el material poroso, que supone la reducción de la capacidad hidráulica o conductividad hidráulica.

La complejidad de estos sistemas hace necesario el análisis simultáneo de estos submodelos.

3.2.1. MODELACIÓN DE HUMEDALES ARTIFICIALES SUBSUPERFICIALES DE FLUJO HORIZONTAL

Los humedales artificiales de flujo horizontal se han modelizado tradicionalmente considerando únicamente condiciones de flujo saturado y omitiendo la zona no saturada (zona vadosa). Para describir la hidrodinámica de estos sistemas, se han utilizado frecuentemente modelos basados en reactores continuamente mezclados dispuestos en serie o en red, mientras que las reacciones que ocurren en ellos se han modelizado con distintos niveles de complejidad.

Pueden destacarse como modelos avanzados que usan condiciones de flujo saturado, los modelos desarrollados por Rousseau (2005) y Brovelli et al. (2007). Se trata en ambos casos de modelos biocinéticos basados en la formulación del Activated Sludge Models (ASM), traducible como Modelo de Fangos Activados, de la International Water Association (IWA) (Henze et al., 1987 y Henze et al., 2000). Las principales hipótesis en las que se basa este modelo son: valor constante del pH, coeficientes constantes de las ecuaciones cinéticas, factores estequiométricos constantes, tratamiento de aguas residuales de origen doméstico y rango de temperatura del agua entre 10 y 25°C. Los modelos de la serie ASM utilizan el concepto de rendimiento (Y) en los procesos de crecimiento para representar la cantidad de sustrato consumido para llevar a cabo el crecimiento de la biomasa.

La formulación del ASM usa la notación matricial, dada la dificultad matemática para describir las interacciones que ocurren en sistemas complejos como los HA. Dicha notación matricial basada en los trabajos de Petersen (1965), está formada por cuatro elementos:

- **Componentes (i):** son variables cuya concentración se simula en el modelo. La letra mayúscula X indica que se trata de un componente particulado y la letra mayúscula S de un componente soluble.
- **Procesos (j):** son las reacciones físicas, químicas o biológicas que tienen lugar entre los componentes del sistema.
- **Coefficientes estequiométricos (v_{ij}):** indican la relación másica entre las cantidades de los componentes consumidos y generados en cada proceso. Los coeficientes de signo negativo indican que la concentración del componente disminuye en el proceso en cuestión (reactivo), mientras que si el signo es positivo muestra lo contrario (producto).
- **Ecuaciones cinéticas (ρ_j):** representa la velocidad de reacción del proceso j.

La relación entre estos elementos se representa utilizando la notación matricial, situando los componentes en las columnas y los procesos en las filas (**Tabla 3.1**). Cada proceso del modelo se define en base a un componente, de forma que el coeficiente estequiométrico de ese componente para ese proceso es la unidad (+1 o -1). El resto de los coeficientes estequiométricos v_{ij} se calculan para dar cumplimiento a la ecuación de continuidad. Para ello, se especifica la cantidad de cada material (por ejemplo carbono, oxígeno, nitrógeno, fósforo, etc.) contenido en cada componente ($i_{cn,i}$) como la relación másica del material c_n en el componente i . Siguiendo la ecuación de continuidad, la cantidad total de cada material contenida en el volumen donde se aplica el modelo debe mantenerse constante antes y después de que tenga lugar el proceso y lo que esté facilita es el paso de dicho material de unos componentes a otros:

$$\sum v_{i,j} \cdot i_{cn,i} = 0 \quad (3.6)$$

Tabla 3.1. Matriz estequiométrica y cinética en la que se representan los componentes, los procesos y las cinéticas incluidas en el modelo.

Componentes (i) →	1	2	...	N	ρ
Procesos (j) ↓					
1	$v_{1,1}$	$v_{2,1}$...	$v_{N,1}$	ρ_1
2	$v_{1,2}$	$v_{2,2}$...	$v_{N,2}$	ρ_2
...
R	$v_{1,R}$	$v_{N,R}$	ρ_R

La velocidad de transformación de cada componente (r_i) se calcula utilizando la **Ecuación 3.7** donde $i = 1, \dots, N$ siendo N el número total de componentes, $j = 1, \dots, R$ siendo R el número total de procesos en los que participa dicho componente y ρ_j la velocidad de cada proceso:

$$r_i = \sum_{j=1}^R v_{i,j} \cdot \rho_j \quad (3.7)$$

La representación matricial de los modelos matemáticos permite un reconocimiento fácil y rápido del destino de cada componente, ya que en cada columna se incluyen los coeficientes estequiométricos de aquellos procesos que afectan al componente en cuestión. Esta característica es de gran utilidad para resolver los balances de materia de cada componente (Ecuación 3.8):

$$\text{Acumulación} = \text{Entrada} - \text{Salida} + \text{Producción} - \text{Consumo} \quad (3.8)$$

Las ecuaciones cinéticas utilizadas en los modelos de la serie ASM suelen ser ecuaciones de primer orden que en algunos casos incluyen cinéticas de Monod (Monod, 1949) o cinéticas de inhibición no competitiva para representar la influencia de la concentración de determinados componentes.

Las cinéticas de Monod o tipo switch (**Ecuación 3.9**) presentan dos zonas con comportamientos diferentes y un área de transición entre ambas. En la primera zona, la velocidad del proceso aumenta con la concentración del componente según una cinética que se puede asimilar a una cinética de primer orden, mientras que en la segunda zona la relación entre ambas es prácticamente cero y se alcanza el máximo valor de la función. La cinética del Monod está definida por la concentración del componente (S_i , mg/L) y por la constante K_i (mg/L). El valor de dicha constante, conocida como constante de saturación o de semisaturación, indica la concentración de componente a la cual la velocidad del proceso es la mitad de la velocidad máxima. Cuanto menor sea el valor de la constante K_i mayor es la velocidad del proceso a bajas concentraciones de S_i .

$$\frac{S_i}{K_i + S_i} \quad (3.9)$$

Una formulación similar se utiliza para definir las cinéticas de inhibición no competitiva (**Ecuación 3.10**). En este caso, en la primera zona se produce un decrecimiento cuasi lineal de la velocidad del proceso al aumentar la concentración del componente S_i y en la segunda zona la correlación entre ambas se puede asimilar a una cinética de orden cero y se alcanza el valor mínimo de la función.

$$\frac{K_i}{K_i + S_i} \quad (3.10)$$

La cinética de Monod permite representar la concentración de fondo C^* anteriormente citada, ya que cuando la concentración de sustrato es muy pequeña se ralentiza su velocidad de degradación y se evita su completa eliminación en un tiempo de retención dado.

Los procesos de lisis de los microorganismos se modelan como cinéticas de primer orden.

3.2.2. MODELACIÓN DE HUMEDALES ARTIFICIALES SUBSUPERFICIALES DE FLUJO VERTICAL

Los HAFSSV suelen recibir la carga hidráulica de modo intermitente, por lo que su modelación requiere la consideración de condiciones de flujo transitorio variablemente saturado. Debido a la carga intermitente que reciben, estos sistemas son altamente dinámicos, lo cual añade mayor complejidad a la modelación de estos sistemas. Los modelos aplicables a estas condiciones suelen usar las ecuaciones de Richards o bien otras aproximaciones simplificadas para describir el flujo variablemente saturado. Para estas condiciones, pueden destacarse como los modelos reactivos más avanzados el Constructed Wetland 2D (CW2D) (Langergraber, 2001), FITOVERT (Giraldi et al., 2008) y RETRASO (Ojeda et al. 2008). Tanto CW2D como FITOVERT están basados en la formulación del ASM.

Actualmente, existen modelos numéricos basados en procesos capaces de modelizar el transporte de reactivos tanto en los humedales de flujo horizontal como vertical. Según Langergraber (2011), sólo hay tres herramientas que hayan sido diseñadas para describir los procesos de transformación y degradación de contaminantes en ambos tipos de humedales: HYDRUS Wetland Module (Langergraber and Simunek, 2006, 2011), PHWAT (Brovelli et al., 2009) y RETRASO (Ojeda et al., 2008; Llorens et al., 2011a, 2011b).

3.3. MODELOS MECANICISTAS MÁS UTILIZADOS HISTÓRICAMENTE PARA LA MODELACIÓN DE HUMEDALES ARTIFICIALES DE FLUJO SUBSUPERFICIAL

A continuación, se desarrollan muy sucintamente los dos modelos reactivos, basados en el Modelo de Fangos Activados (ASM), más utilizados para la modelación matemática de humedales artificiales de flujo subsuperficial.

3.3.1. CW2D

El modelo Constructed Wetlands 2D (CW2D) (Langergraber, 2001) es un modelo biocinético que simula los procesos más habituales de los humedales artificiales de flujo subsuperficial vertical. Permite modelar las concentraciones de oxígeno disuelto, materia orgánica, nitrógeno y fósforo inorgánico mediante la interacción de 12 componentes y 9 procesos. La materia orgánica está dividida en tres componentes en función de su biodegradabilidad y se asume que todos ellos se encuentran en fase acuosa. El nitrógeno inorgánico se representa mediante cuatro componentes y tanto el nitrógeno como el fósforo orgánico se modelan a partir de su contenido en materia orgánica.

El modelo incluye tres tipos de microorganismos: bacterias heterótrofas, *Nitrosomas* spp. y *Nitrobacter* spp., siendo las dos últimas bacterias autótrofas. Los microorganismos heterótrofos llevan a cabo la hidrólisis, la mineralización de la materia orgánica (crecimiento aerobio) y la desnitrificación (crecimiento anóxico). Por otro lado, los microorganismos autótrofos llevan a cabo la nitrificación (crecimiento), la cual está modelada en dos pasos: transformación del amonio en nitrito (realizado por las *Nitrosomonas* spp.) y el paso de nitrito a nitrato (realizado por las *Nitrobacter* spp.). También se incluye el nitrógeno gas producido en el proceso de desnitrificación.

Se asume que los microorganismos son inmóviles y los procesos de lisis incluyen tanto el decaimiento como la pérdida de microorganismos. La influencia de la temperatura en la cinética de los procesos se incluye mediante ecuaciones de Arrhenius.

El modelo CW2D suele aplicarse junto al modelo HYDRUS-2D (Simunek et al., 1999), el cual simula la hidrodinámica y el transporte de solutos en HAFSS.

Tabla 3.2. Componentes del modelo CW2D.

COMPONENTES	UNIDADES	DESCRIPCIÓN
O ₂	mgO ₂ /L	Oxígeno disuelto
CR	mgDQO/L	Demanda química de oxígeno rápidamente biodegradable
CS	mgDQO/L	Demanda química de oxígeno lentamente biodegradable
CI	mgDQO/L	Demanda química de oxígeno inerte
XH	mgDQO/L	Microorganismos heterótrofos
XANs	mgDQO/L	Nitrosomonas spp.
XANb	mgDQO/L	Nitrobacter spp.
NH ₄ N	mgN/L	Amonio
NO ₂ N	mgN/L	Nitrito
NO ₃ N	mgN/L	Nitrato
N ₂ N	mgN/L	Nitrógeno gas
IP	mgP/L	Fósforo inorgánico

Se remite al lector al trabajo de Langergraber (2001) para consultar la matriz estequiométrica del modelo CW2D.

3.3.2. CWM1

El modelo biocinético Constructed Wetland Model number 1 (CWM1) (Langergraber et al., 2009a) es otro modelo matemático basado en la serie ASM y en el modelo de digestión anaerobia Anaerobic Digestion Model number 1 (ADM1) de Batstone et al. (2002), ya que a diferencia del modelo CW2D incluye la modelación de procesos anaerobios.

Su objetivo principal es la predicción de las concentraciones en el efluente de los humedales artificiales de flujo subsuperficial, tanto verticales como horizontales, sin incluir la simulación de las emisiones gaseosas. Para ello tiene en cuenta 16 componentes, 8 solubles y 8 particulados) (**Tabla 3.3**) y 17 procesos. En términos de notación el modelo CW1D utiliza una nomenclatura similar a la del ASM. Como en este último, las concentraciones de las sustancias disueltas se nombran como S_i y las de las sustancias particuladas como X_i .

La materia orgánica está dividida en cinco componentes en función de su estado soluble o particulado, de su composición y su grado de degradabilidad. A diferencia del modelo CW2D, el nitrógeno se modela dividido en dos formas: amonio y nitrato, si bien el componente nitrato incluye la suma de las concentraciones de nitrato y nitrito y a efectos estequiométricos se considera que todo se comporta como nitrato. Como en el CW2D, el nitrógeno orgánico se simula a partir del contenido en la materia orgánica. Sin embargo, en este caso no se incluye la modelación del fósforo y se simula el azufre diferenciado entre sulfatos y ácido sulfhídrico. El modelo simula seis tipos de microorganismos.

Tabla 3.3. Componentes del modelo CWM1.

COMPONENTES	UNIDADES	DESCRIPCIÓN
S _{O2}	mgO ₂ /L	Oxígeno disuelto
S _F	mgDQO/L	Demanda química de oxígeno rápidamente biodegradable fermentable
S _A	mgDQO/L	Productos de fermentación, como el acetato
S _I	mgDQO/L	Demanda química de oxígeno soluble inerte
S _{NH}	mgN/L	Amonio y amoniaco
S _{NO}	mgN/L	Nitrato y nitrito
S _{SO4}	mgS/L	Sulfato
S _{H2S}	mgS/L	Ácido sulfhídrico
X _S	mgDQO/L	Demanda química de oxígeno lentamente biodegradable particulada
X _I	mgDQO/L	Demanda química de oxígeno particulada inerte
X _H	mgDQO/L	Bacterias heterótrofas
X _A	mgDQO/L	Bacterias autótrofas nitrificantes
X _{FB}	mgDQO/L	Bacterias acidogénicas o fermentativas
X _{AMB}	mgDQO/L	Bacterias acetotróficas metanogénicas
X _{ASRB}	mgDQO/L	Bacterias acetotróficas sulfatoreductoras
X _{SOB}	mgDQO/L	Bacterias sulfato oxidantes

Comparando los procesos incluidos en este modelo con los incluidos en el CW2D, se observa que el el CWM1 se dividen los crecimientos aerobio y anóxico de los microorganismos heterótrofos en dos tipos en función del tipo de sustrato (S_F o S_A). Por otra parte, la nitrificación se simula como un único paso de amonio a nitrato. Se incluyen también los diferentes procesos de crecimiento y lisis de los microorganismos anaerobios.

Se remite al lector al trabajo de Langergraber et al. (2009) para consultar la matriz estequiométrica del modelo CWM1.

Una limitación de los modelos CW2D y CWM1 es que no tienen en cuenta la acumulación de sólidos en suspensión que pueden causar la obstrucción (clogging) del medio poroso.

3.4. MODELOS IMPLEMENTADOS NUMÉRICAMENTE PARA LA SIMULACIÓN DE HUMEDALES ARTIFICIALES

3.4.1. FITOVERT

FITOVERT (Giraldi et al., 2009, 2010) es un modelo matemático 1-dimensional que ha sido desarrollado numéricamente en MATLAB®, y está expresamente diseñado para la simulación de humedales artificiales de flujo subsuperficial vertical. El modelo implementado es capaz de describir el submodelo hidráulico que describe el flujo del agua en un medio poroso no saturado, el encharcamiento superficial, la evapotranspiración asociada a las plantas y el efecto de la obstrucción de los poros asociado al crecimiento microbiano y a la retención de sólidos. El submodelo biocinético describe la degradación de la materia orgánica y las transformaciones del nitrógeno basándose en el modelo ASM. Utiliza trece componentes, si bien ni sus características ni

las de los procesos se describen en el documento original. Al igual que los modelos originales de CW2D y CWM1, FITOVERT tampoco tiene en cuenta la toma de nutrientes por las plantas.

3.4.2. PHWAT

PHWAT (Mao et al., 2006; Brovelli et al., 2009c, 2009b, 2009a) es un modelo numérico 3D desarrollado a macroescala que utiliza la plataforma MODFLOW® (McDonald and Harbaugh., 1998) para resolver el medio saturado o parcialmente saturado, MT3DMS (Zheng and Wang, 1998) para simular los procesos de transporte y PHREEQC-2 (Parkhurst and Appelo, 1999) para definir los procesos bioquímicos. Está parcialmente basado en el modelo CW2D; los procesos aerobios están basados en CW2D mientras que los anaerobios utilizan la formulación de Maurer & Rittmann (2004). Así mismo, también modela la obstrucción del medio poroso producida por el crecimiento de la biomasa y la fijación y el desprendimiento del biofilm.

3.4.3. BIO-PORE

Basándose en el modelo CWM1, Samsó & Garcia (2013) desarrollaron numéricamente este modelo utilizando la plataforma CONSOL Multiphysics™. Una de las principales aportaciones de este modelo es la incorporación del submodelo del biofilm, el cual permite simular el funcionamiento de humedales artificiales subsuperficiales de flujo horizontal en escenarios a largo plazo. Este submodelo posibilita la modelación del proceso de obturación del medio poroso incluyendo el modelo de los mecanismos de fijación y desprendimiento del biofilm. Así mismo, esta formulación previene el crecimiento ilimitado de los microorganismos en áreas donde la concentración del sustrato es alta. También incorpora el submodelo de la vegetación, que incluye la toma de nutrientes y la liberación de oxígeno por las raíces. Para ello, BIO-PORE cuenta con 18 componentes, dos más que el modelo CWM1, ya que X_s y X_i se subdividen en dos componentes dependiendo de si se encuentran en la fase acuosa o sólida.

3.4.4. HYDRUS-2D-CW2D

Se trata de una evolución del modelo CW2D (Langergraber, 2001, 2005, 2008; Langergraber and Simunek, 2012) incluido en el HYDRUS-2D, un modelo de flujo variable-saturado y que contempla el transporte de soluto (Simunek et al., 1999). El flujo variable-saturado se define mediante las ecuaciones de Richard. La relación constitutiva entre la presión en cabecera, la conductividad hidráulica, y las características del agua se definen usando las funciones de Van Genuchten-Mualem. Dos condiciones de contorno adicionales se implementan para representar la pendiente de la superficie en el paramento vertical durante las descargas de agua que exceden la capacidad de infiltración.

El transporte de solutos se define usando las ecuaciones de advección-dispersión-difusión las cuales incluyen algunas fuentes y sumideros que simulan la adsorción/desorción y la asimilación de nutrientes por parte de las raíces de las plantas. El intercambio de oxígeno de la fase líquida con la atmósfera se define usando las ecuaciones de Gujer y Boller (1990).

El efecto de la asimilación por parte de las plantas de materia orgánica y nutrientes está implementado. El modelo considera que dicha asimilación se lleva a cabo conjuntamente a la asimilación del agua. Las constantes de este proceso de asimilación se toman directamente de literatura.

Actualmente HYDRUS-2D-CW2D solo considera componentes disueltos en el agua a tratar por lo tanto no es capaz de modelar el fenómeno de colmatación en humedales.

3.4.5. HYDRUS-2D-CWM1

Langergraber y Simunek (2012) definieron una nueva versión del HYDRUS-2D en el módulo de humedales. Esta nueva versión añadía al modelo inicial la posibilidad de elegir entre el CW2D, ya implementado en la versión original, y el modelo biocinético CWM1. El único cambio del HYDRUS-2D-CWM1 con respecto al HYDRUS-2D-CW2D es simplemente el modelo biocinético a utilizar.

Langergraber y Simunek (2012) llevaron a cabo una serie de simulaciones para verificar el correcto funcionamiento del HYDRUS-2D al implementar en la misma plataforma los dos modelos biocinéticos. Los autores compararon resultados con los obtenidos en versiones más simplificadas de CWM1 y CW2D en un dominio vertical de 20 por 20 cm. Los resultados demostraron que ambos modelos biocinéticos habían sido correctamente implementados en el HYDRUS-2D. El modelo HYDRUS-2D-CWM1 también se ha utilizado para recrear las simulaciones llevadas a cabo por Llorens et al. (2011 a, b), obteniendo diferentes resultados.

3.4.6. AQUASIM-CWM1

El modelo biocinético CWM1 se implementó en AQUASIM (Reichert, 1998) por Mburu et al. (2012), para simular la evolución de la materia orgánica, nitrógeno y azufre en el interior de dieciséis tipos diferentes de humedales con tres distintas especies de plantas en ellos ensayados en laboratorio con modelos físicos (para más información leer a Allen et al. (2002) y a Stein et al. (2006)). Para implementar el modelo seleccionaron el compartimento tanque agitado (RCTA). Además, las reacciones biocinéticas del modelo CWM1 consideran la reaireación, adsorción y desorción de la materia orgánica y del amonio y también una compleja descripción de las plantas participantes en el proceso. La modelación de las plantas incluye cinco procesos (crecimiento, decay, degradación física, filtración de oxígeno y asimilación de nutrientes). El término de crecimiento de las plantas depende directamente de la temperatura mediante la ecuación de Arrhenius. Y en este modelo el crecimiento de la comunidad de bacterias depende únicamente de la disponibilidad de sustrato.

El modelo está calibrado y validado para diferentes conjuntos de datos experimentales obtenidos de los modelos físicos en laboratorio y de análisis de sensibilidad, los parámetros estimados y el análisis de incertidumbre cumplen con lo esperado.

3.4.7. CWM1-RETRASO

El modelo CWM1-RETRASO (Llorens et al., 2011a,b) es una simulación en 2D resultado de la implementación de CWM1 (Langergraber et al., 2009a) en RetrasoCodeBright (RCB) code (Saaltink et al., 2004) para simular las características hidráulicas e hidrodinámicas al igual que los principales procesos de degradación y transformación en humedales artificiales subsuperficiales de flujo horizontal.

RCB permite la modelación del transporte de solutos (advectivo, dispersivo y difusivo) junto a la modelación de las reacciones químicas. Este modelo considera el humedal como un medio poroso saturado y por tanto el flujo advectivo y los flujos dispersivo y difusivo se computan mediante las leyes de Darcy y Fick, respectivamente.

El modelo considera diecinueve procesos en el cual se incluye los diecisiete establecidos en el CWM1 y se han acoplado dos procesos bioquímicos adicionales. El CWM1-Retraso simula la transferencia de oxígeno a partir de la atmósfera, sin embargo, el oxígeno que se pierde por absorción de las plantas y por fijación de biofilm no se consideran en el modelo.

Una función exponencial similar a la utilizada por Ojeda et al. (2008) se utiliza para simular el proceso de hidrólisis para evitar las sobreestimaciones de materia orgánica.

Tanto el modelo hidráulico como el bioquímico se calibraron y validaron mediante datos experimentales.

En el CWM1-Retraso al estar definidas las concentraciones bacterianas como dato de entrada al modelo solo permite la simulación en estado estacionario por lo que no se puede emplear para la modelación de crecimiento de las bacterias.

Tabla 3.4. Descripción general de los principales modelos numéricos desarrollados para la simulación de HA. Fuente: Basado en Samsó et al. (2014) y Gargallo (2016).

	FITOVERT	PHWAT	BIO-PORE	HYDRUS-2D-CW2D	HYDRUS-2D-CWM1	AQUASIM-CWM1	CWM1-RETRASO
PRINCIPALES PUBLICACIONES	Giraldi et al. (2009, 2010)	Brovelli et al. (2007, 2009c, 2009b, 2009a)	Samsó & García (2013)	Langergraber (2001) Langergraber & Simunek (2005) Langergraber (2007) Langergraber & Simunek (2012)	Langergraber & Simunek (2012) Pálffy & Langergraber (2014)	Mburu et al. (2012)	Llorens et al. (2011a, 2011b) Mburu et al. (2013)
PLATAFORMA DE SIMULACIÓN NUMÉRICA	MATLAB®	PHWAT	CONSOL Multiphysics™	HYDRUS-2D	HYDRUS-2D	AQUASIM	RetrasoCodeBright
MODELO BIOCINÉTICO	Propio	CW2D	CWM1	CWM1	CW2D	CWM1	CWM1
DIMENSIONES DEL MODELO	1D	3D (posibilidad de 1D y 2D)	2D	2D	2D	0D	2D
CALIBRACIÓN	Hidráulica e hidrodinámica	Hidrodinámica y obturación	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí
TIPO DE HUMEDAL ARTIFICIAL	HAFSSV	HAFSSH/ HAFSSV	HAFSSH	HAFSSV	HAFSSH/ HAFSSV	HAFSSH/HAFSSV	HAFSSH
MATERIALES MODELADOS							
C	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí
N	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí
P	NO	Sí	NO	Sí	NO	Sí	NO
O	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí
S	-	NO	Sí	NO	Sí	Sí	Sí
GRUPOS DE BACTERIAS BIOMASA	-	3	6	3	6	6	6
	Fijada	Suspendida/Fijada	Fijada	Fijada	Fijada	Suspendida	Suspendida
LIMITACIONES DE CRECIMIENTO	Sustratos	Temperatura sustratos y expresión logística	Temperatura, sustratos crecimiento logístico y acumulación de sólidos	Temperatura y sustratos	Temperatura y sustratos	Temperatura y sustratos	-

4. DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO: ESTACIÓN DEPURADORA DE AGUA RESIDUAL URBANA DE CARRÍCOLA (VALENCIA)

4.1. GENERALIDADES

4.1.1. MARCO GEOGRÁFICO

El municipio de Carrícola se encuentra al sureste de la comarca del Valle de Albaida (Valencia). Su término municipal colinda con los municipios del Palomar y Bufalí al sur, Atzeneta de Albaida al oeste y con Bélgida tanto al norte como al este (**Figura 4.1**).

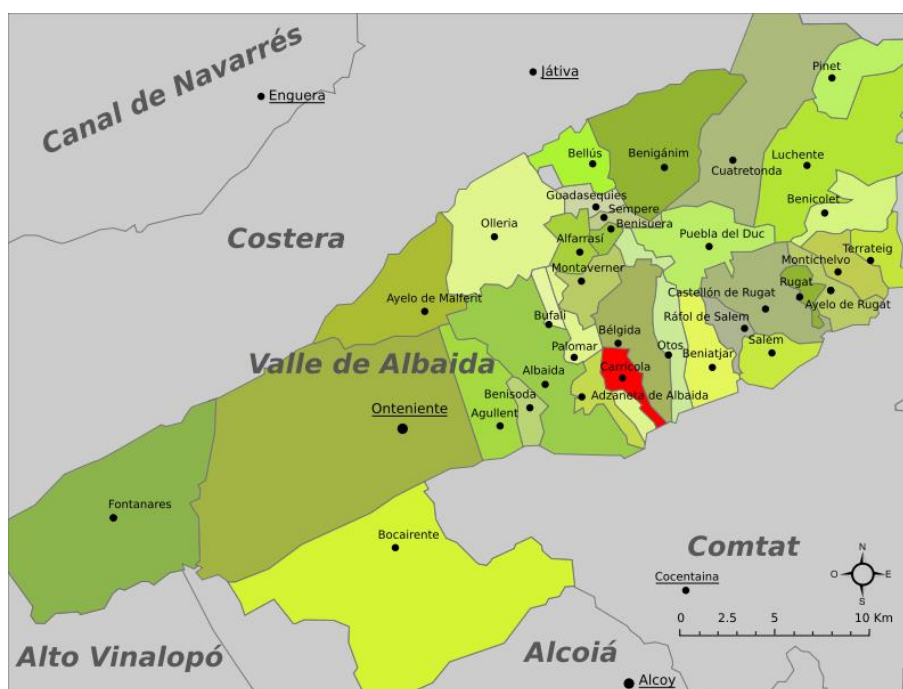


Figura 4.1. Localización del municipio de Carrícola en el Valle Albaida (Valencia). Fuente: Montxo Vicente i Sempere uploaded by Martorell vectorized by Chabacano (2004).

Se extiende a lo largo de 4.6 Km² en la vertiente norte de la Sierra de Benicadell, de naturaleza calcárea. Al norte presenta alturas entre 300 y 400 metros sobre el nivel del mar, donde se ubica la población y la huerta. Por otro lado, al sur la naturaleza es más abrupta alcanzándose alturas de 800 metros sobre el nivel del mar en las proximidades del Alt de la Font Freda.

Al norte, en la parte más baja del municipio, el término es atravesado por varios barrancos como el Barranco de Molí, que recoge las aguas de los barrancos de Castellet, Atzeneta y la Font Freda, y el Barranco del Raboser, en el que desaguan las aguas de la zona hasta llegar al río Vernissa.

4.1.2. CLIMATOLOGÍA

El municipio de Carrícola se ubica en la franja mediterránea, donde el clima es templado, con algunas heladas en invierno y calurosos veranos. Para llevar a cabo un estudio cuantitativo muy simple de la climatología de Carrícola se han obtenido los datos meteorológicos de la estación más cercana al municipio que se encuentra actualmente en funcionamiento, la estación meteorológica

de Bélgida (Valencia). El Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias (IVIA) es el que registra estos datos y los difunde públicamente.

En las Figuras 4.2, 4.3 y 4.4 se muestran las medias mensuales de precipitación y evapotranspiración, temperatura media, máxima y mínima, y humedad relativa media máxima y mínima respectivamente. Los datos registrados van de enero de 2014 a mayo de 2017, es decir, prácticamente desde la puesta en funcionamiento de la EDAR de Carrícola hasta la actualidad.

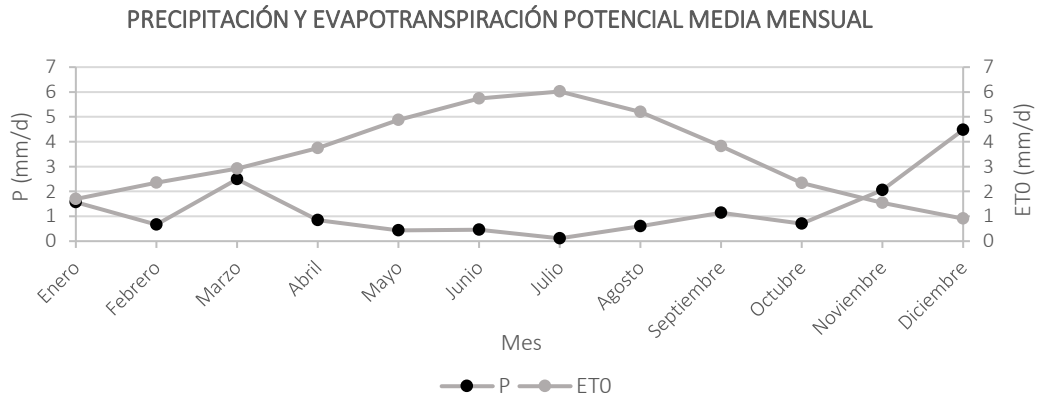


Figura 4.2. Precipitación media mensual (enero 2014 - mayo 2017). Fuente: IVIA - Estación meteorológica de Bélgida (Valencia) (Consulta: junio de 2017).

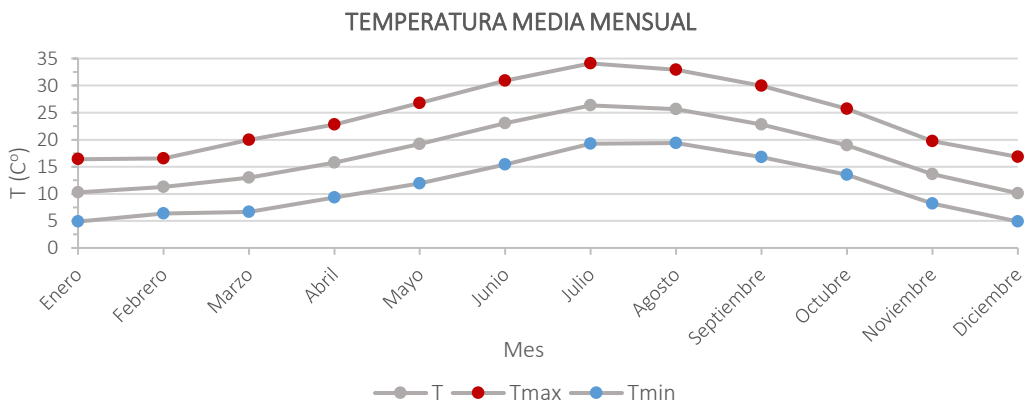


Figura 4.3. Temperatura media mensual (enero 2014 - mayo 2017). Fuente: IVIA - Estación meteorológica de Bélgida (Valencia) (Consulta: junio de 2017).

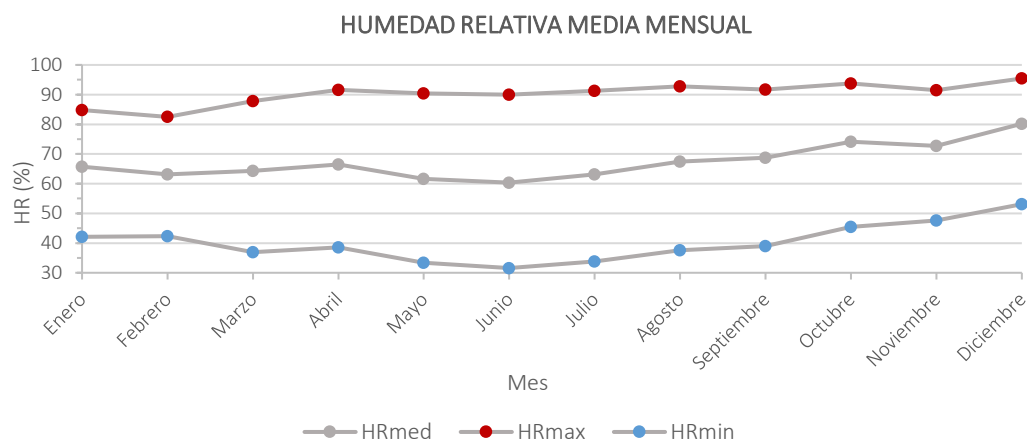


Figura 4.4. Humedad relativa media mensual (enero 2014 - mayo 2017). Fuente: IVIA - Estación meteorológica de Bélgica (Valencia) (Consulta: junio de 2017).

La precipitación anual media (2014 - 2016) es 427,8 mm/d, registrándose las mayores precipitaciones a finales de otoño y principios de primavera. El máximo de este período se registró el 19 de diciembre de 2016, con un valor de 139,8 mm/d. El período más seco se ubica en los meses de verano, sobre todo el mes de julio. Destacar que sólo en lo que llevamos de año 2017, el valor de la precipitación anual ya suma 329,35 mm/d, valor muy próximo a la precipitación anual media de 2014 a 2016. En la **tabla 4.1** se muestra la precipitación total media por meses del período enero 2014 - mayo 2017.

Tabla 4.1. Precipitación total media por meses. Fuente: IVIA - Estación meteorológica de Bélgica (Valencia) (Consulta: junio de 2017).

PRECIPITACIÓN TOTAL MEDIA (mm/d)		
2014 - 2017	Enero	48,6
2014 - 2017	Febrero	18,9
2014 - 2017	Marzo	77,3
2014 - 2017	Abril	34,0
2014 - 2017	Mayo	17,8
2014 - 2016	Junio	13,9
2014 - 2016	Julio	3,5
2014 - 2016	Agosto	18,8
2014 - 2016	Septiembre	34,2
2014 - 2016	Octubre	22,0
2014 - 2016	Noviembre	31,6
2014 - 2016	Diciembre	138,8

La evapotranspiración potencial (ET₀) anual media del período 2014 – 2016 es 1.273,19 mm/d; el valor máximo se registró el 14 de mayo de 2015 y este fue 8,17 mm/d. En los que se lleva de año 2017 (enero - mayo) la evapotranspiración anual media registrada es 417,15 mm/d.

En cuanto a la temperatura, el valor máximo que se ha dado desde que se puso en funcionamiento la EDAR de Carrícola ha sido 44,1 °C el 7 de julio de 2015 y el valor mínimo de -3,97 °C el 30 de diciembre de 2014.

Por otro lado, la humedad relativa máxima registrada en el período de estudio ha sido del 100% en los meses de verano y la mínima del 6,53% el 14 de mayo de 2015.

Comentar que los vientos más frecuentes en el municipio son los de poniente y levante, coincidiendo con las temperaturas extremas y con invasiones de vientos del Sahara o de Siberia.

4.1.3. USOS DEL SUELO Y ECONOMÍA

El municipio de Carrícola tiene su origen en una antigua alquería islámica en la cual la población musulmana centraba su cultivo en variedades hortícolas. Más adelante se comenzó con el cultivo de secano con especies como el olivo y el algarrobo, las cuales presentaban gran adaptación a las características edáficas y climatológicas de la zona. Debido a esta gran adaptación se siguen manteniendo grandes extensiones dedicadas a estos cultivos de secano (aproximadamente un 25% de la extensión del municipio). En las últimas décadas, se ha producido una rápida extensión de los frutales como ciruelos, albaricoqueros, melocotoneros, naranjos y caquis ocupando casi el 50% de las tierras (INE Censo agrario, 2009).

Actualmente la economía del municipio sigue estando dominada por la agricultura. A partir de la década de los 80 se introdujo el riego por goteo y más recientemente la producción ecológica, gracias a que las condiciones edáficas, microbiológicas y climáticas del municipio han sido muy favorables para el desarrollo de estas técnicas.

Destacar que Carrícola se ha convertido en un municipio muy concienciado medioambientalmente, en busca de una economía sostenible. Ejemplo de ello es la agricultura ecológica que fomenta, la estación depuradora con sistema secundario constituido por humedales artificiales, la instalación de vertederos específicos para materia orgánica (**Figura 4.5**), las composteras para tratar dichos residuos ubicadas en la misma instalación de la depuradora y el proyecto que tienen entre manos en estos momentos para la reutilización en usos recreativos y riego del efluente de la depuradora.



Figura 4.5. Vertedero específico para materia orgánica ubicado en el municipio de Carrícola. *Fuente: Elaboración propia (marzo 2017).*

4.1.4. DEMOGRAFÍA

En los veinte últimos años la población del municipio de Carrícola ha presentado en general una tendencia creciente. Aunque cabe destacar que desde la implantación de la estación depuradora (a

principios del año 2014) se ha registrado un cierto descenso de la población. Éstos datos se muestran de forma cuantitativa en la **Tabla 4.2** y la **Figura 4.6**.

Tabla 4.2. Cifras oficiales de población total del municipio de Carrícola de los veinte últimos años (1996-2016). No se tienen datos de 1997 porque no se llevó a cabo revisión del padrón dicho año. *Fuente: Instituto Nacional de Estadística (Padrón municipal 1 de enero de 2017).*

POBLACIÓN TOTAL DE CARRÍCOLA										
AÑO	1996	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
HABITANTES	77	78	75	73	78	81	83	79	81	88
AÑO	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
HABITANTES	94	82	90	93	93	98	105	99	98	95

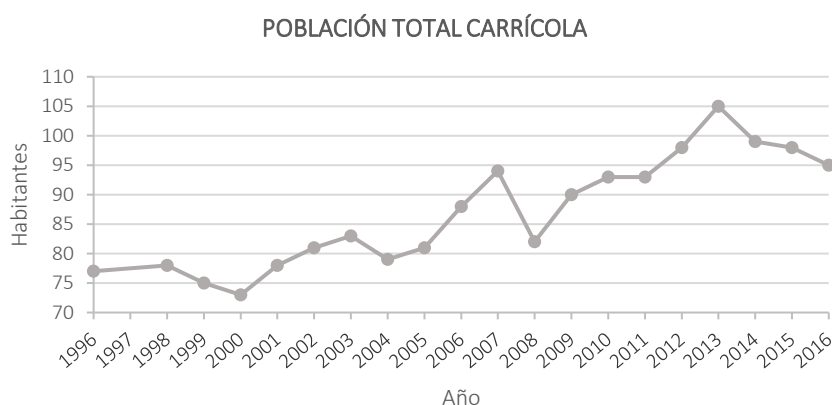


Figura 4.6. Cifras oficiales de población total del municipio de Carrícola de los veinte últimos años (1996-2016). No se tienen datos de 1997 porque no se llevó a cabo revisión del padrón dicho año. *Fuente: Instituto Nacional de Estadística (Padrón municipal 1 de enero de 2017).*

4.2. DESCRIPCIÓN DEL EMPLAZAMIENTO Y DEL ESQUEMA DE TRATAMIENTO DE LA ESTACIÓN DEPURADORA DE AGUAS RESIDUALES URBANAS DE CARRÍCOLA.

4.2.1. EMPLAZAMIENTO

La estación depuradora de aguas residuales urbanas de Carrícola se encuentra ubicada en el término municipal, concretamente al norte del mismo junto a la zona destinada a la actividad agraria. La instalación está dividida en dos parcelas. En la parcela A se encuentra el sistema primario (canal de desbaste y tanques Imhoff) y en la parcela B el sistema secundario (humedales artificiales). Ambas parcelas no son contiguas. Esta disposición se debe a que la anterior instalación de tratamiento de aguas procedentes de saneamiento de Carrícola se encontraba ubicada en la parcela A; y se quiso aprovechar dicho espacio para ubicar el sistema de pretratamiento y tratamiento primario de la actual EDAR.

En la **Figura 4.7** se muestra mediante una foto aérea el emplazamiento de cada una de las parcelas, además del centro del municipio y el punto de vertido de la EDAR actual (Barranco del Castellet), junto a la parcela B. La parcela A se encuentra a unos 335 m del centro del municipio, en línea recta, y la parcela B y el punto de vertido a 540 m aproximadamente.

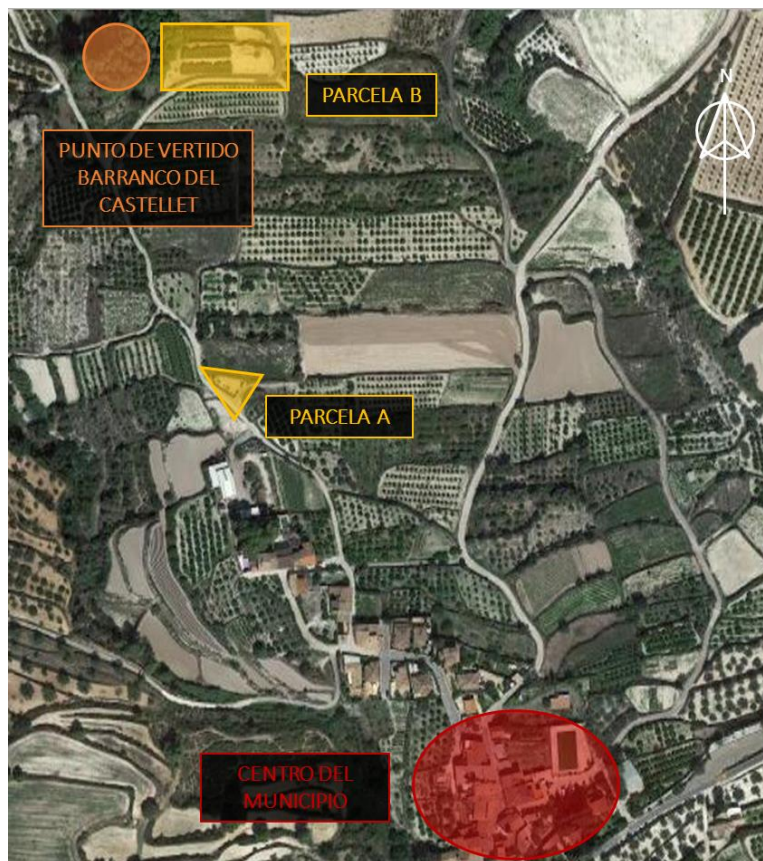


Figura 4.7. Foto aérea, escala 1:3000, extraída de Google Maps en la que se pueden visualizar ambas parcelas de la actual estación depuradora de Carrícola, el centro del municipio y el punto de vertido (Barranco de Castellet). Fuente: Google Maps (5 de mayo de 2017) y elaboración propia.

4.2.2. SITUACIÓN PREVIA AL ACTUAL SISTEMA DE TRATAMIENTO

El sistema de depuración previo al actual fue construido en los años 70 y constaba de dos elementos fundamentales: un tanque Imhoff seguido de un lecho de gravas.

El segundo elemento, el lecho filtrante de gravas, se concibió como un filtro percolador, pero no tenía un funcionamiento adecuado pues el efluente del tanque Imhoff entraba a nivel superficial al lecho de gravas y discurría directamente hasta el fondo, por donde era evacuado.

Las analíticas del agua de salida de la EDAR efectuadas hasta 2010 mostraban que la calidad del vertido cumplía, en su momento, con los requisitos establecidos por la Confederación Hidrográfica del Júcar (CHJ).

Como medida inicial mientras se redactaba el proyecto para la ejecución de la actual EDAR, se modificó el funcionamiento del lecho de gravas haciendo circular el agua en sentido ascendente, introduciéndola por el fondo y extrayéndola por la superficie, para que al aumentar el tiempo de residencia se favoreciera la eliminación de materia orgánica y sólidos suspendidos. En la superficie del lecho se plantaron eneas; mecanismo similar al de los humedales artificiales que posteriormente constituirían el sistema secundario de la EDAR.

Durante los meses de junio, julio y octubre de 2010 un equipo del Instituto de Ingeniería del Agua y del Medio Ambiente de la Universidad Politécnica de Valencia se desplazó puntualmente a

Carrícola con el fin de observar las modificaciones en el funcionamiento del sistema, debidas al nuevo método de gestión del lecho de gravas, y tomar muestras de agua en tres puntos del mismo (entrada al tanque Imhoff, salida del tanque Imhoff y salida del lecho de gravas). Las variables analizadas fueron: sólidos suspendidos totales (SST), sólidos suspendidos volátiles (SSV), Demanda Química de Oxígeno (DQO), nitrógeno total (NT), fósforo total (PT), temperatura (T), concentración de oxígeno disuelto (OD) y porcentaje de saturación, conductividad y pH. Realizando los pertinentes ensayos de laboratorio, se observó que la calidad del agua de salida de la EDAR cumplía las especificaciones definidas por la CHJ para el vertido a cauces públicos, para la mayoría de variables. No obstante, con la observación continua de las instalaciones, se percibió que dichas mediciones no reflejaban el funcionamiento real de la depuradora pues equivalían a tres muestras puntuales, en meses consecutivos y poco después de una limpieza del sistema.

Debido a que se concluyó que el sistema de depuración se encontraba obsoleto, se planteó la renovación de las infraestructuras de depuración existentes, definiendo una nueva EDAR con un sistema secundario constituido por humedales artificiales, siguiendo en la línea de proyectos medioambientalmente respetuosos con el entorno. El hecho de que el agua de la depuradora se vertiera directamente al Barranco de Castellet también fue una de las razones fundamentales para la construcción de un sistema de depuración cuyos rendimientos de eliminación fueran mayores, evitando de este modo una degradación paulatina del hábitat de la zona.



Figura 4.8. De izquierda a derecha, de arriba abajo: tanque Imhoff de la EDAR previa, lecho de gravas de la EDAR previa y vista conjunta de la EDAR previa. *Fuente: Trabajo Final de Máster "Evaluación de los servicios ecosistémicos proporcionados por los humedales artificiales. Aplicación al humedal artificial de Carrícola (Valencia)". Blanca de la Cruz Vicente (2015).*

4.2.3. ESTACIÓN DEPURADORA DE AGUAS RESIDUALES URBANAS DE CARRÍCOLA (VALENCIA)

La estación depuradora de aguas residuales urbanas de Carrícola actual lleva en funcionamiento desde febrero de 2014, más de tres años. Ésta, al igual que cualquier sistema de depuración tradicional, consta de pretratamiento, tratamiento primario y tratamiento secundario. Como ya se

ha indicado en el apartado “Emplazamiento”, la instalación se encuentra ubicada en dos parcelas no contiguas. En la parcela A está el pretratamiento (canal de desbaste) y el tratamiento primario (dos tanques Imhoff en serie), y en la parcela B se encuentra el sistema secundario formado por los humedales artificiales. En la **Figura 4.9** se muestra un esquema básico de la EDAR. La parcela A presenta un único nivel, mientras que la parcela B presenta dos, a una diferencia de cota de 2 m. En el nivel superior se encuentran las dos celdas del humedal artificial subsuperficial de flujo horizontal (HAFSSH) y en el nivel inferior la celda del humedal artificial subsuperficial de flujo vertical (HAFSSV).

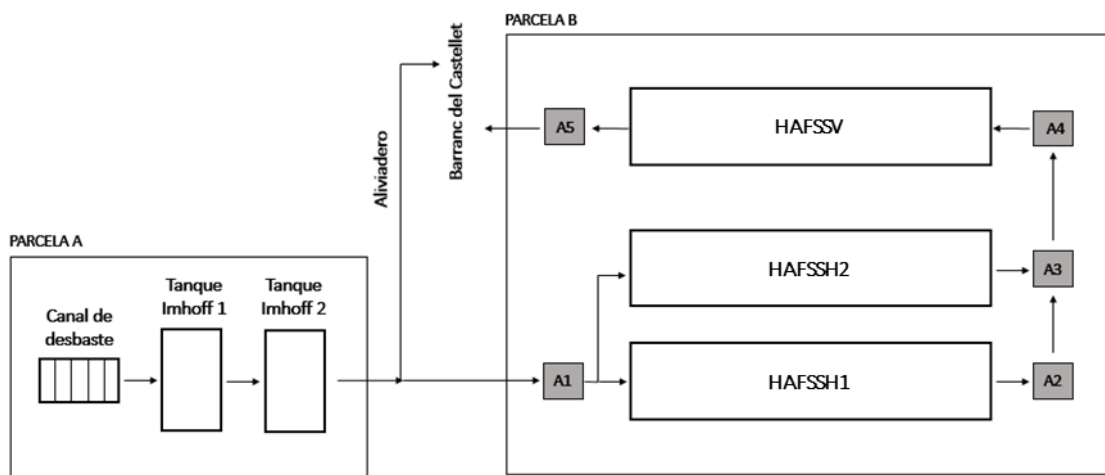


Figura 4.9. Esquema básico de la EDAR de Carrícola. En él se puede observar el vertido del sistema al Barranco del Castellet. El vertido por aliviadero que se da desde la parcela A es por seguridad en caso de lluvias importantes. Con la sigla A, acompañada de una cifra, se representan las arquetas de registro. *Fuente: Elaboración propia.*

El caudal medio de operación es de $14\text{m}^3/\text{d}$ y el tiempo de retención hidráulico (TRH) medio es 7,5 días.

4.2.3.1. PRETRATAMIENTO

El objetivo fundamental del pretratamiento o tratamiento previo es la eliminación de sólidos de gran tamaño, gravas y arenas que puedan dañar o interferir en los sistemas posteriores.

En la EDAR de Carrícola está constituido por un canal de desbaste formado por una arqueta rectangular en cuyo interior está alojado un filtro de rejillas de funcionamiento manual con una anchura de los barrotes de 2 cm y una distancia entre los mismos de 2,5 cm. El ángulo que forma la rejilla con la vertical es de 45° . La arqueta presenta 1,2 m de largo, 1 m de ancho y una profundidad de 0,7 m.



Figura 4.10. Canal de desbaste. Fuente: Elaboración propia (noviembre de 2016).

4.2.3.2. TRATAMIENTO PRIMARIO

El tratamiento primario reduce la materia orgánica en suspensión que se encuentra en las aguas residuales. En los sistemas de depuración en los que el sistema secundario está constituido por humedales artificiales, es una fase clave pues ayuda a mitigar el proceso paulatino de colmatación de los mismos.

Este tratamiento, como ya se ha indicado se encuentra constituido por dos tanques Imhoff en serie. Las dimensiones de dichos elementos son las siguientes:

- **Tanque Imhoff 1:** 2,95 x 2,36 x 3 m (largo, ancho y profundo), con una zona de decantación de 2,45 x 1 x 1 m.

- **Tanque Imhoff 2:** 2,28 x 2,28 x 3 m, con una zona de decantación de 1,8 x 0,85 x 0,85 m.

Entre estos dos elementos se ubica una pequeña área de secado de fangos de los tanques Imhoff, de superficie 2,5 x 2,85 m. Por un lado, para depositar los fangos extraídos del fondo de los tanques, se dispone de un filtro de arenas en el que se introducen los fangos mediante bomba. En su eje central tiene una tubería perforada que ayuda a la distribución del fango y el agua por el interior del filtro. Este filtro es vaciado y rellenado de nuevo cuando finaliza su vida útil. Por otro lado, existe una pequeña losa contigua a este elemento, con superficie 2,5 x 0,5 m aproximadamente, en la que se depositan los fangos flotantes de los tanques Imhoff también para su secado (**Figura 4.12**).





Figura 4.11. De arriba a abajo y de izquierda a derecha; tanque Imhoff 1, tanque Imhoff 2 y tratamiento primario en conjunto. Fuente: *Elaboración propia (noviembre 2016 y mayo 2017).*



Figura 4.12. De izquierda a derecha, área de secado de los fangos extraídos de los tanques Imhoff y losa en la que se depositan los flotantes para su secado. Fuente: *Elaboración propia (octubre 2016).*

4.2.3.3. TRATAMIENTO SECUNDARIO

El objetivo de esta fase del tratamiento es la eliminación de la materia orgánica fundamentalmente disuelta. En la EDAR de Carrícola este sistema se encuentra formado por humedales artificiales de flujo subsuperficial.

Inicialmente, en la fase de diseño de la EDAR se propuso la adopción de dos tipologías de humedal artificial de flujo subsuperficial: dos celdas operadas con flujo horizontal y una celda con flujo vertical. Finalmente, a lo largo de la vida útil de la instalación, las tres celdas han funcionado la mayor parte del tiempo con flujo horizontal continuo. En cuanto a nomenclatura y para distinguir ambos humedales, a lo largo del presente trabajo, se nombrarán conforme se diseñaron en proyecto.

Humedal artificial subsuperficial de flujo horizontal (HAFSSH)

Este elemento consta de dos celdas que funcionan en paralelo. Cada una de ellas tiene una superficie de 198 m² (33 x 6 m), una profundidad de 0,7 m y una pendiente del 0,3%.

Para su construcción se excavó el volumen pertinente, en consonancia con las dimensiones definidas en su diseño, y se vertió material granular, arena, rellenando un total de 5 cm de espesor debidamente compactados. A continuación, se procedió al montaje de todo el sistema de conducciones, canales y arquetas y se impermeabilizó el vaso de las celdas mediante la colocación de un geotextil (gramaje de 150 gr/m²) sobre el que se colocó una lámina de EPDM, de espesor 5

mm, perfectamente acoplada a los taludes de la celda. Sobre la lámina impermeabilizante se puso una malla geotextil para la protección frente a posibles pinchazos (gramaje de 150 gr/m²).

El relleno de material granular de las celdas no es uniforme. Se inicia con una franja de grava muy gruesa, de diámetro (Φ) 4 cm, en la cabecera de la celda, en la sección más próxima a la entrada de agua al sistema, ocupando toda la anchura de la celda y 1 m de su longitud. Esta franja inicial debe quedar siempre libre de vegetación, tanto carrizo como vegetación intrusiva, lo que se conseguirá con los pertinentes trabajos de mantenimiento periódicos. A continuación, el resto de la celda presenta un relleno con una alternancia de grava gruesa ($\Phi = 2$ cm y porosidad 0,6) y fina ($\Phi = 1$ cm y porosidad 0,4). Se inicia con 5 m de grava gruesa seguidos de 1 m de grava fina y así sucesivamente hasta rellenar la totalidad de la celda. En la **Figura 4.13** se muestra una imagen aclarativa de la sección adoptada en el HAFSSH.

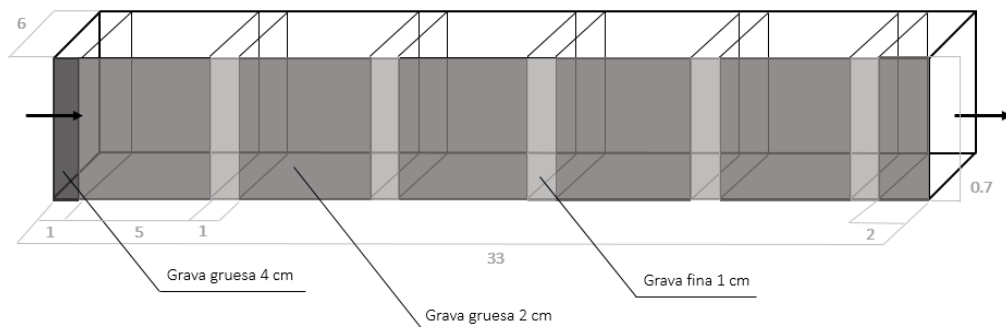


Figura 4.13. Imagen aclarativa de la sección adoptada para el HAFSSH. Las flechas indican el sentido del flujo. Todas las dimensiones se especifican en m. Fuente: *Elaboración propia*.

Como se ha indicado anteriormente, el calado constructivo es 0,7 m pero el humedal a lo largo de prácticamente la totalidad de su vida útil se ha operado con un calado de la lámina de agua 0,37-0,38 m, buscando las mejores condiciones para los procesos biológicos de degradación y eliminación de contaminantes. Ambas celdas se alimentan de forma continua con una canaleta que cubre todo el ancho de la celda (6 m), desde la sección más próxima a la parcela A (**Figura 4.14**).



Figura 4.14. Alimentación de las celdas del HAFSSH. Fuente: *Elaboración propia (junio 2017)*.

Con la instalación depuradora ya en marcha, con los humedales llenos de agua, se procedió a la plantación de ambas celdas con *Phragmites australis*, más comúnmente conocido en el sector como carrizo, en febrero de 2014. La densidad de plantación elegida fue 3 ejemplares/m² y los plantones se tomaron de humedales próximos a la zona. En los primeros meses no se pudo ver un crecimiento importante ya que la plantación se llevó a cabo en invierno, pero con el paso del tiempo se ha observado un desarrollo satisfactorio de la misma a lo largo de toda la vida útil de la EDAR, siempre llevando a cabo un mantenimiento adecuado. En la **Figura 4.15** se muestra una fotografía de ambas celdas del humedal tomada en diciembre de 2016, en la que se aprecia la densidad adquirida por la vegetación.



Figura 4.15. Celdas del HAFSSH, en el sentido contrario al flujo, tomada en diciembre de 2016. *Fuente: Elaboración propia (diciembre 2016).*

Humedal artificial subsuperficial de flujo vertical

Como ya se indicó en la introducción del presente trabajo, es muy común la construcción de sistemas que combinen humedales artificiales de flujo horizontal y vertical pues de esta forma se favorece la sucesión progresiva de los procesos de nitrificación y desnitrificación, mejorando así la eliminación de nitrógeno del agua tratada. Esta fue la idea fundamental por la que en la fase de diseño se planteó este esquema de tratamiento, aunque finalmente ambos humedales se han operado con flujo horizontal.

El humedal artificial subsuperficial de flujo vertical consta de una única celda, con las mismas dimensiones en planta que las celdas del humedal diseñado como subsuperficial de flujo horizontal, tiene una superficie de 198 m² (33 x 6 m). Su pendiente también es la misma (0,3%), pero presenta un calado menor, de 0,5 m.

La construcción de esta celda se realizó de manera similar a las celdas del humedal de flujo horizontal, variando la disposición de las gravas y las canaletas de distribución del flujo. En este caso, el relleno granular es homogéneo de grava gruesa ($\Phi = 2$ cm) a lo largo, ancho y profundo de toda la celda. El sistema de llenado del humedal está constituido por una canalización situada en el eje central que, por rebosamiento, vierte las aguas residuales en el interior del humedal. Este sistema de

llenado se diseñó de esta manera para alimentar desde superficie de forma discontinua el humedal y en 2-3 días el agua filtraría hasta el fondo del mismo, llevándose a cabo en el sustrato los procesos físicos, químicos y biológicos pertinentes. En la actualidad, se colocó una obturación en esta canaleta, excepto en su sección más próxima a la entrada de agua al sistema, operándolo así de idéntica manera al HASSH.

Este humedal también se plantó con *Phragmites australis* en febrero de 2014 y también se ha podido observar su crecimiento satisfactorio a lo largo de la vida útil de la EDAR.

En la **Figura 4.16** se muestra una fotografía de la sección de entrada de agua al HASSV tomada en diciembre de 2016. En esta figura también es notoria la densidad alcanzada por el carrizo en esa fecha.

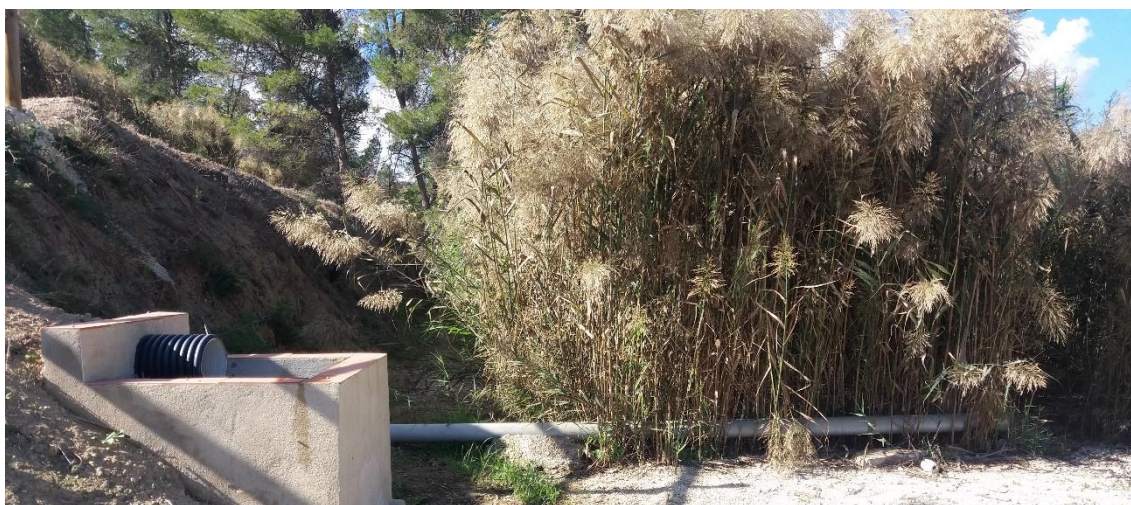


Figura 4.16. Sección de entrada del efluente a la celda del HAFSSV, en el sentido del flujo, tomada en diciembre de 2016. Fuente: *Elaboración propia (diciembre 2016)*.

4.2.3.4. CONDUCCIONES, ARQUETAS Y VERTIDO

Parcela A

El colector de entrada llega a la parcela A y vierte las aguas de saneamiento al canal de desbaste. Todas las conducciones de la parcela A son tuberías de PVC corrugado de diámetro nominal (DN) 315 mm.

Con el sistema de depuración previo, las aguas residuales se vertían al Barranco del Castellet mediante un colector que conectaba directamente el lecho de gravas con el barranco. En la construcción de la nueva depuradora, y dado que este colector comunica la parcela A con la B, se procedió a su reutilización para la conducción de las aguas desde el tratamiento primario hasta el secundario.

Para desviar las aguas a los humedales artificiales, se colocó un pozo de registro que permite una bifurcación entre la conducción que llega hasta el barranco y la que llega hasta la parcela B. En ese mismo punto se creó un aliviadero que regula las avenidas extraordinarias impidiendo que los excesos entren en el humedal artificial y desviándolas directamente al barranco (**Figura 4.17**).



Figura 4.17. Pozo de registro y aliviadero. Fuente: *Elaboración propia (noviembre 2016)*.

La comunicación del pozo de registro con la parcela B también se realiza con una tubería de PVC de DN 315 mm.

Parcela B

En el punto final del colector de entrada a la parcela B se encuentra una arqueta de reparto (A1) que distribuye las aguas a las dos celdas del humedal de flujo horizontal. En la llegada del colector a la arqueta, se dispuso la tubería de forma vertical, de manera que eleva las aguas 1,25 m permitiendo la caída por el exterior del colector a la arqueta. Esta estructura rematada en forma de “seta” permite la oxigenación del agua. La arqueta de distribución tiene unas dimensiones de 1 x 1 x 0,6 m (**Figura 4.18**).



Figura 4.18. Arqueta A1 de entrada al HAFSSH. Fuente: *Elaboración propia (noviembre 2016)*.

Desde la anterior arqueta salen dos tuberías hacia las dos celdas del humedal de flujo horizontal. Estas son de PVC de DN 110 mm. A la salida de la arqueta estas tuberías cuentan con una válvula de regulación para variar el caudal de entrada si es necesario. La entrada de agua a las celdas se lleva a cabo mediante canaletas a cielo abierto de 15 x 15 cm y longitud igual a la anchura de la celda (6 m). Estas están colocadas perpendiculares al sentido del flujo y permiten la entrada del agua al humedal de forma homogénea y continua por desbordamiento (**Figura 4.19**).

En el extremo opuesto de las celdas del humedal horizontal se realiza la salida del agua mediante unas pequeñas arquetas colocada fuera de las celdas y en la continuación del eje de la mismas (A2 y A3). Estas arquetas están cubiertas por unas rejillas tipo TRAMEX de canto 15 mm, que permite el paso del agua pero no del material granular grueso, evitando que se obturen los colectores que albergan. A estas arquetas llega el agua tratada en las celdas mediante una conducción que atraviesa el talud de las mismas. Dicha conducción es una tubería de PVC corrugado de DN 160 mm que termina en “L” invertida. Las dimensiones interiores de las dos arquetas son 1,34 x 0,6 x 1,2 m.



Figura 4.19. Localización arquetas arqueta A2 y A3, a la salida de las celdas del HAFSSH. Fuente: *Elaboración propia (junio 2017).*



Figura 4.20. Arqueta A2, idéntica a A3, a la salida de las celdas del HAFSSH. Fuente: *Elaboración propia (junio 2017).*

La cadena que se observa depositada sobre la rejilla que protege la arqueta sirve para regular el calado de operación de las celdas del humedal horizontal.

El agua recogida en las dos arquetas se conduce mediante una tubería de PVC corrugada de DN 250 mm a una arqueta situada en el nivel inferior de la parcela B, junto al humedal de flujo vertical (**Figura 4.21**). Desde esta arqueta el agua se distribuye al canal de vertido en el humedal de flujo vertical mediante una tubería de PVC de DN 125 mm. El canal de distribución se encuentra en la zona central del humedal y lo recorre en toda su longitud, distribuyendo las aguas por desbordamiento. Como se ha indicado anteriormente dicho canal se encuentra obturado en la parte

media y final de la longitud del humedal, para solo alimentarlo de forma continua en las secciones más próximas a la arqueta de entrada y operar el humedal con flujo horizontal continuo.



Figura 4.21. Arqueta A4, entrada HAFSSV. Fuente: *Elaboración propia (junio 2017).*

El sistema de salida del agua del humedal diseñado con flujo subsuperficial vertical es similar al utilizado en las celdas del HAFSSH; se lleva a cabo mediante una conducción flexible terminada en forma de "L invertida" que vierte el agua a una arqueta también de dimensiones 1,34 x 0,6 x 1,2 m (Arqueta A5) (**Figura 4.22**). Desde esta arqueta el agua se vierte al Barranco del Castellet mediante una tubería de PVC corrugado de DN 315 mm que desemboca en la parte alta de la ladera dejando discurrir al agua hasta llegar al cauce. Entre la arqueta A5 y el propio vertido existe otra arqueta fuera de la parcela B la cual se toma como punto de muestro para el estudio de la calidad del agua a la salida de la EDAR (**Figura 4.23**).



Figura 4.22. Salida del HAFSSV (Arqueta A5). Fuente: *Elaboración propia (junio 2017).*



Figura 4.23. Salida del sistema de depuración. Arqueta fuera de la parcela B. Fuente: *Elaboración propia (junio 2017)*

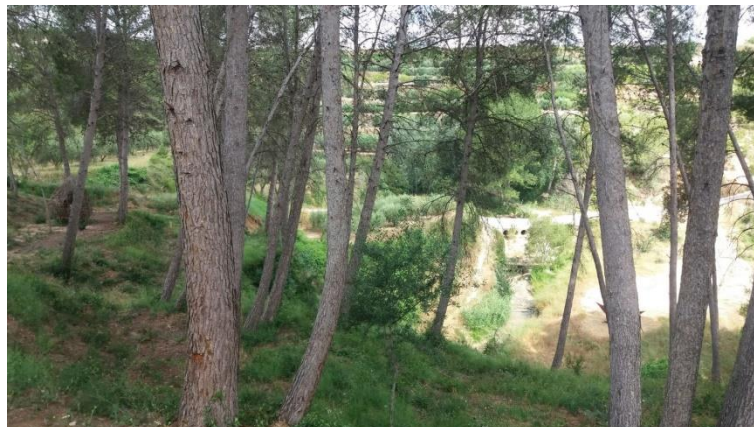


Figura 4.24. Vistas del Barranco del Castellet desde la arqueta A5. Fuente: *Elaboración propia (junio 2017)*.

Para poder observar el nivel del agua (calado de operación) dentro de cada humedal, se dispusieron dos tuberías perforadas de DN 315 mm en cada celda, colocadas en el eje central de las mismas y perpendiculares a la superficie. Estas se ubican a uno y dos tercios de la longitud total de la celda. A partir de ahora se hará referencia a estas tuberías con el nombre de tubos de registro.

4.2.3.5. VALLADO EXTERIOR DE LAS PARCELAS Y OTROS

Ambas parcelas se encuentran valladas para proteger las instalaciones. Además de un vallado metálico se ha optado por plantar, contigua a la valla, cierta vegetación para otorgarle también una protección visualmente.



Figura 4.25. Vallado parcela A. Fuente: *Elaboración propia (junio 2017)*.



Figura 4.26. Vallado parcela B. Fuente: *Elaboración propia (junio 2017)*.

Para poder acceder al nivel inferior de la parcela B, donde se ubica el humedal diseñado con flujo vertical, desde donde se ubican las celdas del humedal de flujo horizontal, se ha construido una escalera muy rudimentaria pero que permite el acceso perfectamente (**Figura 4.27**).



Figura 4.27. Escalera de acceso al nivel inferior de la parcela B. Fuente: *Elaboración propia (junio 2017)*.

Por último, para acceder a la arqueta A5, por la que se vierte el efluente tratado de la EDAR, se ha habilitado una pequeña rampa fuera de la propia parcela B.

4.2.4. MANTENIMIENTO PERIÓDICO DE LA INSTALACIONES

El mantenimiento de las instalaciones en general es de carácter manual. Semanalmente un técnico visita las instalaciones y comprueba su correcto funcionamiento.

Todas las semanas se limpia con rastrillo el canal de desbaste, de los posibles sólidos muy gruesos o toallitas que estén obturando las rejillas. En el caso de que se prevea una afluencia de población importante esta limpieza se lleva a cabo incluso dos o tres veces por semana. Los fangos retirados de las rejillas se depositan en la losa junto al tanque Imhoff 1 para su escurrido y secado. Y posteriormente, una vez secos, se llevan a planta de tratamiento.

En los laterales de la cámara de digestión de los tanques Imhoff se forma un sobrenadante (fangos flotantes) que son extraídos mediante bomba y también dejados escurrir y secar en la losa habilitada para ello, junto a los fangos de las rejillas. A diferencia de los residuos que se depositan en las rejillas, la retirada de estos fangos no tiene una periodicidad exacta; se extraen cuando la capa de sobrenadante es consistente. También se ha indicado en el apartado anterior que cuando el rendimiento de los tanques Imhoff disminuye es necesario extraer mediante bomba los fangos depositados en el fondo e inyectarlos en el filtro de arena para su escurrido y secado.

En lo que respecta al tratamiento secundario, no hay acciones de mantenimiento importantes. Por un lado, para evitar que la conducción de entrada al HAFSSH y de salida HAFSSV se colmate de sólidos, por su forma en "L" que las hace susceptibles a ello, se abren una vez al mes en su totalidad para, con ayuda de la presión producida, vaciarlas lo máximo posible de sólidos. Por otro lado, la siega de carrizo y la plantación de nuevos plantones, en el caso de que sea necesario, se realiza anualmente una vez finalizado su período de crecimiento, en octubre o noviembre (el primer año fue una excepción, ya que se detectó que el calado de las celdas era demasiado bajo y las raíces de las plantas no actuaban correctamente en el sistema) y en primavera se controla el desarrollo del pulgón con jabones específicos utilizados en agricultura ecológica.

Se controla la vegetación intrusiva en todo el sistema de tratamiento, sobretodo en el tratamiento secundario, con el fin de evitar problemas de obturación de elementos de la instalación o competitividad con el carrizo.

Como acción extraordinaria de mantenimiento, en marzo de 2017, se retiraron unos pocos centímetros de grava de la parte superior de las celdas del HAFSSH, debido a que se encontraban colmatadas, y se volvieron a rellenar.

5. TOMA DE DATOS EN CAMPO Y ANÁLISIS DE LABORATORIO

5.1. TOMA DE DATOS EN CAMPO

Para estudiar la calidad del agua a lo largo del sistema de depuración de aguas residuales urbanas de Carrícola, se han llevado a cabo muestreos mensuales desde que se puso en funcionamiento (febrero de 2014); por lo tanto, actualmente se tienen datos recogidos de más de tres años. Se toman muestras en seis puntos distintos de la EDAR con el fin de poder observar la mejora de la calidad del agua a lo largo del sistema. Los puntos de muestreo son: entrada al tanque Imhoff 1 (P1), entrada al tanque Imhoff 2 (P2), salida del tanque Imhoff 2 (P3), entrada al humedal artificial subsuperficial de flujo horizontal (arqueta A1)(P4), entrada al humedal artificial subsuperficial de flujo vertical (arqueta A4) (P5) y punto de vertido del sistema (P6). En la **Figura 5.1** se muestra el esquema básico de EDAR de Carrícola, que se mostró en la **Figura 4.9**, añadiéndole la ubicación de los puntos de muestreo.

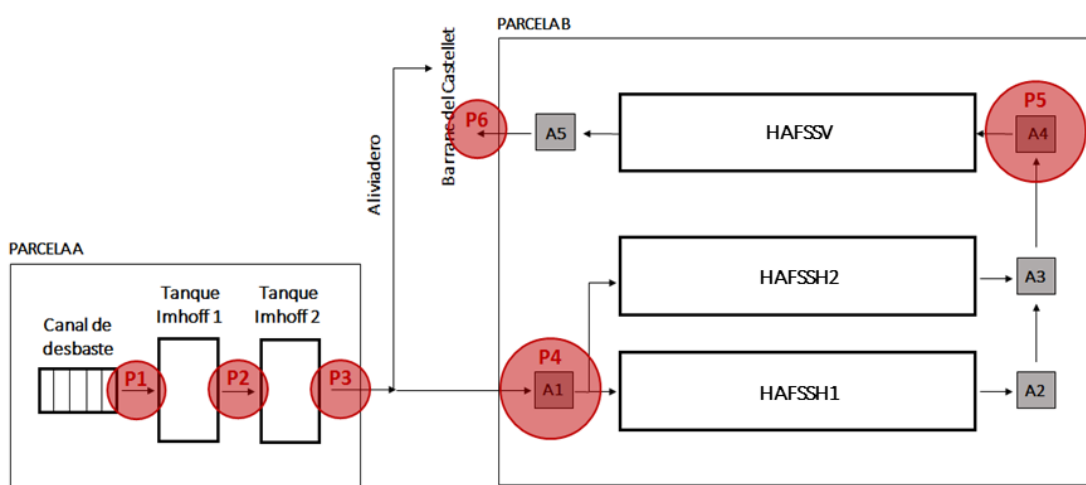


Figura 5.1. Esquema básico de la EDAR de Carrícola incluyendo la ubicación de los puntos de muestreo.
Fuente: *Elaboración propia.*

En general la toma de muestras se lleva a cabo entre las 11 y las 14 horas, procurando que no exista dilución en el agua del sistema que haga que la muestra tomada no sea representativa; lo que se puede deber por ejemplo a episodios de lluvias importantes.

En cada uno de los puntos de muestreo se miden in situ los parámetros físico-químicos conductividad eléctrica, salinidad, temperatura, pH, oxígeno disuelto (OD) y porcentaje de saturación de oxígeno; con la ayuda de sondas manuales universales de medición. La conductividad eléctrica y la concentración de sales disueltas se midió con TetraCon®, el pH con SenTix®41, la concentración de oxígeno disuelto y el porcentaje de saturación con Cellox® 325; todos elementos del equipo manual de sondas móviles de medición universal Multi 340i (WTW). En los puntos 1, 2, 5 y 6 se realiza a su vez la medición del caudal, llenando un envase de volumen conocido y tomando el tiempo transcurrido con un cronómetro.

Por otro lado, en cada una de las celdas de los dos humedales se tienen dos tubos de registro, a un tercio y dos tercios de la longitud de la celda, en los que se mide el calado de la lámina de agua en el interior del humedal y los mismos parámetros físico-químicos que en los puntos de muestreo P1, P2, P3, P4, P5 y P6.

Por último, también se fotografía mensualmente la vegetación plantada en los humedales para realizar un seguimiento de su desarrollo. En octubre de 2016, coincidiendo con el mes en que el carrizo finaliza su período de crecimiento hasta la primavera siguiente, se contabilizaron en las celdas del HAFSSH los claros de vegetación y, de muestras tomadas en una superficie de 40 x 40 cm en zonas representativas suficientemente pobladas (principio y final de la celda 1 y final de la celda 2; siendo el principio la zona más próxima a la entrada de agua a la celda), se obtuvieron la longitud máxima y media, la densidad y la humedad del carrizo.

5.2. ANÁLISIS DE LABORATORIO

Una vez en el laboratorio, para cada una de las muestras tomadas, se analiza la materia orgánica en forma de Demanda Química de Oxígeno (DQO) y Demanda Biológica de Oxígeno a los 5 días y a los 20 días (DBO₅ y DBO₂₀ respectivamente), nitrógeno total (N_T), amonio (NH₄⁺), nitritos (NO₂⁻) y nitratos (NO₃⁻), fósforo total (P_T), sólidos suspendidos totales (SST), sólidos suspendidos volátiles (SSV), sólidos suspendidos no volátiles (SSNV) y turbidez. Ya que este estudio llevado a cabo sobre la EDAR de Carrícola se centra fundamentalmente en el funcionamiento del humedal artificial subsuperficial de flujo horizontal, se analiza también la DQO y DBO de las muestras solubles y fosfatos (PO₄³⁻) de los puntos 4 y 5 (entrada y salida del humedal). En la **Tabla 5.1** se muestra de forma sintetizada el método de análisis, intervalo de medición y unidades para cada parámetro analizado en laboratorio. La determinación de los SST y SSV se realizó por gravimetría, siguiendo las normas indicadas en dicha tabla, la turbidez se determinó mediante un turbidímetro Eutech TN-100, la DBO total y soluble se midieron con OxiTop® OC 100, y el resto de parámetros se analizaron utilizando los test Spectroquant de Merk®. En estas determinaciones se usó el termorreactor Spectroquant® TR 320 (para la digestión de la DQO, N_T P_T) y el fotómetro Spectroquant® Nova 60, ambos de Merk®.

Tabla 5.1. Parámetros analizados en laboratorio del agua residual urbana de Carrícola, junto a su método de análisis, instrumento de medida, intervalo de medición y unidades.

PARÁMETRO	MÉTODO DE ANÁLISIS	INTERVALO DE MEDICIÓN	UNIDADES
DQO _T y DQO _S	ISO 15705	10 - 1.500	mgO ₂ /L
N _T	ISO 11905-1 + determinación fotométrica de nitratos	0,20 - 20,0	mgN/L
NH ₄ ⁺	ISO 7150/1	0,01 - 3,00	mgN/L
NO ₂ ⁻	EPA 354.1, APHA 4500, DIN EN 26777 D10	0,002 - 1,00	mgN/L
NO ₃ ⁻	Fotometría (formación e nitrocompuesto rojo)	0,20 - 20,0	mgN/L
P _T	Disgregación + ISO 6978	0,01 - 5,00	mgP/L
PO ₄ ³⁻	ISO 6878/1	0,01 - 5,00	mgP/L
SST	UNE-EN 872	-	mgSS/L
SSV	UNE 77034	-	mgSS/L
Turbidez	Fotométrico (ISO 7027)	1 - 1.000	NTU

De forma adicional, en octubre de 2016 se tomaron por duplicado muestras de gravas de la sección inicial y final de la celda 1 del humedal artificial subsuperficial de flujo horizontal (HAFSSH1), siendo la sección inicial la más próxima a la entrada del agua a la celda. Con ello se buscó estimar a groso modo el espesor y densidad de la biopelícula formada sobre la superficie de las gravas.

6. DIAGNÓSTICO DE CALIDAD DE LAS AGUAS A LO LARGO DEL SISTEMA DE DEPURACIÓN DE AGUA RESIDUAL URBANA DE CARRÍCOLA

6.1. MATERIALES Y MÉTODOS

Con el fin de conocer a fondo el funcionamiento de la estación depuradora de aguas residuales urbanas de Carrícola, se ha llevado a cabo un análisis de la calidad de las aguas a lo largo del sistema. Dicho análisis se centra en las variables DQO, DBO₅, SST, N_T y P_T, y se compone en las siguientes determinaciones:

1. Cálculo de las concentraciones medias y rendimientos de eliminación medios, en términos de concentración.
2. Estudio de la variación de las concentraciones a lo largo del sistema y la variabilidad de los datos de las series recogidas en cada uno de los puntos de muestreo, con la ayuda de gráficos boxplot, y la aplicación del análisis estadístico para el estudio de la independencia de datos, tomándose como variable independiente los puntos de muestreo y como variables dependientes las concentraciones.
3. Determinación de las constantes cinéticas de primer orden K_A (m/d) del HAFSSH y el HAFSSV.
4. Obtención de las cargas eliminadas acumuladas (g/m^2) y las velocidades de eliminación ($g/m^2/d$) para el HAFSSH y el HAFSSV, estudiando los distintos tramos y buscando el origen de los cambios de pendiente.
5. Estimación de la densidad de la biopelícula formada sobre la superficie del material granular del HAFSSH.
6. Análisis fotográfico del desarrollo de la vegetación del HAFSSH y del HAFSSV y obtención de la altura máxima y media, la densidad de la vegetación y la humedad de las muestras representativas recogidas en el HAFSSH.

La serie de datos estudiada va desde febrero de 2014 a mayo de 2017, más de tres años.

6.1.1. ANÁLISIS ESTADÍSTICO DE LA INDEPENDENCIA DE DATOS

Para la realización del análisis estadístico para el estudio de la independencia de las series de datos recogidas en cada uno de los puntos de muestreo, se ha utilizado el programa STATGRAPHICS plus 5.1. En primera instancia se ha averiguado si las series de datos se distribuyen como una variable normal mediante la prueba de Shapiro-Wilk. Si las variables son normales se ha aplicado el análisis de la varianza simple (ANOVA), mientras que si no lo son se ha utilizado una prueba no paramétrica (test-Kruskal-Wallis).

Como significancia estadística se ha tomado para el error de tipo I una probabilidad del 5% o menor ($p \leq 0,05$), es decir, si el error es menor a este valor las series de datos son significativamente diferentes, lo que significa que las concentraciones entre puntos de muestreo son significativamente diferentes entre sí.

Adicionalmente, se ha completado el anterior análisis con un contraste múltiple de rango, también realizado con STATGRAPHICS plus 5.1, para comparar por pares las series de los distintos puntos de muestreo.

6.1.2. DETERMINACIÓN DE LAS CONSTANTES CINÉTICAS DE PRIMER ORDEN K_A

Para la obtención de las constantes cinéticas de primer orden K_A tanto del HAFSSH como del HAFSSV se ha tomado como fuente de referencia la Guía práctica de diseño, construcción y explotación de sistemas de humedales artificiales de flujo subsuperficial (García y Corzo, 2008). Las constantes cinéticas de primer orden son parámetros fundamentales para el dimensionamiento biológico de los humedales artificiales. Despejando de las expresiones definidas en este manual se ha obtenido la **Ecuación 6.1** para la definición de dicha constante.

$$K_A = \frac{Q}{S} \ln(C_0 - C_1) \quad (6.1)$$

Siendo Q el caudal medio en m^3/d , S la superficie del humedal en m^2 , C_0 la concentración de entrada del humedal g/m^3 y C_1 la concentración a la salida del humedal en g/m^3 . Cuando se busca dimensionar biológicamente el humedal, el valor adoptado para esta variable es el límite de vertido definido por normativa.

Se ha obtenido la constante K_A para cada instante de tiempo en el que se muestreó (con su correspondiente Q , C_0 y C_1) y posteriormente se ha obtenido la media del período de estudio.

6.1.3. ESTIMACIÓN DE LA DENSIDAD DE LA BIOPELÍCULA

En primer lugar, de forma visual se estimó el espesor de la biopelícula, se contabilizó el número de gravas (en un volumen conocido de muestra) y se limpiaron, retirando todo el residuo (película) que se encontraba sobre la superficie de las mismas. A continuación, se obtuvieron los SST, SSV y SSNV de dicho residuo (con la misma metodología que para las muestras de agua residual).

Una vez estimado visualmente el espesor de la película y calculados los gramos de sólidos en dicha película, se obtuvo la densidad de la biopelícula dividiendo la masa correspondiente a los SSV entre el volumen ocupado por la biopelícula (diferencia entre el volumen de una grava tipo más el volumen asociado al espesor estimado de la película, y el volumen de una grava tipo). De manera análoga se obtuvo la densidad para los SSNV.

Esta estimación se llevó a cabo en dos muestras de gravas tomadas al inicio del HAFSSH y al final del mismo (se toma como inicio del humedal la zona más próxima a la entrada del agua residual). Se llevó a cabo la toma de muestras por duplicado en cada una de las secciones para poder detectar, en el caso de que se dieran, errores en la estimación.

6.1.4. OBTENCIÓN DE LAS CARACTERÍSTICAS DE LAS MUESTRAS DE VEGETACIÓN TOMADAS

De cada una de las muestras tomadas se mide manualmente con ayuda de una cinta métrica su altura. A continuación, se determina la altura máxima de entre las tres muestras tomadas y la altura media de las mismas.

En cuanto a la determinación de la densidad, se obtiene la densidad de la vegetación de cada una de las muestras tomadas calculando el cociente de su masa total (húmeda) y la superficie segada para el estudio (cuadrículas de 40 x 40 cm para cada una de ellas).

Por último, se llevan a estufa (65°C, 72 horas) las muestras para poder obtener su masa seca y con ello la humedad de las mismas.

6.2. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

6.2.1. CONCENTRACIONES MEDIAS Y RENDIMIENTOS DE ELIMINACIÓN MEDIOS

A continuación, se recogen las concentraciones medias en los distintos puntos del sistema y los rendimientos de eliminación medios de los distintos elementos del mismo y del sistema completo.

En la **Tabla 6.1.** se recogen las concentraciones medias y en la **Tabla 6.2.** los rendimientos de eliminación medios.

Tabla 6.1. Concentraciones medias en los distintos puntos de muestreo.

	P1	P2	P3	P4	P5	P6
DQO (mg/L)	718	417	313	234	70	50
DBO ₅ (mg/L)	476	293	210	121	18	14
SST (mgSS/L)	207	98	71	49	6	4
N _T (mgN/L)	42,3	48,9	49,7	47,0	36,8	31,6
P _T (mgP/L)	6,1	6,4	6,0	5,6	4,9	4,8

Tabla 6.2. Rendimientos de eliminación medios en los distintos elementos del sistema.

	SIST. COMP. (1-6)	PRET. Y TRAT. PRIM. (1-4)	HAFSSH (4-5)	HAFSSV (5-6)	TRAT. SECUN. (4-6)
DQO	89%	58%	61%	27%	72%
DBO ₅	95%	59%	82%	43%	84%
SST	97%	61%	86%	21%	89%
N _T	9%	-24%(*)	16%	13%	25%
P _T	3%	-7%(*)	6%	4%	15%

(*) Se produce N_T y P_T.

A la vista de los resultados se puede afirmar que el vertido de la EDAR (P6) cumple con las especificaciones de la Normativa, las concentraciones son menores a 125 mg/L para la DQO, 25 mg/L para la DBO₅ y 35 mgSS/L para los SST. Para las tres variables, a partir del punto de muestreo P5 la concentración es menor a dichos límites, lo cual muestra que existe cierto margen de aumento de la población tal y como se previó en el diseño. En paralelo se puede observar una eliminación muy adecuada del sistema general y de cada elemento por separado para dichas variables. Por el contrario, la eliminación de N_T y P_T no es importante, como es habitual en este tipo de sistemas si no se dispone de configuraciones específicas para que se desarrollen los procesos de nitrificación y desnitrificación en serie y/o la adsorción de P.

Como ya indicó Arroyo et al. (2013), para ambos humedales el rendimiento de eliminación de DBO₅ es mayor que el de DQO. Aunque ambos humedales funcionan con flujo horizontal, el HAFSSH presenta mayores rendimientos que el HAFSSV. Como afirmó Vymazal (2002), con mayores concentraciones de entrada se consiguen mayores eficiencias de eliminación. En el caso de estudio, la materia orgánica que entra al HAFSSV ya es más lentamente biodegradable y por lo tanto más difícil de reducir. En cuanto a los SST, su concentración a la entrada de dicho elemento es muy pequeña, para conseguir mayor filtración de los mismos sería necesario instalar filtros de arenas.

Destacar que es normal que en el tratamiento primario se produzca nitrógeno y se libere fósforo debido a que se encuentra constituido por dos tanques Imhoff en serie, para la sedimentación de sólidos. En ellos se produce la digestión anaerobia de fangos produciéndose nitrógeno amoniacal (NH_4^+) y en ocasiones liberándose algo de fósforo de los mismos.

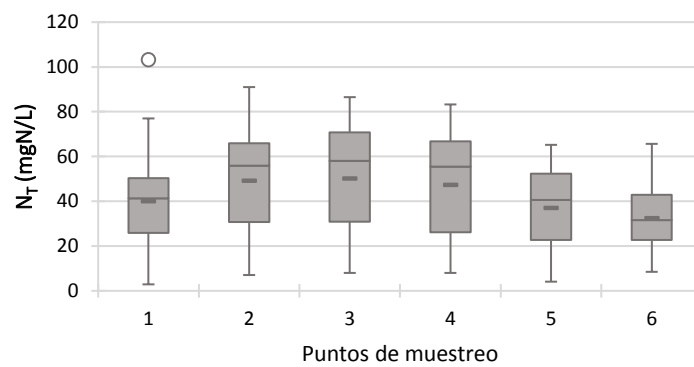
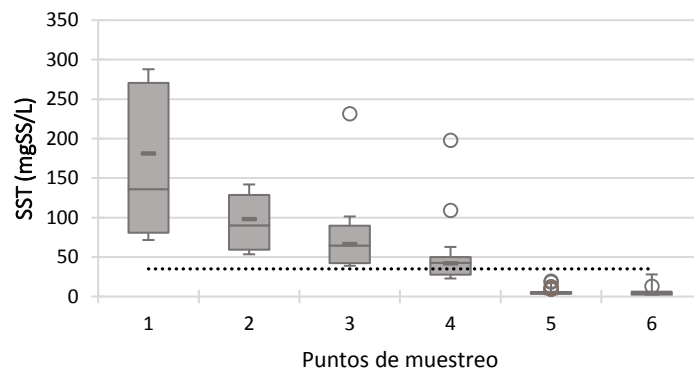
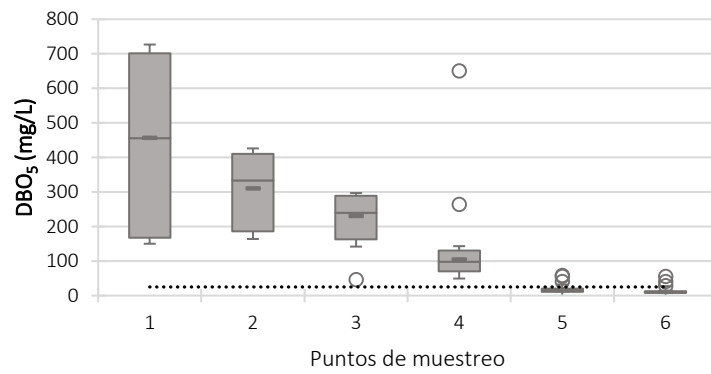
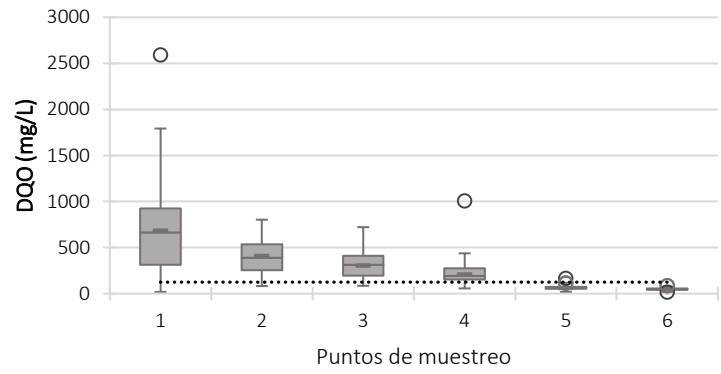
6.2.2. ESTUDIO DE LA VARIABILIDAD DE LAS SERIES DE DATOS DE CONCENTRACIONES

En base a los datos recogidos en campo y obtenidos en laboratorio, se ha procedido a representar gráficamente las series de datos en forma de gráficos boxplot, tomando como eje horizontal los puntos de muestreo definidos previamente y como eje vertical las concentraciones en mg/L (**Figura 6.1**). Destacar que se han representado los datos anómalos y, para el caso concreto de la DQO, la DBO₅ y los SST, los límites de vertido definidos por Normativa.

En cuanto a la variación de las concentraciones a lo largo de la EDAR, la DQO, la DBO₅ y los SST presentan una tendencia decreciente conforme se avanza en el sistema. En cambio, el N_T manifiesta una tendencia distinta, sus concentraciones aumentan en el sistema primario (tanques Imhoff) y disminuyen en el secundario (humedales). En el caso del P_T no se aprecia una tendencia creciente o decreciente tan clara como para las anteriores variables, apenas se reduce su concentración a lo largo de la EDAR.

La variabilidad de las series de datos recogidas en cada uno de los puntos de muestreo es importante en el caso de estudio. Para la DQO, DBO₅ y SST es elevada a la entrada de la depuradora y se reduce conforme se avanza en el sistema de tratamiento, consiguiéndose una reducción muy importante en los humedales. Destacar que habitualmente la concentración de DBO₅ a la entrada es superior a 500 mg/L, es decir, existe una carga de entrada fuerte de materia orgánica biodegradable al sistema (Ferrer y Seco, 2007). Este rasgo es característico de pequeñas poblaciones, en las que no existen importantes actividades en las que se produzcan otras aguas que puedan disminuir la carga orgánica de las aguas residuales. Para el caso concreto de Carrícola, a lo largo del sistema de saneamiento no se producen apenas aportes de aguas externas (lluvias, riego, etc). En cuanto al N_T, a lo largo de toda la depuradora presenta una importante variabilidad en los datos y el P_T muestra una variabilidad menor y prácticamente idéntica para todos los puntos de muestreo.

Por otro lado, en cuanto a la independencia de datos, se han obtenido errores de tipo I menores a 0,05 para las variables DQO, DBO₅, SST y N_T (<0,01, <0,01, <0,01, 0,0012 y 0,0087 respectivamente) y, por lo tanto, se ha comprobado que los datos recogidos en los distintos puntos de muestreo, para dichas variables, son independientes entre sí. A menor valor del error, mayor independencia de los datos y también se puede relacionar con una mayor reducción de las concentraciones a lo largo del sistema. El P_T por el contrario presenta un error de 0,1047, valor mayor a 0,05, y por lo tanto su concentración no disminuye significativamente a lo largo del sistema. Este resultado era de esperar ya que apenas varían las concentraciones de dicha variable a lo largo de la EDAR. Además, el contraste de rangos múltiples ha indicado lo siguiente: la DQO y DBO₅ de los conjuntos de puntos de muestreo P2-P3 y P5-P6 no presenta diferencias significativas, los SST del conjunto 5-6 tampoco presentan diferencias significativas (esto puede deberse a que la concentración en el punto P5 ya es tan baja que es difícil que se produzcan reducciones significativas en el HAFSSV), solo las series de datos asociadas a los puntos P4 y P5 presenta diferencias significativas para la variable N_T.



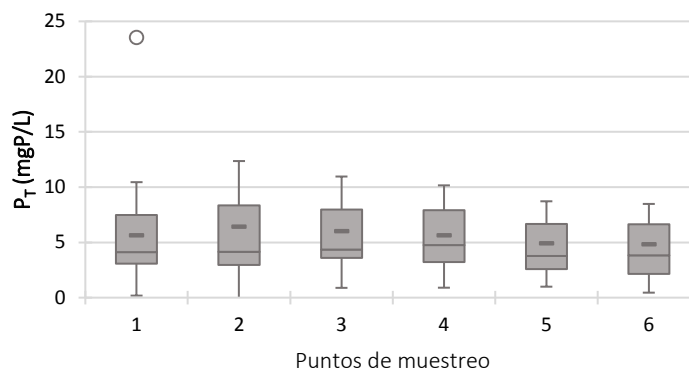


Figura 6.1. Gráficos boxplot de las distintas variables estudiadas: DQO, DBO₅, SST, N_T y P_T. Con puntos aislados se muestran los datos anómalos de las series recogidas y con una línea punteada, para el caso de la DQO, DBO₅ y SST, el límite de vertido establecido en Normativa.

6.2.3. CONSTANTES CINÉTICAS DE PRIMER ORDEN K_A EN LOS HA

Conocidos todos los parámetros de la **Ecuación 6.1** para cada una de las variables estudiadas (DQO, DBO₅, SST, N_T y P_T), los valores medios en m/d de las constantes cinéticas de primer orden K_A se muestran en las **Tablas 6.3** y **6.4**. La obtención de esta constante es necesaria para el dimensionamiento biológico de humedales de flujo horizontal por definición. Ya que en el caso de estudio ambos humedales subsuperficiales funcionan con flujo horizontal, se ha obtenido tanto para el que fue diseñado como HAFSSH y el que lo fue como HFASSV.

Tabla 6.3. Constantes cinéticas de primer orden K_A según el dimensionamiento biológico del HAFSSH.

VARIABLE	K_A (m/d)
DQO	0,054
DBO ₅	0,092
SST	0,122
NT	0,007
PT	0,005

Tabla 6.4. Constantes cinéticas de primer orden K_A según el dimensionamiento biológico del HAFSSV.

VARIABLE	K_A (m/d)
DQO	0,035
DBO ₅	0,048
SST	0,015
NT	0,007
PT	0,002

En general, se han obtenido constantes cinéticas de primer orden menores para el HAFSSV. Esto se debe a que la carga de entrada a dicho humedal es menor y por tanto se produce una menor

reducción de la concentración de los contaminantes, como ya se indicó en el apartado anterior. Los valores de K_A calculados para el HAFSSV son los esperados para un sistema de afino.

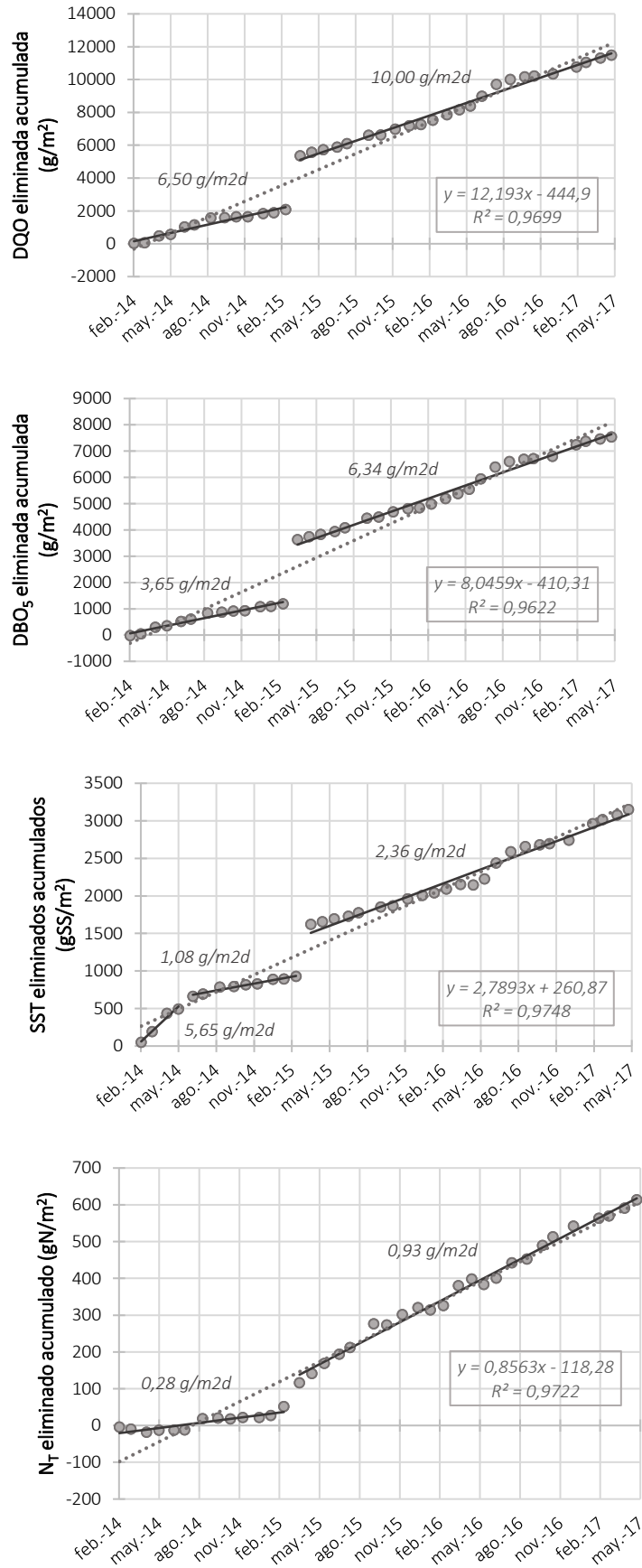
Para aguas residuales que llegan al humedal (tras su paso por tratamientos previos) con carga media o baja ($DBO_5 < 250$ mg/L) es adecuado un valor de K_A asociada a la DBO_5 de 0,08 m/d. Además, si el sistema se dimensiona para eliminar dicha variable, a la vez también se reducirá materia en suspensión de forma suficiente, ya que estos sistemas son más eficaces para eliminar la materia en suspensión que la DBO_5 (García y Corzo, 2008). Adicionalmente, estos autores también afirman que este mismo dimensionamiento permitiría a su vez reducir el nitrógeno en aproximadamente un 30-60% si el sistema se diseña con una profundidad media de la lámina de agua de 0,3 m. Se ha demostrado que el calado útil de un humedal es uno de los factores clave en el dimensionamiento del mismo junto a la carga hidráulica (García et al., 2004 y Sanchez-Ramos., 2017). En el caso de estudio los calados registrados en los distintos tubos de muestreo se encuentran entre 0,375 y 0,4 m, algo mayores a 0,3 m. Esto podría explicar que, no se obtienen rendimientos de eliminación de las formas del nitrógeno adecuadas ni en el HAFSSH ni en el HAFSSV de la EDAR de Carrícola y se tienen constantes cinéticas K_A con valores tan bajos para el N_T .

6.2.4. CARGAS ELIMINADAS ACUMULADAS Y VELOCIDADES DE ELIMINACIÓN EN LOS HA

En el presente apartado, se ha obtenido la carga eliminada acumulada y la velocidad de eliminación en ambos humedales artificiales del sistema para cada una de las variables estudiadas. En las **Figuras 6.2 y 6.3** se muestran gráficamente las velocidades de eliminación, variables a lo largo del tiempo, para el HAFSSH (del P4 al P5) y el HAFSSV (del P5 al P6) respectivamente. El eje horizontal representa el tiempo y el vertical la carga eliminada acumulada para las distintas variables.

Como ya se ha indicado, se procura que la toma de datos se lleve a cabo en aquellos días del mes en los que se asegure que la muestra sea representativa. Aun así, a veces el investigador, por condiciones ajenas a él, se ve obligado a la toma de datos considerados anómalos, que en general son identificados y eliminados del análisis. Pero en este caso, cabe destacar que para la realización de los gráficos mostrados en las **Figuras 6.2 y 6.3** se ha adoptado, a conciencia, la serie completa de datos, incluyendo algunos alterados por condiciones ajenas al sistema (carga excesiva por un aumento temporal de la población, dilución por lluvias importante, etc). Esto se ha llevado a cabo así para mostrar que son estos afluentes anómalos los cuales producen cambios en las velocidades de eliminación; el sistema de humedales presenta cierta inercia a los cambios de carga experimentados. Las fechas importantes para comprender la variación en la eliminación de los humedales son: diciembre de 2014, octubre de 2015 y diciembre de 2016 en los que el agua estaba diluida y abril de 2015 en el que se produjo una entrada de carga a la EDAR muy por encima de la media.

En el HAFSSH la forma de eliminación es muy similar para las variables DQO, DBO_5 y N_T . Se pueden distinguir dos pendientes muy claras. El salto y cambio a una pendiente mayor se produce debido a una entrada de carga muy importante en el sistema (abril de 2015). Para el caso concreto de la variable SST, el esquema es muy similar al comentado anteriormente, pero se ha decidido definir una pendiente de puesta en funcionamiento del humedal, algo mayor, que podría venir explicada por una mayor capacidad de filtración al inicio. La variable fósforo total presenta mayor variabilidad temporal con pendientes que van de $-0,0018$ gP/m²/d a $-0,15$ gP/m²/d.



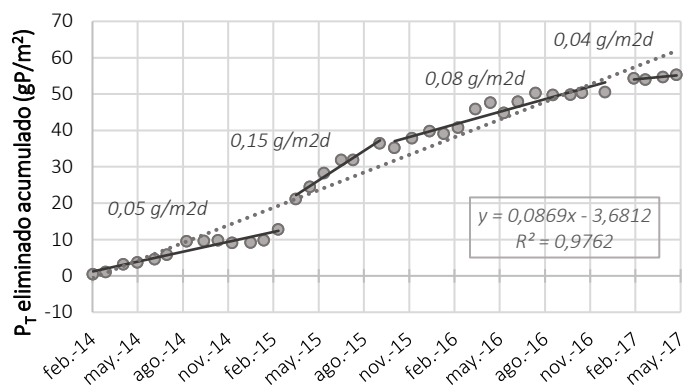
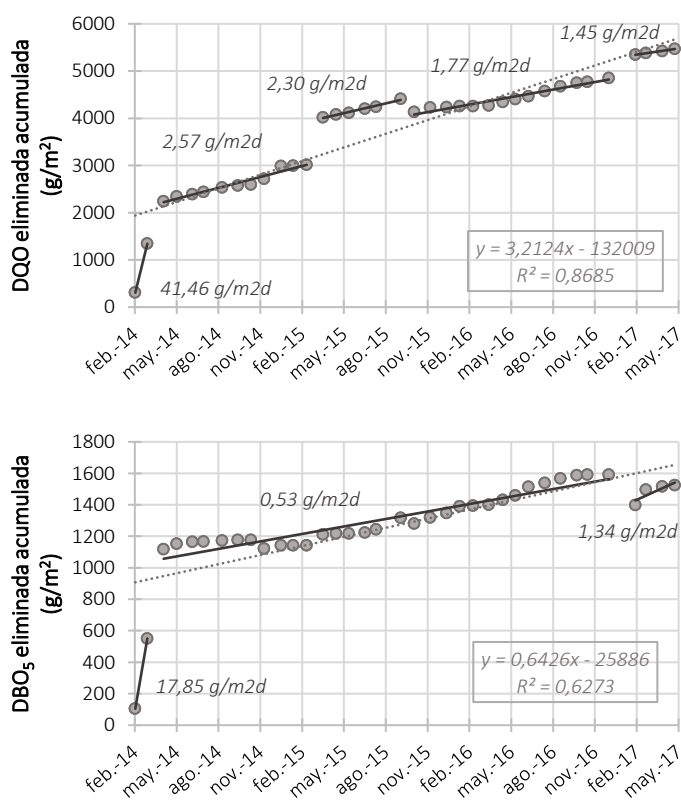


Figura 6.2. Velocidades de eliminación del HAFSSH (del P4 al P5). Con líneas sólidas se representan las distintas pendientes de eliminación a lo largo del período de estudio, junto a su valor numérico. La línea punteada representa la recta de regresión de la totalidad de la serie de datos, cuya ecuación se muestra recuadrada a la derecha del gráfico y también el error R^2 .

Por otro lado, en el HAFSSV todas las variables presentan un esquema de eliminación muy similar, excepto la DBO_5 . Dicho esquema está compuesto por: una primera pendiente muy pronunciada que representa la puesta en funcionamiento del humedal de flujo vertical y cuya duración es de aproximadamente 2 - 3 meses, tres pendientes asociadas a los cambios de carga de las fechas abril de 2015, octubre de 2015 y diciembre de 2016 y un último tramo distintivo ya que por problemas técnicos se tuvo que parar el funcionamiento del humedal. Para el caso de la DBO_5 se observa que el humedal presenta mayor inercia a los cambios de carga y no se muestra tan susceptible a ellos, con una velocidad de eliminación de $0,52 \text{ g/m}^2/\text{d}$ prácticamente a lo largo de todo el período.



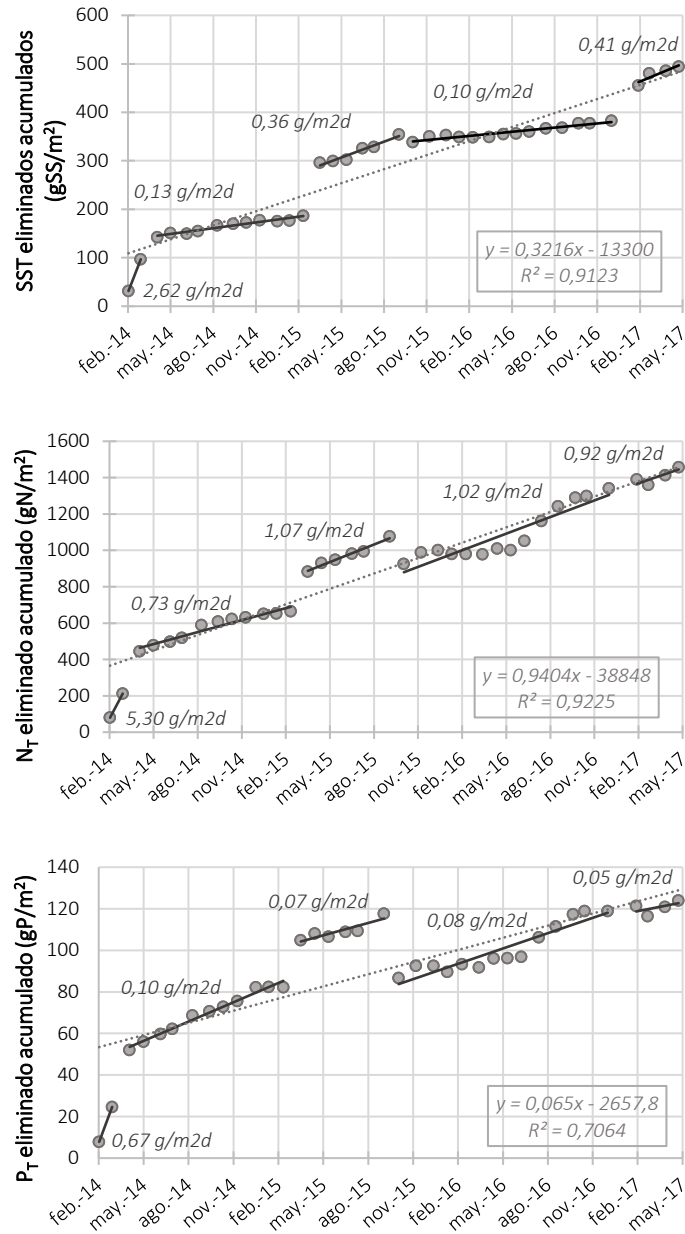


Figura 6.3. Velocidades de eliminación del HAFSSV (del P5 al P6). Con líneas sólidas se representan las distintas pendientes de eliminación a lo largo del período de estudio, junto a su valor numérico. La línea punteada representa la recta de regresión de la totalidad de la serie de datos, cuya ecuación se muestra recuadrada a la derecha del gráfico y también el error R^2 .

Se ha comprobado que existe una relación directa entre la concentración de entrada (mayor para el HAFSSH) y las velocidades de eliminación las variables DQO, DBO₅ y SST. Se puede observar que la carga eliminada en el HAFSSH para estas variables es mayor que para el HAFSSV; como ya se indicó la concentración a la entrada del primero es mayor que la de entrada al segundo y por tanto el rendimiento de eliminación es mayor para el HAFSSH.

6.2.5. BIOPELÍCULA FORMADA EN EL HAFSSH

Se ha podido comprobar que la película formada en el HAFSSH está constituida en mayor medida por materia inorgánica que por materia orgánica. Concretamente, en la sección inicial se ha

estimado que el 60% de los sólidos son inorgánicos (SSNV) y el 40% orgánicos (SSV). En el caso de la sección final, los porcentajes son 95% y 5% respectivamente. Cantidades relativas tan elevadas de SSNV no se relacionan con el influente del humedal, ya que se han registrado valores bajos en el punto de muestreo P4, sino a los finos asociados a la grava colocada al no llevarse a cabo una limpieza exhaustiva en cantera, antes de su colocación. De este modo se puede afirmar que existe un mayor lavado de las gravas al inicio del humedal y que también hay mayor actividad bacteriana. Por otro lado, parte de los SSNV proceden de la mineralización de la materia orgánica que ha ido acumulándose en el humedal.

Asumiendo un rango de espesores de biopelícula de 0,001-0,01 m se obtiene para la sección inicial una densidad de la misma entre 26.300-1.100 gSSV/m³ respectivamente (37.300-1.500 gDQO/m³) mientras que para la sección final se encuentra entre 6.200-240 gSSV/m³ (8.800-340 gDQO/m³). A la vista de los resultados, existe una mayor densidad de materia orgánica disponible en la sección más próxima a la entrada del agua al humedal.

Como ya se ha indicado anteriormente, se miden los parámetros físico-químicos en los tubos de registro de las distintas celdas de los humedales. En todos ellos se han registrado valores de OD prácticamente nulos. Con ello, se deduce que la actividad bacteriana anaerobia podría jugar un papel importante en los procesos biológicos que se dan en el humedal.

Destacar que el estudio de la biopelícula formada en HAFSS es un aspecto novedoso. Si bien Sanchez-Ramos et al. (2017) hace referencia a la distribución que toman las distintas tipologías de bacterias a lo largo de HAFSSH, dando valores de densidad para cada una de ellas, pero sin estimar el espesor de la biopelícula. Los valores obtenidos por dicho autor son algo menores que los estimados en el presente artículo, ya que sus resultados corresponden a un período de 500 días desde la puesta en funcionamiento del humedal, mientras que las muestras de gravas tomadas para este trabajo se hizo 973 días después de la puesta en funcionamiento de la EDAR, y las cargas de entrada de su sistema son algo menores. Dichos autores también demuestran que la actividad bacteriana más importante se da al inicio de la longitud del humedal.

6.2.6. DESARROLLO DE LA VEGETACIÓN EN EL TRATAMIENTO SECUNDARIO

En el **Anexo 2. Registro fotográfico de la vegetación en el tratamiento secundario** se recogen fotografías del desarrollo del carrizo de las 3 celdas del tratamiento secundario, desde prácticamente la puesta en funcionamiento de la EDAR (mayo de 2014) hasta la actualidad (junio de 2017).

Por otro lado, en el mes de octubre de 2016 la longitud máxima y media del carrizo en el HAFSSH es de 391 cm y 341 cm respectivamente. En cuanto a las densidades húmedas, se obtuvieron valores de 9,6 kg/m² en el inicio de la celda 1, 11,8 kg/m² al final de la misma celda y 4,9 kg/m² al inicio de la celda 2. Estas densidades se alcanzan de manera anual. En ambas celdas el porcentaje cubierto por vegetación es aproximadamente el 85%. Comparando resultados con los expuestos por Gómez Cerezo et al. (2000), el crecimiento del carrizo del caso de estudio es mayor a los 70 cm propuestos por los autores, mientras que se coincide en una cobertura vegetal entre el 75-90%.

Por último, la humedad media de las tres muestras tomadas es del 34% y las densidades secas son 6,34 kg/m² en el inicio de la celda 1, 7,79 kg/m² al final de la misma celda y 3,23 kg/m² al inicio de la celda 2.

7. MODELACIÓN DEL HUMEDAL ARTIFICIAL SUBSUPERFICIAL DE FLUJO HORIZONTAL DE CARRÍCOLA. DESARROLLO, RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Como se indicó en el apartado en el apartado 2 de la presente memoria, el objetivo fundamental del trabajo es el desarrollo de un modelo mecanicista, tomando como ejemplo el humedal artificial subsuperficial de flujo horizontal de la EDAR de Carrícola, e implementarlo numéricamente para poder aprender más sobre el comportamiento de este tipo de sistemas y así mejorar su gestión.

El modelo desarrollado consta de cuatro submodelos: submodelo hidráulico, submodelo biocinético reativo, submodelo biofilm (biopelícula) y submodelo de colmatación. Todos los submodelos se han resuelto numéricamente con la ayuda del software AQUASIM, de libre distribución, excepto el de colmatación. Mientras que los submodelos hidráulico y de biofilm se encuentran implementados en el programa, el submodelo biocinético reactivo se ha introducido en AQUASIM de manera muy flexible. El submodelo de colmatación se ha resuelto con EXCEL, pero haciendo uso de ciertas salidas del software. A pesar de ello, por definición el software es capaz de simular también este concepto, por lo tanto queda pendiente para futuras investigaciones el desarrollo del submodelo y su resolución numérica también mediante AQUASIM.

El aspecto novedoso del presente trabajo es modelar el crecimiento de la biopelícula, pudiendo conocer en todo instante de tiempo simulado su espesor y la concentración de contaminantes y microorganismos en ella.

7.1. MATERIALES Y MÉTODOS

7.1.1. MODELO ADOPTADO

Como ya se ha indicado con anterioridad se ha hecho uso del programa AQUASIM para la resolución numérica del modelo desarrollado. Concretamente, se ha seleccionado de entre todos los compartimentos que ofrece el programa (tanque de mezcla completa, biofilm, advectivo-difusivo, suelo saturado, río y lago) el compartimento tipo biofilm para tener en cuenta el submodelo biopelícula.

El compartimento biofilm (**Figura 7.1**) consiste en dos zonas: volumen útil y biopelícula. A su vez esta última zona está compuesta por una matriz sólida y el agua intersticial, que se encuentra en los poros de dicha matriz sólida. El volumen útil y la biopelícula se encuentran separados por una frontera conocida como interfase. La suma del volumen útil y la biopelícula constituye el volumen del reactor.

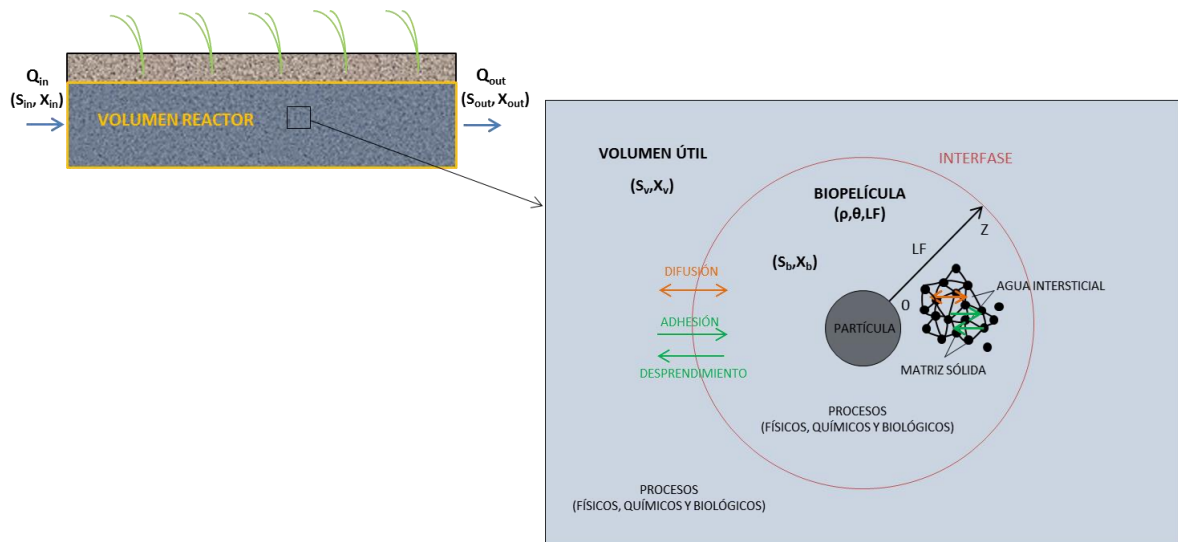


Figura 7.1. Esquema compartimento tipo biofilm. Fuente: Elaboración propia.

La idea fundamental de este tipo de compartimento es que se produce una entrada de agua contaminada al reactor, con un determinado valor de caudal (Q_{in}) y concentración (S_{in} , X_{in}) tanto en forma soluble como particulada, está sufre procesos físicos, químicos y biológicos en las dos zonas (volumen útil y biopelícula) y vuelve a salir del reactor con un caudal Q_{out} y unas concentraciones (S_{out} , X_{out}) que responden a una mejor calidad del agua. A lo largo de este proceso se produce un crecimiento de la biopelícula, alrededor del área disponible para ello. Esta biopelícula se puede definir a través de tres parámetros: su densidad, porosidad y espesor (LF). Dicho LF es la variable fundamental de este tipo de compartimento, y representa el crecimiento y decrecimiento de los microorganismos. Este espesor también depende de otros procesos, no biológicos, de carácter físico como son la adhesión y el desprendimiento. Estos procesos son modelados directamente por AQUASIM de manera interna y dependen de la densidad, porosidad, concentración, un coeficiente de "facilidad" de adhesión o desprendimiento y el propio espesor de la biopelícula en cada instante. Las concentraciones de las diferentes variables simuladas son distintas entre las dos zonas (S_v , X_v ; S_b , X_b). En el sistema se tienen flujos advectivos y difusivos que conectan ambas zonas, aunque el software también permite considerar un modelo rígido, en el que no haya difusión entre el volumen útil y la biopelícula de sustancias particuladas. AQUASIM te da la posibilidad de considerar sustancias particuladas en el agua intersticial. Si se selecciona ese modo se está considerando que existe difusión, adhesión y desprendimiento de sustancias particuladas entre la matriz sólida y el agua intersticial en los poros.

Desde un punto de vista espacial, el modelo es 0-dimensional para el volumen útil, ya que esta zona se modela como un tanque de mezcla completa, y 1-dimensional para la zona biopelícula, ya que se está simulando el espesor LF y las concentraciones en cada espesor para un tiempo determinado. El modelo se resuelve en estado transitorio.

A modo de resumen, a continuación, se van a recoger los balances de materia que se resuelven en AQUASIM, para este tipo de compartimento, en las distintas zonas del mismo. Las ecuaciones diferenciales completas se pueden consultar en el Manual del usuario de AQUASIM (1998).

Los balances de materia resueltos por el programa en la zona volumen útil son los siguientes. En la **Ecuación 7.1** se muestra el balance para las sustancias solubles y en la **Ecuación 7.2** el balance para

las sustancias particuladas, siendo V_B el volumen útil, $X_{v,i}$ la concentración de la sustancia particulada i en el volumen útil, $C_{v,i}$ la concentración de la sustancia soluble i en el volumen útil, I_{in} el flujo de entrada asociado a la concentración X_i ($I_{in,Xi}$) o a la concentración C_i ($I_{in,Ci}$), Q_{out} el caudal de salida del sistema, I_L el flujo total de sólidos desde el biofilm ($I_{L,Xi}$) o de sustancias solubles ($I_{L,Ci}$), $\epsilon_{l,v}$ la fracción de la fase líquida del volumen útil y r_{xi} el término fuente sumidero asociado a los procesos físicos, químicos o biológicos definidos por el usuario, ídem para sustancias solubles (r_{Ci}).

$$\frac{d}{dt}(V_B \cdot X_{v,i}) = I_{in,Xi} - X_{v,i} \cdot Q_{out} + I_{L,Xi} + V_B \cdot r_{Xi} \quad (7.1)$$

$$\frac{d}{dt}(V_B \epsilon_{l,v} \cdot C_{v,i}) = I_{in,Ci} - \epsilon_{l,v} C_{v,i} \cdot Q_{out} + I_{L,Ci} + V_B \cdot r_{Ci} \quad (7.2)$$

Por otro lado, los balances de materia en la zona biofilm, tanto en la matriz sólida como en el agua intersticial en los poros, son más complejos ya que la interacción de estos dos elementos dificulta la resolución del problema. De manera esquemática se va a mostrar de qué depende cada uno de los balances de materia en esta zona. Los balances planteados son cuatro: para las sustancias solubles y particuladas en la matriz sólida (Ecuación 7.3), para los sólidos suspendidos en el agua intersticial (Ecuación 7.4), para las sustancias disueltas en el agua intersticial (Ecuación 7.5) y uno asociado al cambio de porosidad y su influencia al volumen útil (Ecuación 7.6). El subíndice M hace referencia a la matriz sólida mientras que el p a el agua intersticial en los poros de la biopelícula. Entre paréntesis se muestra de que parámetros fundamentales de la biopelícula dependen algunos procesos.

$$\begin{aligned} \frac{\partial X_{M,i}}{\partial t} = & -\text{Término mov. advectivo} + \text{Término mov. difusivo} - \text{Término incremento porosidad} \\ & + \text{Término fuente/sumidero matriz sólida } (\rho, \theta) - \text{Término desprendimiento} \\ & + \text{Término adhesión} \end{aligned} \quad (7.3)$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial X_{p,i}}{\partial t} = & -\text{Término mov. advectivo } (\theta) + \text{Término fuente/sumidero agua intersticial } (\rho, \theta) \\ & + \text{Término incremento porosidad} + \text{Término mov. difusivo } (\theta) \\ & + \text{Término fuente/sumidero agua intersticial} + \text{Término desprendimiento} \\ & - \text{Término adhesión} \end{aligned} \quad (7.4)$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial C_{p,i}}{\partial t} = & \text{Término mov. advectivo} + \text{Término fuente/sumidero matriz sólida } (\rho, \theta) \\ & + \text{Término incremento porosidad} + \text{Término mov. difusivo } (\theta) \\ & + \text{Término fuente/sumidero agua intersticial} \end{aligned} \quad (7.5)$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial \theta}{\partial t} = & -\text{Término mov. advectivo} - \text{Término mov. difusivo} \\ & + \text{Término incremento porosidad} \end{aligned} \quad (7.6)$$

Los términos asociados al movimiento advectivo se formulan en forma de velocidad mientras que los asociados a la difusión en base a la Ley de Fick (**Ecuación 7.7**):

$$J = D \cdot \frac{\partial C}{\partial z} \quad (7.7)$$

siendo J el flujo de materia debido al transporte por difusión, D el coeficiente de difusión, C la concentración de la sustancia disuelta y z la coordenada en el espacio.

Los términos de los procesos biológicos (fuente/sumidero) se expresan como velocidades cinéticas y los términos de desprendimiento y adhesión como el producto de un parámetro definido por el usuario (k_{de} o k_{at}) y la concentración de la sustancia particulada en cuestión.

Además de los anteriores balances de materia, en la zona biopelícula también se resuelve la ecuación diferencial:

$$\frac{dLF}{dt} = u_L \quad (7.8)$$

que describe el cambio temporal (crecimiento o decrecimiento) del espesor del biofilm (LF). u_L es la velocidad de crecimiento de la biopelícula, y es dependiente del movimiento advectivo función de LF (u_F) de las sustancias sólidas y de velocidades de desprendimiento (u_{de}) y adhesión (u_{at}) (**Ecuación 7.9**). Estas dos últimas velocidades a su vez dependen de un parámetro definido por el usuario (k_{de} o k_{at}), de la porosidad (θ) y la densidad (ρ) de la biopelícula y de la concentración de sólidos en ella (X_B). En la **Ecuación 7.10** se muestra la expresión para la velocidad de desprendimiento y en la **Ecuación 7.11** la expresión para la velocidad de adhesión.

$$u_L = u_F(LF) - u_{de} + u_{at} \quad (7.9)$$

$$u_{de} = \frac{1}{1 - \theta(LF)} \sum \frac{k_{de} \cdot X_{M,i}}{\rho_{M,xi}} \quad (7.10)$$

$$u_{at} = \frac{1}{1 - \theta(LF)} \sum \frac{k_{at} \cdot X_{M,i}}{\rho_{M,xi}} \quad (7.11)$$

El submodelo biocinético definido, y que se implementará en el programa AQUASIM para su resolución numérico, está basado en el modelo CWM1 a su vez basado en el modelo de fangos activados ASM. Por lo tanto algunas de las hipótesis adoptadas son las propias de estos modelos: las ecuaciones cinéticas son de primer orden incluyendo cinéticas de Monod y de inhibición no competitiva para representar la influencia de la concentración de determinadas variables sobre otras, se utiliza el concepto de rendimiento (Y) en los procesos de crecimiento para representar la cantidad de sustrato consumido para llevar a cabo el crecimiento de la biomasa y se considera un pH y coeficientes cinéticos y estequiométricos constantes.

Como ya se indicó en apartados anteriores, estos modelos, dada la dificultad matemática de los distintos procesos que ocurren en sistemas complejos, como son los humedales artificiales, se plantean mediante notación matricial. Esta notación se basa en cuatro elementos fundamentales: los componentes o variables cuyas concentraciones se van a simular, los procesos (físicos, químicos y biológicos) que tienen lugar entre los componentes del sistema, los coeficientes estequiométricos que indican la relación másica entre las cantidades de los componentes consumidos y generados, y las ecuaciones cinéticas que representan la velocidad de reacción de los procesos.

En primer lugar, las variables modeladas son la materia orgánica (M.O.) disponible y las bacterias desarrolladas en el interior del humedal, el oxígeno disuelto, las formas del nitrógeno (NT, NH_4^+ y NO_3^-), el fósforo como nutriente (PO_4^{3-}) y los sólidos suspendidos no volátiles (SSNV). En la **tabla 7.1** se recogen los componentes considerados en el modelo con su definición y unidades. La sigla S hace referencia a variables solubles mientras que la sigla X hace referencia a las particuladas.

Tabla 7.1. Componentes utilizados en la modelación.

COMPONENTE	DESCRIPCIÓN	UNIDADES
S_{O_2}	Oxígeno disuelto	gO_2/m^3
S_F	M.O. soluble biodegradable (procesos aerobio y anóxico)	gDQO/m^3
S_A	M.O. soluble biodegradable (proceso anaerobio)	gDQO/m^3
S_I	M.O. soluble inerte	gDQO/m^3
S_{NH}	Nitrógeno amoniacal	gN/m^3
S_{NO}	Nitratos	gN/m^3
S_{PO}	Fosfatos	gP/m^3
X_S	M.O. particulada lentamente biodegradable	gDQO/m^3
X_I	M.O. particulada inerte	gDQO/m^3
X_H	Bacterias heterótrofas	gDQO/m^3
X_A	Bacterias autótrofas	gDQO/m^3
X_{FB}	Bacterias acidogénicas	gDQO/m^3
X_{AMB}	Bacterias metanogénicas	gDQO/m^3
X_{SSNV}	Sólidos suspendidos no volátiles	gSS/m^3

En segundo lugar, los procesos considerados son: hidrólisis (en condiciones aerobias y anóxicas) de las bacterias heterótrofas, hidrólisis anaerobia de las bacterias acidogénicas, crecimiento (en condiciones aerobias y anóxicas) de las bacterias heterótrofas (tomando como alimento S_F y S_A), crecimiento de las bacterias autótrofas en condiciones aerobias, crecimiento de las bacterias acidogénicas y metanogénicas en condiciones anaerobias, lisis de los cuatro tipos de bacterias simuladas (heterótrofas, autótrofas, acidogénicas y metanogénicas), la reaireación del sustrato, el efecto de las plantas como aporte de oxígeno y consumo de nutrientes (S_{NH_4} y S_{PO_4}) y dos filtraciones artificiales de las variables X_I y X_{SSNV} . Por lo tanto, en el presente modelo se van a considerar catorce procesos biológicos y cuatro procesos físicos.

Las bacterias heterótrofas (X_H) utilizan la materia orgánica fácilmente biodegradable o sus productos fermentados como fuente de carbono y energía (S_F o S_A), esto lo pueden realizar en presencia de oxígeno (condiciones aerobias) y sin presencia de este componente (condiciones anóxicas). Para las bacterias autótrofas (X_A) su fuente de carbono es el dióxido de carbono (CO_2) y la energía para su crecimiento la toman de un compuesto inorgánico, como por ejemplo el nitrógeno amoniacal (NH_4^+) conociéndose entonces como bacterias aminooxidantes, necesitando condiciones aerobias para su crecimiento. Por último, las bacterias acidogénicas (X_{FB}) y metanogénicas (X_{AMB}) sólo pueden desarrollarse en condiciones anaerobias, la simple presencia de oxígeno les resulta tóxica, las primeras toman la materia orgánica fácilmente biodegradable (S_F) como fuente de carbono y energía convirtiéndola en productos fermentados como el acetato (S_A), este acetato es tomado por las segundas como fuente de carbono y energía para su crecimiento. Para que se den a cabo todos

los anteriores anabolismos es necesaria la presencia de nutrientes (S_{NH_4} y S_{PO_4}). Destacar que en un primer momento solo se modelaron las bacterias heterótrofas y autótrofas. Ya que la concentración de oxígeno y nitratos no era suficiente los microorganismos heterótrofos apenas crecían y el modelo no daba lugar a la degradación esperada. Por ello, se incluyeron los microorganismos anaerobios, que además se conoce que son una tipología importante para el funcionamiento correcto de este tipo de sistemas (HAFSSH) debido a las condiciones anaerobias producidas por la colmatación paulatina del humedal.

En tercer lugar, los coeficientes estequiométricos que indican la relación másica entre las cantidades de los componentes consumidos y generados, constituyen la matriz estequiométrica del modelo, la cual se muestra en la **Tabla 7.2**.

Tabla 7.2. Matriz estequiométrica del modelo.

COMPONENTES PROCESOS	S _{O2}	S _F	S _A	S _I	S _{NH}	S _{NO}	S _{PO}	X _S	X _I	X _H	X _A	X _{FB}	X _{AMB}	X _{SSNV}
1. Hidrólisis aerobia X _H		(1 - f _{SI,XH})		f _{SI,XH}	V _{SNH1}		V _{SPO1}	- 1						
2. Hidrólisis anóxica X _H		(1 - f _{SI,XH})		f _{SI,XH}	V _{SNH2}		V _{SPO2}	- 1						
3. Hidrólisis anaerobia X _{FB}		(1 - f _{SI,XFB})		f _{SI,XFB}	V _{SNH3}		V _{SPO3}	- 1						
4. Crecimiento aerobio XH (SF)	(1 - 1/Y _H)	- 1/Y _H			V _{SNH4}		V _{SPO4}			1				
5. Crecimiento anóxico XH (SF)		- 1/Y _H			V _{SNH5}	-(1 - Y _H)/(2,86Y _H)	V _{SPO5}			1				
6. Crecimiento aerobio XH (SA)	(1 - 1/Y _H)		- 1/Y _H		V _{SNH6}		V _{SPO6}			1				
7. Crecimiento anóxico XH (SA)			- 1/Y _H		V _{SNH7}	-(1 - Y _H)/(2,86Y _H)	V _{SPO7}			1				
8. Crecimiento aerobio XA (SNH)	(1 - 4,57/Y _A)				V _{SNH8}	1/Y _A	V _{SPO8}				1			
9. Crecimiento anaerobio XFB (SF)		- 1/Y _{FB}	(1 - Y _{FB})/Y _{FB}		V _{SNH9}		V _{SPO9}					1		
10. Crecimiento anaerobio XAMB (SA)			- 1/Y _{AMB}		V _{SNH10}		V _{SPO10}						1	
11. Lisis XH					V _{SNH11}		V _{SPO11}	1 - f _{XI,XH}	f _{XI,XH}	- 1				
12. Lisis XA					V _{SNH12}		V _{SPO12}	1 - f _{XI,XA}	f _{XI,XA}		- 1			
13. Lisis XFB					V _{SNH13}		V _{SPO13}	1 - f _{XI,XFB}	f _{XI,XFB}			- 1		
14. Lisis XAMB					V _{SNH14}		V _{SPO14}	1 - f _{XI,XAMB}	f _{XI,XAMB}				- 1	
15. Reaireación	1													
16. Efecto plantas	S _{CK,O2}				S _{CK,NH}		S _{CK,PO}							
17. Filtración XI									- 1					
18. Filtración XSSNV														- 1

Los coeficientes Y_H , Y_A , Y_{FB} y Y_{AMB} son los rendimientos de producción de biomasa heterótrofa, autótrofa, acidogénica y metanogénica respectivamente por unidad de materia orgánica consumida. f_{S_i} y f_{X_i} hacen referencia a la fracción de S_i generada por unidad de sustrato (S_F o S_A) producida por los procesos de hidrólisis y fracción de X_i generada por unidad de biomasa bacteriana producida ($f_{S_i,XH}$ biomasa heterótrofa, $f_{S_i,XA}$ biomasa autótrofa, $f_{S_i,XFB}$ biomasa acidogénica, $f_{S_i,XAMB}$ biomasa metanogénica). Los coeficientes S_{CK,O_2} , $S_{CK,NH}$ y $S_{CK,PO}$ son los coeficientes de consumo de oxígeno y aporte de nutrientes por parte de las plantas. Por último, los coeficientes estequiométricos del modelo que definen la importancia de los componentes S_{NH} y S_{PO} en los procesos biológicos considerados. Sus expresiones se recogen en las **Tablas 7.3 y 7.4**, siendo i_{NSF} la fracción de S_F constituida por S_{NH} , i_{NSI} la fracción S_i constituida por S_{NH} , i_{NXS} es la fracción de X_S constituida por S_{NH} , i_{NXI} es la fracción de X_i constituida por S_{NH} y i_{NBM} es la fracción de la totalidad de la biomasa bacteriana constituida por S_{NH} ; ídem para el S_{PO} (i_{PSF} , i_{PSI} , i_{PXS} , i_{PXI} y i_{PBM}).

Tabla 7.3. Coeficientes estequiométricos de S_{NH} para los procesos biológicos del modelo.

COEFICIENTES ESTEQUIOMÉTRICOS DE LOS PROCESOS BIOLÓGICOS PARA S_{NH}
$V_{SNH1} = V_{SNH2} = i_{NXS} - (1 - f_{S_i,XH}) \cdot i_{NSF} - f_{S_i,XH} \cdot i_{NSI}$
$V_{SNH3} = i_{NXS} - (1 - f_{S_i,XFB}) \cdot i_{NSF} - f_{S_i,XFB} \cdot i_{NSI}$
$V_{SNH4} = V_{SNH5} = i_{NSF}/Y_H - i_{NBM}$
$V_{SNH6} = V_{SNH7} = V_{SNH10} = -i_{NBM}$
$V_{SNH8} = -1/Y_A - i_{NBM}$
$V_{SNH9} = i_{NSF}/Y_{FB} - i_{NBM}$
$V_{SNH11} = i_{NBM} - (1 - f_{X_i,XH}) \cdot i_{NXS} - f_{X_i,XH} \cdot i_{NXI}$
$V_{SNH12} = i_{NBM} - (1 - f_{X_i,XA}) \cdot i_{NXS} - f_{X_i,XA} \cdot i_{NXI}$
$V_{SNH13} = i_{NBM} - (1 - f_{X_i,XFB}) \cdot i_{NXS} - f_{X_i,XFB} \cdot i_{NXI}$
$V_{SNH14} = i_{NBM} - (1 - f_{X_i,XAMB}) \cdot i_{NXS} - f_{X_i,XAMB} \cdot i_{NXI}$

Tabla 7.4. Coeficientes estequiométricos de S_{PO} para los procesos biológicos del modelo.

COEFICIENTES ESTEQUIOMÉTRICOS DE LOS PROCESOS BIOLÓGICOS PARA S_{PO}
$V_{SPO1} = V_{SPO2} = i_{PXS} - (1 - f_{S_i,XH}) \cdot i_{PSF} - f_{S_i,XH} \cdot i_{PSI}$
$V_{SPO3} = i_{PXS} - (1 - f_{S_i,XFB}) \cdot i_{PSF} - f_{S_i,XFB} \cdot i_{PSI}$
$V_{SPO4} = V_{SPO5} = i_{PSF}/Y_H - i_{PBM}$
$V_{SPO6} = V_{SPO7} = V_{SPO10} = -i_{PBM}$
$V_{SPO8} = -1/Y_A - i_{PBM}$
$V_{SPO9} = i_{PSF}/Y_{FB} - i_{PBM}$
$V_{SPO11} = i_{PBM} - (1 - f_{X_i,XH}) \cdot i_{PXS} - f_{X_i,XH} \cdot i_{PXI}$
$V_{SPO12} = i_{PBM} - (1 - f_{X_i,XA}) \cdot i_{PXS} - f_{X_i,XA} \cdot i_{PXI}$
$V_{SPO13} = i_{PBM} - (1 - f_{X_i,XFB}) \cdot i_{PXS} - f_{X_i,XFB} \cdot i_{PXI}$
$V_{SPO14} = i_{PBM} - (1 - f_{X_i,XAMB}) \cdot i_{PXS} - f_{X_i,XAMB} \cdot i_{PXI}$

El último elemento de esta notación matricial son las ecuaciones cinéticas que representan las velocidades de los distintos procesos. Estas se recogen en la **Tabla 7.5** (cada una de ellas se nombra

con la sigla r , que viene del término inglés “rate” que significa velocidad de proceso, y un subíndice que hace referencia al proceso.

Tabla 7.5. Ecuaciones cinéticas de las velocidades de reacción de los procesos.

ECUACIONES CINÉTICAS - VELOCIDADES DE LOS PROCESOS	
r_1	$r_1 = K_h \cdot \frac{X_s}{K_{Xs,XH} + X_s} \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{O_2,XH} + S_{O_2}} \cdot X_H$
r_2	$r_2 = K_h \cdot \frac{X_s}{K_{Xs,XH} + X_s} \cdot \frac{S_{NO}}{K_{NO,XH} + S_{NO}} \cdot \frac{K_{O_2,XH}}{K_{O_2,XH} + S_{O_2}} \cdot \eta_{NO} \cdot X_H$
r_3	$r_3 = K_h \cdot \frac{X_s}{K_{Xs,XFB} + X_s} \cdot \frac{K_{O_2,XH}}{K_{O_2,XH} + S_{O_2}} \cdot \frac{K_{NO,XH}}{K_{NO,XH} + S_{NO}} \cdot X_{FB}$
r_4	$r_4 = \mu_H \cdot \frac{S_F}{K_{SF,XH} + S_F} \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{O_2,XH} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NH}}{K_{NH,XH} + S_{NH}} \cdot \frac{S_{PO}}{K_{PO,XH} + S_{PO}} \cdot X_H$
r_5	$r_5 = \mu_H \cdot \frac{S_F}{K_{SF,XH} + S_F} \cdot \frac{S_{NO}}{K_{NO,XH} + S_{NO}} \cdot \frac{K_{O_2,XH}}{K_{O_2,XH} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NH}}{K_{NH,XH} + S_{NH}} \cdot \frac{S_{PO}}{K_{PO,XH} + S_{PO}} \cdot \eta_{NO} \cdot X_H$
r_6	$r_6 = \mu_H \cdot \frac{S_A}{K_{SA,XH} + S_A} \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{O_2,XH} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NH}}{K_{NH,XH} + S_{NH}} \cdot \frac{S_{PO}}{K_{PO,XH} + S_{PO}} \cdot X_H$
r_7	$r_7 = \mu_H \cdot \frac{S_A}{K_{SA,XH} + S_A} \cdot \frac{S_{NO}}{K_{NO,XH} + S_{NO}} \cdot \frac{K_{O_2,XH}}{K_{O_2,XH} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NH}}{K_{NH,XH} + S_{NH}} \cdot \frac{S_{PO}}{K_{PO,XH} + S_{PO}} \cdot \eta_{NO} \cdot X_H$
r_8	$r_8 = \mu_A \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{O_2,XA} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NH}}{K_{NH,XA} + S_{NH}} \cdot \frac{S_{PO}}{K_{PO,XA} + S_{PO}} \cdot X_A$
r_9	$r_9 = \mu_{FB} \cdot \frac{S_F}{K_{SF,XFB} + S_F} \cdot \frac{K_{O_2,XFB}}{K_{O_2,XFB} + S_{O_2}} \cdot \frac{K_{NO,XFB}}{K_{NO,XFB} + S_{NO}} \cdot \frac{S_{NH}}{K_{NH,XFB} + S_{NH}} \cdot \frac{S_{PO}}{K_{PO,XFB} + S_{PO}} \cdot X_{FB}$
r_{10}	$r_{10} = \mu_{AMB} \cdot \frac{S_A}{K_{SF,AMB} + S_F} \cdot \frac{K_{O_2,XAMB}}{K_{O_2,XAMB} + S_{O_2}} \cdot \frac{K_{NO,XAMB}}{K_{NO,XAMB} + S_{NO}} \cdot \frac{S_{NH}}{K_{NH,XAMB} + S_{NH}} \cdot \frac{S_{PO}}{K_{PO,XAMB} + S_{PO}} \cdot X_{AMB}$
r_{11}	$r_{11} = b_H \cdot X_H$
r_{12}	$r_{12} = b_A \cdot X_A$
r_{13}	$r_{13} = b_{FB} \cdot X_{FB}$
r_{14}	$r_{14} = b_{AMB} \cdot X_{AMB}$
r_{15}	$r_{15} = K_{SAT,O_2} \cdot (OD_{SAT} - S_{O_2})$
r_{16}	$r_{16} = 1$
r_{17}	$r_{17} = K_{F,XI} \cdot X_I$
r_{18}	$r_{18} = K_{F,XSSNV} \cdot X_{SSNV}$

Inicialmente los valores de las constantes y parámetros que aparecen en las expresiones de las **Tablas 7.2, 7.3, 7.4 y 7.5** fueron definidos como los valores de bibliografía propuestos en el Manual de DESASS (Ferrer y Seco, 2005) y en el libro Tratamientos biológicos de aguas residuales (Ferrer y Seco, 2003). Su significado y valor finalmente adoptado en el modelo se muestran en el apartado 7.2.2.

Cabe destacar que los procesos 15, 16, 17 y 18 no son procesos biológicos sino físicos, aunque se han introducido en la presente memoria formando parte del modelo biocinético. Los procesos 17. Filtración de X_I y 18. Filtración de X_{SSNV} forman parte del submodelo de colmatación, ya que a partir de las salidas que me facilita el programa se construye el archivo EXCEL que me permite definir esta parte del modelo.

7.1.2. HIPÓTESIS

Las hipótesis y simplificaciones fundamentales adoptadas en la definición del modelo son las siguientes:

- El sistema funciona en flujo continuo.
- El caudal de entrada es igual al caudal de salida (posteriormente en una simulación adicional a modo de mejora del modelo principal se comprobará la importancia de la variable evapotranspiración potencial (ET_0)).
- El volumen total del reactor (V_R) es confinado, y por lo tanto se cumple:

$$V_B = V_R - \int_0^{LF} A(z') dz' \quad , \quad \text{con } V_R \text{ constante} \quad (7.12)$$

siendo V_B el volumen útil, LF el espesor de biofilm y A el área disponible para la formación del biofilm.

- La fase líquida del modelo se simula como un tanque de mezcla completa.
- La película que produce la colmatación paulatina del sistema se constituye por la biopelícula biodegradable (formada por los microorganismos activos y que me calcula internamente el programa), por la biopelícula inerte (constituida por X_I y cuyo cálculo se desarrolla en EXCEL) y por la película formada por los SSNV que se depositan (también desarrollada mediante EXCEL).
- No se ha considerado la colmatación producida por las raíces de las plantas, aunque se conoce que es un factor importante para este tipo de sistemas.
- Existe una concentración inicial de bacterias en la matriz sólida, valor muy bajo, despreciable comparado con la concentración finalmente desarrollada en la biopelícula, pero que ayuda en los cálculos iniciales del programa para evitar inestabilidades numéricas.
- La zona biopelícula no es rígida, es decir, existe transporte difusivo entre el volumen útil y la biopelícula. También existe difusión entre la matriz sólida y el agua intersticial.
- Puede haber sustancias particuladas tanto en el volumen útil, como en la matriz sólida y el agua intersticial.
- Los procesos físicos, químicos y biológicos definidos se dan en los tres elementos del sistema. Se tienen las mismas variables, coeficientes estequiométricos y expresiones de las velocidades cinéticas de los procesos para todos los elementos.
- Los procesos biológicos y la reaireación son dependientes de la temperatura, mediante la ecuación de Arrhenius (**Ecuación 3.4**).

- Se ha considerado independencia de los procesos frente al pH, ya que las oscilaciones del mismo son muy pequeñas y su valor siempre está próximo al óptimo para el desarrollo de los procesos (7-8).

7.1.3. DATOS DE ENTRADA

En primer lugar, para poder definir correctamente el reactor es necesario conocer las características físicas del humedal artificial subsuperficial de flujo horizontal de Carrícola. Como ya se ha indicado consta de dos celdas de dimensiones 33 x 6 x 0,7 m y presenta una porosidad media del material de aproximadamente 0,5. Destacar que para el modelo no nos interesa el calado constructivo del humedal, sino su calado útil (altura de la lámina de agua en su interior); se ha adoptado un calado para el modelo de 0,4 m. Con todo lo anterior el volumen total del reactor (V_R) es de 79.2 m³.

Por otro lado, ha sido necesario definir el área disponible para la formación de la película, ya que así lo exige el tipo de compartimento adoptado en AQUASIM. La expresión para la obtención de dicha área se ha tomado del Manual de usuario del software utilizado AQUASIM (Reichert, 1998) y es la siguiente:

$$A = 4 \cdot \pi \cdot n_{sp} (r_{sp} + z)^2 \quad (7.13)$$

siendo n_{sp} el número de partículas esféricas, r_{sp} el radio de dichas partículas y z un espesor de película inicial.

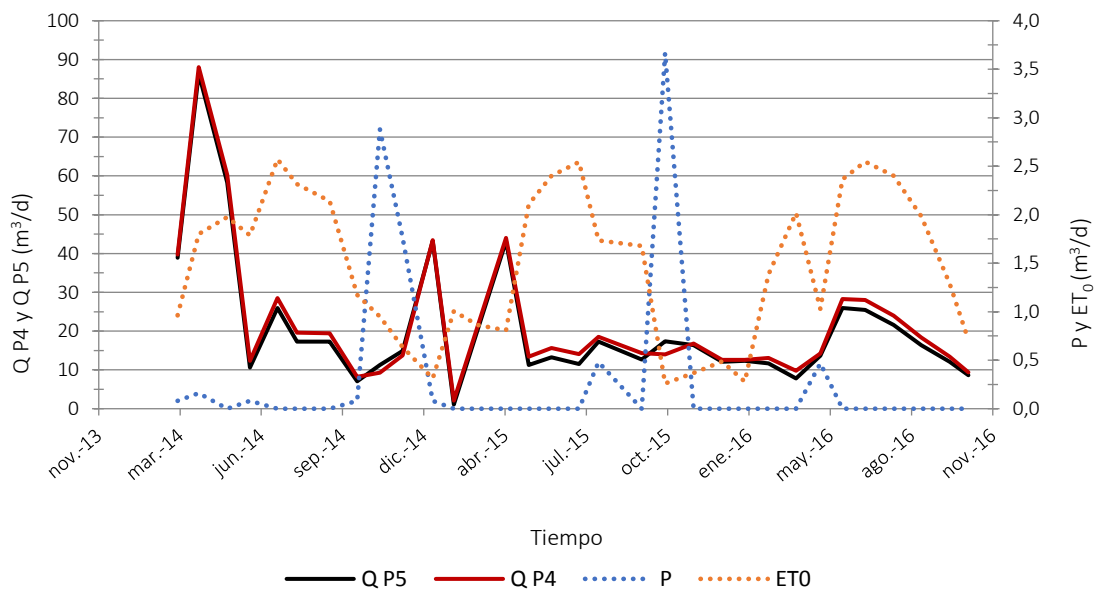
Conociendo las dimensiones del humedal de Carrícola, y la disposición y granulometría del sustrato se obtiene un área de película (A_B) aproximada de 276,5 m².

Gracias a las tomas de datos mensuales que se llevan haciendo en la EDAR de Carrícola desde su puesta en funcionamiento, se dispone una serie de datos (30 datos) de las concentraciones a la entrada del humedal artificial subsuperficial de flujo horizontal (punto de muestreo 4), las cuales se utilizan como concentraciones de entrada en el modelo. Para expresar las variables medidas en campo o laboratorio (OD, DQO, DBO, NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-} y SSV) a las variables consideradas en el modelo (SO_2 , S_F , S_A , S_I , S_{NH} , S_{NO} , S_{PO} , X_S , X_I y X_{SSNV}) se ha hecho uso de la formulación propia del modelo ASM. A pesar de que han transcurrido tres años y cuatro meses desde la puesta en funcionamiento de la EDAR, se han descartado los datos de los últimos 7 meses por problemas de dilución desarrollados en el sistema. Además, también se tiene la serie de datos de la temperatura, variable incluida en el modelo. En la **Tabla 7.6** se recogen los valores medios de las series de datos de cada una de las variables de entrada del modelo.

Tabla 7.6. Valores medios de las variables de entrada al modelo.

VARIABLES DE ENTRADA DEL MODELO - VALORES MEDIOS		
VARIABLE	UNIDADES	VALOR MEDIO
Q	m ³ /d	22,5
S _{O2}	gO ₂ /m ³	1,47
S _F	gDQO/m ³	112,8
S _A	gDQO/m ³	48,4
S _I	gDQO/m ³	55,0
S _{NH}	gN/m ³	54,0
S _{NO}	gN/m ³	0,27
S _{PO}	gP/m ³	6,38
X _S	gDQO/m ³	32,0
X _I	gDQO/m ³	39,8
T	°C	19,0
OD _{SAT}	gO ₂ /m ³	9,4

En cuanto al caudal de entrada, no se dispone de mediciones en el punto de muestreo 4, ya que no es posible medirlo por las características de la instalación en ese punto. A falta de este dato, se calcula como el caudal en el punto de muestreo 5 menos la precipitación (P) y más la evapotranspiración potencial (ET₀). Estos dos últimos datos se han obtenido de la estación meteorológica de Bélgica, la más próxima a Carrícola, cuyos datos se encuentran publicados en la web del Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias (IVIA). La P representa un 2% del caudal en el punto 4 y la ET₀ un 8% aproximadamente. A priori, a pesar de tratarse de un sistema extensivo, la ET₀ no es una variable sumamente importante, ya que su valor representa menos del 10% del caudal. A posteriori, en la simulación 5, se comprobará esta afirmación.

**Figura 7.2.** Representación gráfica del caudal en el punto de muestreo 5, la precipitación, la evapotranspiración potencial y el caudal del punto 4 estimado.

El oxígeno disuelto de saturación (OD_{SAT}) se ha calculado con la expresión que se muestra en la **Ecuación 7.14**, función de la temperatura en grados Kelvin.

$$OD_{SAT} = e^{\left(-139,34411 + \frac{1,575701 \cdot 10^5}{T} - \frac{6,642308 \cdot 10^7}{T^2} + \frac{1,2438 \cdot 10^{10}}{T^3} - \frac{8,621949 \cdot 10^{11}}{T^4}\right)} \quad (7.14)$$

Por último, se ha definido una densidad de todas las variables particuladas (X_S , X_i , X_H , X_A , X_{FB} , X_{AMB} y X_{SSNV}) igual a 40.000 gDQO/m³, valor estimado en el *apartado 6. Diagnóstico de calidad de la EDAR de Carrícola*.

7.1.4. GENERALIDADES DEL SOFTWARE UTILIZADO (AQUASIM) E INTRODUCCIÓN DE DATOS

Como ya se ha indicado, para la implementación y resolución numérica del modelo se ha utilizado el programa informático AQUASIM, un programa diseñado para la simulación de sistemas acuáticos. Es un software de libre distribución que fue desarrollado entre los años 1991 - 1994 por el Instituto Federal de Ciencia y Tecnología del Medio Ambiente (EAWAG) en Suiza.

Se caracteriza por trabajar con un lenguaje de programación flexible, donde es posible simular modelos especificados por el usuario (Reichert P, 1998). Esta es una de las razones por las que se ha escogido este programa para el desarrollo del presente trabajo además de que dispone de un compartimento específico para la modelación del submodelo biopelícula (biofilm). Uno de los objetivos del presente trabajo también es conocer el potencial de este programa para la modelación humedales artificiales subsuperficiales de flujo horizontal.

El cálculo numérico del modelo se encuentra directamente implementado en AQUASIM. En primer lugar, las ecuaciones diferenciales parciales son discretizadas espacialmente. A continuación, el conjunto de las ecuaciones diferenciales parciales discretizadas en el espacio, las ecuaciones diferenciales ordinarias y las ecuaciones algebraicas definidas son integradas numéricamente en el tiempo con el algoritmo DASSL (Petzold, 1983), basado en el método implícito *Variable - order integration technique* de Gear (Gear, 1971b; Gear, 1971a y Gear, 1971c). Para más información se aconseja al lector acudir al Manual de usuario de AQUASIM (Reichert, 1998).

A continuación, se va a exponer como se ha llevado a cabo la entrada de datos en el software. Con el fin de seguir fácilmente el proceso se hace uso de capturas de la propia interfaz del programa, las cuales se recogen en el **Anexo 1. Definición del modelo en el software AQUASIM**.

La interfaz que se observa nada más abrir el programa es la que se muestra en la **Figura A.1.1** En ella se pueden distinguir cuatro bloques fundamentales a partir de los cuales se define la totalidad modelo: variables (*variables*), procesos (*processes*), compartimentos (*compartments*) y enlaces (*links*). Es necesaria la definición previa de las variables para poder definir los procesos, los compartimentos o los enlaces; es necesaria la definición de los procesos para poder definir los compartimentos y es necesaria la definición de varios compartimentos para poder definir los enlaces (**Figura 7.3**).

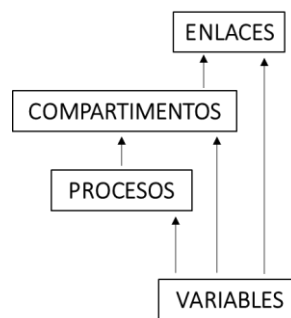


Figura 7.3. Concepto inicial entrada de datos en el programa AQUASIM.

El primer bloque a definir es el de **variables**. Existen diversos tipos de variables que se pueden definir en el programa **Figura A.1.2**:

- **Variables de estado (State Variable)**: representan concentraciones u otras propiedades que deben ser determinadas por el modelo.
- **Variables de programa (Program Variables)**: son variables necesarias para la formulación del modelo, como el tiempo, las coordenadas espaciales, la descarga o caudal de salida, etc.
- **Variables constantes (Constant Variables)**: describe variables medidas independientes que pueden ser utilizadas en el análisis de sensibilidad y calibración automáticos que tiene el programa implementados.
- **Variables lista simples (Real List Variable)**: Son series de datos dependientes de otras variables del modelo (argumento). El modelo es capaz de interpolar datos de este tipo de variables.
- **Variables lista variables (Variable List Variables)**: son el resultado de la interpolación de otras variables del modelo dependientes de un argumento arbitrario, por ejemplo en el caso de análisis multiespaciales donde el argumento es el espacio.
- **Variables tipo fórmula (Formula Variable)**: permiten definir una variable que se obtenga a partir de una expresión algebraica dependiente de otras variables.
- **Variables prueba (Probe Variables)**: permiten obtener el valor de otras variables en una localización determinada en un compartimento definido.

En el modelo implementado para el presente trabajo se han utilizado únicamente variables de estado, variables de programa, variables constantes, variables lista simples y variables de programa.

Las variables de estado definidas han sido todas las concentraciones cuyo valor se desea conocer a la salida del sistema (S_{O_2} , S_F , S_A , S_I , S_{NH} , S_{NO} , S_{PO} , X_S , X_I , X_H , X_A , X_{FB} , X_{AMB} y X_{SSNV}). Un ejemplo de definición de este tipo de variables se muestra en la **Figura A.1.3**. Se trata de la definición de S_F . El programa pide un nombre (*Name*) para la variable, unas unidades (*Unit*), el tipo de variable que es según el tipo de procesos en los que va a ser considerada (*Type*) y la precisión numérica en los cálculos (*Rel.Accuracy* y *Abs. Accuracy*). Además, adicionalmente permite añadir una pequeña descripción de la misma (*Description*).

Las variables de programa en el modelo implementado son por ejemplo el volumen útil (V_B), el espesor de la biopelícula (LF), el tiempo (t) y la descarga del sistema (Q). En la **Figura A.1.4** se

muestra el cuadro de diálogo para la definición del espesor de la biopelícula. Para este tipo de variables únicamente hay que indicar el nombre con el que queremos identificarlas (*Name*), las unidades (*Unit*) y a qué tipo de variable de cálculo interno del programa se hace referencia (*Reference to*). Como en todo el tipo de variables permite añadir una descripción de la misma (*Description*).

Un ejemplo de variable constante que se ha implementado en el programa es el coeficiente Θ de Arrhenius (**Figura A.1.5**) para los distintos procesos biológicos, para poder llevar a cabo el análisis de sensibilidad de los mismos. Para este tipo de variables se define también el nombre, una descripción de la misma, sus unidades y un valor; además da la posibilidad de darle unos valores máximo y mínimo y una desviación estándar en el caso de utilizar las herramientas análisis de sensibilidad o estimación de parámetros implementadas en el software. También se han definido como variables constantes algunos de los coeficientes estequiométricos simples, rendimientos y las velocidades de crecimiento y muerte de bacterias.

Todos los datos de entrada de caudal, concentración y temperatura se han definido como variables lista simples, ya que se tiene una serie de datos mensuales que se desea interpolar. Tomando como ejemplo la temperatura T (**Figura A.1.6**) se observa que además del nombre, descripción y unidades, se selecciona el tipo de desviación típica y el valor máximo y mínimo para el caso de que se active el análisis de sensibilidad automático del programa para esta variables, el argumento (que puede ser cualquier otra variables previamente definida) y con respecto a la cual se quiere que interpole, el tipo de interpolación (en el caso tratado en el trabajo siempre se ha elegido la lineal) y la serie de datos de datos que se desea interpolar. Para la introducción de dicha serie de datos se debe leer un archivo tipo txt, definiéndole las líneas y columnas del mismo que se desea que lea. Se pueden sustituir datos previamente leídos (**Figura A.1.7**) e incluir datos a la lista ya leída con ayuda del botón *Add*. También se pueden extraer los datos de una variable lista simple a un fichero de datos mediante el botón *Write*. En el Manual de usuario de AQUASIM (Reichert, 1998) se describen las tipologías de interpolaciones disponibles.

Por último todos los parámetros dependientes de la temperatura se han definido como variables tipo fórmula, como son las velocidades de crecimiento de las bacterias, las constantes de hidrólisis y reaireación, etc; además de algunos coeficientes estequiométricos. Un ejemplo de ello son los coeficientes estequiométricos $v_{S_{Ni}}$ y $V_{S_{PO_4}}$, dependientes a su vez de otros coeficientes (**Figura A.1.8**). En este tipo de variables únicamente es necesario definir el nombre, las unidades y la expresión algebraica que se desea resolver. Al igual que el resto de tipos de variables permite añadir una descripción de la misma.

El segundo bloque a definir son los **procesos**. AQUASIM permite la definición de procesos físicos, químicos y biológicos y su manera de operar es mediante notación matricial; de ahí que se haya llevado a cabo la definición del modelo biocinético de este modo. En la **Figura A.1.9** se muestra la definición del proceso de crecimiento de las bacterias heterótrofas en condiciones aerobias utilizando como sustrato S_F (Proceso 4) a modo de ejemplo. El programa pide para cada proceso un nombre (*Name*), la ecuación cinética de la velocidad de proceso (*Rate*) y los coeficientes estequiométricos (*Stoichometric Coefficients*) para cada variable del modelo.

En tercer lugar, se deben definir los **compartimentos** que van a constituir el modelo desarrollado. Existen seis tipologías de compartimentos que puede implementar el programa: tanque totalmente mezclado, compartimento biofilm, reactor advectivo-difusivo, compartimento

tipo suelo saturado, compartimento río y compartimento lago. En el presente trabajo únicamente se han utilizado el compartimento tipo biofilm, para el modelo principal, y el compartimento tanque totalmente mezclado para algunas simulaciones posteriores. Seleccionando la opción *New* del bloque compartimentos lo primero que pide el programa es que elijas el tipo de compartimento a utilizar en el modelo (**Figura A.1.10**).

El panel de entrada de datos del **compartimento biofilm** tiene la forma que se muestra en la **Figura A.1.11**. Lo primero a realizar es darle un nombre al compartimento (*Name*) y un índice identificativo (*Comp. Index*) que lo identificará en las hojas de extracción de resultados. El programa también permite una descripción de los compartimentos. En el panel general que se muestra en la **Figura A.1.11** se debe indicar si el volumen del reactor es confinado o variable. En el caso de que sea confinado pide el valor del volumen del reactor ya que es un valor constante a lo largo del tiempo y son el volumen útil y el espesor de la biopelícula los que varían. Por el contrario, si el volumen del reactor es variable el programa pide el valor del volumen útil, que en este caso será constante. Además, se debe indicar si en el agua intersticial (*Pore Volume*) hay sólidos en suspensión o no y la biopelícula (*Biofilm Matrix*) es rígida i por el contrario presenta difusión de sustancias particuladas con el volumen útil. También se permite la definición de un coeficiente global de desprendimiento (*Surf. Detach*) (en el caso de que sea individual se definirá para cada variables suspendida), el área disponible para el crecimiento del biofilm (*Biofilm Area*) y un incremento fijo de la porosidad (*Rate Porosity*). En cuanto a la discretización espacial también permite definir el tamaño de malla a utilizar y el tipo de resolución. El programa da la opción de inactivar compartimentos.

Entrando más en detalle, existen seis subpaneles para definir completamente el compartimento tipo biofilm: Variables (*Variables*), Procesos (*Processes*), Condiciones Iniciales (*Init. Cond.*), Entradas (*Input*), Variables Particuladas (*Particulate Variables*) and Variables Disueltas (*Dissolved Variables*). En el primer subpanel, Variables, se activan las variables de las que se deseen obtener salidas del sistema, además de las variables de programa (**Figura A.1.12**). En el subpanel Procesos, la idea es análoga al de Variables, pero para la activación de procesos (**Figura A.1.13**). En el subpanel Condiciones Iniciales (**Figura A.1.14**) se definen las condiciones a tiempo de simulación 0 en las distintas zonas del modelo (volumen útil, matriz sólida o agua intersticial). En este caso se ha dado un valor inicial de LF de 0,1 mm, una concentración inicial de bacterias en la matriz sólida de la biopelícula de 40gDQO/m³ y una concentración inicial del resto de variables solubles y particuladas en la matriz sólida nula. En el subpanel entradas se define el caudal y las cargas de entrada al sistema (**Figura A.1.15**). Los dos últimos subpaneles corresponden a la introducción de parámetros específicos de las sustancias particuladas y disueltas. En el subpanel Variables Particuladas se definen las sustancias particuladas consideradas en el modelo (**Figura A.1.16**) y para cada una de ellas se indica la densidad (*Density*), los coeficientes de adhesión y desprendimiento (*Surf. Att. Coeff.* y *Surf. Det. Coeff.* que definen estos procesos entre el volumen útil y la biopelícula y *Vol. Att. Coeff.* y *Vol. Det. Coeff.* que los definen en el caso de que la interfaz se considere como un afrontera con características propias, que no es el caso), una resistencia a la difusión de la biopelícula al bulk volumen (*Bound. L. Res*) (esto se define para simular más satisfactoriamente la retención de la biopelícula en la matriz sólida), la difusión para dicha variable entre el agua intersticial y el volumen útil (*Pore Diff.*) y la matriz sólida y el volumen útil (*Matrix Diff.*) (**Figura A.1.17**). Por último, y de manera análoga, en el subpanel Variables Disueltas se definen las variables solubles del programa (**Figura A.1.18**) y para cada una de ellas (**Figura A.1.19**) la resistencia a la

difusión del agua intersticial al bulk volumen (Bound. L .Res) y el coeficiente de difusión entre el agua intersticial y el volumen útil (*Pore Diff.*).

En cuanto a la entrada de datos del **compartimento tanque completamente mezclado**, el panel disponible es el que se muestra en la **Figura A.1.20**. En él también se debe indicar un nombre y código de identificación del reactor, se puede añadir una descripción del mismo, su volumen puede ser constante y en tal caso debe definirse un valor o variable asociado a una variable caudal definida previamente y se puede inactivar para los cálculos. Aparecen también subpaneles, como en el caso del compartimento tipo biofilm, pero en este caso solo cuatro: Variables, Procesos, Condiciones iniciales y Entradas. La forma de estos subpaneles es idéntica a la de los subpaneles del compartimento biofilm.

El último bloque que se puede definir es el de **enlaces**. Existen dos tipos de enlaces: enlaces advectivos y enlaces difusivos. Adicionalmente, a partir de un enlace advectivo se puede definir una bifurcación de flujo. En el presente trabajo únicamente se ha hecho uso de enlaces advectivos para simular el modelo hidráulico de flujo pistón y una bifurcación para definir la variable de salida del sistema evapotranspiración potencial. En la **Figura A.1.21** se muestra como al seleccionar definir un nuevo enlace (botón *New* del panel bloque *Links*) el programa permite seleccionar que tipo enlace se desea definir: enlace advectivo (*Advective Link*) o enlace difusivo (*Difussive Link*). Para la creación de un **enlace advectivo** (**Figura A.1.22**) se define el nombre, índice, descripción e inicio y final del enlace (de que compartimento a que compartimento va). La definición de la **bifurcación** por su parte se encuentra dentro del panel de definición del enlace advectivo (**Figura A.1.23**), pero además en su caso hay que indicar en su subpanel (**Figura A.1.24**) su nombre, una posible descripción, a que compartimento se dirige y el caudal y en su caso las cargas que aporta.

Otro aspecto fundamental a conocer del programa es la **extracción de resultados**. Estos se pueden representar gráficamente y obtener en forma de lista de datos en forma de archivo .xls o .txt. Para poder obtener los resultados de forma de lista previamente hay que representar gráficamente las variables que se desean conocer. Con el icono *View Results* de la barra superior de la interfaz principal del programa (**Figura A.1.25**) se pueden representar todos los gráficos que se deseen. El panel general para la **representación gráfica** es el que se muestra en la **Figura A.1.26**. En él se indica el nombre del gráfico, una breve descripción del mismo, la variable independiente con respecto a la que se quiere representar y que será la ordenada (en este caso es el espacio porque se desea conocer la concentración de las bacterias acidogénicas X_{FB} en el espesor del biofilm), el texto que aparecerá junto al eje de ordenadas y el eje de abcisas y las series de datos a representar. Adicionalmente existe un subpanel (*Scaling...*) para poder modificar la escala de los gráficos. Para la definición de cualquier curva (**Figura A.1.27**) se debe indicar la variable a representar, para que estado de cálculo, en que zona del modelo y compartimento, en el caso de que el tiempo no sea la variable independiente el instante de tiempo para el que queremos el resultado (como en el ejemplo mostrado que es 500 días) y la leyenda que se quiere que aparezca. Además, se puede entrar en cuestiones de formato y elegir colores o texturas de las curvas representadas. No solo se pueden representar valores concretos de variables simuladas, sino también resultados del análisis de sensibilidad seleccionando además de todo lo anterior el parámetro sometido a dicho análisis.

Si lo que se desea es obtener los resultados en **formato numérico (lista de datos)** se debe seleccionar en el panel de la **Figura A.1.28** el gráfico cuyos resultados se quieren conocer en dicho

formato y seleccionar el botón *List to File*. Directamente se creará un archivo tipo EXCEL o Bloc de notas con los datos numéricos del gráfico.

En la **Figura A.1.28** se pueden distinguir los siguientes botones: *Plot to Screen* que sirve para representar gráficamente los resultados en la propia interfaz del programa, *Plot to File* para exportar las gráficas en formato imagen directamente y *List to File* para, como ya se ha indicado, exportar los resultados del en formato numérico.

Para llevar a cabo la resolución numérica del modelo, hay que acudir a la barra superior de la interfaz del programa y seleccionar *Calc, Simulation* y definir un nuevo estado de cálculo (por ejemplo *calc1*) (**Figura A.1.29**). Cuando seleccionas el botón *New*, el programa te permite definir el nuevo estado de cálculo. Para ello, el programa te pide un nombre para el mismo, permite una breve descripción del mismo, el número identificativo del estado de cálculo a la hora de extraer resultados del programa (*Calc. Number*), el tiempo inicial (*Initial Time*), si se quiere comenzar en tiempo estacionario o no, el intervalo de simulación en el que quiero que me de los resultados (*Step Size*) y hasta que instante de tiempo quiero resultados (*Num. Of Steps*). Estos últimos datos se pueden implementar fácilmente con los botones *Add, Replace* o *Delete*. Además se permite activar únicamente la simulación del modelo, únicamente el análisis de sensibilidad o ambos a la vez. Una vez definido el estado de cálculo hay que activarlo, inicializar el programa (*Initialize*) si se desea limpiar todos los resultados hasta entonces guardados por simulaciones anteriores y comenzar con la simulación (botón *Start/Continue*) (**Figura A.1.30**).

Destacar que el intervalo de cálculo no es seleccionado por el implementador del modelo, sino que el propio programa elige el mínimo necesario para que no se produzca inestabilidad numérica. Este intervalo se puede consultar en el archivo *aquasim.log*, que se descarga en la carpeta de instalación del programa junto al ejecutable *aquasim.exe* (**Figura A.1.31** y **Figura A.1.32**). Además en este archivo de datos, en el caso de que a lo largo de la simulación se produzca un error el programa te avisa de cuál es la causa de este.

7.1.4. ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD

El análisis de sensibilidad de los parámetros del modelo se ha llevado a cabo de forma manual, aunque el software AQUASIM permite llevarlo a cabo de manera automática. Se ha decidido realizarlo sin ayuda del programa ya que la dificultad del modelo no permitía la implementación del análisis automático de manera eficiente.

La sensibilidad del modelo se ha estudiado mediante la formulación de Hopkins (1983) para calcular la sensibilidad relativa (S_k) (**Ecuación 7.15**), la cual determina la variación de la concentración de la variable i respecto a un cambio en el valor del parámetro k .

$$S_k = \frac{\frac{\Delta_i}{i}}{\frac{\Delta_k}{k}} \quad (7.15)$$

donde i es el componente del modelo y k es el parámetro estudiado. Se introdujo una variación del $\pm 10\%$ ($\Delta_k = \pm 0,1$) sobre el valor de cada parámetro estudiado (k) y se calculó la sensibilidad relativa para las variables de salida del modelo (S_{O_2} , S_F , S_A , S_i , S_{NH} , S_{NO} , S_{PO} , S_S , S_l , S_H , S_A , S_{FB} , S_{AMB} y S_{SSNV}).

Posteriormente se calculó la sensibilidad σ_k (Brun et al., 2002), la cual permite determinar la importancia de cada parámetro k sobre todas las variables de estado consideradas en el análisis (Ecuación 7.16).

$$\sigma_k = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (S_k^{x_i})^2} \quad (7.16)$$

donde N es el número total de variables consideradas en el análisis de sensibilidad.

Esta metodología permite determinar la sensibilidad paramétrica del modelo, es decir, evaluar la influencia de cada parámetro en la respuesta del modelo.

Se realizó una revisión bibliográfica previa para seleccionar los parámetros a los cuales los modelos de calidad de aguas en humedales artificiales suelen ser más sensibles.

7.1.5. CALIBRACIÓN (CONCENTRACIONES DE SALIDA DEL SISTEMA)

Para llevar a cabo la calibración del modelo se han extraído de AQUASIM las concentraciones de salida del compartimento biofilm, calculadas numéricamente por el mismo. Dichas concentraciones son las de la zona volumen útil, ya que se quieren las concentraciones en el efluente.

Los datos de salida del compartimento biofilm se pueden asemejar a los datos recogidos en el punto de muestreo 5 (salida del humedal artificial de flujo subsuperficial horizontal). La calibración del modelo únicamente se ha centrado en las variables DQO, DBO y SST; ya que los requisitos de vertido exigidos para la EDAR de Carrícola únicamente se refieren a Demanda Química de Oxígeno, a Demanda Biológica de Oxígeno y a Sólidos Suspendedos Totales.

Para cuantificar la bondad de la calibración se ha hecho uso de la **raíz cuadrada del error cuadrático medio (RMSE)** como índice de bondad, cuya expresión se muestra en la Ecuación 7.17.

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs} - Y_i^{sim})^2}{n}} \quad (7.17)$$

siendo Y_i^{obs} y Y_i^{sim} las concentraciones observadas y simuladas respectivamente y n el total de valores observados. Su valor varía entre 0 y ∞ y cuanto menor sea mejor es el ajuste, siendo un valor de RMSE igual a 0 el de un ajuste perfecto. Sus unidades son las mismas que para los datos observados y simulados.

También se ha obtenido la relación RMSE - valor medio de los datos observados, para poder cuantificar relativamente el error de la simulación con respecto a la media de los datos observados.

Durante la calibración se observó que el índice de bondad RMSE se veía distorsionado por valores de los datos (tanto observados como simulados) muy alejados de la media de la distribución. Por lo que se calculó también este índice descartando estos datos.

Además, se representaron gráficamente los datos observados y simulados a la salida del HAFSSH para determinar si en general la simulación sobreestima o subestimada la realidad.

Se enfrentan la serie de datos de las concentraciones simuladas con la serie de datos de las concentraciones introducidas en el modelo para comprobar que concentraciones de salida altas,

por encima de los límites de vertido, están asociadas a concentraciones de entrada también muy altas. Se conoce la capacidad de amortiguación de estos sistemas, pero al llevar a cabo muestreos puntuales temporalmente, se toma la muestra del punto 4 el mismo día que la del punto 5, no se ha podido comprobar este fenómeno empíricamente.

Finalmente, se calculan los **rendimientos de eliminación**, a partir de las concentraciones, y se comparan con los recogidos en el diagnóstico de calidad, para comprobar que el modelo simula la degradación de la materia orgánica correctamente.

7.1.5. OBTENCIÓN BIOPELÍCULA Y GRADO DE COLMATACIÓN

Las concentraciones de las variables solubles y particuladas en la biopelícula y el espesor de la misma (LF), lo que podrían considerarse como los resultados del submodelo biofilm, se han obtenido directamente del software AQUASIM.

Mientras que el grado de colmatación del sistema se ha calculado con la ayuda de EXCEL. La película total formada, que produce la colmatación paulatina de los humedales artificiales subsuperficiales, se encuentra constituida por materia orgánica biodegradable o activa (X_S , X_H , X_A , X_{FB} y X_{AMB}), materia orgánica no biodegradable o inactiva (X_I) y materia inorgánica (X_{SSNV}). Se han extraído del programa el espesor ocupado por la materia orgánica biodegradable (LF) y las concentraciones de salida de X_I y de X_{SSNV} . Como se definieron dos procesos de filtración artificial para estas dos últimas variables, la diferencia entre la masa de entrada y la de salida corresponde con la masa acumulada en el sistema; calculado con EXCEL. Una vez se conoce LF y las masas “filtradas” de X_I y X_{SSNV} se calcula el volumen ocupado por la película con respecto al volumen útil del reactor, lo que corresponderá con el grado de colmatación. El volumen ocupado por LF se obtiene multiplicando el espesor por el área disponible para el crecimiento de biofilm (A_B) y el volumen ocupado por X_I y X_{SSNV} como el cociente de la masa “filtrada” y la densidad de las sustancias particuladas.

7.1.6. VALIDACIÓN

En el presente trabajo no se ha llevado a cabo la validación del modelo ya que se ha decidido adoptar toda la serie de datos observados para calibrarlo, en parte por su importante variabilidad.

En próximos desarrollos de este modelo queda pendiente esta fase fundamental de la definición de modelos numéricos válidos.

7.1.7. SIMULACIONES

Una vez calibrado el modelo, se han llevado a cabo se han llevado a cabo cinco simulaciones adicionales con el fin de por una parte conocer mejor el sistema y por otra definir una gestión más eficiente del mismo. Estos cinco escenarios son los siguientes: simulación del humedal con una hidráulica de tipo flujo pistón, aumento de la población, colmatación del humedal, recirculación del efluente e incorporación de la variable ET_0 .

7.1.7.1. SIMULACIÓN 1: MODELO FLUJO PISTÓN

En la realidad este tipo de sistemas de depuración, humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal, funcionan como modelos hidráulicos de flujo pistón, es decir, sus características varían a lo largo de su longitud. En cuanto a la colmatación paulatina de los humedales se conoce que es el primer tercio del elemento el que en primera instancia se colmata.

Por todo lo anterior, se ha decidido llevar a cabo una simulación del modelo dividiendo el reactor considerado en el modelo original en tres reactores con un tercio del volumen del original y también un tercio del área de biofilm original (**Figura A.1.33**, **Figura A.1.34** y **Figura A.1.35**). Estos tres reactores (W_1 , W_2 y W_3) simulan los tres tercios del HAFSSH de la estación depuradora de Carrícola. Los procesos están activos en los tres reactores tipo compartimento biofilm. Se han unido mediante enlaces advectivos (**Figuras A.1.36** y **A.1.37**), respetando que la salida del reactor W_1 es la entrada del reactor W_2 , que la salida del reactor W_2 es la entrada del reactor W_3 y que la salida del último reactor es la salida del humedal (**Figuras A.1.38**, **A.1.39** y **Figura A.1.40**). El resto de características del modelo y de los reactores son idénticas a las de modelo original.

En la **Figura 7.4** se muestra un esquema conceptual del modelo definido para la simulación 1.

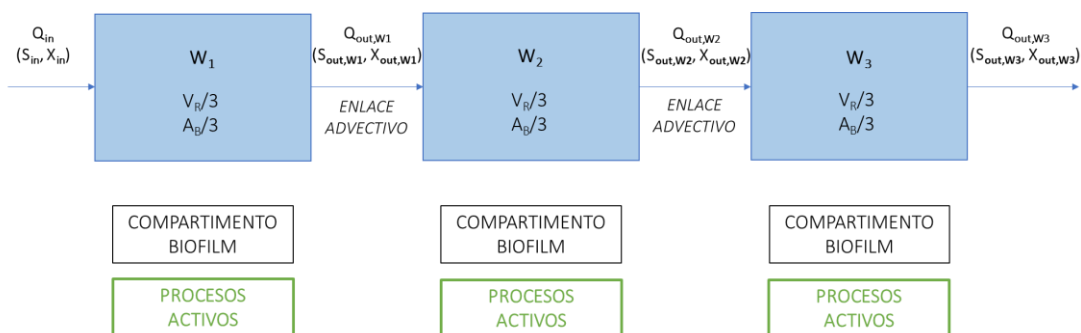


Figura 7.4. Esquema conceptual del modelo definido para la simulación 1, modelo flujo pistón.

Ya que este modelo simula mejor la realidad que el original que considera un único reactor como tanque de mezcla completa, se esperaba que los resultados obtenidos fueron mejores. Se comprueba que en este modelo la variable volumen de reactor es muy importante y los resultados varían según el volumen de reactor utilizado. A mayor volumen de reactor, mayor tiempo de residencia hidráulico (TRH) y mayor degradación. Se definió una segunda simulación considerando que el primer reactor tenía un volumen igual a la mitad del volumen del humedal; obteniéndose resultados mucho más satisfactorios de degradación del sistema.

Para la simulación 1 se obtienen también las salidas de DQO, DBO y SS del modelo, el espesor de biofilm y el grado de colmatación de cada uno de los reactores (W_1 , W_2 y W_3). También se observa el desarrollo de las bacterias en la zona biopelícula, algo distinto al del modelo original.

7.1.7.2. SIMULACIÓN 2: AUMENTO DE LA POBLACIÓN

En la presente simulación se busca conocer cómo funcionaría el HAFSSH de la EDAR de Carrícola en el caso de que la población del municipio aumentará al doble; interesa saber en estos casos si la depuradora cumpliría con los límites de vertido establecidos.

Para ello se ha continuado la serie de datos de entrada otros dos años y siete meses más, pero en este caso con un valor de caudal igual al doble de la media registrada en los dos años y medio de datos y unas concentraciones de entrada iguales a las medias de la serie de datos original para todas las variables. La temperatura se ha respetado, copiando de nuevo la serie de datos recopilada, para simular correctamente la estacionalidad del modelo, al igual que el oxígeno de saturación, dependiente de esta variable. Se ha llevado a cabo una introducción de caudal y

concentraciones constantes en el tiempo para evitar los picos de entrada que ya se detectaron en el modelo original y que distorsionan los resultados del modelo.

Para esta simulación se ha comprobado si el HAFSS en este caso cumpliría con los límites de vertido, a falta del último sistema de la EDAR, el HAFSSV, y el grado de colmatación alcanzado a los cinco años simulados aproximadamente.

7.1.7.3. SIMULACIÓN 3: COLMATACIÓN DEL HUMEDAL

Con el fin de conocer cuando se alcanzaría la colmatación total del humedal, se ha extendido la serie de datos de recogida hasta el tiempo t en el que se alcanzaría este estado. Los datos de entrada a partir del séptimo mes del segundo son los valores medios de caudal y concentración de la serie de datos original. En cuanto a la temperatura y el oxígeno de saturación se ha respetado como en la simulación 2 la estacionalidad de los datos.

Al igual que para el modelo original, se ha calculado el volumen ocupado por la materia orgánica biodegradable o activa directamente con el software AQUASIM y el volumen ocupado por la materia orgánica no biodegradable o inerte y la materia no orgánica mediante un archivo EXCEL auxiliar.

Se ha llevado a cabo esta simulación 3 tanto para el modelo original con un reactor como para el modelo modificado con tres reactores (simulación 3).

7.1.7.4. SIMULACIÓN 4: INCORPORACIÓN DE LA ET_0

La última simulación consiste en comprobar si la variable ET_0 es importante en el modelo. Para ello, partiendo del modelo original se ha añadido un compartimento auxiliar (COMP. AUX.). Ha sido necesario definir este compartimento auxiliar porque la ET_0 se define como una bifurcación del caudal del sistema, y para ello es necesario definir un enlace advectivo (**Figura A.1.41**). Para la definición de la bifurcación (**Figura A.1.41**) ha sido necesario definir una variable de entrada Q_{et_0} igual a la serie de datos obtenida de la estación meteorológica de Bélgica en unidades de caudal m^3/d (ver **Figura 7.2 y Figura A.1.42**).

En la **Figura 7.5** se muestra un esquema conceptual del modelo desarrollado para la simulación 5. El compartimento auxiliar es tipo tanque mezcla completa con un volumen de reactor despreciable comparado con el del reactor principal (W) y los procesos están inactivos en él (**Figura A.1.43**).

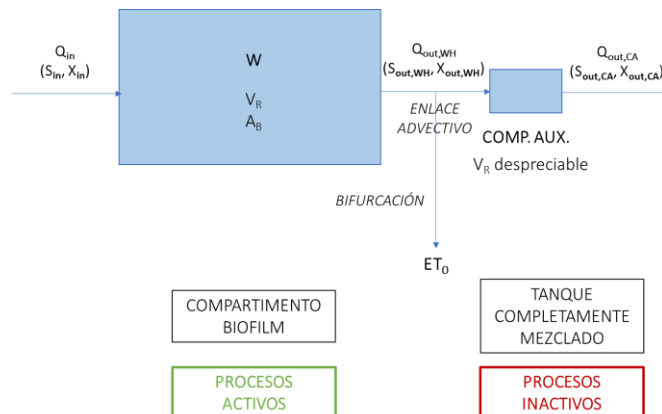


Figura 7.5. Esquema conceptual del modelo definido para la simulación 5, incorporación ET_0 .

7.2. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

7.2.1. ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD

En este apartado se lleva a cabo el análisis de sensibilidad del modelo, para todas las variables estudiadas.

Se llevó a cabo una revisión de la bibliografía sobre los análisis de sensibilidad realizados en los modelos disponibles para humedales artificiales. A partir de esta revisión se seleccionaron los parámetros más influyentes para el presente modelo.

En el modelo CW2D (Langergraber & Simunek, 2012), Los parámetros más influyentes son los coeficientes de rendimiento (Y_H , Y_A , Y_{FB} y Y_{AMB}) y las velocidades de muerte de los microorganismos (b_H , b_A , b_{FB} y b_{AMB}).

Por otro lado, Mburu et al., (2012) estudiaron la sensibilidad de una ampliación del modelo CWM1 y determinaron una alta sensibilidad para los parámetros del rendimiento de crecimiento de los microorganismos heterótrofos, metanogénicos y fermentativos; a los coeficientes de saturación/inhibición por oxígeno disuelto y a la tasa de muerte de los microorganismos autótrofos.

Teniendo en cuenta los resultados obtenidos en la revisión bibliográfica y conociendo los parámetros, asociados a procesos físicos, más representativos del compartimento tipo biofilm, se seleccionan 48 parámetros para estudiar la sensibilidad del modelo implementado (**Tabla 7.7**).

Tabla 7.7. Parámetros incluidos en el análisis de sensibilidad del modelo.

PARÁMETRO	DESCRIPCIÓN	UNIDADES
ASOCIADOS A PROCESOS BIOLÓGICOS		
μ_{XH}	Velocidad de crecimiento de las bacterias heterótrofas	d^{-1}
μ_{XA}	Velocidad de crecimiento de las bacterias autótrofas	d^{-1}
μ_{XFB}	Velocidad de crecimiento de las bacterias metanogénicas	d^{-1}
μ_{XAMB}	Velocidad de crecimiento de las bacterias acidogénicas	d^{-1}
b_{XH}	Velocidad de muerte de las bacterias heterótrofas	d^{-1}
b_{XA}	Velocidad de muerte de las bacterias autótrofas	d^{-1}
b_{XFB}	Velocidad de muerte de las bacterias metanogénicas	d^{-1}
b_{XAMB}	Velocidad de muerte de las bacterias acidogénicas	d^{-1}
$\Theta_{\mu_{XH}}$	Coefficiente de corrección de la temperatura para el crecimiento de las bacterias heterótrofas	-
$\Theta_{\mu_{XA}}$	Coefficiente de corrección de la temperatura para el crecimiento de las bacterias autótrofas	-
$\Theta_{\mu_{XFB}}$	Coefficiente de corrección de la temperatura para el crecimiento de las bacterias metanogénicas	-
$\Theta_{\mu_{XAMB}}$	Coefficiente de corrección de la temperatura para el crecimiento de las bacterias acidogénicas	-
$\Theta_{b_{XH}}$	Coefficiente de corrección de la temperatura para la muerte de las bacterias heterótrofas	-

Θ_{bXA}	Coeficiente de corrección de la temperatura para la muerte de las bacterias autótrofas	-
Θ_{bXFB}	Coeficiente de corrección de la temperatura para la muerte de las bacterias metanogénicas	-
Θ_{bXAMB}	Coeficiente de corrección de la temperatura para la muerte de las bacterias acidogénicas	-
$K_{O_2,XH}$	Constante de semisaturación/inhibición de S_{O_2} para las bacterias heterótrofas	gO_2/m^3
$K_{O_2,XA}$	Constante de semisaturación de S_{O_2} para las bacterias autótrofas	gO_2/m^3
$K_{O_2,XFB}$	Constante de semisaturación/inhibición de S_{O_2} para las bacterias metanogénicas	gO_2/m^3
$K_{O_2,XAMB}$	Constante de semisaturación/inhibición de S_{O_2} para las bacterias acidogénicas	gO_2/m^3
Y_{XH}	Rendimiento de producción de biomasa heterótrofa	$gDQO/gDQO$
Y_{XA}	Rendimiento de producción de biomasa autótrofa	$gDQO/gDQO$
Y_{XFB}	Rendimiento de producción de biomasa metanogénica	$gDQO/gDQO$
Y_{XAMB}	Rendimiento de producción de biomasa acidogénica	$gDQO/gDQO$
ASOCIADOS A PROCESOS FÍSICOS – COMPARTIMENTO BIOFILM		
$K_{F,XI}$	Constante de filtración de XI	d^{-1}
$K_{F,XSSNV}$	Constante de filtración de XSSNV	d^{-1}
ρ_{XH}	Densidad de las bacterias heterótrofas	$gDQO/m^3$
ρ_{XA}	Densidad de las bacterias autótrofas	$gDQO/m^3$
ρ_{XFB}	Densidad de las bacterias metanogénicas	$gDQO/m^3$
ρ_{XAMB}	Densidad de las bacterias acidogénicas	$gDQO/m^3$
ρ_{XS}	Densidad de la materia orgánica particulada lentamente biodegradable	$gDQO/m^3$
ρ_{XI}	Densidad de la materia orgánica particulada inerte	$gDQO/m^3$
ρ_{XSSNV}	Densidad de los sólidos suspendidos no volátiles	$gDQO/m^3$
k_{de}	Factor de desprendimiento para todas las variables particuladas	d^{-1}
$K_{at,XH}$	Factor de adhesión para las bacterias heterótrofas	d^{-1}
$K_{at,XA}$	Factor de adhesión para las bacterias autótrofas	d^{-1}
$K_{at,XFB}$	Factor de adhesión para las bacterias metanogénicas	d^{-1}
$K_{at,XAMB}$	Factor de adhesión para las bacterias acidogénicas	d^{-1}
$K_{at,XS}$	Factor de adhesión para la materia orgánica particulada lentamente biodegradable	d^{-1}
$K_{at,XI}$	Factor de adhesión para la materia orgánica particulada inerte	d^{-1}
$K_{at,XSSNV}$	Factor de adhesión para los sólidos suspendidos no volátiles	d^{-1}
D_s	Coeficiente de difusión de las sustancias solubles entre la matriz sólida y el volumen útil y la matriz sólida y el agua intersticial	m^2/d
D_x	Coeficiente de difusión de las sustancias particuladas entre la matriz sólida y el volumen útil y la matriz sólida y el agua intersticial	m^2/d
K_{SAT}	Constante de reaireación	d^{-1}

Θ_{SAT}	Coeficiente de corrección de la temperatura para la reaireación	-
$S_{CK,O2}$	Coeficiente de aporte de oxígeno por las plantas	gO ₂ /m ₃ /d
$S_{CK,NH}$	Coeficiente de consumo de amonio por las plantas	gN/m ₃ /d
$S_{CK,PO}$	Coeficiente de consumo de fosfatos por las plantas	gP/m ₃ /d

En las **Tablas 7.8, 7.9, 7.10 y 7.11** se muestran las sensibilidades relativas de cada variable de salida del modelo para cada parámetro al incrementar en un 10% y en un -10% su valor. En las dos últimas filas se recoge la sensibilidad σ_k para cada parámetro considerando todas las variables de salida del modelo y considerando todas las variables de salida excepto la concentración de bacterias autótrofas (X_A), respectivamente. Se llevó a cabo también el cálculo de la sensibilidad σ_k sin considerar la variable X_A ya que se pudo detectar que concentraciones muy bajas de esta variable distorsionan las sensibilidades relativas asociadas a ella.

Para determinar los parámetros a los cuales el modelo es más sensible, se clasifican las sensibilidades en cuatro categorías, las cuales se identifican mediante un código de colores:

- Categoría 1: mayores a 100 (color rojo).
- Categoría 2: entre 10 y 100 (color naranja).
- Categoría 3: entre 1 y 10 (color verde).
- Categoría 4: entre 0,1 y 1 (color azul).

De esta manera, la sensibilidad del modelo es máxima para los parámetros de la categoría 1, es menor para los parámetros de las categorías 2, 3 y 4, respectivamente, y se considera que el modelo es prácticamente insensible para los parámetros no clasificados.

A la vista de los resultados que se muestran en las **Tablas 7.8, 7.9, 7.10 y 7.11**, el modelo es más sensible a los parámetros asociados a procesos biológicos en general. Las constantes de corrección de la temperatura para las velocidades de crecimiento y muerte de las bacterias son los parámetros cuyos cambios producen mayor sensibilidad del modelo, seguidos de las velocidades de crecimiento y muerte de las bacterias y en tercer lugar los rendimientos de producción de biomasa. Concretamente, son los parámetros de los procesos de crecimiento y muerte de las bacterias heterótrofas y metanogénicas los que dan lugar a una mayor sensibilidad global del modelo. Variaciones en los parámetros asociados a las bacterias heterótrofas dan lugar a sensibilidades relativas importantes de S_{O2} , S_F y S_A , variaciones en los parámetros asociados a las bacterias metanogénicas dan lugar a sensibilidades relativas importantes de S_F y S_{NO} , y variaciones en los parámetros asociados a las acidogénicas dan lugar a sensibilidades relativas importantes de S_A y S_{NO} .

Por último, destacar que las variables X_I y X_{SSNV} prácticamente no son sensibles a ningún parámetro excepto sus respectivas constantes de filtración K_{FXI} y K_{FXSSNV} .

Tabla 7.8. Valores de sensibilidad relativa de cada parámetro y para cada variable. Incrementos del 10%. Adicionalmente σ_k para cada parámetro considerando todas las variables de salida y considerando todas excepto X_A . Parámetros asociados a procesos biológicos.

		PÁRAMETROS																							
		μ_{XH}	μ_{XA}	μ_{XFB}	μ_{XAMB}	b_{XH}	b_{XA}	b_{XFB}	b_{XAMB}	$\Theta_{\mu_{XH}}$	$\Theta_{\mu_{XA}}$	$\Theta_{\mu_{XFB}}$	$\Theta_{\mu_{XAMB}}$	$\Theta_{b_{XH}}$	$\Theta_{b_{XA}}$	$\Theta_{b_{XFB}}$	$\Theta_{b_{XAMB}}$	KO2XH	KO2XA	KO2XFB	KO2XAMB	YXH	YXA	YXFB	YXAMB
VARIABLES	SO2	-0,93	-0,04	0,15	0,18	0,61	0,02	-0,10	-0,06	3,32	0,03	0,42	0,31	0,85	0,06	-0,19	-0,11	0,86	0,00	0,02	0,02	0,44	0,00	-0,01	0,00
	SF	-0,23	0,04	-0,96	0,02	0,18	-0,01	0,69	-0,01	0,85	0,01	1,55	0,01	0,06	-0,02	1,00	0,01	0,14	0,00	-0,12	0,00	0,07	0,00	0,01	0,00
	SA	-0,18	0,04	0,21	-0,83	0,18	-0,01	-0,07	0,32	0,69	-0,01	-0,10	1,30	0,06	0,01	0,37	0,49	0,10	0,00	0,03	-0,10	-0,24	0,00	0,01	0,01
	SI	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	-0,01	0,00	0,00	0,00	-0,03	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00
	SNH	0,01	-0,04	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,01	0,02	-0,05	-0,01	-0,06	0,02	0,03	0,01	-0,01	0,01	0,00	0,00	-0,12	0,00	-0,01	0,00
	SNO	-0,94	0,17	0,17	0,18	0,62	-0,06	-0,12	-0,07	2,08	-0,13	0,46	0,33	0,90	-0,01	-0,23	-0,14	-0,01	-0,03	0,02	0,02	0,49	0,00	-0,01	0,00
	SPO	0,05	-0,17	-0,01	-0,01	0,02	0,10	0,03	0,02	0,06	0,11	-0,14	-0,02	-0,18	10,35	0,10	0,05	-0,05	0,04	0,00	0,00	-0,40	0,00	-0,03	-0,01
	XS	0,16	0,02	-0,48	0,03	0,62	0,00	10,26	0,00	28,97	0,00	136,11	-0,01	-0,12	992,33	1,90	-0,02	-0,05	0,04	0,00	0,00	-0,40	0,00	-0,03	-0,01
	XI	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00
	XH	0,49	-0,05	0,00	0,00	-0,76	0,05	0,00	0,00	-0,47	0,74	0,00	0,01	16,98	-0,15	-0,01	-0,02	-0,03	0,04	0,00	0,00	2,78	-0,01	0,00	0,00
	XA	-6,70	33,30	6,87	5,21	61,67	-8,48	-109,45	-6,83	529,30	805,83	12,13	-0,89	19775,55	-7,19	3,38	0,10	68,95	-6,04	0,26	0,32	486,79	1,40	0,82	1,41
	XFB	0,45	0,14	2,71	-0,18	-0,01	0,06	-2,05	0,16	-1,61	0,17	-2,15	0,74	1,30	-0,13	200,25	-0,08	-0,23	0,01	0,25	-0,02	0,39	-0,04	1,05	-0,01
	XAMB	0,36	0,42	1,03	0,67	0,08	-0,06	-0,27	-0,77	-1,44	-0,06	-0,72	-1,60	0,62	-0,22	1,10	1,32	-0,14	-0,06	0,13	0,09	-0,47	-0,05	-0,14	0,88
	XSSNV	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
σ_k		1,84	8,90	2,01	1,42	16,49	2,27	29,39	1,84	141,68	215,37	36,53	0,64	5285,24	265,23	53,53	0,38	18,44	1,62	0,12	0,09	130,10	0,37	0,39	0,44
ok sin XA		0,43	0,14	0,86	0,31	0,37	0,04	2,91	0,24	8,14	0,22	37,76	0,62	4,74	275,24	55,54	0,40	0,63	0,02	0,10	0,04	0,84	0,02	0,34	0,25

Tabla 7.9. Valores de sensibilidad relativa de cada parámetro y para cada variable. Incrementos del -10%. Adicionalmente σ_k para cada parámetro considerando todas las variables de salida y considerando todas excepto X_A . Parámetros asociados a procesos biológicos.

		PÁRAMETROS																							
		μ_{XH}	μ_{XA}	μ_{XFB}	μ_{XAMB}	b_{XH}	b_{XA}	b_{XFB}	b_{XAMB}	$\Theta_{\mu_{XH}}$	$\Theta_{\mu_{XA}}$	$\Theta_{\mu_{XFB}}$	$\Theta_{\mu_{XAMB}}$	$\Theta_{b_{XH}}$	$\Theta_{b_{XA}}$	$\Theta_{b_{XFB}}$	$\Theta_{b_{XAMB}}$	KO2XH	KO2XA	KO2XFB	KO2XAMB	YXH	YXA	YXFB	YXAMB
VARIABLES	SO2	-1,35	-0,03	0,15	0,18	0,55	0,01	-0,11	-0,07	-1,43	0,25	0,17	0,14	-1,91	0,02	-0,24	-0,06	0,87	0,00	0,02	0,02	0,16	0,00	-0,01	0,00
	SF	-0,30	0,01	-1,35	0,02	0,17	-0,03	0,66	-0,01	0,01	-0,30	-2,00	-0,02	-0,52	-0,04	-1,44	0,01	0,14	-0,01	-0,15	0,00	-0,06	0,00	0,01	0,00
	SA	-0,25	0,01	0,08	-1,09	0,17	-0,03	-0,13	0,32	-0,03	-0,32	-0,83	-1,94	-0,41	-0,01	0,06	-0,35	0,09	-0,01	0,02	-0,12	-0,37	0,00	0,01	0,01
	SI	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	-0,01	0,00	0,01	0,00	-0,01	0,00	0,01	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00
	SNH	0,02	-0,02	0,00	0,00	0,01	0,04	0,01	0,01	0,07	0,10	-0,03	-0,01	0,00	0,05	0,07	0,02	-0,01	0,02	0,00	0,00	-0,06	0,00	-0,01	0,00
	SNO	-1,24	0,08	0,17	0,19	0,57	-0,09	-0,13	-0,08	-1,55	-1,15	0,19	0,16	-1,47	-0,01	-0,30	-0,10	-0,02	-0,04	0,02	0,02	0,17	0,00	-0,01	0,00
	SPO	0,07	-0,12	-0,01	-0,01	0,04	0,13	0,04	0,02	0,22	0,49	-0,08	-0,02	0,01	0,12	0,21	0,06	-0,04	0,06	0,00	0,00	-0,23	0,00	-0,03	-0,01
	XS	-4,21	0,00	-24,43	0,04	0,51	-0,01	0,82	0,00	-1,03	-0,14	0,12	-1,17	-19,10	0,00	-121,03	0,03	-0,04	0,06	0,00	0,00	-0,23	0,00	-0,03	-0,01
	XI	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00
	XH	0,19	-0,07	0,00	0,00	-1,16	0,04	0,00	0,00	-75,72	0,26	0,00	0,02	0,09	-0,66	-0,01	-0,03	-0,04	0,04	0,00	0,00	2,08	-0,01	0,00	0,00
	XA	-182,50	7,26	3,80	3,24	5,74	-3746,64	-15,30	-8,63	-3880,68	-17,77	-9,78	-1,92	-332,90	-1429,00	-24,39	0,88	6,38	-68,85	0,30	0,37	4,88	1,34	1,77	1,16
	XFB	0,40	-0,04	1,42	-0,23	-0,07	-0,09	-5,12	0,14	-3,11	-0,54	-15708,14	0,27	1,06	-0,36	1,21	-0,62	-0,29	-0,01	0,27	-0,02	-0,51	-0,04	1,02	-0,01
	XAMB	0,30	0,11	0,71	0,63	0,07	-0,30	-0,37	-0,95	-2,15	-1,17	-5,82	-5,82	1,03	-0,42	0,48	1,11	-0,21	-0,12	0,14	0,10	-0,90	-0,06	-0,15	0,89
	XSSNV	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
σ_k		48,79	1,94	6,63	0,93	1,59	1001,33	4,32	2,32	1037,35	4,78	4198,18	1,75	89,12	381,92	33,00	0,43	1,73	18,40	0,71	0,11	1,48	0,36	0,59	0,39
ok sin XA		1,29	0,06	6,80	0,36	0,42	0,10	1,45	0,28	21,04	0,53	4356,66	1,73	5,36	0,24	33,57	0,37	0,27	0,04	0,73	0,05	0,72	0,02	0,36	0,25

Tabla 7.10. Valores de sensibilidad relativa de cada parámetro y para cada variable. Incrementos del 10%. Adicionalmente σ_k para cada parámetro considerando todas las variables de salida y considerando todas excepto X_A . Parámetros asociados a procesos físicos.

		PÁRAMETROS																								
		KFXI	KFXSSNV	pXH	pXA	pXFB	pXAMB	pXS	pXI	pXSSNV	Kde	KatXH	KatXA	KatXFB	KatXAMB	KatXS	KatXI	KatXSSNV	DS	DX	Ka	θKa	SCKO2	SCKNH	SCKPO	
VARIABLE	SO2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,12	0,02	0,40	0,01	0,00	
	SF	0,00	0,00	0,00	0,00	-0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	-0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	-0,01	0,00	-0,02	0,02	0,03	0,00	0,00
	SA	0,00	0,00	0,00	0,00	-0,01	-0,01	0,00	0,00	0,00	-0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	-0,05	0,00	-0,07	0,07	-0,06	0,00	0,00
	SI	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	SNH	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	-0,01	0,00	-0,02	-0,04	-0,07	-0,14	0,00
	SNO	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	-0,16	0,54	0,00	-0,03	0,00
	SPO	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	10,28	0,00	0,00	0,00	-0,03	0,00	-0,07	-0,12	-0,24	0,06	-0,08
	XS	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	-0,02	0,00	0,00	0,00	0,01	992,31	0,00	0,00	0,00	-0,03	0,00	-0,07	-0,12	-0,24	0,06	-0,08
	XI	-0,82	0,00	0,00	2,47	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	XH	0,00	0,00	0,05	0,01	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,04	-0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	-0,03	0,00	0,29	-0,08	0,42	-0,01	0,00
	XA	0,04	-0,27	-0,50	-0,28	-0,88	-1,13	0,78	0,07	0,07	-0,96	-2,81	0,02	0,16	0,98	-0,06	-0,03	-0,02	7,51	-0,29	6,60	97,76	376,93	0,10	-0,33	
	XFB	0,00	0,00	0,05	0,03	0,08	0,02	-0,01	0,00	0,00	0,16	0,00	0,00	-0,01	0,00	0,01	0,00	0,00	-0,27	0,01	-0,11	0,40	0,21	0,01	0,00	
	XAMB	0,00	0,00	0,08	0,04	0,06	0,12	-0,04	0,00	0,00	0,28	-0,04	0,00	0,00	-0,02	0,02	0,00	0,00	-0,33	0,01	-0,14	0,50	-0,02	-0,08	0,00	
XSSNV	0,00	-0,74	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00		
σ_k		0,22	0,21	0,14	0,67	0,24	0,30	0,21	0,02	0,02	0,27	0,75	0,01	0,04	265,22	0,02	0,01	0,01	2,02	0,08	1,77	26,13	100,74	0,05	0,09	
σ_k sin X_A		0,23	0,20	0,03	0,69	0,03	0,03	0,01	0,00	0,00	0,09	0,01	0,00	0,00	275,23	0,01	0,00	0,00	0,22	0,00	0,12	0,38	0,19	0,05	0,02	

Tabla 7.11. Valores de sensibilidad relativa de cada parámetro y para cada variable. Incrementos del -10%. Adicionalmente σ_k para cada parámetro considerando todas las variables de salida y considerando todas excepto X_A . Parámetros asociados a procesos físicos.

		PÁRAMETROS																								
		KFXI	KFXSSNV	pXH	pXA	pXFB	pXAMB	pXS	pXI	pXSSNV	Kde	KatXH	KatXA	KatXFB	KatXAMB	KatXS	KatXI	KatXSSNV	DS	DX	Ka	θKa	SCKO2	SCKNH	SCKPO	
VARIABLE	SO2	0,00	0,00	-0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,10	-0,23	0,21	0,01	0,00	
	SF	0,00	0,00	0,00	0,00	-0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	-0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	-0,01	0,00	-0,04	-0,03	-0,14	-0,01	0,00
	SA	0,00	0,00	0,00	0,00	-0,01	-0,01	0,00	0,00	0,00	-0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	-0,06	0,00	-0,10	0,00	-0,32	0,00	0,00
	SI	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	SNH	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	-0,01	0,00	-0,01	0,00	-0,02	-0,14	0,00
	SNO	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	-0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	-0,21	0,41	-0,26	-0,02	0,00
	SPO	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	-0,03	0,00	-0,06	0,01	-0,11	0,05	-0,08
	XS	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	-0,02	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	-0,03	0,00	-0,06	0,01	-0,11	0,05	-0,08
	XI	-0,99	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	XH	0,00	0,00	0,05	0,01	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,04	-0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	-0,04	0,00	0,29	-0,89	0,42	0,00	0,00
	XA	0,05	0,01	-1,57	-0,33	-1,27	-1,71	0,89	0,08	0,08	-1,05	-5,75	0,02	0,15	0,10	-0,39	-0,03	-0,02	3,89	-0,37	2,57	-5,54	4,83	1,72	-0,34	
	XFB	0,00	0,00	0,05	0,03	0,08	0,02	-0,02	0,00	0,00	0,17	0,00	0,00	-0,01	0,00	0,01	0,00	0,00	-0,30	0,01	-0,25	-0,17	-1,07	-0,03	0,00	
	XAMB	0,00	0,00	0,08	0,04	0,06	0,12	-0,05	0,00	0,00	0,30	-0,05	0,00	0,00	-0,02	0,02	0,00	0,00	-0,39	0,02	-0,21	0,46	-0,52	-0,13	0,00	
XSSNV	0,00	-0,87	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00		
σ_k		0,26	0,23	0,42	0,09	0,34	0,46	0,24	0,02	0,02	0,29	1,54	0,01	0,04	0,03	0,11	0,01	0,01	1,05	0,10	0,70	1,52	1,34	0,46	0,09	
σ_k sin X_A		0,27	0,24	0,03	0,02	0,03	0,03	0,02	0,00	0,00	0,10	0,01	0,00	0,00	0,01	0,01	0,00	0,00	0,14	0,01	0,15	0,34	0,38	0,06	0,02	

7.2.2. CALIBRACIÓN (CONCENTRACIONES DE SALIDA DEL SISTEMA)

Como ya se ha indicado, la calibración del modelo se ha llevado a cabo de manera visual y con ayuda del índice de bondad RMSE. En las **Figuras 7.6, 7.7 y 7.8** se muestran las concentraciones de salida finalmente obtenidas frente a las concentraciones de salida observadas en el punto 5 de muestreo, las concentraciones de entrada del modelo (que corresponden a los datos tomados en el punto 4 de muestreo) y el requisito de vertido estipulado por Normativa para la EDAR de Carrícola. Nótese que dicho requisito de vertido no se debe cumplir por las salidas del HAFSSH, humedal simulado por el modelo definido, sino por las salidas del HAFSSV. Únicamente se ha representado dicho límite de vertido a modo de dato orientativo. En abril de 2015 se produce un pico de entrada de carga al sistema cuyo valor se muestra numéricamente fuera de la gráfica con el fin de distorsionar lo menos posible la escala de la misma.

Por otro lado, en la **Tabla 7.12** se recogen los índices RMSE para cada variable y el cociente RMSE - Valor medio de los datos observados ($RMSE/Y_i^{obs}$), además de la concentración media de los datos observados (Y_i^{obs}) y de los datos simulados (Y_i^{sim}).

Tabla 7.12. Índices de bondad del ajuste (RMSE y $RMSE/Y_i^{obs}$) y valores medios de concentración de la serie de datos observada y simulada para las variables DQO, DBO y SST (serie de datos completa).

	RMSE (*)	RMSE/ Y_i^{obs} (%)	Y_i^{obs} (*)	Y_i^{sim} (*)
DQO	38,1	53,7	70,9	88,9
DBO	40,6	147,6	27,5	32,2
SST	7,4	122,1	6,0	8,2

(*) En $gDQO/m^3$ para la DQO y la DBO y en gSS/m^3 para los SST

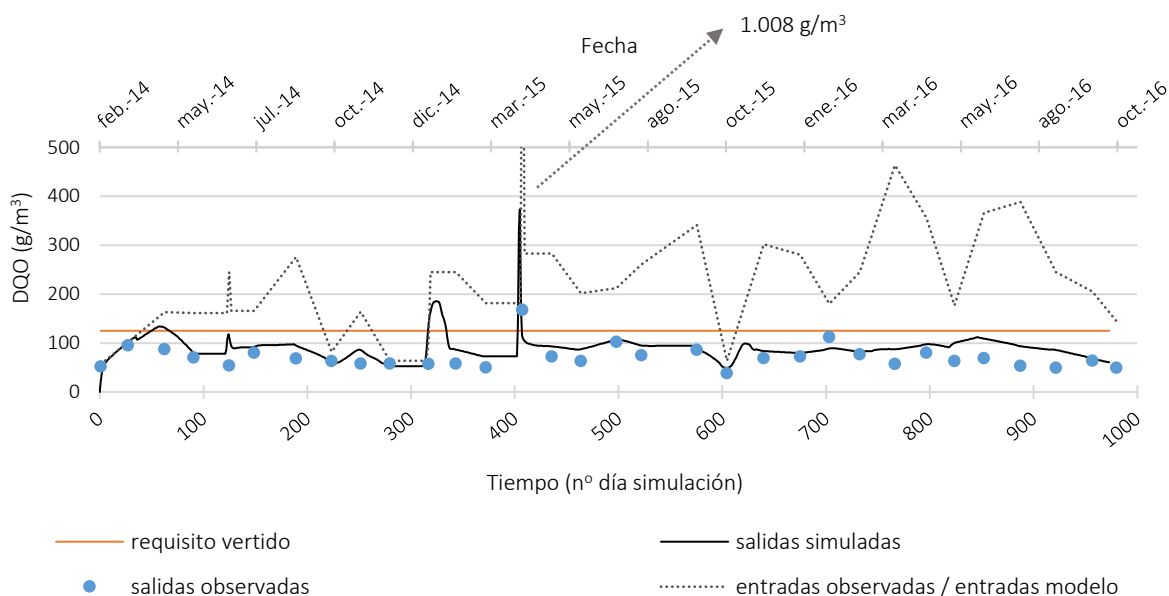


Figura 7.6. Salidas simuladas, salidas observadas, entradas del modelo y requisito de vertido para la variable DQO.

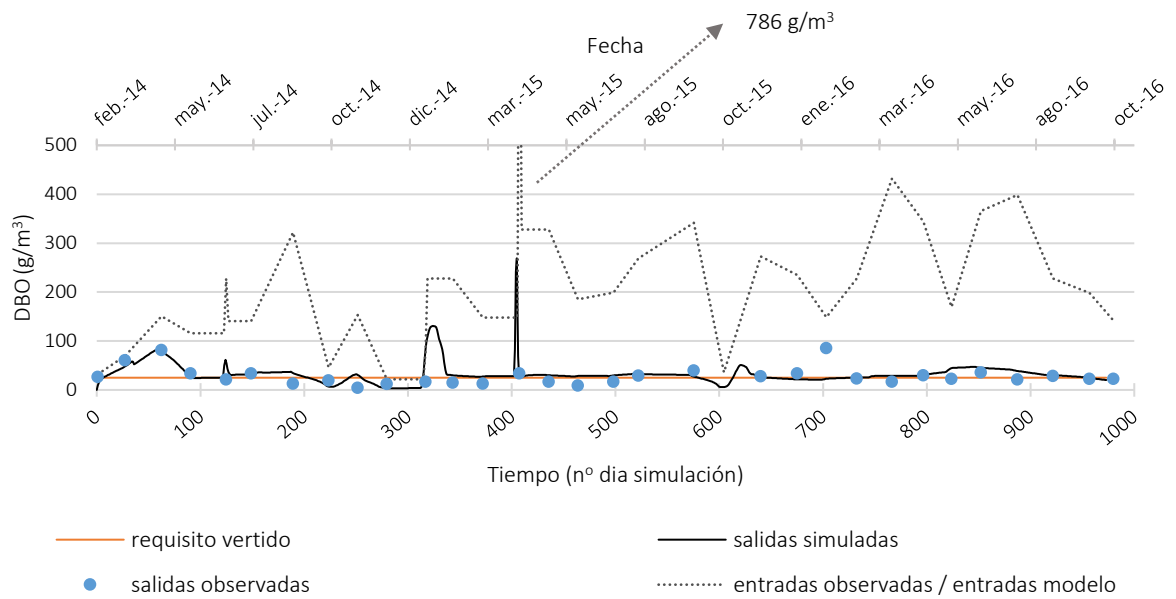


Figura 7.7. Salidas simuladas, salidas observadas, entradas del modelo y requisito de vertido para la variable DBO.

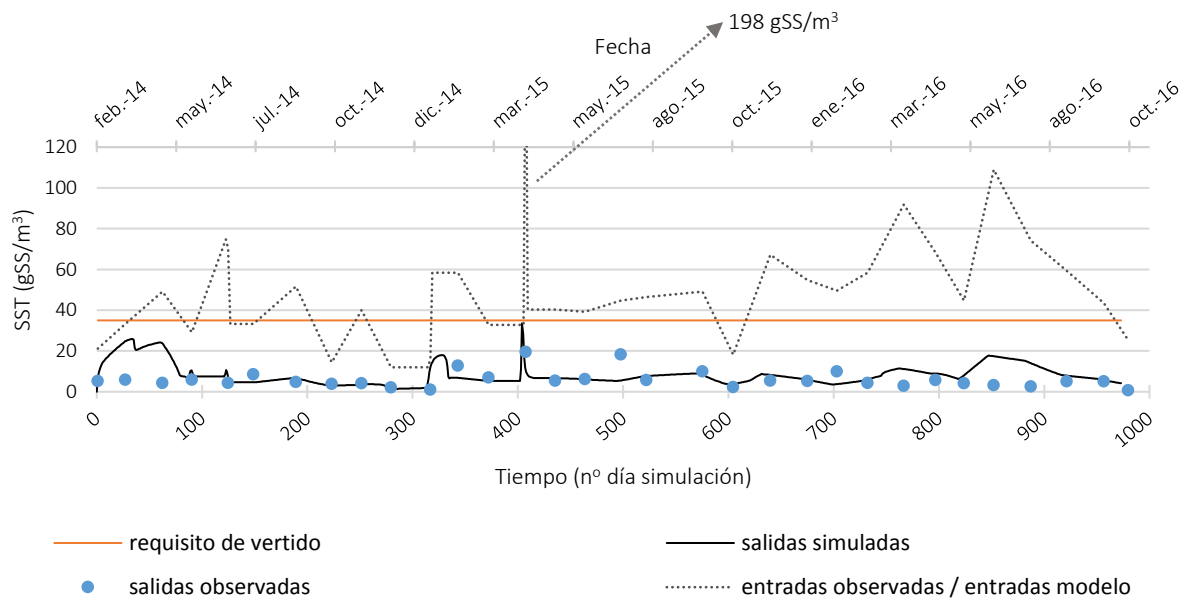


Figura 7.8. Salidas simuladas, salidas observadas, entradas del modelo y requisito de vertido para la variable SST.

A la vista de los resultados de la **Tabla 7.12**, una desviación relativa entre los datos simulados y observados del 53,7% para la DQO, del 147,6% para la DBO y del 122,1% se podría afirmar que la calibración no es suficiente. Pero se observó que esta diferencia entre los datos simulados y observados se concentraba mayoritariamente en días de simulación en los que las entradas eran también muy elevadas y el modelo no era capaz de amortiguar. Descartando estos datos de las series para cada una de las variables se obtuvieron los índices de bondad de la **Tabla 7.13**.

Tabla 7.13. Índices bondad del ajuste (RMSE y $RMSE/Y_i^{obs}$) para las variables DQO, DBO y SST (descartando los puntos de distorsión).

	RMSE (*)	RMSE/ Y_i^{obs} (%)
DQO	17,0	24,7
DBO	11,6	42,4
SST	5,0	81,2

(*) En $gDQO/m^3$ para la DQO y la DBO y en gSS/m^3 para los SST

Una vez descartados esos datos se observó una bajada importante del cociente $RMSE/Y_i^{obs}$, lo que demuestra que el error cometido se debía fundamentalmente a ellos. Desatacar que un valor de hasta el 50% para este índice supone una buena calibración en sistemas de carácter natural como son los humedales artificiales. Se cumple dicho requisito para DQO y DBO, pero superamos el límite para SST. Por esta razón se decidieron calcular los rendimientos de eliminación del sistema para dichas variables, en base a datos de concentración, de toda la serie de datos al completo. Los resultados obtenidos fueron, en término medio, un rendimiento de eliminación del 54,2% para la DQO, 81,8% para la DBO y 81,3% para los SST. Estos valores son muy similares a los que se obtuvieron en el diagnóstico de calidad de 61,5%, 81,6% y 85,6% respectivamente; y por lo tanto, aunque los resultados de los índices de bondad no sean del todo satisfactorios el sistema funciona correctamente, degradando materia orgánica (ver **Figuras 7.6, 7.7 y 7.8**). El porcentaje de eliminación obtenido en el diagnóstico de calidad fue para la DBO_5 , mientras que las salidas del programa son Demanda Biológica de Oxígeno a tiempo final (DBO o DBO_L); pero como en el punto de muestreo 5 se ha comprobado que prácticamente ambos valores coinciden dicha comparativa es aceptable.

En las **Figuras 7.6.a, 7.7.a y 7.8.a** se muestran las representaciones gráficas de los datos observados (abscisas) frente a los simulados (ordenadas) para las variables calibradas (DQO, DBO y SST) y la serie de datos descartando los puntos asociados a entradas que carga elevadas. Adicionalmente, en dichas figuras se muestran las ecuaciones de las rectas de regresión representadas, el error R^2 del ajuste y la bisectriz que representaría el ajuste perfecto de los datos (en amarillo).

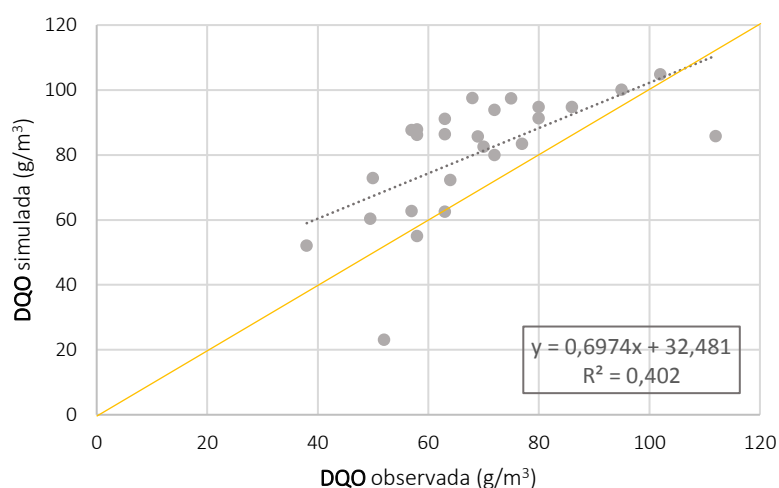


Figura 7.6.a. Datos observados frente a datos simulados – DQO.

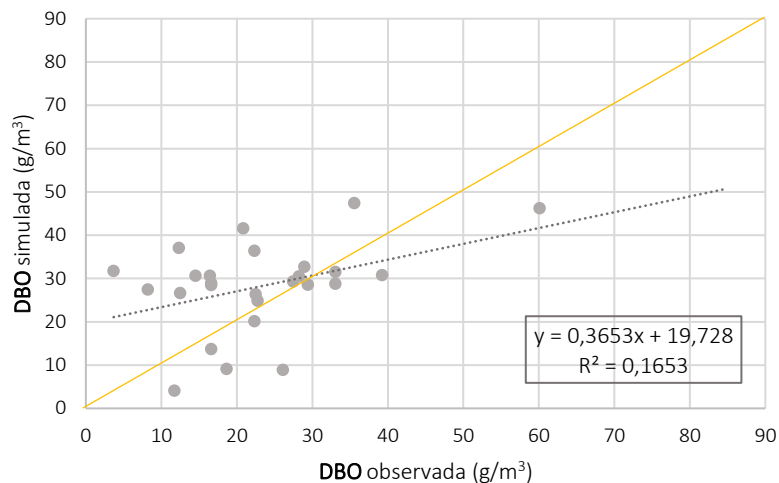


Figura 7.7.a. Datos observados frente a datos simulados – DBO.

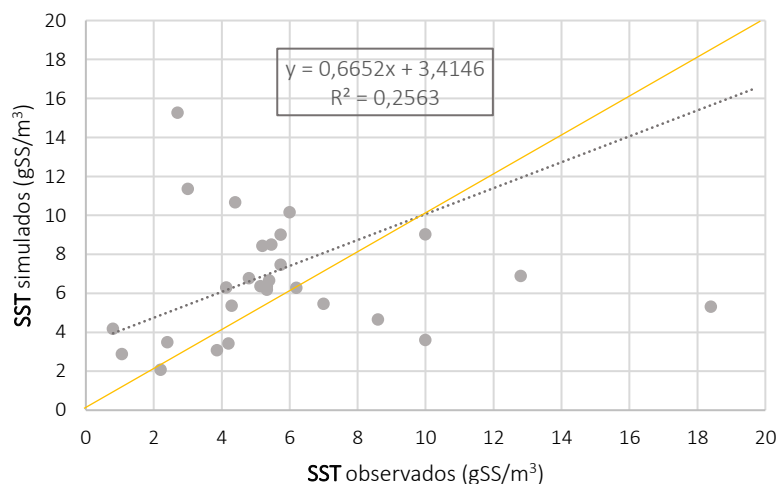


Figura 7.8.a. Datos observados frente a datos simulados – SST.

En las Figuras 7.6.a, 7.7.a y 7.8.a se puede observar que para la mayoría de instantes de tiempo simulados el modelo está sobreestimando lo que ocurre en la realidad, quedándose del lado de la seguridad. Aun así estos gráficos reafirman la idea de que la calibración realizada es mejorable y queda pendiente este trabajo para próximos desarrollos del modelo.

Por último, los valores de los parámetros y coeficientes del modelo tras la calibración se recogen en la Tabla 7.14. En ella se indica la notación tomada para cada uno de ellos a lo largo del trabajo, una breve descripción, sus unidades y por último el valor adoptado. Se dividen en aquellos asociados a procesos físicos químicos o biológicos.

Tabla 7.14. Valores de los parámetros y coeficientes obtenidos en la calibración del modelo.

VALORES DE LOS PARÁMETROS Y COEFICIENTES DEL MODELO			
PARÁMETRO O COEFICIENTES	DESCRIPCIÓN	UNIDADES	VALOR
PROCESOS FÍSICOS			
Reaireación			
K_{SAT}	Constante de reaireación	d^{-1}	0,1
Θ_{SAT}	Coefficiente de corrección de la temperatura para la reaireación	-	1,024
Efecto de las plantas			
S_{CK,O_2}	Coefficiente de aporte de oxígeno por las plantas	$gO_2/m^3/d$	2,5 ($T > 15^\circ C$)
$S_{CK,NH}$	Coefficiente de consumo de amonio por las plantas	$gN/m^3/d$	0,75 ($T > 15^\circ C$)
$S_{CK,PO}$	Coefficiente de consumo de fosfatos por las plantas	$gP/m^3/d$	0,075 ($T > 15^\circ C$)
Filtración XI			
$K_{F,XI}$	Constante de filtración de XI	d^{-1}	2
Filtración XSSNV			
$K_{F,XSSNV}$	Constante de filtración de XSSNV	d^{-1}	1
Difusión			
D_s	Coefficiente de difusión de las sustancias solubles entre la matriz sólida, y el volumen útil y la matriz sólida y el agua intersticial	m^2/d	10^{-4}
D_x	Coefficiente de difusión de las sustancias particuladas entre la matriz sólida y el volumen útil, y la matriz sólida y el agua intersticial	m^2/d	10^{-5}
LL	Coefficiente barrera de la difusión entre la biopelícula y el volumen útil	m	0,001
Desprendimiento			
K_{de}	Coefficiente de desprendimiento de las sustancias particuladas	d^{-1}	10^{-6}
Adhesión			
K_{att}	Coefficiente de adhesión de las sustancias particuladas	d^{-1}	0,0005
PROCESOS QUÍMICOS			
Hidrólisis aerobia XH ($K_h = K_{H1,XH} \cdot \Theta_{KH1,XH}$)			
$K_{H1,XH}$	Constante de hidrólisis aerobia de las bacterias heterótrofas	d^{-1}	6
$\Theta_{KH1,XH}$	Coefficiente de corrección de la temperatura para la hidrólisis aerobia de las bacterias heterótrofas	-	1
K_{xs}	Constante semisaturación hidrólisis	$gDQO/gDQO$	0,1

Hidrólisis anóxica XH ($K_h = K_{H2,XH} \cdot \Theta_{KH2,XH}$)			
$K_{H2,XH}$	Constante de hidrólisis anóxica de las bacterias heterótrofas	d^{-1}	6
$\Theta_{KH2,XH}$	Coefficiente de corrección de la temperatura para la hidrólisis anóxica de las bacterias heterótrofas	-	1
η_{NO}	Coefficiente hidrólisis anóxica de las bacterias heterótrofas	-	0,6
K_{XS}	Constante semisaturación hidrólisis	$gDQO/gDQO$	0,1
Hidrólisis anaerobia XFB ($K_h = K_{H,XFB} \cdot \Theta_{KH,XFB}$)			
$K_{H,XFB}$	Constante de hidrólisis anaerobia de las bacterias acidogénicas	d^{-1}	6
$\Theta_{KH,XFB}$	Coefficiente de corrección de la temperatura para la hidrólisis anaerobia de las bacterias acidogénicas	-	1
K_{XS}	Constante semisaturación hidrólisis	$gDQO/gDQO$	0,1
PROCESOS BIOLÓGICOS			
Crecimiento XH			
μ_H	Velocidad de crecimiento de las bacterias heterótrofas	d^{-1}	3,5
Θ_{μ_H}	Coefficiente de corrección de la temperatura para el crecimiento de las bacterias heterótrofas	-	1,11
$K_{SF,XH}$	Constante de semisaturación de SF para las bacterias heterótrofas	$gDQO/m^3$	4
$K_{O2,XH}$	Constante de semisaturación/inhibición de S_{O2} para las bacterias heterótrofas	gO_2/m^3	0,2
$K_{NH,XH}$	Constante de semisaturación de S_{NH} para las bacterias heterótrofas	gN/m^3	0,05
$K_{PO,XH}$	Constante de semisaturación de S_{PO} para las bacterias heterótrofas	gP/m^3	0,01
$K_{NO,XH}$	Constante de semisaturación de S_{NO} para las bacterias heterótrofas	gN/m^3	0,5
$K_{SA,XH}$	Constante de semisaturación de S_{SA} para las bacterias heterótrofas	$gDQO/m^3$	4
η_{NO}	Coefficiente crecimiento anóxica de las bacterias heterótrofas	-	0,6
Y_H	Rendimiento de producción de biomasa heterótrofa	$gDQO/gDQO$	0,6
Crecimiento XA			
μ_A	Velocidad de crecimiento de las bacterias autótrofas	d^{-1}	2
Θ_{μ_A}	Coefficiente de corrección de la temperatura para el crecimiento de las bacterias autótrofas	-	1,11

$K_{O_2,XA}$	Constante de semisaturación de S_{O_2} para las bacterias autótrofas	gO_2/m^3	0,5
$K_{NH,XH}$	Constante de semisaturación de S_{NH} para las bacterias heterótrofas	gN/m^3	1
$K_{PO,XH}$	Constante de semisaturación de S_{PO} para las bacterias heterótrofas	gP/m^3	0,01
Y_A	Rendimiento de producción de biomasa autótrofa	$gDQO/gDQO$	0,24
Crecimiento XFB			
μ_{FB}	Velocidad de crecimiento de las bacterias acidogénicas	d^{-1}	3
$\Theta_{\mu_{FB}}$	Coefficiente de corrección de la temperatura para el crecimiento de las bacterias acidogénicas	-	1,11
$K_{SF,XFB}$	Constante de semisaturación de SF para las bacterias acidogénicas	$gDQO/m^3$	50
$K_{O_2,XFB}$	Constante de semisaturación/inhibición de S_{O_2} para las bacterias acidogénicas	gO_2/m^3	0,2
$K_{NH,XFB}$	Constante de semisaturación de S_{NH} para las bacterias acidogénicas	gN/m^3	0,05
$K_{PO,XFB}$	Constante de semisaturación de S_{PO} para las bacterias acidogénicas	gP/m^3	0,01
$K_{NO,XFB}$	Constante de semisaturación/inhibición de S_{NO} para las bacterias acidogénicas	gN/m^3	0,5
Y_{FB}	Rendimiento de producción de biomasa acidogénica	$gDQO/gDQO$	0,15
Crecimiento XAMB			
μ_{AMB}	Velocidad de crecimiento de las bacterias metanogénicas	d^{-1}	2
$\Theta_{\mu_{AMB}}$	Coefficiente de corrección de la temperatura para el crecimiento de las bacterias metanogénicas	-	1,11
$K_{SA,XAMB}$	Constante de semisaturación de SF para las bacterias metanogénicas	$gDQO/m^3$	30
$K_{O_2,XAMB}$	Constante de semisaturación/inhibición de S_{O_2} para las bacterias metanogénicas	gO_2/m^3	0,2
$K_{NH,XAMB}$	Constante de semisaturación de S_{NH} para las bacterias metanogénicas	gN/m^3	0,05
$K_{PO,XAMB}$	Constante de semisaturación de S_{PO} para las bacterias metanogénicas	gP/m^3	0,01
$K_{NO,XAMB}$	Constante de semisaturación/inhibición de S_{NO} para las bacterias metanogénicas	gN/m^3	0,5
Y_{AMB}	Rendimiento de producción de biomasa metanogénicas	$gDQO/gDQO$	0,025
Lisis XH			

b_H	Velocidad de muerte de las bacterias heterótrofas	d^{-1}	0,4
Θ_{bH}	Coefficiente de corrección de la temperatura para la muerte de las bacterias heterótrofas	-	1,04
Lisis XA			
b_A	Velocidad de muerte de las bacterias autótrofas	d^{-1}	0,15
Θ_{bA}	Coefficiente de corrección de la temperatura para la muerte de las bacterias autótrofas	-	1,04
Lisis XFB			
b_{FB}	Velocidad de muerte de las bacterias acidogénicas	d^{-1}	0,35
Θ_{bFB}	Coefficiente de corrección de la temperatura para la muerte de las bacterias acidogénicas	-	1,04
Lisis XAMB			
b_{AMB}	Velocidad de muerte de las bacterias metanogénicas	d^{-1}	0,09
Θ_{bAMB}	Coefficiente de corrección de la temperatura para la muerte de las bacterias metanogénicas	-	1,04
FACTORES ESTEQUIOMÉTRICOS Y DE CONVERSIÓN			
$f_{SI,XH}$	Fracción de SI generada por la hidrólisis aerobia y anóxica de las bacterias heterótrofas	gDQO/gDQO	10^{-7}
$f_{SI,XFB}$	Fracción de SI generada por la hidrólisis anaerobia de las bacterias acidogénicas	gDQO/gDQO	0,05
$f_{XI,XH}$	Fracción de XI generada por la muerte de las bacterias heterótrofas	gDQO/gDQO	0,0002
$f_{XI,XA}$	Fracción de XI generada por la muerte de las bacterias autótrofas	gDQO/gDQO	0,0001
$f_{XI,XFB}$	Fracción de XI generada por la muerte de las bacterias acidogénicas	gDQO/gDQO	0,0002
$f_{XI,XAMB}$	Fracción de XI generada por la muerte de las bacterias metanogénicas	gDQO/gDQO	0,0002
i_{NBM}	Contenido de nitrógeno en los microorganismos	gN/gDQO	0,0875
i_{NSF}	Contenido de nitrógeno en los S_F	gN/gDQO	0,03
i_{NSI}	Contenido de nitrógeno en los S_I	gN/gDQO	0,001
i_{NXS}	Contenido de nitrógeno en los X_S	gN/gDQO	0,08
i_{NXI}	Contenido de nitrógeno en los X_I	gN/gDQO	0,0006
i_{PBM}	Contenido de fósforo en los microorganismos	gP/gDQO	0,03875
i_{PSF}	Contenido de fósforo en los S_F	gP/gDQO	0,01
i_{PSI}	Contenido de fósforo en los S_I	gP/gDQO	10^{-7}
i_{PXS}	Contenido de fósforo en los X_S	gP/gDQO	0,01
i_{PXI}	Contenido de fósforo en los X_I	gP/gDQO	0,0001

7.2.3. BIOPELÍCULA Y GRADO DE COLMATACIÓN

El espesor de biopelícula asociada únicamente a la materia orgánica biodegradable activa (X_S , X_H , X_A , X_{FB} y X_{AMB}) se muestra en la **Figura 7.9**. Se puede observar que presenta gran variabilidad a lo largo del período estudiado, fundamentalmente debido a los procesos físicos de adhesión y desprendimiento. A la vista de los resultados se confirma que la colmatación paulatina de los humedales no se debe en gran parte al crecimiento bacteriano.

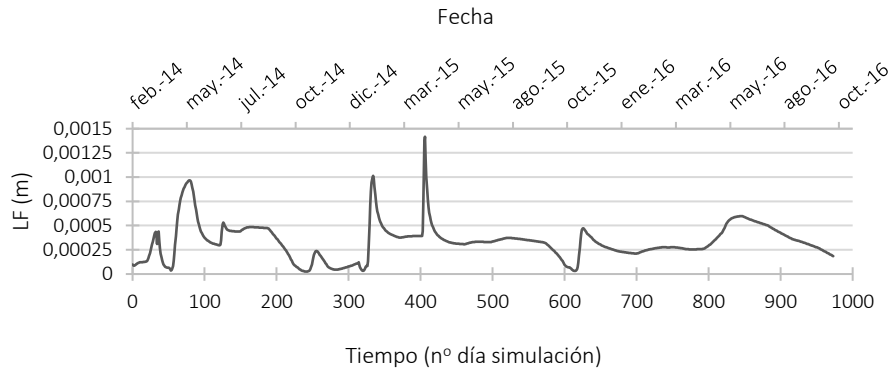


Figura 7.9. Espesor de la biopelícula biodegradable activa (LF).

En las **Figuras 7.10**, **7.11** y **7.12** se recogen los perfiles en la biopelícula (matriz sólida) de las sustancias disueltas S_F , S_A y S_I ; aquellas que representan la materia orgánica, y adicionalmente sus valores en el volumen útil. Los perfiles recogidos corresponden a los días de simulación 100 (junio 2014), 400 (abril 2015), 700 (enero 2016) y tiempo final 973 (octubre 2016). Con la sigla B se hace referencia a las concentraciones en la biopelícula y con la sigla V a las concentraciones en el volumen útil. Se puede apreciar una tendencia decreciente conforme se avanza al interior del espesor de la biopelícula para S_F y S_A ; las sustancias solubles se degradan (consumen) hasta alcanzar valores mínimos en el interior de la biopelícula. En cambio, para S_I los perfiles son prácticamente horizontales ya que se trata de la variable que representa la materia orgánica biodegradable inactiva y su sensibilidad a los procesos bacterianos es muy baja.

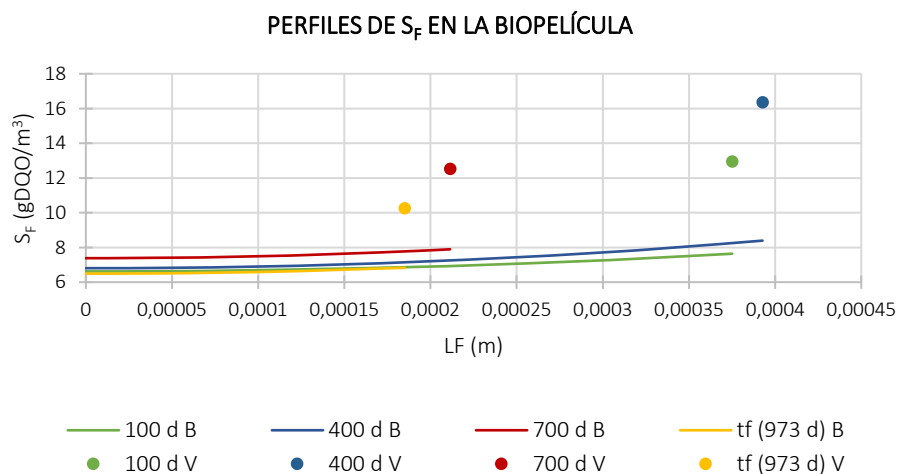


Figura 7.10. Perfiles de S_F en la biopelícula (B) y adicionalmente su valor en el volumen útil (V).

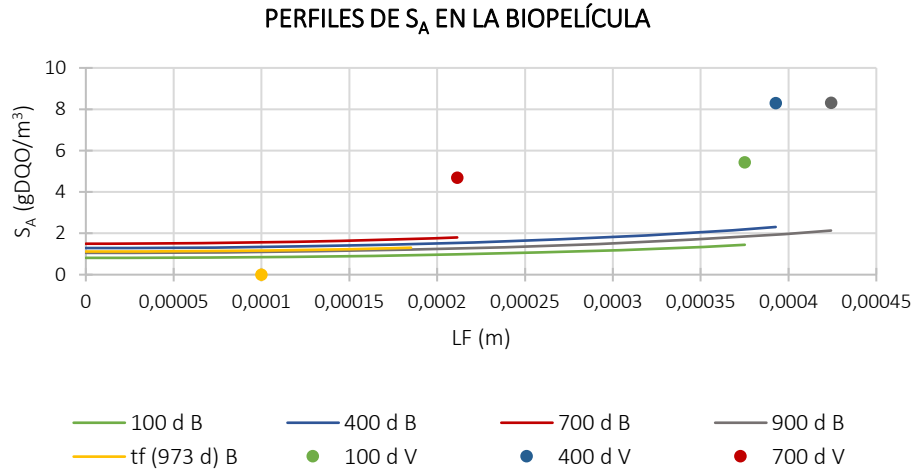


Figura 7.11. Perfiles de S_A en la biopelícula (B) y adicionalmente su valor en el volumen útil (V).

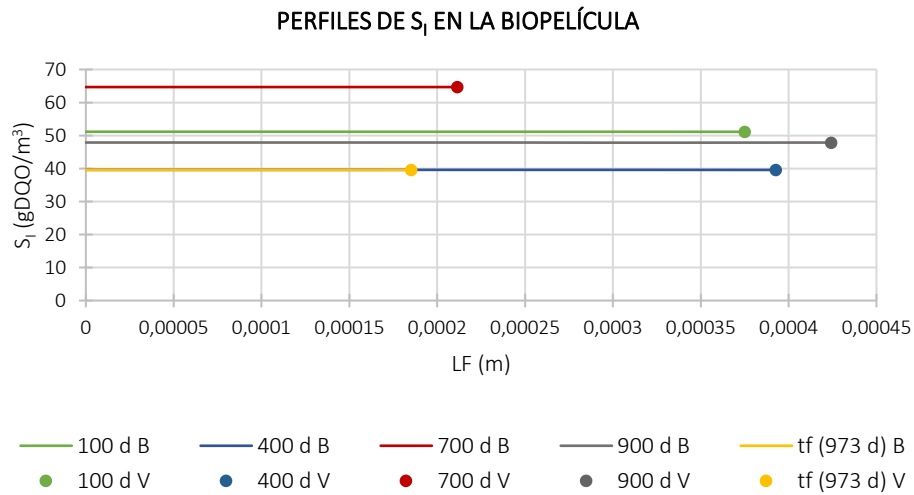


Figura 7.12. Perfiles de S_I en la biopelícula (B) y adicionalmente su valor en el volumen útil (V).

Por otro lado a continuación, se muestran en las **Figuras 7.13, 7.14, 7.15, 7.16 y 7.17** los perfiles en la biopelícula para las sustancias particuladas que representan la materia orgánica biodegradable activa (X_S , X_H , X_A , X_{FB} y X_{AMB}). Las variables X_S y X_H también muestran una tendencia decreciente conforme avanzan hacia el interior de la biopelícula (**Figuras 7.18, 7.19, 7.20, 7.21**). Para el caso de X_S es muy sutil y probablemente se deba a la propia entrada al sistema. En cambio, para las bacterias heterótrofas dicha tendencia está explicada por la mayor concentración de oxígeno disuelto en las zonas más externas de la biopelícula (**Figura 7.22**). Por el contrario, las bacterias anaerobias crecen por igual en todo el espesor del biofilm y las autótrofas no consiguen desarrollarse, ya que todo el oxígeno lo consumen los pocos microorganismos heterótrofos que se desarrollan.

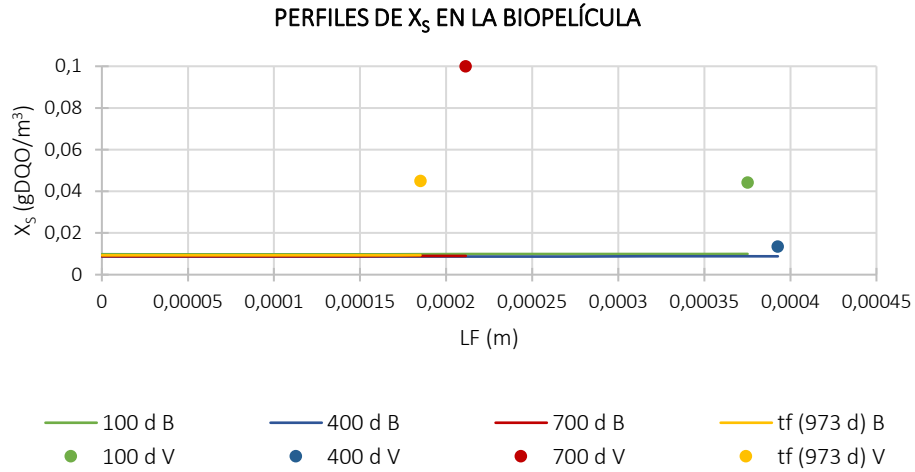


Figura 7.13. Perfiles de X_S en la biopelícula (B) y adicionalmente su valor en el volumen útil (V).

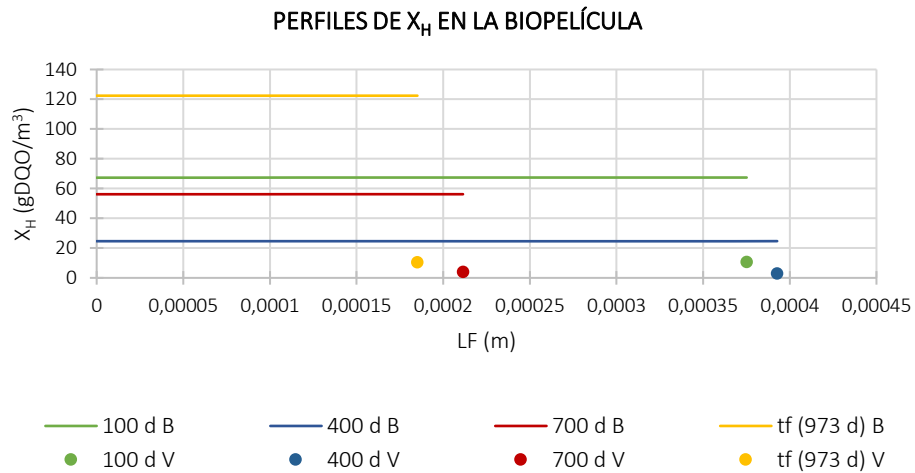


Figura 7.14. Perfiles de X_H en la biopelícula (B) y adicionalmente su valor en el volumen útil (V).

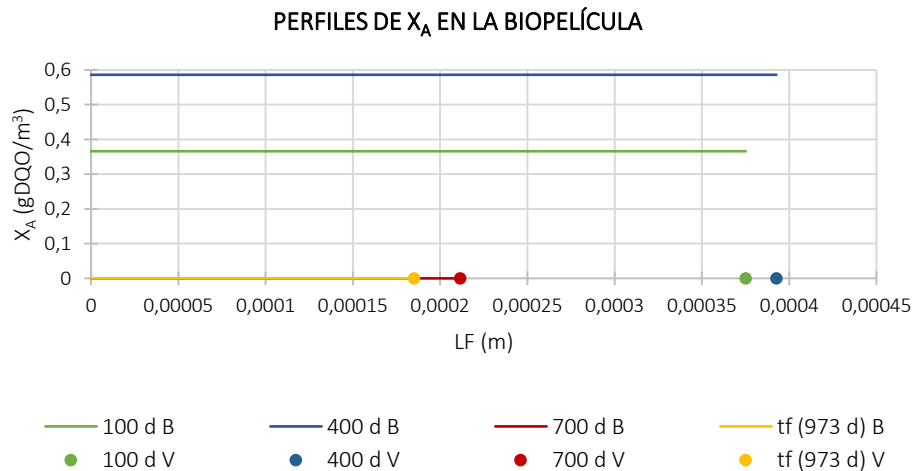


Figura 7.15. Perfiles de X_A en la biopelícula (B) y adicionalmente su valor en el volumen útil (V).

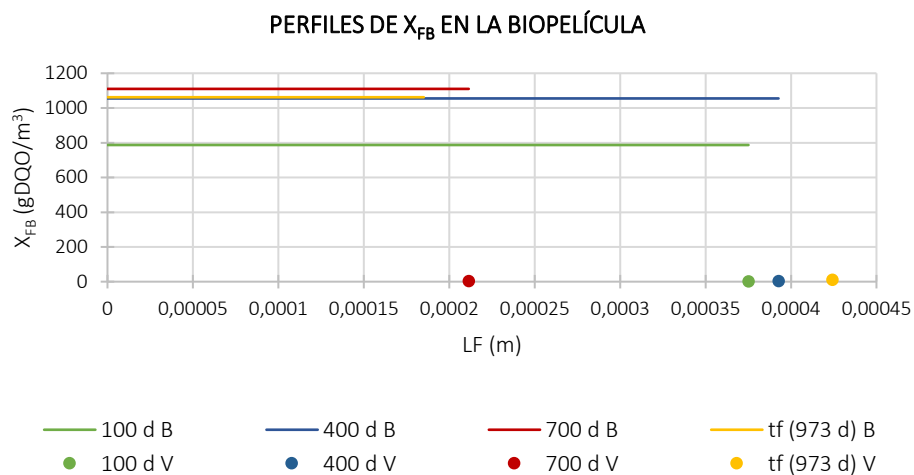


Figura 7.16. Perfiles de X_{FB} en la biopelícula (B) y adicionalmente su valor en el volumen útil (V).

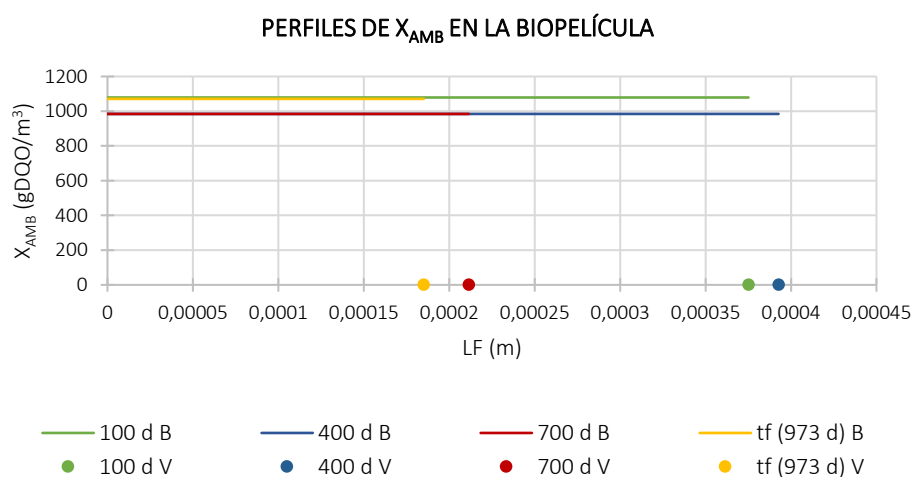


Figura 7.17. Perfiles de X_{AMB} en la biopelícula (B) y adicionalmente su valor en el volumen útil (V).

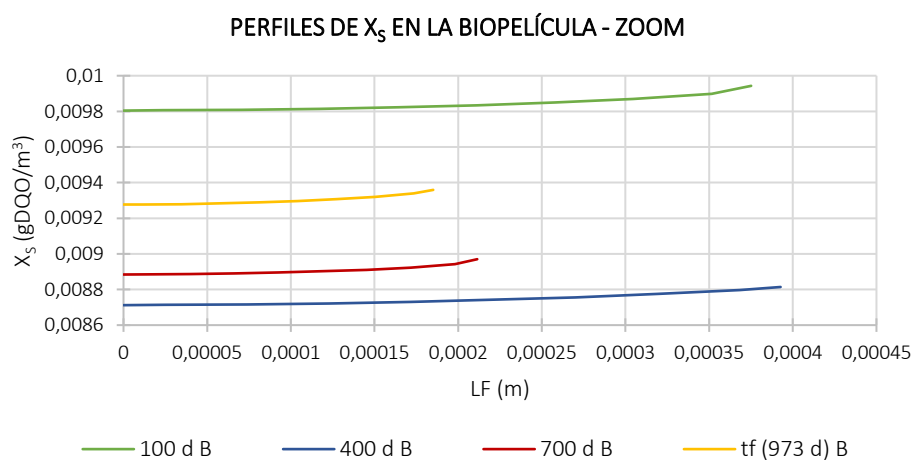


Figura 7.18. Zoom perfiles de X_s en la biopelícula (B).

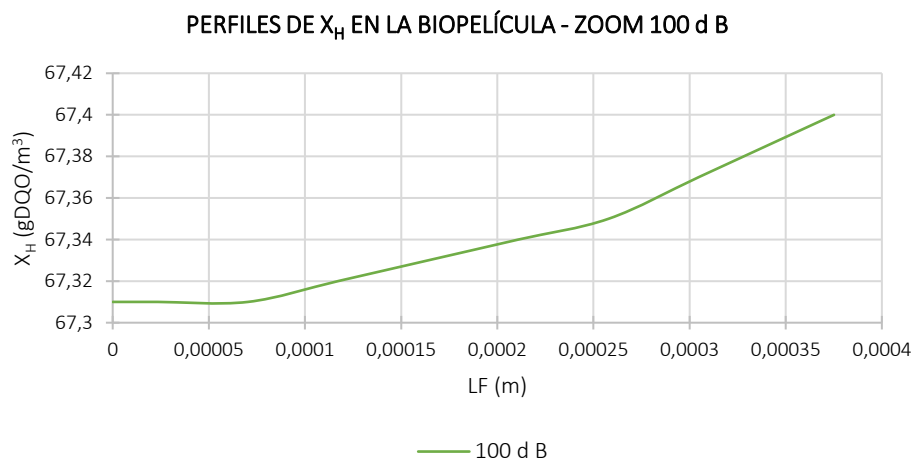


Figura 7.19. Zoom perfil tiempo de simulación 100 de X_H en la biopelícula (B).

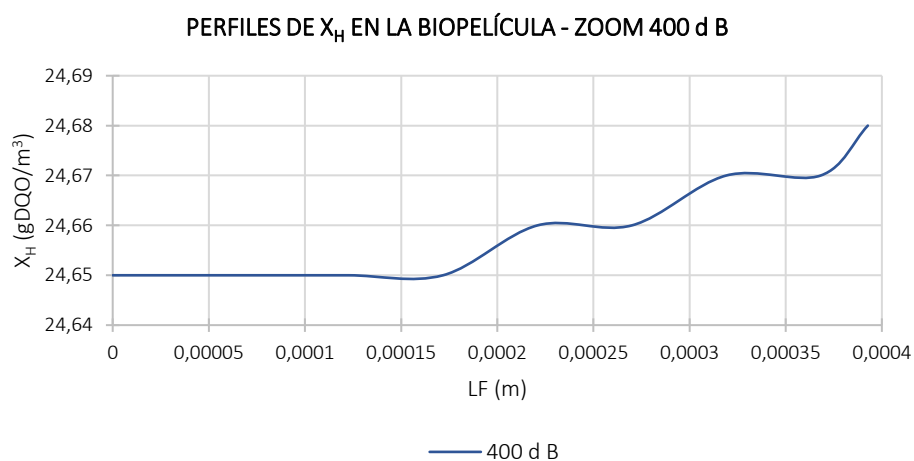


Figura 7.20. Zoom perfil tiempo de simulación 400 de X_H en la biopelícula (B).

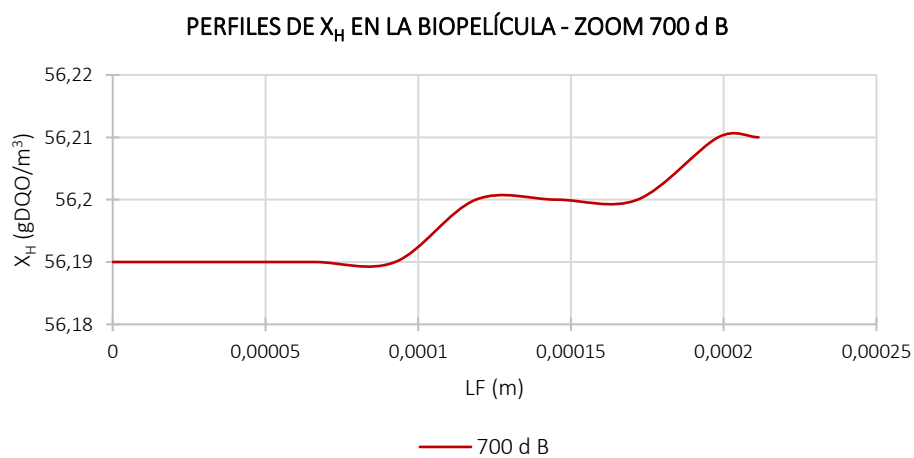


Figura 7.21. Zoom perfil tiempo de simulación 700 de X_H en la biopelícula (B).

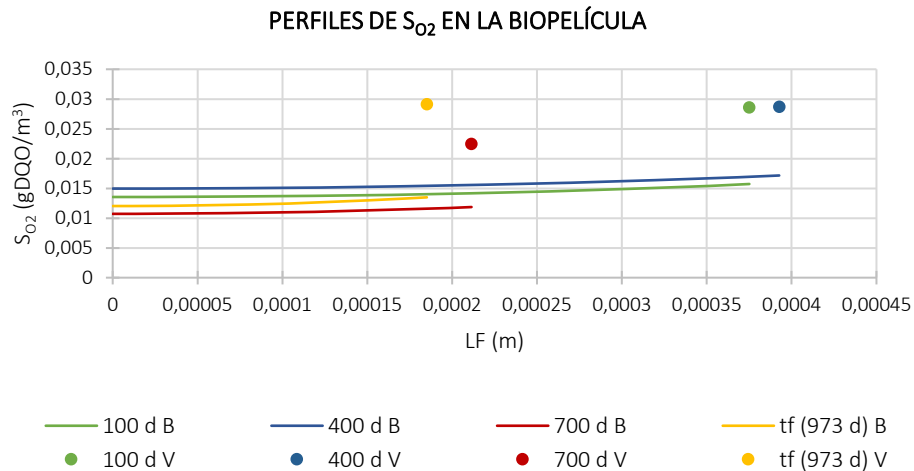


Figura 7.22. Perfiles de S_{O_2} en la biopelícula (B) y adicionalmente su valor en el volumen útil (V).

Por último, en cuanto al grado de colmatación se ha obtenido que en el tiempo final de la simulación (973 días) se ha ocupado un 24,1% del volumen útil. Además, la estructura de la película que ha producido dicha colmatación se muestra en la **Figura 7.23**, como los porcentajes de biopelícula activa (X_S , X_H , X_A , X_{FB} y X_{AMB}), biopelícula inactiva (X_i) y película no orgánica (SSNV).

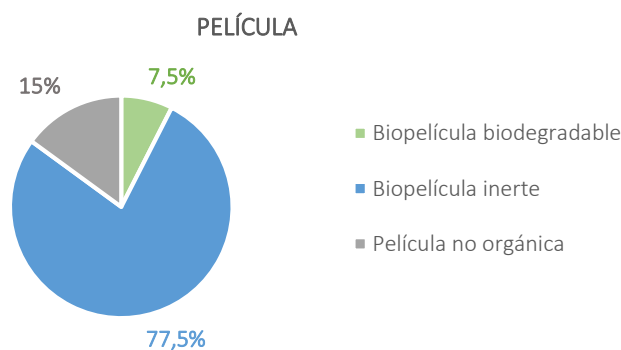


Figura 7.23. Composición de la película formada a tiempo de simulación 973 días.

7.2.4. SIMULACIONES

A continuación, se recogen los resultados de las simulaciones adicionales llevadas a cabo.

7.2.4.1. SIMULACIÓN 1: MODELO FLUJO PISTÓN

Si se representan gráficamente las salidas de DQO, DBO y SST para la presente simulación se puede observar que en general la calibración es muy parecida a la del modelo de un solo reactor exceptuando por un pico de DQO y DBO entre los días de simulación 800 y 900 (**Figuras 7.24, 7.25 y 7.26**). Se sospechó que dichos valores estaban asociados a una menor dilución en el reactor W_1 comparándolo con el reactor único que se tiene en el modelo original (el volumen en el reactor W_1 es un tercio de V_R del modelo de 1 reactor y por lo tanto el TRH es menor, teniendo los procesos menos tiempo para desarrollarse entre renovaciones de agua del sistema). Se comprobó que era un fenómeno asociado al primer reactor, que se arrastraba hasta la salida del tercer reactor W_3 ,

aumentando el volumen del reactor W_1 a la mitad de V_R del modelo original y en consecuencia otorgándole a los otros dos compartimentos el 25% de V_R

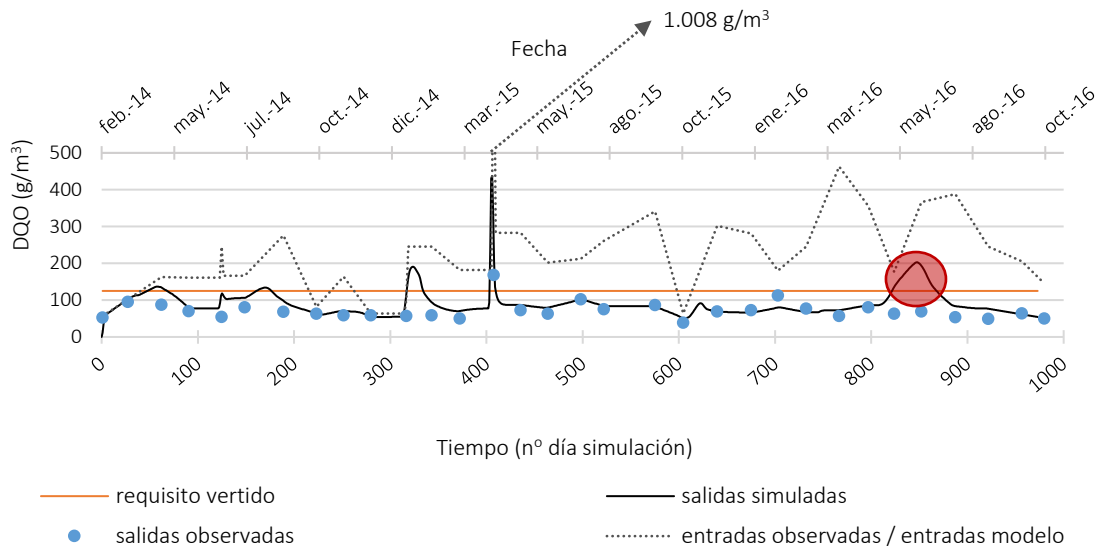


Figura 7.24. Salidas simuladas, salidas observadas, entradas del modelo y requisito de vertido para la variable DQO. Simulación 1. **Marcado el pico observado en las salidas de la simulación entre los tiempos de simulación 800 y 900 d.**

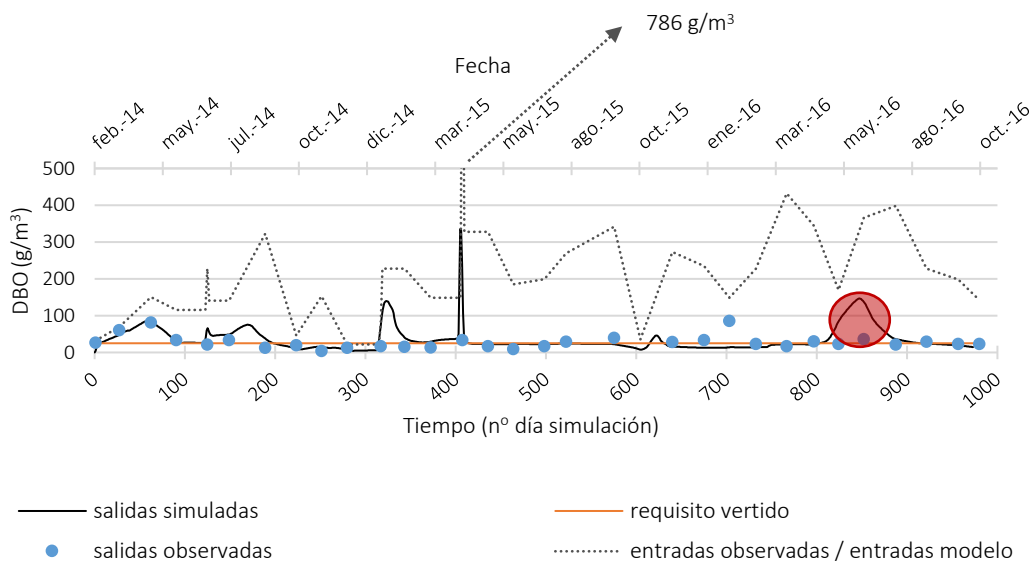


Figura 7.25. Salidas simuladas, salidas observadas, entradas del modelo y requisito de vertido para la variable DBO. Simulación 1. **Marcado el pico observado en las salidas de la simulación entre los tiempos de simulación 800 y 900 d.**

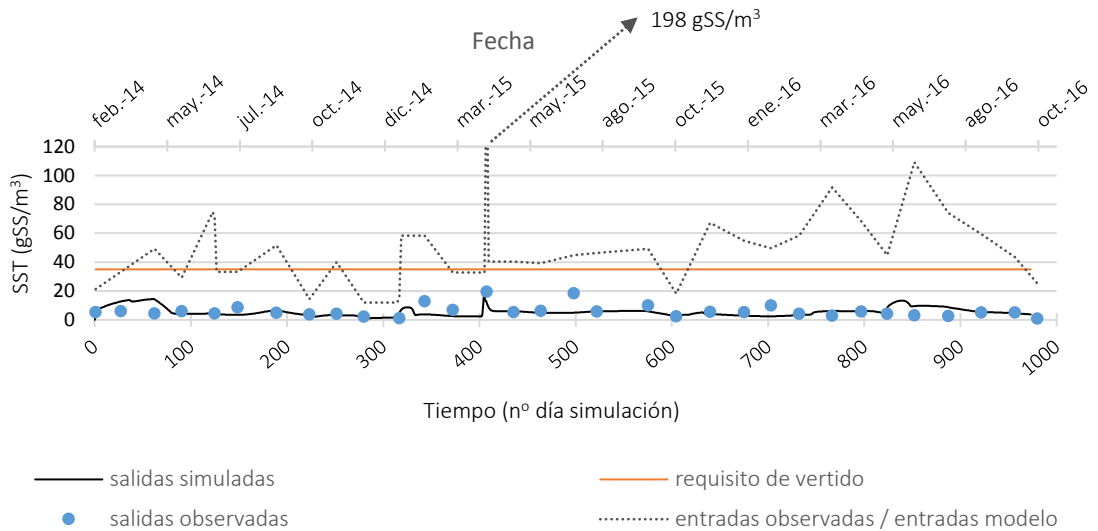


Figura 7.26. Salidas simuladas, salidas observadas, entradas del modelo y requisito de vertido para la variable SST. Simulación 1.

Por otro lado, resulta interesante el desarrollo de la biopelícula en la simulación 1. En primer lugar, el espesor de la biopelícula activa desarrollado en los reactores W_1 , W_2 y W_3 es el que se muestra en la **Figura 7.27**. Se puede apreciar que tiene una tendencia decreciente del primer al tercer reactor, concretamente W_1 presenta un espesor 62% mayor que W_2 y un 82% mayor que W_3 y W_2 presenta un espesor 53% menor que W_3 , en términos medios. El modelo demuestra que las secciones más próximas a la entrada de un humedal de flujo horizontal siempre las que tienden a colmatarse más temprano.

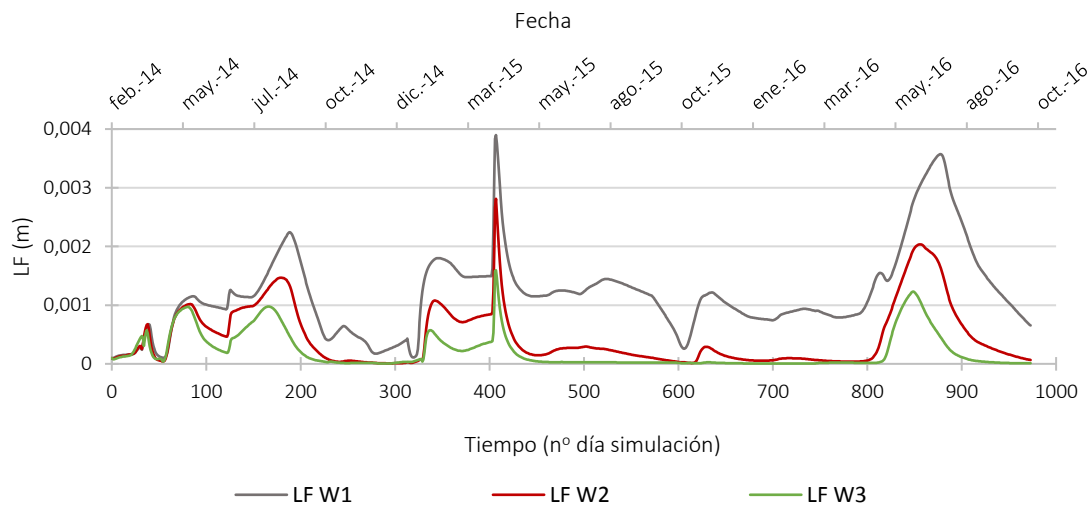


Figura 7.27. Espesor de la biopelícula biodegradable activa (LF) para los reactores W_1 , W_2 y W_3 . Simulación 1.

En segundo lugar en cuanto al desarrollo de las bacterias anaerobias, se produce un mayor desarrollo de las mismas en los reactores W_1 y W_2 . Esto se debe a que la colmatación es mayor y las concentraciones de oxígeno disuelto SO_2 son prácticamente nulas, lo que favorece a que haya

unas idóneas condiciones anaerobias (**Figuras 7.40 y 7.41**). Concretamente, las bacterias acidogénicas (X_{FB}) que toman S_F produciendo S_A , para el consumo de las metanogénicas (X_{AMB}), se desarrollan algo más en el primer reactor, mientras que las X_{AMB} lo hacen más en el segundo (**Figuras 7.28, 7.29, 7.30, 7.31, 7.32 y 7.33**). Destacar que, aunque de forma muy sutil las bacterias anaerobias se desarrollan más en los espesores interiores de la biopelícula; a modo de ejemplo en la tabla **Tabla 7.15** se muestra esta tendencia para las bacterias metanogénicas. En los últimos tiempos de simulaciones menos apreciable ya que también se tiene un espesor menor.

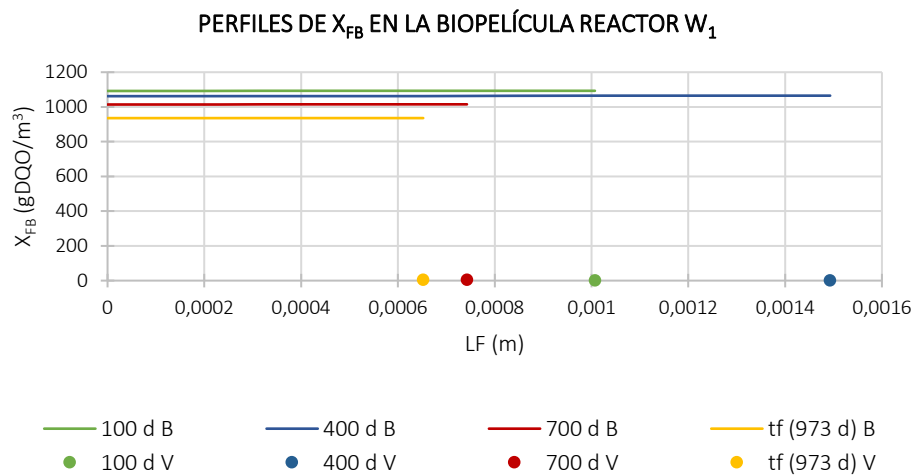


Figura 7.28. Perfiles de concentración de X_{FB} en la biopelícula (B) y en el volumen útil (V) del reactor W_1 . Simulación 1.

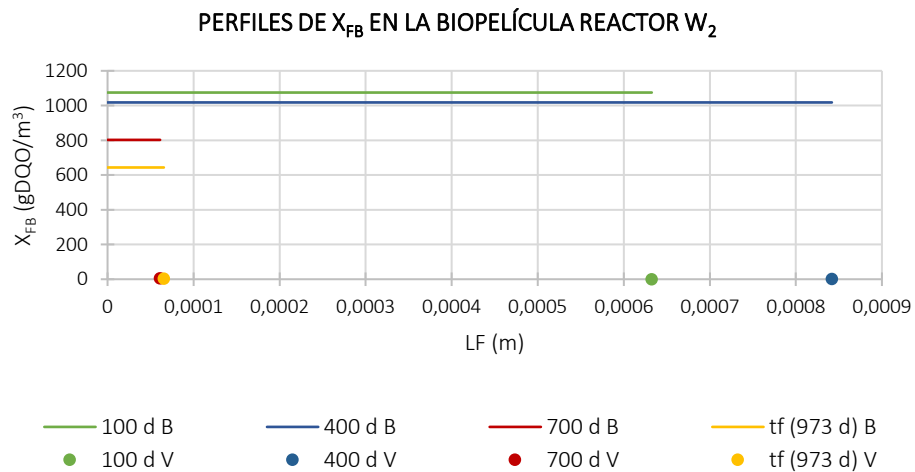


Figura 7.29. Perfiles de concentración de X_{FB} en la biopelícula (B) y en el volumen útil (V) del reactor W_2 . Simulación 1.

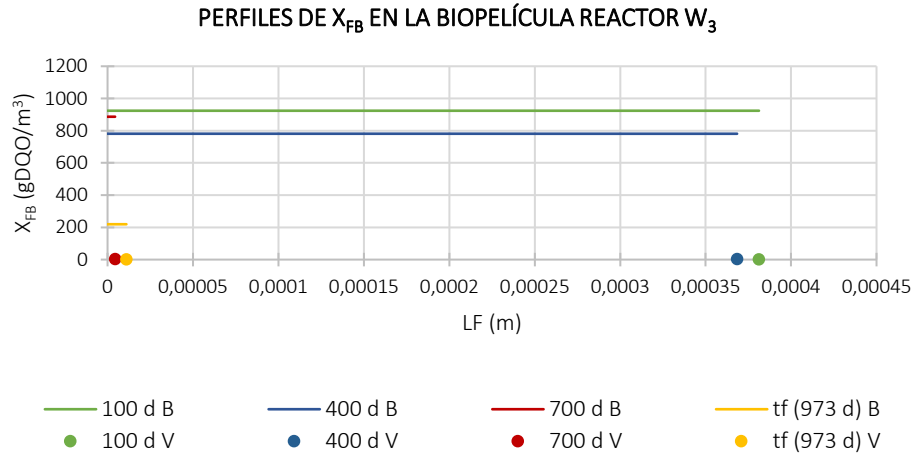


Figura 7.30. Perfiles de concentración de X_{FB} en la biopelícula (B) y en el volumen útil (V) del reactor W_3 . Simulación 1.

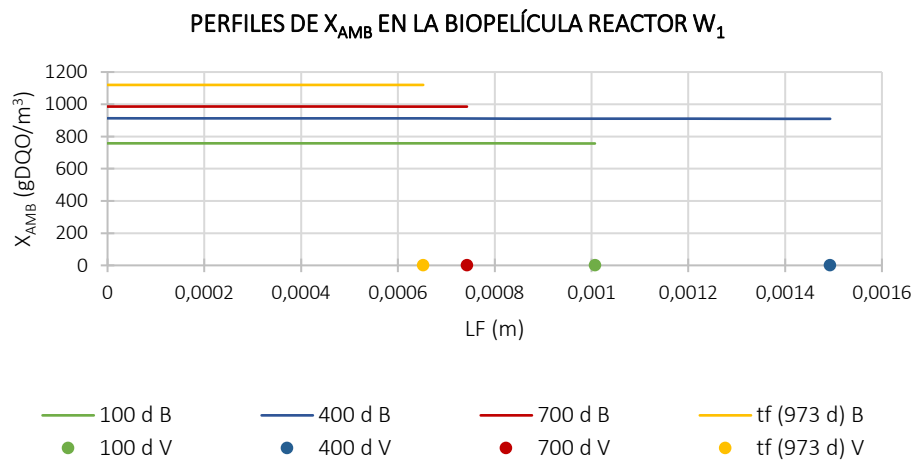


Figura 7.31. Perfiles de concentración de X_{AMB} en la biopelícula (B) y en el volumen útil (V) del reactor W_1 . Simulación 1.

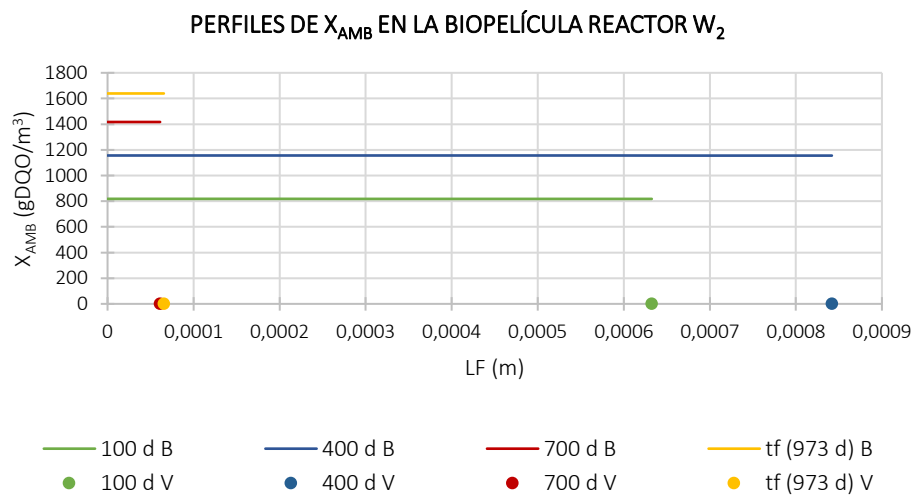


Figura 7.32. Perfiles de concentración de X_{AMB} en la biopelícula (B) y en el volumen útil (V) del reactor W_2 . Simulación 1.

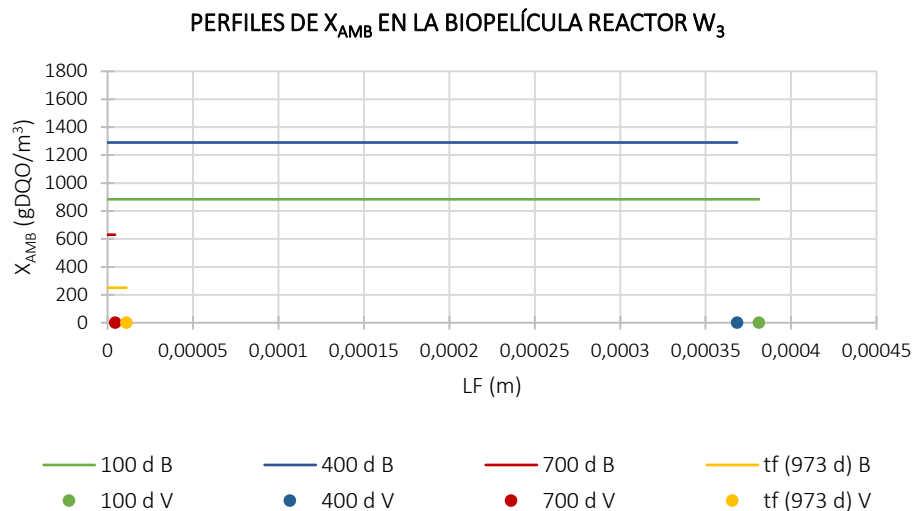


Figura 7.33. Perfiles de concentración de X_{AMB} en la biopelícula (B) y en el volumen útil (V) del reactor W_3 . Simulación 1.

Tabla 7.15. Desarrollo de las bacterias X_{AMB} a lo largo del espesor de la biopelícula activa en el reactor W_1 , para los instantes de tiempo 100, 400, 700 y 973 días. Simulación 1.

DESARROLLO DE LAS BACTERIAS X_{AMB} EN LA BIOPELÍCULA ACTIVA - REACTOR W_1							
100 días		400 días		700 días		973 días (tiempo final simulación)	
LF (m)	X_{AMB} (gDQO/m ³)	LF (m)	X_{AMB} (gDQO/m ³)	LF (m)	X_{AMB} (gDQO/m ³)	LF (m)	X_{AMB} (gDQO/m ³)
0	757,6	0	913	0	985,7	0	1120,6
0,000063	757,6	0,000093	912,9	0,000046	985,7	0,000041	1120,6
0,00019	757,5	0,00028	912,7	0,00014	985,6	0,00012	1120,5
0,00031	757,4	0,00047	912,3	0,00023	985,6	0,00020	1120,4
0,00044	757,2	0,00065	911,7	0,00032	985,6	0,00029	1120,4
0,00057	757	0,00084	911,1	0,00042	985,5	0,00037	1120,4
0,00069	756,8	0,0010	910,5	0,00051	985,5	0,00045	1120,3
0,00082	756,6	0,0012	909,9	0,00060	985,4	0,00053	1120,3
0,00094	756,5	0,0014	909,6	0,00070	985,4	0,00061	1120,2
0,0010	756,5	0,0015	909,6	0,00074	985,4	0,00065	1120,2

En tercer lugar, las bacterias heterótrofas se desarrollan sobretodo en el tercer reactor. Esto es debido a que al haber una menor colmatación en dicho reactor existe una mayor concentración de oxígeno disuelto en el agua (Figura 7.42) y las condiciones para su crecimiento son más favorables (Figuras 7.34, 7.35 y 7.36). En la Tabla 7.16 se muestra a modo de ejemplo el desarrollo en forma cuantitativa de las bacterias heterótrofas. Como se pudo observar también en el modelo original, dichas bacterias presentan mayor concentración en las capas externas de la biopelícula, debido a la mayor disponibilidad de oxígeno.

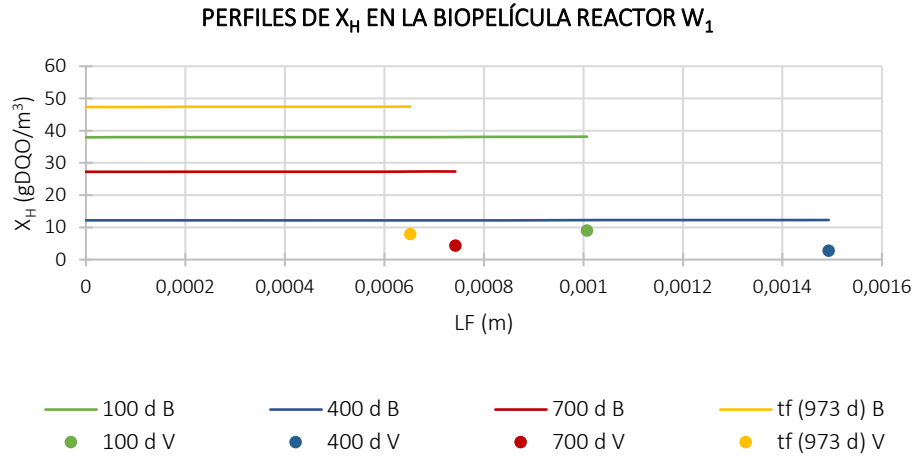


Figura 7.34. Perfiles de concentración de X_H en la biopelícula (B) y en el volumen útil (V) del reactor W_1 . Simulación 1.

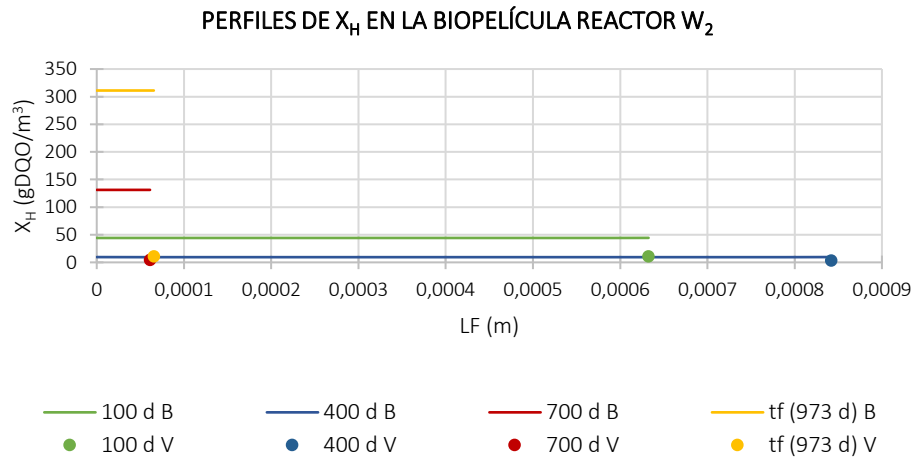


Figura 7.35. Perfiles de concentración de X_H en la biopelícula (B) y en el volumen útil (V) del reactor W_2 . Simulación 1.

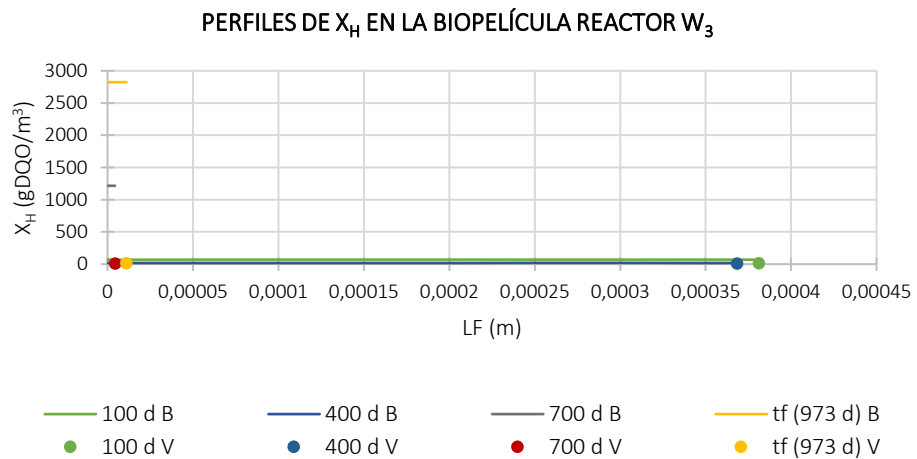
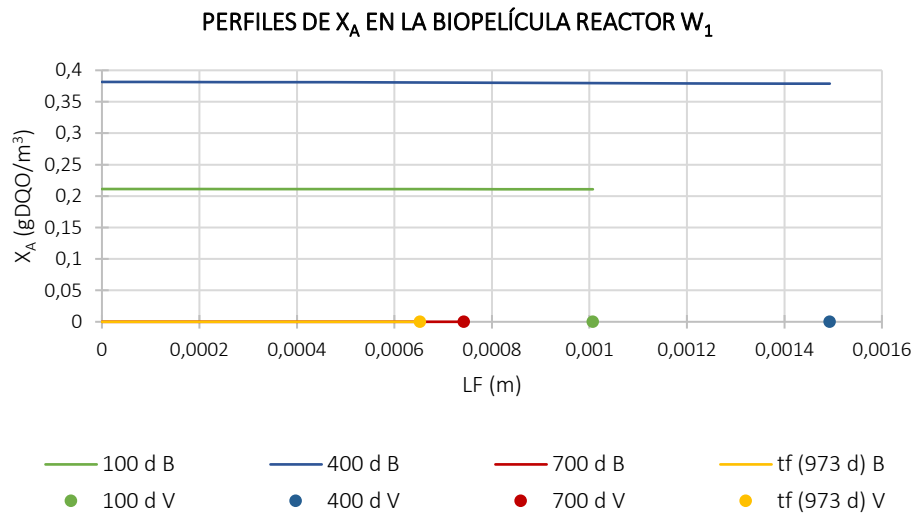


Figura 7.36. Perfiles de concentración de X_H en la biopelícula (B) y en el volumen útil (V) del reactor W_3 . Simulación 1.

Tabla 7.16. Desarrollo de las bacterias X_H a lo largo del espesor de la biopelícula activa en el reactor W_3 , para los instantes de tiempo 100, 400, 700 y 973 días. Simulación 1.

DESARROLLO DE LAS BACTERIAS X_H EN LA BIOPELÍCULA ACTIVA - REACTOR W_3							
100 días		400 días		700 días		973 días (tiempo final simulación)	
LF (m)	XAMB (gDQO/m ³)	LF (m)	XAMB (gDQO/m ³)	LF (m)	XAMB (gDQO/m ³)	LF (m)	XAMB (gDQO/m ³)
0	68,38	0	18,11	0	1216,7	0	2824,6
0,000024	68,38	0,000023	18,11	2,8E-07	1216,7	6,9E-07	2824,6
0,000071	68,39	0,000069	18,11	8,3E-07	1216,5	0,0000021	2824,6
0,00012	68,39	0,00012	18,11	0,0000013	1216,5	0,0000034	2824,6
0,00017	68,4	0,00016	18,11	0,0000019	1216,5	0,0000048	2824,5
0,00021	68,42	0,00021	18,11	0,0000025	1216,4	0,0000062	2824,5
0,00026	68,43	0,00025	18,12	0,0000030	1216,4	0,0000076	2824,4
0,00031	68,45	0,00030	18,12	0,0000036	1216,3	0,000009	2824,4
0,00036	68,47	0,00035	18,13	0,0000041	1216,3	0,00001	2824,3
0,00038	68,48	0,00037	18,13	0,0000044	1216,3	0,000011	2824,3

Por último, en cuanto a las bacterias autótrofas apenas crecen, presentan algo más de concentración en los tiempos de simulación iniciales asociada a entradas de carga importantes. Todo el oxígeno disuelto disponible en el agua es tomado por los microorganismos heterótrofos para su crecimiento, no quedando disponibilidad para las autótrofas (**Figuras 7.37, 7.38 y 7.39**).

**Figura 7.37.** Perfiles de concentración de X_A en la biopelícula (B) y en el volumen útil (V) del reactor W_1 . Simulación 1.

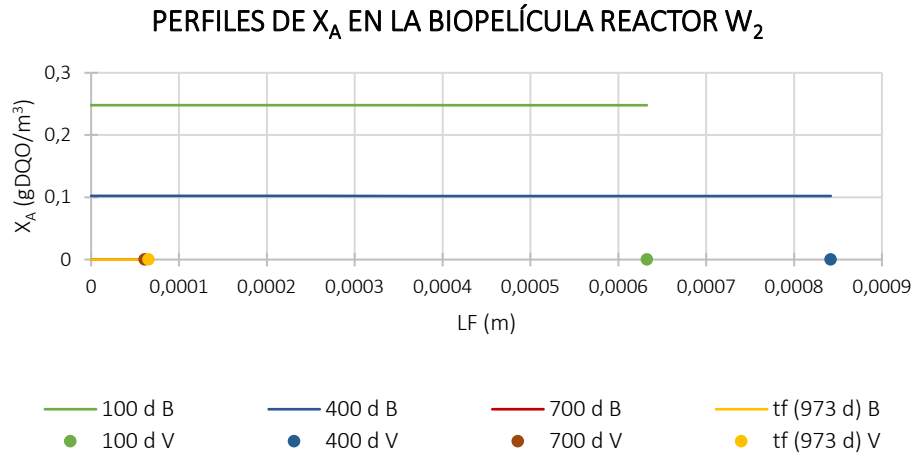


Figura 7.38. Perfiles de concentración de X_A en la biopelícula (B) y en el volumen útil (V) del reactor W_2 . Simulación 1.

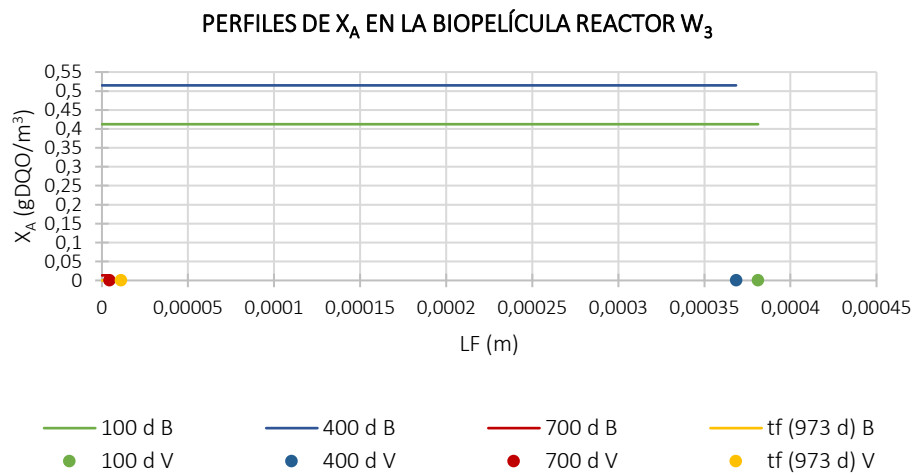


Figura 7.39. Perfiles de concentración de X_A en la biopelícula (B) y en el volumen útil (V) del reactor W_3 . Simulación 1.

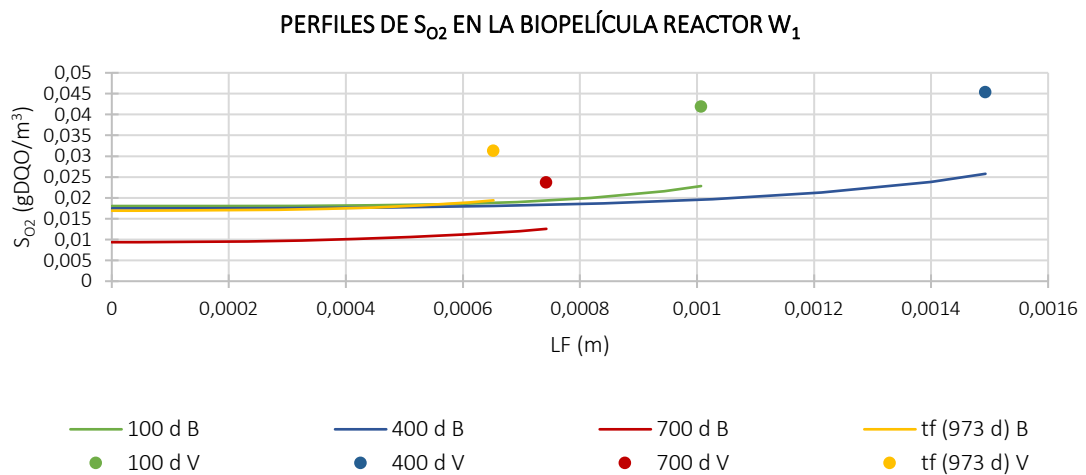


Figura 7.40. Perfiles de concentración de S_{O_2} en la biopelícula (B) y en el volumen útil (V) del reactor W_1 . Simulación 1.

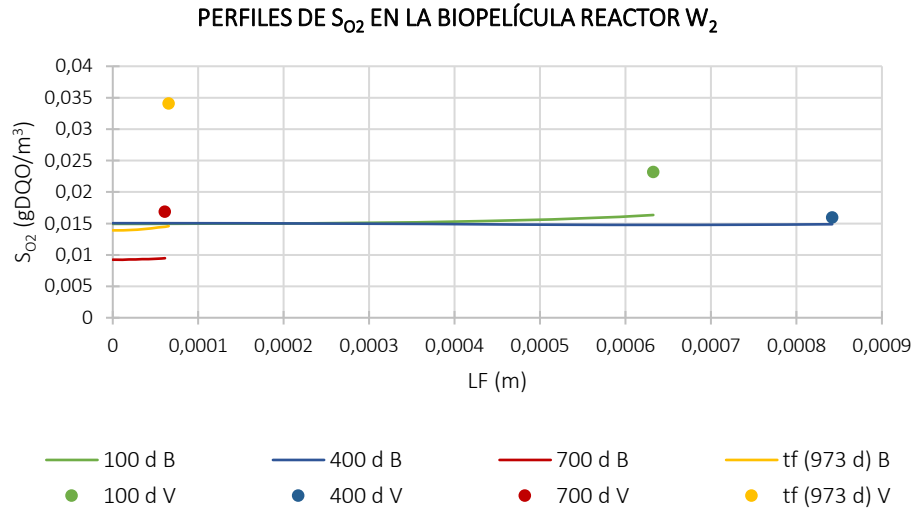


Figura 7.41. Perfiles de concentración de S_{O_2} en la biopelícula (B) y en el volumen útil (V) del reactor W_2 . Simulación 1.

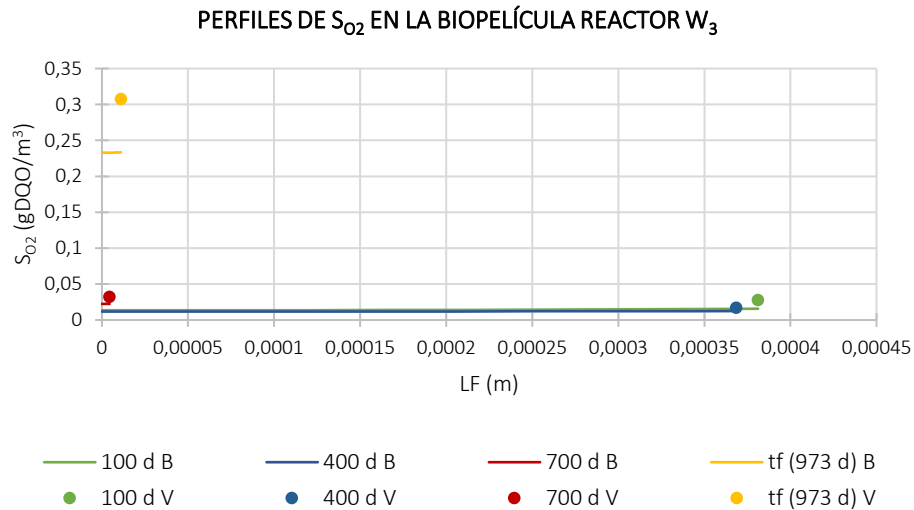


Figura 7.42. Perfiles de concentración de S_{O_2} en la biopelícula (B) y en el volumen útil (V) del reactor W_3 . Simulación 1.

Como se puede observar en todas las figuras de la simulación 1, se muestran los perfiles de las concentraciones de microorganismos y oxígeno disuelto en la biopelícula y adicionalmente se indica el valor de las concentraciones en el volumen útil.

En lo referente a la composición total de la película formada en el humedal a tiempo final de simulación (973 días), en las **Figuras 7.43, 7.44 y 7.45** se muestran los porcentajes de película biodegradable activa, película biodegradable inactiva y película inorgánica para los tres reactores. Al igual que para el modelo original de un solo reactores la película biodegradable inactiva constituye la mayor parte de la película seguida de la inorgánica y, por último, de la biodegradable activa. A la vista de las gráficas, se puede afirmar que conforme se avanza en la longitud del humedal la biopelícula biodegradable activa disminuye mientras que la película no orgánica aumenta y la biodegradable activa se mantiene prácticamente igual.

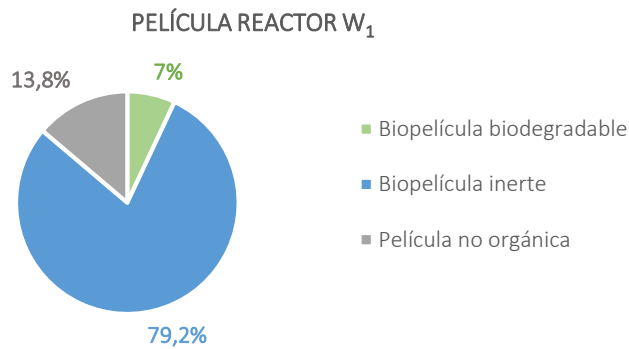


Figura 7.43. Composición de la película formada a tiempo de simulación 973 días en el reactor W₁. Simulación 1.

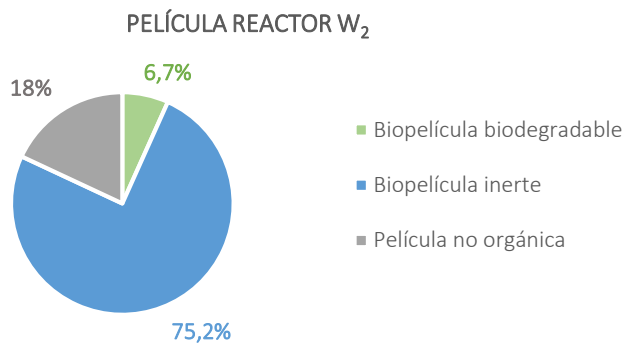


Figura 7.44. Composición de la película formada a tiempo de simulación 973 días en el reactor W₂. Simulación 1.

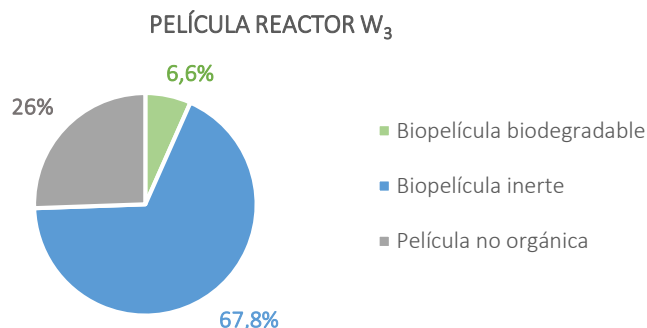


Figura 7.45. Composición de la película formada a tiempo de simulación 973 días en el reactor W₃. Simulación 1.

El grado de colmatación de los tres reactores es respectivamente 56,2%, 17,0% y 5,8%. Si se obtiene una media ponderada de la colmatación en los tres reactores para compararla con la del modelo original se tiene 26,3%, muy similar al 24,1% obtenido en el modelo original.

7.2.4.2. SIMULACIÓN 2: AUMENTO DE LA POBLACIÓN

En los dos años y medio aproximados simulados con un aumento de la población al doble, al introducir valores constantes de caudal (igual al doble de la media del período anterior) y concentraciones (igual a la media de la serie de datos del período inicial) unas salidas más o menos constantes en el tiempo. Para el caso de la DQO, la concentración de salida es de 114 g/m³ (con

una desviación estándar de $6,33\text{gDQO}/\text{m}^3$), valor inferior al límite de vertido $125\text{gDQO}/\text{m}^3$. La concentración de salida para la DBO ha sido $49\text{ g}/\text{m}^3$ (con una desviación estándar de $3,34\text{ g}/\text{m}^3$), valor por encima de los $25\text{g}/\text{m}^3$ definido como requisito de vertido por normativa (destacar que se ha comparado DBO simulada con DBO_5 ya que para el caso del punto de muestreo 5 se ha demostrado que sus valores son muy parecidos). Por último, la concentración media del segundo período para los SST es de $7,27\text{ gSS}/\text{m}^3$ (con una desviación estándar de $0,76\text{ gSS}/\text{m}^3$), valor muy por debajo del límite $35\text{ gSS}/\text{m}^3$. Con todo lo anterior, si aumentara la población del municipio al doble se cumplirían los requisitos de vertido estipulados para las variables DQO y SST, pero no para la DBO_5 .

En cuanto a los rendimientos de eliminación registrados en el segundo período, asociado a una población duplicada, aumentan para la DQO y SST, 60% y $83,7\%$ respectivamente, y disminuye para la DBO cuyo valor es $74,3\%$.

La película formada en los aproximadamente cinco años de simulación se muestra en la **Figura 7.46**. Su constitución sigue el esquema de las otras simulaciones.

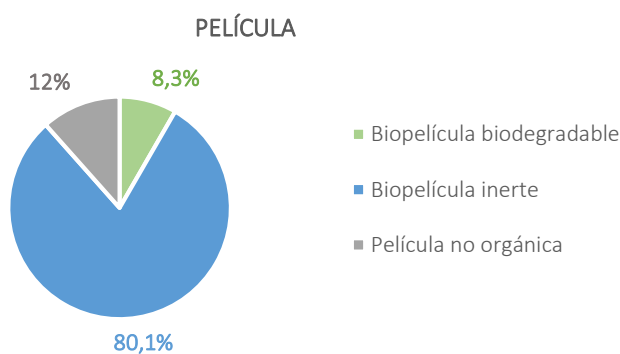


Figura 7.46. Composición de la película formada a tiempo de simulación 1903 días. Simulación 2.

El grado de colmatación obtenido es del $82,2\%$ (un $82,2\%$ del volumen útil está ocupado por la película). Se ha multiplicado la colmatación registrada en el período inicial por un factor de $3,2$.

7.2.4.3. SIMULACIÓN 3: COLMATACIÓN DEL HUMEDAL

Dicha simulación se ha llevado a cabo tanto para el modelo con un solo reactor (modelo original) como para el modelo de 3 reactores (simulación 1), ya que permite conocer cuando se produce la colmatación del primer tercio del humedal (reactor W_1).

El modelo original simula que el humedal se colmata en 3386 días (aproximadamente nueve años y tres meses), y la composición de la película en ese instante es la de la **Figura 7.47**.

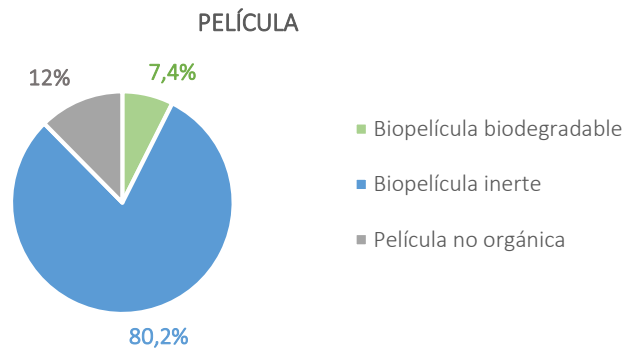


Figura 7.47. Composición de la película formada a tiempo de simulación 3386 días. Simulación 3 - 1 reactor.

El modelo compuesto por 3 reactores simula que el primer tercio del humedal (reactor W_1) se colmata en 1575 días (aproximadamente cuatro años y tres meses), teniendo el reactor W_2 un 30,2% del volumen útil ocupado, un el reactor W_3 un 13,2%. La composición de la película en ese instante para cada uno de los reactores es la que se muestra en las **Figuras 7.48, 7.49 y 7.50**.

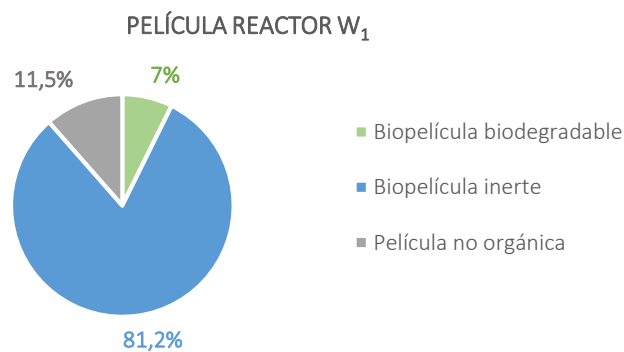


Figura 7.48. Composición de la película formada a tiempo de simulación 1575 días en el reactor W_1 . Simulación 3 - 3 reactor.

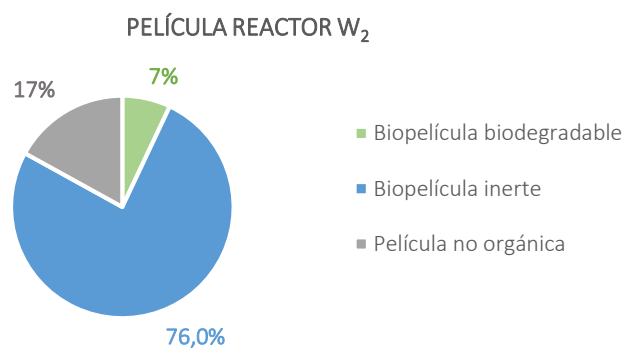


Figura 7.49. Composición de la película formada a tiempo de simulación 1575 días en el reactor W_2 . Simulación 3 - 3 reactor.

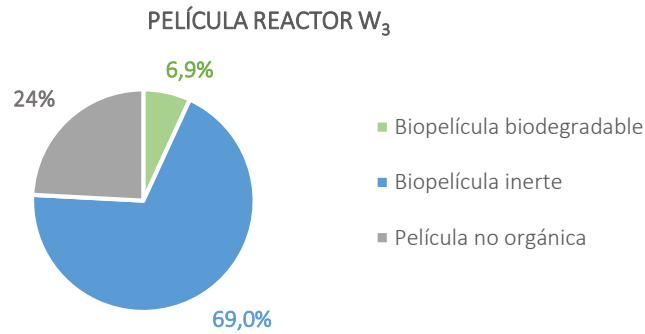


Figura 7.50. Composición de la película formada a tiempo de simulación 1575 días en el reactor W₃. Simulación 3 - 3 reactor.

7.2.4.4. SIMULACIÓN 4: INCORPORACIÓN DE LA ET₀

La última simulación pretende ser una comprobación de la variable ET₀ y en su caso una mejora futura del modelo a la hora de llevar a cabo próximas investigaciones.

Se ha obtenido, que considerando un caudal externo con valor la serie de datos registrada de ET₀ en la estación meteorológica de Bélgida, la eliminación de contaminantes del modelo en general desciende como media un 8,6%. No es un valor extremadamente importante, pero la ET₀ no es una variable despreciable en este sistema, por lo tanto, se incorporará al modelo definitivo.

8. CONCLUSIONES

En el presente apartado se recogen las conclusiones fundamentales extraídas de la totalidad del trabajo, tanto del diagnóstico de calidad desarrollado en el apartado 6 como del modelo matemático desarrollado en el apartado 7.

Por un lado, en cuanto al diagnóstico de calidad:

- El sistema de depuración actual de Carrícola muestra unos rendimientos de eliminación importantes y suficientes para cumplir con los requisitos de vertido definidos por la Confederación Hidrográfica del Júcar, de DQO, DBO₅ y SST.
- Por el contrario, el sistema apenas tiene la capacidad de eliminar nitrógeno y fósforo. Con el sistema actual no se pueden conseguir condiciones de nitrificación y desnitrificación sucesivas y por lo tanto no es capaz de eliminar el amonio (NH₄⁺) presente en el agua a tratar. La eliminación de N_T es significativa pero no sería suficiente en el caso de que se tuviera que verter a zona sensible y la de P_T no es significativa ya que tampoco se dispone de un material adsorbente concreto para eliminar fosfatos (PO₄³⁻).
- La constante cinética de primer orden K_A del HAFSSH supera el valor mínimo definido por García y Corzo (2008) de 0,08, y por lo tanto se asegura un adecuado funcionamiento del humedal en la eliminación tanto de DBO₅ como de DQO y SST.
- La constante de primer orden K_A del HAFSSV es inferior a dicho valor, pero cabe destacar que se trata de un elemento de afino al cual las concentraciones de llegada son tan bajas que la velocidad de eliminación es muy inferior a la del HAFSSH.

Por otro lado, en cuanto al modelo implementado:

- Se ha comprobado que implementando el tradicional modelo ASM (Modelo de Fangos Activados) junto a un submodelo biopelícula, con volumen útil completamente mezclado, se consigue representar adecuadamente el funcionamiento de un elemento de depuración secundaria como es el humedal artificial de flujo subsuperficial horizontal de Carrícola.
- Con el modelo de partida, con un solo compartimento definido, se ha demostrado algo ya conocido para los humedales de flujo subsuperficial: las bacterias anaerobias son las principales protagonistas en la degradación de la materia orgánica.
- El modelo original también permite determinar el grado de colmatación del humedal en un determinado instante de tiempo.
- La simulación 1, funcionamiento hidráulico del sistema en flujo pistón, no muestra una mejora considerable en la representación de la realidad a la vista de los resultados de la calibración. Además, el coste computacional aumenta en tres veces el del modelo de partida, con un solo reactor.
- No obstante, las utilidades del modelo desarrollado en la simulación 1 son su capacidad de simular con mayor exactitud el desarrollo de las bacterias en las diversas zonas del humedal, a lo largo de su longitud, y que permite calcular el grado de colmatación en los distintos tercios del mismo.

- La simulación 2, en la que se ha duplicado la población, demuestra que el humedal sería capaz de eliminar de forma suficiente DQO y SST pero habría que disponer de algún elemento auxiliar para conseguir alcanzar el requisito de vertido de la DBO₅. Destacar que se dispone del HAFSSV como elemento de afino tras el HAFSSH. Si la acción de este no fuera suficiente, para cumplir el requisito de vertido de DBO₅ en la EDAR, una solución sería disponer de unas pequeñas bombas de aireación con funcionamiento solar conectadas a los tubos de registro del HAFSSH.

- La simulación 3 prevé que en algo más de nueve años, desde la puesta en servicio de la EDAR de Carrícola, la totalidad del humedal estará colmatado y que en aproximadamente cuatro años el primer tercio estará prácticamente inactivo. Conocer estos datos permite anticiparse a dicha situación y gestionar de manera eficiente el desarrollo del sistema; por ejemplo se puede planificar la reposición de las gravas de forma gradual en esos nueve años.

- Por último, con ayuda de la simulación 4 se ha podido comprobar que la variable ET₀ no es despreciable para este modelo. Su introducción no supone una variación mayor al 10% en los procesos, pero en próximos desarrollos del mismo será considerada.

9. REFERENCIAS

- Akratos, C.S., Papaspyros, J.N.E. & Tsihrintzis, V.A. (2008). An artificial neural network model and design equations for BOD and COD removal prediction in horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Chemical Engineering Journal*. 143 (1-3). p. pp. 96-110.
- Akratos, C.S., Papaspyros, J.N.E. & Tsihrintzis, V.A. (2009a). Artificial neural network use in ortho-phosphorus removal prediction in horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Biosystems Engineering*. 102 (2). p. pp. 190-201.
- Ansola, G., González, J. M., Cortijo, R., & de Luis, E. (2003). Experimental and full-scale pilot plant constructed wetlands for municipal wastewaters treatment. *Ecological Engineering*, 21 (1), 43-52.
- APHA, 1991. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 17th ed. American Publish Health Association, Washington, DC, USA.
- Arroyo, P., Blanco, I., Cortijo, R., De Luis Calabuig, E. & Ansola, G. (2013). Twelve-Year Performance of Constructed Wetland for Municipal Wastewater Treatment: Water Quality Improvement, Metal Distribution in Wastewater, Sediments, and Vegetation. *Springer Science Business Media, Water Air Soil Pollut* (2013) 224:1762, doi 10.1007/s11270-013-1762-3.
- Brovelli, A., Baechler, S., Rossi, L. & Barry, D.A. (2009a). Comprehensive process-based modelling of sand filters and subsurface flow constructed wetlands. In: *3rd International Symposium on "Wetland Pollutant Dynamics and Control-WETPOL*. 2009, pp. 293-294.
- Brovelli, A., Malaguerra, F. & Barry D.A. (2007). Coupled flow and hydro-geochemical modelling for design and optimization of horizontal flow constructed wetlands. *2nd international symposium on wetland pollutant dynamics and control (WETPOL 2007)*. (ECOL-POSTER-2008-028).
- Brovelli, A., Malaguerra, F. & Barry, D.A. (2009 b). Bioclogging in porous media: Model development and sensitivity to initial conditions. *Environmental Modelling and Software*. 24 (5). p. pp. 611-626.
- Brovelli, A., Rossi, L. & Barry, D.A. (2009c). Mechanistic understanding and prediction of bioclogging in sand filters and subsurface flow constructed wetlands. *Proceedings of the 3rd conference on Wetland Pollution Dynamics and Control*. p. pp. 133-134.
- Brun, R., Kühni, M., Siegrist, H., Gujer, W. & Reichert, P. (2002). Practical identifiability of ASM2d parameters—systematic selection and tuning of parameter subsets. *Water Research*. 36 (16). p.pp. 4113–4127.
- CENTA (2007). Manual de tecnologías no convencionales para la depuración de aguas residuales. Capítulo IV. Humedales Artificiales. *Instituto del Agua de Andalucía*. Sevilla, España.
- Council of the European Communities, 1991. Urban wastewater treatment Directive 91/271/EEC. Official Journal of the European Communities, L135, 30 May, Brussels.

- Ferrer, J. y Seco, A. (2003). Tratamientos biológicos de aguas residuales. *Universidad Politécnica de Valencia*. Valencia, España.
- Ferrer, J. y Seco, A. (2005). Manual DESASS. Universidad Politécnica de Valencia. Valencia, España.
- Ferrer, J. y Seco, A. (2007). Tratamiento de aguas. Tomo 1: Introducción a los tratamientos de aguas. Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos. *Universidad Politécnica de Valencia*. Valencia, España.
- García, J., Aguirre, P., Mujeriego, R., Huang, Y., Ortiz, L., Bayona, J.M. (2004). Initial contaminant removal performance factors in horizontal flow reed beds for treating wastewater. *Water Res.* 38:1669-1678. <http://dx.doi.org.1016/j.watres.2004.01.011>
- García, J. y Corzo, A. (2008). Depuración con Humedales Construidos. Guía Práctica de Diseño, Construcción y Explotación de Sistemas de Humedales de Flujo Subsuperficial. *Universidad Politécnica de Cataluña*. Barcelona, España.
- Gargallo, S. (2017). Modelación de la calidad de las aguas en los humedales artificiales de flujo superficial (HAFS). Aplicación a los HAFS del Tancat de la Pipa en l'Albufera de València. *Universidad Politécnica de Valencia*. Valencia, España. Tesis Doctoral.
- Giraldi, D., de Michieli Vitturi, M. & Iannelli, R. (2010). FITOVERT: A dynamic numerical model of subsurface vertical flow constructed wetlands. *Environmental Modelling and Software*. 25 (5). p. pp. 633-640.
- Gómez Cerezo, R., Suárez, M.L., Vidal-Abarca, M.R. (2000). The performance of a multi-stage system of constructed wetlands for urban wastewater treatment in semiarid región of SE Spain. *Ecological Engineering* 16 (2001) 501 – 517.
- Henze, M., Grady Jr, C.P.L., Gujer, W., Marais, G.V.R. & Matsuo, T. (1987). Activated Sludge Model No. 1: IAWPRC Scientific and Technical Report No. 1. *IAWPRC*, London.
- Henze, M., Gujer, W., Mino, T. & Loosdrecht, M. van (2000). Iwa Task Group on Mathematical Modelling for Design.
- Hopkins, T. (1983). Quantitative analysis and simulation of Mediterranean coastal ecosystems: The Gulf of Naples, a case study. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization.
- ISO 6878-1:1986. Water quality. Determination of phosphorus. Part 1: Ammonium molybdate spectrometric method.
- ISO 7150-1:1984. Water quality. Determination of ammonium. Part 1: Manual spectrometric method.
- ISO 11905-1:1997. Water quality. Determination of nitrogen. Part 1: Method using oxidative digestion with peroxodisulfate.
- ISO 15705:2002. Water quality. Determination of the chemical oxygen demand index (ST-COD). Small-scale sealed-tube method.

- IWA (2000). Constructed wetlands for pollution control: processes, performance, design and operation. In: Kadlec RH, Knight RL, Vymazal J, Brix H, Cooper P, Haberl R, editors. *IWA scientific and Technical report*, vol. 8.
- Kadlec, R. H. & Knight, L. (1996). *Treatment Wetlands*.
- Kadlec, R.H. & Wallace, S.D. (2009) *Treatment Wetlands*. Second Edi. *CRC Press*.
- Langergraber, G. (2001). Development of a simulation tool for subsurface flow constructed wetlands. *Wiener Mitteilungen* 169, Vienna, Austria, 207p. ISBN 3-85234-060-8. Tesis Doctoral.
- Langergraber, G. & Simunek, J. (2005). Modelling Variably Saturated Water Flow and Multicomponent Reactive Transport in Constructed Wetlands. *Vadose Zone Journal*. 4 (4). p. p. 924.
- Langergraber, G. (2005). The role of the plant uptake on the removal of organic matter and nutrients in subsurface flow constructed wetlands: a simulation study. *Water Science And Technology*. 51 (9). p. pp. 213-223.
- Langergraber, G. (2007). Simulation of the treatment performance of outdoor subsurface flow constructed wetlands in temperate climates. 380. p. pp. 210-219.
- Langergraber, G. (2008). Modelling of Processes in Subsurface Flow Constructed Wetlands: A Review. *Vadose Zone Journal*. 7(2). p. p. 830.
- Langergraber, G., Rousseau, D.P.L., García, J. & Mena, J. (2009). CWM1: A general model to describe biokinetic processes in subsurface flow constructed wetlands. *Water Science and Technology*. 59 (9). p. pp. 1687-1697.
- Langergraber, G. & Simunek, J. (2012). Reactive Transport Modelling of Subsurface Flow Constructed Wetlands Using the HYDRUS Wetland Module. *Vadose Zone Journal*. 11 (2). p. p. 0.
- Llorens, E., Saaltink, M.W. & García, J. (2011a). CWM1 Implementation in RetrasoCodeBright: First results using horizontal subsurface flow constructed wetland data. *Chemical Engineering Journal*. 166 (1). p. pp. 224-232.
- Llorens, E., Saaltink, M.W., Poch, M. & García, J. (2011b). Bacterial transformation and biodegradation processes simulation in horizontal subsurface flow constructed wetlands using CWM1-RETRASO. *Bioresource Technology*. 102 (2). p. pp. 928-936.
- Mburu, N., Rousseau, D.P.L., van Bruggen, J.J.A., Thumbi, G., Llorens, E., García, J. & lens, P.N.L. (2013). Reactive transport simulation in a tropical horizontal subsurface flow constructed wetland treating domestic wastewater. *Science of the Total Environment*. 449. p. pp. 309-319.
- Mburu, N., Sanchez-Ramos, D., Rousseau, D.P.L., van Bruggen, J.J.A., Thumbi, G., Stein, O.R., Hook, P. B. & Lens, P.N.L. (2012). Simulation of carbon, nitrogen and Sulphur conversion in batch-

- operated experimental wetland mesocosms. *Ecological Engineering*. 42. p. pp. 304-315.
- Meyer, D., Chazarenc, F., Claveau-Mallet, D., Dittmer, U., Forquet, N., Molle, P., Morvannou, A., Petitjean, a., Samsó, R., Scholz, M., Soric, A. & Langergraber, G. (2014). Modelling constructed wetlands: Scopes and aims – a comparative review. *Ecological Engineering*. 80. p. pp. 205-213.
- National Research Council (1990). Groundwater Models. Scientific and Regulatory Applications. Washington, DC: *National Academies Press*.
- Ortega de Miguel, E., Ferrer, Y., Salas, J. J., y Aragón, C. (2010). Manual para la implantación de sistemas de depuración en pequeñas poblaciones. Ed. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid, España. (p.455).
- Pálffy, T.G. & Langergraber, G. (2014). The verification of the constructed wetland model No. 1 implementation in HYDRUS using column experiment data. *Ecological Engineering*. 68 81). p. pp. 105-115.
- Petersen, E.E. (1965). Chemical reaction analysis. Prentice Hall.
- Puigagut, J., Villaseñor, J., Salas, J. J., Bécare, E. & García, J. (2007). Subsurface-flow constructed wetlands in Spain for the sanitation of small communities: A comparative study. *Ecological Engineering*, 30(4), 312-319, <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2007.04>
- Real Decreto 509/1996. Normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas. Ministerio de Obras Públicas, Transportes y Medio Ambiente, 29 de marzo de 1996, España.
- Reichert, P. (1998). AQUASIM 2.0 - User Manual. Computer Program for the Identification and Simulation of Aquatic Systems. Dubendorf: *Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology (EAWAG)*.
- Samsó, R. & García, J. (2013). BIO_PORE, a mathematical model to simulate biofilm growth and water quality improvement in porous media: Application and calibration for constructed wetlands. *Ecological Engineering*. 54. p. pp. 116-127.
- Samsó, R. & García, J. (2013). Bacteria distribution and dynamics in constructed wetlands based on modelling results. *Science of the Total Environment*. 461-462. p. pp. 430-440.
- Samsó, R., Meyer, D. & García J. (2014). Subsurface Flow Constructed Wetland Models: Review and Prospects. In: *The Role of Natural and Constructed Wetlands in Nutrient Cycling and Retention on the Landscape*. Springer, pp. 149-174.
- Samsó, R. (2014). Numerical Modelling of Constructed Wetlands for wastewater treatment. *Universidad Politécnica de Cataluña*. Barcelona, España. Tesis Doctoral.
- Sanchez-Ramos, D., Agulló, N., Samsó, R., García, J. (2017). Effect of key design parameters on bacteria community and effluent pollutant concentrations in constructed wetlands using mathematical models. *Science of the Total Environment*, 0048-9697. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.014>

UNE-EN 872:2006. Calidad del agua. Determinación de los sólidos en suspensión. Método de filtración por filtro de fibra de vidrio.

UNE-EN ISO 7027:2001. Calidad del agua. Determinación de la turbidez. (ISO 7027:1999).

UNE 77034:2002. Calidad del agua. Determinación de los sólidos en suspensión fijos y volátiles.

Verhoeven, J. T. A. & Meuleman, A. F. M. (1990). Wetlands for wastewater treatment: opportunities and limitations. *Ecological Engineering*, 12(1), 5 – 12.

Vymazal, J. (2002). The use of sub-surface constructed wetlands for treatment in Czech Republic: 10 years experience. *Ecological Engineering*, 18(5), 633-46.

Vymazal, J. (2007). Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of the Total Environment*, 380(1-3), 65-78.